

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第36卷 第3期

Vol.36 No.3

2015

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

重庆市 PM _{2.5} 浓度空间分异模拟及影响因子	吴健生, 廖星, 彭建, 黄秀兰 (759)
2012~2013 年间北京市 PM _{2.5} 中水溶性离子时空分布规律及相关性分析	杨懂艳, 刘保献, 张大伟, 陈圆圆, 周健楠, 梁云平 (768)
南京地区大气 PM _{1.1} 中 OC、EC 特征及来源解析	姜文娟, 郭照冰, 刘凤玲, 芮茂凌, 石磊, 曾钢, 郭子研 (774)
太原市大气 PM _{2.5} 中碳质组成及变化特征	张桂香, 闫雨龙, 郭利利, 何秋生, 陈来国 (780)
朔州市市区 PM _{2.5} 中元素碳、有机碳的分布特征	刘凤娟, 彭林, 白慧玲, 牟玲, 刘效峰, 李丽娟, 刘欣 (787)
中国 2013 年 1 月 PM _{2.5} 重污染过程卫星反演研究	薛文博, 武卫玲, 付飞, 王金南, 韩宝平, 雷宇 (794)
高空偏北风背景下北京地区高污染形成的环境气象机制研究	廖晓农, 孙兆彬, 唐宜西, 蒲维维, 李梓铭, 卢冰 (801)
重庆缙云山降水中不同形态汞的含量及其沉降量	覃蔡清, 王永敏, 彭玉龙, 王定勇 (809)
海南五指山大气气态总汞含量变化特征	雷育涛, 刘明, 陈来国, 谢东海, 林道征, 赵明江, 张毅强, 孙家仁 (817)
树叶烟尘中的有机碳和元素碳	陈惠雨, 刘刚, 徐慧, 李久海, 吴丹 (824)
介质阻挡放电对氯苯的降解特性及其产物分析	姜理英, 曹书岭, 朱润晔, 陈建孟, 苏飞 (831)
长江口及浙江近岸海域表层沉积物中多环芳烃分布、来源与风险评价	母清林, 方杰, 邵君波, 张庆红, 王晓华, 黄备 (839)
河流沉积物对典型 PPCPs 的吸附特性及其影响因素	王凯, 李侃竹, 周亦圆, 刘振鸿, 薛罡, 高品 (847)
岩溶地下河表层沉积物多环芳烃的污染及生态风险研究	蓝家程, 孙玉川, 师阳, 梁作兵 (855)
岩溶地下河系统多介质中多环芳烃污染特征及来源解析	卢丽, 王喆, 裴建国 (862)
两江交汇处水体溶解性有机质的吸收和荧光光谱特征: 以渠江-嘉陵江、涪江-嘉陵江为例	闫金龙, 江韬, 高洁, 魏世强, 卢松, 刘江 (869)
三峡库区典型农业小流域土壤溶解性有机质的紫外-可见及荧光特征	王齐磊, 江韬, 赵铮, 木志坚, 魏世强, 闫金龙, 梁俭 (879)
夏、冬季降雨中溶解性有机质 (DOM) 光谱特征及来源辨析	梁俭, 江韬, 魏世强, 卢松, 闫金龙, 王齐磊, 高洁 (888)
南水北调丹江口水库原水有机物分子组成规律及其强化混凝处理的效能对比	程拓, 徐斌, 朱贺振, 夏圣骥, 楚文海, 胡广新 (898)
夏季大辽河河口区水体反硝化及其影响因素	杨丽标, 雷坤, 孟伟 (905)
太湖入湖河流溶解性有机碳来源及碳水化合物生物可利用性	叶琳琳, 吴晓东, 孔繁翔, 刘波, 闫德智 (914)
汉丰湖夏季浮游植物群落与环境因子的典范对应分析	王宇飞, 赵秀兰, 何丙辉, 黄琪 (922)
三峡蓄水期间汉丰湖消落区营养状态时间变化	黄祺, 何丙辉, 赵秀兰, 王宇飞 (928)
太湖水华期营养盐空间分异特征与赋存量估算	金颖薇, 朱广伟, 许海, 朱梦圆 (936)
贝江浮游藻类群落特征及富营养化风险分析	苟婷, 马千里, 许振成, 王丽, 李杰, 赵学敏 (946)
物理和摇蚊幼虫组合扰动对内源磷再生和形态转化的协同作用	史晓丹, 李大鹏, 王忍, 黄勇 (955)
磷限制下光照和温度对水华鱼腥藻生长动力学的影响	殷志坤, 李哲, 王胜, 郭劲松, 肖艳, 刘静, 张萍 (963)
矿物基多孔颗粒材料净化石英纯化废水研究	王恩文, 雷绍民, 张世春, 黄腾 (969)
PAA 改性纳米铁强化还原降解水中亚甲基蓝	和婧, 王向宇, 王培, 刘坤乾 (980)
微球负载双核锰配合物作为新型非均相 CWPO 催化剂对活性蓝 P-3R 的脱色应用	宋敏, 张琳萍, 钟毅, 徐红, 毛志平 (989)
生物合成施氏矿物作为类芬顿反应催化剂降解甲基橙的研究	汪快兵, 方迪, 徐峙晖, 施瑛, 郑冠宇, 周立祥 (995)
污泥厌氧产酸发酵液作碳源强化污水脱氮除磷中试研究	罗哲, 周光杰, 刘宏波, 聂新宇, 陈宇, 翟丽琴, 刘和 (1000)
高含固污泥水热预处理中碳、氮、磷、硫转化规律	卓杨, 韩芸, 程瑶, 彭党聪, 李玉友 (1006)
MBR 与 SMBR 脱氮除磷特性及膜污染控制	郭小马, 赵焱, 王开演, 赵阳国 (1013)
基质 COD 浓度对单室微生物电解池产甲烷的影响	滕文凯, 刘广立, 骆海萍, 张仁铎, 符诗雨 (1021)
天然沸石中离子交换平衡的离子特异性研究	何云华, 李航, 刘新敏, 熊海灵 (1027)
开封城市土壤重金属污染及潜在生态风险评价	李一蒙, 马建华, 刘德新, 孙艳丽, 陈彦芳 (1037)
不同种植模式对土壤团聚体及有机碳组分的影响	邱晓蕾, 宗良纲, 刘一凡, 杜霞飞, 罗敏, 汪润池 (1045)
种植花椒对喀斯特石漠化地区土壤有机碳矿化及活性有机碳的影响	张文娟, 廖洪凯, 龙健, 李娟, 刘灵飞 (1053)
江西铜矿及冶炼厂周边土壤和农作物稀土元素含量与评价	金姝兰, 黄益宗, 王斐, 徐峰, 王小玲, 高柱, 胡莹, 乔敏, 李季, 向猛 (1060)
镉与 S-异丙甲草胺对斜生栅藻的联合毒性作用	章小强, 胡晓娜, 陈彩东, 刘惠君 (1069)
高寒灌丛退化演替过程对生态系统呼吸温度敏感性的影响	李东, 罗旭鹏, 曹广民, 吴琴, 胡启武, 卓玛措, 李惠梅 (1075)
黄土高原纸坊沟流域不同植物叶片及枯落物的生态化学计量学特征研究	李鑫, 曾全超, 安韶山, 董扬红, 李娅芸 (1084)
单斜相纳米氧化钴基低温 SCR 催化剂脱硝机制研究	叶飞, 刘荣, 管昊, 贡湘君, 季凌晨 (1092)
不同有机物料中的磷形态特征研究	邓佳, 胡梦坤, 赵秀兰, 倪九派, 谢德体 (1098)
北京电动出租车与燃油出租车生命周期环境影响比较研究	施晓清, 孙赵鑫, 李笑诺, 李金香, 杨建新 (1105)
燃煤电厂排放细颗粒物的水溶性无机离子特征综述	段雷, 马子轸, 李振, 蒋靖坤, 叶芝祥 (1117)
菌根真菌金属耐性机制研究进展	陈保冬, 孙玉青, 张莘, 伍松林 (1123)
亚硝酸盐型甲烷厌氧氧化微生物特性研究进展	沈李东 (1133)
《环境科学》征订启事 (830) 《环境科学》征稿简则 (846) 信息 (838, 861, 913, 935)	

