J. Lake Sci.(湖泊科学), 2026, 38(2):000-000
DOI 10.18307/2026.0225

太湖溶解性有机物微生物可利用性特征与影响因素*

高希璠[1, 2, 3], 周 蕾[4], 夏 凡[2, 3], 吴华武[2, 3], 蒲 阳[1], 周永强[2, 3**] †
（1 南京信息工程大学地理科学学院，南京 210044；
2 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，南京 211135；
3 中国科学院大学，北京 100049；
4 中国科学院土壤研究所，土壤与农业可持续发展国家重点实验室，南京 211135）

摘 要：近年来溶解性有机物的微生物可利用性水平（%BDOC）逐渐受到广泛关注，%BDOC 直接影响环境中有机质的生物地球化学行为，以及重金属和有毒有害物质的毒性与生物有效性。过去数十年间，流域生产生活污废水排放对太湖水质造成了严重污染，威胁居民用水安全。研究太湖%BDOC 水平对于揭示湖泊碳循环过程、保障流域居民用水安全具有重要的科学和实践意义。本研究通过开展长期室内有机物微生物培养实验，揭示了 2018 年 8 月-2021 年 5 月间太湖%BDOC 时空分异特征及主要影响因素。结果表明，太湖%BDOC 均值在 2 月、5 月高于 8 月、11 月且呈西北向东南递减的趋势，其中在竺山湾水域%BDOC 最高。经 28 d 微生物降解后，类色氨酸 C2 与红移类酪氨酸 C3 均显著低于降解前，且类蛋白组分占比对太湖%BDOC 具有直接影响，该类组分具有较高的微生物可利用性。同时，本研究通过对%BDOC 和各理化指标之间开展随机森林及偏最小二乘等系列分析，结果表明%BDOC 与有机质芳香性水平 $SUVA_{254}$ 呈显著负相关，与溶解性有机碳 DOC、化学耗氧量 COD、总氮 TN 和总磷 TP 等都呈显著正相关，同时发现溶解氧是指示太湖%BDOC 变化的关键指标。因此，加强对湖泊%BDOC 的监测和研究，对于厘清湖泊有机物迁移转化特征和碳排放潜力以及维护湖泊供水安全具有重要的指导意义。
关键词：溶解性有机物，太湖，平行因子分析，微生物可利用性

Characteristics and Influencing Factors of Dissolved Organic Carbon Bioavailability in Lake Taihu

GAO Xifan[1, 2, 3]，ZHOU Lei[4]，XIA Fan[2, 3]，WU Huawu[2, 3]，PU Yang[1]，ZHOU Yongqiang[2, 3, **]
1. Nanjing University of Information Science and Technology, School of Geographical Sciences, Nanjing 210044, China
2. State Key Laboratory of Lake and Watershed Science for Water Security, Nanjing institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China；
3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China
4. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China

Abstract: The bioavailability of dissolved organic carbon (%BDOC) has garnered significant attention in recent years due to its critical role in biogeochemical processes and the environmental fate of pollutants. In particular, %BDOC levels influence the toxicity and bioavailability of heavy metals and organic contaminants in aquatic ecosystems. Lake Taihu, located in the economically developed Yangtze River Delta region of China, has experienced severe pollution from industrial and domestic wastewater discharges over recent

*2025-02-17 收稿；2025-04-01 收修改稿。
国家自然科学基金项目（42322104 和 42471123）、中国科学院青年创新促进会项目（2021312）、江苏省自然科学基金项目（BK20220162）联合资助.
†通信作者; E-mail: yqzhou@niglas.ac.cn.

decades, threatening the safety of drinking water supplies for local communities. Understanding the spatial and temporal dynamics of %BDOC in Lake Taihu is essential for elucidating carbon cycling mechanisms and safeguarding regional water resources. To this end, long-term bio-incubation experiments were conducted from August 2018 to May 2021 to investigate variations in %BDOC and identify key influencing factors. The results revealed distinct seasonal patterns, with higher %BDOC levels observed in February and May compared to August and November. Spatially, %BDOC exhibited a decreasing trend from the northwest to the southeast of the lake, with peak concentrations recorded in Zhushan Bay. Fluorescence spectroscopy analysis indicated that tryptophan-like C2 and red-shifted tyrosine-like C3 components underwent significant degradation after 28 days of bioincubation (t-test, $p < 0.001$). These protein-like fluorescent compounds were found to be highly bioavailable, exerting a direct influence on overall %BDOC levels in the lake. To comprehensively assess the relationship between %BDOC and associated physicochemical parameters, we employed Pearson correlation analysis, random forest modeling, and partial least squares (PLS) regression. The findings demonstrated that %BDOC was significantly and negatively correlated with SUVA254 (an indicator of aromaticity), while showing positive correlations with dissolved organic carbon (DOC), chemical oxygen demand (COD), total nitrogen (TN), and total phosphorus (TP). Notably, dissolved oxygen (DO) emerged as a key driver of %BDOC variability in Lake Taihu. These insights underscore the importance of intensified research and monitoring of %BDOC in lake systems. Such efforts are vital for understanding organic matter dynamics, evaluating carbon emission potential, and ultimately protecting water supply security.

Keywords: Dissolved Organic Matter, Lake Taihu, Parallel Factor Analysis, Bioavailability

湖泊水库等内陆水生态系统覆盖了两极冰盖以外地球陆地面积的3.7%[1]，每年承接陆地输移、储存、转化的碳通量可达 5.1 Pg（10^{15} g），其中以二氧化碳（CO_2）形式排放的碳通量可高达 3.9 PgC yr^{-1}[2]。湖泊水库等内陆水生态系统中有机碳主要来源于陆地初级生产、生物残屑、人为排放有机物、湖内水生生物新陈代谢与残体降解产物[3, 4]。在腐殖化较高的湖泊环境中，溶解性有机碳（DOC）可占总有机碳库 90%以上[5]。湖库作为特大和大中型城市最重要的饮用水源[6]，水体中大量赋存的溶解性有机物（DOM）是造成水体酸臭刺鼻的主要原因。高浓度 DOC 会在水处理过程中产生大量致癌中间产物，并使得滤网中产生大量锈垢，锈蚀管路并使得饮用水管网中的细菌不断滋生[7]。经光降解和微生物降解，湖库中 DOM 会转化为低分子量有机酸和无机营养物质，直接影响湖库等水生环境的富营养化进程[8]。由于 DOC 的微生物可利用性水平（biodegradable DOC, %BDOC）可直接表征其在较短时间内能被微生物降解的程度，因而%BDOC 直接影响有机质降解生成低分子量有机酸、无机营养盐，以及释放二氧化碳和甲烷（CH_4）的潜力[9]。%BDOC 高低能影响水处理工艺流程、重金属及有毒有害物质毒性和生物有效性。光化学过程和微生物过程是影响 DOM 化学组成的两种主要机制[10]。在内陆高浊水域中，微生物降解已被证实为 DOM 氧化的主要驱动力[11]，这一特点在富营养水域中尤为显著，这是因为富营养水体中悬浮物和藻类细胞增殖会显著制约太阳辐射在水下的穿透深度。因此，DOM 对区域和全球碳循环的重要性在很大程度上取决于其生物可利用性%BDOC，即 DOC 被微生物同化和矿化的潜力[12]。

