

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第7期

Vol.39 No.7

2018

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

近20年来中国典型区域 PM _{2.5} 时空演变过程	罗毅,邓琼飞,杨昆,杨扬,商春雪,喻臻钰 (3003)
西安市 PM _{2.5} 健康损害价值评估	魏国茹,史兴民 (3014)
河北香河亚微米气溶胶组分特性、来源及其演变规律分析	江琪,王飞,孙业乐 (3022)
南京北郊秋季 PM _{2.5} 碳质组分污染特征及来源分析	徐足飞,曹芳,高嵩,鲍孟盈,石一凡,章炎麟,刘晓妍,范美益,张雯淇,卞航,刘寿东 (3033)
临安夏季霾和清洁天气 PM _{2.5} 化学组成特征比较	梁林林,孙俊英,张养梅,刘畅,徐婉筠,张根,刘旭艳,马千里 (3042)
盘锦市秋冬季节 PM _{2.5} 中碳组分特征及来源解析	张蕾,姬亚芹,张军,王士宝,李越洋,赵静琦,张伟 (3051)
南京冬季气溶胶光学特性及黑碳光吸收增强效应	黄聪聪,马嫣,郑军 (3057)
夏季青岛大气粗细粒子中微量元素的浓度、溶解度及干沉降通量	李鹏志,李茜,石金辉,高会旺,姚小红 (3067)
太原市夏季降水中溶解态重金属特征及来源	叶艾玲,程明超,张璐,何秋生,郭利利,王新明 (3075)
杭州地区大气 CO ₂ 体积分数变化特征及影响因素	浦静姣,徐宏辉,姜瑜君,杜荣光,齐冰 (3082)
典型工业源 VOCs 治理现状及排放组成特征	景盛翱,王红丽,朱海林,杨强,卢滨,夏阳,余传冠,陶士康,李莉,楼晟荣,黄成,唐伟,井宝莉 (3090)
地级市域工业 VOCs 排放源产排特性及其控制技术应用现状:以秦皇岛市为例	胡旭睿,虎啸宇,王灿 (3096)
青霉素发酵尾气 VOCs 污染特征及健康风险评价	郭斌,么瑞静,张硕,马磊,康江,王姗姗 (3102)
轻型汽油车尾气 OC 和 EC 排放因子实测研究	黄成,胡馨遥,鲁君 (3110)
南京市大气降尘重金属污染水平及风险评价	田春晖,杨若杼,古丽扎尔·依力哈木,钱新,王金花,李慧明 (3118)
西安城区路面细颗粒灰尘重金属污染水平及来源分析	石栋奇,卢新卫 (3126)
三峡库区主要河流秋季 pCO ₂ 及其影响因素	罗佳宸,毛蓉,李思悦 (3134)
泾河支流地表水地下水的水化学特征及其控制因素	寇永朝,华琨,李洲,李志 (3142)
生物滞留对城市地表径流磷的去除途径	李立青,刘雨倩,杨佳敏,王娟 (3150)
淀山湖浮游植物功能群演替特征及其与环境因子的关系	杨丽,张玮,尚光霞,张军毅,王丽卿,魏华 (3158)
抚仙湖硅藻群落的时空变化特征及其与水环境的关系	李蕊,陈光杰,康文刚,陈丽,王教元,陈小林,刘园园,冯钟,张涛 (3168)
蓝藻水华及其降解对沉积物-水微界面的影响	王永平,谢瑞,晁建颖,姬昌辉,于剑 (3179)
生物炭对人工湿地植物根系形态特征及净化能力的影响	徐德福,潘潜澄,李映雪,陈晓艺,王佳俊,周磊 (3187)
Mn-Co/蜂窝陶瓷催化制备及催化臭氧化对苯二酚效能	张兰河,高伟国,陈子成,张海丰,王旭明 (3194)
Fe/Cu 双金属活化过一硫酸盐降解四环素的机制	李晶,鲍建国,杜江坤,冷一非,孔淑琼 (3203)
铈酸盐改性钛酸纳米片对水中 Cd(II) 的吸附行为及机制	康丽,刘文,刘晓娜,刘宏芳,李一菲 (3212)
铁锰原位氧化产物吸附微量磷的实验	蔡言安,毕学军,张嘉凝,董杨,刘文哲 (3222)
制备方法对铁钛复合氧化物磷吸附性能的影响:共沉淀法与机械物理混合法	仲艳,王建燕,陈静,张高生 (3230)
电导率对厌氧产酸、正渗透与微生物燃料电池耦合工艺运行性能的影响	陆宇琴,刘金梦,王新华,李秀芬,李晔 (3240)
不同磷浓度下生物除磷颗粒系统的 COD 需求	李冬,曹美忠,郭跃洲,梅宁,李帅,张杰 (3247)
基质浓度对 ABR 反应器 SAD 协同脱氮除碳效能影响	张敏,姜滢,汪瑶琪,韦佳敏,陈重军,沈耀良 (3254)
采用含硫铁化学污泥作为反硝化电子供体进行焦化废水中总氮深度去除	付炳炳,潘建新,马景德,王丰,吴海珍,韦朝海 (3262)
间歇曝气下短程硝化耦合污泥微膨胀稳定性	高春娣,孙大阳,安冉,赵楠,焦二龙,祝海兵 (3271)
基于高通量测序的 SBR 反应器丝状膨胀污泥菌群分析	洪颖,姚俊芹,马斌,徐双,张彦江 (3279)
纳米零价铁(NZVI)对厌氧产甲烷活性、污泥特性和微生物群落结构的影响	苏润华,丁丽雨,任洪强 (3286)
气水比对后置固相反硝化滤池工艺脱氮及微生物群落影响	张千,吉芳英,付旭芳,陈晴空 (3297)
活性污泥胞外多聚物提取方法的比较	孙秀玥,唐珠,杨新萍 (3306)
耐冷嗜碱蒙氏假单胞菌 H97 的鉴定及其好氧反硝化特性	蔡茜,何腾霞,冶青,李振轮 (3314)
PFOS 前体物质(PreFOSs)降解菌的分离鉴定及其降解特性	赵淑艳,周涛,王博慧,梁田坤,柳丽芬 (3321)
采油井场土壤微生物群落结构分布	蔡萍萍,宁卓,何泽,张敏,石建省 (3329)
铜尾矿坝不同恢复年限土壤理化性质和酶活性的特征	王瑞宏,贾彤,曹苗文,柴宝峰 (3339)
广西某赤泥堆场周边土壤重金属污染风险	郭颖,李玉冰,薛生国,廖嘉欣,王琼丽,吴川 (3349)
邻苯二甲酸酯在重庆市城市土壤中的污染分布特征及来源分析	杨志豪,何明靖,杨婷,卢俊峰,魏世强 (3358)
成都平原区水稻土有机碳剖面分布特征及影响因素	李珊,李启权,王昌全,张浩,肖怡,唐嘉玲,代天飞,李一丁 (3365)
塔里木盆地北缘绿洲不同连作年限棉田土壤有机碳、无机碳含量与环境因子的相关性	赵晶晶,贡璐,安申群,李杨梅,陈新 (3373)
塔里木盆地北缘绿洲4种土地利用方式土壤有机碳组分分布特征及其与土壤环境因子的关系	安申群,贡璐,李杨梅,陈新,孙力 (3382)
高原喀斯特土壤有机碳短期稳定的温度作用机制	唐国勇,张春华,刘方炎,马艳 (3391)
施硼对水稻幼苗吸收和分泌砷的影响	朱毅,孙国新,陈正,胡莹,郑瑞伦 (3400)
不同改良剂对铅镉污染农田水稻重金属积累和产量影响的比较分析	胡雪芳,田志清,梁亮,陈俊德,张志民,朱祥民,王士奎 (3409)
南京大气臭氧浓度的季节变化及其对主要作物影响的评估	赵辉,郑有飞,魏莉,关清 (3418)
三峡库区涪陵和忠县两地居民发汞含量水平及影响因素分析	程楠,谢青,樊宇飞,王永敏,张成,王定勇 (3426)
人粪便好氧堆肥过程中典型抗生素的消减特性	时红蕾,王文昌,李倩 (3434)
COD/SO ₄ ²⁻ 对青霉素菌渣厌氧消化影响	强虹,李玉友,裴梦富 (3443)
果蔬类垃圾主发酵堆肥产物储放和利用的恶臭释放特征	何品晶,蒋宁玲,徐贤,韦顺艳,邵立明,吕凡 (3452)
曾用抗生素磺胺二甲嘧啶对稻田 NH ₃ 挥发的影响	庞炳坤,张敬沙,吴杰,李志琳,蒋静艳 (3460)
《环境科学》征订启事(3141) 《环境科学》征稿简则(3202) 信息(3229, 3433, 3451)	

气水比对后置固相反硝化滤池工艺脱氮及微生物群落影响

张千¹, 吉芳英², 付旭芳¹, 陈晴空³

(1. 重庆理工大学化学化工学院, 重庆 400054; 2. 重庆大学三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045; 3. 重庆交通大学河海学院, 重庆 400074)

