环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2020
Vol.41 No.5
第41卷 第5期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第41卷 第5期
2020年5月15日

目 次

环 境 科 学
Environmental Science
第41卷第5期 2020年5月
Vol.41, No.5 May, 2020

大型通江湖泊有色可溶性有机物对不同水文情景的响应

郭燕妮[1,2], 李元鹏[2], 石玉[2], 张柳青[2], 周蕾[2,3], 周永强[2,3], 张运林[2,3], 韩龙飞[1*]
(1. 湖南师范大学资源与环境科学学院, 长沙 410081; 2. 中国科学院南京地理与湖泊研究所,湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008; 3. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 鄱阳湖和洞庭湖作为我国面积最大的两个通江湖泊,其湖体水质变化对长江干流水质以及湖区周围居民用水安全至关重要. 通过三维荧光-平行因子分析得到4个荧光组分,研究两个湖泊的有色可溶性有机物(CDOM)光谱组成在丰、平和枯这3种水文情景下的变化规律,试图揭示鄱阳湖和洞庭湖CDOM来源及组成对不同丰枯情景的响应机制. 结果表明:不同水文情景对鄱阳湖CDOM水质参数影响更为显著,CDOM吸收系数 $a(254)$ 和溶解性有机碳(DOC)浓度表现为丰水期 > 平水期 > 枯水期(t-test, $P<0.01$),CDOM光谱吸收斜率 $S_{275\text{-}295}$ 表现为枯水期 > 平水期 > 丰水期(t-test, $P<0.01$),洞庭湖 $a(254)$ 在不同水文情景下差异不显著,比紫外吸收系数 $SUVA_{254}$ 最大值出现在平水期. 平行因子分析法解析三维荧光光谱得到4个荧光组分,枯水期两湖CDOM类蛋白组分贡献率较大,平水期类蛋白组分及类腐殖酸组分贡献率大致相当,丰水期两个湖泊类腐殖酸贡献率占主要部分. 在空间分布上,枯水期鄱阳湖4个组分的荧光强度在上游南部湖区偏小,北部偏大,丰水期反之,东洞庭湖4个组分的荧光强度在空间差异上表现为枯水期大于丰水期. 鄱阳湖DOC浓度对水位的响应更明显($r^2=0.99$, $P<0.01$),东洞庭湖类色氨酸组分C2与水位呈显著性负相关关系($r^2=0.99$, $P<0.05$). 鉴于此,应根据鄱阳湖、洞庭湖CDOM在不同水文情景下的响应特征,有针对性地对湖区水质进行管理.

关键词:通江湖泊; 鄱阳湖; 洞庭湖; 有色可溶性有机物(CDOM); 平行因子分析(PARAFAC)
中图分类号: X143 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2020)05-2198-12 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201911014

Response of Chromophoric Dissolved Organic Matter Dynamics to Different Hydrological Scenarios in the Two Largest Freshwater Lakes Connected to the Yangtze River

GUO Yan-ni[1,2], LI Yuan-peng[2], SHI Yu[2], ZHANG Liu-qing[2], ZHOU Lei[2,3], ZHOU Yong-qiang[2,3], ZHANG Yun-lin[2,3], HAN Long-fei[1*]
(1. School of Resources and Environmental Sciences, Hunan Normal University, Changsha 410081, China; 2. State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Poyang Lake and Dongting Lake are the two largest freshwater lakes in China connected to the Yangtze River. Changes in the water quality of the two lakes are critical to the water security of the residents surrounding the lakes. Analyses of the optical properties, including chromophoric dissolved organic matter (CDOM) absorption and fluorescence spectroscopy coupled by parallel factor analysis (PARAFAC), were carried out to investigate the dynamics of CDOM in the two lakes in different hydrological scenarios. Our results indicated that different hydrological scenarios have more notable effects on the CDOM dynamics in Poyang Lake compared to those in Dongting Lake. In Poyang Lake, the mean CDOM absorption $a(254)$ and dissolved organic carbon (DOC) were higher in the wet season than in the dry-to-wet transition season, and higher still than in the dry season (t-test, $P<0.01$), and the mean of the CDOM absorption spectral slope $S_{275\text{-}295}$ was higher in the dry season than in the dry-to-wet transition season and higher still than in the wet season (t-test, $P<0.01$). In Dongting Lake, the mean of $a(254)$ was not significantly different between different hydrological periods, and $SUVA_{254}$ reached its maximum in the dry-to-wet transition season. Four fluorescent components were identified using parallel factor analysis. The contribution percentage of CDOM protein-like components in the two lakes was higher during the dry season, and the protein-like components and humic-like components contributed roughly the same amount in the dry-to-wet season, whereas the humic-like components accounted for the main proportion in both lakes during the wet season. From the perspective of spatial distribution, the fluorescence intensity of the four components of Poyang Lake was lower in the southern upstream than in the northern downstream lake regions during the dry season, whereas in the wet season a contrast pattern was found, i.e., with high values found in the upstream lake regions. The spatial difference of fluorescence intensity of the four components in the east of Dongting Lake during the dry season was greater than that in the wet season. We found that DOC increased with increasing water level ($r^2=0.99$, $P<0.01$) in Poyang Lake and tryptophan-like C2 decreased with increasing water level ($r^2=0.99$, $P<0.05$) in Dongting Lake. Therefore, the water quality of the two lakes should be managed in a targeted manner according to the response characteristics of CDOM

收稿日期: 2019-11-02; **修订日期**: 2019-12-06
基金项目: 国家自然科学基金项目(41807362, 41807163, 41930760);江苏省自然科学基金项目(BK20181104);中国科学院南京湖泊地理研究所启动基金项目(NIGLAS2017QD08)
作者简介: 郭燕妮(1995~),女,硕士研究生,主要研究方向为有色可溶性有机物循环,E-mail: 1591771211@qq.com
* 通信作者,E-mail:hanlf@hunnu.edu.cn

in the two lakes under different hydrological scenarios.

Key words: lakes connected to the Yangtze River; Poyang Lake; Dongting Lake; chromophoric dissolved organic matter (CDOM); parallel factor analysis (PARAFAC)

湖泊承接陆地有机物的输入,在调蓄过程中有机物经过一系列生物地球化学过程分解矿化,那部分难于降解的有机物继续向下游输移,因而湖泊是陆地有机物输移的重要枢纽[1]. 湖泊通常为人类提供食物、调节局地气候、航运、娱乐及休闲等[2]服务,且这些服务的质量直接受制于湖泊水文情景. 溶解性有机物(DOM)是水生生态系统中有机物的主要成分,是由富里酸、腐殖质、脂肪族和芳烃化合物等一系列复杂的有机物质组成[3],且广泛存在于天然水体中. 有色可溶性有机物(chromophoric dissolved organic matter, CDOM)是 DOM 中能强烈吸收紫外辐射和蓝光的那部分物质,能显著影响水下光场及水体中碳氮磷等生源要素的生物地球化学循环[4],且高浓度 CDOM 在水处理过程中释放大量致癌物质,严重威胁人类饮用水安全[5],且传统的化学分析方法难以有效地揭示每种有机质的变化过程. 激发-发射三维荧光结合平行因子分析法(EEM-PARAFAC)是目前国内外应用较为广泛的一种针对水中 CDOM 来源组成的分析技术,可以对三维荧光激发-发射矩阵中复杂的有机物信息进行分析,得到若干个具有单一发射波长最大值且具有独立激发发射光谱特征的荧光组分[6, 7]. 近年来,国内外学者利用三维荧光技术对天然水体中的溶解性有机质开展了大量的研究[8, 9],Coble 等[10]利用荧光光谱技术在阿拉伯海的上升流中确定了冷水、高叶绿素 a 和高养分这 3 种特征的水团类型,并通过分析其与 CDOM 的相关性,得出上升流是 CDOM 到地表水的主要来源. Stedmon 等[11]的研究认为激发-发射矩阵荧光光谱法结合平行因子分析(EEM-PARAFAC)分析提供了表征溶解有机物(DOM)的荧光部分的快速有效的方法,并通过对丹麦 Horsens 河口进行分析,鉴定得出了 8 个荧光组分,并探讨了影响不同流域陆源 DOM 的共同驱动因素.

目前国内外均有研究表明河流 CDOM 来源与组成对水文情景响应显著,其中相关领域学者通过植被集水区面积和淡水径流量的变化来研究河口以及河流 CDOM 组成的变化[12, 13]. 许多学者对比分析了不同水文情景下 CDOM 的吸收光谱特性和组分荧光强度的变化规律[14, 15]. Bezerra-Neto 等[16]用 CDOM 作为衡量水体 DOM 质量的指标之一,研究证明降雨量不同,表层水深度与 DOM 的相关性不同. 还有学者对中国东北南部大河口辽河三角洲河流中 1、4、5 和 9 月这 4 个月份 CDOM 的吸收和荧光特性进行研究,得出 CDOM 荧光在不同季节变化规律[17]. 尽管关于水文情景对 CDOM 的响应研究很多,但主要集中于河流及河口等区域,而湖泊作为最重要的一类地表饮用水供给地,其水体 CDOM 来源与组成如何响应于不同水文情景依然有待于做进一步研究.

