

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第33卷 第6期

Vol.33 No.6

2012

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

我国湖泊富营养化效应区域差异性分析 曹金玲,许其功,席北斗,李小平,杨柳燕,江立文,魏自民,吴献花(1777)

基于“源”“汇”景观格局指数的海河流域总氮流失评价 孙然好,陈利顶,王伟,王赵明(1784)

云蒙湖流域土地利用变化对非点源氮污染负荷的影响 孟晓云,于兴修,泮雪芹(1789)

深圳市沿岸表层海水中全氟化合物的残留特征及其分布规律 陈清武,张鸿,柴之芳,沈金灿,杨波(1795)

典型电器工业区河涌沉积物中多环芳烃的分布、来源和潜在生态风险 邓代永,邱孟德,孙国萍,郭俊,张宏涛,张琴,许玫英(1801)

珠江下游河段沉积物中重金属含量及污染评价 谢文平,王少冰,朱新平,陈昆慈,潘德博,洪孝友,尹怡(1808)

扎龙湿地南山湖沉积岩芯重金属污染特征及来源判别 苏丹,臧淑英,叶华香,孙丽,贾晓丹,李苗(1816)

汕头湾沉积物磷的形态分布与季节变化特征研究 赵建刚,乔永民(1823)

氮磷比对东海浮游植物群落生长影响的微宇宙实验 黄伟,朱旭宇,曾江宁,寿鹿,陈全震,江志兵(1832)

春季福建北部海域浙闽沿岸流消亡期浮游桡足类种类组成及其分布 王彦国,林景宏,王春光,林茂(1839)

滩涂红树林种植-养殖耦合系统中多环芳烃含量水平分析 陈冠秋,李耀初,黄晋沐,南燕,林茂宏(1846)

四溴双酚A在5种巢湖鱼类体内的组织分布与生物浓缩因子研究 杨苏文,王圣瑞,闫振广,张普青(1852)

五氯酚对稀有鮑肌卵黄蛋白原及p53的诱导效应 熊力,马永鹏,张晓峥,金帮明,李伟,苏永良,毛思予,刘堰(1858)

全氟辛烷磺酸(PFOS)对斑马鱼卵黄蛋白原 mRNA 水平的影响 程艳,崔媛,党志超,谢文平,李海山,殷缓缓,陈会明(1865)

水溶性有机物电子转移能力与荧光峰强度的关系研究 陶亚,袁田,周顺桂,袁勇,庄莉,王辉亮(1871)

MIEX中试实验对二级出水中有机物去除的3DEEM解析 杨建,高金华,常江(1878)

XDLVO理论解析钙离子对腐殖酸反渗透膜污染的影响机制 姚淑娣,高欣玉,郭本华,包南,谢慧君,梁爽(1884)

栅藻LX1在水产养殖废水中的生长、脱氮除磷和油脂积累特性 马红芳,李鑫,胡洪管,于茵,巫寅虎(1891)

氯化铁用于反硝化同步化学生物絮凝工艺研究 王宏杰,董文艺,刘莉莎,韩贵超(1897)

合成氨废水短程反硝化特性研究 李妍,李泽兵,马家轩,王晓毅,赵白航,李军(1902)

基于新型反应器的好氧颗粒污泥的稳定性控制 李志华,杨帆,李胜,谢磊,王晓昌(1907)

采用非生长能量代谢参数表征颗粒污泥稳定性 李志华,吴军,李胜,谢磊,王晓昌(1913)

酸-碱预处理促进剩余污泥厌氧消化的研究 袁光环,周兴求,伍健东(1918)

小回流比条件下污泥浓度分区试验研究 史思,王素兰,李瑞,邢传宏(1923)

非离子表面活性剂对污泥调理脱水效果的影响 侯海攀,濮文虹,时亚飞,于文华,樊明明,刘欢,杨昌柱,李野,杨家宽(1930)

中国空气污染指数变化特征及影响因素分析 李小飞,张明军,王圣杰,赵爱芳,马潜(1936)

南京3类不同大气污染过程下气溶胶水溶性无机离子的特征研究 张秋晨,朱彬,苏继峰,王红磊(1944)

深圳市郊区大气中PM_{2.5}的特征分析 戴伟,高佳琪,曹罡,欧阳峰(1952)

餐饮业油烟的颗粒物分析 谭德生,邝元成,刘欣,戴飞鸿(1958)

Fe-MnO_x-CeO₂/ZrO₂低温催化还原NO性能研究 刘荣,杨志琴(1964)

自然型氨基酸及其钾盐的CO₂吸收和再生特性 晏水平,陈竞翔,徐明亮,艾平,张衍林(1971)

耕作方式对紫色水稻土农田生态系统CH₄和N₂O排放的影响 张军科,江长胜,郝庆菊,唐其文,程炳红,李辉,陈璐豪(1979)

垄作覆膜条件下田间氨挥发及影响因素 上官宇先,师日鹏,李娜,韩坤,李会科,王林权(1987)

添加不同N源条件下典型除草剂对土壤呼吸和N₂O排放的影响 孙青,史淳星,石坤,言儒斌,蒋静艳,吴以中(1994)

某石墨阳极法氯碱生产场地二噁英污染特征分析 余立凤,魏文侠,田亚静,吴广龙,李培中,赵丹(2000)

脱硫石膏对酸化森林土壤短期修复效果的研究 罗遥,康荣华,余德祥,谭炳全,段雷(2006)

岩溶山地土壤氧化铁形态及其与成土环境的关系 张治伟,朱章雄,傅瓦利,文志林(2013)

废弃尾矿库15种植物对重金属Pb、Zn的积累和养分吸收 施翔,陈益泰,王树凤,李江川(2021)

铬胁迫对3种草本植物生长及铬积累的影响 王爱云,黄姗姗,钟国锋,徐刚标,刘志祥,申响保(2028)

湘西花垣矿区主要植物种类及优势植物重金属蓄积特征 杨胜香,田启建,梁士楚,周耀渝,邹慧成(2038)

增施CO₂对C3和C4植物根际氯氰菊酯残留浓度的影响 慕楠,刁晓君,王曙光,王鹏腾,李攀峰(2046)

生物强化去除吡啶的特性及微生物种群动态变化分析 乔琳,赵宏,王建龙(2052)

A/O MBR处理生活污水效率与菌群多样性的关系 邝斌宇,史青, Montcho Leon Monthero,丁嫄,温东辉(2061)

石油污染土壤生物修复过程中氮循环功能基因的动态检测 吴彬彬,卢滇楠,刘铮(2068)

武汉市儿童多途径铅暴露风险评估 郝汉舟,陈同斌,吴基良,雷梅,田辉,祖文普,钟学斌(2075)

电子鼻预处理装置的开发及适用性研究 卜凡阳,文晓刚,万梅,刘锐,陈吕军,张永明(2083)

ToxTell生物传感器在Cu²⁺、Cd²⁺冲击活性污泥系统分析中的应用 王学江,王鑫,刘免,吴真,杨连珍,夏四清(2090)

环境样品免疫检测基质效应分析与控制 盛建武,何苗,施汉昌(2095)

热等离子体熔融固化模拟医疗废物的研究 张璐,严建华,杜长明,陆胜勇,李晓东(2104)

城市生活垃圾组分低温干燥特性及模型研究 吴亚娟,刘红梅,陆胜勇,严建华,李晓东(2110)

厌氧-准好氧联合型生物反应器填埋场产气规律的研究 韩智勇,刘丹,李启彬(2118)

处理垃圾渗滤液的Fe/C空气阴极MFC性能研究 唐玉兰,彭漫,于燕,何亚婷,傅金祥,赵玉华(2125)

基于冗余分析的典型喀斯特山区土壤-石漠化关系研究 龙健,廖洪凯,李娟,陈彩云(2131)

北京市能源消费与经济增长关系的协整检验分析 陈操操,张妍,刘春兰,王海华,李铮(2139)

《环境科学》征稿简则(1877) 《环境科学》征订启事(1890) 信息(1822,1857,1896,2138)

生物强化去除吡啶的特性及微生物种群动态变化分析

乔琳^{1,2}, 赵宏³, 王建龙^{1*}

(1. 清华大学核能与新能源技术研究院, 北京 100084; 2. 北京未名凯拓农业生物技术有限公司, 北京 100085; 3. 中国核电工程有限公司, 北京 100840)

摘要: 在接种活性污泥的序批式反应器中投加固定化吡啶降解菌 *Paracoccus* sp. KT-5, 强化吡啶的生物降解, 并与未投加固定化微生物的反应器进行对照, 通过末端限制性片段长度多态性 (T-RFLP) 分析手段, 探讨了运行过程中生物强化与未强化反应器中微生物群落结构的动态变化, 并探讨了生物强化反应器的去除效果. 结果表明, 投加固定化吡啶降解菌可以加速反应器的启动. 当吡啶初始浓度为 195.6 ~ 586.8 mg·L⁻¹, 随着反应器的运行, 投加固定化菌株的强化作用并不明显; 但当吡啶初始浓度为 782.4 ~ 2 934 mg·L⁻¹, 投加固定化菌株显示出优势. T-RFLP 分析结果表明, 投加的固定化菌株 KT-5 作为优势菌始终存在于反应器的固定化生物相和悬浮生物相中.

