J. Lake Sci.(湖泊科学), 2026, 38(2):000-000
DOI 10.18307/2026.0251

泸沽湖溶解性碳成分的季节性变化与相互转化规律*

杨　燊[1]，王志康[1]，曹雅霓[1]，马永梅[2]，张　萍[1]，唐　薇[2]，倪茂飞[1,3]**
（1：贵州民族大学生态环境工程学院，　贵阳　550025）
（2：中国科学院重庆绿色智能技术研究院，重庆　407143）
（3：贵州民族大学贵州省工程地质灾害防治工程研究中心，贵阳 550025）

摘　要：湖泊溶解性碳的周转过程是全球碳循环的重要组成部分，然而先前研究往往聚焦于无机碳水化学性质，对整体溶解性碳成分间的内部联系了解有限。为综合探究季节变化下湖泊溶解性碳成分的相互转化规律，本研究以我国西南地区泸沽湖为例，调查其雨季与旱季溶解性无机碳（DIC、HCO_3^-、CO_3^{2-}和 CO_2）和有机碳光学参数（$S_{275\text{-}295}$、$SUVA_{254}$、$SUVA_{280}$、URI、BIX、HIX 和 FI）的变化，并通过荧光区域积分（FRI）与三维荧光平行因子分析（EEM-PARAFAC）对有机碳的光谱特性与季节分布情况进行综合研究，且进一步分析了湖泊二氧化碳分压（pCO_2）和交换通量（F）的季节性格局。结果显示，季节性碳酸盐过程导致 DIC 成分显著的差异（$P<0.05$）。相对分子质量大小表征指数（$S_{275\text{-}295}$）的显著季节差异（$P<0.05$）表明雨季水体存在陆源大分子 DOC 输入，而自生源指数（BIX）较高而腐殖化指数（HIX）较低表明存在显著的生物活动。可溶性微生物副产物为 DOC 主要成分，总体占比（44.53～71.97）%。此外，腐殖质与色氨酸也是湖泊 DOC 的重要成分。泸沽湖雨季时期因生物对 DOC 强烈的矿化作用表现为显著的 CO_2 源（$pCO_2 > 470$ μatm，$F > 0$）。总体而言，研究通过对比泸沽湖雨季和旱季 DIC 与 DOC 的变化，揭示了季节性微生物代谢对湖泊溶解性碳成分间的转化规律，即雨季呼吸作用主导，将 DIC 矿化为 CO_2；而旱季光合作用主导，将 DIC 转化为 DOC 贮存。相关发现有望在理论上为自然水体碳固定和封存提供新思路。
关键词：泸沽湖；溶解性碳；水体碳循环；生物代谢；光谱分析

Seasonal Variations and Interconversion Patterns of Dissolved Carbon Components in Lake Lugu

Yang Shen[1], Wang Zhikang[1], Cao Yani[1], Ma Yongmei[2], Zhang Ping[1], Tang Wei[2], Ni Maofei[1,3*]
(1: *College of Eco-Environmental Engineering, Guizhou Minzu University, Guiyang* 550025*, P.R.China*)
(2: *Chongqing Institute of Green and Intelligent Technology, Chinese Academy of Sciences, Chongqing* 400714*, P.R.China*)
(3: *Guizhou Provincial Engineering Geological Disaster Prevention and Control Engineering Research Center of Guizhou Minzu University, Guiyang* 550025*, P.R.China*)

Abstract: In-lake dissolved carbon turnover represents a critical yet underexplored component of the global carbon cycle. While previous studies have predominantly focused on the hydro-chemical characteristics of dissolved inorganic carbon (DIC), the internal linkages and mutual transformations between DIC and dissolved organic carbon (DOC) remain poorly understood. This study investigates the seasonal dynamics and interconversion of dissolved carbon components in Lake Lugu, a subtropical alpine lake in southwestern China. We analyzed

* 2025-06-02 收稿；2025-07-15 收修改稿。
国家自然科学基金项目（42107091, 42167050, 42207060）、贵州省科技计划重点项目（黔科合基础-ZK[2024]重点 061）、贵州省教育厅青年科技拔尖人才项目（黔教技[2024]325 号）和贵州优秀青年人才项目（黔科合平台人才-YQK[2023]017）联合资助。
** 通讯作者；E-mail: nimaofei000@163.com。

seasonal variations in DIC species (including DIC, HCO_3^-, CO_3^{2-}, and CO_2) and DOC optical properties ($S_{275-295}$, $SUVA_{254}$, $SUVA_{280}$, URI, BIX, HIX, and FI). Complementary methods, including fluorescence region integration (FRI), excitation-emission matrix parallel factor analysis (EEM-PARAFAC), measurements of partial pressure of CO_2 (pCO_2), and CO_2 flux (F), were employed to provide a comprehensive characterization of the dissolved carbon pool. The results revealed significant seasonal differences in DIC species ($P < 0.05$), driven primarily by carbonate dissolution dynamics. A marked seasonal shift in the spectral slope ($S_{275-295}$, $P < 0.05$) indicated the input of allochthonous, high-molecular-weight DOC during the rainy season. Elevated biological index (BIX) and reduced humification index (HIX) values suggested sustained microbial activity. Soluble microbial by-products constituted the dominant DOC fraction, averaging between 44.53% and 71.97%, with humic-like and tryptophan-like compounds prevailing throughout the lake. During the rainy season, Lake Lugu functioned as a distinct CO_2 source ($pCO_2 > 470$ μatm, $F > 0$), which was attributed to enhanced microbial mineralization of DOC. Overall, this study elucidates how seasonal microbial metabolism regulates carbon transformation: respiratory processes dominate in the rainy season, converting DIC into CO_2, while photosynthetic uptake prevails during the dry season. These findings provide new insights into carbon fixation mechanisms and sequestration potential in freshwater lakes.
Key words: Lake Lugu; Dissolved carbon; Aquatic carbon cycle; Biological metabolism; Spectroscopic analysis

溶解性碳普遍存在于天然湖泊中，其成分及浓度变化对水生生态系统监测具有重大意义[1-2]。溶解性碳可分为溶解性无机碳（DIC）和有机碳（DOC），其中 DIC 由 H_2CO_3、CO_3^{2-}、HCO_3^-和溶解的 CO_2 组成，多来源于矿岩风化、土壤淋溶和植被呼吸作用[3]，在季节变化下由于气温与降水量的升高，加速了碳酸盐岩的溶解与风化，可导致大量溶解碳酸盐进入水体并增加 DIC 水平[4-5]。而 DOC 可由腐殖质、木质素、蛋白质、碳水化合物和酚类化合物等非均质混合物组成[6-7]，具有明显的外源与内源输入特征[8]，其成分和来源变化会影响水环境生物化学特性[9]。然而，DIC 与 DOC 的理化性质可在生物作用下发生改变[10-11]，进而建立它们之间的相互转化关系[12]。例如，DOC 生物矿化释放 CO_2 并提升 DIC 水平[13]，而水生植物光合作用消耗 DIC（包括 CO_2）合成 DOC[14]。水文、气候和环境因素时空格局的改变可能会对 DOC 矿化过程产生影响[15]，进而调节水体中 CO_2 水平[16-17]。水体 CO_2 过饱和会导致 CO_2 分压（pCO_{2water}）偏高，导致 CO_2 向大气排放[18]。在生物碳泵作用下，无机碳与有机碳之间的相互转化得以实现，解释了 DIC 与 DOC 的相互关联性，建立了溶解性碳成分间存在的内部联系。

泸沽湖作为西南地区的重要深水湖泊，其半封闭特征（即流入量大于流出量）较其他云贵高原湖泊更为明显[19-20]，因而具有代表性研究价值。相关特征导致泸沽湖溶解性碳成分转化呈现季节性规律，因此该研究对探讨季节变化下高原湖泊中溶解性碳周转具有重要参考价值。然而，先前研究大多聚焦于 DIC 与 DOC 的生物地球化学动态与水化学性质[21-22]，对于季节变化下高原湖泊溶解性碳成分间的相互转化规律了解仍然有限。

本研究以泸沽湖作为对象，利用紫外-可见光谱和荧光光谱等技术手段，解析区域内雨季与旱季 DOC 成分，并基于碳酸盐平衡计算体系对 DIC 及 CO_2 等无机碳组分浓度进行计算，最后分析雨季与旱季溶解性碳成分间存在的内部联系。基于无机碳与有机碳动态变化与相互转化关系，建立 DIC 成分、DOC 光学参数和水-气界面 CO_2 交换通量（F）的耦合关系，明确生物作用对 DIC 与 DOC 相互转化过程的重要贡献，揭示季节变化下泸沽湖溶解性碳的内部联系以及对水生 CO_2 排放的重要贡献，研究结果以期为特殊区域的碳循环与碳收支补充有用信息。

