J. Lake Sci.(湖泊科学), 2026, 38(3):000-000
DOI 10.18307/2026.0324

不同水文期“引江济淮”工程（安徽段）溶解性有机质来源解析及关联因素分析*

杨 波[1]，唐晓先[2**]，高芮[2]，黄 麟[2]，刘晓薇[1,3]，张 玲[1,3]，王昌辉[4]
（1：合肥大学生物食品与环境学院，合肥 230601）
（2：安徽省巢湖管理局湖泊生态环境研究院，合肥 230601）
（3：巢湖流域治理与高质量发展安徽省哲学社会科学重点实验室，合肥 230601）
（4：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）

摘要：引江济淮工程作为我国长江下游战略性水利枢纽，兼具缓解淮北水资源短缺、改善巢湖及淮河生态、促进流域可持续发展等多重使命。溶解性有机质（DOM）是评估水体健康状况和污染溯源的重要指标，研究其对流域外调水的响应过程能够精准追踪调水引起的水质变化特征，对优化生态调度策略、保障江淮地区水环境安全具有重要意义。本研究选取引江济淮（安徽段）调水工程中引江济巢和江淮沟通段，系统解析 2023 年 12 月试通水至 2024 年 6 月首次调水试验期间不同水文期干渠和沿线湖泊水体 DOM 来源、组成和分布特征，并综合考察其潜在影响因素。结果表明：(1) 在不同水文期水体中 TN、氨氮和 COD_{Mn} 浓度呈现枯水期<丰水期<平水期变化趋势，调水后其浓度降低，尤其是受氮污染严重的江淮沟通段，TN 浓度由平水期 4.00±1.45 mg/L 降至丰水期 2.06±0.58 mg/L；TP 浓度在不同水文期和同一水文期空间上均无明显变化；DOC 浓度呈现显著的季节性和空间变化特征，枯水期时在湖泊及其河口中 DOC 浓度相对较高，而河流段 DOC 较低。(2)识别出四种 DOM 荧光组分，分别为 C1 海洋来源类腐殖质、C2 富里酸类腐殖质、C3 腐殖酸类腐殖质、C4 色氨酸组蛋白质；DOM 来源受自生源和陆生源的双重影响；在不同水文期水体中自生源和陆生源有机质占比在季节上无显著变化，调水后由于水量交换 DOM 荧光强度和 DOC 浓度的空间分布特征无明显差异。(3) TN、COD_{Mn}、DO、*Chl-a* 和 WT 与 DOM 的组成和浓度变化具有显著相关性，水温和 DO 升高对藻类生长和有机物降解具有促进作用，TN 浓度的增加导致水体富营养化使得 DOM 进一步积累。本研究评估了引江济淮(安徽段)实施首次调水后沿线水环境质量状况，揭示了跨流域调水初期 DOM 的响应规律，基于水质安全角度为引江济淮调水工程实施调度提供科学依据。
关键词： DOM；三维荧光光谱；引江济淮；调水；水质

Deciphering DOM sources and their controlling factors in the Yangtze-to-Huaihe Water Diversion Project: insights from the Anhui Section across hydrological scenarios

Yang Bo[1], Tang Xiaoxian[2**], Gao Rui[2], Huang Lin[2], Liu Xiaowei[1,3], Zhang Ling[1,3], Wang Changhui[4]
(1:School of Biological Food and Environment, Hefei University, Hefei 230601,P.R.China)
(2:Lake Ecological Environment Research Institute of Chaohu Lake Administration Bureau of Anhui Province, Hefei 230601 P.R.China,)
(3:Management and High-quality Development for Chaohu Lake Basin, Anhui Key Laboratory for Philosophy and Social Sciences, Hefei 230601,P.R.China)
(4:State Key Laboratory of Lake and Watershed Science for Water Security, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135,P.R.China)

Abstract: As a strategic water conservancy project in the lower Yangtze River, the Yangtze-to-Huaihe Water Diversion

*2025-03-19 收稿；2025-07-19 收修改稿。
安徽省高校杰出青年科研项目(2024AH020010)、巢湖生物资源调查研究项目（2020-340181-77-01-037328）、国家自然科学基金资助项目(52070063)和安徽高校协同创新项目(GXXT-2023-081)联合资助。
*通信作者, E-mail: 937129297@qq.com

Project serves multiple objectives, including alleviating water scarcity in Huaibei, improving the ecological health of Chaohu Lake and the Huaihe River, and promoting sustainable basin development. Dissolved organic matter (DOM) is a key indicator for assessing aquatic ecosystem health and tracing pollutant sources. Understanding its response to inter-basin water transfers is essential for accurately tracking water quality changes and optimizing ecological scheduling strategies to ensure water security in the Jiang-Huai region. This study investigated the sources, composition, distribution, and influencing factors of DOM in the Yangtze–Chaohu and Yangtze–Huaihe sections of the project during different hydrological periods from December 2023 to June 2024. The results revealed that: (1) Concentrations of total nitrogen (TN), ammonia nitrogen, and the permanganate index (COD_{Mn}) increased sequentially during the dry, wet, and normal flow seasons, but decreased following water diversion—particularly in the Yangtze–Huaihe section, where TN decreased from 4.00 ± 1.45 mg/L to 2.06 ± 0.58 mg/L. Total phosphorus (TP) showed no clear spatiotemporal trend, while dissolved organic carbon (DOC) exhibited significant seasonal and spatial variability, with higher concentrations in lakes and estuaries during the dry season. (2) Four fluorescent DOM components were identified: marine-derived humus (C1), fulvic-like humic substances (C2), humic-like acids (C3), and tryptophan-like proteins (C4). DOM originated from both autochthonous and terrestrial sources, with no significant seasonal variation in their proportions. Water regulation did not markedly alter the spatial distribution of DOM fluorescence intensity or DOC concentration. (3) TN, COD_{Mn}, dissolved oxygen (DO), chlorophyll-a (Chl-a), and water temperature (WT) significantly influenced DOM composition and concentration. Elevated WT and DO promoted algal growth and organic matter degradation, while increased TN contributed to eutrophication and DOM accumulation. This study provides an early post-diversion water quality assessment for the Anhui section of the project, clarifying DOM response patterns during initial inter-basin transfer and offering a scientific basis for water quality-informed scheduling of diversion operations.

