

ISSN 1000-0933

CN 11-2031/Q

# 生态学报

## Acta Ecologica Sinica



第34卷 第4期 Vol.34 No.4 **2014**

中国生态学学会  
中国科学院生态环境研究中心  
科学出版社

主办  
出版



中国科学院科学出版基金资助出版

# 生态学报

(SHENGTAI XUEBAO)

第 34 卷 第 4 期      2014 年 2 月      (半月刊)

## 目 次

### 前沿理论与学科综述

- 富营养化湖泊溶解性有机碳生物可利用性研究进展 ..... 叶琳琳,孔繁翔,史小丽,等 (779)
- 黄河下游平原农业景观中非农生境植物多样性 ..... 卢训令,梁国付,汤 茜,等 (789)

### 个体与基础生态

- 锰胁迫对杠板归细胞超微结构的影响 ..... 王 钧,邬 卉,薛生国,等 (798)
- 不同渗氧能力水稻品种对砷的耐性和积累 ..... 吴 川,莫竞瑜,薛生国,等 (807)
- 弱光下水分胁迫对不同产地披针叶茴香幼苗生理特性的影响 ..... 曹永慧,周本智,陈双林 (814)
- 不同分枝数对桑树幼苗生长发育的影响 ..... 郇慧慧,胥 晓,刘 刚,等 (823)
- 斑膜合垫盲蝽若虫在国槐上的空间分布型及抽样技术 ..... 朱惠英,沈 平,吴建华,等 (832)
- 连作苹果园土壤真菌的 T-RFLP 分析 ..... 尹承苗,王功帅,李园园,等 (837)
- 棉隆对苹果连作土壤微生物及平邑甜茶幼苗生长的影响 ..... 刘恩太,李园园,胡艳丽,等 (847)
- 两株具有芫降解功能的植物内生细菌的分离筛选及其特性 ..... 孙 凯,刘 娟,李 欣,等 (853)

### 种群、群落和生态系统

- 温度对柑橘始叶螨实验种群生长发育繁殖的影响 ..... 李迎洁,王梓英,张国豪,等 (862)
- 高原鼠兔有效洞穴密度对青藏高原高寒草甸群落植物生态位的影响 ..... 贾婷婷,毛 亮,郭正刚 (869)
- 三工河流域琵琶柴群落特征与土壤因子的相关分析 ..... 赵学春,来利明,朱林海,等 (878)
- 岷江干旱河谷造林对土壤微生物群落结构的影响 ..... 王卫霞,罗 达,史作民,等 (890)
- 滩涂围垦和土地利用对土壤微生物群落的影响 ..... 林 黎,崔 军,陈学萍,等 (899)
- 福寿螺对稻田水生植物群落结构的影响 ..... 赵本良,章家恩,戴晓燕,等 (907)
- 4 种木本植物在潜流人工湿地环境下的适应性与去污效果 ..... 陈永华,吴晓芙,郝 君,等 (916)
- 基于静态箱式法和生物量评估海北金露梅灌丛草甸碳收支 ..... 李红琴,李英年,张法伟,等 (925)
- 初始 pH 值对碱性和酸性水稻土微生物铁还原过程的影响 ..... 吴 超,曲 东,刘 浩 (933)

### 景观、区域和全球生态

- 库姆塔格柽柳沙包年层稳定碳同位素与气候环境变化 ..... 张锦春,姚 拓,刘长仲,等 (943)

### 资源与产业生态

- 大棚甜瓜蒸腾规律及其影响因子 ..... 张大龙,常毅博,李建明,等 (953)
- 盐胁迫下荒漠共生植物红砂与珍珠的根茎叶中离子吸收与分配特征 ..... 赵 昕,杨小菊,石 勇,等 (963)
- 普通鹿蹄草品质与根际和非根际土壤的关系 ..... 耿增超,孟令军,刘建军 (973)

作物种植前后土壤有机质及养分因子的空间变异分析 ..... 方 斌,吴金凤 (983)

### 城乡与社会生态

城市河流健康评价指标体系构建及其应用 ..... 邓晓军,许有鹏,翟禄新,等 (993)

西藏生态足迹与承载力动态分析..... 安宝晟,程国栋 (1002)

### 研究简报

三峡库区岸坡消落带草地、弃耕地和耕地土壤微生物及酶活性特征 ..... 马 朋,李昌晓,雷 明,等 (1010)

盐胁迫对2种栎树苗期生长和根系生长发育的影响..... 王树凤,胡韵雪,孙海菁,等 (1021)

恒温和变温驯化对大蟾蜍蝌蚪热耐受性的影响 ..... 王立志 (1030)

### 学术信息与动态

国际生物土壤结皮研究发展态势文献计量分析..... 贺郝钰,侯春梅,迟秀丽,等 (1035)

期刊基本参数:CN 11-2031/Q \* 1981 \* m \* 16 \* 264 \* zh \* P \* ¥90.00 \* 1510 \* 30 \* 2014-02



**封面图说:** 大蟾蜍蝌蚪群——大蟾蜍别名癞蛤蟆,体长达10cm以上,身体肥胖,四肢短,步态及齐足跳的姿势具特征性。其背部皮肤厚而干燥,通常有疣,呈黑绿色,常有褐色花斑,趾间具蹼。毒腺在背部的疣内,受惊后毒腺分泌或射出毒液。大蟾蜍早春在水中繁殖,可迁移至1.5km外或更远的适合繁殖的池塘,产卵量很大,产卵数天后蝌蚪即可孵出,1—3个月后发育为蟾。大蟾蜍常作为实验动物或药用动物,其耳后腺和皮肤腺的白色分泌物可制成“蟾酥”,可治疗多种疾病。研究表明,大蟾蜍蝌蚪最高逃避温度和最高致死温度比最适温度产生的影响要大。

彩图及图说提供: 陈建伟教授 北京林业大学 E-mail: cites.chenjw@163.com

DOI: 10.5846/stxb201210091394

吴超, 曲东, 刘浩. 初始 pH 值对碱性和酸性水稻土微生物铁还原过程的影响. 生态学报, 2014, 34(4): 933-942.

Wu C, Qu D, Liu H. Effect of initial pH value on microbial Fe(III) reduction in alkaline and acidic paddy soils. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(4): 933-942.

## 初始 pH 值对碱性和酸性水稻土微生物 铁还原过程的影响

吴 超, 曲 东\*, 刘 浩

(西北农林科技大学 资源环境学院, 杨凌 712100)

**摘要:** 酸碱度(pH 值)是水稻土铁还原过程的重要影响因素之一。通过模拟水稻土淹水厌氧培养,以  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  和  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  溶液分别调节碱性和酸性水稻土 pH 值至强酸性(pH 值 $<5.0$ )、酸性(pH 值  $5.0-6.5$ )、中性(pH 值  $6.5-7.5$ )、碱性(pH 值  $7.5-8.5$ )、强碱性(pH 值 $>8.5$ ),以此来研究 5 种初始 pH 值对水稻土泥浆铁还原过程的影响;通过微生物群落厌氧培养研究了 2 种水稻土菌悬液在 6 种 pH 值条件下的铁还原能力差异。结果表明,碱性水稻土铁还原潜势( $a$ )、最大铁还原速率( $V_{\max}$ )随初始 pH 值的降低而下降,而达到最大铁还原速率所需的时间( $T_{V_{\max}}$ )则延长。提高酸性水稻土初始 pH 值使铁还原  $V_{\max}$  增加而  $T_{V_{\max}}$  缩短,但土壤中无定形氧化铁均能还原,初始 pH 值与  $V_{\max}$  具有显著正相关关系。碱性和酸性水稻土的土壤菌悬液在试验 pH 值范围内厌氧培养,其铁还原能力在培养初期差异不显著,但培养后期的差异明显,且最终都能把培养液中氧化铁完全还原。随着初始 pH 值升高  $T_{V_{\max}}$  延长,  $V_{\max}$  则降低,且均显著负相关,但碱性水稻土微生物群落的  $V_{\max}$  在 pH 值 6.00 时最大。初始 pH 值和土壤类型对水稻土铁还原过程具有显著影响,且对土壤菌悬液微生物群落的铁还原具有一定影响。

**关键词:** 初始 pH 值;水稻土;异化铁还原;泥浆和土壤菌悬液厌氧培养

## Effect of initial pH value on microbial Fe(III) reduction in alkaline and acidic paddy soils

WU Chao, QU Dong\*, LIU Hao

College of Natural Resources and Environment, Northwest Agriculture and Forestry University, Yangling, Shaanxi 712100, China

