

乌梁素海冻融期底泥和上覆水生物地球化学过程对水体中溶解态温室气体释放的影响*

郭紫昀^{1,2,3}, 李浩玮^{1,2,3}, 黄文峰^{1,2,3}, 程阳^{1,2,3}, 陈莹^{1,2,3}, 韩融^{1,2,3**}

(1:长安大学水利与环境学院, 西安 710054)

(2:旱区地下水文与生态效应教育部重点实验室, 西安 710054)

(3:水利部旱区生态水文与水安全重点实验室, 西安 710054)

摘要:高原湖泊因其独特的季节性冰封特征, 在全球温室气体 (GHG) 排放中扮演着特殊角色, 具体表现为温室气体在冬季冰下累积, 融冰期脉冲式释放。本研究以内蒙古乌梁素海为对象, 解析冻融期上覆水体 CH₄ 和 N₂O 的时空变化及其与环境因子的相关性, 并基于冻融诱导的底泥生物地球化学过程, 考察上覆水体碳、氮营养盐及底泥电子受体的变化规律, 从而阐明冻融期湖泊 GHG 储存-释放的影响机制。结果表明: 冬季冰盖形成使上覆水体溶解性 CH₄ 累积性增加。有草区冰冻稳定阶段表层水体 CH₄ 浓度最高, 达 93382.76nmol/L; 无草区融冰阶段末期 N₂O 浓度最高, 达 181.93nmol/L。相较于受沉积物内部过程与传质限制调控的 N₂O, CH₄ 的浓度对上覆水体的溶解氧与氧化还原电位变化响应更为敏感。冻融过程中, 上覆水体总有机碳和总氮在冰冻期呈累积上升, 融冰期转为分解释放而下降, 无机氮形态 (NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N) 呈动态此消彼长, 共同参与硝化、反硝化等过程。碳、氮的迁移受底泥生物地球化学环境和冻融驱动的氧化还原条件共同调控。底泥有机质降解表现为垂向分层特点: 中上层以硝酸盐/铁还原为主导, 中下层以硫酸盐还原为主, 甲烷生成伴随发生并经泥-水界面向上迁移, 最终在冰下水体积聚。

关键词: 冻融期; 温室气体; 生物地球化学作用; 乌梁素海

Effects of Sediment-Overlying Water Biogeochemical Processes on Dissolved Greenhouse Gases Emissions during the Freeze-Thaw Period in Lake Wuliangsuhai*

Guo Ziyun^{1,2,3}, Li Haowei^{1,2,3}, Huang Wenfeng^{1,2,3}, Cheng Yang^{1,2,3}, Chen Ying^{1,2,3} & Han Rong^{1,2,3**}

(1: School of Water and Environment, Chang'an University, Xi'an 710054, P.R.China)

(2: Key Laboratory of Subsurface Hydrology and Ecological Effects in Arid Region of the Ministry of Education, Chang'an University, Xi'an 710054, P.R.China)

(3: Key Laboratory of Eco-hydrology and Water Security in Arid and Semi-arid Regions of Ministry of Water Resources, Chang'an University, Xi'an 710054, P.R.China)[†]

Abstract: Plateau lakes, with their distinct seasonal ice cover, play a special role in global greenhouse gas (GHG) emissions through the characteristic pattern of under-ice accumulation in winter and pulsed release during the ice-off period. Focusing on Lake Wuliangsuhai in Inner Mongolia, this study investigated the spatiotemporal dynamics of CH₄ and N₂O in the overlying water during the freeze-thaw cycle and their correlations with environmental drivers. Based on freeze-thaw-induced biogeochemical processes in sediments, we further examined variations in carbon and nitrogen nutrients in the overlying water and in sedimentary electron acceptors, thereby elucidating the

* 2025-07-09 收稿; 2026-01-12 收修改稿。

国家重点研发计划项目 (2019YFE0197600) 资助。

**通讯作者; E-mail: hanrong@chd.edu.cn。

mechanisms controlling GHG storage and release across the freeze-thaw transition. Results show that ice-cover formation promoted the cumulative increase of dissolved CH₄ in the overlying water. The highest CH₄ concentration in surface water was observed in vegetated zones during the stable frozen period (93,382.76 nmol/L), while the peak N₂O concentration occurred in non-vegetated zones at the end of thawing (181.93 nmol/L). In contrast to N₂O, whose dynamics were largely governed by sedimentary redox processes and mass-transfer limitations, CH₄ responded more sensitively to variations in dissolved oxygen (DO) and oxidation-reduction potential (ORP) of the overlying water. Throughout the freeze-thaw cycle, total organic carbon (TOC) and total nitrogen (TN) accumulated during freezing but declined during thawing due to enhanced decomposition. Inorganic nitrogen species (NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, NO₂⁻-N) shifted dynamically and reciprocally, reflecting active nitrification and denitrification. The migration and transformation of carbon and nitrogen were jointly regulated by sediment biogeochemistry and redox conditions imposed by freezing and thawing. Sedimentary organic-matter degradation exhibited vertical stratification: nitrate/iron reduction dominated in the upper-middle layers, whereas sulfate reduction prevailed at greater depth. Methanogenesis co-occurred along these pathways, with CH₄ migrating upward across the sediment-water interface and ultimately accumulating beneath the ice.

Keywords: Freeze-thaw cycles; Greenhouse gases; Biogeochemical processes; Lake Wuliangsu

近年来, 全球温室气体排放量持续攀升, 导致全球气候变暖和极端气候事件频发, 已成为国际社会广泛关注的焦点问题^[1]。在主要温室气体中, 二氧化碳 (CO₂)、甲烷 (CH₄) 和氧化亚氮 (N₂O) 是最关键的三种组分。尽管 CO₂ 因排放量大而长期受到重视, 但从气候效应角度看, CH₄ 和 N₂O 在百年尺度上的全球升温潜能 (GWP) 分别是 CO₂ 的 30 倍和 265 倍^[2], 对气候变化具有更强的潜在影响。湖泊是全球重要的碳汇和温室气体排放源, 虽所占面积不足陆地面积的 4%, 却在区域碳氮循环与气候反馈中发挥着关键作用^[3]。研究表明, 我国地表水体每年排放约 175TgCO₂ 当量的温室气体, 其中 70% 以上来自湖泊体系^[4], 目前关于湖泊温室气体的研究多聚焦于 CO₂ 的排放, 而对 GWP 较高的 CH₄ 和 N₂O 的生成、转化及其在不同季节尤其是冻融期的排放规律仍缺乏系统认识。

在高纬度及高原地区, 湖泊季节性冰盖的形成和消融是典型的物理水文过程, 对湖泊生态系统的生物地球化学循环具有显著影响^[5, 6]。全球变暖导致湖泊封冻期缩短、融化期提前, 从而改变水体理化结构与微生物代谢活性, 进而影响碳氮循环及温室气体排放。研究表明, 冰封期湖泊下方温室气体在冬季持续积累, 春季冰层消融时集中释放^[7], 这些气体既来源于冰下生物地球化学过程的累积, 也包括春季融化期的外源输入^[8]。已有研究多从单一气体角度探讨环境因子的影响, 例如水温、溶解氧 (DO)、氧化还原电位 (ORP) 及营养盐输入对温室气体排放的调控作用^[9, 10], 如 Ollivier 等^[11]指出, 冬季低温抑制 CH₄ 排放, 而夏季高温促进 CH₄ 与 N₂O 的释放; Rantakari 等^[12]基于芬兰 37 个湖泊观测发现, 表层水 CO₂ 排放的际年变化与水质特征、集水区属性及气候条件显著相关; Demarty 等^[13]发现魁北克湖泊冬季冰下 CO₂ 积累显著, 春季扩散量可占全年排放的 23%-52%。此外, 冬季湖泊 DO 升高可促进硝化反应, 从而提高 N₂O 浓度^[14]。且外源氮、磷输入增强了水体矿化作用^[15], 进一步刺激温室气体的释放^[16]。尽管这些研究揭示了不同环境因子对温室气体排放的单一调控规律, 但对 CH₄ 与 N₂O 在冻融期的协同产生、转化与释放机制仍缺乏系统认识。CH₄ 和 N₂O 的生成过程 (包括有机质矿化、硝化-反硝化、H₂ 还原 CO₂ 等) 依赖于水解细菌、产甲烷菌和硝化菌等微生物的代谢活动^[17], 而现有成果尚未从过程耦合与微生物代谢层面阐明两种气体的相互作用及其代谢联系, 也缺乏时间序列与能量转换视角下的定量化过程研究。因此, 目前尚未建立高寒湖泊冻融期温室气体协同排放机制的系统认知框架。

湖泊沉积物-上覆水界面是碳、氮迁移转化的关键区域, 承担着物质交换与微生物代谢的主要功能^[18-20]。沉积物中硝化、反硝化及产甲烷过程共同决定了 CH₄ 与 N₂O 的产生、转化与释放速率。Annet 等^[21]发现硝化和反硝化作用则共同控制氮在沉积物-水界面的迁移与交换; Treat 等^[22]指出沉积物-上覆水界面 CO₂ 和 CH₄ 的释放通量与水温呈显著负相关; Zhao 等^[23]发现冻融循环期全球升温潜能的增加主要归因于 N₂O 通量的提升而非 CO₂。对于高原湖泊, 冻融期环境因子的急剧变化势必会对碳氮的迁移转化产生显著影响; 冬季植物死亡后, 其残体为底泥提供了大量的碳氮营养源。冬季积累的碳氮将显著影响冻融期湖泊中碳氮的动态变化。因此, 探讨湖泊冻融期环境因子的动态变化及其对沉积物-上覆水界面生物地球