Key words: DOM; excitation-emission matrix spectroscopy; Yangtze-to-Huaihe Water Diversion Project; water diversion; water quality

“调水工程”是缓解水资源紧缺的重要水利工程之一，除具有灌溉、供水、航运等经济目标外，生态调度正逐步成为另一核心目标。在我国，长江下游调水工程是国家生态安全屏障和安全水网工程体系建设的核心工程；其中，“引江济淮”作为长江流域水工程联合调度工程，兼顾促进“水资源、水生态和水环境”协同共治的关键任务。工程实施对有效缓解淮北地区较长时间内的缺水矛盾，保护和改善巢湖及淮河水生态环境，促进江淮地区经济社会高质量、可持续协调发展，提高生态文明建设水平等具有重要意义。2023 年 12 月引江济淮一期工程（安徽段）试通水通航，次年 5 至 6 月开展首次调水试验。因此，基于调水实验前后水质调查，探究“引江济淮”调水工程对受水区域水环境质量响应特征，将为高水平生态调度实施提供科学依据，助力生态水利高质量发展。

调水工程主要通过驱动并加速客水与受水流域间水体交换，促使受水水系生境格局变化，进而引发水生态系统联动响应[1]。可见，调水工程的实施首先会影响到受水区域的水体特征，尤其是水质。在众多水质指标中，溶解性有机质（DOM）作为水体中一种极为活跃且复杂的有机混合物，对水生生态系统自净能力和生态平衡发挥着重要的调控作用[错误!未找到引用源。,[2]；其组成和浓度变化可作为反映水体污染状况和自净能力的敏感指标[4][5]，对于评估水体健康状况和污染溯源具有重要意义。因此，水体 DOM 的响应也是调水工程水生态影响的研究热点。近年来，DOM 在各调水工程的水环境评估中成为重要的水质指标。蓝藻水华死亡腐烂降解会释放大量 DOM 引起太湖水质恶化，利用有色 DOM 光谱特征分析了引江济太调水水系污染物主要来源，为引江济太生态调度科学实施提供参考[6]；通过研究富营养化湖泊滇池可溶性有机质（DOM）特征对外部流域引水的响应，探究引水工程对富营养化湖泊生态环境质量的改善作用[错误!未找到引用源。；以南水北调东线工程为例，其季节性变化的水文条件影响着调水工程沿线的洪泽湖和罗马湖水体 DOM 组成和生物可利用溶解性有机碳（DOC）[8]，长距离传输过程中 DOM 也呈现时空变化特征并对饮用水安全产生影响[9]。可见，DOM 在调水工程水生态评估中具有重要作用。

本研究聚焦引江济淮一期工程“引江济巢”和“江淮沟通段”，运用三维荧光光谱结合平行因子分

析（EEMs-PARAFAC）技术方法，对首次正式调水实验前后和不同水文期干渠和沿线湖泊水体中 DOM 的来源、组成和分布特征进行深入解析；进一步结合常规水质理化指标，探究 DOM 与水质常规指标的关联性及其影响因素。本研究旨在从水质安全角度为引江济淮调水工程的科学实施提供支撑，也为其他调水工程水利调度对水质影响提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况和采样点布设

引江济淮是跨流域、跨省的重大战略性水资源配置与综合利用工程，连通了长江和淮河两大水系，集供水、航运、水生态保护等功能于一体。该工程由自然河流、人工河道和河流扩挖组成，沿线全长 723 公里，供水范围涉及安徽、河南两省的 15 个市和 55 个县，供水受益面积高达 7.06 万平方公里。在干旱季节，八大枢纽开启，长江水将被输送到水资源匮乏的淮河流域。雨季时，八大枢纽关闭，长江和淮河成为独立的河流，互不干扰[10-11]。该调水工程的实施对区域经济社会发展和生态环境改善具有深远影响。

引江济淮一期工程安徽段于 2023 年 12 月 16 日开启为期 6 天的试调水，2024 年 5 月中旬至 6 月 22 日开始正式大规模间断性调水，2.35 亿立方米水量进入淮河干流以解决皖北地区缺水问题。本研究选取引江济巢和江淮沟通段的沿线干渠和湖泊共 15 个关键节点作为采样点（图 1），其中引江济巢段设置 S1~S8 采样点，江淮沟通段设置 S9~S15 采样点。综合考虑季节和调水对水环境质量的影响，分别在枯水期（2023 年 12 月 4 日试调水前）、平水期（2024 年 3 月 28 日试调水后、正式调水前）和丰水期（2024 年 8 月 7 日正式调水后）三个不同水文时期采集水样。

采样点	采样点名称	经度	纬度
S1	枞阳大闸外（长江）	117.2245	30.6924
S2	枞阳大闸内	117.2104	30.6920
S3	菜子湖湖区	117.1195	30.8316
S4	孔城河横城庐江交界	117.1101	31.0761
S5	舒庐干渠与引江济淮交叉口	117.2164	31.2437
S6	合铜公路与罗昌河交叉口	117.2809	31.3561
S7	白石天河河口	117.4038	31.5286
S8	杭埠河河口	117.3631	31.5452
S9	派河河口	117.2695	31.6470
S10	菊山泵站	117.1179	31.7687
S11	白洋店进口	116.8061	32.1708
S12	瓦埠湖北湖区	116.8873	32.4787
S13	老汪-五里闸	116.7703	32.5976
S14	西肥河河下	116.6995	32.6751
S15	石头埠（淮河干流）	116.9050	32.6334

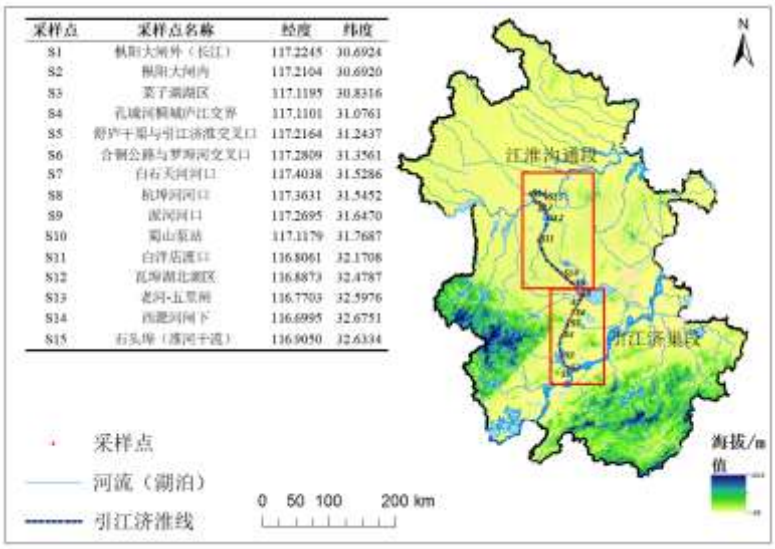

图 1 采样点名称及位置

Fig.1 Sampling points and location

1.2 水样采集及水质指标分析

采集水样时，使用便携式水质多参数仪（YSI/赛莱默 EXO2）现场测定水样的水温（WT）、溶解氧（DO）、叶绿素 a（*Chl-a*）、pH、浊度等水质参数。使用采水器采集 30~50 cm 的表层水样，每个采样点采集 2 个平行样品，样品装入 1L 棕色塑料采样瓶中，并在当天运回实验室，存放于 4 ℃冰箱内，并在 5 天内完成常规水质指标的检测分析[12]；取 300 mL 水样经 0.45 μm 玻璃纤维滤膜过滤后保存，用于 DOC 和 DOM 测定。总氮（TN）、总磷（TP）、氨氮、高锰酸盐指数（COD_{Mn}）分别采用碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法（HJ636-2012）、过硫酸钾消解-钼酸铵分光光度法（GB11893-89）、纳氏试剂

