

东鱼河春季沉积物反硝化脱氮作用与 N₂O 排放研究

邓焕广, 张智博, 张菊, 刘涛, 张怀珍

(聊城大学环境与规划学院, 山东 聊城 252000)

摘要: 为研究东鱼河春季沉积物的反硝化脱氮作用以及 N₂O 产生速率, 于 2017 年 5 月沿东鱼河采集沉积物和表层水样, 分别采用乙炔抑制法和培养法分析测定了反硝化作用和 N₂O 产生速率, 利用顶空法提取水样中 N₂O 结合双层扩散模型法估算水体 N₂O 的排放通量, 并结合水体理化性质探讨了主要影响因素。结果表明: 东鱼河春季沉积物反硝化潜势为 7 305.8~26 947.7 μmol/(m²·h), 但从上游到下游沿程均呈先增高后波动降低的趋势; 沉积物反硝化速率为 86.6~694.2 μmol/(m²·h), 显著低于对应点位的反硝化潜势 ($P < 0.01$), 且二者的沿程变化规律不一致; 反硝化速率仅与沉积物中 NH₄⁺ 含量呈显著正相关关系 ($P < 0.05$), 表明其受沉积物和上覆水理化性质的综合影响, 且可能存在硝化-反硝化的耦合作用。沉积物 N₂O 产生速率在 19.8~144.3 μmol/(m²·h); 水体表现为大气 N₂O 的排放源, 排放通量为 170.9~667.8 mol/(m²·h), 显著高于对应点位沉积物 N₂O 的产生速率 ($P < 0.01$), 且与上覆水的 DO 和 NO₂⁻ 含量具有显著正相关关系 ($P < 0.05$), 表明东鱼河在春季除沉积物产生 N₂O 外, 其上覆水中氮转化过程亦是向大气排放 N₂O 的重要途径之一。

关键词: 反硝化作用; N₂O; 沉积物; 东鱼河

中图分类号: X142; X542

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2019)01-0283-05

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2019.01.044

Denitrification and N₂O Emission in Sediments of Dongyu River in Spring

DENG Huanguang, ZHANG Zhibo, ZHANG Ju, LIU Tao, ZHANG Huaizhen

(School of Environment and Planning, Liaocheng University, Liaocheng, Shandong 252000)

Abstract: In order to study the denitrification and N₂O production rate of sediments in the Dongyu River in spring, the sediment and surface water samples were collected along the Dongyu River in May, 2017. The acetylene inhibition method and incubation method were applied to determine the denitrification potential, denitrification rate and N₂O production rate. The N₂O diffusion flux was estimated by using the headspace equilibrium method and two-layered diffusion model. Moreover, the physicochemical properties of sediment and surface water were also analyzed to discuss the main influencing factors by using correlation analysis. The results showed that denitrification potential of the spring sediments in Dongyu River was 7 305.8 ~ 26 947.7 μmol/(m²·h), but from upstream to downstream, it tended to increase first and then decrease. The denitrification rate of sediment was 86.6 ~ 694.2 μmol/(m²·h), which was significantly lower than the denitrification potential at the same site ($P < 0.01$), moreover the change of the denitrification rate along the Dongyu River was not in accordance with the change of denitrification potential. The denitrification rate was only significantly positively correlated with the NH₄⁺ concentration in the sediments ($P < 0.05$), which indicated that the denitrification rate of sediment might be synthetically affected by the physicochemical properties of the sediments and surface water, and also there might be coupling effect of nitrification and denitrification in the water body. The N₂O production rate was 19.8 ~ 144.3 μmol/(m²·h), and the diffusion flux of N₂O varied from 170.9 ~ 667.8 μmol/(m²·h), which indicated that the water body of the Dongyu River was the source of N₂O emission to atmosphere. The diffusion flux of N₂O was significantly higher than the N₂O production rate of the corresponding point ($P < 0.01$), and it was significantly positively correlated with the concentrations of DO and NO₂⁻ in the overlying water ($P < 0.05$), which suggested that besides the N₂O produced from the sediment, the transformation of nitrogen in the overlying water

