



第 18 卷 第 12 期 2024 年 12 月 Vol. 18, No.12 Dec. 2024

http://www.cjee.ac.cn

E-mail: cjee@rcees.ac.cn

n 💮 💮 (010) 62941074

DOI 10.12030/j.cjee.202401031 中图分类号 X524 文献标识码 A

# 利用悬浮颗粒物调控天然水体溶解性有机质特征及其环境效应

董浪生<sup>1,2,3</sup>,张洪刚<sup>2,3,∞</sup>,刘凡<sup>4</sup>,逯聪<sup>5</sup>,张昱<sup>1,2,6</sup>

1.郑州大学,河南先进技术研究院,郑州 450003;2.中国科学院生态环境研究中心,环境水质学国家重点实验室,北京 100085;3.长三角(义乌)生态环境研究中心,义乌 322000;4.中国地质大学(武汉)环境学院,武 汉 430074;5.山西大学环境学院,太原 030006;6.中国科学院大学,北京 100049

**摘 要** 溶解性有机质(DOM)的赋存特征是影响天然水体水质的关键因子之一,而水中悬浮颗粒物的输移沉降过程 会显著影响 DOM 的赋存状态。为探究天然水体中悬浮颗粒物对 DOM 赋存特征的影响及其环境效应,在天然水塘中通 过原位构建不同颗粒物浓度梯度的水生态系统,研究天然水体中 DOM 赋存特征和组分在悬浮颗粒物介入下的变化规 律,及其对水质和藻群落结构的影响。结果表明,投加浊度 25、50 和 75 NTU 的颗粒物后均可显著降低水体 DOM 浓 度,分别降低了 2.82、2.22 和 2.16 mg·L<sup>-1</sup>;但有色可溶性有机质(CDOM)浓度却明显上升,*a*<sub>355</sub>系数分别上升 1.19、 1.40 和 1.55 m<sup>-1</sup>;同时显著降低溶解性总氮和叶绿素 a 浓度,并改变藻群落结构和生物量,导致 DOM 赋存特征包括芳 香性、分子量发生变化。发现颗粒物投加 50~150 h 是 DOM 赋存特征及水质与藻群落变化的最佳效应区间,DOM 的下 降与 CDOM 上升呈现明显对比,且 DOM 下降幅度与颗粒物浓度成负相关(*P*<0.05),而 CDOM 升高幅度与颗粒物浓 度成正相关(*P*<0.05)。结合三维荧光和光谱指数分析结果,证明了调控过程中 DOM 组分主要以类蛋白质为主,且具 有高度自生源特征,表明颗粒物介入下的吸附沉降效应与藻群落动态变化是水体 DOM 或存特征的原位调控技术提供 科学基础。

关键词 天然水体;溶解性有机质;悬浮颗粒物;藻群落结构;水质调控

溶解性有机质 (dissolved organic matter, DOM) 是天然水体重要的组成部分,是一类可通过 0.45 μm 微 孔滤膜,且包含了复杂结构及相互作用的可溶性有机混合物<sup>[1-2]</sup>。DOM 来源一般可分为两种,一是外源输 人,主要通过地表径流汇入,包括陆源植物及土壤有机质;二是内源自生,主要通过水生动植物及浮游藻类 等的代谢分泌和残体分解过程的释放<sup>[1,3-5]</sup>。DOM 是水体中大多数微生物的主要营养源<sup>[6]</sup>,DOM 中有机氮、磷组分的释放又是导致水体富营养化的关键因素<sup>[3,6]</sup>,并且 DOM 还能通过与水体中有毒有害污染物发生络 合、吸附等作用,对水中污染物的迁移转化、生态毒性、生物有效性等产生重大影响<sup>[3]</sup>。此外,DOM 中的有 色可溶性有机质 (CDOM) 还是水体中主要的吸光物质,显著影响浮游藻类等水生动植物群落结构与功 能<sup>[7-8]</sup>。DOM 在水生态系统中的迁移和转化过程在营养物质循环、微生态变化、食物网动态和全球碳循环中 均发挥着至关重要的作用<sup>[3]</sup>。

鉴于 DOM 多样的环境效应与复杂的水质安全及健康问题,越来越多的学者基于天然水体中 DOM 的赋 存特征和组成变化进行研究<sup>[9-12]</sup>,并且从分子水平上深度解析不同水体中 DOM 的时空差异<sup>[10,13-14]</sup>,揭示不同 性质、来源的 DOM 降解转化过程对水环境的影响。但已有研究更多是关注于 DOM 的赋存、组成及降解效 应,针对天然水体中不同性质和来源的 DOM 含量及其赋存特征进行原位调控的研究报道还非常有限。探究 针对天然水体中不同类型 DOM 赋存特征的原位调控技术,不仅能为调控水中 DOM 源营养盐的循环过程和 水下光照条件,抑制水体富营养化和藻类异常增殖过程提供新途径,同时也有助于保障水源水质安全,降低

收稿日期: 2024-01-08 录用日期: 2024-02-29

基金项目: 国家重点研发计划资助项目(2021YFC3200904)

**第一作者:**董浪生(1997—),男,硕士研究生,研究方向为水源地保护与水质调控, 3477372858@qq.com **⊠通信作者:** 张 洪刚(1980—),男,博士,副研究员,研究方向为水环境修复与水质调控, hgzhang@rcees.ac.cn

水厂水质净化工艺成本。

水体颗粒物是天然水体中另一重要组成部分,是水体有机物、营养盐和微生物的重要载体,可为物质间 提供相互作用的微界面环境。DOM 分子结构中包含各种官能团和化学键,容易通过配体交换、络合、氢 键、阳离子桥接、缩合、范德华力等作用被颗粒物吸附<sup>[15-18]</sup>,附着在颗粒物上,二者间相互作用对水体中微 生态过程与水质变化具有重要影响,这也为通过水体颗粒物赋存特征调控水中 DOM 提供了可行性。本研究 在某天然水塘中通过原位投加颗粒物材料,构建具有不同颗粒物浓度梯度的水生态系统,定期监测水中 DOM 浓度、赋存特征、组成成分的变化,阐明利用水体颗粒物调控天然水体中 DOM 特征的关键过程与机 制,并揭示该调控过程中水质、水下光照条件和藻群落的动态变化规律,为探究天然水体中 DOM 赋存特征 的原位调控技术提供科学基础。

