

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



2019

Vol.40 No.8

第40卷 第8期

目次

2016年京津冀地区红色预警时段PM _{2.5} 污染特征与浓度控制效果	张冲, 郎建奎, 程水源, 王晓琦 (3397)
北京地区秋冬季大气污染特征及成因分析	徐冉, 张恒德, 杨孝文, 程水源, 张天航, 江琪 (3405)
合肥市PM _{2.5} 和PM ₁₀ 中元素组成特征及重污染成因分析	刘可可, 张红, 刘桂建 (3415)
濮阳市秋冬季大气细颗粒物污染特征及来源解析	陈楚, 王体健, 李源昊, 马红磊, 陈璞琰, 王德羿, 张元勋, 乔琦, 李光明, 王文红 (3421)
关中地区细颗粒物碳组分特征及来源解析	康宝荣, 刘立忠, 刘煊武, 李养养, 艾双双, 曹宁, 雷颖 (3431)
长春季细颗粒物中有机气溶胶组成特征及来源	吴瑕, 曹芳, 翟晓瑶, 范美益, 张世春, 章炎麟 (3438)
中国城市扩张及空间特征变化对PM _{2.5} 污染的影响	王桂林, 张炜 (3447)
不同湿法脱硫工艺对燃煤电厂PM _{2.5} 排放的影响	邓建国, 马子珍, 李振, 段雷, 蒋靖坤 (3457)
浙江省合成革行业挥发性有机物污染特征及排放系数	徐佳琦, 王浙明, 宋爽, 徐志荣, 姚轶 (3463)
生活垃圾填埋场细菌气溶胶粒径分布及种群特征	马嘉伟, 杨凯雄, 柴风光, 王莹, 郭雪松, 李琳 (3470)
青岛近海生物气溶胶中总微生物的分布特征	官静, 祁建华, 李鸿涛 (3477)
广州饮用水水源地多环芳烃分布、来源及人体健康风险评价	宋玉梅, 王畅, 刘爽, 潘佳钊, 郭鹏然 (3489)
截污调水后滇池表层沉积物中16种PAHs的分布特征	胡昕怡, 高冰丽, 陈坦, 王洪涛, 金军, 饶竹, 朱雪芹, 王雪郡, 魏抱楷, 战楠, 刘彦廷, 戚敏 (3501)
黄河三角洲石油开采区盐渍化农田土壤多环芳烃的分布特征与源解析	邱慧, 刘月仙, 解小凡, 张萌, 王伟 (3509)
风场对太湖梅梁湾水华及营养盐空间分布的影响	余茂蕾, 洪国喜, 朱广伟, 权秋梅, 许海, 朱梦圆, 丁文浩, 李未, 吴挺峰 (3519)
向家坝水库营养盐时空分布特征及滞留效应	王耀耀, 吕林鹏, 纪道斌, 方海涛, 朱晓声, 张庆文, 霍静, 何金艳 (3530)
外源输入对底泥疏浚新生表层磷恢复及迁移的影响	李鑫, 耿雪, 王洪伟, 龚琬晴, 文帅龙, 钟继承, 李大鹏 (3539)
新疆喀什三角洲地下水SO ₄ ²⁻ 化学特征及来源	魏兴, 周金龙, 乃尉华, 曾妍妍, 范薇, 李斌 (3550)
黄土区洛川塬地下水化学特征及影响因素分析	李洲, 李晨曦, 华琨, 李志 (3559)
北京市河流秋季浮游动物群落特征分析	王海邻, 刘玉飞, 任玉芬, 贺玉晓, 王思琪, 张红星, 王效科, 李紫鑫 (3568)
三峡水库干流底栖硅藻群落组成及其与环境因子的关系	刘黎, 贺新宇, 付君珂, 杨燕君, 米文梅, 施军琼, 吴忠兴 (3577)
渭河流域水体细菌群落的环境响应及生态功能预测	万甜, 何梦夏, 任杰辉, 闫幸幸, 程文 (3588)
汾河下游水体nirS型反硝化细菌群落组成与无机氮关系	汪银龙, 冯民权, 董向前 (3596)
饮用水快速砂滤池优势微生物群落的代谢功能解析	胡万超, 赵琛, 王巧娟, 刘锐平, 柏耀辉 (3604)
基于污水厂污泥资源化利用的粗放型绿色屋顶水质控制效果	彭航宇, 李田, 齐悦, 何云鹏, 黄楚玉, 张卓然 (3612)
植被对绿色屋顶径流量和水质影响	章孙逊, 张守红, 张英, 吴思婷 (3618)
光催化/活性炭/纳滤组合工艺处理二级出水及对膜污染的控制	范科文, 李星, 杨艳玲, 周志伟 (3626)
多种材料对水中氨氮的吸附特性	焦巨龙, 杨苏文, 谢宇, 金位栋, 闫玉红, 徐彬 (3633)
不同氨氮浓度对4株常见藻株生长及酶活性的影响	常婷, 许智慧, 程鹏飞, 徐继林, 周成旭 (3642)
3种基质材料对高浓度养殖废水处理效果及降解过程	刘铭羽, 夏梦华, 李远航, 陈坤, 赵聪芳, 李希, 李裕元, 吴金水 (3650)
铝污泥酸化提取液改性沸石的除磷特性及机制	韩芸, 胡玉洁, 连洁, 杨思哲, 齐泽宁 (3660)
缺氧MBBR耦合部分厌氧氨氧化强化城市生活污水深度脱氮	杨岚, 彭永臻, 李健伟, 高锐涛, 王茗, 李夕耀 (3668)
连续流系统中好氧段及沉淀段对污泥及其缺氧段脱氮能力的影响	薛欢婷, 袁林江, 刘小博, 孙恒锐 (3675)
FeS自养反硝化与厌氧氨氧化的耦合脱氮机制	马景德, 潘建新, 李泽敏, 王一显, 吴海珍, 韦朝海 (3683)
ANAMMOX体系中氨与硫酸盐的同步转化条件	董石语, 毕贞, 张文静, 黄勇 (3691)
全国城市污水处理厂中微生物群落的溯源分析	张冰, 吴林蔚, 文湘华 (3699)
不同溶解氧浓度下硝化工艺中微生物种群结构对比	刘文如, 顾广发, 宋小康, 杨殿海 (3706)
异养硝化细菌Acinetobacter junii NP1的同步脱氮除磷特性及动力学分析	杨奎, 陈宁, 任勇翔, 崔坤, 汪旭晖, 肖倩, 郭淋凯 (3713)
Type 0092丝状菌污泥微膨胀在短程硝化中的实现	高春娣, 安冉, 韩徽, 张娜, 任浩, 赵楠, 焦二龙, 彭永臻 (3722)
高盐高碱环境下硝化反硝化过程及N ₂ O产生特征	代伟, 赵剑强, 丁家志, 刘双 (3730)
生物炭对盐碱土壤氨挥发的影响	王一宇, 王圣森, 戴九兰 (3738)
两种土壤增效剂对稻田氨挥发排放的影响	周玉玲, 侯朋福, 李刚华, 王绍华, 杨林章, 薛利红, 丁艳锋 (3746)
承德市滦河流域土壤重金属地球化学基线厘定及其累积特征	孙厚云, 卫晓峰, 甘凤伟, 王恒, 何泽新, 贾凤超, 张竞 (3753)
厦门某旱地土壤垂直剖面中重金属迁移规律及来源解析	张炜华, 于瑞莲, 杨玉杰, 胡恭任, 崔建勇, 颜妍, 黄华斌 (3764)
宝鸡市区土壤重金属污染影响因子探测及其源解析	张军, 董洁, 梁青芳, 杨宁宁, 耿雅妮 (3774)
铁铈氧化物对土壤As(V)和P的稳定化效果	林龙勇, 阎秀兰, 杨硕 (3785)
铁锰氧化物在不同水分条件下对土壤As的稳定化作用	周海燕, 邓一荣, 林龙勇, 曹梦华, 钟立荣 (3792)
生物质炭对双季稻水稻土微生物生物量碳、氮及可溶性有机碳氮的影响	刘杰云, 邱虎森, 汤宏, 沈健林, 吴金水 (3799)
有机物料对紫色土微生物量碳、氮及氮素供应的影响	汪月, 张名豪, 赵秀兰 (3808)
土地利用方式对土壤团聚体稳定性和有机碳含量的影响	罗晓虹, 王子芳, 陆畅, 黄容, 王富华, 高明 (3816)
宁南山区退耕还林还草对土壤氮素组成及其转化酶活的影响	高涵, 肖礼, 牛丹, 倪银霞, 黄懿梅 (3825)
不同浸提剂条件下生物炭吸附性有机物的浸出规律	何品晶, 张昊昊, 仇俊杰, 邵立明, 吕凡 (3833)
基于成组生物毒性测试的PM _{2.5} 毒性	江晓栋, 薛银刚, 魏永, 许霞, 刘菲, 薛柯, 施昕澜, 顾铭 (3840)
《环境科学》征订启事 (3587)	
《环境科学》征稿简则 (3595)	
信息 (3611, 3705, 3745)	