关键词: 吡啶; 生物降解; 生物强化; 序批式反应器; 固定化; T-RFLP

中图分类号: X172; X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2012)06-2052-09

Bioaugmented Removal of Pyridine and the Microbial Community Dynamic Analysis

QIAO Lin^{1,2}, ZHAO Hong³, WANG Jian-long¹

(1. Institute of Nuclear and New Energy Technology, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 2. Beijing Weimingkaituo Agriculture Biotechnology Co. Ltd., Beijing 100085, China; 3. China Nuclear Power Engineering Co. Ltd., Beijing 100840, China)

Abstract: The bioaugmented removal of pyridine was investigated through introducing immobilized *Paracoccus* sp. strain KT-5 capable of degrading pyridine into the lab-scale sequencing batch reactor (SBR) inoculated with activated sludge. The terminal restriction fragment length polymorphisms (T-RFLP) was used to analyzed the microbial community dynamics of two reactors during the whole operation process. The experimental results indicated that the introduction of immobilized strain KT-5 into the SBR could speed up the start-up of reactor, compared to the non-bioaugmented SBR. When the initial concentration of pyridine varied from 195.6 mg·L⁻¹ to 586.8 mg·L⁻¹, the bioaugmented effect was not significant; however, when the initial concentration of pyridine was 782.4-2 934 mg·L⁻¹, the bioaugmentation role in pyridine degradation was obvious. The analysis of T-RFLP indicated that the introduced immobilized strain KT-5, as a dominant strain, always existed in both free and immobilized biomass of the bioaugmented SBR.

Key words: pyridine; biodegradation; bioaugmentation; SBR; immobilization; T-RFLP

吡啶及其衍生物作为重要的含氮杂环化合物, 被广泛应用于各种工农业生产中, 例如, 作为工业溶剂, 以及生产杀虫剂、除草剂和合成某些药物的原材料. 这类化合物具有高水溶性、毒性、致癌性, 传统的生物处理工艺难以有效去除这类污染物, 它们一旦进入环境, 将会对人类和其它生物造成危害^[1,2].

生物强化技术是通过向废水处理系统中投加高效微生物, 加速去除某一种或某一类有害污染物的技术^[3,4]. 生物强化技术已经应用于多种污染物的去除^[5-12]. 例如, Qu 等^[6]利用 1 株高效菌株 *Sphigomonas xenophaga* QYY 生物强化实验室规模的膜生物反应器中溴氨酸的转化, 发现在强化反应器中色度和 COD 的去除效率都高于未强化反应器, 高效菌 *Sphigomonas xenophaga* QYY 能够很好地与土著微生物共存. Domde 等^[10]利用一种高效微生物复合体生物强化处理炼油废水. 马放等^[11]利用经石

化废水驯化的高效菌, 在二级 A/O 工艺中低温生物强化处理石化废水, 结果表明整个处理过程中工艺运行稳定, 对难降解有机物的处理能力大大增强. 但用于生物强化的外源菌株常常会发生菌种的死亡和流失, 从而导致生物强化的失败^[13].

固定化技术可能是一种解决外源菌株流失或死亡的有效的策略, 可以提高生物去除速率, 阻止细胞从连续运行的系统中流失, 提高细胞对有毒物质的耐受能力, 还可以保护细胞免受原生动物的捕食^[14-16]. 基于上述优势, 已有学者将固定化细胞用于污染物的生物强化处理中. Mertens 等^[17]利用硅

收稿日期: 2011-08-12; 修订日期: 2011-11-11

基金项目: 国家高技术研究发展计划 (863) 项目 (2006AA06Z336, 2007AA021303)

作者简介: 乔琳 (1980 ~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为环境生物技术, E-mail: linandqiao@yahoo.com.cn

* 通讯联系人, E-mail: wangjl@tsinghua.edu.cn

酮管包埋菌株 *Sphingomonas* sp. γ 1-7 生物强化处理林丹, 强化了污染物的去除. 张亚雷等^[18] 使用海藻酸钙包埋 2,6-二叔丁基酚降解菌 F-3-4, 强化活性污泥对实际废水和模拟废水中的 2,6-二叔丁基酚的处理能力, 结果表明去除效率分别提高了 71.4% 和 164%.

课题组在先前的报道中已经阐明了游离和竹炭固定化的吡啶降解纯培养物 *Paracoccus* sp. KT-5 对不同浓度吡啶降解的动力学规律, 并证明固定化细胞降解吡啶的优势^[19]. 本研究在此基础上, 向序批式反应器中投加固定化吡啶降解菌 *Paracoccus* sp. KT-5, 与未投加固定化微生物的反应器进行对照, 探讨生物强化去除吡啶的特性, 并利用末端限制性片段长度多态性 (T-RFLP) 分析手段, 分析运行过程中反应器中微生物群落结构的动态变化.

1 材料与方法

1.1 菌株

吡啶降解菌 *Paracoccus* sp. KT-5 分离自农药厂受污染的土壤, 该菌的特性见文献^[1].

1.2 活性污泥

实验所用活性污泥来自高碑店污水处理厂的曝气池.

1.3 培养基

保藏培养基: 普通细菌 LB 培养基; 胰蛋白胨 $10 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, 酵母提取物 $5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, NaCl $10 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, pH = 7.2.

富集培养基: 普通细菌 LB 培养基中添加 $1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 吡啶.

1.4 固定化载体及微生物固定化方法

采用竹炭作为微生物固定化载体, 其比表面积为 $400 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$, 孔隙率为 80%, 平均粒径 5 mm, 平均孔径 40 μm . 竹炭颗粒用蒸馏水洗涤, 然后在 105°C 烘箱中烘干.

在培养的 *Paracoccus* sp. KT-5 菌体中, 加入一定量的竹炭, 于 30°C , $100 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 下培养挂膜, 直到细胞很好地附着于竹炭颗粒的孔隙和表面形成固定化生物膜.

1.5 反应器的运行

序批式反应器的体积为 5 L, 接种活性污泥, 最终的生物量都为 $3 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$. 加入已附着有生物膜的竹炭颗粒的反应器为强化反应器; 不投加固定化微生物的反应器为对照反应器. 2 个反应器均在 30°C 下运行.

1.6 降解速率的计算

吡啶降解速率用如下公式计算:

$$\mu = \frac{\rho_2 - \rho_1}{t_2 - t_1} \quad (1)$$

式中, μ 为吡啶降解速率, 单位为 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$; ρ_1 为 t_1 时刻的吡啶质量浓度; ρ_2 为 t_2 时刻的吡啶质量浓度.

1.7 动力学模型^[20]

一般来说, 生物降解速率可以表达为:

$$r = \frac{r_m \cdot c}{k + c} \quad (2)$$

式中, r 为生物降解速率; r_m 是最大速率; c 是底物浓度; k 是半饱和常数.

如果 $c \ll k$, 那么方程(2)可以简化为:

$$r = \frac{r_m \cdot c}{k} \quad (3)$$

降解过程符合一级反应. 假设 $k_1 = (r_m/k)$, 从方程(2)可以得到底物浓度与时间的关系:

$$\ln c = a + k_1 t \quad (4)$$

式中, c 代表吡啶质量浓度; t 代表时间; k_1 是一级速率常数.

如果 $c \gg k$, 那么方程(2)可以简化为另一种形式:

$$r = r_m \quad (5)$$

降解过程符合零级反应, 生物降解速率常数 $k_0 = r_m$, 底物浓度与时间的关系为:

$$c = b + k_0 t \quad (6)$$

式中, c 代表吡啶质量浓度; t 代表时间; k_0 是零级速率常数.

1.8 分析方法

吡啶浓度利用紫外分光光度法测定 (HITACHI, U-2800, 日本), 波长为 254 nm.

1.9 末端限制性片段长度多态性 (T-RFLP) 分析

1.9.1 DNA 的提取

在 2 个反应器中, 分别在 0 h, 以及吡啶初始浓度为 293.4、978 和 2934 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时反应器运行的最后一个循环结束时, 收集微生物样品, 用于 DNA 的提取. 使用 DNA 提取试剂盒 (3 SDNA Isolation Kit V2.1, 上海申能博彩生物科技有限公司) 提取 DNA, 方法按说明书进行. 对于竹炭固定化的微生物样品, 先将其磨成粉末, 取一定量粉末用试剂盒中提供的溶液浸泡, 同时超声处理 10 min, 然后加入消化细胞壁的溶液和石英砂在漩涡振荡器上高速剧烈振荡 30 min, 之后的步骤按照说明书进行. 纯菌株 KT-5

的 DNA 使用 TIANamp 细菌 DNA 提取试剂盒(北京天根生物技术有限公司)提取. 提取的 DNA 溶于 TE 溶液后于 -20°C 下保存.