# 1 材料与方法

#### 1.1 研究区域概况

岩口水库小流域位于浙江省义乌市上溪镇,钱塘江流域东阳江支流航慈溪的上游,主要由4条支流和岩口水库组成,如图1所示。岩口水库是浙江省义乌市最大的饮用水水源地之一,为义乌市近3.0×10<sup>5</sup>人口提供日常供水,水域面积2.75 km<sup>2</sup>,常水位库容2848×104 m<sup>3</sup>,集水面积约57.5 km<sup>2</sup>。水库上游分散众多的天然水塘是岩口水库小流域内十分重要的结构单元,不但显著影响着流域内水生态系统格局,同时也是下游水



Fig. 1 The location and design of mesocosms in the natural pond

库潜在的水源,在降雨径流的作用下可显著影响水库的水质动态。本研究所选的天然水塘位于岩口水库最大 支流即黄山溪支流(图1)附近。

2022 年监测结果显示,该水塘面积 600 m<sup>2</sup>,平均水深 2 m,最大水深 2.5 m,该水塘属常态静水生态系统,其水文过程仅受到降雨径流的影响,是岩口水库上游流域的典型水体类型。水体总氮年平均值为 (1.58±0.21) mg·L<sup>-1</sup>,总磷年平均值 (0.19±0.03) mg·L<sup>-1</sup>,氮磷比在 6.30~13.14,水体浊度在 9~15 NTU,透明度年平均值为 (46.5±5.6) cm,叶绿素 a 浓度在 20~40 μg·L<sup>-1</sup>。水体综合判断为V类水,常年处于富营养化 状态,春末至秋初,有间歇性藻华发生,生物量均值为 24.63 mg·L<sup>-1</sup>,主要为蓝藻和硅藻,其中蓝藻以平裂 藻属为主,硅藻以菱形藻属为主。

#### 1.2 实验装置与方法

原位实验装置设置在水深超过 2 m 的中心区域,实验装置构造及分布如图 1 所示。装置由 8 个独立围隔 串联组成。围隔直径为 0.5 m,深度 1.5 m,围隔顶部、中部和底部均由半径为 0.25 m 的不锈钢铁圈固定支 撑。围隔内部水体用水泵从围隔外抽入,为确保围隔在水下保持垂直,在围隔底部设计了配重,同时为了防 止装置下沉,装置上方用固定绳进行绑定,保证每个围隔顶部均高出水面 20~30 cm。围隔材料采用 PE 加厚 透明白色防水膜,具有透光性好、耐腐蚀、强度高等特点。

实验中通过添加颗粒物构建不同水体颗粒物浓度梯度,并定期监测水体浊度和颗粒物浓度,关键水质指标、DOM 及藻类群落结构变化。围隔系统分为对照组和 3 个处理组,其中对照组初始浊度为 11.5 NTU,处 理组设计浊度梯度为 25、50 和 75 NTU,对应的颗粒物浓度分别为 44.1、128.37 和 212.64 mg·L<sup>-1</sup>,每组 设 1 个平行。本研究中颗粒物材料为商品化二氧化硅颗粒物 (纯度>99.5%),有机占比 OM≈0,其中二氧化硅 密度 2.0~2.3 g·cm<sup>-3</sup>,其粒度分布 D<sub>50</sub> 均在 1.0 μm 左右。实验过程中为获得围隔内相对稳定的水体环境和藻 类动态,待注水稳定 24 h 后,开始投加颗粒物。投加方式采用母液湿式投加,从顶部缓慢加入。

# 1.3 样品采集与测定

实验过程中,使用有机玻璃采样器采集围隔表层水样(水下 0.5 m) 2.5 L,装入聚乙烯采样瓶中并保存 在 4 ℃ 冰箱中,24 h 内进行测定。取 100 mL 水样先后过 0.45 µm 和 0.22 µm 滤膜,分别用于 DOC 测定 和 CDOM 吸收光谱与三维荧光光谱分析<sup>[10]</sup>。取 1 L 水样于量筒中,加入 5% 鲁戈氏试剂进行固定,沉降 72 h 后浓缩至 50 mL 并避光保存,用于藻类鉴定与计数,方法参考《中国淡水藻类-系统、分类及生态》。 叶绿素 a (Chl-a)采用热乙醇法测定<sup>[19]</sup>,悬浮颗粒物浓度(SPM)和粒度分别采用国家标准重量法和激光粒 度仪(Mastersizer 3000 美国)测定。总氮(TN)和溶解性总氮(TDN)采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光 度法测定,总磷(TP)和溶解性总磷(TDP)采用钼酸铵分光光度法测定。现场使用便携式多参数水质分析 仪(YSI Professional Plus 美国)测定水温(WT)、pH、溶解氧(DO)、浊度(NTU)等常规水质参数。

### 1.4 数据处理

采样点布设图使用 ArcGIS 10.2 绘制。运用 Matlab R2022a 软件中的 DOMFluor 工具箱处理 DOM 三维 荧光光谱数据并进行平行因子分析。Origin2022 用于拟合分析和绘图, IBM SPSS Statistics 27 用于数据的统 计分析,使用曼-惠特尼 U 检验(Mann-Whitney U test)检验不同组别参数的差异显著性;相关性采用 Pearson 方法进行分析, P<0.05 表示显著水平。

# 2 结果与讨论

#### 2.1 颗粒物投加对 DOM 浓度及其光谱特性的影响

实验期间围隔内、外水体均无明显流动现象,位围隔采用 PE 透明白色防水膜,悬浮于水塘中部,使得 围隔内、外水体具有相似的水温、光照、风力扰动等条件,可以保障本研究结果仅受到投加颗粒物的影响。 此外,研究中所用颗粒物在水体中化学性质稳定,成分单一,极大程度降低了外源有机质的影响<sup>[20]</sup>。不同颗 粒物浓度梯度围隔内 DOM(以 DOC 计)与 CDOM(以 *a*<sub>355</sub> 计)变化特征,如图 2 所示。投加颗粒物后, 处理组与对照组围隔内 DOM 均呈现下降趋势,处理组下降幅度显著高于对照组(*P*<0.05),截止材料投加 后 300 h,处理组(25、50、75 NTU)围隔内 DOM 分别下降了(2.82±0.14)、(2.22±0.19)和(2.16± 0.18) mg·L<sup>-1</sup>。由图 2 可见,处理组中 DOM 的下降可以分为 3 个阶段,即 0~50、50~150 和 150 h 以后。实 验前 50 h 内,与对照组对比发现,在处理组 3 个颗粒物梯度围隔中 DOM 均快速下降且没有表现出显著差



图 2 各围隔内 DOC、CDOM、SUVA254 和 S<sub>275-295</sub> 随时间变化 Fig. 2 Changes in DOC, CDOM, SUVA<sub>254</sub>, and S<sub>275-295</sub> over time within each enclosure

