

长江口九段沙湿地土壤有机碳及微生物陆向分布

席雪飞, 贾建伟, 王磊, 唐玉姝, 王红丽, 张文俊, 付小花, 乐毅全

(同济大学环境科学与工程学院, 污染控制与资源化国家重点实验室, 上海 200092)

摘要:通过分析九段沙湿地土壤有机碳及微生物因子的陆向分布,研究了土壤有机碳的空间差异性及其与土壤微生物因子的相互关系。结果表明,九段沙土壤有机碳的陆向分布具有显著差异($P<0.05$),随着高程上升,其含量整体呈现增大趋势,互花米草区/芦苇混合区最高($9.18\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$);土壤微生物因子的陆向分布与土壤有机碳相似,且与土壤有机碳含量呈显著正相关关系($P<0.01$),其中以土壤微生物呼吸和土壤脱氢酶最为明显;互花米草的引种及蔓延,增加了区域土壤有机碳含量,也增强了土壤微生物活性。

关键词:土壤有机碳;土壤微生物因子;相关性分析;九段沙湿地

中图分类号:X53 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2009)12-2574-06

Landward Distribution of Soil Organic Carbon and Soil of Jiuduansha Wetland of Yangtze River Estuary

XI Xue-fei, JIA Jian-wei, WANG Lei, TANG Yu-shu, WANG Hong-li, ZHANG Wen-quan, FU Xiao-hua, LE Yi-quan

(State Key Laboratory of Pollution Control and Resources Reuse, College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: To clarify the landward distribution of soil organic carbon(SOC) and soil microbial factors at Jiuduansha Wetland, located at the Yangtze Estuary, the spatial difference of SOC and soil microbial factors, as well as their relationship were studied by analyzing organic carbon, microbial biomass, enzyme activity and microbial respiration of soil samples in different elevation gradients collected in July, October, December 2008 and March 2009, respectively. The experimental results will provide some useful references for illustrating capacity of carbon accumulation of Jiuduansha wetland. The results indicate that along with ascent of elevation gradient, SOC varies significantly ($P<0.05$), generally is increase, and that of the district mixed with *Spartina alterniflora*/*Phragmites australis* is the highest($9.18\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) among the five elevation gradient types. The landward distribution of soil microbial activity is similar to that of SOC. What is more, it is positively correlated with the content of SOC($P<0.01$) and soil microbe respiration and soil dehydrogenase are the main factors related with SOC. *Spartina alterniflora* can increase the concentration of SOC as well as the soil microbial activities.

Keywords: soil organic carbon; soil microbial factors; correlation analysis; Jiuduansha wetland

湿地作为重要的碳库,约占全球陆地生态系统碳储量的10%,在化学元素循环,特别是在 CO_2 和 CH_4 等温室气体的固定和释放中起着重要的“开关”作用^[1]。土壤有机碳是全球生物化学循环中极其重要的生态因子,其积累和分解的变化直接影响全球碳平衡,因而湿地土壤有机碳库的变化日益成为全球有机碳研究的热点^[2],并且对预测气候变化具有重要的意义^[3]。

土壤有机碳储量取决于进入土壤的植物残体量

和土壤呼吸损失量两者之间的动态平衡,气候、植被类型、土壤理化性质(如土壤pH值、含水量、盐分、氮磷等)和土壤微生物因子(土壤微生物量、土壤酶活性和土壤微生物呼吸等)等都会影响土壤有机碳储量^[4]。土壤微生物因子是土壤中最活跃的组分,对土壤有机碳矿化分解和循环转化起着推动作用。

九段沙是长江口最富变化的原生态盐沼湿地生态系统,是我国重要的滨海河口新生湿地分布区,为国家级湿地自然保护区^[5],对长江三角洲地区发挥着重要的生态服务功能。然而,现阶段对九段沙的研究主要集中在地上部分,多以湿地植被群落结构及其空间分布为主^[6],而对其地下部分,尤其是湿地土壤有机碳及土壤微生物活性特征方面的研究还较少。鉴于

收稿日期:2009-08-10

基金项目:国家科技部科技支撑重大项目(2006BAC01A14);上海市科委重点科技攻关项目(072312032)

作者简介:席雪飞(1987—),女,河北石家庄人,在读硕士,主要从事环境生态学和环境污染防治研究。E-mail:xxfei1987@yeah.net

通讯作者:王磊 E-mail:celwang@yahoo.com

此,本研究在九段沙下沙沿陆向高程变化选取有代表性的湿地为研究对象,阐述其土壤有机碳的陆向变化及微生物因子的空间分异特征,并分析湿地土壤有机碳与土壤微生物因子之间的相互关系。研究结果将为阐明九段沙湿地的碳积累能力,优化九段沙湿地的管理以提升湿地生态调节功能提供有益的参考。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

