

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第34卷 第1期

Vol.34 No.1

2013

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

长三角背景地区秋冬季节大气气态总汞含量特征研究 窦红颖,王书肖,王龙,张磊,郝吉明(1)

厦门城区大气颗粒物 PM₁₀ 中有机酸源谱特征分析 杨冰玉,黄星星,郑桢,刘碧莲,吴永平(8)

兴隆大气气溶胶中水溶性无机离子分析 李杏茹,宋爱利,王英锋,孙颖,刘子锐,王跃思(15)

气相组分对氨吸收同步脱除模拟烟气 SO₂ 和 NO_x 的影响 王鸿,朱天乐,王美艳(21)

麦秸全量还田下太湖地区两种典型水稻土稻季氨挥发特性比较 汪军,王德建,张刚,王远(27)

单光子/光电子在线质谱实时分析聚氯乙烯热分解/燃烧产物 陈文东,侯可勇,陈平,李芳龙,赵无垠,崔华鹏,花磊,谢园园,李海洋(34)

碱性活性炭表面特征及其吸附甲烷的研究 张梦竹,李琳,刘俊新,孙永军,李国滨(39)

夏季黄渤海表层海水中二甲亚砜(DMSO)的浓度分布 王敏,张洪海,杨桂朋(45)

2010年秋季长江口口外海域 CDOM 的三维荧光光谱-平行因子分析 闫丽红,陈学君,苏荣国,韩秀荣,张传松,石晓勇(51)

基于集合均方根滤波的太湖叶绿素 a 浓度估算与预测 李渊,李云梅,王桥,张卓,郭飞,吕恒,毕坤,黄昌春,郭宇龙(61)

基于 HJ1A-CCD 数据的高光谱影像重构研究 郭宇龙,李云梅,朱利,徐德强,李渊,檀静,周莉,刘阁(69)

重庆雪玉洞岩溶地下河地球化学敏感性研究 徐尚全,杨平恒,殷建军,毛海红,王鹏,周小萍(77)

区域点源和非点源磷入河量计算的二元统计模型 陈丁江,孙嗣畅,贾颖娜,陈佳勃,吕军(84)

秦淮河典型河段总氮总磷时空变异特征 李跃飞,夏永秋,李晓波,熊正琴,颜晓元(91)

湘江沉积物镉和汞质量基准的建立及其应用 蒋博峰,桑磊鑫,孙卫玲,郝伟,李丽,邓宝山(98)

丹江口水库迁建区土壤重金属分布及污染评价 张雷,秦延文,郑丙辉,时瑶,韩超男(108)

汾河水库周边土壤重金属含量与空间分布 李晋昌,张红,石伟(116)

黄河下游引黄灌区地下水重金属分布及健康风险评估 张妍,李发东,欧阳竹,赵广帅,李静,柳强(121)

胶州湾、套子湾及四十里湾表层沉积物中有机氯农药的含量和分布特征 刘艺凯,钟广财,唐建辉,潘晓辉,田崇国,陈颖军(129)

基于干扰梯度的钦江流域底栖动物完整性指数候选参数筛选 卢东琪,张勇,蔡德所,刘朔孺,陈燕海,王备新(137)

海洋细菌 *Marinobacter adhaerens* HY-3 分离鉴定及对中肋骨条藻的化感作用 王洪斌,陈文慧,李信书,李士虎,阎斌伦(145)

水稻秸秆浸泡液对铜绿微囊藻生理特性的影响 苏文,孔繁翔,于洋,贾育红,张民(150)

化感物质肉桂酸乙酯对蛋白核小球藻生长及生理特性的影响 高李李,郭沛涌,苏光明,魏燕芳(156)

无负压供水模式下管网水力模拟与安全评价分析 王欢欢,刘书明,姜帅,孟凡琳,白璐(163)

天然有机物的相对分子量分布及亲疏水性对微滤膜组合工艺中膜污染的影响 胡孟柳,林洁,许光红,董秉直(169)

不同基质条件下透性处理对脱硫弧菌硫酸盐还原活性的影响 徐慧伟,张旭,李立明,郑光洁,李广贺(177)

基于零价铁的双金属体系对六氯苯还原脱氯研究 曾宪委,刘建国,聂小琴(182)

负载型 TiO₂ 光电催化降解孔雀石绿的动力学研究 张小娜,周少奇,周晓(188)

污水厂微孔曝气系统工况下充氧性能测试与分析 吴媛媛,周小红,施汉昌,邱勇(194)

微气泡及其产生方式对活性污泥混合液性质的影响 刘春,马锦,张磊,张静,张明,吴根(198)

不同氮浓度冲击对颗粒污泥脱氮过程中 N₂O 产生量的影响 韩雪,高大文(204)

模拟电镀污泥重金属浸出液对氧化亚铁硫杆菌活性的影响 谢鑫源,孙培德,楼菊青,郭茂新,马王钢(209)

嗜麦芽窄食单胞菌对铜镉的吸附特性与离子交换 白洁琼,尹华,叶锦韶,彭辉,唐立栲,何宝燕,李跃鹏(217)

阴离子表面活性剂改性水滑石吸附硝基苯的特性研究 夏燕,朱润良,陶奇,刘汉阳(226)

活性氧化铝对水中磷的去除与回收研究 孟文娜,谢杰,吴德意,张振家,孔海南(231)

北京城区可吸入颗粒物分布与呼吸系统疾病相关分析 杨维,赵文吉,官兆宁,赵文慧,唐涛(237)

北京市市售鸡蛋和鸭蛋中全氟化合物的污染水平研究 齐彦杰,周珍,史亚利,孟昭福(244)

北京市场常见淡水食用鱼体内农药残留水平调查及健康风险评估 千志勇,金芬,孙景芳,原盛广,郑蓓,张文婧,安伟,杨敏(251)

多效应残差法(MERA)表征二甲亚砜-农药二元混合物毒性相互作用 霍向晨,刘树深,张晶,张瑾(257)

利用 DGGE-菌落原位杂交法分离土壤中精喹禾灵降解菌 吕欣,彭霞薇,呼庆,马安周,江泽平,魏远(263)

不同白腐真菌复配方式对产酶的影响 孟瑶,梁红,高大文(271)

不同施肥措施对土壤活性有机碳的影响 张瑞,张贵龙,姬艳艳,李刚,常泓,杨殿林(277)