1.9.2 细菌 16S rDNA 片段的 PCR 扩增和纯化

采用通用引物扩增细菌 16S rDNA. 正向引物为 63F ($5'$ -CAGGCCTAACACATGCAAGTC- $3'$), 反向引物为 1404R ($5'$ -GGGCGWGTGTACAAGGC- $3'$)^[21], 其中正向引物 5' 端用 6-羧基二乙酸荧光素 (FAM) 标记. 引物由上海英骏生物技术有限公司北京实验室合成.

50 μL 的 PCR 扩增反应体系: DNA (约 50 $\text{ng}\cdot\mu\text{L}^{-1}$) 0.5 μL , 10 倍 PCR 缓冲液(含有 Mg^{2+}) 5 μL , dNTP ($2.5\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) 4 μL , 正反向引物 ($20\text{ }\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$) 各 0.5 μL , Taq DNA 聚合酶 ($2.5\text{ U}\cdot\mu\text{L}^{-1}$) 0.5 μL (北京全式金生物科技有限公司), 加水至 50 μL . 反应条件: 94°C 变性 5 min; 再接 94°C 30 s, 58°C 30 s, 72°C 1 min, 35 个循环; 最后 72°C 延伸 10 min. 扩增产物用 PCR 纯化试剂盒(琼脂糖凝胶 DNA 回收试剂盒, 北京天根生物技术有限公司)回收纯化, 操作方法按照说明书进行.

1.9.3 T-RFLP 实验

纯化后的 PCR 产物用 *Hha* I (Promega, 美国) 消化, 反应体系 50 μL , 37°C 温浴 3 h, 65°C 失活 15 min. 酶切产物通过柱纯化的方式脱盐后, 与内标 GS500 Liz 混合, 95°C 变性 5 min, 然后立刻置于冰上 3 min. 处理后的样品在 DNA 测序仪 (ABI3730XL, 美国) 中进行毛细管电泳检测(北京诺赛基因组研究中心有限公司), 所得电泳图谱用分析软件 Genemapper 3.0 进行分析.

2 结果与分析

2.1 反应器的启动及污泥的驯化

反应器启动时吡啶的初始浓度为 $97.8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 在整个启动和污泥的驯化过程中, 反应器经历进水和排水的重复循环操作共 7 次. 在前 2 个循环, 非强化反应器对吡啶的去除率很低, 只有 16% 左右. 然而, 随着重复运行批次的增加, 吡啶的去除率从第三个循环的 32.68% 迅速增至第四个循环的 96.51%, 在随后的 3 个循环中基本维持在 97% 左右. 对于投加竹炭固定化的吡啶降解菌 KT-5 的强化反应器来说, 反应器启动时的第一个循环, 吡啶在 21 h 内的去除率就达到 50%, 从第二个循环开始吡啶的去除率迅速增加至 95% 以上, 到第四个循环反应器运行已经达到稳定, 吡啶去除率维持在 97% 左右.

2.2 生物强化和未强化反应器对吡啶的降解特性比较

反应器成功启动后, 逐渐提高吡啶始浓度, 考查对吡啶的去除能力. 图 1 表明了吡啶初始浓度从 $195.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加至 $2934\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的过程中 2 个反应器对吡啶的去除情况. 当吡啶初始浓度为 $195.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 在第一个循环中虽然 2 个反应器在 21 h 内都可以将吡啶几乎降解完全, 但是未强化反应器的去除速率为 $29.85\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$, 明显地低于强化反应器的 $45.75\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$. 从第二个循环开始, 2 个反应器中的活性污泥由于持续受到吡啶的驯化, 从而对吡啶的去除速率增加并维持在 $48\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ 左右, 也就是说, 强化反应器的强化作

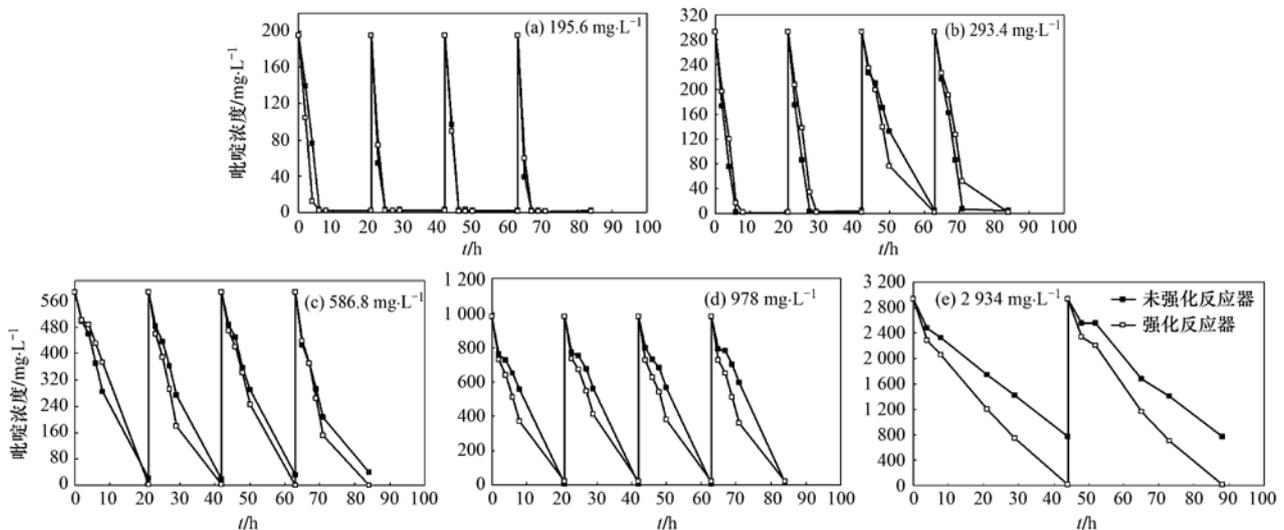


图 1 生物强化和未强化反应器中吡啶的降解特性

Fig. 1 Pyridine degradation in bioaugmented and non-bioaugmented reactors

用已不再明显[图 1(a)]. 然而, 这种情况并没有随着吡啶初始浓度的增加而稳定地持续下去. 当吡啶初始浓度在 $293.4 \sim 586.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的范围内变化时, 2 个反应器对吡啶的去除速率出现波动, 有些批次中未强化反应器对吡啶的降解活性要高于强化反应器, 而有些批次则相反[图 1(b) 和 1(c)]. 例如, 在吡啶初始浓度为 $293.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的第四个循环中, 未强化反应器可以在 8 h 内将吡啶降解完全, 而强化反应器在同样时间内对吡啶的降解率为 82% 左右, 此时未强化反应器对吡啶的去除速率高于强化反应器[图 1(b)]; 在吡啶初始浓度为 $586.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的第四个循环中, 强化反应器在 21 h 内将吡啶降解完全, 而未强化反应器在同样时间内对吡啶的降解率为 93% 左右, 此时强化反应器对吡啶的去除速率高于未强化反应器[图 1(c)]. 有趣的是, 当吡啶初始浓度继续从 $586.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加至 $782.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 后, 2 个反应器的运行又恢复稳定, 此时强化反应器对吡啶的去除速率明显高于未强化反应器, 而且这种情况一直持续到反应器运行结束[图 1(d) 和 1(e)]. 甚至当吡啶初始浓度为 $2\ 934 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 强化反应器可以在 44 h 内将吡啶降解完全, 而未强化反应器对吡啶的去除率约为 73% [图 1(e)].

2.3 吡啶生物降解动力学分析

将实验所得的动力学数据用零级和一级动力学模型进行拟合, 发现 2 个反应器对吡啶的生物降解均符合一级反应动力学. 图 2 表明了在所试吡啶浓度范围内, 不同初始吡啶浓度下一个典型运行周期内, 一级反应速率常数与吡啶初始浓度之间的关系.