%BDOC 通常通过实验室内微生物培养实验来测定，一般指室温（20±2℃）避光好氧环境下 28 天微生物能降解的 DOC 的比例。根据文献中所示的方法[12-14]，%BDOC 按照以下公式以第 28 天的百分比损失计算：

$$\%BDOC = (DOC_{ini} - DOC_{28})/DOC_{ini} \times 100\ \% \quad (1)$$

式中，DOC_{ini} 和 DOC_{28} 分别代表实验室生物培养第 0 天（初始值）和第 28 天的 DOC 浓度。由上式可知，%BDOC 能够直接反映 DOC 被微生物降解程度，同时也是湖库等水生态系统代谢及其向大气释放二氧化碳（CO_2）的关键指示参数[15]以及衡量有机碳能被微生物同化和矿化的直观指标[13]。在富营养水域中，来源于藻类降解的 DOM 是能够快速被微生物降解[16]。目前%BDOC 主要在淡水环境（如河流、湖泊、水库）和污水处理系统中有若干报道[12, 13, 17, 18]，国内外关于湖泊中大范围长时间序列的%BDOC 时空分异与影响因素依然鲜少有报道。

太湖流域地处长江三角洲地区，是我国社会经济水平最为发达、人口最为稠密的区域。太湖是大型富营养浅水湖泊，湖面面积为 2338.1 km^2，平均水深仅 1.9 m，是太湖流域特大和大中型城市最重要的集

中供给水源之一，因而%BDOC 的监测与研究对于保障流域居民饮用水供应安全及揭示湖泊有机碳的碳排放潜力具有重要的实际意义。本研究通过在 2018 年至 2021 年间在太湖开展逐季度野外观测，完成%BDOC 等参数的测定，并揭示太湖长期%BDOC 的变化特征及其影响因素。由于%BDOC 直接表征有机碳微生物可利用性水平，因而该值可能与湖泊水交换过程息息相关，鉴于此，本研究假设上游入湖河口水域%BDOC 比湖心开阔水域和下游出湖口湖湾区更高，这是因为后者已经历了较长时间的微生物和光化学降解，而入湖河口处水体含有的营养物质浓度较高为细菌代谢提供碳源且西北湖湾藻源性 DOM 占比更高。

1.材料与方法

1.1. DOM 样品采集及室内微生物培养实验

从 2018 年 8 月到 2021 年 5 月，在太湖的 32 个均匀分布的采样点进行了逐季度（2 月、5 月、8 月和 11 月）野外采样调查，同时获取 2020 年太湖流域 1 km 分辨率的土地利用类型数据，并将土地利用划分为 6 类用地类型（见图 1），湖区共采集了 384 个表层水样（0-0.5 m）（12 个季节×32 个采样点），水样在现场用保温箱黑暗保存，并存放于 5 L 的预清洗玻璃瓶中。样品被运送到实验室后，立即通过预燃烧（450℃，4 h）的 Whatman GF/F（孔径 0.7 μm）滤纸过滤，以去除悬浮颗粒物和藻类细胞，来测定 DOC 的浓度。而在微生物培养实验中，为避免残留微生物对降解过程的干扰，滤液进一步通过 0.22 μm 孔径的 Millipore 滤膜过滤，以去除绝大部分细菌和微小颗粒。100 mL 的滤液被转移到预清洗并预燃烧过的玻璃瓶中，盖上瓶盖并储存在 4℃的黑暗环境中，DOC、DOM 的吸收、激发-发射三维荧光光谱（EEMs）测量通常在三天内完成，所有相关指标测量工作在五天内完成。此外，100 mL 通过 0.22 μm 孔径滤膜过滤的滤液（以去除大部分微生物）被转移到预燃烧（550℃，6h）并预清洗过的棕色培养玻璃瓶中，并向每个瓶中添加了 2 mL 对应采样点 Whatman GF/D（2.7 μm）的滤后液作为接种菌。为了避免在微生物培养过程中可能出现的营养限制，保证样品的初始营养水平为 80 μmol·L^{-1} 的氨氮 NH_4^+-N 和 10 μmol·L^{-1} 的溶解性活性磷 PO_4^{3-}-P[12, 19]。所有培养瓶在室温（20 ± 2℃）黑暗和有氧条件下（每天摇动几次拧松瓶盖以保持瓶身内部的好氧环境并避免蒸发）培养 28 天。在第 28 天，向每个瓶中添加约 100 μL 浓盐酸（10 mol·L^{-1}）以终止瓶内的微生物活动，随后样品再次通过 0.7 μm GF/F 滤膜过滤，以重新测定 DOC 浓度。水样还通过 0.22 μm 孔径 Millipore 滤膜过滤，用于测定培养后 DOM 的吸收和荧光光谱。

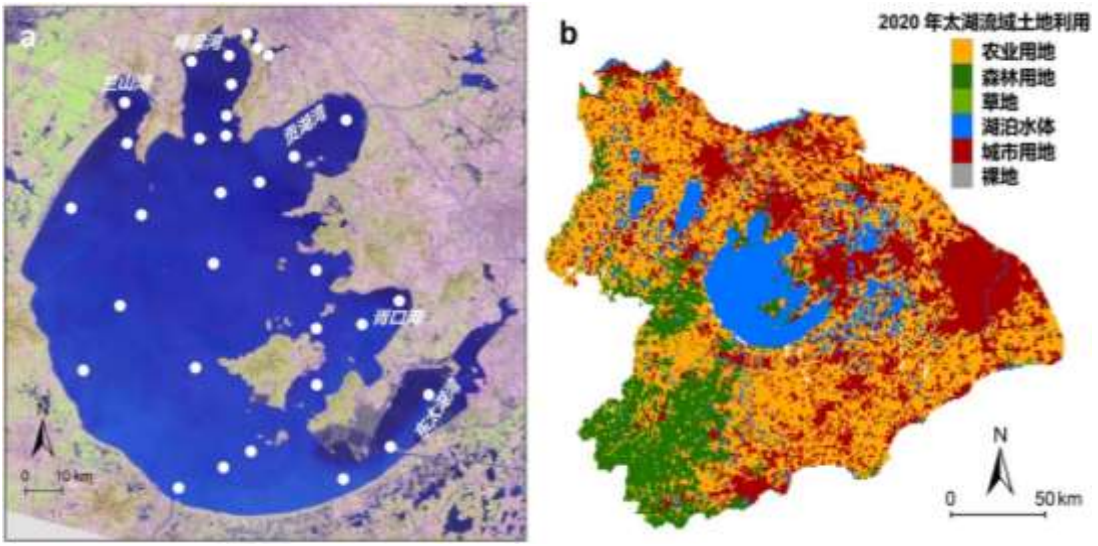

图 1 (a) 2018 年 8 月至 2021 年 5 月太湖 32 个逐季度采样点位置以及（b）太湖流域 2020 年土地利用（地表覆被）特征（数据获取自 https://www.resdc.cn/）