高盐高碱环境下硝化反硝化过程及 N_2O 产生特征

代伟, 赵剑强*, 丁家志, 刘双

(长安大学环境科学与工程学院, 旱区地下水文与生态效应教育部重点实验室, 西安 710064)

摘要: 采用稳定运行在高盐高碱环境厌氧/好氧/缺氧($A_n/O/A$)模式下的序批式生物膜反应器(SBBR), 考察在不同碳氮比(C/N)条件下, 硝化反硝化过程及 N_2O 产生特征。结果表明, 在C/N为5、2和对照组(C/N=0)时, 总氮去除率分别为 $(98.17 \pm 0.42)\%$ 、 $(65.78 \pm 2.47)\%$ 和 $(44.08 \pm 0.27)\%$; N_2O 的产生量分别为 (32.07 ± 2.03) 、 (21.81 ± 0.85) 和 $(17.32 \pm 0.95) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; N_2O 转化率(N_2O 产生量在去除总氮中的比例)分别为 $(29.75 \pm 0.93)\%$ 、 $(30.04 \pm 2.17)\%$ 和 $(41.69 \pm 0.80)\%$ 。高盐高碱条件下, 亚硝酸盐氧化菌(NO_B)受到很强的抑制作用, 硝化过程基本停留在亚硝酸盐阶段。由于高盐高碱环境对 N_2O 还原酶活性的抑制, 使得异养反硝化过程产生了大量 N_2O , 随着碳氮比的增大, 有更多的碳源用于反硝化过程, 因而总氮去除率和 N_2O 产生量均随之增加。随着碳氮比的增大, N_2O 转化率随之降低, 这可能是由于异养反硝化过程氮素还原酶对电子的竞争所形成的, 碳氮比越高, 电子竞争越弱。高通量测序表明: 在SBBR中, 氨氧化细菌(AOB)被富集, 而几乎不存在NO_B; 优势异养反硝化菌属主要是 *Thauera*、*Azoarcus* 和 *Gemmobacter*。

关键词: 高盐高碱; 硝化反硝化; N_2O ; 序批式生物膜反应器(SBBR); 高通量测序

中图分类号: X16; X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2019)08-3730-08 DOI: 10.13227/j.hjks.201811043

Nitrification, Denitrification, and N_2O Production Under Saline and Alkaline Conditions

DAI Wei, ZHAO Jian-qiang*, DING Jia-zhi, LIU Shuang

(Key Laboratory of Subsurface Hydrology and Ecological Effect in Arid Region, Ministry of Education, School of Environmental Science and Engineering, Chang'an University, Xi'an 710064, China)

Abstract: A sequencing biofilm batch reactor (SBBR) running continuously in an anaerobic/aerobic/anoxic ($A_n/O/A$) mode was adopted to study the characteristics of nitrification and denitrification process and nitrous oxide (N_2O) production under high saline and alkaline conditions. Different carbon and nitrogen ratios (C/N) were also investigated. An influent C/N ratio of 5, 2, and 0 (control), achieved the following results: TN removal efficiency was $(98.17 \pm 0.42)\%$, $(65.78 \pm 2.47)\%$, and $(44.08 \pm 0.27)\%$, respectively; total N_2O production was $(32.07 \pm 2.03) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $(21.81 \pm 0.85) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, and $(17.32 \pm 0.95) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectively; and the N_2O conversion rate (i. e., the ratio of total N_2O production to total nitrogen removal) was $(29.75 \pm 0.93)\%$, $(30.04 \pm 2.17)\%$, and $(41.69 \pm 0.80)\%$, respectively. The nitrification process proceeded normally during the nitrite stage, and nitrite-oxidizing bacteria (NO_B) were strongly inhibited under the high saline and alkaline conditions. Due to the inhibition of N_2O reductase under these conditions, N_2O production was higher during the heterotrophic denitrification process than during the ammonia oxidation process. With an increase in the carbon to nitrogen ratio, more carbon sources were available for denitrification meaning that the total nitrogen removal rate and N_2O production were both increased. As the ratio of carbon to nitrogen was increased, the N_2O conversion rate decreased, which may have been caused by electron competition among the nitrogen oxide reductases during the denitrification process; the higher the ratio of carbon to nitrogen, the weaker the electron competition. High-throughput sequencing indicated that ammonium-oxidizing bacteria (AOB) were enriched and NO_B were almost entirely absent in the SBBR. *Thauera*, *Azoarcus*, and *Gemmobacter* were the dominant heterotrophic denitrifying bacteria identified in the system.

Key words: saline and alkaline conditions; nitrification and denitrification; N_2O ; sequencing batch biofilm reactor (SBBR); high-throughput sequencing

短程硝化反硝化是一种高效低能的脱氮工艺, 与传统的硝化和反硝化相比, 短程硝化反硝化不仅氧气消耗降低了25%, 而且有机碳源的使用也减少了40%^[1]。短程硝化反硝化过程可分为氨氧化过程和反硝化过程。在氨氧化过程, 铵根离子(NH_4^+)被氧化为亚硝酸根离子(NO_2^-), 在反硝化过程, NO_2^- 被还原为氮气(N_2)。 N_2O 是一种温室效应气体, 相当于同体积 CO_2 的265倍, 全球温室效应有6%的比重是由于 N_2O 形成的^[2]。无论是氨氧化过程, 还是反硝化过程都会产生 N_2O 。 N_2O 主要有3个

产生途径: ①氨氧化过程羟胺(NH_2OH)不完全氧化产生 N_2O ; ②氨氧化过程 NH_2OH 与亚硝酸盐的反应, 即AOB反硝化; ③ N_2O 作为反硝化过程的中间产物, 当氮素还原酶电子供给不足时会导致其积累^[3]。

关于生物法处理含氮废水过程中 N_2O 的释放,

收稿日期: 2018-11-06; 修订日期: 2019-03-04

基金项目: 国家自然科学基金项目(51778057)

作者简介: 代伟(1996~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为污水生物处理技术, E-mail: 1181147206@qq.com

* 通信作者, E-mail: 626710287@qq.com

国内外的学者进行了大量的研究. 杨玉兵等^[4]利用同位素分析技术, 对 N_2O 产生途径进行分析, 并得出随着溶解氧的升高, 短程硝化过程 N_2O 的产生途径会受到影响, AOB 反硝化过程产生的 N_2O 在氨氧化过程产生的 N_2O 中所占比例减少, 但是 90% 以上的 N_2O 仍然是通过 AOB 反硝化过程产生. Pan 等^[5]研究了 pH 对 N_2O 累积和释放的影响, 并利用甲醇作为还原剂进行脱氮, 比较了 pH 为 6.0、6.5 和 7.0 下的 N_2O 累积量, 发现随着 pH 的降低, N_2O 的累积量在逐渐增加, 据此做出假设, 可能是由于低 pH 下游离亚硝酸浓度较高, 抑制氧化亚氮还原酶活性, 从而导致 N_2O 的大量释放. 付昆明等^[6]研究初始 pH 对序批式 CANON 工艺产 N_2O 的影响, 也得出 N_2O 的释放量随着初始 pH 的降低而升高的结论. Reino 等^[7]研究了温度对高浓度污泥部分硝化产 N_2O 的影响, 比较温度为 10、15 和 20℃ 下的 N_2O 产量, 结果表明 N_2O 的产量随温度的升高而增加, 温度在大于 15℃ 后 N_2O 产量快速增加, 并从 3 个方面做出了假设: ①温度对氨氧化细菌氨氧化酶和羟胺氧化酶的不同影响; ②温度对游离氨浓度的影响; ③温度对氧气在颗粒污泥中的渗透能力的影响. Peng 等^[8]研究在含 AOB 的污泥中溶解氧对 N_2O 产量的影响, 通过富集 NOB 来降低亚硝酸盐的累积量, 从一定程度上保证 N_2O 是由羟胺不完全氧化而产生的, 结果表明溶解氧对于 AOB 脱氮有抑制作用, 溶解氧从 0.2 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升至 3.0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, N_2O 的产率从 10.6% 下降到 2.4%, AOB 脱氮的贡献从 92% ~ 95% 下降至 66% ~ 73%.