收稿日期: 2018-07-31

资助项目: 国家自然科学基金项目(41401563); 山东省自然科学基金项目(ZR2014JL028, ZR2016CL14)

第一作者: 邓焕广(1978—), 男, 博士, 副教授, 主要从事湿地土壤元素转化过程研究。E-mail: lcdhg@lcu.edu.cn

通信作者: 邓焕广(1978—), 男, 博士, 副教授, 主要从事湿地土壤元素转化过程研究。E-mail: lcdhg@lcu.edu.cn

was also an important pathway to discharge N_2O to atmosphere from the Dongyu River in spring.

Keywords: denitrification; N_2O ; sediment; Dongyu River

人类活动使大量氮元素进入农田土壤,部分经地表径流进入河流。土壤和水体中氮元素可通过硝化等作用转化成硝酸盐,硝酸盐可通过反硝化作用转化成 N_2O 和 N_2 排入大气而被彻底去除^[1]。反硝化作用的强弱可通过反硝化速率和反硝化潜势来表示;反硝化速率是指现场环境条件下 NO_3^- 转化成 N_2O 和 N_2 的速率,可表示为即时脱氮速率;而反硝化潜势(denitrification potential, DP)是指 NO_3^- 转化成 N_2O 和 N_2 的一种潜能,也可表示为厌氧条件下氮源和有机碳源充足情况下土壤/沉积物的反硝化速率,即最大脱氮能力。而 N_2O 作为硝化和反硝化作用的中间产物,在氮转化的过程中产生并被排放进入大气中^[2]。由于受上覆水和自身理化性质的影响导致沉积物反硝化速率和潜势的不同^[3],进而导致沉积物 N_2O 产生速率和水—气界面排放通量的差异^[4]。

东鱼河是南四湖主要入湖河流之一,为农业区域河流,水体中含有大量的碳氮物质,其沉积物可通过反硝化作用脱氮,同时还会导致 N_2O 的产生和排放。春季是东鱼河流域农业耕种和施肥的重要时期,氮肥的施用会导致河流和湖泊水体中氮含量的增加^[5]。因此,为了解东鱼河反硝化作用对水体氮污染的控制作用及 N_2O 的产生和排放情况,本文研究了东鱼河春季沉积物的反硝化潜势、反硝化速率及其 N_2O 的产生速率,并采用双层扩散模型计算了水—气界面 N_2O 的排放通量,探讨了水体理化性质对沉积物反硝化速率和 N_2O 产生排放的影响,研究结果可为东鱼河水体环境保护以及进一步了解河流 N_2O 来源、排放及其污染负荷响应机制提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 采样区概况

东鱼河是为调整南四湖水系而开挖的大型防洪除涝河道,是汇入南四湖流域面积最大的河流。东鱼河流域属温带季风大陆性气候,四季分明,地势较为平缓,多为农业区域,地表径流可直接汇入东鱼河及其支流,受地表径流与部分工业废水和生活污水排放的综合影响,东鱼河水体存在着氮污染,其对南四湖氮负荷的贡献率约为 7.31%^[6],是南四湖主要的氮输入河流之一。

1.2 试验方法与样品分析

于 2017 年 5 月 4—8 日,从东鱼河上游至入湖口顺序布设 8 个采样点,依次编号为 1,2,3,4,5,6,7,8(图 1),1~8 号点的距离约为 120 km。在各采样点,使用注射器采集现场空气,储存于聚四氟乙烯气体采

