

颗粒物沉降影响下草/藻型湖区沉积物—水界面氮交换特征及机制^{*}

韩汶轩^{1,2}, 陈秋羽^{1,3}, 何 煦¹, 谭立贤¹, 刘 成^{1**}, 张 雷¹

(1: 中国科学院南京地理与湖泊所, 湖泊与环境国家重点实验室, 南京 211135)

(2: 中国科学院大学, 北京 100049)

(3: 广西大学资源环境与材料学院, 南宁 530004)

摘 要: 富营养化湖泊水体中颗粒物的不断富集和沉降加剧了沉积物内源负荷。本文以太湖典型草、藻型湖区为研究对象, 开展了为期一年的野外月度调查, 分析了两种湖区水样、颗粒物和沉积物中各形态氮含量、赋存形式及其沉积物—水界面交换特征, 研究了颗粒物沉降对草、藻型湖区沉积物—水界面氮赋存形态转变及迁移的影响。结果表明, 草、藻型湖区水体总氮(TN)浓度年变化范围分别为 0.50~1.51 mg/L (均值为(0.97±0.23) mg/L) 和 1.77~6.12 mg/L (均值为(3.67±1.36) mg/L), 藻型湖区水体各形态氮浓度普遍高于草型湖区, 且季节性变化更加显著。草、藻型湖区悬浮颗粒物中 TN 含量年均值分别为 (6998.48±1413.87) 和 (5162.63±2205.13) mg/kg, 沉积物 TN 平均含量分别为 (4219.75±216.62) 和 (3187.88±103.07) mg/kg, 呈现草型湖区显著高于藻型湖区、悬浮颗粒物显著高于沉积物的特征。氨氮(NH₃-N)是两个湖区悬浮颗粒物和沉积物中有效态氮的主要赋存形式, 藻型湖区沉积物中 NH₃-N 的释放主要集中在夏季, 而草型湖区则以夏、秋季为主。有效态氮高度富集的颗粒物不断沉降是造成沉积物中氮含量改变的重要原因, 且藻型湖区有效态氮所占比例(5.17%) 在藻类水华季节高于草型湖区(4.34%)。草型系统向藻型系统的转变可能会升高水体颗粒物浓度并加剧沉积物颗粒再悬浮过程, 颗粒物沉降和再悬浮交替加剧了沉积物—水界面处氮的交换过程, 在未来的湖泊内源氮管理中应更加重视颗粒物的作用。

关键词: 太湖; 草型湖区; 藻型湖区; 悬浮颗粒物; 内源氮负荷

Characteristics and mechanisms of nitrogen exchanges across the sediment-water interface of the macrophyte- and algae-dominated areas under the influence of suspended particulate matter deposition^{*}

Han Wenxuan^{1,2}, Chen Qiuyu^{1,3}, He Xu¹, Tan Lixian¹, Liu Cheng^{1**} & Zhang Lei¹

(1: State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, P.R.China)

(2: University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P.R.China)

(3: School of Resources, Environment and Materials, Guangxi University, Nanning 530004, P.R.China)

Abstract: The continuous enrichment and deposition of suspended particulate matter (SPM) aggravate the internal loadings from the sediment of eutrophic lakes. In this study, a monthly field investigation for one year was conducted in the macrophyte-dominated area (MDA) and algae-dominated area (ADA) of Lake Taihu. The nitrogen (N) contents, fractions and sediment exchange characteristics of the sediment-water interface (SWI) in water samples, SPM and sediments were analyzed. The fraction transformation and transport of N across the SWI affected by the SPM deposition in both areas were investigated. The results showed that the annual variation ranges of total nitrogen (TN) in the water of the MDA and ADA were 0.50–1.51 mg/L (average was (0.97±0.23) mg/L) and 1.77–6.12 mg/L (average was (3.67±1.36) mg/L), respectively. The ADA showed higher concentrations and sea-

^{*} 2024-03-06 收稿; 2024-05-08 收修改稿。

国家重点研发计划项目(2021YFD1700600, 2022YFC3202703, 2022YFC3202705)、国家自然科学基金项目(42077310)和江苏省自然科学基金项目(BK20221559)联合资助。

^{**} 通信作者; E-mail: chliu@niglas.ac.cn。

sonal variations of various N fractions than those of the MDA. The annual average TN concentrations in the SPM of the MDA and ADA were (6998.48 ± 1413.87) and (5162.63 ± 2205.13) mg/kg, and in the sediment of the MDA and ADA were (4219.75 ± 216.62) and (3187.88 ± 103.07) mg/kg, respectively. The MDA showed significantly higher TN concentrations in both the SPM and the sediment than those of the ADA, with significantly higher TN in the SPM than in the sediment of both areas. $\text{NH}_3\text{-N}$ was the dominant fraction of available N in the SPM and sediment of both areas. The release of $\text{NH}_3\text{-N}$ from the sediment in the ADA mainly occurred in summer, while that in the MDA mainly occurred from summer to autumn. The continuous deposition of the SPM with high concentrations of available N was believed to be an important reason for the transformation of N concentrations and fractions in the sediment. The proportion of available N in the ADA (5.17%) was significantly higher than that in the MDA (4.34%) during algal bloom seasons. The shift from a macrophyte-dominated system to an algae-dominated system might increase the concentration of SPM in the water, thereby intensify the resuspension of sediment particles. Consequently, the alternated deposition and resuspension processes of SPM would exacerbate the N exchanges across the SWI. Therefore, more attention should be paid to the role of SPM during future management of internal N loadings in lakes.

Keywords: Lake Taihu; macrophyte-dominated area; algae-dominated area; suspended particulate matter; internal nitrogen loading

富营养化及藻类水华当前仍是我国乃至全世界范围内湖泊面临的重要生态环境问题^[1]。已有研究表明,全球湖滨带藻类聚积状况仍在不断加剧^[2],且随着气候变化的影响,这一趋势日益严峻^[3]。据《2023 中国生态环境状况公报》显示,开展营养状态监测的 205 个湖泊中,轻度 and 中度富营养状态湖泊占比达 27.3%。草型清水态与藻型浊水态是湖泊生态系统演替过程的两种典型状态,水体浊度的上升、营养水平的增加、水位的波动等多种因素均可能导致湖泊由草型向藻型系统转变^[4]。在此过程中,水体颗粒物浓度不断上升,其中富含大量氮、磷和有机质等营养物质^[5-7]。氮、磷是影响水体富营养化及藻类水华的限制性因子,对湖泊水生态环境变化具有重要影响。而人类活动会改变水体中氮、磷的输入量,两种元素的积累速度不同,使水生生态系统中的 N/P 比发生改变,导致限制性因子的转变^[8]。因此,在控制水体富营养化时,应同时关注氮和磷^[9-10]。当前,磷元素在机理研究与控制方面得到了更为广泛的关注,但是氮负荷的问题也不容忽视^[11]。过量的氮会促使藻类等初级生产者的生长,最终导致湖泊氮、磷失衡^[12]。对 Tampa Bay 的研究亦表明,氮负荷的减少有利于大型水生植物的恢复与藻类水华的减少^[13]。

氮元素主要通过外源排放、大气沉降、水生动植物死亡残体等途径进入水体。水体中总氮(TN)可分为溶解态总氮(TDN)和颗粒态氮(PN),其中,TDN 又可分为有机氮(Org-N)与无机氮。而无机氮主要以氨氮($\text{NH}_3\text{-N}$)、硝态氮($\text{NO}_3\text{-N}$)和亚硝态氮($\text{NO}_2\text{-N}$)的形式存在^[14]。在硝化与反硝化作用的影响下, $\text{NH}_3\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3\text{-N}$ 成为参与水生生态系统氮循环的主要形式。在富营养化湖泊中,沉积物内源氮的释放会直接增加上覆水体氮负荷,为藻类的生长提供大量生源物质;而藻类死亡后亦会释放大量的氮,进一步恶化水质。沉积物-水界面氮交换受溶解氧(DO)、微生物群落结构、沉积物性质、pH、温度、扰动、植被等因素的影响^[15]。如 Lv 等^[16]以香溪河沉积物-水界面为研究对象,发现微生物介导的氮循环过程可以有效减少沉积物的氮污染问题。代政等^[17]的室内模拟实验表明,扰动、温度和 DO 对滨海水库沉积物氮的释放影响较大。Zhang 等^[18]对洱海沉积物-水界面氮释放的长期耦合效应研究表明,厌氧和较低的 pH 有利于 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的释放,而好氧和高 pH 则更适合 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的释放。此外,水体中大量存在的颗粒物对氮循环也有显著影响。Xia 等^[19]的研究揭示了颗粒物自含氧表面向缺氧里层过渡的氧化还原条件,实现了颗粒附着微生物驱动的反硝化-反硝化耦合作用。而 Liu 等的研究^[20]则显示,水体中颗粒物的大量聚积和沉降造成了沉积物中内源氮通量的显著上升。可见,颗粒物在沉积物-水界面氮迁移转化过程中具有重要作用。