分光光度法（HJ535-2009）、硫酸-高锰酸钾消解法（GB11892-89）进行定量。

1.3 水体中 DOC 浓度和 DOM 三维荧光光谱测定

取过滤后的水样，使用总有机碳分析仪（multi N/C 2100，德国耶拿）测定水体中 DOC 浓度[13]。采用荧光光谱仪（PerkinEImer-FL-8500，珀金埃尔默）进行 DOM 三维荧光光谱测定，测定的激发光源为 150 W 氙灯，光电倍增电压为 550 V，激发光和发射光的狭缝宽度均为 10 nm，激发波长（Ex）范围为 200~450 nm，扫描间隔为 5 nm；发射波长（Em）范围为 250~550 nm，扫描间隔为 1 nm；扫描速度为 2400 nm/min，扫描模式为三维扫描[14]。以 Milli-Q 超纯水作为实验空白，对水样进行三维荧光光谱扫描，并对扫描光谱进行仪器自动校正。

荧光指数（*FI*）是在激发光波长为 370 nm 时，发射波长 470 nm 和 520 nm 处的荧光强度比值，反映了芳香氨基酸与非芳香物质对 DOM 荧光强度的相对贡献率，并可作为 DOM 来源的指标；当 *FI*＜1.2 时，DOM 以陆源输入为主；*FI*＞1.8 时，DOM 以自生源为主。自生源指数（*BIX*）是在激发光波长为 310 nm 时，发射波长 380 nm 和 430 nm 处的荧光强度比值，用于反映 DOM 中自生源贡献比例的指标，*BIX* 越大，自生源特性越强。腐殖化指数（*HIX*）是在激发光波长 255 nm 下，435~480 nm 范围内的荧光强度积分值与 300~345 nm 范围内的荧光强度积分值之比，*HIX* 值越高，代表 DOM 的腐殖化程度越大；当 *HIX* < 1.5 时，表明 DOM 的腐殖化程度弱，且 DOM 主要来源于自生源。新鲜度指数（*β:α*）是激发光波长为 310 nm 时，在发射波长 380 nm 和 420~430 nm 处的荧光强度比值，用于指示新形成的 DOM 在整体 DOM 中的占比或水体生物活性[15-18]。

1.4 数据分析及处理

采用 Origin 2022 用于数据分析和绘图，采用含有 DOM Flour 工具包的 MATLAB 软件进行三维荧光数据的平行因子分析[19]。IBM SPSS Statistics 26 进行数据的统计分析，采用皮尔逊相关系数进行相关性分析，$p \leq 0.05$ 为达到显著性水平，$p \leq 0.01$ 为极显著水平。

2 结果与讨论

2.1 水体理化指标时空分布特征

引江济淮（安徽段）水体中 TN、氨氮和 COD_{Mn} 在同一水文期内变化趋势基本一致。在枯、平、丰水期，TN 的浓度均值分别为 1.43±0.76、2.89±1.50 和 1.81±0.51 mg/L（图 2*a*）；氨氮的浓度均值分别为 0.47±0.150、0.63±0.52 和 0.61±2.28 mg/L（图 2*c*）；COD_{Mn} 浓度均值分别为：4.06±0.725、6.41±1.593 和 4.63±0.946 mg/L（图 2*d*）。可见，不同水文期水体中 TN、氨氮和 COD_{Mn} 浓度水平呈现为枯水期<丰水期<平水期变化趋势。水体中的有机碳源的积累影响脱氮作用，TN 和氨氮与 DOC 的关联性在 2.4 节进一步讨论。TP 浓度在不同水文期保持稳定（枯、平、丰水期均值 0.10~0.13 mg/L）（图 2*b*），均未超过 III类水质标准，表明调水对受水区域磷浓度影响较小。pH、*Chl-a* 和 WT 在不同水文期呈现出类似的季节性变化差异：枯水期<平水期<丰水期（图 2*e*~2*g*）。DO 呈现相反的变化趋势：丰水期<平水期<枯水期（图 2*h*）。平水期时，S11 采样点的 TN、TP 和氨氮的含量较其它点位明显升高，其主要原因是采样点靠近货船航道，货船航行时对水体产生搅动作用，浊度（60.19±1.32 NTU）显著高于其它采样点，使底泥中的氮、磷等营养物质重新悬浮到水体中，致使水体中 TN、TP 和氨氮浓度升高。

TN 浓度在江淮沟通段显著高于引江济巢段，尤其在平水期，江淮沟通段 TN 浓度均值为 4.00±1.45 mg/L 、引江济巢段为 1.92±0.60 mg/L（图 2*a*）。江淮沟通段的氮污染主要源于派河流域的城市污水与工业废水排放[20]，平水期点、面源污染加剧导致 TN 浓度峰值（4.00±1.45 mg/L）；丰水期调水水量稀释作用增强，同时温度升高加速了脱氮作用，使 TN 浓度显著下降（2.06±0.58 mg/L）。TP 在两区段均未呈现显著空间差异，反映水体中磷浓度未受跨区域调水影响（图 2*b*）。引江济巢段水体中 *Chl-a*、pH 和 DO 值略高于江淮沟通段（图 2*e*，2*g* 和 2*h*），且空间变化趋势较一致，其结果与黄岁樑等人研究的天然水体中 pH 和 DO 与 *Chl-a* 呈较显著的正线性相关保持一致[21]。

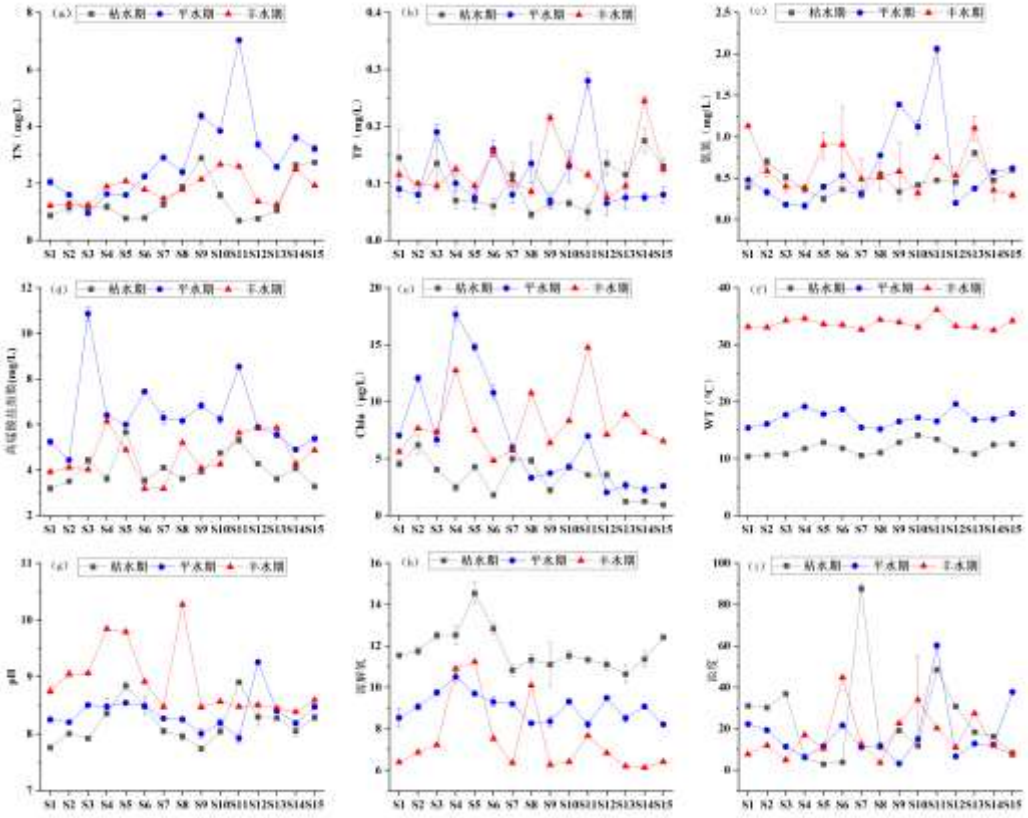

图 2 水质理化指标时空分布

Fig.2 Spatiotemporal distribution of water quality physicochemical indicators

综上，在不同水文期水体中 TN 浓度呈现枯水期<丰水期<平水期变化趋势，在同一水文期内江淮沟通段>引江济巢段；TP 浓度在不同水文期保持稳定在II~III类水之间，在同一水文期内则无明显空间变化趋势；TN、DO、WT 的季节性变化主要由水文条件和气温主导；空间差异则与受水区域点面源污染密切相关，如江淮沟通段派河点源污染引起 TN 升高。

