

龚丽玲, 王丹阳, 瞿 畏, 等. 干挖法清淤对南汉垸内沟渠沉积物中氮形态和氨氮扩散通量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(12): 2826–2834.

GONG Li-ling, WANG Dan-yang, QU Wei, et al. Effects of dry excavation dredging on the nitrogen species and diffusion flux of ammonia nitrogen in the sediments of ditches in the Nanhan Embankment, China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2019, 38(12): 2826–2834.

干挖法清淤对南汉垸内沟渠沉积物中氮形态和氨氮扩散通量的影响

龚丽玲¹, 王丹阳², 瞿 畏³, 钱 湛⁴, 范庆元¹, 杨毓鑫¹, 谭诗杨¹, 杜春艳¹, 陈 宏^{1*}, 余关龙¹

(1.长沙理工大学水利工程学院, 洞庭湖水环境治理与水生态修复湖南省重点实验室, 长沙 410114; 2.湖南大学环境科学与工程学院, 长沙 410082; 3.长沙环境保护职业技术学院, 长沙 410004; 4.湖南省水利水电勘测设计研究总院洞庭湖研究中心, 长沙 410007)

摘 要:为研究干挖法清淤对沉积物中氮形态与氨氮扩散通量的影响规律,以洞庭湖区南汉垸为研究对象,通过对农田灌溉区、生活排污口、养鸭场、水产养殖区和养猪场等典型区域的沟渠沉积物及上覆水进行采样分析,利用Fick定律估算沉积物-水界面氨氮扩散通量,采用连续分级法测定沉积物中各形态氮含量。结果表明:南汉垸内沟渠采用干挖法清淤后沟渠内源污染减小,上覆水质改善。沉积物-上覆水界面氨氮扩散通量为 $-11.43\sim-16.19\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$,沉积物中总氮含量为 $403.66\sim1\,120.23\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,沉积物总氮与游离态氮(FN)、可交换态氮(EN)、酸解态氮(HN)和残渣态氮(RN)含量均随清淤完成时间延长呈增加趋势。清淤36个月后,不同功能区沉积物总氮含量由高到低依次为养猪场>水产养殖区>生活排污口>农田灌溉区。沉积物-上覆水界面氨氮扩散通量与沉积物中FN显著相关($P<0.05$)。与农田灌溉区相比,养猪场、养鸭场、水产养殖区及生活排污口对沟渠氮素的贡献量大。南汉垸内畜禽和水产养殖及生活排污的外源输入是沟渠沉积物及其上覆水中氮含量增加的主要原因。采用干挖法清淤后沉积物-水界面氮的释放短期内明显降低,使得南汉垸内沟渠的地表水环境质量得到明显改善;因沟渠清淤具有时效性,需加强对垸内沟渠实时监控并定期清淤,保障沟渠连通性和维持良好上覆水质。

关键词:洞庭湖区;南汉垸;清淤;氮形态;沉积物;氨氮;扩散通量

中图分类号:X524 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2019)12-2826-09 doi:10.11654/jaes.2019-0673

Effects of dry excavation dredging on the nitrogen species and diffusion flux of ammonia nitrogen in the sediments of ditches in the Nanhan Embankment, China

GONG Li-ling¹, WANG Dan-yang², QU Wei³, QIAN Zhan⁴, FAN Qing-yuan¹, YANG Yu-xin¹, TAN Shi-yang¹, DU Chun-yan¹, CHEN Hong^{1*}, YU Guan-long¹

(1.Key Laboratory of Dongting Lake Aquatic Eco-Environmental Control and Restoration of Hunan Province, School of Hydraulic Engineering, Changsha University of Science & Technology, Changsha 410114, China; 2.College of Environmental Science and Engineering, Hunan University, Changsha 410082, China; 3.Changsha Environmental Protection College, Changsha 410004, China; 4.Research Center of Dongting Lake, Hunan Hydro & Power Design Institute, Changsha 410007, China)

Abstract: The aim of this study is to investigate the nitrogen species and diffusion flux of ammonia nitrogen in the Nanhan Embankment in the Dongting Lake area, which has been dredged using the dry excavation method. For this, sediments and overlying water were sampled and analyzed from ditches located in typical areas, including the areas around farmland irrigation, a domestic sewage outlet, a duck farm, a

收稿日期:2019-06-14 录用日期:2019-08-20

作者简介:龚丽玲(1995—),女,湖南益阳人,硕士研究生,主要从事水环境治理技术研究。E-mail:lilinggong.zzz@stu.csust.edu.cn

*通信作者:陈 宏 E-mail:chenh@hnu.edu.cn

基金项目:国家自然科学基金项目(51308068,51308069,51109016);湖南省重点研发计划项目(2017SK2361)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(51308068,51308069,51109016); Hunan Provincial Science & Technology Department(2017SK2361)

pig farm, and aquaculture. Fick's law was used to estimate the nitrogen diffusion flux at the sediment-water interface, and sequential extraction methods were employed for determining the nitrogen content in the sediments. Results showed that the dry excavation dredging method could improve the quality of the overlying water and the endogenous pollution load could be suppressed to a certain extent in the Nanhan Embankment during a short period. The diffusion flux of ammonia nitrogen at the sediment-overlying water interface ranged from $-11.43 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ to $16.19 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, while the total nitrogen content in the sediments ranged from $403.66 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ to $1120.23 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. The total nitrogen and four nitrogen species, including free nitrogen (FN), exchangeable nitrogen (EN), hydrolysable nitrogen (HN), and residual nitrogen (RN), in the sediments increased with time. After 36 months of dredging, the C_{TN} in the sediments of ditches from different functional areas ranked as: duck farm > pig farm > aquaculture > domestic sewage outlet > farmland irrigation. The diffusion flux of ammonia nitrogen was significantly correlated with the FN in the sediment ($P < 0.05$). External inputs, including livestock/poultry pollutants and aquaculture/domestic sewage discharge, were the main culprits for the nitrogen increase in both the ditch sediments and overlying water. After dry excavation dredging, the release of nitrogen pollutants from the sediments decreased significantly in the short term, which improved the quality of the overlying water in ditches in the Nanhan Embankment. It is necessary to enhance regular management and dredge works to secure the connectivity of the ditches and maintain good quality for overlying water.

