

神农架大九湖泥炭地孔隙水溶解有机碳特征及其影响因素¹

王东香¹, 张一鸣², 王锐诚¹, 赵炳炎², 张志麒^{1, 3}, 黄咸雨^{1, 2}

(1. 中国地质大学生物地质与环境地质国家重点实验室, 湖北武汉 430074; 2. 中国地质大学地球科学学院关键带演化实验室, 湖北武汉 430074; 3. 神农架国家公园管理局, 湖北神农架 442400)

【摘要】: 溶解性有机碳 (Dissolved Organic Carbon, DOC) 是泥炭地碳循环的重要组成部分。以往的研究大多集中在北方泥炭地, 而对亚热带季风区泥炭地 DOC 动力学的认识十分有限。利用紫外可见光光谱 (UV-Vis) 和三维荧光光谱结合平行因子分析法 (EEM-PARAFAC) 研究了神农架大九湖泥炭地孔隙水的 DOC 浓度与化学组成及其影响因素。EEM-PARAFAC 的结果表明: 大九湖泥炭地孔隙水 DOC 主要包含 3 种类腐殖质组分。紫外可见光和荧光指标表明, 泥炭孔隙水 DOC 表观分子较小, 而芳香度较高。深度剖面数据表明, 泥炭孔隙水 DOC 浓度随深度降低, 0~10cm 深度浓度最高为 24.16mg/L, 150~160cm 深度浓度最低为 9.72mg/L, 并且深层 DOC 以微生物代谢产生的新鲜有机物为主, 具有较低的腐殖化度。此外, 氧化还原电位 (ORP) 与 DOC 浓度及化学性质关系密切。以上结果表明, 在亚热带泥炭地中, 微生物来源或受微生物改造的有机物是泥炭孔隙水 DOC 的重要组成部分; 垂向输送或选择性保存是影响该亚热带亚高山泥炭地 DOC 动力学的重要因素。

【关键词】: 溶解有机碳 孔隙水 EEM-PARAFAC 垂直剖面 大九湖泥炭地

【中图分类号】: S153.6 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227 (2018) 11-2568-10

DOI: 10.11870/cjlyzyyhj201811018

泥炭地仅占全球陆地面积的 3%, 却储存了超过全球 30% 的土壤有机碳^[1], 因此泥炭地碳循环对全球陆地碳循环有着重要的影响^[2,3]。在短时间尺度内, 泥炭地碳循环主要涉及 CO₂ 和 CH₄ 的产生和排放, 溶解性有机碳 (DOC) 和颗粒有机碳的生成、转化和横向流失等过程^[4,5]。DOC 是泥炭地最活跃最敏感的指标^[6], 土壤 DOC 通常来源于植物凋落物、土壤腐殖质和微生物。由于气候变化和人为干扰, 泥炭地 DOC 浓度和化学性质在空间和时间尺度上都会产生变化^[7-10]。

以往的 DOC 动态研究多集中于北方泥炭地, 例如在国内最大的沼泽湿地分布区三江平原, 张金波等^[11] 对小叶章湿地表土 DOC 的季节动态及影响因素进行了探究, 发现微生物代谢产物、消耗有机碳数量及植物光合产物对 DOC 含量及结构组成的季节动态有重要影响。另一项研究则显示仅在八月份之前泥炭地表水和上层土壤中的 DOC 浓度与温度呈正相关关系^[12]。杨文燕等研究发现三江平原沼泽湿地土壤孔隙水中 DOC 浓有明显的季节变化, 6 月份浓度最高, 9 和 10 月浓度最低, 变化范围为 79.3~95.1mg/L

¹收稿日期: 2018-03-01; 修回日期: 2018-04-24

基金项目: 国家自然科学基金 (41472308); 中国地质大学生物地质与环境地质国家重点实验室自主课题 (GBL11612)

作者简介: 王东香 (1991~), 女, 硕士研究生, 主要从事大九湖泥炭地溶解有机碳的研究工. E-mail:wangdongxiang1025@163.com
通讯作者 E-mail:xyhuang@cug.edu.cn

^[13]。娄雪冬等^[14]通过对若尔盖泥炭地 DOC 的季节变化探究发现 DOC 浓度 8 月最高为 42.77mg/L, 5 月最低为 26.27mg/L, 并发现土壤层温度、地表温度和相对湿度是泥炭地孔隙水 DOC 浓度季节变化的主要影响因素。与北方泥炭地和若尔盖高原泥炭地相比, 对中国亚热带季风区泥炭地的关注相对较少。在人为干扰影响下, 我国亚热带地区仅保存着少量的亚高山泥炭地^[15], 它们分布于河流的源头区, 对生物多样性和生态系统保护具有重要作用。受夏季风活动的影响, 亚热带泥炭地干旱事件频发^[16], 这将会对泥炭地的水位和生态系统产生显著影响^[17]。因此, 研究亚热带泥炭地 DOC 的时空动态及其与环境因子的关系十分重要。

