姜星宇,胡 洋,邵克强,等.盐度变化对干旱区湖泊湿地氮素归趋的影响 [J]. 中国环境科学, 2026,46(1):319-328.
Jiang X Y, Hu Y, Shao K Q, et al. Effects of salinity changes on nitrogen fate in lakes and wetlands of arid regions [J]. China Environmental Science, 2026,46(1):319-328.

盐度变化对干旱区湖泊湿地氮素归趋的影响

姜星宇*,胡 洋,邵克强,汤祥明,高 光* (中国科学院南京地理与湖泊研究所,湖泊与流域水安全全国重点实验室,江苏南京 211135)

摘要：为探究水体盐分组成、浓度变化对干旱区湖泊关键氮素归趋过程的影响机制,对我国西北干旱区博斯腾湖和相思湖湿地开展了野外调查和盐度受控实验.野外调查结果表明,博斯腾湖及周边相思湖湿地反硝化速率的变化范围为 7.2~131.4μmol/(kg·h),盐度是影响反硝化速率的关键环境因子;异化硝酸盐还原为铵(DNRA)速率的变化范围为 2.6~19.9μmol/(kg·h),其主要受到水体溶解态有机碳和硝酸盐比值的影响.在受控实验中,盐度增加(0.2‰~6.6‰)对反硝化速率产生明显的抑制效应:随着硫酸钠浓度增加,博斯腾湖和相思湖反硝化速率分别下降 25.7%和 21.0%;随着氯化钠浓度增加,其速率分别下降 36.7%和 31.1%.在受控实验中,盐度变化同样对 DNRA 速率产生显著影响:随着硫酸钠浓度增加,博斯腾湖和相思湖 DNRA 速率均呈现先增加后降低的变化趋势;随着氯化钠浓度增加,其速率则分别下降 26.1%和 27.8%.与 DNRA 相比,盐度增加对反硝化作用具有更强的抑制效应,导致 DNRA 速率在总的硝酸盐异化还原速率中所占比重呈现不断增加的趋势.总的来说,盐度增加会通过抑制反硝化速率增加湖泊的氮素浓度;通过增强 DNRA 占比提高湖泊的氮保留潜力,进而加重湖泊的氮污染风险.

关键词：反硝化；硝酸盐还原为铵(DNRA)；博斯腾湖；硫酸盐；氮污染
中图分类号：X131.2 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)01-0319-10

Effects of salinity changes on nitrogen fate in lakes and wetlands of arid regions. JIANG Xing-yu*, HU Yang, SHAO Ke-qiang, TANG Xiang-ming, GAO Guang** (State Key Laboratory of Lake and Watershed Science for Water Security, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China). *China Environmental Science*, 2026,46(1)：319~328

Abstract：To investigate the influence of changes in water salinity (composition and concentration) on key nitrate reduction processes in lake wetlands of arid regions, field surveys and salinity-controlled experiments were conducted in Bosten Lake and Xiangsi Lake wetlands located in the arid zone of northwestern China. Field surveys revealed that denitrification rates in Bosten Lake and the surrounding Xiangsi Lake wetland ranged from 7.2 to 131.4 μmol/(kg·h), and salinity was identified as a key environmental factor affecting denitrification. The rates of dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) varied from 2.6 to 19.9 μmol/(kg·h), which were primarily influenced by the ratio of dissolved organic carbon to nitrate in the water. In the salinity-controlled experiments, increased salinity (0.2‰~6.6‰) significantly inhibited denitrification rates: with increasing sodium sulfate concentration, denitrification rates declined by 25.7% (Bosten Lake) and 21.0% (Xiangsi Lake), respectively; while increasing sodium chloride concentration led to respective decreases of 36.7% and 31.1% in the two wetlands. Changes in salinity also significantly impacted DNRA rates: DNRA rates first increased and then decreased with rising sodium sulfate concentration in both wetlands, whereas they decreased by 26.1% (Bosten Lake) and 27.8% (Xiangsi Lake) with increasing sodium chloride concentration. Increased salinity exerted a stronger inhibitory effect on denitrificationcompared to DNRA, resulting in an elevated proportion of DNRA in total dissimilatory nitrate reduction. Overall, increased salinity will elevate lake nitrogen concentrations by inhibiting denitrification, while enhancing nitrogen retention potential by increasing the proportion of DNRA, thereby exacerbating the risk of nitrogen pollution in these lakes.

Key words：denitrification；dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA)；Lake Bosten；sulfate；nitrogen pollution

大陆性特征以及独立的水文循环系统使得干旱区湖泊极易受到人类活动和气候变化的影响,导致水污染问题频繁发生[1-3].这类湖泊多为封闭的内流湖,污染物去除主要依赖系统内部的地球化学循环过程[4-5].其中,反硝化作用与异化硝酸盐还原为铵(DNRA)是硝酸盐异化还原的主要途径[6].反硝化能够将硝酸盐(NO_3^--N)逐步还原为氮气(N_2),是自然水体中氮去除的主要方式[7-8];而 DNRA 将 NO_3^--N

收稿日期：2025-05-19
基金项目：国家自然科学基金资助项目(42201111)
* 责任作者: 姜星宇, 助理研究员, xyjiang@niglas.ac.cn; 高 光, 研究员, guanggao@niglas.ac.cn

还原为铵盐(NH_4^+-N),使氮以更易被生物利用的形式保留于水体,促进了水体氮素的内循环[6,9].

干旱区湖泊水分补给匮乏,蒸发强烈,致使许多湖泊盐度变化频繁[10-11].微生物驱动的氮循环过程对盐度变化极为敏感[12],导致水体氮污染问题变得更加复杂.盐度变化对氮循环微生物的影响机制包括:盐离子升高引起微生物渗透胁迫,直接影响其生理活性[13-14];改变胞外酶稳定性,干扰营养盐代谢功能[13,15];引发微生物群落演替,最终影响系统氮循环途径[14-17].值得关注的是,当水体中的盐离子以硫酸盐为主时,情况更趋复杂.反硝化与 DNRA 既可依赖有机物进行异养代谢,也可利用还原态硫、铁等物质完成自养还原[6,18-20].沉积物中有机质丰富时,硫酸盐可转化为硫化物,进而促进硝酸盐异化还原[18,21-22];然而,硫酸盐还原过程会与硝酸盐还原竞争电子供体,且产生的硫化氢具有一定生物毒性,能够抑制硝酸盐还原过程[20,23-24].

目前,相关研究多集中于河口或海岸带生态系统,海水入侵是引起盐度变化的主要诱因[25-26].而干旱区内陆湖泊具有独特的水盐变化节律:封闭性水文特征与强烈的人类活动导致其盐度波动剧烈,咸化与淡化过程常交替发生[27].此外,河口或海岸带水体盐分组成相对稳定,而受地质背景和人类活动的影响,即使是在较小的区域内,内陆湖泊的盐分组成亦可能存在显著差异.不同离子具有特异性毒性,微生物对其耐受性亦会不同[28-29].当前,在气候变化和人类活动的双重压力下,我国西北干旱区众多湖泊均面临盐度频繁波动与营养盐污染的双重威胁.因此,揭示盐度及盐分组成对关键氮循环过程的作用机制,评估湖泊咸化/淡化情景下的氮污染风险,具有重要的科学价值与现实意义.

