

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第5期

Vol.38 No.5

2017

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

南京工业区分夏季二次有机气溶胶浓度估算及来源解析	刘静达, 安俊琳, 张玉欣, 师远哲, 林旭 (1733)
南京北郊大气细粒子在人体呼吸系统沉积特性	梁静舒, 安俊琳, 王红磊, 张玉欣, 王俊秀, 施双双, 王潇 (1743)
广西北海涠洲岛春季大气颗粒物浓度特征及影响因素	高元官, 张凯, 王体健, 陈志明, 耿红, 孟凡 (1753)
神农架大九湖大气中的多环芳烃	金梦云, 邢新丽, 柯艳萍, 郑煌, 胡天鹏, 孙焰, 丁洋, 李绘, 张泽洲, 祁士华 (1760)
沧州市春季 NMHCs 空间分布特征	段菁春, 周雪明, 张鹤丰, 谭吉华, 胡京南, 柴发合 (1769)
北京市民用燃煤烟气中气态污染物排放特征	梁云平, 张大伟, 林安国, 马召辉, 郭晓东 (1775)
生活垃圾堆肥设施 VOCs 排放特征及臭氧生成潜势分析	邵珠泽, 郑国砥, 王元刚, 高定, 朱彦莉, 陈同斌, 聂二旗 (1783)
低温等离子体对复合 CVOCs 的降解特性	姜理英, 张迪, 郭海倩, 缪晶晶, 陈怡伶, 李慧 (1792)
运城市道路扬尘化学组成特征及来源分析	武媛媛, 李如梅, 彭林, 端允, 王海京, 李颖慧, 白慧玲, 牟玲 (1799)
高架道路周边建筑物灰尘重金属污染风险: 以常州市为例	姚静波, 王明新, 齐今笛, 孙向武, 张文艺 (1807)
上海降水中氢氧同位素特征及与 ENSO 的关系	董小芳, 邓黄月, 张彦, 朱志鹏, 王琳, 郑祥民, 周立旻 (1817)
DOC + CDPF 对重型柴油车排放特性的影响	张允华, 楼狄明, 谭丕强, 胡志远 (1828)
我国重点城市饮用水中砷健康累积风险评价	张秋秋, 潘申龄, 刘伟, 张昱, 安伟 (1835)
基于 Monte Carlo 模拟法对水源水体中微囊藻毒素的健康风险评估	王阳, 徐明芳, 耿梦梦, 黎明, 耿耕南 (1842)
北京城区水体中 PPCPs 的分布特征及潜在风险	张盼伟, 周怀东, 赵高峰, 李昆, 赵晓辉, 刘巧娜, 任敏, 赵丹丹, 李东佼 (1852)
长江口及邻近海域春夏季有色溶解有机物时空分布特征及主要影响因素	孙语嫣, 白莹, 苏荣国, 石晓勇 (1863)
垃圾填埋有色溶解性有机质与铜络合机制	肖晓, 何小松, 高如泰, 席北斗, 张慧, 黄彩红, 李丹, 袁志业 (1873)
3 种生物滞留设计对城市地表径流溶解性氮的去除作用	李立青, 胡楠, 刘雨情, 涂声亮, 陈华超 (1881)
三峡库区小流域稻田空间格局对氮磷流失影响	陈成龙, 高明, 倪九派, 谢德体, 邓华 (1889)
NO ₃ ⁻ -N 负荷对树皮填料人工湿地早期反硝化及释碳速率的影响	姜应和, 李瑶, 张莹, 张翔凌 (1898)
湿地基质及阴极面积对人工湿地型微生物燃料电池去除偶氮染料同步产电的影响	李薛晓, 程思超, 方舟, 李先宁 (1904)
阳极材料对 6 L 微生物燃料电池性能及有机废水处理效果的影响	丁为俊, 于立亮, 陈杰, 成少安 (1911)
臭氧-混凝交互作用对水体有机物的影响	刘海龙, 付晶森, 郭雪峰, 柴建恬, 张忠民 (1918)
紫外线和次氯酸钠对 <i>Escherichia coli</i> 和 Poliovirus 的消毒作用	徐丽梅, 张崇森, 王晓昌, 吉铮, 周进宏 (1928)
不同沉淀 pH 值条件下制备的水合氧化铝对水中磷酸盐的吸附作用	王星星, 林建伟, 詹艳慧, 张志斌, 邢云青, 姜博汇, 储鸣 (1936)
树脂基纳米钛锆氧化物复合吸附剂同步去除水中磷和氟	陈家凯, 聂广泽, 刘志英, 姚远, 徐炎华 (1947)
灼烧净水污泥投加方式对磷吸附和磷形态的影响	朱培颖, 李大鹏, 于胜楠 (1957)
城市污水管网中污染物冲刷与沉积规律	桑浪涛, 石烜, 张彤, 付博文, 金鹏康 (1965)
11 种邻苯二甲酸酯在好氧污水处理系统中的归趋	周林军, 古文, 刘济宁, 石利利, 徐炎华 (1972)
反硝化抑制硫酸盐还原的工艺特性	金鹏康, 杨珍瑞, 李蓉, 李岩, 周立辉 (1982)
Fe ⁽⁰⁾ -活性炭强化短程反硝化脱氮及影响因素	吕永涛, 刘婷, 曾玉莲, 孙婷, 张瑶, 王磊 (1991)
两种不同抑制策略下部分亚硝化系统运行特性比较	李惠娟, 彭党聪, 陈国燕, 王博, 姚倩, 卓杨 (1997)
基质比对 ABR 厌氧氨氧化工艺脱氮性能的影响	闫刚, 徐乐中, 沈耀良, 吴鹏, 张婷, Samwine Thomas (2006)
温度对 SCSC-S/Fe 复合系统脱氮除磷及微生物群落特性的影响	范军辉, 郝瑞霞, 朱晓霞, 万京京, 刘思远, 王丽沙 (2012)
SCAR 处理城市生活污水的效能及其微生物群落动态分析	杨波, 徐辉, 冯修平, 李方, 田晴, 马春燕 (2021)
喹啉降解菌 <i>Ochrobactrum</i> sp. 的好氧降解特性及其在焦化废水中的生物强化作用	徐伟超, 吴翠平, 张玉秀, 张琪, 张怡鸣 (2030)
锰氧化菌 <i>Arthrobacter</i> sp. HW-16 的锰氧化特性和氧化机制	万文结, 薛芷筠, 张泽文, 何冬兰 (2036)
温度对海洋厌氧氨氧化菌脱氮效能的影响	周同, 于德爽, 李津, 吴国栋, 王晓静 (2044)
包埋固定化活性污泥脱氮特性与微生物群落分析	许晓毅, 尤晓露, 吕晨培, 王斌, 胡碧波 (2052)
强化两相污泥高固厌氧消化系统的微生物群落	曹知平, 吴静, 左剑恶, 王晓璐, 王翀, 王广启, 王凯军, 钱易 (2059)
三峡库区城乡消落带人工植被恢复土壤放线菌多样性特征	秦红, 任庆水, 杨文航, 李昌晓 (2065)
川中丘陵区农田源头沟渠玉米季中氧化亚氮排放及其影响因素	田琳琳, 朱波, 汪涛, 赵原, 董宏伟, 任光前, 胡磊 (2074)
双氰胺对冬闲稻田和油菜地 N ₂ O 排放的影响	伍延正, 张苗苗, 秦红灵, 陈春兰, 王娟, 魏文学, 李勇 (2084)
生物炭介导的不同地表条件下土壤 N ₂ O 的排放特征	邹娟, 胡学玉, 张阳阳, 张迪, 陈威, 王向前, 陈窈君, 刘扬 (2093)
垄作秸秆覆盖下西南地区蚕豆田土壤呼吸与有机碳特征	熊瑛, 王龙昌, 杜娟, 赵琳璐, 周泉, 张赛 (2102)
广东省土壤 Cd 含量空间分布预测	孙慧, 郭治兴, 郭颖, 袁宇志, 柴敏, 毕如田, 杨静 (2111)
宿鸭湖沉积物重金属空间分布及潜在生态风险评价	张鹏岩, 康国华, 庞博, 郭依, 何坚坚, 秦明周 (2125)
腐殖酸活性组分及其比例对紫色潮土中铅形态转化和有效性演变动态的影响	王青清, 蒋珍茂, 王俊, 魏世强 (2136)
紫色水稻土颗粒有机质对重金属的富集特征	李秋言, 赵秀兰 (2146)
生物炭增强黄绵土对西替利嗪的吸附作用	吴志娟, 毕二平 (2154)
两种木材生物炭对铜离子的吸附特性及其机制	王彤彤, 马江波, 曲东, 张晓媛, 郑纪勇, 张兴昌 (2161)
牛粪源蛭蚱及其生物炭对 Pb ²⁺ 、Cd ²⁺ 的吸附特性	杜文慧, 朱维琴, 潘晓慧, 沈旭阳, 陈思远, 陈可乐, 坎吉汗·木沙拉, 张杭君, 丁颖 (2172)
C ₃ N ₄ /BiOBr 复合可见光催化剂的性能及其作用机制	鲍玥, 周旻昀, 邹骏华, 史宇滨, 万先凯, 史惠祥 (2182)
《环境科学》征稿简则 (2020) 《环境科学》征订启事 (2035) 信息 (1782, 1798, 1827)	

