

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社



2020

Vol.41 No.10
第41卷 第10期

目次

青岛春节期间大气污染特征及烟花燃放一、二次贡献分析	方天歌, 姚小红, 孟赫, 陈春强 (4345)
基于在线观测的天津市 PM _{2.5} 污染特征及来源解析	肖致美, 徐虹, 李立伟, 李鹏, 元洁, 唐邈, 杨宁, 郑乃源, 陈魁 (4355)
2017~2018年北京大气 PM _{2.5} 中水溶性无机离子特征	李欢, 唐贵谦, 张军科, 刘琴, 闫广轩, 程萌田, 高文康, 王迎红, 王跃思 (4364)
北京南部城区 PM _{2.5} 中碳质组分特征	董贵明, 唐贵谦, 张军科, 刘琴, 闫广轩, 程萌田, 高文康, 王迎红, 王跃思 (4374)
成都市冬季3次灰霾污染过程特征及成因分析	冯小琼, 陈军辉, 尹寒梅, 徐雪梅, 熊文朋, 梅林德, 钱骏, 刘政 (4382)
南京北郊黑碳气溶胶分布特征及来源	谢锋, 林煜棋, 宋文怀, 鲍孟盈, 章炎麟 (4392)
2019年10~12月京津冀及周边“2+26”城市重污染减排效果评估	朱媛媛, 高愈霄, 汪巍, 鲁宁, 许荣, 刘冰, 李健军 (4402)
保定市大气污染变化趋势及特征	苟银寅, 张凯, 李金娟, 吕文丽, 竹双, 黎洁, 何珊珊, 郑悦, 支敏康 (4413)
郑州市 VOCs 组分排放清单及其臭氧生成潜势	卢轩, 张瑞芹, 韩跃钢 (4426)
郑州市少数民族运动会期间 O ₃ 及 VOCs 污染特征的演变和评估	赵金帅, 于世杰, 王楠, 马双良, 王维思, 尹沙沙, 李一丹, 张栋, 张瑞芹 (4436)
我国木器涂料及汽车涂料中挥发性有机物特征	柯云婷, 孙宇航, 成海荣, 刘锐源, 黄皓旻, 范丽雅, 叶代启 (4446)
典型脱硫工艺对燃煤锅炉烟气颗粒物的影响	张进生, 吴建会, 吕瑞鹤, 宋丹林, 黄凤霞, 张裕芬, 冯银厂 (4455)
不同居民燃煤炉具大气污染物排放差异性及减排分析	张熠晨, 薛陈利, 刘杰, 钟连红, 薛亦峰 (4462)
天津市 2017 年移动源高分辨率排放清单	刘庚, 孙世达, 孙露娜, 金嘉欣, 房键旭, 宋鹏飞, 王婷, 吴琳, 毛洪钧 (4470)
四川省基于第二次污染源普查数据的人为源大气污染源排放清单及特征	徐晨曦, 陈军辉, 李媛, 何敏, 冯小琼, 韩丽, 刘政, 钱骏 (4482)
抗大气复合污染的城市森林植物初步筛选	李品, 卫妍妍, 冯兆忠 (4495)
宝鸡市绿植叶片重金属空间分布及污染特征	张军, 梁青芳, 高煜 (4504)
潮汕地区入海河流及水生生物中 PPCPs 分布特征及风险评估	秀措, 王尘辰, 吕永龙, 陆轶峰, 王聪, 张梦, 曹祥会 (4514)
泉州山美水库及入库河流沉积物中多溴二苯醚的时空分异和降解分析	韩文亮, 刘豫, 冯凯文 (4525)
长江上游典型山地农业小流域浅层地下水硝态氮时空变异特征及影响因素	江南, 周明华, 李红, 李子阳, 章熙峰, 朱波 (4539)
沱江流域典型农业小流域氮和磷排放特征	王宏, 徐娅玲, 张奇, 林超文, 翟丽梅, 刘海涛, 蒲波 (4547)
基于 DPeRS 模型的海河流域面源污染潜在风险评估	冯爱萍, 王雪蕾, 徐逸, 黄莉, 吴传庆, 王昌佐, 王洪亮 (4555)
降水空间异质性对非点源关键源区识别面积变化的影响	高晓曦, 左德鹏, 马广文, 徐宗学, 胡小红, 李佩君 (4564)
硅藻群落指示的近 50 年来大理西湖湖泊生态系统演变规律	张晨雪, 徐敏, 董一凡, 王荣, 方凤满 (4572)
海陆交互带土壤及河流沉积物中镉含量及形态分布特征	王芳婷, 陈植华, 包科, 赵信文, 孟宪萌, 黄长生 (4581)
内蒙古河套灌区排水干沟微塑料赋存特征及质量估算	王志超, 杨帆, 杨文焕, 李卫平, 杨建林, 秦一鸣, 李河 (4590)
透水/不透水格局特征对汇水单元径流污染的影响	姜智绘, 廖云杰, 谢文霞, 李佳, 房志达, 赵洪涛, 李叙勇 (4599)
铁铜双金属有机骨架 MIL-101(Fe, Cu) 活化双氧水降解染料性能	梁贺, 刘锐平, 安晓强, 刘会娟 (4607)
纳米 Cu ⁰ @Fe ₃ O ₄ 活化 PMS 降解对-硝基苯酚的协同反应机制	石清清, 蒲生彦, 杨犀 (4615)
紫外活化过硫酸盐降解水中三氯蔗糖动力学和机制	余韵, 陆金鑫, 吕贞, 彭明国, 徐彬焜, 杜尔登, 郑璐 (4626)
污水生物处理工艺低温下微生物种群结构	尚越飞, 王申, 宗倪, 杜海洲, 张鑫, 齐嵘, 杨敏 (4636)
不同 DN 与 PN-ANAMMOX 耦合工艺处理中晚期垃圾渗滤液的微生物群落分析	陆明羽, 李祥, 黄勇, 殷记强, 方文烨 (4644)
全程自养颗粒污泥快速启动及混合营养型脱氮性能分析	齐泽坤, 王建芳, 钱飞跃, 刘雨馨, 乔伟, 李小蝶 (4653)
不同低碳氮比废水中好氧颗粒污泥的长期运行稳定性	袁强军, 张宏星, 陈芳媛 (4661)
潮土细菌及真菌群落对化肥减量配施有机肥和秸秆的响应	吴宪, 王蕊, 胡荷, 修伟明, 李刚, 赵建宁, 杨殿林, 王丽丽, 王欣奕 (4669)
不同轮作模式下作物根际土壤养分及真菌群落组成特征	孙倩, 吴宏亮, 陈阜, 康建宏 (4682)
酒糟生物炭短期施用对贵州黄壤氮素有效性及细菌群落结构多样性的影响	张萌, 刘彦伶, 魏全全, 苟久兰 (4690)
稻油不同轮作模式对农田甲烷和氧化亚氮排放的影响	陈友德, 赵杨, 高杜娟, 罗先富, 崔婷, 童中权, 吴家梅 (4701)
解淀粉芽孢杆菌生物有机肥防控土壤氨挥发	杨亚红, 薛莉霞, 孙波, 张宝, 庄绪亮, 庄国强, 白志辉 (4711)
外源磷对镉胁迫下水稻生长及镉累积转运的影响	霍洋, 仇银燕, 周航, 胡雨丹, 邓鹏辉, 魏宾斌, 辜娇峰, 刘俊, 廖柏寒 (4719)
水稻不同生育期 As 胁迫下 As 累积关键生育期	邓鹏辉, 蔡雅琴, 周航, 刘雅, 杨文俊, 辜娇峰, 廖柏寒 (4726)
铅锌矿区玉米中重金属污染特征及健康风险评价	周艳, 万金忠, 李群, 黄剑波, 张胜田, 龙涛, 邓绍坡 (4733)
浙江省台州市电子垃圾拆解地多溴联苯醚浓度水平分布特征和迁移趋势	魏抱楷, 柳晨, 王英, 金军 (4740)
重庆市酉阳县南部农田土壤重金属污染评估及来源解析	王锐, 邓海, 严明书, 何忠库, 周皎, 梁绍标, 曾琴琴 (4749)
重庆市畜禽粪便及菜田土壤中四环素类抗生素生态风险评价	彭秋, 王卫中, 徐卫红 (4757)
《环境科学》征订启事 (4435) 《环境科学》征稿简则 (4445) 信息 (4606, 4625, 4732)	

不同 DN 与 PN-ANAMMOX 耦合工艺处理中晚期垃圾渗滤液的微生物群落分析

陆明羽^{1,2}, 李祥^{1,2}, 黄勇^{1,2*}, 殷记强^{1,2}, 方文烨^{1,2}

(1. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215009; 2. 苏州科技大学环境生物技术研究所, 苏州 215009)