垦殖对湿地土壤有机碳垂直分布及可溶性有机碳截留的影响 霍莉莉,邹元春,郭佳伟,吕宪国(283)

黄河三角洲碱蓬湿地土壤有机碳及其组分分布特征 董洪芳,于君宝,管博(288)

丘陵林地土壤酸化改良剂的集中施用-自然扩散修复技术研究 方熊,刘菊秀,尹光彩,赵亮,刘世忠,褚国伟,李义勇(293)

重度滴滴涕污染土壤低温等离子体修复条件优化研究 陈海红,骆永明,滕应,刘五星,潘澄,李振高,黄玉娟(302)

无定形 Fe(OH)₃ 和 Fe₃O₄ 共沉淀态 As 的化学提取 陈义萍,王少锋,贾永锋(308)

铝和锰对外生菌根真菌生长、养分吸收及分泌作用的影响 李华,黄建国,袁玲(315)

污泥和餐厨垃圾联合干法中温厌氧消化性能研究 段妮娜,董滨,李江华,戴翎翎,戴晓虎(321)

高比表面生物质炭的制备、表征及吸附性能 李坤权,李焯,郑正,桑大志(328)

基于情景分析的浙江沿海地区环境污染防治战略研究 田金平,陈吕军,杜鹏飞,钱易(336)

微生物全细胞传感器在重金属生物可利用度监测中的研究进展 侯启会,马安周,庄绪亮,庄国强(347)

2012 城市生态学术研讨会会议论文

北京市城乡环境梯度下街尘中重金属污染特征 何小艳,顾培,李叙勇,赵洪涛(357)

北京市道路灰尘中污染物含量沿城乡梯度、道路密度梯度的变化特征 唐荣莉,马克明,张育新,毛齐正(364)

北京城市典型下垫面降雨径流污染初始冲刷效应分析 任玉芬,王效科,欧阳志云,侯培强(373)

洋河流域张家口段河流水质演化及驱动因子分析 虎博,王铁宇,吕永龙,杜立宇,罗维(379)

低碳交通电动汽车减排潜力及其影响因素分析 施晓清,李笑诺,杨建新(385)

北京市社区生活垃圾分类收集实效调查及其长效管理机制研究 邓俊,徐琬莹,周传斌(395)

人工湿地在应用中存在的问题及解决措施 黄锦楼,陈琴,许连煌(401)

《环境科学》征订启事(26) 《环境科学》征稿简则(68) 信息(76,144,301,400) 专辑征稿通知(394)

不同氮浓度冲击对颗粒污泥脱氮过程中 N_2O 产生量的影响

韩雪¹, 高大文^{1,2,*}

(1. 东北林业大学林学院, 哈尔滨 150040; 2. 哈尔滨工业大学城市水资源与水环境国家重点实验室, 哈尔滨 150090)

摘要: 采用好氧-缺氧 SBR 污水生物处理系统, 考察不同进水 NH_4^+-N 浓度冲击对同步硝化反硝化型颗粒污泥脱氮过程中 N_2O 的释放规律和脱氮效果的影响。结果表明, 当进水 NH_4^+-N 浓度分别从稳定的 $30\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 突然提高到 40 、 60 和 $80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 氨氮去除率从 80.04% 降至 61.40% 、 39.65% 和 31.02% , 但氨氮的去除量变化不大, 都在 $25\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右; 另外, N_2O 产生量受进水 NH_4^+-N 冲击较小, 在4个不同的进水 NH_4^+-N 浓度下, 典型周期 N_2O 产生量分别为 3.019 、 3.489 、 3.271 和 $3.490\text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, 而且 N_2O 释放速率都在 $0.0045\text{ mg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{min})^{-1}$ 左右。同步硝化反硝化型颗粒污泥系统的好氧阶段和缺氧阶段均有 N_2O 产生。不同的 NH_4^+-N 浓度冲击下, 同步硝化反硝化型颗粒污泥系统对 NH_4^+-N 的去除量没有变化, 但由于进水 NH_4^+-N 浓度的提高引起系统脱氮率显著下降。

关键词: N_2O 产生量; 氮浓度冲击; 颗粒污泥; 同步硝化反硝化; SBR

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2013)01-0204-05

Impact of Different Nitrogen Concentrations on the N_2O Production in the Denitrification Process of Granular Sludge

HAN Xue¹, GAO Da-wen^{1,2}

(1. School of Forestry, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China; 2. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: The aerobic-anoxic SBR biological wastewater treatment systems were used to examine the impact of different influent NH_4^+-N concentrations on the release of N_2O and nitrogen removal in the simultaneous nitrification and denitrification of granular sludge. The results showed that when the influent NH_4^+-N concentration suddenly increased from the stable concentrations of $30\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ to $40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and $80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, the ammonia removal rate decreased from 80.04% to 61.40% , 39.65% and 31.02% , respectively, however, the ammonia nitrogen removal amount underwent little change, being about $25\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in all cases; in addition, there was little influence of influent NH_4^+-N on the N_2O production, under the four different influent NH_4^+-N concentrations, the N_2O production in a typical cycle was $3.019\text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, $3.489\text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, $3.271\text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, and $3.490\text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, respectively, and the N_2O emission rates were all around $0.0045\text{ mg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{min})^{-1}$. N_2O was produced in both the aerobic stage and anoxic stage of the granular sludge simultaneous nitrification and denitrification system. Under different influent NH_4^+-N concentrations, the amount of NH_4^+-N removal by the granular sludge simultaneous nitrification and denitrification system was not changed, but significant decrease in nitrogen removal rate was observed with the increase in the influent NH_4^+-N concentration.