**Abstract:** The pH value is one of the most important factors affecting iron reduction in paddy soils. The objective of this study was to determine how changes in initial pH affected iron reduction in paddy soils from Jilin (JL) and Jiangxi (JX) provinces. Anaerobic incubations were conducted using (1) soil slurries and (2) mixed microbial cultures that had been isolated from each soil type. The pH value of the alkaline JL samples was reduced with  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ . The pH value of the acidic JX samples was increased using  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ . The pH values of the soil slurries were strongly acidic (pH $<5.0$ ), acidic (pH  $5.0-6.5$ ), neutral (pH  $6.5-7.5$ ), alkaline (pH  $7.5-8.5$ ), and strongly alkaline (pH  $>8.5$ ). The mixed microbial cultures were incubated in medium with pH ranging between 4.84-10.51. The Fe(II) concentration and pH value of the samples were measured at regular intervals. A logistic model was used to analyze the characteristics of Fe(III) reduction. The results showed that iron reduction potential and the maximum rate of iron reduction decreased as the initial pH value decreased. The time to reach the maximum rate of iron reduction increased as the initial pH value of the JL soil slurry declined. The maximum rate of iron reduction in the JL slurry decreased by nearly 50% as the pH value decreased, declining from  $(0.05\pm 0.00) \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  at pH 10.51 to  $(0.02\pm 0.00) \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  at pH 7.00. All amorphous iron oxides

基金项目:国家自然科学基金面上资助项目(40971158,41171204)

收稿日期:2012-10-09; 修订日期:2013-03-04

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: dongqu@nwsuaf.edu.cn

were reduced in the JX paddy soils, although the maximum rate of iron reduction increased and the time to reach the maximum rate of iron reduction decreased as the initial pH increased. The maximum rate of iron reduction in the JX soil was highest ( $(0.46 \pm 0.04) \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ) and the time to reach the maximum rate of iron reduction was shortest ( $(3.65 \pm 0.21) \text{ d}$ ) at pH 8.19. There was a highly significant positive correlation between the maximum rate of iron reduction and the initial pH value of both soils (JL  $r = 0.897$ ,  $P = 0.000$ ; JX  $r = 0.903$ ,  $P = 0.000$ ). Mixed microbial cultures from both the JL and JX soil reduced all ferric iron, regardless of the initial pH value. It finally indicated that the iron reducing ability of microbial communities from both paddy soils were similar during the early stages of incubation but became different during the later stages. This observation provided support for the idea that facultative iron-reducing bacteria contribute to iron reduction in paddy soils. In the mixed cultures, the initial pH value increased. This was especially evident in the JX soil where the time to reach the maximum rate of iron reduction increased nearly six-fold, from  $(7.49 \pm 0.03) \text{ d}$  at pH 4.84 to  $(45.2 \pm 0.3) \text{ d}$  at pH 10.51. The maximum rate of iron reduction by the JL microbial community was negatively correlated with the initial pH value ( $r = -0.838$ ,  $P = 0.000$ ). The maximum rate of iron reduction was highest at pH 6.00. The maximum rate of iron reduction by the JX microbial communities was highest at pH 4.84. There was a significantly negative correlation between the maximum rate of iron reduction and the initial pH value of the JX microbial community ( $r = -0.913$ ,  $P = 0.000$ ). In conclusion, the effect of initial pH and soil type on iron reduction was significant in paddy soils. The initial pH has a certain influence on microbial communities and soil components.

**Key Words:** initial pH; paddy soils; dissimilatory iron reduction; anaerobic incubation of slurry and microbial communities

异化铁还原是指微生物将外部的  $\text{Fe}(\text{III})$  作为电子受体,将  $\text{Fe}(\text{III})$  还原成  $\text{Fe}(\text{II})$  的过程,该过程自然地发生在土壤、水体沉积物和地下环境,是极其重要的地球化学过程之一<sup>[1]</sup>。异化铁还原过程被证实不仅对铁循环产生重要的影响,而且还和稻田土中氮磷等养料的分布、有机物的分解转化以及重金属的迁移转化有着紧密的联系。pH 值是影响异化铁还原的重要因素之一<sup>[2]</sup>,不但会直接影响稻田土中  $\text{Fe}(\text{III})$  溶解度及各氧化还原体系间的化学反应<sup>[3]</sup>,而且还会影响微生物生长和形态,及其代谢过程中的酶活性<sup>[4]</sup>。此外,土壤 pH 值也是全球范围内细菌多样性和群落结构的重要决定因子<sup>[5]</sup>。过往的研究多集中报道中性环境中异化铁还原过程及相关微生物的生长情况,如陈秦等<sup>[6]</sup>研究表明渤海沉积物中微生物群落在中性条件下  $\text{Fe}(\text{III})$  还原能力最强,pH 过低或过高都会降低其  $\text{Fe}(\text{III})$  还原能力。近些年越来越多的研究发现,在过低或过高的 pH 值环境中都有铁还原微生物的存在<sup>[2,7-12]</sup>,如 *Acidiphilium cryptum* JF-5 能够在酸性沉积物中发挥铁还原功能<sup>[7]</sup>;嗜碱性厌氧铁还原菌新种 *Alkaliphilus Anaerobic* sp. nov. 的最适 pH 值为 9.4<sup>[12]</sup>。

然而,现有的研究多限于微生物纯培养,关于泥

浆培养和混合培养体系中铁还原过程与 pH 值关系的报道却相当少见。仅见朱超<sup>[13]</sup>利用  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  调低四川水稻土 pH 值与浙江水稻土进行比较测定泥浆中地杆菌和厌氧粘细菌丰度差异。本研究望通过泥浆培养和混合培养体系综合比较不同初始 pH 对水稻土铁还原过程的影响;模拟水稻土淹水过程,利用  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  调低碱性水稻土 pH 值及  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  调高酸性水稻土 pH 值,研究不同初始 pH 值对水稻土泥浆中铁还原过程的影响;利用混合培养体系研究微生物群落铁还原能力对不同初始 pH 值的响应。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试土壤

供试水稻土分别采自吉林省松原市前郭尔罗斯县查干花镇(N 44° 34' 29", E 124° 05' 22", 用 JL 表示),属于北方水稻土分散区,东北半湿润早熟单季稻作带;江西省宜春市靖安县香田乡黄垅村(N 28° 49' 43", E 115° 20' 59", 用 JX 表示),属于南方水稻土集中分布地区,华中湿润单/双季稻作区<sup>[3,14]</sup>。在水稻收割后分别采集稻田 0—20 cm 的耕层土壤,拣去植物残体,自然风干,磨细,过 1 mm 土壤筛,存储于塑料容器中备用。供试 JL、JX 水稻土的基本性质分别如下:土壤 pH 10.51、4.84;有机质含量 6.42、13.86

g/kg;全氮 0.81、2.07 g/kg;全磷 0.21、0.35 g/kg;全钾 17.84、40.70 g/kg;游离铁 2.98、6.48 g/kg;无定形铁 0.46、1.94 g/kg。

### 1.2 水稻土初始 pH 的调节

配置 100 mmol/L 的  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 、 $\text{Na}_2\text{CO}_3$  溶液为标准储备液,将标准储备液逐级稀释,浓度依次为 95、90、85、80、75、70、65、60、55、50、45、40、35、30、25、20、15、10、5、4、3、2、1 mmol/L。分别称取 5.0000 g JL 若干份至 12 mL 血清瓶中,加入 5 mL 不同浓度的  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  溶液,涡旋 2 min,静置 30 min,测定 pH 值,平行 3 份。同理,添加  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  溶液至 JX 中。绘制 pH 值随  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  与  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  添加量(用  $\Delta$  表示)的变化趋势,根据趋势线找出达到目的 pH 值所需的调节剂添加量,记为估算值。泥浆培养试验的目的 pH 值根据估算值前后波动进行试验测定进一步确定。

### 1.3 土壤菌悬液制备

分别称取 12.0000 g 风干过筛( $<1$  mm)的 JL 和 JX 各一份,置于 25 mL 血清瓶中,添加无菌水 12 mL,充  $\text{N}_2$  除  $\text{O}_2$ ,用橡胶盖及铝盖密封,于 30 °C 恒温避光培养,淹水 7 d 后进行土壤菌悬液提取。制备菌悬液时,添加无菌水 96 mL,无损失地转移到离心管中,于 30 °C 下,在 FUMA 恒温培养摇床 QYC-200 中以 180 r/min 振荡浸提 1 h 后,于 ZONKIA KDC-40 低速离心机中以 1000 r/min 离心 10 min,收集悬浊液为土壤菌悬液。