随着大型沉水植物衰退和藻类暴发不断加剧,颗粒物在水体中的不断聚积和沉降将逐渐改变沉积物-水界面处物质组成及环境,进而改变氮、磷和碳的界面交换过程。大量藻源性颗粒沉降导致沉积物中有机质埋藏速率降低而矿化速率上升;与此同时,藻颗粒中赋存的大量有机磷在内源磷释放中的作用逐渐增强^[6]。随着水生植物及藻类的不断生长及衰亡,草、藻型湖区呈现不同的理化特征,特别是藻类生长及衰亡期间伴随的氮素吸收与释放过程^[21],会改变沉积物与上覆水间氮的交换与迁移,使得草、藻型湖区沉积物-水界面氮的含量、形态组成及交换特征均可能呈现出较大的差异性。而大量含氮颗粒物的不断沉降将进一步加剧这一过程。然而,目前对于草、藻型湖区水体中不同来源颗粒物沉降影响下沉积物-水界面氮交换的

特征及其机制尚不够清晰,仍需要进一步研究。

太湖是我国长三角地区最重要的淡水水源地,为周边城市饮用水安全提供了重要保障。自 1980s 以来,外源污染的不断输入致使太湖富营养化问题日益严重。近年来,虽然外源污染已得到了较好的控制,但是太湖水体富营养化及藻类水华治理工作依旧面临较大挑战,内源污染的不断释放进一步加大了水体富营养化的治理难度。随着藻类水华的发展,颗粒物成为水体中氮的主要赋存形式之一,在部分藻型区域占总氮的比例可达 60% 以上^[22]。因此,本文选择太湖典型草、藻型湖区为对象,进行为期一年的月度野外调研,分析了颗粒物沉降影响下沉积物-水界面氮的赋存形态与交换特征,旨在进一步揭示太湖草、藻型湖区内源氮释放的规律及机制,为太湖等富营养化湖泊的内源污染治理提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

太湖位于江苏省南部,是典型的具有多生态类型的大型浅水湖泊,湖泊面积 2443.53 km²^[23],平均水深 1.9 m,年降水量 1100~1150 mm,年平均水温 17.1 °C,属于亚热带季风气候。太湖富营养化及治理经历了长期的历程,尤其是自 2007 年无锡饮用水危急事件暴发以来,经过了 10 余年高强度治理^[24]。近年来,虽然太湖水体 TN 水平总体呈现降低趋势,但持续面临着水生植物多样性降低、大型水生植物优势种单一、植被覆盖范围减少的风险^[25-26],部分草型湖区亦出现了藻类水华^[27]。

竺山湾地处太湖西北部,是天然的半封闭湾区。周边河道污染源密集,各类污染问题突出,污染物流经沙塘港、太滪南运河等河道最终汇入竺山湾^[28-29]。作为典型的藻型湖区,竺山湾的浮游植物群落呈季节性差异,其中优势藻属以鱼腥藻属、微囊藻属和聚球藻属为主^[30-31]。东太湖位于太湖东南部,是以沉水植物与浮叶植物为主的草型湖区。至 2018 年底,东太湖为期 34 年的网围养殖活动陆续结束,经治理后生态系统得到了一定程度的恢复,但氮、磷等营养盐水平仍高于非养殖区^[32-33]。本研究分别选择竺山湾和东太湖作为典型的藻型和草型湖区,共设置了 3 个采样点(图 1),其中 S1 位于竺山湾,S2、S3 位于东太湖。

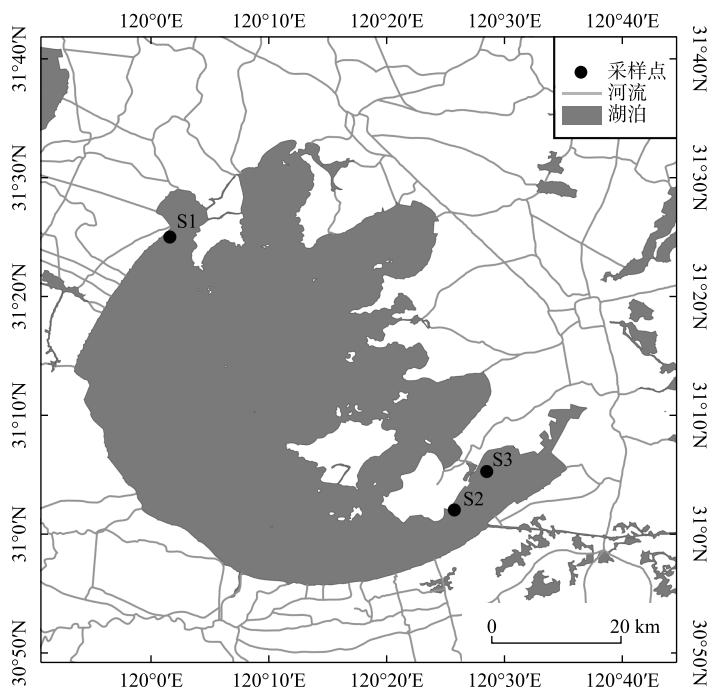


图 1 太湖采样点位分布

Fig.1 Distribution of sampling sites in Lake Taihu

1.2 样品采集

2018年5月—2019年4月,每月使用柱状底泥采样器(直径90 mm,长度500 mm,Rigo Co., Ltd., Japan)在3个点位分别采集沉积物柱状样品,同时在各点采集1 L水样用于常规水质指标分析。此外,在每个采样点放置了两套自制沉降颗粒物捕获器^[34],该装置由16根有机玻璃柱(直径90 mm,长度500 mm)组成,放置于沉积物-水界面上方20 cm左右,每月收集各点位的悬浮颗粒物(SPM),并将其混匀。采集的样品均于4℃存储,并在3 h内送往实验室立即分析。

1.3 间隙水剖面分布与扩散通量分析

样品送至实验室后,立即向柱样中插入平衡式间隙水获取装置(peeper),该装置可采集界面下10 cm以内的间隙水,待peeper平衡48 h后借助酶标仪(Biotek Epoch, USA)分析沉积物间隙水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 剖面分布特征。根据Fick第一定律, $\text{NH}_3\text{-N}$ 扩散通量的计算公式为^[35]:

$$F = \varphi \cdot D_s \frac{dC}{dz} \quad (1)$$

式中, F 代表 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的扩散通量($\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$); φ 代表沉积物孔隙度; D_s 代表 $\text{NH}_3\text{-N}$ 在沉积物-水界面处的真实扩散系数($10^{-6}/(\text{cm}^2 \cdot \text{s})$),可根据沉积物孔隙度计算(当 $\varphi \leq 0.7$ 时, $D_s = \varphi \cdot D_0$;当 $\varphi > 0.7$ 时, $D_s = \varphi^2 \cdot D_0$)^[36]; D_0 代表 $\text{NH}_3\text{-N}$ 在沉积物-水界面处的理想扩散系数($10^{-6}/(\text{cm}^2 \cdot \text{s})$),通过界面温度计算; dC/dz 代表 $\text{NH}_3\text{-N}$ 在沉积物-水界面处的浓度梯度,本研究选取界面上、下3.2 cm的浓度梯度使用一级反应动力学拟合获得。

1.4 分析测试方法

$\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度采用纳氏试剂分光光度法测定, $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度采用紫外分光光度法测定, $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度采用N(1-萘基)-乙二胺光度法测定,原水样经孔径0.45 μm 水系微孔滤膜过滤后分析TDN,TN与TDN浓度采用碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法测定,具体方法参见《水和废水监测分析方法》(第四版)^[37]。TN浓度减去TDN浓度得到颗粒态氮(PN)浓度,TDN浓度减去 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 与 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度得到Org-N浓度。

