

九段沙湿地潮间带水域有机碳与无机碳含量的空间分布特征

唐玉姝^{1,2}, 王磊^{1*}, 席雪飞¹, 胡煜¹, 张艳楠¹, 陈金海¹, 陈秀芝³, 孙瑛³

(1.同济大学环境科学与工程学院 污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092; 2.上海市农业科技服务中心:上海市科技兴农重点攻关项目管理办公室, 上海 200335; 3.上海市九段沙湿地自然保护区管理署, 上海 200135)

摘要: 研究分析了九段沙3个主要沙洲潮间带水域有机与无机碳含量的空间分布特征。结果表明, 九段沙湿地各沙洲潮间带水域有机碳含量之间有差异但不显著, 无机碳含量从江亚南沙到下沙依次显著降低($P<0.05$); 不同深度(-1、-3、-5 m)的有机和无机碳含量分布均无显著差异, 但随深度逐渐减小。综合考虑有机碳和无机碳发现, 江亚南沙潮间带水域的碳含量最高。从江亚南沙至下沙, 盐度和pH也有较显著变化。潮间带水域沉积物中细菌群落多样性为江亚南沙>下沙>上沙, 且与有机碳含量呈显著负相关。上沙潮间带水域有机碳最高可能是因为随着向海洋的过渡, 浑浊度下降, 透光性增强, 有利于光合作用, 水中的盐分又不至于使溶解态有机碳发生絮凝, 且缺乏具有高有机碳降解能力的 β -proteobacteria。江亚南沙潮间带水域无机碳最高可能是由于较低的盐度使其维持了界面较高浓度的 CO_2 , 且使得溶解态的无机碳不易发生沉降。

关键词: 河口湿地; 碳循环; 碳汇; 克隆文库

中图分类号: X832 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2012)12-2459-07

The Spatial Distribution Characteristics of Organic and Inorganic Carbon Content of Intertidal Water in Jiuduansha Wetland

TANG Yu-shu^{1,2}, WANG Lei^{1*}, XI Xue-fei¹, HU Yu¹, ZHANG Yan-nan¹, CHEN Jin-hai¹, CHEN Xiu-zhi³, SUN Ying³

(1.State Key Laboratory of Pollution Control and Resources Reuse, College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2.Shanghai Agricultural Science and Technology Service Center, Shanghai 200335, China; 3.Shanghai Jiuduansha Wetland Nature Reserve Administration, Shanghai 200135, China)

Abstract: Global warming caused by elevated atmospheric CO_2 concentration has been one of the most seriously environmental problems the human beings are facing at present. An undisturbed natural wetland is considered as a very important "Carbon Sink". Jiuduansha Wetland with its carbon sequestration functions is of great significance to the balance of Shanghai carbon emissions. Clarifying the carbon content of intertidal water is of great meaning to understand the carbon sink and storage of Jiuduansha Wetland. In the experiment, the inorganic and organic carbon contents of three different types of intertidal water body in Jiuduansha Wetland were analyzed. The results showed that there were differences but non-significant in organic carbon content among three intertidal water. The inorganic carbon content decreased from Jiangyanansha to Xiasha ($P<0.05$). There were differences but also non-significant in organic and inorganic carbon among different depths (-1 m, -3 m and -5 m) and decreased from above to below. Both considering of organic and inorganic carbon content, intertidal water area of Jiangyanansha has the highest carbon capacity among three intertidal water areas. From Jiangyanansha to Xiasha, water salinity and pH were also significantly different. The bacterical community diversity of three intertidal water was Jiangyanansha>Xiasha>Shangsha, and has a significant correlation with organic carbon content in intertidal water. The highest organic carbon content occurred in intertidal water area of

收稿日期: 2012-06-17

基金项目: 国家科技支撑计划项目(2010BAK69B13); 上海市重大科技攻关项目(10dz1200803); 上海市重大科技攻关项目(10dz1200805)

作者简介: 唐玉姝(1982—), 女, 四川南充人, 博士, 农艺师, 主要研究全球变化下湿地生态功能。E-mail: tys0803@163.com

* 通信作者: 王磊 E-mail: celwang@yahoo.com

Shangsha due to lack of heterotrophic β -proteobacteria there. This might be because intertidal water area of Shangsha has higher light transmission efficiency due to lower sands comparing to Jiangyanansha, and lower salinity comparing to Xiasha, which was beneficial for photosynthesis. The highest inorganic carbon in intertidal water of Jiangyanansha might be because the lower salinity kept the higher dissolved CO_2 concentration, as well as let the dissolved inorganic carbon suspension.