摘要:为解决现有低碳源污水处理工艺能耗高、工艺复杂和脱氮效果不佳等问题,首次提出一种新型的混凝沉淀/后置固相反硝化滤池工艺(CS-BAF-SPDB)。重点研究了气水比对该工艺脱氮效率的影响,同时采用聚合酶链式反应-变性梯度凝胶电泳(PCR-DGGE)技术从微观微生物群落的角度揭示了宏观运行条件对脱氮效率影响的机理。研究结果表明,为同时获得理想的硝化和反硝化效果,后置固相反硝化滤池工艺中硝化滤池的气水比应该设定为4:1。同时,宏观运行参数对BAF和SPDB处理效果的影响和微观微生物群落的动态变化直接相关。在BAF中氨氧化菌(*Candidatus Nitrospira defluvii*)和亚硝酸盐氧化菌(*Nitrosomonas* sp. Nm47)的组成、数量与活性随气水比的变化直接决定了BAF中硝化效果的好坏,而SPDB中固体碳源降解反硝化微生物 *Pseudomonas* sp.、*Myxobacterium* AT3-03 和异养反硝化菌 *Dechloromonas agitata*、*Comamonas granuli* 和 *Rubrivivax gelatinosus* 的群落结构随气水比的变化直接决定了 SPDB 中有机碳源的释放和反硝化效能的优劣。

关键词:后置固相反硝化; 气水比; 固体碳源; PCR-DGGE; 微生物群落

中图分类号: X172; X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2018)07-3297-09 DOI: 10.13227/j.hjxx.201712075

Effects of Gas/Water Ratio on the Characteristics of Nitrogen Removal and the Microbial Community in Post Solid-Phase Denitrification Biofilter Process

ZHANG Qian¹, JI Fang-ying², FU Xu-fang¹, CHEN Qing-kong³

(1. School of Chemical Engineering, Chongqing University of Technology, Chongqing 400054, China; 2. Key Laboratory of Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400045, China; 3. School of River and Ocean Engineering, Chongqing Jiaotong University, Chongqing 400074, China)

Abstract: To solve the problems of high-energy consumption, complex processes, and low nitrogen removal efficiency in the currently available low carbon source wastewater treatment processes, a novel coagulation sedimentation/post solid-phase denitrification biofilter process (CS-BAF-SPDB) was proposed. The effect of gas/water ratio on nitrogen removal efficiency of the CS-BAF-SPDB was studied. The changes in the microbial community structure along the varying gas/water ratio were investigated, and the functional bacteria were identified using polymerase chain reaction-denaturing gradient gel electrophoresis (PCR-DGGE). The results showed that, to realize favorable nitrifying and denitrifying performance simultaneously in the BAF-SPDB unit, the gas/water ratio of the BAF should be set at 4:1. In addition, the influence of the macro operational parameters on the performance of the BAF and SPDB had a direct relationship with the dynamic changes in the micro microbial community. The influence of gas/water ratio on nitrification performance in the BAF was mainly embodied in the changes of composition, amount, and activity of ammonia-oxidizing bacteria *Candidatus* and *Nitrospira defluvii* and nitrite-oxidizing bacteria *Nitrosomonas* sp. Nm47, whereas that on denitrification performance in the SPDB was mainly embodied in the changes of composition and amount of solid carbon substrate degrading denitrifying bacteria *Pseudomonas* sp. and *Myxobacterium* AT3-03 and heterotrophic denitrifying bacteria *Dechloromonas agitata*, *Comamonas granuli*, and *Rubrivivax gelatinosus*.

Key words: post solid-phase denitrification; gas/water ratio; solid carbon source; PCR-DGGE; microbial community

近年来,城市生活污水呈现出低碳氮比的趋势^[1],给污水处理厂的正常运行和达标排放带来一系列的问题。如,大量外碳源的投加和高的回流比造成去除单位污染物的能耗高,低有机负荷和低溶解氧条件下污泥的膨胀以及脱氮效率差等问题^[2]。鉴于此,本研究提出了一种新型的混凝沉淀/后置固相反硝化滤池工艺(CS-BAF-SPDB)用于低碳源污水的脱氮处理。该工艺的优点在于:强化了一级生化处理(CS),既缓解了进水SS对后续生物滤池

单元的堵塞问题,同时也缓解了进水中过高的有机物浓度对硝化滤池中硝化作用的抑制(前期研究发现BAF的最适C:N比为3:1);采用硝化滤池(BAF)强化低碳源污水的硝化作用,既可以保证生

收稿日期: 2012-12-10; 修订日期: 2018-01-09

基金项目: 国家自然科学基金项目(51508056); 重庆理工大学科研启动项目(2016ZD31)

作者简介: 张千(1986~),男,博士研究生,讲师,主要研究方向为水污染控制理论及技术, E-mail: zhangqianswu2005@163.com

物量,又可以避免污泥丝状菌膨胀. 固相反硝化滤池(SPDB)采用固体碳源代替传统的填料和液体碳源,从根本上解决了反硝化对进水碳源的依赖,可以避免液体碳源在有氧条件下的无效消耗,连续稳定地为生物反硝化提供有机碳源,同时也可以避免液体碳源投加过量导致的运行成本高和出水有机物易超标等问题. 并且,前期的研究表明固体碳源具有很高的机械强度和非常长的使用寿命(质量损失为 $0.05\% \cdot \text{d}^{-1}$),可使反硝化滤池保持长期稳定的反硝化效果^[3].

气水比是影响 BAF-SPDB 工艺脱氮效率的一个关键因素^[4]. 气水比太小,则 BAF 中的硝化不完全,不仅出水氨氮超标,同时无法为后续的反硝化提供稳定的硝酸盐;气水比太大,一方面会造成能耗过高,同时 BAF 出水中过高的溶解氧浓度也会对固相反硝化滤池中的缺氧环境造成一

定的破坏,进而对反硝化造成影响. 因此,确定合适的气水比是保证该工艺获得理想脱氮效果的关键.

本课题组前期研究了工艺的启动情况及进水 C/N 比、HRT、温度和进水氨氮负荷对工艺脱氮效果的影响. 在此基础上,本文重点研究了气水比对该工艺脱氮效果的影响,并采用聚合酶链式反应-变性梯度凝胶电泳(PCR-DGGE)技术研究了微生物群落结构随气水比的变化规律,以期为工艺优化与反应机制的研究提供分子生态学依据.

1 材料与方法

1.1 试验材料

聚己内酯(PCL)和黏土陶粒分别由深圳光华伟业实业有限公司和江西萍乡三河陶瓷有限公司提供,两种填料的理化性质如表 1 所示.

表 1 黏土陶粒和聚己内酯的理化性质

Table 1 Physical-chemical properties of clay ceramsite and polycaprolactone

载体类型	产品型号	外形	密度/ $\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$	直径/mm	高度/mm	相对分子质量
黏土陶粒	PP-B 3.0	球形	1.67	4~6	—	—
聚己内酯	1400C	圆柱	1.08	3	4	140 000

试验用水取自重庆大学 B 区学生宿舍的生活污水,试验期间的水质为: ρ (化学需氧量)148~185 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, ρ (氨氮)26.7~56.8 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, ρ (总氮)28.6~70.2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, ρ (悬浮固体)140.0~152.5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 在试验过程中,为了保持进水水质的稳定,通过稀释或投加乙酸钠,氯化铵和磷酸氢二钾的方式来控制进水中化学需氧量,氨氮和磷酸盐的浓度.

硝化滤池和固相反硝化滤池的接种污泥分别取自重庆市永川污水处理厂 A²/O 工艺中好氧池和缺氧池,污泥浓度分别为 4.2 $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 5.6 $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$.

1.2 试验装置

CS-BAF-SPDB 主要由混凝沉淀池,硝化滤池和固相反硝化滤池组成,滤池主体采用有机玻璃制作,其结构如图 1 所示. 其中混凝池和沉淀池的体积均为 10 L;曝气生物滤池的滤柱高度为 175 cm,内径为 8 cm,滤柱内填充的滤料为黏土陶粒,填充高度为 87 cm,从承托层顶部到填料顶部共设 4 个取样口(B1、B2、B3 和 B4);固相反硝化滤池的滤柱高度为 130 cm,内径为 8 cm,滤柱内填充的滤料为聚己内酯颗粒,填充的高度为 27 cm,从承托层顶部到填料顶部共设 3 个取样口(D1、D2 和 D3). 曝气生物滤池和固相反硝化滤池的有效体积(液体体积)分别为 4.0 L 和 3.2 L. 工艺进水流量通过蠕动泵

(BT-1002J)控制. 曝气生物滤池由空压机供气,进气量通过气体流量计和阀门控制. 温度控制仪严格控制进水水温和滤池内的温度.

