

冰封期乌梁素海沉积物—水界面氨氮的交换特征*

姜涛, 张生**, 赵胜男, 史小红, 孙标, 田伟东, 韩志明, 吕杰

(内蒙古农业大学水利与土木建筑工程学院, 呼和浩特 010018)

摘要: 为揭示冰封期氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)在沉积物—水界面的迁移机制及内源性营养盐对全湖污染的贡献, 于2018年2月初在乌梁素海湖区7个采样点采集了上覆水体与沉积物样品, 得到了冰封期上覆水体与沉积物间隙水中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度, 估算了沉积物—水界面 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的扩散通量。结果显示, 上覆水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度变化范围为0.55~1.60 mg/L, 平均值为1.05 mg/L, 0~5 cm表层沉积物间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度是上覆水体中的10倍以上, 其变化范围为6.64~18.63 mg/L, 平均值为11.92 mg/L。估算沉积物间隙水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向上覆水体的扩散通量为1.282~4.269 $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 表明在湖水冻结过程中, 底泥沉积物接纳了大量的可溶性污染物成为内源污染源, 会在冰封稳定期、融冰期和融冰后的一段时间内成为湖水的主要污染源。

关键词: 冰封期; 乌梁素海; 沉积物; 氨氮; 内源污染源

Exchange characteristics of ammonia nitrogen at the water and sediment interface during the ice-sealing period in Lake Ulansuhai

JIANG Tao, ZHANG Sheng **, ZHAO Shengnan, SHI Xiaohong, SUN Biao, TIAN Weidong, HAN Zhiming & LV Jie

(Water Conservancy and Civil Engineering College, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010018, P.R.China)

Abstract: Lake Ulansuhai is the largest lake in the Yellow River Basin with an area of 293 km^2 . The average air temperature is 7.3°C and the winter is about six months with a cumulative negative accumulated temperature about 610–800°C·day. The lake water usually starts freezing in the early November and melting in the end of March or in the early April of the following year. The lake is completely sealed by ice in terms of ice-sealing period for about 100–130 days with an ice thickness of 0.63 m in average. To get better understanding in the migration mechanism of ammonia nitrogen at the water sediment interface and the impact of endogenous nutrients on the lake environment during the ice-sealing period, the water and sediment samples were collected at seven sampling sites in early February of 2018 in Lake Ulansuhai. The concentrations of ammonia nitrogen of the water samples were analyzed. The diffusion flux of ammonia nitrogen at the water sediment interface was estimated. The results showed that the concentrations of ammonia nitrogen in the water ranged from 0.55 mg/L to 1.60 mg/L with an average of 1.05 mg/L. The concentrations of ammonia nitrogen in the pore water of 0–5 cm surface sediments were one order of magnitude greater than that in overlying water which ranged from 6.64 mg/L to 18.63 mg/L with an average of 11.92 mg/L. The diffusion flux of ammonia from the sediments to the water was 1.282–4.269 $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. This indicated that a large number of soluble pollutants had been transported to the sediments during the process of freezing. It would be the one of the dominated source of water pollution to the lake environment in the period of ice stability, during the period of ice thawing, and in a period of time after ice thawing.

Keywords: Ice-sealing period; Lake Ulansuhai; sediment; ammonia nitrogen; endogenous pollution

沉积物是水体氮素的重要归宿与来源^[1-2], 上覆水与间隙水是沉积物—水界面中氮交换的主要媒介, 无机氮是其重要的交换形态^[3], 对湖泊水环境有较大的影响。在湖泊水体和底泥沉积物中的氮可分为有机

* 国家自然科学基金项目(51569019, 51509133, 51669022, 51339002)和内蒙古自然科学基金项目(2016MS0406)联合资助。2018-05-08 收稿; 2018-06-20 收修改稿。姜涛(1993~), 女, 硕士研究生; E-mail: 2697910344@qq.com。