### 1.4 厌氧培养试验及分析指标测定方法

泥浆培养试验:称取风干过筛( $<1$  mm)的 JL 5.0000 g 数份至 12 mL 血清瓶中,根据我国土壤酸碱度的分级标准<sup>[3]</sup>,分别添加不同浓度的  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  溶液 5 mL,将水稻土的初始 pH 依次调节成强酸性(pH 值 $<5.0$ ,标识“-2”)、酸性(pH 值 5.0—6.5,标识“-1”)、中性(pH 值 6.5—7.5,标识“0”)、碱性(pH 值 7.5—8.5,标识“1”)、强碱性(pH 值 $>8.5$ ,标识“2”)。设置添加无  $\text{CO}_2$  水为对照。同 JL 处理设置,使用  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  溶液提高 JX 初始 pH 值进行试验。

土壤菌悬液培养试验:于 7 mL 血清瓶中添加 1 mL 人工合成的 3.551 g/L  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  悬浊液为唯一电子受体,1 mL 0.25 mol/L 葡萄糖作为唯一碳源,不同的 0.1 mol/L 的 N 或 0.025 mol/L 的 P 缓冲液各 1 mL 及 1 mL 水稻土菌悬液。缓冲体系 pH 值依次为

6.00、7.00、8.00、9.00,且设置两个水稻土的初始 pH 值 4.84 (JX) 和 10.51 (JL) 为对照。实验 pH 值 4.84—8.00 采用磷酸盐缓冲体系,pH 值 9.00—10.51 采用铵盐缓冲体系<sup>[15]</sup>。

培养体系中物质添加完毕之后,充  $\text{N}_2$  除  $\text{O}_2$ ,用橡胶盖及铝盖密封,置于 30 °C 恒温箱中避光培养。于培养的第 0、1、3、5、7、10、13、16、20、25、30、35、40、50、60 d 在同一处理中随机选取样品采样,用邻菲罗啉比色法<sup>[16-18]</sup>测定  $\text{Fe}(\text{II})$  浓度,玻璃电极电位法测定 pH 值。

### 1.5 数据分析方法

Origin 8.0 用于数据统计与绘图。Curve Expert 1.3 用于拟合回归分析,铁还原特征用 Logistic 方程,表达式:

$$y = a / (1 + be^{-cx})$$

式中, $y$  为不同时刻的  $\text{Fe}(\text{II})$  质量分数或浓度; $x$  为反应时间;参数  $a$  表征  $\text{Fe}(\text{III})$  还原的最大潜势,即  $\text{Fe}(\text{II})$  最大累积量; $c$  表征反应速率常数; $0.25ac$  表征  $\text{Fe}(\text{III})$  最大还原速率( $V_{\max}$ ); $\ln b/c$  表征最大还原速率对应的时间( $T_{V_{\max}}$ )<sup>[19]</sup>。

选取  $V_{\max}$  作为铁还原过程的特征指标,用 SPSS 16.0 统计软件进行初始 pH 值与土壤泥浆或菌悬液对铁还原过程的影响的双因素方差分析,基于欧式距离的距离相关分析,以及初始 pH 值与铁还原过程的 Pearson 相关分析。

## 2 结果与分析

### 2.1 pH 值调节剂用量与水稻土 pH 值的关系

在试验所选取的 pH 值调节剂用量范围内,JL 的 pH 值随  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  的添加逐渐降低;JX 的 pH 值随  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  的添加而增加(图 1)。由变化趋势及试验再次确定可得,往每克 JL 干土中添加  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  1.7107、3.4214、17.1068、51.3204 mg, JL 的 pH 值可相应变成 8.47 (JL1)、7.63 (JL1')、6.85 (JL0)、6.10 (JL-1)。每克 JX 干土添加  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  1.0599、3.1797、6.3593、9.5390 mg 时,其 pH 值依次成 5.90 (JX-1)、7.27 (JX0)、8.19 (JX1)、9.17 (JX2)。

### 2.2 调节淹水初始 pH 值对水稻土铁还原过程的影响

降低初始 pH 值后,JL 在培养过程中  $\text{Fe}(\text{II})$  含量及 pH 值变化如图 2 所示。培养周期内 JL 中

Fe(II)含量随时长增加,最终 Fe(II) 累积量随初始 pH 值的降低而减少,尤其在酸性条件下,Fe(II) 含量基本不变,仅为 0.47 mg/g 土(图 2)。初始 pH 值为强碱性时,JL 的 pH 值随时间先降低 20 d 后稳定于 9 左右,其余处理中 pH 值在培养 3—7 d 内均有

所增加而后降低并稳定在与初始 pH 值相应的酸碱度级别范围内。pH 值变化情况同 Ponnampereuma 等<sup>[20]</sup>的研究相一致。由此可见,降低 JL 的初始 pH 值不利于其铁还原过程的发生。

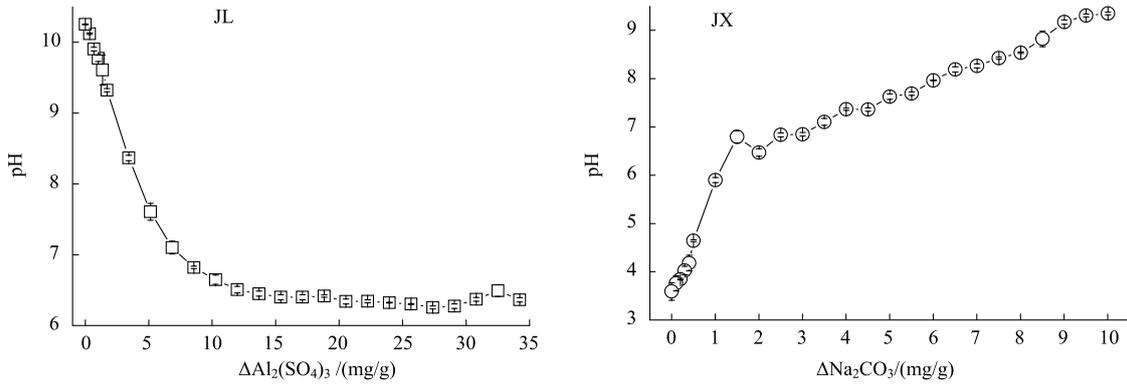


图1 供试水稻土 pH 值与 pH 值调节剂添加量的关系

Fig.1 Relationship between tested paddy soil pH value and additive amount of pH value regulators

JL: 吉林;JX:江西

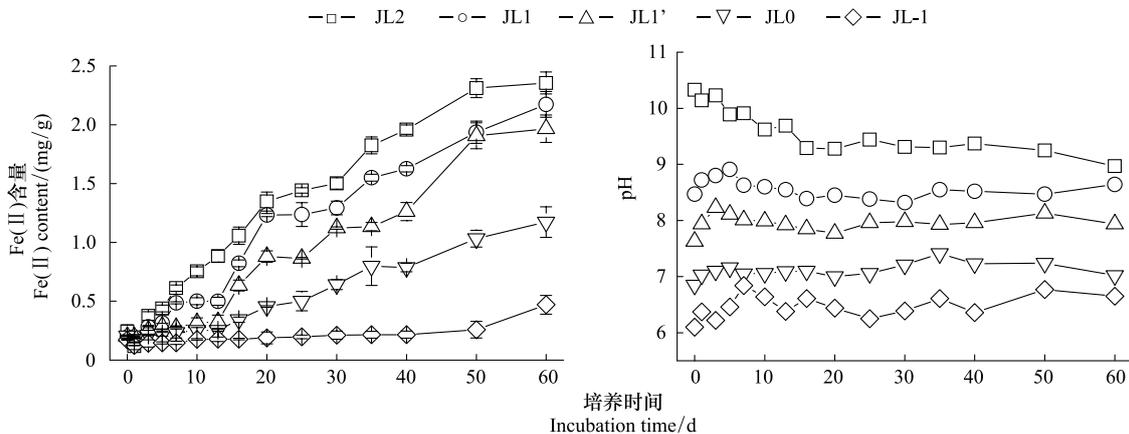


图2 降低初始 pH 值培养 60 天 JL 中 Fe(II) 含量及 pH 值的变化

Fig.2 Change of Fe(II) content and pH value decreasing pH value in JL incubated for 60 d

在淹水培养周期内,JX 各处理的 Fe(II) 含量均先上升后稳定,差异在于稳定时间和增加速度(图 3)。初始 pH 值为强酸性时,达到平衡所需时间和增加速度都比其余酸碱度处理落后且差异明显;随着初始 pH 增加,Fe(II) 含量增加速度越快且达到最大值所需时间越短,但是彼此差异不大。在培养周期内,各个处理的 pH 值随时间变化趋势如图 3 所示。培养过程中各处理的 pH 值均趋向于中性,这同 Ponnampereuma 等<sup>[20]</sup>的研究相一致。综上所述,JX 的铁还原过程在提高水稻土初始 pH 值后更活跃。