1.3 反应器运行与取样方法

前期的研究成功实现了 CS-BAF-SPDB 的启动,并确定了 BAF 进水中的合适 C/N 比,BAF 和 SPDB 的理想 HRT 和运行的适宜温度. 为研究低碳源条件下气水比对 CS-BAF-SPDB 工艺脱氮效果的影响. 保持进水氨氮浓度为 30 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,混凝沉淀单元出水中的 C/N 控制在 3:1,温度维持在(28℃ ±1℃),BAF 和 SPDB 的水力停留时间分别为 4 h 和 2 h,使得 BAF 的气水比在 6:1(进气量 100 $\text{mL} \cdot \text{min}^{-1}$)到 1:1(进气量 16.7 $\text{mL} \cdot \text{min}^{-1}$)的范围内变化. 当连续 3 d 出水的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度相对误差在 5% 之内,认为系统在该气水比条件下已趋于稳定,可以改变气水比到另一水平. 另外,前期的研究已经确定,BAF 中的硝化菌主要集中在 B3 取样口,而 SPDB 中的反硝化菌主要集中在 D2 取样口. 因此,B3 和 D2 取得生物膜样品更具有代表性. 当系统在各气水比条件下稳定运行时,从 B3 和 D2 取样点取生长有生物膜的陶粒和固体碳源填料,利用超声波将填料上的生物膜剥离,去掉填料,离心后弃掉上清液,沉淀物即生物膜样品,−20℃ 保存.

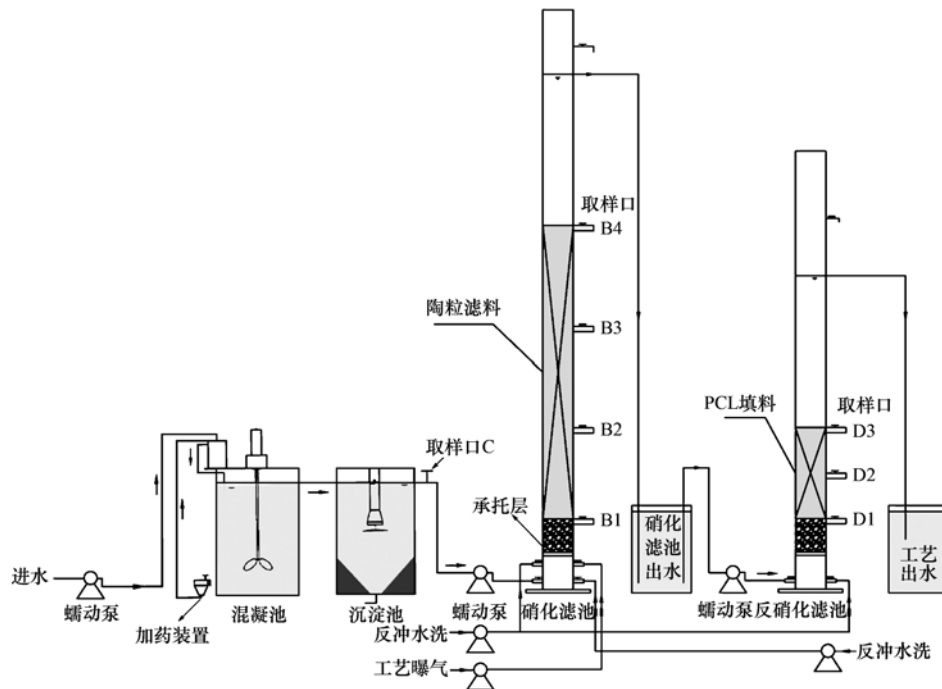


图1 试验装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of the experimental device

1.4 DNA 的提取和 PCR 扩增

采用 FastDNA™SPIN Kit For Soil 提取样品基因组 DNA. 以样品基因组 DNA 为模板, 采用细菌通用引物 GC-338F 和 518R 扩增样品 16S rDNA 高变区序列. PCR 扩增体系 (50 μL) 为: 10 $\times$ PCR buffer 5 μL ; dNTP (2.5 $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) 3.2 μL ; rTaq (5 $\text{U}\cdot\mu\text{L}^{-1}$) 0.4 μL ; GC-338F (20 $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) 1 μL ; 518R (20 $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) 1 μL ; 模板 DNA 50 ng; 补 ddH₂O 至 50 μL .

PCR 扩增程序为: 94 $^{\circ}\text{C}$ 预变性 5 min; 94 $^{\circ}\text{C}$ 变性 1 min, 55 $^{\circ}\text{C}$ 复性 45 s, 72 $^{\circ}\text{C}$ 延伸 1 min, 30 个循环; 最终 72 $^{\circ}\text{C}$ 延伸 10 min. PCR 产物采用 OMEGA 公司 DNA Gel Extraction Kit 纯化回收.

PCR 仪为 Biometra 公司生产的 T-gradient, 凝胶成像仪为 Bio-Rad 公司的 Gel-Doc2000 凝胶成像系统.

1.5 PCR 产物的变性梯度凝胶电泳 (DGGE) 分析

取 10 μL PCR 的产物进行变性梯度凝胶电泳 (DGGE) 分析. 采用变性梯度为 35% ~ 55%、浓度为 7% 的聚丙烯酰胺凝胶在 1 $\times$ TAE 缓冲液中 150V 60 $^{\circ}\text{C}$ 下电泳 5 h.

变性梯度凝胶电泳 (DGGE) 完毕后, 采用银染法染色, 步骤如下: 固定液 (乙醇 50 mL、冰醋酸 2.5 mL、定容 500 mL) 固定 15 min; Milli-Q 纯水清洗、20 s 和 2 min 各一次; 银染液 (硝酸银 1 g、37%

甲醛 0.75 mL、定容 500 mL) 染色 15 min; Milli-Q 纯水清洗、20 s 和 2 min 各一次; 显色液 (氢氧化钠 7.5 g、37% 甲醛 2.5 mL、定容 500 mL) 显色 5 ~ 7 min; 最后用终止液 (乙醇 50 mL、冰醋酸 2.5 mL、定容 500 mL) 终止反应. 染色结束后在 Gel-Doc2000 (Bio-Rad, USA) 凝胶成像系统上拍照.

1.6 DGGE 图谱中优势条带的回收与测序

用灭菌的手术刀切下待回收 DGGE 条带, 采用 OMEGA 公司 Poly-Gel DNA Extraction Kit 回收目的条带.

以 2 μL 回收产物为模板, 338F/518R 为引物进行 PCR 扩增. PCR 扩增体系 (50 μL) 为: 10 $\times$ PCR buffer 5 μL ; dNTP (2.5 $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) 3.2 μL ; rTaq (5 $\text{U}\cdot\mu\text{L}^{-1}$) 0.4 μL ; 338F (20 $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) 1 μL ; 518R (20 $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) 1 μL ; 模板 DNA 1 μL ; 补 ddH₂O 至 50 μL . PCR 扩增程序为: 94 $^{\circ}\text{C}$ 预变性 4 min; 94 $^{\circ}\text{C}$ 变性 30 s, 55 $^{\circ}\text{C}$ 复性 30 s, 72 $^{\circ}\text{C}$ 延伸 30 s, 30 个循环; 最后, 72 $^{\circ}\text{C}$ 延伸 10 min.

将重新扩增的 DNA 片段切胶回收、纯化后, 连接到 Pmd18-T 载体上, 并转化至 DH5 α 感受态细胞中, 筛选阳性克隆, 菌液采用测序仪 (ABI 3730, 美国) 对插入的细菌 16S rDNA 片段进行序列测定.