摘要: 为了推进厌氧氨氧化(anaerobic ammonia oxidation, ANAMMOX)脱氮工艺在垃圾渗滤液处理方面的应用,在某垃圾填埋场建立了不同反硝化(denitrification, DN)与短程硝化-厌氧氨氧化(partial nitrification-ANAMMOX, PN-ANAMMOX)耦合模式的中试反应器处理垃圾渗滤液,探讨其耦合模式对脱氮及微生物群落结构的影响. 结果表明 DN + (PN-ANAMMOX) 工艺可以将 DN 耦合入 PN-ANAMMOX 进行脱氮,但随着渗滤液中有机物浓度的增加, DN + (PN-ANAMMOX) 工艺的 PN 区的需氧量增加, Nitrosomonadaceae 科菌的富集受到限制. 而 NO_2^- -N 的供给不足进一步导致 ANAMMOX 区 Brocadaceae 科微生物的富集也受到限制,总氮去除速率(total nitrogen removal rate, TNRR)停留在 $0.44 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 而在 DN-(PN-ANAMMOX) 工艺中,具有反硝化能力的 Saprospiraceae 科菌在 DN 区富集,有机物主要在 DN 区被降解去除,为后续 PN-ANAMMOX 提供了良好的低碳环境. Nitrosomonadaceae 科及 Brocadaceae 科菌在相应的 PN 区及 ANAMMOX 区得到富集,反应器的 TNRR 和总氮去除率(total nitrogen removal efficiency, TNRE)也进一步提升至 $0.55 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 94.65%,实现了对 NH_4^+ -N 和有机物浓度分别为 $2233 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $2712 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 渗滤液的直接处理. 其中 *Candidatus Kuenenia* 菌更能适应高基质浓度的渗滤液水质,成为 ANAMMOX 区的优势菌属.

关键词: 厌氧氨氧化(ANAMMOX); 前置反硝化; 中晚期垃圾渗滤液; 微生物多样性; 定量 PCR

中图分类号: X172; X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2020)10-4644-09 DOI: 10.13227/j.hjxx.202003002

Microbial Community Analysis of Different DN and PN-ANAMMOX Coupling Modes for Mature Landfill Leachate Treatment

LU Ming-yu^{1,2}, LI Xiang^{1,2}, HUANG Yong^{1,2*}, YIN Ji-qiang^{1,2}, FANG Wen-ye^{1,2}

(1. School of Environment Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 2. Institute of Environmental Biotechnology, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China)

Abstract: To promote the application of ANAMMOX process in landfill leachate treatment, a pilot reactor based on the ANAMMOX process was established at a landfill site. In this paper, we aim to further analyze the influence of different coupling modes of denitrification (DN) and partial nitrification and ANAMMOX (PN-ANAMMOX) on the diversity of microbial community. The DN + (PN-ANAMMOX) process could effectively treat the mature leachate. However, with an increase in organic matter in the influent, the oxygen demand of PN zone increased, and the enrichment of Nitrosomonadaceae in the PN zone was limited. The lack of substrate supply for ANAMMOX zone further limited the enrichment of Brocadaceae as well; thus, the total nitrogen removal rate (TNRR) remained at $0.44 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. In the DN-(PN-ANAMMOX) process, Saprospiraceae with denitrifying ability was enriched in the DN zone, and the organic matter was gradually degraded and removed; thus, a good low-carbon environment was provided for the subsequent PN-ANAMMOX process. Nitrosomonadaceae and Brocadaceae were enriched in the functional zones, and the TNRR and total nitrogen removal efficiency (TNRE) of the DN-(PN-ANAMMOX) were further elevated to $0.55 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ and 94.65%, respectively. Moreover, the direct treatment of mature leachate with $2233 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ NH_4^+ -N and $2712 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ COD was finally realized. In addition, *Candidatus Kuenenia* was better adapted to leachate and high substrate concentration wastewater, and it became the dominant genus in the ANAMMOX zone.

Key words: anaerobic ammonia oxidation(ANAMMOX); pre-denitrification; mature landfill leachate; microbial diversity; Q-PCR

垃圾渗滤液是城市生活垃圾填埋过程中产生的一种复杂的、含有高浓度有机物和 NH_4^+ -N 的废水^[1]. 随着填埋时间的推移,垃圾渗滤液中可生物降解有机物在厌氧填埋环境中逐渐被降解,并将其中的有机氮以 NH_4^+ -N 的形式释放出来,造成了中晚期垃圾渗滤液的高 NH_4^+ -N、低 C/N 的特点^[2]. 因此传统的硝化反硝化生物脱氮工艺在处理中晚期垃圾渗滤液时面临碳源不足、总氮去除率(total nitrogen removal efficiency, TNRE)低、水力停留时间长等问

题^[3]. 近年来,部分亚硝化-厌氧氨氧化(partial nitrification and ANAMMOX, PN-ANAMMOX)作为一种节约碳源、耗能低、脱氮效率高的新型自养生物脱氮技术,已越来越多地应用于中晚期垃圾渗滤液的

收稿日期: 2020-03-01; 修订日期: 2020-04-03

基金项目: 江苏省研究生实践创新计划项目(SJCX18_0868); 国家自然科学基金项目(51938010)

作者简介: 陆明羽(1994~),男,硕士研究生,主要研究方向为水污染控制理论与技术, E-mail: lu_mingyu@qq.com

* 通信作者, E-mail: yhuang@mail.usts.edu.cn

脱氮处理^[4].

在 PN-ANAMMOX 工艺中,主要存在两种功能微生物,一种是将 NH_4^+ -N 转化为 NO_2^- -N 的氨氧化细菌(ammonia oxidizing bacteria, AOB),另一种是将 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 按 1:1.32 消耗的 ANAMMOX 菌,这两种功能菌的富集对反应器的脱氮效率的提高至关重要.另外,ANAMMOX 在理论上也会生成相当于进水 NH_4^+ -N 浓度 11% 的 NO_3^- -N^[5],采用 PN-ANAMMOX 工艺处理含有高浓度 NH_4^+ -N 的中晚期垃圾渗滤液时会产生高浓度 NO_3^- -N,导致出水总氮达不到排放要求.因此研究者采用不同形式的 DN 与 PN-ANAMMOX 耦合形式实现废水中硝酸盐的处理,李芸等^[6]在处理晚期垃圾渗滤液时发现,进水中低浓度的 COD 会激活异养反硝化细菌将 ANAMMOX 产生的 NO_3^- -N 去除,即在 ANAMMOX 反应器中实现了 ANAMMOX 与反硝化的耦合(simultaneous ANAMMOX and denitrification, SAD),提高了 ANAMMOX 工艺中 TN 的去除率.Wang 等^[7]在同一反应器内实现了同步亚硝化-厌氧氨氧化-反硝化(simultaneous partial nitrification ANAMMOX and denitrification, SNAD),并应用于 BOD/COD 小于 0.05 的晚期垃圾渗滤液.但 SAD 和 SNAD 这样一步式的工艺将多种脱氮功能微生物如 AOB、ANAMMOX 菌及异养反硝化菌(heterogeneous denitrifying bacteria, HDB)放在一个反应器环境中,这样不利于各功能菌脱氮能力的全部发挥.不同微生物适宜不同的生长环境,比如 AOB 是好氧菌,而 ANAMMOX 菌和 HDB 属于厌氧菌;而不同功能菌对相同的基质也存在竞争,有机物会导致其他异养好氧菌与 AOB 竞争基质溶解氧(dissolved oxygen, DO);Pijuan 等^[8]也发现高浓度有机物可以促进异养反硝化菌的生长,形成反硝化菌与 ANAMMOX 菌对基质 NO_2^- -N 的竞争,从而影响反应器总氮去除速率(total nitrogen removal rate, TNRR),尤其在处理有机物浓度较高的中晚期垃圾渗滤液时脱氮效率不高^[9, 10].

为了保证基于 PN-ANAMMOX 工艺处理垃圾渗滤液时各功能菌在适宜的环境中生长,发挥出更高的脱氮能力,依据 AOB 和 ANAMMOX 微生物的特性差异,本课题组设计了一种一体化 PN-ANAMMOX 反应器,可实现不同习性功能微生物分区培养,同时利用 PN 区的尾气实现无需额外动力消耗地将出水回流至前端,实现高氨废水高效自养脱氮^[11].为了将其能够应用于含有机物的中晚期垃圾渗滤液脱氮处理,进一步探讨 DN 与 PN-ANAMMOX 的不同耦合工艺脱氮效能的影响.在苏

州某城市生活垃圾填埋场先后研究了中试规模的 DN + (PN-ANAMMOX) 工艺和 DN-(PN-ANAMMOX) 工艺.所谓 DN + (PN-ANAMMOX) 工艺采用一体化的 PN-ANAMMOX 装置直接处理垃圾渗滤液,因为进水渗滤液中有有机物的存在, DN 耦合在 PN-ANAMMOX 反应器中,在 ANAMMOX 区进行着同步厌氧氨氧化和反硝化;而 DN-(PN-ANAMMOX) 工艺通过另设 UASB 与 PN-ANAMMOX 串联,实现各功能菌在各功能区富集,结果表明两种工艺处理中晚期垃圾渗滤液时的脱氮能力存在较大差异^[12].为了进一步分析垃圾渗滤液中有有机物对 DN 与 PN-ANAMMOX 耦合的影响,本文主要通过从微观角度进一步阐释 DN 与 PN-ANAMMOX 的最佳耦合模式,以期工程应用的参数优化提供参考.

