

不同水文条件下黄河三角洲湿地土壤溶解性有机碳的分布特征*

赵海晓¹⁾ 高永超^{1)†} 赵庆庆¹⁾ 王加宁¹⁾ 黄玉杰¹⁾ 史亚微²⁾ 潘美霖²⁾

(1) 齐鲁工业大学(山东省科学院), 山东省科学院生态研究所, 山东省应用微生物重点实验室, 250103, 山东济南;

2) 北京航天威科环保科技有限公司, 100071, 北京)

摘要 为了探究不同水文条件下滨海湿地土壤溶解性有机碳(DOC)的分布特征,本研究选取黄河三角洲自然保护区内的淡水芦苇湿地(FPW)、受潮汐影响的咸水芦苇湿地(TPW)、非淹水芦苇湿地(NPW)和受潮汐影响的盐地碱蓬湿地(TSW)为研究样地,在2018年10月(秋季)、2018年12月(冬季)和2019年4月(春季)采集0~25 cm深度的土壤剖面样品,测定土壤DOC和其他土壤理化性质,研究结果表明,NPW土壤DOC质量分数总体高于其他3种湿地,3个采样季节中的DOC最大平均质量分数为18.54 mg·kg⁻¹(冬季). TSW、NPW、FPW和TPW土壤DOC平均质量分数分别为7.75、16.03、9.07和9.40 mg·kg⁻¹. 沿0~25 cm土壤剖面,DOC质量分数总体呈现下降趋势,表层土壤DOC质量分数最高. 主成分分析和相关性分析结果表明,土壤盐离子和土壤质地是影响湿地土壤DOC质量分数的主要因素. 同时,通过三维荧光光谱对各类湿地土壤DOC来源分析表明,湿地土壤DOC来源较复杂,内生源和外部输入对不同水文条件下土壤DOC具有不同的贡献.

关键词 水文条件;溶解性有机碳;分布特征;滨海湿地;黄河三角洲

中图分类号 S157.1

DOI: 10.12202/j.0476-0301.2020431

土壤溶解性有机碳(dissolved organic carbon, DOC)是指通过纯水或稀盐溶液提取后可以通过0.45 μm滤膜的那部分有机碳,来源于植物凋落物、土壤腐殖质和微生物^[1]. DOC是有机碳中活性最高的组分之一,对环境变化敏感,可以快速有效地反映土壤碳库的变化^[2]. DOC的疏水部分可以为微生物提供生长基质和能量来源,从而影响温室气体排放;此外,DOC可与土壤中的金属离子反应并结合,从而影响土壤元素循环^[3]. 因此,尽管DOC在土壤中含量较低,但因其参与土壤碳循环过程、生物和化学过程,是全球碳循环的重要组成部分,在滨海生物地球化学过程中也发挥着重要作用^[4]. 而且,滨海湿地作为重要的碳汇,是重要的DOC生产、迁移和转化场^[5].

滨海湿地处于水-陆交替的过渡地带,受其独特水文条件的影响,沿陆地边缘占据重要的生态位. 湿地水文条件决定湿地的基本结构和功能,同时也影响着土壤理化性质^[6]. 在潮汐作用、降水径流、地下水输入和蒸散发的交互作用下,水文条件决定了

土壤盐分水平,而盐分变化影响土壤植被分布与生长、微生物群落结构和土壤性质,进而影响土壤有机质的分解^[7]. 一项针对亚热带滨海河口DOC通量的研究表明,水文条件是控制DOC通量的主要影响因素^[8]. 同时,植被、微生物和土壤理化性质也是影响土壤DOC含量变化的重要因素^[9]. 现有研究表明,半咸水输入抑制了淡水湿地土壤DOC释放,增强了对土壤DOC的固持;然而,淡水输入使得盐沼湿地土壤DOC释放能力显著提高,加速了土壤DOC的损失^[10]. 土壤DOC主要来源于植物凋落物、土壤腐殖质、微生物和根系及其分泌物. 不同的湿地类型,植被类型不同,决定了地表凋落物和根系分泌物的质量和数量也不同,导致湿地土壤DOC含量的变化^[11]. Qi等^[12]通过培养实验证明,湿地植物芦苇和盐地碱蓬是黄河三角洲湿地DOC的重要来源. 此外,水分条件是控制湿地分解凋落物中DOC的关键因素. 例如,在温带淡水湿地,水位下降会减少湿地植物凋落物的DOC含量^[13]. 土壤DOC含量的变化

* 国家自然科学基金青年科学基金资助项目(41807396), 国家自然科学基金联合基金资助项目(U1806217), 山东省自然科学基金资助项目(ZR2019BD007), 山东省科学院青年基金资助项目(2020QN0015)

† 通信作者: 高永超(1977—), 男, 博士, 副研究员. 研究方向: 湿地生态修复. E-mail: gaoyc@sdas.org

收稿日期: 2020-12-27

不仅调节着温室气体的释放过程和生态系统碳循环,而且影响连接着陆地与水生生态系统之间的联系^[4]. 滨海湿地 DOC 含量的波动将影响湿地生态系统的功能和结构,最终影响全球气候变化,因此,水文条件变化对湿地土壤 DOC 含量的影响值得深入研究.

1 材料与方 法

1.1 研究区概况 研究区位于山东省东营市的黄河三角洲自然保护区(117°31'~119°18'E,36°55'~38°16'N),该地区在暖温带半湿润季风气候的影响下,四季分明,光照充足,年降水量和蒸发量分别为 551.6 和 1962.1 mm,70%降水集中在 6—8 月份.