夏季大辽河河口区水体反硝化及其影响因素

杨丽标, 雷坤*, 孟伟

(中国环境科学研究院河流与河口海岸带环境创新基地, 北京 100012)

摘要: 于2013年夏季对大辽河及其河口区水体反硝化过程的环境效应, 包括反硝化氮损失比例、 N_2O 产生比例等进行了研究讨论。结果表明, 夏季大辽河干流及其河口区氮、磷的主要赋存形态为溶解态。干流营养盐浓度显著高于河口区($P < 0.05$)。河口区营养盐浓度降低受海水稀释和其它生物地球化学过程的共同影响。整体上研究区域内水体溶存 N_2 净增量(ΔN_2)介于 $-11.01 \sim 71.37 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$, 且负值主要出现在大辽河干流水体; 表明干流水体 N_2 的消耗量高于反硝化作用的产生量。河口区 N_2O 占反硝化总产物($N_2O + N_2$)的比例为0.007%, 而 N_2O 释放通量占总通量($N_2O + N_2$)的比例为0.04%。本研究 ΔN_2 与DO不相关, 而与水温和盐度显著正相关, 与 NO_3^- 显著负相关; 表明反硝化过程不完全受控于DO水平, 且硝化-反硝化耦合作用为河口区的主要反硝化机制。基于河口区 N_2 净增量与水体氮浓度比例估算得到, 大辽河河口区约26%的TN、37%的DIN、43%的 NO_3^- 可通过反硝化过程得以去除。

关键词: 大辽河; 河口; 氮; 反硝化; 通量

中图分类号: X142 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2015)03-0905-09 DOI: 10.13227/j.hjxx.2015.03.020

Denitrification in Water of Daliao River Estuary in Summer and the Effect of Environmental Factors

YANG Li-biao, LEI Kun*, MENG Wei

(River and Coastal Environment Research Center, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China)

Abstract: Ratios of nitrogen loss and N_2O production by denitrification were observed in Daliao River and the estuary in summer 2013. The results showed that the concentrations of N and P in the main stream of Daliao River were significant higher than those in the estuary ($P < 0.05$). Decrease of nutrients concentration in the estuary might be integrally caused by water diluting and biogeochemical processes. The net increase of dissolved N_2 (ΔN_2) ranged between -11.01 and $71.37 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$, in which the negative values were mostly determined in the main stream of the river, indicating the consumption amount of N_2 was higher than the production in the fresh water. The mean ratio of N_2O production during the process of denitrification was about 0.007%, and the N_2O flux across water-air interface was about 0.04% of the total fluxes ($N_2O + N_2$). In this study, ΔN_2 was not related with DO, while exhibited a significant positive correlation with water temperature and salinity, and a negative correlation with NO_3^- . This suggests that denitrification was not totally regulated by DO level in the estuary, and coupled nitrification-denitrification was the main denitrification process. Finally, we estimated that 26% of the TN, 37% of the DIN, and 43% of the NO_3^- were removed by denitrification in the Daliao River estuary based on the ratio of ΔN_2 to N concentrations.

Key words: Daliao River; estuary; nitrogen; denitrification; flux

反硝化过程是氮素由活性氮向惰性氮转化的唯一途径, 是实现完整氮循环和全球氮平衡的关键环节^[1]。水体反硝化因此成为减缓水体富营养化的重要途径^[2]。水体反硝化产生的环境效应(产生 N_2 和 N_2O)主要表现在两方面: 一是反硝化过程可永久性去除氮; 二是反硝化过程产生的 N_2O 是“京都议定书”规定的主要削减的温室气体之一^[3]。全球氮负荷不断增加已极大促进了水生系统的反硝化进程及 N_2O 释放通量。河口区是氮素环境生物地球化学反应的敏感区, 存在强烈的反硝化过程。河口区反硝化作用对水体富营养化控制及全球气候变化具有重要意义。基于全球尺度的研究表明, 河口区约50%的氮素可通过反硝化作用去除^[4]; 同时, 至2050年

河流和河口区 N_2O 排放量将占全球排放总量的25%^[5]。因此, 河口区反硝化速率与 N_2O 源汇机制研究得到了国内外学者的格外关注。目前, 国际上多以沉积物水界面或水气界面氮释放通量方式揭示河口区反硝化速率大小^[6], 而直接报道反硝化氮损失比例的研究并不多见。另外, 当前在水体反硝化发生机制方面的认识也存在误区和研究的不足。传统观点认为水体低氧或厌氧为反硝化发生的必要条件^[7]。而随着水生生态系统好氧反硝化细菌的发

收稿日期: 2014-08-27; 修订日期: 2014-09-28

基金项目: 国家自然科学基金项目(41203080); 国家科技支撑计划项目(2010BAC69B02)

作者简介: 杨丽标(1981~), 男, 博士, 助理研究员, 主要研究方向为环境生物地球化学, E-mail: yanglb@craes.org.cn

* 通讯联系人, E-mail: leikun@craes.org.cn

现,人们逐渐认识到高氧条件下反硝化过程可能依然存在,且好氧与厌氧反硝化过程的主要产物有所差异^[8]. 因此,河口区反硝化过程的受控机制仍有待于进一步研究讨论.

近些年我国主要河口区均呈现氮污染加剧的态势,但国内对河口区反硝化作用的富营养化调控及其温室效应研究还较为缺乏. 本研究以我国典型北方河口区——大辽河口为例,对反硝化过程的环境效应及影响因素进行了探讨,以期揭示反硝化对河口区富营养化的缓冲作用研究提供借鉴,同时为准确制定我国温室气体排放清单提供参数支持.

1 材料与方法

1.1 研究区概况及采样站位设置

大辽河由浑河和太子河汇合而成,在辽宁省营口市流入辽东湾. 大辽河口位于辽东湾北岸,属典型北方河口区. 大辽河河口区水文状况较为复杂,除受大辽河水系影响外,主要受潮汐控制. 大辽河流域涉及抚顺、沈阳、鞍山、本溪、辽阳、盘锦、营口等7个城市,是辽宁省经济较为发达的地区. 随着流域社会经济的发展,大辽河已成为辽东湾氮、磷等营养盐的主要输入河流. 研究于2013年夏季(8月)对大辽河干流及其河口区开展了现场采样调查. 为体现淡水($S < 0.5‰$)和咸水($S > 0.5‰$)端反硝化作用的差异,调查共设40个采站位;其中大辽河干流设置8个采站位,从上游至下游依次为R1~R8. 河口区设置32个采站位,依次为E1~E32. 采样站位如图1所示.

1.2 采样技术

采用卡盖式采水器采集表层水样(距水面约0.4 m). 测定溶解 N_2 和 N_2O 的水样用硅胶管分别引流至10 mL具塞比色管和60 mL血清瓶. 引流时将硅胶管深入比色管和血清瓶底部,通过控制引流速度使水样流出时不产生漩涡和气泡. 当水样溢出比色管和血清瓶二分之一体积时,停止引流,并分别向比色管和血清瓶内水样滴加饱和氯化锌溶液灭活,后旋紧瓶盖密封;密封后保证水样中没有气泡产生,否则重新采集样品^[9]. 同时分装水样于500 mL聚乙烯瓶测定氮、磷等(TN 、 NO_3^- 、 NH_4^+ 、 TP 、 DTP 、 PO_4^{3-})营养盐浓度. 干流氮、磷营养盐指标的样品采集、保存方法参照地表水国标方法进行. 河口区氮、磷营养盐指标的样品采集及保存方法参照《海洋监测规范》进行. 其它水质指标,如pH、DO、盐度、水温、电导率等利用YSI6600V2现场直接测

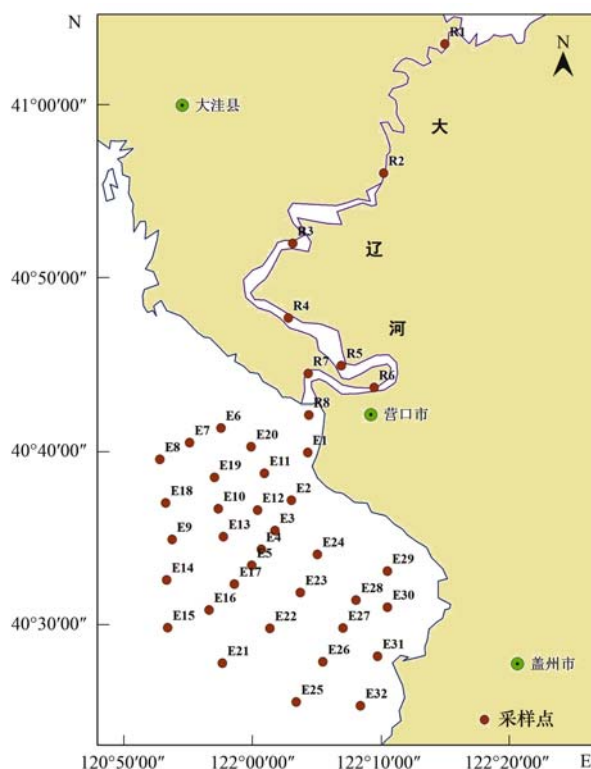


图1 大辽河及其河口区反硝化调查采样站位示意

Fig. 1 Map of Daliao River estuary and sampling sites

定. 现场风速用手持风速仪(FC-856)测定,测定高度为距海面2 m.