1 材料与方法

1.1 研究区域

泸沽湖位于高原山间盆地（100°45′—100°51′E，27°41′—27°45′N），地理位置横跨四川盐源县与云南宁蒗县交界（图 1）。其蓄水面积为 171.4 km^2，其中湖泊水域总面积为 50.5 km^2[23]。泸沽湖流域属亚热带季风气候，年均气温 12.8℃，月均温度介于 5.6℃（1 月）至 19.4℃（7 月）之间，年降水量约 1000 mm，其中雨季（5～9）月集中全年 80%以上的降水。泸沽湖水文特征呈现显著季节分异：旱季（9 月至次年 5 月）为封闭水体[24]，雨季则通过东南部草海与盖祖河连通，最终注入长江支流雅砻江。泸沽湖是高原断层

溶蚀陷落湖泊，湖盆质地属溶蚀地质，沿岸多为岩溶地貌，具有一定程度的碳酸盐岩溶解与沉积现象[25]。其流域的土地利用以林地与耕地为主，人为建设用地少量分布于流域东部（图 1）。

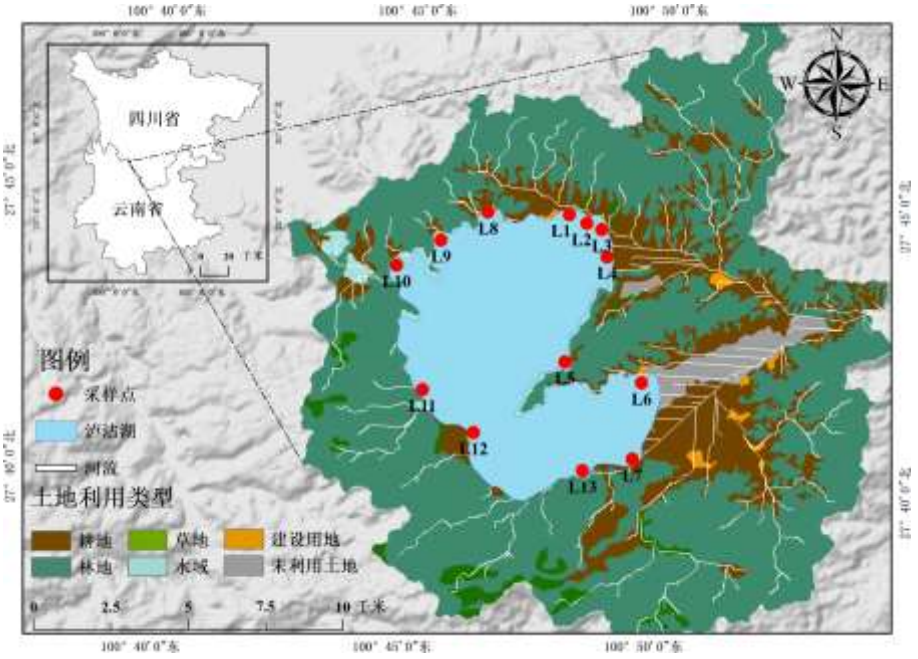

图 1　泸沽湖采样点布设情况及土地利用信息

Fig.1 Map showing sampling site and land use information in the Lake Lugu

1.2 样品采集及测定

样品采集：在泸沽湖布设 13 个采样点，部分采样点集中于流入口附近，分别于雨季（2022 年 7 月）和旱季（2023 年 4 月）进行野外采集工作，共采集 26 个样品。由于船只入湖受到管制未能深入湖心，遂将采样点规范布设以覆盖湖泊空间信息，并设置于湖边受人为干扰较轻的区域，避免其他无关水化学过程的因素对采样点造成影响。

利用水样采集器采集研究区域表层水（深度 10 cm）并保存于 1000 mL 的高密度聚乙烯容器中。使用 Cyber Scan PCD 650 多功能水质参数仪（Eutech，美国）对原位水温及 pH 进行测定，仪器精度分别为 ±0.5°C 和 ±0.002。总碱度（Alk）通过 Mcolortest TM 碱度试剂盒（Merck，德国）进行现场滴定测定。利用 Testo410 - 1 风速仪（Testo，德国）对原位风速进行测定。使用气袋收集原位大气，后续用 GC 9790 plus 气相色谱仪（福立，中国）进行测定。野外采集过程中检查容器状况，确保气密性完好。

样品预处理：样品采集当天利用经马弗炉灼烧除碳预处理后的玻璃纤维滤膜（GF/F 47 mm，0.7 μm，Whatman）对水样进行过滤，且储存于 50 mL 高密度聚乙烯容器内。将预处理样品尽快冷藏于 4℃冰柜中，并在 1 周内对相关实验室指标进行测定。

实验室分析：冷藏水样取出放置常温后，通过紫外可见光谱法和三维荧光光谱法对水样的光学参数进行测定。使用 UV - 1500PC 紫外-可见分光光度计（Macy，中国），以 Milli - Q 超纯水作为空白对照，用 10 mm 石英比色皿在 200 ~ 700 nm 波长范围内，间隔 1 nm 进行扫描测量。使用 RF - 6000 荧光光谱仪（Shimadzu，日本）测定水样荧光参数；扫描范围：激发波长（λ_{Ex}）为 200～450 nm，发射波长（λ_{Em}）为 250～600 nm；扫描间隔：激发波长为 5 nm，发射波长为 1 nm；后续对样品中存在的瑞利散射和拉曼散射进行消除，并以 Milli - Q 超纯水作为空白对照。

1.3 数据处理

1.3.1 表层水体水-气界面 CO_2 分压（pCO_2）及交换通量的计算　研究区域 DIC 成分和 pCO_2 用 CO_2SYS 软件计算[26]。该软件的计算原理基于碳酸盐平衡体系(Alk、DIC、pCO_2 和 pH)，通过输入其中两项，可计算

输出另外两项数据，同时得出 CO_3^{2-}、HCO_3^-和 CO_2 浓度数据。该软件中，水体 pCO_2 由公式（1）进行计算：

$$pCO_2 = \frac{DIC}{K_0} \times \frac{[H^+]^2}{[H^+]^2 + K_1 \times [H^+] + K_1 \times K_2} \times 1.003 \quad (1)$$

$$pK_0 = -7 \times 10^{-5} T^2 + 0.016T + 1.11 \quad (2)$$

$$pK_1 = 1.11 \times 10^{-4} T^2 - 0.012T + 6.58 \quad (3)$$

$$pK_2 = 9 \times 10^{-5} T^2 + 0.0137T + 10.62 \quad (4)$$

式中，K_0 是 CO_2 的溶解常数，K_1 和 K_2 分别是碳酸的一级和二级解离常数，其值与水温相关，可分别通过公式（2）、（3）和（4）进行计算，其中 pK = -lgK。

采用理论模型（薄边界层法）计算水-气界面 CO_2 交换通量（F）：

$$F = k \times K_h \times (pCO_{2water} - pCO_{2air}) \quad (5)$$

$$K_h = 10^{-(1.11 + 0.016 \times T - 0.00007 \times T^2)} \quad (6)$$

式中，k 表示 CO_2 的气体传输速率，m·d^{-1}；pCO_{2air} 为大气平衡 CO_2 分压，μatm，泸沽湖原位测量均值为 470 μatm；K_h 为通过公式（6）校正的 CO_2 亨利常数，mmol·（m^3·μatm）$^{-1}$；T 为表层水体水温，℃。

风速是影响湖泊 k 值的重要变量，本研究采取公式（7）[27]计算：

$$k_T = [2.07 + (0.215 \times v_{10}^{1.7})] \times \left(\frac{S_{CT}}{600}\right)^x \quad (7)$$

$$S_{CT} = 1911.1 - 118.11T + 3.4527T^2 - 0.04132T^3 \quad (8)$$

式中，k_T 是 T 下校准的 k 值；S_{CT} 为施密特常数，无量纲；v_{10} 是水面上方 10 m 处的风速（m·s^{-1}）；x 取决于 v_{10}，如果 v_{10} < 3.7 m·s^{-1} 则 x 取-2/3，当 v_{10} > 3.7 m·s^{-1} 则 x 取-1/2。

1.3.2 *光学参数分析* 紫外光学参数选取 $SUVA_{254}$、$SUVA_{280}$、$S_{275\text{-}295}$ 和 URI 来判断样品 DOC 成分和分子大小信息；其中 $SUVA_{254}$ 和 $SUVA_{280}$ 分别表示 DOC 中芳香性和类蛋白质成分的相对丰度[28]。$S_{275\text{-}295}$ 和与 DOC 的相对分子大小成反比[29]；URI 表征不饱和化合物的相对占比，值越大，则不饱和化合物占比越大。各指标计算方法如下:

$$a_\lambda = 2.303 A_\lambda / L \quad (9)$$

$$a_{295} = a_{275} e^{-s(295-275)} \quad (10)$$

$$URI = A_{210} / A_{254} \quad (11)$$

$$SUVA_{254} = a_{254} / DOC \quad (12)$$

$$SUVA_{280} = a_{280} / DOC \quad (13)$$

式中，λ 为波长（nm），a_λ 为波长为 λ 时的吸光系数，A_λ 为吸光度值，L 为比色皿宽度（m）。$S_{275\text{-}295}$ 为波长区间 275～295 nm 内吸光系数的指数拟合，式中用缩写 S 表示（nm^{-1}），（295 - 275）为波长 295 nm 和 275 nm 之差。