1.7 数据分析

测序结果采用 DNASTAR 和 Cluster 软件进行序列分析, 下载最相似的菌株序列作为系统发育树的

参考序列。然后采用 MEGA 软件, Neighbor-joining 法构建系统发育树, 自展数 (bootstrap) 为 1000。

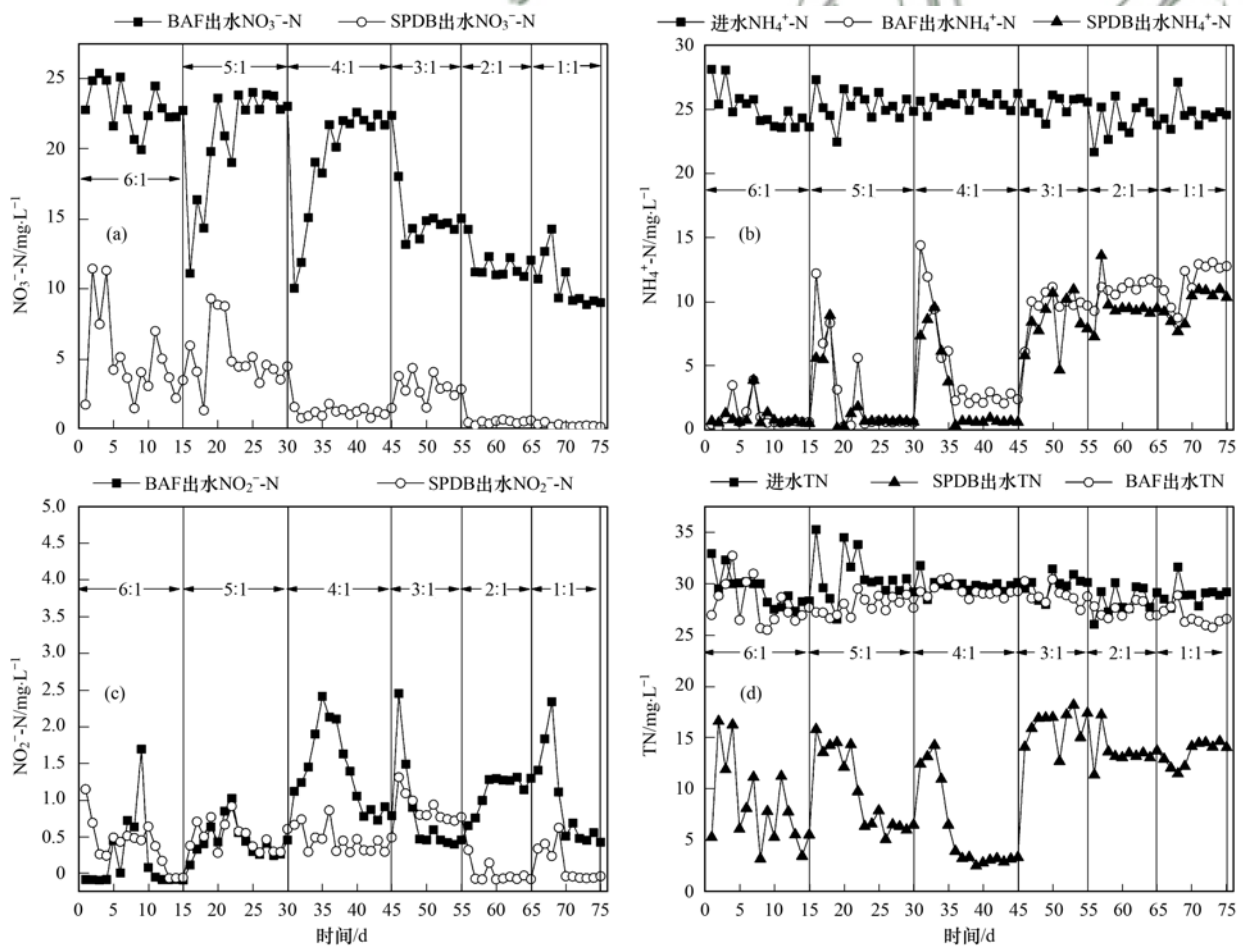
2 结果与讨论

2.1 气水比对后置固相反硝化滤池工艺脱氮性能的影响

图 2 所示为气水比对 CS-BAF-SPDB 工艺硝化, 反硝化及 TN 去除的影响。从图 2(a) 可以看到, 当气水比从 6:1 降低到 4:1 时, 气水比的变化对硝化作用的影响很小。虽然 BAF 出水中硝态氮的浓度随气水比的变化波动较大, 但是当硝化效果在每个气水比条件下达到稳定时, BAF 出水中硝态氮浓度在气水比变化前后的差别很小。但是, 随着气水比的进一步的降低, BAF 中的硝化作用受到了明显的抑制。BAF 出水中的硝态氮浓度从气水比为 4:1 时的 $21.78 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 迅速下降到气水比为 3:1 时的 $13.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 并逐渐降低到气水比为 1:1 时的 $9.08 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。氨氮去除率随气水比的降低可能与 BAF

中硝化菌的生物活性降低有关。据 Li 等的报道^[5], 当气水比从 2:1 增加到 3:1 时, 硝化菌的生物活性 (以 O_2 计) 上升了 $3.8 \text{ mg} \cdot (\text{mg} \cdot \text{h})^{-1}$ 。从图 2(b) 可以看出, 当气水比从 3:1 降低到 2:1 时, 由于硝化效果的恶化, BAF 出水中氨氮浓度出现了明显的上升。同时, BAF 出水中氨氮的浓度和 SPDB 出水中氨氮的浓度非常接近, 说明 SPDB 对氨氮几乎没有去除效果。

气水比的变化对反硝化造成的影响比较明显。如图 2(a) 所示, 当气水比从 6:1 降低到 4:1 时, BAF 出水中的平均硝态氮浓度几乎未发生变化 ($22.5 \sim 22.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 而 SPDB 出水中的硝态氮浓度则从 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低到 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 表明在高气水比条件下反硝化过程受到了一定的抑制。如前面所述, PCL 通过生物降解释放出的有机碳源可以消耗 BAF 出水中携带进入 SPDB 的溶解氧以维持反硝化所需的缺氧环境。但是, PCL 在生物降解作用下释放出的有机碳源的量是有限的。在气水比较高的情况下,



(a) 硝态氮; (b) 氨氮; (c) 亚硝态氮; (d) 总氮

图 2 气水比对 CS-BAF-SPDB 工艺硝化、反硝化以及 TN 去除的影响

Fig. 2 Influence of gas/water ratio on nitrification, denitrification and total nitrogen removal efficiency of the CS-BAF-SPDB process

BAF 出水中携带的溶解氧浓度也高 ($7.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。当 BAF 出水携带进入 SPDB 的溶解氧的浓度超过 PCL 释放出的有机物所能消耗的溶解氧时,残留的溶解氧 ($3.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 将破坏缺氧的环境,进而使得反硝化不能顺利地进行。从图 2(a) 也可以看出,在气水比从 4:1 降低到 1:1 的过程中,SPDB 出水中的硝态氮浓度几乎没发生变化,且一直维持在非常低的水平。

总之,当气水比低于 4:1 时,气水比的变化对反硝化几乎没有影响,但是对硝化具有非常明显的抑制作用;当气水比高于 4:1 时,气水比的变化对硝化几乎没有影响,但是对反硝化影响较大。此外,CS-BAF-SPDB 工艺对 TN 的去除率也是先上升后下降,并且在气水比为 4:1 时达到最佳,从图 2(d) 可以看出,此时 TN 的去除率为 91.6%。因此,为同时实现最佳的硝化和反硝化效果,混凝沉淀/后置固相反硝化滤池工艺中硝化滤池的气水比应该设定为 4:1。

2.2 DGGE 图谱分析

图 3(a) 所示为不同气水比条件下硝化滤池生物膜样品的 DGGE 图谱及量化分析。从中可以看

出,随着气水比的降低,泳道上的条带数量出现了明显的减少(从气水比为 6:1 时的 31 减少到气水比为 2:1 时的 10)。这说明,硝化滤池中相当一部分的微生物为好氧菌,且其对溶解氧有较高的要求,在低溶解氧条件下无法生存而逐渐被淘汰,进而导致硝化滤池中微生物的多样性在不断下降。例如,条带 1、2、3、4 和 6 等只出现在气水比为 6:1 的条件下,而在其他气水比条件下却没有发现。条带 8、9 和 10 在各个泳道中都有出现,说明这些条带代表的微生物具有很强的适应性和较宽的生态幅。但是,条带 8 和 10 在气水比为 2:1 时条带信号亮度出现了明显的降低,说明条带 8 和 10 代表的微生物的数量在低溶解氧条件下出现了明显的降低。此外,有些微生物群落只在特定的情况下才出现,如条带 7 和 12 代表的微生物只有在气水比为 4:1 的条件下才出现,并成为优势菌落。

图 3(b) 所示为不同气水比条件下固相反硝化滤池生物膜样品的 DGGE 图谱及量化分析。从中可以看到,气水比的变化对微生物的多样性有一定的影响,但是影响程度较小,各泳道上的条带数(从气

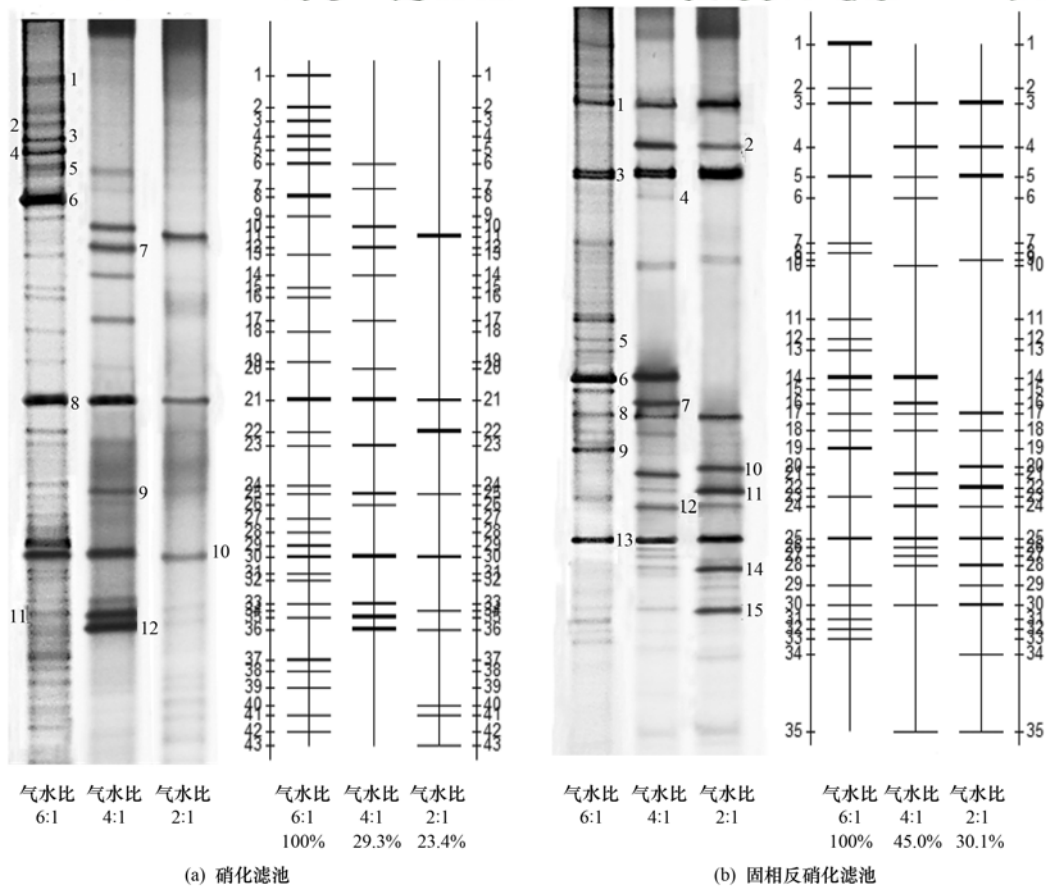


图 3 不同气水比条件下生物膜样品的 DGGE 条带及量化分析

Fig. 3 Comparison of the DGGE patterns and quantitative analysis diagrams of biofilm samples taken under different gas/water ratio conditions