异。50~150 h 出现一个缓慢降低的时段,之后又出现快速下降,且在后期 DOM 的下降幅度与颗粒物投加量 呈现负相关的趋势。以上结果表明,实验前 50 h,颗粒物的投加促进水中颗粒物与水体藻类及溶解性有机质 发生絮凝沉降,如藻类胞外聚合物<sup>[17,21-21</sup>,同时在絮凝聚集过程中与部分溶解性有机质络合或吸附,进而有 效降低 DOM 浓度。并且本研究中实验 150 h 后,DOM 下降幅度与投加量呈负相关(*P*<0.05)的结果,表 明实验后期随藻类复壮,有效消耗利用部分溶解性有机质,同时复壮藻类与水体尚存悬浮颗粒物持续相互作 用,也证明这种颗粒物物与 DOM 的综合影响效果可能存在最优的投加量,即水中颗粒物含量对其溶解性有 机质的赋存动态存在最佳效应区间。此外,实验中期 50~150 h 下降速率放缓,说明经实验前 50 h 的快速絮 凝沉降有效降低 DOM 及藻类生物量,使得该时段颗粒物与藻类间的絮凝效率降低,进而对 DOM 的絮凝及 吸附效率降低,同时其也可能存在某种溶解性有机质释放的过程抵消了颗粒物对 DOM 的絮凝吸附作用。

为进一步揭示实验过程中的 DOM 的组成变化,对 CDOM 的含量变化进行了分析。结果表明,虽然 CDOM 与 DOM 在 0~50 h 内变化趋势一致,但随着实验的进行,无论对照组还是处理组中 CDOM 浓度均 有升高趋势,尤其是 50~150 h 内各体系中 CDOM 出现明显增长(图 2)。CDOM 是溶解性有机质中具有发 色团的部分组分,其丰度无法直接测定,在大多数研究中一般采用 254、350、355、375 和 440 nm 处的吸 收系数来表征其丰度<sup>[23-25]</sup>,与其他波长处的 CDOM 吸收系数相比,已有研究<sup>[26-27]</sup>表明,*a*<sub>355</sub>不仅与类腐殖质 及类蛋白质均存在较好的正相关关系,同时 *a*<sub>355</sub> 与水体 Chl-a 也存在较强相关关系性,常用于推断 CDOM 来源状况<sup>[28-29]</sup>,因此,本文采用 *a*<sub>355</sub> 表征 CDOM 相对丰度。已有研究<sup>[5,30]</sup>表明,CDOM 主要组分为 类蛋白质物质与类腐殖质物质,可能来源于浮游藻类和微生物代谢及残体降解的释放,且 CDOM 中的类蛋 白质物质与类腐殖质物质具有复杂多样的官能团结构,易与颗粒物吸附结合<sup>[15,31-34]</sup>。在 50~150 h 内,处理

3457

组 3 个围隔内 a<sub>355</sub> 系数增长幅度分别为 (19±0.15)、(1.45±0.12) 和 (1.55±0.18) m<sup>-1</sup>,显著高于对照组的增长 趋势,表明投加颗粒物不仅能够促进水体中 CDOM 浓度升高,且与颗粒物投加量正相关(*P*<0.05),这也 与 DOM 降低与颗粒物投加量呈负相关(*P*<0.05)形成对比。

比吸收系数(SUVA<sub>254</sub>)是指 254 nm 处的紫外吸收系数与 DOM 质量浓度的比值,常用来指示溶解性 有机质的芳香性,其与 DOM 的芳香性成正比,数值越大表明组分中所含苯环化合物越多,有机质的腐殖化 程度也越高<sup>[5]</sup>。由图 2 可见,在实验期间,所有围隔水体 SUVA<sub>254</sub> 呈现明显的增长趋势,并且投加颗粒物的 处理组 SUVA<sub>254</sub> 明显高于对照组,表明各组围隔水中 CDOM 芳香性均呈升高趋势,但处理组围芳香性显著 高于对照组。藻类等浮游植物死亡降解的产物会造成 DOM 的芳构化程度较高、复杂化程度较大<sup>[53]</sup>。这表明 颗粒物对藻类衰亡降解的影响是促进 DOM 芳香性物质占比升高与 DOM 腐殖化进程的重要原因。*S*<sub>275-295</sub> 常 用于表征 CDOM 的相对分子量大小,*S*<sub>275-295</sub> 在一定程度上与 CDOM 平均相对分子质量大小呈负相关<sup>[36]</sup>。在 实验运行至 50 h 后,各组围隔内 *S*<sub>275-295</sub> 均呈现明显的下降趋势,表明所有围隔水中 CDOM 平均相对分子质 量逐渐升高,由下降程度顺序即:*S*<sub>275-295</sub> (对照)<*S*<sub>275-295</sub>(NTU25)<*S*<sub>275-295</sub>(NTU75),可知投加 颗粒物后促进了水中 CDOM 平均相对分子质量的升高趋势。颗粒物的投加有效抑制藻类生物量进而促进藻 源有机质的释放,如蛋白质等<sup>[37]</sup>,使得 CDOM 平均相对分子质量呈现升高趋势,并且与颗粒物投加量呈正 相关。总体而言,不同光谱指数的测定结果均表明投加颗粒物后,会导致处理组围隔内水体 CDOM 中大分 子质量、高芳香性有机质占比升高,增高趋势与颗粒物投加量呈正相关趋势,说明在采用颗粒物投加法 调控水中 DOM,需要选择适宜的投加量,以获得吸附水中 DOM 和抑制藻源和微生物源 DOM 释放的平衡 效应。

# 2.2 颗粒物投加对 DOM 荧光特性及组分的影响

为进一步确定不同系统中 DOM 的赋存特征变化,采用 PARAFAC 法对各围隔内的所有 DOM 三维荧 光图谱<sup>[38]</sup>,共40个样本数据,进行解析。如图 3显示,处理组与对照组围隔内水体均获得 4 种荧光组分,C1 组分为类腐殖质(胡敏酸、类富里酸);C2 组分为类蛋白质(类酪氨酸);C3 组分为类腐殖质(紫外类 富里酸);C4 组分为类蛋白质(类色氨酸)。C1 中的 2 个峰主要对应荧光 F 峰 (类腐殖酸中的胡敏酸,Ex/Em=270 nm/465 nm)和荧光峰 C (可见光类富里酸,Ex/Em=370 nm/465 nm),主要是陆源输入及细菌 降解或呼吸作用产生的副产物等<sup>[39]</sup>。C2 (Ex/Em=225 nm/310 nm, 275 nm/310 nm)两峰主要对应荧光峰 B,C4 (Ex/Em=230 nm/350 nm, 290 nm/350 nm)两峰主要对应荧光峰 T (类色氨酸),二者主要来源于 微生物、浮游植物的生命代谢活动和降解行为,属于内源类 DOM<sup>[40]</sup>。C3 (Ex/Em=240 nm/430 nm, 335 nm/430 nm)两峰主要对应荧光峰 A (紫外类富里酸)和荧光峰 C (可见光类富里酸),与微生物转化 DOM 过程中生成的副产物有关<sup>[25]</sup>。