本研究选择具有不同水文条件的典型湿地作为研究样地,包括淡水芦苇湿地(FPW)、受潮汐影响的咸水芦苇湿地(TPW)、非淹水芦苇湿地(NPW)和受潮汐影响的盐地碱蓬湿地(TSW).其中 FPW、NPW 和 TSW 位于黄河北岸,TPW 位于黄河南岸(如图 1 所示).

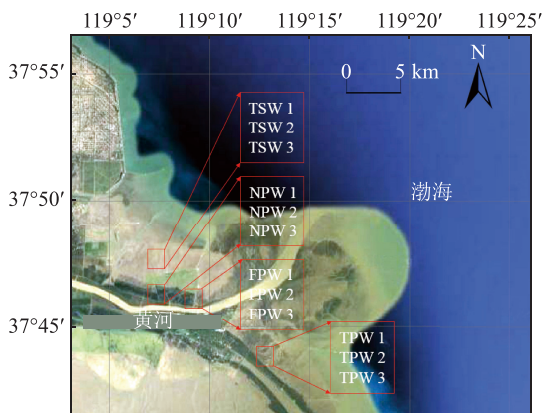


图 1 采样点分布

1.2 样品采集与分析 2018 年 10 月(秋季)、12 月(冬季)和 2019 年 4 月(春季)在样地内采集 0~25 cm 深度的土壤样品,以 5 cm 为间隔分割土壤样品,每个样地均设置 3 个重复.将土样装入自封袋内带回实验室,剔除肉眼可见的石块、植物残体,室温条件下自然风干土样.经研钵研磨后,一部分土样过 20 目筛子,用于测定土壤电导率和 pH;另一部分过 100 目筛子,用于测定土壤有机质、总氮以及其他土壤指标.在 1 g 土比 5 mL 蒸馏水的上清液中,分别使用 pH 计和电导率仪测定 pH 和土壤电导率;土壤含水率采用烘干法测定;土壤总碳和总氮在元素分析仪(Vario EL,德国)上测定;有机碳采用重铬酸钾氧化-比色法测定;采用高纯水提取土壤 DOC,高温催化燃烧法在总有机碳分析仪(TOC-LCPN,Shimadzu)

上测定;阴离子(Cl^- 和 SO_4^{2-})和碱基阳离子(Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 和 Ca^{2+})分别在戴安 DX600 和戴安 ICS-2000 离子色谱(Thermo Fisher Scientific,美国)上测定.

1.3 DOC 的三维荧光光谱测定与数据分析 DOC 的三维荧光光谱通过酶标仪(Molecular Devices SpectraMax M2,中国)进行测定.本研究采用荧光指数和自生源指数来探讨黄河三角洲典型湿地土壤 DOC 来源.荧光指数(FI)指激发波长为 370 nm 时,发射波长分别为 450 和 500 nm 时荧光强度的比值,常用来指示溶解性有机质的来源.当 $\text{FI} < 1.4$ 时,表示溶解性有机质主要为陆源有机质输入,当 $\text{FI} > 1.9$ 时,表示溶解性有机质主要来自于由微生物分解的内源性代谢产物.自生源指数(BIX)指激发波长为 310 nm 时,发射波长分别为 380 和 430 nm 时荧光强度的比值,可用来表征溶解性有机质自生源特征和生物可利用性.当 $\text{BIX} > 1$ 时,代表生物或细菌引起的自生来源;BIX 为 0.6~0.7 时,代表陆地源输入或受人为活动影响较大^[15].

1.4 统计分析 采用单因素方差分析(One-way-ANOVA)对不同样地土壤理化性质和 DOC 进行显著性差异分析,当 $P < 0.05$ 时,认为具有显著性差异.在单因素方差分析中,当方差齐性时,采用最小显著差异法(least significant difference, LSD)后置检验;在方差非齐性时,采用事后(Tamhane)检验.相关分析以及主成分分析判定土壤 DOC 分布的潜在控制因素.ANOVA 和相关分析采用 SPSS 22.0 软件包来实现,土壤 DOC 含量变化图采用 Origin 2017 软件绘制.主成分分析(principal component analysis, PCA)采用 Canoco 4.5 软件实现.

2 结果分析

2.1 不同水文条件下湿地土壤理化性质的差异 不同水文条件下湿地土壤理化性质如表 1 所示.由表 1 可知,TPW 和 FPW 土壤有机质平均质量分数显著高于 NPW($P < 0.05$),与 TSW 无显著性差异($P > 0.05$).TPW 土壤总碳和总氮质量分数显著高于 NPW($P < 0.05$),FPW 土壤总碳和总氮质量分数与其他 3 种湿地之间无显著性差异($P > 0.05$).4 种湿地土壤碳氮比之间均无显著性差异($P > 0.05$).TSW 土壤电导率、 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Cl^- 和 SO_4^{2-} 质量分数均显著高于其他 3 种湿地($P < 0.05$),其中,FPW 土壤电导率、 Na^+ 和 Cl^- 质量分数显著低于其他 3 种湿地($P < 0.05$),而 NPW 土壤 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 和 SO_4^{2-} 质量分数最低($P < 0.05$).从土壤 pH 来看,4 种湿地土壤均呈碱性($\text{pH} > 7$),且 NPW 土壤 pH 显著高于其他 3 种湿地

($P < 0.05$), 4 种湿地土壤质地均主要以沙粒为主 ($> 70\%$), 黏粒和粉砂粒质量分数较低. TPW 土壤粉砂粒质量分数显著高于 NPW 和 FPW 土壤 ($P <$

0.05), 而 NPW 和 FPW 土壤沙粒质量分数显著高于 TPW ($P < 0.05$). 由于处于长期淹水状态, FPW 水质分数显著高于其他湿地 ($P < 0.05$).