选取荧光参数 FI、BIX 和 HIX 判断 DOC 的来源与腐殖化程度信息，FI 为 λ_{Ex} = 370 nm 时，λ_{Em} 在 450 nm 与 500 nm 处的荧光强度比值，当 FI < 1.4 时为陆源输入，FI > 1.9 时为内源输入[30]；BIX 为 λ_{Ex} = 310 nm 时，λ_{Em} 在 380 nm 与 430 nm 处的荧光强度比值，该值表示自生源 DOC 的相对贡献，当 BIX < 0.7 时为外源输入，当 BIX > 1 时为自生源主导[31]；HIX 为 λ_{Ex} = 254 nm 时，λ_{Em} 在 435～480 nm 与 300～345 nm 处的荧光强度面积比值，该值表示腐殖化程度，当 HIX < 4 时表示腐殖化程度低，水生微生物活动显著[32]。

1.3.3 *荧光区域积分（FRI）* 荧光区域积分（FRI）用于判断 DOC 荧光成分相对丰度[33-34]，它将 EEM 划分为以下 5 个区域：类酪氨酸 I 区（ex：220～250 nm；em：280～330 nm）；类色氨酸 II 区（ex：220～250 nm；em：330～380 nm）；类富里酸 III 区（ex：220～250 nm；em：380～550 nm）；类可溶性微生物副产物 IV 区（ex：250～450 nm；em：280～380 nm）；类腐殖质 V 区（ex：250～450 nm；em：380～550 nm）。最终归一化 EEM 积分面积（$U_{i,n}$），获得各成分相应百分比（$P_{i,n}$）。

1.3.4 *EEM-PARAFAC 分析* 本研究对泸沽湖表层水体 DOC 进行 EEM-PARAFAC 分析。它本质上是一种因子分析，作为荧光数据的后处理技术，包括以下步骤：（1）切除 EEMs 散射波：（2）约束非负性条件：

（3）评估样品贡献荷载；（4）剔除离群值；（5）拆半分析确定因子数量。该方法通过选定最优成分数模型并进行拆半分析后对总体 EEM 数据中的主要荧光组分并对应其最大荧光强度（F_{Max}）进行解析，进而推断样品中 DOC 成分。

1.4 统计方法

本研究数据的正态分布性以 Kolmogorov-Smirnov test 进行验证，方差齐次性用 Levene's test 进行验证，且对非正态分布的数据进行自然对数转换。湖泊 DIC 成分、CO_2 交换通量、紫外参数和荧光参数的显著性变化用单因素方差分析（ANOVA）检验。利用 Spearman 相关性分析 DIC 成分与 DOC 光学参数之间的耦合关系。运用主成分分析（PCA）分析湖泊溶解性碳成分参数，评估各主成分的变量解释率，并通过载荷分析解释各主成分所代表的原始变量组合及其相对贡献。EEM-PARAFAC 基于 DOMFluor v1.71 工具箱在 MATLAB R2023b 上运行[35]。各统计分析基于 SPSS 21.0 和 Origin 2021，所有图形绘制利用 Origin 2021 和 MATLAB R2023b。

2 结果与讨论

2.1 湖泊物理化学参数

泸沽湖物理化学参数统计如表 1 所示，参数除 k 值外，均具有显著季节性差异（$P < 0.05$）。泸沽湖雨季的平均 T（21.00 ± 0.57）℃显著高于旱季（16.90 ± 2.23）℃。同时，旱季 pH 值 8.28 ± 0.28 高于雨季 7.67 ± 0.34，整体呈弱碱性环境（pH > 7.00）。雨季 Alk（1133.41 ± 434.62）μeq·L^{-1} 显著低于旱季（1862.72 ± 219.64）μeq·L^{-1}，整体范围为（797.5 ~ 2107.27）μeq·L^{-1}。雨季 K_h 值（0.039 ± 0.001）mmol·(m^3·μatm)$^{-1}$ 与 S_{CT} 值 572.30± 15.85 均显著低于旱季（0.0438 ± 0.003）mmol·(m^3·μatm)$^{-1}$ 和 709.66 ± 78.68。整体 k 值在（1.70 ~ 4.05）m·d^{-1} 范围，无显著的季节性变化（$P > 0.05$），这可能是由于湖面受风速扰动较小导致[36]。

表 1 泸沽湖表层水体物理化学参数

Tab.1 Seasonal variations of physicochemical parameters in the Lake Lugu

时期	参数	极小值	极大值	中值	均值	标准差
雨季	T/℃	19.90	21.90	21.10	21.00	0.57
	pH	7.17	8.06	7.88	7.67	0.34
	TA/μeq·L^{-1}	797.50	2074.57	961.23	1133.41	434.62
	K_h/mmol·(m^3·μatm)$^{-1}$	0.037	0.040	0.038	0.039	0.001
	S_{CT}	546.44	602.39	568.00	572.30	15.85
	k/m·d^{-1}	2.14	4.05	2.26	2.40	0.50
旱季	T/℃	14.00	21.30	16.30	16.90	2.23
	pH	7.71	8.92	8.34	8.28	0.28
	TA/μeq·L^{-1}	1430.52	2107.27	1895.52	1862.72	219.64
	K_h/mmol·(m^3·μatm)$^{-1}$	0.038	0.048	0.044	0.044	0.003
	S_{CT}	562.51	820.91	724.31	709.66	78.68
	k/m·d^{-1}	1.70	3.96	1.83	2.02	0.60

2.2 泸沽湖 DIC 成分及 pCO_2 季节变化与驱动因素

水体 DIC 成分季节性变化如图 2 所示，各参数（DIC、HCO_3^-、CO_3^{2-}和 CO_2）具有显著统计学差异（$P < 0.05$）。雨季总体 DIC 平均浓度（1170.59 ± 421.83）μmol·L^{-1} 显著低于旱季（1790.30 ± 214.86）μmol·L^{-}

[1]，整体范围为（798.73～2080.66）μmol·L^{-1}。HCO_3^-作为 DIC 的主要成分，其浓度变化与 DIC 高度同步，即雨季（1100.68±412.76）μmol·L^{-1}显著低于旱季（1679.41±225.18）μmol·L^{-1}。雨季 CO_3^{2-}浓度（16.20±13.30）μmol·L^{-1}显著低于旱季（90.80±60.00）μmol·L^{-1}。溶解性 CO_2 浓度最大值 117.90 μmol·L^{-1}出现于雨季，且雨季平均浓度（53.70±39.70）μmol·L^{-1}高于旱季（20.00±13.50）μmol·L^{-1}。

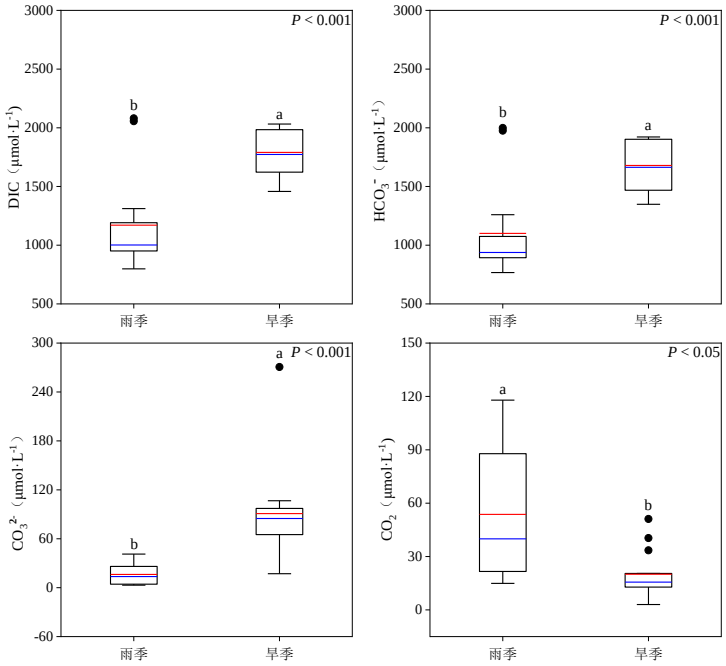

图 2　泸沽湖表层水体 DIC 成分(DIC、HCO_3^-、CO_3^{2-}和溶解性 CO_2)参数的季节变化

（箱线图中蓝线、红线和圆点分别表示中位数、平均值和离群值；小写字母代表平均值统计差异）

Fig.2 Seasonal variations of DIC species (DIC, HCO_3^-, CO_3^{2-} and dissolved CO_2) in the Lake Lugu