Fig. 1 (a) Locations of 32 quarterly sampling points in Taihu Lake from August 2018 to May 2021, and (b) The land use (land cover) characteristics of the Taihu Lake Basin in 2020 (data obtained from https://www.resdc.cn/)

1.2. 理化参数测量

生化需氧量（BOD_5）按照标准方法在实验室温条件下培养 5 天测定[20]。化学需氧量（COD）则通过

高锰酸钾-硫酸法进行比色法测定。通过 Whatman（GF/F）滤纸（孔径 0.7 μm）过滤的滤液在高温（约 680°C）下使用 TOC-VCPN（Shimadzu, 东京, 日本）分析仪在 NPOC 模式下测定 DOC。总氮（TN）、总磷（TP）、总溶解氮（TDN）和总溶解磷（TDP）在 120℃下消解 40 分钟后进行分析，TN 和 TDN 在 Shimadzu UV-2550PC 紫外-可见分光光度计上使用匹配的 1 cm 石英比色皿测定。TP 和 TDP 则通过消解后的钼蓝法进行光度测定（GB 11893 — 1989）。叶绿素 *a*（Chl-*a*）浓度通过使用热乙醇（90%在 80℃下提取）在 665 nm 和 750 nm 处进行分光光度法测定，Chl-*a* 在本研究中作为浮游藻类生物量的替代指标。

2.3. DOM 光学测量

DOM 的吸光度光谱在 200 至 800 nm 的波长范围内，以 1 nm 的间隔使用岛津 UV2550PC 紫外-可见分光光度计进行测定，采用匹配的 5 cm 石英比色皿，在室温下进行，并使用超纯水作为空白对照。每个样品的吸光度光谱（λ）通过减去对应波长 700 nm 处的吸光度进行基线校正[21]。在本研究中，a_{350} 是指在 350 nm 波长处测得的 DOM 的吸收系数，通常被用作表示 DOM 丰度的替代指标[22]。DOC 在 254 nm 处的比紫外吸光度（$SUVA_{254}$）是评估 DOM 芳香性的重要可靠指标[23]。DOM 的光谱斜率，即 $S_{275\text{-}295}$，通过在 275–295 nm 波长范围内进行非线性拟合得到[24]。

DOM 三维荧光光谱（EEMs）使用 Hitachi F-7000 荧光光谱仪（Hitachi High Technologies, 东京, 日本）在室温（20 ± 2℃）下，配备 700 伏特的氙灯进行测量。DOM 的激发光谱和发射光谱分别在 230-450 nm（间隔 5 nm）和 300-600 nm（间隔 1 nm）范围内获取，激发和发射均设置为 5 nm 的狭缝宽度。EEMs 通过减去超纯水空白进行拉曼校准[25]。内滤效应通过在相应激发和发射波长处的吸光度进行校正[26, 27]。最终得到的 EEMs 经超纯水光谱结果定标为拉曼单位（R.U.）。

生物指数（BIX）定义为在 310 nm 激发下，发射波长 380 nm 与 430 nm 处的荧光强度之间的比值，BIX 值较高（>1）对应于以内生源为主的 DOM[25]。

1.4. 平行因子分析 PARAFAC 建模

平行因子分析 PARAFAC 建模在 MATLAB 中使用内置的 drEEM 工具箱（版本 0.2.0）进行，数据阵列中包含来自太湖的 576 个水样的 EEMs（包括 288 个现场样品和 288 个培养后样品），涵盖 2018 年 8 月至 2021 年 5 月期间太湖全湖的时空动态，用于 PARAFAC 分析。原始采集的 384 个水样中，有 96 个样本因培养过程中意外中断（如温度波动超限、溶氧异常）被剔除。通过对半检验分析、随机初始化分析以及残差分析，最终得到并检验通过了四个组分能很好地反映所有 EEMs 的变化特征[28]（图 3）。使用 OpenFluor 在线 DOM 光学光谱库将四个组分光谱特征与其他水生态系统中已有光谱并进行比较[29]。

最终确定的四个荧光组分分别为：陆源类腐殖酸 C1（$\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$=250/430nm），很可能为流域土壤淋溶和农业面源输入；类色氨酸 C2（$\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$=230/340nm）为流域居民生产生活污废水输入或藻源性有机质降解产生；红移类酪氨酸 C3（$\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$=275/316nm）和类酪氨酸（$\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$=230, 270/300nm），可能为微生物最终降解产物，通常不易被光降解，与水体有机物来源、微生物活动以及人类污染物排放等过程相关（图 2）。

1.5. 统计分析

使用 R x64 3.6.3 进行均值和 *t* 检验分析。采样点的位置和相关参数空间分布图使用 ArcGIS 10.2 软件绘制。在 *t* 检验和线性拟合中，$p < 0.05$ 的结果被认为是具有显著差异或显著相关。为提高机器学习模型对%BDOC 预测的准确性，同时减少过拟合、噪声干扰以及训练时间，本研究在模型校准前采用了一种基于随机森林算法的变量选择策略。通过随机森林模型对候选变量进行筛选，基于变量重要性指标和置换检验 *p* 值（$p<0.05$）设定筛选标准，并结合决策树及随机置换评估变量显著性，最终识别出对 %BDOC 变化最为重要的变量子集。传统随机森林模型（randomForest 包）通过训练 500 棵决策树计算变量的重要性指标，包括增加均方误差和节点纯度贡献。但是，传统模型无法提供变量显著性的统计检验。为弥补这一不足，本研究引入了新型随机森林算法（rfPermute 包），通过随机置换进行 299 次重复验证，评估变量重要性的显著性水平（*p* 值）。该算法封装了传统随机森林方法，并通过多线程处理加速计算。通过 rfPermute 模型计算变量的 Z 分数，并结合模型输出对真实值和预测值进行拟合，计算得到了 R^2和平均绝对误差（MAE）以评估模型性能，结果以可视化图表呈现。