1.3 室内分析

溶存 N_2 用膜进样质谱仪(MIMS, Bay Instruments, Easton, MD, USA)进行测定,分析测试方法参考文献^[10]. 测定溶存 N_2O 时,首先利用“顶空平衡法”对水样进行处理^[11],后用HP5890 II气相色谱测定顶空气体 N_2O 浓度(单位 $\times 10^{-9}$),最后根据顶空 N_2O 浓度换算水体溶存 N_2O 浓度(单位 $mol \cdot L^{-1}$)^[12]. TN 、 NO_3^- 、 NH_4^+ 、 TP 、 DTP 、 PO_4^{3-} 浓度利用营养盐分析仪(QAATRO)测定.

1.4 水-气界面 N_2 及 N_2O 交换通量计算

水-气界面 N_2 及 N_2O 交换通量 $[F, mmol \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}]$ 计算公式为:

$$F = k \times [c_{mea} - c_{exp}] \quad (1)$$

式中, k 为气体交换速率,是风速、水深及流速的函数. c_{mea} 和 c_{exp} 分别为 N_2 和 N_2O 在水体中实测和理论溶存浓度. N_2 的理论平衡浓度根据现场温、盐数据及Weiss方程计算^[13]. 现场条件下 N_2O 平衡浓度由亨利公式计算得到. 目前,很多经典公式可用于估算水(海)-气界面气体交换通量. 这些公式可大致分为 k_{wind} based model及 $k_{wind-current}$ based model两类. 对于河流系统,学者们更倾向于使用 $k_{wind-current}$

based model. 由于不同模型的适用条件和参数选择不同, 估算通量的差异也较大. 对比研究表明, 利用公式(2)计算的 k 值在用于估算河流和河口区水-气界面的气体通量结果接近于多种常用模型结果的均值. 因此, 为了避免使用不同模型造成气体通量的估算误差, 本研究对大辽河干流及河口区水-气界面 N_2 及 N_2O 交换通量估算采用同一模型. 在水-气界面在短期或瞬时风速条件下 k 计算公式为:

$$k = 0.31\mu_{10}^2 (S_e/600)^{-1/2} \quad (2)$$

式中, μ_{10} 为距海面 10 m 高处瞬时风速 ($m \cdot s^{-1}$).

S_e 为气体的黏滞系数, N_2 及 N_2O 的 S_e 计算公式见式(3)和式(4):

$$S_e = 2206.1 - 144.86t + 4.5413t^2 - 0.056988t^3 \quad (3)$$

$$S_e = 2301.1 - 151.1t + 4.7364t^2 - 0.059431t^3 \quad (4)$$

式中, t 为水温 ($0 \sim 30^\circ C$).

受条件限制, 研究实测了距水面 2 m 高处风速, 因此本文采用其它研究中的经验公式对 10 m 高处的瞬时风速进行了估算, 估算公式如下^[14]:

$$\frac{U_2}{U_{10}} = \lg\left(\frac{Z_2}{Z_0}\right) \div \lg\left(\frac{Z_{10}}{Z_0}\right) \quad (5)$$

式中, U_2 、 U_{10} 分别为 2 m 和 10 m 高处瞬时风速; $Z_2 = 2$ m, $Z_{10} = 10$ m, Z_0 为常数, 取值为 0.01 m.

2 结果与分析

2.1 营养盐浓度

研究区域水体盐度呈现出明显的空间分布特征. 大辽河干流站位 (R1 ~ R8) 盐度变化范围介于 $0.01\text{‰} \sim 0.23\text{‰}$, 为淡水区; 而河口区 (E1 ~ E32) 盐度变化范围介于 $1.61\text{‰} \sim 23.19\text{‰}$, 属咸水区, 且伴随站位向口门外部延伸盐度递增 [图 2(a)]. 干流水体 DO 浓度介于 $4.38 \sim 5.56 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (均值 $4.66 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 而河口区 DO 浓度则显著高于干流 ($P < 0.001$), 其变化范围为 $3.86 \sim 7.67 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (均值 $5.90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). 干流氮、磷营养盐浓度显著高于河口区. 干流 TN、 NO_3^- 、 NH_4^+ 的平均浓度分别为 3.55 、 2.29 和 $0.59 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 河口区的浓度均值分别为 2.92 、 1.35 和 $0.38 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ [图 2(b)]; 大辽河干流及河口区氮的主要赋存形态为溶解态, 所占比例分别为 81% 和 59% . 干流 TP、DTP、 PO_4^{3-} 的平均浓度分别为 0.24 、 0.07 和 $0.06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 河口区浓度均值为 0.16 、 0.07 和 $0.06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ [图 2

(c)]; 溶解态磷仍为磷的主要赋存形态, 且在干流和河口区的存在比例分别为 54% 和 81% .

2.2 水体 N_2 、 N_2O 溶存浓度及其净增量

溶解 N_2 的实测浓度介于 $460.58 \sim 481.45 \text{ } \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$, 现场温、盐条件下 N_2 的理论平衡浓度介于 $409.77 \sim 479.01 \text{ } \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$; ΔN_2 的负值均出现在河道干流区及部分河口区 (E1, $S = 1.61\text{‰}$; E2, $S = 3.91\text{‰}$) ($-11.01 \sim -1.65 \text{ } \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$). 而河口区 E3 ~ E32 站位 ($S > 7\text{‰}$) ΔN_2 均为正增量 ($2.20 \sim 71.37 \text{ } \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$) [图 3(a)]. N_2O 实测溶存浓度介于 $14.69 \sim 114.85 \text{ nmol} \cdot \text{L}^{-1}$, 理论平衡浓度的变化幅度较小, 整体上介于 $7.41 \sim 7.62 \text{ nmol} \cdot \text{L}^{-1}$; 由此计算得到 ΔN_2O 介于 $7.21 \sim 107.33 \text{ nmol} \cdot \text{L}^{-1}$ [图 3(b)], N_2O 饱和度介于 $196\% \sim 1528\%$. 与溶解 N_2 不同的是, 干流区 ΔN_2O 显著高于河口区. 如不考虑硝化及其他 N_2O 产生过程的影响, 河口区 N_2O 占反硝化总产物 ($N_2O + N_2$) 的比例为 0.007% .

2.3 水气界面 N_2 、 N_2O 交换通量

距水面 2 m 高处实测风速及 10 m 高处估算风速的变化范围分别为 $0.5 \sim 8.7 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 和 $0.65 \sim 11.34 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. 由此估算得到水气界面 N_2 交换通量介于 $-169.1 \sim 1342.1 \text{ mmol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 干流河道 N_2 均为负通量. 水气界面 N_2O 交换通量介于 $0.018 \sim 13.7 \text{ mmol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 表明研究区域为大气 N_2O 的释放源. 与 N_2O 溶存浓度对应, 大辽河干流 N_2O 通量显著高于河口区. 河口区 N_2O 通量占总释放通量 ($N_2O + N_2$) 的比例为 $0.01\% \sim 0.77\%$, 均值为 0.04% .