** 通信作者; E-mail: shengzhang@imau.edu.cn。

氮和无机氮两类,其中无机氮主要以氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、亚硝态氮($\text{NO}_2^-\text{-N}$)和硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)几种形式存在. 有机氮在好氧微生物作用下,首先转化为 NH_3 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在亚硝酸菌作用下氧化为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 在硝酸菌的作用下继续氧化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 又经反硝化菌的作用还原为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 N_2 ,其中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 以游离氨或铵盐形式存在于水体中,对水体营养状态的影响最大. 溶解态 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 通过沉积物—水界面向上覆水扩散是内源营养盐释放的重要途径,对上覆水体的化学性质和组成有重要影响^[4]. 间隙水是营养物质在沉积物中的主要介质,沉积物向上覆水体释放过量的氮会使得浮游藻类大量繁殖,伴随着藻类的衰亡、沉入水底、腐败,往往会造成水体缺氧,富营养化等严重后果^[5-6].

乌梁素海与太湖、鄱阳湖等湖泊相比, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度高出约2倍^[7-8]. 乌梁素海水深较浅,冰封期时间较长,冰冻厚度较大,一般冰冻厚度可达水深的1/3,最高可达水深的2/3,在湖水结冰过程中,污染物向冰下水层运移,致使湖泊水层营养盐呈现逐渐浓缩的过程,使冬季湖泊生态系统变得更加脆弱^[9]. 揭示冰封期乌梁素海沉积物间隙水中氮的分布特征、沉积物与水界面氮营养盐迁移过程以及定量评估沉积物氮污染对上覆水体的影响,有助于更好地认识乌梁素海的水环境变化过程.

目前,有关乌梁素海沉积物氮的研究已取得一定的进展. 郭嘉等对乌梁素海湿地富营养化的研究表明,沉积物氮显著富集,氮含量在水平方向上北高南低,西高东低,垂直方向上随深度增加而递减^[10]. 乌云对乌梁素海氮在表层沉积物和上覆水体间迁移规律的研究表明,湖泊水体长期处于碱性条件,有利于氮营养物质的释放^[11]. 本文以乌梁素海为研究对象,测定了冰封期水体与沉积物的理化性质,分析水体、沉积物间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度,利用Fick第一定律估算沉积物—水界面氮营养盐的扩散通量,定量评估沉积物氮污染对上覆水体的影响,探求氮在沉积物—水界面的迁移机制,以揭示寒区湖泊冰封期底泥沉积物内源污染源对湖泊水环境的影响.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

乌梁素海($40^\circ36'\sim41^\circ03'\text{N}$, $108^\circ43'\sim108^\circ57'\text{E}$)位于内蒙古巴彦淖尔市乌拉特前旗境内,是黄河流域最大的湖泊,面积约293 km². 湖区是南北走向,北宽南窄;多年平均气温为7.3℃,一般从每年11月初进入冰封期,到次年3月末至4月初开始融化,约有4~5个月处于冰层覆盖阶段,冰封期长达100~130天,累积负积温为610~800℃·day,多年冰盖平均厚度为0.63 m^[9].

1.2 采样点设置及样品采集

综合考虑安全性、可操作性、取样的难易程度及乌梁素海的水动力学特征,于2018年2月1日在乌梁素海湖区的7个采样点进行水样和沉积物的采集(图1). 水样采用自制多功能采水器(专利号:ZL201020680966.1)采集,沉积物采用自制的真空柱状取泥器进行沉积物样品采集. 由于水深较小,在每个采样点5 cm深度上只采集一个水样,沉积物采集深度为25 cm,每5 cm作为一个样层,共采集5层,水样和沉积物样置于4℃保温箱中保存,24 h内将分割后的沉积物样品以4000 转/min离心20 min,取上清液过0.45 μm滤膜得到沉积物间隙水.