九段沙位于北纬 31°06′20″–31°14′00″,东经 121°53′06″–122°04′33″,北临长江口北槽深水航道,东西长约 46.3 km,南北宽约 25.9 km,总面积约 420 km²,属典型盐沼生态系统。亚热带大陆性季风气候,年均气温 15.7 ℃;年均降水量约 1 143 mm,夏季降水量占全年的 42.0%。土壤发育时间仅 50 a 左右,成土过程原始,主要发育土壤类型为滨海盐土类和潮土类。九段沙分上沙、中沙和下沙 3 个主要沙洲,下沙植被沿高程增加依次为盐渍藻类带(光滩)、海三棱藨草带(*Scirpusma riqueter*)、互花米草带(*Spartina alterniflora*),互花米草/芦苇混合带、芦苇带(*Phragmites australis*),植被分布符合一定的“高程植物群落”模式^[7]。

1.2 采样点设置与样品采集

九段沙湿地土壤样品采集站位如图 1 所示,样区基本参数见表 1。在下沙沿潮沟选取有代表性的不同植被类型湿地采集土样。每一类型湿地选取 3 块样地,样地中心间距 50 m;每块样地按对角线法采取 5 个重复样(表层土壤 5~20 cm),混合后采用四分法分取一个土样。新鲜土样用于土壤微生物呼吸及微生物生物量的测定,其余样品风干、研磨、过筛,4 ℃保存,待测土壤酶活性、有机碳等指标。分别于 2008 年 7 月、10 月、12 月及 2009 年 3 月采样 4 次,代表全年湿地状况,测定求其平均值。

1.3 分析方法

土壤有机碳的测定采用总有机碳分析仪(日本岛

津 TOC-VCPN)。

土壤微生物数量、微生物生物量、脱氢酶及蔗糖转化酶测定方法参见文献[8]。

土壤微生物呼吸:在原有室内培养法^[9]的基础上,采用气相色谱(GC214B,SHIMADZU)替代 NaOH 溶液检测 CO₂。色谱条件:10 m×2 mm 不锈钢色谱柱;进样口温度、柱温以及检测器(TCD)温度分别为 40 ℃、40 ℃和 90 ℃;载气为氮气,流速为 30 mL·min⁻¹;进样量 0.2 mL。

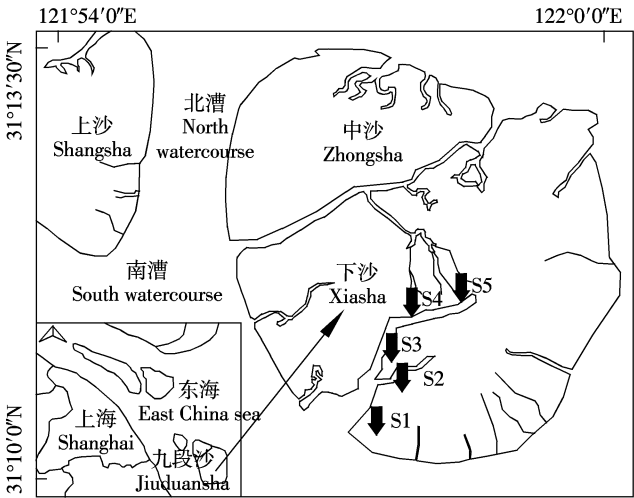


图 1 九段沙样区分布图

Figure 1 Location map of sampling stations in Jiuduansha wetland

1.4 统计方法

采用 SPSS 13.0 统计软件对所测数据进行单因素方差分析(ANOVA),LSD 多重比较($P=0.05$ 或 0.01)分析九段沙湿地土壤有机碳及微生物因子陆向分布的差异性。用相关性分析和回归分析来阐明土壤有机碳与微生物因子间的相互关系。

2 结果与讨论

2.1 九段沙土壤有机碳的陆向分布特征

九段沙湿地土壤有机碳(SOC)的陆向分布如图 2

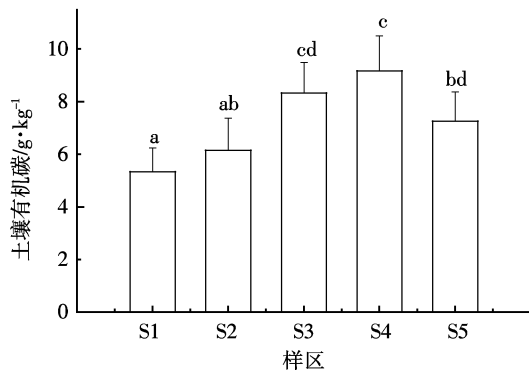
表 1 采样区的基本状况
Table 1 The status of the sampling stations