3 讨论

3.1 河口区营养盐浓度变化及其原因

大辽河流干流营养盐浓度主要受人类活动影响, 如农业地表径流和点源排放等. 而河口区除近岸水体受人类活动影响较大外, 离岸区域营养盐的时空异质性主要受水体交换、有机物降解、藻类生物吸收利用、大气沉降等自然过程的影响. 本研究中, 大辽河干流氮、磷浓度显著高于河口区. 水体氮、磷与盐度数据的相关性分析显示, 干流区 TN、 NO_3^- 、 NH_4^+ 、TP、DTP、 PO_4^{3-} 浓度与盐度完全不相干 (大辽河为感潮河流, 干流水体仍监测到一定的盐度, 但盐度均低于 0.5‰ , 属淡水), 见图 4; 而河口区氮、磷浓度均与盐度表现出显著的线性负相关, 且中低盐度区 (近岸水体区域) 氮、磷浓度与盐度表现出一定的离散性. 河口区 NH_4^+ 浓度与盐度

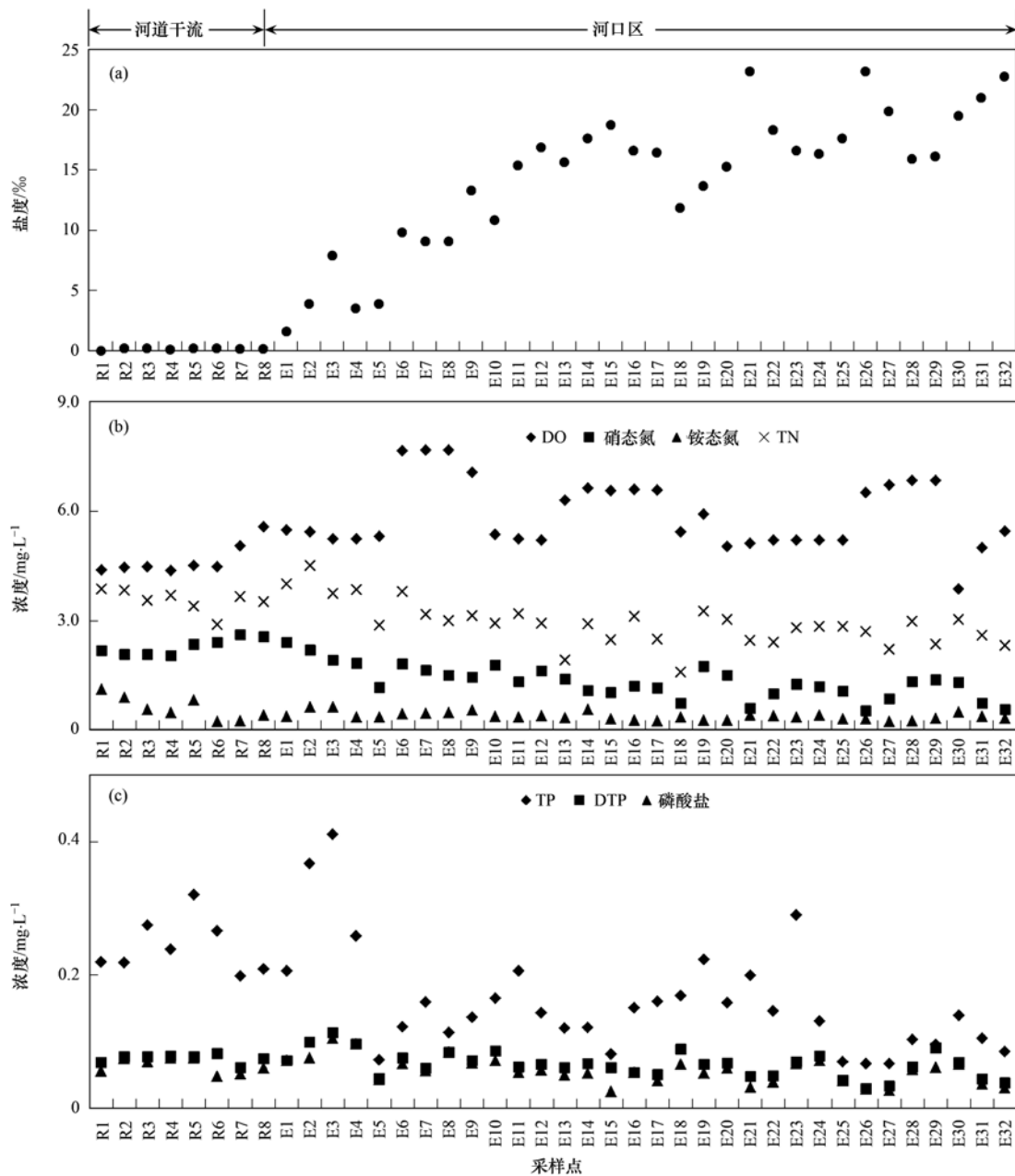


图2 大辽河干流及河口区盐度及氮、磷浓度

Fig. 2 Salinity, concentrations of N and P in the Daliao River and estuary

的相关性相对较低,表明 NH_4^+ 浓度除受海水稀释外还受到其它理化过程的影响. 河口区是营养盐生物地球化学反应的敏感区. 尤其是河口区悬浮物的吸附解吸作用对水体溶解性磷具有缓冲作用; 另外, 氮、磷在由近岸向远岸输送过程中会被多种生物化学过程所消耗; 如微生物和藻类吸收无机氮合成为有机氮、微生物和藻类等死亡后的生物体中的有机氮也会被分解者分解转化为氨氮, 氨氮又可被硝化菌氧化为硝氮, 并被继续反硝化转化为氮气等. 这些过程均可以导致河口区营养盐浓度的降低. 因

此, 河口区氮、磷浓度的递减及其与盐度的显著负相关, 并不能完全解释为冲淡水扩散和海水稀释的影响. 本研究中 E2、E3 观测站位 TN、TP 浓度出现一个相对较高的跃点; 而对应两个站位水体总颗粒物(TSS) 的浓度分别为 $205 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $180 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (所有样品 TSS 变化范围 $7 \sim 205 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 分别为所有点位中的最高和次高值; 因此, 由于两个点位处于咸淡水交界处, 受河流冲击的影响, 水体泥沙含量较高, 导致 TN、TP 浓度相对较高. 整个河口区溶解态氮、磷的浓度变化幅度很小, 这可能是因为氮、

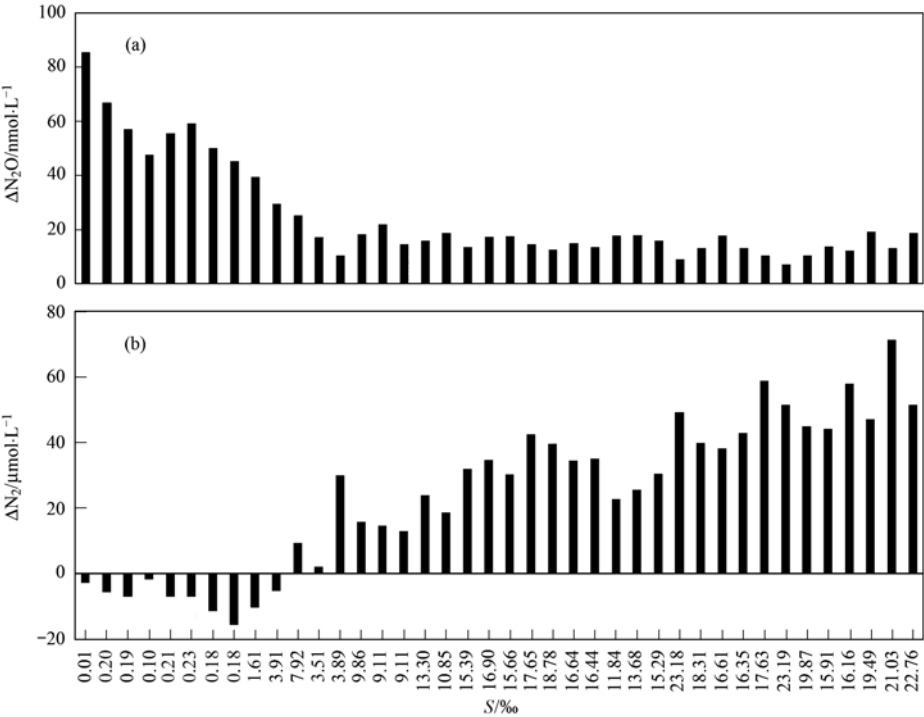
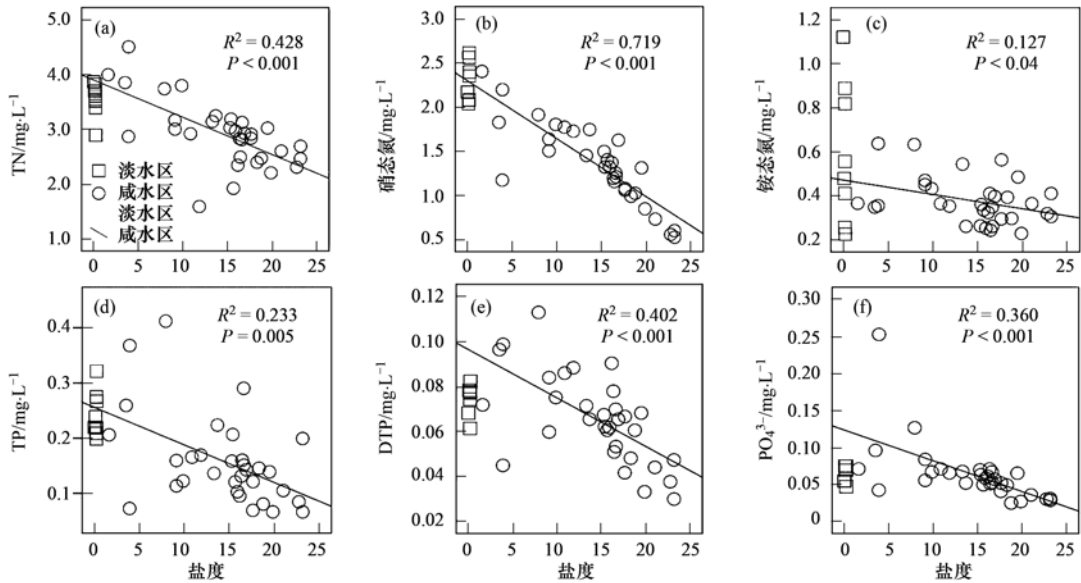