如图 4(b) 所示, 25、50、75 NTU 处理组与对照组的围隔内在初始阶段, 类蛋白质 C2 与 C4 组分占比 和分别为 56%、56%、54%、55%,均值为 55.25%,类蛋白质占围隔内水体荧光 DOM 的 50% 以上,是水 体荧光 DOM 的主要组成部分,表明围隔内的水体 DOM 主要来源于自生源<sup>[41]</sup>。如图 4(a) 所示,对照组与 25、50、75 NTU 处理组围隔在前 50 h内, 总荧光强度 (C1+C2+C3+C4) 均呈现不同幅度下降, 分别为 100 460、127 066、162 597 和 164 093,尤其是类蛋白质组分 (C2+C4) 荧光强度下降更为显著,分别为 83 159、101 292、145 273 和 122 857, 且处理组更为显著。表明投加颗粒物进一步促进了各荧光组分物质 的下降,尤其是类蛋白质组分 (C2 与 C4)。已有研究<sup>[42]</sup> 发现黏土颗粒物对水体类蛋白质物质在 24 h 内存在 显著的絮凝沉降效果。在本研究中 0~50 h(颗粒物快速絮凝沉降期间),颗粒物吸附絮凝大量溶解性有机质, 尤其是类蛋白质物质,是导致水体中 DOC 沉降的主要原因(图 4(a))。50 h 后,对照组与处理组围隔总荧 光强度(C1+C2+C3+C4)均呈现大幅度上升,且处理组远高于对照组,但是其中类蛋白质组分(C2与 C4)荧光强度却增减不一,对照组及低颗粒物浓度(25 NTU)围隔内有所下降,但高颗粒物浓度(50 NTU、75 NTU)围隔内却呈现一定上升,上升幅度 209 098 和 47 247,表明投加颗粒物能够促进围隔内水 体中类蛋白质组分的产生、可能与颗粒物絮凝沉降及弱光抑藻导致藻类衰亡降解、促使藻源有机质释放有 关,这一推测也与颗粒物能够有效地絮凝沉降藻类[22,43]和降低水下光照条件能够有效降低藻类浓度[44]等相 关结果一致。同时投加颗粒物也进一步促进了水体中类腐殖质组分的形成,其可能与水体中类蛋白质组分降 解转化有关,在 MURPHY 等<sup>[45]</sup> 的研究中也发现类蛋白物质的降解会促进腐殖质组分的增加,这些研究发现

3459



Fig. 3 The internal four fluorescent components and emission-excitation wavelength information of each enclosure based on the PARAFAC method



图 4 各围隔内各荧光组分荧光强度与组分占比随时间变化特征

Fig. 4 Changes in fluorescence intensity and proportion of each fluorescent component over time within each enclosure

也能解释本研究中 C1 组分在实验后期占比高于处理前的结果。

为了解析各体系中 DOM 的可能来源,研究中还对荧光指数(FI)、生物自生源指数(BIX)和腐殖化 指数(HIX)进行了分析,结果如图 5 所示。荧光指数(FI)常用来指示 DOM 中腐殖质(富里酸)的来 源<sup>[46]</sup>。当 FI<1.4 时 DOM 主要来自陆源或土壤,当 FI>1.9 时表示 DOM 以内源自生为主<sup>[46-47]</sup>。如图 5(a) 所 示,对照组围隔 FI 值在 2.32~2.52(均值为 2.39),25、50、75 NTU 处理组围隔内 FI 值分别为 2.31~2.42、2.30~2.47 和 2.29~2.39,均值分别为 2.36、2.37 和 2.35。以上结果表明处理组与对照组围隔内 DOM 中腐殖质均主要来源于内源自生<sup>[5.48]</sup>。



Fig. 5 Box plot of fluorescence spectral indices within each enclosure

BIX 反映水体自生源特征,反映了新产生的溶解性有机质在整体 DOM 中所占的比例,自生源指数越高,表明新近自生源组分的比例越高<sup>[49]</sup>。当 BIX 在 0.8~1.0 时具有较强自生源特征,大于 1.0 时主要为微生物活动产生<sup>[49-50]</sup>。处理组与对照组围隔内水体 BIX 指数在 0.85~1.15,表明各围隔内水体均处于较强的自生源特征,尤其是对照组,均值大于 1.0,表明对照组围隔内具有更旺盛的微生物代谢活动。HIX 常用来反映DOM 腐殖化程度,HIX<4 时,DOM 以自生源为主,且腐殖化程度较弱<sup>[49]</sup>。处理组与对照组围隔内 HIX 值在 1.9~3.5,表明处理组围隔与对照组围隔 DOM 均以自生源为主,并且腐殖化程度较弱。以上结果在DOM 的来源表征上显示出高度的一致性,处理组与对照组围隔内 DOM 均主要来源于内源自生,腐殖化程度较弱,进一步证明了各体系中 DOM 赋存特征和来源受浮游藻类和微生物过程主导,而投加颗粒物后,伴随絮凝沉降过程显著降低了水中藻生物量,同时改变了水下光照条件,抑制了藻细胞和微生物菌群的活性,促进了藻类等的衰亡降解及其藻源有机质的释放,进而促使水中溶解性有机质中大分子质量、芳香类有机质占比增高,这可能是 DOM 含量降低,而 CDOM 却有所升高的主要原因。