样区	植被类型	位置/°N, °E	高程/m	pH	年平均日溃水时间/h
S1	盐渍藻类群落(光滩)	31 10.219~31 10.236, 121 57.610~121 57.627	0.9~1.1	8.75	15.1
S2	海三棱藨草群落(<i>Scirpus mariqueter</i>)	31 10.240~31 10.259, 121 57.779~121 57.784	1.3~1.6	8.51	14.0
S3	互花米草群落(<i>Spartina alterniflora</i>)	31 10.562~31 10.567, 121 57.825~121 57.853	1.7~2.0	8.42	11.2
S4	互花米草/芦苇混合群落	31 11.132~31 11 183, 121 58.253~121 58.312	2.1~2.4	8.76	7.6
S5	芦苇群落(<i>Phragmites australis</i>)	31 11.187~31 11.193, 121 58.431~121 58.467	2.4~2.6	8.51	5.4

注:高程数据由华东师范大学河口所提供,溃水时间依据潮位表数据计算。

所示。可以看出,九段沙土壤 SOC 随着陆向高程上升,其含量整体呈现增大趋势,即中/高潮滩>低潮滩,在 S4 区达到最高($9.18 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$),S1 区最低($5.35 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$),S3 区>S5 区>S2 区。由此可知,九段沙湿地土壤 SOC 陆向分布具有显著差异($P<0.05$)。

与崇明东滩湿地土壤相比^[9],九段沙土壤碳储量整体较低。这主要是由于九段沙湿地发育时间较短,形成滩涂仅有 50 a 左右,尚未有足够多的植被凋落物、动物残体及外源有机质进入湿地土壤并累积。不同植被区土壤有机碳含量的差异和黄从德等^[10]对四川森林土壤有机碳储量的空间分布的研究结果相类似。互花米草自 1997 年引种后在九段沙迅速蔓延,其增长速率远高于土著种海三棱藨草,互花米草区土壤有机碳含量高于海三棱藨草,使入侵区域土壤有机碳含量增加。程晓莉等^[11]对比入侵长江口九段沙湿地 7 a 的互花米草群落土壤碳库和已有 30 a 的海三棱藨草群落土壤碳库,结果也发现互花米草群落土壤比海三棱藨草土壤有机碳含量更高。



柱状图上方有相同字母标识说明各样区间无显著差异 (LSD 法, $P>0.05$)。下同

图 2 九段沙土壤有机碳的分布特征

Figure 2 The characteristics of total organic carbon in Jiuduansha wetland

九段沙湿地中/高潮滩植被茂盛,初级生产力巨大,相比光滩,有更多的植被凋落物进入土壤,转化为土壤有机质^[12]。总体来看,由于盐沼湿地长期处于水淹状态,土壤微生物活性受到抑制,土壤有机碳以土壤微生物呼吸形式输出的量相对较少。因此,九段沙湿地中/高潮滩更具有有机碳汇聚能力。

有文献指出,互花米草中存在的维管束、薄壁细胞以及纹孔,有利于其腐化使有机碳进入土壤^[13]。且我们研究发现,在堆肥过程中,芦苇比互花米草难以腐化。因此推测芦苇能够进入土壤中的有机质较互花

米草少,即有机碳的有效输入量较小。故 SOC 含量 S4 区相较于 S5 区较高。

2.2 九段沙土壤微生物因子的陆向分布

2.2.1 土壤微生物量

九段沙湿地土壤微生物数量和微生物生物量的陆向分布如图 3A 和 B 所示。

图 3A 中,土壤可培养微生物总数与好氧微生物数量的分布特征相似,都沿高程上升总体呈增大趋势,且有显著差异($P<0.05$),并都在 S4 区达到最大(分别为 $6.8 \times 10^6 \text{ CFU} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $6.2 \times 10^6 \text{ CFU} \cdot \text{g}^{-1}$)。对于土壤厌氧微生物,其数量远低于好氧微生物数量,陆向分布有显著性差异($P<0.05$),S3 区最大(数量 $1.1 \times 10^6 \text{ CFU} \cdot \text{g}^{-1}$)。湿地中/高潮滩土壤可培养微生物总数显著大于低潮滩的原因,可能是该区域盐度下降,潮水淹没时间变短,土壤养分增多^[6],使土壤环境更适于微生物生存和繁殖。而 S4 区出现最大的土壤可培养微生物总数,可能是由于该区是互花米草和芦苇的混合区,植被的根系、凋落物组成和数量发生明显变化,改变了土壤的营养物质输入,从而影响土壤微生物组成和数量。S3 区土壤厌氧微生物数量最大,这符合 Korytsky 等^[14]的研究结果:与光滩相比,互花米草区土壤