图3 大辽河及河口区溶存 N_2O 、 N_2 净增量

Fig. 3 Net increase of dissolved N_2O and N_2 in the Daliao River and estuary



$n = 32$, 显著性检验水平为 0.05

图4 河口区氮、磷浓度与盐度相关性分析

Fig. 4 Correlations of N, P concentrations and salinity

磷的主要赋存形态为溶解态,而河口区 TSS 含量相对较低,颗粒物对溶解态氮、磷的吸附量较小且吸附-解吸过程很容易达到平衡所致。

3.2 反硝化过程影响因素

本研究对 ΔN_2 与氮浓度、DO、水温、盐度等环境因子进行了相关分析,以讨论反硝化过程的主要

影响因素。淡水区 ΔN_2 为负值,因此未对此部分数据进行相关分析。但这并不表明河道干流不存在反硝化过程。导致这种现象的原因有可能是水体中发生了强烈的固氮作用;在水体反硝化作用较弱的情况下(固氮速率高于反硝化速率),水体中大量 N_2 被固氮作用消耗,导致水体 ΔN_2 为负值。这也提示

人们,在今后研究河流及河口区反硝化速率时,必须要考虑水体固氮作用带来的误差和影响.咸水区 ΔN_2 与 DO 不相关,而与水温和盐度显著正相关,与 NO_3^- 显著负相关(表 1).这种结论尤其值得关注.传统意义上,反硝化为严格的厌氧过程,DO 水平会显著影响反硝化进程^[15].造成本研究结论的原因之一可能是研究采集的为表层水样(0.4 m),样品采集过程中会对水体产生扰动,水体 DO 测定浓度存在一定误差(数值偏高),从而导致 ΔN_2 与 DO 不相关.另外一种可能是,水生生态系统中存在好氧反硝化细菌,并且某些好氧反硝化细菌对 DO 水平的响应并不敏感;在低 DO 浓度条件下,好氧反硝化细菌参与的反硝化速率较高;但 DO 浓度较高时,反硝化过程依然存在,甚至在一定 DO 水平区间反硝化速率不会发生明显改变^[16, 17].一般来说,随着水体盐度升高反硝化细菌活性受抑,反硝化速率相应降低^[18].如 Kemp 等^[19]的研究表明,盐度上升时河口沉积物中硝化活动逐渐降低,与硝化过程耦合的反硝化活动也随之下降.但也有研究表明,盐度显著影响着硝化而不是反硝化过程.当盐度在 0 ~ 15‰ 之间时,盐度越高硝化速率也越高.因此,从目前的研究结果看盐度对反硝化速率的影响机制仍不十分明确,一些结论还存在争议^[20].作者认为,河口区反硝化过程发生的主要源区为沉积物,虽然水体中也存在反硝化过程,但反硝化速率较低.水体中累积的溶存 N_2 主要受沉积物贡献影响.因此,本研究河口区水体 ΔN_2 与盐度正相关,可能是由于离口门位置越远(盐度增加),沉积物厚度及有机质含量增加,沉积物中溶解氧的渗透层变浅,反硝化速率增加导致水体 N_2 累积浓度增加所致.另外,河口区 ΔN_2 与 NO_3^- 显著负相关,表明水体反硝化过程为硝化-反硝化耦合作用机制.其原因有二:一是水体并非厌氧环境,有硝化过程发生的必要条件;二是河口区水体 NO_3^- 浓度受外源输入影响较小,反硝化过程参与的 NO_3^- 可能主要来源于硝化过程.因此 NO_3^- 浓度逐渐降低,对应的水体 ΔN_2 增加[图 3 (a)],二者显著负相关.

反硝化可分为化学和生物反硝化两种过程,而化学反硝化过程只存在于深层土壤或者海底沉积物等系统^[21].因此,本研究所说的反硝化过程一般指生物反硝化过程,是反硝化细菌在一定条件下将活性氮(NO_3^-)转换为惰性氮(N_2O 、 N_2)的过程.同时,反硝化作用是氮的形态转化对环境变化的一种反馈机制,受控于营养盐的组成和水化学条件的变

动.因此反硝化细菌对环境条件的响应控制着反硝化过程的发生及其速率,单纯从环境化学角度已经很难来定性判断反硝化过程的主要受控机制.因此,从环境微生物学角度解析反硝化的发生机制和生境条件,明确反硝化作用的时空变化及影响因素应成为后续研究的重点关注领域.

表 1 河口区 ΔN_2 净增量与环境因子相关性分析

Table 1 Correlation analysis of ΔN_2 net increase and environmental factors				
因变量	自变量	回归方程	R^2	P
ΔN_2	盐度	$y = -8.06 + 2.81x$	0.772	<0.001
	NO_3^-	$y = 80.69 - 35.65x$	0.741	<0.001
	DO	$y = -47.86 - 2.61x$	0.017	0.474
	水温	$y = -945.42 + 36.49x$	0.468	<0.001

3.3 N_2O 释放系数

全球陆地系统活性氮负荷不断增加,甚至已趋于饱和.过量的氮素随地表径流、下渗等过程输入河流及河口区,并产生大量的 N_2O 释放到大气.如 Beaulieu 等^[22]的研究表明,全球范围内输入河流中的 DIN 约 0.75% 可转化成 N_2O 释放到大气.有估算表明,至 2050 年大气中约 25% 的 N_2O 将来源于河流和河口区的排放^[5].因此,河流及河口区 N_2O 的产生及释放无论是作为氮素生物地球化学循环的重要环节还是对全球温室效应的贡献机制均受到了格外关注.反硝化过程同样可产生 N_2O .本研究中无论淡水区还是咸水区 ΔN_2O 与盐度、 NO_3^- 、DO、水温等环境因子均未表现出显著的相关性(表 2).这在一定程度上反映了水体中 N_2O 的产生机制较为复杂,来源并不单一.

IPCC 提供了地下水和地表沟渠(EF_{5-g})、河流(EF_{5-r})、河口区(EF_{5-e})等水生系统 N_2O 排放系数的建议值^[23].对于河流系统 EF_{5-r} 最初的建议值(以 N_2O/N 计,下同)为 $0.0075\text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$, EF_{5-e} 为 $0.0025\text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$.很多研究证实,IPCC 的排放系数可能高估了全球河流系统 N_2O 的排放量,因此 2006 年 EF_{5-r} 修改为 0.0025,而 EF_{5-e} 未做修改.本研究中 EF_{5-r} 和 EF_{5-g} 的实测值($[N_2O]/[DIN]$)分别为 0.0007 (0.0005 ~ 0.0011) 和 0.0004 (0.0002 ~ 0.0018),即河流和河口区分别有 0.07% 和 0.04% 的 DIN 转化为 N_2O 释放到大气;且二者均低于 IPCC 的建议值.因此,不同地理区域及环境条件下, EF_{5-r} 及 EF_{5-g} 的普遍适用性仍需进一步研究讨论.