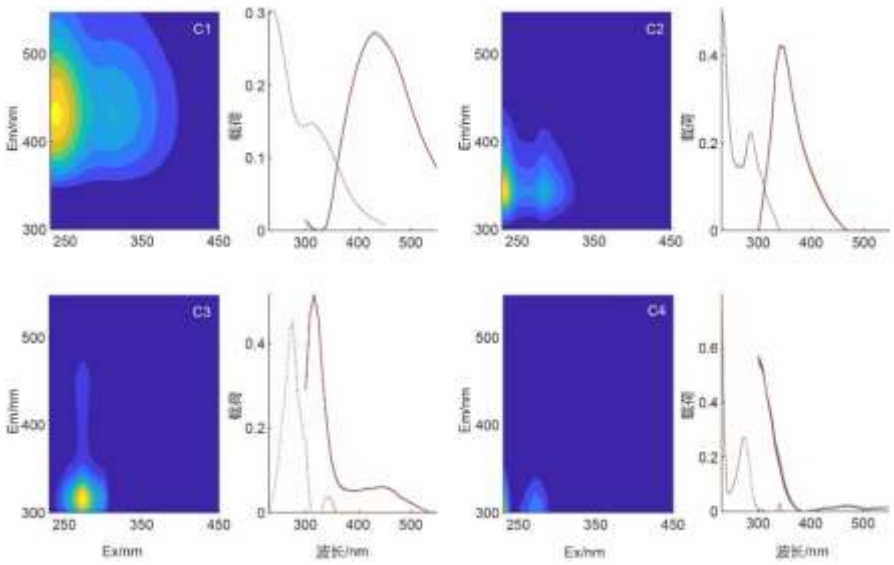

图 2 平行因子分析所得 4 个荧光组分光谱特征和对半检验图

Fig. 2 Spectral shape of the four fluorescent components identified using PARAFAC and the half-split validation results

2. 结果

2.1. 培养过程中 DOM 相关参数的变化

全湖所有季度样品在生物培养样品的第 0 天和第 28 天，DOC 的平均值分别为 3.7±0.7 mg/L 和 3.0±0.6 mg/L。在生物培养样品的第 0 天和第 28 天，a_{350} 的平均值分别为 2.3±0.9 mg L^{-1}和 2.1±0.5 mg/L（图 3）。

从太湖每个季节收集的样品中，DOC、a_{350} 在 28 天的微生物培养过程中均有显著下降（t 检验，p<0.001，图 3），C2-C3 的荧光强度（F_{max}）有下降趋势。C1 的荧光强度 F_{max} 均值在微生物培养实验的第 0 天和第 28 天间未发现显著差异（图 3），表明陆源腐殖质类组分（C1）在微生物降解过程中相对稳定，可能与芳香结构抗降解性有关。对于 2 月和 5 月采集的样品，C4 的 F_{max} 显著下降（t 检验，p<0.01，图 3），而在 8 月和 11 月的样品中，经过 28 天的生物培养后，C4 的 F_{max} 均值增加（图 3）。

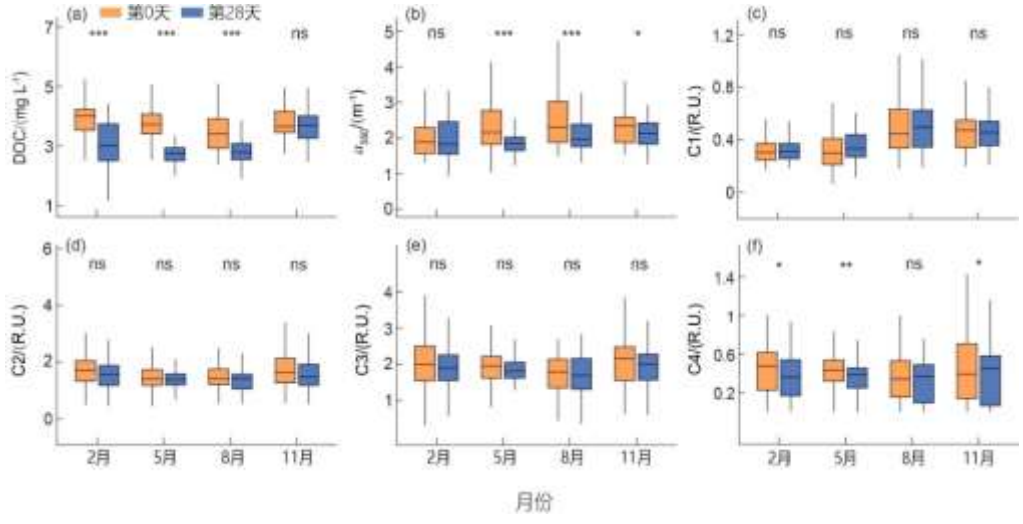

图 3 从太湖采集的样品中，微生物培养第 0 天和第 28 天的 DOC（a）、DOM 吸收 a_{350}（b）、陆源类腐殖酸 C1（c）、类色氨酸 C2（d）、红移类酪氨酸 C3（e）和类酪氨酸 C4（f）变化特征。橙色和蓝色框分别代表微生物培养实验第 0 天和第 28 天结果，其中箱体中间粗线代表中位数，箱体上下缘分别指代上四分位数和下四分位数。其中＊: p<0.05；＊＊: p<0.01；＊＊＊：p<0.001；ns：不显著

Fig. 3 The variation characteristics of DOC (a), DOM absorption at a_{350} (b), terrestrial humic-like C1 (c), tryptophan-like C2 (d), red-shifted tyrosine-like C3 (e), and tyrosine-like C4 (f) from samples collected in Lake Taihu at day 0 and day 28 of bioincubation

2.2 DOC 的生物可利用性

2018 年 8 月到 2021 年 5 月期间，太湖%BDOC 变幅为 0%到 59.6%，平均值为 17.6%。多年平均%BDOC 在 2 月、5 月和 8 月显著高于 11 月（t 检验，p< 0.001），其中 5 月的平均值最大（图 4）。多年的平均%BDOC 在西北入湖水域（西部沿岸带及竺山湾等湖区）显著高于其他湖区。东南出湖水域（东太湖）的%BDOC 均值显著低于其他湖区。总体而言，%BDOC 从西北入湖水域向湖心敞水区，再向东南出湖水域呈现下降趋势（图 4）。

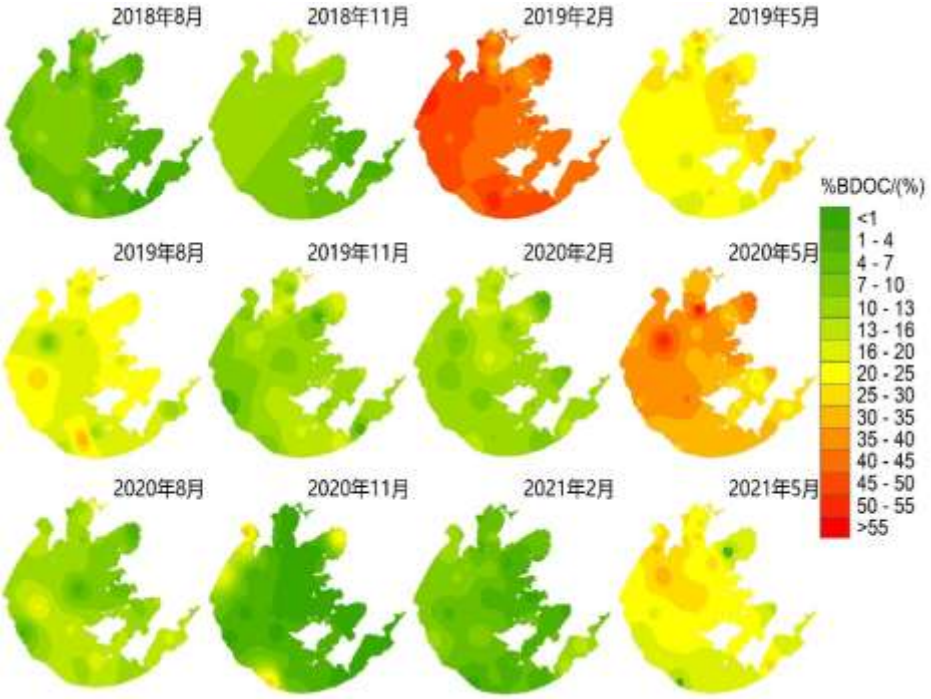

图 4 2018 年 8 月至 2021 年 5 月太湖%BDOC（单位为%）的季节变化分布（2 月、5 月、8 月和 11 月）

Fig. 4 The seasonal variation in %BDOC (expressed in %) in Lake Taihu from August 2018 to May 2021, with data collected in February, May, August, and November