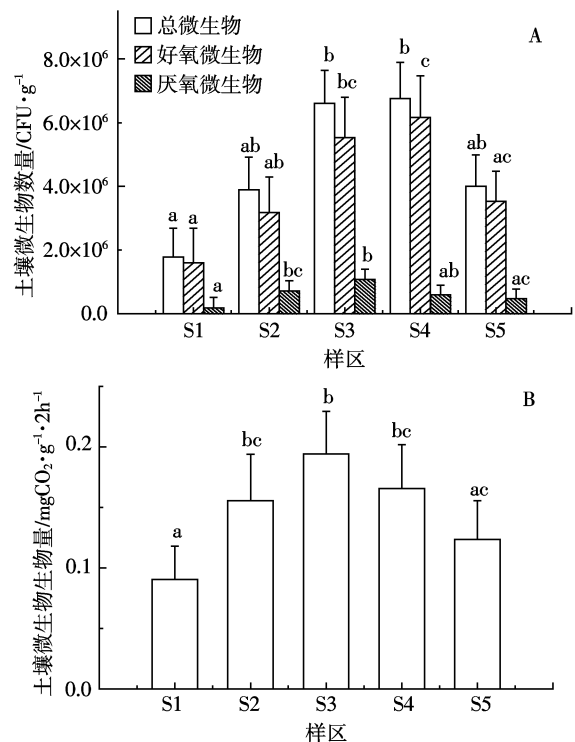


图 3 九段沙土壤微生物数量(图 A)和微生物生物量(图 B)的分布特征

Figure 3 The characteristics of CFU (Figure A) and SMB (Figure B) in Jiuduansha wetland

空隙中水分的碱度、溶解性锰、二价铁和硫化物的浓度均较高,即互花米草增大了土壤中厌氧微生物的活性。

采用底物诱导呼吸强度表征土壤微生物生物量(SMB)的结果如图 3B。由该图可知,S1 区 SMB 最小($0.091 \text{ mgCO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \cdot 2\text{h}^{-1}$),S2、S4、S5 区 SMB 并无显著差异,约为 $0.148 \text{ mgCO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \cdot 2\text{h}^{-1}$,S3 区最大($0.194 \text{ mgCO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \cdot 2\text{h}^{-1}$)。周虹霞等^[15]通过研究江苏滨海互花米草对潮间带土壤微生物特征的影响,得出了互花米草使得潮间带土壤微生物生物量增加,这与本文研究结果相同。

2.2.2 土壤酶代谢活性

九段沙土壤酶代谢活性的陆向分布如图 4A 和 B 所示。可以看出,土壤脱氢酶与蔗糖酶的分布沿陆向高程上升,两者总体都呈现增大趋势,其中 S1 区土壤酶活性最低,分别为 $0.316 \mu\text{gTPF} \cdot \text{g}^{-1} \cdot 24\text{h}^{-1}$ 和 $1.110 \text{ mg glucose} \cdot \text{g}^{-1} \cdot 24\text{h}^{-1}$;S4 区酶活性达到最大,分别为 $1.891 \mu\text{gTPF} \cdot \text{g}^{-1} \cdot 24\text{h}^{-1}$ 和 $5.305 \text{ mg glucose} \cdot \text{g}^{-1} \cdot 24\text{h}^{-1}$;S5 区土壤酶代谢活性虽有所减弱,但明显高于 S1 和 S2 区的酶代谢活性。

九段沙湿地沿陆向高程由高到低的顺序为 $S5 > S4 > S3 > S2 > S1$,土壤酶代谢活性的分布特征为 $S4 > S5 >$

$S3 > S2 > S1$,其中土壤微生物指标(微生物量和脱氢酶、蔗糖酶) $S4 > S5$,与湿地高程顺序 $S5 > S4$ 相反,这可能是由于外来种互花米草在滨海潮间带的大面积生长,改变了土壤理化性质^[16],为该区域土壤微生物提供了不同的碳源,改变了土壤微生态结构,增强了土壤微生物活性^[17]。