洞庭湖和鄱阳湖均为长江中下游大型通江湖泊,分别有鱼米之乡和白鹤王国的美称[18],湖体水质状况直接影响长江的水质及湖泊周边居民以及各种动物用水安全. 鄱阳湖和洞庭湖分别是我国第一、第二大淡水湖,鄱阳湖承纳赣江、修河、饶河、信江和抚河这 5 条河流的来水,由湖口注入长江. 洞庭湖北纳松滋、虎渡和藕池三口,南接湘、资、沅和澧四水,来水经洞庭湖调蓄后,由城陵矶注入长江,两个湖泊年内水体边界季节变化巨大,湖相与河相分异显著[19]. 目前,有关洞庭湖、鄱阳湖水体的研究多集中在水沙平衡、水环境综合治理、局部湖区水体富营养化等领域,国内外关于大型通江湖泊 CDOM 来源组成及对水文情景的响应研究较少.

基于此,本文以洞庭湖和鄱阳湖为研究对象,通过 2018 年的 1、4 和 7 月丰枯水平迥异的 3 个季节在上述两个湖泊布设样点,采用溶解性有机碳(DOC)、光谱吸收及三维荧光等光谱分析并结合平行因子分析(parallel factor analysis, PARAFAC),对比分析 CDOM 光学指标在不同水文情景的特征及差异,以期厘清洞庭湖和鄱阳湖在不同水文情景下的 CDOM 来源及迁移转化特征.

1　材料与方法

1.1　样品采集与处理

在洞庭湖和鄱阳湖分别布设 14 个采样点(南洞庭及东洞庭各 7 个样点)和 9 个采样点(图 1),于 2018 年的 1、4 和 7 月对洞庭湖及鄱阳湖进行采样,现场用 YSI 多参数水质仪对表层水体 pH、溶解氧(DO)和水温(T)进行测定,使用塞氏黑白盘测定透明度(SD). 在野外将样品用酸洗过的聚乙烯瓶盛装并在黑暗冷藏条件下保存,采样结束后立即送回实验室过滤. 首先将样品分别通过经 0.7 μm 孔径的 Whatman GF/F 玻璃纤维滤膜及 0.22 μm 孔径的 Millipore 滤膜过滤,所得的 0.7 μm 滤后水样用以测定 DOC 浓度, 0.22 μm 滤后水样用以测定 CDOM

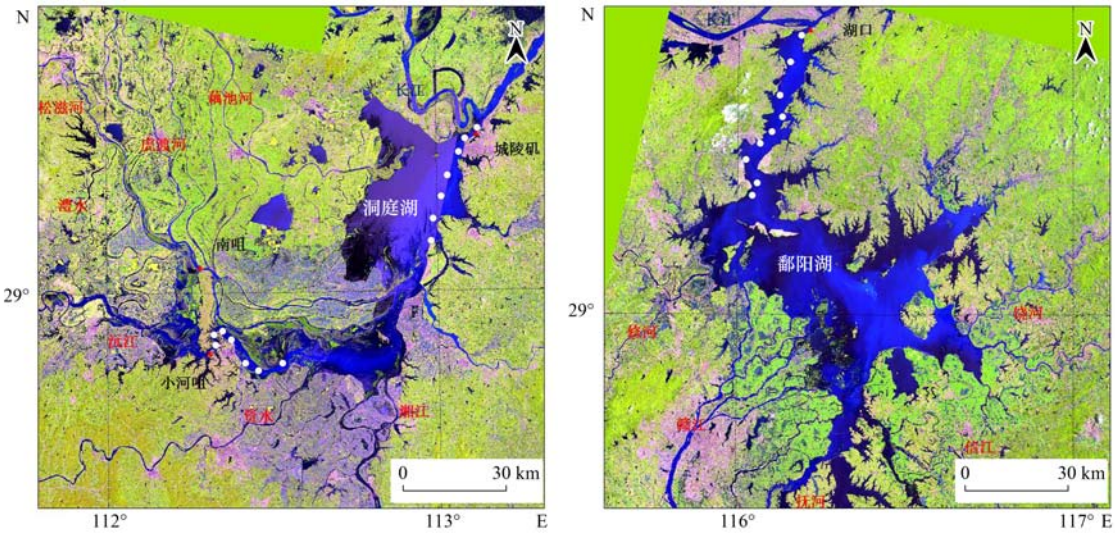


图 1 洞庭湖和鄱阳湖采样点位置示意

Fig. 1 Location of sampling sites in Dongting Lake and Poyang Lake

三维荧光光谱和吸收光谱. 所有 CDOM 光学指标的测定在 3 d 内完成.

1.2 水文数据的获取

鉴于采样点主要分布在南洞庭西部、东洞庭及鄱阳湖北部,因而本文中选取的是采样当月的南咀及小河咀(西洞庭进入南洞庭水文控制站)、城陵矶站(东洞庭水文控制站)及湖口站(鄱阳湖出口水文控制站)水位数据作为丰、平和枯这 3 种不同水文情景下的水位. 数据来自湖南省水文勘测网(http://slt.hunan.gov.cn/hnsw/)和水利部长江水利委员会(http://www.cjw.gov.cn/).

1.3 样品参数测定

1.3.1 DOC 浓度、ρ(TN)、ρ(TP)和叶绿素 a 浓度的测定

Whatman 0.7 μm 滤后液利用 Shimadzu TOC-L 总有机碳分析仪在 680℃高温环境下采用 NPOC 扫吹模式测定 DOC 浓度[20]. ρ(TN)和ρ(TP)的测定分别采用过硫酸钾消解紫外分光光度法(GB 11894-89)及钼锑抗分光光度法(GB 11893-89)使用岛津公司生产的 UV-2550(型号)紫外分光光度计予以测定. 采用 90% 热乙醇萃取和分光光度法测定叶绿素 a 浓度[21].

1.3.2 紫外-可见吸收光谱的测定

采用 Shimadzu UV-Vis 2550 紫外可见分光光度计及配套 5 cm 比色皿测定 CDOM 吸光度,测量波长范围为 200 ~ 800 nm,间隔为 1 nm,采用当天超纯水 Milli-Q 水为空白参比. 通过扣除 700 nm 处吸光度以消除滤液中潜在颗粒物的散射效应. 通过乘以 2.303/r 换算得到吸收系数,其中 r 为比色皿光学路径,单位为 m. 由于 CDOM 组成异常复杂,目前国内外广泛采用 a(254)以表征水样中 CDOM 的浓度[22~24]. $SUVA_{254}$是比紫外吸收系数,用 254 nm 波长下吸收系数与 DOC 浓度的比值表示,$SUVA_{254}$可以表征 CDOM 的腐殖化程度,$SUVA_{254}$值越大,CDOM 的腐殖化程度越高[25, 26]. $S_{275\text{-}295}$是指数函数拟合 275 ~ 295 nm 波段吸收光谱的斜率,$S_{275\text{-}295}$随 CDOM 陆源腐殖酸信号增强而降低[27],其计算公式为:

$$a(\lambda) = a(\lambda_0)\exp[S(\lambda_0 - \lambda)] \quad (1)$$

式中,$a(\lambda)$为波长 λ 下 CDOM 的吸收系数(m^{-1}),λ 为测定波长(nm),λ_0 为参考波长 440 nm,$S_{275\text{-}295}$值越小,CDOM 陆源类腐殖酸输入信号越强[28].

1.3.3 三维荧光谱的测定

CDOM 三维荧光光谱的测定采用 Hitachi 公司生产的 F-7000 荧光光度计测定,激发光谱范围 200 ~450 nm,间隔为 5 nm,发射光谱范围 250 ~ 600 nm,间隔为 1 nm. 所测得的三维荧光光谱通过减去当天测得的超纯水(Milli-Q)EEMs 空白以完成拉曼散射校正,将所有 EEMs 定标为当天测得的超纯水 EEMs 中 350 nm 激发条件下的荧光强度,亦即定标为拉曼单位(Raman unit, R. U.)[29]. 瑞利散射采用 drEEM 工具包通过剪除及线性插值的方法予以消除[30],内滤波效应用 EEMs 下相应激发-发射波长处的吸光度予以校正[31].