使用上顶法以2 cm间隔对柱状样品进行分层处理,分层至界面下10 cm处。取部分分层后的新鲜沉积物样品用于含水率与孔隙率的测定,剩余部分样品经冻干后研磨过孔径为0.150 mm的分样筛,用于分析总氮^[38]和有效态氮形态。沉积物及SPM样品经KCl提取后测定各有效态(离子交换态)氮($\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 与 $\text{NO}_2\text{-N}$)^[39]。SPM中总有机碳(TOC)的测定使用重铬酸钾容量法^[37]。

1.5 数据分析方法

点位图的绘制使用ArcGIS 10.8完成,数据图的绘制使用Origin 2021完成,单因素方差分析(one-way ANOVA)、配对t-test和相关性分析等数据统计分析使用SPSS 26.0(IBM, New York, NY, USA)完成,*和**分别表示显著性水平为 $P < 0.05$ 和 $P < 0.01$ 。

2 结果与分析

2.1 水体各形态氮浓度月度变化

草型湖区(S2,S3)水体氮浓度显著低于藻型湖区(S1)(图2, $P < 0.01$,ANOVA),且各形态氮的季节变化幅度远小于藻型湖区。其中,草、藻型湖区的TN浓度年变化范围分别为0.50~1.51和1.77~6.12 mg/L,年平均浓度分别为 (0.97 ± 0.23) 和 (3.67 ± 1.36) mg/L; $\text{NH}_3\text{-N}$ 年变化范围分别为0.03~0.57和0.03~2.79 mg/L,年均值依次为 (0.15 ± 0.12) 和 (0.84 ± 0.82) mg/L。此外,草型湖区S2与S3点位各形态氮浓度除 $\text{NO}_2\text{-N}$ 外无显著差异($P = 0.006 \sim 0.794$,t-test),说明草型湖区具有一定的调节营养盐平衡、稳定氮素波动的能力。藻型湖区水体氮浓度季节性变化较大, $\text{NO}_2\text{-N}$ 与PN的峰值出现在夏末,而TN与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度呈现夏冬季高、春秋季节低的特征。这一方面可能与竺山湾周边污染输入较大有关,冬季常出现水体氮浓度较高的现象^[40];另一方面是由于夏季藻类大量聚积和降解导致水体氮浓度上升^[41]。

2.2 悬浮颗粒物中氮含量及形态变化

草型湖区颗粒物TN含量的月度变化幅度小于藻型湖区,但是全年均值却显著高于藻型湖区(图3, $P < 0.05$,ANOVA)。草、藻型湖区颗粒物TN含量年均值分别为 (6998.48 ± 1413.87) 和 (5162.63 ± 2205.13) mg/kg,

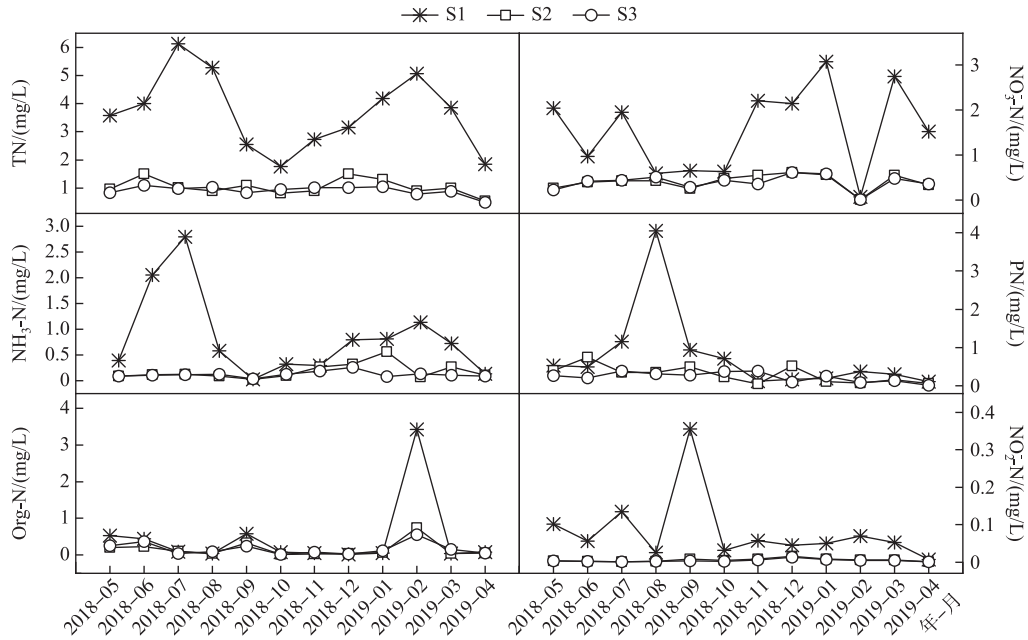


图2 水体各形态氮浓度变化特征

Fig.2 Variations of various nitrogen fractions and concentrations in the water

变异系数分别为 0.20 和 0.43。藻型湖区颗粒物中 TN 含量在夏季最高,其余季节显著低于草型湖区。 $\text{NH}_3\text{-N}$ 是两个湖区中有效态氮的主要赋存形式,草、藻型湖区全年均值分别达到 (744.35 ± 515.44) 和 (632.40 ± 547.43) mg/kg 。且藻型湖区与草型湖区颗粒物 $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量呈现出相近的水平和变化趋势 ($P = 0.570$, ANOVA),最高值均出现在夏季。相比于草型湖区颗粒物中较高的 TN 浓度,其中有效态 $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量所占的比例 (10.64%) 却相对低于藻型湖区 (12.25%)。有效态 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量明显低于 $\text{NH}_3\text{-N}$,且变化趋势与 TN 相近,草、藻型湖区年均值分别为 (94.99 ± 20.10) 和 (78.74 ± 32.61) mg/kg 。有效态 $\text{NO}_2\text{-N}$ 含量远低于 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$,各点位无显著差异 ($P = 0.978$, ANOVA),峰值均出现在 3 月。此外,草、藻型湖区 SPM 中非有效态氮的占比分别达 87.91% 和 87.17%。

2.3 沉积物氮含量变化及垂向分布特征

表层 10 cm 沉积物与上覆水体的相互作用通常最为密切,对内源污染物释放影响较大。从表层 10 cm 沉积物中 TN 含量的垂向变化来看 (图 4),总体上两个湖区 TN 含量随深度变化不显著,全年沉积物 TN 垂向平均含量呈现草型湖区 (4219.75 ± 216.62) mg/kg 显著高于藻型湖区 (3187.88 ± 103.07) mg/kg 的特征 ($P < 0.05$, ANOVA),与两个湖区悬浮颗粒物 TN 含量差异一致。从全年含量变化来看,藻型湖区 TN 含量经历先降后升的过程,转折点出现在 11 月,平均 TN 含量为 1486.39 mg/kg 。草型湖区的全年低值同样出现在冬季,其他季节草型湖区的沉积物均处于 TN 含量相对较高的稳定阶段。与 SPM 的 TN 含量一致,草、藻型湖区表层 2 cm 沉积物的 TN 也存在显著差异 ($P < 0.05$, ANOVA)。表层 2 cm 沉积物的 TN 含量呈现春夏高、秋冬低的特征,草、藻型湖区全年均值分别达到 (4413.21 ± 795.32) 和 (3347.92 ± 776.50) mg/kg 。

2.4 沉积物有效态氮形态变化特征

各点位沉积物中有效态氮形态分布特征显示 (图 5),草、藻型湖区均以 $\text{NH}_3\text{-N}$ 为主, $\text{NO}_3\text{-N}$ 次之, $\text{NO}_2\text{-N}$ 含量远低于前两种氮形态。藻型湖区有效态氮的垂向变化具有一定的季节性差异,夏、秋季沉积物无显著分层特征,冬、春季有效态氮垂向含量的波动幅度较夏、秋季有所上涨。相反,草型湖区沉积物有效态氮无明显垂向变化,S2、S3 之间也无显著时空差异,5—8 月期间沉积物有效态氮含量处于全年低值,但此时 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量处于全年高值,平均值为 (85.85 ± 7.74) mg/kg ,其余季节有效态氮处于相对较高的动态平衡阶