Keywords: estuary wetland; carbon cycle; carbon sink; clone library

海洋是地球上最大的碳库。整个海洋含有的总碳量达到 3.9×10^{13} t, 占全球总碳量的 93%, 约为大气的 50 多倍^[1]。自工业革命以来, 由于人类活动的影响, 大气中 CO_2 浓度显著增加。目前, 人类每年排入大气中的 CO_2 (C) 为 5.5 Gt, 有约 2.0 Gt 被海洋吸收, 占总排放量的 35%。因此, 海洋在调节全球气候方面, 特别是在减缓 CO_2 等温室气体效应方面作用巨大。 CO_2 在海水表面和大气圈之间交换的一个重要控制因子是 CO_2 在海水与大气间的分压差, 其中海水 CO_2 分压的大小取决于如浮游植物光合作用、洋流涌升、温度和盐度等多种因素^[2]。除了海洋水体自身是巨大的碳汇外, 海洋生态系统中的各类生物也在其碳汇功能中起着巨大的作用, 主要包括浮游生物、大型藻类、贝类、红树林和珊瑚礁生态系统等^[3]。

河口是陆架边缘海的一个重要组成部分, 每年都有大量的淡水和各种营养物质通过河口输送到陆架边缘海。其水体的水动力条件、盐度梯度变化较大, 河口水体存留时间较短, 溶解态物质的周转率快, 生物地球化学过程复杂而剧烈, 是陆海相互作用和全球碳循环研究的焦点之一^[3-5]。Bianchi 等^[6]和张龙军等^[7]对河口碳的生物地球化学循环进行了初步研究。根据湿地的定义, 低潮时水深不超过 6 m 的水域是湿地的重要组成部分, 其碳含量的空间分布和碳汇聚能力对整个湿地系统的碳汇功能有一定影响。河口湿地处于淡水咸水交汇处, 不同区域水质有较大差异, 可能导致溶解、代谢和光合作用等的差异, 但目前未见关于河口湿地潮间带水域的碳储存能力地域差异性的报道。

九段沙湿地自然保护区位于淡水和咸水交汇的长江口, 各沙洲间的水质有差异, 可能会影响到其潮间带水域的碳含量。故选取九段沙自河口至东海方向的 3 个主要沙洲——江亚南沙、上沙和下沙潮间带 0~5 m 水域, 通过分析九段沙潮间带水域有机碳与无机碳含量的空间分布特征, 阐明湿地水体系统“碳汇”能力的空间异质性, 并初步确定最佳碳汇水域及其可能原因, 以期为更加全面的了解九段沙水域碳汇能力, 保持与提升其碳汇功能提供理论指导和决策依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况与采样方法

上海九段沙湿地自然保护区位于北纬 $31^\circ 06' 20'' \sim 31^\circ 14' 00''$, 东经 $121^\circ 53' 06'' \sim 122^\circ 04' 33''$, 东临东海、西接长江, 西南、西北分别与浦东新区和横沙岛隔水相望, 主要由上沙、下沙和江亚南沙及附近浅水域组成(图 1)。东西长约 46.3 km, 南北宽约 25.9 km, 总面积约 420 km^2 , 吴淞 0 m 以上面积达 145 km^2 。既是目前长江口最靠外海的一个河口沙洲, 也是长江口最年轻的河口沙洲。九段沙湿地属于亚热带大陆性季风气候, 年均气温 15.7°C ; 年均降水量约 1143 mm, 夏季降水量最大, 占全年的 42.0%。土壤发育时间仅 50 年左右, 成土过程原始, 主要发育土壤类型为滨海盐土类和潮土类。植被以芦苇(*Phragmites australis*)、海三棱藨草(*Scirpusma riquer*) 和互花米草(*Spartina alterniflora*) 为主, 属典型盐沼生态系统。

2010 年 7、10 月和 2011 年 1、4、7 月, 分别在九段沙江亚南沙 ($31^\circ 13.825' \text{N}$, $121^\circ 48.741' \text{E} \sim 31^\circ 13.897' \text{N}$, $121^\circ 48.534' \text{E}$)、上沙 ($31^\circ 14.213' \text{N}$, $121^\circ 55.045' \text{E} \sim 31^\circ 14.285' \text{N}$, $121^\circ 54.668' \text{E}$) 和下沙 ($31^\circ 10.491' \text{N}$, $121^\circ 56.601' \text{E} \sim 31^\circ 10.696' \text{N}$, $121^\circ 56.450' \text{E}$) 水域(图 1), 采用 1000 mL 单通道不锈钢采水器(弗仕瑞, 苏州)进行 -1、-3、-5 m 水样的采集。水样装于放有适量氢氧化钠(用以固定水中的无机碳)的 250 mL 采水瓶中, 4°C 保存并尽快测定。同时进行沉积物的样品采集, -20°C 保存并及时提取总 DNA。