对于未强化反应器来说, 当吡啶初始浓度从

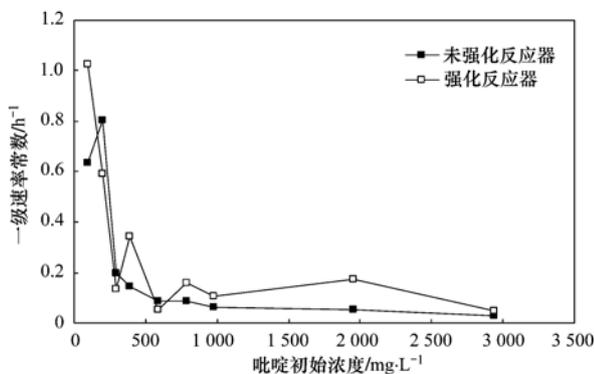


图 2 在强化和未强化反应器中吡啶的降解速率常数与初始浓度的关系

Fig. 2 Relationships between the first-order rate constants of pyridine biodegradation and the initial concentration in bioaugmented and non-bioaugmented reactors

$97.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加至 $195.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时一级反应速率常数随着吡啶浓度的增加而增加, 当吡啶初始浓度高于 $195.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 一级反应速率常数随着吡啶浓度的增加而降低. 然而, 对于强化反应器来说, 二者的关系并没有呈现出先增加后降低的规律, 而是随着吡啶初始浓度的增加, 一级反应速率常数呈现基本下降的趋势, 但是从吡啶初始浓度为 $293.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 开始, 一级反应速率常数随着吡啶浓度的增加而出现高低不一的波动. 但总的趋势是, 当反应器启动时强化反应器对吡啶的降解速率高于未强化反应器; 当吡啶初始浓度在 $293.4 \sim 586.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围内变化时, 2 个反应器对吡啶的去除速率出现波动; 当吡啶初始浓度高于 $586.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 强化反应器对吡啶的降解速率高于未强化反应器, 这与上述观察到的实验结果基本一致.

图 3 表明了不同初始浓度下 2 个反应器对吡啶的平均降解速率与初始吡啶浓度之间的关系. 可以看出, 2 个反应器呈现的关系基本一致. 随着初始吡啶浓度的增加, 吡啶的平均降解速率逐渐升高, 然后趋于稳定. 对于未强化反应器来说, 当吡啶初始浓度达到 $782.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 平均降解速率达到最大, 随后基本稳定在 $52 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ 左右, 当然在吡啶初始浓度在 $293.4 \sim 586.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围内变化时, 平均降解速率有一个下降的过程, 这与反应器运行的不稳定有关系. 对于强化反应器来说, 当吡啶初始浓度达到 $978 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 平均降解速率达到最大, 为 $74.63 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$, 随后有所降低, 基本维持在 $68 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ 左右. 同样, 当吡啶初始浓度在 $293.4 \sim 586.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围内变化时, 平均降解速率出现波动, 在反应器启动和吡啶初始浓度在 782.4

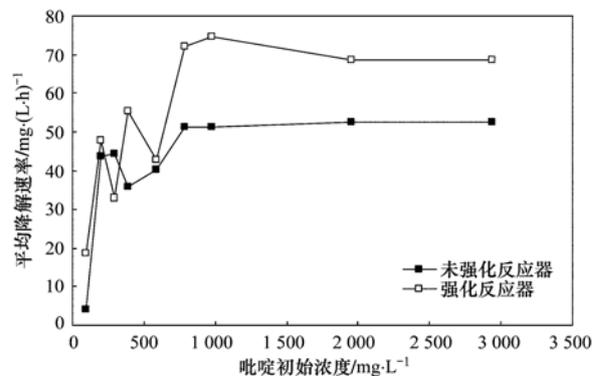


图 3 在强化和未强化反应器中吡啶的平均降解速率与初始浓度的关系

Fig. 3 Relationships between the average degradation rate of pyridine and the initial concentration in bioaugmented and non-bioaugmented reactors

~2 934 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围内变化时,强化反应器的平均吡啶降解速率高于未强化反应器.

2.4 反应器中微生物群落结构的变化

许多指纹图谱技术被用来监测和分析生物强化过程中微生物群落结构的变化.在这些技术中 T-RFLP 常常被用于检测微生物群落的结构和组成.为了监测反应器运行过程中微生物群落结构的变化以及外源菌株 KT-5 的情况,利用自动测序仪 ABI 3730XL 分析 2 个反应器中微生物的 16S rDNA 的 *Hha* I 酶切图谱的 T-RFLP.图 4 ~ 7 是不同样品的 T-RFLP 图谱.其中每个末端限制性酶切片段代表至少 1 种类型的微生物,峰的面积代表该种类的相对数量.为了确定对吡啶可能有降解功能的微生物,取片段长度在 50 ~ 500 bp,荧光阈值为 50 以上的峰作为研究分析对象.

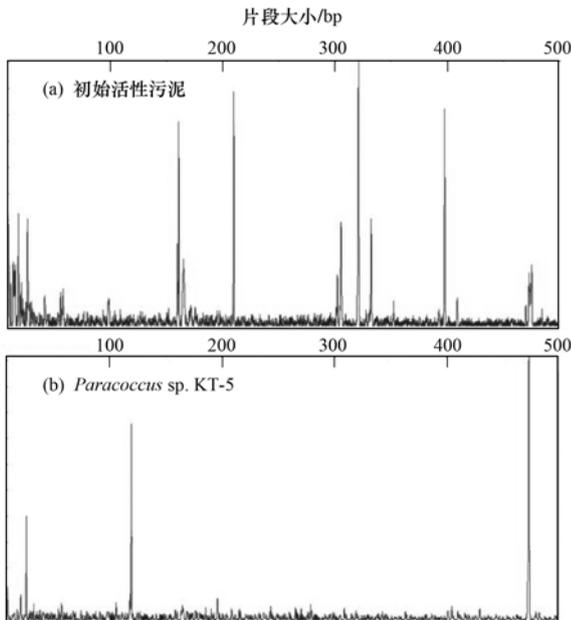


图 4 初始活性污泥和纯菌株 *Paracoccus* sp. KT-5 的 T-RFLP 图谱

Fig. 4 Profiles of T-RFLP from the initial activated sludge and pure culture of *Paracoccus* sp. KT-5

图 4(a) 表明了初始活性污泥中微生物群落的结构和丰度.共检测到 9 种优势的 TRFs,它们的长度分别为 57、160、164、209、305、320、331、397 和 475 bp.图 4(b) 表明,纯菌株 KT-5 的 16S rDNA 经 *Hha* I 消化后的特征 TRFs 为 119 和 473 bp.在未强化反应器中,当吡啶初始浓度为 293.4 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,检测到 7 种优势 TRFs,长度分别为 59、138、194、327、336、373 和 475 bp[图 5(b)];当吡啶初始浓度为 978 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,检测到 11 种优势 TRFs,长

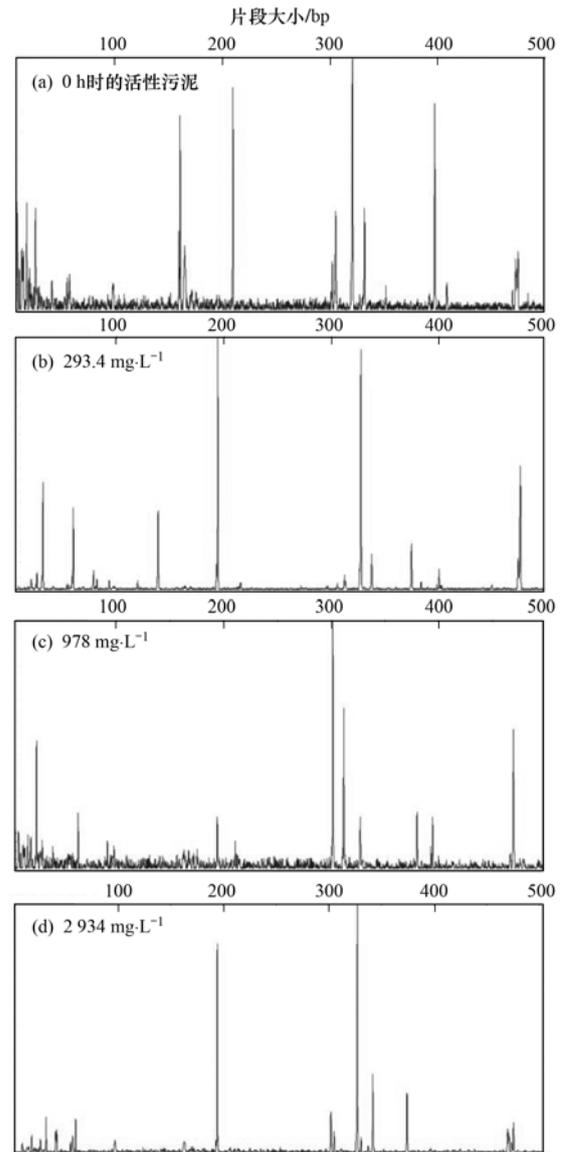


图 5 在不同初始吡啶浓度下活性污泥的 T-RFLP 图谱
Fig. 5 Profiles of T-RFLP from the activated sludge at the various initial concentrations of pyridine