包埋固定化活性污泥脱氮特性与微生物群落分析

许晓毅^{1,2}, 尤晓露^{1,2}, 吕晨培^{1,2}, 王斌^{1,2}, 胡碧波^{1,2}

(1. 重庆大学城市建设与环境工程学院, 重庆 400045; 2. 重庆大学三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045)

摘要: 采用包埋固定化活性污泥法进行污水深度处理脱氮, 针对不同初始总氮浓度的模拟废水, 基于序批式间歇反应器的中试实验, 探讨了包埋颗粒的脱氮效果及其微生物种群特性。结果表明, 在包埋颗粒的体积投加率为 10%, 实验水温为 10 ~ 15℃, DO 为 2 ~ 4 mg·L⁻¹ 和初始 COD 浓度为 80 ~ 100 mg·L⁻¹ 条件下, 不同初始总氮浓度 (10 ~ 45 mg·L⁻¹) 和 C/N 比 (1.78 ~ 10) 的各反应器中, 稳定期包埋颗粒的最大总氮去除负荷为 7.78 ~ 23.18 mg·(L·h)⁻¹。扫描电镜发现, 包埋颗粒具有较好的孔隙结构, 且颗粒内部与表面均存在微生物附着生长, 已成为微生物的良好载体。高通量测序结果表明, 较初始包埋污泥, 包埋颗粒内部与表面的微生物群落构成发生了显著变化, 包埋颗粒内微生物多样性良好, 颗粒中脱氮菌属优势明显。包埋颗粒中存在异养硝化-好氧反硝化菌属, 提升了包埋颗粒内非传统生物脱氮途径的潜能。

关键词: 包埋固定化; 深度处理; 强化脱氮; 微生物特性; 高通量测序

中图分类号: X172; X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2017)05-2052-07 DOI: 10.13227/j.hjkk.201611016

Nitrogen Removal Performance and Microbial Community Analysis of Activated Sludge Immobilization

XU Xiao-yi^{1,2}, YOU Xiao-lu^{1,2}, LÜ Chen-pei^{1,2}, WANG Bin^{1,2}, HU Bi-bo^{1,2}

(1. College of Urban Construction and Environmental Engineering, Chongqing University, Chongqing 400045, China; 2. Key Laboratory of Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400045, China)

Abstract: Immobilization of activated sludge was used to further remove nitrogen from secondary effluent. Intermittent sequencing batch reactor experiments were conducted to measure nitrogen removal in synthetic wastewater with initial total nitrogen concentrations (TN) of 10-45 mg·L⁻¹ and C/N ratio of 1.78-10, and microbial community characteristic of embedding beads was investigated. When the packing ratio of embedding beads was 10%, and the temperature of wastewater, dissolved oxygen (DO), initial concentration of chemical oxygen demand (COD) were maintained at 10-15℃, 2-4 mg·L⁻¹, and 80-100 mg·L⁻¹, respectively, the results showed that the maximum total nitrogen removal loads ranged from 7.78 to 23.18 mg·(L·h)⁻¹ during the stable phase. SEM observations showed that the embedding beads were highly porous and microorganisms adhered to the interior and external surface of embedding beads, demonstrating that embedding beads acted as an ideal support material. Based on high-throughput sequencing analysis, the structure of microbial communities in the beads' interior and exterior changed significantly compared with embedding activated sludge. The advantage of denitrifying bacteria in embedding beads was obvious and the microbial diversity was good. Some microorganisms which can conduct both heterotrophic nitrification and aerobic denitrification, were identified. These processes may facilitate pathways for untraditional biological denitrification in the beads' interior.

Key words: embedding immobilization; advanced treatment; strengthened denitrification; microbial properties; high-throughput sequencing

氮是导致水体富营养化的重要原因之一^[1]。提升废水处理与城市黑臭水体中(氨)氮的削减, 已成为我国现阶段水处理领域与水体整治工作的关键问题^[2,3]。目前, 许多城镇污水处理厂总氮处理效率欠稳定, 提标难度大的情况普遍存在。另一方面, 由于硝化菌世代周期长, 增殖速率缓慢, 对外界环境条件的变化敏感, 对于寒冷地区相对较低的水温或工业废水相对复杂的水质, 氨氮硝化过程不理想仍然是生物脱氮过程的制约因素^[4]。如何进一步强化出水中氨氮与总氮的去除, 应对日益严格的氮排放标准, 是现阶段水环境氮负荷削减的紧迫任务。

现阶段污水三级处理或深度处理中强化(氨)氮去除的常规单元主要为: 曝气生物滤池(BAF)、生物膜反应器(MBR)、移动床生物膜反应器(MBBR)等^[5,6], 但其存在着不同程度的局限性, 如投资高, 运行管理复杂, 在填料选择优化、运行能耗与技术管理等方面尚待明确等^[7,8]。近年来兴起的包埋固定化技术应用于水处理领域已有较多研究报

收稿日期: 2016-11-03; 修订日期: 2016-11-30

基金项目: 中央高校基本科研业务费专项 (106112014CDJZR210010)

作者简介: 许晓毅(1974~), 女, 博士, 副教授, 主要研究方向为水污染控制理论与技术, E-mail: xuxiaoyi@cqu.edu.cn

道^[9,10],结果表明,该技术在维持较高的微生物浓度^[11],增强固定附着微生物的高效性和耐受性具有优势^[12]. Qiao 等^[13]对活性污泥进行包埋,针对水中低浓度氨氮($40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)强化去除的研究表明,其氨氮去除率为 90%. 有研究者^[14]采用聚丙烯包埋栅藻用于处理城市污水厂氨氮浓度为 $3.8\sim7.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的二级出水,去除率约 43%. 另一方面,包埋颗粒中的微生物特性对探讨污染物降解过程机制与工艺优化具有重要意义,现状研究主要针对包埋颗粒内某一特定类型菌株(硝化菌、反硝化菌以及厌氧氨氧化菌等)的种属鉴定与特性分析^[15~17],对于包埋活性污泥的微生物群落多样性分析的研究甚少.

