

# 不同干扰程度下黄河三角洲植被群落有机碳分布特征

宋红丽<sup>1,2</sup>, 刘兴土<sup>2</sup>, 王立志<sup>1</sup>, 郁万妮<sup>1</sup>, 董彬<sup>1</sup>

(1. 山东省水土保持与环境保育重点实验室,临沂大学资源环境学院,山东 临沂 276005;

2. 中国科学院湿地生态与环境重点实验室,中国科学院东北地理与农业生态研究所,长春 130102)

**摘要:**为研究不同干扰程度下滨海湿地有机碳分布特征,选择黄河三角洲干扰程度较小的一千二管理站和黄河口管理站及干扰程度较大的东营港和五号桩4个研究区,对不同植被群落下的土壤有机碳含量、密度及单位面积储量进行研究。结果表明:植被生长初期(5月)一千二管理站、东营港、五号桩和黄河口管理站土壤有机碳含量、有机碳密度以及单位面积有机碳储量分别为3.504,3.433,3.698,3.815 g/kg,4.84,4.58,5.02,5.56 kg/m<sup>2</sup>和4 237.00,3 807.42,4 272.77,4 917.63 t/km<sup>2</sup>。植被生长旺季(8月份)一千二管理站、东营港、五号桩和黄河口管理站土壤有机碳含量、有机碳密度以及单位面积有机碳储量分别为3.90,3.63,3.45,3.62 g/kg,5.32,4.83,4.46,5.25 kg/m<sup>2</sup>和4 588.02,4 010.10,3 614.95,4 623.12 t/km<sup>2</sup>。人为活动干扰较大的五号桩和东营港地区,有机碳含量、有机碳密度以及单位面积有机碳储量较小;光滩有机碳含量比有植被生长的湿地低;互花米草湿地有机碳含量和有机碳密度在植被生长初期高于其他湿地类型,但这种优势在生长旺季不显著,与黄河口管理站和一千二管理站芦苇湿地单位面积有机碳储量相比较,互花米草湿地单位面积有机碳储量要低。由此可见,人为干扰对滨海湿地有机碳含量、密度及储量产生较大的影响,保护湿地完整性对于减少碳排放、维护滨海湿地的碳汇功能具有重要的作用。

**关键词:**黄河三角洲;有机碳含量;有机碳密度;单位面有机碳积储量

中图分类号:X142 文献标识码:A 文章编号:1009-2242(2018)01-0190-07

DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2018.01.030

## Spatial and Temporal Distribution of Soil Organic Carbon in Vegetation Communities of the Yellow River Delta Under Different Disturbance Levels

SONG Hongli<sup>1,2</sup>, LIU Xingtū<sup>2</sup>, WANG Lizhi<sup>1</sup>, YU Wanni<sup>1</sup>, DONG Bin<sup>1</sup>

(1. Shandong Key Laboratory of Water and Soil Conservation and Environmental Protection, College of Resources and Environment, Linyi University, Linyi, Shandong 276005; 2. Key Laboratory of Wetland Ecology and Environment, Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130102)

**Abstract:** In order to study the spatial and temporal distribution of soil organic carbon in wetland under different disturbance levels, we selected four study areas disturbed with different levels (Huanghekou station, Yiqianer station, Dongying port and Wuhaozhang) in the Yellow River Delta to investigate the organic carbon content, organic carbon density and organic carbon storage of different vegetation communities. The results showed that organic carbon content, organic carbon density and organic carbon storage in Yiqianer station, Dongying port, Wuhaozhuang and Huanghekou station were 3.504, 3.433, 3.698 and 3.815 g/kg, 4.84, 4.58, 5.02 and 5.56 kg/m<sup>2</sup>, and 4 237.00, 3 807.42, 4 272.77 and 4 917.63 t/km<sup>2</sup>, respectively, in May, while the parameters for the four study areas in August were 3.90, 3.63, 3.45 and 3.62 g/kg, 5.32, 4.83, 4.46 and 5.25 kg/m<sup>2</sup>, and 4 588.02, 4 010.10, 3 614.95 and 4 623.12 t/km<sup>2</sup>. The organic carbon content, organic carbon density and organic carbon storage per unit area were smaller in Dongying port and Wuhaozhuang with strong disturbance. The organic carbon contents of bare flats were lower than those of wetlands with vegetation. The organic carbon content and organic carbon density of *Spartina alterniflora* wetlands were higher than those of other wetlands in May, while in August the organic carbon storage per unit area of *Phragmites australis* wetland in Huanghekou station and Yiqianer station were higher than those of *S. alterniflora* wetlands. Human activities had great influence on organic carbon content, organic carbon density and organic carbon storage of coastal wetland, and protecting integrity of wetland played an important

收稿日期:2017-09-10

资助项目:国家自然科学基金项目(41601086);山东省自然科学基金博士项目(ZR2016DB05)

第一作者:宋红丽(1986—),女,博士,讲师,主要从事湿地生态研究。E-mail:songhongli@lyu.edu.cn

通信作者:刘兴土(1936—),男,研究员,主要从事湿地恢复研究。E-mail:lxtmxh@163.com

role in reducing carbon emission and maintaining the carbon sink function of coastal wetlands.