Keywords: Dongting Lake; Nanhan Embankment; dredging; nitrogen species; sediment; ammonia nitrogen; diffusion flux

氮的外源输入是湖泊水体富营养化的主要原因之一。外源含氮污染物通过扩散、吸附、沉淀、生化反应等转移至水下沉积物中,这在一定程度上降低了上覆水中氮的含量;与此同时,由于浓度梯度扩散、水力扰动和生物生态等作用导致沉积物中的含氮污染物再度释放至上覆水中,可能导致其氮含量的增加^[1-2]。因此,沉积物在城市水体氮污染中可以起到“源”或“汇”的作用^[3]。当外源污染输入受到控制时,沉积物中含氮污染物的再度释放就成为了河湖水体富营养化的重要原因^[4]。沉积物中的氮素具有多种形态,包括游离态氮(FN)、可交换态氮(EN)、酸解态氮(HN)和残渣态氮(RN);FN包括游离态氨氮($\text{F-NH}_4^+-\text{N}$)、游离态硝氮($\text{F-NO}_3^--\text{N}$)和游离态有机氮(F-DON);EN包括可交换态氨氮($\text{E-NH}_4^+-\text{N}$)、可交换态硝氮($\text{E-NO}_3^--\text{N}$)和可交换态有机氮(E-SON);HN分为酸解铵态氮(AN)、酸解氨基糖态氮(ASN)、酸解氨基酸态氮(AAN)与酸解未鉴定态氮(HUN)^[5-6]。氨氮既是耗氧参数,又是河湖水体富营养化的重要指标,明确沉积物-上覆水界面的氨氮扩散通量对于研究外源含氮污染物的迁移转化规律及水体富营养化评价具有重要作用。

洞庭湖是长江流域调蓄能力最大的湖泊,生态环境地位极为重要,然而近年来存在严重的水体富营养化问题^[7]。洞庭湖区是长江经济带的重要组成部分,其开发强度大,人口稠密,湖垸众多;经多年开垦形成了密集的沟渠网络,进而出现严重的沟渠淤积问题。为此湖南省政府于2016年组织开展了新一轮洞庭湖区垸内沟渠清淤整治工程。南汉垸作为其典型湖垸之一,人类生产生活活动频繁,垸内沟渠众多且易淤

积,近年来采用干挖法陆续开展了多段沟渠清淤工程。与泵吸式和绞吸式等^[8]清淤方法不同,干挖法清淤直接用挖掘机除泥,无需断流,适用于小型沟渠清淤疏通,但对沉积物的清除不彻底,下层污泥易活化,清淤后的底泥易恢复到清淤前^[8];环保绞吸式对底泥扰动小,清除率高,避免了底泥污染物的扩散,是目前最常用的环保清淤方法^[9]。

湖泊底泥清淤会对其沉积物中氮形态特征、界面氨氮扩散通量及其上覆水质产生影响。太湖清淤后泥-水界面氨氮扩散通量减小,水体营养盐含量下降,而清淤后沉积物中总氮含量反而增加;南京玄武湖清淤半年后氨氮向上覆水释放,水质变差^[4,10-12]。而湖区沟渠清淤特别是采用干挖法清淤,对于其沉积物中氮形态特征及扩散通量的影响,目前尚未见报道。因此,干挖法清淤对于洞庭湖区垸内沟渠沉积物氮形态特征及氨氮扩散通量的影响成为了当前迫切需要研究的问题。

本文以洞庭湖区南汉垸内沟渠的沉积物及其上覆水为研究对象,实地取样分析清淤后不同时间垸内农田灌溉区、生活排污口、养鸭场等不同区域沉积物中各种氮形态与含量及其上覆水中氨氮(C_{AN})与总氮(C_{TN})浓度,讨论了干挖法清淤对垸内沟渠沉积物中氮形态特征与氨氮扩散通量的影响,为明确洞庭湖区干挖法沟渠清淤对沉积物中氮形态和氨氮扩散通量的影响提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域

洞庭湖区南汉垸位于湖南省南县西南部($29^{\circ}03'$

42°~29°13'12"N、112°11'40"~112°18'45"E)。垸内地势北高南低,南北长26.5 km,东西宽6 km,总面积96 km²;耕地面积超5000 km²,有效灌溉面积4593 km²,外部河洲467 km²;三面环水,藕池河中西支与淞澧洪道流经其东西两侧,注入南洞庭;垸内大、小型沟渠共有1.3万条;垸内居住人口为5.2万人,基本无工业生产,农业生产以种植业、水产养殖业以及畜禽养殖业(养鸭、养猪等)为主。南汉垸内年出栏猪头数约7万头,猪肉产量4762 t,家禽总数59.36万羽,水产品9143 t,水产养殖面积548 km²(2013年南县统计年鉴)。沟渠是南汉垸农田灌溉的重要设施,农作物种植分别在4、6月,此时农田灌溉需水量大,需开闸放水,沟渠流量增大,冬季枯水期,沟渠流速变慢,流量减小。

1.2 样品采集与处理

基于南汉垸内生产生活和水体功能特征与污染排放源分布,选取了12个(S1~S12)代表性样点,按照区域特征可分为农田灌溉区、生活排污口、养鸭场、水产养殖区和养猪场,具体见图1和表1。分别于2017年11月(采集S3~S12样点)和12月(采集S1和S2样点)采集沉积物及上覆水样品。由于研究区域面积相对较小,忽略地质、土壤、气候和降雨等自然因素影响,所有农田灌溉渠视同受人类活动影响程度一致;由于不同样点在不同时间已完成清淤,采用距上一次清淤时间表示随时间的变化。使用拉式采样器

表1 采样点特征

Table 1 Characteristics of sampling points

编号 Number	距上一次清淤时间/月 Time since the last dredging/month	所属区域类别 Typical area
S1	1	农田灌溉区
S2	1	
S3	12	
S4	12	
S5	24	
S6	36	
S7	36	
S8	48	
S9	36	生活排污口
S10	36	养鸭场
S11	24	水产养殖区
S12	36	养猪场

(KLL-S4)采集上覆水10~30 cm深处水样1 L保存于聚乙烯瓶中,现场加硫酸和三氯甲烷固定;采用对角线或梅花布点法用活塞式柱状沉积物采样器(XDB0204 ϕ 5 cm)采集2~5 cm深的混合泥样并冷藏,继而去除杂质、冷冻干燥48 h、研磨、过0.15 mm筛,密封避光储存备用^[13]。

1.3 分析方法

水样分析参照《水和废水监测分析方法(第四版)(增补版)》,各氮含量分析方法如下: C_{TN} 采用过硫酸钾消解-紫外分光光度法测定, C_{AN} 采用纳氏试剂分光