博斯腾湖曾是我国最大的内陆淡水湖,不仅是区域内工农业生产和居民生活的重要自然资源,亦是维系流域脆弱生态系统稳定的关键保障[3,30-31].目前,博湖大、小湖区盐度较低,为淡水湖;但周边湿地盐度较高,为微咸水或咸水湖,且不同区域盐分组成差异较大.这为准确评估湖泊氮污染风险带来挑战,也为相关研究提供了理想场所.本文在博湖及周边湿地选取 4 个不同盐度区域开展野外调查,通过氮稳定同位素标记与泥浆培养实验测定反硝化和 DNRA 速率,分析影响硝酸盐异化还原途径的关键环境因子;同时,开展受控实验,探究盐度与离子组成变化对反硝化和 DNRA 速率的影响.研究结果将为深入理解干旱区湖泊氮素归趋机制、预测未来咸化/淡化情景下湖泊氮污染风险提供新的见解.

1 材料与方法

1.1 采样点布设和样品采集

博斯腾湖位于天山中段南麓,焉耆盆地的最低处.开都河是博斯腾湖唯一的常年性入湖河流,每年提供约 86.2%的入湖水量.宝浪苏木分水闸将开都河来水分成东、西两支:东支汇入博斯腾湖大湖区,其面积约 1000km^2;西支流入芦苇覆盖的湖泊湿地(博斯腾湖小湖区),面积约为 300km^2.开都河为博斯腾湖大、小湖区带来了充足的淡水,使博斯腾湖水体盐度维持在较低的水平.相思湖位于博斯腾湖小湖区西北部,是一个相对独立的盐碱湿地,湿地总面积约 50.68km^2,湖面面积约 10km^2.

于 2019 年 9 月和 2023 年 7 月分别对相思湖南、北湖区和博斯腾湖大、小湖区开展了野外调查,共设置 23 个采样点,采样点布设如图 1 所示.使用有机玻璃柱状采样器采集沉积物柱状样品,现场切取表层 2cm 沉积物样品装入无菌样品袋中.根据采样点水深确定水样采集深度,收集混合水样:相思湖南、北湖区和博斯腾湖小湖区水深变化范围为 0.5~2.2m,区域内点位采集 2 个水层(表层和底层);博斯腾湖大湖区水深变化范围为 3.8~15.2m,区域内点位采集 3 个水层(表层、中层和底层).将部分水样用玻璃纤维滤膜(Whatman, GF/F)进行现场过滤,用以测定溶解态营养盐的浓度.将采集的水样和沉积物样品放入保温箱内冷藏保存.同时,利用多参数水质仪(EXO, USA, Xylem)现场测定水温、溶解氧和盐度等指标.

1.2 常规理化指标的测定

利用过硫酸盐氧化法测定水样中总氮的浓度;利用 Skalar 流动分析仪测定水样中 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 的浓度;利用有机碳分析仪(Torch, USA, Teledyne Tekmar)测定水样中溶解态有机碳的浓度(Dissolved Organic Carbon, DOC);利用元素分析仪(EA3000, IT, EuroVector)测定沉积物中氮元素的含量(Sediment Nitrogen, SN);利用灼烧损失法测定沉积物有机质的含量(Loss On Ignition, LOI),灼烧条件为在 550℃下燃烧 5h;利用离子色谱(ICs2000, USA, Dionex

Corporation)测定水样中的离子浓度(钾离子、钠离子、钙离子、镁离子、硫酸根离子、氯离子).

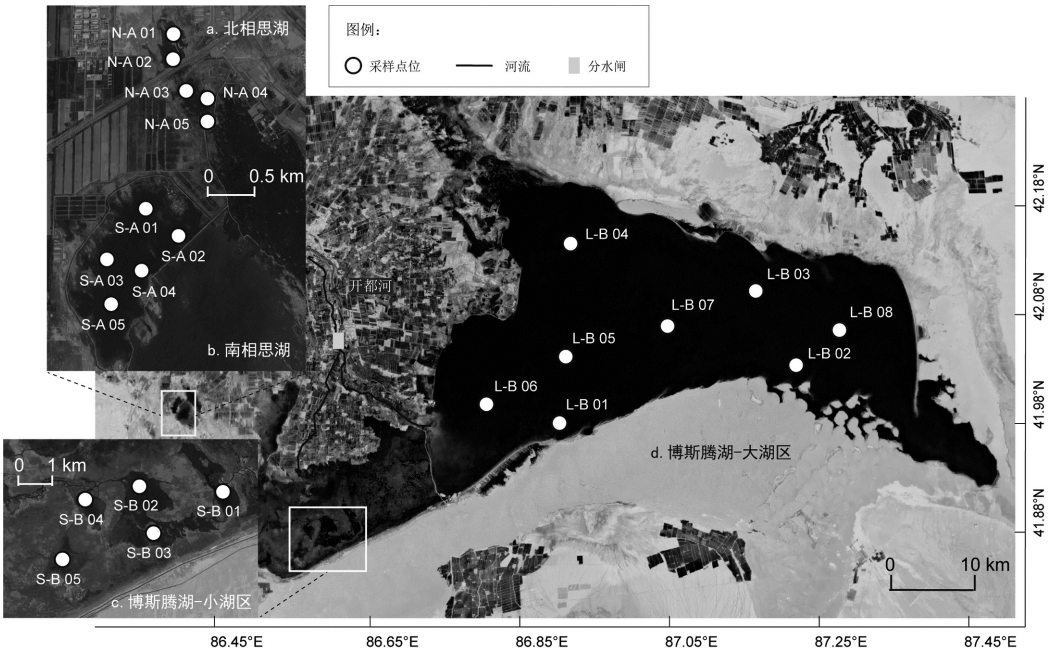


图 1　博斯腾湖及周边湿地采样点位

Fig.1　Sampling sites of Lake Bosten and its surrounding wetlands

底图来源于星图影像,审图号:GS(2024)1491 号

1.3　反硝化速率和 DNRA 速率的测定

本研究利用 ^{15}N 同位素标记技术结合泥浆培养实验测定反硝化速率和 DNRA 速率.将在各点位采集的水样和表层沉积物样品分别进行均质化处理.将均质化后的表层沉积物样品和水样按照 1:10 的质量比混合.将得到的泥浆进行搅拌,并使用氦气进行约 40min 的曝气,以创造厌氧环境.随后,将泥浆分装入 12 个 12mL 的顶空培养瓶(839W, Labco, UK)中,并立即密封.在野外现场水温条件下将培养瓶置于振荡培养箱(200r/min)中进行 24h 的预培养,以去除残留的溶解氧和 NO_3^-−N.

预培养后,向顶空培养瓶中注入 1mL $^{15}NO_3^-$−N 溶液,使最终培养瓶中 $^{15}NO_3^-$−N 的浓度约为 100μmol/L.随机选取 6 个培养瓶作为培养开始前的初始样品,向这些培养瓶中注入 0.2mL 饱和 $ZnCl_2$ 溶液,以终止微生物反应.将剩余的培养瓶在相同条件下继续培养 8h,随后,注入 0.2mL 饱和 $ZnCl_2$ 溶液,以终止微生物反应.测定培养前后泥浆中 $^{15}NH_4^+$−N、$^{29}N_2$ 和 $^{30}N_2$ 的浓度,用以计算反硝化速率和 DNRA 速率.