**Keywords:** Yellow River Delta; organic carbon content; organic carbon density; organic carbon storage per unit area

湿地面积仅占地球陆地面积的4%~6%<sup>[1-2]</sup>,其碳储量却占陆地生态系统碳储量的20%~25%,约为 $500 \times 10^{15}$  g<sup>[3]</sup>。我国湿地土壤碳库约为8~10 Pg (Pg= $10^{15}$  g),占全国陆地土壤总有机碳库的1/10~1/8,但过去50年间的损失可高达1.5 Pg,其中人为活动是我国湿地土壤退化和碳库损失的主要驱动因子<sup>[4]</sup>。河口三角洲滨海湿地作为湿地重要的类型之一,近年来由于人口压力和经济的快速发展,河口区内的天然湿地面积逐年缩小,湿地土地利用类型已经或正在发生着巨大的变化,包括湿地土壤碳储存和主要温室气体排放的一系列湿地生态过程受到影响。人为干扰对滨海湿地生态系统碳储量的影响机制主要表现为:人为干扰带来的土地利用变化通过影响光合作用和土壤呼吸对湿地碳储量产生影响,同时还可以改变凋落物的产量及分解速率,受人为干扰后凋落物输入数量和质量往往会有所下降,进而改变碳的释放量速率,影响碳释放及碳累积速率。另一方面人为活动打破了滨海湿地原有的物质平衡和水热条件,阻断了潮汐作用对湿地的物质输送,破坏了湿地的厌氧环境,增加了湿地碳的分解速率,不利于土壤有机碳的累积。我国《中国气候变化初始国家信息通报》(2004年)和《气候变化国家评估报告》(2006年)中对湿地土壤碳库与温室气体减排的记录资料基本空白。湿地的碳储量及其变化资料的缺乏不但对我国湿地与气候变化的研究不利,而且对我国温室气体减排途径的选择及政策与管理对策的确立也不利<sup>[4]</sup>。因此,加强河口三角洲滨海湿地碳储量的研究已是势在必行,并且深入研究我国沿海主要河口区湿地人类活动影响下土壤碳库特征的变化,将会从机理上深入理解掌握这一重要区域湿地生态系统对于人类活动和环境变化的响应<sup>[5]</sup>。黄河三角洲位于渤海南部的黄河入海口沿岸地区,土地资源优势突出,地理区位条件优越,自然资源较为丰富,生态系统独具特色,产业发展基础较好,具有发展高效生态经济的良好条件。近年来在国家的经济政策支持下,随着黄河三角洲高效经济区的发展建设,使得渤海湾在未来的几十年里,成为沿海围垦的一个新的研究热点<sup>[6]</sup>。研究表明自1976年起现代黄河三角洲湿地面积呈下降趋势,其中自然湿地面积1976—2008年减少44.5%,与该区域内湿地受到人为干扰的影响较大有关,且该区人类干扰强度逐渐增强。为此本研究选择黄河三角洲不同干扰程度下的湿地,沿由海向陆的方向对不

同植被类型下的有机碳含量、密度及单位面积储量进行研究,旨在揭示黄河三角洲不同干扰程度下植被群落有机碳分布特征,为评估滨海湿地碳排放和碳汇功能提供数据支持。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

黄河三角洲属暖温带季风性气候区,具有明显的大陆性季风气候特点,雨热同期,四季分明,冷热干湿界限极为明显。春季干旱多风常有春旱,旱夏季炎热多雨,高温高湿,时有台风侵袭。该区平均气温12.1℃,年平均降水量为551.6 mm,70%的降水集中于7—8月。有机碳调查样地分别设在人为干扰较小的黄河三角洲黄河口管理站和一千二管理站及人为干扰严重的五号桩神仙沟地区和东营港南侧退化湿地,其中黄河三角洲黄河口管理站总面积60 500万hm<sup>2</sup>,重点保护新生湿地生态系统,一千二管理站面积37 538万hm<sup>2</sup>,主要保护珍稀濒危鸟类,境内主要有刁口河流路黄河故道、小岛河、人工河等,全为排水河道,刁口河流路黄河故道总长59 km,一千二管理站境内有三河和四河2条通海的黄河故道,四河在自然保护区内长13 km,河内水由于受海潮影响为咸淡水,三河自然保护区内长11 km,主要受海潮的影响为咸水;小岛河位于大汶流管理站南界,全长27.5 km;人工河位于黄河口管理站界内,全长8 km,是1987年人工挖成的黄河入海分流河道,垂直于黄河河道<sup>[10]</sup>。黄河改道后,在海水的不断侵蚀作用下,刁口河流路区域的滩涂湿地面积不断萎缩,失去了大片的裸露淤泥质滩涂。

五号桩神仙沟地区为神仙沟在仙河镇北两条流路中的其中一条,此流路经五号桩向东由黄河口中心渔港入海,此地区人为干扰严重,存在大面积的养殖塘和油田开采区,油气开采是一项大规模生产活动,要建立庞大的生产设施,具有矿区分散、生产布局点多、线长、面广的特点,决定了油田勘探开发必然会对保护区内的环境和生态系统带来一定的影响和破坏,如湿地生态完整性的分割、植被的破坏、油管泄露和机器噪声污染等。胜利油田为保障沿海石油生产,修筑而成的退海造陆工程,海堤南起黄河入海口,北至桩西北的渤海之中,全长约118 km,共围海造陆约500 km<sup>2</sup>,建成了孤东、长堤、五号桩、桩西等油田。海堤建成后,经过多次海潮风浪侵袭,特别是1992年9月1日,受热带风暴影响,孤东海区阵风风力达到11级,海堤安全面临