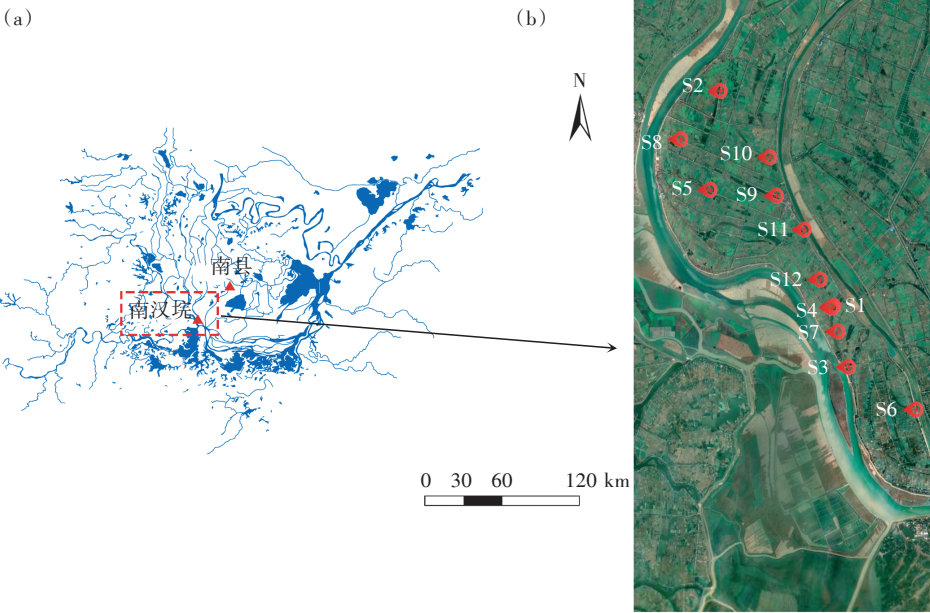


图1 南汉垸内沟渠采样点位置分布示意图

Figure 1 Location of sampling sites in the Nanhan Embankment

光度法测定。沉积物分析参照《沉积物质量调查评估手册》^[14],分别测定FN($F-NH_4^+-N$ 、 $F-NO_3^-N$ 、 $F-DON$)、EN($E-NH_4^+-N$ 、 $E-NO_3^-N$ 、 $E-SON$)、HN(AN、ASN、AAN、HUN)和RN的含量。

沉积物-水界面扩散通量估算不考虑生物扰动、风浪扰动、界面反应等物化因素,将其物质扩散简化为分子扩散^[15],通量利用Fick第一扩散定律估算:

$$F = \varphi \cdot D_s \cdot \left(\frac{\partial C}{\partial Z} \right)_{z=0}$$

式中: F 为分子在沉积物中水界面的扩散通量, $mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$; φ 为沉积物孔隙率,采用沉积物含水率和湿容重计算得到,%; $\left(\frac{\partial C}{\partial Z} \right)_{z=0}$ 为分子在沉积物-上覆水的浓度梯度, $mg \cdot L^{-1} \cdot cm^{-1}$; D_s 为分子扩散系数, $cm^2 \cdot s^{-1}$ 。 $\varphi \leq 0.7$, $D_s = \varphi \cdot D_0$, $\varphi > 0.7$, $D_s = \varphi^2 \cdot D_0$,其中 D_0 为无限稀释溶液中溶质的扩散系数,与温度呈函数关系^[16],通常情况下,25℃下,对于 NH_4^+-N 取 $D_0 = 1.76 \times 10^{-5} cm^2 \cdot s^{-1}$ 。

农田灌溉区距上一次清淤时间相同的样点所测数据取其平均值。所得数据在Excel 2010、Origin 2018、ArcGIS 10.2以及SPSS 17.0软件上进行统计检验、绘图和分析。

2 结果与分析

2.1 农田灌溉区清淤后沟渠沉积物氮形态与氨氮扩散通量

农田灌溉区沟渠上覆水 C_{AN} 和 C_{TN} 及氨氮扩散通量如图2所示。清淤后48个月内农田灌溉区上覆水 C_{AN} 变化范围为 $0.54 \sim 1.51 mg \cdot L^{-1}$,其中清淤1个月后,

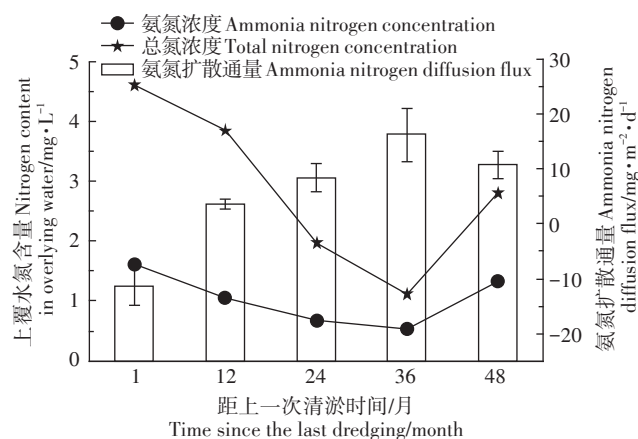


图2 农田灌溉区沟渠上覆水氨氮和总氮浓度及氨氮扩散通量
Figure 2 Temporal dynamics of TN and NH_4^+-N concentrations in the overlying water and diffusion fluxes of NH_4^+-N in ditches of the farmland irrigation area

C_{AN} 达最高。 C_{TN} 在清淤后36个月内接近直线下降,清淤48个月后 C_{TN} 升高到 $2.8 mg \cdot L^{-1}$,高于《地表水环境质量标准》的V类标准($2.0 mg \cdot L^{-1}$)。总氮是衡量水质和水体富营养化的重要指标,水体中总氮含量升高表明该区域氮污染可能加重。清淤后48个月内氨氮扩散通量分布范围在 $-11.43 \sim 16.19 mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$,其中清淤1个月后,上覆水氨氮扩散通量为负值,表示氨氮向沉积物中扩散,清淤后12个月内氨氮转变为向上覆水中扩散,清淤36个月后氨氮扩散通量最大,随清淤时间延长氨氮向上覆水中扩散,但氨氮扩散通量增量减小。

农田灌溉区沟渠沉积物中氮形态及各形态氮组成随时间的分布如图3所示。总氮含量随清淤时间逐年增加,农田灌溉区沉积物中总氮含量为 $403.66 \sim 1120.23 mg \cdot kg^{-1}$,平均含量为 $683.33 mg \cdot kg^{-1}$,各形态氮逐年增加,其中RN在清淤48个月后增幅最大。HN在总氮含量中占比最高,达62.32%,RN、EN其次, FN占比最小。清淤后48个月内, FN中 $F-NO_3^-N$ 随清淤时间不断增加, $F-NH_4^+-N$ 含量在FN中占优势,仅在清淤1个月后, $F-DON$ 含量高于 $F-NH_4^+-N$ 。EN中 $E-NH_4^+-N$ 含量约占65.99%,其含量在清淤48个月后明显增加, $E-NO_3^-N$ 、 $E-SON$ 变化不明显。HN中各形态氮含量随清淤时间呈增加趋势,AAN与HUN在HN中占比大致相等,但AAN随清淤时间逐年增加,而HUN变化不明显。AAN作为可矿化态氮的最大贡献者,随清淤时间延长农田灌溉区氮素可矿化潜力增大,表明清淤时间延长,农田灌溉区沟渠沉积物中总氮含量不断增大,各形态氮含量有所增加,但各形态氮组分基本不变。