泸沽湖 pCO_2 和 F 值具有显著的季节性差异（图 3，$P<0.05$）。表层水体 pCO_2 呈现季节差异：即雨季平均值（1410.83±1036.79）μatm 高于旱季（590.39±397.00）μatm，其范围为（89.05～3012.40）μatm，最大值 3012.40 μatm 出现于雨季。值得注意的是，雨季 85%样本 pCO_2 高于大气平衡值，表现为 CO_2 释放，平均 F 值为（96.46±123.49）mmol·(m^2·d)$^{-1}$；旱季 54%样本 pCO_2 低于大气平衡值，呈现为 CO_2 吸收，平均 F 值为（9.65±36.98）mmol·(m^2·d)$^{-1}$，说明雨季是泸沽湖向大气排放 CO_2 的关键季节。

碳酸盐溶解是驱动 DIC 动态变化的重要机制[37]。一般情况下，该过程在消耗水体 CO_2 的同时产生 CO_3^{2-}，而产生的 CO_3^{2-}又进入 $CaCO_3$ - CO_2 - H_2O 体系中快速转化为 HCO_3^-：$CaCO_3 + CO_2 + H_2O = Ca^{2+} + 2HCO_3^-$[38]。泸沽湖的 Ca^{2+}浓度在雨季和旱季分别为 37.9 mg L^{-1}和旱季 7.5 mg L^{-1}[39]，这印证了关于碳酸盐溶解受季节调控的观测[40]。相较于旱季，雨季的温度升高与强降雨可协同促进碳酸盐岩化学风化[41]，产生的溶解产物经地表径流输入湖泊，导致 DIC 浓度升高。然而，该研究表明泸沽湖旱季 DIC、HCO_3^-和 CO_3^{2-}浓度均显著高于雨季（$P<0.05$，图 2），这可能源于雨季的稀释效应，以及增强的光合作用对 HCO_3^-的消耗：$Ca^{2+} + 2HCO_3^- = CaCO_3 + CH_2O + O_2$[42]。水体 pCO_2 作为溶解 CO_2 的另一种物理存在形式，一般来源于土壤输入和水生 DOC 矿化，并通过光合作用和碳酸盐溶解消耗[43]。雨季高 CO_2 / pCO_2 水平（图 2 和图 3）对应湖泊的高 DOC 浓度（表 2），说明：（1）雨水冲刷导致土壤 CO_2 和 DOC 大量进入湖泊；（2）富集的 DOC 为生物有机质矿化产生 CO_2 提供了基质。表层水体 CO_2 排放的季节动态进一步验证了这一推测（图 3），表明泸沽湖雨季是大气 CO_2 源，这与其他同类型湖泊（如洱海、抚仙湖）中观测情况一致[44-45]。总的来说，季节变化下降雨、径流、碳酸盐溶解、光合吸收和微生物呼吸作用共同调控 DIC 成分与水-气界面 CO_2 交换的动态变化。

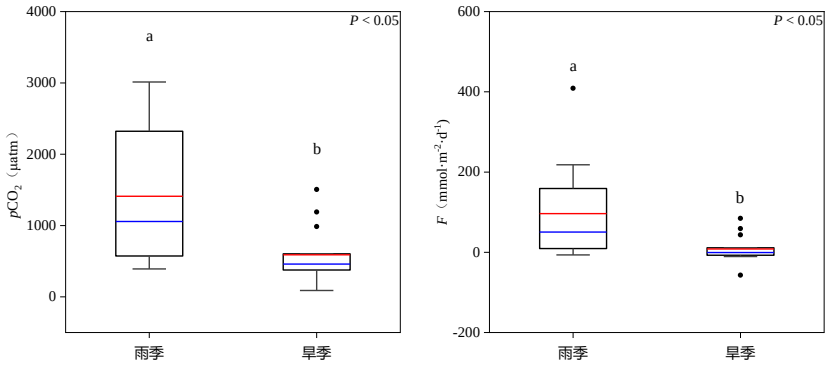

图 3　泸沽湖表层水体 pCO_2 与水-气界面 CO_2 通量（F）季节变化

（箱线图中蓝线、红线和圆点分别表示中位数、平均值和离群值；小写字母代表平均值统计差异）

Fig.3 Seasonal variations of pCO_2 and CO_2 flux (F) in the Lake Lugu

2.3 泸沽湖 DOC 成分光学参数季节变化与驱动因素

表 2　泸沽湖表层水体 DOC 浓度与光学性质参数

Tab.2 DOC concentration and optical properties of surface water in Lake Lugu

时期	参数	极小值	极大值	中值	均值	标准差
雨季	DOC/mg·L^{-1}	2.58	32.24	5.25	8.12	7.86
	$S_{275\text{-}295}$/nm^{-1}	0.015	0.038	0.030	0.028	0.007
	$SUVA_{254}$/L·mg^{-1}·m^{-1}	0.11	2.43	0.70	0.94	0.66
	$SUVA_{280}$/L·mg^{-1}·m^{-1}	0.06	1.81	0.44	0.58	0.49
	URI	2.08	5.59	3.81	3.82	0.79
	BIX	0.64	8.69	1.42	1.89	2.07
	HIX	0.08	5.56	0.96	1.22	1.34
	FI	1.23	1.47	1.37	1.36	0.07
旱季	DOC/mg·L^{-1}	1.32	8.67	2.25	2.85	1.88
	$S_{275\text{-}295}$/nm^{-1}	0.014	0.030	0.024	0.023	0.004
	$SUVA_{254}$/L·mg^{-1}·m^{-1}	0.44	6.84	1.77	1.97	1.57
	$SUVA_{280}$/ L·mg^{-1}·m^{-1}	0.32	5.49	1.26	1.45	1.28
	URI	2.11	5.02	3.64	3.71	0.65
	BIX	0.74	1.25	1.06	1.04	0.16
	HIX	0.53	3.63	1.17	1.41	0.84
	FI	1.31	1.53	1.37	1.38	0.06

泸沽湖 DOC 浓度以及光学参数季节性变化如表 2 所示，其中 DOC、$S_{275\text{-}295}$、$SUVA_{254}$ 和 $SUVA_{280}$ 具有统计性差异（$P < 0.05$）。雨季 DOC 平均浓度（8.12 ± 7.86）mg·L^{-1} 显著高于旱季（2.85 ± 1.88）mg·L^{-1}，其中雨季最大值为 32.24 mg·L^{-1} 出现于 L1 采样点，该处多条支流携带大量土壤 DOC 汇入。雨季 $S_{275\text{-}295}$（0.028 ± 0.007）nm^{-1}显著高于旱季（0.023 ± 0.004）nm^{-1}。旱季 $SUVA_{254}$ 和 $SUVA_{280}$ 分别为（1.97 ± 1.57）L·mg^{-1}·m^{-1} 和（1.45 ± 1.28）L·mg^{-1}·m^{-1}，显著高于雨季（0.94 ± 0.66）L·mg^{-1}·m^{-1} 和（0.58 ± 0.49）L·mg^{-1}·m^{-1}。其余指标，URI（2.08 ~ 5.59）、BIX（0.64 ~ 8.69）、HIX（0.08 ~ 5.56）和 FI（1.23 ~ 1.53）均未呈现

显著季节差异（$P > 0.05$）。其中，湖泊 BIX 的变化范围表明显著的内、外源输入动态变化。

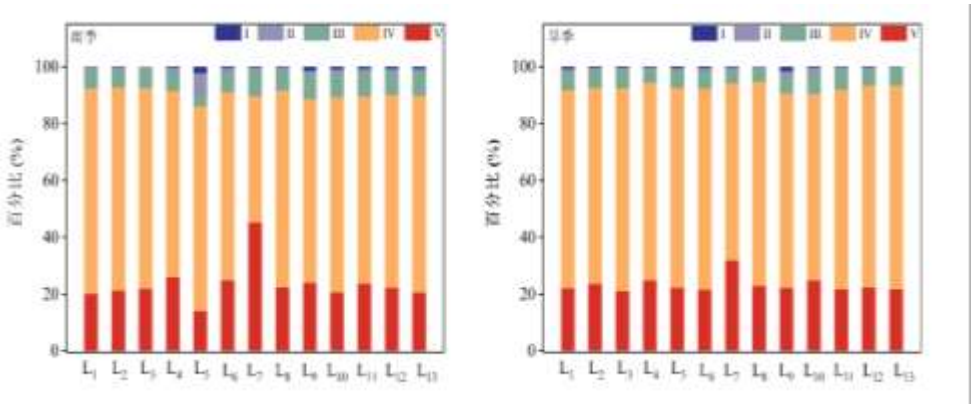

图 4　季节变化下泸沽湖表层水体 DOC 荧光组分占比

Fig.4 Seasonally proportions of DOC fluorescence components in the Lake Lugu

湖泊 DOC 荧光组分 $P_{i,n}$ 如图 4 所示，陆源类富里酸（III区）雨季占比（7.51 ± 1.50）%高于旱季（6.18 ± 0.90）%，具有显著的季节性变化（$P < 0.05$）。可溶性微生物副产物（IV区）是表层水体 DOC 的主要组分占（44.53～72.28）%。类酪氨酸（I区）和类色氨酸（II区）的平均占比均低于 1.50%。类腐殖质（V区）占比相对稳定，雨季与旱季平均占比分别为（23.55 ± 7.11）%和（23.27 ± 2.82）%。