2.3 %BDOC 与 DOM 相关指标之间的关联

在本研究区域中，$SUVA_{254}$ 在培养 28 天内减少值 $\Delta SUVA_{254}$ 与%BDOC 呈显著负相关（R^2=0.62，p<0.001）；DOC 浓度与%BDOC 显著正相关（R^2=0.24，p<0.001）；对太湖的物理化学指标与%BDOC 进行相关性分析发现，$SUVA_{254}$ 与%BDOC 呈显著负相关（p<0.001），TN、DO、BOD_5/COD、BOD_5、TDN 均与%BDOC 呈显著正相关（p<0.001）（图 5、图 6a、表 1）。

表 1 2018 年 8 月-2021 年 5 月逐季度微生物培养 28 天前后%BDOC 与理化即 DOM 相关光学指标之间的皮尔逊相关性分析。DOC：溶解性有机碳；$SUVA_{254}$：紫外波长 254 nm 处的比吸光度；其中＊：p<0.05; ＊＊：p<0.01; ＊＊＊：p<0.001

Tab. 1 Pearson correlation analysis of %BDOC with physicochemical parameters and DOM- related optical indices after 28 days bioincubation. conducted quarterly from August 2018 to May 2021

参数	DOC	$SUVA_{254}$	TN	DO	BOD_5/COD	BOD_5	TDN
%BDOC	0.50***	-0.35***	0.32***	0.28***	0.28***	0.25***	0.25***
参数	C3	S_{275_295}	a_{350}	I_C:I_T	BIX	C4	S_R
%BDOC	-0.18**	-0.17**	0.13*	-0.13*	-0.11	0.10	0.07
参数	TDP	C2	HIX	C1	PO_4^{3-}		
%BDOC	0.06	-0.05	0.05	-0.05	-0.02		

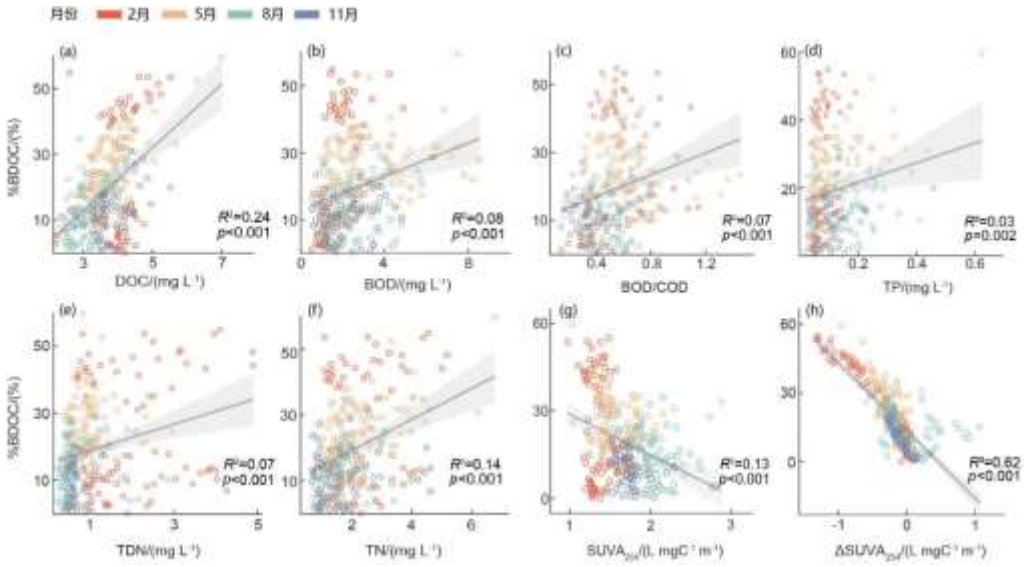

图 5 太湖五个湖区不同季节采样样品的%BDOC 与溶解性有机碳（DOC，a）、生化需氧量（BOD_5，b）、BOD_5 与 COD 的比值（BOD_5/COD，c）、总磷（TP，d）、总溶解氮（TDN，e）、总氮（TN，f）、比紫外吸光度（$SUVA_{254}$，g）、$SUVA_{254}$ 在培养 28 天前后降低的值（$\Delta SUVA_{254}$，h）之间的关系

Fig. 5 The relationships between %BDOC and dissolved organic carbon (DOC, a), biochemical oxygen demand (BOD_5, b), the ratio of BOD_5 to COD (BOD_5/COD, c), total phosphorus (TP, d), total dissolved nitrogen (TDN, e), total nitrogen (TN, f), specific ultraviolet absorbance ($SUVA_{254}$, g), and the reduction in $SUVA_{254}$ after 28 days of bioincubation ($\Delta SUVA_{254}$, h) in samples collected from five lake regions of Lake Taihu across different seasons