神农架大九湖泥炭地是中国亚热带地区最大的亚高山泥炭地^[15]。在十多年古气候和现代过程调查研究的基础上, 本课题组于 2014 年初在大九湖实施了系统的关键带监测^[18], 依据不同水位梯度在泥炭地设置了 15 个长期监测点。其中 5 个监测点安装了多种深度土壤溶液采样器, 以监测不同深度的碳循环过程。本文对 15 个长期监测点的泥炭孔隙水以及 3 个表层湖水样品进行了 DOC 浓度和化学性质的研究。DOC 结构组成较为复杂, 通常采用紫外可见光光谱 (UV-Vis) 和三维荧光光谱 (EEM) 表征泥炭地 DOC 结构及组成。紫外吸光度的比值 E2/E3 (A_{254}/A_{365}) 和特定的紫外吸光度 ($SUVA_{254}=A_{254} \times 100 / DOC$) 能够指示 DOC 的化学特征, E2/E3 较高表明腐殖质的分子相对较小^[19], $SUVA_{254}$ 较高则表明芳香度较高^[20]。三维荧光光谱结合平行因子分析法 (EEM-PARAFAC) 可以提供关于 DOC 结构和组成的信息^[21~25]。本项研究的目的是探究大九湖泥炭地 DOC 与环境参数 (pH、水位、电导率、 NH_3-N 、氧化还原电位、 Fe^{2+} 、 NO_3^-) 之间的关系以及泥炭孔隙水 DOC 浓度和化学性质在垂直剖面上的变化特征, 旨在了解亚热带泥炭地 DOC 特征及其影响因素, 为更深入地了解亚热带泥炭地碳循环对气候变化的响应服务。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

大九湖泥炭地位于湖北省神农架林区西缘, 坐落在海拔约 1700m 的封闭山间盆地。泥炭厚度约 1~3m, 地表泥炭水的 pH 范围为 4~6, 地下水位通常位于地表以下 0~20cm^[26]。主要受东亚夏季风的影响, 当地年均气温约 7.2℃, 年平均降雨量约 1560mm, 更详细的自然地理状况资料参见前期研究^[18, 27]。

1.2 样品采集与环境参数测试



表 1 大九湖泥炭地孔隙水与湖水的水化学参数与环境参数

Tab. 1 Summary of water chemistry and environmental factors in peat and lake water samples

样品	深度 ^a (cm)	DWT ^b (cm)	Fe ²⁺ (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	pH	ORP ^c (mv)	Cond ^d (μ s/cm)	DO ^e (mg/L)
P1 ^f	0~10	5.80±7.90	1.06	0.80	1.77	5.73	58.30	53.30	7.75
	20-30		1.62	0.70	0.78	5.26	79.50	42.80	5.66
	50-60		1.38	1.20	0.90	5.09	105.20	34.30	5.54
	100-110		2.30	0.40	0.76	5.27	104.30	37.80	5.81
	150-160		1.50	1.20	0.81	5.37	159.90	41.20	4.34
P2	0~10	-5.40±6.30	1.66	0.30	0.10	5.37	134.30	40.50	6.72
P3	0~10	4.70±4.30	2.10	0.90	0.39	5.40	121.10	57.20	5.69
P4	0~10	5.70±4.80	1.13	0.60	0.07	5.47	126.40	55.40	7.41
P5	0~10	7.00±6.50	1.38	0.20	0.18	5.40	120.70	30.90	4.30
	0~10	-8.40±6.70	1.65	0.40	1.81	5.78	37.70	98.20	6.65
	20-30		2.39	0.60	0.34	5.49	106.00	82.60	3.76
P6	50-60		2.49	0.60	0.38	5.56	79.10	64.10	6.48
	100-110		2.12	0.60	0.83	5.71	87.70	55.00	2.88
	150-160		1.65	0.50	1.32	5.50	108.70	34.80	7.11
P7	0~10	-0.30±7.20	0.75	0.60	0.59	5.53	109.50	95.30	4.38
	20-30		0.80	1.00	0.59	5.26	154.50	78.80	4.92
	50-60		0.84	0.70	0.43	4.86	167.50	30.80	3.62
	100-110		0.30	0.90	0.34	5.25	157.10	30.40	5.86
P8	150-160		0.82	0.80	0.62	5.20	157.90	38.90	3.88
	0~10	8.80±6.40	1.39	0.80	0.20	5.13	144.30	41.20	4.40
	P9	0~10	6.90±4.20	1.24	1.40	1.01	5.85	16.70	74.20
P10	0~10	8.10±5.80	0.69	0.90	0.75	5.37	149.20	54.10	7.40
P11	0~10	0.20±3.30	0.40	0.30	0.67	5.60	92.50	63.70	3.06
	0~10	-4.20±4.50	3.24	0.70	0.04	6.22	22.00	108.70	4.08
	20-30		2.24	0.70	0.37	5.79	43.70	87.90	4.26
P12	50-60		1.41	0.90	1.08	5.39	160.70	34.70	3.02
	100-110		1.74	0.60	0.56	5.26	172.00	37.30	3.20
	150-160		2.12	0.80	0.68	5.49	119.00	40.80	5.05
P13	0~10	1.30±5.50	2.23	0.80	0.15	5.52	134.50	53.60	4.97
P14	0~10	1.20±2.60	1.50	0.70	0.16	5.83	175.20	55.20	4.53
	0~10	-3.00±5.60	1.74	0.90	0.03	6.07	110.30	80.90	6.55
	20-30		1.86	0.70	0.32	5.76	135.30	67.30	4.37
P15	50-60		2.66	1.00	0.10	5.32	143.90	33.40	5.11
	100-110		2.18	1.20	1.05	5.38	137.20	36.90	5.37
	150-160		2.80	0.80	0.89	5.01	105.30	46.80	5.29
L1						7.03	76.20	85.50	8.22
L2			0.10±0.06 ^g	0.3±0.2 ^g	0.04±0.03 ^g	7.16	47.30	85.70	8.21
L3						7.16	104.60	82.60	7.86

注:a:取样部位(长度为10cm)深度;b:地下水位,此处为2015年1月至2017年10月期间日平均地下水位平均值;c:氧化还

原电位;d: 电导率;e:溶解氧;f: P1-P15: 泥炭孔隙水, L1-L3: 表层湖水;g:此处湖水中 Fe^{2+} , NO_3^- , NH_3-N 的浓度为五号湖出水口处 3 个水样的 浓度均值.