在泥浆实验中,通过反硝化过程中 $^{29}N_2$ 和 $^{30}N_2$ 的产生速率来计算反硝化速率.其中 $^{29}N_2$ 和 $^{30}N_2$ 的产生速率可通过公式(1)和(2)进行计算:

$$R_{29N2}=\frac{[^{29}N_2]_{final}\times V-[^{29}N_2]_{initial}\times V}{W\times T} \tag{1}$$

$$R_{30N2}=\frac{[^{30}N_2]_{final}\times V-[^{30}N_2]_{initial}\times V}{W\times T} \tag{2}$$

式中:R_{29N2} 和 R_{30N2}(μmol/(kg·h))分别为反硝化过程中 $^{29}N_2$ 和 $^{30}N_2$ 的产生速率;$[^{29}N_2]_{initial}$ 和 $[^{30}N_2]_{initial}$ 分别为培养初始时刻培养瓶中 $^{29}N_2$ 和 $^{30}N_2$ 的浓度;$[^{29}N_2]_{finial}$ 和 $[^{30}N_2]_{finial}$ 分别为培养终止时刻培养瓶中 $^{29}N_2$ 和 $^{30}N_2$ 的浓度.反硝化速率(R_{DNF})可通过公式(3)进行计算:

$$R_{DNF}=2\times R_{30N2}+R_{29N2} \tag{3}$$

与反硝化速率的计算方法类似,DNRA 速率可通过如下公式进行计算:

$$R_{DNRA}=\frac{[^{15}NH_4^+]_{final}\times V-[^{15}NH_4^+]_{initial}\times V}{W\times T} \tag{4}$$

式中:R_{DNRA}(μmol/(kg·h))为培养过程中的 DNRA 速率.$[^{15}NH_4^+]_{initial}$ 和 $[^{15}NH_4^+]_{finial}$ 分别为培养初始时刻和培养终止时刻培养瓶中 $^{15}NH_4^+$的浓度.

本研究将 DNRA 速率在硝酸盐异化还原速率中所占的比例定义为湖泊的氮保留潜力(NRP),计算公式如下:

$$NRP = \frac{R_{DNRA}}{R_{DNRA} + R_{DNF}} \times 100\% \quad (5)$$

1.4 盐度受控实验

在前期野外调查的基础上,于 2023 年 7 月分别在咸水区(相思湖北湖区)和淡水区(博斯腾湖小湖区)采集表层沉积物样品.同时,于宝浪苏木分水闸附近采集开都河水样,进行盐度受控实验.博斯腾湖小湖区和相思湖北湖水体中的阴离子以硫酸根离子和氯离子为主,阳离子以钠、钾、钙、镁离子为主,浓度如表 1 所示.受控实验以泥浆培养实验为基础,根据博斯腾湖及周边湿地水体盐度变化范围(0.2‰~6.6‰)设置盐度梯度(0.2‰、0.7‰、1.5‰、2.4‰、3.3‰、4.5‰、5.4‰、6.6‰),通过向采集的开都河水样中分别添加 Na_2SO_4 或 NaCl 以配置不同盐度的水样.将相思湖和博斯腾湖的表层沉积物样品分别与不同离子组成、不同盐度的水样按照 1:10 的质量比混合,制成泥浆.其他培养过程以及反硝化、DNRA 速率测定与 1.3 中的方法相同.评估咸水湖淡化过程和淡水湖咸化过程中盐离子组成、浓度对反硝化和 DNRA 速率的影响.

表 1 博斯腾湖及周边湿地水体主要离子浓度(mg/L)

Table 1 Concentration of anions and cations in Lake Bosten and its surrounding wetlands(mg/L)

离子	采样区域	
	博斯腾湖	相思湖
硫酸盐	31.2±5.5	411.1±113.2
氯离子	9.4±1.7	262.9±72.4
钠离子	4.7±3.3	229.3±63.2
钾离子	0.7±0.4	16.6±4.6
钙离子	24.8±23.5	80.1±22.1
镁离子	6.8±5.8	105.7±29.1

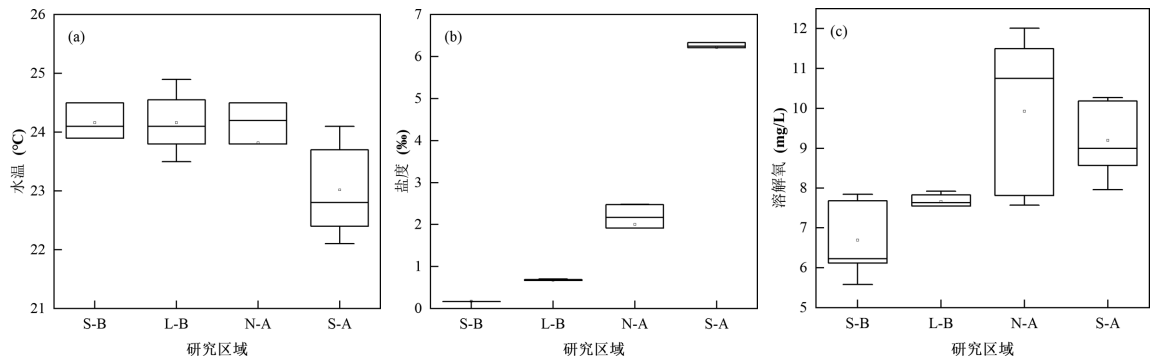
1.5 统计分析

对统计数据进行正态分布检验,若 $P>0.05$,则认为数据符合正态分布.根据检验结果,利用 ANOVA 方差分析、Kruskal−Wallis H 非参数检验进行不同区域环境因子及硝酸盐异化还原速率的均值比较检验.利用 Pearson 相关性分析检验硝酸盐异化还原速率与环境因子之间的相关性,若 $P<0.05$,则认为相关性水平显著.上述分析均在 SPSS 27 中进行.利用 Origin 2021 进行箱线图、柱状图以及散点图的绘制.

2 结果与分析

2.1 环境因子

博斯腾湖及周边湿地环境因子的空间差异如图 2 所示.野外调查期间,水温的变化范围为 22.1~25.2℃.其中,相思湖南湖的水温相对较低,但与其他区域不存在显著差异.博湖小湖区(S−B)、博湖大湖区(L−B)、相思湖北湖(N−A)、相思湖南湖(S−A)水体盐度的均值分别为 0.2‰、0.7‰、2.0‰、6.2‰,相互之间均存在显著差异.随着盐度的增加,博斯腾湖及周边湿地水体中的溶解氧和 DOC 浓度均呈现不断增加的趋势,其变化范围分别为 5.6~12.0mg/L 和 2.2~30.6mg/L,二者均与盐度存在显著的正相关关系.相思湖北湖的氮污染程度显著高于其他区域,其总氮浓度的均值为(11.3±6.3)mg/L,分别是博湖小湖区、博湖大湖区、相思湖南湖的 27,18,4 倍.在相思湖北湖中,NH_4^+−N 是水体中氮素的主要存在形式[(8.6±5.3) mg/L],其浓度约为总氮浓度的 66%.博斯腾湖及周边湿地水体中 NO_3^-−N 浓度和 SN 含量的变化范围分别为 0.03~0.50mg/L 和 3.1~7.2g/kg.其中,博湖大湖区的浓度相对较低,但各区域间不存在显著差异.此外,博湖小湖区沉积物有机质含量(9.5%±2.0%)显著高于相思湖北湖(4.7%±2.4%),但二者与其他区域不存在显著差异.