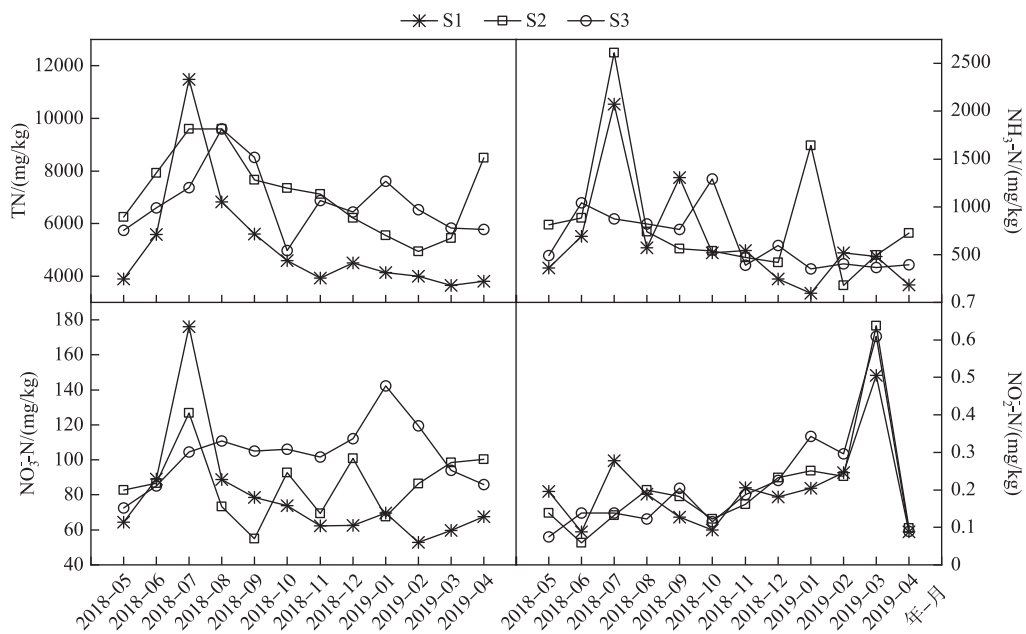


图 3 悬浮颗粒物氮含量及形态变化特征

Fig.3 Variations of nitrogen contents and fractions in the suspended particulate matter

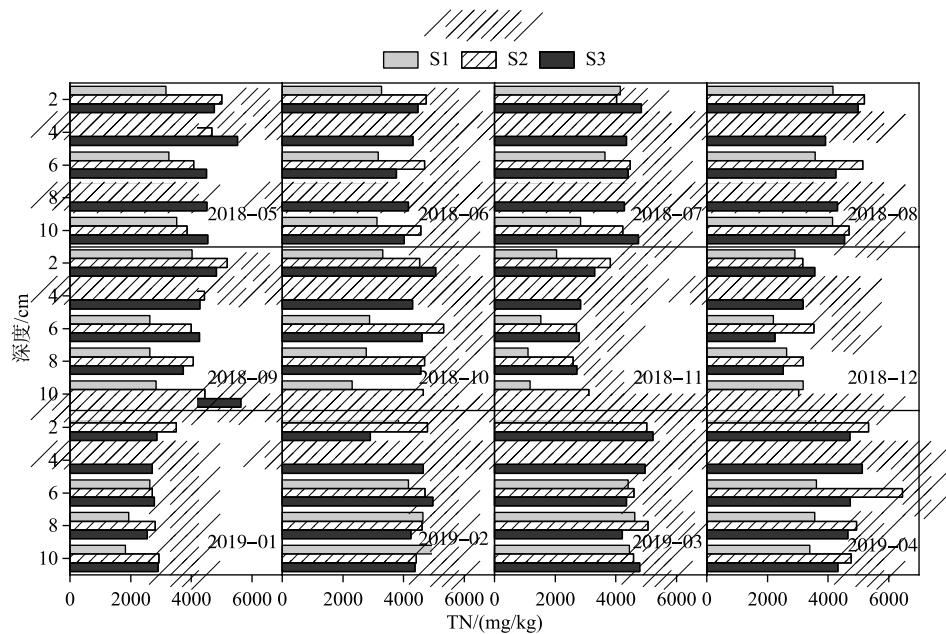


图 4 沉积物 TN 含量变化及垂向分布特征

Fig.4 Variations and vertical distributions of sediment TN contents

段。草型湖区全年有效态氮平均浓度高于藻型湖区,草、藻型湖区 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的年度变化范围分别为 21.21~369.78 和 5.15~255.19 mg/kg,44.08~94.98 和 40.63~88.17 mg/kg,0.05~0.38 和 0.06~0.57 mg/kg。沉积物中有效态氮的含量远低于 SPM,SPM 可能为有效态氮沉积过程中的主要赋存形式之一。与 SPM 类