化学过程的影响，对于厘清 CH_4 和 N_2O 两种气体在冻融交替条件下的协同响应与驱动机制具有重要意义。

本研究以内蒙古乌梁素海为我国高原旱区典型浅水富营养化湖泊代表，系统开展冻融期 CH_4 和 N_2O 的协同观测与过程解析。通过结合关键环境因子（温度、冰厚、pH、DO、ORP、电导率、盐度及总溶解性固体（TDS））变化，解析两种温室气体的生成、转化与释放规律；进一步揭示上覆水中总有机碳与生物有效态氮的迁移转化机制及其环境效应；深入探讨微生物介导的底泥生物地球化学过程对有机质转化与温室气体形成和释放的影响。本研究创新性地结合生物地球化学过程与环境因子的动态监测，全面解析了高原湖泊冻融期温室气体排放的机制，该视角有助于深入揭示高原湖泊温室气体排放的复杂性，并为寒区水体冬季生物地球化学循环的研究提供新的理论依据。通过这一创新框架，不仅为高原湖泊温室气体排放提供了新的理论认识，也为评估冰冻圈生态系统对气候变化的潜在反馈作用提供了有力支持。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

乌梁素海是典型的高原旱区浅水富营养化湖泊，位于内蒙古自治区巴彦淖尔市乌拉特前旗境内。湖泊总面积约为 333.48km^2 ，是该纬度地区最大的淡水湖，水深 $0.5\sim 2.5\text{m}$ ，蓄水量约 $2.5\sim 3.0$ 亿 m^3 。研究区属温带大陆性干旱气候，年降水量为 $200\sim 250\text{mm}$ ，主要集中在 $6\sim 9$ 月，占全年降水量的 78.9% ，年蒸发量为 $1900\sim 2300\text{mm}$ 。

1.2 采集方法

本研究在乌梁素海的无草区和有草区布设了典型采样点（图 1），其中无草区（S1）水深为 $135\sim 150\text{cm}$ ，有草区（S2）水深为 $125\sim 145\text{cm}$ 。采样点的布设主要基于代表性和采样可行性两个原则，S1 和 S2 分别代表了研究区域内两种最典型的水生植被覆盖类型，其空间分布具有较好的代表性和合理性。在冬季冻融期多个时间节点（2022 年 2 月 16 日、3 月 2 日、3 月 6 日，2023 年 1 月 9 日、1 月 13 日、1 月 17 日，2 月 2 日、2 月 9 日、2 月 16 日、2 月 25 日）开展了上覆水体和底泥沉积物的现场观测与样品采集工作。

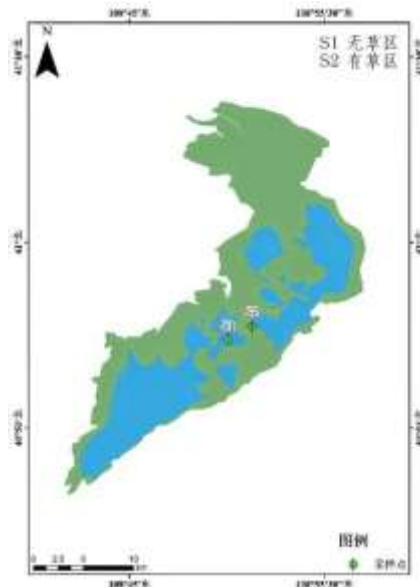


图 1 研究区及采样点

Fig. 1 Study area and sampling sites

(1)水样采集：在冰封期，使用冰钻于各采样点钻取方形孔洞，随后使用有机玻璃采水器分别于水面下不同深度（ 0cm 、 20cm 、 40cm 、 60cm 和 80cm ）采集各 500mL 水样。采集过程中确保无气泡混入，取

出水样后立即转移至顶空玻璃瓶中，装满后用丁基胶塞密封。为防止泄露，再使用 Parafilm 膜包裹瓶塞与瓶口。

(2)泥样采集：在每个采样点的相邻位置，采用重力柱状取泥器采集 3 根原状柱状泥芯，采样深度为 30cm。分别用于间隙水提取及沉积物物理化学性质分析。具体操作如下：使用固定环将不锈钢采样管（直径 9cm，长度 30cm）固定于取泥装置上，并依次通过螺纹连接下料杆与预选的延长杆。手持延长杆将采样装置垂直插入水底沉积层，适度施力按压，使沉积物进入采样管。随后，轻微晃动装置以协助泥芯成型，并缓慢提起采样器至水面，使沉积物原状保留于采样管中。随后，旋松下料杆与采样管之间的连接螺纹，缓慢下压料杆，将柱状泥样推出采样管。选取其中两根泥芯，用硅胶塞密封上下两端并保持直立状态。最后，将泥芯按深度分为上、中、下三层，分别装入塑料袋密封保存。

1.3 分析方法

采用顶空平衡-气相色谱法^[24, 25]（气相色谱仪器，美国 Agilent, 6890GC）测定湖泊冻融期典型溶解性温室气体（CH₄ 和 N₂O）浓度；采用多功能水质分析仪同步测定多环境因子指标（温度、pH、DO、ORP、盐度、电导率、TDS）；采用燃烧氧化-非分散红外吸收法^[26]（总有机碳分析仪，日本岛津，TOC-VCPH 型）测定总有机碳（TOC）和总氮（TN）含量；氨氮（NH₄⁺-N）、硝酸盐氮（NO₃⁻-N）和亚硝酸盐氮（NO₂⁻-N）分别采用纳氏试剂显色法^[27]、氨基磺酸-紫外分光光度法^[28]和 N-（1-萘基）乙二胺光度法^[29]测定；底泥有机质含量采用灼烧减量法^[30]（HJ761—2015），使用马弗炉进行测定；硝态氮采用氯化钾提取-分光光度法^[31]测定；亚铁离子（Fe²⁺）采用邻菲罗啉分光光度法^[32]测定；硫酸盐则采用硫酸钡比浊法^[33]测定。

1.4 统计分析

采用皮尔逊相关系数定量评估溶解性 CH₄、N₂O 与各环境因子之间的相关性，以及上覆水体 TOC、TN 及无机氮形态（NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N）与环境因子之间的相关性。通过双尾显著性检验评估统计学意义，同时设定三个显著性水平：p<0.05 表示显著相关，p<0.01 表示极显著相关，p<0.001 表示高度极显著相关^[34, 35]。对乌梁素海不同形态碳氮（TOC、TN、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 和 NH₄⁺-N）在采样区与采样时间进行方差分析，P<0.05 表示显著差异；P<0.001 表示极显著差异。

2 结果与讨论

2.1 冻融期湖泊温室气体时空变化及其与环境因子相关性分析

2.1.1 冰厚变化特征 乌梁素海在 2022 年与 2023 年冻融期的冰厚时空变化特征如图 2 所示。其中，2022 年 2 月 16 日有草区和无草区的最大冰厚分别为 53.8cm 和 55.8cm（图 2a），接近 2023 年同期的最大冰厚 52.5cm（图 2b），故将 2022 年 2 月 16 日视为该年度冻融期的冰冻稳定阶段典型时点。随后冰层逐渐减薄，3 月 2 日和 3 月 6 日分别代表融冰阶段的典型时点 1 和典型时点 2。2023 年整个冻融期内，乌梁素海的冰厚先增后减，可将冰层厚度增加阶段定义为冰冻阶段，冰层厚度减少的阶段定义为融冰阶段。在同一时期，有草区与无草区的冰厚变化趋势基本一致，但有草区融冰相对提前，且最大冰厚略低于无草区。

2.1.2 冻融期湖泊上覆水体溶解性 CH₄ 和 N₂O 变化规律 由 2022 年冻融期上覆水中溶解性 CH₄ 和 N₂O 的时空变化规律（图 3）可知：CH₄ 浓度由冰冻期向融冰期逐渐降低（图 3a、b），这主要是由于随着冰层变薄，封闭条件减弱，CH₄ 不断向大气逸散所致。此外，温室气体在水中的溶解度与温度呈负相关关系，冰冻期较低的水温有利于 CH₄ 的溶解；同时，高盐度环境也可显著促进产甲烷菌的繁殖，增强氧气消耗，从而强化产甲烷作用^[36]。在空间分布上，CH₄ 浓度随水深增加整体呈“先骤减、后缓降、最终趋于 0”的变化趋势，其中在冰冻期典型时点 50~90cm 深度区间出现局部上升。冰层覆盖削弱了水体扰动，底层沉积物中产甲烷过程所生成的 CH₄ 难以逸散，逐渐向上扩散并在冰层下积聚，导致上层水体 CH₄ 浓度较高。有草区上覆水体中的溶解性 CH₄ 浓度（图 3b）整体高于无草区（图 3a），且在冰冻稳定阶段表层水体中 CH₄ 浓度达到峰值，为 93382.76nmol/L（图 3b）。这主要归因于有草区动植物残体丰富，为产甲烷菌提供了充足的有机底物，进而显著促进 CH₄ 的生成^[37]。

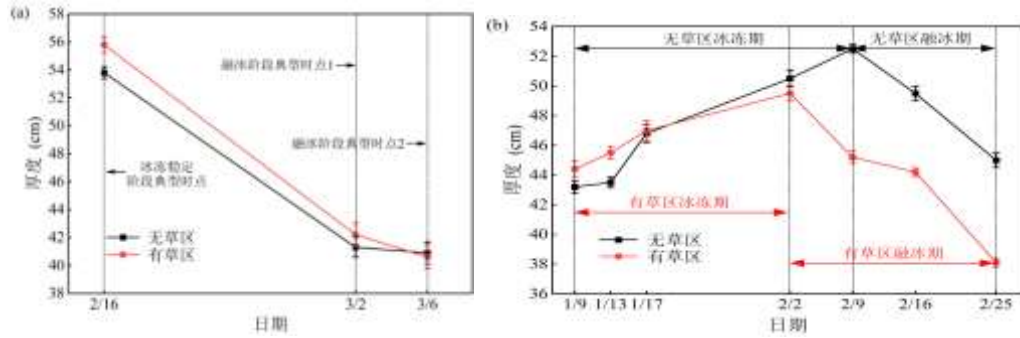


图2 乌梁素海 2022 年 (a) 和 2023 年 (b) 冻融期冰厚时空变化

Fig. 2 Spatiotemporal variations in ice thickness during the freeze-thaw period of Lake Wuliangshuai in 2022 (a) and 2023 (b)