本研究采用课题组研发的改性包埋载体制备活性污泥包埋颗粒,结合深度脱氮的水质特征,针对不同氨氮(总氮)浓度的模拟废水,进行了包埋颗粒硝化与脱氮特性实验,并探究改性包埋颗粒内外微生物群落构成的多样性及其与初始包埋污泥微生物种群构成的差异,旨在为污泥包埋固定化技术在水处理领域的应用提供理论指导.

1 材料与方法

1.1 包埋颗粒的制备

1.1.1 包埋活性污泥的培养驯化

以重庆市某城镇污水处理厂生化池的活性污泥作为接种活性污泥,采用学生宿舍排放的新鲜生活污水并适当添加葡萄糖、奶粉、淀粉、 NaHCO_3 、 NH_4Cl 和 NaH_2PO_4 等,控制进水氨氮浓度为 $40\sim50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,COD 为 $150\sim200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,pH 为 $7.5\sim8.5$,以间歇方式进行污泥硝化特性的驯化培养. 污泥间歇培养 15 d 后,其氨氧化速率达 $0.0616\text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{min})^{-1}$,污泥的硝化性能良好,可将污泥离心后待用.

1.1.2 包埋颗粒的制备

取聚乙烯醇(PVA: 1750 ± 50)、海藻酸钠(SA)、纳米氧化铝,以体积分数分别为 10%、0.8%、0.5% 均匀混合进行超声处理后,与体积分数为 10% 的驯化后污泥混合,滴入含 2% 氯化钙的饱和硼酸溶液中,形成球形颗粒($\varphi=3\text{ mm}$)于 4°C 冰箱中放置 30 min 交联固化后,颗粒置于 $0.5\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 Na_2SO_4 溶液中储存 2 h^[18],颗粒取出用生理盐水清洗,去离子水中 4°C 保存.

1.1.3 模拟废水

模拟废水的主要成分如表 1 所示,配制为初始

氨氮浓度范围为 $5\sim40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,TN 浓度为 $10\sim45\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,COD 浓度为 $80\sim100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

表 1 模拟废水组分

Table 1 Components of synthetic wastewater	
组分	浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
NH_4Cl	19 ~ 153
NaNO_3	30
NaHCO_3	117 ~ 526.5
NaCl	5.2 ~ 23.4
KCl	2.4 ~ 10.8
$\text{Na}_2\text{HPO}_4\cdot12\text{H}_2\text{O}$	11.6 ~ 52.2
$\text{MgSO}_4\cdot7\text{H}_2\text{O}$	8.4 ~ 37.8
$\text{CaCl}_2\cdot2\text{H}_2\text{O}$	2.4 ~ 10.8
淀粉	34
葡萄糖	56

1.2 实验装置与测试方法

将制备的改性包埋颗粒以 10% 的体积填充率分别投入初始氨氮浓度分别为 5、15、25、 $40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的模拟废水中,采用系列玻璃容器以间歇方式运行,批次进水量 0.5 L,曝气 6 h,静置 15 min 后排上清液,反应系统内溶解氧 DO 控制在 $2\sim4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,pH 为 $7.5\sim8.5$,室温为 $10\sim15^\circ\text{C}$. 各周期结束后分别测定各反应器内 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 、TN、COD 浓度. 各组实验均设置 3 个平行实验. 采用未包埋污泥的空白颗粒进行对照实验,其 NH_4^+-N 、TN 去除效果甚微,结果分析中予以忽略.

检测方法如下, NH_4^+-N : 纳氏试剂光度法; NO_2^--N : $\text{N}-(1\text{-萘基})\text{-乙二胺}$ 光度法; NO_3^--N 、TN: 紫外分光光度法; DO: LDO 便携式溶解氧仪,哈希,美国; pH: 雷磁 PHS-3C, 精科,上海; COD: DRB200COD 消解器,DR1010COD 测定仪,哈希,美国; SEM: S-3400N 扫描电子显微镜,日立,日本,其样品预处理参照文献[13].

1.3 微生物种群多样性分析

1.3.1 DNA 提取

将样品在冰上融化后,分别对包埋颗粒与污泥样品进行前处理. 颗粒样品转移至 15 mL 离心管中,加入 5~8 mL 灭菌后的双蒸水,振荡 5 min 的液体,离心获得颗粒外部微生物检测样;再将清洗振荡后的颗粒样品充分研磨均匀得到颗粒内部微生物检测样. 将污泥样品充分混匀并离心得到污泥微生物检测样. 分别取 $2\text{ }\mu\text{L}$ 上述样品进行检测,使用试剂盒 PowerLyzer PowerSoil DNA Isolation kit (MO Bio Laboratories, Inc., Carlsbad, CA) 对 DNA 进行提

取,提取后的 DNA 通过 Nanodrop 2000 (Nanodrop Technologies, Wilmington, DE) 测定核酸浓度和纯度.

1.3.2 PCR 扩增

PCR 扩增采用带有条形码的特异引物,分别为 338F (5'-ACTCCTACGGGAGGCAGCA-3') 和 806R (5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3'),反应体系为 20 μL ,包括 10 ng 的模板 DNA,各 0.8 μL 的引物(5 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$), 2 μL 的 dNTPs, 0.4 μL 的 FastPfu 聚合酶以及 4 μL 的 5 $\times$ FastPfu 缓冲液. PCR 扩增步骤为: 95 $^{\circ}\text{C}$ 预变性 3 min; 94 $^{\circ}\text{C}$ 变性 30 s (27 个循环), 55 $^{\circ}\text{C}$ 退火 30 s, 72 $^{\circ}\text{C}$ 延伸 45 s (27 个循环);最后 72 $^{\circ}\text{C}$ 延长 10 min. 全部样本按照正式试验条件进行,每个样本 3 个重复,将同一样本的 PCR 产物混

合后用 2% 琼脂糖凝胶电泳检测,使用 AxyPrepDNA 凝胶回收试剂盒 (AXYGEN 公司) 切胶回收 PCR 产物,Tris-HCl 洗脱; 2% 琼脂糖电泳检测. 参照电泳初步定量结果,将 PCR 产物用 QuantiFluorTM-ST 蓝色荧光定量系统 (Promega 公司) 进行检测定量. 利用 PCR 扩增进行文库模板的富集,构建测序文库,然后在 Illumina MiSeq PE300 平台上进行测序,测序在上海美吉生物医药科技有限公司进行.

2 结果与讨论

2.1 包埋颗粒处理氨氮废水的脱氮效能分析

2.1.1 氨氮与总氮的去除特性

不同初始氮浓度的 SBR 反应器连续运行 30 个周期,进、出水中各形态氮的变化如图 1 所示.

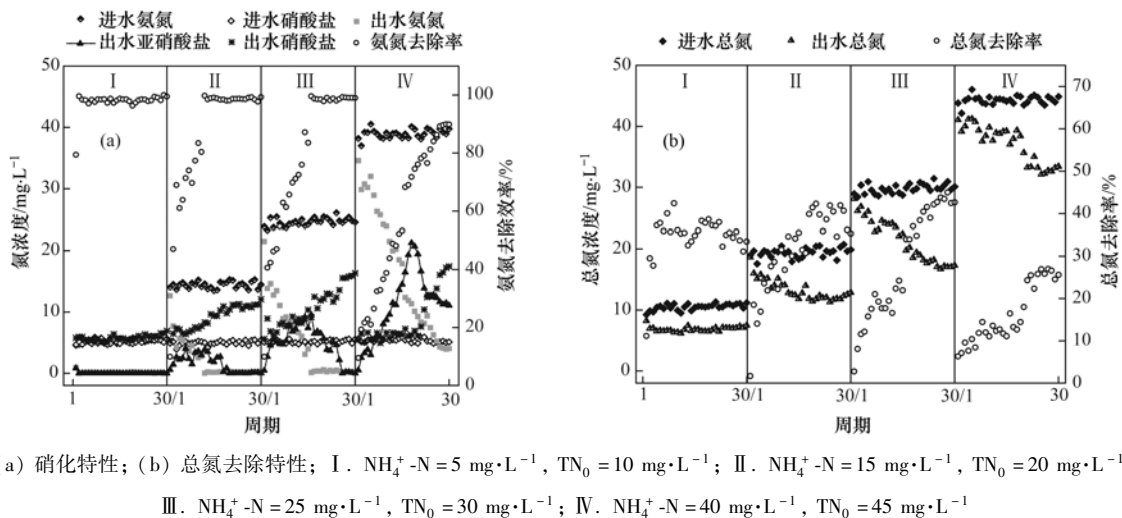


图 1 包埋颗粒处理模拟废水各形态氮的变化

Fig. 1 Changes in various forms of nitrogen of the embedding beads in the synthetic wastewater