泸沽湖雨季和旱季时期 EEM-PARAFAC 以及解析出的各成分荧光峰对应的最大 λ_{Ex} 和 λ_{Em} 如图 5 所示。泸沽湖 DOC 具有 3 种主要荧光成分，且雨季与旱季各成分保持一致。雨季与旱季成分 1（C1）的荧光峰分别位于 $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$ = 275 / 470 nm 和 $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$ = 270 / 452 nm 处，表征陆源类腐殖质[46-48]；成分 2（C2）的荧光峰分别位于 $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$ = 310 / 402 nm（雨季）和 $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$ = 215（310）/ 410 nm（旱季），归属于微生物代谢类腐殖质[49-52]；雨季与旱季成分 3（C3）为类色氨酸[53]，其荧光峰分别于 $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$ = 295 / 340 nm（雨季）和 $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$=280（290）/ 322 nm（旱季）。

泸沽湖雨季与旱季时期 EEM-PARAFAC 解析出的 DOC 各组分最大荧光强度如图 6 所示，雨季 C1、C2 和 C3 最大荧光强度的范围分别为（0.02～0.79）R.U.、（0.01～0.90）R.U.和（0.01～1.02）R.U.；旱季（0.01～0.72）R.U.、（0.01～0.69）R.U.和（0.04～0.63）R.U.。对于所有组分（C1、C2 和 C3），雨季与旱季的最大荧光强度均无显著差异（$P > 0.05$），C1 未出现显著季节变化可能是由于雨季与旱季均存在类似程度的外源输入，而 C2 和 C3 暗示生物代谢过程在季节变化下仍稳定存在。

自然水体 DOC 主要是由腐殖质和蛋白质等成分构成，且生物代谢与外源输入是 DOC 的主要来源[54]。泸沽湖雨季与旱季 DOC 均以可溶性微生物副产物和腐殖质为主，色氨酸全年占比低于 1.50%且无显著差异（图 4），全年较高的可溶性微生物副产物与腐殖质表明雨季与旱季均存在明显生物活动迹象，色氨酸稳定供给代谢基质。虽然雨季与旱季出现不同的输入方式，但此三种组分的占比仍保持相对稳定，这说明季节性有机碳输入源相对稳定。而雨季类富里酸占比显著高于旱季（$P < 0.05$）（图 4），表明雨季陆源 DOC 输入特征明显，且部分 DOC 矿化释放 CO_2 进一步提升 DIC 水平，这恰好印证本研究先前关于高 CO_2/pCO_2 水平的推论，同时受显著陆源类腐殖质 C1（图 5）证据的支撑。$S_{275\text{-}295}$ 表明雨季 DOC 分子量较小（$P < 0.05$，表 2），这进一步说明该季节显著的分解代谢[55]，最终导致可溶性微生物副产物的富集（图 4）。实际上，雨季显著的生物代谢可进一步由低腐殖化程度（HIX）和高类蛋白质丰度（URI）[56]所表征（表 2）。对于旱季来说，陆源 DOC 输入减少，储存的 DOC 供给水体微生物分解代谢，也保持了可溶性微生物副产物的高占比（图 4）。旱季 BIX 表明生物源贡献显著，而 FI 显示旱季内、外源共同输入（表 2），这可能说明具有可生物降解的陆源有机质输入湖泊。因此在季节变化下，泸沽湖 DOC 的动态变化受外源输入与生物代谢共同驱动。

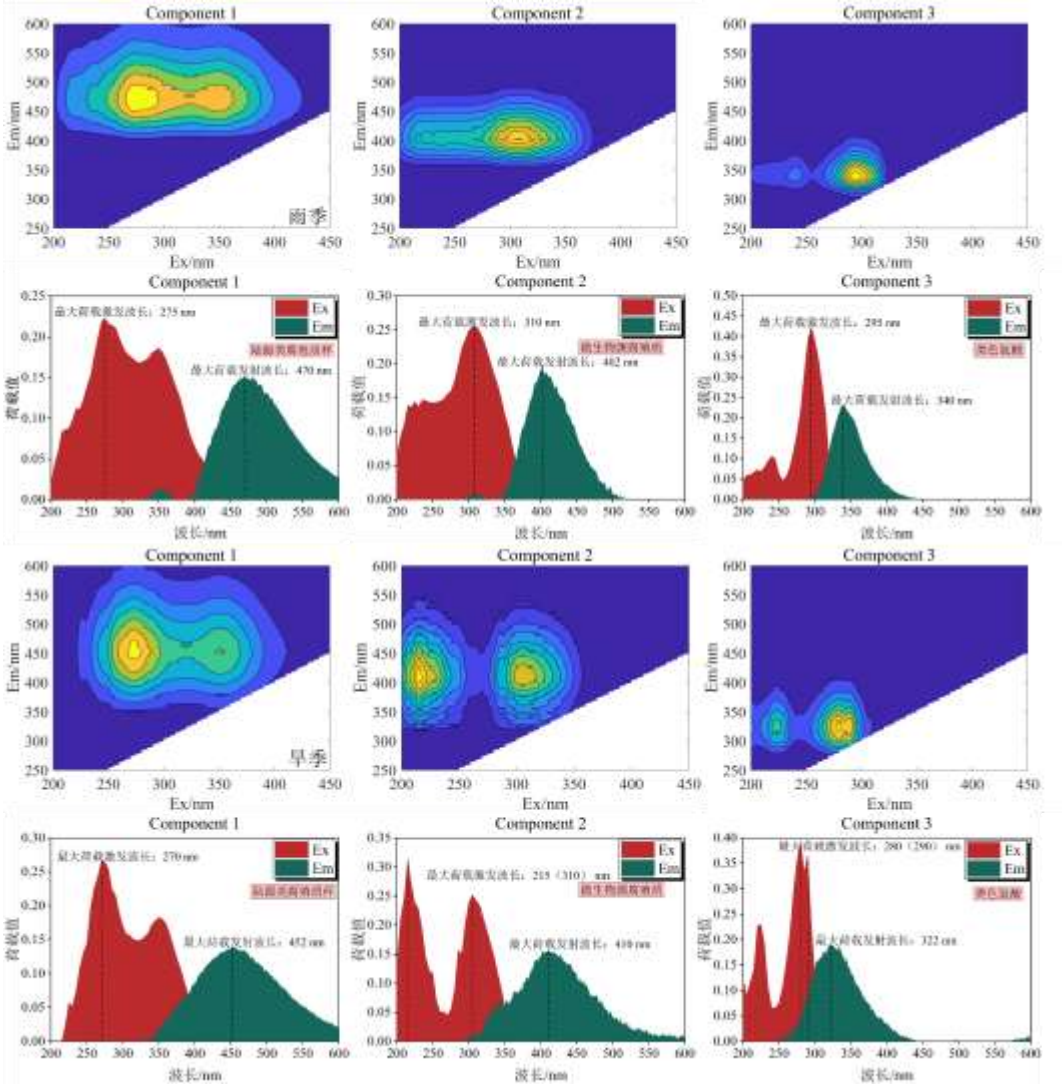

图 5　泸沽湖表层水体雨季和旱季 DOC 的 EEM-PARAFAC 分离组分图

Fig.5 Seasonal changes of principal components identified by EEM-PARAFAC in the Lake Lugu

2.4 溶解性碳内部转化规律

碳酸盐溶解和降雨量极大程度上驱动了水体中 DIC 成分转化[57]：碳酸盐溶解通过消耗 CO_2 生成 CO_3^{2-}，CO_3^{2-}又迅速转化为 HCO_3^-，进而提升 DIC 与 HCO_3^-浓度。该过程不顾潜在的季节差异，总体 DIC 成分间表现为强相关性（图 7），进一步印证其普遍性。本研究紫外参数 $SUVA_{254}$ 与 $SUVA_{280}$ 极显著相关（$P < 0.05$），反映水体芳香性 DOC 同质特征[58]。雨季 FI 与 DOC、HIX 与 URI 显著负相关（$P<0.05$），指示水生 DOC 以内源、低腐殖化程度和低不饱和化合物占比为主。结合 $S_{275\text{-}295}$ 与 URI 正相关、与 HIX 负相关，揭示陆源大分子 DOC 呈现腐殖化程度高和生物难降解的特征。大量 CO_2 的产生掩盖了碳酸盐溶解与光合作用的消耗，并导致 C1、C2 及IV区富集（图 7 雨）。旱季 HIX 与 $S_{275\text{-}295}$ 显著负相关（$P < 0.05$），伴随 DIC 成分（HCO_3^-、CO_2）减少及 CO_3^{2-}与 C2 的累积（图 7）。湖泊 DIC 开始供给光合作用[59-60]，进一步驱动生物源 DOC（I、II 和 IV 区）与 DIC 组分（DIC、HCO_3^-和 CO_3^{2-}）的相互转化[61]。雨季温湿环境促进微生物代谢，加速外源 DOC 矿化[62]，致使大量 CO_2 产生；而旱季内源输入过程受湖泊 DOC 贮存与光合作用补给，维持了水体生物代谢并抵消部分 CO_2。不同输入方式导致的生物代谢过程构建了季节变