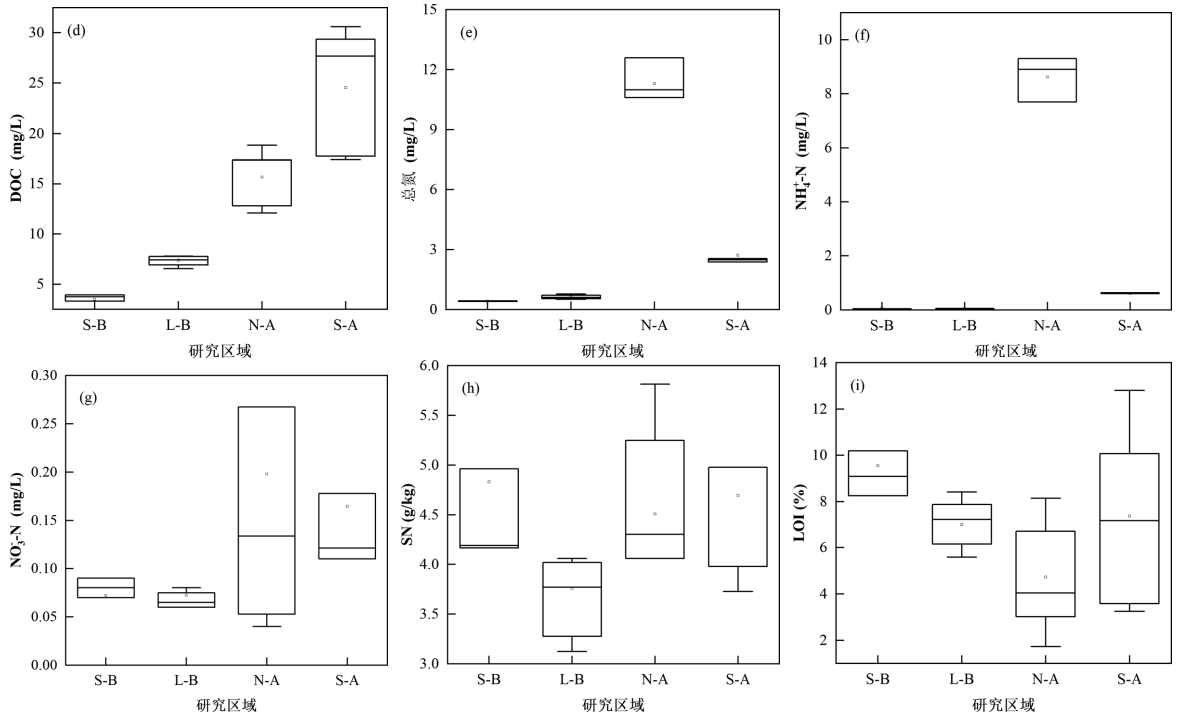
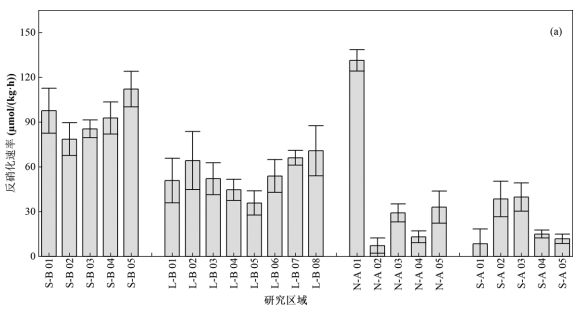


图 2　博斯腾湖及周边湿地环境因子的空间差异

Fig.2　Spatial differences of the environmental factors in Lake Bosten and its surrounding wetlands

2.2　反硝化和 DNRA 速率

随着盐度的增加,博斯腾湖及周边湿地反硝化速率呈现出不断降低的变化趋势.博湖小湖区、博湖大湖区、相思湖北湖、相思湖南湖反硝化速率的均值分别为(93.4±11.4),(54.8±11.0),(42.7±45.3), (22.7±13.6)μmol/(kg·h).其中,博湖小湖区、博湖大湖区、相思湖南湖的反硝化速率依次降低,且相互之间存在显著差异(图 3).相思湖北湖存在一个较高的异常值,致使其与博湖大湖区、相思湖南湖不存在显著差异.随着盐度增加,博斯腾湖及周边湿地 DNRA 速率未表现出明显的空间变化规律.博湖小湖区、博湖大湖区、相思湖北湖、相思湖南湖的 DNRA 速率均值分别 为 (10.9±5.5),(6.3±2.2),(11.2±6.8),(8.6±3.8)μmol/(kg·h).相思湖北湖的 DNRA 速率的均值相对较高,但在其区域内存在较大的空间异质性.



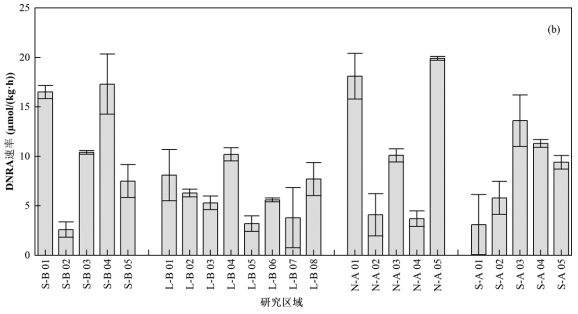


图 3　博斯腾湖及周边湿地反硝化和 DNRA 速率的空间差异

Fig.3　Spatial differences of denitrification and DNRA rates in Lake Bosten and its surrounding wetlands

2.3　室内模拟实验

在 Na_2SO_4 处理组中,随着盐度增加(0.2‰~6.6‰),博斯腾湖和相思湖反硝化速率均呈现出不断降低的变化趋势(图 4).其中,博斯腾湖反硝化速率由 58.0 下降至 43.1μmol/(kg·h),降低约 25.7%;相思湖反硝化速率由 34.1 下降至 27.0μmol/(kg·h),降低约 21.0%.在 Na_2SO_4 处理组中,随着盐度增加(0.2‰~6.6‰),博斯腾湖和相思湖 DNRA 速率均呈现出“先增后降”的变化趋势.其中,博斯腾湖 DNRA 速率在盐度为 1.5‰时达到峰值,相较对照组(0.2‰)增加约 40.1%;相思湖 DNRA 速率在盐度为 2.4‰时达到峰值,相较对照组(0.2‰)增加约 57.3%.