似的是,非有效态氮在沉积物中的占比依旧很高,在草、藻型湖区的年均占比分别为94.38%和 93.99%。

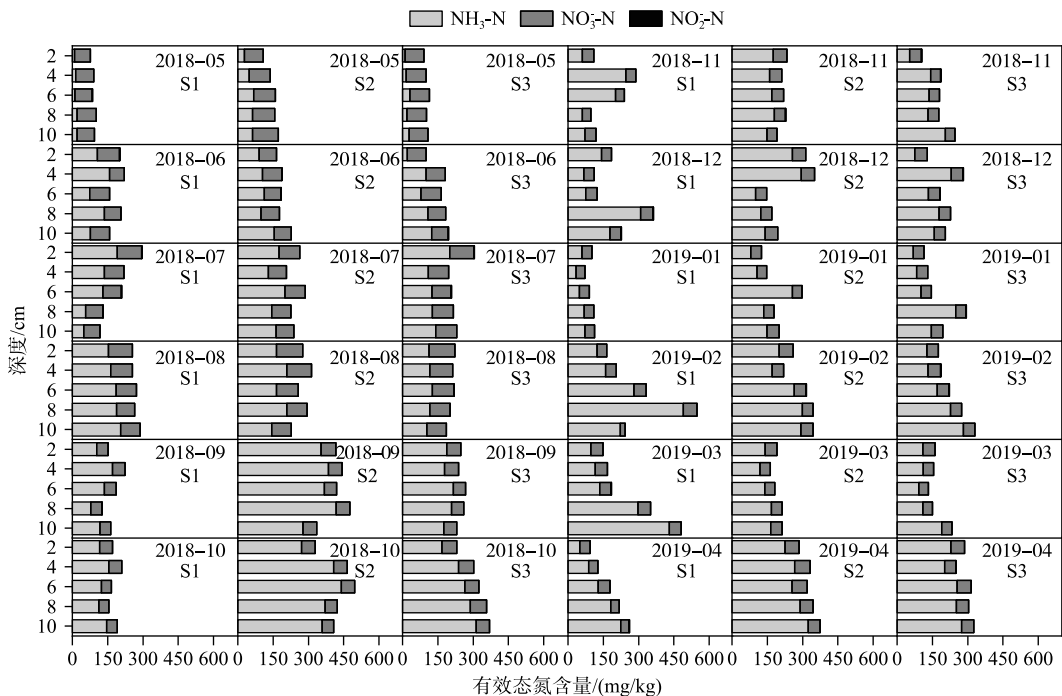


图 5 沉积物有效态氮含量变化及垂向分布特征

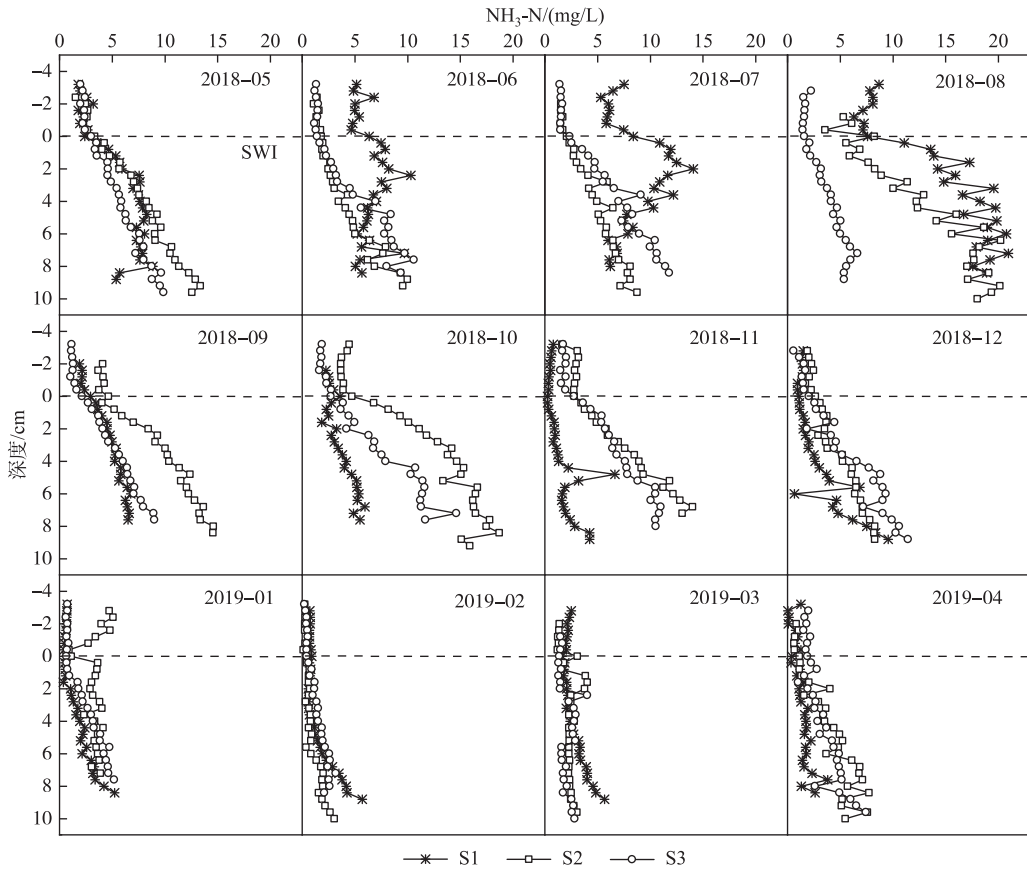
Fig.5 Variations and vertical distributions of available nitrogen contents in the sediment

2.5 间隙水氨氮剖面分布特征及月度变化

已有研究表明,沉积物中的氮元素主要以 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的形式通过间隙水向上覆水体扩散^[42-43]。从图 6 可以看出,夏季藻型湖区沉积物中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度与深度之间呈非线性关系,平均浓度为 11.07 mg/L,显著高于其他季节。同时,界面以上 4 cm 内底层水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度也较高,平均浓度为 6.36 mg/L,显著高于该季节对应的表层水体中的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度(1.81 mg/L)。9 月之后 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度逐渐低于草型湖区并在冬、春季保持较低水平,其中 4 月份 0~10 cm 间隙水的平均浓度低至 1.60 mg/L。草型湖区沉积物—水界面以上的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度较低且垂向浓度变化不大,5—12 月期间 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度与界面下沉积物深度呈显著正相关($P<0.01$,图 7)。冬季草型湖区沉积物间隙水的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度开始逐渐降低,同时草、藻型湖区浓度差开始缩小;深度变化对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度的影响不显著。4 月后,随着温度的升高,间隙水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度再次上升。总体来看,两个湖区间隙水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度整体均高于上覆水,具有扩散释放的风险。

2.6 沉积物—水界面氮通量变化

草型及藻型湖区沉积物—水界面 $\text{NH}_3\text{-N}$ 扩散通量均表现出夏、秋季节显著升高的趋势,这与巢湖等湖泊中的趋势相近^[44]。S1、S2、S3 点位年平均 $\text{NH}_3\text{-N}$ 通量分别为 7.22、12.66 和 8.71 $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$,均呈现向上覆水体扩散的趋势(图 8)。5—9 月是藻型湖区 $\text{NH}_3\text{-N}$ 交换最活跃的阶段,其中峰值出现在 8 月,扩散通量可达 25.70 $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$,10 月—次年 3 月扩散通量基本在 0.71 $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 以下, $\text{NH}_3\text{-N}$ 扩散通量较低。草型湖区 S2 和 S3 两个点位之间氮通量存在一定的差异,但是氨氮向上覆水体扩散的趋势保持一致,氨氮扩散通量均在 10 月达到峰值,最高达到 34.02 $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 。在 10 月之后,草型湖区沉积物仍保持较高的氨氮扩散通量,显著高于藻型湖区,仅在 1—2 月处于较低水平,但依然高于藻型湖区。

图6 间隙水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 剖面变化特征Fig.6 Profile variations of $\text{NH}_3\text{-N}$ in the pore water

3 讨论

3.1 颗粒物沉降影响下草、藻型湖区沉积物氮含量及形态差异分析

由草型向藻型生态系统的转变是全球范围内多个浅水富营养化湖泊发展的趋势,全球气候变化的加剧及人类活动的影响加剧了这一转换的发生^[45]。在此过程中,水体颗粒物浓度逐渐上升,降低了水体透明度^[46],并影响水生植物的光合作用^[47],进而可能导致水体 DO 浓度的降低。这些颗粒物是氮的良好载体,其不断沉降会直接导致沉积物氮素的累积,此外,沉降于沉积物表层的颗粒物还会改变沉积物-水界面原有的氧化还原条件,增加耗氧量,进一步加剧氮等营养物质的释放。

草、藻型湖区 SPM 和沉积物中氮含量存在显著差异,普遍呈现草型湖区高于藻型湖区 ($P < 0.05$, ANOVA)、SPM 高于沉积物 ($P < 0.05$, t-test) 的特征,这说明沉降的 SPM 是沉积物中氮素的主要来源。氮素多以非有效态氮的形式进入沉积物,这与吴丰昌^[48]的观点一致。进入沉积物后,草、藻型湖区非有效态氮的占比升高,可能是沉积物有效态氮积极参与界面处的氮交换过程所致。表层 2 cm 沉积物 TN 含量与草、藻型湖区植被生长情况有关,春、夏季水生植物和藻类持续的生长与凋落过程使表层沉积物 TN 含量维持在较高水平;衰亡后期 SPM 沉降所携带的植物残体逐渐减少,草、藻型湖区表层沉积物的 TN 含量均在冬季降至全年低值。草型湖区沉积物与颗粒物中的氮含量更高,这可能是由于颗粒物中存在大量植物碎屑^[49],其中富含大量的氮,并不断沉积于湖底。

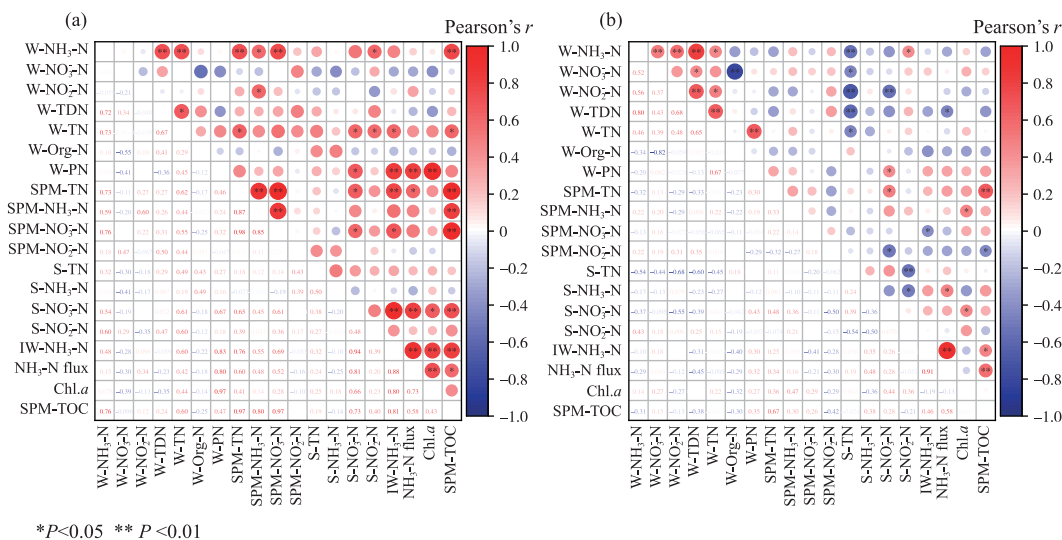


图7 藻型湖区(a)和草型湖区(b)各指标相关性分析
(W:上覆水,SPM:悬浮颗粒物,S:沉积物,IW:间隙水)