由图 1(a) 可知,当初始氨氮浓度为 5 ~ 40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,颗粒的反应周期随着初始浓度的增加而增大,分别在第 2、12、16、27 个周期氨氮去除率达到稳定,稳定期最大氨氮去除负荷分别为 9.63、25.08、42.65 和 59.58 $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$. 初始氨氮浓度为 5 ~ 25 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,稳定期出水氨氮去除率接近 100%,初始氨氮浓度为 40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,稳定期出水氨氮去除率为 89.24%.

图 1(b) 中,各初始浓度条件下,稳定期出水 TN 浓度范围为 7.01 ~ 38.34 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,去除率范围为 22.25% ~ 43.74%,最大总氮去除负荷为 7.78 ~ 23.18 $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$. 系统中 TN 的去除主要是微生物增殖同化消耗以及包埋污泥中反硝化过程. 在初始 TN 浓度低于 30 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, TN 去除效能良好,稳定期 TN 的最大去除率分别为 42.38%、42.28% 和

44.93%,高于传统生物好氧系统中的总氮去除率. 尽管系统属于好氧环境,但由于颗粒形成从外到内的 DO 浓度梯度及一定的缺氧微环境,可能导致同时硝化反硝化现象发生. 当初始总氮浓度为 45 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,稳定期 TN 的去除率仅为 26.99%,系统中的有机碳源、pH、碱度和溶解氧等均是可能的影响因素^[19],较低的 C/N 比导致异养反硝化菌生长所需营养不足,对初始 TN 浓度较高时应适当补充碳源.

2.1.2 硝化特性分析

当初始氨氮浓度为 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ [图 1(a) 中 I], 第 2 个周期出水未有 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 检出;初始氨氮浓度增加至 40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时 [图 1(a) 中 II ~ IV], 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 呈现先升高后下降的趋势,其中初始氨氮浓度为 15 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 25 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,稳定期出水中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 均

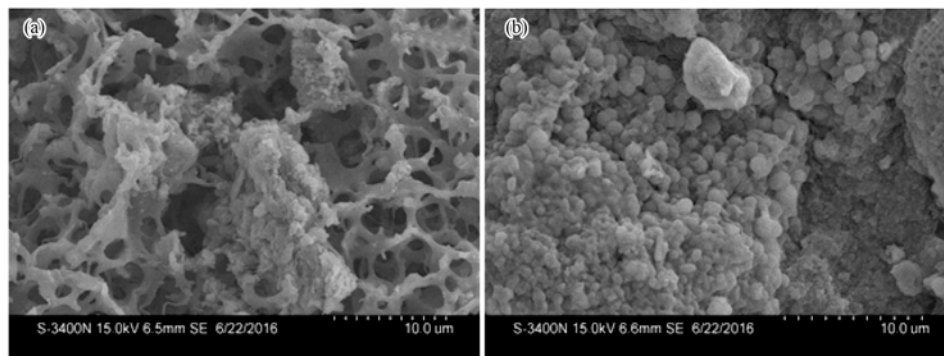
能完全转化为硝酸盐;初始氨氮浓度为 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 最高达到 $21.23 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 稳定期出水中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 为 $11.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 存在明显积累. 其原因主要由于系统中低溶解氧浓度和游离氨 (FA) 的存在^[20,21]. Anthonisen 等^[22] 研究表明, FA 对氨氧化菌 (AOB) 的抑制浓度为 $10 \sim 150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 对亚硝酸盐氧化菌 (NOB) 的抑制浓度为 $0.1 \sim 1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 实验条件下, 初始氨氮浓度为 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 稳定期出水中 FA 为 $0.79 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 对 NOB 的活

性存在抑制;另一方面, 受 DO 在颗粒中的扩散限制, 其内部形成低溶解氧环境, 由于 AOB 的氧利用能力较 NOB 强, NOB 的竞争生长会受到抑制^[23], You 等^[24] 也发现, 相比于 NOB, AOB 能提供更多的能量用于细胞生长繁殖, 尤其是初始氨氮浓度较高时, 亚硝酸盐积累现象表现得较为明显.

2.2 微生物特性

2.2.1 SEM 观察

图 2 为稳定期包埋颗粒的切面与表面的 SEM 图.



(a) 稳定期包埋颗粒的切面; (b) 稳定期包埋颗粒的表面; 放大倍数为 10 000 ×

图 2 包埋颗粒扫描电镜图

Fig. 2 SEM images of embedding beads

由图 2 可知, 稳定期包埋颗粒内具有良好的孔隙度, 活性污泥以团状形式负载在孔道内, 形成了致密的网状结构, 有利于氧气和营养物质的传输. 颗粒表面凹凸不平, 具有明显的生物膜附着, 颗粒表面富集有球状菌、杆状菌等, 充分表明包埋颗粒已成为微生物的良好载体. 由于颗粒内外的溶解氧浓度梯度, 使得好氧菌易于分布在颗粒表层及浅表层, 同时, 微生物细胞分泌的高蛋白黏附分子以及多糖等胞外聚合物 (EPSs) 疏松地附着在细胞壁表面, 也能够有助于发生基质的吸附效应. Qiao 等^[13] 通过 SEM 发现在颗粒的表面有较多丝状和杆状的细菌富集. Bae 等^[23] 对 PVA 包埋颗粒的 ESEM 观测到, 载体表面细菌聚合物主要是由细菌和胞外聚合物 (EPSs) 组成, EPSs 能帮助 AOB 更好地附着, 并稳定地进行亚硝化反应.

2.2.2 微生物种群多样性分析

通常采用 Chao 和 Ace 来计算菌群丰度, 采用 Simpson 和 Shannon 指数表征菌群的 α -多样性. Coverage 为各样本文库的覆盖率, 其数值越高, 则样本中序列被测出的概率越高.

表 2 为初始包埋活性污泥与包埋颗粒的 α -多样性指数分析. 从中可知, 每个样品获得 23 799 个序列, 覆盖率均为 0.99 以上, 数据可信度高. 多样性

指数分析结果表明, 包埋活性污泥的菌群丰度及多样性指数均高于稳定期包埋颗粒的菌群丰度及多样性指数, 这主要是微生物生存环境条件差异的选择结果. 氨氮浓度分别为 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 条件下, 包埋颗粒内部的菌群丰度和多样性指数相当, 表明了包埋固定化有利于微生物优势菌属的选择. 同时, 包埋颗粒外部仍然具有较好的菌群丰度和多样性, 说明包埋颗粒在水处理中可成为良好的微生物载体, 且较 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 初始氨氮浓度, 在 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 氨氮浓度条件下, 包埋颗粒外部的菌群数更丰富.

2.2.3 微生物群落构成特性

图 3 为不同氨氮浓度条件下, 包埋颗粒内外微生物群落构成在纲水平下的变化.