Key words: N_2O production; impact of the nitrogen concentration; granular sludge; simultaneous nitrification and denitrification (SND); SBR

在污水的生物脱氮过程中,产生的 N_2O 是3种重要的温室气体之一(CO_2 、 CH_4 、 N_2O), N_2O 的致温室效应是 CO_2 的310倍, CH_4 的21倍^[1]。 N_2O 在大气中的寿命很稳定,能够长达120 a以上不分解^[2]。目前大气中含 N_2O 的体积分数估计达到 310×10^{-9} ,这比工业时代以前高了8%,并且每年以0.2%~0.3%的速度递增^[3]。污水处理过程中每年排放量约为 $0.3\times 10^{12}\sim 3\times 10^{12}\text{ kg}$,约占全球 N_2O 排放总量的2.5%~25%^[4]。 N_2O 在传统的硝化和反硝化过程以及短程硝化反硝化、同步硝化反硝化中均有产

生^[5,6]。有研究指出 N_2O 主要在硝化阶段产生^[7],也有些研究结果认为反硝化阶段 N_2O 的产生同样不可忽视^[4],虽然 N_2O 作为硝化反应和反硝化反应的中间产物或副产物的观点已得到普遍认可,但是 N_2O 产生的机制尚不明晰,又因其对环境的破坏效应不

收稿日期: 2012-04-08; 修订日期: 2012-05-31

基金项目: 国家自然科学基金项目(21177033); 高等学校博士学科点专项科研项目(20092302110059)

作者简介: 韩雪(1985~),女,硕士研究生,主要研究方向为污水生物脱氮过程温室气体的释放, E-mail: hanxuexiaozhu@163.com

* 通讯联系人, E-mail: gaodw@hit.edu.cn

容忽视,因此受到了广泛的关注.

好氧颗粒污泥具有生物量大,耐冲击负荷,良好的沉淀性能等优点成为近年来污水生物处理领域的研究热点^[8],由于好氧颗粒污泥特殊的层状结构,溶解氧和底物基质从颗粒污泥的表面到颗粒的内部形成一定的浓度梯度^[9]. 在好氧颗粒污泥的不同位置就会形成好氧或缺氧的微环境,适合好氧和厌氧的多种微生物共存,丰富了体系中微生物的种群结构^[10],这种特殊的结构有利于实现污泥同步硝化反硝化的脱氮方式.

目前有关污水生物脱氮系统释放 N_2O 的研究多集中在影响因素^[11,12]和硝化类型^[11]对 N_2O 产生量的影响. 已有研究表明,氮浓度的变化会影响活性污泥生物脱氮过程中 N_2O 的生成量^[13],而对于好氧颗粒污泥同步硝化反硝化脱氮过程中 N_2O 的生成量是否会因冲击浓度变化而改变,这方面的研究尚不多见. 本研究采用模拟生活污水对不同氮冲击浓度条件下脱氮过程中 N_2O 的产生量以及脱氮效能的影响进行分析,以期探索好氧颗粒污泥脱氮过程中 N_2O 释放规律提供参考依据.

1 材料与方法

1.1 实验用水水质及种泥

实验采用模拟人工配水,水质情况: $COD(350 \pm 20) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $NH_4^+ - N(30 \pm 2) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $PO_4^{3-} - P(4 \pm 0.5) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $pH 7 \sim 8$. 试验用污泥取自实验室已培养成熟的同时硝化反硝化的颗粒污泥,培养成熟的好氧颗粒污泥呈球形或椭球形,表面光滑,颗粒结构紧密. 体系的污泥浓度维持在 $3000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, SVI 为 $21.67 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$.

1.2 实验装置与运行方式

反应器的有效容积为 3.2 L ,实验过程中曝气量恒定为 $0.2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$,系统 DO 保持在 $3.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上. 实验装置详见文献^[9]. 本实验运行方式采用好氧硝化 180 min ,缺氧反硝化 40 min ,每天运行2个周期. 定期取气样和水样,每组水样主要测定 $NH_4^+ - N$ 、 $NO_2^- - N$ 、 $NO_3^- - N$,每组气样测定 N_2O 的释放量以及溶解性 N_2O 的量.

实验系统初始的 $NH_4^+ - N$ 进水浓度为 $(30 \pm 2) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,长期稳定运行一段时间后,突然增大进水 $NH_4^+ - N$ 浓度,其冲击浓度分别是 40 、 60 和 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,每个冲击浓度运行3个周期,然后恢复到进水 $NH_4^+ - N 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的浓度水平,具体运行方式如图1所示.

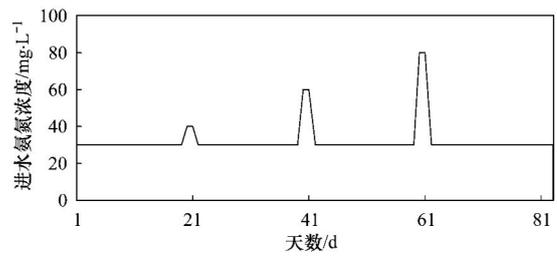


图1 不同氮浓度的冲击方式

Fig. 1 Impact mode of different nitrogen concentrations

1.3 分析方法

水样和气样分析方法详见文献^[9].

2 结果与分析

2.1 好氧曝气过程中 N_2O 的产生量

N_2O 的产生量包括2个部分,一部分是指逸出水处理系统释放到大气中,此部分称为 N_2O 的释放量,另一部分是指溶解于活性污泥混合液中即溶解性 N_2O . 图2是不同进水氨氮浓度下好氧曝气结束时 N_2O 的产量.

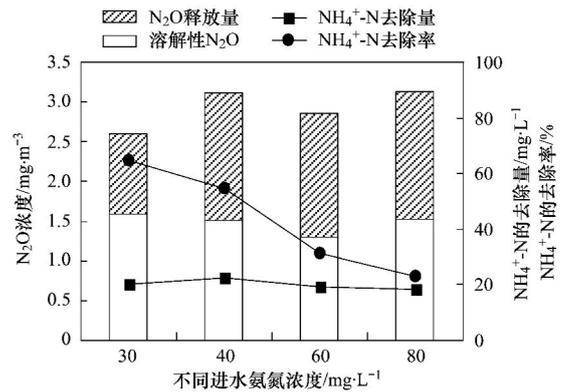


图2 好氧曝气结束时 N_2O 的产量

Fig. 2 N_2O production and $NH_4^+ - N$ removal at the end of the aeration

如图2所示,在进水 $NH_4^+ - N$ 浓度为 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的基准浓度下进行 40 、 60 和 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的冲击,其 N_2O 在好氧曝气结束(180 min)时产生量分别为 2.604 、 3.108 、 2.862 和 $3.123 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$. 4个浓度下每周消耗 $NH_4^+ - N$ 的量分别为 20.06 、 22.48 、 19.05 和 $18.26 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 氨氮的冲击浓度并未对体系的硝化能力产生显著的影响. 由于反应器的运行时间和其它的运行参数不变,进水氨氮浓度的突然增大对曝气阶段出水氨氮浓度影响很大,导致氨氮去除率从 64.67% 分别降低至 54.51% 、 31.01% 和 22.80% . 氨氮的冲击浓度并未对 N_2O 的产生量产生显著影响,4个冲击浓度下氨氮的去除量相差不大,

都在 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右.