1 材料与方法

1.1 实验装置

在中试研究中,先后采用两种 DN 与 PN-ANAMMOX 耦合工艺(图 1)进行垃圾渗滤液脱氮处理:首先将 DN 耦合入气升一体化 PN-ANAMMOX 装置[DN + (PN-ANAMMOX)].气升一体化自回流装置由外径 1.85 m 的圆柱体组成,高 3.00 m,总有效容积 6.30 m^3 ,其外围为 PN 区,有效容积为 4.25 m^3 ;中间圆柱为 ANAMMOX 区,内径 0.60 m,高 1.35 m,有效容积 0.80 m^3 ;顶部斗状为沉淀区,上下直径分别为 0.60 m 和 1.85 m,高 0.70 m,有效容积 1.25 m^3 .后期在气升一体化 PN-ANAMMOX 装置前放置一个直径 1.00 m,高 4.50 m 的 UASB 作为 DN 区,有效体积为 4.25 m^3 .进水流量采用蠕动泵控制,在 PN-ANAMMOX 装置中,从沉降区回流到 PN 区的回流量由气升装置控制. DO 控制在 0.10 ~ 0.30 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

1.2 接种污泥与反应器进水

PN 区采用生物悬浮填料,填充量为 2 m^3 ;ANAMMOX 区接种具有 ANAMMOX 活性的絮状污泥,接种时 MLSS 浓度为 5 000 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. UASB 接种污泥为城市污水厂剩余污泥,接种时 MLSS 为 8 000 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

中试反应器的进水是来自苏州某已运作了 20 余年的垃圾填埋场的中晚期垃圾渗滤液.所使用的渗滤液的水质随当地季节、降雨等情况发生变化,其中的有机氮浓度为 $(150 \pm 50) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,主要的氮素形式 NH_4^+ -N 的浓度为 $(2\,050 \pm 200) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, COD 浓度为 $(2\,500 \pm 250) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,主要由不可生物降解的有机物组成,其中可生物降解有机物(biochemical oxygen demand, BOD)的浓度为 $(1\,100 \pm 150) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, BOD/COD 比值为 0.43 ~ 0.50,碱度在 8 000 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

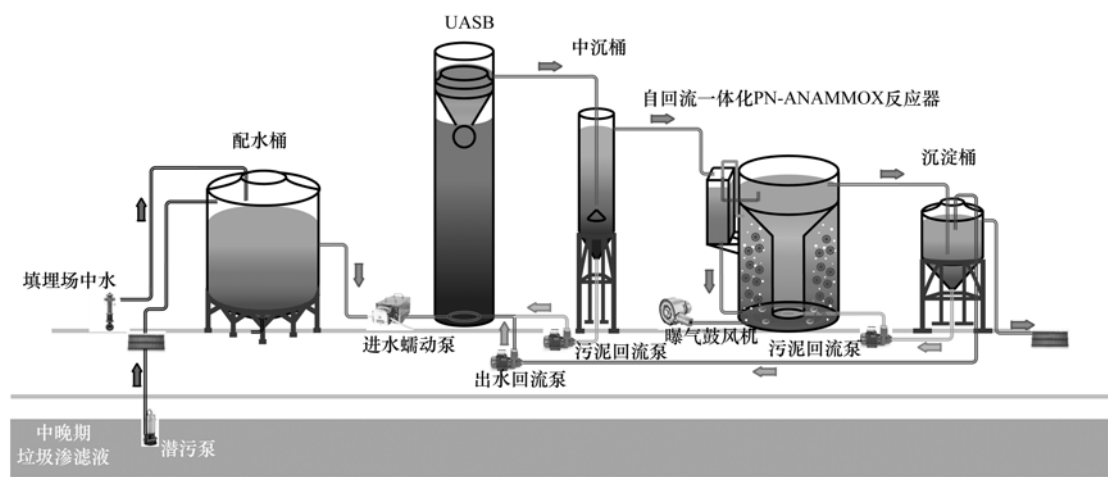


图 1 中试 ANAMMOX 工艺装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of the pilot ANAMMOX reactor

左右,是典型的中晚期垃圾渗滤液水质.

1.3 实验方法

本研究主要分为 6 个阶段(表 1),在第 I、II、III 和 IV 阶段,采用填埋场的中水在配水桶中对进入反应器的垃圾渗滤液原水进行稀释,用稀释的渗滤液启动自回流一体化 PN-ANAMMOX 反应器(图 1),实现 DN + (PN-ANAMMOX)脱氮工艺.在第 V 和 VI 阶段,联合前置 UASB 反应器改造为 DN-(PN-ANAMMOX)脱氮工艺.在本实验中,为了微生物的生长富集,温度稳定地控制在 32 ~ 35℃,pH 稳定控制在 7.5 ~ 8.0,回流比随进水 NH_4^+ -N 浓度而调控,避免微生物被高浓度基质所抑制.

1.4 分析项目与测定方法

根据废水水质检测方法^[13]对反应器的进出水

进行分析,其中 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 采用分光光度法测定;pH 值采用 pHS-3TC pH 计测定;DO 和温度使用在线监测(WTW Company, Germany).

在启动和运行反应器过程中,用 TNRR 和 TNRE 评价了该工艺的脱氮性能^[14].由于垃圾渗滤液中可生物降解有机物和不可降解有机物组分差异较大,因此以进水和出水 COD 浓度的差值作为可生物降解有机物的浓度.

1.5 微生物多样性和定量 PCR

在实验过程中分别采集的污泥样送至上海美吉生物医药科技有限公司(www.majorbio.com),对全菌进行微生物多样性分析并对 ANAMMOX 菌进行定量 PCR 测定,其引物、基因序列和片段长度见表 2.

表 1 实验流程

Table 1 Experimental procedure

阶段	进水水质/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$		HRT/d	回流比	运行周期/d
	NH_4^+ -N	COD			
I	300 ~ 400	450 ~ 550	2.5	1 ~ 1.5	1 ~ 24
II	500 ~ 600	600 ~ 800	1.2	2 ~ 3	25 ~ 62
III	600 ~ 700	800 ~ 1 000	1.2	3 ~ 3.5	63 ~ 132
IV	600 ~ 700	900 ~ 1 200	1.4	3 ~ 3.5	133 ~ 187
V	1 000 ~ 1 200	1 300 ~ 1 500	2.0	4 ~ 6	189 ~ 261
VI	2 000 ~ 2 300	2 700 ~ 3 100	3.8	9 ~ 11	262 ~ 320

表 2 相关引物信息

Table 2 Information on primers

目标菌种	引物	序列	片段长度/bp	文献
细菌 16S rDNA	338F	ACTCTACGGGAGGCAGCAG	468	[15]
	806R	GGACTACHVGGGTWTCTAAT		
ANAMMOX 菌	Amx809F	GCCGTAAACGATGGGCACT	287	[16]
	Amx1066R	AACGTCTCAGACACGAGCTG		

2 结果与讨论

2.1 反应器在各阶段的脱氮除碳性能

在第 I 阶段,通过稀释将进水 NH_4^+ -N 浓度控制

在 300 ~ 400 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,控制 HRT 为 1.18 d [图 2 (a)],PN 区的曝气需求量也稳定在 16 $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ (图 3).稳定后的 DN + (PN-ANAMMOX)工艺表现出较好的脱氮能力, TNLR 和 TNRR 分别稳定在 0.35

$\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $0.27 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度分别稳定在 55.95 、 20.40 和 $12.86 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ [图 2(b)], 其中出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度明显低于 ANAMMOX 理论的产生量 $44 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (根据消耗的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和氮转化比例可得)。

在第 II 阶段, 通过降低进水渗滤液的稀释比例来提高进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度至 $608 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, HRT 稳定在 1.26 d , TNRR 只升高了 51.92% 至 $0.41 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 在溶解氧不变的情况下进气量却增加了 1 倍至 $32 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ 。因为中晚期垃圾渗滤液 BOD/COD 在 0.45 左右^[17], 反应器对有机物的去除率稳定在 46% 左右, 其中高达 40% 有机物在 PN 区被降解去除 [图 4(b)], 这大概是提升进水浓度后曝气需求量大幅升高的原因。在第 III 阶段, 随着进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度升高至 $710 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而有机物进