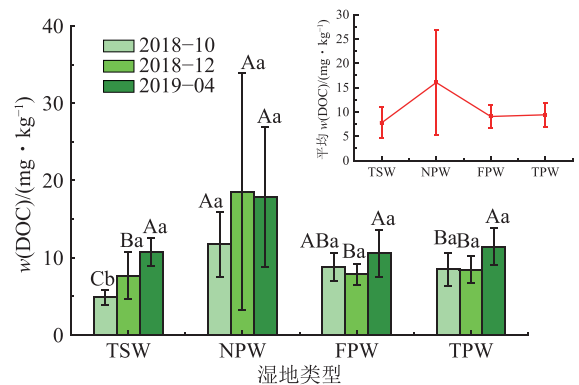
表 1 不同水文条件下湿地土壤 (0~25 cm) 理化性质变化 (平均值±标准差)

指标	TSW	NPW	FPW	TPW
有机质/%	0.52±0.17ab	0.38±0.07b	0.57±0.32a	0.69±0.20a
总碳/%	1.28±0.23a	1.04±0.09b	1.37±0.52ab	1.43±0.23a
总氮/%	0.033±0.008ab	0.026±0.004b	0.036±0.021ab	0.042±0.009a
碳氮比	10.73±1.91a	9.96±1.44a	10.83±2.09a	11.03±1.95a
电导率/(dS · cm ⁻¹)	15.24±7.21a	1.22±0.56c	0.49±0.13d	2.48±0.45b
pH	8.58±0.13b	9.30±0.47a	8.39±0.42b	8.47±0.22b
w(Na ⁺)/(mg · kg ⁻¹)	4401.00±1338.70a	1121.17±284.03c	331.23±121.53d	1885.46±338.36b
w(K ⁺)/(mg · kg ⁻¹)	133.37±56.68a	14.33±4.79d	26.11±6.49c	65.75±13.39b
w(Mg ²⁺)/(mg · kg ⁻¹)	400.61±315.15a	17.30±8.13d	30.10±16.02c	62.52±22.51b
w(Ca ²⁺)/(mg · kg ⁻¹)	201.62±60.71a	42.28±7.34d	93.71±28.35b	74.47±17.76c
w(Cl ⁻)/(mg · kg ⁻¹)	6691.04±2062.61a	1339.06±407.99c	386.0±122.02d	2327.85±430.06b
w(SO ₄ ²⁻)/(mg · kg ⁻¹)	1045.89±612.59a	108.49±66.49d	160.45±149.58c	513.36±110.43b
黏粒/%	1.19±3.11a	0.00±0.00a	0.08±0.30a	0.16±0.37a
粉砂粒/%	18.89±13.75ac	5.37±4.60b	12.14±8.14bc	22.24±3.22a
沙粒/%	79.92±16.25abc	94.63±4.60a	85.88±4.33ab	77.60±3.45c
水质量分数/%	22.86±1.96bc	22.09±0.70c	26.71±4.33a	22.79±0.58b

注: a~d 不同字母表征同一指标在具有不同水文特征的湿地土壤理化性质显著性差异, $P < 0.05$.

2.2 不同水文条件下湿地土壤 DOC 的时空变化 4 种湿地 0~25 cm 土壤 $w(\text{DOC})$ 的平均值如图 2 所示. NPW 土壤 $w(\text{DOC})$ 在秋季 ($11.72 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、冬季 ($18.54 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 和春季 ($17.84 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 均高于其他 3 种湿地, TSW 土壤的 $w(\text{DOC})$ 在秋季 ($4.84 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 显著低于 NPW、FPW 和 TPW ($P < 0.05$). 在冬季, 4 种湿地土壤 DOC 之间无显著性差异 ($P > 0.05$), 其中, TSW 土壤 $w(\text{DOC})$ 最低 ($7.67 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). 尽管 4 种湿地土壤 DOC 之间在春季无显著性差异 ($P > 0.05$), 平均 $w(\text{DOC})$ 最高值仍出现在 NPW. 就季节变化来说, 秋季 TSW 土壤 $w(\text{DOC})$ ($4.84 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 显著低于冬季 ($7.67 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 和春季 ($10.75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) ($P < 0.05$), 且春季土壤 $w(\text{DOC})$ 显著高于冬季 ($P < 0.05$). NPW 土壤 DOC 在 3 个季节之间无显著性差异 ($P > 0.05$), 最高值出现在冬季, 最低值出现在秋季. FPW 和 TPW 土壤 DOC 在秋季和冬季之间均无显著性差异 ($P > 0.05$), 但春季土壤 DOC 显著高于秋季和冬季 ($P > 0.05$). FPW 和 TPW 土壤 $w(\text{DOC})$ 平均最大值均出现在春季 (10.57 和 $11.42 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 最小值均出现在冬季 (7.86 和 $8.45 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). 在 3 个采样季节内, TSW、NPW、FPW 和 TPW 0~25 cm 土壤 $w(\text{DOC})$

平均值依次为 7.75、16.03、9.07 和 $9.40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.