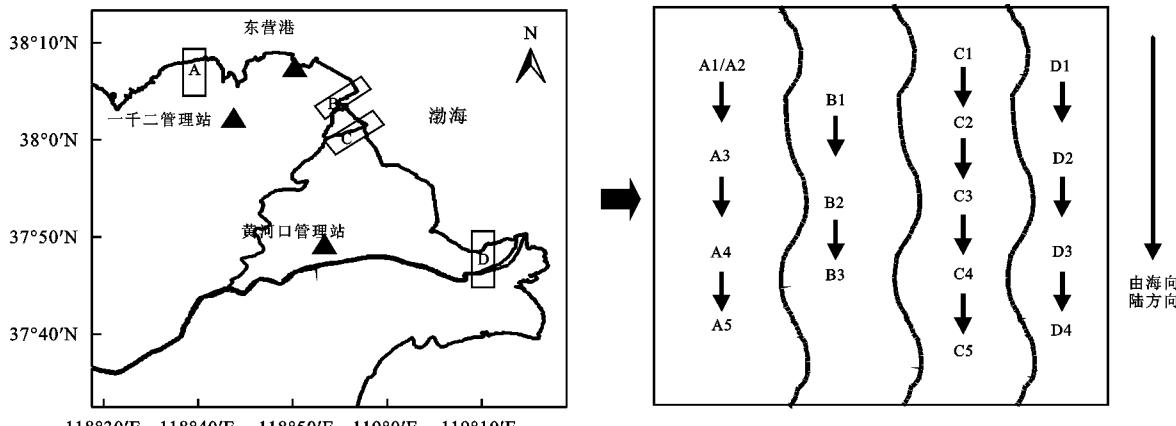
异常严峻的考验。为保滩护堤,1990 年从福建引进互花米草和大米草在此地区栽种,现米草总面积已发展到 614.59 hm<sup>2</sup><sup>[11]</sup>。米草的入侵对生物多样性以及物质循环等都会产生严重影响。

东营港是国家一类开放口岸,是国务院确定的黄河三角洲区域中心港,是黄河三角洲对外开放的桥头堡和鲁晋冀部分地区的最佳出海通道,也是东营市经济发展的核心战略资源和巨大发展引擎。东营港位于渤海湾与莱州湾交界处,地处东北经济区和中原经济区、山东半岛和京津唐地区交通通道的中心控制区域。由于港口的建设,这一区域湿地面积急剧减少,仅在东营港南侧待开发区域存在少量的湿地。

## 1.2 样品采集与分析

于 2014 年 5 月和 8 月选择黄河三角洲一千二管理站、东营港、五号桩以及黄河口管理站 4 个研究区,在每个研究区中选择一条由海向陆的采样带,按照滨海湿地分类系统对每种湿地类型进行调查。一千二管理站内选择 5 种典型的群落类型,分别为黄河水补给的光滩(A1)、海水补给的光滩(A2)、碱蓬群落(A3)、柽柳群落(A4)和芦苇群落(A5);东营港南

侧湿地由于退化比较严重,仅存在少数的光滩(B1)、碱蓬群落(B2)和柽柳群落(B3);五号桩神仙沟区域选择 5 种典型的群落类型,分别为互花米草群落(C5)、芦苇—柽柳群落(C4)、碱蓬群落(C3)、芦苇群落(C2)、盐田(C1);黄河口管理站选择 4 种典型的群落类型,包括光滩(D1)、碱蓬群落(D2)、柽柳群落(D3)和芦苇群落(D4)(图 1)。每种植被类型的湿地设置 30 m×30 m 的样地,按照对角线法选择 5 个样方,碱蓬群落 50 cm×50 cm,芦苇群落 1 m×1 m,柽柳群落 5 m×5 m。用“S”形的布设方式采样,在上述不同植被类型下各取 5 个样点,土壤剖面深度为 1 m。去除枯枝落叶层后,用 5 cm 内径的土钻于 0—10,10—20,20—30,30—50,50—70,70—100 cm 分层采集,采用 5 点混合的方式收集样品,充分混匀并去掉土壤中可见植物根系、残体和碎石,共计 612 个土壤样品。同时,用 100 cm<sup>3</sup> 环刀取样、加盖、称质量,精确至 0.01 g,每层取 3 个重复。105 ℃ 烘至恒质量,计算土壤容重。土壤样品室内风干后,经过研磨,过 0.149 mm 筛,采用重铬酸钾氧化—外加热法测定土壤有机碳含量。



注:A 为一千二管理站(A1 为海水补给的光滩;A2 为淡水补给的光滩;A3 为碱蓬群落;A4 为柽柳群落;A5 为芦苇群落);B 为东营港(B1 为光滩;B2 为碱蓬群落;B3 为柽柳群落);C 为五号桩(C1 为盐田;C2 为芦苇群落;C3 为碱蓬群落;C4 为芦苇—柽柳群落;C5 为互花米草群落);D 为一千二管理站(D1 为光滩;D2 为碱蓬群落;D3 为柽柳群落;D4 为芦苇群落)。下同。

图 1 黄河三角洲研究区及采样点位置示意

## 1.3 单位面积有机碳储量计算方法

在本研究中选择不同研究区不同植被类型下的土壤进行土壤碳储量的研究,由于本次调查湿地土壤厚度在 1 m 左右,因此本文对单位面积土壤碳储量的计算限定在土层 1 m 的深度范围内。

对于整个剖面的有机碳密度,一般将剖面分层厚度作为权重来计算,这种计算方法减少了有机碳在不同深度上的差异所造成的估算误差<sup>[12]</sup>,计算公式为:

$$Cd = \frac{\sum_{i=1}^n H_i B_i O_i}{\sum_{i=1}^n H_i}$$

式中:Cd 为有机碳密度(kg/m<sup>3</sup>);H<sub>i</sub> 为第 i 层厚度

(m);B<sub>i</sub> 为第 i 层容重(g/cm<sup>3</sup>);O<sub>i</sub> 为第 i 层有机碳含量(g/kg)。

单位面积有机碳储量(即单位面积有机碳密度)计算公式为:

$$TC = Cd \times H$$

式中:TC 为单位面积有机碳储量(t/km<sup>2</sup>);H 为剖面厚度,并参考国际标准将 1 m 作为计算深度。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤有机碳含量变化特征