根据图 3 所示, 纤维黏网菌纲 (Cytophagia) 和芽孢杆菌纲 (Bacilli) 在包埋颗粒外部的相对丰度较高, 丰佑菌纲 (Opitutae) 和酸杆菌纲 (Acidobacteria) 则在颗粒内部的相对丰度较高, 这是由于包埋颗粒内外存在溶氧梯度, 导致包埋颗粒内外微生物群落构成特性的差异. 观察不同氨氮浓度条件下包埋颗粒的微生物群落构成, 发现 β -变形菌纲 (β -Proteobacteria) 在 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 氨氮浓度下的包埋颗粒中占优 (分别为 45.62% 和 50.58%), γ -变形菌纲 (γ -Proteobacteria)、 δ -变形菌纲 (δ -proteobacteria)

表 2 微生物的 α -多样性指数分析¹⁾

Table 2 Alpha diversity indices of microbial communities

样品	序列数	OTU	Ace 指数	Chao 指数	Shannon 指数	Simpson 指数	覆盖率
S1	23 799	818	892 ± 26	903 ± 38	5.15 ± 0.02	0.017 ± 0.000 65	0.994 790
S2	23 799	846	904 ± 23	918 ± 34	5.29 ± 0.02	0.017 ± 0.000 65	0.995 504
S3	23 799	842	904 ± 24	910 ± 32	5.35 ± 0.02	0.014 ± 0.000 5	0.995 462
BI1	23 799	564	723 ± 35	726 ± 65	4.12 ± 0.02	0.038 ± 0.001	0.993 445
BI2	23 799	623	766 ± 46	763 ± 56	4.45 ± 0.02	0.029 ± 0.000 8	0.993 529
BI3	23 799	562	682 ± 41	681 ± 51	4.13 ± 0.02	0.045 ± 0.001 4	0.994 370
GI1	23 799	539	699 ± 44	675 ± 57	4.34 ± 0.02	0.030 ± 0.000 8	0.994 243
GI2	23 799	570	722 ± 49	711 ± 57	4.41 ± 0.02	0.027 ± 0.000 65	0.993 697
GI3	23 799	529	636 ± 38	636 ± 48	4.35 ± 0.02	0.029 ± 0.000 7	0.994 832
BO1	23 799	370	503 ± 50	485 ± 54	3.46 ± 0.025	0.076 ± 0.002	0.995 252
BO2	23 799	382	513 ± 48	490 ± 50	3.50 ± 0.025	0.076 ± 0.002 2	0.995 252
BO3	23 799	325	543 ± 59	526 ± 101	3.38 ± 0.025	0.073 ± 0.001 7	0.995 420
GO1	23 799	501	608 ± 39	625 ± 56	4.17 ± 0.025	0.037 ± 0.001 1	0.994 874
GO2	23 799	447	571 ± 45	605 ± 73	4.1 ± 0.02	0.038 ± 0.001	0.995 000
GO3	23 799	478	588 ± 40	597 ± 55	3.98 ± 0.02	0.048 ± 0.001 3	0.995 084

1) 数值(平均值 ± 标准差)表示不同样品不同指标下的多样性指数;S1 ~ S3 表示初始包埋活性污泥的 3 组平行;BI1 ~ BI3 表示氨氮浓度为 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 条件下的稳定期包埋颗粒内部的 3 组平行;GI1 ~ GI3 表示氨氮浓度为 40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 条件下的稳定期包埋颗粒内部的 3 组平行;BO1 ~ BO3 表示氨氮浓度为 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 条件下的稳定期包埋颗粒外部的 3 组平行;GO1 ~ GO3 表示氨氮浓度为 40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 条件下的稳定期包埋颗粒外部的 3 组平行

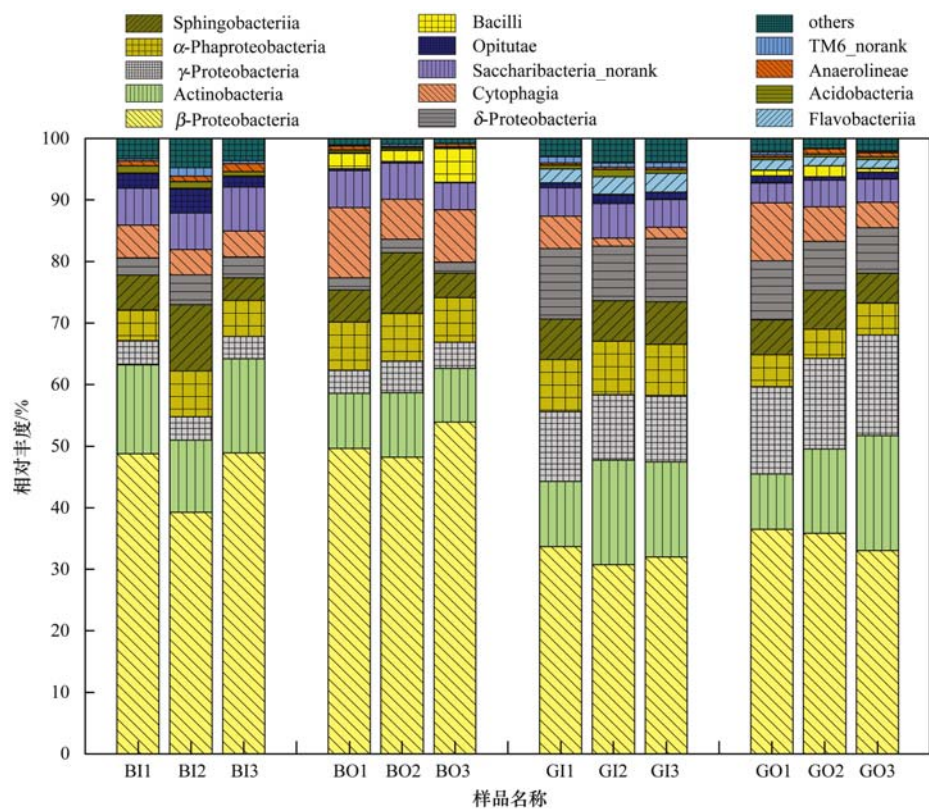


图 3 包埋颗粒的微生物群落变化(分类为纲)

Fig. 3 Changes in microbial community structure of embedding beads (class level)

和黄杆菌纲(Flavobacteria)则在 40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 氨氮浓度下的包埋颗粒内部和外部相对丰度较高,分别为 10.91% 和 15.07%、10.22% 和 8.33%、2.68% 和 1.56%。有研究表明^[25,26], γ -变形菌主要参与碳和氮

的氧化, β -变形菌通常为好氧或兼性好氧菌,能以有机物作为电子供体,是污水处理过程中有机物降解的主要参与者,且 β -变形菌在活性污泥系统的脱氮反应器中比较丰富,因此包埋颗粒中微生物群落的变化可

能与系统中 C/N 比有关。

2.2.4 功能微生物分析

传统生物脱氮过程分为硝化作用和反硝化作用,其中硝化作用中起作用的微生物为 AOB 和 NOB,主要为自养菌,而反硝化菌主要是异养型微生物。包埋颗粒功能微生物的相对丰度见表 3 所示。