1.2 分析方法

水样总碳(TC): 总有机碳分析仪(日本岛津 TOC-VCPN)。将样品过滤后用蒸馏水稀释 5 倍后, 直接上样测定。平行样绝对误差不超过 5%。

水样无机碳(IC): 总有机碳分析仪(日本岛津 TOC-VCPN)。将样品过滤后用蒸馏水稀释 5 倍后, 直接上样测定。平行样绝对误差不超过 5%。

水样有机碳(TOC): TC 与 IC 之差。

土壤和水体 pH 值: 土壤按 1:5 土水比浸泡, 其水相与水样分别采用 Hydrolab 多参数测定仪(HACH)

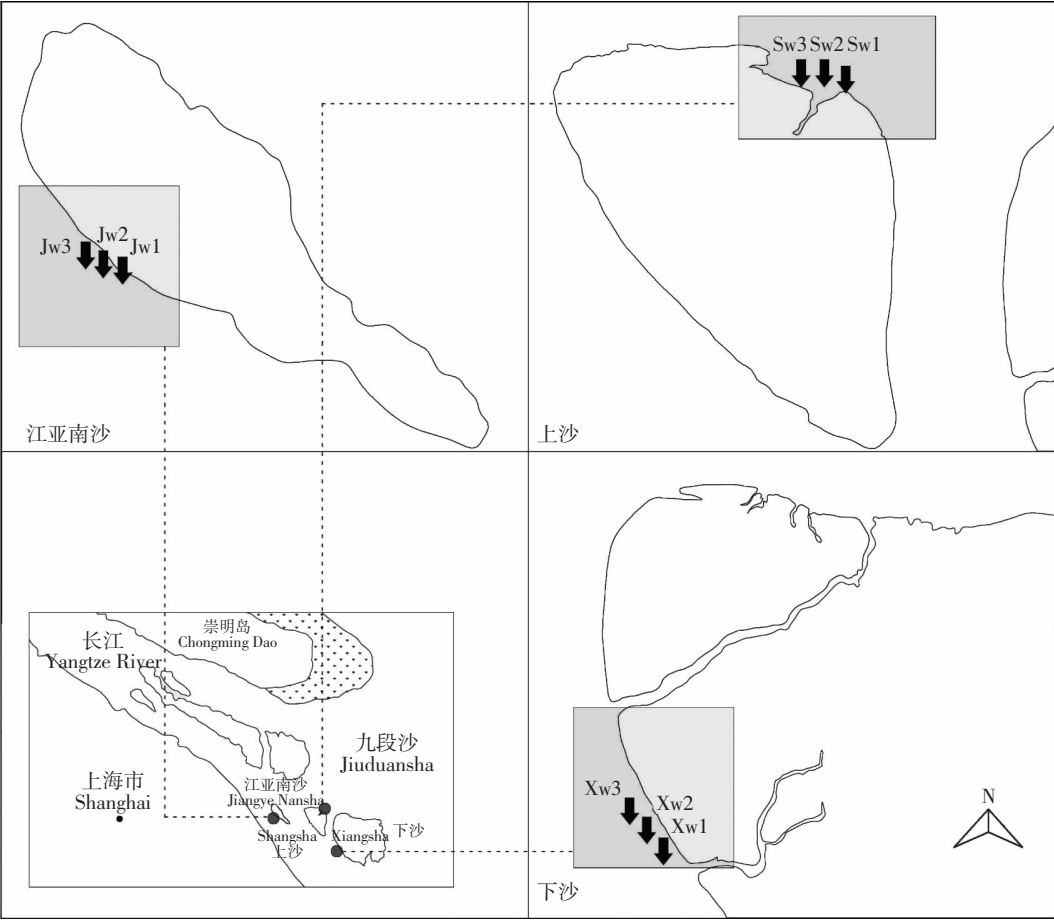


图 1 采样区域示意图

Figure 1 Map of the study areas of the Jiuduansha Wetland

测pH值。

土壤和水体盐度:按 1:5 土水比浸泡,其水相与水样分别采用 Hydrolab 多参数测定仪(HACH)测电导率,并将电导率折算成土壤含盐量。

克隆文库构建:采用美国 OMIGA 公司的土壤样品总 DNA 小量提取试剂盒提取总 DNA。使用引物 27F,1492R 构建总细菌的克隆文库。每个样品挑取大约 100 个阳性克隆子测序,采取单端测序方法,测得的 16S rDNA 基因克隆重组片段序列约为 700 bp,之后基于 97%相似性以上的归为一个操作单元(OUT)对所有序列归类。所得序列通过 BLAST 程序在 GenBank 数据库中进行相似细菌搜索比对。