土壤有机碳含量在不同研究区有所不同(表 1)。植被生长初期(5 月)整体上表现为黄河口管理站

( $3.815 \text{ g/kg}$ )>五号桩( $3.698 \text{ g/kg}$ )>一千二管理站( $3.504 \text{ g/kg}$ )>东营港( $3.433 \text{ g/kg}$ ),其中五号桩有机碳含量偏高的主要原因在于互花米草湿地有机碳含量高( $4.52 \text{ g/kg}$ ),去除互花米草湿地其他研究样点平均值为 $3.49 \text{ g/kg}$ 。具体而言,一千二管理站不同采样点有机碳含量差异较大,其变异系数为 $87.91\%$ 。由海向陆方向:海水补给的光滩/淡水补给的光滩—碱蓬湿地—柽柳湿地—芦苇湿地,有机碳含量分别为 $3.00/2.99, 2.77, 3.70, 5.06 \text{ g/kg}$ ,可以看出随着植被的演替,土壤有机碳含量整体呈现出增加的趋势。其中,海水补给的光滩和淡水补给的光滩土壤有机碳含量差异不大,而碱蓬湿地土壤有机碳则呈现出最小值,芦苇湿地土壤有机碳含量则取得最大值( $5.06 \text{ g/kg}$ )。东营港地区由海向陆方向:光滩—碱蓬湿地—柽柳湿地土壤有机碳含量分别 $1.92, 4.13, 4.25 \text{ g/kg}$ ,3个研究样点有机碳含量差异较大,变异系数高达 $172.12\%$ 。五号桩地区由于围堤的建设,阻断了海水向内陆的运移,由海向陆植被演替过程发生较大的变化,从而表现为互花米草湿地—围堤内侧芦苇—柽柳湿地—油田碱蓬湿地—芦苇湿地—盐田,这些研究样点的有机碳含量分别为 $4.52, 3.55, 3.72, 3.23, 3.47 \text{ g/kg}$ 。可以看出,这一地区土壤有机碳含量不存在由海向陆的变化趋势,其中互花米草湿地土壤有机碳含量最高,而盐田和芦苇湿地有机碳含量较低。黄河口管理站土壤有机碳含量为这些研究区中含量最高的区域( $3.815 \text{ g/kg}$ ),且土壤有机碳含量的变异性较小( $12.22\%$ )。黄河口管理站由于保护区的存在,植被的演替基本上保持了最原始的状态,由海向陆分别为光滩—碱蓬湿—柽柳湿地—芦苇湿地,有机碳含量分别为 $3.53, 4.32, 3.76, 3.65 \text{ g/kg}$ ,整体上呈现出“先增加后减小”的趋势,其中碱蓬湿地、柽柳湿地和芦苇湿地有机碳含量高于没有植被生长的光滩,且碱蓬湿地有机碳含量取得最大值。

植物生长旺季(8月初)土壤有机碳含量整体上表现为一千二管理站( $3.90 \text{ g/kg}$ )>东营港( $3.63 \text{ g/kg}$ )>黄河口管理站( $3.62 \text{ g/kg}$ )>五号桩( $3.45 \text{ g/kg}$ ),其中东营港和黄河口管理站有机碳含量基本相同。具体而言,一千二管理站植被生长旺季土壤有机碳由海向陆的变化趋势基本上和生长初期类似,随着植被的演替,有机碳含量整体上呈现出增加的趋势,不同的是,生长旺季淡水补给的光滩土壤有机碳含量( $3.89 \text{ g/kg}$ )比5月( $2.99 \text{ g/kg}$ )高,可能原因在于夏季黄河调水调沙,对土壤的有机碳含量产生影响。东营港从海向陆光滩—碱蓬湿地—柽柳湿地土壤有机碳含量分别为 $3.15, 3.82, 3.92 \text{ g/kg}$ ,同样表现为随着植被的演替有机碳呈现出增加的趋势。五

号桩土壤有机碳含量与5月类似,不存在由海向陆的变化趋势。而黄河口管理站光滩—碱蓬湿地—柽柳湿地—芦苇湿地土壤有机碳含量分别为 $3.32, 3.92, 3.68, 3.55 \text{ g/kg}$ ,整体上呈现出“先增大后减小”的趋势,碱蓬湿地土壤有机碳含量最大。

表1 黄河三角洲滨海湿地土壤有机碳含量空间分布特征

采样点	5月		8月		
	有机碳含量/ ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	变异 系数/%	有机碳含量/ ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	变异 系数/%	
一千二 管理站 (A)	A1	$3.00 \pm 0.33$	66.76	$3.60 \pm 0.48$	135.4
	A2	$2.99 \pm 0.23$	30.79	$3.89 \pm 0.49$	142.9
	A3	$2.77 \pm 0.22$	28.90	$3.19 \pm 0.51$	154.6
	A4	$3.70 \pm 0.26$	40.51	$4.17 \pm 0.52$	161.9
	A5	$5.06 \pm 0.38$	85.42	$4.64 \pm 0.80$	382.4
	平均值	3.50	87.91	3.90	30.37
	B1	$1.92 \pm 0.36$	76.34	$3.15 \pm 0.54$	177.4
	B2	$4.13 \pm 0.36$	93.85	$3.82 \pm 0.32$	62.1
	B3	$4.25 \pm 0.22$	30.13	$3.93 \pm 0.67$	272.9
	平均值	3.43	172.12	3.63	17.82
东营港(B) 五号桩(C)	C1	$3.47 \pm 0.34$	70.16	$3.27 \pm 0.57$	194.7
	C2	$3.23 \pm 0.55$	181.13	$3.91 \pm 0.59$	210.3
	C3	$3.72 \pm 0.16$	14.61	$3.28 \pm 0.82$	399.8
	C4	$3.55 \pm 0.49$	141.44	$3.49 \pm 0.73$	319.4
	C5	$4.52 \pm 0.35$	73.96	$3.29 \pm 0.44$	118.1
	平均值	3.70	24.23	3.45	7.50
	D1	$3.53 \pm 0.48$	137.65	$3.32 \pm 0.72$	321.8
	D2	$4.32 \pm 0.31$	59.00	$3.92 \pm 0.53$	170.2
	D3	$3.76 \pm 0.55$	183.06	$3.68 \pm 0.48$	140.6
	D4	$3.65 \pm 0.23$	31.76	$3.55 \pm 0.63$	241.3
	平均值	3.00 $\pm 0.33$	66.76	$3.60 \pm 0.48$	135.4