2.2 不同功能区清淤后沟渠沉积物氮形态与氨氮扩散通量

清淤36个月(水产养殖区为24个月)后不同功能区沟渠上覆水 C_{AN} 和 C_{TN} 及氨氮扩散通量如图4所示,相比农田灌溉区,养鸭场、养猪场、水产养殖区和生活排污口上覆水 C_{TN} 与 C_{AN} 更高。养猪场上覆水 C_{TN} 最高,达 $36.02 mg \cdot L^{-1}$,表明养猪场对垸内沟渠上覆水氮素贡献量大,对上覆水质影响大。各功能区 C_{AN} 变化趋势与 C_{TN} 基本一致。沉积物-水界面氨氮扩散通量变化明显,养猪场氨氮扩散通量最大,达 $135.81 mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$,是农田灌溉区的8倍。由图4可知,各功能区清淤36个月后,在各采样点的氨氮扩散通量均为正值,表现为向上覆水中扩散。

清淤36个月后不同功能区沟渠沉积物氮形态及

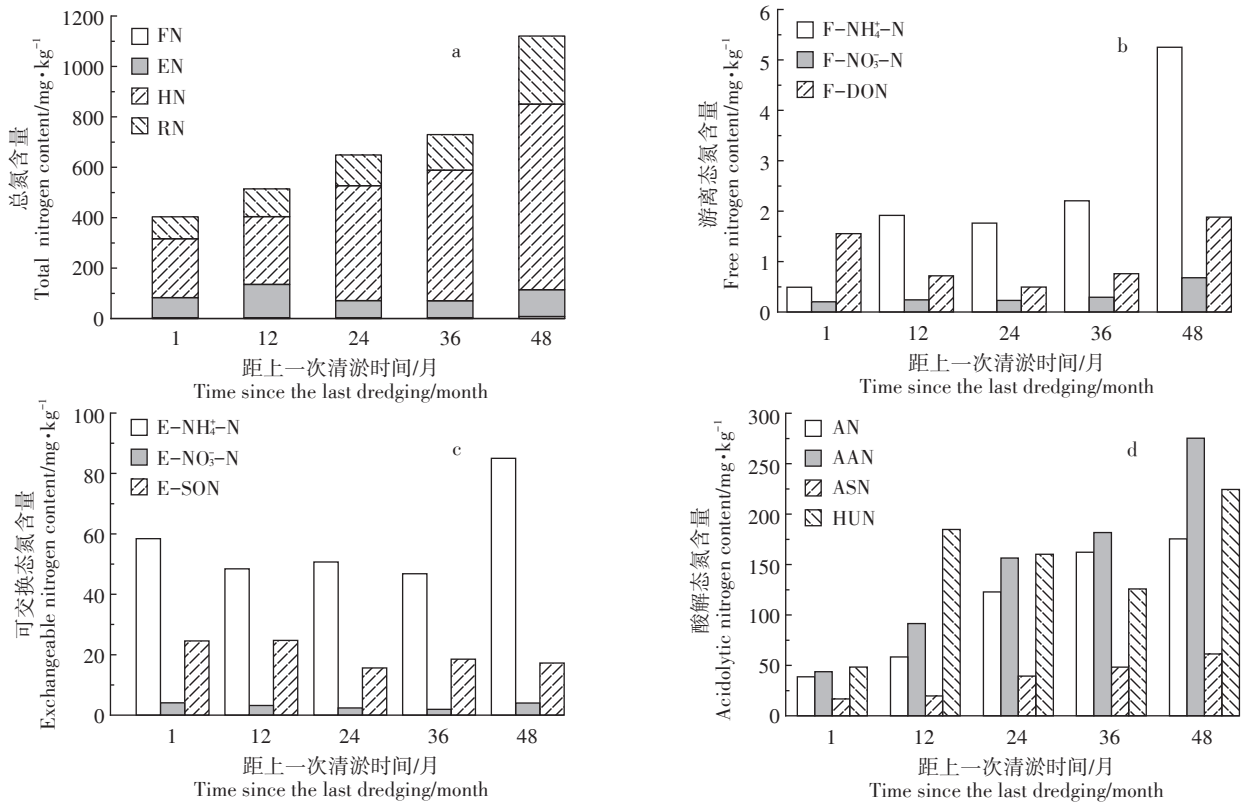


图3 农田灌溉区沟渠沉积物中氮形态及各形态氮组成随时间的分布

Figure 3 Temporal distribution of nitrogen species and their contents in ditch sediments of the farmland irrigation area

各形态氮的组成如图5所示。清淤36个月后,各功能区沉积物中总氮及各形态氮含量明显不同。沉积物中总氮含量由高到低依次为养鸭场>养猪场>水产养殖区>生活排污口>农田灌溉区,其中养鸭场沉积物

中总氮含量高达 $1\,611.67\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,总氮含量高于其他区域的原因一方面是由于猪、鸭粪比重各异,鸭粪比重大,更易沉积^[17];另一方面,农田灌溉区与生活排污口位于养鸭场上游,大部分农田、生活污水流经养鸭场,污染物随悬浮物沉积于此,增加了养鸭场沉积物中氮负荷,而上浮的猪粪会加剧上覆水质的恶化。清淤36个月后除养猪场外其他功能区FN在总氮中占比 $\leq 4\%$,养猪场FN含量高达 $61.86\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;HN含量在各功能区内占比最大。FN中养猪场F-NH₄⁺-N含量远高于其他功能区,F-NO₃⁻-N与F-DON含量在各功能区间变化不明显。其他功能区E-NH₄⁺-N含量均高于农田灌溉区,E-NO₃⁻-N与E-SON含量除农田灌溉区外各功能区相差不大。养鸭场、养猪场、水产养殖区及生活排污口沉积物HN中AAN占比最大,具有更大矿化潜力。不同氮形态对沉积物释放的影响如表2所示,清淤36个月(水产养殖清淤24个月)后不同功能区氨氮扩散通量与各形态氮相关系数均为正值。氨氮扩散通量与FN极显著相关,与EN、HN、RN相关性不显著,HN与EN相关性显著,表明沉积物-水界面氨氮扩散通量受FN影响大,HN与EN可能相互影响。