1.3 数据处理

采用 SPSS 16.0 统计软件对所测数据进行单因素方差分析(ANOVA)和相关性分析,Ducan 多重比较($P=0.05$ 或 0.01)分析各指标的显著差异。

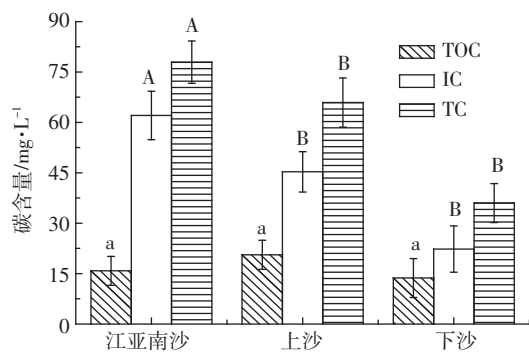
群落多样性指数(Shannon-Wiener index, H):
$$H=-\sum P_i \ln P_i$$

式中: P_i 为第 i 个 OUT 所含克隆子数在克隆文库中所占的比例。

2 结果与分析

2.1 九段沙湿地潮间带水域有机与无机碳含量的空间分布特征

水中的碳可代表输入输出的综合。正确认识河口潮间带水域有机碳的行为特征,对于揭示目前尚不清楚的边缘海在全球碳循环中的重要性^[9],以及陆地和海洋两个生态系统的碳循环都有着重要意义。国外学者在河口有机碳迁移转化、生物化学动力过程的内在联系等研究上取得了一系列的成果^[9-10]。湿地潮间带水域有机碳主要来自河口天然陆源有机物(Allochthonous)的输送(土壤有机质、植物凋落物、工、农业及生活排污等)和水中浮游生物的光合作用(初级生产力的产物、海洋植物或动物的残片、活的生物如浮游植物、大型水生植物和细菌菌团等)^[11]。由图 2 可知,九段沙湿地潮间带水域有机碳含量之间有差异,但差异不显



不同大、小写字母分别表示同一处理不同地点比较差异达
 $P < 0.01$ 和 $P < 0.05$ 水平。下同

图 2 3 个沙洲潮间带水域有机碳、无机碳和总碳含量分布

Figure 2 Distribution of TOC, IC and TC of intertidal water in three shoals

著,上沙($20.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)高于江亚南沙($15.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)和下沙($13.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$);-1、-3、-5 m 不同深度的有机碳含量随深度增大逐渐减小,但差异不显著(图 3)。

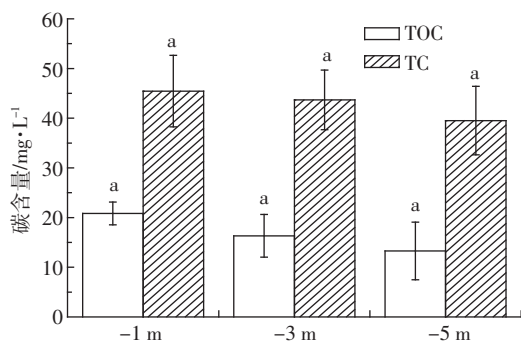


图 3 不同深度潮间带水域有机碳和总碳含量分布

Figure 3 Distribution of TOC and TC of intertidal water in different depth

海-气系统中 98% 以上的碳以溶解性无机碳形式存在于海洋中,海水中溶解的 CO_2 是海洋中自养生物合成有机物质的碳素来源。自养生物通过光合作用使大量的大气 CO_2 得以固定,可以缓解因大气 CO_2 升高而引起的温室效应。 HCO_3^- 、 CO_3^{2-} 、 CO_2 和 H_2CO_3 是组成海水中溶解无机碳(DIC)的主要成分,它们之间通过一系列热力学平衡构成所谓的 CO_2 体系,在缓冲海水 pH 值、指示发生在河口生态系统中的光合作用与呼吸作用方面扮演着重要角色^[12]。由图 2 可知,九段沙湿地潮间带水域无机碳含量分布为:江亚南沙($62.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)显著高于上沙($45.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)和下沙($22.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)($P < 0.01$);而-1、-3、-5 m 不同深度的无机碳含量分布没有显著差异但随深度逐渐减小(图 3)。