注: A、B、C 不同大写字母表征同一样地不同采样时间土壤 DOC 显著性差异, $P < 0.05$; a、b 不同小写字母表征在同一采样时间不同样地土壤 DOC 显著性差异 $P < 0.05$.

图 2 不同水文条件下湿地土壤 DOC 平均质量分数变化

4 种湿地表层 (0~10 cm) 土壤 $w(\text{DOC})$ 变化如图 3 所示. NPW 表层土壤 (0~5、>5~10 和 0~10 cm) $w(\text{DOC})$ 显著低于其他 3 类湿地 ($P < 0.05$), TSW、FPW 和 TPW 之间无显著性差异 ($P > 0.05$). 表层 (0~10 cm) 土壤 $w(\text{DOC})$ 平均最高值出现在 NPW ($33.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 最低值出现在 TSW ($9.19 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). TSW、NPW、FPW

和 TPW 表层土壤 (0~10 cm) $w(\text{DOC})$ 变化范围分别为 5.46~12.35、10.05~47.32、7.65~11.46 和 8.13~15.08 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

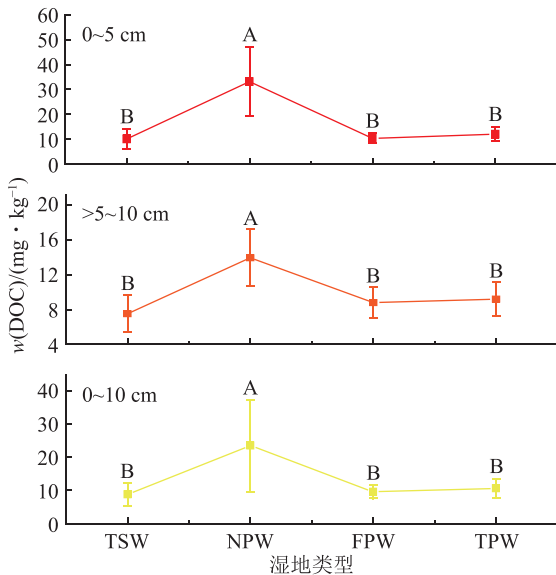


图 3 不同水文条件下湿地表层土壤 DOC 的质量分数

沿 0~25 cm 土壤剖面, 4 种湿地 0~5 cm 土壤层土壤 $w(\text{DOC})$ 均大于下部土层 (图 4) (春季 FPW 土壤除外), 春季 FPW 土壤剖面分布呈现先下降后上升再下降的趋势, 最高值出现在 >15~20 cm 土壤层 ($13.55 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). 与秋季相比, 冬季和春季各层土壤 $w(\text{DOC})$ 在 TSW 和 NPW 样地均呈增加趋势, FPW 样地呈下降趋势, TPW 表现为春季各层土壤 $w(\text{DOC})$

高于秋季和冬季. 4 个样地在 3 个采样季节中剖面土壤 $w(\text{DOC})$ 变化范围依次为 4.01~12.35 (TSW)、8.16~47.32 (NPW)、7.32~13.55 (FPW) 和 7.11~15.08 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (TPW).

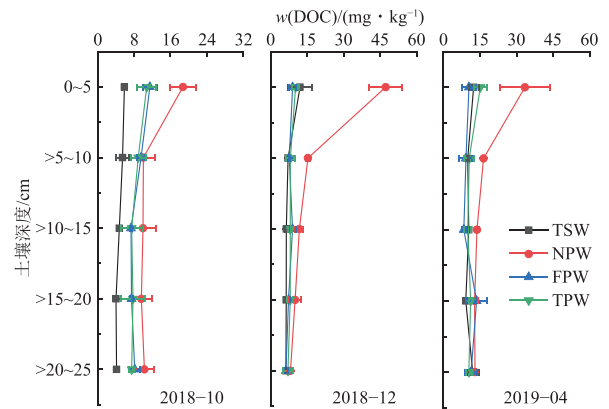


图 4 不同水文条件下湿地土壤 DOC 的剖面分布特征

2.3 不同水文条件下湿地土壤 DOC 荧光光谱指数特征

4 种湿地 0~25 cm 土壤 DOC 的 FI 的箱式图如图 5 所示. 由图 5 可知, 在采样时间范围内, 除个别样点外, 4 种湿地 0~25 cm 土壤 DOC 的 FI 在 3 个采样季节均为 1.4~1.9. 这说明 4 个样地土壤 DOC 来源既有外源输入也有内源贡献. NPW 和 TPW 土壤 DOC 的 FI 更接近 1.4, 表明外源输入是这 2 种湿地土壤 DOC 主要来源. 相比之下, TSW 和 FPW 土壤 DOC 的 FI 更接近 1.9, 表明微生物内源代谢对这 2 种土壤 DOC 贡献较大.