1.3 研究方法

由浓度梯度所引起的分子扩散作用是沉积物与上覆湖水之间进行物质交换的主要形式. 如果界面附近的水相中某化学物质的浓度随沉积物深度的变化近似于直线,其净通量可以用Fick第一定理进行计算^[12-13]. 根据Fick第一定律,可以用下式估算溶质的扩散通量(F):

$$F = -\varphi D_s \frac{dc}{dx} \quad (1)$$

式中, F 为通过沉积物—水界面的扩散通量,mg/(m²·d); φ 为沉积物孔隙度,可通过表层沉积物含水率推算^[14]; dc/dx 为沉积物—水界面间隙水中溶质的浓度梯度,mg/(L·cm); D_s 为实际溶液中溶质的分子扩散系数,m²/s. 通常当 $\varphi \leq 0.7$ 时, $D_s = \varphi D_0$;当 $\varphi > 0.7$ 时, $D_s = \varphi^2 D_0$ ^[15]; D_0 为理想溶液中溶质的分子扩散系数,m²/s. 根据 φ 和 D_0 ^[16],结合间隙水剖面分析,由公式(1)可以计算出各沉积物—水界面 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的扩散通量.

氮扩散对水体的影响程度:在不考虑水温分层,水体处于充分混合,且沉积物通过间隙水向上覆水体的释放只考虑分子扩散的前提下,得出的间隙水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 扩散对水体的影响程度:

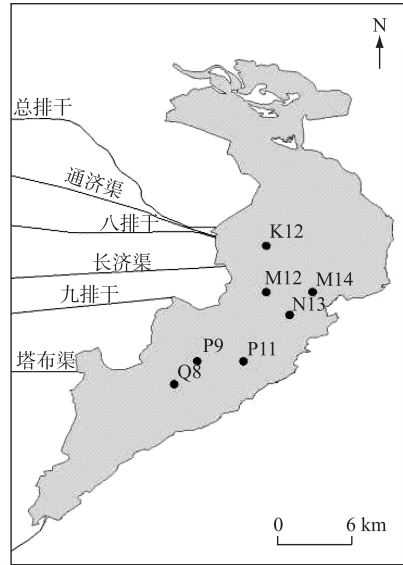


图1 乌梁素海采样点分布

Fig.1 Distribution of Lake Ulansuhai and sampling sites

$$W = C_d / C_w, C_d = FT_w / H, T_w = V / Q \quad (2)$$

式中, W 为间隙水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 扩散对上覆水体的贡献率, %; C_d 为沉积物间隙水扩散迁移出的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度, mg/L ; C_w 为上覆水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度, mg/L ; F 为扩散通量, $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; T_w 为水体停留时间, d ; H 为水深, m ; V 为湖泊库容, m^3 ; Q 为水体流量, m^3/s .

2 结果

2.1 沉积物—水界面 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 剖面特征

乌梁素海沉积物—水界面处上覆水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度变化范围为 $0.55 \sim 1.60 \text{ mg/L}$, 平均值为 1.05 mg/L . 表层沉积物 ($0 \sim 5 \text{ cm}$) 间隙水是沉积物—水界面间氮营养盐传输的重要交换介质. 乌梁素海沉积物间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度均值为 10.99 mg/L , 是上覆水体的 10.47 倍. 各采样点的 $0 \sim 5 \text{ cm}$ 表层沉积物间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度变化范围为 $6.64 \sim 18.63 \text{ mg/L}$, 平均值为 11.92 mg/L , 大部分采样点 $0 \sim 5 \text{ cm}$ 表层沉积物间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度都远远高于上覆水体 (图 2). 在对季节性湖泊的研究中, 认为大量水生植物和覆冰条件使冬季湖泊的流速降低, 流体动力学条件变差, 使得沉积物中营养盐浓度增加^[17-18].