一步增加到 $867 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ [图 4(a)], 气量大幅增加至 $46 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, 但相比于第 II 阶段 TNRR 只提高了 $0.03 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ (图 3), 推测随着进水渗滤液浓度的增加而增加的有机物在 PN 区去除, 增加了 PN 区气量的需求量和反应器运行的能耗, 大量溶解氧被好氧异养菌利用, 使 PN 区亚硝酸盐转化能力下降^[18]。同时增加的有机物在 ANAMMOX 区也会影响 ANAMMOX 菌的生长从而影响反应器的脱氮效率^[19]。为了避免由此造成 DN + (PN-ANAMMOX) 工艺的反应器内高 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的持续积累和高浓度的游离氨 (free ammonia, FA) 抑制 ANAMMOX 菌活性的情况^[20], 在第 IV 阶段将进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 降低并维持在 $600 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 并将 HRT 稳定在 1.25 d , 气量需求也随之降低至 $37 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ 。

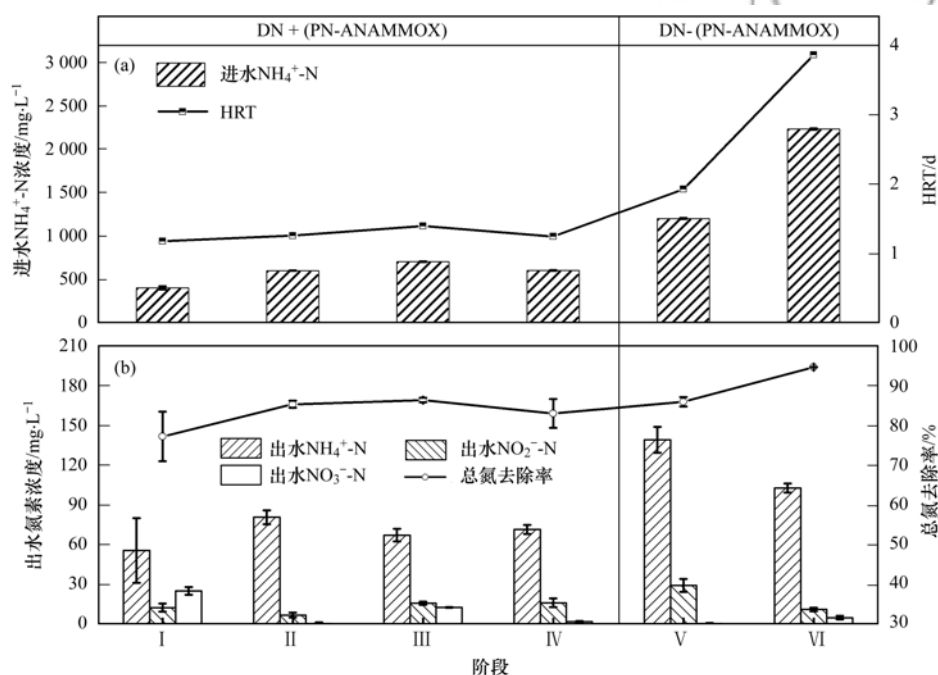


图 2 运行期间进水氮素浓度、HRT、出水氮素浓度及总氮去除率的变化

Fig. 2 Changes in influent nitrogen concentration, effluent nitrogen concentration, and TNRE

在第 V 阶段, 在 PN-ANAMMOX 的前端放置了一个厌氧 UASB 将工艺改造为 DN-(PN-ANAMMOX) 工艺, 工艺的总容积也增加了 35.24% 。通过进一步降低进水渗滤液的稀释比例将进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度提升至 $1206 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 延长 HRT 并稳定在 1.93 d (图 2), TNLR 和 TNRR 分别升高至 $0.63 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $0.54 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 。相比于第 IV 阶段, 在溶解氧不变的情况下气量没有上升, 反而稍有降低并稳定在 $36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ (图 3)。COD 的去除率稳定在 46% , 其中 PN 区降解的有机物占比下降到 23.97% , ANAMMOX 区降解的有机物占比下降到 5.62% , 而 DN 区降解的有机物占比达到了

21.41% 。于是在第 VI 阶段迅速将进水替代为 100% 的中晚期渗滤液原水, 同时延长 HRT 来控制 TNLR 在 $0.6 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右。最终实现对 100% 高浓度垃圾渗滤液的直接处理, 进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 COD 的浓度分别提升至 $2233 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $2712 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, HRT 稳定在 3.86 d , 气量上升到 $42 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, TNRR 也稳定在 $0.55 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, TNRE 达到 94.65% 。Miao 等^[21]也将厌氧工艺作为 PN-ANAMMOX 的前处理, 成功消除有机物的影响来保证反应器的脱氮效率。而在本实验中, 前置的 DN 区降解有机物占比在第 VI 阶段继续上升到 28.65% , PN 区降解的有机物占比下降到 13.62% , ANAMMOX 区降解的有机物占比

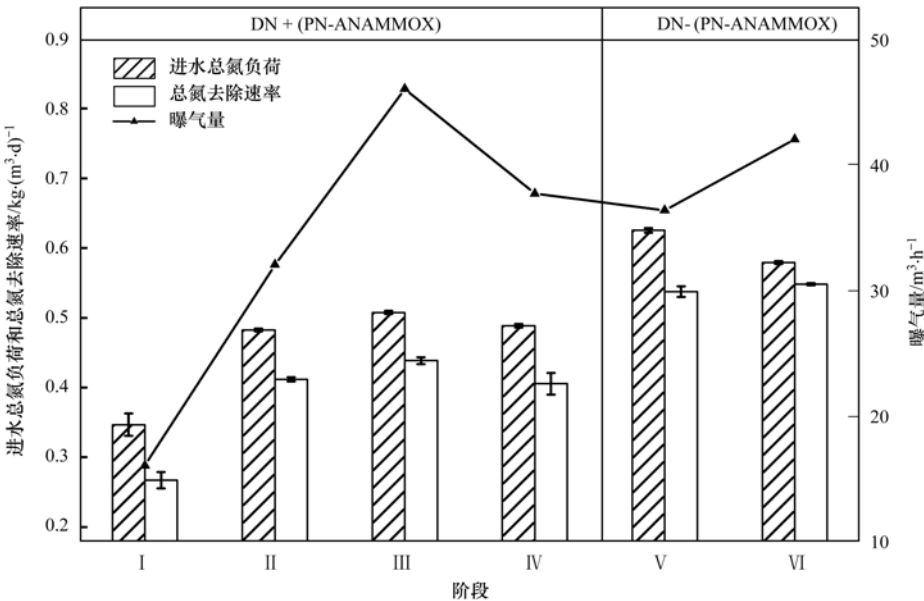


图 3 运行各阶段总氮负荷、总氮去除速率及曝气量的变化
Fig. 3 Changes in TNLR, TNRR, and aeration during the operation

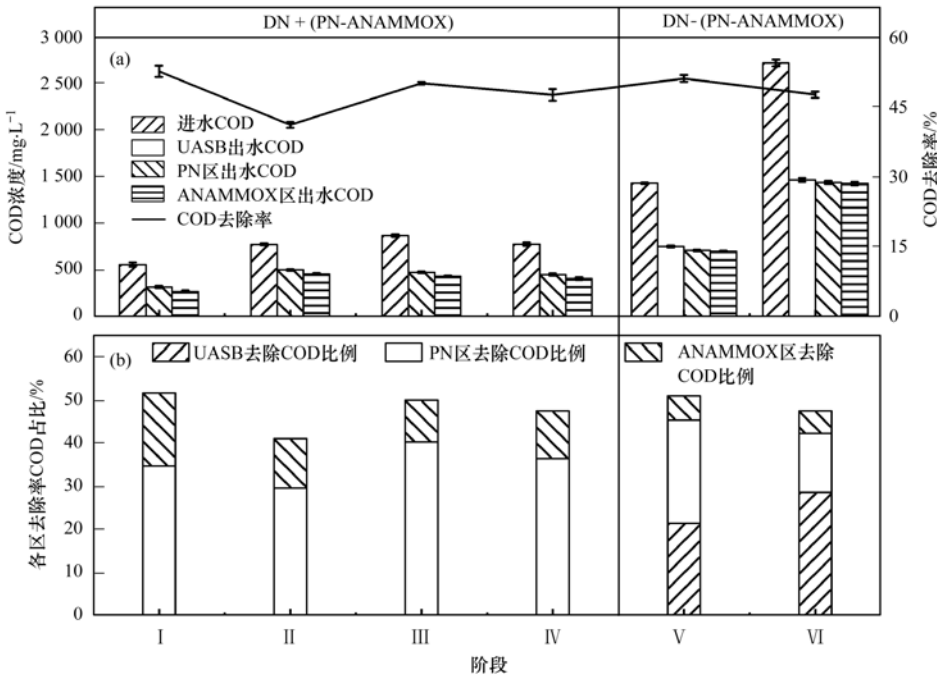


图 4 运行各阶段进出水 COD 浓度、去除率、各功能区去除 COD 占比的变化
Fig. 4 Changes in COD concentration, removal efficiency, and COD removal ratio of functional zones