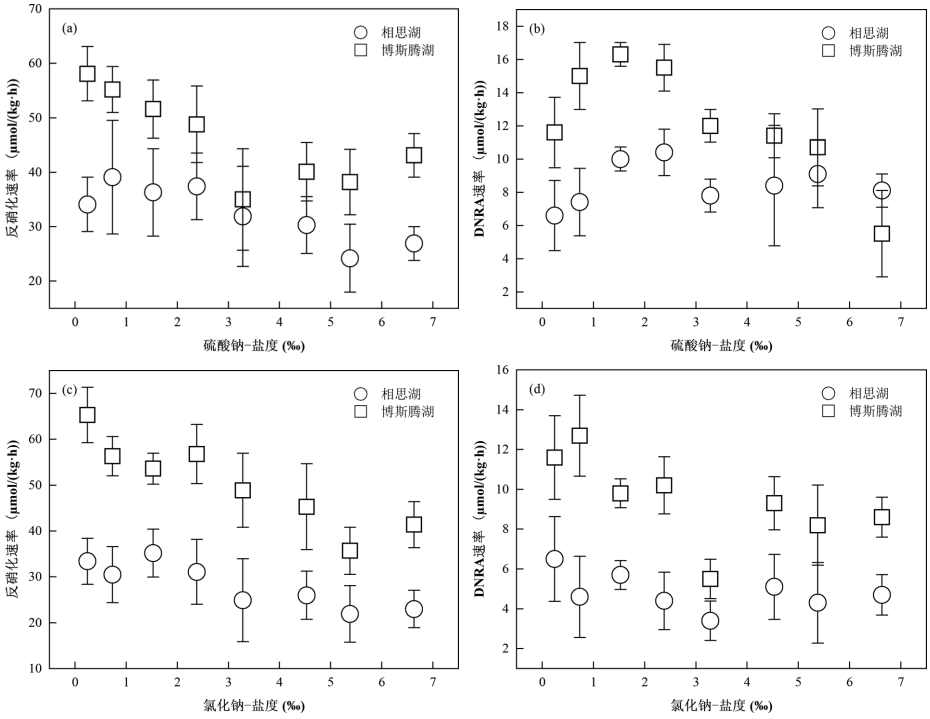


图 4 不同盐度条件下的反硝化和 DNRA 速率

Fig.4 Denitrification and DNRA ratesunder different salinity conditions

在 NaCl 处理组中,随着盐度增加(0.2‰~6.6‰),博斯腾湖和相思湖反硝化速率均呈现出不断降低的变化趋势.其中,博斯腾湖反硝化速率由 65.3 下降至41.4μmol/(kg·h),降低约36.7%;相思湖反硝化速率由 33.4 下降至 23.0μmol/(kg·h),降低约 31.1%.在 NaCl 处理组中,随着盐度增加(0.2‰~6.6‰),博斯腾湖和相思湖 DNRA 速率同样呈现出不断降低的变化趋势.其中,博斯腾湖 DNRA 速率由 11.6 下降至 8.6μmol/(kg·h),降低约 26.1%;相思湖 DNRA 速率由 6.5 下降至 4.7μmol/(kg·h),降低约 27.8%.

3 讨论

3.1 博斯腾湖及周边湿地硝酸盐异化还原速率影响因素分析

在博斯腾湖及周边湿地,反硝化是硝酸盐异化还原的主要途径.盐度是影响反硝化速率的重要环境因子,盐度增加对反硝化速率具有明显的抑制作用(图 5(a)).过往的研究表明,盐度对反硝化过程的影响是多方面的:盐度变化会改变反硝化微生物细胞膜内外的渗透压,进而对微生物生理功能造成不利的影响;盐离子能够抑制多种反硝化酶的活性,导致微生物反硝化能力的丧失[13,32].此外,盐度变化还会通过改变反硝化微生物的群落结构,进而影响系统的反硝化速率[16-17,19].除盐度外,水体溶解氧浓度和沉积物有机质含量也是影响反硝化速率的关键环境因子.在本研究中,溶解氧浓度与反硝化速率存在显著的负相关关系(图 5(b)),较高的溶解氧浓度不利于反硝化过程的进行[6,33].与此同时,盐度与溶解氧浓度存在显著的正相关关系(r = 0.49, P< 0.01),较高的盐度能够抑制耗氧微生物的代谢活动,进而抑制水体中溶解氧的消耗[14,34].例如,过往研究认为咸化会使正常含氧泥炭地的有机质耗氧分解速率下降约 50%[35].伴随着盐度增加,硫酸盐浓度升高也会驱动有机质降解由耗氧降解向硫酸盐还原转变,进一步抑制耗氧降解对氧气的消耗.这些降解途径的转变会导致溶解氧的累积,不利于反硝化过程的进行.此外,有研究认为低水平的盐度增加可能会刺激水力传导性和底栖生物的扰动,进而促进水体中的溶解氧向沉积物扩散[36-37].因此,盐度可能通过影响溶解氧浓度间接影响反硝化速率.此外,有机质含量与反硝化速率存在显著的正相关关系(图 5(c)),较高的有机质含量能够为异养反硝化过程提供充足的电子供体,有利于反硝化过程的进行[7,38-39].在相思湖,南湖的盐度显著高于北湖,但二者的反硝化速率不存在显著差异.这可能是由于南湖沉积物中较高的有机质含量在为反硝化作用提供电子供体的同时,

能够缓解盐离子对胞外酶的抑制效应,维持胞外酶的稳定[40-41].

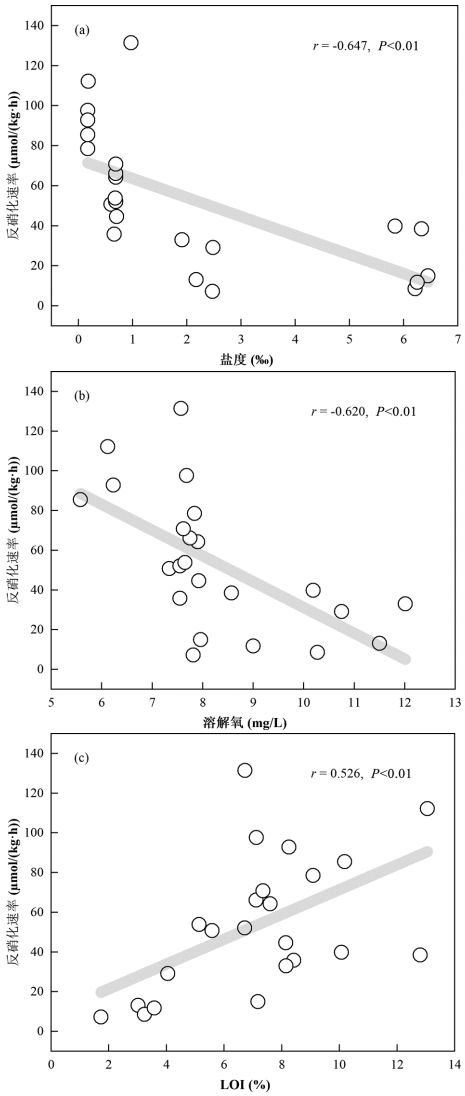


图 5　反硝化速率与环境因子间的相互关系

Fig.5　The relationship between denitrification rates and environmental factors

在博斯腾湖及周边湿地,氮保留潜力的变化范围为 3.2%~44.4%.在盐度较低的博斯腾湖大、小湖区,氮保留潜力的均值为 10.5%±4.5%,这与我国东部平原区淡水湖泊的研究结果相似[39,42].而在盐度较高的相思湖南、北湖区,氮保留潜力的均值为 28.6%±10.8%,显著高于博斯腾湖大、小湖区,但低于我国岱海、西班牙 Pétrola 湖等高盐度湖泊[12,43].盐度是影响干旱区湖泊湿地氮保留潜力的关键环境因子(图 6(a)).在博斯腾湖及周边湿地中,盐度与 DNRA 速率不存在显著的相关性,其主要通过影响反硝化速率进而影响湿地的氮保留潜力.在本研究中,DOC/NO_3^-–N 是影响 DNRA 速率的关键环境因子(图 6(b)).尽管反硝化和 DNRA 过程均能够利用有机质和硝酸盐作为反应底物,但每还原 1 摩尔硝酸盐 DNRA 过程共转移 8 个电子,而反硝化过程仅转移 5 个电子[6,9].因此,在有机质含量较高而硝酸盐可利用性受限的环境中更有利于 DNRA 过程的进行,反之则更有利于反硝化过程的进行[6,38,44-46],我们的调查结果同样支持这一观点.相思湖南、北湖区的 DOC 浓度显著高于博斯腾湖,但二者的 NO_3^-–N 浓度却不存在显著差异.除盐度外,较高的 DOC/NO_3^-–N 可能也是造成相思湖氮保留潜力相对较高的重要原因.