盐度对生物脱氮有很大的影响, 高盐环境使得细胞发生质壁分离, 从而抑制细胞的活性^[9]. Liu 等^[10]研究证实了 NOB 对盐浓度的敏感性高于 AOB, 高盐环境对 NOB 的抑制作用比 AOB 大, 从而使得硝化作用停留在亚硝酸盐阶段. 盐浓度(以 NaCl 计)在一定程度上的增加(从 5 $\text{g}\cdot\text{h}^{-1}$ 增加到 37 $\text{g}\cdot\text{h}^{-1}$)会抑制 NOB 的硝化过程, 但不会抑制氨氧化过程和亚硝酸盐的反硝化过程^[11]. 邹高龙等^[12]比较了盐浓度变化对 SBBR 与 SBR 中处理含氨废水的影响, 得出在一定范围内, 随着盐浓度的增加, SBBR 中亚硝化过程受到抑制的程度大于 SBR. Wang 等^[13]采用同步硝化反硝化工艺处理高盐高碳氮废水, 并且比较了几种不同碳源下氮的去除效率和微生物群落结构. 在 3 个 SBBR 中, 乙酸盐、葡萄糖和两者的混合物被分别用作有机源, 运行 120 d 的平均总氮去除率分别为 97.15%、63.94% 和 94.99%. 尚会来等^[14]研究盐度对硝化过程中 N_2O 产量的影响, 当盐度从 7.5 $\text{g}\cdot\text{h}^{-1}$ 急剧增加到 10.0

$\text{g}\cdot\text{h}^{-1}$ 后, 硝化过程中 N_2O 产量和转化率均有大幅度上升. 刘甜甜等^[15]研究盐度耦合亚硝酸对短程硝化反硝化过程中 N_2O 还原的影响, 同样得出在盐度超过 10.0 $\text{g}\cdot\text{h}^{-1}$ 后, 脱氮过程会产生大量的 N_2O . 王珊珊等^[16]研究盐度对好氧颗粒污泥硝化过程中 N_2O 产量的影响, 得出随着盐浓度的增加, 溶解态 N_2O 与释放的 N_2O 逐渐增加. 综上所述, 高盐环境对脱氮的影响已经有了很深入的研究, 但在高盐高碱环境下, 由于复杂机制的影响, 不同碳氮比对脱氮过程中 N_2O 的产量以及产生机制的报道较少. 由于氮素还原酶对电子的竞争, 不同的碳氮比会导致不同的 N_2O 产生量, 而高盐高碱环境对 N_2O 还原酶的抑制作用会影响不同碳氮比下的电子竞争, 因此有必要去探究在高盐高碱废水脱氮过程中不同碳氮比下 N_2O 的产生量.

本实验通过研究碳氮比对高盐高碱污水硝化反硝化过程及 N_2O 产量的影响, 从而得到处理高盐高碱污水过程中不同碳氮比条件下氮素的转化规律及 N_2O 的产生特征, 揭示在高盐高碱抑制下异养反硝化细菌氮素还原酶的电子竞争机制, 以期工程实际提供参考.

1 材料与方法

1.1 参数设定与实验流程

本实验装置选用 SBBR 反应器, 主体部分是有效容积为 8.6 L 的柱状有机玻璃容器, 内部填充半软性纤维组合填料, 填充比为 1:3, 外层设恒温水浴桶, 通过温控仪和加热棒将实验装置内的水温控制在 $(29 \pm 2)^\circ\text{C}$, 利用转子流量计控制通气量为 40 $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$. 实验工况由微电脑时控开关(KG316T)控制, 本实验使用 pH 仪, 溶解氧仪及液相 N_2O 浓度仪实时在线监测. SBBR 反应器采用 $\text{A}_n/\text{O}/\text{A}$ 模式运行, 运行 1 个周期为 720 min, 进水 5 min, 厌氧 60 min, 曝气 420 min, 后缺氧阶段运行 180 min, 排水 5 min, 闲置 50 min. 当反应器运行稳定后, 在 C/N 为 0、2 和 5 下进行批次实验. 为了探究高盐高碱和低溶解氧对 NOB 的不同抑制作用, 在曝气阶段 NH_4^+-N 基本反应完全后持续曝气 1 h, 以观察比较硝酸盐的累积情况.

为得到准确的氨氮氧化速率, 在批次实验后进行了 30 d 的连续进出水实验, 将进水的硅胶管口深入反应器底部, 从底部进水, 反应器的侧壁留有与设计水面相切的圆孔出水口. 通气流量为 40 $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$, 进水流量为 1 $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$, 水力停留时间(HRT)控制为 8 h, 保持与批次实验相同的进水水质和温度, 3 种碳氮比条件下各运行 10 d.

1.2 污泥来源与进水配方

采用活性污泥挂膜法,选取西安市江村沟垃圾渗滤液处理厂生化池的污泥作为菌种,由于垃圾渗滤液中含有高浓度的 HCO_3^- 和 Cl^- ,污泥中的微生物有很好的耐盐耐碱性,经过较短时间驯化,对高盐碱性废水便有较好的去除效果。

本实验采用人工配制废水,进水的 NH_4HCO_3 浓度(以 N 计)为 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,葡萄糖(以 COD 计)按需求投加, HCO_3^- 浓度(主要由 NaHCO_3 与 KHCO_3 提供,并按质量比 2:1 投加)为 $8000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NaCl 浓度(以 Cl^- 计)为 $5000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, CaCl_2 浓度为 $4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 浓度为 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 微量元素浓缩液投加量 $0.1 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$. 微量元素的成分为: H_3BO_3 $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, CuCl_2 $30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, ZnCl_2 $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}\cdot 4\text{H}_2\text{O}$ $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{CoCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, AlCl_3 $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NiCl_2 $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 浓盐酸 $1 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$.

1.3 测定及计算方法

NH_4^+-N 、 NO_2^--N 和 NO_3^--N 采用紫外可见分光光度计测定(型号 TU-1810, 北京普析通用仪器),溶解氧浓度采用 HQ30d-美国哈希便携式溶解氧测定仪测定, pH 采用 HQ11d-美国哈希便携式 pH 测定仪测定,溶解态 N_2O 采用丹麦 Unisense $\text{N}_2\text{O}-500-807724$ 微电极在线监测系统测定. 由于反应器中有高浓度的氯离子,因而不能直接测定 COD, 本实验将所取的水样,经硝酸银预处理,除去样本中绝大多数的氯离子后,采用连华科技 5B-3A 型号消解比色一体 COD 测定仪测定.

亚硝酸盐累积率(Nitrite accumulation ratio, NAR)根据 Zeng 等^[17]的方法计算,如公式(1)所示;总氮去除率 R_{TN} (total nitrogen removal efficiency)根据 Rahimi 等^[18]的方法计算,如公式(2)所示;同步硝化反硝化效率 R_{SND} (simultaneous nitrification and denitrification efficiency)根据 Ma 等^[19]的方法计算,如公式(3)所示.

$$\text{NAR} = \frac{c_{(\text{NO}_2^--\text{N})}}{c_{(\text{NO}_2^--\text{N})} + c_{(\text{NO}_3^--\text{N})}} \quad (1)$$

$$R_{\text{TN}} = \frac{\text{TN}_i - \text{TN}_e}{\text{TN}_i} \quad (2)$$

$$R_{\text{SND}} = 1 - \frac{c_{(\text{NO}_2^--\text{N})} + c_{(\text{NO}_3^--\text{N})}}{c_{(\text{NH}_4^+-\text{N})_i} - c_{(\text{NH}_4^+-\text{N})_e}} \quad (3)$$

式中, $c_{(\text{NO}_2^--\text{N})}$ 表示亚硝酸盐浓度($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), $c_{(\text{NO}_3^--\text{N})}$ 表示硝酸盐浓度($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), TN_i 表示进水总氮浓度($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), TN_e 表示出水总氮浓度($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$),

$c_{(\text{NH}_4^+-\text{N})_i}$ 表示进水氨氮浓度($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), $c_{(\text{NH}_4^+-\text{N})_e}$ 表示出水氨氮浓度($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

根据 Ge 等^[20]计算方法确定 N_2O 产生与释放量,计算公式如下:

$$r_g = r_a + r_e \quad (4)$$

式中, r_g 表示单位时间 N_2O 产生量 [$\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$], r_a 表示为单位时间液相 N_2O 的积累量 [$\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$], r_e 表示为单位时间 N_2O 释放量 [$\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$].

当 N_2O 从水扩散到空气时, N_2O 的释放量可以用下式计算:

$$r_e = \frac{dc_{\text{N}_2\text{O}}}{dt} = -K_{\text{LaN}_2\text{O}} \times (c_{\text{N}_2\text{O}} - c_s) \quad (5)$$

式中, $c_{\text{N}_2\text{O}}$ 为液相中 N_2O 的浓度($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), $K_{\text{LaN}_2\text{O}}$ 表示 N_2O 从水扩散到空气时的容积扩散系数(h^{-1}). c_s 为与空气中 N_2O 相平衡的液相中的 N_2O 的饱和浓度,假设为 $0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

需要通过实验来进行测定:把适量的 N_2O 通入装有填料和清水的反应器中,分别测定曝气条件下和缺氧条件下(内循环搅拌)反应器内 N_2O 浓度随时间的降低情况;通过 r_e 和 $c_{\text{N}_2\text{O}}$ 的线性拟合得到曝气条件下 $K_{\text{LaN}_2\text{O}} = 1.5 \text{ h}^{-1}$, 缺氧条件下 $K_{\text{LaN}_2\text{O}} = 0.12 \text{ h}^{-1}$. 通过对反应时间内的 N_2O 产生速率进行积分,可得到总 N_2O 逸出量,总的逸出量加上溶解态 N_2O 浓度可得到总的 N_2O 产生量.