稳定在 5.31%。这说明先将 ANAMMOX 区的出水回流至 DN 区利用渗滤液原水中的 COD 进行反硝化去除 NO_3^- -N, 可以为后续的 PN-ANAMMOX 工艺提供良好的低碳水质, 这保证基于 PN-ANAMMOX 自养脱氮工艺处理垃圾渗滤液时各主要功能菌在适宜的环境中生长, 发挥出更高的脱氮能力。

2.2 中试反应器运行期间微生物群落的变化

污水的生物脱氮除碳处理得益于各功能微生物在反应器中的富集, 现在越来越多的研究采用微生物分析手段来进一步探究和证实现象的本质。为了

进一步研究中试脱氮工艺 DN + (PN-ANAMMOX) 与 DN- (PN-ANAMMOX) 处理中晚期垃圾渗滤液时对微生物群落分布变化及主要功能微生物的影响。分别对 ANAMMOX 区接种污泥 (AMX_0) 进行取样; 在 DN + (PN-ANAMMOX) 运行稳定后的第 III 阶段对 PN 区污泥 (PN_1) 和 ANAMMOX 区污泥 (AMX_1) 进行取样; 在第 V 阶段联合前置 UASB 后, 对独立出来的 DN 区的接种污泥 (DN_0) 进行取样; 在 DN- (PN-ANAMMOX) 的运行稳定的第 VI 阶段分别对 DN 区污泥 (DN_1)、PN 区污泥 (PN_2) 和

ANAMMOX 区污泥 (AMX_2) 进行取样。

2.2.1 微生物的多样性与丰富度

本实验微生物测序样本覆盖率均大于 0.99 (表 3)。其中 DN 区和 PN 区的污泥在经过中晚期垃圾渗滤液的培养后,其多样性指数均有升高,而丰富度指数也均有升高,表明渗滤液的培养增加了 DN 区和 PN 区物种的多样性和丰富度^[22]。而 ANAMMOX

区的接种污泥在渗滤液水质下培养后多样性指数和丰富度指数均出现了先大幅降低后有些微升高的现象,这表明渗滤液水质对接种如反应器 ANAMMOX 区的微生物具有一定的毒性作用,在适应渗滤液水质后,且进水完全是渗滤液原水之后,渗滤液中夹带着异养菌也稍稍增加了 ANAMMOX 区的菌种的多样性和丰富度。

表 3 微生物多样性指数和丰富度指数

Table 3 Microbial diversity index and abundance index

泥样	多样性指数		丰富度指数			覆盖率
	Shannon	Simpson	Sobs	Ace	Chao	
DN_0	3.34	0.022 0	782	894.93	919	0.995 8
DN_1	4.41	0.039 2	788	1 030.41	1 013	0.993 0
PN_1	3.82	0.038 5	625	770.122	780	0.996 1
PN_2	4.33	0.075 4	655	860.259	890	0.993 7
AMX_0	5.47	0.061 5	1 121	1 160.9	1 154	0.996 8
AMX_1	3.99	0.044 7	570	773.55	763	0.993 2
AMX_2	4.09	0.048 1	759	1 007.44	1 018	0.993 5

2.2.2 微生物群落在门水平上分布特点

在本实验中,DN 区接种的污泥在经过渗滤液的培养之后,Deinococcus-Thermus 门的相对丰度从 50.83% 下降至 18.44%; Proteobacteria 门常存在于生物反应器、厌氧消化池或泥土中,其相对丰度从 14.15% 上升至 36.99%; 而 Bacteroidetes 门相对丰度从 4.30% 上升至 20.96% [图 5 (a)]。在 PN 区采集的污泥样品中,Proteobacteria 门和 Bacteroidetes 门的相对丰度分别为 52.05% 和 22.52%,在联合前置反硝化之后 Proteobacteria 门和 Bacteroidetes 门仍然是 PN 区最主要的微生物门类。在 ANAMMOX 区接种污泥中,Proteobacteria 门相对丰度为 26.92%; 接下来是相对丰度为 24.70% 的 Acidobacteria 门和相对丰度为 15.17% 的 Chloroflexi 门 [图 5 (a)]。Chloroflexi 门通常与 ANAMMOX 菌在生物反应器中共存^[23],其相对丰度一直保持在 13% 左右。Planctomycetes 门包含着所有已知 ANAMMOX 菌属^[24],其相对丰度由 1.83% 快速上升至 10.02%,并在联合前置 DN 后上升至 21.41%,为 ANAMMOX 菌的生长提供了基础。结合 DN 区和 PN 区微生物在门水平的分布情况可以看出,Proteobacteria 门和 Bacteroidetes 门的微生物更易适应渗滤液的水质。另外 ANAMMOX 区污泥中明显多了几个原本没有的微生物门类,如 Deinococcus-Thermus 门、Spirochaetes 门和 Verrucomicrobia 门,这可能是垃圾渗滤液中本就存在的异养菌生长所致。

2.2.3 微生物群落在科水平上分布特点

在 DN 区接种的污泥中, Trueperaceae 科的相对丰度从 73.57% 下降到了 24.32% [图 5 (b)];

Burkholderiaceae 科相对丰度从 6.51% 上升至 13.44%。其中 Burkholderiaceae 科含有的 *Hydrogenophaga* 菌、Trueperaceae 科含有的 *Truepera* 菌具有反硝化功能^[25, 26]。Saprospiraceae 科是常存在于厌氧反应器中以 NO_2^- -N 为电子受体的反硝化系统中的优势菌种^[22],其相对丰度由接种时的 0.50% 上升到 10.49%。在 DN 区中未检测到产甲烷菌的相关菌科,这表明可生物降解有机物在 DN 区中主要是以反硝化的方式去除的。宋壮壮等^[27]的研究发现 SAD 反应器中也主要存在反硝化菌的生长,甚至会抑制 ANAMMOX 菌的富集。而在本实验中,随着反硝化功能菌在前置 DN 区的富集,进水中越来越多的可降解有机物集中在 DN 区中被降解,为后续的 PN-ANAMMOX 自养脱氮工艺提供低碳水质。另外 DN 区未检测到 ANAMMOX 菌所属的 Brocadaceae 科^[28],虽然一部分 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 随出水将回流至 DN 区,但本实验中 DN 区高浓度有机物确实抑制了 ANAMMOX 菌的生长^[8]。

在 DN + (PN-ANAMMOX) 运行期间,PN 区具有亚硝化能力的 Nitrosomonadaceae 科^[29]的相对丰度仅为 12.79%,而具有反硝化能力的 Burkholderiaceae 科的相对丰度为 25.67%。在联合前置 DN 之后, Nitrosomonadaceae 科的相对丰度上升至 34.91%, Burkholderiaceae 科的相对丰度降到 3.34%,而其他菌科的相对丰度普遍低于 2%。由此分析,在未前置 DN 时,中晚期垃圾渗滤液中的可生物降解有机物使得好氧异养细菌与 AOB 竞争溶解氧,导致了 PN 区亚硝化能力的降低,而具有反硝化能力的 Burkholderiaceae 科在 PN 区富集,这也就是 SNAD