在好氧曝气阶段 4 个不同进水氨氮浓度的运行均有 N_2O 的产生. 在敞口和曝气的环境中, 同步硝化反硝化的脱氮方式, 水体中的 N_2O 很难有效积累达到还原为 N_2 [14]. 在好氧曝气条件下, 当反应体系内 NH_4^+ 浓度较高时, 亚硝化过程首先产生的中间体 NH_2OH 就会发生不断的累积, 累积到一定程度时, 在羟氨氧化还原酶的作用下, NH_2OH 就会氧化生成 N_2O . 亚硝化反应的第二个中间体 NOH 能够通过双分子聚合反应生成次亚硝酸盐, 然后水解生成 N_2O 从反应体系中逸出. 由于 NO_2^- 具有毒性, 为了避免 NO_2^- 在微生物细胞内累积, 此时, 氨氧化菌会产生异构亚硝酸盐还原酶, 该酶可以利用 NO_2^- 作为电子受体产生 N_2O [15]. 由于本体系为成熟的同步硝化反硝化的脱氮方式, 系统内可能存在着一定的好氧反硝化菌. Gupta 等 [16] 的研究证实有些微生物能在好氧条件下将 NO_3^- 或 NO_2^- 还原成 N_2O 和 N_2 . Frette 等 [17] 也发现部分好氧反硝化菌脱氮过程的终产物只有 N_2O .

2.2 缺氧搅拌过程中 N_2O 的产生量

在本研究中, 缺氧搅拌的过程也有少量的 N_2O 产生. 在搅拌结束后, 即整个周期结束时 (220 min), 不同的进水氨氮浓度下 N_2O 的产生量和缺氧搅拌阶段 NH_4^+ -N 去除量和去除率, 如图 3 所示.

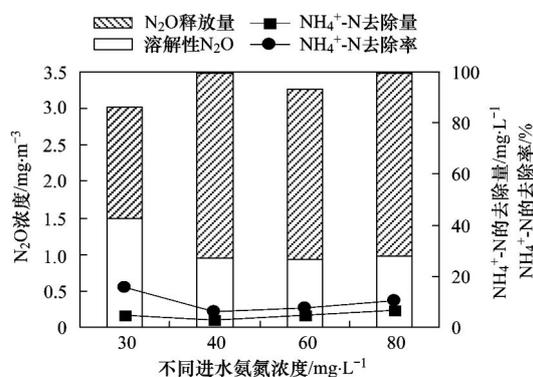


图 3 整个周期结束时 N_2O 的产生量

Fig. 3 N_2O production and NH_4^+ -N removal at the end of the entire cycle

可以看出, 在进水 NH_4^+ -N 浓度为 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的基准浓度下进行 40 、 60 和 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的冲击, 其 N_2O 在整个周期结束 (220 min) 时总产生量分别为 3.019 、 3.489 、 3.271 和 $3.490 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$. 在缺氧搅拌开始时, 体系内已经累积了一定浓度溶解性 N_2O , 随着搅拌的进行, 溶解性 N_2O 逐渐释放到空气中. 因

此缺氧搅拌阶段 N_2O 溶解量逐渐降低, 而释放量逐步升高. N_2O 产生量的升高, 说明在缺氧搅拌阶段也有少量的 N_2O 产生. 在此阶段 NH_4^+ -N 的去除量没有明显的差异, 都在 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下, N_2O 的产生量也相差不大. 刘秀红等 [18] 实验结果表明运用絮状活性污泥处理生活污水, 反硝化阶段没有 N_2O 的释放, 这与本研究的结果不同. N_2O 在缺氧条件下释放的主要原因是各种还原酶中氧化亚氮还原酶竞争电子的能力最弱, 当环境中电子供体不足时, 其活性首先受到抑制, 滞后于 NO_3^- 还原酶合成, 因此在反硝化进行初期, 导致生成的 N_2O 不能被及时还原成 N_2 , 经过累积后释放到大气中 [19]. 另外, 某些反硝化菌进行反硝化时, 其终产物就是 N_2O , 这些菌种不具有氧化亚氮还原酶系统, 不能将 N_2O 进一步还原成 N_2 [20].

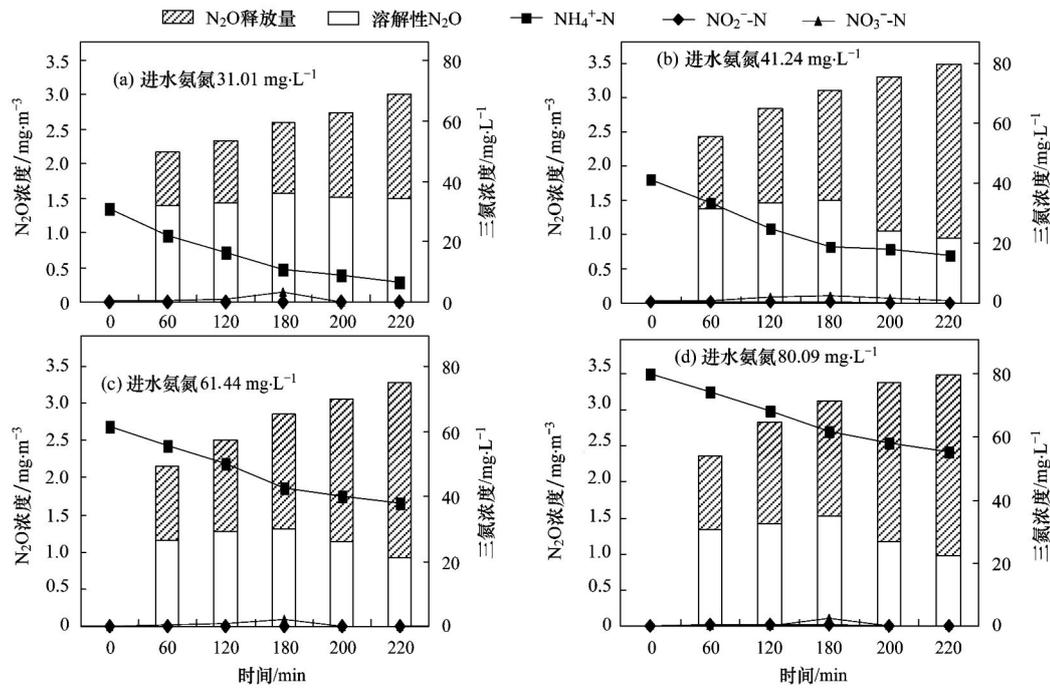
2.3 一个周期内 N_2O 产生和三氮的变化趋势

不同进水氨氮浓度下, 一个周期内好氧颗粒污泥脱氮过程中 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 和 N_2O 的产生量如图 4 所示 (好氧曝气 180 min, 缺氧搅拌 40 min).