上述研究结果表明,九段沙湿地各沙洲潮间带水域有机碳含量之间有差异但不显著,无机碳含量从江

亚南沙到下沙依次降低;不同深度的有机和无机碳含量分布没有显著差异但随深度逐渐减小。总体而言,江亚南沙潮间带水域的碳含量最高(图 2)。

2.2 九段沙湿地潮间带水土性质的空间差异性及其对有机与无机碳容量的影响

盐度是河口环境的一个重要的生态因子,它对河口很多的物理、化学、生物以及生物地球化学过程有直接或间接影响^[13]。pH 值则是研究海水中 CO_2 体系时易于直接测定的最重要的物理量之一。虽然海水中 CO_2 体系的不同形态难于直接测定,但是通过对 pH 值的测定,结合其他一些可测的物理参数就能够对水层中 CO_2 平衡体系有一个比较明确的了解^[13]。因此,探讨盐度和 pH 对湿地潮间带水域有机和无机碳含量的影响有重要意义。

由图 4 可知,九段沙湿地潮间带水域盐度之间有极显著差异:江亚南沙($0.22 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$)<上沙($2.82 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$)<下沙($3.4 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$)($P < 0.01$)。采用相关性分析发现,九段沙湿地潮间带水域有机碳含量与盐度无显著线性相关性,而无机碳含量与盐度具有极显著的负相关性($r^2 = 0.476$, $P < 0.01$)。

由图 4 可知,九段沙湿地潮间带水域 pH 之间有所差异:江亚南沙($7.50 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$)<上沙($7.58 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$)<下沙($7.74 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$)($P < 0.01$)。许多关于河口区 pH 值的研究均显示 pH 值的最小值出现在低盐区域^[14],本研究结果与之相符。采用相关性分析发现,九段沙湿地潮间带水域有机碳含量与盐度也无显著线性相关,而无机碳含量与 pH 具有极显著的负相关性($r^2 = 0.387$, $P < 0.01$)。

以往的研究发现,细菌群落的不同将会影响碳转化为有机碳或转化为 CO_2 的方向^[15]。克隆文库结果表明(表 1),江亚南沙潮间带 β -proteobacteria 是最大的细菌优势种,占总克隆子的 34.34%。其中包括数种具

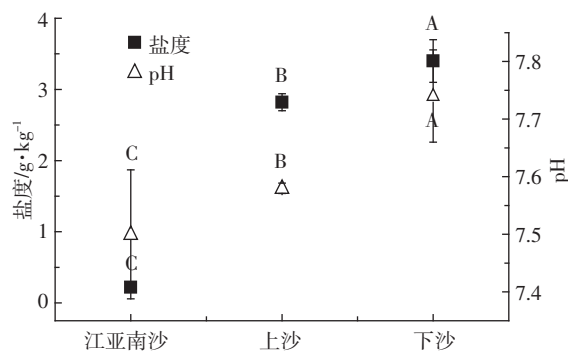


图 4 3 个沙洲潮间带水域盐度和 pH 分布

Figure 4 Distribution of salinity and pH of intertidal water in three shoals

有高降解能力的好氧和兼性菌种,如与碳循环密切相关的甲基菌属 *methylobacillus*,该类菌严格好氧,呼吸代谢,可使多种化合物被氧化。江亚南沙还具有较多数量化能有机营养分解能力强的 *Bacteroidetes* 和 γ -*proteobacteria*^[16]。而上沙中缺少与碳代谢联系紧密的 γ -*proteobacteria*。下沙则缺少具有高降解能力的 β -*proteobacteria*。

Shannon-Wiener 指数(H')是一个综合考虑丰度和均度两方面因素的多样性指数,该指数越高表明环境中微生物的多样性越丰富。结果表明,潮间带水域沉积物中细菌群落多样性为江亚南沙 (3.335)>下沙 (3.203)>上沙(2.960)。采用相关性分析发现,九段沙湿地潮间带水域多样性指数 H' 与有机碳含量具有显著的负相关性($r^2=0.675, P<0.05$),而该指数与无机碳含量并无显著线性相关。