原 Fe(III) 的情况进行拟合(表 1)发现,除 JL-1 处理以外,Fe(II) 累积量与培养时间的相关系数均达 0.95 以上,由此说明不同初始 pH 值条件下,水稻土泥浆中 Fe(III) 还原过程随时间的变化曲线与 Logistic 模型的契合度较高。

由表 1 可知,JL 逐一降低初始 pH 值后,铁还原潜势( $a$ )、最大铁还原速率( $V_{max}$ )随初始 pH 值的降低而降低,相应达到最大铁还原速率所需的时间( $T_{V_{max}}$ )则随之延长。JL 在酸性条件下  $a$  值仅占水稻土无定形氧化铁含量的 56%,而其余 pH 值条件下  $a$  值均大于两种水稻土无定形氧化铁含量,由此可见

采用 Logistic 方程对两个土样调节初始 pH 后还

部分游离铁含量也被还原。JL 的  $V_{max}$  由强碱性时的  $0.05 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  降至中性时的  $0.02 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ , 约为原先的一半。依次提高 JX 初始 pH 值对其铁还原过程所造成的影响为  $V_{max}$  增加及  $T_{V_{max}}$  缩短, 但  $a$  值均在  $3.24\text{--}3.36 \text{ mg/g}$  之间, 说明水稻土无定形氧化铁均已还原。碱性条件下,  $V_{max}$  最大, 达到  $(0.46 \pm 0.04) \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ , 其  $T_{V_{max}}$  最短  $(3.6 \pm 0.2) \text{ d}$ 。在有交互作用的双因素方差分析模型中, 在 5% 的显著性水平下初始 pH 值 ( $P=0.000$ )、水稻土类型 ( $P=0.000$ ) 以及两者交互作用 ( $P=0.000$ ) 对  $V_{max}$  影响显著。

Pearson 相关性分析结果显示, 初始 pH 值与  $V_{max}$  的正相关关系显著 (JL  $r=0.897, P=0.000$ ; JX  $r=0.903, P=0.000$ )。JL 和 JX 的夹角余弦相似系数是  $0.677$ , 说明不同酸碱度条件下两个土样的变化规律相似。由基于欧式距离的不相似矩阵 (表 2) 可知,  $V_{max}$  在强酸性和酸性时不一致性较低, 中性和碱性及强碱性时差异亦较小, 但低于中性和大于及等于中性时不一致性较大, 酸性时和强碱性时差异最大。因此, 在试验 pH 值范围内, 初始 pH 值的提高能够明显促进水稻土铁还原过程的进行。

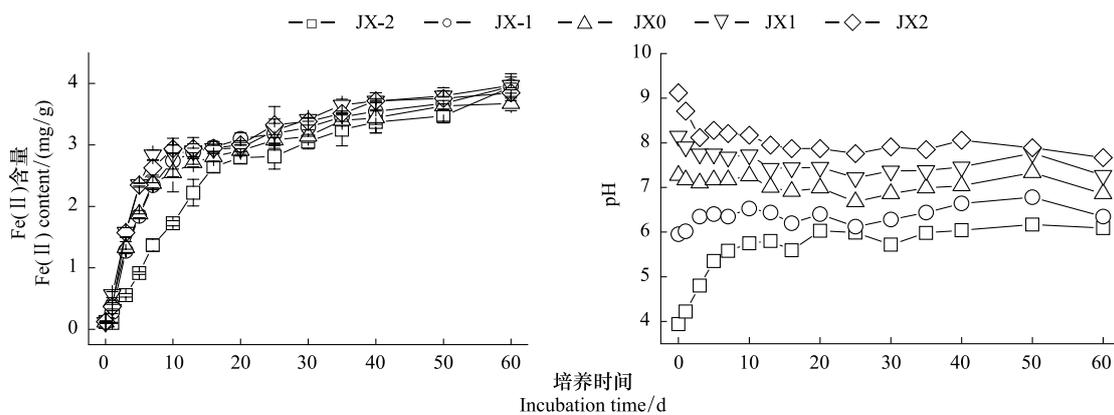


图 3 提高初始 pH 值培养 60dJX 中 Fe( II ) 含量及 pH 值的变化

Fig.3 Changes of Fe( II ) content and pH value by increasing pH value in JX incubated for 60 d

表 1 不同初始 pH 条件下水稻土泥浆中 Fe( III ) 过程的动力学拟合结果 ( $\bar{x} \pm s$ )

Table 1 Dynamic fitting results of Fe( III ) reduction in paddy soil slurry under different initial pH value conditions ( $\bar{x} \pm s$ )

处理 Treatments	Logistic 方程参数 Logistic model parameters				$V_{max}$ /( $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ )	$T_{V_{max}}$ /d
	$a$ /( $\text{mg/g}$ )	$b$	$c$ /d $^{-1}$	$r$		
JL 2	$2.37 \pm 0.02$	$6.19 \pm 0.04$	$0.09 \pm 0.00$	0.985	$0.05 \pm 0.00$	$20.1 \pm 0.5$
JL 1	$2.14 \pm 0.14$	$7.50 \pm 0.67$	$0.09 \pm 0.01$	0.983	$0.05 \pm 0.00$	$22.8 \pm 2.4$
JL1'	$2.30 \pm 0.26$	$9.95 \pm 1.30$	$0.07 \pm 0.00$	0.982	$0.04 \pm 0.00$	$32.7 \pm 4.0$
JL 0	$1.63 \pm 0.66$	$8.93 \pm 3.37$	$0.06 \pm 0.01$	0.980	$0.02 \pm 0.00$	$37.6 \pm 16.0$
JL-1	$0.26 \pm 0.03$	$0.85 \pm 0.26$	$0.04 \pm 0.02$	0.940	$0.00 \pm 0.00$	—
JX-2	$3.35 \pm 0.05$	$8.41 \pm 0.71$	$0.21 \pm 0.01$	0.981	$0.18 \pm 0.01$	$10.2 \pm 0.2$
JX-1	$3.37 \pm 0.06$	$7.00 \pm 0.79$	$0.38 \pm 0.04$	0.971	$0.32 \pm 0.04$	$5.1 \pm 0.4$
JX 0	$3.24 \pm 0.02$	$5.51 \pm 0.84$	$0.35 \pm 0.05$	0.965	$0.28 \pm 0.04$	$4.9 \pm 0.3$
JX 1	$3.36 \pm 0.04$	$7.39 \pm 0.66$	$0.55 \pm 0.05$	0.955	$0.46 \pm 0.04$	$3.6 \pm 0.2$
JX 2	$3.35 \pm 0.06$	$7.97 \pm 0.84$	$0.54 \pm 0.07$	0.963	$0.45 \pm 0.05$	$3.7 \pm 3.8$

“—”表示无拟合结果; JL: 吉林; JX: 江西

表 2 不同酸碱度条件下泥浆铁还原过程  $V_{max}$  的不相似矩阵

Table 2 Dissimilarity matrix of  $V_{max}$  in paddy slurry under different pH value conditions

	欧式距离 Euclidean Distance				
	强酸性 Strongly acidic	酸性 Acidic	中性 Neutral	碱性 Alkaline	强碱性 Strongly alkaline
强酸性 Strongly acidic	0.000				
酸性 Acidic	0.026	0.000			
中性 Neutral	0.172	0.177	0.000		
碱性 Alkaline	0.143	0.143	0.041	0.000	
强碱性 Strongly alkaline	0.284	0.287	0.113	0.144	0.000

### 2.3 水稻土微生物群落铁还原能力对不同 pH 值条件的响应

两种水稻土微生物群落不同 pH 值条件下 Fe(II) 累积量及 pH 值变化情况如图 4 所示。在培养周期结束时,除 JL 微生物群落在 pH 值 10.51 条件下最终 Fe(II) 浓度为  $(575.24 \pm 10.00) \mu\text{g/mL}$ ,其余处理中的 Fe(II) 浓度均在 689—724  $\mu\text{g/mL}$  范围内且铁还原率均达 100% 左右(图 4JL-A, JX-A)。25 d 前 JL 中的 Fe(II) 浓度增加缓慢且各处理趋势基本一致,而后各处理增加幅度出现差异:pH 值  $\leq 7.00$  时 JL 微生物群落还原铁的速度大于 pH 值  $> 7.00$  的铁还原速度,相应达到 Fe(II) 浓度最大值所需的时

间则 pH 值  $\leq 7.00$  条件下短。JX 微生物群落各 pH 值不同处理在培养前 5 d 增加缓慢且增加态势保持基本一致,5 d 后各处理之间出现差异。初始 pH 值 4.84 和 6.00 时,培养 5 d 后 Fe(II) 浓度迅猛增加,并于 20 d 左右达到极值;初始 pH 值 7.00 和 8.00 的两个处理在 16 d 前变化趋势保持一致,16 d 后 pH 值 7.00 的 Fe(II) 浓度增加幅度高于 pH 值 8.00,两个处理于 35 d 达到极值;pH 值 9.00 和 10.51 时 16 d 前增长态势相似,16 d 后 pH 值越高增加越平缓,但同时于 60 d 达到极值。由此可见来源于供试土壤的两种微生物群落介导的铁还原过程随初始 pH 值的增加而变缓。