在 4 个不同的氨氮进水浓度下, 随着反应的进行氨氮均有下降, 体系氨氮浓度分别从 $31.01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 $6.19 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $41.24 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 $15.29 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $61.44 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 $37.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $80.09 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 $55.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 每个氨氮冲击的去除量都维持在 $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右. 由于体系为成熟的同步硝化反硝化颗粒污泥, 体系产生的 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 浓度都很低, NO_2^- -N 低于 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NO_3^- -N 为 $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 并在反应结束时接近于 0. 因此, 氨氮的冲击浓度并未对体系的硝化能力产生显著的影响, 但却导致了去除率显著下降.

在好氧曝气阶段 (前 180 min), 体系中溶解性 N_2O 和 N_2O 的释放量随着曝气的进行其浓度均呈现出明显的逐渐增长趋势; 当曝气结束后, 溶解性 N_2O 随着搅拌的进行逐渐释放出来, 其浓度逐渐降低, 使得 N_2O 的释放量升高. N_2O 产生量的增加, 说明反硝化阶段均有少量的 N_2O 生成, 但是数据表明大量的 N_2O 产生于好氧曝气阶段. 体系中氨氮进水浓度的突然增加, 对溶解性 N_2O 和 N_2O 的释放量以及 N_2O 的最终产生量均没有产生显著的影响.

对于本研究所选用的同步硝化反硝化好氧颗粒污泥, 溶解氧和底物由于扩散能力的限制, 导致宏观环境与微观环境不一致 [21]. 随着粒径的增大, 颗粒污泥表面为好氧区, 而其内部形成缺氧区. 溶解氧

图4 一个周期内不同进水氨氮浓度冲击下 N_2O 的产生量Fig. 4 N_2O production under different influent ammonia nitrogen concentrations during a cycle

和基质在颗粒污泥的表面和内部形成一定浓度梯度,为各种与脱氮有关的菌群提供了合适的生存微环境.在颗粒外部的水流中,含有较高的溶解氧和氨氮,为氨氧化细菌(AOB)的生长提供了良好条件,因此AOB倾向于生长在颗粒的表层^[22],尽管亚硝酸盐氧化细菌(NO₂⁻)也需要较高浓度的溶解氧,但它同时还需要AOB产生的NO₂⁻-N进行呼吸作用,因此,NO₂⁻通常生长在AOB的内层^[23].而在好氧颗粒的内部形成的缺氧区为能够进行反硝化的微生物提供了有利的生长环境,将在颗粒外部产生的NO₂⁻-N和NO₃⁻-N及时转化,在好氧曝气阶段以气体的形式直接排放出体系.同时好氧反硝化菌的存在也为同步硝化反硝化现象提供了有力的生物学依据.

同步硝化反硝化过程,其 N_2O 的产生量要低于顺序硝化反硝化,这是因为好氧硝化阶段产生 N_2O 的主要过程是氨氮或羟氨的氧化,导致NO₂⁻-N累积,随后造成大量 N_2O 的释放^[24].研究证明对于絮状活性污泥硝化过程中NO₂⁻-N浓度与 N_2O 生成量有关^[15].由于体系是同步硝化反硝化的脱氮方式,无论是在好氧曝气阶段还是在缺氧搅拌阶段NO₂⁻-N累积量都很少,从而 N_2O 产生量也很少.这也是本研究 N_2O 的产生量明显低于絮状污泥或好氧颗粒污泥全程或短程硝化方式的主要原因.

为进一步确定不同的氨氮冲击对 N_2O 产生的影响,分别应用公式计算得出不同进水氨氮浓度条件下好氧硝化阶段的硝化速率(K_a)和 N_2O 释放速率(R_{emission}),计算方法详见文献[9].

表1给出了4种不同进水氨氮浓度条件下比硝化速率 $[m(NH_4^+-N)/m(\text{MLSS}) \cdot t]$ 和 N_2O 释放速率的变化情况.尽管在氨氮冲击下进水氨氮浓度有所提高,但比硝化速率始终稳定在 $0.03 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{min})^{-1}$ 左右, N_2O 释放速率在 $0.0045 \text{ mg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{min})^{-1}$ 左右.进水氨氮浓度的冲击并未对体系中微生物的活性造成显著影响,比硝化速率和 N_2O 释放速率在4个不同进水氨氮浓度下都相对稳定.

表1 不同进水氨氮浓度冲击下硝化速率和 N_2O 释放速率的变化情况Table 1 Nitrification rate and N_2O emission rate under impact of different influent ammonia nitrogen concentrations

进水氨氮浓度 $/\text{mg} \cdot L^{-1}$	比硝化速率 $/\text{mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{min})^{-1}$	N_2O 释放速率 $/\text{mg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{min})^{-1}$
31.01	0.02838	0.004258
41.24	0.03507	0.004533
61.44	0.03133	0.004675
80.09	0.02940	0.004658

有些研究指出过高的氨氮浓度会导致 N_2O 的大量释放,而在本研究中进水氨氮的冲击并未对 N_2O 的产生量造成显著的影响,这主要是因为本研究采

用的是好氧颗粒污泥同步硝化反硝化的脱氮方式。一方面好氧颗粒污泥具有较大的粒径,因为受到扩散能力的限制,高浓度的进水氨氮会在颗粒污泥的表面和内部形成一定的浓度梯度,由于其颗粒自身特性使其较絮状污泥相比更加地耐冲击,本研究采用的短时间内进水氨氮浓度的快速冲击,没有完全彻底地影响到整个脱氮系统,就恢复到原有的浓度水平,所以 N_2O 的产生量无显著差别;另一方面系统采用的是成熟的同步硝化反硝化的脱氮方式,在整个脱氮的过程中不易发生因为中间产物如 NO_2^- 过度累积不能及时地转化而直接以 N_2O 形式排出系统的现象。综上所述,由于其颗粒自身特性和脱氮方式的影响,即便是进水氨氮浓度突然升高,也不会刺激 N_2O 的大量释放。