泥炭孔隙水样品采集于 2015 年 10 月。2015 年初, 在泥炭地 15 个监测点安装了土壤溶液采样器 (Rhizosphere Research Products B. V., 荷兰), 其中 5 个监测点的采样器安装在 5 个不同深度 (0~10cm, 20~30cm, 50~60cm, 100~110cm 和 150~160cm)。采样器通过孔径为 0.2 μm 的微孔滤膜过滤收集泥炭孔隙水, 收集后将滤液转移到带有特制瓶盖的玻璃瓶中, 去除瓶内空气, 然后避光储存在约 4°C 冰箱中, 直至运送至实验室测试分析。其中在 5 号湖 (图 1) 采集 3 个表层水样并通过 0.7 μm GF/F 玻璃纤维过滤器 (Whatman, 美国) 过滤。

在每个泥炭采样点使用手持 GPS (Garmin Etrex) 确定地理坐标位置, 并使用电容式水位计 (Odyssey, 新西兰) 每隔 2h 测量从地下水位到泥炭表面的距离 (DWT, 也即水位埋深)。为消除单点数据的不确定性, 本文中 DWT 值为 2015 年 1 月至 2017 年 10 月的平均值 (表 1)。电导率 (Cond)、氧化还原电位 (ORP)、pH 和溶解氧 (DO) 使用便携式多参数水质仪 (HACH HQ 40d) 现场测量, 所有探头在使用前都进行校准。 NO_3^- , NH_3-N 和 Fe^{2+} 浓度使用 HACH DR-2800 便携式分光光度计现场测量, 测试方法参照哈希测试手册^[28]。

1.3 仪器方法

使用 Vario TOC 分析仪 (Elementar, 德国) 采用高温催化燃烧法测试 DOC 浓度, 平行水样的数据重现性大于 99%。使用 UV800 紫外可见光光谱仪 (上海元析仪器) 对水样进行分析, 以去离子水作为空白, 测量样品在 254、280、284、365、465 和 665nm 波长处的吸光度。

三维荧光分析采用日立 F-7000 荧光分光光度计, 以去离子水作为空白进行荧光扫描, 扫描速度为 12000nm/min 激发和发射的狭缝宽度设置为 5nm, 激发波长的扫描范围为 200~450nm, 增量为 5nm, 发射波长的扫描范围为 220~550nm, 增量为 5nm。测得荧光数据使用水的拉曼散射峰进行标准化^[29], 并使用插值法去除瑞利散射和拉曼散射^[30], 处理之后进行平行因子分析和荧光指标的计算。

1.4 数据分析

紫外吸光度比值可以指示 DOC 的结构特征。E2/E3 值与有机物的表现分子的大小呈负相关 [19], 计算方法为波长在 254nm 与 365nm 处的吸光度的比值 ($E2/E3=A_{254}/A_{365}$)。SUVA₂₅₄ 可指示复合物中芳香碳或芳香结构的相对含量 [20], 计算方法为波长 254nm 处的吸光度与 DOC 浓度的比值 ($SUVA_{254}=A_{254} \times 100 / DOC$)。

荧光指数 (FI), 腐殖化程度指数 (HIX) 和新鲜度指数 ($\beta : \alpha$) 是被广泛应用的荧光指标^[31]。荧光指数 (FI) 定义为在 370nm 的激发波长下, 样品发射波长在 470nm 和 520nm 处的荧光强度比值^[32]。腐殖化程度指数 (HIX) 为在 254nm 激发波长下, 435~480nm 荧光峰与 300~345nm 荧光峰的比值^[33]。新鲜度指数 ($\beta : \alpha$) 为在 310nm 激发波长下 380nm 发射波长处荧光强度与 420~435nm 区间最大荧光强度的比值^[34]。

平行因子分析法 (PARAFAC) 是一种将荧光信号分解为潜在的单个荧光组分的统计分析方法。本文根据 Stedmon 和 Bro 提出的程序教程在 MATLAB 2016b 中使用 DOMFluor 工具包进行分析计算^[35]。使用 IBMSPSS22 进行单因素方差分析 (ANOVA) 或非参数检验来检验 DOC 浓度和化学性质是否在深度上存在显著性差异。

2 结果与讨论

2.1 泥炭孔隙水 DOC 特征

不同采样点的 DOC 浓度在同一深度上有较大差异 (图 2)。表层泥炭水 DOC 浓度范围为 7.98~46.49mg/L, 平均值为 24.16 ± 13.11 mg/L, 所有深度泥炭孔隙水 DOC 浓度均值为 18.07 ± 10.60 mg/L。各深度 DOC 浓度均值随泥炭深度的增加呈下降趋势。与我国其他泥炭地相比, 大九湖泥炭孔隙水的 DOC 浓度相对较低。例如若尔盖泥炭地 (海拔约 3500m) 的孔隙水 DOC 浓度的季节变化为 26.27~42.77mg/L^[14], 另一项研究的 DOC 浓度平均值为 41.0 ± 2.6 mg/L^[36]。东北三江平原泥炭地 (纬度 $47^{\circ} 35' N$) DOC 浓度均值变化为 79.30~95.10mg/L^[13]。这些泥炭地 DOC 浓度的差异可能是由气候、植被和采样时间等多种因素引起的: 1) 若尔盖和三江平原泥炭地都处于寒冷气候区, 年平均温度 $< 2^{\circ}C$, 远低于大九湖 ($7.2^{\circ}C$); 2) 若尔盖和三江平原泥炭地都以维管植物为主, 特别是苔草居多, 而大九湖泥炭地分布着较多的泥炭藓; 3) 此外, 泥炭孔隙水的 DOC 浓度在季节性时间尺度上的动态变化也可能是造成不同地域 DOC 差异的原因之一^[7,9]。