化下溶解性碳成分间的相互转化规律。

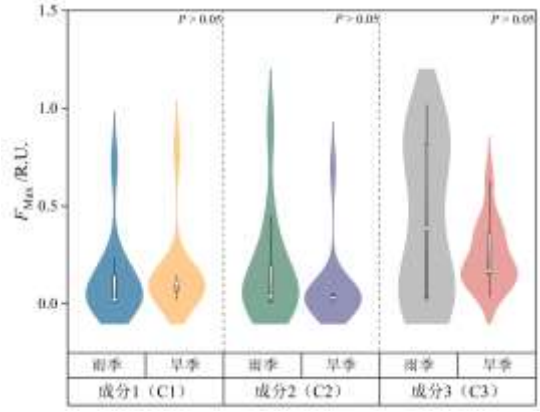

图 6　泸沽湖表层水体雨季和旱季 DOC 组分最大荧光强度

Fig.6 Fluorescence Intensity of DOC Components in the Lake Lugu

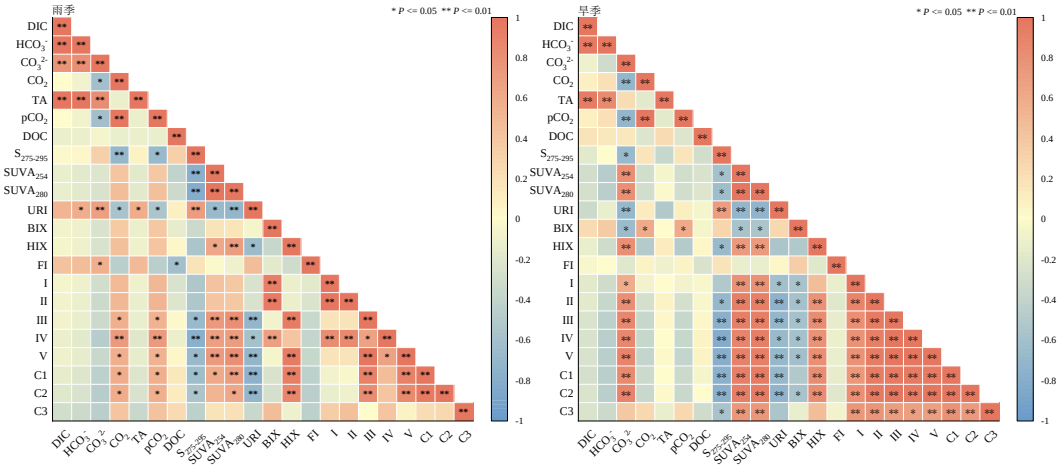

图 7　雨季和旱季 DIC 和 DOC 参数的相关性分析

Fig.7 Correlation analysis of DIC species and DOC composition in rainy and dry seasons

进一步利用 PCA 对泸沽湖溶解性碳参数降维分析（图 8），DIC 与 DOC 生物化学变化具有季节性特征。雨季时期，PC1 主要由V、III、$SUVA_{280}$、C1、IV、C2 和 $SUVA_{254}$ 组成，解释了 44.50%的变量信息，表明降雨驱动大分子陆源 DOC 输入[63]，印证了先前“外源大分子 DOC 输入激发微生物矿化”的过程；PC2 中 TA、HCO_3^-、CO_3^{2-}、FI 和 $S_{275-295}$ 具有高正载荷并解释了 18.60%的变量信息，表征存在光合作用吸收 DIC 促进生物源有机物代谢的过程。旱季 PC1 共解释了 56.1%的变量信息，其中 C2、V和 CO_3^{2-}的高正载荷表明微生物副产物的累积（图 4）与光合固碳作用增强[64]，同时 HIX 正载荷与 $S_{275-295}$ 负载荷的拮抗关系，进一步表明生物代谢所驱动的类氨基酸消耗和类腐殖质/芳香类 DOC 累积[65]；PC2 解释了 15.00%的变量信息，其中 DIC、TA、HCO_3^-和 DOC 的正载荷结合 FI 与 URI 的负载荷，指示旱季强烈的蒸发浓缩效应导致无机离子和 DOC 浓度升高[66]，倾向于陆源腐殖质有机碳富集。

3 结论

（1）泸沽湖 DIC 成分（DIC、HCO_3^-、CO_3^{2-}和 CO_2）存在显著的季节性差异，旱季 DIC 浓度受水体富集作用而升高，而雨季因外源输入增强和生物矿化作用，表现为显著的 CO_2 净排放源（pCO_2 > 470 μatm，F > 0）。

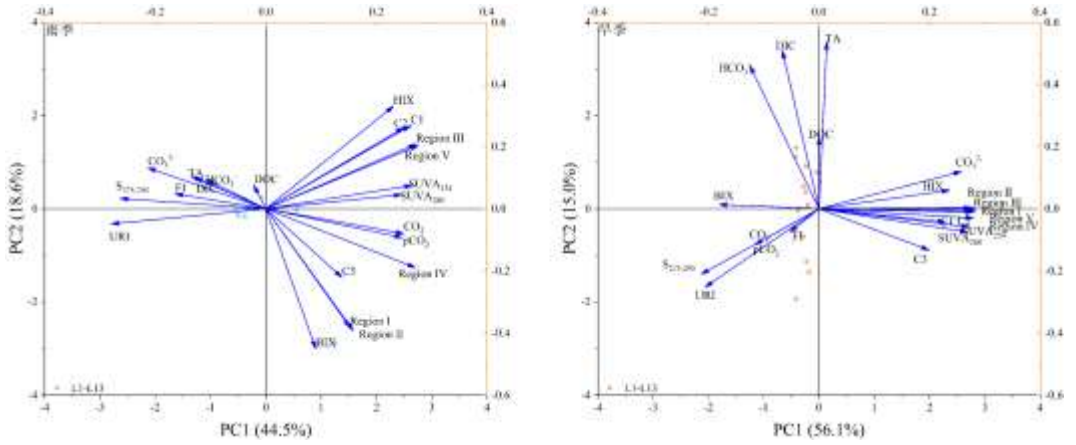

图 8　泸沽湖表层水体中变量参数主成分分析(PCA)

Fig.8 Principal Component Analysis (PCA) of Variable Parameters in the Surface Water of Lake Lugu

（2）类可溶性微生物副产物是 DOC 的主导成分，印证微生物代谢是碳形态转化的关键过程。雨季 DOC 由陆源输入和生物过程共同驱动；旱季 BIX 表明生物源贡献显著，主要受生物代谢影响。

（3）季节变化控制碳输入格局，而生物代谢强度决定碳形态转化方向与 CO_2 汇/源功能。雨季部分陆源 DOC 输入后经微生物矿化，促进 CO_2释放；旱季内源 DOC 贮存与光合固碳增强，部分抵消 CO_2 排放。

4 参考文献

[1] Rosentreter J A, Eyre B D. Alkalinity and dissolved inorganic carbon exports from tropical and subtropical river catchments discharging to the Great Barrier Reef, Australia. Hydrological Processes, 2020, **34**(7): 1530-1544. DOI: 10.1002/hyp.13679.

[2] Wang K, Pang Y, Gao C, *et al*. Hydrological management affected dissolved organic matter chemistry and organic carbon burial in the Three Gorges Reservoir. Water Research, 2021, **199**: 117195. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117195.

[3] Raymond P A, Hamilton S K. Anthropogenic influences on riverine fluxes of dissolved inorganic carbon to the oceans. Limnology and Oceanography Letters, 2018, **3**(3): 143-155. DOI: 10.1002/lol2.10069.

[4] Li S L, Liu C Q, Li J, *et al*. Geochemistry of dissolved inorganic carbon and carbonate weathering in a small typical karstic catchment of Southwest China: Isotopic and chemical constraints. Chemical Geology, 2010, **277**(3-4): 301-309. DOI: 10.1016/j.chemgeo.2010.08.013.

[5] Jiang Y, Hu Y, Schirmer M. Biogeochemical controls on daily cycling of hydrochemistry and $\delta^{13}C$ of dissolved inorganic carbon in a karst spring-fed pool. Journal of Hydrology, 2013, **478**: 157-168. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2012.12.001.

[6] 刘新, 尉艺, 李文康等. 鄱阳湖湿地溶解性有机质的光化学属性对水体光活性中间体(PPRIs)季节性变化的影响. 湖泊科学, 2024, **36**(3): 807-816. [Liu X, Wei Y, Li W K, *et al*. Effect of photochemical properties of dissolved organic matter on seasonal variation of photoactive intermediates (PPRIs) in Lake Poyang wetland. Journal of Lake Sciences. 2024, **36**(3): 807-816. DOI: 10.18307/2024.0327.]