3 结论

(1) 当进水 NH_4^+-N 浓度分别从稳定的 $30\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 突然提高到 40 、 60 和 $80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,同步硝化反硝化颗粒污泥系统的好氧阶段和缺氧阶段均有 N_2O 产生, N_2O 产生量受进水 NH_4^+-N 冲击较小,典型周期 N_2O 产生量分别为 3.019 、 3.489 、 3.271 和 $3.490\text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ 。

(2) 由于进水 NH_4^+-N 浓度的提高引起系统脱氮率显著下降。 NH_4^+-N 去除率分别从 80.04% 降至 61.40% 、 39.65% 和 31.02% ,但 NH_4^+-N 的去除量变化不大,都在 $25\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右。

(3) 进水氨氮浓度的冲击并未对体系中微生物的活性造成显著影响,比硝化速率始终保持在 $0.03\text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{min})^{-1}$ 左右, N_2O 释放速率在 $0.0045\text{ mg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{min})^{-1}$ 左右。二者在4个不同进水氨氮浓度的周期中都相对稳定。

参考文献:

- [1] 刘秀红,彭永臻,马涛,等. 硝化类型对污水脱氮过程中 N_2O 产生量的影响[J]. 中国环境科学, 2007, **27**(5): 633-637.
- [2] 李平,晏波,吴锦华,等. 污水处理中 N_2O 的产生及减量化控制[J]. 中国给水排水, 2005, **25**(1): 25-27.
- [3] Czepiel P, Crill P, Harriss R. Nitrous oxide emission from municipal wastewater treatment[J]. Environmental Science and Technology, 1995, **29**(9): 2352-2356.
- [4] 尚会来,彭永臻,张静蓉,等. 不同电子受体反硝化过程中C/N对 N_2O 产量的影响[J]. 环境科学, 2009, **30**(7): 2007-2012.
- [5] Liu X H, Peng Y, Wu C Y, et al. Nitrous oxide production during nitrogen removal from domestic wastewater in lab-scale sequencing batch reactor [J]. Environmental Science and Technology, 2008, **20**(6): 641-645.
- [6] 张静蓉,王淑莹,尚会来,等. 污水短程硝化反硝化和同步硝化反硝化生物脱氮中 N_2O 释放量及控制策略[J]. 环境科学, 2009, **30**(12): 3624-3629.
- [7] 张静蓉,王淑莹,尚会来,等. 硝化过程亚硝态氮氧化阶段的 N_2O 产生情况[J]. 中国给水排水, 2010, **26**(3): 25-29.
- [8] 牟雨婷,黄钧. SBR中好氧颗粒污泥及其脱氮功能的研究进展[J]. 中国给水排水, 2009, **25**(2): 21-26.
- [9] 杨姣玲,高大文,彭永臻. 温度对颗粒污泥脱氮过程中 N_2O 产生量的影响[J]. 中国环境科学, 2010, **30**(12): 1622-1626.
- [10] Kishida N, Kim J H, Kimochi Y, et al. Effect of C/N ratio on nitrous oxide emission from swine wastewater treatment process [J]. Water Science and Technology, 2004, **49**(5-6): 359-365.
- [11] 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.
- [12] 尚会来,彭永臻,张静蓉,等. SRT对于污水脱氮过程中 N_2O 产生的影响[J]. 环境科学学报, 2009, **29**(4): 754-758.
- [13] 刘秀红,杨庆,吴昌永,等. 不同污水生物脱氮工艺中 N_2O 释放量及影响因素[J]. 环境科学学报, 2006, **26**(12): 1940-1947.
- [14] 刘秀红. SBR法短程硝化过程的氮平衡分析[J]. 中国给水排水, 2010, **26**(1): 83-86.
- [15] 尚会来,彭永臻,王淑莹,等. 污水生物脱氮过程中 N_2O 的产生和减量化控制[J]. 中国给水排水, 2008, **24**(16): 104-108.
- [16] Gupta A B. *Thiosphaera pantotropha*: a sulphur bacterium capable of simultaneous heterotrophic nitrification and aerobic denitrification[J]. Enzyme and Microbial Technology, 1997, **21**(8): 589-595.
- [17] Frette L, Gejlsbjerg B, Weatermann P. Aerobic denitrifiers isolated from an alternating activated sludge system[J]. FEMS Microbiology Ecology, 1997, **24**(4): 363-370.
- [18] 刘秀红,彭轶,马涛,等. DO浓度对生活污水硝化过程中的 N_2O 产生量的影响[J]. 环境科学, 2008, **29**(3): 660-664.
- [19] Remde A, Conrad R. Production of nitric oxide in *Nitrosomonas europaea* by reduction of nitrite[J]. Archives of Microbiology, 1990, **154**(2): 187-191.
- [20] Noda N, Kaneko N, Mikami M, et al. Effects of SRT and DO on N_2O reductase activity in an anoxic-oxic activated sludge system [J]. Water Science and Technology, 2003, **48**(11-12): 363-370.
- [21] 杨洋,左剑恶,孙寓姣,等. 好氧亚硝化颗粒污泥特性的研究[J]. 环境科学, 2007, **28**(12): 2710-2715.
- [22] 孙寓姣,左剑恶,杨洋,等. 好氧亚硝化颗粒污泥中硝化细菌群落结构分析[J]. 环境科学, 2006, **27**(9): 1858-1861.
- [23] 傅金祥,王海彪,唐玉兰,等. 高溶解氧环境下好氧亚硝化颗粒污泥短程硝化特性研究[J]. 工业用水与废水, 2009, **40**(5): 28-31.
- [24] 丁友成,戚秀云,张颖,等. 亚硝化型好氧颗粒污泥的培养[J]. 东北农业大学学报. 2008, **39**(11): 39-43.