各沙洲潮间带水域有机碳含量虽然没有显著差异,但上沙高于江亚南沙和下沙。这可排除上游来源污染是影响有机碳分布特征的主要原因。分析原因可能是由于低盐度水环境和颗粒物表面丰富的有机质适合于陆源微生物的滋生繁衍。此外,河口的涨落潮过程可能增加水在河口混合区的存留时间,从而致使不稳定的有机物彻底的分解。江亚南沙最靠近河口,受到上述作用较为强烈,且最大混浊带限制了初级生

产力,因此其水域有机碳含量受到了削弱。再者,据前面的分析,江亚南沙细菌群落多样性最为丰富,不仅具备与碳循环密切相关的 β -*proteobacteria*,还拥有变形菌的各个亚纲,具有最全面的极强代谢多样性,因此降解能力强。微生物活动促进有机质的降解,可使颗粒物中有机碳的含量明显减少^[17]。这与前面细菌多样性越丰富,水域有机碳含量越少的结论相符合。而随着向海洋的过渡,高浑浊区降低,真光层深度增大有利于上沙水域浮游植物的光合作用,大量浮游生物的生长和繁殖摄取水体中的营养盐,生成富含 N、P 的有机质^[17];且水中盐度增大,陆源细菌大量死亡,有机质降解作用大减^[18]。这样就使得上沙水域的有机碳含量增加。但随着下沙水域盐度的进一步加大,可能会促使溶解性有机碳絮凝沉降,如部分高分子量的胶体腐植酸会由溶解态转化为颗粒态而进入底层,使其水域中的有机碳降低。Benner^[19]也指出,Mississippi River 低盐度时溶解性有机碳含量减少,其原因是由于陆源腐殖质的絮凝作用所致。

各沙洲潮间带水域无机碳含量逐渐降低,分析可能是由于长江冲淡水在冲出口门后由江亚南沙向下沙扩展的过程中,随着悬浮物质逐渐沉降、水体温度层化、透光率提高和真光层加深,浮游植物利用高的营养盐浓度,加剧光合作用,从而使表层 CO₂ 被大量

表 1 3 个沙洲 16S rDNA 克隆文库中的克隆子细菌主要类群归类
Table 1 Summary of bacterial sequence identification according to the closest matched sequences in the GenBank of three shoals

族群	江亚南沙		上沙		下沙	
	OTU 数	克隆子 */%	OTU 数	克隆子 */%	OTU 数	克隆子 */%
α - <i>proteobacteria</i>	1	2(2.02%)	4	4(3.77%)	2	4(3.92%)
β - <i>proteobacteria</i>	16	34(34.34%)	1	3(2.94%)	—	—
γ - <i>proteobacteria</i>	1	1(1.01%)	—	—	12	23(22.54%)
δ - <i>proteobacteria</i>	4	26(26.26%)	13	30(28.30%)	1	14(13.73%)
ε - <i>proteobacteria</i>	1	1(1.01%)	1	1(0.94%)	2	3(2.94%)
<i>Actinobacteria</i>	—	—	3	3(2.83%)	—	—
<i>Nitrospirae</i>	3	13(13.13%)	2	6(5.66%)	1	3(2.94%)
<i>Verrucomicrobia</i>	1	2(2.02%)	2	2(1.89%)	2	2(1.96%)
<i>Acidobacteria</i>	3	3(3.03%)	3	12(11.32%)	3	9(8.82%)
<i>Firmicutes</i>	2	4(4.04%)	3	3(2.83%)	1	2(1.96%)
<i>Bacteroidetes</i>	2	14(13.73%)	1	4(3.77%)	1	6(6.06%)
<i>Chloroflexi</i>	—	—	—	—	1	2(1.96%)
<i>Hydrocarbon seep bacterium</i>	—	—	1	1(0.94%)	—	—
<i>Cyanophyta</i>	1	9(9.09%)	—	—	—	—
<i>Bacillariophyceae</i>	1	1(1.01%)	—	—	—	—
Uncultured bacteria	—	—	3	3(2.83%)	7	18(17.65%)