#### 2.3 颗粒物投加对水质特征的影响

众所周知,不同类型天然水体中的颗粒浓度范围差异很大,颗粒物浓度可以从几 mg·L<sup>-1</sup> 至数百 mg·L<sup>-1</sup> 不等<sup>[51]</sup>,且自然过程中受降雨径流影响而汇入水体中的颗粒物含量通常较高,有研究报道岩口地区单 场中等强度的降雨可导致河流水体浊度上升至 150 NTU 以上<sup>[52]</sup>。本研究通过人为投加方法模拟了不同颗粒 物浓度导致水体特征的变化过程,与天然降雨径流带入的大量颗粒物质相比,本研究中所用颗粒物投加量较 少,且化学性质稳定,成分单一,一方面可以降低外源有机质、营养盐等的影响<sup>[20]</sup>,同时二氧化硅形成絮体 的稳定性要高于其他复合型黏土矿物<sup>[53-54]</sup>,且具有较高比表面积和良好的吸附性能<sup>[55]</sup>。实验过程中通过单次 投加颗粒物后导致水体浊度短期升高,然后降至与外侧对照组水体相近水平,该过程与单场降雨径流汇入导 致的水体浊度变化过程相似,其对水体特征的影响过程不会对水生态系统造成危害。为了进一步揭示颗粒物 投加后影响水体中 DOM 特征的主要过程和机制,研究中对实验过程中各体系中水质条件和浮游藻类动态进 行了分析。原位投加颗粒物材料后,各组围隔内水体悬浮颗粒物浓度(SPM)变化如图 6(a)所示。相对于对 照组中趋于稳定的颗粒物浓度,处理组中颗粒物浓度呈指数下降,且 3 个不同 SPM 梯度的围隔中, SPM 变 化趋势一致。由图 6(a)可知,投加颗粒物后 150 h 内是围隔内 SPM 变化的快速变化区间,150 h 以后,各围 隔内 SPM 变化趋于平缓,颗粒物浓度梯度相对稳定。

3461







处理组投加颗粒物后对水体溶解性氮、磷具有一定影响(图 6),其中 TDP 均逐渐降低,但与对照无显 著差异,前 50 h 是 TDP 下降的主要时间区间,表明围隔内藻类自身絮凝与颗粒物投加后的促絮凝沉降均能 有效降低水体 TDP 浓度,如磷酸盐等<sup>[22,42]</sup>。而 TDN 在颗粒物投加后处理组显著低于对照组,为 75 NTU<50 NTU<25 NTU。25 NTU 处理组中 TDN 浓度为 0.87~1.88 mg·L<sup>-1</sup>,50 NTU 处理组为 0.66~ 1.01 mg·L<sup>-1</sup>,75 NTU 处理组为 0.51~1.16 mg·L<sup>-1</sup>。该结果表明投加颗粒物能有效絮凝沉降 TDP 与 TDN, 并且 SPM 浓度越高,TDN 浓度相对越低,可能与投加的颗粒物与水中溶解性氮,如蛋白质、氨基酸等发生 絮凝沉降有关<sup>[42]</sup>。

处理组与对照组围隔内叶绿素 a 浓度变化趋势也呈现明显的差异性。如图 6(b),在颗粒物投加 50 h 内,处理组和对照组之间没有表现出明显的差异,50 h 后处理组围隔内叶绿素 a 浓度快速下降,并在 50~150 h 内,处理组叶绿素 a 浓度显著低于对照组,表明投加颗粒物可以有效降低藻类生物量,主要是颗粒 物投加后可能与藻细胞发生絮凝和沉降作用,造成藻生物量的沉降,Chl-a 的骤降期与颗粒物浓度快速下降 存在明显的重合(50~150 h)也能证明这一推论。刘艺等研究也表明藻类快速衰亡下,迅速释放大量新鲜藻 源有机质,并主要以芳香类蛋白质物质和溶解性微生物代谢产物为主<sup>[56]</sup>。这也进一步证明,在 50~150 h 内 由于藻类生长受到颗粒物投加的抑制,导致藻源性有机质的释放可能是此时段 DOM 下降缓慢和 CODM 增 加的主要原因。

实验中颗粒物的絮凝沉降及其弱光作用,二者共同抑制了藻类,进而加速藻类衰亡降解过程,但随着时间增加,悬浮颗粒物逐渐减少,并且实验150h后处理组围隔内颗粒物浓度、水体浊度等逐渐趋于稳定(图 6(a)), Chl-a浓度也与对照组没有显著差异,说明围隔内藻类逐渐适应新的水质条件,生物量逐渐恢

复(图 7(a))。但此时由于水质条件发生了变化,处理前、后不同时间段内的藻群落结构发生了显著变化,并且处理组与对照组中的藻群落结构也明显不同(图 7),说明颗粒物投加后对水体特征,营养盐和水下光照条件等的改变显著影响了不同藻群落的生长。本研究结果显示,颗粒物投加与沉降过程对水质条件和水下光照条件都产生显著影响,进而可能实现对藻群落结构的调控。





通过对各围隔中水体各个指标间相关性分析 (图 8),发现对照组与实验处理组围隔内 SPM 与 NTU、 TDN、Chl-a 均具有显著相关关系(P<0.05),表明水体悬浮颗粒物显著影响各水质特征。对照组围隔内 DOC 与其他各参数间无显著相关关系(P>0.05),但是投加颗粒物的处理组围隔内 DOC 与 SPM 呈现显著 正相关关系(P<0.05),且处理组围隔内 SPM 与 BIX,DOC 与 BIX 均呈现显著负相关(P<0.05),同时 SPM 与 SUV<sub>254</sub>、S<sub>275-295</sub>等也呈现显著的相关关系(P<0.05),表明颗粒物投加对围隔内水体 DOM 性质存 在显著影响,本研究中投加颗粒物后使得水体 DOM 相关的多个指标与颗粒物均具有了相关关系,改变了原 水体特征,表明通过颗粒物投加的方式可以显著改变水体 DOM 浓度与赋存性质及特征,进而影响水质和藻 群落动态,这一结果也为进一步研发基于水体颗粒物调控水质奠定了科学基础。



注:\*P<0.05。



Fig. 8 Correlation analysis between DOM composition and structural parameters for the blank group and the treatment group within the enclosure