度分别为 64、92、98、194、210、301、311、327、380、394 和 470 bp[图 5(c)];当吡啶初始浓度为 2 934 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,检测到 9 种优势 TRFs,长度分别为 59、194、302、304、327、341、374、470 和 475 bp[图 5(d)].在强化反应器中,由于系统中存在吸附微生物的竹炭颗粒,故在分析微生物群落时分为固定化生物相和游离生物相两部分.在游离生物相中,初始阶段的悬浮微生物就是接种的活性污泥,故强化反应器中 0 h 的悬浮生物相的微生物群落的结构与未强化反应器中相同[图 6(a)].当吡啶初始浓度为 293.4 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,反应器中除了检测到外源投加的 KT-5 菌株外,还检测到 2 种优势 TRFs,长度分

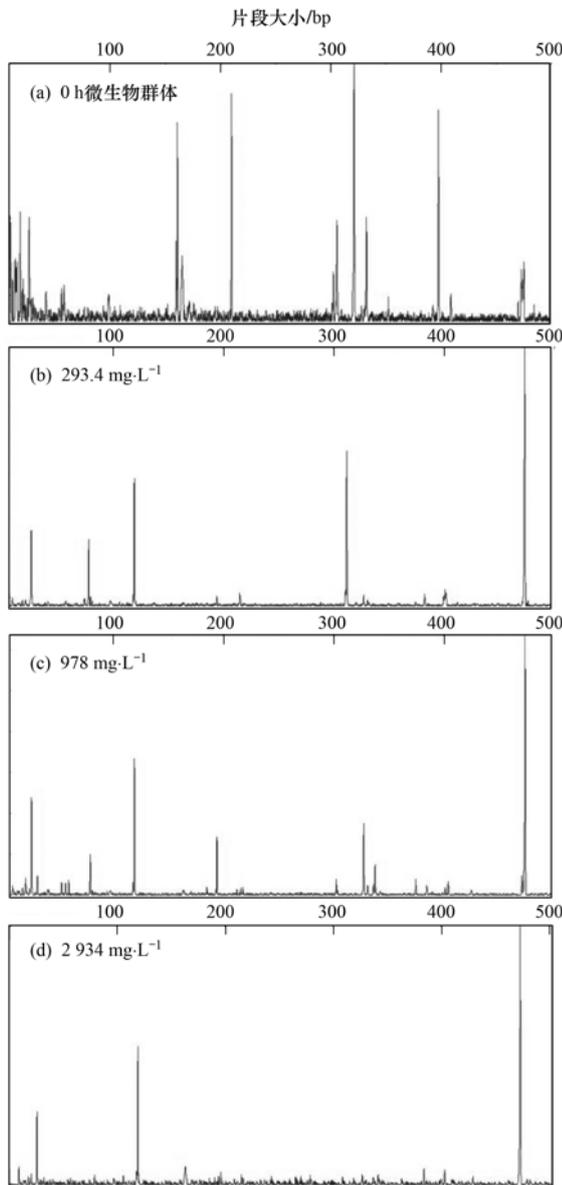


图6 在不同初始吡啶浓度下强化反应器中悬浮微生物相的 T-RFLP 图谱

Fig. 6 Profiles of T-RFLP from free microbial community in the bioaugmented reactor

别为 78 和 311 bp [图 6(b)]; 当吡啶初始浓度为 $978 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 反应器中除了仍可以检测到外源投加的 KT-5 菌株外, 还检测到 4 种优势 TRFs, 长度分别为 79、194、327 和 337 bp [图 6(c)]; 当吡啶初始浓度为 $2\,934 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 同样地, 外源投加的菌株 KT-5 仍可以作为优势菌被检测到, 有趣的是, 该浓度下几乎检测不到其它优势微生物 [图 6(d)]. 在强化反应器的固定化生物相中, 由于 0 h 时投加的是附着有 KT-5 的竹炭颗粒, 故此时的固定化生物相中只检测到 KT-5 的存在 [图 7(a)]. 当吡啶初始浓度为 $293.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 除了 KT-5 没有检测到其

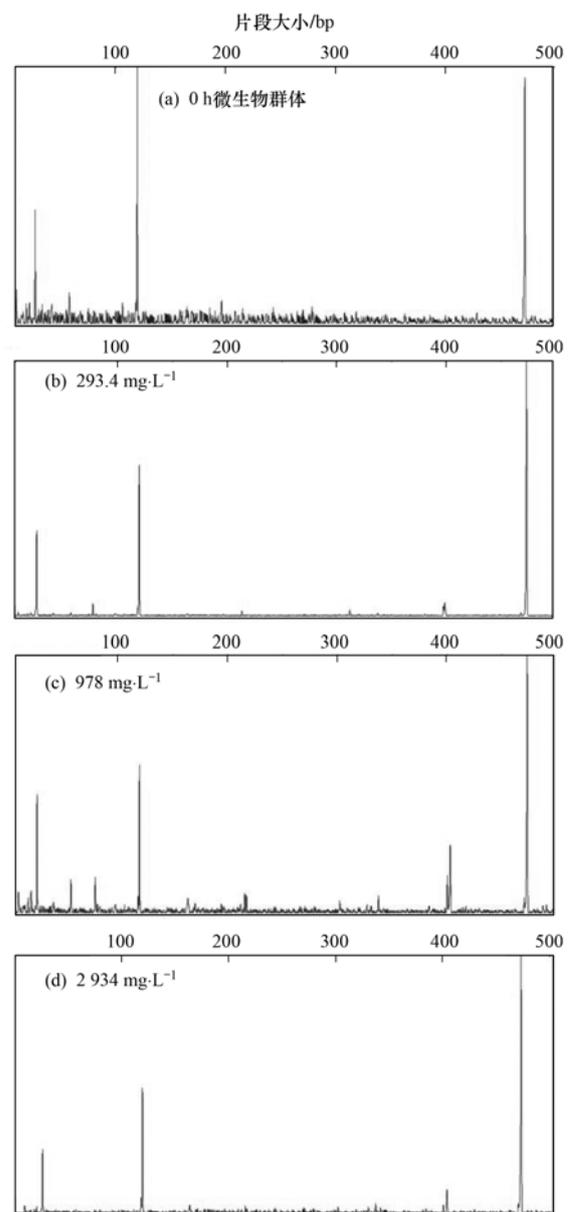


图7 在不同初始吡啶浓度下强化反应器中固定化微生物相的 T-RFLP 图谱

Fig. 7 Profiles of T-RFLP from immobilized microbial community in the bioaugmented reactor

它优势微生物的存在 [图 7(b)]; 当吡啶初始浓度为 $978 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 竹炭颗粒中除了检测到 KT-5 以外, 还检测到 4 种优势 TRFs, 长度分别为 56、79、400 和 402 bp [图 7(c)]; 当吡啶初始浓度为 $2\,934 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, KT-5 仍然是固定化生物相的优势菌, 同时 TRFs 的长度为 400 和 402 bp 的 2 种微生物也少量存在于固定化生物相中 [图 7(d)].

3 讨论

图 1 的结果表明, 当反应器成功启动, 并且活性

污泥得到驯化后,随着吡啶浓度的不断提高,2个反应器对吡啶的去除情况基本可以分为3个阶段.第一阶段,当吡啶浓度提高至 $195.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,运行至第二个循环开始,2个反应器对吡啶的去除速率基本一致,且保持稳定,强化作用不再明显.这说明吡啶浓度升高后,活性污泥仍受到进一步的驯化致使未强化反应器对吡啶的去除速率不断增加,导致强化反应器对吡啶降解的强化作用不再明显.第二阶段,当吡啶初始浓度在 $293.4\sim 586.8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围内变化时,2个反应器对吡啶的去除速率出现波动,而这种波动产生的原因目前尚不清楚,可能因为受到吡啶负荷的冲击导致反应器中优势微生物群落结构的变化,这似乎可以从T-RFLP的分析结果加以解释.在未强化反应器中,当吡啶初始浓度为 $293.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,优势微生物从初始的9种变为7种,而且微生物的种类和丰度都有着很大的变化[图5(a)和5(b)];在强化反应器的悬浮生物相中,当吡啶初始浓度为 $293.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,优势微生物除了KT-5以外,由初始的9种变为2种,种类和丰度的变化也很大[图6(a)和6(b)].第三阶段,当吡啶初始浓度在 $782.4\sim 2934\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的范围内变化时,强化反应器的生物强化作用又开始明显,这说明在低浓度吡啶($195.6\sim 586.8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)条件下,固定化KT-5的投加没有显示出明显的降解作用,但是在高浓度吡啶($782.4\sim 2934\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)范围内,固定化KT-5的生物强化作用显示出了优势,而且从高浓度样品的T-RFLP的分析结果看出,无论在反应器的固定相还是悬浮相中,都可以检测到KT-5作为优势菌的存在[图6(c)和6(d),图7(c)和7(d)].这说明由于固定化的保护作用,强化菌株KT-5能够在反应器的整个运行过程中保持优势状态,从而保持了强化反应器的生物强化作用.笔者也比较过游离态KT-5对反应器运行的强化作用,虽然游离态菌株强化系统在短时间,较低的初始吡啶浓度下对废水中吡啶的去除效果与固定化菌株强化系统相似,但是在高浓度吡啶条件下,反应器中已经检测不到KT-5的存在,而且强化反应器对吡啶的去除速率与未强化反应器没有明显差别,说明菌株已经被洗脱或失去活性,导致生物强化作用失败.这也进一步说明,固定化技术是防止外源菌株流失的有效手段.也有一些研究表明了固定化技术用于生物强化的优势. Bathe等^[22]利用菌株 *Comamonas testosteroni* 强化半连续活性污泥反应器中3-氯苯胺的降解,结果也发现在高浓度3-氯苯胺存在的条件