2.2 水体 DOC 浓度的时空分布

不同水文期水体中 DOC 浓度呈现较明显的季节性差异（图 3），枯水期水样中 DOC 浓度范围为 6.19~37.74 mg/L，平均值为 19.85±9.29 mg/L；平水期 DOC 浓度范围为 6.16~14.71 mg/L，平均值为 10.39±3.01 mg/L；丰水期 DOC 浓度范围为 9.79 至 22.49 mg/L，平均值为 16.59±3.77 mg/L。可见，试调水之前枯水期 DOC 浓度最高，试调水后平水期浓度最低。调水之前水体流动性较差，有机物质易积累，从而导致 DOC 浓度较高；在试调水后的平水期，新增水量引起 DOC 降低，平水期时降雨量较少未引入明显的外源有机质输入，故使得 DOC 浓度保持在较低水平。丰水期时 DOC 浓度较平水期时显著增加，而氮磷浓度无显著增高，其原因主要是温度升高引起藻类快速繁殖，藻类代谢和死亡后又增加了水体中有机质积累，同时丰水期地表径流带入的外源 DOC，进一步引起 DOC 浓度上升。

引江济巢段与江淮沟通段 DOC 浓度均呈现出先升高后降低的趋势。在引江济巢段，从 S1 到 S3（菜子湖湖区）采样点，DOC 浓度呈现上升趋势，从 S3 到 S6 采样点，DOC 浓度有所下降，从 S6 到 S8（巢湖入湖口）采样点，DOC 浓度再次升高。在江淮沟通段，从 S9 到 S12（瓦埠湖湖区）采样点，DOC 浓度逐渐升高，从 S12 到 S15 采样点，DOC 浓度开始下降。可见，DOC 浓度在空间上呈现明显的差异，高浓度区域主要集中在湖区；低浓度区域则主要分布在远离湖泊河流段，湖区水体与远离湖泊的河流段

在有机物积累和分布上存在差异。其主要原因是由于湖泊水体接收大量富含有机物的径流，且湖区水流较缓、积累的有机物质较多；而远离湖泊的河流水流速度快，有机物不易于积累[22]。

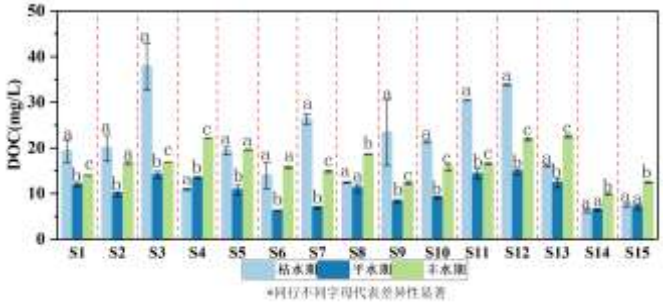

图 3 水体中 DOC 浓度时空分布

Fig.3 Spatial and temporal distribution of DOC concentrations in water environments

2.3 DOM 荧光组分特征、分布及来源

将 EEMs-PARAFAC 分析出的荧光数据与在线光谱库（The Open Fluor website，http：//www.openfluor.org）公布的数据进行比较，Open Fluor 数据库鉴别出的相似荧光峰的激发和发射波长的显著性水平均大于 0.9。查阅相关文献得出，在枯、平、丰水期的水体中共识别出四种荧光组分，四种组分的最大激发波长（Ex）和最大发射波长（Em）如图 4 所示。组分 C1、C2 和 C3 均属于类腐殖质（表 1），其中组分 C1（Ex/Em=305/405 nm）是海洋来源类腐殖质，类似于传统的 M 峰，在天然水体中普遍存在，属内源性有机质[23,24]；组分 C2（Ex/Em=270（350）/434 nm）属富里酸类腐殖质，与 A 峰类似，具有高芳香大分子量的特性，且不易被生物降解利用，属陆源类腐殖质[25,26]；组分 C3（Ex/Em=265（370）/495 nm）属于腐殖酸类腐殖质，含有 2 个特征峰，是 A 峰和 C 峰的混合物，属紫外区类腐殖质和可见光类腐殖质，包含胡敏酸和富里酸，归为陆源类腐殖质[27,28]。组分 C4（Ex/Em=230（280）/341 nm）为类色氨酸组蛋白质（表 1），类似于 T 峰，主要由微生物降解转化而来，广泛存在于水生态系统中，属自生源性有机质[29]。

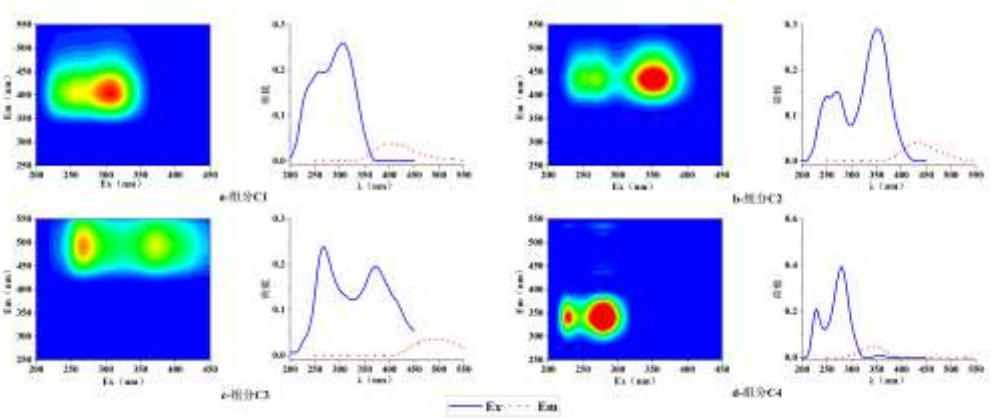

图 4 水体中 DOM 荧光组分

Fig.4 Fluorescent components of DOM in water environments

在不同水文期时，引江济淮水体中 DOM 在平水期的总荧光强度最低，枯水期的荧光强度略高于平水期(图 5)，丰水期时除了降雨径流携带的陆生源有机质外，夏季高温水体中微生物活性增强也会进一步增加自生源有机质的产生，因此丰水期时 DOM 的荧光强度较高。在空间上，总荧光强度在枯、平水期时均呈现出引江济巢段逐渐升高、引江济淮段先升高后降低的变化趋势；然而，由于正式调水后水体流