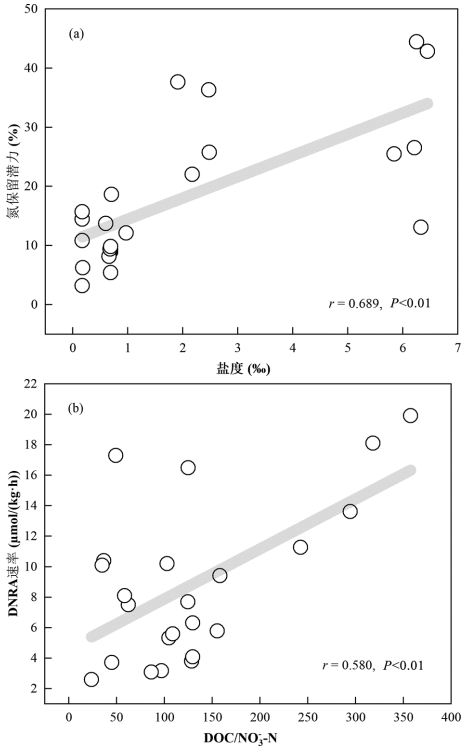


图 6　DNRA 速率和氮保留潜力与环境因子间的相互关系

Fig.6　The relationship between DNRA rates or nitrogen retention potential and environmental factors

3.2　盐度变化对氮素归趋的影响机制及环境意义

在盐度受控实验中,无论是 Na_2SO_4 还是 NaCl 的添加都对反硝化速率产生了显著的抑制作用,这与我们野外调查的结果相一致.高盐度可能会通过改变细胞膜内外的渗透压或产生较高的离子毒性抑制反硝化微生物的代谢活性[13,23,32].值得注意的是,无论是在博斯腾湖还是在相思湖,NaCl 处理组对

反硝化速率的抑制效应似乎比 Na_2SO_4 处理组的抑制效应更加明显.硫酸根离子和氯离子都可以通过渗透胁迫抑制反硝化微生物的活性[28].但与硫酸根离子相比,氯离子具有更强的离子毒性,可通过破坏反硝化酶的空间结构或竞争性抑制酶与底物的结合,降低反硝化酶的活性[28-29].此外,许多反硝化微生物对硫酸根离子的耐受性也更强.在厌氧条件下,硫酸盐还原会产生还原态硫化物,能够为化能自养型反硝化微生物提供电子供体,促进反硝化过程的进行[21,47].在 Na_2SO_4 处理组中,反硝化速率对 Na_2SO_4 浓度变化的响应可能是促进作用和抑制作用共同作用的结果.

在模拟实验中,Na_2SO_4 和 NaCl 的添加均对 DNRA 速率产生了显著影响,这与野外调查的结果不同.随着 Na_2SO_4 浓度的增加,DNRA 速率表现出先增加后降低的变化趋势.与反硝化作用类似,硫酸盐的还原会导致还原态硫化物的累积,同样能够为化能自养型 DNRA 过程提供电子供体[19-20,48].此外,在硫酸盐丰富的环境中,硫酸盐还原菌具有较高的活性和功能多样性,会将硝酸盐的还原作为次要代谢途径.例如,在海岸带生态系统中,硫酸盐还原微生物被认为主导了 DNRA 作用,随着硫酸盐浓度增加,DNRA 速率也会不断增加[22].值得注意的是,虽然像硫化氢等还原态硫化物可以被一些硝酸盐还原微生物利用,但高浓度的硫化氢对这些微生物同样具有毒害作用[20],这可能最终产生了“先增后降”的实验结果.NaCl 的添加对 DNRA 速率具有显著的抑制作用.可能正是由于硫酸盐与 DNRA 过程之间复杂的作用关系,加之氯离子等其他盐离子对 DNRA 速率的抑制作用,导致在野外调查中未发现盐度和 DNRA 速率之间的耦联关系.

过往研究表明,无论是反硝化过程还是 DNRA 过程都能够利用还原态硫化物作为电子供体.但在本研究中,硫酸盐浓度增加对反硝化速率和 DNRA 速率的影响存在显著差异.有趣的是,硫酸盐或还原态硫化物对 DNRA 速率的促进作用多发生于河口区或海岸带生态系统[19,22,48-50],而对反硝化速率的促进作用多发生于湖泊等淡水生态系统[20-21,47].淡水生态系统和海洋生态系统间显著的盐度差异可能是导致这种现象的主要原因.一方面,低浓度的还原态硫化物对反硝化和 DNRA 均具有一定的促进作用,但 DNRA 微生物对高浓度的硫酸盐或还原态硫化物的耐受能力似乎比反硝化微生物更强[48-49].另一方面,淡水生态系统和海洋生态系统中微生物群落结构存在显著差异.在海洋生态系统中,部分硫酸盐还原微生物能够同时进行 DNRA 作用[19,22],导致硫酸盐浓度增加对 DNRA 速率具有更强、更直接的促进作用.在一些盐度较高的干旱区湖泊中,微生物的群落结构更加接近于海洋生态系统[51-52],在这些湖泊中硫酸盐浓度的增加可能会促进 DNRA 而抑制反硝化作用,增强湖泊的氮保留潜力.而相思湖北湖较高的 NH_4^+-N 污染状况可能是 DNRA 被促进而硝化、反硝化作用被抑制共同作用的结果.

反硝化是湖泊氮素去除的主要方式,反硝化速率受到抑制会导致湖泊中氮素累积[7-8].尤其是在干旱区,湖泊多为内流湖,反硝化作用几乎是湖泊氮素去除的唯一途径.DNRA 则将 NO_3^--N 还原为 NH_4^+-N,NH_4^+-N 可以经硝化过程再次转化为 NO_3^--N,也可被植物吸收利用转化为有机氮,进而增加了系统中氮循环、利用的效率,间接促进了氮素在湖泊中的滞留[6,9].因此,本研究将 DNRA 速率在硝酸盐异化还原速率中所占的比例定义为湖泊的氮保留潜力.以水体咸化为例,无论是 NaCl 还是 Na_2SO_4,盐度增加均会抑制反硝化速率,导致水体氮素浓度增加.虽然 NaCl 浓度增加同样会抑制 DNRA 速率,但 NaCl 对反硝化的抑制效应似乎更加显著.因此,随着 NaCl 浓度的增加湖泊的氮保留潜力也随之增加(图 7).而 Na_2SO_4 浓度的增加在一定程度上会促进 DNRA 速率,这无疑更加增强了湖泊的氮保留潜力.因此,无论是 NaCl 还是 Na_2SO_4,咸化均会导致水体氮素浓度升高以及氮保留潜力增强,产生氮污染风险.