1.3.4 平行因子分析

平行因子分析是将 EEMs 数据集分解为一系列的三线性和残差矩阵,并使残差的平方和最小[32],亦即得到具有唯一发射波长荧光峰最大值且具备相对独立的激发发射光谱特征的若干个荧光组分,相比于传统的“寻峰法”可更清晰地分析发色荧光峰的组成[33]. 本文采用 MATLAB R2015b 下 drEEM 工

具箱进行平行因子分析，平行因子共抽取 252 个 EEMs 矩阵进行运算，每个矩阵对应 251 个发射波长、45 个激发波长. 数据被剖分成 6 个随机子集，3 个子集用于建模，剩余 3 个用于模型验证，每个 EEMs 子集均逐步从 3 个组分模型逐步到 6 个组分检验，结果表明 4 个组分模型能很好地通过对半检验、残差分析和随机初始化检分析.

1.4　数据处理

使用 IBM SPSS Statistics 23 软件进行统计分析、相关性分析和回归分析，使用 Origin 9.1 进行图表绘制，ArcGIS 10.4 绘制采样点分布和荧光参数的时空变化. 文中均值之间 t 检验、相关分析和回归分析中置信区间 $P<0.05$ 规定为具有显著差异、显著相关及回归效果显著.

2　结果与分析

2.1　鄱阳湖和洞庭湖的水文特征

洞庭湖可以分为东洞庭湖、南洞庭湖和西洞庭湖，东洞庭湖的水位用城陵矶站水位表示，南洞庭湖的水位用南咀和小河咀两站均值表示，用湖口站点表示鄱阳湖的水位，3 个湖区水位的表示均用当月相应站点水位的平均值加标准差表示（图 2）. 鄱阳湖枯水期（1 月）对应水位为（8.51 ± 0.48）m，平水期（5 月）对应水位为（12.9 ± 0.77）m，丰水期（7 月）水位是（15.74 ± 1.37）m，东洞庭湖枯水期（1 月）水位（21.11 ± 0.58）m，平水期（4 月）水位是（22.66 ± 0.80）m，丰水期（7 月）水位是（29.91 ± 1.42）m，南洞庭湖枯水期（1 月）水位是（28.55 ± 0.26）m，平水期（4 月）水位是（29.17 ± 0.11）m，丰水期（7 月）水位是（31.45 ± 1.44）m.

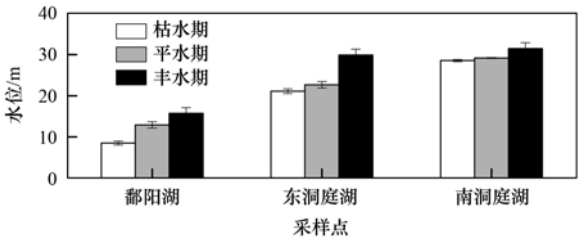


图 2　鄱阳湖、东洞庭和南洞庭不同水文情景下水位变化

Fig. 2　Variations in water levels in Poyang Lake, East Dongting Lake, and South Dongting Lake in different hydrological scenarios

2.2　各湖区不同水期 CDOM 各组成指标的特征

如图 3（a）~3（d），鄱阳湖 CDOM 的 $a(254)$ 在枯平丰时期平均吸收系数为（12.84 ± 3.12）m^{-1}（8.24 ~ 19.75 m^{-1}，表示范围，下同），CDOM 的 $a(254)$ 在丰水期显著大于枯水期（t-test，$P<0.01$），其平均值大小表现为丰水期 > 平水期 > 枯水期，平水期 CDOM 浓度大小波动较大. DOC 浓度在枯平丰时期平均值为（1.77 ± 0.21）$mg \cdot L^{-1}$，波动范围为 1.33 ~ 2.03 $mg \cdot L^{-1}$，DOC 浓度在枯平丰时期的变化与 $a(254)$ 一致，呈现丰水期 > 平水期 > 枯水期（t-test，$P<0.01$）. $S_{275\text{-}295}$ 在枯平丰时期的变化与 $a(254)$、DOC 恰好相反，表现为枯水期 > 平水期 > 丰水期，枯水期极显著大于丰水期（t-test，$P<0.01$），$SUVA_{254}$ 在丰水期显著大于枯水期（t-test，$P<0.01$）.

东洞庭湖 $a(254)$（5.94 ~ 19.28 m^{-1}）在全年平均值为（12.44 ± 3.06）m^{-1}，不同水期 CDOM 浓度差异不显著. DOC 浓度（1.33 ~ 2.03 $mg \cdot L^{-1}$）最大值出现在枯水期，表现为枯水期显著大于平水期和丰水期（t-test，$P<0.05$）. 在研究期间，东洞庭湖 $S_{275\text{-}295}$ 在枯平丰时期无显著性差异，极大值出现在枯水期. $SUVA_{254}$［4.01 ~ 11.97 $L \cdot (mg \cdot m)^{-1}$］可以表示水体中溶解性有机物的芳香度，表现为平水期 > 丰水期 > 枯水期（t-test，$P<0.05$）.

如图 3，南洞庭湖 CDOM 的 $a(254)$ 在枯平丰时期平均吸收系数为（9.24 ± 2.05）m^{-1}（6.69 ~ 14.62 m^{-1}），同东洞庭湖相似，南洞庭湖 CDOM 浓度在不同水期差异同样不显著. DOC（1.05 ~ 1.61 $mg \cdot L^{-1}$）平均浓度为（1.36 ± 0.19）$mg \cdot L^{-1}$，在枯水期和丰水期差异不明显，但均极显著大于平水期（t-test，$P<0.01$）. $S_{275\text{-}295}$（12.64 ~ 21.94 μm^{-1}）在丰水期显著大于枯水期（t-test，$P<0.05$），在平水期分别达到最小值和最大值. $SUVA_{254}$ 在平水期达到最大值，枯水期取最小值.

枯水期 DOC 浓度在不同湖区表现为东洞庭 > 南洞庭和鄱阳湖（t-test，$P<0.05$），$a(254)$ 表现为东洞庭 > 鄱阳湖（t-test，$P<0.05$），$S_{275\text{-}295}$ 表现为鄱阳湖 > 东洞庭和南洞庭（t-test，$P<0.05$）. 平水期 $a(254)$ 在东洞庭和鄱阳湖显著大于南洞庭（t-test，$P<0.05$），DOC 浓度在 3 个湖区差异比较显著，表现为鄱阳湖 > 东洞庭 > 南洞庭（t-test，$P<0.01$），$SUVA_{254}$ 表现为东洞庭 > 鄱阳湖和南洞庭湖（t-test，$P<0.05$）. 丰水期鄱阳湖 DOC 浓度极显著大于洞庭湖两个湖区（t-test，$P<0.01$），$a(254)$ 和 SUVA 表现为鄱阳湖 > 南洞庭（t-test，$P<0.01$）.

2.3　不同水期各湖区荧光组分的变化特征

从图 3（e）~3（h）可以看出，鄱阳湖组分 C1（0.3 ~ 0.63R. U.）和组分 C4（0.05 ~ 0.20R. U.）的荧光强度表现为平水期 > 丰水期 > 枯水期（t-test，$P<0.01$），C2（0.19 ~ 0.46R. U.）在枯水期和平水期极显著大于丰水期（t-test，$P<0.01$），C3（0.11 ~ 0.32 R. U.）与 C2 组分表现一致，且均在枯水期时