水比为 6:1 时的 21 减少到气水比为 2:1 时的 15) 变化较小. 说明气水比的变化对固相反硝化滤池微生物多样性的影响程度要低于硝化滤池. 条带 1、3、8、13 和 15 各个泳道中都有出现且浓度较高, 说明这些条带代表的微生物都是优势菌群, 且具有很强的适应性和较宽的生态幅. 此外, 当气水比降低到 2:1 时, 这些条带的信号亮度出现了明显的上升, 说明低溶解氧的环境有利于这些微生物的生长, 使得这些微生物的生长速率增加, 数量上升. 条带 2、11、12 和 14 所代表的菌群随着气水比的降低逐渐在固相反硝化滤池中成为优势菌群, 表明这类菌群是缺氧或厌氧微生物, 可以通过控制气水比使这些菌群富集. 此外, 有些微生物菌落只在特定的条件下才会出现. 如条带 5 和 9 代表的菌落只在气水比为 6:1 时出现, 而条带 7 只有在气水比为 4:1 时才出现.

2.3 特征条带回收测序和系统发育分析

变化明显的优势条带经过切胶回收、扩增、再回收、纯化、克隆转化后进行序列的测定, 并对测序结果进行 Blast 比较鉴定, 寻找与序列相似性最高的已知分类地位的菌株, 结果见表 2 和表 3. 对上述条带采用 MEGA 软件, Neighbor-joining 法构建系统发育树, 结果如图 4 和 5 所示.

从表 2 和图 4 可以看出, 条带 8 和 10 对应的菌株分别与 *Nitrosomonas* sp. Nm47 和 *Candidatus Nitrospira defluvii* 最相似. *Nitrosomonas* sp. Nm47 和 *Candidatus Nitrospira defluvii* 分别是废水生物处理系统中重要的氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌^[6,7]. 因此, *Nitrosomonas* sp. Nm47 和 *Candidatus Nitrospira defluvii* 是硝化滤池中主要的硝化细菌. 当气水比从 6:1 降低到 4:1 后, 代表这两种微生物菌属的条带没

有发生明显的变化, 说明气水比在一定范围内的降低不会对硝化细菌的组成和数量造成显著的影响. 相应地, 当气水比从 6:1 降低到 4:1 后, 硝化滤池硝化效果变化不大, 始终保持较高的氨氮去除率(图 2). 但是当气水比从 4:1 进一步降低到 2:1 后, 代表这两种微生物菌属的条带信号亮度出现了明显的降低, 说明氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌的数量出现了明显的下降. 相应地, 当气水比从 4:1 降低到 2:1 后, 硝化作用受到明显的抑制, 氨氮去除率明显下降(图 2). 造成这种现象的原因可能在于, 硝化滤池在低溶解氧条件下, 缺氧环境可能在生物膜中形成, 使得硝化细菌的生长和活性受到一定程度的影响. 综上所述, 气水比降低后导致的氨氧化菌和硝酸盐氧化菌数量及活性的下降是导致硝化效果恶化的直接原因. 条带 9 和 12 对应的菌株与 *Acinetobacter calcoaceticus* 和 *Acinetobacter* sp. 的相似性均达到了 100%. *Acinetobacter calcoaceticus* 与 *Acinetobacter* sp. 是生物膜中比较常见的异养硝化菌^[8,9], 可以利用进水中的有机物进行硝化作用. 在气水比为 6:1 时, 这两种微生物的数量较低, 而当气水比降低到 4:1 后, 这两种微生物逐渐发展成为优势菌. 气水比的降低减少了异养好氧菌对有机物的消耗, 使得有机物浓度有所上升, 有利于异养硝化菌的生长, 同时异养硝化菌的硝化过程几乎不受溶解氧浓度的影响^[10]. 当气水比从 6:1 降低到 4:1 的过程中, 虽然硝化细菌的数量和活性未发生明显的变化, 但是气水比的降低会影响溶解氧在生物膜中的传递速率, 然而硝化效果并未受到明显影响, 说明异养硝化菌这类优势菌的形成弥补了溶解氧对硝化的影响. 条带 7 和 11 对应的菌株分别与

表 2 硝化滤池 DGGE 凝胶条带回收序列分析结果

Table 2 Analysis results of DGGE gel bands recovery sequences from the BAF

条带编号	相似菌	登录号	相似度/%	分类
Band1	<i>Labilithrix luteola</i>	NR_126182	98	Proteobacteria <i>Labilithrix</i>
Band2	Uncultured bacterium	KC797661	99	Bacteria; environmental samples
Band3	<i>Dechloromonas agitata</i>	KF800710	98	Proteobacteria <i>Dechloromonas</i>
Band4	<i>Lactococcus</i> sp. R. M17	HG937722	100	Firmicutes <i>Lactococcus</i>
Band5	<i>Rubrivivax gelatinosus</i>	KF911343	99	Proteobacteria <i>Rubrivivax</i>
Band6	<i>Gracilibacteria bacterium oral taxon 872</i>	JX294353	98	Bacteria; <i>Gracilibacteria</i>
Band7	<i>Pseudomonas</i> sp.	KP711533	100	Proteobacteria <i>Pseudomonas</i>
Band8	<i>Nitrosomonas</i> sp. Nm47	AY123810	95	Proteobacteria <i>Nitrosomonas</i>
Band9	<i>Acinetobacter calcoaceticus</i>	KR856228	100	Proteobacteria <i>Acinetobacter</i>
Band10	<i>Candidatus Nitrospira defluvii</i>	NR_074700	99	<i>Nitrospirae Nitrospira</i>
Band11	<i>Enterobacter aerogenes</i>	KM503147	99	Proteobacteria <i>Enterobacter</i>
Band12	<i>Acinetobacter</i> sp.	KJ016043	100	Proteobacteria <i>Acinetobacter</i>

表 3 固相反硝化滤池 DGGE 凝胶条带回收序列分析结果

Table 3 Analysis results of DGGE gel bands recovery sequences from the SPDB

条带编号	相似菌	登录号	相似度/%	分类
Band1	<i>Dechloromonas agitata</i>	KF800710	98	Proteobacteria <i>Dechloromonas</i>
Band2	<i>Olavius ilvae</i> associated proteobacterium	AM233527	93	Proteobacteria <i>Deltaproteobacteria</i>
Band3	<i>Myxobacterium</i> AT3-03	AB246770	96	Proteobacteria <i>Myxococcales</i>
Band4	<i>Pseudomonas</i> sp.	KP711533	100	Proteobacteria <i>Pseudomonas</i>
Band5	<i>Nitrosomonas</i> sp. Nm47	AY123810	95	Proteobacteria <i>Nitrosomonas</i>
Band6	Uncultured bacterium	FJ440540	100	Bacteria environmental samples
Band7	<i>Acinetobacter calcoaceticus</i>	KR856228	100	Proteobacteria <i>Acinetobacter</i>
Band8	<i>Comamonas granuli</i>	NR_114013	98	Proteobacteria <i>Comamonas</i>
Band9	Uncultured Bacteroidetes bacterium	GQ354965	99	Proteobacteria <i>Acinetobacter</i>
Band10	<i>Acinetobacter</i> sp.	KP836252	100	Proteobacteria <i>Acinetobacter</i>
Band11	<i>Enterobacter aerogenes</i>	KM503147	99	Proteobacteria <i>Enterobacter</i>
Band12	<i>Acinetobacter</i> sp.	KJ016043	100	Proteobacteria <i>Acinetobacter</i>
Band13	<i>Rubrivivax gelatinosus</i>	NR_074794	99	Proteobacteria <i>Rubrivivax</i>
Band14	<i>Bacillus</i> sp.	KT452789	100	Firmicutes <i>Bacillus</i>
Band15	<i>Thiobacillus aquaesulis</i>	LN794608	99	Proteobacteria <i>Thiobacillus</i>