样袋中,同时使用卡盖式采水器采集表层水样,将水样注入 100 mL 两头具有密封硅胶垫和密封螺帽的有机玻璃管内,并使其溢出 2/3 管体积的水样后密封,并注入 0.2 mL 饱和 $HgCl_2$ 溶液以抑制微生物活性,回实验室后用注射器从一端注入 30 mL 高纯氮气,并利用重力作用从另一端扎入的注射器针头排出相同体积的水样,振荡 10 min、静置 1 h 后抽取顶空气体测定 N_2O 含量;在现场使用 HI9145 型溶解氧仪测定水体溶解氧(DO),回实验室后将水样过 0.45 μm 微孔滤膜用以测定硝氮(NO_3^-)、亚硝氮(NO_2^-)、氨氮(NH_3)、溶解性正磷酸盐(SOP)和溶解性有机碳(DOC)等指标。同时,采用原状土壤采样器采集沉积物(0—10 cm)样品,采用乙炔抑制法测定反硝化速率和反硝化潜势^[3],在反硝化潜势测定中,添加的有机碳和 $NO_3^- - N$ 为 20 mg/L $Na_2C_2O_4$ 溶液+ KNO_3 溶液,分别在 1,3,7,24,48,96 h 采样测定各时间段内的反硝化速率,计算其反硝化潜势;采用与反硝化速率测定相同方法,仅将 C_2H_2 改为 N_2 进行培养测定 N_2O 的自然产生速率。培养和测定过程均设定 3 个平行。

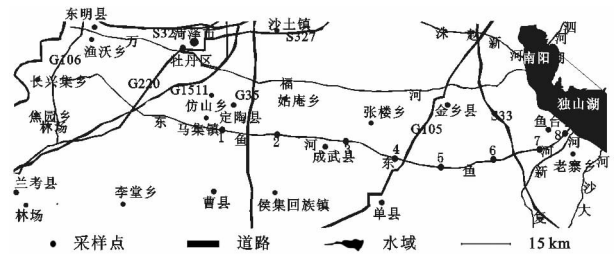


图 1 东鱼河采样点示意

试验过程中产生的 N_2O 采用 Agilent 7890A 测定。水样中 NH_3 、SOP 和 NO_2^- 分别采用纳氏试剂分光光度法、钼锑抗分光光度法和 N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定^[7];DOC 和 NO_3^- 分别采用 liquid TOCII 总有机碳分析仪和 Futura 连续流动分析仪测定。沉积物采用 1 mol/L KCl 提取后,采用次溴酸钠氧化法^[8]和 Futura 连续流动分析仪测定铵氮(NH_4^+)和 $NO_3^- + NO_2^-$ 的含量,因 NO_2^- 含量较低,故用 NO_3^- 表示 $NO_3^- + NO_2^-$ 含量;沉积物有机碳(SOC)和 pH 采用重铬酸钾外加加热法和电极法(水土比 2.5:1)测定^[9]。

1.3 数据处理

反硝化速率和潜势通过各培养时间段前后 N_2O 浓度变化计算^[3],公式为: $D_{Rate} = (E_{End} - C_{Beginning}) \times V \times BD \times 10^6 \times H / (1000 \times W \times T)$ 。式中: D_{Rate} 为反硝化潜势/速率($\mu mol / (m^2 \cdot h)$); $C_{Beginning}$ 和 C_{End} 分别为培养管内培养前后 N_2O 的浓度(nmol/L); V 为培养管扣除沉积物的体积(L); W 为沉积物的重量(g);

T 为培养时间(h); BD 为沉积物的容重(g/cm^3); H 为沉积物的厚度(m)。

本研究中东鱼河水面较为宽阔,流速较慢,水—气界面满足双层模型的假定条件,因此选取双层模型用以计算水—气界面上 N₂O 的通量。双层模型的计算公式为: $F=kx(C_w-C_a)$ 。式中: F 为水—气界面气体交换通量($\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$); k 为扩散系数; C_w 和 C_a 是指水体和空气中气体浓度($\mu\text{mol}/\text{L}$); k 的计算采用 Liss 和 Merlivat 提出的基于风速和 Schmidt number (Sc , 施密特数)的计算模型: $k=0.17\mu \times (Sc/600)^{-2/3}$, $\mu \leq 3.6$; $k=(2.85\mu - 9.65) \times (Sc/600)^{-1/2}$, $3.6 \leq \mu \leq 13$ 。式中: μ 为现场 10 m 高度风速(m/s); Sc 为水的运动黏度(ν)与待测气体分子扩散速率(D)之比, ν 和 D 单位均为 m^2/s 。