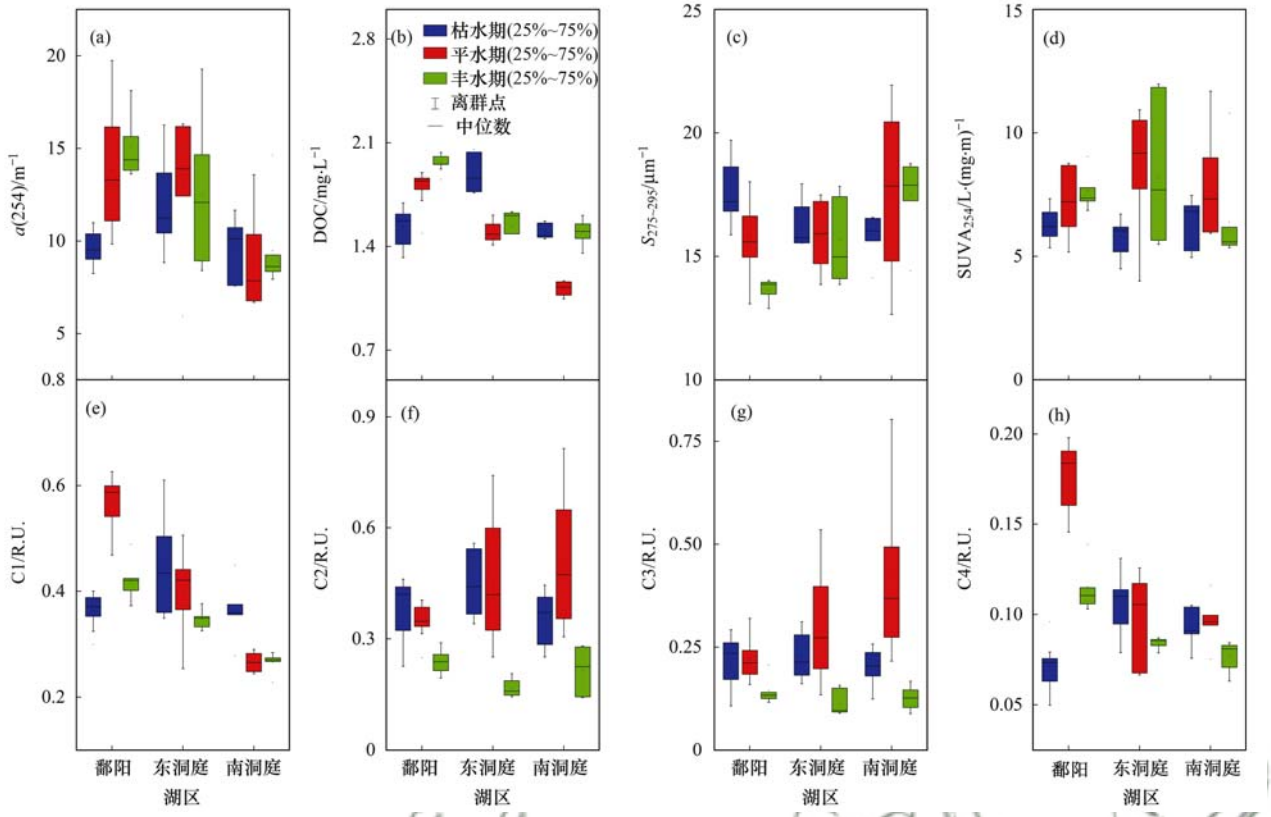


图 3 不同水期鄱阳湖、东洞庭湖、南洞庭湖 $a(254)$、DOC、$S_{275\text{-}295}$、$SUVA_{254}$ 及平行因子分析组分 C1 ~ C4 的变化特征

Fig. 3 Spatial and temporal variabilities of $a(254)$, DOC, CDOM spectral slope $S_{275\text{-}295}$, specific ultraviolet absorbance at 254 nm $SUVA_{254}$, and PARAFAC-derived C1-C4 in Poyang Lake, East Dongting Lake, and South Dongting Lake

荧光强度大于丰水期.

东洞庭湖和南洞庭湖的 4 个荧光组分在不同水期变化具有相似性,如图 3 所示,丰水期洞庭湖 C1 的荧光强度大于其他 3 个组分的荧光强度,C2 组分和 C3 组分在平水期达到极大值,在枯水期和平水期均极显著大于丰水期(t-test, $P<0.01$),且大于 C1、C4 的荧光强度. 东洞庭湖组分 C1 和组分 C4 的荧光强度在枯水期取得最大值,平水期取得最小值,且在枯水期显著大于丰水期(t-test, $P<0.05$). 南洞庭湖 C1 的荧光强度在枯水期极显著大于平水期和丰水期(t-test, $P<0.01$),C4 组分在枯平时期极显著大于丰水期(t-test, $P<0.01$).

枯水期组分 C1 的荧光强度在不同湖区表现为东洞庭 > 鄱阳湖和南洞庭(t-test, $P<0.05$),C4 表现为洞庭湖 > 鄱阳湖(t-test, $P<0.01$). 平水期 C1 表现为鄱阳湖 > 东洞庭 > 南洞庭(t-test, $P<0.01$),C4 和 C1 表现相似,但东洞庭和南洞庭差异不显著. 丰水期 C1、C4 表现为鄱阳湖 > 东洞庭 > 南洞庭(t-test, $P<0.05$),C2 和 C3 表现为鄱阳湖 > 洞庭湖(t-test, $P<0.01$).

2.4 平行因子分析结果

利用 PARAFAC 模型对洞庭湖和鄱阳湖的光谱特征进行解析,解析结果得到 4 个荧光组分(图 4),C1 和 C4 均为类腐殖质,组分 C1 有一个激发波长和一个发射波长,分别在 245 nm 和 412 nm 处,为 UVC 类腐殖质(紫外区类富里酸),具有陆生植物或土壤有机质光谱特征,反映外源输入的类腐殖酸[34, 35]. 荧光组分 C2 有两个激发波长 230 nm 和 280 nm,一个发射波长 340 nm,C2 为类蛋白质中的类色氨酸组分,与传统的类色氨酸单体的 T 峰一致[36~38]. C3 组分荧光光谱(275/308 nm),C3 组分对应类蛋白 B 峰,代表类蛋白质中的酪氨酸组分,代表与微生物降解产生的芳香性蛋白类结构有关的荧光基团,主要代表内源 CDOM[39~41]. C4 有两个激发波长和一个发射波长(235, 265/460 nm),C4 主要反映了长波类腐殖质的荧光性质,主要来源为陆生源[36].

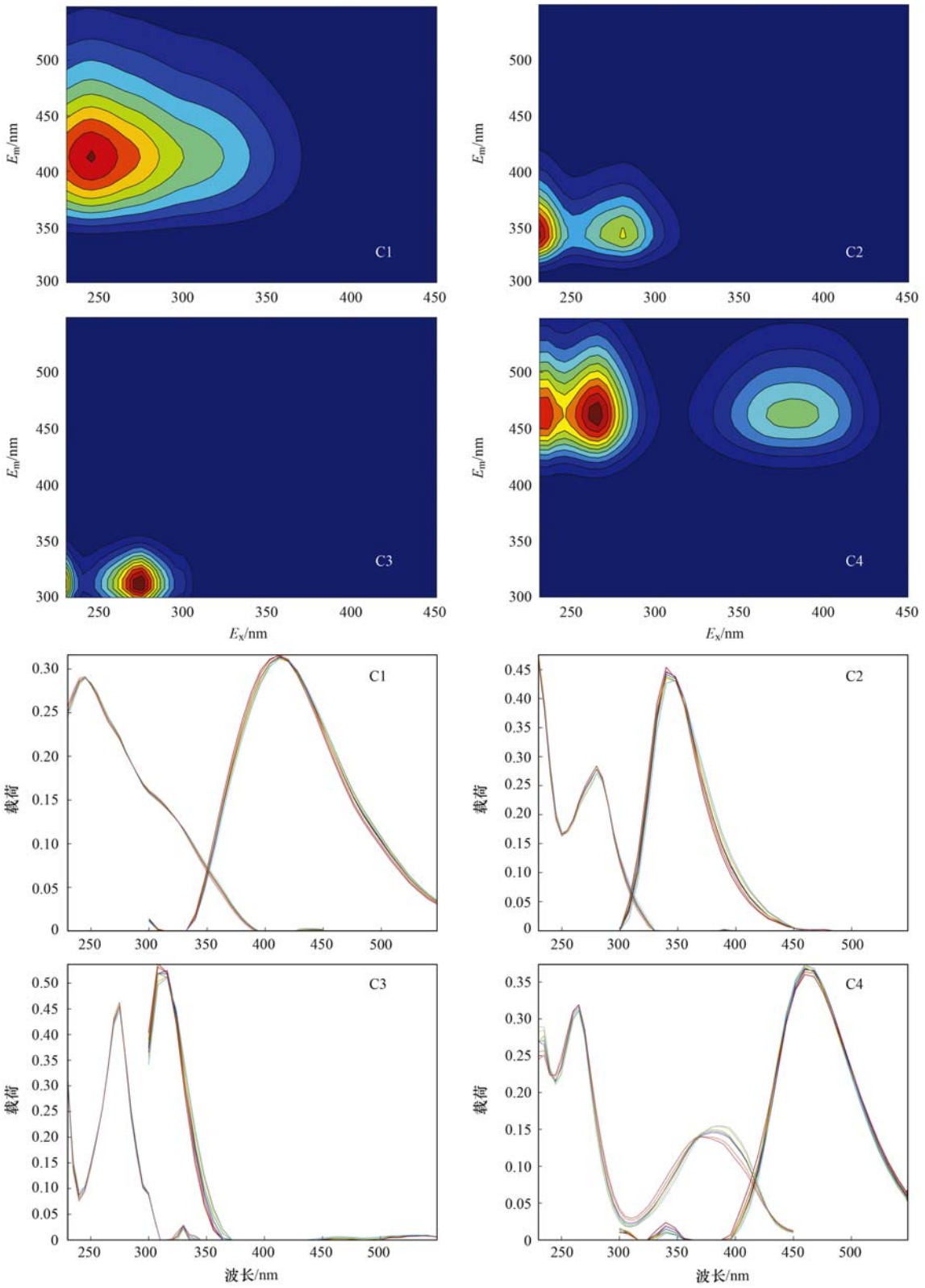
2.5 不同水期各荧光组分的空间分布

2.5.1 鄱阳湖区

如图 5 所示,枯水期鄱阳湖采样水域内,4 种组分荧光强度最小值均出现在上游南部湖区. 丰水期荧光强度最大值均出现于南部湖区,亦即在上游湖区 4 种组分荧光强度更高,丰水期短波类腐殖质 C1 和长波类腐殖质 C4 在整个湖区变化不是很大(图 5).