溶解性 N_2O 浓度于融冰阶段后期急剧增加 (图 3c、d), 且在无草区深层水体 (75cm 处) 达到最大值 181.93nmol/L (图 3c)。这是由于湖泊中 N_2O 的生成主要依赖于水体及沉积物中的微生物作用, 包括硝化和反硝化作用。而温度、溶解氧、pH 等环境因子会影响 N_2O 还原酶的活性, 当酶活性受抑制时, N_2O 难以进一步还原为 N_2 , 从而在水体中积聚^[38]。此外, 冰层覆盖限制了水体与大气间的气体交换, 也导致 N_2O 在冰下环境中持续积累。在空间分布上, 冰冻期 N_2O 浓度随水深增加而升高。这是因为冬季深层水体中溶解氧含量逐渐降低, 在厌氧条件下氮盐发生反硝化作用生成 N_2O 。由于 N_2O 易溶于水, 且在低温、高压环境下难以形成气泡溢出, 底泥中产生的 N_2O 不易向上扩散并释放, 最终在深层水体中积累。

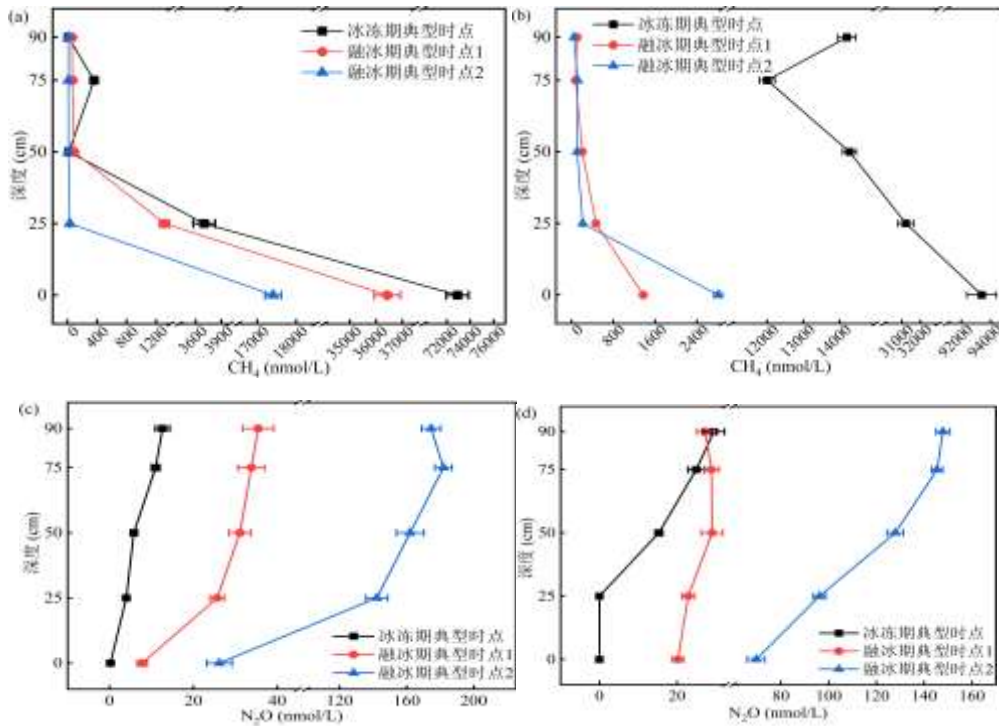


图3 2022年冻融期无草区 (a、c) 和有草区 (b、d) 上覆水体中溶解性 CH_4 和 N_2O 的时空变化

Fig. 3 Spatiotemporal variations of dissolved CH_4 and N_2O in the overlying water during the 2022 freeze-thaw period in non-vegetated zone (a、c) and vegetated zone (b、d)

为进一步验证上述规律的区域适用性并突出研究区的环境特征，本研究将乌梁素海与典型低海拔湖泊进行了对比分析。以位于长江三角洲太湖流域的长荡湖为例（湖底高程大部分在吴淞标高 2.16~2.26m 之间），其上覆水体 CH₄ 溶存浓度为 100~15900nmol/L，平均值为 (860±1920) nmol/L；N₂O 溶存浓度为 6.75~56.55nmol/L，平均值为 (18.43±8.44) nmol/L^[9]。相比之下，乌梁素海在冰冻稳定阶段表层 CH₄ 浓度显著更高，在融冰阶段后期深层水体中溶解性 N₂O 浓度也明显高于低海拔湖泊。这表明，高原旱区湖泊在季节性冰盖、低温高盐和富营养条件的综合作用下，其温室气体排放过程更为剧烈。冰封-融化交替引起的水体扰动变化、盐度与氧化还原梯度调节的微生物代谢差异，以及有草区生物残体提供的丰富底物，共同驱动了冻融期温室气体的高通量释放。该结果不仅凸显了乌梁素海在气候区与生态类型上的特殊性，也为深入理解寒区湖泊碳氮循环的普适机制提供了重要科学依据。

2.1.3 溶解性 CH₄ 和 N₂O 与环境因子的相关性分析 水温、pH、盐度、DO、TDS、电导率和 ORP 共同影响上覆水体中 CH₄ 和 N₂O 的浓度（图 4）。在无草区中（图 4a），CH₄ 浓度与水温呈极显著负相关（ $p<0.01$ ），与 pH 呈高度极显著正相关（ $p<0.001$ ），与 ORP 呈高度极显著负相关（ $p<0.001$ ）；而 N₂O 浓度仅与水温呈极显著正相关（ $p<0.01$ ），其余环境因子虽未与 CH₄ 和 N₂O 达到显著相关水平（ $P>0.05$ ），但相关系数仍表现出一定趋势。整体上，无草区环境因子与 CH₄ 浓度之间的相关性强于 N₂O，表明 CH₄ 对水体理化条件（尤其 pH 与氧化还原状态）更为敏感。

在有草区中（图 4b），CH₄ 浓度与水温呈极显著负相关（ $p<0.01$ ），与 DO 呈显著负相关（ $p<0.05$ ），与 ORP 呈高度极显著负相关（ $p<0.001$ ）；N₂O 浓度则仅与水温呈显著正相关（ $p<0.05$ ）。反映了以下机制：随融冰推进，水体温度、DO 与 ORP 普遍升高，使产甲烷过程受抑，甲烷氧化增强；同时冰盖消退导致混合作用与气-水交换增强，叠加亨利定律所致升温下溶解度降低，共同驱动溶解性 CH₄ 迅速下降^[39]，因而在两类区均表现为 CH₄ 与水温、ORP 的负相关，在有植被区还体现出与 DO 的显著负相关。相比之下，N₂O 与其他环境因子的线性相关性较弱而仅与温度显著，说明温度对氮循环速率的促进与 N₂O 向 N₂ 转化的终步还原受抑在净效应上超过了温度升高带来的逸散增强^[40]；一方面升温提高硝化活性（含羟胺旁路可产生 N₂O）^[41]，另一方面在根际/絮体的微氧-缺氧微域中可能发生不完全反硝化^[42]，两者叠加导致观测到的 N₂O 与温度呈正相关。

有草区与无草区之间温室气体与环境因子相关性存在差异，该差异源于植被对界面过程的重塑。有植被区的根系供氧与生物膜结构使水-沉积物界面形成更强的氧化-还原分层与微域异质性^[43]，从而使 CH₄ 对 DO 及 ORP 更敏感；而 N₂O 的生成与调控更依赖沉积物及微域过程并受传质限制，上覆水体的整体理化指标对其浓度的直接影响较弱，因此相关性不显著。

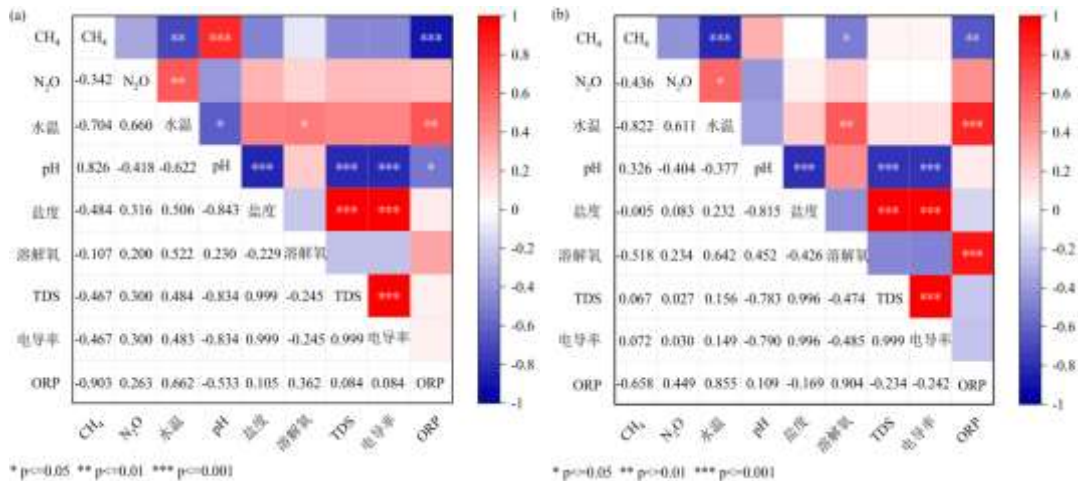


图 4 冻融期无草区 (a) 和有草区 (b) CH₄ 和 N₂O 与环境因子的相关性分析

Fig. 4 Correlation analysis between greenhouse gases and environmental factors during the freeze-thaw period in non-vegetated zone (a) and in vegetated zone (b)