# 2.4 颗粒物调控过程对藻群落特征的影响

水体营养盐、水下光照和颗粒物絮凝沉降等都可以对浮游藻类群落动态产生影响<sup>[57-61]</sup>,本研究也发现, 颗粒物投加前后,处理组与对照组围隔内藻类生物量和群落结构变化呈现明显差异(图7)。实验前各体系 中共发现7门,24属,34种,蓝藻和硅藻为优势种,生物量分别达到12.77 mg·L<sup>-1</sup>和7.46 mg·L<sup>-1</sup>,总生物 量则达到20.52 mg·L<sup>-1</sup>。随着实验的进行到50~150 h,处理组(25、50、75 NTU)围隔内藻类物种数分别 减少至27、20、22种,藻类生物量与实验前相比分别降低13.72、15.70和13.00 mg·L<sup>-1</sup>,其中以蓝藻门生 物量下降尤为显著,导致处理组内优势藻种转变为单一硅藻门菱形藻属(图7)。该结果与叶绿素 a 变化一 致,说明颗粒物投加后50~150 h 是水质和藻群落响应的最佳效应区间,主要是由于颗粒物絮凝沉降过程使 得大量浮游藻类从水体中去除。李靖等<sup>[43]</sup>的研究也发现黏土矿物颗粒对绿潮藻具有良好的絮凝沉降去除效 果;曹晶等<sup>[22]</sup>在鄱阳湖的研究中发现相对硅藻而言,水体悬浮颗粒物对蓝藻具有更好的絮凝沉降效率。此 外,由于蓝藻与硅藻对水下光照条件存在响应差异,蓝藻最适宜的光照强度为3300~3400 hx,而硅藻在光 强低于2000 hx仍能正常生长<sup>[62]</sup>,处理体系中颗粒物投加后浊度上升,水下光照强度降低,不利于蓝藻群 落生长,导致优势种转变为单一硅藻。孙杨才等<sup>[44]</sup>的研究中通过遮光降低水下光照度,限制藻类光合作用, 在7~9 d 内可有效降低藻类浓度。结合 50~150 h 水中内生性蛋白类有机质组分显著升高的结果,表明颗粒物

介入下显著抑制藻类生长,进而导致藻源性有机质的释放可能是此时段 CDOM 上升的主要原因。

随着实验进行到 150 h 以后,颗粒物沉降过程 趋于稳定,水体浊度趋于环境值,此时藻类逐渐适 应新的水体条件,生物量开始恢复,但与实验开始 前相比,群落结构已经发生显著变化(图7),表 明通过水体颗粒物的调控,不仅显著改变了水中 DOM 特征和水质条件,同时改变了藻类生物量及 群落结构。对各环境因子与藻群落结构进行了 RDA 分析,结果如图 9 所示。第1轴、第2轴特 征值分别为 0.857 0 和 0.048 3。悬浮颗粒物 (SMP)与 NTU、TDP、TDN、DOC 均具有正 相关性,与 CDOM 具有负相关性;同时,SPM 与蓝藻门平裂藻属、硅藻门菱形藻属具有高度的正 相关性。上述结果表明在颗粒调控下,在显著改变 水体水质特征同时,也显著改变水体藻群落结构及 其丰度,并与各水质参数息息相关。



Fig. 9 RDA analysis of algal community structure and environmental factors

# 3 结论

1) 水体颗粒物在水中的吸附、絮凝沉降过程,可显著降低水体 DOM 浓度水平,并改变 DOM 赋存及特性;颗粒物投加后 50~150 h 是水质和藻群落调控的最佳效应区间,此时有色可溶性有机质(CDOM)明显 升高,并且其芳香性、分子量随颗粒物投加量增加而升高。

2) 通过三维荧光和平行因子分析以及多种光谱指数的分析发现,处理组中 CDOM 升高主要是内生性的 类蛋白质组分增加。

3) 水体颗粒物投加可显著降低 TDN 和叶绿素 a 水平,同时抑制藻类生长,改变藻群落优势种组成,尤 其抑制了蓝藻生长,这可能是促使藻源有机质释放而导致 CDOM 升高的主要原因。

4) 实验 150~300 h, 水体颗粒物浓度和水体浊度接近对照值, 各体系藻类逐渐适应新的水体条件, 生物量开始恢复, 然而与实验前相比, 群落结构已发生显著变化。

本研究通过水体颗粒物投加可以实现水体 DOM 含量、赋存特征及其对水质、藻群落动态的有效调控, 但水体颗粒物与 DOM 间的耦合过程与效应机制仍需进一步研究,尤其该技术在不同类型水体中的适用性以 及水生态系统的响应规律还需进行更深入探索。