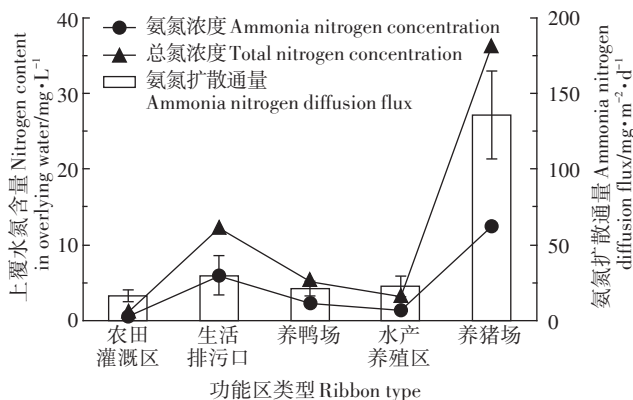


图4 清淤36个月(水产养殖区为清淤24个月)后不同功能区沟渠上覆水氨氮和总氮浓度及氨氮扩散通量

Figure 4 Spatial dynamics of TN and NH₄⁺-N concentrations in the overlying water and diffusion fluxes of NH₄⁺-N in ditches of different types of functional areas in 36 months after dredging (except for 24 months after dredging for the aquaculture area)

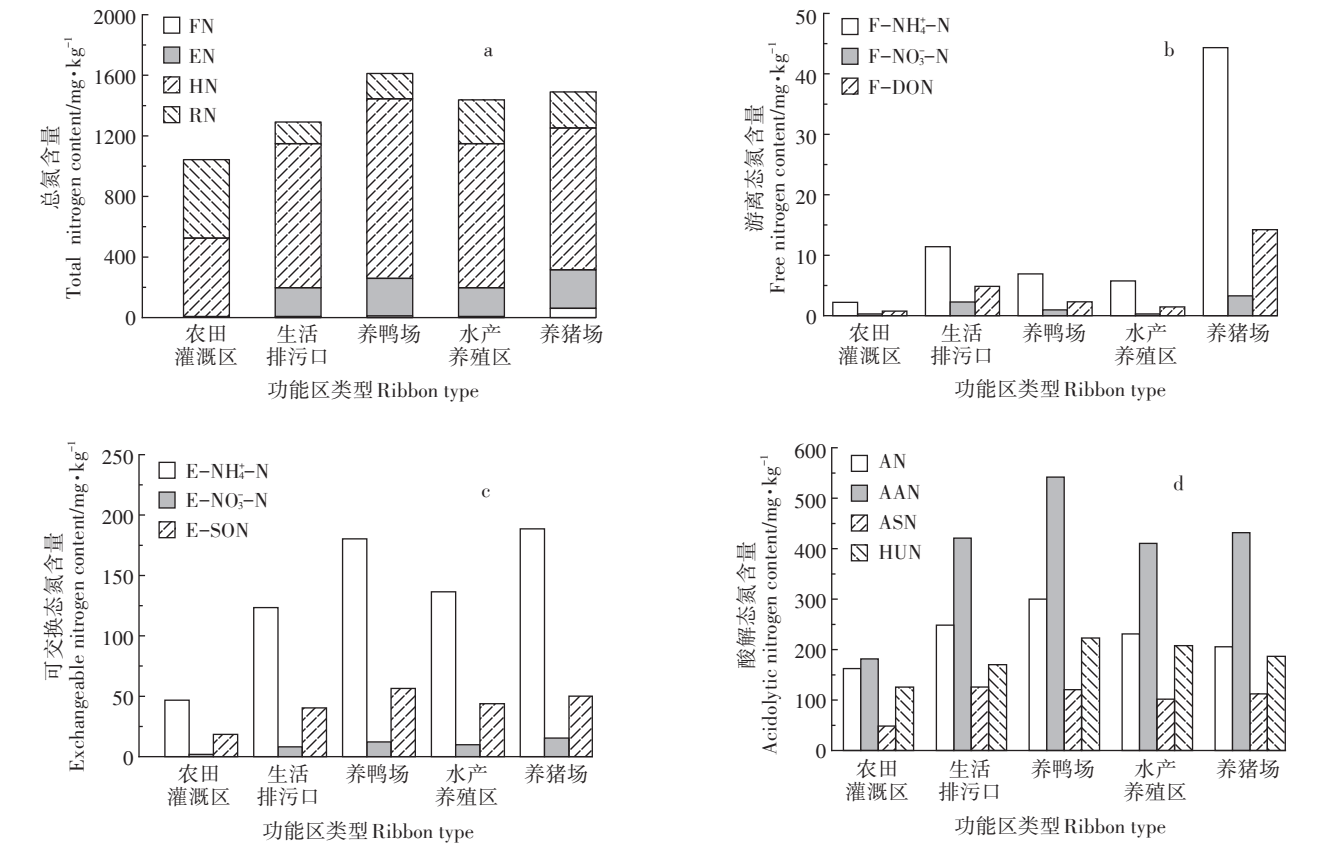


图5 清淤36个月(水产养殖区为清淤24个月)后不同功能区沟渠沉积物氮形态及各形态氮的组成

Figure 5 Spatial distribution of nitrogen species and theirs contents in ditch sediments of different types of functional areas in 36 months after dredging(except for 24 months after dredging for the aquaculture area)

表2 清淤36个月(水产养殖区为清淤24个月)后不同功能区氨氮扩散通量与各形态氮的相关性($n=5$)

Table 2 Correlation between diffusion flux of NH_4^+-N and nitrogen species in ditches of different types of functional areas in 36 months after dredging(except for 24 months after dredging for the aquaculture area)($n=5$)

	<i>F</i>	FN	EN	HN	RN
<i>F</i>	1				
FN	0.977**	1			
EN	0.532	0.578	1		
HN	0.096	0.188	0.887*	1	
RN	0.388	0.290	0.432	0.234	1

注:*为显著相关 $P<0.05$;**为极显著相关 $P<0.01$;双尾检验。
Note: * is a significant correlation $P<0.05$; ** is an extremely significant correlation $P<0.01$;Two-tailed test.