Fig.7 Correlation analysis of various indicators in algae-dominated area (a) and macrophyte-dominated area (b)
(W: overlying water, SPM: suspended particulate matter, S: sediment, IW: interstitial water)

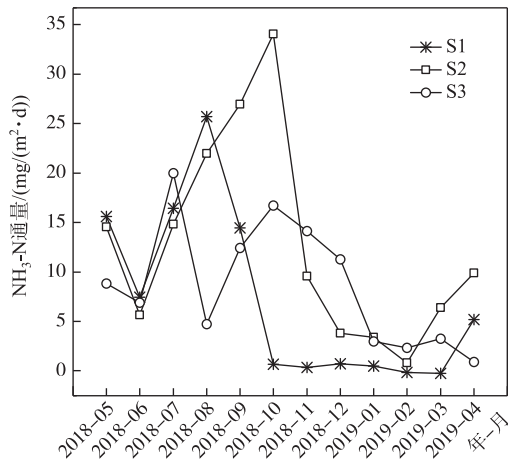


图8 沉积物—水界面 NH₃-N 通量变化特征

Fig.8 Variations of NH₃-N fluxes across the sediment-water interface

NH₃-N 在界面处表现活跃,可被藻类和水生植物优先吸收利用^[50],是草、藻型湖区颗粒物中有效态氮的主要赋存形式,且藻型湖区颗粒物 NH₃-N 在有效态氮中的占比更高。SPM 具有粒径小、比表面积大的特点,其复杂的表面吸附了大量来自上覆水体的 NH₃-N、藻类死亡残体以及微生物,为 Org-N 向 NH₃-N 的转化提供了适宜的条件。腐殖化指数较高的 SPM 和沉积物中包含的 DOM 主要为类腐殖质、富里酸、类蛋白质^[6],这些物质的分子结构中含有较多带负电的羧基、羟基、氨基,能够吸附大量 NH₃-N。SPM 还原性较强的颗粒中心也有利于有效态氮以 NH₃-N 的形式赋存^[19]。此外,竺山湾上游河道途经多个城镇及工农业生成区域,各类污染不断汇入,水体营养盐负荷与氮的可用性增加^[51],同时外源输入性颗粒物在区域内不断聚积并沉

降,成为影响藻型湖区 SPM 及沉积物氮含量的重要因素,并加剧该湖区富营养化。藻型湖区有效态氮夏、秋季节在垂向上无显著变化,而冬、春季节垂向自上而下明显上升,这说明夏秋季节藻类聚积、沉降及降解等过程显著增加了表层沉积物中的有效态氮。与此同时,深层残余碎屑的分解也增加了该处沉积物有效态氮的含量。草型湖区垂向有效态氮的季节变化趋势弱于藻型湖区,这可能与大型沉水植物的衰亡较晚以及冬、春季节依旧存在表层碎屑的腐烂分解现象有关。

3.2 颗粒物沉降影响下草、藻型湖区沉积物—水界面氮交换转变机制

$\text{NH}_3\text{-N}$ 既是氨化过程的产物又是好氧硝化过程的底物,同时也是水生植物和藻类优先吸收利用的主要氮形态^[50,52-53]。夏秋季草、藻型湖区间隙水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 均出现显著的扩散趋势,此时沉积物主要扮演着氮“源”的角色。夏季正值藻型湖区水华暴发阶段,大量藻类死亡残体通过 SPM 的沉降过程进入沉积物,在微生物的矿化分解作用下生成大量的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 。同时,藻类的大量生长也导致上覆水体对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的需求激增,分解产生的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 通过间隙水向上层扩散,叶绿素 a 与间隙水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 呈显著正相关($r=0.80, P<0.05$,图 7)。此外,风力和底栖生物扰动导致的再悬浮过程也会诱使大量营养盐释放到上层水体^[54]。

相比之下,大型沉水植物对表层沉积物的稳固作用减弱了沉积物的再悬浮,降低了沉积物中营养物质的释放风险^[55-56]。5—8 月期间草型湖区沉积物有效态氮含量处于较低水平,大量 $\text{NH}_3\text{-N}$ 进入间隙水并释放至上层水体,导致沉积物中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量降低。此时,沉积物中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量较高,其原因可能是大型沉水植物的根系泌氧^[57],促进了有效态氮向氧化态的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 转变,这也与该时期草型湖区 $\text{NH}_3\text{-N}$ 扩散通量低于藻型湖区的现象契合。由于草型湖区植物生长周期更长、衰亡期更晚,碎屑残体的沉降为矿化分解提供了充足的氮源,其 $\text{NH}_3\text{-N}$ 扩散通量在秋季反超藻型湖区,该现象一直持续至冬季。冬、春季节微生物活性不高导致 Org-N 向 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的转化过程被削弱,界面上、下 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度差较小不利于向上扩散,因此草、藻型湖区均出现夏秋季 $\text{NH}_3\text{-N}$ 通量高于冬春季的现象。

SPM 的吸附沉降和藻类的吸收利用可能是藻型湖区上覆水中氮的主要去向。伴随着夏季藻类水华的大面积暴发与死亡残体的持续分解,藻型湖区不断经历着 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的吸收、释放与交换。上覆水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度在夏季达到全年最高,颗粒物沉降过程中所携带的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 也随之上升,二者的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度呈正相关($r=0.59, P<0.01$,图 7),进入水华末期该趋势随着藻类的大量衰亡逐渐减弱。相反,草型湖区上覆水与颗粒物的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 之间相关性较弱,这可能是由于该区域外源污染少且优势种以沉水植物为主,上覆水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 对 SPM 的贡献较小, $\text{NH}_3\text{-N}$ 更多地来源于微生物对有机残体的矿化分解,因此颗粒物 $\text{NH}_3\text{-N}$ 在夏季之后的变化幅度小于藻型湖区。SPM 的沉降过程是氮素从上覆水向沉积物迁移的主要形式之一,草、藻型湖区颗粒物中非有效态氮的年平均占比分别可达 87.91% 和 87.17%。碳、氮是藻类和沉水植物生长必需的生源物质,其死亡后产生的有机残体是水体 SPM 的重要组成结构,这也是草型湖区($r=0.67, P<0.01$,图 7)和藻型湖区($r=0.97, P<0.01$,图 7)颗粒物中 TN 与 TOC 呈正相关的重要原因。

太湖多样的生态类型与复杂的污染输入导致草、藻型湖区水体氮元素时空分布具有显著差异性。藻型湖区复杂多变的氮素情况与周边相对密集的污染源有关,在外源污染长期输入的基础上,夏季藻类水华的持续暴发加剧了水体氮素污染,水体富营养化情况依旧不容乐观。外源与内源污染的双重胁迫导致草型湖区水生植物数量与多样性锐减,面临由草型湖区向藻型湖区转变的趋势。

4 结论

1)有效态氮高度富集的颗粒物不断沉降是造成沉积物中氮含量改变的重要原因。藻型湖区上覆水各氮形态浓度普遍高于草型湖区,而 SPM 和沉积物中氮含量则呈现出草型湖区普遍高于藻型湖区、SPM 普遍高于沉积物的特征。两个湖区 SPM 和沉积物中有效态氮含量均较高,且藻型湖区有效态氮所占比例在藻类水华季节高于草型湖区。

2) $\text{NH}_3\text{-N}$ 是沉积物和 SPM 中有效态氮的主要赋存形态,藻型湖区沉积物中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 释放主要集中在夏季,而草型湖区则以夏、秋两季为主。由沉积物向上覆水的迁移过程主要发生在界面环境条件改变时,有效态氮通过沉积物—水界面上下浓度梯度与再悬浮过程向上层扩散;上覆水向沉积物的氮迁移过程主要是非有效态氮通过 SPM 的沉降作用实现。

3) 草型系统向藻型系统的转变可能会升高水体颗粒物浓度并加剧沉积物颗粒再悬浮过程, 颗粒物沉降和再悬浮交替导致有效态氮向上覆水体的释放增加, 氮循环过程更加活跃。而内源氮释放的不断增加将进一步加剧水体富营养化及藻华问题, 这一过程在未来的湖泊富营养化及内源管理中需要更加重视。