在 5 个泥炭深度中, $SUVA_{254}$ 的平均值 $5 Lmgc^{-1}m^{-1}$ (图 2)。一般来说, 较高的 $SUVA_{254}$ 值表明有机物芳香度较高^[20]。利用 Weishaar 等^[20]提出的 $SUVA_{254}$ 与芳香度的线性模型, 得出大九湖泥炭地孔隙水的平均芳香度在 37%~42%之间, 高于德国 Odersprung 泥炭地 DOC 的芳香度 (27%~38%)^[8]。E2/E3 也是一种常用的光谱指标^[37,38], 该比值与 DOC 的表观分子大小呈负相关^[37]。大九湖泥炭地不同深度的 E2/E3 平均值为 3.9~4.9 (图 2), E2/E3 的相对高值表明 DOC 的表观分子相对较小。

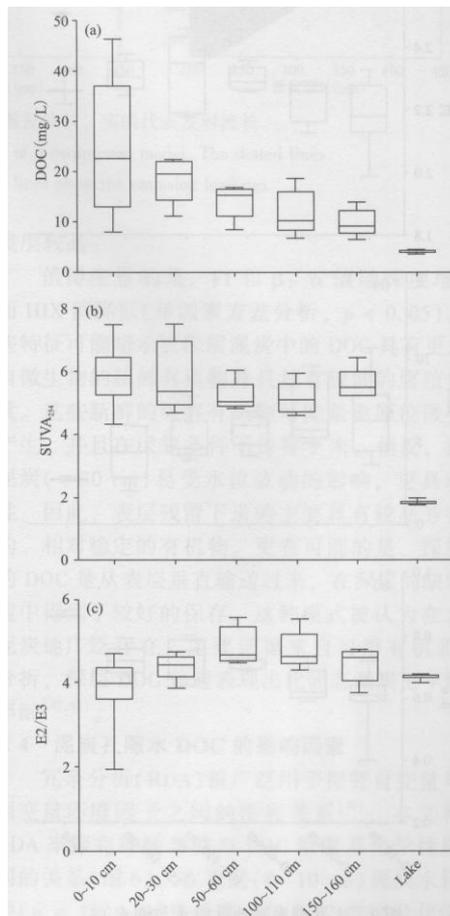


图 2 大九湖泥炭地孔隙水与湖水的 DOC 浓度, $SUVA_{254}$ 和 E2/E3 的变化

Fig. 2 DOC concentration, $SUVA_{254}$, and E2/E3 in peatland pore water and lake water collected from Dajiuhu

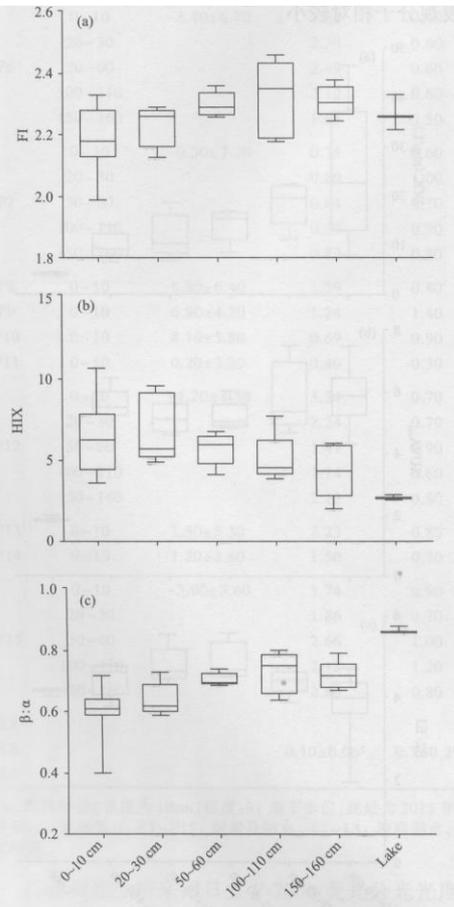


图 3 大九湖泥炭地孔隙水与湖水 FI、HIX 和 $\beta: \alpha$ 的变化

Fig. 3 Variations of fluorometric ratios (FI, HIX and $\beta: \alpha$) in the pore water from different peat depths and in the lake water

荧光指数 (FI), 腐殖化程度指数 (HIX) 和新鲜度指数 ($\beta : \alpha$) 可以表征 DOC 的来源及结构特征。FI 值可以表征 DOC 的来源, FI 值大于 1.9 时, DOC 来自生物源, FI 值小于 1.4 时, DOC 来自陆源, FI 在 1.4 与 1.9 之间时则来自混合源 [39]。大九湖泥炭地 DOC 的 FI 值 (>2 ; 图 3) 比其他泥炭地要高 [7], 这表明大九湖泥炭地孔隙水中微生物分泌的或微生物处理的有机物在 DOC 中占有较高的比例。HIX 值与 DOC 的腐殖化程度越呈正相关 [40], 本文较高的 HIX 值表明, 泥炭孔隙水样品中 DOC 的腐殖化程度较高 [41]。 $\beta : \alpha$ 值可以表征 DOC 中新鲜有机物的比例, 由于 β 代表新近产生的 DOC, α 代表降解程度较高的 DOC, 所以 $\beta : \alpha$ 反映了新产生的 DOC 在整体 DOC 中所占的比例 [34, 42]。大九湖泥炭地不同深度的 $\beta : \alpha$ 平均值 >0.6 , 指示着 DOC 以新鲜有机物为主。

使用平行因子分析法对所有水样的荧光数据进行 EEM-PARAFAC 分析, 得到一个 3 组分模型 (图 4), 该模型能够通过二分法验证 [35]。3 组分 (C1~C3) 为类腐殖质 [31]。这 3 种荧光组分在泥炭地 [43, 44] 和泥炭地汇水流域溪流 [38] 中极为常见。在表层泥炭孔隙水中, 以 C1 和 C3 组分为主 (图 5)。