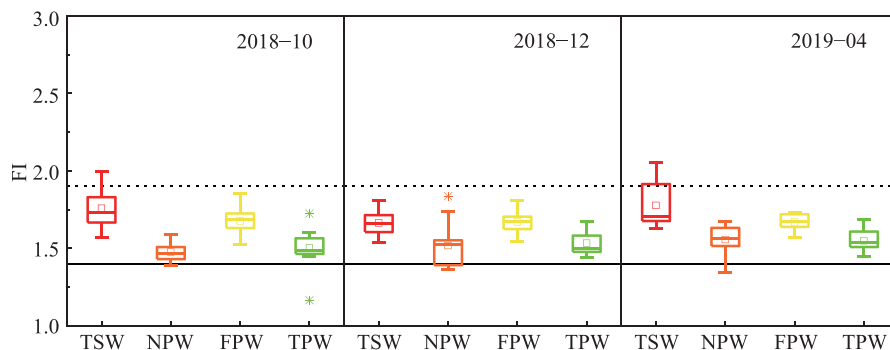


图 5 不同水文条件下湿地土壤 DOC 的 FI

图 6 展示了 4 种湿地 0~25 cm 土壤 DOC 的 BIX. TSW 土壤 DOC 的 BIX 平均值均 >0.7, 在秋季甚至 >1.0. NPW 土壤 DOC 的 BIX 平均值在秋季和冬季均为 0.60~0.70, 分别为 0.70 和 0.67. 但春季 NPW 土壤 DOC 的 BIX 平均值接近 1.00, 为 0.90. 在 3 个采样季节, FPW 土壤 DOC 的 BIX 指数平均值均为 0.70~1.00, 分别为 0.85 (秋季)、0.86 (冬季) 和 0.87 (春季). TPW 土壤 DOC 的 BIX 平均值为 0.60~1.00, 并随时间

序列变化总体呈现上升趋势, 具体值分别为 0.65 (秋季)、0.70 (冬季) 和 0.96 (春季). 以上结果表明, 除秋季 TPW 外, 其余湿地土壤 DOC 在不同季节既有生物或细菌引起的自身来源, 也有陆地源输入. 内源代谢对 FPW 土壤及秋季和春季的 TSW 土壤 DOC 贡献较大. 与春季相比, 外源输入对秋季和冬季 NPW 和 TPW 土壤 DOC 贡献较大.

2.4 湿地土壤 DOC 与土壤性质的关系 土壤 DOC

与理化性质之间的主成分分析如图 7 所示. 主成分分析结果表明, 主成分 1 和 2 共解释了土壤中 99.8% 的观测变量, 其中主成分 1 解释了 94.9%, 主成分 2 解释了 4.9%. DOC、含水率和 pH 位于主成分 1 的左半轴, 而电导率、 Na^+ 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+}

位于主成分 1 的右半轴. 但是含水率和 pH 对 DOC 的影响较小. 黏粒、粉砂粒、有机质、总碳、碳氮比和总氮位于主成分 2 的上半轴, 沙粒位于主成分 2 的下半轴. 但是总氮对 DOC 的影响较小.

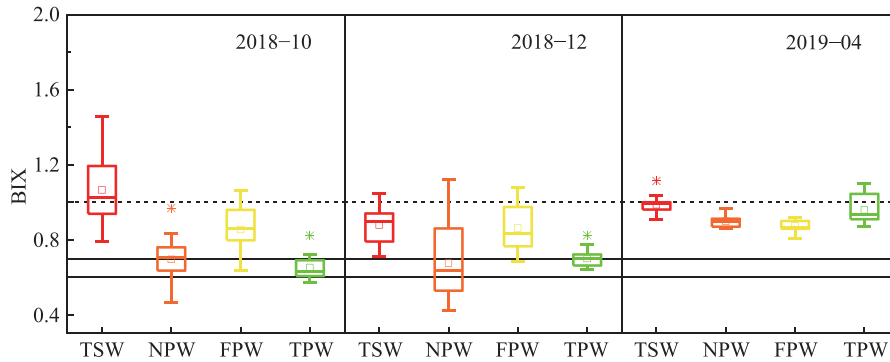


图 6 黄河三角洲湿地土壤 DOC 的 BIX

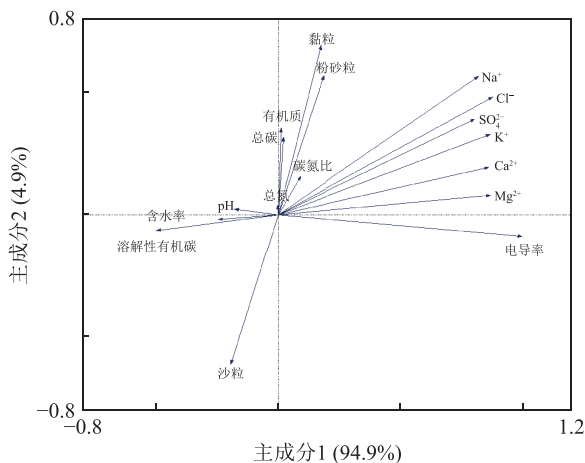


图 7 土壤 DOC 与土壤理化性质之间的主成分分析

皮尔森相关分析(表 2)表明, 土壤 $w(\text{DOC})$ 与土壤电导率及 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 等的质量分数呈极显著负相关关系 ($P < 0.01$), 与 $w(\text{粉砂粒})$ 呈显著负相关关系 ($P < 0.05$), 与 $w(\text{沙粒})$ 呈显著正相关关系 ($P < 0.05$), 与其他因子之间无显著性相关关系 ($P > 0.05$).