所有的数据统计均采用 Excel 2013 和 SPSS

18.5 软件完成,文中所有图形均采用 Origin 2015 软件完成。数据差异比较通过 One-way ANOVA 检验,相关性分析通过 Spearman 秩相关检验进行。

2 结果与分析

2.1 东鱼河春季水体理化性质空间变化规律

东鱼河上覆水和沉积物的理化指标除 pH 外空间变异系数均大于 30%,具有较大的空间差异性。东鱼河上覆水中 DO 含量较高(6.53~16.10 mg/L),自上游至下游沿程表现为先上升后下降并趋于稳定的变化规律,极小值出现在 5 号点;而 NH₃、SOP 和 DOC 呈抛物线型的变化规律,极值出现在 4 和 6 号点;NO₃⁻ 和 NO₂⁻ 呈现持续下降的变化趋势,5~8 号点趋于稳定。沉积物 SOC 与上覆水中 NH₃、SOP 和 DOC 的变化相似,极大值出现在 6 号点。而沉积物中 NO₃⁻ 和 NH₄⁺ 沿程则没有明显的变化规律(表 1)。

表 1 各采样点上覆水和沉积物的理化性质

点位	上覆水						pH	沉积物		
	DO/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	NH ₃ -N/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	NO ₃ ⁻ -N/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	NO ₂ ⁻ -N/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	SOP/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	DOC/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)		SOC/ %	NO ₃ ⁻ -N/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	NH ₄ ⁺ -N/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
1	8.83	0.36	2.61	0.05	0.01	0.87	8.34	2.04	10.20	27.30
2	10.30	0.22	2.59	0.06	0.01	1.30	8.18	2.73	27.30	12.30
3	16.10	0.57	1.79	0.04	0.04	3.00	8.16	3.42	3.14	9.69
4	13.70	1.14	0.31	0.05	0.03	5.88	7.91	3.41	22.60	24.30
5	6.90	0.64	0.09	0.01	0.06	8.31	8.01	5.13	14.10	8.94
6	6.53	1.05	0.06	0.01	0.91	15.30	8.02	5.46	4.97	26.00
7	8.41	0.69	0.07	0.01	0.01	6.00	8.23	5.37	10.50	68.40
8	8.35	0.47	0.06	0	0.03	6.30	8.16	5.23	19.40	35.90
平均值	9.89	0.64	0.95	0.03	0.14	5.87	8.13	4.10	14.03	26.60
标准差	3.36	0.32	1.17	0.02	0.31	4.62	0.14	1.36	8.50	19.40
变异系数/%	34.00	49.50	124.00	82.00	227.40	78.70	1.70	33.10	60.60	73.00

2.2 东鱼河春季沉积物反硝化作用的空间变化

由图 2 可知,东鱼河沉积物的反硝化潜势值为 7 305.8~26 947.7 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,其沿程表现为先增高至 3 号点出现极大值后波动降低的变化趋势。而沉积物反硝化速率为 86.6~694.2 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,显著低于对应点位的反硝化潜势($P < 0.01$),且与反硝化潜势的沿程变化规律不一致($r = -0.789$, $P < 0.05$),表现为先下降后波动上升的变化规律,1,4,6,7 号点的反硝化速率较高。

2.3 东鱼河春季沉积物 N₂O 产生速率与水—气界面排放通量变化

由图 3 可知,东鱼河春季沉积物 N₂O 的产生速率为 19.8~144.3 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,沿程表现为波浪式变化逐渐增加的趋势,出现极值的点位与反硝化潜势的点位一致。东鱼河春季水体表现为大气 N₂O 的排放源,其排放通量为 170.9~667.8 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,远高于张羽等^[10]报道的农业小流域水系脱甲河