表 3 功能微生物的相对丰度

Table 3 Relative abundance of functional microorganisms

项目	菌属	相对丰度/%			
		BI	BO	GI	GO
Nitrifying bacteria	<i>Nitrosomonas</i>	0.073 ± 0.033	0.008 4 ± 0.004 2	1.19 ± 0.35	0.44 ± 0.099
	<i>Nitrosomonadaceae_uncultured</i>	0.13 ± 0.061	0.015 ± 0.006 4	0.14 ± 0.018	0.22 ± 0.011
	<i>Nitrospira</i>	0.19 ± 0.033	0.009 8 ± 0.006 4	0.41 ± 0.091	0.12 ± 0.053
	<i>Arthrobacter</i>	5.05 ± 0.95	3.61 ± 0.68	0.002 8 ± 0.004 8	0.001 4 ± 0.002 4
	<i>Alcaligenaceae_uncultured</i>	0.33 ± 0.036	0.28 ± 0.044	0.014 ± 0.006 4	0.028 ± 0.002 4
Denitrifying bacteria	<i>Hydrogenophaga</i>	3.78 ± 0.41	5.65 ± 0.62	9.74 ± 0.73	13.20 ± 1.21
	<i>Comamonadaceae_unclassified</i>	13.58 ± 2.86	21.77 ± 1.96	0.30 ± 0.11	0.45 ± 0.029
	<i>Thauera</i>	0.79 ± 0.21	0.11 ± 0.030	2.12 ± 0.42	1.59 ± 0.37
	<i>Acidovorax</i>	2.07 ± 0.27	2.97 ± 0.37	3.57 ± 0.35	6.20 ± 1.23
	<i>Rhodocyclaceae_unclassified</i>	6.74 ± 2.12	0.96 ± 0.038	7.11 ± 1.08	5.70 ± 2.73

实验条件下,包埋颗粒中存在的 AOB 为 *Nitrosomonadaceae_uncultured* 和 *Nitrosomonas*, 均属于 β -变形菌纲。其中,*Nitrosomonas* 在 $40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 氨氮浓度下的包埋颗粒中占优,从菌属特征层面证实了上述实验中出现的亚硝酸盐积累现象。而 NOB 主要是 *Nitrospira*,属于硝化螺旋菌门,其在包埋颗粒中的相对丰度较低,主要是因为包埋颗粒内外存在 DO 浓度梯度,在低溶解氧环境下,NOB 的生长会受到抑制。同时,在 $5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 氨氮浓度下的包埋颗粒内外均发现了 *Arthrobacter*^[27] 和 *Alcaligenaceae_uncultured*^[28] 这两种异养硝化菌,其相对丰度均高于 $40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 氨氮浓度下的包埋颗粒,这主要是因为 在 $5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 氨氮浓度条件下的 C/N 比较高(8~10),异养硝化菌在竞争中占优,导致自养硝化菌生长受到抑制,而 $40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 氨氮浓度下的 C/N 较低(1.78~2.22),异养菌生长受到一定程度的抑制。另一方面,有研究表明^[28],*Alcaligenaceae_uncultured* 同时具备好氧反硝化特性。包埋颗粒中存在的反硝化菌主要有 *Comamonadaceae_unclassified*、*Thauera*、*Rhodocyclaceae_unclassified*、*Hydrogenophaga*、*Acidovorax* 等。其中,*Comamonadaceae_unclassified* 被报道具有异养硝化-好氧反硝化能力^[29,30]。本实验中,氨氮初始浓度为 $5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 条件下,C/N 较高(8~10),且包埋颗粒中 *Comamonadaceae_unclassified* 的相对丰度可观,推测体系中可能存在异养硝化或好氧反硝化现象,对体系中 TN 的去除具有强化促进效应。

3 结论

(1) 采用改性聚乙烯醇-海藻酸钠制备包埋颗

粒,处理初始氨氮浓度为 $5\sim40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,C/N 比为 1.78~10 的模拟废水,稳定期包埋颗粒最大氨氮去除负荷为 $9.63\sim59.58\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$,氨氮去除率达到 89%~100%,总氮去除率为 22.25%~44.93%。

(2) 包埋颗粒内部具有致密的网状结构,各孔道内均有良好的活性污泥微生物附着生长,且在包埋颗粒表面有大量球状菌、丝状菌附着,也成为微生物的良好载体。微生物特性实验表明,较新鲜包埋污泥,包埋颗粒的微生物多样性得到保持,且包埋颗粒内微生物优势菌属特征显著。

(3) 包埋颗粒内大量的硝化和反硝化菌属生长良好,为深度处理的强化脱氮提供了微生物学基础。包埋颗粒中具有 *Alcaligenaceae_uncultured*、*Comamonadaceae_unclassified* 等菌属,推测颗粒内可能存在异养硝化-好氧反硝化菌属,拓展了包埋系统中非传统的脱氮途径。

参考文献:

[1] Conley D J, Paerl H W, Howarth R W, et al. Ecology: controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus [J]. Science, 2009, 323(5917): 1014-1015.

[2] 吴舜泽,王东,马乐宽,等. 向水污染宣战的行动纲领——《水污染防治行动计划》解读[J]. 环境保护, 2015, 43(9): 14-18.

Wu S Z, Wang D, Ma L K, et al. An overall reading of action plan for prevention and control of water pollution [J]. Environmental Protection, 2015, 43(9): 14-18.

[3] 王旭,王永刚,孙长虹,等. 城市黑臭水体形成机理与评价方法研究进展[J]. 应用生态学报, 2016, 27(4): 1331-1340.

Wang X, Wang Y G, Sun C H, et al. Formation mechanism and assessment method for urban black and odorous water body: a review[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2016, 27(4): 1331-1340.