3 讨论

3.1 水文条件变化对土壤理化性质和 DOC 分布的影响 受海水输入的影响, TSW、TPW 和 NPW 土壤盐度显著高于受淡水影响的 FPW ($P < 0.05$). 湿地土壤碳的长期积累取决于输入(有机质输入)与输出(分解)之间的“净平衡”^[16]. 不同水文条件造就了不同湿地的植被类型差异, 而植物凋落物类型的差异决定了土壤中有有机质的输入状况. 此外, 滨海湿地在潮汐作用下形成的短暂厌氧环境, 将改变瞬时氧

化还原条件, 影响可溶性有机物以及其他物质的积累^[17]. 一般来说, 芦苇湿地地上生物量高于盐地碱蓬湿地. 但本研究中, NPW 土壤有机质含量不仅低于处于间歇淹水的 TPW 和长期淹水的 FPW, 甚至低于植被地上生物量较低的 TSW. 这可能是由于淹水状态降低了土壤有机质的分解速率^[18]. 此外, 潮汐输入的富含有机质的细颗粒沉积物^[19], 也是造成 TSW 和 TPW 的土壤有机质和 $w(\text{黏粒}) + w(\text{粉砂粒})$ 高于 NPW 的原因之一. FI 指数和 BIX 指数表明 TSW 样地内源代谢对土壤 DOC 贡献较大, 可能是由于土壤盐分强烈影响微生物活动进而影响有机物的分解. 而淡水输入能够增加微生物的生物量, 并改变微生物的群落组成, 从而促进有机质的积累, 最终造成 FPW 样地内源代谢对土壤 DOC 贡献略高. 滨海湿地的水文特征和水化学行为影响湿地土壤 DOC 的储量以及与环境因子之间的相关性^[20]. 受海水入侵的影响, 硫酸盐质量浓度较高, 而高质量浓度的硫酸盐可通过直接刺激硫酸盐还原和/或间接改变(促进或抑制)其他生化过程来影响土壤溶解性有机质的矿化^[21].

3.2 土壤理化性质对 DOC 的影响 本研究中, 相关性分析表明, 土壤 DOC 质量分数与土壤 EC 和盐离子呈极显著负相关 ($P < 0.01$), 表明盐度较高不利于土壤 DOC 的储存. 换言之, 盐度作为滨海湿地重要的环境因子, 对湿地土壤碳储量具有重要影响^[22]. 盐度的增加能够降低湿地沉积物的解吸能力, 从而影响了土壤中 DOC 的释放和保留. Qu 等^[23] 通过盐添加实验发现, 盐度升高对 DOC 含量有负面影响. Zhao 等^[24] 研究发现土壤 EC、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 与 DOC 之间

表 2 土壤各指标之间的相关系数

指标	DOC	有机质	总碳	总氮	碳氮比	电导率	pH	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	黏粒	粉砂粒	沙粒	含水率
DOC	1	0.026	0.007	0.030	-0.022	-0.490**	0.053	-0.448**	-0.477**	-0.374**	-0.474**	-0.466**	-0.393**	-0.200	-0.261*	0.266*	0.099
有机质		1	0.925**	0.905**	0.435**	-0.021	-0.430**	0.213	0.285*	0.094	0.284*	0.170	0.348**	0.329*	0.568**	-0.565**	0.501**
总碳			1	0.965**	0.198	-0.008	-0.398**	0.199	0.264*	0.086	0.310*	0.161	0.312*	0.338**	0.571**	-0.569**	0.596**
总氮				1	0.045	-0.055	-0.330*	0.151	0.212	0.035	0.226	0.108	0.261*	0.273*	0.493**	-0.488**	0.569*
碳氮比					1	0.077	-0.328*	0.157	0.213	0.163	0.210	0.155	0.270*	0.143	0.274*	-0.270*	0.018
电导率						1	-0.180	0.767**	0.835**	0.857**	0.840**	0.831**	0.766**	0.113	0.134	-0.139	-0.243
pH							1	-0.132	-0.296*	-0.179	-0.369**	-0.142	-0.295*	-0.033	-0.363**	0.337**	-0.421**
Na ⁺								1	0.876**	0.741**	0.791**	0.984**	0.850**	0.548**	0.478**	-0.513**	-0.208
K ⁺									1	0.906**	0.915**	0.922**	0.955**	0.329*	-0.480**	-0.485**	-0.176
Mg ²⁺										1	0.878**	0.812**	0.915**	0.141	0.233	-0.233	-0.237
Ca ²⁺											1	0.855**	0.873**	0.345**	0.370**	-0.386**	0.086
Cl ⁻												1	0.899**	0.476**	0.427**	-0.456**	-0.228
SO ₄ ²⁻													1	0.377**	0.498**	-0.507**	-0.413
黏粒														1	0.572**	-0.662**	0.179
粉砂粒															1	-0.993**	0.189
沙粒																1	-0.198
含水率																	1

注: **表示在0.01水平显著相关; *表示在0.05水平显著相关。

存在显著的负相关关系, 与本研究结果一致。并且, 土壤中盐离子会影响土壤有机质的溶解度和土壤结构。土壤中 Ca²⁺和 Mg²⁺含量变化可能增加黏土的分散性, 导致土壤团聚体稳定性下降^[25]。不同水文条件造成 4 个样地土壤盐离子含量存在差异, 可能是研究区土壤 DOC 含量不同原因之一。