3.4 河口区反硝化过程脱氮比例

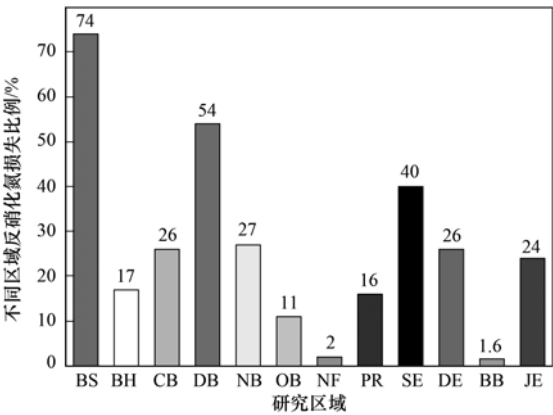
反硝化对河口区富营养化的调控及缓解作用,

表 2 ΔN₂O 净增量与环境因子相关性分析

Table 2 Correlation analysis of ΔN ₂ O net increase and environmental factors					
组别	因变量	自变量	回归方程	R ²	P
淡水区	ΔN ₂ O	盐度	$y = 74.29 - 98.39x$	0.305	0.156
		NO ₃ ⁻	$y = 110.89 - 22.99x$	0.164	0.319
		DO	$y = 134.55 - 16.37x$	0.289	0.168
		水温	$y = -301.32 + 13.49x$	0.284	0.174
咸水区	ΔN ₂ O	盐度	$y = 25.98 - 0.47x$	0.025	0.386
		NO ₃ ⁻	$y = -0.68 + 14.71x$	0.148	0.029
		DO	$y = 37.85 - 3.16x$	0.029	0.347
		水温	$y = 418.26 - 14.89x$	0.091	0.093

国际上已展开了一些研究. 这些研究讨论主要针对反硝化过程对水体氮负荷的削减比例来开展. 河口区反硝化的除氮比例又主要借助时空尺度上反硝化速率或水气界面气态氮释放通量等参数进行估算, 或者采用物质平衡法、氮气通量法和同位素示踪技术等手段实现^[24]. 作者认为,反硝化过程的主要产物 N₂ 和 N₂O 为惰性气体,而 N₂O 的产生比例相对很低 (<1%),因此水体中 N₂ 净增量与氮浓度比例可直接反映反硝化的脱氮系数. 借助这种思路,作者计算得到大辽河河口约 26% 的 TN、37% 的 DIN 和 43% 的 NO₃⁻ 会通过反硝化过程得以去除(图 5). 由于河口区为开放性水体,一部分 N₂ 会释放到大气,因此考虑到水气界面气态氮的释放,反硝化过程对大辽河河口区的脱氮比例会更高. 国内有关河口区反硝化氮损失比例的研究并不多见. Wu 等^[25] 采用水-气界面 N₂ 及 N₂O 释放通量和水域面积等参数估算了九龙江河口区反硝化氮损失比例;其结果表明,约 24% 的 DIN 通过反硝化过程得以去除. 而作者对夏季渤海湾的调查显示,水体反硝化对氮(TN)的损失比例只有 1.6% (未发表数据). 这种区域性差异在国际上已有的研究中也有所体现. 如研究表明,输入到波罗的海的总氮约有 74% 可通过

反硝化过程去除,而 Norsminde 湾反硝化过程对氮的损失比例却只有 2% (图 6). 虽然这些水体反硝化过程对氮素的去除比例差异有可能是测定或估算方法带来的误差,但从本研究结果看反硝化对富营养化水体的调控作用仍不可忽视. 在水体富营养化程度不断加剧及全球变化背景下,反硝化过程对水体富营养化的缓冲和控制作用有待于更深入的追踪研究.



数据主要来源于文献[20,25~29]; BS: Baltic Sea、BH: Boston Harbor、CB: Chesapeake Bay、DB: Delaware Bay、NB: Narragansett Bay、OB: Ochlockonee Bay、NF: Norsminde Fjord、PR: Potomac River、SE: Scheldt Estuary、DE: 大辽河河口区、BB: 渤海湾、JE: 九龙江河口区; 九龙江河口区数据为 DIN 损失比例

图 6 不同区域水体反硝化氮损失比例

Fig. 6 Percentage of nitrogen loss by denitrification in various aquatic systems

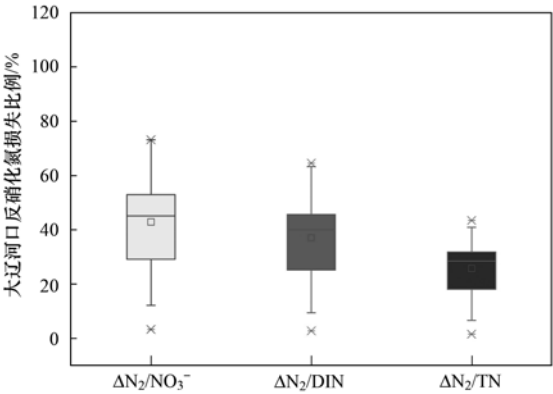


图 5 大辽河河口反硝化氮损失比例

Fig. 5 Percentage of nitrogen loss by denitrification in the Daliao estuary

4 结论

(1)大辽河干流水体氮、磷浓度高于河口区. 河口区氮、磷浓度与盐度表现出较好的保守性; 河口区相对于干流氮、磷浓度的降低主要受海水稀释和其它生物地球化学过程的共同影响.

(2)大辽河河口区存在明显的反硝化过程,河口区约 26% 的 TN、37% 的 DIN 和 43% 的 NO₃⁻ 通过反硝化过程得以去除. 反硝化过程中 N₂O 的产生

比例平均为 0.007%, 而 N_2O 释放通量占总通量的比例为 0.04%。本研究 EF_{5-r} 和 EF_{5-g} 实测值 ($[N_2O]/[DIN]$) 分别为 0.000 7 和 0.000 4, 均低于 IPCC 的建议值。

(3) 大辽河河口区 ΔN_2 与 DO 不相关, 而与水温 and 盐度显著正相关, 与 NO_3^- 显著负相关; 表明反硝化过程不完全受控于 DO 水平, 且河口区的主要反硝化机制为耦合硝化-反硝化过程。与传统研究相比, 本研究中反硝化过程在高 DO 水平下仍然存在, 并且盐度越高反硝化过程越强烈, 因此建议加强河口区反硝化细菌种类及从环境微生物角度解释影响反硝化作用的研究。

致谢: 感谢中国科学院南京土壤研究所颜晓元研究员和赵永强博士对溶存 N_2 测定所提供的帮助。感谢李拴虎、王雪纯、林墩、蔡林颖等在样品采集和分析方面提供的帮助。

参考文献:

- [1] Murray R E, Knowles S R. Production of NO and N_2O in the presence and absence of C_2H_2 by soil slurries and batch cultures of denitrifying bacteria [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, **35**(8): 1115-1122.
- [2] Seitzinger S P, Harrison J A, Bohlke J K, *et al.* Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis [J]. *Ecological Applications*, 2006, **16**(6): 2064-2090.
- [3] Ravishankara A R, Daniel J S, Portmann R W. Nitrous oxide (N_2O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st Century [J]. *Science*, 2009, **326**(5949): 123-125.
- [4] Howarth R W, Billen G, Swaney D, *et al.* Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean-Natural and human influences [J]. *Biogeochemistry*, 1996, **35**(1): 75-139.
- [5] Seitzinger S P, Kroeze C. Global distribution of nitrous oxide production and N inputs in freshwater and coastal marine ecosystems [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1998, **12**(1): 93-113.
- [6] 王东启, 陈振楼, 许世远, 等. 长江口潮滩沉积物反硝化作用及其时空变化特征 [J]. *中国科学(B 辑): 化学*, 2007, **37**(6): 604-611.
- [7] Patrick W H, Reddy K R. Nitrification-Denitrification reactions in flooded soils and water bottoms: dependence on oxygen supply and ammonium diffusion [J]. *Journal of Environmental Quality*, 1976, **5**(4): 469-471.
- [8] 李平, 张山, 刘德立. 细菌好氧反硝化研究进展 [J]. *微生物学杂志*, 2004, **25**(1): 60-64.
- [9] 陈能汪, 吴杰忠, 段恒轶, 等. $N_2:Ar$ 法直接测定水体反硝化产物溶解 N_2 [J]. *环境科学学报*, 2010, **30**(12): 2479-2483.
- [10] 李晓波, 夏永秋, 郎漫, 等. $N_2:Ar$ 法直接测定淹水环境反硝化产物 N_2 的产生速率 [J]. *农业环境科学学报*, 2013, **32**(6): 1284-1288.
- [11] Johnson K M, Hughes J E, Donaghay P L, *et al.* Bottle-calibration static head space method for the determination of methane dissolved in seawater [J]. *Analytical Chemistry*, 1990, **62**(21): 2408-2412.
- [12] 杨丽标, 王芳, 晏维金. 巢湖流域河流沉积物 N_2O 释放对水体溶存 N_2O 贡献研究 [J]. *农业环境科学学报*, 2013, **32**(4): 771-777.
- [13] Weiss R F. The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater [J]. *Deep-Sea Research and Oceanographic Abstracts*, 1970, **17**(4): 721-735.
- [14] Israelsen O W, Hansen V E. *Irrigation principles and practices* [M]. New York: John Wiley & Sons Inc., 1962.
- [15] Tiedje J M. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium [A]. In: Zehnder A J B (Ed.). *Biology of anaerobic microorganisms* [M]. New York: John Wiley and Sons, 1988.
- [16] Patureau D, Bernet N, Delgenès J P, *et al.* Effect of dissolved oxygen and carbon nitrogen loads on denitrification by an aerobic consortium [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2000, **54**(4): 535-542.
- [17] 胡朝松, 李春强, 刘志昕, 等. 海洋沉积物中反硝化细菌的分离鉴定及反硝化性能研究 [J]. *环境科学研究*, 2009, **22**(1): 114-118.
- [18] Rysgaard S, Thastum P, Dalsgaard T, *et al.* Effects of salinity on NH_4^+ adsorption capacity, nitrification, and denitrification in Danish Estuarine sediments [J]. *Estuaries*, 1999, **22**(1): 21-30.
- [19] Kemp W M, Sampou P, Caffrey J, *et al.* Ammonium recycling versus denitrification in Chesapeake Bay sediments [J]. *Limnology and Oceanography*, 1990, **35**(7): 1545-1563.
- [20] Cornwell J C, Kemp W M, Kana T M. Denitrification in coastal ecosystems: methods, environmental controls, and ecosystem level controls, a review [J]. *Aquatic Ecology*, 1999, **33**(1): 41-54.
- [21] Christianson C B, Cho C M. Chemical denitrification of nitrite in frozen soils [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1983, **47**(1): 38-42.
- [22] Beaulieu J J, Tank J L, Hamilton S K, *et al.* Nitrous oxide emission from denitrification in stream and river networks [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2011, **108**(1): 214-219.
- [23] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme [A]. In: Eggleston H A, Buendia L, Miwa K (Eds.). *Institute for Global Environ [C]. Strategies*, Hayama, Kanagawa, Japan: IPCC/IGES, 2006.
- [24] 席北斗, 于会彬, 马文超, 等. 湖岸缓冲带反硝化作用的研究进展 [J]. *环境工程学报*, 2009, **3**(10): 1729-1734.
- [25] Wu J Z, Chen N W, Hong H S, *et al.* Direct measurement of dissolved N_2 and denitrification along a subtropical river-estuary

- gradient, China[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, **66** (1-2): 125-134.
- [26] Nixon S W, Ammerman J W, Atkinson L P, *et al.* The fate of nitrogen and phosphorus at the land-sea margin of the North Atlantic Ocean [J]. *Biogeochemistry*, 1996, **35** (1): 141-180.
- [27] Nielsen K, Nielsen L P, Rasmussen P. Estuarine nitrogen retention independently estimated by the denitrification rate and mass balance methods: a study of Norsminde Fjord, Denmark [J]. *Marine Ecology Progress Series*, 1995, **119**: 275-283.
- [28] Giblin A E, Hopkinson C S, Tucker J. Benthic metabolism and nutrient cycling in Boston Harbor, Massachusetts[J]. *Estuaries*, 1997, **20**(2): 346-364.
- [29] Seitzinger S P and Giblin A E. Estimating denitrification in North Atlantic continental shelf sediments[J]. *Biogeochemistry*, 1996, **35**(1): 235-260.

关于反对个别作者一稿两投行为的联合声明

为保证所发表论文的首创性和学术严谨性,《环境科学》、《中国环境科学》、《环境科学学报》编辑部和《Journal of Environmental Sciences》编辑部特发表如下联合声明。

我们明确反对个别作者的一稿两投或变相一稿两投行为。自即日起,我们各刊在接受作者投稿时,要求论文全体作者就所投稿件作出以下承诺(附在投稿上):