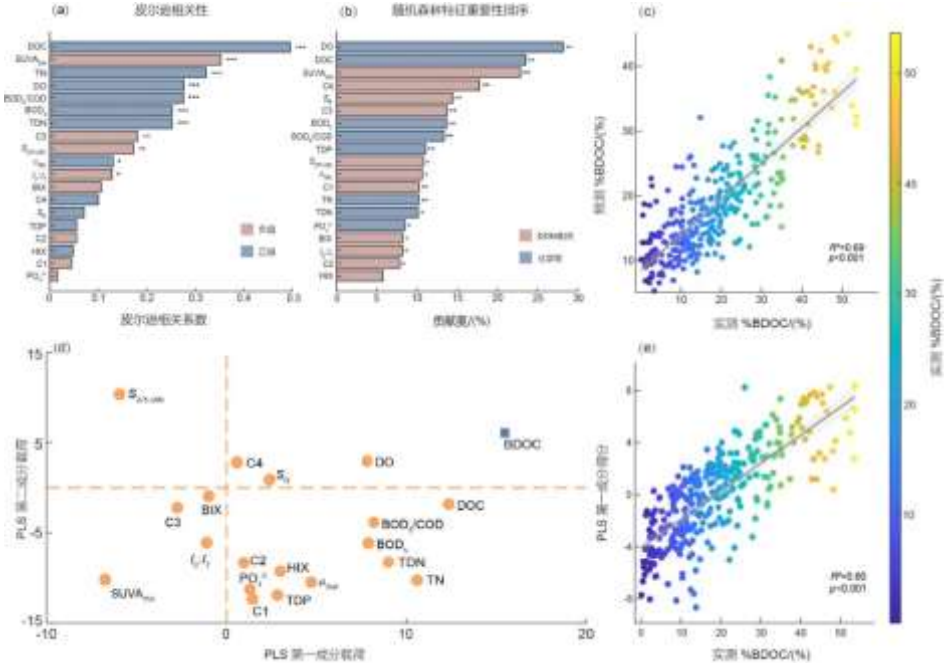

图 6 不同指标对%BDOC 的影响潜力分析。DOM 光学和水质相关指标与%BDOC 皮尔逊相关性（*: p<0.05; **: p<0.01; ***：p<0.001(a)，随机森林分析探究对%BDOC 变化的驱动因素(b)，%BDOC 的实际值与预测值的回归(c)；太湖%BDOC 与样品的光学和水质指标的偏最小二乘 PLS 模型结果(d)，以及%BDOC 与相应偏最小二乘第一轴 PLS1 得分的关系(e)

Fig.6 Potential influence analysis of different parameters on %BDOC. Pearson correlation analysis of DOM optical and water quality indicators with %BDOC（*: p<0.05; **: p<0.01; ***: p<0.001, a）, random forest analysis identifying key drivers of %BDOC variation, b）, regression analysis between measured and predicted %BDOC values（c）; PLS modeling results linking %BDOC in Lake Taihu with optical and water quality parameters（d）, and the association between %BDOC and the first component (PLS1) scores（e）

2.4. 随机森林模型分析与主成分分析

利用随机森林模型分析方法分析了不同变量对湖泊%BDOC 的影响，将相关变量大致分为两类，分别为 DOM 相关指标和其他化学类指标。对其影响大小进行排序，发现溶氧 DO、DOC 浓度和芳香性水平 $SUVA_{254}$，以及类酪氨酸（类蛋白组分）C4 荧光强度等与%BDOC 息息相关（图 6b）。通过散点图和线性回归展示%BDOC 的预测值与实际值之间的关系，预测值与实际值的相关性较高（R^2=0.69，p<0.001），表明所选变量和模型能够很好地解释%BDOC 的变化（图 6c）。

在主成分分析中，前两个主成分（PLS 第一成分和第二成分）解释了变量之间的相互作用以及%BDOC 的总体特征变化。其中，第一成分与 DOC、DO、BOD_5/COD、BOD_5、TN 和 TDN 具有较高的正载荷，表明这些变量与%BDOC 的变化显著正相关。$SUVA_{254}$ 和 $S_{275\text{-}295}$ 具有负载荷，表明芳香性和较高的陆源 DOM 可能会限制%BDOC 的增加。第二成分与 $S_{275\text{-}295}$、C4、DO 和 S_R 具有较高的正载荷，表明这些变量可能与 DOM 的光学特性和组成相关。其中 C4 为类酪氨酸，表明 DOM 的微生物降解潜力受生物可利用相关组分的显著影响。此外，$SUVA_{254}$、C1 和 PO_4^{3-}-P 负载荷较高，可能表示芳香性水平较高的 DOM 难于被微生物降解（图 6d）。

3 讨论

3.1. 太湖不同季节 DOM 生物降解的时空分布

太湖西北湖区（西北沿岸带、竺山湾、梅梁湾湖区等）近年来蓝藻水华形势依然比较严峻，已有研究表明藻源性有机物是太湖西北湖湾 DOM 的重要来源 [30]。近年来，蓝藻水华的暴发趋势由西北部（梅梁湾、竺山湾）向东南部湖区以及湖心区逐步扩散[31]，叶绿素 a 含量随季节变化明显，夏季最高、秋冬季次之、春季最低；在空间分布上，太湖北部和西北部最高，东部和南部最低[32]，这与本研究中%BDOC 的时空分布结果基本一致。从%BDOC 的季节变化来看，2 月和 5 月的平均%BDOC 高于 8 月和 11 月，这与太湖丰枯季节交替相关。丰水期时，降水量较高，雨水和地表径流会将大量地表的生产生活污废水，包括公路、城乡街道路面残存的有机质、生活厨余垃圾等带入湖泊水体，这些物质均具有较高的微生物活性。尽管部分研究结果表明，丰水期降水径流能携带大量土壤有机质进入湖泊，导致湖泊 DOC 浓度升高[33]。然而当流域降水量超出一定阈值后会使得陆源有机质出现源限制，且雨水对河流有机质造成较强稀释，使得河流输入的 DOC 浓度低于湖泊本底值[34]，当低于一定阈值时，微生物难以利用该部分有机碳从而导致水体中%BDOC 相对较低。而在枯水期，陆源河流的来水主要集中在太湖西北部的入湖水域，如西部沿岸带、竺山湾等区域，由于上游来水量较少，对湖泊 DOC 的稀释作用减弱，加上较长的水体滞留时间使湖面出现蒸发浓缩效应进一步提高了湖体 DOC 本底浓度，这在一定程度上解释了%BDOC 在枯水期均值高于丰水期。同时，枯水期是湖泊表层底泥中藻类颗粒物持续降解和矿化的重要阶段。该阶段风浪（主要是冬季偏北风）的扰动相对较小[35]，河流外源输入的扰动较弱，部分河口水域水—沉积物界面可能形成厌氧环境，这降低了复杂 DOM（如腐殖质）的降解速率，导致具有较高活性的有机质在沉积物或水体中持续累积。太湖水体自西北向东南流动，水力滞留时间长达约 300 天。长时间的迁移过程使得活性有机质（如类蛋白组分）逐渐被微生物降解，导致东南湖湾水体中活性有机质占比显著降低。这也解释了太湖的%BDOC 呈现由西北湖区向湖心区进而向东南湖湾（出湖水域）逐渐减小的变化特征。%BDOC 的季节性差异可能受年际极端事件或人为活动变化的干扰。例如，2019 年 2 月的极端低温导致微生物群落活性下降，优先降解易利用的类蛋白组分（C2、C3），而类腐殖质 C1 因低温抑制降解酶活性得以保留，间接提升了%BDOC。2020 年 5 月的高值可能受疫情期间生产生活污废水管理失衡，入湖排放量增多，导致%BDOC 升高。这些异常值的出现提示在评估湖泊碳循环时需综合考虑气候异常与人类活动的短期扰动效应。

3.2 太湖不同季节 DOM 荧光成分生物降解特征

DOC 与 a_{350} 的值在不同季节均呈现出培养后显著低于培养前的特征，其中 DOC 浓度培养前后差值在 2 月和 5 月达到最大。一般情况下，天然湖泊中 DOM 以陆源类腐殖质为主要外源输入[36]，而在本研究中类蛋白质组分中类色氨酸 C2 和红移类酪氨酸 C3 贡献率均大于类腐殖质 C1 且二者在 28 天生物培养后信号强度显著降低，这说明太湖的类蛋白质组分在外源输入中具有重要贡献。已有研究表明流域周