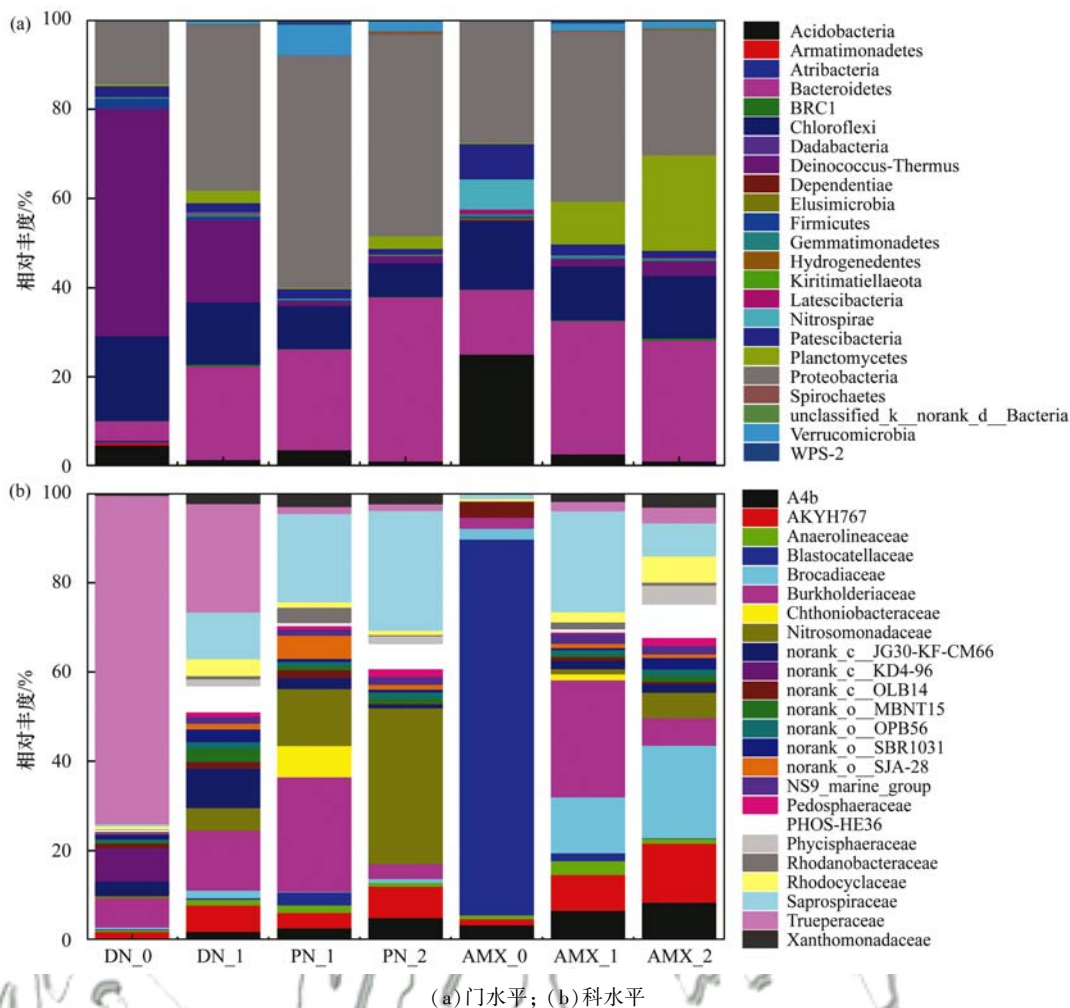


图 5 微生物的群落在门和科水平上分布的变化

Fig. 5 Changes in microbial community distribution in phylum and family

虽然工艺简单,但反应器中很容易发生的功能菌相互竞争基质而导致反应器脱氮速率得不到提高的原因^[9]. 而可以看到在前置 DN 后大幅减少了 PN 区去除有机物的负担和曝气能耗,同时使得 Nitrosomonadaceae 科在 PN 区得到富集,增强亚硝化的能力. 另外在 PN 区没有检测到 NOB 相关的 Nitrospira 科,推测是由于 NOB 的竞争氧气的能力弱于 AOB^[30]或其他好氧菌,这样的低氧环境倒也在一定程度上抑制了 NOB 的生长.

在 ANAMMOX 区的接种污泥中, Brocadiaceae 科的相对丰度仅为 2.40%,而具有反硝化能力的 Saprospiraceae 科相对丰度为 1.05%,在 DN + (PN-ANAMMOX) 反应器中培养一点时间后 Brocadiaceae 科的相对丰度上升至 12.55%,而 Saprospiraceae 科的相对丰度更加快速地上升至 22.63%. 而在联合前置 DN 后的 DN-(PN-ANAMMOX) 反应器中, Saprospiraceae 科的相对丰度下降到 7% 左右,而 Brocadiaceae 科相对丰度上升至 20.71%. Saprospiraceae 科的相对丰度的下降和 Brocadiaceae

科的相对丰度的上升与反应器脱氮能力的上升相吻合. 结合 DN 区和 PN 区的微生物分析,这表明 DN + (PN-ANAMMOX) 工艺易受到有机物的影响,不利于 TNRR 的进一步提升. 而前置 DN 可对 PN-ANAMMOX 过程中产生的 NO₃⁻-N 进行有效地处理,同时避免了渗滤液中有机物对 PN-ANAMMOX 自养脱氮工艺的影响,有利于相关功能微生物在 PN 区及 ANAMMOX 区富集,提高反应器的脱氮能力.

2.2.4 ANAMMOX 菌在属水平上的分布特点

ANAMMOX 是整个工艺脱氮的核心,其功能微生物的富集是决定整个工艺脱氮效能高低的关键因素. 对 ANAMMOX 区的污泥进行定量 PCR 的结果如图 6(b) 所示,ANAMMOX 菌的基因拷贝数(以 VSS 计,下同)由接种时的 $7.68 \times 10^4 \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$ 上升至 DN + (PN-ANAMMOX) 运行期间的 $3.04 \times 10^6 \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$,又在联合前置 DN 的 DN-(PN-ANAMMOX) 反应器中运行后上升至 $2.07 \times 10^7 \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$. 其中 *Candidatus_Brocadia*、*Candidatus_Jettenia* 和 *Candidatus_Kuenenia* 作为 ANAMMOX 菌

已发现的 3 个属^[28]在 ANAMMOX 区的 3 个污泥样品中均被检出[图 6(a)]. ANAMMOX 区接种污泥中 *Candidatus_Brocadia*、*Candidatus_Jettenia* 和 *Candidatus_Kuenenia* 的相对丰度分别为 5.22%、0.41% 和 2.61%, 在 DN + (PN-ANAMMOX) 反应器运行一段时间后, *Candidatus_Brocadia*、*Candidatus_Jettenia* 和 *Candidatus_Kuenenia* 的相对丰度分别变为 0.97%、0.34% 和 13.43%, 在联合前置 DN 后的 DN-(PN-ANAMMOX) 反应器运行一段时间后, *Candidatus_Brocadia*、*Candidatus_Jettenia* 和 *Candidatus_Kuenenia* 的相对丰度分别变为 0.92%、0.35% 和 21.86%. 可以看出, 在 DN + (PN-ANAMMOX) 中, ANAMMOX 菌得到了富集, 但在前置 DN 后的 DN-(PN-ANAMMOX) 中得到更进一步地富集, 进一步说明前置 DN 可以为后续的自养 ANAMMOX 提供更好的功能微生物生长环境. Cao 等^[25]的研究还发现 *Candidatus_Kuenenia* 生长速率相对较低, 但底物亲和力较高, 而 *Candidatus_Brocadia* 属生长速率相对较高, 但底物亲和力较低. 而在本研究中进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度高达 $2\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, ANAMMOX 功能微生物在反应器中直接暴露的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度也长期高于 $150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 这使得 *Candidatus_Kuenenia* 的生长受益, 成为反应器中最优势的 ANAMMOX 菌.

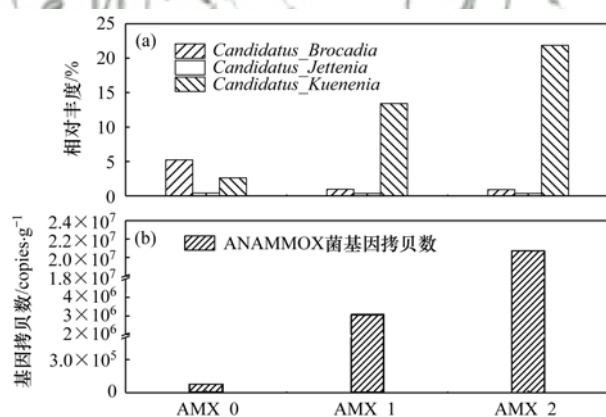


图 6 ANAMMOX 功能菌在属水平上的分布和基因拷贝数的变化

Fig. 6 Changes in ANAMMOX bacterial distribution and gene copy number in genus

3 结论

(1) DN + (PN-ANAMMOX) 工艺易受到进水中有有机物的影响, 当进水有机物高于 $867\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 其 TNRR 受到抑制并停留在 $0.44\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$.

(2) 在 DN-(PN-ANAMMOX) 工艺中, COD 在 DN 区被降解去除, 为后续 PN-ANAMMOX 提供了良好的低碳环境, TNRR 和 TNRE 分别达到 $0.55\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 94.65%, 实现了对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 COD

浓度分别为 $2\,233\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $2\,712\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 渗滤液的直接处理.

(3) 相比于 DN + (PN-ANAMMOX), DN-(PN-ANAMMOX) 工艺更有助于具有反硝化能力的 Saprospiraceae 科菌在 DN 区富集, Nitrosomonadaceae 科菌在 PN 区富集以及 Brocadiaceae 科菌在 ANAMMOX 区的富集.

(4) 作为 ANAMMOX 功能菌的 *Candidatus_Kuenenia* 菌比 *Candidatus_Brocadia* 菌和 *Candidatus_Jettenia* 菌更能适应渗滤液及高浓度基质的环境, 且在 DN-(PN-ANAMMOX) 中 *Candidatus_Kuenenia* 菌得到更好的富集.