1.4 方差分析

为确保实验数据的准确性,在不同碳氮比下分别测量 3 次. 不同碳氮比的每一个项目下相同时间点所取的样均有其各自的平均值和均方差,误差过大的数据舍弃并重新进行实验. 在表格中直接以加减均方差的一半表示,在图形中以误差棒的形式表现.

1.5 高通量测序分析

在实验进行到第 93 d, 取 SBBR 中的活性污泥进行微生物鉴定,用于调查反应器中微生物群落结构. 在生工生物工程股份有限公司(中国上海)采用宏基因组测序的方式,把所测样本中的所有微生物作为一个整体,研究样品中的功能基因以及其在环境中所起的作用而不用关心其来自哪个微生物.

将用于测序的 PCR 产物通过 Illumina MiSeq 得到原始图像数据文件,经 CASAVA 碱基识别(Base Calling)分析转化为原始测序序列,使用 Usearch 去除预处理后序列中非扩增区域序列,而后对序列进行测序错误校正,并调用 Uchime 进行鉴定嵌合体,最后将去除嵌合体的序列与数据库代表性序列进行

Blastn 比对, 剔除低于阈值的序列. 采用操作分类单元(OTU)分类, 将 97% 相似水平下的 OTU 进行生物信息统计分析, 并确定优化序列为可操作分类单元(OTUs). 利用 Blastn 将 OTU 序列与对应数据库进行比对, 筛选出 OTU 序列的最佳比对结果, 并对比对结果进行过滤, 满足相似度 >90% 且覆盖度 >90% 的序列被用来后续分类, 不满足条件的序列则被归为未分类(unclassified), 可得到在各个分类层级水平上的各样本主要序列数目.

2 结果与讨论

2.1 反应器硝化反硝化特征

图 1 所示为不同碳氮比下 SBBR 一个周期内 $A_n/O/A$ 过程 NH_4^+-N 、 $NO_2^- -N$ 、 $NO_3^- -N$ 、TN 和 COD 的过程曲线. 在不改变初始 NH_4^+-N 浓度的条件下 ($NH_4^+-N = 100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 通过投加不同量的有机碳

源(COD 为 0、200 和 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)来探究高盐高碱进水下硝化反硝化的特征. 设置 COD = 0 作为对照组, 以对比说明有碳源情况下异养反硝化对总氮去除率及 N_2O 产生量的贡献.

2.1.1 高盐高碱进水对 NOB 的抑制

在高盐高碱条件下, NOB 受到很强的抑制作用, 硝化过程基本停留在亚硝酸盐阶段. 如图 1 所示, 3 种碳氮比下的 $NO_3^- -N$ 浓度均很低, $NO_2^- -N$ 浓度累积量很高, 反应器基本实现了短程硝化. 已知抑制 NOB 实现亚硝酸盐积累的条件有高温、限氧、高 NH_4^+-N 、高盐等. 为证明在高盐高碱环境下, 以亚硝酸盐为硝化终产物的生化工程的持续稳定性, 在 $A_n/O/A$ 的曝气过程, 通过溶解氧曲线斜率变化可以判断, 当 NH_4^+-N 基本被全部氧化完之后, 溶解氧浓度将出现快速上升. 因此, 当 NH_4^+-N 基本被全部氧化完之后, 持续曝气 1h 使得反应器内溶解氧升高, 观察硝酸盐的累积情况. 结果表明硝酸盐并没有明显升高, 经过多次重复, 所得的结果一致, 表明即使在并不严格的控制曝气阶段时长的情况下, 也不会破坏短程硝化过程.

曝气阶段, 生物膜内同时存在的厌氧环境, 有利于同步硝化反硝化的进行, 即使有少量硝酸盐生成, 也会被异养反硝化细菌消耗. 在图 1(a) 中, 整个反应过程 $NO_3^- -N$ 的浓度基本为零, 其原因可能是在 $C/N = 5$ 时, 碳源比较充足, 硝酸盐的反硝化速率等于其生成速率, 因而没有出现硝酸盐的积累. 在图 1(b) 和 1(c) 中 $NO_3^- -N$ 的浓度在曝气前期基本为零, 当 NH_4^+-N 反应完全且溶解氧明显升高后亚硝酸盐浓度出现略微地上升, 其原因可能是在低碳氮比的条件下反硝化速率较低, 引起了硝酸盐的少量积累, 但系统仍然以短程硝化为主导. 这说明了高盐高碱环境对 NOB 有很强的抑制作用, 即使在同步反硝化作用较差时, 硝酸盐的积累量依然很小.

2.1.2 高盐高碱环境下 NH_4^+-N 氧化特征

NH_4^+-N 的去除主要有两种途径, 即自养硝化作用和同化作用. 在厌氧的 1 h 内, 图 1 中 NH_4^+-N 均有明显地下降, 这可能是两方面原因形成的: 一方面厌氧阶段微生物利用 NH_4^+-N 、COD 和磷等营养物质合成自身细胞, 即细胞的同化作用; 另一方面可能是由于碱性环境下, 且同时存在磷酸盐、氨及镁离子的情况下, 会有少量磷酸铵镁颗粒的生成并被生物膜吸附, 导致 NH_4^+-N 浓度下降. 在 $A_n/O/A$ 过程的厌氧阶段, 微生物会将短链脂肪酸贮存为胞内多聚物(如 PHA), 本实验在曝气阶段, 整个氨氧化过程 NH_4^+-N 基本以稳定的速度氧

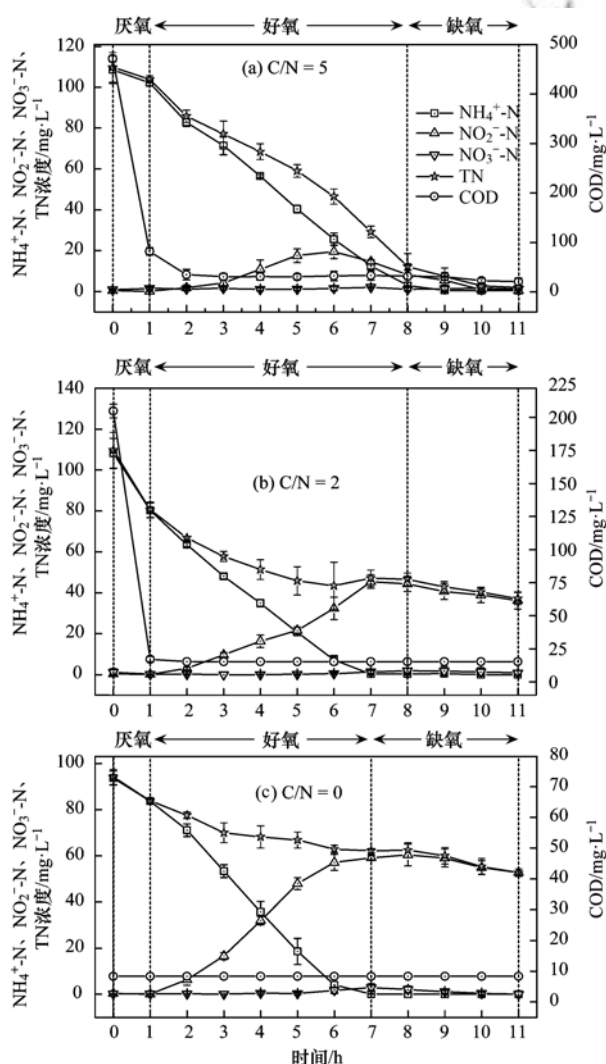


图 1 不同碳氮比下的 NH_4^+-N 、 $NO_2^- -N$ 、 $NO_3^- -N$ 、TN 以及 COD 过程曲线

Fig. 1 Profiles of NH_4^+-N , $NO_2^- -N$, $NO_3^- -N$, TN, and COD over time at different ratios for carbon/nitrogen

化,这说明投加的碳源在厌氧段基本全部被细胞贮存为内碳源. 外碳源(溶解性碳源)剩余很小,否则在曝气阶段外碳源的氧化过程会使得 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 氧化过程滞后.

表 1 所示为 30d 连续进水全程曝气模式下的进出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度、溶解氧和氨氮氧化速率(每 10 d 取平均值). 从中可知,随着碳氮比的降低,出水氨氮浓度随之降低,氨氮氧化速率和氨氮去除率上升,溶解氧浓度也在相应上升. 在有碳源的情况

下,异养细菌和氨氧化细菌利用氧气分别氧化 COD 和氨氮,使得溶解氧消耗增大,因而溶解氧浓度较低;而由于异养细菌与氨氧化细菌对氧气的竞争作用,同时也使得氨氮的氧化速率较低. 在没有碳源的情况下,仅有氨氧化细菌利用氧气氧化氨氮,因此氨氮的氧化速度较快,溶解氧浓度也较高. 但由表 1 可知,3 种碳氮比下的氨氮氧化速率相差并不是很大,这说明了添加一定的碳源对氨氮的氧化影响较小.