边地区生产生活污废水排放等人类活动以及水体中微生物对藻类的分解作用会导致水体中可被利用的类蛋白质组分信号强度显著升高[37, 38]。因此，太湖中类蛋白组分较高可能与湖泊周围人类活动排放的生产生活污废水相关。

已有研究表明河流输入通常是湖泊有机物的主要来源[39]。太湖水体的%BDOC 与 DOC、COD、TN 和 TP 等都呈显著的正相关，这表明生物可利用性在一定程度上可用于预测太湖中 DOC 以及氮、磷等生源要素的归趋特征，从而为定期监测水质变化提供重要参考依据。%BDOC 与 $SUVA_{254}$ 呈显著负相关，这进一步表明太湖中腐殖质或土壤淋溶有机物对湖泊水体中 DOM 的微生物代谢贡献较小。此外，DOC 浓度与%BDOC 的正相关性可能受到 DOM 组成的调控。尽管 DOC 浓度较高，但由于类蛋白组分（C2、C3）贡献率显著高于类腐殖质 C1，导致%BDOC 值明显高于其他区域。相反，$SUVA_{254}$ 越高，即使 DOC 浓度相近，%BDOC 仍可能因腐殖质的抗降解性而维持在较低水平（图 5g）。因此，DOC 的微生物可利用性不仅取决于其总浓度，更与其可生化性密切相关。

随机森林的重要性排序结果显示，DO 是指示太湖 DOM 生物可利用性变化的重要参数，这表明%BDOC 高的水体通常溶氧含量较低。DO 作为微生物代谢的电子受体，为微生物分解有机物提供重要的环境条件。在脂肪族、类蛋白组分的降解过程中，水中 DO 被大幅消耗，导致水—沉积物界面出现厌氧环境，这在一定程度上促进了甲烷（CH_4）等温室气体产生与排放[40]。当水下溶氧低至 0.5 mg L^{-1} 时，将引起大量水生生物死亡，水色发黑水体发臭等缺氧的“湖泛”事件发生[41]，在此类条件下，底泥中磷也会被大量释放，这将进一步加剧水体的富营养化进程[42]。此外，随机森林模型的结果显示，%BDOC 的预测值与实测值高度一致，这表明该模型在整体上具有较好的预测性能，可有效反映太湖%BDOC 的变化趋势。因而通过基于 DOM 光谱特性和水质参数建立的%BDOC 相关模型可以有效预测太湖%BDOC 的动态变化，为湖泊管理和水质调控提供重要的科学依据。

3.3 太湖 BDOC 的环境指示意义

高%BDOC 水平下，易降解的有机质可通过与重金属形成可溶性络合物，增强其迁移性和生物有效性，从而加剧重金属污染风险，增强重金属和有毒有害物质的毒性、可迁移性和生物有效性[43]。这种作用极有可能促使水体中重金属的富集，并通过食物链不断放大累积，给水生生态系统带来长远且隐形的危害。高含量的%BDOC 还会对供水系统产生负面影响，导致供水系统中的管道和过滤设备受腐蚀，形成锈垢并释放异味物质。尤其在饮用水的消毒环节，有机质与次氯酸反应会生成大量致癌性的消毒副产物，这严重威胁到人类和牲畜的饮用水安全[44]，特别是太湖下游地区，其中包括苏州和上海等地，其饮用水供应直接依赖太湖和与之直接连通的金泽水库等。

%BDOC 偏高通常意味着水体中富含有机酸，这会导致水体 pH 值下降，在这种环境下，溶解无机碳（DIC）中的碳酸盐（CO_3^{2-}）和碳酸氢根（HCO_3^-）离子会迅速向游离态二氧化碳（CO_2）转变，从而直接增加湖泊的 CO_2 排放。再者，%BDOC 越高意味着 DOC 中能快速被微生物降解的成分占比越高，即有机质本身愈加鲜活，因此%BDOC 的动态变化与湖泊碳排放密切相关。加强对%BDOC 的研究与监测，对于明晰湖泊有机物的迁移转化特征、碳排放潜力以及保障湖泊供水安全都具有至关重要的指导意义。

4. 结论

（1）太湖的微生物可利用性%BDOC 在 2 月、5 月高于 8 月、11 月，西北入湖区域%BDOC 显著高于其它区域，其中在竺山湾水域为最高。

（2）经过 28 d 的微生物培养，不同季节的 DOC 与 a_{350} 的值均表现出培养后显著低于培养前的情况。在类蛋白质组分中，类色氨酸 C2 和红移类酪氨酸 C3 贡献率均大于类腐殖质 C1，且在培养后信号强度显著降低。该类组分的高微生物可利用性与流域生产生活污废水输入密切相关。

（3）太湖%BDOC 与 $SUVA_{254}$ 呈显著负相关，与 DOC、DO、COD、TN 和 TP 等则呈显著正相关，其中 DO 是太湖%BDOC 变化的重要指示参数。此外随机森林模型能够有效预测太湖%BDOC 的变化趋势，为湖泊水质监测与管理提供科学依据。

致 谢：感谢太湖湖泊生态系统研究站为本研究中样品采集过程提供重要帮助，以及陈慧敏、张成英等人在室内实验中提供的帮助。

5 参考文献

[1] Verpoorter C, Kutser T, Seekell DA, et al. A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery. Geophysical Research Letters, 2014, 41: 6396-6402.

[2] Drake TW, Raymond PA, Spencer RGM. Terrestrial carbon inputs to inland waters: A current synthesis of estimates and uncertainty. Limnology and Oceanography Letters, 2017, 3: 132-142.

[3] Kothawala DN, Stedmon CA, Muller RA, et al. Controls of dissolved organic matter quality: Evidence from a large-scale boreal lake survey. Global Change Biology, 2014, 20: 1101-1114.

[4] Tranvik LJ, Cole JJ, Prairie YT. The study of carbon in inland waters—from isolated ecosystems to players in the global carbon cycle. Limnology and Oceanography Letters, 2018, 3: 41-48.

[5] Coble PG. Marine optical biogeochemistry: The chemistry of ocean color. Chemical Reviews, 2007, 107: 402-418.

[6] 韩博平.中国水库生态学研究的回顾与展望.湖泊科学, 2010, 22(02): 151-160.

[7] Baghoth SA, Sharma SK, Amy GL. Tracking natural organic matter (nom) in a drinking water treatment plant using fluorescence excitation-emission matrices and parafac. Water Research, 2011, 45: 797-809.

[8] Zhang Y, van Dijk MA, Liu M, et al. The contribution of phytoplankton degradation to chromophoric dissolved organic matter (cdom) in eutrophic shallow lakes: Field and experimental evidence. Water Research, 2009, 43: 4685-4697.