5 参考文献

- [1] Zhang YL, Qin BQ, Zhu GW *et al.* Importance and main ecological and environmental problems of lakes in China. *Chinese Science Bulletin*, 2022, **67**(30): 3503-3519. DOI: 10.1360/TB-2022-0178. [张运林, 秦伯强, 朱广伟等. 论湖泊重要性及我国湖泊面临的主要生态环境问题. 科学通报, 2022, **67**(30): 3503-3519.]
- [2] Hou XJ, Feng L, Dai YH *et al.* Global mapping reveals increase in lacustrine algal blooms over the past decade. *Nature Geoscience*, 2022, **15**(2): 130-134. DOI: 10.1038/s41561-021-00887-x.
- [3] Erratt KJ, Creed IF, Lobb DA *et al.* Climate change amplifies the risk of potentially toxigenic cyanobacteria. *Global Change Biology*, 2023, **29**(18): 5240-5249. DOI: 10.1111/gcb.16838.
- [4] Scheffer M, Carpenter S, Foley JA *et al.* Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 2001, **413**(6856): 591-596. DOI: 10.1038/35098000.
- [5] Jiang XY, Gao G, Hu Y *et al.* The shift from macrophytic to algal particulate organic matter favours dissimilatory nitrate reduction to ammonium over denitrification in a eutrophic lake. *Freshwater Biology*, 2022, **67**(3): 564-576. DOI: 10.1111/fwb.13863.
- [6] Liu C, Shen QS, Gu XZ *et al.* Burial or mineralization: Origins and fates of organic matter in the water-suspended particulate matter-sediment of macrophyte- and algae-dominated areas in Lake Taihu. *Water Research*, 2023, **243**: 120414. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120414.
- [7] Liu C, Du YH, Zhong JC *et al.* From macrophyte to algae: Differentiated dominant processes for internal phosphorus release induced by suspended particulate matter deposition. *Water Research*, 2022, **224**: 119067. DOI: 10.1016/j.watres.2022.119067.
- [8] Yan ZB, Han WX, Peñuelas J *et al.* Phosphorus accumulates faster than nitrogen globally in freshwater ecosystems under anthropogenic impacts. *Ecology Letters*, 2016, **19**(10): 1237-1246. DOI: 10.1111/ele.12658.
- [9] Conley DJ, Paerl HW, Howarth RW *et al.* Controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus. *Science*, 2009, **323**(5917): 1014-1015. DOI: 10.1126/science.1167755.
- [10] Paerl HW. Controlling eutrophication along the freshwater-marine continuum: Dual nutrient (N and P) reductions are essential. *Estuaries and Coasts*, 2009, **32**(4): 593-601. DOI: 10.1007/s12237-009-9158-8.
- [11] Xu H, Paerl HW, Qin BQ *et al.* Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. *Limnology and Oceanography*, 2010, **55**(1): 420-432. DOI: 10.4319/lo.2010.55.1.0420.
- [12] Cheng YX, Jiao LX, Cheng QL *et al.* The evolution of a typical plateau lake from macrophyte to algae leads to the imbalance of nutrient retention. *Water Research*, 2023, **236**: 119937. DOI: 10.1016/j.watres.2023.119937.
- [13] Greening HS, Cross LM, Sherwood ET. A multiscale approach to seagrass recovery in Tampa Bay, Florida. *Ecological Restoration*, 2011, **29**(1/2): 82-93. DOI: 10.3368/er.29.1-2.82.
- [14] Hong YG, Wu JP, Guan FJ *et al.* Nitrogen removal in the sediments of the Pearl River Estuary, China: Evidence from the distribution and forms of nitrogen in the sediment cores. *Marine Pollution Bulletin*, 2019, **138**: 115-124. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.11.040.
- [15] Li QG, Tian Y, Liu L *et al.* Research progress on release mechanisms of nitrogen and phosphorus of sediments in water bodies and their influencing factors. *Wetland Science*, 2022, **20**(1): 94-103. [李乾岗, 田颖, 刘玲等. 水体中沉积物氮和磷的释放机制及其影响因素研究进展. 湿地科学, 2022, **20**(1): 94-103.]
- [16] Lv K, Guo XJ, Wang CF *et al.* Sediment nitrogen contents controlled by microbial community in a eutrophic tributary in Three Gorges Reservoir, China. *Environmental Pollution*, 2022, **314**: 120312. DOI: 10.1016/j.envpol.2022.120312.
- [17] Dai Z, Qi YL, Tang YJ *et al.* Effects of environmental factors of overlying water on the release of nitrogen and phosphorus from sediment of coastal reservoir. *Research of Environmental Sciences*, 2016, **29**(12): 1766-1772. DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2016.12.05. [代政, 祁艳丽, 唐永杰等. 上覆水环境因子对滨海水库沉积物氮磷释放的影响. 环境科学研究, 2016, **29**(12): 1766-1772.]
- [18] Zhang L, Wang SR, Wu ZH. Coupling effect of pH and dissolved oxygen in water column on nitrogen release at water-sediment interface of Erhai Lake, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2014, **149**: 178-186. DOI: 10.1016/j.ecss.2014.08.009.
- [19] Xia XH, Liu T, Yang ZF *et al.* Enhanced nitrogen loss from rivers through coupled nitrification-denitrification caused by suspended sediment. *Science of the Total Environment*, 2017, **579**: 47-59. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.10.181.
- [20] Liu C, Du YH, Yin HB *et al.* Exchanges of nitrogen and phosphorus across the sediment-water interface influenced by the external suspended particulate matter and the residual matter after dredging. *Environmental Pollution*, 2019, **246**: 207-216. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.11.092.
- [21] Zhu MY, Zhu GW, Zhao LL *et al.* Influence of algal bloom degradation on nutrient release at the sediment-water interface in Lake Taihu, China. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2013, **20**(3): 1803-1811. DOI: 10.1007/s11356-012-1084-9.
- [22] Zhang YM, Wang Y, Yang F *et al.* The spatial distribution and degradation characteristic of phosphorus in suspended particulate matter a-