水体的春季排放通量(17.17±56.41) $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,且也显著高于各点位沉积物 N₂O 的产生速率($P < 0.01$);与沉积物 N₂O 产生速率的沿程变化规律不同,N₂O 排放通量在前 4 个点位无显著变化,而在 5 号点急剧下降后呈波浪式变化,分别在 5 和 7 号点出现极小值,整体呈现下降的变化趋势,与珠江河口 N₂O 排放通量的空间变化趋势一致^[11]。

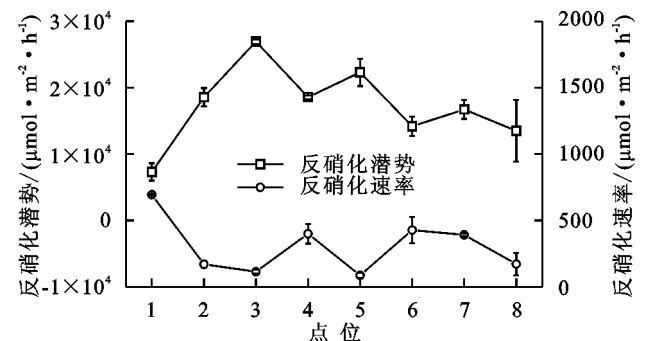


图 2 东鱼河春季沉积物反硝化潜势与反硝化速率的沿程变化

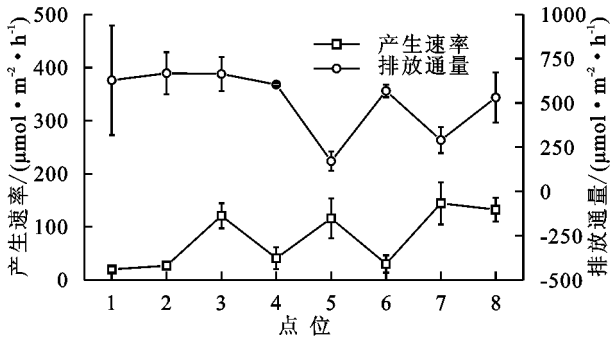


图3 东鱼河春季沉积物 N_2O 产生速率和水—气界面排放通量的沿程变化

3 讨论

3.1 沉积物反硝化作用的影响因素

反硝化潜势即为沉积物最大可能反硝化速率,其主要受沉积物质地和环境温度的影响^[12]。由于室内培养试验过程是在相同的环境温度下进行的,因此温度的影响可忽略不计。在采样过程的现场观察中发现,东鱼河沉积物从上游 1 号点的砂土到入湖口处 8 号点转化为黏土,颗粒变小,质地逐渐变得黏重,且在入湖处的 8 号点位处沉积物的胶结现象明显,这会影

响沉积物的部分理化性质,最终影响了反硝化潜势^[13],因此东鱼河沉积物质地的变化是导致沉积物反硝化潜势变化的主要因素,但在 5 号点后反硝化潜势随着质地的黏重而降低,尚需进一步的研究。与反硝化潜势不同,反硝化速率受多种因素的影响,如上覆水和沉积物的理化性质、温度等^[1]。在农业流域内,河流环境条件复杂多变,各种参数的组合变化会对微生物活性产生综合影响^[14],极易导致反硝化速率变化规律的不明显。东鱼河流域均为农业区域,东鱼河沉积物反硝化速率与水体理化参数间多不具有显著的相关关系($P > 0.05$) (表 2)也验证了其影响因素的多样性。反硝化速率仅与沉积物中 NH_4^+ 呈显著正相关关系(表 2),有可能是由于反硝化作用是与硝化作用相耦合,即反硝化作用所需要的氮源主要来自于 NH_4^+ 经硝化作用产生的 NO_3^- 或 NO_2^- ^[15],说明在春季东鱼河反硝化作用主要受到沉积物中硝化速率的影响。由于反硝化过程以水体和沉积物中的 NO_3^- (NO_2^-) 为电子受体,上覆水中 NO_3^- (NO_2^-) 含量越大,反硝化作用就越强,越能够降低上覆水中氮浓度。