从垂向分布情况上看, M12、P9 和 Q8 点位沉积物间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的最高值均出现在表层 $0 \sim 5 \text{ cm}$, 之后出现随深度增加而降低的变化趋势. K12、M14 和 N13 点位沉积物间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的最高值均出现在 $5 \sim 10 \text{ cm}$ 范围内, 然后随着深度增加而降低; P11 点位间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度最高值出现的深度更深, 出现在深度 $10 \sim 15 \text{ cm}$ 处, 随深度增加浓度值逐渐降低. 总体而言, M12、P9 和 Q8 点位沉积物间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度呈现出随深度的增加逐渐降低的趋势, 而 K12、M14、N13 和 P11 点位沉积物间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度则呈现出随深度的增加先升高后降低的趋势.

所有采样点最底层的沉积物间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度最低, 主要是由于湖泊底层沉积物岩性相对密实, 基本不会受到上覆水体扰动以及其他扰动的影响, 存在活性的有机碎屑也较少, 有机质含量也较低, 微生物活动少, 所以底层间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度低.

2.2 沉积物—水界面 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的扩散通量

沉积物—水界面营养盐进行交换的过程主要包括对流通量和扩散通量, 一般在流速较低的情况下, 对流

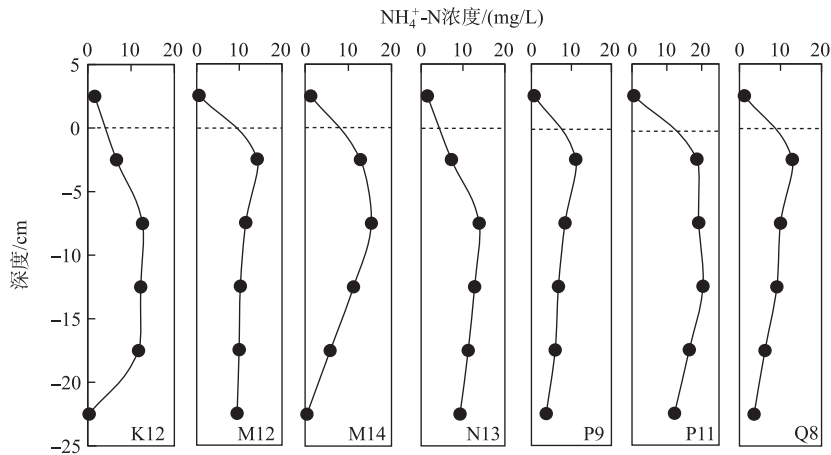


图 2 不同采样点沉积物—水界面 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的垂直变化

Fig.2 Vertical variation of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration at the sediment-water interface at different sites

通量远远小于扩散通量,营养盐的迁移过程主要是由界面上下的浓度梯度所引起的扩散转移过程所主导,营养盐的分布主要受一维垂向传输和反应过程控制,因此,营养盐在沉积物—水界面的扩散服从 Fick 第一定律. 利用表层沉积物间隙水营养盐浓度可以描述其过程,一般情况,间隙水中营养盐浓度对深度的变化应该服从指数分布规律. 因此,将间隙水上端扰动层(0~10 cm)以及界面上覆水0~5 cm 处的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度对深度进行指数拟合,进一步按照拟合的表达式对深度 x 进行求导,求出在沉积物—水界面处的 dc/dx ,并利用 Fick 定律计算出 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在沉积物—水界面的扩散通量.

从间隙水与上覆水体 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度对深度的指数拟合结果来看,乌梁素海各采样点的相关系数都较高, R^2 介于 0.663~0.955 之间,说明对于乌梁素海湖区运用一级反应动力学来描述内源性营养盐扩散过程较为贴切.

根据全湖不同采样点的实测数据,经过 Fick 定律计算得到的乌梁素海 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的界面交换速率见表 1. 可以看出,采样点所在区域的 F 均呈现出正值,表明沉积物中间隙水中营养盐向上覆水体扩散,而且释放现象明显. F 的均值为 $2.476 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,其中,K12 点位扩散速率最高,达到 $4.269 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$;其次为 M14、N13、Q8 点位,扩散速率分别为 2.793 、 2.791 、 $2.516 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$;P9 点位的释放速率较低,为 $1.282 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. F 与 dc/dx 、 φ 、 D_s 有关,当 dc/dx 、 φ 、 D_s 越大时,沉积物—水界面的 F 就越高;反之亦然.