表 1 不同碳氮比下的进出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度、溶解氧和氨氮氧化速率
Table 1 Concentrations of ammonia nitrogen in and out of water, dissolved oxygen, and oxidation rates of ammonia nitrogen with different ratios of carbon/nitrogen

项目	C/N = 5	C/N = 2	C/N = 0
进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	106.25 ± 1.56	103.19 ± 2.28	104.06 ± 1.52
出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	15.70 ± 1.58	7.23 ± 0.41	0.46 ± 0.22
氨氮氧化速率/ $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$	11.32 ± 0.20	12.00 ± 0.26	12.95 ± 0.33
溶解氧/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	1.82 ± 0.12	2.15 ± 0.24	2.28 ± 0.17
氨氮去除率/%	85.26 ± 0.02	93.32 ± 0.01	99.50 ± 0.01

2.1.3 高盐高碱 $\text{A}_n/\text{O}/\text{A}$ 过程 pH 变化特征

由图 2 中 pH 曲线可知,3 组碳氮比实验都在偏碱性(pH 为 8.2~9.5)的环境下进行,而在碱性环境下部分 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 会以游离氨的形式存在,游离氨对 NOB 也存在一定的抑制作用. 由脱氮过程所发生的反应可知,氨氧化过程为产酸过程,反硝化为产碱过程,理论上 pH 应表现出先下降后上升的规律. 而图 2 中 pH 曲线所示,在整个反应过程中, pH 在缓慢地上升. She 等^[11]采用 $\text{A}_n/\text{O}/\text{A}$ 工艺,其反应器环境为高盐环境, pH 表现出先下降后上升的规律. 由此说明了本研究中 pH 表现出不同的变化规律并不是由于高盐环境引起的. 由于本实验不仅存在高盐环境,还提供了高浓度的 HCO_3^- . 在高浓度的 HCO_3^- 下,反应器中会形成部分的 H_2CO_3 . 曝气阶段, H_2CO_3 分解所产生的 CO_2 会随着空气溢出,导致反应器中的碱度上升,从而出现整个曝气过程 pH 呈现上升的现象.

2.2 高盐高碱 $\text{A}_n/\text{O}/\text{A}$ 过程不同碳氮比下的 N_2O 产生特征

由图 2 中不同碳氮比下的溶解态 N_2O 和总 N_2O 产生量曲线可知,在厌氧的 1 h 内,其中 N_2O 基本为 $0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,这是由于前一周期剩余的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 在缺氧过程被完全还原,在本周期的厌氧阶段未发生氨氧化反应和反硝化反应,只存在贮存有机物的反应[如图 1(a)所示 COD 快速降低],因而没有 N_2O 的产生和积累.

由表 2 可知,在好氧段, C/N 为 5 和 2 时, N_2O 产量分别为 $(25.95 \pm 1.22)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(17.54 \pm$

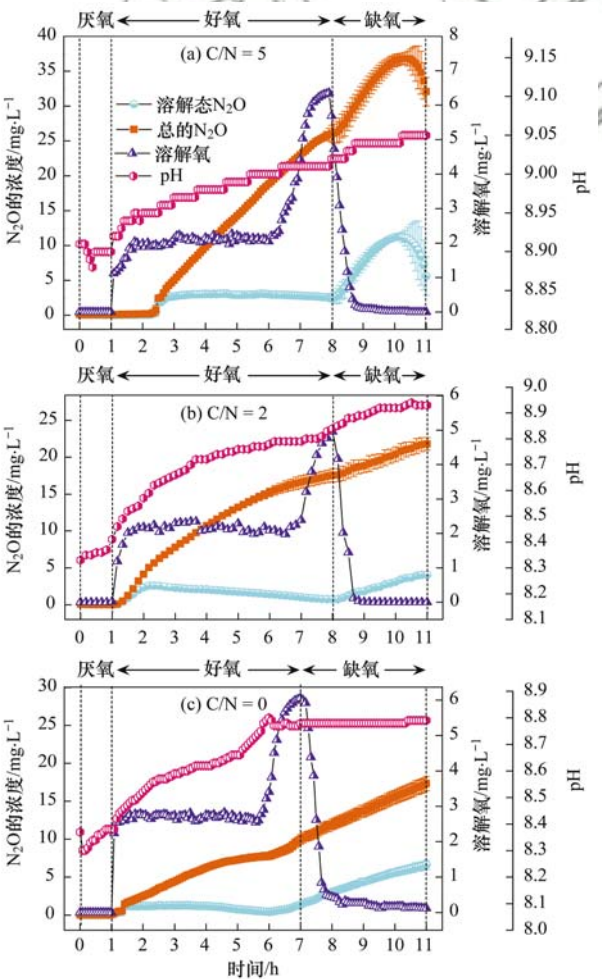


图 2 不同碳氮比下的 pH、溶解氧、溶解态 N_2O 以及总 N_2O 产生量过程曲线

Fig. 2 Profiles of pH, dissolved oxygen, dissolved N_2O , and total N_2O production over time with different ratios of carbon/nitrogen

0.90) mg·L⁻¹，而 C/N = 0 时 N₂O 产生量仅为 (9.65 ± 0.60) mg·L⁻¹。C/N = 0 时，N₂O 主要是由氨氧化和细胞内源呼吸反硝化所产生；在 C/N 为 5 和 2 时，N₂O 主要是由胞内贮存反硝化、氨氧化和细胞内源呼吸反硝化所产生。C/N 为 5 和 2 时，N₂O 的产生量远大于 C/N = 0 时所产生的 N₂O。这可能是由于高盐高碱环境对 N₂O 还原酶的抑制作用^[16]，使得异养反硝化过程产生的 N₂O 远大于氨氮氧化产生的 N₂O，而碳氮比越大，有更多的有机碳源供给反硝化细菌，因而产生的 N₂O 量越大。C/N = 5 时，N₂O 产量在曝气开始后快速上升，充足的碳源使得反硝化过程以恒定的速度进行，因而 N₂O 产生速度也趋于稳定；C/N = 2 时，N₂O 产量在曝气前期上升较快，在曝气后期速度逐渐降低，其原因可能是曝气前期，细菌能利用其贮存的碳源进行反硝化，所产生的 N₂O 较多，使得 N₂O 能够快速上升，随着反应的进行，碳源逐渐降低，反硝化速率也在逐渐降低，从而使得 N₂O 产生速率下降；C/N = 0 时，N₂O 产量在曝气前段上升速度较快，后段 N₂O 产生的速率逐渐变慢。这可能是由于在氨氧化过程中产生的 N₂O 主要与 NH₂OH 不完全氧化以及 AOB 反硝化有关，而这两个途径均与 NH₂OH 的量有关。由于曝气前期，氨氧化过程基本是以相同的速率进行，所

以对应中间产物 NH₂OH 应该是基本保持不变，因而 N₂O 的产生速率基本不变。曝气后期随着 NH₄⁺-N 浓度降低，氨氧化速率降低，中间产物 NH₂OH 的浓度下降，使得 N₂O 的产生速率逐渐变缓。

在缺氧段，缺氧环境使得反硝化速率增加，由于高盐高碱环境对 N₂O 还原酶的抑制作用及氮素还原酶对电子的竞争作用，反硝化过程会产生 N₂O，N₂O 产量随着反硝化速率的增加而增加，并且由于缺氧环境，N₂O 的溢出速率减慢，因而 N₂O 产量出现了快速上升的现象。C/N = 5 时的缺氧段，反硝化细菌利用厌氧时所贮存的有机碳进行反硝化，反硝化速率远大于另两组碳氮比实验，因而 N₂O 产生速率也大于另两组碳氮比实验。C/N = 2 时，由于碳源供应不足，曝气阶段厌氧贮存的碳源便已消耗殆尽，在缺氧段可能是反硝化细菌进行内源呼吸反硝化，因而 N₂O 产生速率较高碳氮比的低。C/N = 0 时的反硝化速率较低，在缺氧段可能也是细菌进行的内源呼吸反硝化。在 C/N = 5 的缺氧段，当亚硝酸盐被还原完后，液相 N₂O 浓度呈现快速下降，而 C/N 为 2 和 0 时，缺氧段并没有出现相同的现象。这可能是由于 C/N = 5 时，厌氧贮存的碳源仍有剩余，并且没有亚硝酸盐还原酶与 N₂O 还原酶竞争电子，因而反硝化细菌能将液相中的 N₂O 还原为 N₂。

表 2 不同碳氮比下的 N₂O 产量和转化率、总氮去除率以及同步硝化反硝化率

Table 2 N₂O production and conversion rate, total nitrogen removal rate, and simultaneous nitrification, and denitrification rate with different ratios of carbon/nitrogen