参考文献:

- [1] Boonnorat J, Techkarnjanaruk S, Honda R, et al. Use of aged sludge bioaugmentation in two-stage activated sludge system to enhance the biodegradation of toxic organic compounds in high strength wastewater[J]. Chemosphere, 2018, **202**: 208-217.
- [2] Shah T M, Ramaswami S, Behrendt J, et al. Simultaneous removal of organics and ammonium-nitrogen from reverse osmosis concentrate of mature landfill leachate[J]. Journal of Water Process Engineering, 2017, **19**: 126-132.
- [3] Ren Y N, Ferraz F, Lashkarizadeh M, et al. Comparing young landfill leachate treatment efficiency and process stability using aerobic granular sludge and suspended growth activated sludge[J]. Journal of Water Process Engineering, 2017, **17**: 161-167.
- [4] Miao L, Yang G Q, Tao T, et al. Recent advances in nitrogen removal from landfill leachate using biological treatments - A review[J]. Journal of Environmental Management, 2019, **235**: 178-185.
- [5] Mulder A, Van De Graaf A A, Robertson L A, et al. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor[J]. FEMS Microbiology Ecology, 1995, **16**(3): 177-183.
- [6] 李芸, 张美雪, 熊向阳, 等. ANAMMOX-UASB 系统处理晚期垃圾渗滤液脱氮性能及其颗粒污泥特性[J]. 东南大学学报(自然科学版), 2016, **46**(1): 171-178.
Li Y, Zhang M X, Xiong X Y, et al. Characteristics of granular sludge and nitrogen removal performance in ANAMMOX-UASB system fed with mature landfill leachate[J]. Journal of Southeast University (Natural Science Edition), 2016, **46**(1): 171-178.
- [7] Wang Y M, Gong B Z, Lin Z Y, et al. Robustness and microbial consortia succession of simultaneous partial nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD) process for mature landfill leachate treatment under low temperature [J]. Biochemical Engineering Journal, 2018, **132**: 112-121.
- [8] Pijuan M, Ribera-Guardia A, Balcázar J L, et al. Effect of COD on mainstream ANAMMOX: Evaluation of process performance, granule morphology and nitrous oxide production[J]. Science of the Total Environment, 2020, **712**: 136372.
- [9] Zhang F Z, Peng Y Z, Miao L, et al. A novel simultaneous partial nitrification ANAMMOX and denitrification (SNAD) with intermittent aeration for cost-effective nitrogen removal from mature landfill leachate [J]. Chemical Engineering Journal, 2017, **313**: 619-628.
- [10] Miao Y Y, Peng Y Z, Zhang L, et al. Partial nitrification-ANAMMOX (PNA) treating sewage with intermittent aeration mode: effect of influent C/N ratios[J]. Chemical Engineering

- Journal, 2018, **334**: 664-672.
- [11] Li X, Yuan Y, Wang F, *et al.* Highly efficient of nitrogen removal from mature landfill leachate using a combined DN-PN-ANAMMOX process with a dual recycling system [J]. *Bioresource Technology*, 2018, **265**: 357-364.
- [12] 王凡, 陆明羽, 殷记强, 等. 反硝化-短程硝化-厌氧氨氧化工艺处理晚期垃圾渗滤液的脱氮除碳性能[J]. *环境科学*, 2018, **39**(8): 3782-3788.
Wang F, Lu M Y, Yin J Q, *et al.* Treatment of old landfill leachate via a denitrification-partial nitrification-ANAMMOX process [J]. *Environmental Science*, 2018, **39**(8): 3782-3788.
- [13] 国家环保局. 水和废水监测分析方法[M]. (第三版). 北京: 中国环境科学出版社, 1989.
- [14] Li X, Lu M Y, Qiu Q C, *et al.* The effect of different denitrification and partial nitrification-ANAMMOX coupling forms on nitrogen removal from mature landfill leachate at the pilot-scale [J]. *Bioresource Technology*, 2020, **297**: 122430.
- [15] Xu X L, Liu G H, Wang Y Y, *et al.* Analysis of key microbial community during the start-up of anaerobic ammonium oxidation process with paddy soil as inoculated sludge [J]. *Journal of Environmental Science*, 2018, **64**: 317-327.
- [16] Wang Z B, Ni S Q, Zhang J, *et al.* Gene expression and biomarker discovery of ANAMMOX bacteria in different reactors [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2016, **115**: 108-114.
- [17] 王凡, 刘凯, 林兴, 等. 不同 TOC/NH₄⁺-N 对厌氧氨氧化脱氮效能的影响[J]. *环境科学*, 2017, **38**(8): 3415-3421.
Wang F, Liu K, Lin X, *et al.* Effect of different TOC to NH₄⁺-N ratios on nitrogen removal efficiency in the ANAMMOX process [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(8): 3415-3421.
- [18] Li J L, Li J W, Peng Y Z, *et al.* Insight into the impacts of organics on ANAMMOX and their potential linking to system performance of sewage partial nitrification-ANAMMOX (PN/A): a critical review [J]. *Bioresource Technology*, 2020, **300**: 122655.
- [19] 李权, 王少坡, 李博洋, 等. 厌氧氨氧化菌种类及其与各类功能菌在 ANAMMOX 系统内的协作[J]. *水处理技术*, 2018, **44**(7): 10-16.
Li Q, Wang S P, Li B Y, *et al.* Species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria and cooperative regulation of the functional bacterium in ANAMMOX processes [J]. *Technology of Water Treatment*, 2018, **44**(7): 10-16.
- [20] Tomaszewski M, Cema G, Ziemińska-Buczyńska A. Influence of temperature and pH on the ANAMMOX process; a review and meta-analysis[J]. *Chemosphere*, 2017, **182**: 203-214.
- [21] Miao L, Wang S Y, Cao T H, *et al.* Optimization of three-stage ANAMMOX system removing nitrogen from landfill leachate[J]. *Bioresource Technology*, 2015, **185**: 450-455.
- [22] 张朝升, 张可方, 唐家桓, 等. 短程反硝化除磷工艺培养过程的群落结构分析[J]. *给水排水*, 2013, **39**(1): 138-141.
Zhang C S, Zhang F K, Tang J H, *et al.* Study on microbial community structure during the cultivated process for short-cut denitrifying dephosphatation [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2013, **39**(1): 138-141.
- [23] Hu M, Wang X H, Wen X H, *et al.* Microbial community structures in different wastewater treatment plants as revealed by 454-pyrosequencing analysis [J]. *Bioresource Technology*, 2012, **117**: 72-79.
- [24] Gonzalez-Martinez A, Osorio F, Morillo J A, *et al.* Comparison of bacterial diversity in full scale ANAMMOX bioreactors operated under different conditions [J]. *Biotechnology Progress*, 2015, **31**(6): 1464-1472.
- [25] Cao S B, Du R, Li B K, *et al.* High-throughput profiling of microbial community structures in an ANAMMOX-UASB reactor treating high-strength wastewater [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2016, **100**(14): 6457-6467.
- [26] Thomsen T R, Kong Y H, Nielsen P H. Ecophysiology of abundant denitrifying bacteria in activated sludge [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2007, **60**(3): 370-382.
- [27] 宋壮壮, 吕爽, 刘哲, 等. 厌氧氨氧化耦合反硝化工艺的启动及微生物群落变化特征[J]. *环境科学*, 2019, **40**(11): 5057-5065.
Song Z Z, Lü S, Liu Z, *et al.* Start-up of simultaneous ANAMMOX and denitrification process and changes in microbial community characteristics [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(11): 5057-5065.
- [28] 洪义国, 黄天政, 李益本, 等. 基于数据库分析不同类型生境中厌氧氨氧化细菌的多样性分布特征[J]. *微生物学报*, 2019, **59**(6): 1143-1155.
Hong Y G, Huang T Z, Li Y B, *et al.* Community structure and distribution of ANAMMOX bacteria in different habitat [J]. *Acta Microbiologica Sinica*, 2019, **59**(6): 1143-1155.
- [29] Tian H L, Hu Y Z, Xu X J, *et al.* Enhanced wastewater treatment with high o-aminophenol concentration by two-stage MABR and its biodegradation mechanism [J]. *Bioresource Technology*, 2019, **289**: 121649.
- [30] Bao P, Wang S Y, Ma B, *et al.* Achieving partial nitrification by inhibiting the activity of *Nitrospira*-like bacteria under high-DO conditions in an intermittent aeration reactor [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2017, **56**: 71-78.