总体来说, 大九湖泥炭地孔隙水 DOC 主要以类腐殖质的有机物为主, 表观分子较小, 芳香度较高, 微生物分泌的或受微生物改造的有机物具有重要贡献。DOC 是部分分解的有机物, 其含量及结构组成与微生物的活性紧密相关。有研究指出微生物活性是 DOC 产生、消耗及其结构组成变化的重要影响因素 [11], 一方面, 微生物活性提高, 其代谢产物增加, DOC 产量也随之增加 [45]; 另一方面, 微生物活性提高还能增加 DOC 生物分解和矿化量, 最终导致 DOC 的含量及其结构组成均会发生变化 [46]。

2.2 泥炭孔隙水与湖水差异

大九湖盆地湖水 DOC 浓度变化较小 (3.75~4.13mg/L), 且浓度低于泥炭孔隙水 (单因素方差分析, $P < 0.05$; 图 2)。这种差异可能是由于周围地表径流输入导致的稀释造成的, 周围山脉和泥炭地的排水进入湖泊会使 DOC 浓度降低。此外, 泥炭孔隙水和湖水的 DOC 化学性质有较大差异 (图 1, 2 和 4)。湖水的 SUVA₂₅₄ 值相对于表层泥炭孔隙水较低 (单因素方差分析, $p < 0.001$), 表明湖水腐殖化程度较低, 芳香度较低 [20]。PARAFAC 结果进一步表明了湖泊与泥炭孔隙水之间荧光组分的差异 (图 5), 湖水样品 DOC 以 C2 组分为主, C1 和 C3 组分的荧光强度较低。部分原因可能是湖水 pH 值高于泥炭孔隙水 (单因素方差分析, $P < 0.001$; 表 1), 因此湖水 pH 值升高导致 C1 和 C3 分解。值得注意的是, 泥炭孔隙水与湖水之间的 DOC 差异有可能受到过滤方法的影响。在本项研究中, 湖水过滤所用的 $0.7 \mu\text{m}$ 滤膜不能去除微生物产物。

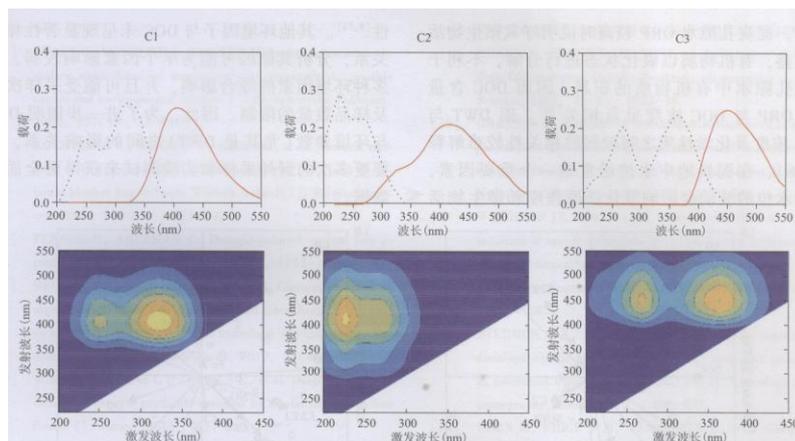


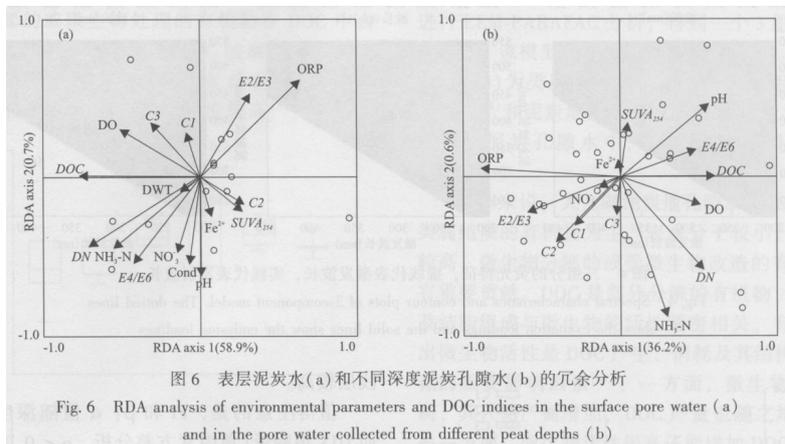
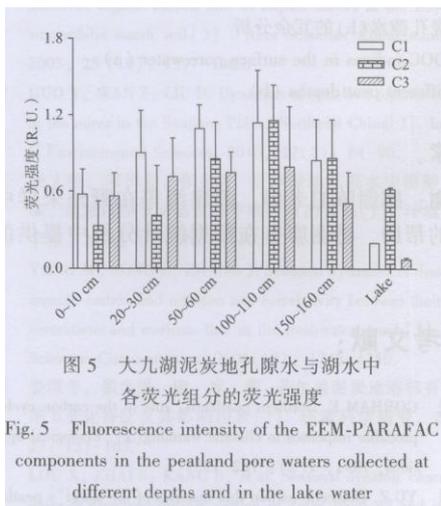
图 4 三分组的荧光特征, 虚线代表激发波长, 实线代表发射波长
Fig. 4 Spectral characteristics and contour plots of 3-component model. The dotted lines show the excitation loadings and the solid lines show the emission loadings