表 1 沉积物—水界面 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的扩散通量*

Tab.1 Flux of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ diffusion at the sediment-water interface

| 采样点 | 拟合曲线 | R^2 | $dc/dx/$ ($\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{cm})$) | φ | $D_0/$ ($\times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$) | $D_s/$ ($\times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$) | $F/$ ($\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$) |
|-----|------------------------------|-------|--|-----------|--|--|---|
| K12 | $y=0.6483\text{e}^{1.0338x}$ | 0.955 | 0.134 | 0.613 | 9.80 | 6.011 | 4.269 |
| M12 | $y=0.2124\text{e}^{1.5235x}$ | 0.699 | 0.065 | 0.569 | 9.80 | 5.573 | 1.774 |
| M14 | $y=0.5356\text{e}^{1.2352x}$ | 0.805 | 0.132 | 0.499 | 9.80 | 4.892 | 2.793 |
| N13 | $y=0.568\text{e}^{1.1169x}$ | 0.946 | 0.129 | 0.506 | 9.80 | 4.961 | 2.791 |
| P9 | $y=0.3138\text{e}^{1.2673x}$ | 0.664 | 0.080 | 0.436 | 9.80 | 4.274 | 1.282 |
| P11 | $y=0.1656\text{e}^{1.7779x}$ | 0.756 | 0.059 | 0.619 | 9.80 | 6.066 | 1.908 |
| Q8 | $y=0.6459\text{e}^{1.0597x}$ | 0.663 | 0.137 | 0.466 | 9.80 | 4.568 | 2.516 |

* 自沉积物向上扩散则 F 为正值,自上覆水体向沉积物扩散即沉积物吸收则 F 为负值.

3 讨论

3.1 沉积物氮释放特征及影响因素分析

表层沉积物间隙水与上覆水体关系尤为密切,其浓度比值的大小可以在一定程度上反映内源性污染物释放的趋势。总体而言,乌梁素海间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 具有向上覆水体扩散的趋势,但扩散趋势有所差异。乌梁素海表层沉积物间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与上覆水体浓度比值在 4.149~34.073 之间,在间隙水的高值区域 M12 和 P11 点位处的比值都较大, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度比值分别为 25.970 和 34.073;在间隙水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度较低的区域,其比值都较小,其中 K12 点处的浓度比值最小为 4.149,M14、N13、P9、Q8 点位的比值介于 4.858~16.614 之间;这表明乌梁素海内源氮存在从间隙水向上覆水体扩散的潜在趋势。

从乌梁素海 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的空间分布来看,0~5 cm 的表层沉积物间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的高值区域出现在 M12、M14、P11 及 Q8 点位处。这主要是由于总排干由湖区西北端入湖的河套灌区农田退水、上游工业废水和生活污水,入湖后由于受到芦苇等大型挺水植物的阻碍,有部分污水向东分流。向东分流的污水由于直接汇入湖区东北端明水区,加之南侧挺水植物的围拦和阻碍,使明水区域处于相对封闭的状态,水动力条件相对微弱,从而有利于水体氮的沉积,致使东部开阔水面区表层沉积物中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度较高。由总排干入湖的大部分污水向南分流并与向东分流的污水再次汇合后继续向南流动,由于局部水动力条件的变化而在湖区东南部形成高值区;随着冬天的到来,大型水生植物枯萎并进行耗氧分解,光合藻类在有限的光照条件和水量下,光合强度减弱,营养盐利用率大幅度下降,这也是冬季营养盐在表层沉积物中积累的原因。上覆水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度在湖泊西北部的 K12 点位较高,是由于湖泊周边的农区和工厂以点源或面源的形式对湖泊营养盐浓度产生影响^[19],水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度整体分布呈现由湖泊北部向南部逐渐递减的趋势。