2.5.2 洞庭湖区

如图 6 所示,类腐殖质组分 C1 和 C4 在枯平丰



4 个组分模型能很好地通过对半检验

图 4　平行因子分析得到的 4 个荧光组分荧光光谱和对半检验结果

Fig. 4　Fluorescent spectra of the four PARAFAC components and split-half validation results

时期的荧光强度在东洞庭湖大于南洞庭湖，说明整体上东洞庭湖受陆源污染的程度大于南洞庭湖. 枯水期 4 个组分荧光强度的空间差异比丰水期更强烈，且枯丰时期类色氨酸组分 C2 和类酪氨酸组分 C3 均表现为东洞庭湖大于南洞庭湖，平水期分布则比较均匀，其中 4 个组分的最小值均出现在丰水期的南洞庭湖. 在枯水期，东洞庭湖类色氨酸组分 C2 和类酪氨酸组分 C3 在下游荧光强度更大.

C1、C2、C3 和 C4 组分空间分布

oyang Lake in dry season, dry-to-wet transition season, and wet season

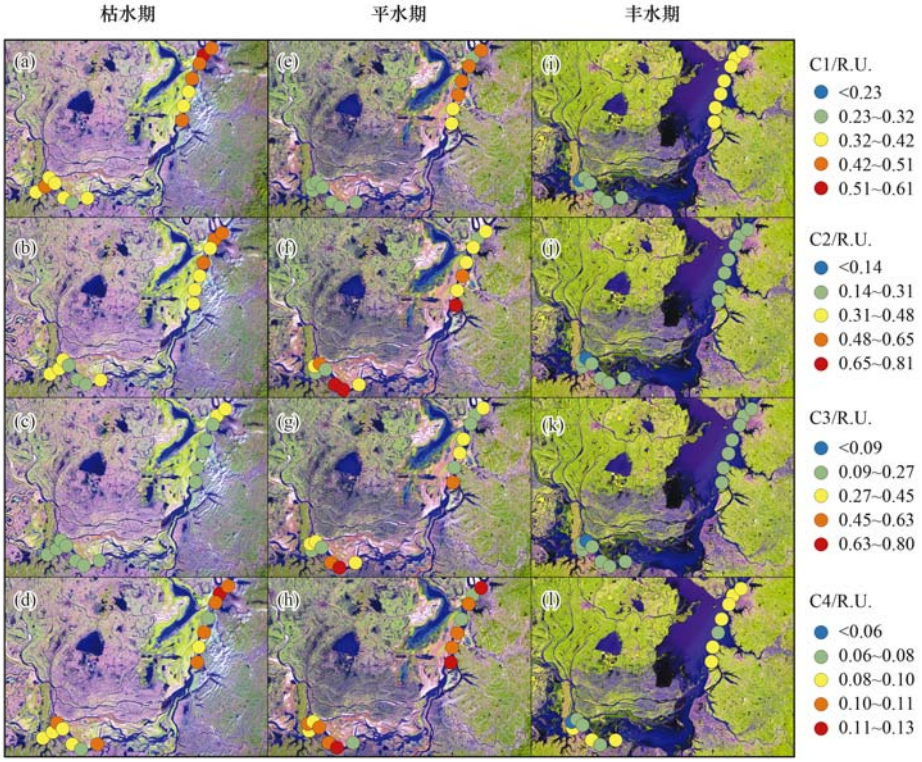


图 6 洞庭湖枯期、平期和丰期 C1、C2、C3、C4 组分空间分布

Fig. 6 Spatial and temporal variabilities of fluorescence intensity of four components in Dongting Lake in dry season, dry-to-wet transition season, and wet season

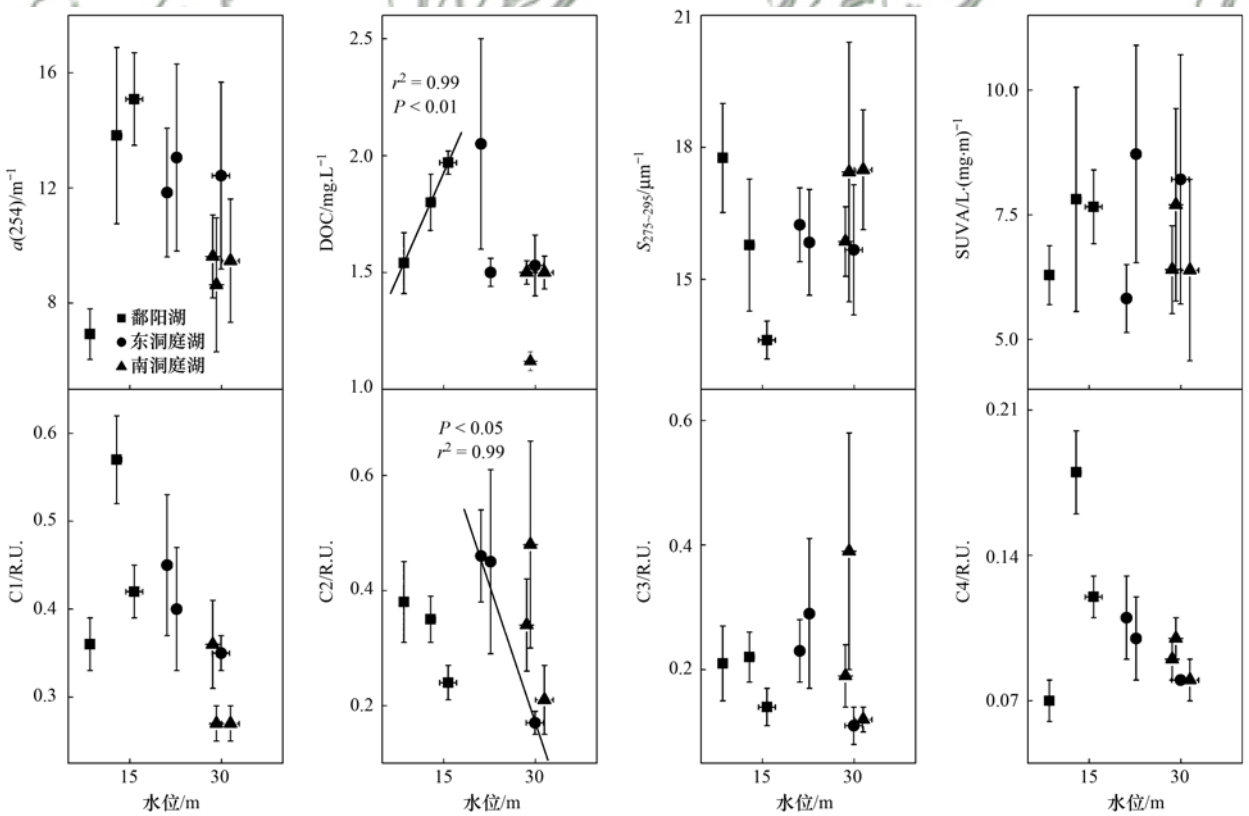


图 7 鄱阳湖、东洞庭湖、南洞庭湖水位变化与水质的相关关系

Fig. 7 Relationships between water level change and water quality in Poyang Lake, East Dongting Lake, and South Dongting Lake

3　水位与水质的相关关系

如图 7 所示，鄱阳湖的 DOC 浓度与水位相关性最好（$r^2=0.99$，$P<0.01$），DOC 浓度随水位的升高而增大，$a(254)$、$S_{275\text{-}295}$ 与水位的线性关系较好，但相关性均不显著（$r^2=0.97$，$P=0.08$），（$r^2=0.98$，$P=0.06$），$SUVA_{254}$ 与水位的相关性最差（$r^2=0.92$，$P=0.13$）. 东洞庭湖类色氨酸组分 C2 与水位呈显著性负相关关系（$r^2=0.99$，$P<0.05$），长波类腐殖质组分 C4 与水位的线性关系较好（$r^2=0.98$，$P=0.06$）. 南洞庭湖的 8 个水质参数与水位的线性拟合结果均表现为 $P>0.05$，因此南洞庭湖这 8 个水质参数与水位均不相关.