此外, 土壤质地也会影响土壤对碳、水和营养离子的截留能力, 并对水文和生物地球化学过程产生重要影响^[26]。土壤中黏粒含量越高, 对 DOC 的吸附能力越强; 而沙质土壤由于孔隙度大, 对碳的保护能力较弱^[27]。熊丽等^[28]研究表明, 土壤 DOC 的截留能力与黏粒呈极显著正相关, 与沙粒呈极显著负相关; 聂三安等^[29]通过对亚热带稻田及早地土壤 DOC 研究发现, 土壤 DOC 与黏粒含量呈极显著正相关; Zhao 等^[24]研究表明土壤 DOC 与黏粒和粉砂粒呈显著正相关, 与沙粒含量呈显著负相关。但是本研究中土壤 DOC 含量与粉砂粒含量呈负相关关系, 与沙粒含量呈正相关关系, 且较高值出现在 NPW。这可能是由于潮流冲刷导致 TSW 和 TPW 土壤 DOC 淋失, 而 FPW 土壤 DOC 可能向水体中迁移的结果。

DOC 的流动性、降解性和生物利用度决定了其含量在土壤剖面中可能有所不同^[30]。土壤有机碳的相对分布与植被和植被凋落物对表层土壤养分的增加有很强的相关性, 表层大量植物凋落物的输入, 为

土壤微生物生长提供了丰富的碳源和氮源, 促进了有机质的分解和转化, 增加了 DOC 的来源, 这可能是本研究中表层 (0~5 cm) 土壤 DOC 含量较高的原因^[31]。水分是 DOC 浸出和沿着土壤剖面向下流动的主要驱动力, 不同水文条件下湿地土壤 DOC 含量在剖面分布不同, 可能与水驱动有关^[32]。此外, DOC 向下迁移时, 受土壤黏粒吸附作用增加以及微生物对有机质分解作用的减弱的影响, DOC 含量逐渐降低。

4 结论

1) 土壤 $w(\text{DOC})$ 随水文条件的变化而变化。总体来看, 非淹水芦苇湿地的土壤 $w(\text{DOC})$ 高于其他 3 类淹水湿地; 受潮汐影响的盐地碱蓬湿地土壤 $w(\text{DOC})$ 相对较低。沿 0~25 cm 土壤剖面, 表层土壤 $w(\text{DOC})$ 均高于其他土壤层。

2) 水文条件影响土壤 DOC 的输入与输出。荧光指数表明, 黄河三角洲湿地土壤 DOC 既有内源贡献, 也有外部输入。

3) 不同土壤理化指标对水文条件的变化的响应具有一定差异。土壤盐分含量和土壤质地是影响土壤 $w(\text{DOC})$ 的主要因素。

5 参考文献

[1] 张光亮, 白军红, 贾佳, 等. 互花米草入侵对黄河口盐沼湿

- 地土壤溶解性有机碳空间分布的影响[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2018, 54(1): 90
- [2] 李彬彬, 武兰芳. 秸秆还田条件下剖面土壤溶解性有机碳含量及其组分结构的变化[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(7): 1567
- [3] 阎欣, 刘任涛, 安慧. 土壤易氧化有机碳与溶解性有机碳对荒漠草地沙漠化过程中土壤碳库变异的表征[J]. 草业学报, 2018, 27(11): 15
- [4] MCDONALD G K, TAVAKKOIL E, COZZOLINO D, et al. A survey of total and dissolved organic carbon in alkaline soils of southern Australia[J]. Soil Research, 2017, 55(7): 617
- [5] 宋长春. 湿地生态系统碳循环研究进展[J]. 地理科学, 2003, 23(5): 622
- [6] YIN D, PENG F, HE T, et al. Ecological risks of heavy metals as influenced by water-level fluctuations in a polluted plateau wetland, southwest China[J]. Science of The Total Environment, 2020, 742: 140319
- [7] HERBERT E R, BOON P, BURGIN A J, et al. A global perspective on wetland salinization: ecological consequences of a growing threat to freshwater wetlands[J]. Ecosphere (Washington, D. C.), 2015, 6(10): 206
- [8] REGIER P, BRICEÑO H, JAFFÉ R. Long-term environmental drivers of DOC fluxes: linkages between management, hydrology and climate in a subtropical coastal estuary[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2016, 182: 112
- [9] JOHNSTON C A, SHMAGIN B A, FROST P C, et al. Wetland types and wetland maps differ in ability to predict dissolved organic carbon concentrations in streams[J]. Science of the Total Environment, 2008, 404(2/3): 326
- [10] CHAMBERS L G, OSBORNE T Z, REDDY K R. Effect of salinity-altering pulsing events on soil organic carbon loss along an intertidal wetland gradient: a laboratory experiment[J]. Biogeochemistry, 2013, 115(1/2/3): 363
- [11] 孔凡亭, 李悦, 郗敏, 等. 湿地土壤溶解性有机碳研究进展[J]. 青岛理工大学学报, 2013, 34(3): 64
- [12] QI Y Z, XUE Y J, WANG X C. Release and microbial degradation of dissolved organic carbon and nitrogen from *Phragmites australis* and *Suaeda salsa* in the Wetland of the Yellow River Estuary[J]. Journal of Oceanography and Marine Research, 2017, 5(2): 160
- [13] MAO R, ZHANG X, SONG C. Chronic nitrogen addition promotes dissolved organic carbon accumulation in a temperate freshwater wetland[J]. Environmental Pollution, 2020, 260: 114030
- [14] MARSCHNER B, KALBITZ K. Controls of bioavailability and biodegradability of dissolved organic matter in soils[J]. Geoderma, 2003, 113(3/4): 211
- [15] 訾园园, 孔范龙, 郗敏, 等. 胶州湾滨海湿地土壤溶解性有机质的三维荧光特性[J]. 应用生态学报, 2016, 27(12): 3871
- [16] KIRWAN M L, LANGLEY J A, GUNTENSPERGEN G R, et al. The impact of sea-level rise on organic matter decay rates in Chesapeake Bay brackish tidal marshes[J]. Biogeosciences, 2013, 10(3): 1869
- [17] MCLEOD E, CHMURAG L, BOUILLON S, et al. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂[J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2011, 9(10): 552
- [18] FERRONATO C, MARINARI S, FTANCIOSO O, et al. Effect of waterlogging on soil biochemical properties and organic matter quality in different salt marsh systems[J]. Geoderma, 2019, 338: 302
- [19] CONNOR R F, CHMURA G L, BEECHER C B. Carbon accumulation in bay of fundy salt marshes: implications for restoration of reclaimed marshes[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2001, 15(4): 943
- [20] MONTREUIL O, CUDENNEC C, MEROT P. Contrasting behaviour of two riparian wetlands in relation to their location in the hydrographic network[J]. Journal of Hydrology, 2011, 406(1/2): 39
- [21] KENNEDY H, BEGGINS J, DUARTE C M, et al. Seagrass sediments as a global carbon sink: isotopic constraints[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2010, 24(4): 1
- [22] 肖颖, 杨继松. 辽河口滨海湿地土壤有机碳矿化及其与盐分的关系[J]. 生态学杂志, 2015, 34(10): 2792
- [23] QU W D, LI J Y, HAN G X, et al. Effect of salinity on the decomposition of soil organic carbon in a tidal wetland[J]. Journal of Soils and Sediments, 2019, 19(2): 609
- [24] ZHAO Q Q, BAI J H, ZHANG G L, et al. Effects of water and salinity regulation measures on soil carbon sequestration in coastal wetlands of the Yellow River Delta[J]. Geoderma, 2018, 319: 219
- [25] MARTON J M, HERBERT E R, CRAFT C B. Effects of salinity on denitrification and greenhouse gas production from laboratory-incubated tidal forest soils[J]. Wetlands, 2012, 32(2): 347
- [26] SILVER W L, NEFF J, MCGRODDY M, et al. Effects of soil texture on belowground carbon and nutrient storage in a lowland Amazonian forest ecosystem[J]. Ecosystems, 2000, 3(2): 93
- [27] CHIVENGE P, MURWIRA H, GILLER K, et al. Long-term impact of reduced tillage and residue management on soil carbon stabilization: implications for conservation agriculture on contrasting soils[J]. Soil and Tillage