2.2 冻融期湖泊上覆水中碳氮的迁移与转化

2.2.1 上覆水中碳氮的迁移与转化 湖泊上覆水体中的碳向沉积物迁移主要通过两种途径实现：一是难溶颗粒态碳的沉降，二是水生植物残体的分解。其中，沉积物-水界面碳的迁移以 TOC 为主要形式。TOC 是碳循环中重要的反应底物，其迁移过程直接影响沉积界面微生物活动及相关生物地球化学过程的底物供给。本研究重点考察了 2023 年乌梁素海冻融期上覆水体中 TOC 的时空变化规律（图 5）。

由无草区上覆水体 TOC 变化情况可知，时间上（图 5c），TOC 浓度在冰冻期逐渐升高，而进入融冰期后开始下降。这主要是由于融冰期水温升高，增强了微生物活性，加速了 TOC 的矿化（即转化为 CO_2 和 CH_4 ）^[44]，从而导致其浓度降低^[45]。其中 2023 年 2 月 2 日 TOC 浓度出现明显波动，可能是气温回升、湖区逐渐进入融冰期所致，外源碳输入增加使水体 TOC 暂时升高。空间上（图 5a），TOC 浓度随水深增加而升高。上层水体氧化条件较好，TOC 更易被氧化分解，不易积累；而下层水体多处于还原性环境，底泥中蓄积的有机碳可通过沉积物-水界面向上扩散，导致深层 TOC 浓度上升。就区域差异来看，有草区 TOC 浓度范围为 2.23~8.45mg/L（图 5b、d），整体上高于无草区的 3.55~7.36mg/L（图 5a、c）。这可能与有草区生物量较高有关：一方面，浮游动物通过摄食并同化陆源有机碳增加了水体中的 TOC^[46]；另一方面，植物光合作用产生的有机物也可直接增加有机碳含量，从而提高 TOC 含量。

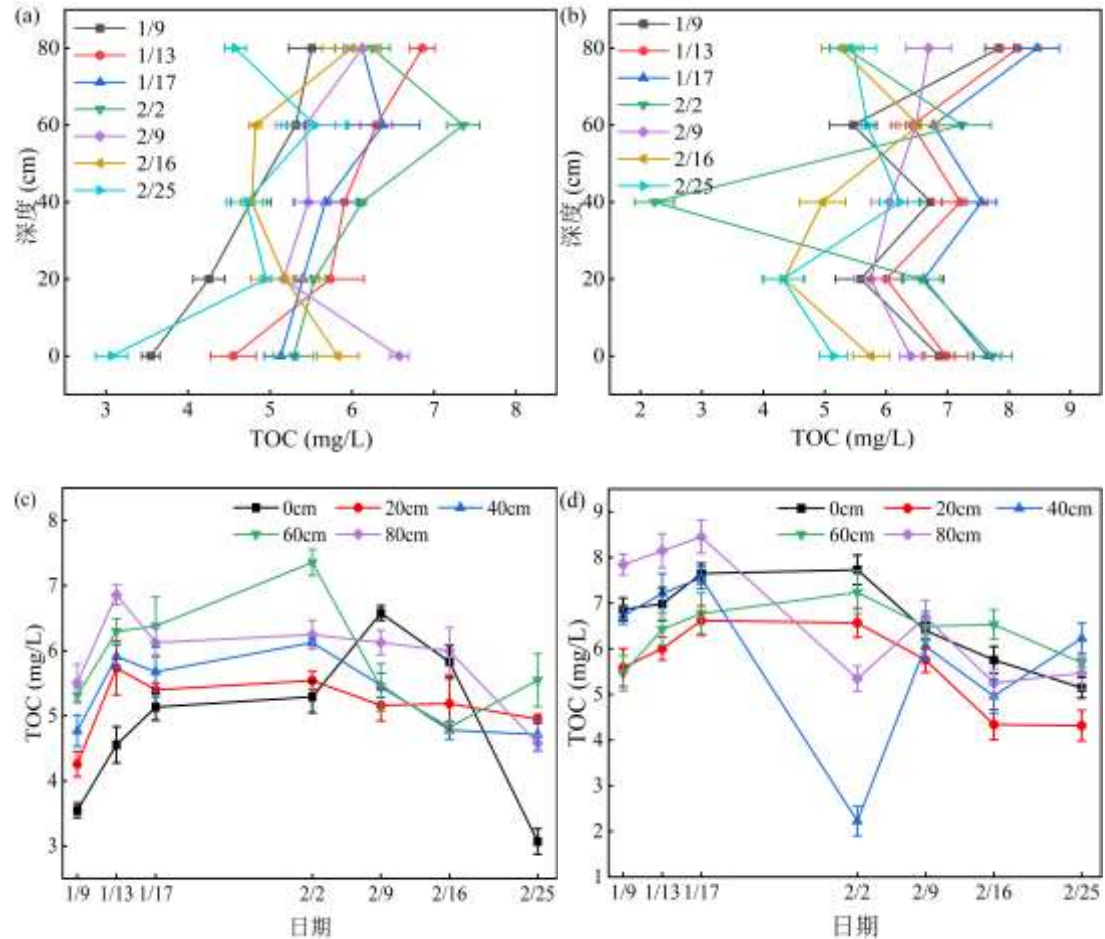


图 5 2023 年冻融期无草区 (a)、(c) 和有草区 (b)、(d) 上覆水体 TOC 时空变化

Fig. 5 Spatiotemporal variations of TOC in the overlying water during the 2023 freeze-thaw period in non-vegetated zone (a)、(c) and in vegetated zone (b)、(d)

TN 浓度在整个冻融期内呈先升高后降低的趋势（图 6），2023 年 2 月 2 日出现的 TN 浓度异常升高，可能与气温回升、湖泊逐渐进入融冰期有关。此时，地表外源氮输入增强，导致 TN 在短时间内出现显著波动。这一变化与水体中 DO 含量的波动密切相关。DO 对氮素的氧化还原过程及其在沉积物中的释放速率具有重要影响。研究表明，较高的 DO 浓度会抑制氮的释放，从而导致氮素在水体中积累^[47]。空间上，冻融期内 TN 浓度随水深增加呈现“先降低后升高”的趋势。上层水体受冰冻和融冰过程的直接影响，而底层水体则更显著地受到底泥生物地球化学过程的调控。沉积物中有机氮经微生物矿化转化为无机氮后，无机氮及部分可溶性有机氮释放至孔隙水中，并沿浓度梯度跨越泥-水界面进入上覆水体，从而推动底层 TN 浓度升高^[48]。此外，冰冻期上层水体 TN 的一定程度升高，可能与低温条件下有机质分解及硝化/反硝化过程受抑有关。紧贴冰盖的低温削弱了氮的生物去除与转化效率，致使 TN 浓度未能持续下降^[49]。有草区上覆水体 TN 浓度范围为 0.82~1.64mg/L（图 6b），整体高于无草区的 0.81~1.46mg/L（图 6a），且在冰冻与融冰交替阶段达到峰值。这可能与有草区较高的生物量及其初级生产活动相关。水生植物光合作用产生的有机物质为系统提供了更多的营养源，从而促进了 TN 的累积。