[7] Ni M F, Li S Y. Optical properties as tracers of riverine dissolved organic matter biodegradation in a headwater tributary of the Yangtze. Journal of Hydrology, 2020, **582**: 124497. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2019.124497.

[8] Wang Y, Hsieh Y P, Landing W M, *et al*. Chemical and carbon isotopic evidence for the source and fate of dissolved organic matter in the northern Everglades. Biogeochemistry, 2002, **61**: 269-289.

[9] Cao X, Aiken G R, Spencer R G M, *et al*. Novel insights from NMR spectroscopy into seasonal changes in the composition of dissolved organic matter exported to the Bering Sea by the Yukon River. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2016, **181**: 72-88. DOI: 10.1016/j.gca.2016.02.029.

[10] Lapierre J F, Seekell D A, Del Giorgio P A, *et al*. Climate and landscape influence on indicators of lake carbon cycling through spatial patterns in dissolved organic carbon. Global Change Biology, 2015, **21**(12): 4425-4435. DOI: 10.1111/gcb.13031.

[11] 黄晏宇, 刘婷婷, 王桂燕等. 东北地区典型湖沼沉积物溶解态有机质组成特征及来源解析: 以库里泡为例. 湖泊科学, 2024, **36**(1): 165-176. [Huang Y Y, Liu T T, Wang G Y, *et al*. Composition characteristics and source tracing of dissolved organic matter of lacustrine sediment in northeastern China: A case study of Lake Kulipao. Journal of Lake Sciences, 2024, **36**(1): 165-176. DOI: 10.18307/2024.0128.]

[12] Wissmar R C, Richey J E, Stallard R F, *et al*. Plankton metabolism and carbon processes in the Amazon River, its tributaries, and floodplain waters, Peru-Brazil, May-June 1977. Ecology, 1981, **62**(6): 1622-1633. DOI: 10.2307/1941517

[13] Pu J B, Li J H, Zhang T, *et al*. Varying thermal structure controls the dynamics of CO_2 emissions from a subtropical reservoir, south China. Water Research, 2020, **178**: 115831. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115831.

[14] Sun P, He S Y, Yu S, *et al*. Dynamics in riverine inorganic and organic carbon based on carbonate weathering coupled with aquatic photosynthesis in a karst catchment, Southwest China. Water research, 2021, **189**: 116658. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116658.

[15] Chen S, Zhong J, Li C, *et al*. Coupled effects of hydrology and temperature on temporal dynamics of dissolved carbon in the Min River, Tibetan Plateau. Journal of Hydrology, 2021, **593**: 125641. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020.125641.

[16] 张羿, 王晗, 马永梅等. 溶解性有机碳耦合营养状态解析河流 CO_2 动态及驱动因素. 湖泊科学, 2024, **36**(3): 794-806. [Zhang Y, Wang H, Ma Y M, *et al*. Deciphering riverine CO2 dynamics and driving factors coupled with dissolved organic carbon and nutrient status. Journal of Lake Sciences, 2024, **36**(3): 794-806. DOI: 10.18307/2024.0326.]

[17] Gu S J, Li S Y, Santos I R. Anthropogenic land use substantially increases riverine CO_2 emissions. Journal of Environmental Sciences, 2022, **118**: 158-170. DOI: 10.1016/j.jes.2021.12.040.

[18] 倪茂飞, 李思悦. 典型喀斯特河流二氧化碳分压及交换通量季节变化. 第四纪研究, 2023, **43**(2): 412-424. [Ni M F, Li S Y. Partial pressure of carbon dioxide and its water-air exchange in a typical karst rive. Quaternary Sciences, 2023, **43**(2): 412-424. DOI: 10.11928/j.issn.1001-7410.2023.02.10.]

[19] Ran J, Xiang R, Li J, *et al*. Spatiotemporal Variations in the Water Quality of Qionghai Lake, Yunnan–Guizhou Plateau, China. Water, 2022, **14**(15): 2451. DOI: 10.3390/w14152451.

[20] 王舒, 刘凤莲, 杜汶胶等. 滇西北高原湖泊流域景观生态风险时空演变及驱动力识别. 环境科学, 2025,**46**(5):3114-3126. [Wang S, Liu F L, Du W J, *et al*. Spatial-temporal Evolution of Landscape Ecological Risk and Driving Forces in the Plateau Lake Basin of Northwest Yunnan. Environmental Science, 2025, **46**(5): 3114-3126.]

[21] Assayag N, Jézéquel D, Ader M, *et al*. Hydrological budget, carbon sources and biogeochemical processes in Lac Pavin (France): constraints from $\delta^{18}O$ of water and δ13C of dissolved inorganic carbon. Applied Geochemistry, 2008, **23**(10): 2800-2816. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2008.04.015.

[22] Wang W, Yi Y, Zhong J, *et al*. Carbon biogeochemical processes in a subtropical karst river–reservoir system. Journal of Hydrology, 2020, **591**: 125590. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020.125590.

[23] 肖保华, 万国江. 泸沽湖沉积物有机质碳同位素组成与气候变迁记录 . 矿物岩石地球化学通报, 1997,**16**(1): 24-26.

[24] Qian Z, Hu C Z, Qing Z M, *et al*. Vegetational and environmental changes since 15ka BP recorded by Lake Lugu in the southwest monsoon domain region. Quaternary Sciences, 2014, **34**(6): 1314-1326. DOI: 10.3969/j.issn.1001-7410.2014.06.21.

[25] 林玉石, 张美良, 覃嘉铭. 云南宁蒗泸沽湖区岩溶洞穴特征及泸沽湖成因初探. 中国岩溶, 2000, **19**(3): 232-238. [Lin Y S, Zhang M L, Qin J M. Preliminary study on the characteristics of karst caves and the genesis of Lugu Lake, Yunnan. Carsologica Sinica, 2000, **19**(3): 232-238. DOI: 10.3969/j.issn.1001-4810.2000.03.006.]

[26] Lewis E R, Wallace D W R. Program developed for CO_2 system calculations[R]. United States: Environmental System Science Data Infrastructure for a Virtual Ecosystem (ESS-DIVE), 1998. 1-5.

[27] 刘涛泽, 王宝利, 朱四喜等. 红枫水库水-气界面二氧化碳分压及扩散通量的时空变化. 地球与环境, 2019, **47**(6): 851-856. [Liu T Z, Wang B L, Zhu S X, *et al*. Spatiotemporal variations of carbon dioxide partial pressure and diffusion flux at the water-air interface of Hongfeng Reservoir. Environment of Earth, 2019, **47**(6): 851-856. DOI: 10.14050/j.cnki.1672-9250.2019.47.145.]

[28] Kolic P E, Roy E D, White J R, *et al*. Spectroscopic measurements of estuarine dissolved organic matter dynamics during a large-scale Mississippi River flood diversion. Science of the total environment, 2014, **485**: 518-527. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.03.121.

[29] Fichot C G, Benner R. The spectral slope coefficient of chromophoric dissolved organic matter ($S_{275–295}$) as a tracer of terrigenous dissolved organic carbon in river-influenced ocean margins. Limnology and oceanography, 2012, **57**(5): 1453-1466. DOI: 10.4319/lo.2012.57.5.1453.

[30] 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. Limnology and Oceanography, 2001, **46**(1): 38-48. DOI: 10.4319/lo.2001.46.1.0038.

[31] 卢松, 江韬, 张进忠等. 两个水库型湖泊中溶解性有机质三维荧光特征差异. 中国环境科学, 2015, **35**(2): 516-523. [Lu S, Jiang T, Zhang J Z, *et al*. Differences in the three-dimensional fluorescence characteristics of dissolved organic matter in two reservoir-type lakes. Chinese Environmental Science, 2015, **35**(02): 516-523.]

[32] 陈丙法, 冯慕华, 尚丽霞等. 秋季聚积蓝藻打捞对蓝藻生长及水质影响的原位实验. 湖泊科学, 2016, **28**(2): 253-262. [Chen B F, Feng M H, Shang L X, *et al*. Effects on cyanobacterial growth and water quality after harvesting accumulated cyanobacteria in autumn: an *in-situ* experiment in Lake Chaohu. Journal of Lake Sciences, 2016, **28**(2): 253-262. DOI: 10.18307/2016.0203.]

[33] Zhou J, Wang J J, Baudon A, *et al*. Improved fluorescence excitation-emission matrix regional integration to quantify spectra for fluorescent dissolved organic matter. Journal of environmental quality, 2013, **42**(3): 925-930. DOI: 10.2134/jeq2012.0460.

[34] Ni M F, Li S Y. Spectroscopic indices trace spatiotemporal variability of dissolved organic matter in a river system with Karst characteristic. Journal of Hydrology, 2020, **590**: 125570. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020.125570.