4　讨论

4.1　不同水期 CDOM 的来源途径

CDOM 光谱参数对鄱阳湖水位的响应更为显著，不同水文情景下 $a(254)$ 和 DOC 表现为丰水期最大，枯水期最小，表明水位的升高增加了 CDOM 浓度和 DOC 浓度. 类色氨酸组分 C2 和类酪氨酸组分 C3 均在丰水期取最小值，这与刘丽贞等[42]的研究结果一致，说明鄱阳湖枯、平水期 CDOM 受湖区周围都昌县和湖口县的人类活动排放的生活污水、工业废水的影响[22,39,43]. 类腐殖质组分 C1 和 C4 的荧光强度在平、丰时期较大，表明平、丰水期时陆源输入较强，类腐殖质占主要成分，$SUVA_{254}$ 在丰水期大于枯水期可以进一步说明，这可能是由于枯水期水体交换缓慢[44]，陆源输入较弱，而丰水期地表径流输入的陆源类腐殖质对 CDOM 含量影响显著[45]. 丰水期荧光组分 C1 ~ C4 表现为鄱阳湖大于洞庭湖，说明丰水期鄱阳湖陆源类腐殖质和类蛋白质的输入强于洞庭湖. 鄱阳湖平水期既有内源输入又有外源输入，姚昕[14]对东平湖不同水期 CDOM 来源的研究发现，东平湖平水期 CDOM 受内源和外源输入的双重影响.

东、南洞庭湖 CDOM 吸收系数 $a(254)$ 对水位的响应特征不明显，可能是由于采样点位于各湖区主航道，水体更新速度快，污染物不断被稀释和降解[46]. 东、南洞庭湖 4 个组分的荧光强度均表现为枯水期大于丰水期，且枯平时期类色氨酸组分 C2 和类酪氨酸组分 C3 的荧光强度强于类腐殖质组分 C1 和 C4，说明枯水期和平水期 CDOM 受内源和外源输入的影响，但以内源输入为主. 与鄱阳湖相比，枯水期 C4 组分的荧光强度在洞庭湖较强，因此，枯水期洞庭湖陆源类腐殖质输入较强. 洞庭湖 C2 和 C3 组分在平水期最高，平水期 CDOM 主要是微生物降解产生的芳香性蛋白结构的荧光团，而微生物主要消耗小分子脂肪族物质，剩下的大分子腐殖质不易被降解，故比紫外吸收系数（$SUVA_{254}$）升高[25]. 平、丰水期的 $a(254)$ 和 SUVA 表现为南洞庭最低，表明相对其他两个湖区来说，平丰水期南洞庭的陆源类腐殖质输入最弱. 而在丰水期洞庭湖区短波类腐殖质 C1 组分的荧光强度达到最大，表明丰水期该湖 CDOM 源于外源输入.

4.2　各荧光组分的空间分布对水位的响应

鄱阳湖枯水期 4 个荧光组分的荧光强度均在采样湖区的南部偏小，北部偏大，说明在枯水期鄱阳湖由星子县往北至湖口区段两岸有人类活动 CDOM 的排入[47]，而且通过查阅水文资料发现，鄱阳湖枯水期湖区水位较低，上游九江站在同时期的水位［(9.69 ± 0.033) m］高于湖口站，这说明很有可能长江对鄱阳湖的水量有倒灌补充作用. 丰水期上游湖区 4 种组分荧光强度更高，说明丰水期鄱阳湖 CDOM 主要源于降水径流汇入的上游流域土壤淋溶物，且由于丰水期湖区来水既受上游来水，又受长江的顶托作用［九江站水位：(17.54 ± 0.16) m］，但南部上游来水占主导，因此 4 个组分的荧光强度均在南部湖区表现出极大值.

东洞庭湖作为洞庭湖的下游，除汇聚了上游北部三口（松滋、虎渡、藕池）和南部四水（湘、资、沅、澧）的来水，还接受新墙河和汨罗江的一些小河来水，而南洞庭湖来水主要为松滋、虎渡、沅水和澧水，来水源越多所对应的污染源也相应增加[19]. 洞庭湖和鄱阳湖同是长江中下游大型通江湖泊，两个湖泊在丰枯时期湖相与河相差异显著，鄱阳湖的采样区位于湖区下游，整体上水体连通性较好，而洞庭湖采样区范围覆盖整个东、南洞庭湖，丰枯水期水体连通性差异大[48]，枯水期水体更新速度慢，且水质状况空间差异大，因此洞庭湖 4 个组分的荧光强度在枯水期大于丰水期，且枯水期东洞庭湖在长江入口处，类色氨酸组分 C2 和类酪氨酸组分 C3 的荧光强度较强，这说明在出湖口附近，尤其是鹿角、岳阳周边工业废水以及生活污水排放比较集中[49]，郭晶的研究结果也证实了这一点[50].

4.3　CDOM 对不同水文情境的响应及其影响因子分析

通过相关性分析发现鄱阳湖 CDOM 水质参数 DOC 与水位变化关系密切，相关学者研究发现，DOC 浓度与水样中的 CDOM 浓度相关性良好，认为可以用 CDOM 浓度反演 DOC 浓度[14, 51]，本研究中，只有 DOC 浓度与水位存在极显著的正相关，$a(254)$ 与水位的相关性不显著，这说明 $a(254)$ 和

DOC 随水位并非是同步变化的,这可能是由于在不同水期 CDOM 和 DOC 的源和汇不统一[52]. Hestir 等[53]的研究认为在基于遥感的全球淡水 DOC 估算方法中,应考虑局部可变性、季节性和光学复杂性. 东洞庭湖类色氨酸组分 C2 与水位关系密切,随水位的上升,类色氨酸组分 C2 的荧光强度下降,这可能是由于水位的升高稀释了湖水中的 CDOM 浓度. 为了更好地预测 CDOM 对不同水文情景的响应,因此通过水温(T)、pH、溶解氧(DO)、叶绿素 a(Chla)、总氮(TN)、总磷(TP)和透明度(SD)这些环境因子建立了 CDOM 的多元线性回归统计模型,如表 1.

表 1 不同水文环境下 CDOM 的多元线性回归模型

Table 1 Multiple linear regression models of CDOM in different hydrological scenarios

洞庭湖	枯水期	$a(254) = -212.34 + 1.24\ T + 25.76\ \mathrm{pH} - 9.07\ \mathrm{TP} + 4.37\ \mathrm{TN}$ ($r^2 = 0.80$, $P < 0.05$)
	平水期	$a(254) = 13.18 + 21.57\ \mathrm{pH} - 18.99\ \mathrm{DO} - 3.84\ \mathrm{TN}$ ($r^2 = 0.58$, $P < 0.05$)
	丰水期	$a(254) = 252.91 - 25.26\ \mathrm{pH} - 7.74\ \mathrm{DO} - 3.03\ \mathrm{Chla}$ ($r^2 = 0.79$, $P < 0.05$)
鄱阳湖	枯水期	—
	平水期	$a(254) = -74.37 + 6.29\ \mathrm{DO} + 3.09\ \mathrm{Chla} + 23.40\ \mathrm{TN} - 0.26\ \mathrm{SD}$ ($r^2 = 0.96$, $P < 0.05$)
	丰水期	$a(254) = 102.81 - 3.51\ T + 2.38\ \mathrm{pH} + 7.02\ \mathrm{TN} - 0.08\ \mathrm{SD}$ ($r^2 = 0.99$, $P < 0.05$)

其中鄱阳湖枯水期用已有指标 T、pH、DO、Chla、TP、TN 和 SD 进行多元线性回归时,回归效果均不显著,说明枯水期鄱阳湖 CDOM 组成可能更复杂,平、丰水期影响鄱阳湖 CDOM 的环境因子主要是总氮(TN),不同水文情境下 pH 对洞庭湖 CDOM 影响效果更显著.

5 结论

(1)不同水文情景对鄱阳湖 CDOM 影响更为显著,枯水期鄱阳湖和洞庭湖 CDOM 受周边居民点人类活动排放的生活污水和工业废水影响较大,且洞庭湖出湖口类蛋白输入更强,平水期两湖内源和外源输入兼有,洞庭湖以内源输入为主,丰水期陆源类腐殖质输入较强.

(2)在空间分布上,枯水期鄱阳湖 4 个组分的荧光强度在上游南部湖区偏小,北部偏大,丰水期反之. 东洞庭湖枯水期 4 个组分荧光强度的空间差异大于丰水期可能是由于枯水期水体更新速度慢,水系连通性更差.

(3)鄱阳湖 DOC 浓度与水位呈正相关关系,东洞庭湖类色氨酸组分 C2 与水位呈负相关关系,在一定程度上可以根据鄱阳湖水位变化来预估 DOC 情景,根据东洞庭湖水位的变化揭示湖水中生活污水排放以及藻类等浮游生物降解状况.

致谢:感谢许海、彭凯和张成英等同志在野外及室内实验过程中给予的帮助.