3 讨论

3.1 清淤对沟渠沉积物氮形态的影响

清淤1个月 后FN中F-DON含量较F-NH₄⁺-N明显增大(图3),一方面是因为农业生产大量使用的化

肥流入沟渠,使上覆水 C_{TN} 增加,氮素向沉积物中沉积;另一方面,清淤降低了沉积物有机质含量并破坏了沉积物中微生物群落结构,大幅减弱沉积物微生物活性^[18],使有机氮不能及时被矿化降解。HN是可矿化态氮,主要以有机氮形式存在,AAN是HN可矿化态氮的最大贡献者和矿化后无机氮的最有效来源之一^[15,19],矿化作用将有机氮转化为无机氮,释放出的氨大部分形成铵盐^[20]。HN与AAN含量随清淤时间不断增加(图3a和图3d),提高沉积物中氮的可矿化潜力,增大沉积物间隙水中铵态氮的含量,提高氨氮向上覆水释放的能力。研究表明,采用淹水培养法研究沉积物矿化过程,其HN含量随培养时间的延长而减少^[20],而埭内沟渠沉积物中HN随清淤时间延长不断增加,这与南汉埭内沟渠外源污染的输入有关。

清淤36个月(水产养殖区为24个月)后,养猪场FN含量明显高于其他功能区(图5b),原因在于养猪场大量含氮废水排入沟渠,其上覆水氨氮含量明显增加,氨未被氧化或来不及被氧化即随水中悬浮物一起沉积。其他功能区HN中各组成含量均高于农

田灌溉区(图5d),养猪场、养鸭场、水产养殖区及生活排污口沉积物可矿化有机氮含量高,AAN作为可矿化态氮是最大贡献者^[5],且在HN中占比大,表明与农田灌溉区相比,养猪场、养鸭场、水产养殖区及生活排污口氮素有更大的矿化潜力。

各功能区氨氮扩散通量与FN显著相关,与EN、HN、RN相关性不显著,说明氨氮扩散通量可能主要受FN控制,而受EN、HN、RN影响较小。在蠡湖沉积物氮释放潜力的研究中发现,氨氮扩散通量主要受EN、FN控制^[19]。其原因在于,存在外源污染时,人类活动对沟渠上覆水质的影响远大于沟渠沉积物的内源释放。其研究排除外源干扰,与本研究结果产生差异。清淤后,沉积物新生表层氧化还原电位高,表面形成氧化层,初期该层有机质含量和微生物数量少,可阻止下层间隙水中氮的释放^[4], $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在氧化层被氧化,表层沉积物 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量低,且沉积物中氮向上覆水释放主要受浓度梯度影响^[21-22],表明清淤后,受新生氧化层影响沉积物中氮释放速率减小。

综上,清淤后沉积物新生表层可减少沉积物中氮的释放,同时沉积物中HN增加会增大沉积物中氮可矿化潜力,提高其向上覆水释放氮的能力,受人类活动影响,养猪场、养鸭场、水产养殖区及生活排污口对沟渠氮贡献量大,存在外源污染时会加剧沟渠水质恶化。

3.2 清淤对沉积物-水界面氨氮通量的影响

清淤后沟渠沉积物-上覆水界面氨氮从向沉积物中扩散转变为向上覆水中扩散,氨氮扩散通量增量减小,这是因为农业上大量使用化肥,沟渠内营养盐含量增加,使沉积物-上覆水界面浓度梯度减小,表明存在外源输入时,随清淤时间延长,清淤对沟渠沉积物-水界面控制作用减小。滇池清淤后草海底泥污染物对水体的扩散减少^[23],巢湖双河桥清淤后总氮含量为 $0.61\sim 2.07\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,清淤2年后总氮含量升高到 $2.27\sim 5.26\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[24],太湖不同清淤时间的湖区底泥氮释放量随清淤时间延长而增加^[25],表明沟渠清淤对沉积物-水界面氮扩散有一定控制作用,但会随清淤完成时间延长而降低。清淤后的沟渠可能受到许多不确定因素影响,南汉垵沟渠在防洪排涝及农田灌溉时会显著影响沟渠流量与流速;且夏季暴雨频繁,污染物随雨水流入沟渠,增大了沟渠流量的同时也恶化了上覆水质,冬季沟渠水量和流速减小,部分污染物沉积在底泥中。以上过程增大了氮迁移过程的不确定性,加大了污染物的释放风险。沟渠清淤后可能在一定时期又会恢复到清淤前,因此应对沟渠实时监测并

定期进行清淤,保障沟渠连通性,改善上覆水质。

营养盐在沉积物-水界面的扩散通量受多种因素的影响,如泥水界面中营养盐的浓度差^[22]、沉积物中氮污染物的存在形态及来源等^[26]。沟渠清淤后氨氮扩散通量在不同功能区差别较大,原因是各区污染来源性质以及污染物排出方式不同。养猪场产生的尿液、饲料残渣、猪粪冲洗水等污染物排放到沟渠,同时养猪场氮养分输入量远大于有效养分量^[27],大量氮流入沟渠,影响其水质;水产养殖投加大量饵料,水生生物氮磷排放量大于吸收量,造成水体氮、磷、有机物等含量增多^[28],氮、磷等营养盐部分流入水体或沉积于底泥中;同时由于南汉垵内人类活动的随意性以及污染排放的不确定性,增加了沟渠沉积物中营养盐的释放风险,也恶化了上覆水质。

研究表明^[6,29],南汉垵内沟渠氨氮扩散通量高于东、西、南洞庭,湖内上覆水氨氮、总氮浓度分别为 $0.84, 2.45\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,低于垵内沟渠。入湖口氨氮污染严重,从入湖口到中心湖区氨氮浓度降低。这与洞庭湖为过水性湖泊有关,湖水不断更新、交换,水体营养物质滞留少^[6]。如表3所示,垵内沟渠在清淤36个月后养鸭场、养猪场区域氨氮扩散通量高于国内部分河流、湖泊,其中太湖、滇池氨氮扩散通量大,这与各自湖泊特点以及周边环境有关。太湖作为浅水湖泊,界面营养盐交换可能受到上覆水中风浪、湖流及生物扰动等的影响^[30]。滇池福保湾部分区域常年受周边环境污染,底泥具强还原性,间隙水氨氮含量高,提高了氨氮向上覆水释放的危险^[31]。内源污染与外源输入都是河湖富营养化的重要原因^[4],受周边环境影响,洞庭湖水质下降且富营养化日益严重,应控制外源污染的输入^[7]。南汉垵内沟渠作为流入洞庭湖的污染源,较高的氨氮扩散通量会加剧沟渠水质的恶化,进而可能加快洞庭湖富营养化进程,建议将湖区周围养

表3 国内部分湖泊、河流氨氮扩散通量比较

Table 3 Comparison of diffusion fluxes of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in lakes and rivers in China