项目	C/N = 5	C/N = 2	C/N = 0
厌氧段 N ₂ O 产量/mg·L ⁻¹	0.08 ± 0.01	0.01 ± 0.01	0.05 ± 0.02
好氧段 N ₂ O 产量/mg·L ⁻¹	25.95 ± 1.22	17.54 ± 0.90	9.65 ± 0.60
缺氧段 N ₂ O 产量/mg·L ⁻¹	6.04 ± 2.03	4.26 ± 0.85	7.62 ± 0.95
总的 N ₂ O 产量/mg·L ⁻¹	32.07 ± 2.03	21.81 ± 0.85	17.32 ± 0.95
总的 N ₂ O 转化率/%	29.75 ± 0.93	30.04 ± 2.17	41.69 ± 0.80
NAR/%	83.24 ± 5.59	97.59 ± 0.82	98.24 ± 0.70
R _{TN} /%	98.17 ± 0.42	65.78 ± 2.47	44.08 ± 0.27
R _{SND} /%	90.85 ± 2.45	65.37 ± 2.33	33.61 ± 1.46

综上所述，在厌氧段，基本上没有 N₂O 的产生；在好氧段，碳氮比越高 N₂O 的产量越大；在缺氧段，C/N = 5 时，N₂O 产生速度最快。这是由于高盐高碱环境对 N₂O 还原酶的抑制作用，使得异养反硝化过程产生的 N₂O 远大于氨氮氧化过程。在生物膜中能发生同步硝化反硝化，由表 2 可知碳氮比越高同步硝化反硝化率越大，氨氧化和反硝化产生的 N₂O 会随着空气溢出，使得好氧段产生的 N₂O 远高于其他两个时段。

2.3 不同碳氮比对 N₂O 总产生量的影响

由表 2 可知，C/N 为 0、2 和 5 时，总 N₂O 产量分别为 (17.32 ± 0.95)、(21.81 ± 0.85) 和 (32.07

± 2.03) mg·L⁻¹，总 N₂O 产量随碳氮比的增加而增加。葛光环^[21] 研究不同碳氮比对 N₂O 释放量的影响，得出 C/N 为 1、2、3 和 4 时，N₂O 的总产生量分别为 12.99、16.71、13.49 和 3.61 mg·L⁻¹，由于异养反硝化细菌氮素还原酶对电子的竞争，以及需要一定的碳源进行反硝化，使得在 C/N = 2 时 N₂O 的总产生量最大。而本研究中总 N₂O 产量随碳氮比的增加而增加，这是由于高盐高碱环境对 N₂O 还原酶的抑制作用，使得高碳氮比下总 N₂O 产量最大。

虽然异养反硝化过程氮素还原酶对电子的竞争在高盐高碱环境下表现得不是很显著，但其竞争作用仍有所体现。由表 2 可知，C/N 为 5、2 和 0 时，

总氮去除率分别为 $(98.17 \pm 0.42)\%$ 、 $(65.78 \pm 2.47)\%$ 和 $(44.08 \pm 0.27)\%$ ； N_2O 的转化率分别为 $(29.75 \pm 0.93)\%$ 、 $(30.04 \pm 2.17)\%$ 和 $(41.69 \pm 0.80)\%$ 。随着碳氮比的降低， N_2O 的转化率在逐渐升高。这可能是由于碳源的减少，使得胞内异养反硝化过程氮素还原酶对电子的竞争更加激烈，当不添加碳源时，仅依靠细胞内源呼吸所进行反硝化的电子竞争达到极致，此时主要产物是 N_2O 和 N_2 。所以说碳氮比越低，电子竞争越激烈，反硝化产 N_2O 所占的比例越高，因而 N_2O 的转化率越高。

由上述的实验现象规律可得出高盐高碱性环境不仅会抑制 NOB 的活性，还会抑制 N_2O 还原酶活性， N_2O 的积累主要是高盐高碱环境对 N_2O 还原酶活性的抑制所引起的，碳氮比越高， N_2O 产量越大。因此，在处理高盐高碱废水时，为了减少总 N_2O 的产生量，应在满足碳源的需求情况下，控制一个适宜的碳氮比。另外，在处理高盐高碱低碳氮比废水时应减少后缺氧段的时间或投加碳源，从而降低 N_2O 的产量。

2.4 高通量测序分析

为研究微生物群落结构，在实验进行的 93 d，取 SBBR 中的污泥样本进行高通量测序分析，得到的原始序列大约 20 995 个，序列平均长度为 460.54；除去低质量的序列后，序列数目为 20 639，序列平均长度为 421.54，去除嵌合体序列数目 1 994，剩余序列数目为 18 645，然后将样本聚类后得到的 OTU 数目为 1109，将 OTU 序列与对应数据库进行比对可得到各个分类层的群落组成。图 3 为属 (genus) 水平上的样本分类序列数目在总序列数目 18 645 中的百分比。

如图 3 所示，在高盐高碱条件下，SBBR 中的微生物群落主要由 13 个属组成，分别是 *Thauera*、*Phycisphaera*、*Azoarcus*、*Gemmobacter*、*Phaeodactylibacter*、*Thiobacillus*、*Nitrosomonas*、*Pseudofulvimonas*、*Saccharibacteria* genera incertae sedis、*Paracoccus*、*Ohtaekwangia*、*Desulfotomaculum* 和 *Halomonas*。这些属很多都是广泛存在于自然以及人为的环境中，例如土壤、河流和海洋、空气、植物根部、活性污泥污水处理系统，体现了在高盐高碱环境下微生物的多样性和复杂性。其中 *Thauera* (19.62%) 为陶厄氏细菌属，据报道其与脱氮密切相关，在 NO_2^- 浓度较高的环境中丰富度较高^[22]；*Phycisphaera* (6.91%) 在自养型脱氮的反应器中占据主要部分，与氨氧化反应有关^[23]；*Azoarcus* (6.06%) 为固氮弧菌属，其作用是将 N_2 转化为含氮物质，部分转化为 NH_4^+-N ，不利于本系统

中 NH_4^+-N 的氧化^[24]；*Gemmobacter* (5.70%) 为芽殖杆菌属，有关研究表明其与反硝化过程相关^[25]；*Nitrosomonas* (3.74%) 为典型的氨氧化菌，即 AOB 菌^[26]，这些菌属都是 SBBR 中参与脱氮过程的细菌，这可以从微生物层面揭示了反应器中所发生的氨氧化过程和反硝化过程。由于并没有发现 NOB 菌的大量存在，因而可以进一步表明高盐碱性环境下，NOB 受到很强的抑制作用，使得硝化过程停留在亚硝酸盐阶段。

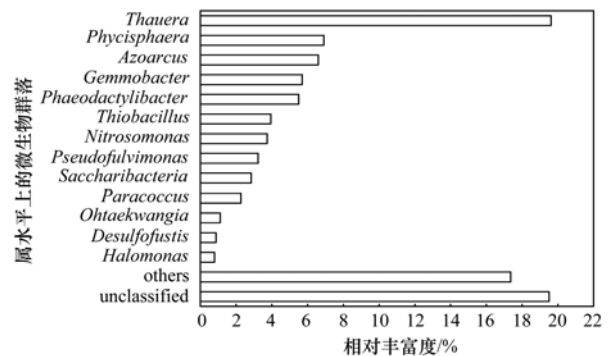


图 3 属水平上的细菌群落分布

Fig. 3 Distribution of bacterial communities at the genus level

3 结论

(1) 在高盐高碱条件下，NOB 受到很强的抑制作用，实验条件下，硝酸盐的浓度均很低，硝化过程基本停留在亚硝酸盐阶段。

(2) 在高盐高碱条件下， N_2O 还原酶受到抑制，C/N 为 0、2 和 5 时，总 N_2O 产量分别为 (17.32 ± 0.95) 、 (21.81 ± 0.85) 和 $(32.07 \pm 2.03) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，随着碳氮比的增加，有更多的碳源用于反硝化过程，总氮去除率和 N_2O 产量均随之增加。

(3) 在高盐高碱条件下，氮素还原酶对电子的竞争依然存在，C/N 为 5、2 和 0 时， N_2O 的转化率分别为 $(29.75 \pm 0.93)\%$ 、 $(30.04 \pm 2.17)\%$ 和 $(41.69 \pm 0.80)\%$ ，随着碳氮比的降低， N_2O 的转化率越高，更多的 TN 以 N_2O 的形式去除。

(4) 系统中存在的微生物群落主要是由与脱氮有关的异养细菌 (如: *Thauera*、*Azoarcus* 和 *Gemmobacter*) 和自养细菌 AOB (如: *Nitrosomonas*) 组成。

参考文献:

- [1] 宋小燕, 刘锐, 税勇, 等. 间歇曝气 SBR 处理养猪沼液的短程脱氮性能[J]. 环境科学, 2016, 37(5): 1873-1879.
Song X Y, Liu R, Shui Y, et al. Stability of short-cut nitrification nitrogen removal in digested piggery wastewater with an intermittently aerated sequencing batch reactor [J]. Environmental Science, 2016, 37(5): 1873-1879.
- [2] Davidson E A. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860[J]. Nature Geoscience,