参考文献:

[1] 李文超, 雷秋良, 翟丽梅, 等. 流域氮素主要输出途径及变化特征[J]. 环境科学, 2018, **39**(12): 5375-5382.
Li W C, Lei Q L, Zhai L M, *et al*. Seasonal changes of the pathways of nitrogen export from an agricultural watershed in China[J]. Environmental Science, 2018, **39**(12): 5375-5382.

[2] 姜恒, 黄兵, 钱湛. 洞庭湖水环境综合治理对策初探[J]. 环境科学导刊, 2019, **38**(4): 36-40.

[3] Chen M L, Price R M, Yamashita Y, *et al*. Comparative study of dissolved organic matter from groundwater and surface water in the Florida coastal Everglades using multi-dimensional spectrofluorometry combined with multivariate statistics[J]. Applied Geochemistry, 2010, **25**(6): 872-880.

[4] 张运林. 湖泊光学研究进展及其展望[J]. 湖泊科学, 2011, **23**(4): 483-497.
Zhang Y L. Progress and prospect in lake optics: a review[J]. Journal of Lake Sciences, 2011, **23**(4): 483-497.

[5] Wang M, Chen Y G. Generation and characterization of DOM in wastewater treatment processes[J]. Chemosphere, 2018, **201**: 96-109.

[6] Stedmon C A, Bro R. Characterizing dissolved organic matter fluorescence with parallel factor analysis: a tutorial[J]. Limnology and Oceanography: Methods, 2008, **6**(11): 572-579.

[7] Baker A. Fluorescence excitation-emission matrix characterization of some sewage-impacted rivers[J]. Environmental Science & Technology, 2001, **35**(5): 948-953.

[8] 张广彩, 于会彬, 徐泽华, 等. 基于三维荧光光谱结合平行因子法的蘑菇湖上覆水溶解性有机质特征分析[J]. 生态与农村环境学报, 2019, **35**(7): 933-939.
Zhang G C, Yu H B, Xu Z H, *et al*. The characteristics of dissolved organic matter in the overlying water of Moguhu Lake based on three dimensional fluorescence spectrum and parallel factor method[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, **35**(7): 933-939.

[9] 胡霞, 程艳, 贾尔恒, 等. 西北内陆城市河段水体 CDOM 三维荧光指纹特征研究[J]. 环境科学与技术, 2018, **41**(S1): 226-231.
Hu X, Cheng Y, Jia E H, *et al*. Research fingerprint characteristic of three-dimensional fluorescence spectroscopy of chromophoric dissolved organic matter (CDOM) of water in North-western Inland City[J]. Environmental Science & Technology, 2018, **41**(S1): 226-231.

[10] Coble P G, Del Castillo C, Avril B. Distribution and optical properties of CDOM in the Arabian Sea during the 1995 Southwest Monsoon[J]. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 1998, **45**(10-11): 2195-2223.

[11] Stedmon C A, Markager S. Resolving the variability in dissolved organic matter fluorescence in a temperate estuary and its catchment using PARAFAC analysis[J]. Limnology and Oceanography, 2005, **50**(2): 686-697.

[12] Stedmon C A, Markager S, Søndergaard M, *et al*. Dissolved

organic matter (DOM) export to a temperate estuary: seasonal variations and implications of land use[J]. Estuaries and Coasts, 2006, **29**(3): 388-400.

[13] Conmy R N, Coble P G, Chen R F, *et al*. Optical properties of colored dissolved organic matter in the Northern Gulf of Mexico [J]. Marine Chemistry, 2004, **89**(1-4): 127-144.

[14] 姚昕, 吕伟伟, 刘延龙, 等. 东平湖 CDOM 吸收光谱特性及其来源解析[J]. 中国环境科学, 2018, **38**(8): 3079-3086.
Yao X, Lü W W, Liu Y L, *et al*. Absorption characteristics and source analysis of the CDOM in Dongping Lake [J]. China Environmental Science, 2018, **38**(8): 3079-3086.

[15] 张柳青, 彭凯, 周蕾, 等. 南水北调东线中游枢纽湖泊有色可溶性有机物来源组成特征[J]. 环境科学, 2019, **40**(7): 3018-3029.
Zhang L Q, Peng K, Zhou L, *et al*. Characterizing chromophoric dissolved organic matter in key lakes in the middle reaches of the east route of the south-north water diversion project [J]. Environmental Science, 2019, **40**(7): 3018-3029.

[16] Bezerra-Neto J F, Gagliardi L M, Brandão L P M, *et al*. Effects of precipitation on summer epilimnion thickness in tropical lakes [J]. Limnologica, 2019, **74**: 42-50.

[17] Shao T T, Song K S, Du J, *et al*. Seasonal variations of CDOM optical properties in rivers across the Liaohe delta[J]. Wetlands, 2016, **36**(1): 181-192.

[18] 来红州, 莫多闻, 苏成. 洞庭湖演变趋势探讨[J]. 地理研究, 2004, **23**(1): 78-86.
Lai H Z, Mo D W, Su C. Discussion on the evolutionary trend of Lake Dongting[J]. Geographical Research, 2004, **23**(1): 78-86.

[19] 刘新, 许梦文, 赵珍, 等. 鄱阳湖蝶形湖泊水体氮磷等的变化及污染初步评价[J]. 长江流域资源与环境, 2017, **26**(8): 1189-1198.
Liu X, Xu M W, Zhao Z, *et al*. Changes in water quality indexes such as nitrogen and phosphorus in butterfly waters of Poyang Lake and preliminary assessment of pollution status[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2017, **26**(8): 1189-1198.

[20] Rochelle-Newall E, Hulot F D, Janeau J L, *et al*. Erratum to: CDOM fluorescence as a proxy of DOC concentration in natural waters: a comparison of four contrasting tropical systems [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2014, **186**(5): 3303-3304.

[21] Pápista É, Ács É, Böddi B. Chlorophyll-*a* determination with ethanol-a critical test [J]. Hydrobiologia, 2002, **485**(1-3): 191-198.

[22] Liu X H, Zhang Y L, Shi K, *et al*. Absorption and fluorescence properties of chromophoric dissolved organic matter: implications for the monitoring of water quality in a large subtropical reservoir [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2014, **21**(24): 14078-14090.

[23] Song K S, Shang Y X, Wen Z D, *et al*. Characterization of CDOM in saline and freshwater lakes across China using spectroscopic analysis[J]. Water Research, 2019, **150**: 403-417.

[24] Zhao Y, Song K S, Lv L L, *et al*. Relationship changes between CDOM and DOC in the Songhua River affected by highly polluted tributary, Northeast China [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, **25**(25): 25371-25382.

[25] 许明, 刘伟京, 白永刚, 等. 太湖蓝藻水华期可溶有机物的生物降解[J]. 中国环境科学, 2018, **38**(9): 3494-3501.
Xu M, Liu W J, Bai Y G, *et al*. Biodegradation of dissolved organic matter in Lake Taihu during cyanobacterial blooms[J]. China Environmental Science, 2018, **38**(9): 3494-3501.

[26] 马海平, 张婧, 高先池, 等. 秋季东海有色溶解有机物(CDOM)的光学特性[J]. 海洋环境科学, 2014, **33**(6): 876-883.
Ma H P, Zhang J, Gao X C, *et al*. Optical properties of the colored dissolved organic matter in the East China sea in autumn [J]. Marine Environmental Science, 2014, **33**(6): 876-883.

[27] 王晓江, 黄廷林, 李楠, 等. 峡谷分层型水源水库表层沉积物溶解性有机物光谱特征[J]. 湖泊科学, 2018, **30**(6): 1625-1635.
Wang X J, Huang T L, Li N, *et al*. Spectral characteristics of dissolved organic matter in the surface sediments from a canyon-shaped, stratified, water-source reservoir[J]. Journal of Lake Sciences, 2018, **30**(6): 1625-1635.

[28] 江韬, 卢松, 王齐磊, 等. 三峡库区内陆腹地典型水库型湖泊中 DOM 吸收光谱特征[J]. 环境科学, 2016, **37**(6): 2073-2081.
Jiang T, Lu S, Wang Q L, *et al*. Absorption spectral characteristic dynamics of dissolved organic matter (DOM) from a typical reservoir lake in Inland of three gorges reservoir areas: implications for Hg species in waters [J]. Environmental Science, 2016, **37**(6): 2073-2081.

[29] Lawaetz A J, Stedmon C A. Fluorescence intensity calibration using the Raman scatter peak of water [J]. Applied Spectroscopy, 2009, **63**(8): 936-940.

[30] Wang Z G, Cao J, Meng F G. Interactions between protein-like and humic-like components in dissolved organic matter revealed by fluorescence quenching[J]. Water Research, 2015, **68**: 404-413.