2.2.3 土壤微生物呼吸

九段沙湿地土壤微生物呼吸的陆向分布如图 5 所示。由图可知,中/高潮滩>低潮滩,S3 区达到最高($0.430 \text{ mgCO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \cdot 24\text{h}^{-1}$),S1 区最低($0.170 \text{ mgCO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \cdot 24\text{h}^{-1}$),S5 区低于 S2 区。

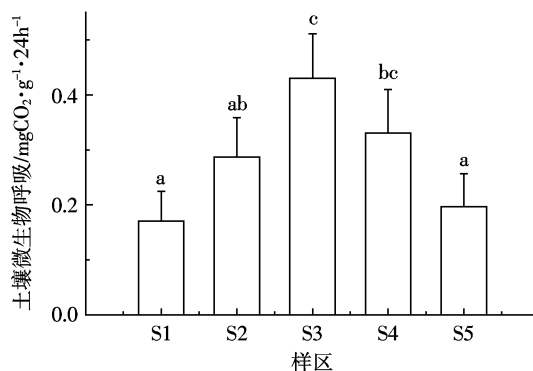


图 5 九段沙土壤呼吸的分布特征

Figure 5 The characteristics of SMR in Jiuduansha wetland

土壤微生物呼吸受到多种因素的影响,如植被类型、渍水时间、土壤养分等^[18]。在低潮滩,无高等植被出现、土壤渍水时间最长,土壤微生物活性明显受到抑制,而随着陆向高程上升,中/高潮滩土壤渍水时间减小,土壤通透性增强,有更多的溶解氧存在,因而土壤微生物呼吸有增大趋势^[19]。又有研究指出,在温度和土壤水分相对稳定的情况下,土壤表面 CO_2 年通量与一定深度土层有机碳含量有显著正相关关系^[20]。中/高潮滩,外来种互花米草入侵,使 S3 和 S4 区的 SOC 含量较其他区域显著增大,互花米草可能通过显著增加土壤有机质含量而增大互花米草区 SMR。

2.3 土壤有机碳与土壤微生物因子的相关性分析

表 2 反映了土壤有机碳含量与土壤各微生物因子的相关性大小及线性回归曲线。可以看出,SOC 与土壤微生物数量、土壤微生物生物量、土壤脱氢酶、土壤蔗糖酶和土壤微生物呼吸均呈显著正相关 ($P < 0.01$)。相关系数顺序为:土壤微生物呼吸>土壤脱氢酶>土壤微生物数量>土壤蔗糖酶>土壤微生物生物量,土壤微生物呼吸和土壤脱氢酶和 SOC 的相关性最显著。

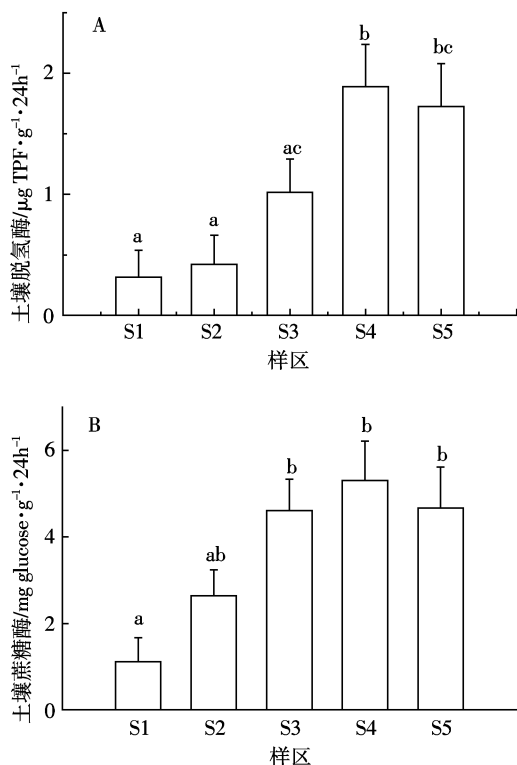


图 4 九段沙土壤脱氢酶(图 A)和土壤蔗糖酶的分布特征(图 B)

Figure 4 The characteristics of soil dehydrogenase(Figure A) and soil invertase in Jiuduansha wetland(Figure B)

表 2 土壤有机碳和微生物因子的相关系数

Table 2 Correlation coefficient between soil organic carbon and soil microbial factors