- 2009, **2**(4): 659-662.
- [3] Ding X Q, Zhao J Q, Hu B, *et al.* Mathematical modeling of nitrous oxide production in an anaerobic/oxic/anoxic process [J]. *Bioresource Technology*, 2016, **222**: 39-48.
- [4] 杨玉兵, 杨庆, 李洋, 等. 基于同位素技术的短程硝化过程 N_2O 产生途径[J]. *环境科学*, 2018, **39**(11): 5051-5057.
Yang Y B, Yang Q, Li Y, *et al.* N_2O Production pathways in partial nitrification based on isotope technology [J]. *Environmental Science*, 2018, **39**(11): 5051-5057.
- [5] Pan Y T, Ye L, Ni B J, *et al.* Effect of pH on N_2O reduction and accumulation during denitrification by methanol utilizing denitrifiers[J]. *Water Research*, 2012, **46**(15): 4832-4840.
- [6] 付昆明, 王会芳, 苏雪莹, 等. 初始 pH 值对序批式 CANON 工艺脱氮效果和 N_2O 释放的影响[J]. *环境科学*, 2016, **37**(11): 4261-4267.
Fu K M, Wang H F, Su X Y, *et al.* Effect of initial pH on nitrogen removal performance and N_2O emission of a sequencing batch CANON reactor [J]. *Environmental Science*, 2016, **37**(11): 4261-4267.
- [7] Reino C, van Loosdrecht M C M, Carrera J, *et al.* Effect of temperature on N_2O emissions from a highly enriched nitrifying granular sludge performing partial nitrification of a low-strength wastewater[J]. *Chemosphere*, 2017, **185**: 336-343.
- [8] Peng L, Ni B J, Erler D, *et al.* The effect of dissolved oxygen on N_2O production by ammonia-oxidizing bacteria in an enriched nitrifying sludge[J]. *Water Research*, 2014, **66**: 12-21.
- [9] Vendramel S, Dezotti M, Sant'Anna Jr G L. Nitrification of an industrial wastewater in a moving-bed biofilm reactor: effect of salt concentration [J]. *Environmental Technology*, 2011, **32**(8): 837-846.
- [10] Liu S T, Yang F L, Gong Z, *et al.* Assessment of the positive effect of salinity on the nitrogen removal performance and microbial composition during the start-up of CANON process[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2008, **80**(2): 339-348.
- [11] She Z L, Zhao L T, Zhang X L, *et al.* Partial nitrification and denitrification in a sequencing batch reactor treating high-salinity wastewater[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, **288**: 207-215.
- [12] 邹高龙, 李小明, 李启武, 等. 盐度变化对 SBBR 和 SBR 中含氨氮废水的处理影响[J]. *环境科学*, 2009, **30**(9): 2603-2608.
Zou G L, Li X M, Li Q W, *et al.* Effects of salinity variation on the treatment wastewater containing ammonia in the SBBR and SBR[J]. *Environmental Science*, 2009, **30**(9): 2603-2608.
- [13] Wang J L, Gong B Z, Wang Y M, *et al.* The potential multiple mechanisms and microbial communities in simultaneous nitrification and denitrification process treating high carbon and nitrogen concentration saline wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2017, **243**: 708-715.
- [14] 尚会来, 彭永臻, 张静蓉, 等. 盐度对污水硝化过程中 N_2O 产量的影响[J]. *环境科学*, 2009, **30**(4): 1079-1083.
Shang H L, Peng Y Z, Zhang J R, *et al.* Effects of salinity concentration on N_2O production during nitrification [J]. *Environmental Science*, 2009, **30**(4): 1079-1083.
- [15] 刘甜甜, 刘牡, 王淑莹, 等. 盐度耦合 FNA 对短程反硝化过程中 N_2O 还原的影响[J]. *中南大学学报(自然科学版)*, 2013, **44**(8): 3561-3568.
Liu T T, Liu M, Wang S Y, *et al.* Impact of salinity coupling FNA on N_2O reduction during denitrification via nitrite [J]. *Journal of Central South University (Science and Technology)*, 2013, **44**(8): 3561-3568.
- [16] 王珊珊, 梁红, 高大文. 盐度对好氧颗粒污泥硝化过程中 N_2O 产生量的影响[J]. *环境科学*, 2014, **35**(11): 4237-4243.
Wang S S, Liang H, Gao D W. Effects of Salinity on N_2O production during nitrification using aerobic granular sludge[J]. *Environmental Science*, 2014, **35**(11): 4237-4243.
- [17] Zeng W, Li B X, Wang X D, *et al.* Integration of denitrifying phosphorus removal via nitrite pathway, simultaneous nitrification-denitrification and anammox treating carbon-limited municipal sewage[J]. *Bioresource Technology*, 2014, **172**: 356-364.
- [18] Rahimi Y, Torabian A, Mehrdadi N, *et al.* Simultaneous nitrification-denitrification and phosphorus removal in a fixed bed sequencing batch reactor (FBSBR) [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, **185**(2-3): 852-857.
- [19] Ma W W, Han Y X, Ma W C, *et al.* Enhanced nitrogen removal from coal gasification wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) in an oxygen-limited aeration sequencing batch biofilm reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2017, **244**: 84-91.
- [20] Ge G H, Zhao J Q, Li X L, *et al.* Effects of influent COD/N ratios on nitrous oxide emission in a sequencing biofilm batch reactor for simultaneous nitrogen and phosphorus removal [J]. *Scientific Reports*, 2017, **7**(1): 7417.
- [21] 葛光环. 序批式生物膜反应器脱氮过程中 N_2O 释放特征及其机理研究[D]. 西安: 长安大学, 2017.
Ge G H. N_2O emission characteristics and mechanisms during nitrogen removal in a sequencing batch biofilm reactor [D]. Xi'an: Chang'an University, 2017.
- [22] Du R, Cao S B, Wang S Y, *et al.* Performance of partial denitrification (PD)-ANAMMOX process in simultaneously treating nitrate and low C/N domestic wastewater at low temperature[J]. *Bioresource Technology*, 2016, **219**: 420-429.
- [23] Gonzalez-Martinez A, Rodriguez-Sanchez A, Rodelas B, *et al.* 454-pyrosequencing analysis of bacterial communities from autotrophic nitrogen removal bioreactors utilizing universal primers: effect of annealing temperature[J]. *BioMed Research International*, 2015, **2015**: 892013.
- [24] Hurek T, Handley L L, Reinhold-Hurek B, *et al.* *Azoarcus* grass endophytes contribute fixed nitrogen to the plant in an unculturable state [J]. *Molecular Plant-microbe Interactions: MPMI*, 2002, **15**(3): 233-242.
- [25] Zhao J G, Li Y H, Chen X R, *et al.* Effects of carbon sources on sludge performance and microbial community for 4-chlorophenol wastewater treatment in sequencing batch reactors [J]. *Bioresource Technology*, 2018, **255**: 22-28.
- [26] Liu J J, Yuan Y, Li B K, *et al.* Enhanced nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater in an anaerobic-aerobic-anoxic sequencing batch reactor with sludge fermentation products as carbon source[J]. *Bioresource Technology*, 2017, **244**: 1158-1165.