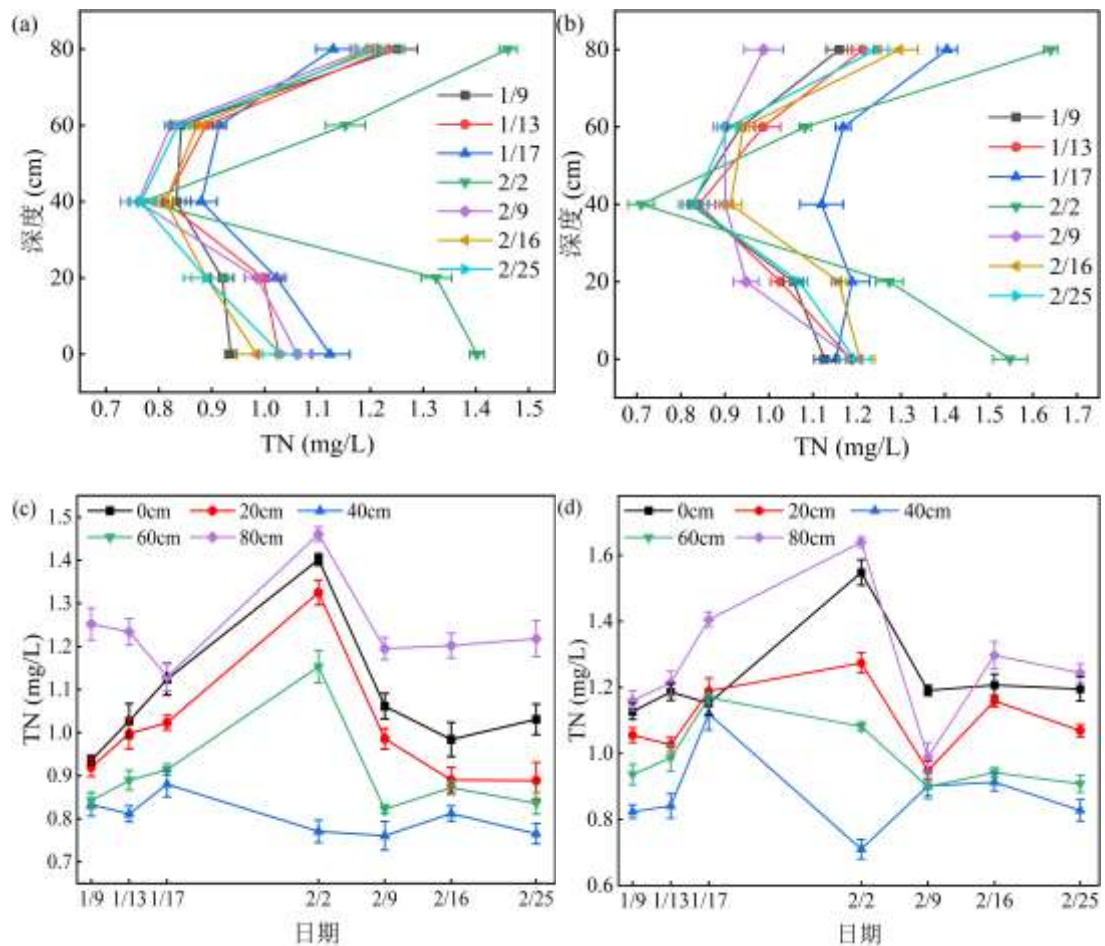


图 6 2023 年冻融期无草区 (a)、(c) 和有草区 (b)、(d) 上覆水体 TN 时空变化
 Fig. 6 Spatiotemporal variations of TN in the overlying water during the 2023 freeze-thaw period
 in non-vegetated zone (a)、(c) and in vegetated zone (b)、(d)

2.2.2 上覆水中不同形态氮的迁移与转化 水体中的 $\text{NO}_2\text{-N}$ 含量通常较低且极易转化为其他形态的氮。在好氧条件和硝化细菌的作用下, $\text{NO}_2\text{-N}$ 可进一步转化为 $\text{NO}_3\text{-N}$; 而在厌氧环境及反硝化细菌作用下, 氮元素则可通过反硝化作用最终还原为氮气 (N_2)。本研究重点考察了 2023 年乌梁素海冻融期不同水域各形态氮的时空变化规律 (图 7)。

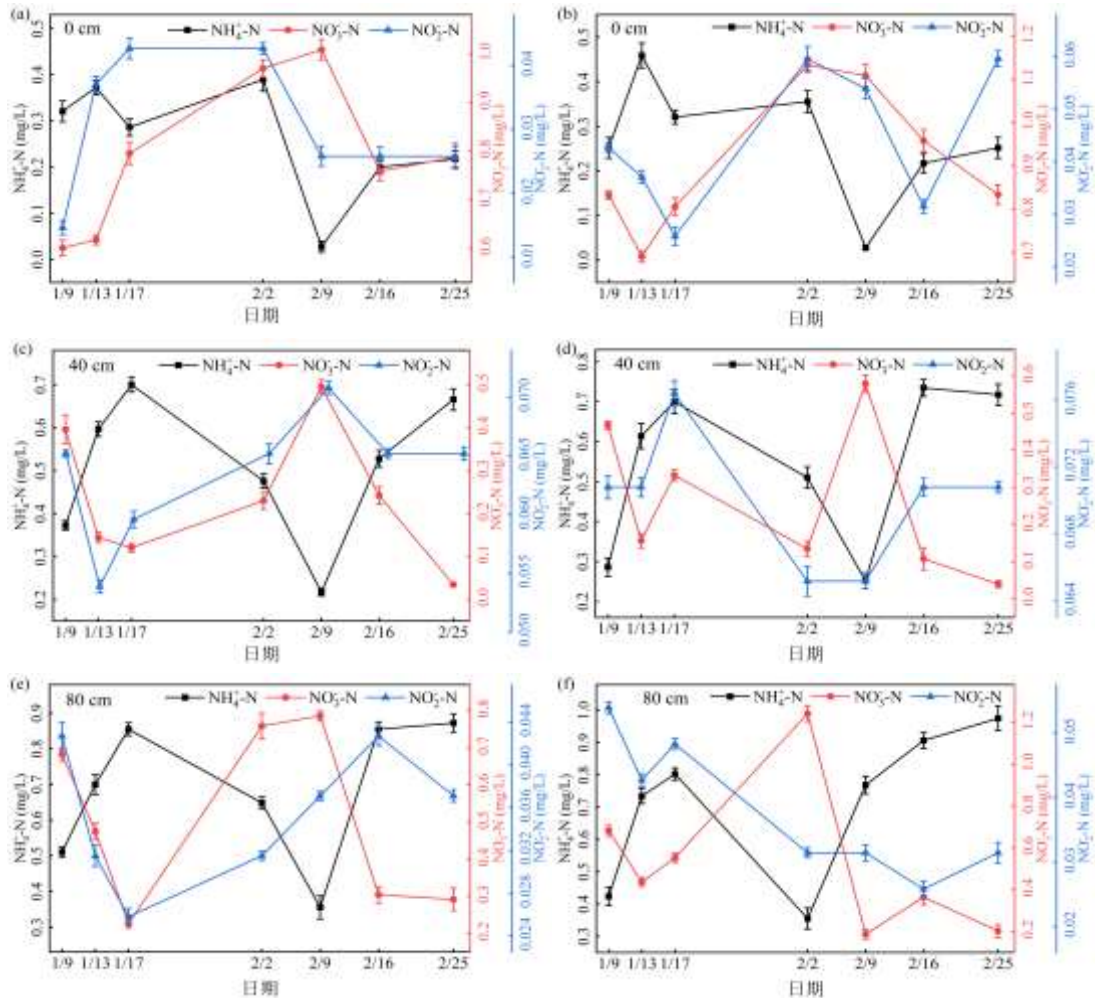


图 7 2023 年冻融期无草区 (a、c、e) 和有草区 (b、d、f) 不同水域上覆水体中各形态氮的时空变化

Fig. 7 Spatiotemporal variations of different nitrogen forms in the overlying water of different zones during the 2023 freeze-thaw period in non-vegetated zone (a、c、e) and in vegetated zone (b、d、f)

由表层 (0cm)、中层 (40cm) 和底层 (80cm) 水体中三种形态氮的浓度变化规律可知: 不同水层中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度均在冰冻期呈现先升高后降低的趋势, 在融冰期则有所回升; 而表层水体中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度在冰冻初期上升随后下降; 中层及底层水体中, 两者在冰冻期先下降后上升, 融冰期再次降低。上述现象可能与氮的微生物转化机制密切相关。在充足氧气条件下, 有机氮首先通过氨化作用转化为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 随后在硝化细菌作用下, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 被氧化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$, 从而导致 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度受限, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度上升^[50]。与此同时, 在某些还原性微环境中, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 也可能通过异化硝酸盐还原作用 (DNRA) 转化为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 造成 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度下降, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度上升^[51]。整体来看, 有草区中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的浓度 (图 7b、d、f) 均高于无草区 (图 7a、c、e), 变化趋势与无草区基本一致。这可能是因为有草区植物根系提供了更多可利用的有机碳源, 增强了氨化细菌和硝化细菌的活性, 促进了有机氮的矿化和氧化^[52], 从而使各类无机氮浓度升高。

综合氮素形态的变化趋势可知, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度自水体表层向底层逐渐升高, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度先降低后升高, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度则表现为先升高后降低。表层至中层水体中溶解氧浓度较高, 有利于硝化作用的进行, 促进 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 被氧化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ^[51]。同时, 植物可能优先吸收 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 作为氮源^[53], 导致表层 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度较低, 而 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累; 中层至深层水体中, 沉积物中有机质分解释放出 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$; 若溶解氧仍较充足, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 会进一步氧化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 导致 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度下降。

2.2.3 不同形态碳氮与采样区、采样时间的方差分析 依据乌梁素海不同形态碳氮 (TOC、TN、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$) 在采样区 (即有草区和无草区) 与采样时间 (即冰冻期和融冰期) 的方差分析结果 (表 1)。可以看出, TOC、TN 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 在采样区和采样时间之间均存在极显著差异 ($P<0.001$), $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 在采样区和采样时间之间存在显著差异 ($P<0.05$), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在采样区存在显著差异 ($P<0.05$), 在采样时间存在极显著差异 ($P<0.001$)。

表 1 乌梁素海不同形态碳氮在采样区、采样时间下的方差分析*

Tab.1 ANOVA results for different forms of carbon and nitrogen in Lake Wuliangsuhai by sampling area and time

	TOC		TN		$\text{NO}_3^-\text{-N}$		$\text{NO}_2^-\text{-N}$		$\text{NH}_4^+\text{-N}$	
	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P
S	100.844	<0.001	113.125	<0.001	13.012	<0.001	8.173	0.005	5.514	0.021
T	376.123	<0.001	57.314	<0.001	64.422	<0.001	3.266	0.004	58.325	<0.001