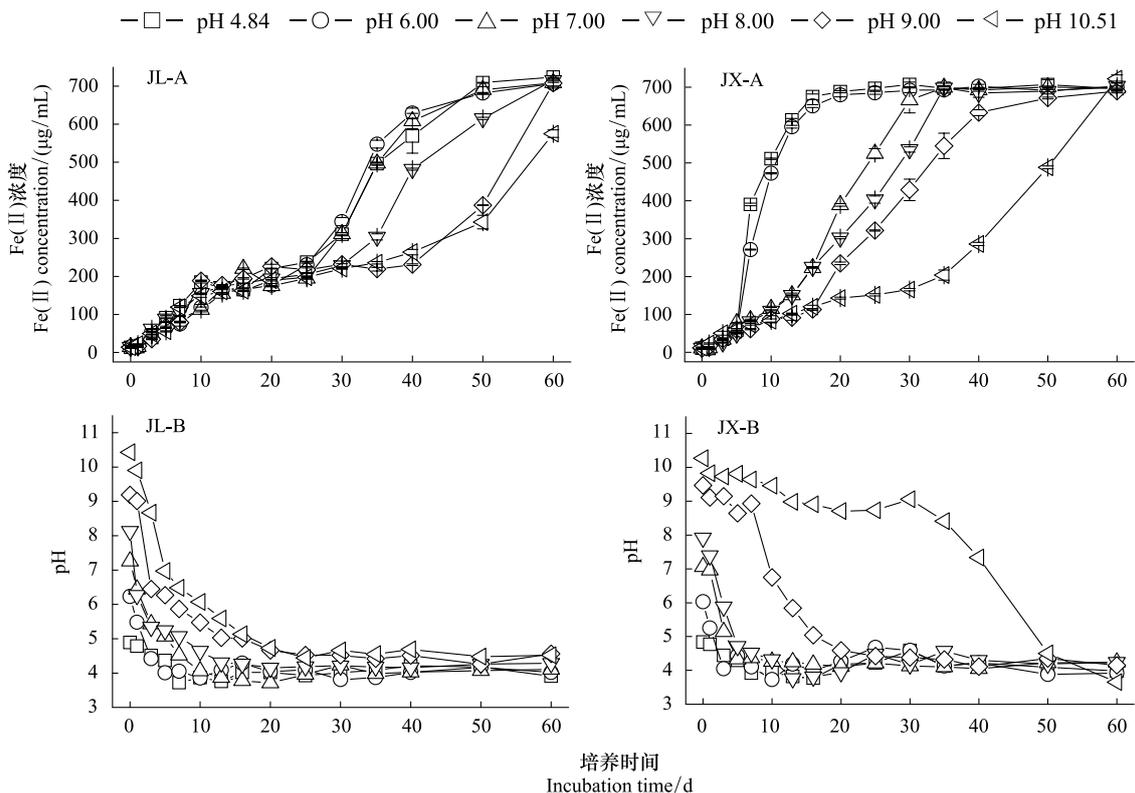


图 4 在不同初始 pH 值体系中培养 60 天 2 种水稻土菌悬液铁还原能力及 pH 值的变化

Fig.4 Changes of iron reduction ability of microbial communities and pH value in the two paddy soils during 60 d in different initial pH value systems

Fe(II) 浓度变化伴随着 pH 值的变化(图 4),各处理 pH 值均先下降后稳定于 4—5。JL 各处理趋于稳定的时间约为 25 d。JX 在 pH 值为 4.84—8.00 的稳定时间约为 16 d,pH 值 9.00 和 10.51 时培养体系的 pH 值 30 d 前基本稳定,30 d 后迅速降低,50 d 后稳定。这些时间的转折点与体系中相应的 Fe(II) 浓度增加趋势分歧点基本一致。

由 Logistic 拟合结果(表 3)可知,各处理的  $a$  值在 686.6—818.1  $\mu\text{g/mL}$  之间,占培养体系中总无定形氧化铁量(710.2  $\mu\text{g/mL}$ )的百分比即铁还原率为 96.7%—115.2%,由此可见在不同初始 pH 值条件下,来自两个水稻土的微生物群落最终都能把体系中的铁还原,区别在于过程中最大铁还原速率及其需要的时间。随着初始 pH 值升高  $T_{v_{max}}$  延长,在 JX

培养体系中尤为明显,  $T_{V_{\max}}$  从 pH 值 4.84 的 (7.49±0.03) d 延长至 pH 值 10.51 的 (45.2±0.3) d, 增加了近 6 倍。相反,  $V_{\max}$  则随着初始 pH 值的升高而降低。在有交互作用的双因素方差分析模型中, 在 5% 的显著性水平下初始 pH 值 ( $P=0.000$ )、水稻土微生物群落类型 ( $P=0.000$ ) 以及两者交互作用 ( $P=0.000$ ) 对  $V_{\max}$  影响极显著。JL 微生物群落的  $V_{\max}$  在 pH 值 6 时最大, 其  $V_{\max}$  与初始 pH 值呈显著性负相关 ( $r = -0.838, P=0.000$ )。JX 微生物群落在 pH 值 4.84 时  $V_{\max}$  最大, 且与初始 pH 值显著负相关 ( $r = -0.913, P=0.000$ )。JL 微生物群落和 JX 微生物群落的夹角

余弦相似系数是 0.898, 说明两种微生物群落的铁还原能力随初始 pH 值的变化情况相似。以初始 pH 值 4.84 为基础,  $V_{\max}$  的不一致性随 pH 值梯度增加而升高。pH 值 4.84 与 6.00 时的  $V_{\max}$  差异较小, 且与 pH 值为 7.00—10.51 时差异明显较大。pH 值 8.00 和 9.00 的不一致性最小, pH 值 4.84 和 10.51 的不一致性最大。因此, 在试验初始 pH 值范围内, 初始 pH 值对水稻土微生物群落铁还原能力存在明显的负面影响。JL 微生物群落在初始 pH 值 6.00 时铁还原能力最佳, JX 微生物群落则在 pH 值 4.84 时最佳。

表 3 不同初始 pH 值条件下水稻土微生物群落还原 Fe(III) 过程的动力学拟合结果

Table 3 Dynamic fitting results of Fe(III) reduction for microbial communities in paddy soil under different initial pH value

菌液来源 Microbial liquid sources	处理 Treatments	Logistic 方程参数/Logistic model parameters				$V_{\max}$ /( $\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ )	$T_{V_{\max}}$ /d	铁还原率% Iron reduction rate
		$a$ / ( $\mu\text{g}/\text{mL}$ )	$b$	$c/\text{d}^{-1}$	$r$			
JL	pH 4.84	818.1±8.1	16.32±0.77	0.09±0.00	0.986	17.9±0.5	31.93±0.71	115.2±1.1
	pH 6.00	750.4±6.4	28.24±1.63	0.12±0.00	0.990	21.6±0.5	29.06±0.24	105.7±0.9
	pH 7.00	781.8±12.8	22.55±1.57	0.10±0.00	0.985	19.8±0.6	30.73±0.78	110.1±1.8
	pH 8.00	747.7±6.2	15.62±0.14	0.08±0.00	0.988	14.8±0.1	34.73±0.08	105.3±0.9
	pH 9.00	773.4±9.3	14.44±0.48	0.06±0.00	0.972	12.0±0.2	42.89±0.29	108.9±1.3
	pH10.51	799.3±6.6	13.81±0.28	0.06±0.00	0.983	11.1±0.3	47.15±0.38	112.5±0.9
JX	pH 4.84	689.3±1.6	65.79±2.92	0.56±0.01	0.993	96.3±1.6	7.49±0.03	97.1±0.2
	pH 6.00	686.6±3.4	67.53±1.49	0.50±0.00	0.998	85.8±0.5	8.43±0.03	96.7±0.5
	pH 7.00	711.9±2.1	43.40±5.10	0.20±0.01	0.998	34.9±1.5	19.22±0.22	100.2±0.3
	pH 8.00	709.4±6.6	26.20±0.80	0.15±0.00	0.998	26.1±0.3	22.18±0.20	99.9±0.9
	pH 9.00	699.0±6.8	40.90±4.43	0.14±0.01	0.998	24.9±1.2	26.06±0.74	98.4±1.0
	pH10.51	751.2±11.0	21.60±0.75	0.07±0.00	0.993	12.8±0.2	45.15±0.31	105.8±1.6