- Research, 2007, 94(2): 328
- [28] 熊丽, 杨玉盛, 朱锦懋, 等. 可溶性有机碳在米槠天然林不同土层中的迁移特征[J]. 生态学报, 2015, 35(17): 5711
- [29] 聂三安, 葛体达, 肖和艾, 等. 光照与黑暗培养对亚热带区稻田及旱地土壤有机碳及其活性组分的影响[J]. 土壤通报, 2012, 43(1): 93
- [30] MCDOWELL W H. Dissolved organic matter in soils—future directions and unanswered questions[J]. Geoderma, 2003, 113(3/4): 179
- [31] 杨果果, 孔玉华, 赵佳宝, 等. 不同松栎混交林土壤溶解性有机碳氮的差异分析[J]. 水土保持研究, 2017, 24(6): 79
- [32] WANG Y, YANG C, ZOU L, et al. Spatial distribution and fluorescence properties of soil dissolved organic carbon across a riparian buffer Wetland in Chongming Island, China[J]. Pedosphere, 2015, 25(2): 220

The distribution of soil dissolved organic carbon in wetlands under different hydrological conditions in the Yellow River Delta

ZHAO Haixiao¹⁾ GAO Yongchao^{1)†} ZHAO Qingqing¹⁾ WANG Jianing¹⁾
HUANG Yujie¹⁾ SHI Yawei²⁾ PAN Meilin²⁾

(1) Shandong Provincial Key Laboratory of Applied Microbiology, Ecology Institute, Qilu University of Technology (Shandong Academy of Sciences), 250103, Ji'nan, Shandong, China; 2) Beijing Aerospace wks Environmental Technology Co., Ltd, 100071, Beijing, China)

Abstract The typical coastal wetlands including flooded freshwater-restored *Phragmites australis* wetland (FPW), nonflooding *Phragmites australis* wetland (NPW), tidal *Phragmites australis* wetland (TPW) and tidal *Suaeda salsa* wetland (TSW) were selected as sampling sites to investigate the concentration and distribution of soil dissolved organic carbon (DOC) in wetlands under different hydrological conditions. Soil samples up to a depth of 25 cm were collected in triplicates in October and December, 2018, and in April, 2019 to determine soil DOC and soil properties. DOC in soils from NPW was found to be higher than in soils of other three types of wetlands, with a maximum value of $18.54 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ in the winter. Mean values of soil DOC in TSW, NPW, FPW and TPW were found to be 7.75, 16.03, 9.07 and $9.40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectively during 3 sampling seasons. Along 0-25 cm soil profile, DOC showed a generally decreasing trend in soils of four wetlands, with higher values in 0-5 cm soil. Principal component analysis (PCA) and correlation analysis showed that soil salt ions and soil texture were the main factors affecting soil DOC. Three dimensional (3D) fluorescence spectroscopic analysis indicated that DOC in soils of four wetland types all originated from various sources. Contributions of internal source and external input to soil DOC under different hydrological conditions were found to be quite different.

Keywords hydrological conditions; dissolved organic carbon; profile distribution; coastal wetlands; Yellow River Delta