*S:采样区; T:时间。P<0.05 表示显著差异; P<0.001 表示极显著差异。

2.2.4 上覆水碳氮与环境因子相关性分析 水温、pH、盐度、DO、TDS、电导率和 ORP 是共同影响湖泊上覆水体中碳氮组分浓度的主要环境因子。无草区内, TN 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 与各环境因子的相关性均未达到显著水平 ($P>0.05$); TOC 与 pH 呈显著负相关 ($P<0.05$), 与 TDS、电导率呈极显著正相关 ($P<0.01$), 与盐度呈高度极显著正相关 ($P<0.001$); $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与水温呈高度极显著正相关 ($P<0.001$), 与 DO 呈极显著负相关 ($P<0.01$); $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 与水温呈高度极显著负相关 ($P<0.001$), 与 DO 呈高度极显著正相关 ($P<0.001$), 与盐度呈显著负相关 ($P<0.05$) (图 8a)。有草区内, TOC 和 TN 与环境因子之间的相关性均未达到显著水平 ($P>0.05$); $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与各环境因子均呈显著相关 ($P<0.05$); $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 与水温呈高度极显著负相关 ($P<0.001$), 与 DO 呈高度极显著正相关 ($P<0.001$), 与 TDS、盐度、电导率呈显著负相关 ($P<0.05$); $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 仅与 ORP 呈显著正相关 ($P<0.05$) (图 8b)。TN 和 TOC 与环境因子之间的相关性不显著, 可能是由于环境因子的变化更多影响碳氮组分内部各形态之间的分布, 而对其总量的影响相对较小。这一点可从 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 与环境因子显著相关的结果中得到体现。

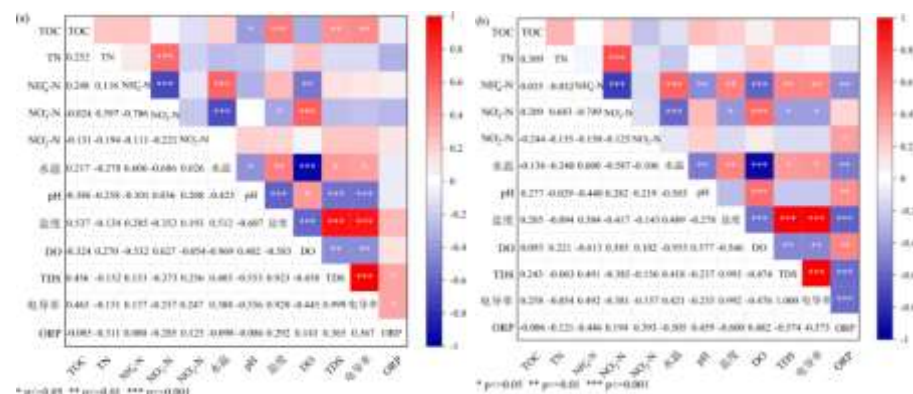


图 8 冻融期无草区 (a) 和有草区 (b) 上覆水中碳氮与环境因子的相关性分析

Fig. 8 Correlation analysis between carbon, nitrogen, and environmental factors in the overlying water during the 2023 freeze-thaw period in non-vegetated zone (a) and in vegetated zone (b)

2.3 冻融期底泥的生物地球化学过程

2.3.1 底泥有机质与氧化还原分带敏感性指标的时空变化 湖泊底泥是重要的营养盐蓄积库，在特定环境条件下，这些营养盐可在微生物介导下发生一系列生物地球化学反应。有机质在沉降至水体底部并进入沉积物早期成岩过程中，会经历矿化作用，伴随着碳、氮等元素的释放。这些释放的营养盐可通过泥-水界面扩散进入上覆水体，进而对水体的生态环境产生影响。

在无草区冰冻期内，有机质浓度逐渐降低，而在融冰期后开始缓慢回升（图 9a）。这一现象可能与冰冻期冰层增厚有关，使部分有机质被封存于冰层中，减少了其向底泥中的扩散。同时，冰冻期底泥中的生物地球化学反应较为复杂，增强了有机质的消耗。进入融冰期后，尽管仍存在有机质的降解过程，但冰层融化释放的部分营养物质可能迁移至底泥，在一定程度上促进了有机质的增加。

有草区底泥有机质的含量变化，与无草区相比无显著差异，整体稳定在 5.15~6.16%之间。空间上，有机质含量随着深度增加呈逐渐减少趋势：表层区域为 7.91~9.04%，中层区域为 3.62~5.83%，底层区域为 2.74~3.59%（图 9b）。这可能源于表层沉积物中营养物质较多、生物活性较强，有利于有机质的积累；而随深度增加，氧气供应减少、营养物质匮乏，有机质降解速率加快，不利于其积累。

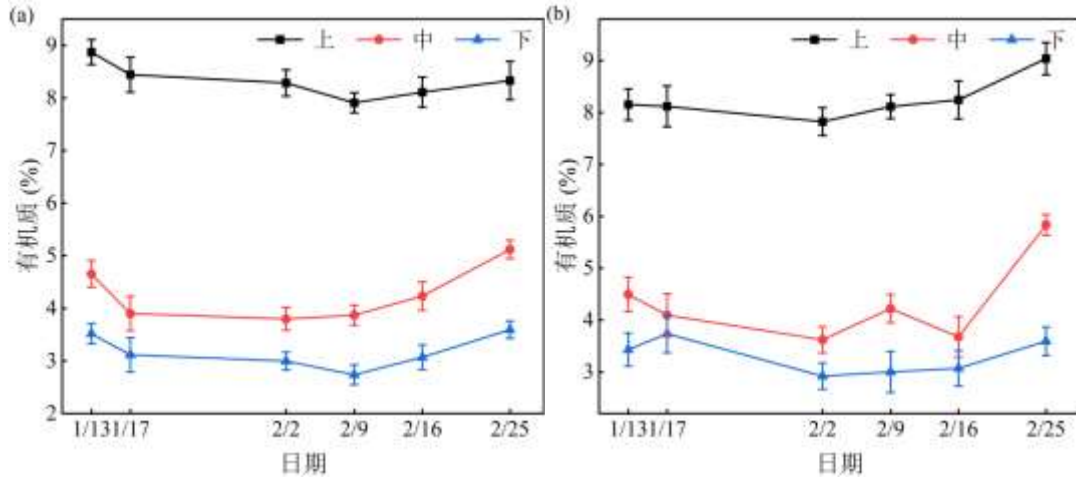


图 9 2023 年冻融期无草区 (a) 和有草区 (b) 底泥有机质的时空变化

Fig. 9 Spatiotemporal variation of sediment organic matter during the 2023 freeze-thaw period in non-vegetated zone (a) and in vegetated zone (b)

底泥中 NO_3^- -N 是生化反应中常见的电子受体，在沉积物溶解氧不足时可作为氧化还原反应中的电子受体被还原^[54]。在自然环境中，铁和氮常作为电子受体与供体相互耦合，通过生物和非生物过程共同作用，特别是在亚铁氧化菌等微生物的参与下，可发生反硝化和厌氧氨氧化过程^[55]。与此同时，硫的氧化还原过程也与硝化作用及硝酸盐异化还原为铵等过程密切相关^[56]。 NO_3^- -N、 Fe^{2+} 和 SO_4^{2-} 的生成与转化不仅参与了诸如产甲烷和硝化等微生物主导的好氧或厌氧过程，也在底泥的整体生物地球化学反应中发挥着关键作用^[57]。本研究重点考察了 2023 年冻融期底泥不同区域氧化还原分带敏感性指标（ NO_3^- -N、 Fe^{2+} 和 SO_4^{2-} ）的变化规律（图 10）。

伴随着冻融进程的发展，三种电子受体的浓度均呈下降趋势。这种趋势可能与冻融期外源输入和输出减弱有关。在此期间，底泥中的有机质经历氨化和硝化反应，显著消耗溶解氧，从而使底泥处于缺氧状态，启动反硝化作用，导致 NO_3^- -N 浓度下降。 Fe^{2+} 浓度降低可能是由于植物死亡及其残体分解，上覆水体中碳氮营养盐向底泥迁移并富集，在微生物的作用下诱发氧化还原反应，使 Fe^{2+} 被氧化为 Fe^{3+} ，与此同时，以 Fe^{2+} 为电子供体， NO_3^- 为电子受体的反应产生 N_2O 和 N_2 ^[58]。此外，冻融期底泥中有机质的富集为硫酸盐还原菌提供了充足的碳源，促进其生命活动并加速有机质的硫化过程。硫酸盐参与沉积物中有机质的厌氧降解，导致 SO_4^{2-} 被大量消耗而浓度下降。同时 SO_4^{2-} 还可与 NO_3^- 发生耦合反应，通过电子

传递机制使 NO_3^- 被还原^[59]，其自身也因此被进一步消耗。与无草区（图 10a、c、e）相比，有草区的 NO_3^- 和 Fe^{2+} 含量整体较高，而 SO_4^{2-} 含量则明显偏低（图 10b、d、f）。这可能是因为有草区动植物资源丰富，生物化学反应更加活跃，从而增强了氮和铁的循环；而更高的生物量也为微生物提供了充足的底物，加之相对较低的溶解氧环境，促使硫酸盐还原反应更加剧烈，导致 SO_4^{2-} 浓度降低。