下,固定化强化策略表现出比游离菌强化更高的处理效率. Siripattanakul等^[23]用聚乙烯醇固定化混合培养物,强化处理农药废水中的阿特拉津,发现短期运行时,固定化细胞和游离细胞对阿特拉津的去除没有差别;而在长期运行条件下,只有固定化细胞表现出持续降解阿特拉津的活性. Lenz等^[24]利用固定化硒酸盐转化菌株 *Sulfurospirillum barnesii* 强化硒酸盐和硝酸盐的同步处理,发现固定化菌株可以在反应器中持续存活.

动力学拟合结果表明,2种反应器对吡啶的降解均符合一级动力学,这表明固定化KT-5的投加并没有影响活性污泥对吡啶的降解动力学,笔者曾报道过固定化KT-5纯菌株对吡啶的降解也符合一级动力学规律^[19].通过一级速率常数与初始吡啶浓度之间的关系可以看出,2个反应器体现的规律是不一致的.对于未强化反应器来说,初始阶段一级速率常数随着吡啶浓度的升高而升高,表明微生物对吡啶的逐渐适应过程.当吡啶初始浓度高于 $195.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,一级反应速率常数随着吡啶浓度的增加而降低,这表明微生物一旦适应吡啶后,吡啶浓度的增加对吡啶降解活性有抑制作用.然而,对于强化反应器来说,一级反应速率常数随着吡啶浓度的增加基本保持降低的趋势,而且从 $293.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 吡啶浓度开始,一级反应速率常数出现了波动(图2),强化反应器与未强化反应器的这种差别以及反应速率常数的波动,可能与固定化条件下产生的微生物对吡啶抵抗能力和降解活性与游离状态的不同有关系.类似地, Quesnel等^[25]使用驯化的活性污泥处理工业废水中的丙酮和甲基异丁基酮时,发现单一底物和多底物的批次动力学都遵循一级动力学模型,而且与底物浓度有关.

T-RFLP的分析结果表明,未强化反应器中的原始活性污泥中的降解吡啶微生物的浓度虽然不高,但是种类较丰富[图4(a)].纯菌株KT-5的16S rDNA经 *Hha* I 酶切后有2个特征TRFs[图4(b)],从TRFLP的实验原理上看,无论16S rDNA序列上有多少个酶切位点,由于只有5'端被荧光标记,所以通过测序仪扫描应该只能检测到一种大小的片段峰,但是实验中发现有两个特征片段,可能因为酶切过程不够彻底,从而遗留了一条片段并被检测出来,因此可以在进一步的实验中再次优化一下酶切条件加以确认.通过对未强化反应器中微生物群落结构的动态分析,可以看出当污泥经过不同浓度吡啶的驯化后,未强化反应器中的微生物群落结构发生了

较大的变化. 不同初始吡啶浓度下, 微生物群落中的优势微生物的种类有所不同. 与初始活性污泥相比, 只有 TRFs 的长度为 475 bp 的微生物始终存在于反应器中, 其余都是在吡啶驯化的条件下产生的新的优势微生物. 在这些微生物中, 只有 2 种 TRFs 长度分别为 194 和 327 bp 的微生物, 在反应器中始终作为优势微生物存在, 表明这两种微生物对吡啶的降解起着主导作用. 在强化反应器的整个运行过程中, 投加的 KT-5 菌株始终作为优势菌存在于强化反应器的固定化生物相和悬浮生物相中, 其中悬浮生物相中的 KT-5 来自于固定化生物膜的脱落作用. 此外, 在强化反应器的悬浮生物相中, 优势微生物的种类明显低于未强化反应器, 而吡啶的降解能力, 尤其是在高吡啶浓度下, 却强于未强化反应器, 说明强化反应器的吡啶降解活性主要来自于投加的固定化吡啶降解菌株 KT-5 的强化作用. 在强化反应器的悬浮生物相中, 同样也检测到了与未强化反应器一样的 2 株 TRFs 长度分别为 194 和 327 bp 的优势微生物, 虽然不是始终存在于反应器中, 但是也能进一步说明这 2 株优势菌与吡啶降解有密切关系. 在强化反应器的固定化生物相中, 当吡啶初始浓度为 293.4 mg·L⁻¹ 时, 虽然在相应的悬浮相中检测到除了 KT-5 以外的 2 株其它的优势微生物, 但是固定化生物相中只检测到 KT-5 [图 6(b) 和 7(b)], 可能因为这 2 株菌在悬浮相的生物量较低, 而竹炭颗粒的大部分孔隙都被 KT-5 所吸附, 导致悬浮相的微生物并没有大量吸附于竹炭上而未被检测到. 当吡啶初始浓度为 978 mg·L⁻¹ 时, 固定化生物相中除了检测到 KT-5 的存在, 还检测到另外 4 种 TRFs, 长度分别为 56、79、400 和 402 bp [图 7(c)], 其中只有 79 bp 的 TRFs 在相应浓度的悬浮相中可以检测到 [图 6(c)], 同样地, 悬浮生物相中检测到的 TRFs 长度为 194、327 和 337 bp 的微生物, 在固定相中也没有检测到, 可能因为这些微生物在 2 种生物相中的浓度差别很大, 而无法都被检测到. 这些检测结果表明, 固定化强化体系不仅影响着强化系统微生物群落的结构, 还有效地强化了吡啶的去除.

4 结论

(1) 投加固定化吡啶高效降解菌株 KT-5 可以加速反应器的启动.

(2) 当吡啶初始浓度在 293.4 ~ 586.8 mg·L⁻¹ 范围内变化时, 2 个反应器对吡啶的去除速率出现波动, 表明低吡啶浓度下, 固定化 KT-5 的生物强化

作用不明显; 当吡啶初始浓度在 782.4 ~ 2934 mg·L⁻¹ 范围内变化时, 与未强化的对照反应器相比, 固定化 KT-5 的投加明显促进了反应器中吡啶的去除, 表明高吡啶浓度下, 固定化 KT-5 的生物强化作用显示出优势.

(3) 对照反应器和强化反应器对吡啶的生物降解均符合一级反应动力学, 表明固定化 KT-5 菌株的投加不影响反应器中吡啶的生物降解规律, 但是 2 个反应器中的吡啶降解的一级速率常数与吡啶初始浓度的关系呈现不同的规律, 表明固定化和游离微生物对吡啶降解规律是有差异的.

(4) T-RFLP 的分析结果表明, 在反应器的整个运行过程中, 用于强化的纯菌株 KT-5 始终存在于反应器的固定相和悬浮相中, 表明固定化技术用于生物强化是有效和可行的.