3.2 沉积物氮释放对湖体的贡献

K12 点位的底泥岩性属于粉砂,中值粒径较粗,其总比表面积相对较小^[20],有利于底泥释放氮,使得其释放速率高(4.269 mg/(m²·d))。P9 点位由于沉积物间隙水中的孔隙度不高(0.436),沉积物—水界面浓度梯度较低(0.080 mg/(L·cm)),使其 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的 F 值(1.282 mg/(m²·d))明显低于其他点。由于湖泊入湖口排入污水中的氮营养物质在随着水体向东南流动的过程中,被大量芦苇、水草等水生植物吸收,使得湖泊水体中的氮被稀释,水体 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度降低,而引起水体与间隙水之间浓度差异,导致 M14、N13 点位表层沉积物间隙水中氮的释放速率较高(F 分别为 2.793 和 2.791 mg/(m²·d))。此外,Q8 点位藻类较其他区域茂盛,且属于常年生植物^[21],因此植物的死亡残体相对较多。碎屑在湖底分解中一般不会很彻底,会产生残留物而被掩埋在湖底。在表层仍能进行的好氧分解下,下层则会产生缺氧与厌氧状态,在微生物作用下,向间隙水析出 $\text{NH}_4^+\text{-N}$,使得其释放速率较高(2.516 mg/(m²·d))。乌梁素海由于冰封期较长,受到冰层覆盖的影响,湖泊水体易处于还原状态,在还原性较强的沉积物中缺乏游离氧,微生物可利用氧化物中的氧作为氢的受体进行呼吸,此时往往伴随反硝化作用发生,从而也可能促进沉积物 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的释放。

为了能够更清晰地说明释放对上覆水体的影响程度,在不考虑水温分层,水体处于充分混合,且沉积物通过间隙水向上覆水体的释放只考虑分子扩散的依据前提下,利用公式(2)获得乌梁素海间隙水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 扩散对水体的影响程度。从采样点上看:P11(44.74%)>M12(33.11%)>Q8(31.65%)>K12(29.79%)>M14(26.92%)>P9(24.83%)>N13(18.77%)(表2)。这与氮扩散通量规律存在一定的差异,主要是由于间隙水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 扩散对上覆水体的贡献率 W 不仅与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 扩散通量有关,还与水深以及 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度有关。水体 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度越低,水深越小,则间隙水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 扩散对上覆水体的贡献率就越大。P11 点位 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的扩散通量为 1.908 mg/(m²·d),并不是最高值,但是其对水体的影响程度最高,达 44.74%;这主要是由于上覆水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度较低,为 0.55 mg/L,形成了较大的扩散梯度,而且其水深为 1.56 m,相对较浅,从而造成 P11 的间隙水扩散对上覆水体的影响较大。N13 点位处 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的 F 较高,达 2.791 mg/(m²·d);但由于 N13 点位冰封期水体 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度较大,达 1.49 mg/L;其水深为 2.00 m,相对较深,从而减弱了间隙水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 扩散对水体的影响程度,使其 W 值最小,为 18.77%。虽然 K12 点位 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的 F 最高,达 4.269 mg/(m²·d),但由于 K12 点位处水体 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度大,达 1.60 mg/L;冰封期水较深,达到 1.79 m,从而降低了此处 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放对水体的贡献程度, W 值为 29.79%,其在所有的“源”相中,处于较低的影响程度。当乌梁素海的外部污染源

得到控制以后, 沉积物间隙水和上覆水体的营养浓度差异将驱动沉积物内源营养负荷的释放. 因此, 在扩散通量低的地方, 也要注意其上覆水体浓度、水深等因素, 关注其对水体的影响程度.