2.3 垂直剖面 DOC 浓度和化学性质变化

DOC 平均浓度从表层 0~10cm 的 24.16mg/L 降至 150~160cm 深度的 9.72mg/L, 表现出了明显的深度变化 (单因素方差分析,

$P < 0.05$; 图 2), 而 SUVA₂₅₄ 没有呈现明显的随深度变化趋势 ($p > 0.05$)。对于 E2/E3, 两个浅层 (0~10cm 和 20~30cm) 的平均值低于 3 个较深层 (图 2)。泥炭孔隙水 DOC 的荧光组分随深度变化明显 (图 5), C1 和 C2 沿垂直剖面的变化显著 (单因素方差分析, $P < 0.01$), 深层中 C2 组分的比例相对浅层较高。

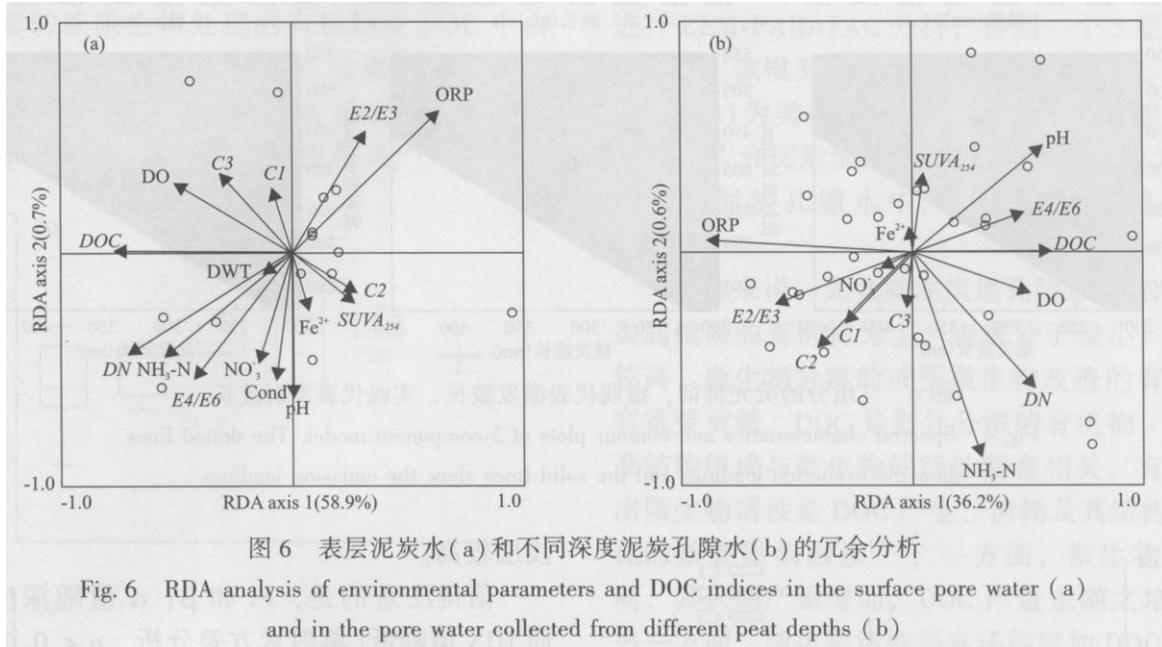
值得注意的是, FI 和 $\beta : \alpha$ 值随深度增加, 而 HIX 值降低 (单因素方差分析, $P < 0.05$)。这些特征可能暗示更深层泥炭中的 DOC 具有更多来自微生物的新鲜有机物并且具有较低的腐殖化程度。这些新鲜的可溶有机物可能是由原位微生物产生, 并且在厌氧条件下保存下来。相反, 浅层泥炭 (<30cm) 易受水位波动的影响, 更具动态性。因此, 表层残留下来的主要具有较高芳香性的、相对稳定的有机物。更有可能的是, 深层中的 DOC 是从表层垂直输送过来, 在深层的缺氧环境中得到了较好的保存。这种模式被认为在北方泥炭地广泛存在, 主要证据来自可溶有机质 14C 分析, 深层 DOC 普遍表现出比固态泥炭更年轻的年龄 [47, 48]。



2.4 泥炭孔隙水 DOC 的影响因素

冗余分析 (RDA) 被广泛用于探究自变量与其因变量环境因子之间的潜在关系 [49], 本文利用 RDA 来探究环境参数与 DOC 浓度及化学性质之间的关系 (图 6)。在表层 (0~10cm) 泥炭水样品中 ($n=15$), ORP 是唯一与 DOC 浓度及化学性质显著相关的环境参数 ($P < 0.05$)。在所有深度的泥炭孔隙水样品中 ($n=34$), DOC 浓度与 ORP 呈显著负相关 ($P < 0.05$)。泥炭孔隙水中包含多种有机化合物, 其中多数可以作为微生物的能量物质, 泥炭孔隙水 ORP 较高时说明好氧微生物活动旺盛, 有机物质以氧化状态进行分解, 不利于泥炭孔隙水有机物质的积累, 因而 DOC 含量少, ORP 与 DOC 浓度呈负相关 [50]。而 DWT 与 DOC 浓度及化学性质之间

较弱的相关性较难解释(图 6), 在泥炭地中水位通常是一个重要因素, 因为水位的波动会影响氧化还原程度和微生物活性^[8,51]。其他环境因子与 DOC 未呈现显著性相关关系, 分析其原因可能为单个因素影响较弱, 为多种环境因素的综合影响, 并且可能受采样次数及样品数量的限制。因此, 为了进一步阐明 DOC 与环境参数(尤其是 DWT)之间的影响关系, 需要更多次的野外采样和实验测试来获得更全面的数据。



3 结论

(1) 利用三维荧光光谱结合平行因子分析 S (EEM-PARAFAC) 能够成功解析出大九湖泥炭 M 泥炭孔隙水的 DOC 的组分特征, 结果表明泥炭 M 孔隙水 DOC 主要包含 3 种类腐殖质组分。