[9] Cory RM, Ward CP, Crump BC, et al. Sunlight controls water column processing of carbon in arctic fresh waters. Science, 2014, 345: 925-928.

[10] Kellerman AM, Kothawala DN, Dittmar T, et al. Persistence of dissolved organic matter in lakes related to its molecular characteristics. Nature Geoscience, 2015, 8: 454-457.

[11] Tranvik LJ, Downing JA, Cotner JB, et al. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. Limnology and Oceanography, 2009, 54: 2298-2314.

[12] Abbott BW, Larouche JR, Jones JB, et al. Elevated dissolved organic carbon biodegradability from thawing and collapsing permafrost. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2014, 119: 2049-2063.

[13] Vonk JE, Tank SE, Mann PJ, et al. Biodegradability of dissolved organic carbon in permafrost soils and aquatic systems: A meta-analysis. Biogeosciences, 2015, 12: 6915-6930.

[14] Zhou Y, Li Y, Yao X, et al. Response of chromophoric dissolved organic matter dynamics to tidal oscillations and anthropogenic disturbances in a large subtropical estuary. Science of the Total Environment, 2019, 662: 769-778.

[15] Mann PJ, Eglinton TI, McIntyre CP, et al. Utilization of ancient permafrost carbon in headwaters of arctic fluvial networks. Nature Communications, 2015, 6: 7856.

[16] Zhou Y, Davidson TA, Yao X, et al. How autochthonous dissolved organic matter responds to eutrophication and climate warming: Evidence from a cross-continental data analysis and experiments. Earth-Science Reviews, 2018, 185: 928-937.

[17] Hood E, Fellman J, Spencer RG, et al. Glaciers as a source of ancient and labile organic matter to the marine environment. Nature, 2009, 462: 1044-1047.

[18] Drake TW, Van Oost K, Barthel M, et al. Mobilization of aged and biolabile soil carbon by tropical deforestation. Nature Geoscience, 2019, 12: 541-546.

[19] Zhou L, Zhou Y, Yao X, et al. Decreasing diversity of rare bacterial subcommunities relates to dissolved organic matter along permafrost thawing gradients. Environment International, 2020, 134: 105330.

[20] Jouanneau S, Recoules L, Durand MJ, et al. Methods for assessing biochemical oxygen demand (bod): A review. Water Research, 2014, 49: 62-82.

[21] Zhou Y, Liu M, Zhou L, et al. Rainstorm events shift the molecular composition and export of dissolved organic matter in a large drinking water reservoir in china: High frequency buoys and field observations. Water Research, 2020, 187: 116471.

[22] Zhang Y, Yin Y, Feng L, et al. Characterizing chromophoric dissolved organic matter in lake tianmuhu and its catchment basin using excitation-emission matrix fluorescence and parallel factor analysis. Water Research, 2011, 45: 5110-5122.

[23] Weishaar JL, Aiken GR, Bergamaschi BA, et al. Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical

composition and reactivity of dissolved organic carbon. Environmental Science & Technology, 2003, 37: 4702-4708.

[24] Stedmon CA, Markager S. The optics of chromophoric dissolved organic matter (cdom) in the greenland sea: An algorithm for differentiation between marine and terrestrially derived organic matter. Limnology and Oceanography, 2001, 46: 2087-2093.

[25] Huguet A, Vacher L, Relexans S, et al. Properties of fluorescent dissolved organic matter in the gironde estuary. Organic Geochemistry, 2009, 40: 706-719.

[26] Kothawala DN, Murphy KR, Stedmon CA, et al. Inner filter correction of dissolved organic matter fluorescence. Limnology and Oceanography: Methods, 2013, 11: 616-630.

[27] McKnight DM, Boyer EW, Westerhoff PK, et al. Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. Limnology and Oceanography, 2001, 46: 38-48.

[28] Stedmon CA, Bro R. Characterizing dissolved organic matter fluorescence with parallel factor analysis: A tutorial. Limnology and Oceanography: Methods, 2008, 6: 572-579.

[29] Murphy KR, Stedmon CA, Wenig P, et al. Openfluor–an online spectral library of auto-fluorescence by organic compounds in the environment. Analytical Methods, 2014, 6: 658-661.

[30] 吴元强,金伟,化柯,等.典型藻型湖湾中溶解有机质及其生物可降解性的时空变化.环境科学,2025,46(03):1406-1416.

[31] 马荣华,孔繁翔,段洪涛,等.基于卫星遥感的太湖蓝藻水华时空分布规律认识.湖泊科学, 2008, 20(06): 687-694.

[32] 王震,邹华,杨桂军,等.太湖叶绿素 a 的时空分布特征及其与环境因子的相关关系.湖泊科学, 2014, 26(04): 567-575.

[33] Raymond PA, Oh NH. An empirical study of climatic controls on riverine C export from three major U.S. watersheds. Global Biogeochemical Cycles, 2007, 21(2):1-9.

[34] Clark JM, Lane SN, Chapman PJ, et al. Export of dissolved organic carbon from an upland peatland during storm events: Implications for flux estimates. Journal of Hydrology, 2007, 347(3-4):438-447.

[35] 逄勇,颜润润,余钟波,等.风浪作用下的底泥悬浮沉降及内源释放量研究. 环境科学, 2008, (09): 2456-2464.

[36] 陈小锋,揣小明,刘涛,等.江苏省西部湖泊溶解性有机物光谱学特征和来源解析. 湖泊科学, 2012, 24(02): 259-266.

[37] Zhou Y, Zhang Y, Jeppesen E, et al. Inflow rate-driven changes in the composition and dynamics of chromophoric dissolved organic matter in a large drinking water lake. Water Research, 2016, 100: 211-221.

[38] Stedmon CA, Seredynska-Sobecka B, Boe-Hansen R, et al. A potential approach for monitoring drinking water quality from groundwater systems using organic matter fluorescence as an early warning for contamination events. Water Research, 2011, 45: 6030-6038.

[39] 李元鹏,石玉,张柳青,等.千岛湖有色可溶性有机物光谱学特征及环境指示意义.环境科学学报, 2019, 39(11): 3856-3865.

[40] Stanley EH, Casson NJ, Christel ST, et al. The ecology of methane in streams and rivers: Patterns, controls, and global significance. Ecological Monographs, 2016, 86: 146-171.

[41] 陆桂华,马倩.太湖水域“湖泛”及其成因研究. 水科学进展, 2009, 20(03): 438-442.

[42] 袁旭音,许乃政,陶于祥,等.太湖底泥的空间分布和富营养化特征.资源调查与环境, 2003, (01):20-28.

[43] Chen H, Teng Y, Wang J. A framework of characteristics identification and source apportionment of water pollution in a river: A case study in the jinjiang river, china. Water Science and Technology, 2012, 65: 2071-2078.

[44] 郭卫鹏,赵祺佳,文超,等.供水管网中基于 BDOC 的水质生物稳定性研究进展.给水排水,2024,60(S1):367-373+380.