微生物因子	相关系数	<i>p</i>	回归方程
土壤微生物数量	0.394	0.002	$q=5.523\ 0E5SOC+6.009\ 0E5$
土壤微生物生物量	0.346	0.007	$b=0.008\ 9SOC+0.081\ 4$
土壤脱氢酶	0.520	0.000	$d=0.247\ 9SOC-0.724\ 9$
土壤蔗糖酶	0.353	0.006	$i=0.587\ 4SOC-0.596\ 5$
土壤微生物呼吸	0.569	0.000	$r=0.040\ 2SOC-0.008\ 7$

注:表中都为在 0.01 水平上显著相关。

表中回归方程中字母含义:*SOC* 为土壤有机碳/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$; *q* 为土壤微生物数量/ $\text{CFU}\cdot\text{g}^{-1}$; *b* 为土壤微生物生物量/ $\text{mgCO}_2\cdot\text{g}^{-1}\cdot 2\text{h}^{-1}$; *d* 为土壤脱氢酶/ $\mu\text{gTPF}\cdot\text{g}^{-1}\cdot 24\text{h}^{-1}$; *i* 为土壤蔗糖酶/ $\text{mg glucose}\cdot\text{g}^{-1}\cdot 24\text{h}^{-1}$; *r* 为土壤微生物呼吸/ $\text{mgCO}_2\cdot\text{g}^{-1}\cdot 24\text{h}^{-1}$

由此可见,随着土壤有机碳增大,土壤微生物因子活性呈增加趋势。杨涛等^[21]对我国红花岗基地区的樟子松林下土壤有机质、微生物及土壤酶活性进行了测定和分析,也得出土壤微生物数量、酶活性与土壤有机质含量之间呈显著相关关系的结论。

土壤微生物量碳只占土壤有机碳的一小部分,通常为 0.5%~4.6%,但却是土壤有机碳中最具活性的部分,能有效指示土壤微生物在碳循环代谢中的活性大小,一定程度上反映了与土壤有机碳的一致性^[22]。土壤脱氢酶和蔗糖酶可通过分解复杂的有机物质为微生物提供可以吸收利用的碳,与土壤微生物量关系密切,也是土壤微生物活性的一个表征指标^[23],其代谢活性与湿地土壤有机碳的周转速率密切相关^[21]。

土壤微生物活性与土壤有机碳呈现显著正相关关系,从土壤营养学角度来看,有机碳含量的增加,将为土壤微生物提供了更为充足底物,促进了土壤微生物生长和繁殖,使得土壤微生物量、土壤酶及土壤微生物呼吸都有一定程度的增大趋势。然而,土壤微生物活性的增强,反过来导致了以土壤微生物呼吸为主要形式的有机碳输出的增加。假设在没有足够的有机碳输入的情况下,随着高程的增加,湿地土壤将有从“碳汇”转化为“碳源”的潜在风险。一般对于发育时间较短的盐沼湿地,大多以碳汇为主。发育时间仅有 50 a 的九段沙盐沼湿地,其土壤微生物活性增强会有更多的有机碳参与土壤呼吸过程,以 CO_2 的形式排放,然而唐承佳等^[6]对九段沙植物群落研究发现,中/高潮滩植被较低潮滩茂盛,初级生产力较大,植被生物量在 $2.9\sim 4.6\ \text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$,相对于较弱的土壤微生物呼吸量强度而言,以植被凋落物形式进入土壤中的有机碳更多,因此,目前九段沙湿地发挥着积极的有机碳汇聚

功能。

3 结论

通过对长江口九段沙湿地土壤有机碳及微生物因子的陆向分布特征的研究,可以得出以下结论:

(1) 九段沙土壤有机碳的陆向分布差异性显著,随着高程上升,其含量整体呈现增大趋势,互花米草区/芦苇混合区最高,盐渍藻类区最低。

(2) 土壤微生物因子,包括土壤微生物数量、土壤微生物生物量、土壤脱氢酶、土壤蔗糖转化酶及土壤微生物呼吸,都随着湿地高程上升而整体呈现增大趋势,其空间分布具有显著差异,其中互花米草区相对最高。

(3) 互花米草的引种及蔓延,增加了区域土壤有机碳含量,以及为入侵区域土壤微生物提供了不同的碳源,改变了土壤微生态结构,增大了土壤微生物活性。

(4) 土壤有机碳与土壤各微生物因子均有显著正相关关系;土壤有机碳作为营养底物,促进了土壤微生物生长和繁殖,增强了土壤微生物活性;反过来,土壤微生物活性的增大,有降低土壤有机碳的趋势;综合考虑湿地植被生物量及土壤微生物呼吸量,目前九段沙湿地发挥着积极的有机碳汇聚功能,其中高/中潮滩湿地具有更强的有机碳汇聚能力。

参考文献:

[1] Christensen T R, Panikov N, Mastepanov M, et al. Biotic controls on CO_2 and CH_4 exchange in wetlands—A closed environment study [J]. *Biogeochemistry*, 2003, 64:337–354.