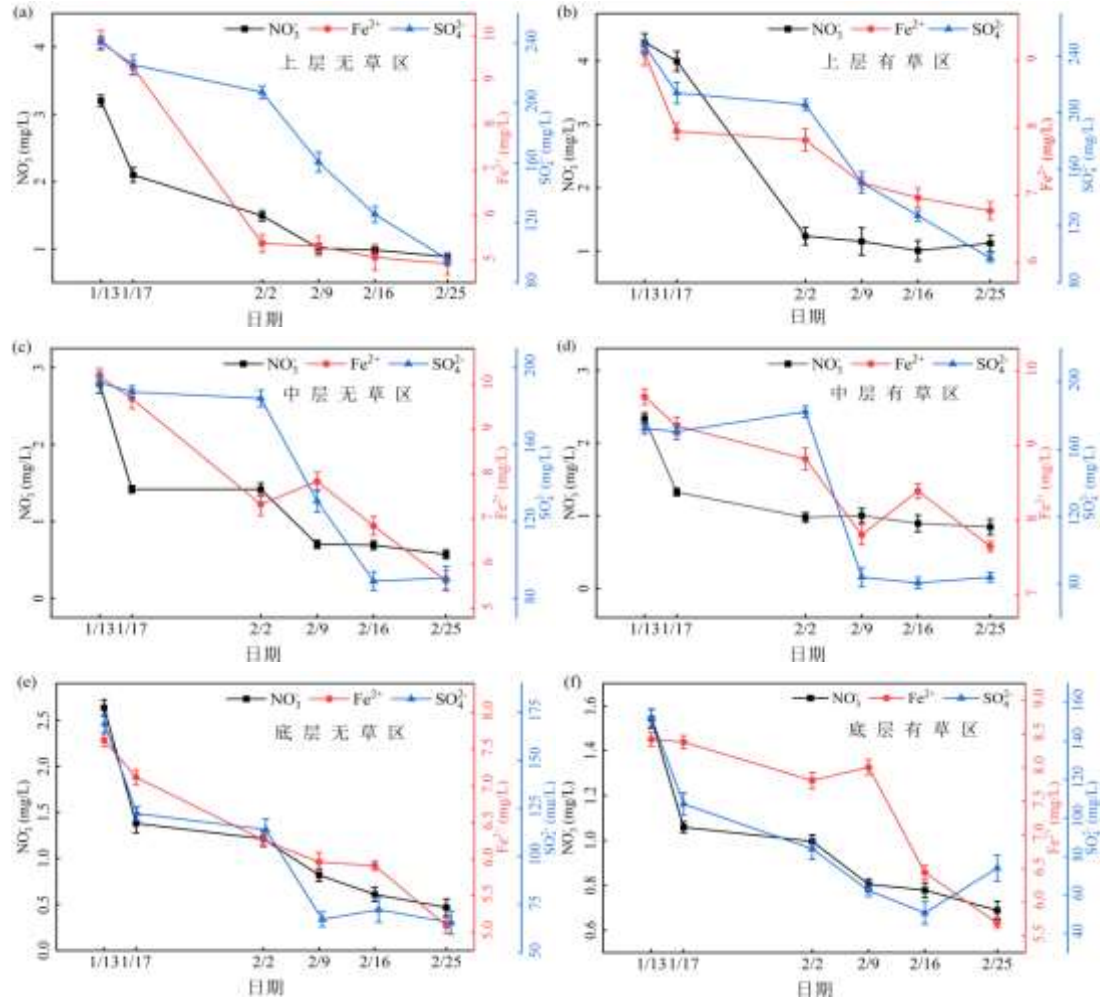


图 10 2023 年冻融期不同区域底泥氧化还原分带敏感性指标变化

Fig.10 Changes in sensitivity indicators of redox stratification in sediments from different zones during the 2023 freeze-thaw period

NO_3^- 浓度整体持续降低，其中中上层的下降幅度明显高于中下层，表明中上层区域发生了较强的反硝化作用， NO_3^- 被还原为 N_2 和 N_2O 并释放至上覆水体，即底泥中上层主要为硝酸盐还原带； Fe^{2+} 浓度自上至下呈现先升后降趋势，表明上层沉积物中以 Fe^{3+} 为电子受体的有机质氧化反应较为活跃，形成 Fe^{2+} ，指示底泥中上层同时存在铁还原带； SO_4^{2-} 浓度在中下层明显下降，表明该区域以 SO_4^{2-} 为电子受体的还原反应（如生成 H_2S ）显著发生，即底泥中下层主要为硫酸盐还原带。

3 结论

(1) 冬季冻融期冰层覆盖作用导致上覆水体中溶解性 CH_4 呈累积性增加趋势。泥-水界面的氧化还原分层与微域异质性，使 CH_4 的产生与消耗对水体 DO 及 ORP 变化极为敏感；而 N_2O 的生成则主要受沉积物

内部微域过程与传质作用控制，与上覆水体整体理化指标无显著相关性。

(2) 冻融过程有利于上覆水体中 TOC 和 TN 的积累，冰冻阶段呈累积递增趋势，而融冰阶段主要呈分解递减趋势；上覆水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 呈大致相反的趋势，三者共同参与硝化、反硝化过程。碳氮的迁移转化受底泥生物地球化学环境和冻融驱动的氧化还原条件共同调控，体现出明显的阶段性响应特征。

(3) 底泥中有机质含量随深度增加逐渐降低，表现出氧化还原分带特征：中上层以 NO_3^- 和 Fe^{3+} 为主要电子受体，分别形成硝酸盐还原带和铁还原带；中下层以 SO_4^{2-} 为主要电子受体，形成硫酸盐还原带。有机质在上述区域的厌氧降解过程伴随 CH_4 生成，气体经泥-水界面向上迁移，在冰下水体中积聚。

4 参考文献

- [1] Yuan YF, Liao Z, Zhou BQ *et al.* High-impact regional extreme events in China under intensified global warming and attribution research progress. *Climate Change Research*, 2025, **21**(0): 44-55. [袁宇锋, 廖圳, 周伯铨等. 全球气候变暖加剧背景下中国高影响区域性极端事件及归因研究进展. *气候变化研究进展*, 2025, **21**(0): 44-55.]
- [2] Neubauer SC. Global Warming Potential Is Not an Ecosystem Property. *Ecosystems*, 2021, **24**(8): 1-11. DOI: 10.1007/S10021-021-00631-X.
- [3] Zhang L, Gao R, Luo R *et al.* Spatial variations in diffusive methane fluxes and the role of eutrophication in a subtropical shallow lake. *Science of The Total Environment*, 2021, **759**: 143495. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143495.
- [4] Li S, Bush Richard T, Santos Isaac R *et al.* Large greenhouse gases emissions from China's lakes and reservoirs. *Water Research*, 2018, **147**: 13-24. DOI: 10.1016/j.watres.2018.09.053.
- [5] Grant L, Vanderkelen I, Gudmundsson L *et al.* Attribution of global lake systems change to anthropogenic forcing. *Nature Geoscience*, 2021, **14**(11): 849-+. DOI: 10.1038/S41561-021-00833-X.
- [6] Barnes DKA, Kuhn G, Hillenbrand CD *et al.* Richness, growth, and persistence of life under an Antarctic ice shelf. *Current Biology*, 2021, **31**(24): R1566-R7. DOI: 10.1016/J.CUB.2021.11.015.
- [7] Denfeld BA, Baulch HM, del Giorgio PA *et al.* A synthesis of carbon dioxide and methane dynamics during the ice-covered period of northern lakes. *Limnology and Oceanography Letters*, 2018, **3**(3): 117-31. DOI: 10.1002/lol2.10079.
- [8] Denfeld BA, Wallin MB, Sahlée E *et al.* Temporal and spatial carbon dioxide concentration patterns in a small boreal lake in relation to ice-cover dynamics. *Boreal Environment Research*, 2015, **20**(6): 679-92.
- [9] Chen X, Cheng JX, Xu LG *et al.* Characterization and influencing factors of dissolved concentrations and emission fluxes of greenhouse gases in winter in a shallow Lake. *Research of Environmental Sciences*, 2024, **37**(11): 2478-89. [陈曦, 程俊翔, 徐力刚等. 浅水湖泊冬季温室气体浓度与通量的变化特征及影响因素. *环境科学研究*, 2024, **37**(11): 2478-89.]
- [10] Viru B, Veber G, Jaagus J *et al.* Wintertime Greenhouse Gas Fluxes in Hemiboreal Drained Peatlands. *Atmosphere*, 2020, **11**(7). DOI: 10.3390/atmos11070731.
- [11] Ollivier QR, Maher DT, Pitfield C *et al.* Winter emissions of CO_2 , CH_4 , and N_2O from temperate agricultural dams: fluxes, sources, and processes. *Ecosphere*, 2019, **10**(11). DOI: 10.1002/ecs2.2914.
- [12] Rantakari M, Kortelainen P. Interannual variation and climatic regulation of the CO_2 emission from large boreal lakes. *Global change biology*, 2005, **11**(8): 1368-80. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2005.00982.x.
- [13] Demarty M, Bastien J, Tremblay A. Annual follow-up of gross diffusive carbon dioxide and methane emissions from a boreal reservoir and two nearby lakes in Quebec, Canada. *Biogeosciences*, 2011, **8**(1): 41-53.
- [14] Herreid AM, Wymore AS, Varner RK *et al.* Divergent Controls on Stream Greenhouse Gas Concentrations Across a Land-Use Gradient. *Ecosystems*, 2021, **24**(6): 1299-316. DOI: 10.1007/s10021-020-00584-7.
- [15] Schulz G, Sanders T, Voynova YG *et al.* Seasonal variability of nitrous oxide concentrations and emissions in a temperate estuary. *Biogeosciences*, 2023, **20**(15): 3229-47. DOI: 10.5194/bg-20-3229-2023.
- [16] Xiao QT, Xu XF, Duan HT *et al.* Eutrophic Lake Taihu as a significant CO_2 source during 2000-2015. *Water Research*, 2020, **170**. DOI: 10.1016/j.watres.2019.115331.