#### 参考文献

- [1] 何伟, 白泽琳, 李一龙, 等. 溶解性有机质特性分析与来源解析的研究进展[J]. 环境科学学报, 2016, 36(2): 359-372.
- [2] NEBBIOSO A, PICCOLO A. Molecular characterization of dissolved organic matter (DOM): a critical review[J]. Analytical and Bioanalytical Bhemistry, 2013, 405(1): 109-124.
- [3] 何小松, 虞敏达, 黄彩红, 等. 天然有机质的表征及环境效应[C]. 中国环境科学学会 2016 年学术年会, 海口, 2016.
- [4] UPADHAYAY H R, ZHANG Y, GRANGER S J, et al. Prolonged heavy rainfall and land use drive catchment sediment source dynamics: Appraisal using multiple biotracers[J]. Water Research, 2022, 216: 118348.
- [5] 王爽, 王三秀, 黄清辉. 太湖流域南白荡表层水中溶解有机质赋存特征与来源[J]. 环境科学学报, 2022, 42(11): 139-148.
- [6] 吴丰昌, 王立英, 黎文, 等. 天然有机质及其在地表环境中的重要性[J]. 湖泊科学, 2008, 20(1): 1-12.
- [7] NELSON N B, SIEGEL D A, MICHAELS A F. Seasonal dynamics of colored dissolved material in the Sargasso Sea[J]. Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers, 1998, 45(6): 931-957.
- [8] BLANCHET C C, ARZEL C, DAVRANCHE A, et al. Ecology and extent of freshwater browning-What we know and what should be studied next in the context of global change [J]. Science of the Total Environment, 2022, 812: 152420.
- [9] ZHOU L, ZHOU Y, ZHANG Y, et al. Hydrological Controls on Dissolved Organic Matter Composition throughout the Aquatic Continuum of the Watershed of Selin Co, the Largest Lake on the Tibetan Plateau [J]. Environmental Science & Technology, 2023, 57(11): 4668-4678.
- [10] ZHOU Y, CHEN L, ZHOU 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 [J]. Water Research, 2023, 233: 119782.
- [11] ZHOU Y Q, YU X Q, ZHOU L, et al. Rainstorms drive export of aromatic and concurrent bio-labile organic matter to a large eutrophic lake and its major tributaries [J]. Water Research, 2023, 229: 119448.
- [12] ZHOU Y Q, ZHOU L, ZHANG Y L, et al. Unraveling the Role of Anthropogenic and Natural Drivers in Shaping the Molecular Composition and Biolability of Dissolved Organic Matter in Non-pristine Lakes [J]. Environmental Science & Technology, 2022, 56(7): 4655-4664.
- [13] 马晓妍, 陈文凤, 成芳德, 等. 两种分子量分级下 DOM 的组分特征及其生物毒性[J]. 中国环境科学, 2021, 41(12): 5885-5895.
- [14] 李利杰. 天然水体可溶有机质分子组成与分子结构分析方法与应用[D]. 北京: 中国石油大学, 2019.
- [15] 王磊, 应蓉蓉, 石佳奇, 等. 土壤矿物对有机质的吸附与固定机制研究进展[J]. 土壤学报, 2017, 54(4): 805-818.
- [16] ZHANG Y L, ZHANG B, WANG X, et al. A study of absorption characteristics of chromophoric dissolved organic matter and particles in Lake Taihu, China [J]. Hydrobiologia, 2007, 592: 105-120.
- [17] DE LA ROCHA C L, NOWALD N, PASSOW U. Interactions between diatom aggregates, minerals, particulate organic carbon, and dissolved organic matter: Further implications for the ballast hypothesi [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2008, 22(4): 1-10.
- [18] LU Q Y, WANG J Y, WANG Z J, et al. Molecular Insights into the Interaction Mechanism Underlying the Aggregation of Humic Acid and Its Adsorption on Clay Minerals [J]. Environmental Science & Technology, 2023, 57(24): 9032-9042.
- [19] 陈宇炜, 陈开宁, 胡耀辉. 浮游植物叶绿素 a 测定的"热乙醇法"及其测定误差的探讨[J]. 湖泊科学, 2006(5): 550-552.
- [20] 辜佳莉. 腐殖酸/壳聚糖/纳米二氧化硅气凝胶复合吸附剂的制备、理化性能及吸附溴氰菊酯的应用[D]. 四川雅安: 四川农业大学, 2023.
- [21] DENG Z R, HE Q, SAFAR Z, et al. The role of algae in fine sediment floculation: In-situ and laboratory measurements [J]. Marine Geology, 2019, 413: 71-84.
- [22] 曹晶, 高思佳, 储昭升, 等. 鄱阳湖悬浮颗粒物絮凝沉降典型藻类的动力学研究[J]. 环境科学学报, 2015, 35(5): 1325-1332.
- [23] KOWALCZUK P, STON-EGIERT J, COOPER W J, et al. Characterization of chromophoric dissolved organic matter (CDOM) in the Baltic Sea by excitation emission matrix fluorescence spectroscopy [J]. Marine Chemistry, 2005, 96(3-4): 273-292.
- [24] ZHANG Y L, QIN B Q, ZHANG L, et al. Spectral absorption and fluorescence of chromophoric dissolved organic matter in shallow lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River[J]. Journal of Freshwater Ecology, 2005, 20(3): 451-459.
- [25] ZHANG Y L, YIN Y, FENG L O, et al. Characterizing chromophoric dissolved organic matter in Lake Tianmuhu and its catchment basin using excitationemission matrix fluorescence and parallel factor analysis [J]. Water Research, 2011, 45(16): 5110-5122.
- [26] YANG L Y, GUO W D, CHEN N W, et al. Influence of a summer storm event on the flux and composition of dissolved organic matter in a subtropical river, China [J]. Applied Geochemistry, 2013 28: 164-171.
- [27] 闫丽红, 陈学君, 苏荣国, 等. 2010年秋季长江口口外海域 CDOM 的三维荧光光谱-平行因子分析[J]. 环境科学, 2013, 34(1): 51-60.
- [28] 李素菊,吴倩,王学军,等.巢湖浮游植物叶绿素含量与反射光谱特征的关系[J].湖泊科学,2002,14(3):228-234.
- [29] 王鑫, 张运林, 张文宗. 太湖北部湖区 CDOM 光学特性及光降解研究 [J]. 环境科学研究, 2008, 21(6): 130-136.
- [30] 王志健, 胡霞林, 尹大强, 藻源有机质表征及消毒副产物生成潜能研究进展[J]. 环境化学, 2021, 40(10): 2979-2991.
- [31] 林勇新,形态特征及藻源有机质对改性粘土絮凝有害藻华生物效率的影响[D].北京:中国科学院研究生院,2013.
- [32] 李颖.水体中重金属、腐殖酸和粘土颗粒物之间的相互作用研究[D].济南:山东大学,2010.
- [33] 章奇, 居琪, 李健欣, 等. 针铁矿对湖泊草、藻来源可溶有机质的非均质吸附[J]. 湖泊科学, 2020, 32(4): 1041-1049.
- [34] AVNERI-KATZ S, YOUNG R B, MCKENNA A M, et al. Adsorptive fractionation of dissolved organic matter (DOM) by mineral soil: Macroscale approach and molecular insight[J]. Organic Geochemistry, 2017, 103: 113-124.
- [35] 胡春明, 张远, 于涛, 等. 太湖典型湖区水体溶解有机质的光谱学特征[J]. 光谱学与光谱分析, 2011, 31(11): 3022-3025.
- [36] PEURAVUORI J, PIHLAJA K. Molecular size distribution and spectroscopic properties of aquatic humic substances[J]. Analytica Chimica Acta, 1997, 337(2): 133-149.
- [37] 沈悦, 杜先, 张璐, 等. 藻源性有机质对高原深水湖泊沉积物矿化作用的激发效应[J]. 湖泊科学, 2023, 35(1): 103-119.
- [38] STEDMON C A, BRO R. Characterizing dissolved organic matter fluorescence with parallel factor analysis: A tutorial [J]. Limnology and Oceanography-Methods, 2008, 6: 572-579.
- [39] 武俐, 宋百惠, 杨萌, 等. 水沙调控对黄河小浪底水库溶解性有机质的影响研究[J]. 环境科学学报, 2023, 43(3): 216-225.