[2] 陈春梅, 谢祖彬, 朱建国. 大气 CO_2 浓度升高对土壤碳库的影响[J]. 中国生态农业学报, 2008, 16(1):217–222.

CHEN Chun-mei, XIE Zu-bin, ZHU Jian-guo. Effects of elevated atmospheric CO_2 concentration on soil carbon[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2008, 16(1):217–222.

[3] 何志斌, 赵文智, 刘 鸽, 等. 祁连山青海云杉林斑表层土壤有机碳特征及其影响因素[J]. 生态学报, 2006, 26(8):2572–2577.

HE Zhi-bin, ZHAO Wen-zhi, LIU Hu, et al. Characteristic of *Picea crassifolia* forest soil organic carbon and relationship with environment factors in the Qilian Mountain[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(8):2572–2577.

[4] 周 莉, 李保国, 周广胜. 土壤有机碳的主导影响因子及其研究进展[J]. 地球科学进展, 2005, 20(1):99–105.

ZHOU Li, LI Bao-guo, ZHOU Guang-sheng. Advances in controlling factors of soil organic carbon[J]. *Advances in Earth Science*, 2005, 20(1):99–105.

[5] 杨永兴, 刘长娥, 杨 杨. 长江河口九段沙互花米草湿地生态系统 N、P、K 的循环特征[J]. 生态学杂志, 2009, 28(2):223–230.