表 4 不同 pH 值条件下微生物群落铁还原  $V_{\max}$  的不相似矩阵

Table 4 Dissimilarity matrix of microbial iron reduction  $V_{\max}$  under different pH value conditions

	欧式距离 Euclidean Distance					
	pH 4.84	pH 6.00	pH 7.00	pH 8.00	pH 9.00	pH 10.51
pH 4.84	0.000					
pH 6.00	11.137	0.000				
pH 7.00	61.416	50.903	0.000			
pH 8.00	70.220	60.023	10.102	0.000		
pH 9.00	71.625	61.614	12.668	3.019	0.000	
pH 10.51	83.757	73.714	23.744	13.827	12.132	0.000

### 3 讨论

#### 3.1 泥浆培养和混合培养体系中 pH 值的变化

酸性水稻土渍水后 pH 值迅速上升, 以后逐渐达到平衡; 中性水稻土 pH 值无明显变化; 微碱性水稻

土 pH 值反而下降, 后期逐渐达到平衡。有机质的嫌气分解是不容忽视的原因<sup>[3]</sup>。有机质分解产生的大量还原性物质与铁、锰氧化物强烈作用, 并消耗溶液中的质子, 使土壤 pH 值升高。而有机质分解产生的有机酸和  $\text{CO}_2$ , 则使土壤 pH 值降低。所以, 泥浆淹

水过程中 pH 值存在一定的变化。混合培养体系中各个处理的 pH 值均由原始 pH 值降至 4—5 左右,主要是由葡萄糖发酵产酸所造成的。

### 3.2 初始 pH 值对 Fe(III) 还原的影响

本文利用泥浆培养和微生物群落培养两种方法来探讨初始 pH 值对水稻土微生物铁还原过程的影响,结果发现,高初始 pH 值能够促进水稻土铁还原过程的进行,与 Bloethe 等<sup>[21]</sup>利用湖泊沉积物研究结果一致;水稻土微生物群落的铁还原能力则受到高初始 pH 值的抑制。水稻土是一个复杂的载体,除包含微生物群落以外,还包含了土壤组成部分,如生物学、矿物学表面化学等方面的性质,这些性质同样会受到 pH 值的影响,因此两种方法得到的结果存在偏差也不无可能。两种方法得到的结果虽然存在一定出入,但也不乏相似之处,即酸性条件及以下和中性条件及以上差异明显,说明初始 pH 值对水稻土铁还原过程的影响程度以中性条件为界。原因在于中性环境中的 Fe(III) 还原菌数目远大于酸性环境中的<sup>[1]</sup>,这也解释了水稻土铁还原过程在低初始 pH 条件下受到抑制的原因。

pH 值会影响 Fe(III) 的存在形态,在酸性条件下可存在大量可溶性的 Fe(III)。可溶性 Fe(III)/Fe(II) 的氧化还原电位(+0.77 V)与 O<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O 的氧化还原电位相近(+0.82 V),增加了微生物利用 Fe(III) 进行呼吸获能的优势,而且相对于不溶性的 Fe(III) 氧化物来说,可溶性的 Fe(III) 易被异化还原<sup>[22]</sup>。两种微生物群落在低初始 pH 值条件下铁还原能力较强的原因之一就在于此,因混合培养体系摒弃了土体复杂环境组分,氢氧化铁-初始 pH 值-微生物群落三者的相互作用更直接明了。JL 和 JX 的铁还原强度的差异一定程度上也是由 pH 值对 Fe(III) 存在形态的影响所造成的,JX 属潴育水稻土,以 1:1 型粘土矿物和铁、铝氧化物(水铁矿、针铁矿、三水铝矿等)为主,能够较好的微生物所利用。

异化铁还原过程是一个由微生物介导的生物化学过程,微生物在铁还原过程中扮演重要角色。微生物长期生长在某种特定环境中会逐步适应,最终获得较高的耐受力 and 代谢活性,当外界环境发生变化时会出现不适应性。因此 JL 调低初始 pH 值后水稻土铁还原过程受抑制及 JX 微生物群落的铁还原能力在初始 pH 值 4.84 时能够较好发挥原因可能就

在于此。魏素珍<sup>[23]</sup>的研究显示污泥经碱处理后可以释放大量有机质,在碱性条件下可以消耗以蛋白质为主的有机物获得相对较高的产氢量,微生物群落中以 *Clostridium* 为主。泥浆与污泥存在一定的相似性,据此推测泥浆经碱处理之后存在产氢量增加的可能,H<sub>2</sub> 可被一些异化 Fe(III) 还原的古生菌利用<sup>[24-25]</sup>,从而促进 JX 铁还原过程。

水稻土的微生物群落随淹水时间不断演替生物群落随淹水时间不<sup>[26-27]</sup>,铁还原过程受初始 pH 值的影响一定程度上也反应了微生物群落的变化。Rousk 等<sup>[28]</sup>研究表明,当环境 pH 值从 4.0 升高到 8.3 时,相应的细菌拷贝数也随之增加了约 3 倍,且细菌群落多样性也增加了一倍。细菌群落生长和 pH 值正相关,并且这种现象不会因土壤类型不同而变化<sup>[29]</sup>。朱超<sup>[13]</sup>的研究表明过度调低初始 pH 值会显著降低水稻土泥浆的总细菌拷贝数,且会持续抑制地杆菌和厌氧粘细菌的生长及其群落规模。此外,土壤中的主要细菌群落包括变形菌、拟杆菌、放线菌等的生长都与 pH 值正相关,且这些种群常是高 pH 值土壤的土著优势菌。虽然土壤中酸杆菌通常认为与 pH 值负相关<sup>[30-32]</sup>,但实际上酸杆菌的很多亚类同 pH 正相关<sup>[31]</sup>。因此,初始 pH 值对水稻土铁还原过程的促进作用于参与其中的铁还原微生物密切相关。确切的微生物群落及典型兼性铁还原菌(梭菌和芽孢杆菌)群落及丰度信息正在试验获取中。

微生物群落的铁还原能力并非培养一开始便出现差异,而是基本在初始 pH 值降至 4—5 之后出现差异。易维洁<sup>[33]</sup>的研究显示,*Clostridium* spp. 在葡萄糖富集下占到可分离菌株的 45%。*Clostridium* 作为糖分解发酵菌能在厌氧条件下对 Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 进行还原性溶解。因此,推断培养前期兼性铁还原菌占据主导地位,待葡萄糖发酵完毕之后,兼性铁还原菌则联合专性铁还原菌共同发挥铁还原功能。

## 4 结论

初始 pH 值和土壤类型对水稻土铁还原过程影响显著。在试验所选取的 pH 值范围内,初始 pH 值与水稻土铁还原过程呈显著正相关,与水稻土微生物群落的铁还原能力均有显著性负相关关系,但 JL 微生物群落在初始 pH 值为 6.00 时最佳。由此可

见,初始 pH 的改变对铁还原过程的影响是对微生物群落和水稻土土壤组分共同影响的结果。

混合培养前期,初始 pH 对微生物群落铁还原能力影响不显著,待 pH 降至 4—5 之后铁还原能力出现差异。这一现象为兼性铁还原细菌在铁还原过程中占据不可忽视的地位提供了新的依据。