河湖名称 River & lake name	采样特征 Sampling feature	氨氮扩散通量 Diffusion fluxes of $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$
洞庭湖湖内 ^[6]	南洞庭 2012-06	7.78
滇池 ^[31]	福保湾 2006-11	22.90~163.10
南沙港 ^[32]	养殖水域 2017-07	12.23~17.49
珠江 ^[33]	广州河段 2006-10	0.32~4.54
太湖 ^[34]	入湖河道 2007-07	103.35±13.17
洞庭湖区(本研究)	南汉垵内沟渠 2017-11	16.19~135.81

殖场部分迁移。

3.3 清淤方式对氮营养盐的影响

清淤可减小沉积物内源负荷,改善水质^[35]。清淤1个月后,沟渠上覆水 C_{AN} 、 C_{TN} 最高,原因是清淤时的机械扰动引起沉积物再悬浮,导致污染物向水体释放。南汉垸内沟渠采用干挖法清淤后内源污染负荷减小,上覆水质改善;而玄武湖截断外源后也采用类似清淤方法(排干法),对湖内水质改善不明显,总氮基本不变,这可能与玄武湖中藻类的繁殖、死亡有关^[9]。由此表明,相似的清淤方法对不同水体的清淤效果是不同的。Zhong等^[10]发现清淤深度为30 cm能有效去除沉积物中有机质含量与间隙水中氨氮含量。南汉垸沟渠清淤深度在50~80 cm,甚至清空见底,对沉积物中有机质去除更彻底,利于改善沟渠的水质状况。研究表明,外源污染的存在会显著增加清淤沉积物中营养盐负荷^[36]。农田灌溉区泥-水界面氨氮扩散通量增量随清淤时间减小,表明沟渠存在外源污染时,清淤对内源污染的控制效果随时间降低,因此在开展南汉垸内沟渠清淤工作的同时,还需要控制垸内农业面源污染问题。

4 结论

(1)南汉垸采用干挖法清淤后沟渠内源污染负荷减小,上覆水质改善。农田灌溉区沉积物-上覆水界面氨氮扩散通量范围为 $-11.43\sim 16.19\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$,沉积物中总氮含量为 $403.66\sim 1\,20.23\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。随清淤后时间延长,沉积物总氮与各形态氮含量均呈增加趋势。

(2)清淤36个月(水产养殖区为24个月)后,各功能区沉积物氨氮扩散通量与沉积物中游离态氮(FN)显著相关($P<0.05$)。与农田灌溉区相比,养猪场、养鸭场、水产养殖区及生活排污口对沟渠氮贡献量大。南汉垸内畜禽和水产养殖及生活排污的外源输入是沟渠沉积物及其上覆水中氮含量增加的主要原因。

(3)采用干挖法清淤使得短期内的沉积物-水界面氮的释放通量得以明显降低,改善了南汉垸内沟渠的地表水环境质量。同时,因沟渠清淤具有时效性,应加强对沟渠水环境实时监控并定期清淤,保障沟渠连通性和维持良好的上覆水水质。

参考文献:

[1] Lei P, Zhang H, Wang C, et al. Migration and diffusion for pollutants across the sediment-water interface in lakes: A review[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2018, 30(6):1489-1508.

[2] Wang X, Cheng B, Yang Z J, et al. Differences in diffusive fluxes of nutrients from sediment between the natural river areas and reservoirs in the Lancang River Basin[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(5):2126-2134.

[3] 范成新. 湖泊沉积物界面过程与效应[M]. 北京:科学出版社, 2013. FAN Cheng-xin. Process and effect of lake sediment interface[M]. Beijing: Science Press, 2013.

[4] 范成新, 张路, 王建军, 等. 湖泊底泥疏浚对内源释放影响的过程与机理[J]. 科学通报, 2004, 49(15):1523-1528. FAN Cheng-xin, ZHANG Lu, WANG Jian-jun, et al. Process and mechanism of effects of lake sediment dredging on endogenous release[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2004, 49(15):1523-1528.

[5] 钟立香, 王书航, 姜霞, 等. 连续分级提取法研究春季巢湖沉积物中不同结合态氮的赋存特征[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(10):2132-2137. ZHONG Li-xiang, WANG Shu-hang, JIANG Xia, et al. Speciation characteristics of different combined nitrogen in the spring sediments of Chaohu Lake by sequential extraction methods[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(10):2132-2137.

[6] 王雯雯, 王书航, 姜霞, 等. 洞庭湖沉积物不同形态氮赋存特征及其释放风险[J]. 环境科学研究, 2013, 26(6):598-605. WANG Wen-wen, WANG Shu-hang, JIANG Xia, et al. Occurrence characteristics and release risk of nitrogen fractions in sediments of Dongting Lake[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2013, 26(6):598-605.

[7] 黄代中, 万群, 李利强, 等. 洞庭湖近20年水质与富营养化状态变化[J]. 环境科学研究, 2013, 26(1):27-33. HUANG Dai-zhong, WAN Qun, LI Li-qiang, et al. Changes of water quality and eutrophic state in recent 20 years of Dongting Lake[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2013, 26(1):27-33.

[8] 龚春生. 城市小型浅水湖泊内源污染及环保清淤深度研究:以南京玄武湖为例[D]. 南京:河海大学, 2007. GONG Chun-sheng. Study on small shallow lake inner pollution source and environmental dredging depth: Taking Lake Xuanwu in Nanjing as the research object[D]. Nanjing: Hohai University, 2007.

[9] 包建平, 朱伟, 闵佳华, 等. 中小河道治理中的清淤及淤泥处理技术[J]. 水资源保护, 2015, 31(1):56-62. BAO Jian-ping, ZHU Wei, MIN Jia-hua, et al. Technology of dredging and sludge treatment in small and medium sized river regulation[J]. *Water Resources Protection*, 2015, 31(1):56-62.

[10] Zhong J C, Liu G F, Fan C X, et al. Environmental effect of sediment dredging in lake: II. The role of sediment dredging in reducing internal nitrogen release[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2009, 21(3):335-344.

[11] Wang D, Kong F X, Liu A J, et al. Analysis of the influence of the ecological dredging to ecosystem of Lake Wuli, Lake Taihu[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2005, 17(3):263-268.

[12] 俞海桥. 西五里湖不同生态修复措施对沉积物营养盐的影响[D]. 武汉:武汉理工大学, 2007. YU Hai-qiao. Effects of different ecological restoration measures on sediment nutrients in Xiwuli Lake[D]. Wuhan: Wuhan University of Technology, 2007.