[31] Zepp R G, Sheldon W M, Moran M A. Dissolved organic fluorophores in southeastern US coastal waters: correction method for eliminating Rayleigh and Raman scattering peaks in excitation-emission matrices[J]. Marine Chemistry, 2004, **89**(1-4): 15-36.

[32] Sankar M S, Dash P, Singh S, *et al*. Effect of photo-biodegradation and biodegradation on the biogeochemical cycling of dissolved organic matter across diverse surface water bodies [J]. Journal of Environmental Sciences, 2019, **77**: 133-147.

[33] 罗崇佳, 陈浩, 廖振良. 三维荧光与高分辨率质谱技术在溶解性有机物结构解析中的研究进展[J]. 能源环境保护, 2018, **32**(5): 1-6.
Luo C J, Chen H, Liao Z L. Three-dimensional fluorescence spectroscopy and high field FT-ICR MASS spectrometry in the analysis of dissolved organic structures [J]. Energy Environmental Protection, 2018, **32**(5): 1-6.

[34] Ishii S K L, Boyer T H. Behavior of reoccurring PARAFAC components in fluorescent dissolved organic matter in natural and engineered systems: a critical review[J]. Environmental Science & Technology, 2012, **46**(4): 2006-2017.

[35] 赵夏婷, 李珊, 王兆炜, 等. 黄河兰州段水体中有色溶解性有机质组成、空间分布特征及来源分析[J]. 环境科学, 2018, **39**(9): 4105-4113.
Zhao X T, Li S, Wang Z W, *et al*. Composition, spatial distribution characteristics and source analysis of chromophoric dissolved organic matter in the Lanzhou reach of the Yellow River [J]. Environmental Science, 2018, **39**(9): 4105-4113.

[36] 陈永娟, 胡玮璇, 庞树江, 等. 北运河水体中荧光溶解性有机物空间分布特征及来源分析[J]. 环境科学, 2016, **37**(8): 3017-3025.
Chen Y J, Hu W X, Pang S J, *et al*. Spatial distribution

characteristics and source analysis of dissolved organic matter in Beiyun River[J]. Environmental Science, 2016, **37**(8): 3017-3025.

[37] 宋晓娜, 于涛, 张远, 等. 利用三维荧光技术分析太湖水体溶解性有机质的分布特征及来源[J]. 环境科学学报, 2010, **30**(11): 2321-2331.
Song X N, Yu T, Zhang Y, *et al*. Distribution characterization and source analysis of dissolved organic matters in Taihu Lake using three dimensional fluorescence excitation-emission matrix [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2010, **30**(11): 2321-2331.

[38] 何小松, 席北斗, 张鹏, 等. 地下水中溶解性有机物的季节变化特征及成因[J]. 中国环境科学, 2015, **35**(3): 862-870.
He X S, Xi B D, Zhang P, *et al*. The seasonal distribution characteristics and its reasons of dissolved organic matter in groundwater[J]. China Environmental Science, 2015, **35**(3): 862-870.

[39] 傅平青, 刘丛强, 吴丰昌. 溶解有机质的三维荧光光谱特征研究[J]. 光谱学与光谱分析, 2005, **25**(12): 2024-2028.
Fu P Q, Liu C Q, Wu F C. Three-dimensional excitation emission matrix fluorescence spectroscopic characterization of dissolved organic matter [J]. Spectroscopy and Spectral Analysis, 2005, **25**(12): 2024-2028.

[40] Zhang Y L, Gao G, Shi K, *et al*. Absorption and fluorescence characteristics of rainwater CDOM and contribution to Lake Taihu, China[J]. Atmospheric Environment, 2014, **98**: 483-491.

[41] Burns M A, Barnard H R, Gabor R S, *et al*. Dissolved organic matter transport reflects hillslope to stream connectivity during snowmelt in a montane catchment [J]. Water Resources Research, 2016, **52**(6): 4905-4923.

[42] 刘丽贞, 黄琪, 吴永明, 等. 鄱阳湖 CDOM 三维荧光光谱的平行因子分析[J]. 中国环境科学, 2018, **38**(1): 293-302.
Liu L Z, Huang Q, Wu Y M, *et al*. Fluorescent characteristics of CDOM in Poyang Lake analyzed by three-dimensional excitation-emission matrix spectroscopy and parallel factor analysis[J]. China Environmental Science, 2018, **38**(1): 293-302.

[43] Hur J, Cho J. Prediction of BOD, COD, and total Nitrogen concentrations in a typical urban river using a fluorescence excitation-emission matrix with PARAFAC and UV absorption indices[J]. Sensors, 2012, **12**(1): 972-986.

[44] 杜冰雪, 徐力刚, 张杰, 等. 鄱阳湖富营养化时空变化特征及其与水位的关系[J]. 环境科学研究, 2019, **32**(5): 795-801.
Du B X, Xu L G, Zhang J, *et al*. The spatial-temporal characteristics of eutrophication in Poyang Lake and its relationship with the water level[J]. Research of Environmental Sciences, 2019, **32**(5): 795-801.

[45] Zhou Q C, Zhang Y L, Li K D, *et al*. Seasonal and spatial distributions of euphotic zone and long-term variations in water transparency in a clear oligotrophic Lake Fuxian, China[J]. Journal of Environmental Sciences, 2018, **72**: 185-197.

[46] 陈晓玲, 张媛, 张琍, 等. 丰水期鄱阳湖水体中氮、磷含量分布特征[J]. 湖泊科学, 2013, **25**(5): 643-648.
Chen X L, Zhang Y, Zhang L, *et al*. Distribution characteristic of nitrogen and phosphorus in Lake Poyang during high water period[J]. Journal of Lake Sciences, 2013, **25**(5): 643-648.

[47] 刘发根, 李梅, 郭玉银. 鄱阳湖水质时空变化及受水位影响的定量分析[J]. 水文, 2014, **34**(4): 37-43.
Liu F G, Li M, Guo Y Y. Spatial-temporal variation of water quality and water level effect on water quality in Poyang Lake [J]. Journal of China Hydrology, 2014, **34**(4): 37-43.

[48] 宁佐敦, 费冬波. 西洞庭湖自然保护区湿地生态修复探讨[J]. 四川林勘设计, 2019, (1): 21-27.
Ning Z D, Fei D B. Discussion on ecological restoration of wetland in West Dongting Lake nature reserve [J]. Sichuan Forestry Exploration and Design, 2019, (1): 21-27.

[49] 刘丽贞, 黄琪, 吴永明, 等. 鄱阳湖枯水期 CDOM 光吸收特性与 DOC 浓度的定量关系研究[J]. 生态与农村环境学报, 2017, **33**(8): 762-768.
Liu L Z, Huang Q, Wu Y M, *et al*. Optical absorption properties of chromophoric dissolvable organic matter (CDOM) and their quantitative relationships with dissolved organic carbon in the Poyang Lake in dry season[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2017, **33**(8): 762-768.

[50] 郭晶, 王丑明, 黄代中, 等. 洞庭湖水污染特征及水质评价[J]. 环境化学, 2019, **38**(1): 152-160.
Guo J, Wang C M, Huang D Z, *et al*. Pollution characterization and water quality assessment of Dongting Lake [J]. Environmental Chemistry, 2019, **38**(1): 152-160.

[51] Matsuoka A, Babin M, Doxaran D, *et al*. A synthesis of light absorption properties of the Arctic Ocean: application to semianalytical estimates of dissolved organic carbon concentrations from space[J]. Biogeosciences, 2014, **11**(12): 3131-3147.

[52] 姜广甲, 马荣华, 段洪涛. 利用 CDOM 吸收系数估算太湖水体表层 DOC 浓度[J]. 环境科学, 2012, **33**(7): 2235-2243.
Jiang G J, Ma R H, Duan H T. Estimation of DOC concentrations using CDOM absorption coefficients: a case study in Taihu Lake [J]. Environmental Science, 2012, **33**(7): 2235-2243.

[53] Hestir E L, Brando V, Campbell G, *et al*. The relationship between dissolved organic matter absorption and dissolved organic carbon in reservoirs along a temperate to tropical gradient[J]. Remote Sensing of Environment, 2015, **156**: 395-402.

《环境科学》连续 8 次荣获 “中国最具国际影响力学术期刊”称号

2019 年 10 月 28 日,中国学术期刊(光盘版)电子杂志社(CNKI)等机构发布“2019 中国最具国际影响力

学术期刊”评选结果.《环境科学》荣获“2019 中国最具国际影响力学术期刊”称号,是唯一入选的环境科学与资源科学类中文期刊,也是自首次评选以来连续 8 次获此殊荣. 评选以期刊国际影响力指数进行排序,遴选出排名前 5%(Top5%)的期刊获评“中国最具国际影响力学术期刊”.

HUANJING K0EXUE Vol. 41 No. 5
Environmental Science (monthly) May 15, 2020

CONTENTS