量增大，加速了物质交换使得沿线各采样点在丰水期时总荧光强度在空间分布上无明显的变化。在平、丰水期时，S11 采样点的荧光强度偏高而 DOC 浓度未明显升高的主要原因是：由船舶扰动引起的沉积物再悬浮，悬浮颗粒可能通过散射光增强表观荧光强度，导致荧光强度与 DOC 浓度解耦。采用各组分的最大荧光强度（*Fmax*）来表征不同 DOM 组分浓度的相对比例。由表 1 可知，C1 为海洋类腐殖质，属微生物活动产生的内源性有机质，在枯、平、丰水期的平均相对比例分别为 38.7%、32.2%、35.2%，在水体中占比较高。C4 是由藻类和微生物降解产生的类色氨酸组蛋白，与微生物活性密切相关，其在枯、平、丰水期的平均相对比例分别为 12.7%、21.0%、14.9%。内源性组分 C1 和 C4 在枯、平、丰水期的总占比分别为 51.4%、53.2%、50.1%。组分 C2（富里酸类腐殖质）和 C3（腐殖酸类腐殖质）主要来自土壤有机物和植物残体，属于高芳香、大分子量的物质，具有较高的稳定性且不易被生物降解利用，属于陆源类腐殖质。可见，在不同水文期水体中自生源和陆生源有机质的占比在季节上无显著变化。虽然在夏季丰水期时降雨径流携带较多的陆源有机质进入水体总荧光强度较高，但是由于微生物活动强烈产生较多的自生源性有机质，因此在夏季丰水期时陆生源和自生源具有相同的贡献。

表 1 四种 DOM 荧光组分特征

Tab.1 Four types of DOM fluorescent components characteristics （nm）

组分	荧光类型	本研究		其他研究		
		Ex	Em	Ex	Em	描述
C1	海洋类腐殖质	305	405	325	410	类似于 M 峰，水体中普遍存在，属于自生源性有机质[23,24]。
C2	类富里酸	270（350）	434	260	434	与 A 峰相似，分子量大、不易被生物降解，陆生源[25,26]。
C3	类腐殖酸	265（370）	495	252（357）	474	A 峰和 C 峰的混合物，含胡敏酸和富里酸，陆生源[27,28]。
C4	类色氨酸	230（280）	341	275	345	对应 T 峰，常见于藻类和微生物降解，自生源[29]。

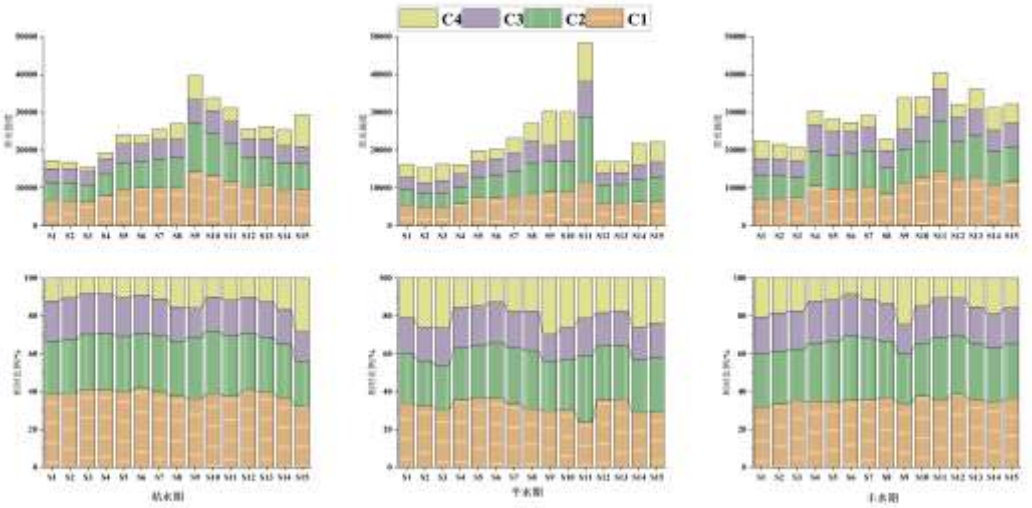

图 5 各组分最大荧光强度及其相对比例

Fig. 5 Maximum fluorescence intensity and their relative proportions of each component

综上所述，由于夏季丰水期降雨径流携带的陆生源有机质的增加，引江济淮水体中 DOM 总荧光强度在不同水文期呈现出丰水期>枯水期>平水期趋势；同时调水工程的实施增加的水量加速了物质传输，

使得丰水期时有机质在空间上差异不明显，未存在积累现象。在不同水文期，水体中 DOM 含量均受陆生源和自生源的双重影响，自源性输入略高于陆生外源输入。整体上，DOM 组分结构变化受调水来水稀释和季节性水文过程（如降雨径流）协同作用，未显著打破 DOM 来源的生态平衡。

FI 值在不同水文期内的范围为 1.81~1.87，略大于 1.8，表明 DOM 的来源主要为水体中微生物活动的代谢产物。*BIX* 值的范围为 0.71~0.78，接近于 0.8，进一步验证了水体中 DOM 受自生源和陆生源的双重影响，但自生源性输入贡献略高于陆生源（图 6，表 2）。可见，在不同水文期引江济巢段和江淮沟通段的 DOM 均具有自生源特征，水体内的生物活动在 DOM 的形成过程中占主导作用。*β：α* 值的范围为 0.70~0.77 均小于 0.8，但枯水期的 *β：α* 值高于平水期和丰水期，表明枯水期水量交换较弱造成新形成的 DOM 积累导致其 *β：α* 值较高。此外，*HIX* 值的范围为 0.82~0.91 均低于 1.5，表明两个河段的 DOM 腐殖化程度较低，腐殖质的积累相对较少，水体中的有机物更多是较新鲜的自生源 DOM。

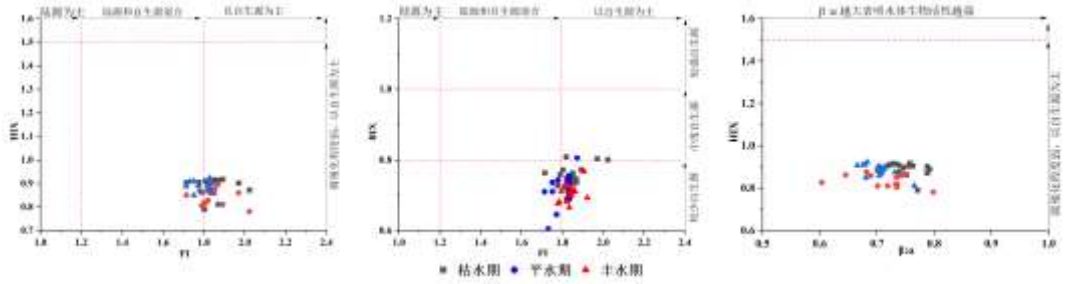

图 6 不同水文期水体 DOM 的 *FI-BIX*、*FI-HIX*、*β：α-HIX* 分布

Fig. 6 *FI-BIX*, *FI-HIX*, and *β：α-HIX* distributions of DOM in water at the different hydrological periods