#### References:

- [ 1 ] Lovley D R. Dissimilatory Fe ( III )-and Mn ( IV )-Reducing prokaryotes // Falkow S, Rosenberg E, Schleifer K, Stackebrandt E, eds. The Prokaryotes. New York: Springer-Verlag, 2000: 635-658.
- [ 2 ] Lovley D R, Holmes D E, Nevin K P. Dissimilatory Fe( III ) and Mn( IV ) reduction. *Advances in Microbial Physiology*, 2004, 49: 219-286.
- [ 3 ] Li Q K. The Chinese paddy soils. Beijing: Science Press, 1992.
- [ 4 ] Shen P, Chen X D. *Microbiology*. Beijing: Higher Education Press, 2009.
- [ 5 ] Xiong J B, Liu Y Q, Lin X G, Zhang H Y, Zeng J, Hou J Z, Yang Y P, Yao T D, Knight R, Chu H Y. Geographic distance and pH drive bacterial distribution in alkaline lake sediments across Tibetan Plateau. *Environmental Microbiology*, 2012, 14 ( 9 ): 2457-2466.
- [ 6 ] Chen Q, Zhao J J, Qu D, Zhu Chao. The capability and influencing factors of microbial iron reduction in marine sediments from Bohai Bay, China. *Chinese Journal of Agro-environment Science*, 2011, 30(6): 1172-1179.
- [ 7 ] Kusel K, Dorsch T, Acker G, Stackebrandt E. Microbial reduction of Fe( III ) in acidic sediments: Isolation of *Acidiphilium cryptum* JF-5 capable of coupling the reduction of Fe( III ) to the oxidation of glucose. *Applied and Environmental Microbiology*, 1999, 65(8): 3633-3640.
- [ 8 ] García-Balboa C, Pedrazza A, Blázquez M L, González F, Muñoz J A, Ballester A. The role of iron bacteria on weathering and attenuation processes at acidic environments. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2009, 199(1/4): 203-217.
- [ 9 ] Gorlenko V, Tsapin A, Namsaraev Z, Teal T, Tourova T, Engler D, Mielke R, Nealon K. *Anaerobranca californiensis* sp nov., an anaerobic, alkalithermophilic, fermentative bacterium isolated from a hot spring on mono lake. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 2004, 54(pt 3): 739-743.
- [ 10 ] Ye Q, Roh Y, Carroll S L, Blair B, Zhou J Z, Zhang C L, Fields M W. Alkaline anaerobic respiration: Isolation and characterization of a novel alkaliphilic and metal-reducing bacterium. *Applied and Environmental Microbiology*, 2004, 70 ( 9 ): 5595-5602.
- [ 11 ] Thorpe C L, Morris K, Boothman C, Lloyd J R. Alkaline Fe( III ) reduction by a novel alkali-tolerant *Serratia* sp. isolated from surface sediments close to Sellafield nuclear facility, UK. *FEMS Microbiology Letters*, 2012, 327(2): 87-92.
- [ 12 ] Lu G. Cultivation of Alkaliphilic iron-reducing bacteria in ultra-pressure metamorphic rocks collected from Chinese Continental Scientific Drilling Program( CCSD) [ D ]. Beijing: China university of geosciences, 2011.
- [ 13 ] Zhu C. Effects of environmental factors on Geobacteraceae spp. and Anaeromyxobacter spp. communities in paddy soils [ D ]. Shaanxi: Northwest agriculture and forestry university, 2011.
- [ 14 ] Xu Q, Yang L Z, Dong Y H. *Chinese paddy ecosystem*. Beijing: China Agricultural Press, 1998.
- [ 15 ] Zhu Y Q, Li J Y. *Practical analytical chemistry*. Chengdu: Sichuan Renmin Press, 1981: 527-545.
- [ 16 ] Schnell S, Ratering S, Jansen K. Simultaneous determination of Iron( III ), Iron( II ), and Manganese( II ) in environmental samples by ion chromatography. *Environmental Science and Technology*, 1998, 32(10): 1530-1537.
- [ 17 ] Qu D, Tan Z X, Wang B L, He J Z. Effect of EDTA, fulvic acid and acetate addition on microbial iron reduction in paddy soils. *Chinese Journal of Northwest Sci-tech University of Agriculture and Forestry( Natural Science Edition)*, 2003, 31(4): 6-10.
- [ 18 ] Yi W J, Qu D, Wang Q. Effects of carbon source and flooding time on microbial Fe( III ) reduction in paddy soils. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2010, 21(12): 3133-3140.
- [ 19 ] He J Z, Qu D. Dissimilatory Fe( III ) reduction characteristics of paddy soil extract cultures treated with glucose or fatty acids. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20(9): 1103-1108.
- [ 20 ] Ponnamperna F N. The chemistry of submerged soils // Brady N C, ed. *Advances in Agronomy*. Waltham: Academic Press, 1972: 29-96.
- [ 21 ] Bloethe M, Akob D M, Kostka J E, Goeschel K, Drake H L, Kuesel K. pH gradient-induced heterogeneity of Fe( III )-reducing microorganisms in coal mining-associated lake sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 2008, 74(4): 1019-1029.
- [ 22 ] Slobodkin A I. Thermophilic microbial metal reduction. *Microbiology*, 2005, 74(5): 501-514.
- [ 23 ] Wei S Z. *Hydrogen production of sludge under alkaline conditions* [ D ]. Beijing: Graduate university of Chinese academy of science, 2009.
- [ 24 ] Chidthaisong A, Rosenstock B, Conald R. Measurement of monosaccharides and conversion of glucose to acetate in anoxic rice field soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 1999, 65 ( 6 ): 2350-2355.
- [ 25 ] Dassonville F, Godon J J, Renault P, Richaume A, Cambier P. Microbial dynamics in an anaerobic soil slurry amended with glucose, and their dependence on geochemical processes. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(9): 1417-1430.
- [ 26 ] Zhu C, Ratering S, Qu D, Schnell S. Effects of short-term flooding

- on *Geobacteraceae* spp. and *Anaeromyxobacter* spp. abundance in paddy soil. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(15): 4251-4260.
- [27] Noll M, Matthies D, Frenzel P, Derakshani M, Liesack W. Succession of bacterial community structure and diversity in a paddy soil oxygen gradient. *Environmental Microbiology*, 2005, 7(3): 382-395.
- [28] Rousk J, Bååth E, Brookes P C, Lauber C L, Lozupone C, Caporaso J G, Knight R, Fierer N. Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. *The ISME Journal*, 2010, 4(10): 1340-1351.
- [29] Lauber C L, Hamady M, Knight R, Fierer N. Pyrosequencing-based assessment of soil pH as a predictor of soil bacterial community structure at the continental scale. *Applied and Environmental Microbiology*, 2009, 75(15): 5111-5120.
- [30] Männistö M K, Tirola M, Häggblom M M. Bacterial communities in Arctic fjelds of Finnish Lapland are stable but highly pH-dependent. *FEMS Microbiology Ecology*, 2007, 59(2): 452-465.
- [31] Jones R T, Robeson M S, Lauber C L, Hamady M, Knight R, Fierer N. A comprehensive survey of soil acidobacterial diversity using pyrosequencing and clone library analyses. *The ISME Journal*, 2009, 3(4): 442-453.
- [32] Dimitriu P A, Grayston S J. Relationship between soil properties and patterns of bacterial  $\beta$ -diversity across reclaimed and natural boreal forest soils. *Microbial Ecology*, 2010, 59(3): 563-573.
- [33] Yi W J. Effects of carbon sources on iron reduction characteristic and diversity of iron reducer isolated in paddy soils [D]. Shaanxi: Northwest agriculture and forestry university, 2011.
- 参考文献:**
- [3] 李庆逵. 中国水稻土. 北京: 科学出版社, 1992.
- [4] 沈萍, 陈向东. 微生物学. 北京: 高等教育出版社, 2009.
- [6] 陈秦, 赵佳佳, 曲东, 朱超. 渤海沉积物中微生物铁还原能力及其影响因素探讨. *农业环境科学学报*, 2011, 30(6): 1172-1179.
- [12] 吕国. 中国大陆超深钻(CCSZ)高压变质岩嗜碱铁还原菌培养研究 [D]. 北京: 中国地质大学, 2011.
- [13] 朱超. 环境因素对水稻土中地杆菌和厌氧粘细菌群落的影响 [D]. 陕西: 西北农林科技大学, 2011.
- [14] 徐琪, 杨林章, 董元华. 中国稻田生态系统. 北京: 中国农业出版社, 1998.
- [15] 朱盈全, 李俊义. 实用分析化学. 成都: 四川人民出版社, 1981: 527-545.
- [17] 曲东, 谭中欣, 王保莉, 贺江舟. 外源物质对水稻土铁还原的影响. *西北农林科技大学学报: 自然科学版*, 2003, 31(4): 6-10.
- [18] 易维洁, 曲东, 王庆. 碳源和淹水时间对水稻土微生物 Fe(III) 还原能力的影响. *应用生态学报*, 2010, 21(12): 3133-3140.
- [23] 魏素珍. 碱性条件下污泥发酵产氢研究 [D]. 北京: 中国科学院研究生院, 2009.
- [26] 朱超, Ratering S, 曲东, Schnell S. 短期淹水培养对水稻土中地杆菌和厌氧粘细菌丰度的影响. *生态学报*, 2011, 31(15): 4251-4260.
- [33] 易维洁. 碳源对水稻土中铁还原特征和铁还原菌多样性的影响 [D]. 陕西: 西北农林科技大学, 2011.