CONTENTS

Characteristics of Total Gaseous Mercury Concentrations at a Rural Site of Yangtze Delta, China	DOU Hong-ying, WANG Shu-xiao, WANG Long, <i>et al.</i> (1)
Compositions of Organic Acids in PM ₁₀ Emission Sources in Xiamen Urban Atmosphere	YANG Bing-yu, HUANG Xing-xing, ZHENG An, <i>et al.</i> (8)
Analysis on Water-soluble Inorganic Ions in the Atmospheric Aerosol of Xinglong	LI Xing-ru, SONG Ai-li, WANG Ying-feng, <i>et al.</i> (15)
Effects of Gaseous Compositions the on Simultaneous Removal of NO _x and SO ₂ from Simulated Flue Gas by Ammonia Absorption	WANG Hong, ZHU Tian-le, WANG Mei-yan (21)
Comparing the Ammonia Volatilization Characteristic of Two Typical Paddy Soil with Total Wheat Straw Returning in Taihu Lake Region	WANG Jun, WANG De-jian, ZHANG Gang, <i>et al.</i> (27)
Real-Time Analysis of Polyvinyl Chloride Thermal Decomposition/Combustion Products with Single Photon Ionization/Photoelectron Ionization Online Mass Spectrometer	CHEN Wen-dong, HOU Ke-yong, CHEN Ping, <i>et al.</i> (34)
Surface Characteristics of Alkali Modified Activated Carbon and the Adsorption Capacity of Methane	ZHANG Meng-zhu, LI Lin, LIU Jun-xin, <i>et al.</i> (39)
Distribution of Dimethylsulfoxide(DMSO) in the Surface Water of the Yellow Sea and the Bohai Sea	WANG Min, ZHANG Hong-hai, YANG Gui-peng (45)
Resolving Characteristic of CDOM by Excitation-Emission Matrix Spectroscopy Combined with Parallel Factor Analysis in the Seawater of Outer Yangtze Estuary in Autumn in 2010	YAN Li-hong, CHEN Xue-jun, SU Rong-guo, <i>et al.</i> (51)
Estimation and Forecast of Chlorophyll a Concentration in Taihu Lake Based on Ensemble Square Root Filters	LI Yuan, LI Yun-mei, WANG Qiao, <i>et al.</i> (61)
Research of Hyperspectral Reconstruction Based on HJ1A-CCD Data	GUO Yu-long, LI Yun-mei, ZHU Li, <i>et al.</i> (69)
Research on the Sensitivity of Geochemical of Underground River in Chongqing Xueyu Cave	XU Shang-quan, YANG Ping-heng, YIN Jian-jun, <i>et al.</i> (77)
Bivariate Statistical Model for Calculating Phosphorus Input Loads to the River from Point and Nonpoint Sources	CHEN Ding-jiang, SUN Si-yang, JIA Ying-na, <i>et al.</i> (84)
Temporal and Spatial Variations of Total Nitrogen and Total Phosphorus in the Typical Reaches of Qinhuai River	LI Yue-fei, XIA Yong-qiu, LI Xiao-bo, <i>et al.</i> (91)
Derivation and Application of Sediment Quality Criteria of Cd and Hg for the Xiangjiang River	JIANG Bo-feng, SANG Lei-xin, SUN Wei-ling, <i>et al.</i> (98)
Distribution and Pollution Assessment of Heavy Metals in Soil of Relocation Areas from the Danjiangkou Reservoir	ZHANG Lei, QIN Yan-wen, ZHENG Bing-hui, <i>et al.</i> (108)
Concentrations of Soil Heavy Metals and Their Spatial Distribution in the Surrounding Area of Fenhe Reservoir	LI Jin-chang, ZHANG Hong, SHI Wei (116)
Distribution and Health Risk Assessment of Heavy Metals of Groundwaters in the Irrigation District of the Lower Reaches of Yellow River	ZHANG Yan, LI Fa-dong, OUYANG Zhu, <i>et al.</i> (121)
Concentrations and Distribution of Organochlorine Pesticides in the Surface Sediments of Jiaozhou Bay, Taotzi Bay and Sishili Bay	LIU Yi-kai, ZHONG Guang-cai, TANG Jian-hui, <i>et al.</i> (129)
Choice of Macroinvertebrate Metrics for Constructing a Benthic-Index of Biotic Integrity Based on the Disturbance Gradients in the Qinjiang River Basin	LU Dong-qi, ZHANG Yong, CAI De-suo, <i>et al.</i> (137)
Isolation and Identification of <i>Marinobacter adhaerens</i> HY-3 and Its Allelopathy on <i>Skeletonema costatum</i>	WANG Hong-bin, CHEN Wen-hui, LI Xin-shu, <i>et al.</i> (145)
Effects of the Rice Straw on <i>Microcystis aeruginosa</i> Analyzed by Different Physiological Parameters	SU Wen, KONG Fan-xiang, YU Yang, <i>et al.</i> (150)
Effects of Allochemicals Ethyl Cinnamate on the Growth and Physiological Characteristics of <i>Chlorella pyrenoidosa</i>	GAO Li-li, GUO Pei-yong, SU Guang-ming, <i>et al.</i> (156)
Hydraulic Simulation and Safety Assessment of Secondary Water Supply System with Anti-Negative Pressure Facility	WANG Huan-huan, LIU Shu-ming, JIANG Shuai, <i>et al.</i> (163)
Effect of Relative Molecular Mass Distribution and Hydrophilicity/Hydrophobicity of NOM on Membrane Fouling in MF-combined Process	HU Meng-liu, LIN Jie, XU Guang-hong, <i>et al.</i> (169)
Effect of Permeabilization on Sulfate Reduction Activity of <i>Desulfovibrio vulgaris</i> Hildenborough Cells in the Presence of Different Electron Donors	XU Hui-wei, ZHANG Xu, LI Li-ming, <i>et al.</i> (177)
Dechlorination of HCB by Bimetals Based on Zero Valent Iron	ZENG Xian-wei, LIU Jian-guo, NIE Xiao-qin (182)
Study on Kinetics of Photoelectrocatalytic Degradation of Supported TiO ₂ on Malachite Green	ZHANG Xiao-na, ZHOU Shao-qi, ZHOU Xiao (188)
Measurement and Analysis of Micropore Aeration System's Oxygenating Ability Under Operation Condition in Waste Water Treatment Plant	WU Yuan-yuan, ZHOU Xiao-hong, SHI Han-chang, <i>et al.</i> (194)