(2) 紫外可见光和荧光指标表明泥炭孔隙对中 DOC 表观分子相对较小, 芳香度较高, 微生物来源或受微生物改造的有机物具有重要贡献。

比不同深度泥炭孔隙水 DOC 浓度和化学性质的差异, 表明深层泥炭孔隙水 DOC 浓度较低, 微生物来源的新鲜有机物的贡献相对较高, 且腐殖化程度较低。以上结果揭示出, 垂直运输或 DOC 的择性保存是影响大九湖泥炭地碳动态的重要因素。

(3) 15 个长期监测点的 RDA 分析结果显示 ORP 与 DOC 浓度及化学性质显著相关。其他环境因子相关性较弱, 后续需要关注不同气候条件下, 尤其是在变暖和地下水水位下降时 DOC 浓度和化学性质在时间和空间上的变化及主要影响因素。

参考文献:

[1] GORHAM E. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming [J]. *Ecological applications*, 1991, 1(2) : 182-195.

[2] YU Z. Holocene carbon flux histories of the world's peatlands: Global carbon-cycle implications [J]. *The Holocene*, 2011, 21 (5) : 761-774.

-
- [3] ZHAO Y, YU Z, TANG Y, et al. Peatland initiation and carbon accumulation in China over the last 50, 000 years [J] • Earth-Science Reviews, 2014, 128: 139-146.
- [4] DINSMORE K J, BILLETT M F, SKIBA U M, et al. Role of the aquatic pathway in the carbon and greenhouse gas budgets of a peatland catchment [J] . Global Change Biology, 2010, 16(10) : 2750-2762.
- [5] GANDOIS L, TEISSERENC R, COBB A, et al. Origin, composition, and transformation of dissolved organic matter in tropical peatlands [J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2014, 137: 35-47.
- [6] EVANS C, MONTEITH D, COOPER D. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: observations, possible causes and environmental impacts[J]. Environmental Pollution, 2005, 137(1) : 55-71.
- [7] KOEHLER A K, MURPHY K, KIELY G, et al. Seasonal variation of DOC concentration and annual loss of DOC from an Atlantic blanket bog in South Western Ireland [J]. Biogeochemistry, 2009, 95(2-3) : 231-242.
- [8] FENNER N, FREEMAN C. Drought-induced carbon loss in peatlands[J]. Nature Geoscience, 2011, 4(12): 895-900.
- [9] BRODER T, KNORR K H, BIESTER H. Changes in dissolved organic matter quality in a peatland and forest headwater stream as a function of seasonality and hydrologic conditions [J]. Hydrology and Earth System Sciences, 2017, 21(4) : 2035.
- [10] MOORE S, EVANS C D, PAGE S E, et al. Deep instability of deforested tropical peatlands revealed by fluvial organic carbon fluxes[J]. Nature, 2013, 493 : 660.
- [11] 张金波, 宋长春, 杨文燕. 小叶章湿地表土水溶性有机碳 季节动态变化及影响因素分析[J]. 环境科学学报, 2005, 25(10) : 1397-1402.
- ZHANG J B, SONG C C, YANG W Y. Seasonal dynamics of dissolved organic carbon and its impact factors in the Doyeuxia augustifolia marsh soil [J] . Acta Scientiae Circumstantiae, 2005, 25 (10) : 1397-1402.
- [12] GUO Y, WAN Z, LIU D. Dynamics of dissolved organic carbon in the mires in the Sanjiang Plain, Northeast China[J]. Journal of Environmental Sciences, 2010, 22(1) : 84-90.
- [13] 杨文燕, 宋长春, 张金波. 沼泽湿地孔隙水中溶解有机 碳、氮浓度季节动态及与甲烷排放的关系 [J]. 环境科学 学报, 2006, 10: 1745-1750.
- YANG W, SONG C, ZHANG J. Seasonal dynamics of dissolved organic carbon and nitrogen and correlativity between their concentrations and methane flux in the freshwater marsh[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2006(10): 1745-1750.
- [14] 娄雪冬, 翟生强, 康冰, 等. 若尔盖泥炭地溶解有机碳 季节变化特征及其影响因素[J]. 环境科学研究, 2014, 27: 157-163.
- LOU X, ZHAI S, KANG B, et al. Seasonal dynamic characteristics of dissolved organic carbon in Zoige Peatland and its impact factors [J]. Research of Environmental Sciences, 2014, 27(2) : 157-63.

-
- [15] ZHAO K. China Marsh [M]. Beijing, China: Science Press, 1999.
- [16] LIAO J, HU C, WANG M, et al. Assessing acid rain and climate effects on the temporal variation of dissolved organic matter in the unsaturated zone of a karstic system from southern China [J]. Journal of Hydrology, 2018, 556: 475-487.
- [17] PAGE S E, BAIRD A J. Peatlands and Global Change: Response and Resilience [J]. Annual Review of Environment and Resources, 2016, 41(1): 35-57.
- [18] 黄咸雨, 张志麒, 王红梅, 等. 神农架大九湖泥炭湿地关键带监测进展[J]. 地球科学, 2017, 42: 1026-1038 HUANG X, ZHANG Z, WANG H, et al. Overview on Critical Zone Observatory at Dajiuhu Peatland, Shennongjia [J]. Earth Science, 2017, 42(6) : 1026-38.
- [19] GRAYSON R, HOLDEN J. Continuous measurement of spectro-photometric absorbance in peatland streamwater in northern England: implications for understanding fluvial carbon fluxes [J] • Hydrological Processes, 2012, 26(1): 27-39.
- [20] WEISHAAR J L, AIKEN G R, BERGAMASCHI BA, et al. Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon [J]. Environmental Science & Technology, 2003, 37 (20): 4702-4708.
- [21] 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.
- [22] CHEN M, 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.
- [23] ZHOU Y, JEPPESEN E, ZHANG Y, et al. Dissolved organic matter fluorescence at wavelength 275/342 nm as a key indicator for detection of point-source contamination in a large Chinese drinking water lake [J] • Chemosphere, 2016, 144: 503 — 509.
- [24] BAKER A. Fluorescence excitation-emission matrix characterization of some sewage-impacted rivers [J]. Environmental Science & Technology, 2001, 35(5) : 948-953.
- [25] JAFFE R, CAWLEY K M, YAMASHITA Y. Applications of excitation emission matrix fluorescence with parallel factor analysis (EEM-PARAFAC) in assessing environmental dynamics of natural dissolved organic matter (DOM) in aquatic environments: a review. Advances in the physicochemical characterization of dissolved organic matter: impact on natural and engineered systems: ACS Publications ; 2014. p. 27-73.
- [26] HUANG X, WANG C, XUE J, et al. Occurrence of diploptene in moss species from the Dajiuhu Peatland in southern China [J]. Organic Geochemistry, 2010, 41(3) : 321 -324.