- [4] Yu K, Zhang T. Metagenomic and metatranscriptomic analysis of microbial community structure and gene expression of activated sludge[J]. *PLoS One*, 2012, **7**(5): e38183.
- [5] Wang Y Y, Fang H Y, Zhou D, *et al.* Characterization of nitrous oxide and nitric oxide emissions from a full-scale biological aerated filter for secondary nitrification [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, **299**: 304-313.
- [6] Pulido J M O. A review on the use of membrane technology and fouling control for olive mill wastewater treatment[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, **563-564**: 664-675.
- [7] Barwal A, Chaudhary R. To study the performance of biocarriers in moving bed biofilm reactor (MBBR) technology and kinetics of biofilm for retrofitting the existing aerobic treatment systems; a review [J]. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 2014, **13**(3): 285-299.
- [8] Feng Y, Yu Y Z, Qiu L P, *et al.* Impact of sorption functional media (SFM) from zeolite tailings on the removal of ammonia nitrogen in a biological aerated filter[J]. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 2015, **21**: 704-710.
- [9] 刘少敏, 储磊, 朱敬林. 固定化硝化细菌去除生活污水中的氨氮[J]. *环境工程学报*, 2014, **8**(10): 4261-4266.
- Liu S M, Chu L, Zhu J L. Removal of ammonia nitrogen from sewage by immobilization nitrification bacteria [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2014, **8**(10): 4261-4266.
- [10] 王静萱, 李军, 张振家, 等. 固定化包埋颗粒对二级出水深度脱氮特性研究[J]. *环境科学学报*, 2013, **33**(2): 389-394.
- Wang J X, Li J, Zhang Z J, *et al.* Nitrogen removal of the secondary effluent by embedded immobilized bacteria in moving-bed[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, **33**(2): 389-394.
- [11] Chen G H, Li J, Tabassum S, *et al.* Anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) sludge immobilized by waterborne polyurethane and its nitrogen removal performance-a lab scale study[J]. *RSC Advances*, 2015, **5**(32): 25372-25381.
- [12] Yan J, Jetten M, Rang J L, *et al.* Comparison of the effects of different salts on aerobic ammonia oxidizers for treating ammonium-rich organic wastewater by free and sodium alginate immobilized biomass system[J]. *Chemosphere*, 2010, **81**(5): 669-673.
- [13] Qiao X L, Liu Z, Liu Z W, *et al.* Immobilization of activated sludge in poly (ethylene glycol) by UV technology and its application in micro-polluted wastewater [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2010, **50**(1-2): 71-76.
- [14] He S B, Xue G. Algal-based immobilization process to treat the effluent from a secondary wastewater treatment plant (WWTP) [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, **178**(1-3): 895-899.
- [15] Isaka K, Kimura Y, Osaka T, *et al.* High-rate denitrification using polyethylene glycol gel carriers entrapping heterotrophic denitrifying bacteria [J]. *Water Research*, 2012, **46**(16): 4941-4948.
- [16] Isaka K, Kimura Y, Yamamoto T, *et al.* Complete autotrophic denitrification in a single reactor using nitritation and anammox gel carriers[J]. *Bioresource Technology*, 2013, **147**: 96-101.
- [17] Bae H, Choi M, Lee C, *et al.* Enrichment of ANAMMOX bacteria from conventional activated sludge entrapped in poly (vinyl alcohol)/sodium alginate gel[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, **281**: 531-540.
- [18] Takei T, Ikeda K, Ijima H, *et al.* Fabrication of poly (vinyl alcohol) hydrogel beads crosslinked using sodium sulfate for microorganism immobilization[J]. *Process Biochemistry*, 2011, **46**(2): 566-571.
- [19] Cao G M, Zhao Q X, Sun X B, *et al.* Characterization of nitrifying and denitrifying bacteria coimmobilized in PVA and kinetics model of biological nitrogen removal by coimmobilized cells[J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 2002, **30**(1): 49-55.
- [20] Isaka K, Yoshie S, Sumino T, *et al.* Nitrification of landfill leachate using immobilized nitrifying bacteria at low temperatures [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2007, **37**(1): 49-55.
- [21] 孙洪伟, 尤永军, 赵华南, 等. 游离氨对硝化菌活性的抑制及可逆性影响[J]. *中国环境科学*, 2015, **35**(1): 95-100.
- Sun H W, You Y J, Zhao H N, *et al.* Inhibitory effect of free ammonia on the activity of nitrifying bacteria and recoverability [J]. *China Environmental Science*, 2015, **35**(1): 95-100.
- [22] Anthonisen A C, Loehr R C, Prakasam T B, *et al.* Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid[J]. *Journal - Water Pollution Control Federation*, 1976, **48**(5): 835-852.
- [23] Bae H, Yang H, Chung Y C, *et al.* High-rate partial nitritation using porous poly (vinyl alcohol) sponge [J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2014, **37**(6): 1115-1125.
- [24] You S J, Hsu C L, Chuang S H, *et al.* Nitrification efficiency and nitrifying bacteria abundance in combined AS-RBC and A2O systems[J]. *Water Research*, 2003, **37**(10): 2281-2290.
- [25] Rani A, Porwal S, Sharma R, *et al.* Assessment of microbial diversity in effluent treatment plants by culture dependent and culture independent approaches [J]. *Bioresource Technology*, 2008, **99**(15): 7098-7107.
- [26] Miura Y, Hiraiwa M N, Ito T, *et al.* Bacterial community structures in MBRs treating municipal wastewater: Relationship between community stability and reactor performance[J]. *Water Research*, 2007, **41**(3): 627-637.
- [27] Ho K L, Chung Y C, Lin Y H, *et al.* Biofiltration of trimethylamine, dimethylamine, and methylamine by immobilized *Paracoccus* sp. CP2 and *Arthrobacter* sp. CP1 [J]. *Chemosphere*, 2008, **72**(2): 250-256.
- [28] Joo H S, Hirai M, Shoda M. Piggery wastewater treatment using *Alcaligenes faecalis* strain No. 4 with heterotrophic nitrification and aerobic denitrification[J]. *Water Research*, 2006, **40**(16): 3029-3036.
- [29] 李正魁, 赖鼎东, 杨竹攸, 等. 固定化氨氧化细菌短程硝化稳定性研究[J]. *环境科学*, 2008, **29**(10): 2835-2840.
- Li Z K, Lai D D, Yang Z Y, *et al.* Stability of short-cut nitrification using immobilized ammonia-oxidizing bacteria [J]. *Environmental Science*, 2008, **29**(10): 2835-2840.
- [30] 李正魁, 石鲁娜, 杨竹攸, 等. 纯种氨氧化细菌 *Comamonas aquatica* LNL₃ 的固定化及短程硝化性能研究[J]. *环境科学*, 2009, **30**(10): 2952-2957.
- Li Z K, Shi L N, Yang Z Y, *et al.* Immobilized ammonia-oxidizing bacteria *Comamonas aquatica* LNL₃ and its partial nitrification characterization [J]. *Environmental Science*, 2009, **30**(10): 2952-2957.