- mong different ecological types in Taihu. *China Environmental Science*, 2016, **36**(7): 2128-2138. [张毅敏, 王宇, 杨飞等. 太湖不同生态型湖区悬浮颗粒磷空间分布和降解速率. 中国环境科学, 2016, **36**(7): 2128-2138.]
- [23] Xiong HW. Extraction and change analysis of Taihu Lake coastline based on remote sensing technology. *Science and Technology & Innovation*, 2021, (19): 122-123. [熊华伟. 基于遥感技术的太湖岸线提取及变化分析. 科技与创新, 2021, (19): 122-123.]
- [24] Qin BQ. Shallow lake limnology and control of eutrophication in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2020, **32**(5): 1229-1243. DOI: 10.18307/2020.0501. [秦伯强. 浅水湖泊湖沼学与太湖富营养化控制研究. 湖泊科学, 2020, **32**(5): 1229-1243.]
- [25] Luo JH, Pu RL, Duan HT *et al.* Evaluating the influences of harvesting activity and eutrophication on loss of aquatic vegetations in Taihu Lake, China. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2020, **87**: 102038. DOI: 10.1016/j.jag.2019.102038.
- [26] Dong BL, Zhou YQ, Jeppesen E *et al.* Six decades of field observations reveal how anthropogenic pressure changes the coverage and community of submerged aquatic vegetation in a eutrophic lake. *Science of the Total Environment*, 2022, **842**: 156878. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.156878.
- [27] Li Y, Ma Y, Wang HJ *et al.* Do alternative stable states exist in large shallow Taihu Lake, China? *Journal of Oceanology and Limnology*, 2023, **41**(3): 959-971. DOI: 10.1007/s00343-022-1286-z.
- [28] Liu LL, Dong YC, Kong M *et al.* Insights into the long-term pollution trends and sources contributions in Lake Taihu, China using multi-statistic analyses models. *Chemosphere*, 2020, **242**: 125272. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.125272.
- [29] Wang X, Zhang M, Liu LL *et al.* Using EEM-PARAFAC to identify and trace the pollution sources of surface water with receptor models in Taihu Lake Basin, China. *Journal of Environmental Management*, 2022, **321**: 115925. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.115925.
- [30] Xue YG, Liu F, Sun M *et al.* Community structure and influencing factors of bacterioplankton in spring in Zhushan Bay, Lake Taihu. *Environmental Science*, 2018, **39**(3): 1151-1158. DOI: 10.13227/j.hjxx.201707164. [薛银刚, 刘菲, 孙萌等. 太湖竺山湾春季浮游细菌群落结构及影响因素. 环境科学, 2018, **39**(3): 1151-1158.]
- [31] Wang LQ, Liu Y, Zhang YM *et al.* Relationship between structural composition of algal functional groups and environmental factors in Changdang Lake, Ge Lake and Zhushan Bay. *Water Resources Protection*, 2023, **39**(2): 224-232. DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2023.02.027. [王礼权, 刘钰, 张毅敏等. 长荡湖、溧湖、竺山湾藻类功能群结构组成与环境因子的关系. 水资源保护, 2023, **39**(2): 224-232.]
- [32] Li YF, Gu XH, Zeng QF *et al.* Fluctuations of nutrient concentrations and their influencing factors under various net-pen aquaculture scales in East Lake Taihu from 1990 to 2021. *J Lake Sci*, 2023, **35**(1): 155-167. DOI: 10.18307/2023.0110. [李一凡, 谷孝鸿, 曾庆飞等. 1990—2021年东太湖网围养殖规模变化下的水质变化特征及成因分析. 湖泊科学, 2023, **35**(1): 155-167.]
- [33] Zhang HJ, Qin MY, Hu FX *et al.* Effects of aquaculture on nitrogen and phosphorus nutrients in sediments of Eastern Lake Taihu. *Environmental Science & Technology*, 2019, **42**(S1): 206-211. [张弘杰, 秦梦钰, 胡方旭等. 渔业养殖对东太湖沉积物氮磷营养盐的影响. 环境科学与技术, 2019, **42**(S1): 206-211.]
- [34] 刘成, 杜奕衡, 陈开宁等. 一种湖泊细颗粒物捕获装置. 中国专利, CN 108871875A.
- [35] Liu C, Zhong JC, Wang JJ *et al.* Fifteen-year study of environmental dredging effect on variation of nitrogen and phosphorus exchange across the sediment-water interface of an urban lake. *Environmental Pollution*, 2016, **219**: 639-648. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.06.040.
- [36] Ullman WJ, Aller RC. Diffusion coefficients in nearshore marine sediments. *Limnology and Oceanography*, 1982, **27**(3): 552-556. DOI: 10.4319/lo.1982.27.3.0552.
- [37] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法(第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 243-285.
- [38] 王圣瑞. 湖泊沉积物-水界面过程-基本理论与常用测定方法. 北京: 科学出版社, 2014.
- [39] Shannon KEM, Saleh-Lakha S, Burton DL *et al.* Effect of nitrate and glucose addition on denitrification and nitric oxide reductase (cnorB) gene abundance and mRNA levels in *Pseudomonas mandelii* inoculated into anoxic soil. *Antonie van Leeuwenhoek*, 2011, **100**(2): 183-195. DOI: 10.1007/s10482-011-9577-y.
- [40] Wang M, Zhang J, Chen QW *et al.* Variations in nitrogen and phosphorous concentrations and major phytoplankton species in the northwestern Lake Taihu between 2003-2012. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, **39**(1): 164-172. DOI: 10.5846/stxb201803060449.
- [41] He D, Zhang YM, Yang F *et al.* The transformation of the nutrient in the degradation process of the phytoplankton-derived particulate organic matter and it's ecological effect. *China Environmental Science*, 2016, **36**(3): 899-907. [何东, 张毅敏, 杨飞等. 太湖藻源性颗粒物降解过程中营养盐转化及其生态效应. 中国环境科学, 2016, **36**(3): 899-907.]
- [42] Wang LM, Shang SY, Wu LB *et al.* Study on the cycle and transformation rule of nitrogen in the plant type Lake Wuliangsuhai. *Environment and Sustainable Development*, 2004, **29**(1): 16-18. [王丽敏, 尚士友, 吴利斌等. 草型湖泊(乌梁素海)氮循环转化规律的研究. 环境科学动态, 2004, **29**(1): 16-18.]
- [43] Lv XX, Song JM, Yuan HM *et al.* The potential ecological roles of nitrogen in the surface sediments of the South Yellow Sea. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, **24**(8): 1635-1642. DOI: 10.3321/j.issn:1000-0933.2004.08.009. [吕晓霞, 宋金明, 袁华茂等. 南黄海表层沉积物中氮的潜在生态学功能. 生态学报, 2004, **24**(8): 1635-1642.]

- [44] Liu C, Gu XZ, Chen KN *et al.* Nitrogen and phosphorus exchanges across the sediment-water interface in a bay of Lake Chaohu. *Water Environment Research: a Research Publication of the Water Environment Federation*, 2018, **90** (11): 1956-1963. DOI: 10.2175/106143017X15131012188079.
- [45] Gilarranz LJ, Narwani A, Odermatt D *et al.* Regime shifts, trends, and variability of lake productivity at a global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2022, **119**(35): e2116413119. DOI: 10.1073/pnas.2116413119.
- [46] Kononov BV. Evaluation of the suspended particulate matter content in the coastal zone of the northeastern black sea based on relative transparency. *Oceanology*, 2023, **63**(1): 63-73. DOI: 10.1134/s0001437023010058.
- [47] Woźniak B, Dera J. Light absorption in sea water. New York: Springer, 2007.
- [48] 吴丰昌. 云贵高原湖泊沉积物和水体氮、磷和硫的生物地球化学作用和生态环境效应. 地质地球化学, 1996, (6): 88-89.
- [49] Song N, Yan ZS, Cai HY *et al.* Effect of temperature on submerged macrophyte litter decomposition within sediments from a large shallow and subtropical freshwater lake. *Hydrobiologia*, 2013, **714**(1): 131-144. DOI: 10.1007/s10750-013-1529-2.
- [50] Jiang HM, Gao KS. Effects of nitrogen sources and concentrations on the growth and fatty acid composition of *Phaeodactylum tricornutum*. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2004, **28**(5): 545-551. DOI: 10.3321/j.issn:1000-3207.2004.05.015. [蒋汉明, 高坤山. 氮源及其浓度对三角褐指藻生长和脂肪酸组成的影响. 水生生物学报, 2004, **28**(5): 545-551.]
- [51] Xia XH, Zhang SB, Li SL *et al.* The cycle of nitrogen in river systems: Sources, transformation, and flux. *Environmental Science Processes & Impacts*, 2018, **20**(6): 863-891. DOI: 10.1039/c8em00042e.
- [52] Nichols DS, Keeney DR. Nitrogen nutrition of *Myriophyllum spicatum*: Uptake and translocation of ¹⁵N by shoots and roots. *Freshwater Biology*, 1976, **6**(2): 145-154. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1976.tb01598.x.
- [53] Tian LQ, Jiang HL, Song N *et al.* Comparing the effects of algae and macrophyte residues' degradation on biological nitrogen fixation in freshwater lake sediments. *Science of the Total Environment*, 2022, **809**: 151129. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.151129.
- [54] Tang CY, Li YP, He C *et al.* Dynamic behavior of sediment resuspension and nutrients release in the shallow and wind-exposed Meiliang Bay of Lake Taihu. *Science of the Total Environment*, 2020, **708**: 135131. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135131.
- [55] Nurminen L, Horppila J. Life form dependent impacts of macrophyte vegetation on the ratio of resuspended nutrients. *Water Research*, 2009, **43**(13): 3217-3226. DOI: 10.1016/j.watres.2009.04.041.
- [56] Horppila J, Nurminen L. Effects of submerged macrophytes on sediment resuspension and internal phosphorus loading in Lake Hiidenvesi (southern Finland). *Water Research*, 2003, **37**(18): 4468-4474. DOI: 10.1016/S0043-1354(03)00405-6.
- [57] Vila-Costa M, Pulido C, Chappuis E *et al.* Macrophyte landscape modulates lake ecosystem-level nitrogen losses through tightly coupled plant-microbe interactions. *Limnology and Oceanography*, 2016, **61**(1): 78-88. DOI: 10.1002/lno.10209.