- YANG Yong-xing, LIU Chang-e, YANG yang. Characteristics of N, P and K cycling in *Spartina alterniflora* wetland ecosystem in Jiuduansha shoal of Yangtze River estuary[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2009, 28(2):223-230.
- [6] 唐承佳, 陆健健. 长江口九段沙植物群落研究[J]. 生态学报, 2003, 23(2):399-403.
- TANG Cheng-jia, LU Jian-jian. Studies on plant community on the Jiuduansha Shoals at the Yangtze Estuary[J]. *Acta Ecologica sinica*, 2003, 23(2):399-403.
- [7] 沈芳, 周云轩, 张杰, 等. 九段沙湿地植被时空遥感监测与分析[J]. 海洋与湖沼, 2006, 37(6):498-504.
- SHEN Fang, ZHOU Yun-xuan, ZHANG Jie, et al. Remote-Sensing analysis on spatial-temporal variation in vegetation on Jiuduansha wetland[J]. *Oceanologia Et Limnologia Sinica*, 2006, 37(6):498-504.
- [8] 姚槐应, 黄昌勇. 土壤微生物生态学及其实验技术[M]. 北京: 科学出版社, 2006:139, 144, 180, 186-187.
- YAO Kui-ying, HUANG Chang-yong, et al. Soil microbial ecology and experimental technology [M]. Beijing: Science press, 2006:139, 144, 180, 186-187.
- [9] 李艳丽, 肖春玲, 王磊, 等. 上海崇明东滩两种典型湿地土壤有机碳汇聚能力差异及成因[J]. 应用生态学报, 2009, 20(6):1310-1316.
- LI Yan-li, XIAO Chun-ling, WANG Lei, et al. Difference and its formation cause in soil organic carbon accumulation capability of two typical tidal wetlands at Dongtan of Chongming Island in Shanghai [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2009, 20(6):1310-1316.
- [10] 黄丛德, 张健, 杨万勤, 等. 四川森林土壤有机碳储量的空间分布特征[J]. 生态学报, 2009, 29(3):1217-1225.
- HUANG Cong-de, ZHANG Jian, YANG Wan-qin, et al. Spatial distribution characteristics of forest soil organic carbon stock in Sichuan Province[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(3):1217-1225.
- [11] Cheng X L, Luo Y, Chen J, Lin G, Li B. Short-term C4 plant *Spartina alterniflora* invasions change the soil carbon in C3 plant-dominated tidal wetlands on a growing estuarine Island[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2006, 38:3380-3386.
- [12] 吕貽忠, 李保国, 崔燕. 不同植被群落下土壤有机质和速效磷的小尺度空间变异[J]. 中国农业科学, 2006, 39(8):1581-1588.
- LV Yi-zhong, LI Bao-guo, CUI Yan. Micro-scale spatial variance of soil nutrients under different plant communities[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2006, 39(8):1581-1588.
- [13] 陈广银, 郑正, 邹星星, 等. 互花米草厌氧消化产沼气的试验研究[J]. 中国环境科学, 2009, 28(8):861-866.
- CHEN Guang-yin, ZHENG Zheng, ZOU Xing-xing, et al. Study on anaerobic digestion of *Spartina alterniflora* for biogas production [J]. *China Environmental Science*, 2009, 28(8):861-866.
- [14] Koretsky C C, Meile B, Curry J, et al. The effect of colonization by *Spartina alterniflora* on pore water redox geochemistry at a saltmarsh on Sapelo Island, GA[J]. *Journal of Conference Abstracts*, 2000, 5(2):599.
- [15] 周虹霞, 刘金娥, 钦佩. 外来种互花米草对盐沼土壤微生物多样性的影响—以江苏滨海为例[J]. 生态学报, 2005, 25(9):2304-2311.
- ZHOU Hong-xia, LIU Jin-e, QIN Pei. Effects of an alien species (*Spartina alterniflora*) on soil microorganism diversity in salt marshes, Jiangsu coastal inter-tidal ecosystem[J]. *Acta Ecologica sinica*, 2005, 25(9):2304-2311.
- [16] 周军, 肖炜, 钦佩. 互花米草入侵对盐沼土壤微生物生物量和功能的影响[J]. 南京大学学报(自然科学版), 2007, 43(5):593-600.
- ZHOU Jun, XIAO Wei, QING Pei. Effect of an alien species (*Spartina alterniflora*) on soil microbial biomass and functional groups in salt marshes[J]. *Journal of Nanjing University(Natural Sciences)*, 2007, 43(5):593-600.
- [17] 陈中义, 李博, 陈家宽. 米草属植物入侵的生态后果及管理对策[J]. 生物多样性, 2004, 12(2):280-289.
- CHEN Zhong-yi, LI Bo, CHEN Jia-kuan. Ecological consequences and management of *Spartina* spp. invasions in coastal ecosystems[J]. *Biodiversity Science*, 2004, 12(2):280-289.
- [18] 张东秋, 石培礼, 张宪洲. 土壤呼吸主要影响因素的研究进展[J]. 地球科学进展, 2005, 20(7):778-785.
- ZHANG Dong-qiu, SHI Pei-li, ZHANG Xian-zhou. Some advance in the main factors controlling soil respiration[J]. *Advance in Earth Science*, 2005, 20(5):778-785.
- [19] 谢艳兵, 贾庆宇, 周莉, 等. 盘锦湿地芦苇群落土壤呼吸作用动态及其影响因子分析[J]. 气象与环境学报, 2006, 22(4):53-58.
- XIE Yan-bing, JIA Qing-yu, ZHOU Li, et al. Soil respiration and its controlling factors at *Phragmites communis* wetland in Panjin[J]. *Journal of Meteorology and Environment*, 2006, 22(4):53-58.
- [20] 耿波远, 章申, 董云社, 等. 草原土壤的碳氮含量及其与温室气体通量的相关性[J]. 地理学报, 2001, 56(1):44-53.
- GENG Bo-yuan, ZHANG Shen, DONG Yun-shen, et al. The content of soil organic carbon and total nitrogen and correl activity between their content and fluxes of CO₂, N₂O and CH₄ in Xilin River Basin Steppe[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2001, 56(1):44-53.
- [21] 杨涛, 徐慧, 方德华, 等. 樟子松林下土壤养分、微生物及酶活性的研究[J]. 土壤通报, 2006, 37(2):253-257.
- YANG Tao, XU Hui, FANG De-hua, et al. Soil nutrient, microorganism and enzyme activity in *Pinus Sylvestris var mongolica* forests [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2006, 37(2):253-257.
- [22] Marumoto T, Anderson J P E, Domsch K H. Mineralization of nutrients from soil microbial biomass[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1982, 14:469-475.
- [23] 刘恩科, 赵秉强, 李秀英, 等. 长期施肥对土壤微生物量及土壤酶活性的影响[J]. 植物生态学报, 2008, 32(1):176-182.
- LIU En-ke, ZHAO Bing-qiang, LI Xiu-ying, et al. Biological properties and enzymatic activity of arable soils affected by long-term different fertilization systems[J]. *Journal of Plant Ecology*, 2008, 32(1):176-182.