CONTENTS

Analysis of Pollution Characteristics and Primary, Secondary Contributions of Firework Burnings in Qingdao During the Spring Festival	FANG Tian-ge, YAO Xiao-hong, MENG He, <i>et al.</i> (4345)
Characterization and Source Apportionment of PM _{2.5} Based on the Online Observation in Tianjin	XIAO Zhi-mei, XU Hong, LI Li-wei, <i>et al.</i> (4355)
Characteristics of Water-soluble Inorganic Ions in PM _{2.5} in Beijing During 2017-2018	LI Huan, TANG Gui-qian, ZHANG Jun-ke, <i>et al.</i> (4364)
Characteristics of Carbonaceous Species in PM _{2.5} in Southern Beijing	DONG Gui-ming, TANG Gui-qian, ZHANG Jun-ke, <i>et al.</i> (4374)
Characteristics and Formation Mechanism of Three Haze Pollution Processes in Chengdu in Winter	FENG Xiao-qiong, CHEN Jun-hui, YIN Han-mei, <i>et al.</i> (4382)
Distribution Characteristics and Source of Black Carbon Aerosols in the Northern Suburbs of Nanjing	XIE Feng, LIN Yu-chi, SONG Wen-huai, <i>et al.</i> (4392)
Assessment of Emergency Emission Reduction Effect During the Heavy Air Pollution Episodes in Beijing, Tianjin, Hebei, and Its Surrounding Area ("2+26" Cities) from October to December 2019	ZHU Yuan-yuan, GAO Yu-xiao, WANG Wei, <i>et al.</i> (4402)
Variational Trend and Characteristics of Air Pollution in Baoding City	GOU Yin-yin, ZHANG Kai, LI Jin-juan, <i>et al.</i> (4413)
Emission Inventory of VOCs Components in Zhengzhou and Their Ozone Formation Potential	LU Xuan, ZHANG Rui-qin, HAN Luo-kai (4426)
Evolution and Evaluation of O ₃ and VOCs in Zhengzhou During the National Traditional Games of Ethnic Minorities Period	ZHAO Jin-shuai, YU Shi-jie, WANG Nan, <i>et al.</i> (4436)
Characteristics of Volatile Organic Compounds in Wood Coatings and Automotive Coatings in China	KE Yun-ting, SUN Yu-hang, CHENG Hai-rong, <i>et al.</i> (4446)
Influence of Typical Desulfurization Process on Flue Gas Particulate Matter of Coal-fired Boilers	ZHANG Jin-sheng, WU Jian-hui, LÜ Rui-he, <i>et al.</i> (4455)
Investigation on the Emission Difference of Air Pollutants from Common Residential Coal Stoves and Suggestions for Emission Reduction	ZHANG Yi-chen, XUE Chen-li, LIU Jie, <i>et al.</i> (4462)
Mobile Source Emission Inventory with High Spatiotemporal Resolution in Tianjin in 2017	LIU Geng, SUN Shi-da, SUN Lu-na, <i>et al.</i> (4470)
Emission Inventory and Characteristics of Anthropogenic Air Pollution Sources Based on Second Pollution Source Census Data in Sichuan Province	XU Chen-xi, CHEN Jun-hui, LI Yuan, <i>et al.</i> (4482)
Preliminary Screening for the Urban Forest Against Combined Air Pollution	LI Pin, WEI Yan-yan, FENG Zhao-zhong (4495)
Spatial Distribution and Pollution Characteristics of Heavy Metals in Plant Leaves in Baoji City	ZHANG Jun, LIANG Qing-fang, GAO Yu (4504)
Distribution Characteristics and Risk Assessment of PPCPs in Surface Water and Aquatic Organisms in Chaoshan Coastal Area along the South China Sea	XIU Cuo, WANG Chen-chen, LÜ Yong-long, <i>et al.</i> (4514)
Spatiotemporal Differentiation and Degradation Analysis of Polybrominated Diphenyl Ethers in Sediments of Shanmei Reservoir and Its Inflowing River, Quanzhou, China	HAN Wen-liang, LIU Yu, FENG Kai-wen (4525)
Spatial-temporal Variations and the Regulators of Nitrate Status in Shallow Groundwater of the Typical Mountainous Agricultural Watershed in the Upper Reaches of the Yangtze River	JIANG Nan, ZHOU Ming-hua, LI Hong, <i>et al.</i> (4539)
Emission Characteristics of Nitrogen and Phosphorus in a Typical Agricultural Small Watershed in Tuojiang River Basin	WANG Hong, XU Ya-ling, ZHANG Qi, <i>et al.</i> (4547)
Assessment of Potential Risk of Diffuse Pollution in Haihe River Basin Based Using DPeRS Model	FENG Ai-ping, WANG Xue-lei, XU Yi, <i>et al.</i> (4555)
Impact of Spatial Heterogeneity of Precipitation on the Area Change in Critical Source Area of Non-point Sources Pollution	GAO Xiao-xi, ZUO De-peng, MA Guang-wen, <i>et al.</i> (4564)
Sedimentary Diatom Records Reveal the Succession of Ecosystem in Lake Xihu, Dali over the Past 50 Years	ZHANG Chen-xue, XU Min, DONG Yi-fan, <i>et al.</i> (4572)
Content and Distribution of Cadmium in Soil and Fluvial Sediments in the Sea-Land Interaction Zone	WANG Fang-ting, CHEN Zhi-hua, BAO Ke, <i>et al.</i> (4581)
Occurrence Characteristics and Quality Estimation of Microplastics in Drainage Ditches in Hetao Irrigation District of Inner Mongolia	WANG Zhi-chao, YANG Fan, YANG Wen-huan, <i>et al.</i> (4590)
Influence of Pervious/Impervious Pattern on Runoff and Pollution in Parcel-based Catchment	JIANG Zhi-hui, LIAO Yun-jie, XIE Wen-xia, <i>et al.</i> (4599)
Activating Efficiency of Iron-copper Bimetallic Organic Framework MIL-101 (Fe, Cu) Toward H ₂ O ₂ for Degradation of Dyes	LIANG He, LIU Rui-ping, AN Xiao-qiang, <i>et al.</i> (4607)
Synergistic Reaction Mechanism of Cu ⁰ @Fe ₃ O ₄ Activated PMS for Degradation of <i>p</i> -nitrophenol	SHI Qing-qing, PU Sheng-yan, YANG Xi (4615)
Kinetics and Mechanism of Sucralose Degradation in Water Using UV-activated Persulfate Process	YU Yun, LU Jin-xin, LÜ Zhen, <i>et al.</i> (4626)
Microbial Community Structure for Sewage Wastewater Treatment Plants in Winter	SHANG Yue-fei, WANG Shen, ZONG Ni, <i>et al.</i> (4636)
Microbial Community Analysis of Different DN and PN-ANAMMOX Coupling Modes for Mature Landfill Leachate Treatment	LU Ming-yu, LI Xiang, HUANG Yong, <i>et al.</i> (4644)
Analysis of Rapid Start-up and Mixed Nutritional Nitrogen Removal Performance of Complete Autotrophic Granular Sludge	QI Ze-kun, WANG Jian-fang, QIAN Fei-yue, <i>et al.</i> (4653)
Long-term Stability of Aerobic Granular Sludge Under Low Carbon to Nitrogen Ratio	YUAN Qiang-jun, ZHANG Hong-xing, CHEN Fang-yuan (4661)
Response of Bacterial and Fungal Communities to Chemical Fertilizer Reduction Combined with Organic Fertilizer and Straw in Fluvio-aquic Soil	WU Xian, WANG Rui, HU He, <i>et al.</i> (4669)
Characteristics of Soil Nutrients and Fungal Community Composition in Crop Rhizosphere Under Different Rotation Patterns	SUN Qian, WU Hong-liang, CHEN Fu, <i>et al.</i> (4682)
Effects of Short-term Application of Moutai-flavor Vinasse Biochar on Nitrogen Availability and Bacterial Community Structure Diversity in Yellow Soil of Guizhou Province	ZHANG Meng, LIU Yan-ling, WEI Quan-quan, <i>et al.</i> (4690)
Effects of Different Rotation Patterns of Oil-Rice on Methane and Nitrous Oxide Emissions in Rice Fields	CHEN You-de, ZHAO Yang, GAO Du-juan, <i>et al.</i> (4701)
<i>Bacillus amyloliquefaciens</i> Biofertilizer Mitigating Soil Ammonia Volatilization	YANG Ya-hong, XUE Li-xia, SUN Bo, <i>et al.</i> (4711)
Effects of Exogenous Phosphorus on Rice Growth and Cadmium Accumulation and Transportation Under Cadmium Stress	HUO Yang, QIU Yin-yan, ZHOU Hang, <i>et al.</i> (4719)
Key Stage of As Accumulation in Rice Under As Stress at Different Growth Stages	DENG Peng-hui, CAI Ya-qin, ZHOU Hang, <i>et al.</i> (4726)
Heavy Metal Contamination and Health Risk Assessment of Corn Grains from a Pb-Zn Mining Area	ZHOU Yan, WAN Jin-zhong, LI Qun, <i>et al.</i> (4733)
Polybrominated Diphenyl Ether in E-waste Dismantling Sites in Taizhou City, Zhejiang Province: Concentration, Distribution, and Migration Trend	WEI Bao-kai, LIU Chen, WANG Ying, <i>et al.</i> (4740)
Assessment and Source Analysis of Heavy Metal Pollution in Farmland Soils in Southern Youyang County, Chongqing	WANG Rui, DENG Hai, YAN Ming-shu, <i>et al.</i> (4749)
Ecological Risk Assessment of Tetracycline Antibiotics in Livestock Manure and Vegetable Soil of Chongqing	PENG Qiu, WANG Wei-zhong, XU Wei-hong (4757)