- [13] 于雯泉, 钟少军. 海洋沉积物有机碳分析方法中干燥预处理过程人为误差的发现及其意义[J]. 环境科学学报, 2007, 27(5): 861–867.
- YU Wen-quan, ZHONG Shao-jun. Freeze-drying pretreatment improves organic carbon determinations of marine sediments[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2007, 27(5): 861–867.
- [14] 姜霞. 沉积物质量调查评估手册[M]. 北京: 科学出版社, 2012.
- JIANG Xia. Sediment quality survey and evaluation manual[M]. Beijing: Science Press, 2012.
- [15] Lavery P S, Oldham C E, Ghisalberti M. The use of Fick's First Law for predicting porewater nutrient fluxes under diffusive conditions[J]. *Hydrological Processes*, 2001, 15(13): 2435–2451.
- [16] Falcão M, Vale C. Sediment–water exchanges of ammonium and phosphate in intertidal and subtidal areas of a mesotidal coastal lagoon (Ria Formosa)[J]. *Hydrobiologia*, 1998, 373: 193–201.
- [17] 沈秀丽. 主要畜禽粪便能源及肥料化利用相关特性表征及其比较研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2016.
- SHEN Xiu-li. Characterization and comparison study on energy and fertilizer related properties of animal manure in China[D]. Beijing: China Agricultural University, 2016.
- [18] 雷静, 年夫喜, 冯国栋, 等. 富营养化水体清淤后的微生物脱氮技术应用[J]. 环境工程学报, 2016, 10(7): 3949–3955.
- LEI Jing, NIAN Fu-xi, FENG Guo-dong, et al. Application of microbial removal of nitrogen in dredged eutrophic water[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2016, 10(7): 3949–3955.
- [19] Wang W W, Wang S H, Jiang X, et al. Occurrence characteristics and release potential of nitrogen fractions in sediment of Lihu Lake[J]. *China Environmental Science*, 2017, 37(1): 292–301.
- [20] Zhao L, Wang S H, Jiang X, et al. Variation of nitrogen forms in sediments of Lihu Lake during mineralization[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(12): 4626–4632.
- [21] 张彦, 张远, 于涛, 等. 太湖沉积物及孔隙水中氮的时空分布特征[J]. 环境科学研究, 2010, 23(11): 1333–1342.
- ZHANG Yan, ZHANG Yuan, YU Tao, et al. Spatial and temporal distribution of nitrogen species in sediment and interstitial waters of Taihu Lake[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2010, 23(11): 1333–1342.
- [22] Fan C X, Morihiro A. Effects of aerobic and anaerobic conditions on exchange of nitrogen and phosphorus across sediment–water interface in Lake Kasumigaura[J]. *Journal of Lake Sciences*, 1997, 9(4): 337–342.
- [23] 安琪, 李发荣. 滇池草海底泥疏挖对水体水质及底泥影响分析研究[J]. 云南地理环境研究, 2002, 14(2): 65–69.
- AN Qi, LI Fa-rong. Analysis of influence on water quality and sediment of the internal lake of Dianchi Lake due to sediment digging[J]. *Yunnan Geographic Environment Research*, 2002, 14(2): 65–69.
- [24] Wang G Z, Fang T, Tang W, et al. Long-term effects of dredging on pollutant distribution in sediments of a heavily polluted inflow river[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2014, 26(6): 837–843.
- [25] 胡晓东, 张建华, 吴沛沛, 等. 基于氮、磷释放的太湖生态清淤时间效应研究[J]. 水利水电技术, 2016, 47(10): 58–61, 72.
- HU Xiao-dong, ZHANG Jian-hua, WU Pei-pe, et al. Nitrogen and phosphorus release-based study on time-effect of eco-dredging[J]. *Water Resources and Hydropower Engineering*, 2016, 47(10): 58–61, 72.
- [26] Xu Y, Xu T Y. Influence of incity river sediment dredging to endogenous release[C]//International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, IEEE, 2009.
- [27] Wang S R, Jin X C, Zhao H C, et al. Phosphorus release characteristics of different trophic lake sediments under simulative disturbing conditions[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 161(2): 1551–1559.
- [28] 李绪兴. 水产养殖与农业面源污染研究[J]. 安徽农学通报, 2007, 13(11): 61–67.
- LI Xu-xing. Aquaculture and agricultural non-point source pollution research[J]. *Anhui Agricultural Science Bulletin*, 2007, 13(11): 61–67.
- [29] Tian Z, Zheng B, Wang L, et al. Long term (1997–2014) spatial and temporal variations in nitrogen in Dongting Lake, China[J]. *PLoS One*, 2017, 12(2): e170993.
- [30] Fan C X, Zhang L, Qin B Q, et al. Migration mechanism and quantification of biogenic elements and their quantification on the sediment–water interface of Lake Taihu: I. Spatial variation of the ammonium release rates and its source and sink fluxes[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2004, 16(1): 10–20.
- [31] Li B, Ding S M, Fan C X, et al. Estimation of releasing fluxes of sediment nitrogen and phosphorus in Fubao Bay in Dianchi Lake[J]. *Environmental Science*, 2008, 29(1): 114–120.
- [32] 蒋增杰, 方建光, 毛玉泽, 等. 宁波南沙港养殖水域沉积物–水界面氮磷营养盐的扩散通量[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(12): 2413–2419.
- JIANG Zeng-jie, FANG Jian-guang, MAO Yu-ze, et al. Diffusion fluxes of dissolved inorganic nitrogen and phosphorus across sediment–water interface in Nansha Aquaculture area, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(12): 2413–2419.
- [33] 吴文成, 吴群河, 梁明易, 等. 珠江广州河段沉积物无机氮的分布特征和界面交换通量[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(3): 1128–1133.
- WU Wen-cheng, WU Qun-he, LIANG Ming-yi, et al. Distribution characteristics of inorganic nitrogen in core sediments and diffusion fluxes in interface from Guangzhou Reach of the Pearl River[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(3): 1128–1133.
- [34] 徐徽, 张路, 商景阁, 等. 太湖水土界面氮磷释放通量的流动培养研究[J]. 生态与农村环境学报, 2009, 25(4): 66–71.
- XU Hui, ZHANG Lu, SHANG Jing-ge, et al. Study on ammonium and phosphate fluxes at the sediment–water interface of Lake Taihu using flow-through incubation[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2009, 25(4): 66–71.
- [35] Jing L D, Wu C X, Liu J T, et al. The effects of dredging on nitrogen balance in sediment–water microcosms and implications to dredging projects[J]. *Ecological Engineering*, 2013, 52: 167–174.
- [36] Liu C, Shao S, Shen Q, et al. Effects of riverine suspended particulate matter on the post-dredging increase in internal phosphorus loading across the sediment–water interface[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 211: 165–172.