参考文献:

- [1] Qiao L, Wang J L. Microbial degradation of pyridine by *Paracoccus* sp. isolated from contaminated soil [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, **176**(1-3): 220-225.
- [2] Li J W, Cai W J, Cai J J. The characteristics and mechanisms of pyridine biodegradation by *Streptomyces* sp. [J]. *Journal of Hazardous Material*, 2009, **165**(1-3): 950-954.
- [3] 王海, 张甲耀, 魏明宝. 生物强化技术在生物修复中的应用 [J]. *环境科学与技术*, 2003, **26**(2): 81-83.
- [4] Van Limbergen H, Top E M, Verstraete W. Bioaugmentation in activated sludge: current features and future perspectives [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1998, **50**(1): 16-23.
- [5] De Wildeman S, Linthout G, Van Langenhove H, et al. Complete lab-scale detoxification of groundwater containing 1, 2-dichloroethane [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2004, **63**(5): 609-612.
- [6] Qu Y Y, Zhou J T, Wang J, et al. Population dynamics in bioaugmented membrane bioreactor for treatment of bromoamine acid wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2009, **100**(1): 244-248.
- [7] Boon N, Top E M, Verstraete W, et al. Bioaugmentation as a tool to protect the structure and function of an activated-sludge microbial community against a 3-chloroaniline shock load [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2003, **69**(3): 1511-1520.
- [8] Quan X C, Shi H C, Liu H, et al. Enhancement of 2, 4-dichlorophenol degradation in conventional activated sludge systems bioaugmented with mixed special culture [J]. *Water Research*, 2004, **38**(1): 245-253.
- [9] Wang J L, Quan X C, Wu L B, et al. Bioaugmentation as a tool to enhance the removal of refractory compound in coke plant wastewater [J]. *Process Biochemistry*, 2002, **38**(5): 777-781.
- [10] Domde P, Kapley A, Purohit H J. Impact of bioaugmentation with a consortium of bacteria on the remediation of wastewater-

- containing hydrocarbons [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2007, **14**(1): 7-11.
- [11] 马放, 郭静波, 赵立军, 等. 生物强化工程菌的构建及其在石化废水处理中的应用 [J]. *环境科学学报*, 2008, **28**(5): 885-891.
- [12] 姚秀清, 徐军祥, 张全. 复合菌剂生物强化 SBR 降解芳香烃及其衍生物的研究 [J]. *化学与生物工程*, 2007, **24**(8): 59-62.
- [13] Gentry T J, Rensing C, Pepper I L. New approaches for bioaugmentation as a remediation technology [J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2004, **34**(5): 447-494.
- [14] Baskaran V, Nemati M. Anaerobic reduction of sulfate in immobilized cell bioreactors, using a microbial culture originated from an oil reservoir [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2006, **31**(2): 148-159.
- [15] Wang J L, Liu P, Qian Y. Biodegradation of phthalic acid esters by immobilized microbial cells [J]. *Environmental International*, 1997, **23**(6): 775-782.
- [16] Sathesh Prabua C, Thatheyus A J. Biodegradation of acrylamide employing free and immobilized cells of *Pseudomonas aeruginosa* [J]. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 2007, **60**(2): 69-73.
- [17] Mertens B, Boon N, Verstraete W. Slow-release inoculation allows sustained biodegradation of γ -hexachlorocyclohexane [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2006, **72**(1): 622-627.
- [18] 张亚雷, 方振炜, 徐德强, 等. 生物强化技术处理 2, 6-二叔丁基酚的研究 [J]. *环境工程*, 2005, **23**(6): 32-34.
- [19] Qiao L, Wen D H, Wang J L. Biodegradation of pyridine by *Paracoccus* sp. KT-5 immobilized on bamboo-based activated carbon [J]. *Bioresource Technology*, 2010, **101**(14): 5229-5234.
- [20] Wang J L, Quan X C, Han L P, *et al.* Kinetics of co-metabolism of quinoline and glucose by *Burkholderia pickettii* [J]. *Process Biochemistry*, 2002, **37**(8): 831-836.
- [21] Marchesi J R, Sato T, Weightman A J, *et al.* Design and evaluation of useful bacterium-specific PCR primers that amplify genes coding for bacterial 16S rRNA [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1998, **64**(2): 795-799.
- [22] Bathe S, Schwarzenbeck N, Hausner M. Bioaugmentation of activated sludge towards 3-chloroaniline removal with a mixed bacterial population carrying a degradative plasmid [J]. *Bioresource Technology*, 2009, **100**(12): 2902-2909.
- [23] Siripattanakul S, Wirojanagud W, McEvoyd J M, *et al.* A feasibility study of immobilized and free mixed culture bioaugmentation for treating atrazine in infiltrate [J]. *Journal of Hazardous Material*, 2009, **168**(2-3): 1373-1379.
- [24] Lenz M, Enright A M, O'Flaherty V, *et al.* Bioaugmentation of UASB reactors with immobilized *Sulfurospirillum barnesii* for simultaneous selenate and nitrate removal [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2009, **83**(2): 377-388.
- [25] Quesnel D, Nakhla G. Removal kinetics of acetone and MIBK from a complex industrial wastewater by an acclimatized activated sludge [J]. *Journal of Hazardous Material*, 2006, **132**(2-3): 253-260.