# ACTA ECOLOGICA SINICA Vol.34, No.4 Feb., 2014 (Semimonthly)

## CONTENTS

### Frontiers and Comprehensive Review

The bioavailability of dissolved organic carbon in the eutrophic lakes ..... YE Linlin, KONG Fanxiang, SHI Xiaoli, et al (779)

Plant species of the non-agricultural habitats in the lower reaches of the Yellow River plain agro-landscape .....  
..... LU Xunling, LIANG Guofu, TANG Qian, et al (789)

### Autecology & Fundamentals

Manganese stress on the ultrastructures of a manganese tolerant plant, *Polygonum perfoliatum* L. ....  
..... WANG Jun, WU Hui, XUE Shengguo, et al (798)

Characteristics of arsenic (As) tolerance and accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) genotypes with different radial oxygen loss .....  
..... WU Chuan, MO Jingyu, XUE Shengguo, et al (807)

Effects of water stress on physiological characteristics of different *Illicium lanceolatum* ecotypes under low light intensity .....  
..... CAO Yonghui, ZHOU Benzhi, CHEN Shuanglin (814)

Effect of branch number on the growth and development of *Morus alba* saplings ... HUAN Huihui, XU Xiao, LIU Gang, et al (823)

Spatial distribution pattern and sampling technique for *Orthotylus (O.) sophorae* nymphs on *Sophora japonica* .....  
..... ZHU Huiying, SHEN Ping, WU Jianhua, et al (832)

Assessment of fungal diversity in apple replanted orchard soils by T-RFLP analysis .....  
..... YIN Chengmiao, WANG Gongshuai, LI Yuanyuan, et al (837)

Effects of dazomet on edaphon and growth of *Malus hupehensis* rehd. under continuous apple cropping .....  
..... LIU Entai, LI Yuanyuan, HU Yanli, et al (847)

Isolation, identification, and performance of two pyrene-degrading endophytic bacteria ..... SUN Kai, LIU Juan, LI Xin, et al (853)

### Population, Community and Ecosystem

Effects of different temperatures on the growth and development of *Eotetranychus Kankitus* (Ehara) .....  
..... LI Yingjie, WANG Ziyang, ZHANG Guohao, et al (862)

Effect of available burrow densities of plateau pika (*Ochotona curzoniae*) on plant niche of alpine meadow communities in the  
Qinghai-Tibet Plateau ..... JIA Tingting, MAO Liang, GUO Zhenggang (869)

Correlation between characteristics of *Reaumuria soongarica* communities and soil factors in the Sangong River basin .....  
..... ZHAO Xuechun, LAI Liming, ZHU Linhai, et al (878)

Effects of afforestation on soil microbial community structure in the arid valley of Minjiang River .....  
..... WANG Weixia, LUO Da, SHI Zuomin, et al (890)

Effects of reclamation on tidal flat and land use on soil microbial community .....  
..... LIN Li, CUI Jun, CHEN Xueping, FANG Changming (899)

Effects of *Pomacea canaliculata* on aquatic macrophyte community structure in paddy fields .....  
..... ZHAO Benliang, ZHANG Jiaen, DAI Xiaoyan, et al (907)

The adaptability and decontamination effect of four kinds of woody plants in constructed wetland environment .....  
..... CHEN Yonghua, WU Xiaofu, HAO Jun, et al (916)

Carbon budget of alpine *Potentilla fruticosa* shrubland based on comprehensive techniques of static chamber and biomass harvesting ...  
..... LI Hongqin, LI Yingnian, ZHANG Fawei, et al (925)

Effect of initial pH value on microbial Fe (III) reduction in alkaline and acidic paddy soils ... WU Chao, QU Dong, LIU Hao (933)

### Landscape, Regional and Global Ecology

Climate environmental change and stable carbon isotopes in age layers of *Tamarix* sand-hillocks in Kumtag desert .....  
..... ZHANG Jinchun, YAO Tuo, LIU Changzhong, et al (943)

**Resource and Industrial Ecology**

The critical factors of transpiration on muskmelon in plastic greenhouse ..... ZHANG Dalong, CHANG Yibo, LI Jianming, et al (953)

Ion absorption and distribution of symbiotic *Reaumuria soongorica* and *Salsola passerina* seedlings under NaCl stress .....  
 ..... ZHAO Xin, YANG Xiaoju, SHI Yong, et al (963)

The relationship between selected rhizosphere and non-rhizosphere soil properties and the quality of *Pyrola decorata* .....  
 ..... GENG Zengchao, MENG Lingjun, LIU Jianjun (973)

Spatial variation analysis of soil organic matter and nutrient factor for before and after planting crops .....  
 ..... FANG Bin, WU Jinfeng (983)

**Urban, Rural and Social Ecology**

Establishment and application of the index system for urban river health assessment .....  
 ..... DENG Xiaojun, XU Youpeng, ZHAI Luxin, et al (993)

Dynamic analysis of the ecological footprint and carrying capacity of tibet ..... AN Baosheng, CHENG Guodong (1002)

**Research Notes**

Responses of soil microorganisms and soil enzyme activities to different land use patterns in the water-level-fluctuating zone of  
 the Three Gorges Reservoir region ..... MA Peng, LI Changxiao, LEI Ming, et al (1010)

Effects of salt stress on growth and root development of two oak seedlings .....  
 ..... WANG Shufeng, HU Yunxue, SUN Haijing, et al (1021)

The effects of constant and variable thermal acclimation on thermal tolerance of the common giant toad tadpoles (*Bufo gargarizans*) ...  
 ..... WANG Lizhi (1030)

# 《生态学报》2014 年征订启事

《生态学报》是由中国科学技术协会主管,中国生态学学会、中国科学院生态环境研究中心主办的生态学高级专业学术期刊,创刊于 1981 年,报道生态学领域前沿理论和原始创新性研究成果。坚持“百花齐放,百家争鸣”的方针,依靠和团结广大生态学科工作者,探索生态学奥秘,为生态学基础理论研究搭建交流平台,促进生态学研究深入发展,为我国培养和造就生态学科人才和知识创新服务、为国民经济建设和发展服务。

《生态学报》主要报道生态学及各分支学科的重要基础理论和应用研究的原始创新性科研成果。特别欢迎能反映现代生态学发展方向的优秀综述性文章;研究简报;生态学新理论、新方法、新技术介绍;新书评价和学术、科研动态及开放实验室介绍等。

《生态学报》为半月刊,大 16 开本,280 页,国内定价 90 元/册,全年定价 2160 元。

国内邮发代号:82-7,国外邮发代号:M670

标准刊号:ISSN 1000-0933 CN 11-2031/Q

全国各地邮局均可订阅,也可直接与编辑部联系购买。欢迎广大科技工作者、科研单位、高等院校、图书馆等订阅。

通讯地址:100085 北京海淀区双清路 18 号 电 话:(010)62941099; 62843362

E-mail: shengtaixuebao@rcees.ac.cn 网 址: www.ecologica.cn

本期责任副主编 董 鸣 编辑部主任 孔红梅 执行编辑 刘天星 段 靖

生 态 学 报  
(SHENGTAI XUEBAO)  
(半月刊 1981 年 3 月创刊)  
第 34 卷 第 4 期 (2014 年 2 月)

ACTA ECOLOGICA SINICA  
(Semimonthly, Started in 1981)  
Vol. 34 No. 4 (February, 2014)

编 辑 《生态学报》编辑部  
地址:北京海淀区双清路 18 号  
邮政编码:100085  
电话:(010)62941099  
www.ecologica.cn  
shengtaixuebao@rcees.ac.cn

主 编 王如松  
主 管 中国科学技术协会  
主 办 中国生态学学会  
中国科学院生态环境研究中心  
地址:北京海淀区双清路 18 号  
邮政编码:100085

出 版 科 学 出 版 社  
地址:北京东黄城根北街 16 号  
邮政编码:100717

印 刷 北京北林印刷厂  
发 行 科 学 出 版 社  
地址:东黄城根北街 16 号  
邮政编码:100717  
电话:(010)64034563  
E-mail: journal@cspg.net

订 购 全国各地邮局  
国外发行 中国国际图书贸易总公司  
地址:北京 399 信箱  
邮政编码:100044

广告经营 京海工商广字第 8013 号  
许 可 证

Edited by Editorial board of  
ACTA ECOLOGICA SINICA  
Add: 18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China  
Tel: (010)62941099  
www.ecologica.cn  
shengtaixuebao@rcees.ac.cn

Editor-in-chief WANG Rusong  
Supervised by China Association for Science and Technology  
Sponsored by Ecological Society of China  
Research Center for Eco-environmental Sciences, CAS  
Add: 18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China

Published by Science Press  
Add: 16 Donghuangchenggen North Street,  
Beijing 100717, China

Printed by Beijing Bei Lin Printing House,  
Beijing 100083, China

Distributed by Science Press  
Add: 16 Donghuangchenggen North  
Street, Beijing 100717, China  
Tel: (010)64034563  
E-mail: journal@cspg.net

Domestic All Local Post Offices in China  
Foreign China International Book Trading  
Corporation  
Add: P.O.Box 399 Beijing 100044, China



ISSN 1000-0933  
CN 11-2031/Q

国内外公开发行

国内邮发代号 82-7

国外发行代号 M670

定价 90.00 元