过往研究表明,与大型水生植物相比,蓝藻等浮游藻类对盐度的耐受力更强[53].氮素浓度升高会加重湖泊富营养化,导致生态系统退化,降低湖水利用价值.此外,随着盐度增加氮保留潜力增强,水体中的氮素更多以 NH_4^+-N 的形式存在.与 NO_3^--N 相比,NH_4^+-N 更容易被蓝藻吸收,且高浓度 NH_4^+-N 对水生生物具有更强的急性毒性,会进一步加剧生态系统退化.需要注意的是,本研究所开展的盐度受控实验只能揭示硝酸盐异化还原微生物对盐度变化的短期应激性响应.随着培养时间的增加,相关微生物的群落结构是否会发生改变,进而产生不同的盐度

应对,是未来研究的重点.

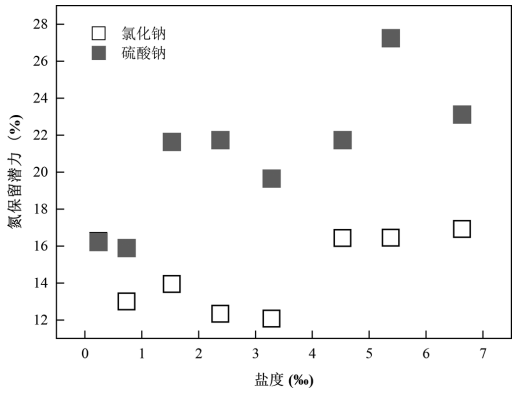


图 7　不同盐度条件下的氮保留潜力

Fig.7　Nitrogen retention potential under different salinity conditions

4　结论

4.1　在博斯腾湖和相思湖湿地中反硝化和 DNRA 速率的变化范围分别为 7.2~131.4 和 2.6~19.9μmol/(kg·h),反硝化是硝酸盐异化还原的主要途径,盐度是影响反硝化速率的关键环境因子.

4.2　在硫酸钠受控实验中,随着盐度增加博斯腾湖和相思湖反硝化速率分别下降 25.7%和 21.0%,硫酸钠对反硝化作用存在抑制效应;而硫酸钠对 DNRA 的影响更加复杂,随着盐度增加,DNRA 均呈现先增加后降低的变化趋势.

4.3　在氯化钠受控实验中,随着盐度增加博斯腾湖和相思湖反硝化速率分别下降 36.7%和 31.1%,与硫酸钠相比,氯化钠对反硝化作用具有更强的抑制效应;DNRA 速率则分别下降 26.1%和 27.8%,氯化钠对 DNRA 的抑制效应弱于反硝化,导致湖泊的氮保留潜力增加.

4.4　无论是硫酸钠还是氯化钠,盐度增加均会通过抑制反硝化速率以及增加 NRP 导致湖泊氮污染风险增加,但本实验仅揭示了反硝化和 DNRA 作用对盐度变化的短期应激性响应,未来应重点关注相关微生物群落对盐度变化的长期适应性响应.

参考文献：

[1] Yapiyev V, Sagintayev Z, Inglezakis V J, et al. Essentials of endorheic basins and lakes: A review in the context of current and future water resource management and mitigation activities in Central Asia [J]. Water, 2017,9(10):798.

[2] Huang J, Yang J, Jiang H, et al. Microbial responses to simulated salinization and desalinization in the sediments of the Qinghai−Tibetan lakes [J]. Frontiers in Microbiology, 2020,11:1772.

[3] Wang Y, Zhou X, Engel B. Water environment carrying capacity in Bosten Lake basin [J]. Journal of Cleaner Production, 2018,199:574−583.

[4] Arce M I, Gomez R, Suarez M L, et al. Denitrification rates and controlling factors in two agriculturally influenced temporary Mediterranean saline streams [J]. Hydrobiologia, 2013,700(1):169−185.

[5] Valiente N, Carrey R, Otero N, et al. A multi−isotopic approach to investigate the influence of land use on nitrate removal in a highly saline lake−aquifer system [J]. Science of the Total Environment, 2018, 631−632:649−659.

[6] Burgin A J, Hamilton S K. Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways [J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2007,5(2): 89−96.

[7] Knowles R. Denitrification [J]. Microbiological Reviews, 1982,46 (1):43−70.

[8] Seitzinger S, Harrison J A, Bohlke J K, et al. Denitrification across landscapes and waterscapes: A synthesis [J]. Ecological Applications, 2006,16(6):2064−2090.

[9] Giblin A E, Tobias C R, Song B, et al. The importance of dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in the nitrogen cycle of coastal ecosystems [J]. Oceanography, 2013,26(3):124−131.

[10] Guo M, Zhou X, Li J, et al. Assessment of the salinization processes in the largest inland freshwater lake of China [J]. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, 2015,29(7):1823−1833.

[11] Sorg A, Bolch T, Stoffel M, et al. Climate change impacts on glaciers and runoff in Tien Shan (Central Asia) [J]. Nature Climate Change, 2012,2(10):725−731.

[12] Jiang X, Liu C, Hu Y, et al. Climate−induced salinization may lead to increased lake nitrogen retention [J]. Water Research, 2022,228(Pt A):119354−119354.

[13] Zhao W, Wang Y, Liu S, et al. Denitrification activities and N_2O production under salt stress with varying COD/N ratios and terminal electron acceptors [J]. Chemical Engineering Journal, 2013,215:252−260.

[14] Luo M, Huang J, Zhu W, et al. Impacts of increasing salinity and inundation on rates and pathways of organic carbon mineralization in tidal wetlands: a review [J]. Hydrobiologia, 2019,827(1):31−49.

[15] Torregrosa−Crespo J, Miralles−Robledillo J M, Bernabeu E, et al. Denitrification in hypersaline and coastal environments [J]. Fems Microbiology Letters, 2023,370:1−11.

[16] Neubauer S C, Piehler M F, Smyth A R, et al. Saltwater intrusion modifies microbial community structure and decreases denitrification in tidal freshwater marshes [J]. Ecosystems, 2019,22(4):912−928.

[17] Wang H, Gilbert J A, Zhu Y, et al. Salinity is a key factor driving the nitrogen cycling in the mangrove sediment [J]. Science of the Total Environment, 2018,631−632:1342−1349.

[18] Roland F A E, Darchambeau F, Borges A V, et al. Denitrification, anaerobic ammonium oxidation, and dissimilatory nitrate reduction to ammonium in an East African Great Lake (Lake Kivu) [J]. Limnology and Oceanography, 2018,63(2):687−701.

[19] Murphy A E, Bulseco A N, Ackerman R, et al. Sulphide addition favours respiratory ammonification (DNRA) over complete denitrification and alters the active microbial community in salt marsh sediments [J]. Environmental Microbiology, 2020,22(6):2124−2139.