注:表中数据为平均值±标准误差。下同。

## 2.2 土壤有机碳密度分布特征

黄河三角洲土壤有机碳密度具有明显的空间差异性(表2),总的来说,植物生长初期(5月)五号桩土壤有机碳密度最大,其次为黄河口管理站、一千二管理站,东营港最小,分别为 $5.02, 5.56, 4.84, 4.58 \text{ kg/m}^3$ 。与有机碳含量结论相同的是,五号桩土壤有机碳密度均值高的主要原因在于互花米草湿地土壤有机碳密度含量高( $7.16 \text{ kg/m}^3$ )。同一研究区的不同湿地类型土壤有机碳密度也不相同,其中一千二管理站海水补给的光滩、淡水补给的光滩、碱蓬湿地、柽柳湿地和芦苇湿地土壤有机碳密度分别为 $4.33, 4.24, 4.54, 5.36, 5.75 \text{ kg/m}^3$ ,呈现出由海向陆土壤有机碳密度逐渐增大的趋势。与之相似的是,东营港地区土壤有机碳密度也呈现出由海向陆逐渐增大的变化趋势,光滩、碱蓬湿地和柽柳湿地土壤有机碳密度分别为 $2.72, 4.99, 6.04 \text{ kg/m}^3$ 。互花米草入侵是五号桩地区比较典型的人为活动之一,互花米草的入侵对土壤理化性质产生较大的影响,其中互花米草湿地的土壤有机碳密度均高于其他本土植被的土壤有机碳密度。除去互花米草湿地之外,五号桩其他湿地类型土壤有机碳密度的范围为 $4.21 \sim 4.74 \text{ kg/m}^3$ ,

均值为  $4.49 \text{ kg/m}^3$ , 低于其他 3 个研究区的土壤有机碳密度的均值。黄河口管理站光滩、碱蓬湿地、柽柳湿地和芦苇湿地土壤有机碳密度分别为  $5.59$ ,  $5.68$ ,  $5.23$ ,  $5.72 \text{ kg/m}^3$ , 总体上呈现出由海向陆的增加趋势, 但这一趋势不明显。

表 2 黄河三角洲滨海湿地土壤有机碳密度空间分布特征

采样点	5月		8月		
	有机碳密度/ ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ )	变异系数/%	有机碳密度/ ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ )	变异系数/%	
一千二 管理站 (A)	A1	$4.33 \pm 0.48$	136.8	$4.67 \pm 0.78$	361.2
	A2	$4.24 \pm 0.32$	62.5	$5.57 \pm 0.77$	358.9
	A3	$4.54 \pm 0.46$	128.9	$5.76 \pm 0.66$	260.8
	A4	$5.36 \pm 0.70$	292.4	$5.39 \pm 0.98$	570.4
	A5	$5.75 \pm 0.73$	318.4	$5.22 \pm 1.25$	935.3
东营港(B)	平均值	4.84	45.2	5.32	17.3
	B1	$2.72 \pm 0.53$	168.0	$4.44 \pm 0.81$	392.9
	B2	$4.99 \pm 0.81$	398.5	$4.52 \pm 0.76$	342.9
	B3	$6.04 \pm 0.21$	26.5	$5.52 \pm 0.90$	488.4
	平均值	4.58	288.0	4.83	36.2
五号桩(C)	C1	$4.53 \pm 0.48$	137.8	$4.05 \pm 0.51$	156.2
	C2	$4.48 \pm 0.87$	450.2	$5.35 \pm 0.86$	448.2
	C3	$4.74 \pm 0.65$	255.2	$3.86 \pm 0.96$	547.3
	C4	$4.21 \pm 0.73$	317.6	$3.86 \pm 0.65$	252.2
	C5	$7.16 \pm 0.49$	146.1	$5.16 \pm 0.60$	217.0
黄河口 管理站 (D)	平均值	5.02	146.1	4.46	54.3
	D1	$5.59 \pm 0.84$	422.4	$5.20 \pm 1.16$	807.3
	D2	$5.68 \pm 0.23$	33.0	$5.11 \pm 0.57$	192.7
	D3	$5.23 \pm 0.83$	411.5	$5.07 \pm 0.62$	231.2
	D4	$5.72 \pm 0.29$	51.3	$5.61 \pm 1.01$	615.8
	平均值	5.56	4.99	5.25	6.1

生长旺季(8月初)不同研究区土壤有机碳密度的空间分布与5月有所差异(表2)。总得看来,五号桩互花米草湿地土壤有机碳密度的比5月有显著的下降,从而导致土壤有机碳密度的大小顺序变为一千二管理站>黄河口管理站>东营港>五号桩,均值分别为 $5.32$ , $5.25$ , $4.83$ , $4.46 \text{ kg/m}^3$ 。具体来看,一千二管理站不同湿地类型土壤有机碳密度由海向陆的变化趋势不显著,土壤有机碳密度的最大值在碱蓬湿地取得( $5.76 \text{ kg/m}^3$ )。东营港光滩、碱蓬湿地和柽柳湿地土壤有机碳密度分别为 $4.44$ , $4.52$ , $5.52 \text{ kg/m}^3$ ,呈现出由海向陆逐渐增大的变化趋势。五号桩互花米草湿地有机碳密度虽有显著的降低,但也高于这一地区的其他湿地类型(芦苇湿地除外)。黄河口管理站光滩、碱蓬湿地、柽柳湿地和芦苇湿地有机碳密度分别为 $5.20$ , $5.11$ , $5.07$ , $5.61 \text{ kg/m}^3$ ,由海向陆变化的趋势仍旧不明显,但在芦苇湿地有机碳密度要高于其他湿地类型。