表 2 乌梁素海沉积物氮扩散对水体的贡献率

Tab.2 Contribution of nitrogen diffusion from sediment to water body in Lake Ulansuhai

| 采样点 | $F/(mg/(m^2 \cdot d))$ | $C_w/(mg/L)$ | H/m | T_w/d | $C_d/(mg/L)$ | $W/\%$ |
|-----|------------------------|--------------|-------|---------|--------------|--------|
| K12 | 4.269 | 1.60 | 1.79 | 200 | 0.48 | 29.79 |
| M12 | 1.774 | 0.55 | 1.96 | 200 | 0.18 | 33.11 |
| M14 | 2.793 | 1.30 | 1.60 | 200 | 0.35 | 26.92 |
| N13 | 2.791 | 1.49 | 2.00 | 200 | 0.28 | 18.77 |
| P9 | 1.282 | 0.67 | 1.55 | 200 | 0.17 | 24.83 |
| P11 | 1.908 | 0.55 | 1.56 | 200 | 0.25 | 44.74 |
| Q8 | 2.516 | 1.20 | 1.32 | 200 | 0.38 | 31.65 |

4 结论

1) 乌梁素海冰封期表层沉积物间隙水 NH_4^+-N 浓度较大, 表明乌梁素海内源 NH_4^+-N 存在从间隙水向上覆水体释放的潜在趋势, 乌梁素海冰封期沉积物总体上表现为 NH_4^+-N 的“源”.

2) 通过对沉积物—水界面 NH_4^+-N 扩散通量的估算, 表明在湖水冻结过程中, 底泥沉积物会在冰封稳定期、融冰期和融冰后的一段时间内成为湖水的主要污染源.

3) 湖泊中的内源营养物质从沉积物进入水体, 主要是通过间隙水的分子扩散作用, 因而在外源污染得到有效控制后, 应关注内源营养释放对湖泊水环境的影响.

5 参考文献

[1] Lu SY, YuanY, Jin XC *et al.* Distribution of nitrogen content along river sediments in Taihu Lake. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2012, **33**(5): 1497-1502. DOI: 10.13227/2012.05.023. [卢少勇, 远野, 金相灿等. 7 条环太湖河流沉积物氮含量沿程分布规律. 环境科学, 2012, **33**(5): 1497-1502.]

[2] Chen C, Zhong JC, Fan CX *et al.* Simulation of the effect of lake dredging methods on endogenous release. *Environmental Science*, 2013, **34**(10): 3872-3878. DOI: 10.13227/2013.10.031. [陈超, 钟继承, 范成新等. 湖泊疏浚方式对内源释放影响的模拟研究. 环境科学, 2013, **34**(10): 3872-3878.]

[3] Wang SR ed. Sediment-water interface processes of lake: Nitrogen and phosphorus Biogeochemistry. Beijing: Science Press, 2013; 106. [王圣瑞. 湖泊沉积物-水界面过程: 氮磷生物地球化学. 北京: 科学出版社, 2013: 106.]

[4] Zhang L, Fan CX, Wang JJ *et al.* Comparison of physical and chemical characteristics of interstitial water in grass-algae lake area of Taihu Lake. *China Environmental Science*, 2004, **24**: 556-560. [张路, 范成新, 王建军等. 太湖草藻型湖区间隙水理化特性比较. 中国环境科学, 2004, **24**: 556-560.]

[5] Liu C, Kroeze C, Hoekstra AY *et al.* Past and future trends in grey water footprints of anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to major world rivers. *Ecological Indicators*, 2012, **18**: 42-49.

[6] Bhatnagar A, Sillanp M. A review of emerging adsorbents for nitrate removal from water. *Chemical Engineering Journal*, 2011, **168**: 493-504.

[7] Chen JQ, Jia JB, Zhu JG. Study on maximum capacity of ammonia-nitrogen in Taihu Lake based on environmental criteria. *Ecology and Environment*, 2017, **26**(1): 89-94. DOI: 10.16258/2017.01.014. [陈峻崎, 贾剑波, 朱建刚. 基于环境基准的太湖氨氮最大容量研究. 生态环境学报, 2017, **26**(1): 89-94.]