表 2 不同水文期水体 DOM 的荧光特征参数

Tab.2 The DOM fluorescence characteristic parameters in the water bodies

河段	水文期	荧光特征参数			
		FI	***BIX***	***HIX***	***β：α***
引江济巢段	**枯**	1.82±0.06	0.75±0.02	0.91±0.01	0.74±0.01
	平	1.80±0.04	0.71±0.03	0.86±0.03	0.70±0.03
	丰	1.83±0.05	0.70±0.02	0.90±0.02	0.70±0.02
江淮沟通段	**枯**	1.87±0.10	0.78±0.02	0.88±0.03	0.77±0.03
	平	1.81±0.06	0.73±0.06	0.82±0.03	0.72±0.06
	丰	1.84±0.03	0.71±0.03	0.88±0.03	0.71±0.03

总体而言，尽管丰水期降水量增多，可能导致外源有机物的输入，但两个河段的荧光特征（*FI*、*BIX*、*β：α*、*HIX*）变化幅度较小，表明外源输入对 DOM 组分的影响较为有限。水体中的生物活动仍然是 DOM 组成和转化的主要驱动力之一。因此，引江济淮水体中 DOM 受陆源和自生源的双重影响，主要以自生源性输入为主，腐殖化程度较低，且水文期变化对 DOM 组成的影响相对较小。

2.4 水体理化性质、荧光组分和光谱特征参数的相关性分析

对引江济淮（安徽段）不同水文期采集的共 45 个水样的水质参数、DOM 组分、光谱特征参数进行 *Pearson* 相关性分析（图 7），讨论其关联性。TN 与 DOC 呈显著负相关（$p<0.01$），DOC 作为电子供体可加速硝酸盐还原促进脱氮作用[30]，枯水期时未通水之前水体中积累了过多的有机碳源（DOC=19.85±9.29 mg/L）（图 3），可能通过促进反硝化脱氮作用降低 TN 浓度；平水期时，由于碳源含量降低（DOC=10.39±3.01 mg/L）（图 3），水体的脱氮能力下降，导致 TN 浓度上升；丰水期时碳源

含量增加（DOC=16.59±3.77 mg/L）（图 3），同时水温升高水生微生物活性增强，脱氮能力提升，水中 TN 浓度相较于平水期降低。

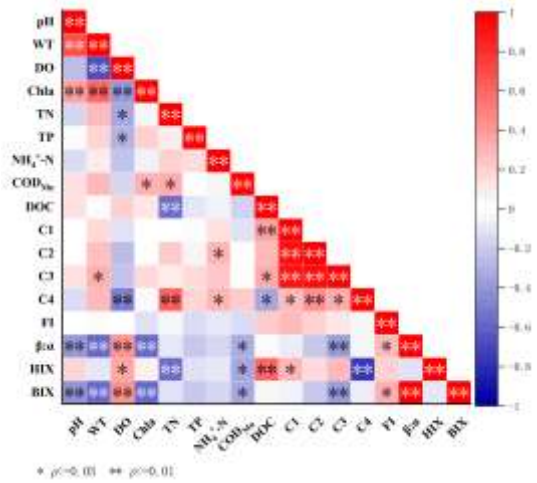

图 7 水质、DOM 光谱特征与荧光组分间相关性分析

Fig.7 Correlation analysis among water quality, DOM spectral characteristics, and fluorescent components

COD_{Mn} 与 TN 和 *Chl-a* 具有显著正相关关系（$p<0.05$），表明 COD_{Mn} 与 TN 可能具有相同的内外源输入，有机污染输入增加会驱动藻类增殖，尤其江淮沟通段因城市点源污染导致的 TN 浓度升高并伴随有机污染增加，有机物的降解会产生氨氮，进一步促进藻类的生长，*Chl-a* 升高；此外，藻类繁殖会吸收水体中的铵盐（降低 TN）[31]，但死亡分解后释放的含氮有机物重新进入水体，导致 TN 和 COD_{Mn} 同步回升。*Chl-a* 与 DO 具有明显的负相关关系（$p<0.01$），与 pH 和温度具有显著正相关关系（$p<0.01$），水体同时存在外源有机污染物时，微生物降解有机物与藻类呼吸作用共同耗氧，会导致 DO 显著下降，藻类光合作用吸收 CO_2，水中 H^+浓度降低导致 pH 升高，适宜温度范围内温度升高会促进藻类生长。

C1 和 C3（陆源类腐殖质）与 DOC 显著正相关（$p<0.05$），表明溶解有机碳主要由 C1 和 C3 组成，其中陆源 C3 的高芳香性特征对 DOC 贡献显著（$p<0.05$）。C3 与 *BIX*、*β:α* 的负相关（$p<0.01$），证实陆源腐殖酸的输入会抑制自生源特征指标；而 C1 与 *HIX* 的正相关（$p<0.05$）则体现内源腐殖质仍保持较高腐殖化程度；表明陆生源和自生源类腐殖酸是水体中 DOM 的主要来源。C4（类色氨酸）与 TN 正相关（$p<0.01$）、与 *HIX* 负相关，说明微生物活动增强时，蛋白质类 DOM 增加且腐殖化程度降低；即氮负荷升高会刺激微生物分泌芳香族蛋白类物质[32]。C1（内源性海洋类腐殖质）与 C2 和 C3 间呈显著正相关（$p<0.01$），反映水体中腐殖质组分存在共迁移特征；源于调水加速了水体混合，促进内源微生物代谢产物与陆源腐殖质的相互作用。C4 与其它 DOM 组分相关性较弱（$p>0.05$），反映其来源和性质与其他 DOM 组分有所不同，主要来源于微生物降解。*BIX* 与 *FI* 和 *β：α* 具有明显的正相关关系，说明三个指标具有相同的物理意义，均能体现自生源和陆生源在引江济淮水体中的贡献，其结果与潮河流域水体 DOM 的研究结果较一致[33]。DO 与 *BIX*、*FI* 和 *β：α* 均具有明显的正相关关系，揭示出富氧环境通过促进微生物代谢活动，加速有机质的生物降解过程，从而增强自生源 DOM 的生成贡献。*Chl-a*、pH 和 WT 与 *BIX*、*β:α* 呈显著负相关，虽然夏季丰水期水温升高和藻类增殖理论上会刺激微生物活性，但同期强降雨引发的陆源有机质输入增量与自生源 DOM 的产量形成动态平衡，导致表征自生源贡献的指标值相对降低。这种双向调控机制最终使得不同来源 DOM 的贡献比例在水文周期内保持相对稳定，进一步印证了自生源输入始终占主导地位的结论。

引江济淮调水工程具有水资源战略调度和生态服务效能提升双重目标，与南水北调和引江济太等调水工程相比[6-9,34]，本研究调查了调水期 DOM 本底值，通过耦合调水前后的水质演变特征，系统解析了