[20] Cojean A N Y, Lehmann M F, Robertson E K, et al. Controls of H_2O, Fe^{2+}, and Mn^{2+} on microbial NO_3^- reducing processes in sediments of

an eutrophic lake [J]. Frontiers in Microbiology, 2020,11:1158.
[21] Li S, Jiang Z, Ji G. Effect of sulfur sources on the competition between denitrification and DNRA [J]. Environmental Pollution, 2022,305: 119322-119322.
[22] Bourceau O M, Ferdelman T, Lavik G, et al. Simultaneous sulfate and nitrate reduction in coastal sediments [J]. ISME communications, 2023,3(1):17-17.
[23] Aelion C M, Warttinger U. Sulfide inhibition of nitrate removal in coastal sediments [J]. Estuaries and Coasts, 2010,33(3):798-803.
[24] Qi P, Sun D, Zhang G, et al. Bio-augmentation with dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) driven sulfide-oxidizing bacteria enhances the durability of nitrate-mediated souring control [J]. Water Research, 2022,219:118556-118556.
[25] Herbert E R, Boon P, Burgin A J, et al. A global perspective on wetland salinization: ecological consequences of a growing threat to freshwater wetlands [J]. Ecosphere, 2015,6(10):43.
[26] Zhou M, Butterbach-Bahl K, Vereecken H, et al. A meta-analysis of soil salinization effects on nitrogen pools, cycles and fluxes in coastal ecosystems [J]. Global Change Biology, 2016,23(3):1338-1352.
[27] Wurtsbaugh W A, Miller C, Null S E, et al. Decline of the world's saline lakes [J]. Nature Geoscience, 2017,10(11):816-821.
[28] Aquino A, Kalinainen N, Auvinen H, et al. Effects of inorganic ions on autotrophic denitrification by*Thiobacillus denitrificans* and on heterotrophic denitrification by an enrichment culture [J]. Science of the Total Environment, 2023,901:165940.
[29] Zhao H. Effect of ions and other compatible solutes on enzyme activity, and its implication for biocatalysis using ionic liquids [J]. Journal of Molecular Catalysis B-Enzymatic, 2005,37(1-6):16-25.
[30] Chen J, Qian H, Gao Y, et al. Insights into hydrological and hydrochemical processes in response to water replenishment for lakes in arid regions [J]. Journal of Hydrology, 2020,581:124386.
[31] Yao J, Chen Y, Guan X, et al. Recent climate and hydrological changes in a mountain–basin system in Xinjiang, China [J]. Earth-Science Reviews, 2022,226:103957.
[32] Zhang M, Wang Z, Huang J, et al. Salinity-driven nitrogen removal and its quantitative molecular mechanisms in artificial tidal wetlands [J]. Water Research, 2021,202:117446.
[33] Roberts K L, Eate V M, Eyre B D, et al. Hypoxic events stimulate nitrogen recycling in a shallow salt-wedge estuary: The Yarra River Estuary, Australia [J]. Limnology and Oceanography, 2012,57(5): 1427-1442.
[34] Lin X, Hou L, Liu M, et al. Gross nitrogen mineralization in surface sediments of the Yangtze estuary [J]. PLoS One, 2016,11(3):e0151930.
[35] Brouns K, Verhoeven J T A, Hefting M M. The effects of salinization on aerobic and anaerobic decomposition and mineralization in peat meadows: The roles of peat type and land use [J]. Journal of Environmental Management, 2014,143:44-53.
[36] Chambers L G, Davis S E, Troxler T, et al. Biogeochemical effects of simulated sea level rise on carbon loss in an Everglades mangrove peat soil [J]. Hydrobiologia, 2014,726(1):195-211.
[37] Jiang Q, Kaufman M H, Jin G, et al. Transition zone morphology dynamics of dissolved oxygen (DO) in a salinity-impacted hyporheic zone [J]. Geophysical Research Letters, 2022,49(18):e2022GL099932.
[38] Rahman M M, Roberts K L, Grace M R, et al. Role of organic carbon, nitrate and ferrous iron on the partitioning between denitrification and DNRA in constructed stormwater urban wetlands [J]. Science of the Total Environment, 2019,666:608-617.
[39] Jiang X, Gao G, Zhang L, et al. Denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium in freshwater lakes of the Eastern Plain, China: Influences of organic carbon and algal bloom [J]. Science of the Total Environment, 2020,710:136303.
[40] Dong Y, Chen R, Petropoulos E, et al. Interactive effects of salinity and SOM on the ecoenzymatic activities across coastal soils subjected to a saline gradient [J]. Geoderma, 2022,406:115519.
[41] Zhang L, Wang S, Imai A. Spatial and temporal variations in sediment enzyme activities and their relationship with the trophic status of Erhai Lake [J]. Ecological Engineering, 2015,75:365-369.
[42] Pang Y, Ji G. Biotic factors drive distinct DNRA potential rates and contributions in typical Chinese shallow lake sediments [J]. Environmental Pollution, 2019,254:112903.
[43] Valiente N, Jirsa F, Hein T, et al. The role of coupled DNRA-Anammox during nitrate removal in a highly saline lake [J]. Science of the Total Environment, 2022,806:150726.
[44] Kessler A J, Roberts K L, Bissett A, et al. Biogeochemical controls on the relative importance of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium in estuaries [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2018,32(7):1045-1057.
[45] Kraft B, Tegetmeyer H E, Sharma R, et al. The environmental controls that govern the end product of bacterial nitrate respiration [J]. Science, 2014,345(6197):676-679.
[46] Tiedje J M, Sexstone A J, Myrold D D, et al. Denitrification - Ecological niches, competition and survival [J]. Antonie Van Leeuwenhoek Journal of Microbiology, 1982,48(6):569-583.
[47] Pang Y, Wang J, Li S, et al. Long-term sulfide input enhances chemoautotrophic denitrification rather than DNRA in freshwater lake sediments [J]. Environmental Pollution, 2021,270:116201.
[48] Caffrey J M, Bonaglia S, Conley D J. Short exposure to oxygen and sulfide alter nitrification, denitrification, and DNRA activity in seasonally hypoxic estuarine sediments [J]. Fems Microbiology Letters, 2019,366(1):fny288.
[49] Domangue R J, Mortazavi B. Nitrate reduction pathways in the presence of excess nitrogen in a shallow eutrophic estuary [J]. Environmental Pollution, 2018,238:599-606.
[50] An S M, Gardner W S. Dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) as a nitrogen link, versus denitrification as a sink in a shallow estuary (Laguna Madre/Baffin Bay, Texas) [J]. Marine Ecology Progress Series, 2002,237:41-50.
[51] Tang X, Xie G, Shao K, et al. Aquatic bacterial diversity, community composition and assembly in the semi-arid inner mongolia plateau: Combined effects of salinity and nutrient levels [J]. Microorganisms, 2021,9(2):208.
[52] Yang J, Jiang H, Liu W, et al. Potential utilization of terrestrially derived dissolved organic matter by aquatic microbial communities in saline lakes [J]. Isme Journal, 2020,14(9):2313-2324.
[53] Moreira M H, Ng Haig T, Rodrigues L R, et al. Salty freshwater macrophytes: The effects of salinization in freshwaters upon non-halophyte aquatic plants [J]. Science of the Total Environment, 2023, 857:159608.

致谢：本实验的野外采样工作由巴州博斯腾湖科学研究所协助完成，在此表示感谢.

作者简介：姜星宇(1991-),男,山东滕州人,助理研究员,博士,主要从事湖泊生源要素循环研究.发表论文 10 余篇.xyjiang@niglas.ac.cn.