CONTENTS

Regional Heterogeneity of Lake Eutrophication Effects in China	CAO Jin-ling, XU Qi-gong, XI Bei-dou, <i>et al.</i> (1777)
Correlating Landscape Pattern with Total Nitrogen Concentration Using a Location-weighted Sink-source Landscape Index in the Haihe River Basin, China	SUN Ran-hao, CHEN Li-ding, WANG Wei, <i>et al.</i> (1784)
Impact of the Land-use Change on the Non-point Source Nitrogen Load in Yunneng Lake Watershed	MENG Xiao-yun, YU Xing-xiu, PAN Xue-qin (1789)
Residue Characteristics and Distributions of Perfluorinated Compounds in Surface Seawater Along Shenzhen Coastline	CHEN Qing-wu, ZHANG Hong, CHAI Zhi-fang, <i>et al.</i> (1795)
Distribution and Potential Ecological Risk of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Sediments from Typical Electronics Industrial Zone	DENG Dai-yong, QIU Meng-de, SUN Guo-ping, <i>et al.</i> (1801)
Residues and Potential Ecological Risk Assessment of Metal in Sediments from Lower Reaches and Estuary of Pearl River	XIE Wen-ping, WANG Shao-bing, ZHU Xin-ping, <i>et al.</i> (1808)
Character and Sources Identification of Heavy Metals Contamination in Sediment from the Core Sediment in Nanshan Lake, the Zhalong Wetland	SU Dan, ZANG Shu-ying, YE Hua-xiang, <i>et al.</i> (1816)
Distribution Characteristics of Phosphorus Forms in Surface Sediments of the Shantou Bay in China	ZHAO Jian-gang, QIAO Yong-min (1823)
Microcosm Experiments on the Influence of Different N/P Ratios on Phytoplankton Community Growth in the East China Sea	HUANG Wei, ZHU Xu-yu, ZENG Jiang-ning, <i>et al.</i> (1832)
Species Composition and Distribution Characteristics of Pelagic Copepods in the Northern Sea of Fujian During Withdraw of Zhe-Min Coastal Current	WANG Yan-guo, LIN Jing-hong, WANG Chun-guang, <i>et al.</i> (1839)
PAHs Concentrations in Aquatic Products and Food Safety Evaluation in the Coupled Mangrove Planting-Aquaculture Ecological System	CHEN Guan-qiu, LI Yao-chu, HUANG Jin-mu, <i>et al.</i> (1846)
Tissue Distribution and Bioconcentration Factors of Tetrabromobisphenol A in Five Fishes in Lake Chaohu	YANG Su-wen, WANG Sheng-rui, YAN Zhen-guang, <i>et al.</i> (1852)
Induction Effects of Pentachlorophenol on Vitellogenin and p53 in Chinese Rare Minnow (<i>Gobiocypris rarus</i>)	XIONG Li, MA Yong-peng, ZHANG Xiao-zheng, <i>et al.</i> (1858)
Effects of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) Exposure on Vitellogenin mRNA Level in Zebrafish (<i>Brachydanio rerio</i>)	CHENG Yan, CUI Yuan, DANG Zhi-chao, <i>et al.</i> (1865)
Relationship Between Electron Transfer Capacity and Fluorescence Characteristics of Dissolved Organic Matter	TAO Ya, YUAN Tian, ZHOU Shun-gui, <i>et al.</i> (1871)
Characterization of the Change in DOM During Municipal Secondary Effluent Treatment with Magnetic Ion Exchange Resin by 3DEEM	YANG Jian, GAO Jin-hua, CHANG Jiang (1878)
Reverse Osmosis Membrane Fouling by Humic Acid Using XDLVO Approach; Effect of Calcium Ions	YAO Shu-di, GAO Xin-yu, GUO Ben-hua, <i>et al.</i> (1884)
Growth, Removal of Nitrogen and Phosphorus, and Lipid Accumulation Property of <i>Scenedesmus</i> sp. LX1 in Aquaculture Wastewater	MA Hong-fang, LI Xin, HU Hong-ying, <i>et al.</i> (1891)
Iron Chloride for Simultaneous Denitrification and Chemical-Biological Flocculation Process	WANG Hong-jie, DONG Wen-yi, LIU Li-sha, <i>et al.</i> (1897)
Characteristic Research of Shortcut Denitrification in Synthetic Ammonia Industrial Wastewater Treatment Process	LI Yan, LI Ze-bing, MA Jia-xuan, <i>et al.</i> (1902)
Stability Control of Aerobic Granules Using an Innovative Reactor	LI Zhi-hua, YANG Fan, LI Sheng, <i>et al.</i> (1907)
Description of the Stability of Granules Using Nongrowth-related Parameters	LI Zhi-hua, WU Jun, LI Sheng, <i>et al.</i> (1913)
Enhancement of Anaerobic Digestion of Excess Sludge by Acid-Alkali Pretreatment	YUAN Guang-huan, ZHOU Xing-qiu, WU Jian-dong (1918)
Pilot Validation of Sludge Concentration Partition at Small Reflux Ratio Condition	SHI Si, WANG Su-lan, LI Rui, <i>et al.</i> (1923)
Influence of Non-ionic Surfactants on Sludge Dewaterability	HOU Hai-pan, PU Wen-hong, SHI Ya-fei, <i>et al.</i> (1930)
Variation Characteristics and Influencing Factors of Air Pollution Index in China	LI Xiao-fei, ZHANG Ming-jun, WANG Sheng-jie, <i>et al.</i> (1936)
Characteristics of Aerosol Water-Soluble Inorganic Ions in Three Types Air-Pollution Incidents of Nanjing City	ZHANG Qiu-chen, ZHU Bin, SU Ji-feng, <i>et al.</i> (1944)
Characterization of Atmospheric PM _{2.5} in the Suburb of Shenzhen	DAI Wei, GAO Jia-qi, CAO Gang, <i>et al.</i> (1952)
Analysis on Oil Fume Particles in Catering Industry Cooking Emission	TAN De-sheng, KUANG Yuan-cheng, LIU Xin, <i>et al.</i> (1958)
Low-Temperature Catalytic Reduction of NO over Fe-MnO _x -CeO ₂ /ZrO ₂ Catalyst	LIU Rong, YANG Zhi-qin (1964)
CO ₂ Absorption and Regeneration Performance of a Natural Amino Acid and Its Potassium Salt	YAN Shui-ping, CHEN Jing-ao, XU Ming-liang, <i>et al.</i> (1971)
Effects of Tillage-Cropping Systems on Methane and Nitrous Oxide Emissions from Agro-Ecosystems in a Purple Paddy Soil	ZHANG Jun-ke, JIANG Chang-sheng, HAO Qing-ju, <i>et al.</i> (1979)
Factors Influencing Ammonia Volatilization in a Winter Wheat Field with Plastic Film Mulched Ridges and Unmulched Furrows	SHANGGUAN Yu-xian, SHI Ri-peng, LI Na, <i>et al.</i> (1987)
Effects of Typical Herbicides on Soil Respiration and N ₂ O Emissions from Soil Added with Different Nitrogen Fertilizers	SUN Qing, SHI Chun-xing, SHI Kun, <i>et al.</i> (1994)
Analysis of Characteristics of Dioxin Contamination in the Chlor-alkali Site that Uses Graphite Anode for Production	YU Li-feng, WEI Wen-xia, TIAN Ya-jing, <i>et al.</i> (2000)
Effect of Flue Gas Desulfurization Gypsum Application on Remediation of Acidified Forest Soil	LUO Yao, KANG Rong-hua, YU De-xiang, <i>et al.</i> (2006)
Morphology of Soil Iron Oxides and Its Correlation with Soil-Forming Process and Forming Conditions in a Karst Mountain	ZHANG Zhi-wei, ZHU Zhang-xiong, FU Wa-li, <i>et al.</i> (2013)
Pb, Zn Accumulation and Nutrient Uptake of 15 Plant Species Grown in Abandoned Mine Tailings	SHI Xiang, CHEN Yi-tai, WANG Shu-feng, <i>et al.</i> (2021)
Effect of Cr(VI) Stress on Growth of Three Herbaceous Plants and Their Cr Uptake	WANG Ai-yun, HUANG Shan-shan, ZHONG Guo-feng, <i>et al.</i> (2028)
Bioaccumulation of Heavy Metals by the Dominant Plants Growing in Huayuan Manganese and Lead/Zinc Mineland, Xiangxi	YANG Sheng-xiang, TIAN Qi-jian, LIANG Shi-chu, <i>et al.</i> (2038)
Effect of CO ₂ Fertilization on Residual Concentration of Cypermethrin in Rhizosphere of C3 and C4 Plant	MU Nan, DIAO Xiao-jun, WANG Shu-guang, <i>et al.</i> (2046)
Bioaugmented Removal of Pyridine and the Microbial Community Dynamic Analysis	QIAO Lin, ZHAO Hong, WANG Jian-long (2052)
Relationship Between Sewage Treatment Efficiency and Bacterial Community Diversity in an A/O MBR	KUANG Bin-yu, SHI Qing, Montcho Leon Monthero, <i>et al.</i> (2061)
Dynamic Changes in Functional Genes for Nitrogen Cycle During Bioremediation of Petroleum-Contaminated Soil	WU Bin-bin, LU Dian-nan, LIU Zheng (2068)
Risk Assessment of Lead Exposure from Different Intake Pathways for Children in Wuhan City	HAO Han-zhou, CHEN Tong-bin, WU Ji-liang, <i>et al.</i> (2075)
Implementation of a Pretreatment Device for an Electronic Nose	BU Fan-yang, WEN Xiao-gang, WAN Mei, <i>et al.</i> (2083)
Copper and Cadmium Toxicities to Activated Sludge Investigated with ToxTell Biosensor	WANG Xue-jiang, WANG Xin, LIU Mian, <i>et al.</i> (2090)
Matrix Effect and Control of Immunoassay for Environmental Samples	SHENG Jian-wu, HE Miao, SHI Han-chang (2095)
Study on Vitrification of Simulated Medical Wastes by Thermal Plasma	ZHANG Lu, YAN Jian-hua, DU Chang-ming, <i>et al.</i> (2104)
Study on the Low Temperature Drying of Components of Municipal Solid Waste and Its Model Analysis	WU Ya-juan, LIU Hong-mei, LU Sheng-yong, <i>et al.</i> (2110)
Aerogenesis Evolution of the Anaerobic-semiaerobic Bioreactor Landfill	HAN Zhi-yong, LIU Dan, LI Qi-bin (2118)
Performance of Microbial Fuel Cells with Fe/C Catalyst Carbon Felt Air-Cathode for Treating Landfill Leachate	TANG Yu-lan, PENG Man, YU Yan, <i>et al.</i> (2125)
Relationships Between Soil and Rocky Desertification in Typical Karst Mountain Area Based on Redundancy Analysis	LONG Jian, LIAO Hong-kai, LI Juan, <i>et al.</i> (2131)
Energy Consumption and GDP Growth in Beijing: Cointegration and Causality Analysis	CHEN Cao-cao, ZHANG Yan, LIU Chun-lan, <i>et al.</i> (2139)

《环境科学》第6届编辑委员会

主 编: 欧阳自远

副主编: 赵景柱 郝吉明 田 刚

编 委: (按姓氏笔画排序)

万国江 王华聪 王凯军 王绪绪 田 刚 田 静 史培军
朱永官 刘志培 汤鸿霄 陈吉宁 孟 伟 周宗灿 林金明
欧阳自远 赵景柱 姜 林 郝郑平 郝吉明 聂永丰 黄 霞
黄 耀 鲍 强 潘 纲 潘 涛 魏复盛

环 境 科 学

(HUANJING KEXUE)

(月刊 1976年8月创刊)

2012年6月15日 33卷 第6期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 33 No. 6 Jun. 15, 2012

主 管	中国科学院	Superintended	by	Chinese Academy of Sciences
主 办	中国科学院生态环境研究中心	Sponsored	by	Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences
协 办	(以参加先后为序) 北京市环境保护科学研究院 清华大学环境学院	Co-Sponsored	by	Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection School of Environment, Tsinghua University
主 编	欧阳自远	Editor-in -Chief		OUYANG Zi-yuan
编 辑	《环境科学》编辑委员会 北京市2871信箱(海淀区双清路 18号, 邮政编码:100085) 电话:010-62941102, 010-62849343 传真:010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn	Edited	by	The Editorial Board of Environmental Science (HUANJING KEXUE) P. O. Box 2871, Beijing 100085, China Tel: 010-62941102, 010-62849343; Fax: 010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn
出 版	科 学 出 版 社 北京东黄城根北街16号 邮政编码:100717	Published	by	Science Press 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China
印 刷 装 订	北京北林印刷厂	Printed	by	Beijing Bei Lin Printing House
发 行	科 学 出 版 社 电话:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com	Distributed	by	Science Press Tel: 010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com
订 购 处	全国各地邮电局	Domestic		All Local Post Offices in China
国外总发行	中国国际图书贸易总公司 (北京399信箱)	Foreign		China International Book Trading Corporation (Guoji Shudian), P. O. Box 399, Beijing 100044, China

中国标准刊号: ISSN 0250-3301
CN 11-1895/X

国内邮发代号: 2-821

国内定价: 70.00元

国外发行代号: M 205

国内外公开发行