### 2.3 单位面积有机碳储量

生长初期和生长旺季不同研究区单位面积有机碳储量不同,同一研究区不同湿地类型单位面积有机碳储量也不相同(图2)。一千二管理站区5,8月不同湿地类型单位面积有机碳储量均呈现出“增加一减

小”的趋势,5月海水补给的光滩、淡水补给的光滩、碱蓬湿地、柽柳湿地和芦苇湿地单位面积有机碳储量分别为 $3\ 767.06$ , $3\ 680.26$ , $4\ 486.33$ , $4\ 966.44$ , $4\ 284.93 \text{ t/km}^2$ ,均值为 $4\ 237.01 \text{ t/km}^2$ ,最大值出现在柽柳湿地( $4\ 966.44 \text{ t/km}^2$ )。8月上述5种湿地类型单位面积有机碳储量分别为 $4\ 111.44$ , $4\ 870.21$ , $5\ 569.81$ , $4\ 545.97$ , $3\ 842.67 \text{ t/km}^2$ ,均值为 $4\ 588.02 \text{ t/km}^2$ ,最大值出现在碱蓬湿地( $5\ 569.81 \text{ t/km}^2$ )。比较而言,海水补给的光滩、淡水补给的光滩和碱蓬湿地8月单位面积有机碳储量高于5月,而其他两种湿地则相反。

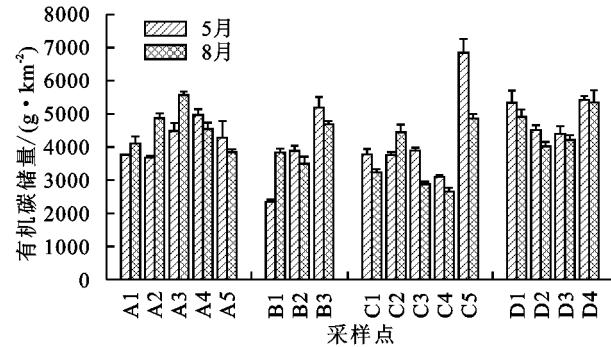


图2 黄河三角洲不同研究区单位面积有机碳储量

东营港光滩、碱蓬湿地和柽柳湿地单位面积有机碳储量分别为 $2\ 342.75$ , $3\ 885.33$ , $5\ 194.18 \text{ t/km}^2$ (5月)和 $3\ 838.80$ , $3\ 499.45$ , $4\ 692.04 \text{ t/km}^2$ (8月),均值为 $3\ 807.42$ , $4\ 010.10 \text{ t/km}^2$ ,8月单位面积有机碳储量要高于5月,其中光滩8月单位面积有机碳储量是5月的1.64倍,而碱蓬湿地和柽柳湿地8月单位面积有机碳储量要低于5月份。五号桩5月互花米草单位面积有机碳储量高达 $6\ 846.53 \text{ t/km}^2$ ,显著高于其他湿地类型,而8月互花米草湿地有机碳储量仅为 $4\ 863.71 \text{ t/km}^2$ 。8月五号桩仅芦苇湿地单位面积有机碳储量高于5月,其他湿地类型则相反。黄河口管理站5,8月单位面积有机碳储量呈现出“减小一增加”的趋势,最小值分别出现在柽柳湿地( $4\ 401.21 \text{ t/km}^2$ )和碱蓬湿地( $4\ 017.31 \text{ t/km}^2$ )。其中5月光滩、碱蓬湿地、柽柳湿地和芦苇湿地单位面积有机碳储量分别为 $5\ 337.68$ , $4\ 510.47$ , $4\ 401.21$ , $5\ 421.14 \text{ t/km}^2$ ,均值为 $4\ 917.63 \text{ t/km}^2$ 。8月各湿地类型单位面积有机碳储量分别为 $4\ 913.84$ , $4\ 017.31$ , $4\ 213.12$ , $5\ 348.20 \text{ t/km}^2$ ,均值为 $4\ 623.12 \text{ t/km}^2$ 。

### 3 讨论

人为活动影响的黄河三角洲滨海湿地有机碳存在空间上的差异性,结果表明,植被生长初期(5月)一千二管理站、东营港、五号桩和黄河口管理站土壤有机碳含量、有机碳密度以及单位面积有机碳储量分别为 $3.504$ , $3.433$ , $3.698$ , $3.815 \text{ g/kg}$ , $4.84$ , $4.58$ ,

5.02, 5.56 kg/m<sup>2</sup> 和 4 237.00, 3 807.42, 4 272.77, 4 917.63 t/km<sup>2</sup>。而在植被生长旺季(8月)一千二管理站、东营港、五号桩和黄河口管理站土壤有机碳含量、有机碳密度以及单位面积有机碳储量分别为 3.90, 3.63, 3.45, 3.62 g/kg, 5.32, 4.83, 4.46, 5.25 kg/m<sup>2</sup> 和 4 588.02, 4 010.10, 3 614.95, 4 623.12 t/km<sup>2</sup>。整体上表现为几个比较显著的特征:

(1) 人为活动影响较强区域的土壤有机碳含量、有机碳密度以及单位面积有机碳储量小, 人为活动弱的黄河口管理站和一千二管理站有机碳含量、密度及储量相对较高。近年来滨海湿地开发越加激烈, 滩涂围垦规模越来越大, 滨海湿地有机碳含量受到人为活动直接或者间接的影响也越来越大。人为活动对生态系统的碳储量的影响主要方式是土地利用的变化。一方面, 土地利用变化直接改变了生态系统的类型, 从而改变了生态系统的净初级生产力(NPP)及相应的土壤有机碳的输入; 另一方面, 土地利用变化潜在改变了土壤的理化属性<sup>[13]</sup>。围垦等土地利用变化对土壤有机碳含量、密度以及储量的影响已引起广大学者的广泛关注, 王丽丽等<sup>[14]</sup>对三江平原的研究发现开垦降低了土壤有机碳含量和有机碳密度, 并改变了其在表层的分布结构特征。吴建国等<sup>[15]</sup>对六盘山林区典型天然次生林与农田、草地等土壤有机碳含量的研究发现, 天然次生林破坏变成草地或者农田后土壤有机碳含量和密度(主要在 0—50 cm)将下降。霍莉莉等<sup>[16]</sup>研究则发现兴凯湖沼地区沼泽湿地开垦为旱田和水田后, 土壤有机碳含量和有机碳密度下降, 且主要集中在 0—40 cm 的表层土壤。此外, 土地利用变化对土壤理化性质的影响主要体现在有机碳组分的变化, 围垦后水溶性有机碳和易氧化碳分配比例高<sup>[17]</sup>, 游离态轻组有机碳所占比例明显下降, 重组有机碳所占比例逐渐增加, 土壤有机碳的可利用性下降<sup>[18]</sup>。不同的土地利用方式土壤团聚体中有机碳的分布不同, 且不同利用方式下活性有机碳在不同粒径团聚体中的转化过程和对有机碳的保护作用机制不尽一致<sup>[19]</sup>。

综上可知, 黄河三角洲地区港口、养殖塘和盐田的建设, 外来物种的入侵等人为活动引起的土地利用的变化, 同样地对黄河三角洲生态系统类型和土壤理化性质产生巨大的影响, 从而改变生态系统的净初级生产力和土壤的理化性质, 致使土壤有机碳含量、有机碳密度以及单位面积有机碳储量降低。

(2) 光滩土壤有机碳含量比有植被生长(柽柳、芦苇和互花米草)的湿地低, 土壤有机碳含量大体上呈现出从光滩到高潮滩逐渐增加的趋势, 这一研究结果与廖小娟等<sup>[20]</sup>对闽东湿地的研究结果相似。原因在于湿地土壤有机碳含量的空间分布受湿地的冲淤沉

积类型、干湿交替周期、植被分布特征等的影响<sup>[21]</sup>, 而潮间带裸滩湿地土壤有机碳主要源自藻类生物残体及水体中的营养物质, 这些有机质受潮汐的影响较大, 且裸滩上由于没有植被覆盖致使该区域对有机碳的滞留能力较差。本研究中一千二管理站 5 月海水补给的光滩和淡水补给的光滩有机碳含量分别为 3.00, 2.99 g/kg, 到 8 月时有机碳含量有所增加, 分别达到 3.60, 3.89 g/kg。而黄河口管理站 5, 8 月光滩土壤有机碳含量分别为 3.53, 3.32 g/kg, 8 月有机碳含量有所降低。造成一千二管理站土壤有机碳含量增加和黄河口管理站有机碳含量降低的可能原因在于黄河调水调沙。自 2002 年开始, 黄河小浪底水库已经连续实施 14 次调水调沙, 黄河调水调沙对黄河三角洲营养盐含量<sup>[22-23]</sup>等均产生较大影响。7 月调水调沙期间黄河输入的近海淡水表层有向东北方向扩散的迹象<sup>[24]</sup>, 一千二管理站位于黄河入海口的北部, 调水调沙期间大量的淡水入海引起水体中营养物质含量的增加, 致使一千二管理站地区海水补给的光滩和黄河口补给的光滩有机碳含量有所增加。黄河口管理站由于是现黄河入海口, 调水调沙期间水动力条件有别于一千二管理站, 随着黄河径流量的急剧增加, 河口的水动力会发生改变, 刘峰等<sup>[25]</sup>研究发现调水调沙期间, 涨潮动力有所减弱, 落潮动力加强, 河口悬沙在急涨和急落时刻伴随着底沙的再悬浮, 从而对土壤表层物质含量产生影响。由此可见, 黄河口管理站 8 月土壤有机碳含量的降低与调水调沙期间潮汐动力和落潮期间泥沙再悬浮有很大关联。

(3) 互花米草湿地土壤有机碳含量 5 月高于其他湿地类型, 但这一现象在其生长旺季(8月)却表现的不突出。与光滩相比, 互花米草的入侵增加了土壤碳含量<sup>[26-27]</sup>, 且以溶解有机碳的增加来实现的<sup>[28]</sup>。土壤有机碳含量的增加究其原因在于互花米草是 C<sub>4</sub> 植物, 与 C<sub>3</sub>(碱蓬、芦苇和柽柳)植物相比, 具有高效的光合速率和初级生产力, 意味着互花米草能够固定更多的碳和残体分解时向土壤中释放较多的碳。本研究中发现互花米草湿地 0—100 cm 土壤单位面积有机碳储量 5 月含量高于其他湿地类型, 而 8 月单位面积有机碳储量则有所降低, 可能原因在于 5 月为互花米草湿地开始生长的初期, 这一时期在经历了秋冬季节互花米草残体的分解, 尤其是表层有机碳含量较高, 随着互花米草的生长不断从土壤中吸收养分, 导致表层土壤中有机碳含量有所降低, 进而引起生长初期和生长旺季土壤单位面积有机碳储量的差异。值得注意的是, 尽管生长旺季互花米草地上生物量高于其他湿地类型, 但单位面积有机碳储量低于一千二管理站和黄河口管理站芦苇湿地的单位面积有机碳储

量,这一研究结果与刘钰等<sup>[29]</sup>对长江口九段沙盐沼湿地的研究相类似,互花米草地上活体和立枯体平均碳储量都高于芦苇,但芦苇区土壤表层(0—30 cm)单位面积有机碳储量( $1\ 048.63\text{ g/m}^2$ )约为互花米草区( $583.33\text{ g/m}^2$ )的2倍。此外,严格等<sup>[30]</sup>对崇明东滩湿地不同盐沼植物群落土壤碳储量分布的研究发现,湿地盐沼植被总生物量互花米草最大,但土壤碳储量年增量却表现为芦苇群落大于互花米草群落。由此可见,保护芦苇群落对于维护盐沼湿地的碳汇功能具有重要意义。