表 2 东鱼河水体理化性质与沉积物反硝化速率和 N_2O 产生速率排放通量的相关关系

指标	沉积物				上覆水					
	pH	TOC	NO_3^-	NH_4^+	DO	NH_3	NO_3^-	NO_2^-	SOP	DOC
反硝化速率	0.539	-0.071	-0.119	0.714*	-0.048	0.095	0.132	0.233	-0.516	-0.286
N_2O 沉积物产生速率	-0.108	0.619	-0.480	0.262	-0.071	-0.310	-0.599	-0.700	0.110	0.429
N_2O 排放通量	0.287	-0.667	-0.048	-0.238	0.714*	-0.476	0.707	0.798*	-0.319	-0.762*

注: * 表示 $P < 0.05$ 。

3.2 沉积物 N_2O 产生速率与排放通量的影响机制分析

在好氧的硝化作用和厌氧的反硝化作用中, N_2O 均作为中间产物产生^[2],但是后者被认为是 N_2O 的主要产生过程^[16]。但由于反硝化和硝化作用受到的影响因素较多^[17],且这些变量在时间和空间上以不同的组合和顺序发挥作用^[10],易导致沉积物 N_2O 产生速率与沉积物各理化性质间相关关系均不显著(表 2)。

表层水体 N_2O 可能产生自深层水体或者底部沉积物然后输送到表层^[18],通常情况下,在一条河流中产生的气体的量和释放到大气中的量大抵相等。当水中气体分压超过大气分压的时候,溶存于水中的温室气体就会通过水—气界面扩散排放。采样时东鱼河各点位水流较缓,气液平衡基本形成,不会形成明显的脱气过程,主要以界面扩散为主。东鱼河水体 N_2O 界面排放通量远大于单位面积沉积物的 N_2O 产生速率,说明上覆水中氮转化也是 N_2O 的重要来源。上覆水中 NO_2^- 和 NO_3^- 相关性高($r = 0.877$, $P < 0.01$),说明上覆水中存在较高的氮转化速率,转化过程中均会产生 N_2O ;上覆水中 NO_2^- 与 N_2O 排

放速率为显著性正相关关系(表 2),考虑到水体溶解氧含量较高(6.53~16.10 mg/L),且与 N_2O 排放速率呈显著正相关关系(表 2),说明上覆水中应该存在较强的硝化作用^[4,19],导致水—气界面 N_2O 排放速率大于沉积物 N_2O 的产生速率,与 Wang 等^[20]的研究结果一致。

4 结论

(1)东鱼河春季沉积物的反硝化潜势值范围为 7 305.8~26 947.7 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,沿程呈现先增高后波动降低的变化趋势,其变化主要受到沉积物质地由砂质逐渐转化为黏土质的影响;沉积物反硝化速率为 86.6~694.2 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,显著低于对应点位的反硝化潜势,其沿程变化与反硝化潜势不一致;反硝化速率与沉积物中 NH_4^+ 含量呈显著正相关关系($P < 0.05$),水体中可能存在硝化—反硝化作用的耦合。

(2)东鱼河沉积物 N_2O 产生速率为 19.8~144.3 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,沿程表现为波浪式变化逐渐增加的变化趋势;东鱼河水体表现为大气 N_2O 的排放源,其排放通量为 170.9~667.8 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,显著高于各点位沉积物 N_2O 的产生速率,且与上覆水的 DO

和 NO₂⁻ 含量具有显著正相关关系 ($P < 0.05$), 说明上覆水中的氮转化也是 N₂O 的重要来源之一。

参考文献:

- [1] Audet J, Wallin M B, Kyllmar K, et al. Nitrous oxide emissions from streams in a Swedish agricultural catchment [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2017, 236: 295-303.
- [2] Burgos M, Ortega T, Forja J, et al. Temporal and spatial variation of N₂O production from estuarine and marine shallow systems of Cadiz Bay (SW, Spain) [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 607/608: 141-151.
- [3] Liu L, Wang D, Deng H, et al. The capability of estuarine sediments to remove nitrogen: Implications for drinking water resource in Yangtze Estuary [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, 43 (2): 745-752.
- [4] 谭永洁, 王东启, 周立旻, 等. 河流氧化亚氮产生和排放研究综述[J]. *地球与环境*, 2015, 43(1): 123-132.
- [5] 舒凤月, 刘玉配, 赵颖, 等. 南四湖水体氮、磷营养盐时空分布特征及营养状态评价[J]. *环境科学*, 2012, 33(11): 3748-3752.
- [6] 李爽, 张祖陆, 孙媛媛. 基于 SWAT 模型的南四湖流域非点源氮磷污染模拟[J]. *湖泊科学*, 2013, 25(2): 236-242.
- [7] 《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法 [M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 243-281.
- [8] 韩舞鹰, 容荣贵, 黄西能. 海水化学要素调查手册 [M]. 北京: 海洋出版社, 1986: 127-136.
- [9] 全国农业技术推广服务中心. 土壤分析技术规范 [M]. 2 版. 北京: 中国农业出版社, 2006: 36-40, 73-75.
- [10] 张羽, 秦晓波, 廖育林, 等. 亚热带农业小流域水系 N₂O 扩散通量及其影响因素 [J]. *农业工程学报*, 2016, 32 (7): 215-223.
- [11] Lin H, Dai M, Kao S J, et al. Spatiotemporal variability of nitrous oxide in a large eutrophic estuarine system: The Pearl River Estuary, China [J]. *Marine Chemistry*, 2016, 182: 14-24.
- [12] 刘荣芳, 张林海, 林啸, 等. 闽江口短叶荇菜湿地土壤反硝化潜力 [J]. *生态学杂志*, 2013, 32(11): 2865-2870.
- [13] 刘庆, 魏建兵, 吴志峰, 等. 广州市流溪河河岸带土壤反硝化作用的多尺度影响因子 [J]. *中国环境科学*, 2015, 35(10): 3069-3077.
- [14] 李飞跃, 杨绒, 遆超普, 等. 秦淮河流域句容水库农业流域水体沉积物的反硝化作用 [J]. *环境科学学报*, 2009, 29(4): 854-860.
- [15] 方婧, 曹文志, 苏彩霞. 南方丘陵地区竹林河岸系统的氮矿化、反硝化作用研究 [J]. *环境科学学报*, 2011, 31 (12): 2822-2829.
- [16] Wang X J, Jia M S, Zhang H, et al. Quantifying N₂O emissions and production pathways from fresh waste during the initial stage of disposal to a landfill [J]. *Waste Management*, 2017, 63: 3-10.
- [17] Ma L, Tong W, Chen H, et al. Quantification of N₂O and NO emissions from a small-scale pond-ditch circulation system for rural polluted water treatment [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 619: 946-956.
- [18] Tseng H C, Chen C T A, Borges A V, et al. Distributions and sea-to-air fluxes of nitrous oxide in the South China Sea and the West Philippines Sea [J]. *Deep Sea Research Part I Oceanographic Research Papers*, 2016, 115: 131-144.
- [19] 吴红宝, 吕成文, 李玉娥, 等. 脱甲河农业流域土壤沉积物氮素时空分布与 N₂O 释放 [J]. *环境科学学报*, 2017, 37(4): 1539-1546.
- [20] Wang D, Tan Y, Yu Z, et al. Nitrous oxide production in river sediment of highly urbanized area and the effects of water quality [J]. *Wetlands*, 2015, 35(6): 1213-1223.
- [21] 李杨. 保水剂与肥料及土壤的互作机理研究 [D]. 北京: 北京林业大学, 2012: 118-119.
- [22] 崔英德, 郭建维, 阎文峰, 等. SA-IP-SPS 型保水剂及其对土壤物理性能的影响 [J]. *农业工程学报*, 2003, 19 (1): 28-31.
- [23] 黄巧义, 唐拴虎, 李苹, 等. 包膜材料 γ -聚谷氨酸对菜心的农学效应 [J]. *植物营养与肥料学报*, 2016, 22(6): 1645-1654.

(上接第 282 页)