- [40] 江俊武,李帅东,沈胤胤,等. 夏季太湖 CDOM 光学特性空间差异及其来源解析[J]. 环境科学研究, 2017, 30(7): 1020-1030.
- [41] 吕伟伟. 太湖天然有机质的光学特性、来源及生物可利用性研究[D]. 聊城: 聊城大学, 2019.
- [42] 彭雨瑶, 李攀武, 高晓波, 等. 黄土絮凝剂对沙湖水质净化及溶解性有机质的去除[J]. 环境工程, 2023, 41(5): 140-146.
- [43] 李靖. 改性粘土对几种藻华生物的去除作用及其生态环境效应[D]. 北京: 中国科学院大学, 2018.
- [44] 孙扬才. 富营养化饮用水源地遮光控藻技术研究[D]. 上海: 上海交通大学, 2008.
- [45] MURPHY K R, HAMBLY A, SINGH S, et al. Organic matter fluorescence in municipal water recycling schemes: Toward a unified PARAFAC model [J]. Environmental of Science and Technology, 2011, 45(7): 2909-2916.
- [46] ZHANG Y L, ZHANG E L, YIN Y, et al. Characteristics and sources of chromophoric dissolved organic matter in lakes of the Yungui Plateau, China, differing in trophic state and altitude [J]. Limnology and Oceanography, 2010, 55(6): 2645-2659.
- [47] MCKNIGHT D M, BOYER E W, WESTERHOFF P K, et al. Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity [J]. Limnology and Oceanography, 2001, 46(1): 38-48.
- [48] 张文浩, 赵铎霖, 王晓毓, 等. 太白山自然保护区水体 CDOM 吸收与三维荧光特征[J]. 环境科学, 2020, 41(11): 4958-4969.
- [49] 王书航, 王雯雯, 姜霞, 等. 基于三维荧光光谱—平行因子分析技术的蠡湖 CDOM 分布特征[J]. 中国环境科学, 2016, 36(2): 517-524.
- [50] HUGUET A, VACHER L, RELEXANS S, et al. Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary [J]. Organic Geochemistry, 2009, 40(6): 706-719.
- [51] PAN G, KROM M D, ZHANG M Y, et al. Impact of Suspended Inorganic Particles on Phosphorus Cycling in the Yellow River (China) [J]. Environmental Science and Technology, 2013, 47(17): 9685-9692.
- [52] 王亚博,李慧莉,张洪刚,等,极端降水过程对岩口水库入库溪流污染负荷的影响及其对策[J].环境工程学报, 2022, 16(6): 2061-2072.
- [53] LUO R D, DONG J F, LUO Y B. pH-Responsive Pickering emulsion stabilized by polymer-coated silica nanoaggregates and applied to recyclable interfacial catalysis [J]. RSC Advances, 2020, 10(69): 42423-42431.
- [54] XU N, HUANGFU X X, LI Z L, et al. Nanoaggregates of silica with kaolinite and montmorillonite: Sedimentation and transport[J]. Science of the Total Environment, 2019, 669: 893-902.
- [55] 强涛涛,朱润桐.多孔二氧化硅微球对制革工业废水中蛋白质的吸附分离研究[1]。陕西科技大学学报, 2022, 40(4): 22-29.
- [56] 刘艺. 三峡库区御临河藻类衰亡驱动的碳行为变化及效应[D]. 重庆: 重庆大学, 2021.
- [57] LIN Y, JIAO C, SHI H, et al. Effects of Algae Blooms on Nutrients in the Water and Sediments of Mochou Lake[J]. Environmental Science and Technology, 2019, 42(2): 1-11.
- [58] 高颖超,杨雪,林锟,等.不同光照条件下浒苔与三种赤潮微藻的竞争[J].中国环境科学, 2019, 39(8): 3404-3411.
- [59] 岳冬梅, 李洁, 肖琳. 营养盐恢复对氮磷饥饿铜绿微囊藻生长的影响[J]. 环境科学, 2016, 37(11): 4220-4227.
- [60] 李文权, 蔡阿根, 王宪, 陈然. 光和营养盐对三角褐指藻生化组成的影响[J]. 中国环境科学, 1994, 14(3): 185-189.
- [61] 曹晶, 刘建辉, 储昭升, 等. 鄱阳湖水体颗粒物对 3 种典型藻类的生长及絮凝作用[J]. 环境科学学报, 2015, 35(5): 1318-1324.
- [62] 严广寒,刘德富,张佳磊,等.不同光照条件对浮游植物生物量与多样性的影响[J].水生态学杂志,2018,39(1):37-43.

(责任编辑:曲娜)

3465

# Regulation of dissolved organic matter characteristics and related environmental effects in natural water bodies using suspended particulate matter

DONG Langsheng<sup>1,2,3</sup>, ZHANG Honggang<sup>2,3,\*</sup>, LIU Fan<sup>4</sup>, LU Cong<sup>5</sup>, ZHANG Yu<sup>1,2,6</sup>

 Henan Institute of Advanced Technology, Zhengzhou University, Zhengzhou 450003, China; 2. State Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 3. Changjiang River Delta (Yiwu) Ecological Environment Research Center, Yiwu 322000, China; 4. School of Environment, China University of Geosciences, Wuhan 430078, China; 5. School of Environment, Shanxi University, Taiyuan 030006, China; 6. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China \*Corresponding author, E-mail: hgzhang@rcees.ac.cn

Abstract The occurrence characteristics of dissolved organic matter (DOM) are a crucial factor affecting the quality of natural water bodies. Meanwhile, the transport and sedimentation processes of suspended particulate matter (SPM) in water significantly influence DOM properties. To investigate the impact of SPM on DOM occurrence characteristics and related environmental effects, an in-situ water ecosystem with gradients of particle concentration was constructed in a natural water pond. The DOM occurrence characteristics in natural water bodies and the variation of DOM components with SPM influence, as well as the changes in water quality and algal communities, were investigated. The results showed that after adding SPM with turbidity levels of 25, 50, and 75 NTU, the DOM concentration significantly decreased by 2.82, 2.22 and 2.16 mg  $L^{-1}$ , respectively. However, the concentration of colored DOM (CDOM) increased noticeably, and  $a_{355}$  increased by 1.19, 1.45 and  $1.55 \text{ m}^{-1}$ , respectively. Additionally, the contents of dissolved nitrogen and chlorophyll-a decreased significantly, altering the structure and biomass of algal communities, leading to the changes in DOM characteristics (aromaticity and molecular weight). The optimal time interval for the DOM characteristics, water quality, and algal communities was found to be 50~150 hours after the SPM addition. There is a clear contrast between the decline of DOM and the rise of CDOM. The SPM concentration had a negative correlation with the decrease in DOM (P < 0.05) and a positive correlation with the increase in CDOM (P < 0.05). The analysis of three-dimensional fluorescence and fluorescence index demonstrated that the DOM components involved in the regulation process are primarily protein-like and exhibited highly autogenous characteristics. This suggests that the adsorption and sedimentation of SPM, as well as the dynamic changes of algal communities under SPM influence, are significant factors contributing to the alterations in DOM characteristics. This study provides a scientific basis for understanding the key processes and mechanisms by which SPM regulates the DOM characteristics, facilitating the development of in-situ control techniques for DOM occurrence characteristics in natural water bodies.

**Keywords** natural water body; dissolved organic matter; suspended particulate matter; algal community structure; water quality regulation