注: * 克隆子在克隆文库中所占的比例。

消耗,导致无机碳含量减少。桂祖胜等^[20]对黄河口淡-咸水混合过程中表层水体进行研究时也发现,在一定盐度范围内,海水中无机碳含量与盐度具有良好的负相关性。除了光合作用消耗无机碳外,在河口淡-咸水混合剧烈区,离子强度的突然增加,也可能导致水体中的过饱和碳酸盐发生沉降,引起可溶性无机碳含量的降低。张正斌等^[21]对黄海春季表面海水溶解无机碳的分层研究时也发现,无机碳含量与盐度呈较明显的负相关性,并认为主要是生物活动和黄海暖流的共同影响造成的。但也有学者研究大亚湾水域时发现^[22],高盐低温海水更有利于海水无机碳的保存。赵敏等^[23]研究春季黄海、东海表层水中的溶解无机碳时也发现,盐度对各处海水无机碳分布有不同程度的影响。不同水域溶解无机碳含量与盐度的关系可能与水域水团运动和生物活动有关,有待进一步的研究。

pH 值对海洋中许多元素的赋存形态以及许多反应的反应途径有直接或间接作用,从而对海水中无机碳含量造成影响^[24]。普遍认为,水中无机碳含量应该随着 pH 的增加而增加,如谭敏等^[25]发现受高碱度黄河水的影响,渤海海水中的无机碳含量要高于黄海。但本次研究结果却得出水中无机碳含量和 pH 负相关的结论。这可能是由于本研究中测定的为可溶性无机碳,不溶性的无机碳随着 pH 的增加沉淀了。黄道建等^[22]研究大亚湾大辣甲水域溶解无机碳垂直分布特征及季节动态的结果与本研究的結果基本相符合,也发现水中无机碳含量与 pH 值呈负相关关系。当然,有关无机碳含量与 pH 呈负相关关系的原因还有待进一步研究。

不同深度(-1、-3、-5 m)的有机和无机碳含量均随着深度的加大而逐渐减少。这可能是由于随着深度的增加,透光率降低,减少了光合作用的机会,导致有机碳的减少。这也说明九段沙潮间带水域有机碳主要来自光合作用。对于无机碳而言,溶于水中的 CO₂ 会随着深度的增加而降低。这说明水中 CO₂ 主要来自大气中 CO₂ 的溶解。而不同深度(-1、-3、-5 m)的有机和无机碳含量分布在统计学上均无显著差异,可能是因为深度的差异还不足以造成其碳含量的显著差异。

3 结论

(1)九段沙湿地各沙洲潮间带水域有机碳含量之间差异但不显著,无机碳含量从江亚南沙到下沙依次降低;不同深度(-1、-3、-5 m)的有机和无机碳含量分布均无显著差异但随深度逐渐减小。总体而言,

江亚南沙潮间带水域的碳含量最高。

(2)江亚南沙水域盐度极显著低于上沙和下沙;pH 值则从江亚南沙至下沙有所升高。

(3)随着向海洋的过渡,上沙潮间带水域浑浊度下降,透光性增强,有利于光合作用,水中的盐分又不至于使溶解态有机碳发生絮凝,且缺乏具有高降解能力的 β -proteobacteria,从而导致最高的有机碳含量。江亚南沙潮间带水域由于较低的盐度使其维持了界面较高浓度的 CO₂ 含量,同时溶解态的无机碳不易发生沉降,从而导致最高的无机碳含量。

参考文献:

- [1] 李纯厚, 齐占会, 黄洪辉, 等. 海洋碳汇研究进展及南海碳汇渔业发展方向探讨[J]. 南方水产, 2010, 6(6): 81-86.
LI Chun-hou, QI Zhan-hui, HUANG Hong-hui, et al. Review on marine carbon sink and development of carbon sink fisheries in South China Sea[J]. *South China Fisheries Science*, 2010, 6(6): 81-86.
- [2] 严国安, 刘永定. 水生生态系统的碳循环及对大气 CO₂ 的汇[J]. 生态学报, 2001, 21(5): 827-833.
YAN Guo-an, LIU Yong-ding. Aquatic ecosystems: Carbon cycle and as atmospheric CO₂ sink[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(5): 827-833.
- [3] Harvey H R, Antomio M. The chemical composition and cycling of particulate and acromolecular dissolved organic matter in temperate estuaries as revealed by molecular organic tracers[J]. *Organic Geochem-Mistry*, 2001, 32: 527-542.
- [4] Chen C T A, Zhai W D, Dai M H. Riverine input and air-sea CO₂ exchanges near the Changjiang (Yangtze River) Estuary: Status quo and implication on possible future changes in metabolic status[J]. *Continental Shelf Research*, 2008, 28: 1476-1482.
- [5] Zhai W D, Dai M H. On the seasonal variation of air-sea CO₂ fluxes in the outer Changjiang (Yangtze River) Estuary, East China sea[J]. *Marine Chemistry*, 2009, 117: 2-10.
- [6] Bianchi T S, Baskaran M, Delord J. Carbon cycling in a shallow turbid estuary of southeast Texas: The use of plant pigment biomarkers and water quality parameters[J]. *Estuaries*, 1997, 20: 404-415.
- [7] 张龙军, 张向上, 王晓亮, 等. 黄河口有机碳的时空输运特征及其影响因素分析[J]. 水科学进展, 2007, 18(5): 674-682.
ZHANG Long-jun, ZHANG Xiang-shang, WANG Xiao-liang, et al. Spatial and temporal distribution of particulate and dissolved organic carbon in Yellow River Estuary[J]. *Advances in Water Science*, 2007, 18(5): 674-682.
- [8] Peter A R, James E B. Use of ¹⁴C and ¹³C natural abundances for evaluating riverine, estuarine, and coastal DOC and POC sources and cycling: A review and synthesis[J]. *Organic Geochemistry*, 2001, 32: 469-485.
- [9] Stramska M. The diffusive component of particulate organic carbon export in the North Atlantic estimated from SeaWiFS ocean color[J]. *Deep Sea Research I*, 2010, 57: 284-296.
- [10] Wiedinmyer C, Bowers R M, Fierer N, et al. The contribution of biologi-