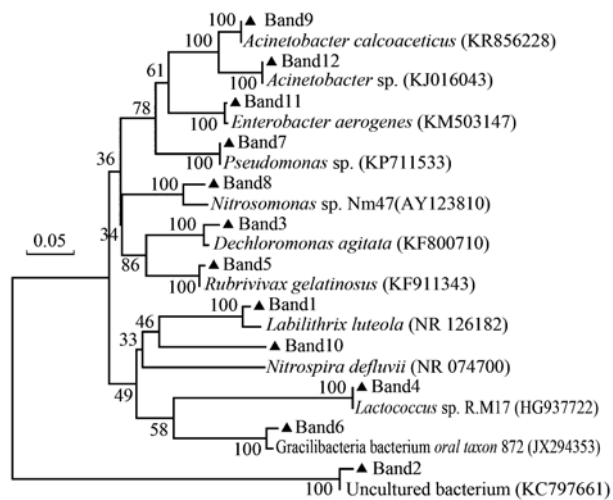


图 4 基于 16S rDNA 序列的硝化滤池生物膜中主要菌落的系统发育树

Fig. 4 Phylogenetic tree showing the microbial community of the BAF biofilm based on 16S rDNA sequencing

Pseudomonas sp. 和 *Enterobacter aerogenes* 最接近. 其中前者为厌氧发酵过程中常见的厌氧产氢菌^[11], 而后者为典型的兼性厌氧菌^[12]. 这两种菌落的富集也进一步证实了气水比的降低对溶解氧在生物膜中的传递产生了不利的影响.

表 3 和图 5 所示分别为固相反硝化滤池 DGGE 凝胶条带回收序列分析结果及主要菌落的系统发育树. 从中可以看出, 条带 1、3、8 和 13 对应的菌株分别为 *Dechloromonas agitata*、*Myxobacterium* AT3-03、*Comamonas granuli* 和 *Rubrivivax gelatinosus*. Ginige 等的研究表明^[13], *Dechloromonas* 是以甲醇作为碳源驯化的活性污泥中的主要反硝化菌. Manucharova 等的研究发现^[14], *Myxobacteria* 可以以

固体碳源(草生灰化石)作为唯一碳源进行反硝化, 并且该菌株在草生灰化石中是最活跃的反硝化菌, 表现出最强的反硝化活性. *Comamonas granuli* 菌株属于丛毛单胞菌科, 具有将硝态氮还原成亚硝态氮的能力^[15, 16]; *Rubrivivax gelatinosus* 可以将亚硝态氮还原为氮气, 但是不能以硝态氮作为电子受体^[17]. 上述条带对应的反硝化菌群是固相反硝化滤池中的优势菌群, 且在 3 个气水比条件下的泳道中都存在, 表明气水比的变化对固相反硝化滤池中的优势菌反硝化菌的影响较小. 当气水比降低到 2:1 时, 上述条带代表的微生物的数量出现了较明显的增加, 说明在低气水比条件下, 硝化滤池中出水携带进入固相反硝化滤池的溶解氧浓度低, 在固相反硝化滤池中营造了良好的缺氧环境, 有利于反硝化菌的生长和繁殖. 条带 5 与菌株 *Nitrosomonas* sp. Nm47 最接近. 从前面的分析已知, *Nitrosomonas* sp. Nm47 是典型的氨氧化菌. 该菌在固相反硝化滤池生物膜中的出现, 表明表层生物膜存在一定浓度的溶解氧. 造成这种情况的原因可能在于, 在气水比较高的情况下, 硝化滤池未被完全利用的溶解氧随出水进入到固相反硝化滤池中, 而反硝化滤池底部固相碳源材料在微生物降解作用下释放的有机碳源在好氧微生物的呼吸作用下消耗的溶解氧有限, 部分未被消耗的溶解氧进入滤池中上部填料表面的生物膜. 当气水比降低到 4:1, 条带 5 消失了, 说明硝化滤池出水中的溶解氧浓度较低, 且在固相反硝化滤池底部就被消耗掉了, 可以保持较好的缺氧环境. 对比不同气水比条件下固相反硝化滤池的反硝化效果的研究(图 2)结果也证实了这一点. 当气水

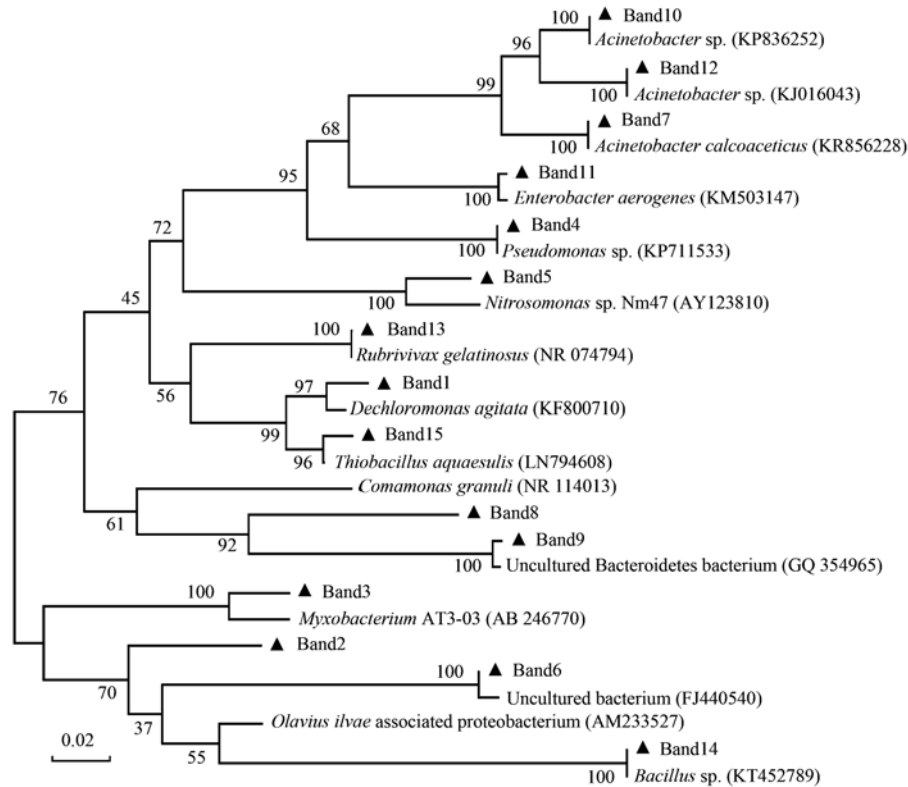


图 5 基于 16S rDNA 序列的固相反硝化滤池生物膜中主要菌落的系统发育树

Fig. 5 Phylogenetic tree showing the microbial community of the SPDB biofilm based on 16S rDNA sequencing

比为 6:1 时,固相反硝化滤池出水的硝态氮浓度波动较大,表明反硝化受到硝化滤池出水中溶解氧的影响。但是,当气水比为 4:1 时,出水中的硝态氮则一直维持在较低的水平。条带 4 对应的菌株为 *Pseudomonas* sp.。付晓^[18]的研究发现 *Pseudomonas* sp. 可以通过分泌 PCL 解聚酶将 PCL 分解为 PCL 单体和二聚体,而据 Honda 等的研究发现^[19],反硝化菌可直接利用 PCL 的单体和二聚体作为电子供体进行反硝化。此外,*Pseudomonas* sp. 还是一种好氧反硝化菌,在有溶解氧存在的条件下可以利用氧气作为电子受体进行反硝化作用^[20]。条带 12、14 和 15 对应的菌株分别是 *Acinetobacter* sp.、*Bacillus* sp. 和 *Thiobacillus aquaesulis*,这些菌株均属于好氧反硝化菌^[21~23]。*Acinetobacter* sp. 受气水比的影响较小,而 *Bacillus* sp. 和 *Thiobacillus aquaesulis* 则随着气水比的降低逐渐成为优势菌株。说明气水比的降低有利于固相反硝化滤池中好氧反硝化菌的富集^[24,25]。

3 结论

(1)BAF-SPDB 工艺中 BAF 的最佳气水比为 4:1。在该气水比条件下,BAF 和 SPDB 针对低碳源污水可同时获得理想的硝化和反硝化效果,并且

BAF-SPDB 工艺对 TN 的去除率可达到 91.6%。

(2)宏观运行参数对 BAF 和 SPDB 处理效果的影响和微观微生物群落的动态变化直接相关。在 BAF 中,氨氧化菌(*Candidatus Nitrospira defluvii*)和亚硝酸盐氧化菌(*Nitrosomonas* sp. Nm47)的组成,数量与活性随气水比的变化直接决定了 BAF 中硝化效果的好坏,而 SPDB 中固体碳源降解反硝化微生物 *Pseudomonas* sp.、*Myxobacterium* AT3-03 和异养反硝化菌 *Dechloromonas agitata*、*Comamonas granuli* 和 *Rubrivivax gelatinosus* 的群落结构随气水比的变化直接决定了 SPDB 中有机碳源的释放和反硝化效能的优劣。同时,*Acinetobacter calcoaceticus*、*Acinetobacter* sp.、*Bacillus* sp. 和 *Thiobacillus aquaesulis* 等异养硝化和好氧反硝化菌也在系统中发挥重要作用。