-
- [27] WANG R C, WANGHM, XIANG X, et al. Temporal and spatial variations of microbial carbon utilization in water bodies from the Dajihu Peatland, central China [J]. Journal of Earth Science, 2017: 1-8.
- [28] HACH. Water quality analysis handbook[M]. Beijing, China: Chemical Industry Press, 2016.
- [29] LAWAEZT A J, STEDMON C. Fluorescence intensity calibration using the Raman scatter peak of water[J]. Applied Spectroscopy ,2009, 63(8) : 936-940.
- [30] BAHRAM M, BRO R, STEDMON C, et al. Handling of Rayleigh and Raman scatter for PARAFAC modeling of fluorescence data using interpolation [J]. Journal of Chemometrics, 2006, 20(3-4) : 99-105.
- [31] FELLMAN JB, HOOD E, SPENCER R G. Fluorescence spectroscopy opens new windows into dissolved organic matter dynamics in freshwater ecosystems: A review[J]. Limnology and Oceanography, 2010, 55(6) : 2452-2462.
- [32] CORY R M, MCKNIGHT D M. Fluorescence spectroscopy reveals ubiquitous presence of oxidized and reduced quinones in dissolved organic matter [J]. Environmental Science & Technology, 2005, 39(21) : 8142-8149.
- [33] ZSOLNAY A, BAIGAR E, JIMENEZ M, et al. Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying[J]. Chemosphere, 1999, 38 (1): 45-50.
- [34] PARLANTI E, WORZ K, GEOFFROY L, et al. Dissolved organic matter fluorescence spectroscopy as a tool to estimate biological activity in a coastal zone submitted to anthropogenic inputs [J] . Organic Geochemistry, 2000, 31 (12) : 1765 - 1781.
- [35] 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.
- [36] YANG G, WANG M, CHEN H, et al. Responses of CO₂ emission and pore water DOC concentration to soil warming and water table drawdown in Zoige Peatlands [J]. Atmospheric Environment ,2017, 152: 323-329.
- [37] DE HA AN H. Solar UV-light penetration and photodegradation of humic substances in peaty lake water[J]. Limnology and Oceanography, 1993, 38(5) : 1072-1076.
- [38] AGREN A, BUFFAM I, BERGGREN M, et al. Dissolved organic carbon characteristics in boreal streams in a forest - wetland gradient during the transition between winter and summer [J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2008 , 113(G03031).
- [39] 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.
- [40] OHNO T. Fluorescence inner-filtering correction for determining the humification index of dissolved organic matter [J]. Environmental Science & Technology, 2002, 36(4) : 742-746.

-
- [41] BIRD WELLS J E, ENGEL A S. Characterization of dissolved organic matter in cave and spring waters using UV-Vis absorbance and fluorescence spectroscopy [J] • *Organic Geochemistry*, 2010, 41(3): 270-280.
- [42] WILSON H F, XENOPOULOS M A. Effects of agricultural land use on the composition of fluvial dissolved organic matter [J]. *Nature Geoscience*, 2009, 2(1): 37-41.
- [43] FELLMAN J B, DAMORE D V, HOOD E, et al. Fluorescence characteristics and biodegradability of dissolved organic matter in forest and wetland soils from coastal temperate watersheds in southeast Alaska[J]. *Biogeochemistry*, 2008, 88 (2) : 169- 184.
- [44] TFAILY M M, HAMDAN R, CORBETT J E, et al. Investigating dissolved organic matter decomposition in northern peatlands using complimentary analytical techniques[J] . *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2013, 112: 116-129.
- [45] HAYNES R. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32(2) : 211-9.
- [46] KALBITZ K, SCHWESIG D, SCHMERWITZ J, et al. Changes in properties of soil-derived dissolved organic matter induced by biodegradation[J] . *Soil Biology and Biochemistry*, 2003 , 35 (8) : 1129-42.
- [47] CHANTON J P, BAUER J E, GLASER P A, et al. Radiocarbon evidence for the substrates supporting methane formation within northern Minnesota peatlands [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1995, 59(17) : 3663-3668.
- [48] CHANTON J, GLASER P, CHASAR L, et al. Radiocarbon evidence for the importance of surface vegetation on fermentation and methanogenesis in contrasting types of boreal peatlands[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2008, 22(4).
- [49] MILAUER P, LEPAGE J. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO 5*[M]. Cambridge University Press, 2014.
- [50] 侯光炯. 土壤学[M]. 北京: 中国农业出版社, 1988.
- HOU G J. *Edaphology*[M] • Beijing: China Agriculture Press, 1988.
- [51] WANG Y, WANG H, HE J S, et al. Iron-mediated soil carbon response to water-table decline in an alpine wetland [J]. *Nature Communications*, 2017, 8: 15972.