- [17] Lü X, Liu XL, Li J *et al.* Advances in studies on nitrous oxide (N₂O) emission in the reservoirs under the background of river impoundment. *Chinese Journal of Ecology*, 2018, **37**(03): 613-23. [吕鑫, 刘小龙, 李军等. 河流拦截背景下水库氧化亚氮 (N₂O) 排放的研究进展. *生态学杂志*, 2018, **37**(03): 613-23.]
- [18] Lei P, Zhang H, Wang C. Migration and diffusion for pollutants across the sediment-water interface in lakes: A review. *Journal of Lake Sciences*, 2018, **30**(06): 1489-508. [雷沛, 张洪, 王超等. 沉积物水界面污染物迁移扩散的研究进展. *湖泊科学*, 2018, **30**(06): 1489-508.]
- [19] Duan WY, Huang C. Research progress on the carbon cycle of rivers and lakes. *China Environmental Science*, 2021, **41**(08): 3792-807. [段巍岩, 黄昌. 河流湖泊碳循环研究进展. *中国环境科学*, 2021, **41**(08): 3792-807.]
- [20] Yang L. Review on the research progress of carbon cycle in lake water. *China Resources Comprehensive Utilization*, 2020, **38**(07): 122-4. [杨琳. 湖泊水体碳循环研究进展综述. *中国资源综合利用*, 2020, **38**(07): 122-4.]
- [21] Laverman MA, Canavan WR, Slomp PC *et al.* Potential nitrate removal in a coastal freshwater sediment (Haringvliet Lake, The Netherlands) and response to salinization. *Water Research*, 2007, **41**(14): 3061-8. DOI: 10.1016/j.watres.2007.04.002.
- [22] Treat CC, Wollheim WM, Vamer RK *et al.* Temperature and peat type control CO₂ and CH₄ production in Alaskan permafrost peats. *Global Change Biology*, 2014, **20**(8): 2674-86. DOI: 10.1111/gcb.12572.
- [23] Zhao CH, Liu ZP, Wang HM *et al.* Increased global warming potential during freeze-thaw cycle is primarily due to the contribution of N₂O rather than CO₂. *Science of the Total Environment*, 2024, 954. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.176232.
- [24] 全国海洋标准化技术委员会(SAC/TC 283). 海水中溶解氧化亚氮的测定.顶空平衡-气相色谱法:HY/T 263-2018. 中国标准出版社, 2018: 12.
- [25] 全国海洋标准化技术委员会(SAC/TC 283). 海水中溶解甲烷的测定.顶空平衡-气相色谱法:HY/T 262-2018. 中国标准出版社, 2018: 16.
- [26] 大连市环境监测中心. 水质.总有机碳的测定.燃烧氧化-非分散红外吸收法:HJ 501-2009.
- [27] 沈阳市环境监测中心站. 水质.氨氮的测定.纳氏试剂分光光度法:HJ 535-2009.
- [28] 国家环境保护总局水和废水监测分析方法编委会, 中国环境监测总站. 水质.硝酸盐氮的测定.紫外分光光度法(试行):HJ/T 346-2007.
- [29] 中国环境监测总站. 大气降水中亚硝酸盐测定.N-(1-萘基)-乙二胺光度法:GB/T 13580.7-1992. 国家环境保护局;国家技术监督局, 1992: 4.
- [30] 固体废物.有机质的测定.灼烧减量法:HJ 761-2015 2015:
- [31] 鞍山市环境监测中心站. 土壤.氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮的测定.氯化钾溶液提取-分光光度法:HJ 634-2012.
- [32] 国家环境保护总局水和废水监测分析方法编委会, 中国环境监测总站. 水质.铁的测定.邻菲罗啉分光光度法(试行):HJ/T 345-2007..
- [33] 中国环境监测总站. 大气降水中硫酸盐测定:GB/T 13580.6-1992. 国家环境保护局;国家技术监督局, 1992: 8.
- [34] Zhang L, Guo GZ, Li SX *et al.* Change features of serum biochemical indices and fecal microbiota in different physiological stages of waxy cattle and their correlation. *Chinese Journal of Animal Nutrition*, 2025, **37**(06): 3903-15. [张磊, 郭广振, 李少旭等. 和牛不同生理阶段血清生化指标和粪便微生物变化特征及其相关性研究. *动物营养学报*, 2025, **37**(06): 3903-15.]
- [35] 战帅. 基于皮尔逊相关分析的公益筹款平台质量影响因素研究. *国际公关*, 2022, (19): 71-3.
- [36] Larmola T, Alm J, Juutinen S *et al.* Contribution of vegetated littoral zone to winter fluxes of carbon dioxide and methane from boreal lakes. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2004, **109**(D19).
- [37] Huissteden VJ, Maximov CT, Dolman JA. High methane flux from an arctic floodplain (Indigirka lowlands, eastern Siberia). *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2005, **110**(G2).
- [38] 胡晓婷. 上海市主要河流水-气界面温室气体通量及影响因素研究 [学位论文]. 上海: 华东师范大学, 2017.
- [39] He HB, Wang WW, Wang YH *et al.* Combined effect of temperature and total solid content on methane yield: Balancing hydrolysis and methanogenesis. *Fuel*, 2025, **381**: 133454. DOI: 10.1016/j.fuel.2024.133454.
- [40] Xiong RW, Chen M, Li Y *et al.* Warming effects on the emission pathways of N₂O and CH₄ and the role of water column in shallow eutrophic lakes. *Science of The Total Environment*, 2025, **966**: 178705. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2025.178705.

- [41] Yeerken S, Deng M, Li L *et al.* Evaluating the role of high N₂O affinity complete denitrifiers and non-denitrifying N₂O reducing bacteria in reducing N₂O emissions in river. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 479: 135602. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.135602.
- [42] 何倩玲. 温带典型海草床温室气体 N₂O 释放特征及微生物机制研究 [学位论文]. 烟台: 烟台大学, 2024.
- [43] Wang K, Ding WC, Yang XS *et al.* The components and aromaticity of dissolved organic matter derived from aquatic plants determine the CO₂ and CH₄ emission potential. *Water Research*, 2025, **281**: 123685. DOI: 10.1016/j.watres.2025.123685.
- [44] Li JJ, Wu F, Ha XR *et al.* Effects of functional microorganisms and environmental factors on CO₂ and CH₄ emissions in a typical floodplain lake system. *Journal of Environmental Sciences*, 2026, **159**: 312-21. DOI: 10.1016/j.jes.2025.05.054.
- [45] Marotta H, Pinho L, Gudasz C *et al.* Greenhouse gas production in low-latitude lake sediments responds strongly to warming. *Nature Climate Change*, 2014, **4**(6): 467-70. DOI: 10.1038/nclimate2222.
- [46] Karlsson J, Jonsson A, Meili M *et al.* Control of Zooplankton Dependence on Allochthonous Organic Carbon in Humic and Clear-Water Lakes in Northern Sweden. *Limnology and Oceanography*, 2003, **48**(1): 269-76.
- [47] Beutel WM. Inhibition of ammonia release from anoxic profundal sediments in lakes using hypolimnetic oxygenation. *Ecological Engineering*, 2006, **28**(3): 271-9. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2006.05.009.
- [48] Li Y, Yuan B, Guo MJ *et al.* Advances in dissolved organic nitrogen in lake and river ecosystems. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2025: 1-13. [李园, 袁博, 郭梦京等. 湖泊及河流生态系统中溶解性有机氮研究进展. 环境工程学报, 2025: 1-13.]
- [49] Yang J, Wu YC, Li JL *et al.* Molecular composition and mineralization of sediment organic nitrogen in coastal area and their response to environmental changes: A review. *Chinese Journal of Ecology*, 2025, **44**(07): 2425-37. [杨佳, 吴云超, 李进隆等. 近海沉积物有机氮的分子组成和矿化机理及其对环境变化的响应综述. 生态学杂志, 2025, **44**(07): 2425-37.]
- [50] 苏建成. 地表水中温度、溶解氧、氨氮的关系研究. 科技创新与应用, 2020, (14): 44-5.
- [51] Wang CR, Wang Y, He TX *et al.* New findings on the high dissolved oxygen stimulation of dissimilatory nitrate/nitrite reduction to ammonium. *Environmental Technology & Innovation*, 2025, **39**: 104301. DOI: 10.1016/j.eti.2025.104301.
- [52] Qu JQ, Liu Q, Zhang QJ *et al.* Regulation of bacterial nitrogen cycle of aquatic plants rhizosphere in the ecological floating bed system for aquaculture tailwater treatment. *Journal of DaLian Ocean University*, 2023, **38**(01): 12-21. [曲疆奇, 刘青, 张清靖等. 养殖尾水浮床处理系统水生植物根际细菌的氮循环作用机制. 大连海洋大学学报, 2023, **38**(01): 12-21.]
- [53] He XX, Chi QD, Meng L *et al.* Plants with nitrate preference can regulate nitrification to meet their nitrate demand. *Soil Biology and Biochemistry*, 2022, **165**: 108516. DOI: 10.1016/j.soilbio.2021.108516.
- [54] Zehr PJ, Kudela MR. Nitrogen Cycle of the Open Ocean: From Genes to Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 2011, **3**: 197-225. DOI: 10.1146/annurev-marine-120709-142819.
- [55] Ren LF, Ni S Q, Liu C *et al.* Effect of zero-valent iron on the start-up performance of anaerobic ammonium oxidation (anammox) process. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, **22**(4): 2925-34. 10.1007/s11356-014-3553-9.
- [56] 张理泰, 杨长军, 余丹等. 硫自养反硝化用于深度处理脱氮的研究与进展. 云南化工, 2020, **47**(03): 1-4+6.
- [57] Xue JL, Wu XT, Wang XC *et al.* Research Progress on Iron-Based Autotrophic Biological Denitrification Technology. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2025: 1-16. [薛佳琳, 武欣童, 李文讚等. 铁基自养生物脱氮技术研究进展. 化工进展, 2025: 1-16.]
- [58] Zhang LL, Song YD, Zuo Y *et al.* Integrated sulfur- and iron-based autotrophic denitrification process and microbial profiling in an anoxic fluidized-bed membrane bioreactor. *Chemosphere*, 2019, **221**: 375-82. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.12.168.
- [59] Wang JQ, Hu BL. How anaerobic methanotrophic archaea utilize various electron acceptors: Mechanisms and application prospects. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2025, **55**(6): 377-96. DOI: 10.1080/10643389.2024.2410056.