参考文献:

- [1] 张玲珑,陈立,郭兴芳,等. 南北方污水处理厂进水水质特性分析[J]. 给水排水, 2012, 38(1): 45-49.
- [2] 张静,陈洪斌. 低碳源污水的脱氮除磷技术研究进展[J]. 水处理技术, 2014, 40(1): 1-6, 15.
- [3] Zhang J, Chen H B. Review on nitrogen and phosphorus removal technology for low C/N municipal wastewater treatment [J]. Technology of Water Treatment, 2014, 40(1): 1-6, 15.
- [3] Zhang Q, Ji F Y, Xu X Y. Effects of physicochemical properties

- of poly- ϵ -caprolactone on nitrate removal efficiency during solid-phase denitrification[J]. Chemical Engineering Journal, 2016, **283**: 604-613.
- [4] Jiang C D, Xu Z, Fei Q Z, *et al.* Treatment of synthetic wastewater in a pre-denitrification biofilm reactor packed with polyurethane media[J]. Energy Procedia, 2012, **16**: 1642-1649.
- [5] Li S M, Liu Q, Shi Z N, *et al.* Study on biological characteristics of up-flow biological aerated filter used for urban sewage treatment[A]. Progress in Environmental Science and Technology, Vol II, Pts A and B[C]. Beijing: Science Press, 2009.
- [6] Okabe S, Satoh H, Watanabe Y. In situ analysis of nitrifying biofilms as determined by in situ hybridization and the use of microelectrodes[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1999, **65**(7): 3182-3191.
- [7] Kostan J, Sjöblom B, Maixner F, *et al.* Structural and functional characterisation of the chlorite dismutase from the nitrite-oxidizing bacterium "Candidatus *Nitrospira defluvi*": identification of a catalytically important amino acid residue [J]. Journal of Structural Biology, 2010, **172**(3): 331-342.
- [8] Zhao B, He Y L, Hughes J, *et al.* Heterotrophic nitrogen removal by a newly isolated *Acinetobacter calcoaceticus* HNR[J]. Bioresource Technology, 2010, **101**(14): 5194-5200.
- [9] Liu Y X, Hu T T, Song Y J, *et al.* Heterotrophic nitrogen removal by *Acinetobacter* sp. Y1 isolated from coke plant wastewater[J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2015, **120**(5): 549-554.
- [10] 苟莎, 黄钧. 异养硝化细菌脱氮特性及研究进展[J]. 微生物学通报, 2009, **36**(2): 255-260.
- Gou S, Huang J. Advances in denitrification characteristics of heterotrophic nitrification bacteria[J]. Microbiology, 2009, **36**(2): 255-260.
- [11] Cheng C L, Chang J S. Hydrolysis of lignocellulosic feedstock by novel cellulases originating from *Pseudomonas* sp. CL3 for fermentative hydrogen production[J]. Bioresource Technology, 2011, **102**(18): 8628-8634.
- [12] Lu Y, Zhao H X, Zhang C, *et al.* Expression of NAD⁺-dependent formate dehydrogenase in *Enterobacter aerogenes* and its involvement in anaerobic metabolism and H₂ production[J]. Biotechnology Letters, 2009, **31**(10): 1525-1530.
- [13] Ginige M P, Hugenholtz P, Daims H, *et al.* Use of stable-isotope probing, full-cycle rRNA analysis, and fluorescence in situ hybridization-microautoradiography to study a methanol-fed denitrifying microbial community [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2004, **70**(1): 588-596.
- [14] Manucharova N A, Dobrovol'skaia T G, Stepanov A L. Taxonomy of denitrifying bacteria in soddy podzolic soil [J]. Mikrobiologiya, 2000, **69**(2): 286-289.
- [15] Kim K H, Ten L N, Liu Q M, *et al.* *Comamonas granuli* sp. nov., isolated from granules used in a wastewater treatment plant [J]. The Journal of Microbiology, 2008, **46**(4): 390-395.
- [16] 徐影, 仇天雷, 韩梅琳, 等. PCR-DGGE 技术解析固体碳源表面生物膜的微生物群落结构[J]. 环境科学, 2013, **34**(8): 3257-3263.
- Xu Y, Qiu T L, Han M L, *et al.* Analysis on microbial community in biofilm coating onto solid carbon source using the PCR-DGGE technique [J]. Environmental Science, 2013, **34**(8): 3257-3263.
- [17] Nagashima S, Kamimura A, Shimizu T, *et al.* Complete genome sequence of phototrophic betaproteobacterium *Rubrivivax gelatinosus* IL144[J]. Journal of Bacteriology, 2012, **194**(13): 3541-3542.
- [18] 付晓. *Pseudomonas* sp. DS0601-fx 菌株的选育及其 PCL 解聚酶酶学性质的研究[D]. 长春: 东北师范大学, 2009. 32-33.
- Fu X. Breeding of *Pseudomonas* sp. DS0601-fx to degrade PCL and the research of PCL de-polymerase [D]. Changchun: Northeast Normal University, 2009. 32-33.
- [19] Honda Y, Osawa Z. Microbial denitrification of wastewater using biodegradable polycaprolactone [J]. Polymer Degradation and Stability, 2002, **76**(2): 321-327.
- [20] Chen C, Ho K L, Liu F C, *et al.* Autotrophic and heterotrophic denitrification by a newly isolated strain *Pseudomonas* sp. C27 [J]. Bioresource Technology, 2013, **145**: 351-356.
- [21] Su J F, Zhang K, Huang T L, *et al.* Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification at low nutrient conditions by a newly isolated bacterium, *Acinetobacter* sp. SYF26 [J]. Microbiology, 2015, **161**(Pt 4): 829-837.
- [22] Zhao B, He Y L, Zhang X F. Nitrogen removal capability through simultaneous heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by *Bacillus* sp. LY [J]. Environmental Technology, 2010, **31**(4): 409-416.
- [23] Yu L P, Yuan Y, Chen S S, *et al.* Direct uptake of electrode electrons for autotrophic denitrification by *Thiobacillus denitrificans* [J]. Electrochemistry Communications, 2015, **60**: 126-130.
- [24] Sun Y L, Li A, Zhang X N, *et al.* Regulation of dissolved oxygen from accumulated nitrite during the heterotrophic nitrification and aerobic denitrification of *Pseudomonas stutzeri* T13 [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2015, **99**(7): 3243-3248.
- [25] Ji B, Yang K, Zhu L, *et al.* Aerobic denitrification: a review of important advances of the last 30 years [J]. Biotechnology and Bioengineering, 2015, **20**(4): 643-651.