[8] Hu CH, Zhang P, Zeng SM *et al.* Temporal and spatial distribution of different forms of nitrogen in Poyang Lake. *Journal of Jiangxi Normal University: Natural Science Edition*, 2012, **36**(2): 213-217. DOI: 10.16357/2012.02.014. [胡春华, 张培, 曾思苗等. 鄱阳湖不同形态氮的时空分布特征. 江西师范大学学报: 自然科学版, 2012, **36**(2): 213-217.]

[9] Yang F. Study on the characteristics of ice cover in Ulansuhai and its impact on nutrient transfer process [Dissertation]. Hohhot: Inner Mongolia Agricultural University, 2016. [杨芳. 乌梁素海覆冰特征及其对营养盐运移过程的影响研究

- [学位论文]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2016.]
- [10] Guo J, Wei W, Yu YL *et al.* Research progress on eutrophication of Ulansuhai wetland. *Chinese Journal of Ecology*, 2015, **34**(11): 3244-3252. DOI:10.13292/20151023.023. [郭嘉, 韦玮, 于一雷等. 乌梁素海湿地富营养化研究进展. 生态学杂志, 2015, **34**(11): 3244-3252.]
- [11] Wu Y. Study on pollution characteristics of the irrigated bodies and surface sediments of the Ulansuhai Sea and their migration and transformation patterns [Dissertation]. Hohhot: Inner Mongolia Agricultural University, 2011. [乌云. 乌梁素海上覆水体与表层沉积物污染特征及其污染物迁移转换规律研究[学位论文]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2011.]
- [12] Jiang ZJ, Fang JG, Mao YZ *et al.* Diffusion fluxes of nitrogen and phosphorus nutrients at the sediment-water interface in the aquaculture waters of Nansha Harbor, Ningbo, China. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, **29**(12): 2413-2419. [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. 农业环境科学学报, 2010, **29**(12): 2413-2419.]
- [13] Martinova MV. Nitrogen and phosphor compounds in bottom sediments; mechanisms of accumulation, transformation and release. *Hydrobiologia*, 1993, **252**(1): 1-22.
- [14] Urban NR, Dinkel C, Wehrli B. Solute transfer across the sediment surface of a eutrophic lake: I. Pore water profiles from dialysis samplers. *Aquatic Sciences*, 1997, **59**(1): 1-25.
- [15] Borowski WS, Paull CK, Ussler WI. Marine pore-water sulfate profiles indicate in situ methane flux from underlying gas hydrate. *Geology*, 1996, **24**(7): 655-658.
- [16] Li YH, Gregory S. Diffusion of ions in sea water and in deep-sea sediments. *Geochim Cosmochim Acta*, 1974, **38**(5): 703-714.
- [17] Boynton W, Kemp W. Nutrient regeneration and oxygen consumption by sediments along an estuarine salinity gradient. *Marine Ecology Progress*, 1985, **23**(1): 45-55.
- [18] Kemp WM, Sampou P, Caffrey J *et al.* Ammonium recycling versus denitrification in Chesapeake Bay sediments. *Limnology & Oceanography*, 1990, **35**(7): 1545-1563.
- [19] Wu Y, Li CY, Zhang CF *et al.* Study on the method of dividing complex geomorphic watersheds in mountain areas and plain areas based on ArcGIS and SWAT. *Journal of Arid Land Geography*, 2016, **39**(2): 413-419. DOI: 10.13826/2016.02.022. [吴用, 李畅游, 张成福等. 基于 ArcGIS 和 SWAT 的山区、平原区复合地貌流域划分方法研究. 干旱区地理, 2016, **39**(2): 413-419.]
- [20] Liang W. Soil contamination characteristics, water environment effects and control of Ulansuhai [Dissertation]. Hohhot: Inner Mongolia Agricultural University, 2011. [梁文. 乌梁素海沉积物污染特征、水环境效应及其控制研究[学位论文]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2011.]
- [21] Zhao S, Shi X, Li C *et al.* Diffusion flux of phosphorus nutrients at the sediment-water interface of the Ulansuhai Lake in northern China. *Water Science & Technology*, 2017, **75**(5/6): wst2017017.