[35] Stedmon C A, Bro R. Characterizing dissolved organic matter fluorescence with parallel factor analysis: a tutorial. Limnology and Oceanography: Methods, 2008, **6**(11): 572-579. DOI: 10.4319/lom.2008.6.572b.

[36] Vachon D, Prairie Y T. The ecosystem size and shape dependence of gas transfer velocity versus wind speed relationships in lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2013, **70**(12): 1757-1764. DOI: 10.1139/cjfas-2013-0241.

[37] Zeng F W, Masiello C A, Hockaday W C. Controls on the origin and cycling of riverine dissolved inorganic carbon in the Brazos River, Texas. Biogeochemistry, 2011, **104**: 275-291. DOI: 10.1007/s10533-010-9501-y.

[38] Liu Z, Groves C, Yuan D, *et al*. Hydrochemical variations during flood pulses in the south‐west China peak cluster karst: impacts of $CaCO_3$‐H_2O‐CO_2 interactions. Hydrological Processes, 2004, **18**(13): 2423-2437. DOI: 10.1002/hyp.1472.

[39] Liu Y, Chen G, Meyer J C, *et al*. Land-use and climate controls on aquatic carbon cycling and phototrophs in karst lakes of southwest China. Science of the Total Environment, 2021, **751**: 141738. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.141738.

[40] Qian Z, Hu C Z, Qing Z M, *et al*. Vegetational and environmental changes since 15ka BP recorded by Lake Lugu in the southwest monsoon domain region. Quaternary Sciences, 2014, **34**(6): 1314-1326. DOI: 10.3969/j.issn.1001-7410.2014.06.21.

[41] Kanduč T, Kocman D, Ogrinc N. Hydrogeochemical and stable isotope characteristics of the River Idrijca (Slovenia), the boundary watershed between the Adriatic and Black Seas. Aquatic geochemistry, 2008, **14**: 239-262. DOI: 10.1007/s10498-008-9035-2.

[42] Lerman A, Mackenzie F T. CO_2 air–sea exchange due to calcium carbonate and organic matter storage, and its implications for the global carbon cycle. Aquatic Geochemistry, 2005, **11**: 345-390. DOI: 10.1007/s10498-005-8620-x.

[43] Wang X, He Y, Yuan X, *et al*. pCO_2 and CO_2 fluxes of the metropolitan river network in relation to the urbanization of Chongqing, China. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2017, **122**(3): 470-486. DOI: 10.1002/2016JG003494.

[44] Lai C, Liu Z, Yu Q, *et al*. Control of carbon dioxide exchange fluxes by rainfall and biological carbon pump in karst river‐lake systems. Science of The Total Environment, 2024, **937**: 173486. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.173486.

[45] Miao Y, Meng H, Luo W, *et al*. Large alpine deep lake as a source of greenhouse gases: A case study on Lake Fuxian in Southwestern China. Science of The Total Environment, 2022, **838**: 156059. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.156059.

[46] 高静湉, 汤世科, 刘文理等. 不同类型湖泊 DOM 光谱特征及来源的季节性变化. 环境科学, 2025, **46**(4): 2154-2164. [Gao J T, Tang S K, Liu W L, *et al*. Seasonal Variation in DOM Spectral Characteristics and Sources in Different Types of Lakes. Environmental Science, 2025, **46**(4): 2154-2164. DOI: 10.13227/j.hjkx.202401265.]

[47] Chen M, Kim J H, Nam S I, *et al*. Production of fluorescent dissolved organic matter in Arctic Ocean sediments. Scientific Reports, 2016, **6**(1): 39213. DOI: 10.1038/srep39213.

[48] Ni M F, Li S Y. Dynamics and internal links of dissolved carbon in a karst river system: Implications for composition, origin and fate. Water Research, 2022, **226**: 119289. DOI: 10.1016/j.watres.2022.119289.

[49] Osburn C L, Wigdahl C R, Fritz S C, *et al*. Dissolved organic matter composition and photoreactivity in prairie lakes of the US Great Plains. Limnology and Oceanography, 2011, **56**(6): 2371-2390. DOI: 10.4319/lo.2011.56.6.2371.

[50] 郑达燕, 刘睿, 张柳柳等. 三峡库区土地利用对河流溶解性有机质的多时空尺度影响. 湖泊科学, 2023, **35**(4): 1343-1358. [Zheng D Y, Liu R, Zhang L L, *et al*. Effects of land use on multi-temporal scales of dissolved organic matter in Three Gorges Reservoir. Journal of Lake Sciences, 2023, **35**(4): 1343-1358. DOI: 10.18307/2023.0426.]

[51] 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**(6): 1795-1805. [Ling S, Yang S L, Liu X W, *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**(6): 1795-1805. DOI: 10.18307/2024.0626.]

[52] Tfaily M M, Corbett J E, Wilson R, *et al*. Utilization of PARAFAC-modeled excitation-emission matrix (EEM) fluorescence spectroscopy to identify biogeochemical processing of dissolved organic matter in a Northern Peatland. Photochemistry and photobiology, 2015, **91**(3): 684-695. DOI: 10.1111/php.12448.

[53] Yu H, Song Y, Gao H, *et al*. Applying fluorescence spectroscopy and multivariable analysis to characterize structural composition of dissolved organic matter and its correlation with water quality in an urban river. Environmental Earth Sciences, 2015, **73**: 5163-5171. DOI: 10.1007/s12665-015-4269-y.

[54] Xu B, Li J, Huang Q, *et al*. Impacts of land use patterns and typhoon-induced heavy rainfall event on dissolved organic matter properties in the South Tiaoxi River, China. Environmental Earth Sciences, 2016, **75**: 1-15. DOI: 10.1007/s12665-016-5413-z.

[55] Hansen A M, Kraus T E C, Pellerin B A, *et al*. Optical properties of dissolved organic matter (DOM): Effects of biological and photolytic degradation. Limnology and oceanography, 2016, **61**(3): 1015-1032. DOI: 10.1002/lno.10270.

[56] Her N, Amy G, Park H R, *et al*. Characterizing algogenic organic matter (AOM) and evaluating associated NF membrane fouling. Water research, 2004, **38**(6): 1427-1438. DOI: 10.1016/j.watres.2004.12.008.

[57] Vesper D J, Moore J E, Adams J P. Inorganic carbon dynamics and CO_2 flux associated with coal-mine drainage sites in Blythedale PA and Lambert WV, USA. Environmental Earth Sciences, 2016, **75**: 1-14. DOI: 10.1007/s12665-015-5191-z.

[58] 龙靖潇, 王志康, 王晗等. 喀斯特湖泊-河流系统溶解性有机质光谱特征. 生态学报, 2024, **44**(11): 4584-4596. [Long J X, Wang Z K, Wang H, *et al*. Unraveling spectral characteristics of dissolved organic matter in a karst lake-river system. Acta Ecologica Sinica, 2024, **44**(11): 4584-4596. DOI: 10.20103/j.stxb.202311082422.]

[59] Sojka G A, Din G A, Gest H. Integration of energy conversion and biosynthetic processes in bacterial photosynthesis. Nature, 1967, **216**(5119): 1021-1022. DOI: 10.1038/2161021a0.

[60] Pentecost A. Carbonate chemistry of surface waters in a temperate karst region: the southern Yorkshire Dales, UK. Journal of Hydrology, 1992, **139**(1-4): 211-232. DOI: 10.1016/0022-1694(92)90203-8.

[61] Butterwick C, Heaney S I, Talling J F. Diversity in the influence of temperature on the growth rates of freshwater algae, and its ecological relevance. Freshwater Biology, 2005, **50**(2): 291-300. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2004.01317.x.

[62] 吕书丛, 焦茹媛, 王芳等. 长江下游河-湖系统溶解性有机碳化学组成、变化特征及其与二氧化碳分压的关系. 环境科学学报, 2018, **38**(5): 2034-2044. [Lü S C, Jiao R Y, Wang F, *et al*. Characteristics and chemical compositions of DOC linking to the partial pressure of carbon dioxide in the lake-river systems of Lower Changjiang River Basin. Acta Scientiae Circumstantiae, 2018, **38**(5): 2034-2044. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2018.0001.]

[63] Yang J, Kim J, Soerensen A L, *et al*. The role of fluorescent dissolved organic matter on mercury photoreduction rates: A case study of three temperate lakes. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2020, **277**: 192-205. DOI: 10.1016/j.gca.2020.03.027.

[64] Zhang Y, Vandijk M A, 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**(18): 4685-4697. DOI: 10.1016/j.watres.2009.07.024.

[65] Fellman J B, Hood E, Spencer R G M. Fluorescence spectroscopy opens new windows into dissolved organic matter dynamics in freshwater ecosystems: A review. Limnology and oceanography, 2010, **55**(6): 2452-2462. DOI: 10.4319/lo.2010.55.6.2452.

[66] Gibbs R J. Mechanisms controlling world water chemistry. Science, 1970, **170**(3962): 1088-1090. DOI: 10.2307/1730827.