Influence of Microbubble and Its Generation Process on Mixed Liquor Properties of Activated Sludge	LIU Chun, MA Jin, ZHANG Lei, <i>et al.</i> (198)
Impact of Different Nitrogen Concentrations on the N ₂ O Production in the Denitrification Process of Granular Sludge	HAN Xue, GAO Da-wen (204)
Effect of Simulated Heavy Metal Leaching Solution of Electroplating Sludge on the Bioactivity of <i>Acidithiobacillus ferrooxidans</i>	XIE Xin-yuan, SUN Pei-de, LOU Ju-qing, <i>et al.</i> (209)
Characteristic and Ion Exchanges During Cu ²⁺ and Cd ²⁺ Biosorption by <i>Stenotrophomonas maltophilia</i>	BAI Jie-qiong, YIN Hua, YE Jin-shao, <i>et al.</i> (217)
Sorption of Nitrobenzene to Anionic Surfactant Modified Layered Double Hydroxides	XIA Yan, ZHU Run-liang, TAO Qi, <i>et al.</i> (226)
Study on Phosphate Removal and Recovery by Activated Alumina	MENG Wen-na, XIE Jie, WU De-yi, <i>et al.</i> (231)
Spatial Distribution of Inhalable Particulate and Association with Respiratory Disease in Beijing City	YANG Wei, ZHAO Wen-ji, GONG Zhao-ning, <i>et al.</i> (237)
Pollution Levels of Perfluorochemicals in Chicken Eggs and Duck Eggs from the Markets in Beijing	QI Yan-jie, ZHOU Zhen, SHI Ya-li, <i>et al.</i> (244)
Residual Levels of Pesticides in Freshwater Fish from Beijing Aquatic Product Markets and Health Risk Assessment	YU Zhi-yong, JIN Fen, SUN Jing-fang, <i>et al.</i> (251)
Characterizing the Toxicity Interaction of the Binary Mixture Between DMSO and Pesticide by the Multi-Effect Residual Analysis (MERA)	HUO Xiang-chen, LIU Shu-shen, ZHANG Jing, <i>et al.</i> (257)
Isolation of Quinolofop- <i>p</i> -ethyl-degrading Bacteria from Soil by DGGE-Colony <i>in situ</i> Hybridization	LÜ Xin, PENG Xia-wei, HU Qing, <i>et al.</i> (263)
White-Rot Fungi Combinations Impact on Enzyme Productions	MENG Yao, LIANG Hong, GAO Da-wen (271)
Effects of Different Fertilizer Application on Soil Active Organic Carbon	ZHANG Rui, ZHANG Gui-long, JI Yan-yan, <i>et al.</i> (277)
Effect of Reclamation on the Vertical Distribution of SOC and Retention of DOC	HUO Li-li, ZOU Yuan-chun, GUO Jia-wei, <i>et al.</i> (283)
Distribution Characteristics of Soil Organic Carbon and Its Composition in <i>Suaeda salsa</i> Wetland in the Yellow River Delta	DONG Hong-fang, YU Jun-bao, GUAN Bo (288)
Study the Restoration Technology of Concentrated Application-Natural Diffusion about Amendments of Acidified Soil of Hilly Woodland	FANG Xiong, LIU Ju-xiu, YIN Guang-cai, <i>et al.</i> (293)
Optimizing Remediation Conditions of Non-thermal Plasma for DDTs Heavily Contaminated Soil	CHEN Hai-hong, LUO Yong-ming, TENG Ying, <i>et al.</i> (302)
Chemical Extraction of Arsenic Co-precipitated with Amorphous Fe(OH) ₃ and Fe ₃ O ₄	CHEN Yi-ping, WANG Shao-feng, JIA Yong-feng (308)
Influence of Aluminum and Manganese on the Growth, Nutrient Uptake and the Efflux by Ectomycorrhizal Fungi	LI Hua, HUANG Jian-guo, YUAN Ling (315)
High-solids Anaerobic Co-digestion of Sludge and Kitchen Garbage Under Mesophilic Conditions	DUAN Ni-na, DONG Bin, LI Jiang-hua, <i>et al.</i> (321)
Preparation, Characterization and Adsorption Performance of High Surface Area Biomass-based Activated Carbons	LI Kun-quan, LI Ye, ZHENG Zheng, <i>et al.</i> (328)
Study on Strategies of Pollution Prevention in Coastal City of Zhejiang Province Based on Scenario Analysis	TIAN Jin-ping, CHEN Lü-jun, DU Peng-fei, <i>et al.</i> (336)
Advance in the Bioavailability Monitoring of Heavy Metal Based on Microbial Whole-cell Sensor	HOU Qi-hui, MA An-zhou, ZHUANG Xiu-liang, <i>et al.</i> (347)
Characteristics of Heavy Metal Contamination in Street Dusts Along the Urban-Rural Gradient Around Beijing	HE Xiao-yan, GU Pei, LI Xu-yong, <i>et al.</i> (357)
Content Trends of Pollutants in Street Dust of Beijing Along the Urban-Rural Gradient and Road Density Gradient	TANG Rong-li, MA Ke-ming, ZHANG Yu-xin, <i>et al.</i> (364)
Analysis of First Flush Effect of Typical Underlying Surface Runoff in Beijing Urban City	REN Yu-fen, WANG Xiao-ke, OUYANG Zhi-yun, <i>et al.</i> (373)
Temporal Variation of Water Quality and Driving Factors in Yanghe Watershed of Zhangjiakou	PANG Bo, WANG Tie-yu, LÜ Yong-long, <i>et al.</i> (379)
Research on Carbon Reduction Potential of Electric Vehicles for Low-Carbon Transportation and Its Influencing Factors	SHI Xiao-qing, LI Xiao-nuo, YANG Jian-xin (385)
Investigation of Waste Classification and Collection Actual Effect and the Study of Long Acting Management in the Community of Beijing	DENG Jun, XU Wan-ying, ZHOU Chuan-bin (395)
Problems and Countermeasures in the Application of Constructed Wetlands	HUANG Jin-lou, CHEN Qin, XU Lian-huang (401)

《环境科学》第6届编辑委员会

主 编: 欧阳自远

副主编: 赵景柱 郝吉明 田 刚

编 委: (按姓氏笔画排序)

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

环 境 科 学

(HUANJING KEXUE)

(月刊 1976年8月创刊)

2013年1月15日 34卷 第1期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 34 No. 1 Jan. 15, 2013

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

中国标准刊号: ISSN 0250-3301
CN 11-1895/X

国内邮发代号: 2-821

国内定价: 90.00元

国外发行代号: M 205

国内外公开发行人