1) 来稿所报道的研究成果均系全体作者的原创性研究成果,文中报道的研究成果(含图、表中数据的全部或部分)未曾发表亦未曾投其它科技期刊。

2) 在接到所投期刊编辑部关于稿件处理结果之前,所投稿件的全部或部分内容不再投其它科技期刊。

我们将认真对待作者所作的上述承诺,并建立信息共享机制,对违背上述承诺的作者(包括在文中署名的全体作者)采取联合行动。

净化学术环境、促进学术繁荣是学术期刊作者和编者的共同责任。我们诚恳地希望广大作者能够了解我们的上述立场和做法,并积极宣传和配合。

《环境科学》编辑部

《中国环境科学》编辑部

《环境科学学报》编辑部

《Journal of Environmental Sciences》编辑部

CONTENTS

Simulation and Influencing Factors of Spatial Distribution of PM _{2.5} Concentrations in Chongqing	WU Jian-sheng, LIAO Xing, PENG Jian, <i>et al.</i> (759)
Correlation, Seasonal and Temporal Variation of Water-soluble Ions of PM _{2.5} in Beijing During 2012-2013	YANG Dong-yan, LIU Bao-xian, ZHANG Da-wei, <i>et al.</i> (768)
Characteristics and Sources Apportionment of OC and EC in PM _{1.1} from Nanjing	JIANG Wen-juan, GUO Zhao-bing, LIU Feng-ling, <i>et al.</i> (774)
Composition and Variation Characteristics of Atmospheric Carbonaceous Species in PM _{2.5} in Taiyuan, China	ZHANG Gui-xiang, YAN Yu-long, GUO Li-li, <i>et al.</i> (780)
Characteristics of Organic Carbon and Elemental Carbon in PM _{2.5} in Shouzhou City	LIU Feng-xian, PENG Lin, BAI Hui-ling, <i>et al.</i> (787)
Satellite Retrieval of a Heavy Pollution Process in January 2013 in China	XUE Wen-bo, WU Wei-ling, FU Fei, <i>et al.</i> (794)
Meteorological Mechanism for the Formation of a Serious Pollution Case in Beijing in the Background of Northerly Flow at Upper Levels	LIAO Xiao-nong, SUN Zhao-bin, TANG Yi-xi, <i>et al.</i> (801)
Concentrations and Deposition Fluxes of Different Mercury Species in Precipitation in Jinyun Mountain, Chongqing	QIN Cai-qing, WANG Yong-min, PENG Yu-long, <i>et al.</i> (809)
Variation Characteristics of Total Gaseous Mercury at Wuzhi Mountain (Wuzhishan) Background Station in Hainan	LEI Yu-tao, LIU Ming, CHEN Lai-guo, <i>et al.</i> (817)
Organic and Element Carbon in Foliar Smoke	CHEN Hui-yu, LIU Gang, XU Hui, <i>et al.</i> (824)
Analysis of Characteristics and Products of Chlorobenzene Degradation with Dielectric Barrier Discharge	JIANG Li-ying, CAO Shu-ling, ZHU Run-ye, <i>et al.</i> (831)
Distribution, Sources and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Surface Sediments of Yangtze Estuary and Zhejiang Coastal Areas	MU Qing-lin, FANG Jie, SHAO Jun-bo, <i>et al.</i> (839)
Adsorption Characteristics of Typical PPCPs onto River Sediments and Its Influencing Factors	WANG Kai, LI Kan-zhu, ZHOU Yi-yuan, <i>et al.</i> (847)
Contamination and Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Sediment in Karst Underground River	LAN Jia-cheng, SUN Yu-chuan, SHI Yang, <i>et al.</i> (855)
Contamination Characteristics and Source Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Multimedium in Karst Underground River	LU Li, WANG Zhe, PEI Jian-guo (862)
Characteristics of Absorption and Fluorescence Spectra of Dissolved Organic Matter from Confluence of Rivers; Case Study of Qujiang River-Jialing River and Fujiang River-Jialing River	YAN Jin-long, JIANG Tao, GAO Jie, <i>et al.</i> (869)
Ultraviolet-Visible (UV-Vis) and Fluorescence Spectral Characteristics of Soil Dissolved Organic Matter (DOM) in Typical Agricultural Watershed of Three Gorges Reservoir Region	WANG Qi-lei, JIANG Tao, ZHAO Zheng, <i>et al.</i> (879)
Absorption and Fluorescence Characteristics of Dissolved Organic Matter (DOM) in Rainwater and Sources Analysis in Summer and Winter Season	LIANG Jian, JIANG Tao, WEI Shi-qiang, <i>et al.</i> (888)
Composition of NOM in Raw Water of Danjiangkou Reservoir of South-to-North Water Diversion Project and Comparison of Efficacy of Enhanced Coagulation	CHENG Tuo, XU Bin, ZHU He-zhen, <i>et al.</i> (898)
Denitrification in Water of Daliao River Estuary in Summer and the Effect of Environmental Factors	YANG Li-biao, LEI Kun, MENG Wei (905)
Sources of Dissolved Organic Carbon and the Bioavailability of Dissolved Carbohydrates in the Tributaries of Lake Taihu	YE Lin-lin, WU Xiao-dong, KONG Fan-xiang, <i>et al.</i> (914)
Canonical Correspondence Analysis of Summer Phytoplankton Community and Its Environmental Factors in Hanfeng Lake	WANG Yu-fei, ZHAO Xiu-lan, HE Bing-hui, <i>et al.</i> (922)
Temporal Variation of Trophic Status in Drawdown Area of Hanfeng Lake in the Storage Period of Three Gorges Reservoir in China	HUANG Qi, HE Bing-hui, ZHAO Xiu-lan, <i>et al.</i> (928)
Spatial Distribution Pattern and Stock Estimation of Nutrients During Bloom Season in Lake Taihu	JIN Ying-wei, ZHU Guang-wei, XU Hai, <i>et al.</i> (936)
Phytoplankton Community Structure and Eutrophication Risk Assessment of Beiji River	GOU Ting, MA Qian-li, XU Zhen-cheng, <i>et al.</i> (946)
Synergistic Effect of Physical and <i>Chironomus plumosus</i> Combined Disturbance on Regeneration and Transformation of Internal Phosphorus	SHI Xiao-dan, LI Da-peng, WANG Ren, <i>et al.</i> (955)
Effect of Light and Temperature on Growth Kinetics of <i>Anabaena flosaquae</i> Under Phosphorus Limitation	YIN Zhi-kun, LI Zhe, WANG Sheng, <i>et al.</i> (963)
Purification of the Wastewater of Quartz Processing by Mineral-based Porous Granulation Material	WANG En-wen, LEI Shao-min, ZHANG Shi-chun, <i>et al.</i> (969)
Enhanced Reductive Decoloration of Methylene Blue by Polyacrylic Acid Modified Zero-valent Iron Nanoparticles	HE Jing, WANG Xiang-yu, WANG Pei, <i>et al.</i> (980)
Decolorization of Reactive Blue P-3R with Microsphere-supported Binuclear Manganese Complex as a Novel Heterogeneous CWPO Catalyst	SONG Min, ZHANG Lin-ping, ZHONG Yi, <i>et al.</i> (989)
Biosynthetic Schwertmannite as Catalyst in Fenton-like Reactions for Degradation of Methyl Orange	WANG Kuai-bing, FANG Di, XU Zhi-hui, <i>et al.</i> (995)
Enhanced Nitrogen and Phosphorus Removal of Wastewater by Using Sludge Anaerobic Fermentation Liquid as Carbon Source in a Pilot-scale System	LUO Zhe, ZHOU Guang-jie, LIU Hong-bo, <i>et al.</i> (1000)
Transformation Characteristics of Carbon, Nitrogen, Phosphorus and Sulfur During Thermal Hydrolysis Pretreatment of Sludge with High Solid Content	ZHUO Yang, HAN Yun, CHENG Yao, <i>et al.</i> (1006)
Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Removal and Control of Membrane Fouling in MBR and SMBR	GUO Xiao-ma, ZHAO Yan, WANG Kai-yan, <i>et al.</i> (1013)
Influence of Substrate COD on Methane Production in Single-chambered Microbial Electrolysis Cell	TENG Wen-kai, LIU Guang-li, LUO Hai-ping, <i>et al.</i> (1021)
Ion Specificity During Ion Exchange Equilibrium in Natural Clinoptilolite	HE Yun-hua, LI Hang, LIU Xin-min, <i>et al.</i> (1027)
Assessment of Heavy Metal Pollution and Potential Ecological Risks of Urban Soils in Kaifeng City, China	LI Yi-meng, MA Jian-hua, LIU De-xin, <i>et al.</i> (1037)
Effects of Different Cultivation Patterns on Soil Aggregates and Organic Carbon Fractions	QIU Xiao-lei, ZONG Liang-gang, LIU Yi-fan, <i>et al.</i> (1045)
Effects of Chinese Prickly Ash Orchard on Soil Organic Carbon Mineralization and Labile Organic Carbon in Karst Rocky Desertification Region of Guizhou Province	ZHANG Wen-juan, LIAO Hong-kai, LONG Jian, <i>et al.</i> (1053)
Rare Earth Elements Content in Farmland Soils and Crops of the Surrounding Copper Mining and Smelting Plant in Jiangxi Province and Evaluation of Its Ecological Risk	JIN Shu-lan, HUANG Yi-zong, WANG Fei, <i>et al.</i> (1060)
Combined Toxicity of Cadmium and S-metolachlor to <i>Scenedesmus obliquus</i>	ZHANG Xiao-qiang, HU Xiao-na, CHEN Cai-dong, <i>et al.</i> (1069)
Effect of Degradation Succession Process on the Temperature Sensitivity of Ecosystem Respiration in Alpine <i>Potentilla fruticosa</i> Scrub Meadow	LI Dong, LUO Xu-peng, CAO Guang-min, <i>et al.</i> (1075)
Ecological Stoichiometric Characteristics in Leaf and Litter Under Different Vegetation Types of Zhifanggou Watershed on the Loess Plateau, China	LI Xin, ZENG Quan-chao, AN Shao-shan, <i>et al.</i> (1084)
Denitration Mechanism of Monoclinic-phase Nano Zirconium Oxide-based Catalysts	YE Fei, LIU Rong, GUAN Hao, <i>et al.</i> (1092)
Characterization of Phosphorus Forms in Different Organic Materials	DENG Jia, HU Meng-kun, ZHAO Xiu-lan, <i>et al.</i> (1098)
Comparative Life Cycle Environmental Assessment Between Electric Taxi and Gasoline Taxi in Beijing	SHI Xiao-qing, SUN Zhao-xin, LI Xiao-nuo, <i>et al.</i> (1105)
Characteristics of Water Soluble Inorganic Ions in Fine Particles Emitted from Coal-Fired Power Plants	DUAN Lei, MA Zi-zhen, LI Zhen, <i>et al.</i> (1117)
Underlying Mechanisms of the Heavy Metal Tolerance of Mycorrhizal Fungi	CHEN Bao-dong, SUN Yu-qing, ZHANG Xin, <i>et al.</i> (1123)
Research Progress on Microbial Properties of Nitrite-Dependent Anaerobic Methane-Oxidising Bacteria	SHEN Li-dong (1133)

《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)

2015年3月15日 第36卷 第3期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 36 No. 3 Mar. 15, 2015

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: 120.00元

国外发行代号: M 205

国内外公开发行