调水工程运行对区域水环境质量的协同增效机制。本研究表明引江济淮工程中 DOM 来源虽受丰水期陆源输入（C2 和 C3）和微生物活动（C1 和 C4）双重影响，但自生源贡献始终占主导（50.1%~53.2%），且调水通过抑制腐殖化进程（*HIX*<1.5）维持了 DOM 的新鲜度和生物可利用性。引江济淮工程在短期内调水增强了水体流动性，稀释了原有高浓度有机污染物，同时加速溶解氧补给，激活微生物代谢活性，提升自生源 DOM（C1 和 C4）的矿化效率；长期则与季节性水文过程协同，形成“稀释-混合-转化”的动态平衡体系。未来应针对江淮沟通段派河流域的氮污染，强化工业污水深度处理与管网截污；对引江济巢段湖区（S3 和 S8）的农业面源有机质输入，需推广生态沟渠拦截与人工湿地净化技术。建议实施水文期响应式调度—平水期优先增量调水稀释污染物，丰水期结合实时监测调控水流冲刷强度；同时建立 DOM 荧光特征与常规参数的智慧预警平台，实现污染溯源与动态管控。

3 结论

（1）引江济淮（安徽段）水体中 TN、氨氮和 COD_{Mn} 浓度呈现枯水期<丰水期<平水期的季节性变化趋势。由于有机质易于在湖泊等缓流水体中积累，因此在调水河段水体水量快速交换，DOC 浓度要低于湖区；枯水期湖区 DOC 积累较高，调水后平水期浓度降低，丰水期时温度升高引起藻类快速繁殖，增加了水体中有机质积累，同时丰水期地表径流带入的外源 DOC，进一步引起 DOC 浓度上升。可见，水质受调水和季节性水文过程（如降雨径流）共同影响。

（2）不同水文期水体中 DOM 由海洋来源类腐殖质、富里酸、腐殖酸和类色氨酸蛋白质四类组分构成，自生源组分类腐殖酸和类色氨酸蛋白质是引江济淮水体中 DOM 主要来源；DOM 来源陆受自生源和陆生源双重影响，自生源输入对水体 DOM 的贡献度略高于陆生源输入。在不同水文期 DOM 荧光强度呈现为：丰水期>枯水期>平水期，原因是丰水期流域地表径流增强使得陆源有机质输入通量增加，且夏季水温升高与营养盐可利用性提升共同促进藻类等微生物代谢活性，进而导致内源有机质产生量上升。

（3） TN、COD_{Mn}、DO、*Chl-a* 和 WT 与 DOM 组成与浓度具有显著相关性。DO 与自生源指标（BIX 和 $\beta:\alpha$）正相关，富氧环境促进微生物降解与 DOM 转化；TN 升高加剧富营养化，促进藻源及蛋白类 DOM 积累，显著影响了水体中自生源有机质的组成特征；水温上升协同 *Chl-a* 增加，加速有机物代谢。与水质相关性分析也表明 DOM 受自生源和陆生源的双重影响，类腐殖酸和类色氨酸蛋白质是引江济淮水体中 DOM 主要来源。

4 参考文献

[1] Wu H, Gan Y, Jin K *et al*. A retrospect on the water diversion project from Yangtze River to Lake Taihu during 2002-2021: Practices, achievements and future challenges. *Journal of Lake Sciences*, 2022, **34**(5): 1393-1412. DOI: 10.18307/2022.0500.[吴浩云,甘月云,金科等.“引江济太”20 年: 工程实践、成效和未来挑战. 湖泊科学, 2022, **34**(5): 1393-1412.]

[2] Yao W, Qi Y, Han Y *et al.* Seasonal variation and dissolved organic matter influence on the distribution, transformation, and environmental risk of pharmaceuticals and personal care products in coastal zone: A case study of Tianjin, China. *Water Research*, 2024, **249**: 120881. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120881.

[3] Yang Y, Shi J, Yi Q, Zhang J *et al.* Variation analysis of source and composition of CDOM in a source water reservoir of Yellow River diversion project during normal and wet seasons. *Journal of Lake Sciences*, 2023, **35**(5): 1635-1646. DOI: 10.18307/2023.0524.[杨永锐,史建超,易齐涛等.引黄水源水库平-丰水期有色可溶性有机物(CDOM)的来源、组成及差异分析. 湖泊科学, 2023, **35**(5): 1635-1646.]

[4] Kelso JE, Baker MA *et al.* Organic matter sources and composition in four watersheds with mixed land cover. *Hydrobiologia*, 2022, **849**(12): 2663-2682. DOI: 10.1007/s10750-022-04884-y.

[5] YANG F, XU W, CHEN C *et al.* Traceability of Pollution Sources in Jitimen Waterway of the Pearl River Estuary during Flood Season: Based on Water Quality Changes and DOM Characteristics Analysis. *Research of Environmental Sciences*, 2024, **37**(12): 2687-2697. DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2024.10.13.[杨枫, 许伟宁, 陈灿林等. 珠江口鸡啼门水道汛期污染溯源：基于水质变化及 DOM 特征分析. 环境科学研究, 2024, **37**(12): 2687-2697.]

[6] CHEN X, JI Y, HU Q *et al*. Characteristics and sources of CDOM in the drainage system of Water Diversion from Yangtze River to Lake Taihu. *Journal of Lake Sciences*, 2010, **22**(1): 63-69. DOI: 10.18307/2010.0109.[陈锡超,纪颖琳,胡青等.“引江济太”水系有色溶解有机质的特征与来源. 湖泊科学, 2010, **22**(1):63-69.]

[7] He J, Yang Y, Wu X *et al*. Responses of dissolved organic matter (DOM) characteristics in eutrophic lake to water diversion from external watershed. *Environ Pollution*, 2022, **312**:119992. DOI: 10.1016/j.envpol.2022.119992.

[8] Zhang YQ, Chen LL, Zhao L *et al*. Key factors driving dissolved organic matter composition and bioavailability in lakes situated along the Eastern Route of the South-to-North Water Diversion Project, China. *Water Research*, 2023, **23**(03):119782-119782. DOI: 10.1016/j.watres.2023.119782.

[9] Yang HK, Li YJ, Li HY *et al*. The variation of DOM during long distance water transport by the China South to North Water Diversion Scheme and impact on drinking water treatment. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2024, **18**(59): .DOI: 10.1007/s11783-024-1819-0.

[10] Sun KQ, Liu HT, Cao WZ *et al*. Impact of the Yangtze River diversion project on the water environment of the Pai River. *Environmental Engineering*, 2019, **37**(12):49-54. DOI: 10.13205/j.hjgc.201912009.[孙康茜,刘花台,曹文志等. 引江济淮工程对派河水环境的影响. 环境工程, 2019, **37**(12):49-54.]

[11] 刘刚,范博博,王育来等. 引江济淮输水通道派河沉积物重金属形态分布特征及生态风险评价. 安徽农业科学, 2019, **47**(04): 90-94.

[12] Bai YJ. Characterizing the spatiotemporal distribution of dissolved organic matter (DOM) in the Yongding River Basin: Insights from flow regulation. *Journal of Environmental Management*, 2022, **325**(B):116476-116476. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.116476.