CONTENTS

Characteristics of PM _{2.5} Pollution and the Efficiency of Concentration Control During a Red Alert in the Beijing-Tianjin-Hebei Region, 2016	ZHANG Chong, LANG Jian-lei, CHENG Shui-yuan, <i>et al.</i> (3397)
Concentration Characteristics of PM _{2.5} and the Causes of Heavy Air Pollution Events in Beijing During Autumn and Winter	XU Ran, ZHANG Heng-de, YANG Xiao-wen, <i>et al.</i> (3405)
Elemental Composition Characteristics of PM _{2.5} and PM ₁₀ , and Heavy Pollution Analysis in Hefei	LIU Ke-ke, ZHANG Hong, LIU Gui-jian (3415)
Pollution Characteristics and Source Apportionment of Fine Particulate Matter in Autumn and Winter in Puyang, China	CHEN Chu, WANG Ti-jian, LI Yuan-hao, <i>et al.</i> (3421)
Pollution Characteristics and Sources of Carbonaceous Components in PM _{2.5} in the Guanzhong Area	KANG Bao-rong, LIU Li-zhong, LIU Huan-wu, <i>et al.</i> (3431)
Molecular Composition and Source Apportionment of Fine Organic Aerosols in Autumn in Changchun	WU Xia, CAO Fang, ZHAI Xiao-yao, <i>et al.</i> (3438)
Effects of Urban Expansion and Changes in Urban Characteristics on PM _{2.5} Pollution in China	WANG Gui-lin, ZHANG Wei (3447)
Effect of a Wet Flue Gas Desulphurization System on the Emission of PM _{2.5} from Coal-Fired Power Plants	DENG Jian-guo, MA Zi-zhen, LI Zhen, <i>et al.</i> (3457)
Pollution Characteristics and Emission Coefficients for Volatile Organic Compounds from the Synthetic Leather Industry in Zhejiang Province	XU Jia-qí, WANG Zhe-míng, SONG Shuang, <i>et al.</i> (3463)
Particle Size Distribution and Population Characteristics of Airborne Bacteria Emitted from a Sanitary Landfill Site	MA Jia-wei, YANG Kai-xiong, CHAI Feng-guang, <i>et al.</i> (3470)
Distribution of Total Microbes in Atmospheric Bioaerosols in the Coastal Region of Qingdao	GONG Jing, QI Jian-hua, LI Hong-tao (3477)
Distribution, Sources, and Health Risk Assessment of PAHs in Water Supply Source Regions of Guangzhou	SONG Yu-mei, WANG Chang, LIU Shang, <i>et al.</i> (3489)
Distribution of 16 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Dianchi Lake Surface Sediments After the Integrated Water Environment Control Project	HU Xin-yi, GAO Bing-li, CHEN Tan, <i>et al.</i> (3501)
Distribution Characteristics and Source Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Salinized Farmland Soil from the Oil Mining Area of the Yellow River Delta	QIU Hui, LIU Yue-xian, XIE Xiao-fan, <i>et al.</i> (3509)
Wind Field Influences on the Spatial Distribution of Cyanobacterial Blooms and Nutrients in Meiliang Bay of Lake Taihu, China	YU Mao-lei, HONG Guo-xi, ZHU Guang-wei, <i>et al.</i> (3519)
Spatial and Temporal Distribution Characteristics and the Retention Effects of Nutrients in Xiangjiaba Reservoir	WANG Yao-yao, LÜ Lin-peng, JI Dao-bin, <i>et al.</i> (3530)
Effects of Exogenous Inputs on Phosphorus Recovery and Transport in Newborn Surface Layers from Sediment Dredging	LI Xin, GENG Xue, WANG Hong-wei, <i>et al.</i> (3539)
Chemical Characteristics and Sources of Groundwater Sulfate in the Kashgar Delta, Xinjiang	WEI Xing, ZHOU Jin-long, NAI Wei-hua, <i>et al.</i> (3550)
Groundwater Chemistry Characteristics and the Analysis of Influence Factors in the Luochuan Loess Tablelands	LI Zhou, LI Chen-xi, HUA Kun, <i>et al.</i> (3559)
Analysis of River Zooplankton Community Characteristics in Autumn in Beijing	WANG Hai-lin, LIU Yu-fei, REN Yu-fen, <i>et al.</i> (3568)
Benthic Diatom Communities in the Main Stream of Three Gorges Reservoir Area and Its Relationship with Environmental Factors	LIU Li, HE Xin-yu, FU Jun-ke, <i>et al.</i> (3577)
Environmental Response and Ecological Function Prediction of Aquatic Bacterial Communities in the Weihe River Basin	WAN Tian, HE Meng-xia, REN Jie-hui, <i>et al.</i> (3588)
Community Composition of <i>nirS</i> -type Denitrifying Bacteria in the Waters of the Lower Reaches of the Fenne River and Its Relationship with Inorganic Nitrogen	WANG Yin-long, FENG Min-quan, DONG Xiang-qian (3596)
Metabolic Functional Analysis of Dominant Microbial Communities in the Rapid Sand Filters for Drinking Water	HU Wan-chao, ZHAO Chen, WANG Qiao-juan, <i>et al.</i> (3604)
Control Measure Effects on the Effluent Quality from Extensive Green Roofs Based on Stabilized Sludge Recycling	PENG Hang-yu, LI Tian, QI Yue, <i>et al.</i> (3612)
Impacts of Vegetation on Quantity and Quality of Runoff from Green Roofs	ZHANG Sun-xun, ZHANG Shou-hong, ZHANG Ying, <i>et al.</i> (3618)
Organic Matter Removal and Membrane Fouling Control of Secondary Effluents Using a Combined Nanofiltration Process	FAN Ke-wen, LI Xing, YANG Yan-ling, <i>et al.</i> (3626)
Adsorption Properties of Ammonia Nitrogen in Aqueous Solution by Various Materials	JIAO Ju-long, YANG Su-wen, XIE Yu, <i>et al.</i> (3633)
Effects of Different Concentrations of Ammonia Nitrogen on the Growth and Enzyme Activity of Four Common Algae Strains	CHANG Ting, XU Zhi-hui, CHENG Peng-fei, <i>et al.</i> (3642)
Treatment of Highly Concentrated Swine Wastewater and Its Degradation Processes Using Three Matrix Materials	LIU Ming-yu, XIA Meng-hua, LI Yuan-hang, <i>et al.</i> (3650)
Phosphorus Removal Performance and Mechanism of Modified Zeolite Using Alum Sludge Acidified Extraction Liquid	HAN Yun, HU Yu-jie, LIAN Jie, <i>et al.</i> (3660)
Advanced Denitrification of Municipal Wastewater Achieved via Partial ANAMMOX in Anoxic MBBR	YANG Lan, PENG Yong-zhen, LI Jian-wei, <i>et al.</i> (3668)
Effect of an Aerobic Unit and a Sedimentation Unit on Sludge and Nitrogen Removal in an Anoxic Unit in a Continuous-flow System	XUE Huan-ting, YUAN Lin-jiang, LIU Xiao-bo, <i>et al.</i> (3675)
Performance and Mechanisms of Advanced Nitrogen Removal via FeS-driven Autotrophic Denitrification Coupled with ANAMMOX	MA Jing-de, PAN Jian-xin, LI Ze-min, <i>et al.</i> (3683)
Simultaneous Conversion Conditions of Ammonia and Sulfate in ANAMMOX Systems	DONG Shi-yu, BI Zhen, ZHANG Wen-jing, <i>et al.</i> (3691)
Potential Source Environments for Microbial Communities in Wastewater Treatment Plants (WWTPs) in China	ZHANG Bing, WU Lin-wei, WEN Xiang-hua (3699)
Comparison of the Microbial Community Structure in Nitrifying Processes Operating with Different Dissolved Oxygen Concentrations	LIU Wen-ru, GU Guang-fa, SONG Xiao-kang, <i>et al.</i> (3706)
Simultaneous Nitrogen and Phosphorus Removal and Kinetics by the Heterotrophic Nitrifying Bacterium <i>Acinetobacter junii</i> NP1	YANG Lei, CHEN Ning, REN Yong-xiang, <i>et al.</i> (3713)
Realization of Limited Filamentous Bulking with Type 0092 Filamentous Bacteria as the Dominant Filamentous Bacteria in Shortcut Nitrification	GAO Chun-di, AN Ran, HAN Hui, <i>et al.</i> (3722)
Nitrification, Denitrification, and N ₂ O Production Under Saline and Alkaline Conditions	DAI Wei, ZHAO Jian-qiang, DING Jia-zhi, <i>et al.</i> (3730)
Effect of Biochar on Ammonia Volatilization in Saline-Alkali Soil	WANG Yi-yu, WANG Sheng-sen, DAI Jiu-lan (3738)
Effect of Two Soil Synergists on Ammonia Volatilization in Paddy Fields	ZHOU Yu-ling, HOU Peng-fu, LI Gang-hua, <i>et al.</i> (3746)
Determination of Heavy Metal Geochemical Baseline Values and Its Accumulation in Soils of the Luanhe River Basin, Chengde	SUN Hou-yun, WEI Xiao-feng, GAN Feng-wei, <i>et al.</i> (3753)
Migration and Source Analysis of Heavy Metals in Vertical Soil Profiles of the Drylands of Xiamen City	ZHANG Wei-hua, YU Rui-lian, YANG Yu-jie, <i>et al.</i> (3764)
Heavy Metal Pollution Characteristics and Influencing Factors in Baoji Urban Soils	ZHANG Jun, DONG Jie, LIANG Qing-fang, <i>et al.</i> (3774)
Stabilizing Effects of Fe-Ce Oxide on Soil As(V) and P	LIN Long-yong, YAN Xiu-lan, YANG Shuo (3785)
Stabilization of Arsenic-Contaminated Soils Using Fe-Mn Oxide Under Different Water Conditions	ZHOU Hai-yan, DENG Yi-rong, LIN Long-yong, <i>et al.</i> (3792)
Effects of Biochar Amendment on Soil Microbial Biomass Carbon, Nitrogen and Dissolved Organic Carbon, Nitrogen in Paddy Soils	LIU Jie-yun, QIU Hu-sen, TANG Hong, <i>et al.</i> (3799)
Effects of Organic Amendments on Microbial Biomass Carbon and Nitrogen Uptake by Corn Seedlings Grown in Two Purple Soils	WANG Yue, ZHANG Ming-hao, ZHAO Xiu-lan (3808)
Effects of Land Use Type on the Content and Stability of Organic Carbon in Soil Aggregates	LUO Xiao-hong, WANG Zi-fang, LU Chang, <i>et al.</i> (3816)
Effects of Converting Farmland into Forest and Grassland on Soil Nitrogen Component and Conversion Enzyme Activity in the Mountainous Area of Southern Ningxia	GAO Han, XIAO Li, NIU Dan, <i>et al.</i> (3825)
Leaching Behavior of Dissolved Organic Matter in Biochar with Different Extracting Agents	HE Pin-jing, ZHANG Hao-hao, QIU Jun-jie, <i>et al.</i> (3833)
Toxicity of PM _{2.5} Based on a Battery of Bioassays	JIANG Xiao-dong, XUE Yin-gang, WEI Yong, <i>et al.</i> (3840)