CONTENTS

Spatial-Temporal Change Evolution of PM _{2.5} in Typical Regions of China in Recent 20 Years	LUO Yi, DENG Qiong-fei, YANG Kun, <i>et al.</i>	(3003)
Evaluation the Extent of Health Damage Caused by PM _{2.5} Particulate in Xi'an City	WEI Guo-ru, SHI Xing-min	(3014)
Analysis of Chemical Composition, Source and Evolution of Submicron Particles in Xianghe, Hebei Province	JIANG Qi, WANG Fei, SUN Ye-le	(3022)
Characteristics and Source Analysis of Carbonaceous Components of PM _{2.5} During Autumn in the Northern Suburb of Nanjing	XU Zu-fei, CAO Fang, GAO Song, <i>et al.</i>	(3033)
Comparison of Chemical Components Characteristics of PM _{2.5} Between Haze and Clean Periods During Summertime in Lin'an	LIANG Lin-lin, SUN Jun-ying, ZHANG Yang-mei, <i>et al.</i>	(3042)
Characteristics and Sources of Carbon Components in PM _{2.5} During Autumn and Winter in Panjin City	ZHANG Lei, JI Ya-qin, ZHANG Jun, <i>et al.</i>	(3051)
Aerosol Optical Properties and Light Absorption Enhancement of EC During Wintertime in Nanjing	HUANG Cong-cong, MA Yan, ZHENG Jun	(3057)
Concentration, Solubility, and Dry Deposition Flux of Trace Elements in Fine and Coarse Particles in Qingdao During Summer	LI Peng-zhi, LI Qian, SHI Jin-hui, <i>et al.</i>	(3067)
Characteristics and Sources of Dissolved Heavy Metals in Summer Precipitation of Taiyuan City, China	YE Ai-ling, CHENG Ming-chao, ZHANG Lu, <i>et al.</i>	(3075)
Characteristics of and Factors Affecting Atmospheric CO ₂ Concentration in Hangzhou	PU Jing-jiao, XU Hong-hui, JIANG Yu-jun, <i>et al.</i>	(3082)
Treatment Status and Emission Characteristics of Volatile Organic Compounds from Typical Industrial Sources	JING Sheng-ao, WANG Hong-li, ZHU Hai-lin, <i>et al.</i>	(3090)
Characteristics of Industrial VOCs Emission Sources and Control Technology Application in a Prefecture-level City Region-Based on Qinhuangdao City	HU Xu-rui, HU Xiao-yu, WANG Can	(3096)
Pollution Condition and Health Risk Assessment of VOCs in Fermentation Exhaust from Penicillin Production	GUO Bin, YAO Rui-jing, ZHANG Shuo, <i>et al.</i>	(3102)
Measurements of OC and EC Emission Factors for Light-duty Gasoline Vehicles	HUANG Cheng, HU Qing-yao, LU Jun	(3110)
Pollution Levels and Risk Assessment of Heavy Metals from Atmospheric Deposition in Nanjing	TIAN Chun-hui, YANG Ruo-zhu, Gulizhaer Yilihamu, <i>et al.</i>	(3118)
Contamination Levels and Source Analysis of Heavy Metals in the Finer Particles of Urban Road Dust from Xi'an, China	SHI Dong-qi, LU Xin-wei	(3126)
pCO ₂ in the Main Rivers of the Three Gorges Reservoir and Its Influencing Factors	LUO Jia-chen, MAO Rong, LI Si-yue	(3134)
Major Ionic Features and Their Possible Controls in the Surface Water and Groundwater of the Jinghe River	KOU Yong-chao, KUA Kun, LI Zhou, <i>et al.</i>	(3142)
Urban Runoff Phosphorus Removal Pathways in Bioretention Systems	LI Li-qing, LIU Yu-qing, YANG Jia-min, <i>et al.</i>	(3150)
Succession Characteristics of Phytoplankton Functional Groups and Their Relationships with Environmental Factors in Dianshan Lake, Shanghai	YANG Li, ZHANG Wei, SHANG Guang-xia, <i>et al.</i>	(3158)
Spatio-temporal Variations of Diatom Community and Their Relationship with Water Environment in Fuxian Lake	LI Rui, CHEN Guang-jie, KANG Wen-gang, <i>et al.</i>	(3168)
Effects of Algal Blooms and Their Degradation on the Sediment-water Micro-interface	WANG Yong-ping, XIE Rui, CHAO Jian-ying, <i>et al.</i>	(3179)
Effect of Biochar on Root Morphological Characteristics of Wetland Plants and Purification Capacity of Constructed Wetland	XU De-fu, PAN Qian-cheng, LI Ying-xue, <i>et al.</i>	(3187)
Preparation of Mn-Co/Ceramic Honeycomb Catalyst and Its Performance on Catalytic Ozonation of Hydroquinone	ZHANG Lan-he, GAO Wei-wei, CHEN Zi-cheng, <i>et al.</i>	(3194)
Degradation Mechanism of Tetracycline Using Fe/Cu Oxides as Heterogeneous Activators of Peroxymonosulfate	LI Jing, BAO Jian-guo, DU Jiang-kun, <i>et al.</i>	(3203)
Behavior and Mechanisms of Cd(II) Adsorption from Water by Niobate-Modified Titanate Nanosheets	KANG Li, LIU Wen, LIU Xiao-na, <i>et al.</i>	(3212)
Trace Amounts of Phosphorus Removal Based on the in-suit Oxidation Products of Iron or Manganese in a Biofilter	CAI Yan-an, BI Xue-jun, ZHANG Jia-ning, <i>et al.</i>	(3222)
Effect of Preparation Methods on Phosphate Adsorption by Iron-Titanium Binary Oxide: Coprecipitation and Physical Mixing	ZHONG Yan, WANG Jiang-yan, CHEN Jing, <i>et al.</i>	(3230)
Effects of Conductivity on Performance of a Combined System of Anaerobic Acidification, Forward Osmosis, and a Microbial Fuel Cell	LU Yu-qin, LIU Jin-meng, WANG Xin-hua, <i>et al.</i>	(3240)
COD Requirement for Biological Phosphorus Removal Granule System Under Different Phosphorus Concentrations	LI Dong, CAO Mei-zhong, GUO Yue-zhou, <i>et al.</i>	(3247)
Effect of Substrate Concentration on SAD Collaborative Nitrogen and Carbon Removal Efficiency in an ABR Reactor	ZHANG Min, JIANG Ying, WANG Yao-qi, <i>et al.</i>	(3254)
Evaluation of Advanced Nitrogen Removal from Coking Wastewater Using Sulfide Iron-containing Sludge as a Denitrification Electron Donor	FU Bing-bing, PAN Jian-xin, MA Jing-de, <i>et al.</i>	(3262)
Stability of Nitrification Combined with Limited Filamentous Bulking Under Intermittent Aeration	GAO Chun-di, SUN Da-yang, AN Ran, <i>et al.</i>	(3271)
Filamentous Sludge Microbial Community of a SBR Reactor Based on High-throughput Sequencing	HONG Ying, YAO Jun-qin, MA Bin, <i>et al.</i>	(3279)
Impact of Nano Zero-Valent Iron (NZVI) on Methanogenic Activity, Physiological Traits, and Microbial Community Structure in Anaerobic Digestion	SU Run-hua, DING Li-li, REN Hong-qiang	(3286)
Effects of Gas/Water Ratio on the Characteristics of Nitrogen Removal and the Microbial Community in Post Solid-Phase Denitrification Biofilter Process	ZHANG Qian, JI Fang-ying, FU Xu-fang, <i>et al.</i>	(3297)
Comparison of Extraction Methods of Extracellular Polymeric Substances from Activated Sludge	SUN Xiu-yue, TANG Zhu, YANG Xin-ping	(3306)
Identification and Characterization of a Hypothermic Alkaliphilic Aerobic Denitrifying Bacterium <i>Pseudomonas monteilii</i> Strain H97	CAI Xi, HE Teng-xia, YE Qing, <i>et al.</i>	(3314)
Isolation, Identification, and Biodegradation Behaviors of a Perfluorooctane Sulfonic Acid Precursor (PreFOSs) Degrading Bacterium from Contaminated Soil	ZHAO Shu-yan, ZHOU Tao, WANG Bo-hui, <i>et al.</i>	(3321)
Microbial Community Distributions in Soils of an Oil Exploitation Site	CAI Ping-ping, NING Zhuo, HE Ze, <i>et al.</i>	(3329)
Characteristics of Soil Physicochemical Properties and Enzyme Activities over Different Reclaimed Years in a Copper Tailings Dam	WANG Rui-hong, JIA Tong, CAO Miao-wen, <i>et al.</i>	(3339)
Risk Analysis of Heavy Metal Contamination in Farmland Soil Around a Bauxite Residue Disposal Area in Guangxi	GUO Ying, LI Yu-bing, XUE Sheng-guo, <i>et al.</i>	(3349)
Occurrence and Distribution of Phthalate Esters in Urban Soils of Chongqing City	YANG Zhi-hao, HE Ming-jing, YANG Ting, <i>et al.</i>	(3358)
Profile Distribution of Paddy Soil Organic Carbon and Its Influencing Factors in Chengdu Plain	LI Shan, LI Qi-quan, WANG Chang-quan, <i>et al.</i>	(3365)
Correlation Between Soil Organic and Inorganic Carbon and Environmental Factors in Cotton Fields in Different Continuous Cropping Years in the Oasis of the Northern Tarim Basin	ZHAO Jing-jing, GONG Lu, AN Shen-qun, <i>et al.</i>	(3373)
Soil Organic Carbon Components and Their Correlation with Soil Physicochemical Factors in Four Different Land Use Types of the Northern Tarim Basin	AN Shen-qun, GONG Lu, LI Yang-mei, <i>et al.</i>	(3382)
Short-term Mechanism of Warming-induced Stability for Organic Carbon in the Karst Plateau Soil	TANG Guo-yong, ZHANG Chun-hua, LIU Fang-yan, <i>et al.</i>	(3391)
Effects of Boron Treatment on Arsenic Uptake and Efflux in Rice Seedlings	ZHU Yi, SUN Guo-xin, CHEN Zheng, <i>et al.</i>	(3400)
Comparative Analysis of Different Soil Amendment Treatments on Rice Heavy Metal Accumulation and Yield Effect in Pb and Cd Contaminated Farmland	HU Xue-fang, TIAN Zhi-qing, LIANG liang, <i>et al.</i>	(3409)
Seasonal Variation in Surface Ozone and Its Effect on the Winter Wheat and Rice in Nanjing, China	ZHAO Hui, ZHENG You-fei, WEI Li, <i>et al.</i>	(3418)
Hair Mercury Concentrations in Residents of Fuling and Zhongxian in the Three Gorges Reservoir Region and Their Influence Factors	CHENG Nan, XIE Qing, FAN Yu-fei, <i>et al.</i>	(3426)
Removal of Typical Antibiotics During Aerobic Composting of Human Feces	SHI Hong-lei, WANG Xiao-chang, LI Qian	(3434)
Effect of COD/SO ₄ ²⁻ Ratio on Anaerobic Digestion of Penicillin Bacterial Residues	QIANG Hong, LI Yu-you, PEI Meng-fu	(3443)
Characteristics of Odor Emissions from Fresh Compost During Storage and Application	HE Pin-jing, JIANG Ning-ling, XU Xian, <i>et al.</i>	(3452)
Effects of the Veterinary Antibiotic Sulfamethazine on Ammonia Volatilization from a Paddy Field Treated with Conventional Synthetic Fertilizer and Manure	PANG Bing-kun, ZHANG Jing-sha, WU Jie, <i>et al.</i>	(3460)