[13] Zhu NM, Cui B, Liu DP *et al*. Study on the response mechanism of dissolved organic matter and heavy metals in the sediments of typical urban rivers. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2021, **11**(06): 1092-1101.[朱宁美, 崔兵, 刘东萍等. 典型城市河流底泥溶解性有机质与重金属响应机制研究. 环境工程技术学报, 2021, **11**(6): 1092-1101. DOI: 10.12153/j.issn.1674-991X.20210093]

[14] Rong X, Jing Z, Jianwei L *et al*. Deciphering riverine dissolved organic matter biodegradation: Evidence from three-dimensional fluorescence. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2023, **11**(03): 96-102. DOI: 10.1016/j.jece.2023.110296.

[15] Wu HH, Gao SJ, Chu ZS *et al*. Research Progress on Tracing and Characterization Techniques of Dissolved Organic Matter in Water Environment. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2024, **14**(02): 474-486. DOI: 10.12153/j.issn.1674-991X.20230651.[吴函鸿,高思佳,刘婷婷,等.水环境溶解性有机质溯源与表征技术研究进展. 环境工程技术学报, 2024, **14**(02): 474-486.]

[16] Ma K, Shen H, Zhou T *et al*. Water quality characteristics and evaluation of Qilian Mountain National Park section in Heihe River Basin based on water quality indices and 3D fluorescence technology. *Environmental Geochemistry and Health*, 2023, **45**(7): 4373-4387. DOI: 10.1007/s10653-023-01492-0.

[17] XU R, WANG S, CHEN L *et al*. Effect of different microbial methods on purifying black-odor water based on three-dimensional fluorescence spectroscopy. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2020, **14**(1): 123-132. DOI: 10.12030/j.cjee.201903112.[许瑞, 王胜楠, 陈乐等. 基于三维荧光光谱技术解析不同微生物法净化黑臭水体的效果. 环境工程学报, 2020, **14**(1): 123-132.]

[18] Liu Y, Wang HJ, Wang K *et al*. Analysis of the relationship between dissolved organic matter (DOM) and watershed land-use based on three-dimensional fluorescence-parallel factor (EEM-PARAFAC) analysis. *Environmental Science*, 2019, **40**(4):1751-1759. DOI: 10.13227/j.hjkx.201808118.

[19] Ling S, Yang SL, Liu XW *et al*. Sources analysis of dissolved organic matter and their correlation with water quality in ecological replenishment urban river-lake wetland systems. *Journal of Lake Sciences*, 2024, **36**(06): 1795-1807. DOI: 10.18307/2024.0626.[凌松,杨盛林,刘晓薇,等.生态补水型城市河湖湿地系统溶解性有机质来源解析及其与水质关联性. 湖泊科学, 2024, **36**(06): 1795-1807.]

[20] Zhan Y, Yin H, Feng JW *et al*. Characteristics of molecular composition of dissolved organic matter in the Pai River and its

tributaries. *Environmental Science*, 2022, **43**(03): 1365-1374. DOI: 10.13227/j.hjkx.202108180.[詹亚,尹浩,冯景伟,等.派河及其支流溶解性有机质分子组成特征.环境科学, 2022, **43**(03): 1365-1374.]

[21] Huang SL, Zang CJ, Du SL *et al.* Study on the relationships among pH, dissolved oxygen and chlorophyll a Ⅱ: Non-aquaculture water. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2011, **5**(8): 1681-1688.[黄岁樑,臧常娟,杜胜蓝等. pH、溶解氧、叶绿素 a 之间相关性研究Ⅱ:非养殖水体. 环境工程学报, 2011, **5**(08): 1681-1688.]

[22] Li HB, Xie FZ, Li GL *et al.* Spectral characteristics of dissolved organic matter in the overlying water from Nanyi Lake. *China Environmental Science*, 2022, **42**(7): 3306-3315. DOI: 10.3969/j.issn.1000-6923.2022.07.034.[李海斌,谢发之,李国莲,等. 南漪湖上覆水溶解性有机质的光谱特征. 中国环境科学, 2022, **42**(7): 3306-3315.]

[23] Lambert T, Bouillon S, Darchambeau F *et al.* Shift in the chemical composition of dissolved organic matter in the CongoRiver network. *Biogeosciences*, 2016, **13**(18): 5405-5420. DOI: 10.5194/bg-13-5405-2016.

[24] Wünsch JU, Geuer KJ, Lechtenfeld JO *et al.* Quantifying the impact of solid-phase extraction on chromophoric dissolved organic matter composition. *Marine Chemistry*, 2018, **2**(07):33-41. DOI: 10.1016/j.marchem.2018.08.010.

[25] Wang SR, Joseph W, Feldman CA *et al.* Suspect screening to support source identification and risk assessment of organic micropollutants in the aquatic environment of a Sub-Saharan African urban center. *Water Research*, 2022, **220**: 118706. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118706.

[26] Shutova Y, Baker A, Bridgeman J *et al*. Spectroscopic characterisation of dissolved organic matter changes in drinking water treatment: From PARAFAC analysis to online monitoring wavelengths. *Water Research*, 2014, **54**: 159-169. DOI: 10.1016/j.watres.2014.01.053.

[27] Travis WD, David CP, Bienvenu D *et al.* Land-use controls on carbon biogeochemistry in lowland streams of the Congo Basin. *Global change biology*, 2020, **26**(3): 1374-1389. DOI: 10.1111/gcb.14889.

[28] Logozzo LA, Raymond PA, Mcarthur J *et al.* Distinct drivers of two size fractions of operationally dissolved iron in a temperate river. *Limnology and Oceanography*, 2023, **68**(6): 1185-1200. DOI: 10.1002/lno.12338.

[29] Stedmon AC, Thomas ND, Papadimitriou S *et al.* Using fluorescence to characterize dissolved organic matter in Antarctic sea ice brines. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2011, **116**(G3): 1716-1730. DOI: 10.1029/2011JG001716.

[30] Yan X, Han H, Qiu J *et al.* Suburban agriculture increased N levels but decreased indirect N_2O emissions in an agricultural-urban gradient river. *Water Research*, 2022, **220**: 118639. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118639.

[31] Bharti S, Raj A, Saratale GD *et al.* A critical review on the symbiotic effect of bacteria and microalgae on treatment of sewage with biofertilizer production. *Journal of Environmental Management*, 2025, **373**: 123704. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.123704.

[32] Ding H, Su J, Sun Y *et al*. Insight into spatial variations of DOM fractions and its interactions with microbial communities of shallow groundwater in a mesoscale lowland river watershed. *Water Research*, 2024, **258**: 121797. DOI: 10.1016/j.watres.2024.121797.

[33] MA Z, GUO C, ZHANG H *et al*. Analysis the Source and Spatiotemporal Variation of Dissolved Organic Matter in the Chaohe River Watershed. *Environmental Science*, 2025, **46**(3): 1395-1405. DOI：10.13227/j.hjkx.202404106 .[马卓妮, 郭纯子, 张浩等. 潮河流域水体溶解性有机质的时空分布特征及来源解析. 环境科学, 2025, **46**(3): 1395-1405.]

[34] Fu W, Liang J K, Wu S L *et al*. Characteristics of dissolved organic matter in the long-distance water diversion source and analysis of changes in disinfection by-products formation potential. Journal of Environmental Engineering, 2024, **18**(06): 1550-1558.[付蔚, 梁建奎, 吴胜念, 等. 长距离调水水源中溶解性有机物特征及消毒副产物生成势的变化解析. 环境工程学报, 2024, **18**(06): 1550-1558.]