## 4 结论

(1)黄河三角洲不同程度人为干扰下的研究区,有机碳含量以及单位面积有机碳储量有所不同,整体表现为人为活动干扰越大,有机碳含量、有机碳密度以及单位面积有机碳储量越小,可能原因在于人为活动一方面改变了生态系统类型,对净初级生产力和土壤有机碳输入产生影响;另一方面潜在改变了土壤的理化属性。

(2)光滩有机碳含量比有植被生长的湿地低,这一方面与光滩有机质主要来源于水体有关,也与光滩受到潮汐作用比较强烈有关。不同时期有机碳含量、有机碳密度以及单位面积有机碳储量存在差异性,其中植被的生长对营养物质的吸收以及调水调沙工程对营养盐含量和潮汐动力条件的影响可能是造成这种差异性的主要原因。

(3)互花米草湿地有机碳含量和有机碳密度在植被生长初期高于其他湿地类型,但这种优势在生长旺季不显著,可能与互花米草生长过程对有机物质的消耗有关。此外,与黄河管理站和一千二管理站芦苇湿地单位面积有机碳储量相比较,互花米草湿地单位面积有机碳储量要低,由此可见,保护芦苇湿地对于维护盐沼湿地的碳汇功能具有重要的意义。

## 参考文献:

- [1] Matthews E, Fung I. Methane emissions from natural wetland lands: Global distribution, area and environmental characteristics of sources [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1987, 1: 61-86.
- [2] Aselmann I, Crutzen P J. Global distribution of natural freshwater wetlands and rice paddies, their net primary productivity, seasonality and possible methane emissions [J]. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 1989, 8 (4): 307-358.
- [3] Gorham E. Northern peatlands: Role in the carbon cycle and probable responses to climate warming [J]. *Ecological Applications*, 1991, 1(2): 182-195.
- [4] 张旭辉,李典友,潘根兴,等.中国湿地土壤碳库保护与气候变化问题[J].气候变化研究进展,2008,4(4):202-208.
- [5] 全川,曾从盛.湿地生态系统碳循环过程及碳动态模型[J].*亚热带资源与环境学报*,2006,1(1):84-92.
- [6] Bi X L, Liu F Q, Pan X B. Coastal projects in China: From reclamation to restoration [J]. *Environmental Science and Technology*, 2012, 46(9): 4691-4692.
- [7] 陈建,王世岩,毛战坡.1976—2008年黄河三角洲湿地变化的遥感监测[J].*地理科学进展*,2011,30(5):585-592.
- [8] 陈琳,任春颖,王宗明,等.黄河三角洲滨海地区人类干扰活动用地动态遥感监测及分析[J].*湿地科学*,2017,15(4): 613-621.
- [9] 孙万龙,孙志高,田莉萍,等.黄河三角洲潮间带不同类型湿地景观格局变化与趋势预测[J].*生态学报*,2017,37(1):215-225.
- [10] 王玉珍.黄河三角洲湿地资源及生物多样性研究[J].*安徽农业科学*,2007,35(6):1745-1746,1787.
- [11] 朱士文,潘秀莲,李秀启,等.外来物种米草对黄河三角洲生态环境的影响[J].*山东农业科学*,2012,44(3):73-75,83.
- [12] 王绍强,刘纪远,于贵瑞.中国陆地土壤有机碳储蓄量估算误差分析[J].*应用生态学报*,2003,15(5):797-802.
- [13] 周涛,史培军.土地利用变化对中国土壤碳储量变化的间接影响[J].*地球科学进展*,2006,21(2):138-143.
- [14] 王丽丽,宋长春,葛瑞娟,等.三江平原湿地不同土地利用方式下土壤有机碳储量研究[J].*中国环境科学*,2009,29(6):656-660.
- [15] 吴建国,张小全,徐德应.土地利用变化对土壤有机碳贮量的影响[J].*应用生态学报*,2004,15(4):593-599.
- [16] 霍莉莉,邹元春,郭佳伟,等.垦殖对湿地土壤有机碳垂直分布及可溶性有机碳截留的影响[J].*环境科学*,2013,34(1):283-287.
- [17] 王莹,阮宏华,黄亮亮,等.围湖造田不同土地利用方式土壤活性有机碳的变化[J].*生态学杂志*,2010,29(4):741-748.
- [18] 张金波,宋长春,杨文燕.三江平原沼泽湿地开垦对表土有机碳组分的影响[J].*土壤学报*,2005,42(5):857-859.
- [19] 谭文峰,朱志峰,刘凡,等.江汉平原不同土地利用方式下土壤团聚体中有机碳的分布与积累特点[J].*自然资源学报*,2006,21(6):973-980.
- [20] 廖小娟,何东进,王韧,等.闽东滨海湿地土壤有机碳含量分布格局[J].*湿地科学*,2013,11(2):192-197.
- [21] 王红丽,肖春玲,李朝军,等.崇明东滩湿地土壤有机碳空间分异特征及影响因素[J].*农业环境科学学报*,2009,28(7):1522-1528.
- [22] 姚庆祯,于志刚,王婷,等.调水调沙对黄河下游营养盐变化规律的影响[J].*环境科学*,2009,30(12):3534-3540.
- [23] 魏俊峰,陈洪涛,刘月良,等.2008年调水调沙期间黄河下游悬浮颗粒物中磷的赋存形态[J].*环境科学*,2011,32(2):368-374.
- [24] 张龙军,姜波,张向上,等.基于泥沙中碳含量的变化表征黄河调水调沙入海泥沙的扩散范围[J].*水科学进展*,2008,19(2):153-159.