CONTENTS

Estimating the Secondary Organic Aerosol Concentration and Source Apportionment During the Summer and Winter in the Nanjing Industrial District	LIU Jing-da, AN Jun-lin, ZHANG Yu-xin, <i>et al.</i> (1733)
Modeled Deposition of Fine Particles in Human Airway in Northern Suburb of Nanjing	LIANG Jing-shu, AN Jun-lin, WANG Hong-lei, <i>et al.</i> (1743)
Concentration Characteristics and Influencing Factors of Atmospheric Particulate Matters in Spring on Weizhou Island, Beihai, Guangxi Province	GAO Yuan-guan, ZHANG Kai, WANG Ti-jian, <i>et al.</i> (1753)
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Atmosphere of Dajiuahu, Shennongjia, China	JIN Meng-yun, XING Xin-li, KE Yan-ping, <i>et al.</i> (1760)
Spatial Distribution Characteristics of NMHCs in Spring in Cangzhou City	DUAN Jing-chun, ZHOU Xue-ming, ZHANG He-feng, <i>et al.</i> (1769)
Emission Characteristics of Residential Coal Combustion Flue Gas in Beijing	LIANG Yun-ping, ZHANG Da-wei, LIN An-guo, <i>et al.</i> (1775)
Emission Characteristics and Ozone Formation Potential of VOCs from a Municipal Solid Waste Composting Plant	SHAO Zhu-ze, ZHENG Guo-di, WANG Yuan-gang, <i>et al.</i> (1783)
Degradation Characteristics of Composite CVOCs by Non-thermal Plasma	JIANG Li-ying, ZHANG Di, GUO Hai-qian, <i>et al.</i> (1792)
Chemical Compositions and Source Apportionment of Road Dust in Yuncheng	WU Yuan-yuan, LI Ru-mei, PENG Lin, <i>et al.</i> (1799)
Pollution Risk of Heavy Metals in Dust from the Building Along Elevated Road; A Case Study in Changzhou	YAO Jing-bo, WANG Ming-xin, QI Jin-di, <i>et al.</i> (1807)
Characteristics of Stable Isotope in Precipitation and Its Relationship with ENSO in Shanghai	DONG Xiao-fang, DENG Huang-yue, ZHANG Luan, <i>et al.</i> (1817)
Effects of DOC + CDPF on Emission Characteristics of Heavy-duty Diesel Vehicle	ZHANG Yun-hua, LOU Di-ming, TAN Pi-qiang, <i>et al.</i> (1828)
Accumulated Health Risk Assessment of Arsenic in Drinking Water of Major Cities of China	ZHANG Qiu-qi, PAN Shen-ling, LIU Wei, <i>et al.</i> (1835)
Health Risk Assessment of Microcystins from Drinking Water Source by Monte Carlo Simulation Method	WANG Yang, XU Ming-fang, GENG Meng-meng, <i>et al.</i> (1842)
Potential Risk and Distribution Characteristics of PPCPs in Surface Water and Sediment from Rivers and Lakes in Beijing, China	ZHANG Pan-wei, ZHOU Huai-dong, ZHAO Gao-feng, <i>et al.</i> (1852)
Assessment of the Spatial-temporal Distribution Characteristics and Main Affecting Factors of Chromophoric Dissolved Organic Matter in Spring and Summer at the Changjiang Estuary and Adjacent Areas	SUN Yu-yan, BAI Ying, SU Rong-guo, <i>et al.</i> (1863)
Complexation Between Copper(II) and Colored Dissolved Organic Matter from Municipal Solid Waste Landfill	XIAO Xiao, HE Xiao-song, GAO Ru-tai, <i>et al.</i> (1873)
Effects of Three Bioretention Configurations on Dissolved Nitrogen Removal from Urban Stormwater	LI Li-qing, HU Nan, LIU Yu-qing, <i>et al.</i> (1881)
Influence of Spatial Pattern of Paddy Field on the Losses of Nitrogen and Phosphorus in Three Gorges Reservoir Area	CHEN Cheng-long, GAO Ming, NI Jiu-pai, <i>et al.</i> (1889)
Effects of NO ₃ ⁻ -N Loading on the Early-Period Efficiency of Denitrification and Carbon Releasing in Constructed Wetland Filled with Bark ...	JIANG Ying-be, LI Yao, ZHANG Ying, <i>et al.</i> (1898)
Effects of Microbial Fuel Cell Coupled Constructed Wetland with Different Support Matrix and Cathode Areas on the Degradation of Azo Dye and Electricity Production	LI Xue-xiao, CHENG Si-chao, FANG Zhou, <i>et al.</i> (1904)
Effects of Anode Materials on Electricity Generation and Organic Wastewater Treatment of 6 L Microbial Fuel Cells	DING Wei-jun, YU Li-liang, CHEN Jie, <i>et al.</i> (1911)
Effects of Joint-reaction Combined by Ozonation and Coagulation on Aquatic Organic Matters	LIU Hai-long, FU Jing-miao, GUO Xue-feng, <i>et al.</i> (1918)
Disinfection Action of Ultraviolet Radiation and Chlorination on <i>Escherichia coli</i> and Poliovirus	XU Li-mei, ZHANG Chong-miao, WANG Xiao-chang, <i>et al.</i> (1928)
Adsorption of Phosphate from Aqueous Solution on Hydrous Zirconium Oxides Precipitated at Different pH Values	WANG Xing-xing, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui, <i>et al.</i> (1936)
Performance of Polymer-based Titanium and Zirconium Oxides Composite Adsorbent for Simultaneous Removal of Phosphorus and Fluorine from Water	CHEN Jia-kai, NIE Guang-ze, LIU Zhi-ying, <i>et al.</i> (1947)
Effect of Different Adding Means of Ignited Water Purification Sludge on Phosphorus Adsorption and Forms	ZHU Pei-ying, LI Da-peng, YU Sheng-nan (1957)
Law of Pollutant Erosion and Deposition in Urban Sewage Network	SANG Lang-tao, SHI Xuan, ZHANG Tong, <i>et al.</i> (1965)
Fate of Eleven Phthalic Acid Esters in Aerobic Sewage Treatment System	ZHOU Lin-jun, GU Wen, LIU Ji-ning, <i>et al.</i> (1972)
Characteristics of Denitrification Inhibiting Sulfate Reducing Process	JIN Peng-kang, YANG Zhen-rui, LI Rong, <i>et al.</i> (1982)
Enhanced Short-cut Denitrification by Fe ⁽⁰⁾ -activated Carbon and Its Influencing Factors	LÜ Yong-tao, LIU Ting, ZENG Yu-lian, <i>et al.</i> (1991)
Comparison of Operating Performance of Partial Nitrification Systems with Two Different Inhibition Strategies	LI Hui-juan, PENG Dang-cong, CHEN Guo-yan, <i>et al.</i> (1997)
Effect of Substrate Ratio on Nitrogen Removal Performance of ANAMMOX in ABR	LÜ Gang, XU Le-zhong, SHEN Yao-liang, <i>et al.</i> (2006)
Effects of Temperature on the Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Removal and Microbial Community in SCSC-S/Fe	FAN Jun-hui, HAO Rui-xia, ZHU Xiao-xia, <i>et al.</i> (2012)
Analysis on Performance and Microbial Community Dynamics of a Strengthen Circulation Anaerobic Reactor Treating Municipal Wastewater	YANG Bo, XU Hui, FENG Xiu-ping, <i>et al.</i> (2021)
Aerobic Degradation Characteristics of the Quinoline-Degrading strain <i>Ochrobactrum</i> sp. and Its Bioaugmentation in Coking Wastewater	XU Wei-chao, WU Cui-ping, ZHANG Yu-xiu, <i>et al.</i> (2030)
Manganese Oxidation Characteristics and Oxidation Mechanism of a Manganese-Oxidizing Bacterium <i>Arthrobacter</i> sp. HW-16	WAN Wen-jie, XUE Zhi-jun, ZHANG Ze-wen, <i>et al.</i> (2036)
Effect of Temperature on Nitrogen Removal Performance of Marine Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria	ZHOU Tong, YU De-shuang, LI Jin, <i>et al.</i> (2044)
Nitrogen Removal Performance and Microbial Community Analysis of Activated Sludge Immobilization	XU Xiao-yi, YOU Xiao-lu, LÜ Chen-pei, <i>et al.</i> (2052)
Microbial Structure of an Enhanced Two-phase High-solid Anaerobic Digestion System Treating Sludge	CAO Zhi-ping, WU Jing, ZUO Jian-e, <i>et al.</i> (2059)
Comparative Studies on Soil Actinobacterial Biodiversity After Re-vegetation in the Urban and Rural Hydro-fluctuation Zone of the Three Gorges Reservoir Region	QIN Hong, REN Qing-shui, YANG Wen-hang, <i>et al.</i> (2065)
Nitrous Oxide Emissions and Its Influencing Factors from an Agricultural Headwater Ditch During a Maize Season in the Hilly Area of Central Sichuan Basin	TIAN Lin-lin, ZHU Bo, WANG Tao, <i>et al.</i> (2074)
Effect of Dicyandiamide on N ₂ O Emission in Fallow Paddy Field and Rape Cropping	WU Yan-zheng, ZHANG Miao-miao, QIN Hong-ling, <i>et al.</i> (2084)
Characteristics of Biochar-mediated N ₂ O Emissions from Soils of Different Surface Conditions	ZOU Juan, HU Xue-yu, ZHANG Yang-yang, <i>et al.</i> (2093)
Characteristics of Soil Respiration and Soil Organic Carbon in Fava Bean Farmland Under Ridge Tillage and Straw Mulching in Southwest China	XIONG Ying, WANG Long-chang, DU Juan, <i>et al.</i> (2102)
Prediction of Distribution of Soil Cd Concentrations in Guangdong Province, China	SUN Hui, GUO Zhi-xing, GUO Ying, <i>et al.</i> (2111)
Spatial Distribution and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Sediments of Suya Lake	ZHANG Peng-yan, KANG Guo-hua, PANG Bo, <i>et al.</i> (2125)
Effects of the Active Components of Humic Acids and Their Proportions on the Dynamics of Lead Transformation and Availability in Purple Alluvial Soil	WANG Qing-qing, JIANG Zhen-mao, WANG Jun, <i>et al.</i> (2136)
Enrichment Characteristics of Heavy Metals in Particulate Organic Matter of Purple Paddy Soil	LI Qiu-yan, ZHAO Xiu-lan (2146)
Enhanced Sorption of Cetirizine to Loessial Soil Amended with Biochar	WU Zhi-juan, BI Er-ping (2154)
Characteristics and Mechanism of Copper Adsorption from Aqueous Solutions on Biochar Produced from Sawdust and Apple Branch	WANG Tong-tong, MA Jiang-bo, QU Dong, <i>et al.</i> (2161)
Adsorption of Pb ²⁺ and Cd ²⁺ from Aqueous Solution Using Vermicompost Derived from Cow Manure and Its Biochar	DU Wen-hui, ZHU Wei-qin, PAN Xiao-hui, <i>et al.</i> (2172)
Performance and Mechanism Study of Visible Light-driven C ₃ N ₄ /BiOBr Composite Photocatalyst	BAO Yue, ZHOU Min-yun, ZOU Jun-hua, <i>et al.</i> (2182)