- cal particles to observed particulate organic carbon at a remote high altitude site[J]. *Atmospheric Environment*, 2009, 43(28):4278–4282.
- [11] Eatherall A, Naden P S, Cooper D M. Simulating carbon flux to the estuary: The first step[J]. *The Science of the Environment*, 1998, 210/211: 519–533.
- [12] Whitfield M, Turner D R. The carbon dioxide system in estuaries: An inorganic perspective[J]. *The Science of the Total Environment*, 1986, 49: 235–255.
- [13] 高学鲁, 宋金明, 李学刚, 等. 长江口及杭州湾邻近海域夏季表层海水中的溶解无机碳[J]. *海洋科学*, 2008, 2(4): 61–67.
GAO Xue-lu, SONG Jin-ming, LI Xue-gang, et al. Dissolved inorganic carbon in surface waters around the Changjiang Estuary and Hangzhou Bay in summer[J]. *Marine Science*, 2008, 2(4): 61–67.
- [14] Howland R J M, Tappin A D, Uncles R J, et al. Distributions and seasonal variability of pH and alkalinity in the Tweed Estuary, UK[J]. *The Science of the Total Environment*, 2000, 251/252: 125–138.
- [15] Rice C W. Storing carbon in soil: Why and how? [J]. *Geotimes*, 2002, 47: 14–17.
- [16] 李艳丽. 自然演替和人为扰动对崇明东滩湿地土壤碳保留能力的影响及其微生物机制[D]. 上海: 同济大学, 2011.
LI Yan-li. Effect of natural succession and human-induced activities on soil carbon sequestration and its microbial mechanism at Chongming Dongtan[D]. Shanghai: Tongji University, 2011.
- [17] 张龙军, 宫 萍, 张向上, 等. 河口有机碳研究综述[J]. *中国海洋大学学报*, 2005, 35(5): 737–744.
ZHANG Long-jun, GONG Ping, ZHANG Xiang-shang, et al. A Review of the study of estuarine organic carbon[J]. *Periodical of Ocean University of China*, 2005, 35(5): 737–744.
- [18] 林以安, 唐仁友, 李 炎, 等. 长江口生源元素的生物地球化学特征与絮凝沉降的关系[J]. *海洋学报*, 1995, 17(5): 65–72.
LIN Yi-an, TANG Ren-you, LI Yan, et al. Relationship between biogeochemistry characteristic and flocculating-settling of Biogenic element in Yangtze River estuary[J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 1995, 17(5): 65–72.
- [19] Benner R, Opsahl S. Molecular indicators of the sources and transformations of dissolved organic matter in Mississippi River plume[J]. *Organic Geochemistry*, 2001, 32: 597–611.
- [20] 桂祖胜, 张龙军, 张向上, 等. 2005年9月黄河口淡水混合过程中pCO₂变化规律及行为[J]. *海洋环境科学*, 2008, 27(6): 615–617.
GUI Zu-sheng, ZHANG Long-jun, ZHANG Xiang-shang, et al. Variational regulation and behavior of pCO₂ in Huanghe Estuary, in Sep. of 2005[J]. *Biomedical and Environmental Sciences*, 2008, 27(6): 615–617.
- [21] 张正斌, 张 闯, 刘莲生, 等. 黄海春季表面海水溶解无机碳的分层研究[J]. *海洋科学*, 2008, 32(11): 36–43.
ZHANG Zheng-bin, ZHANG Chuang, LIU Lian-sheng, et al. Multilayer-distribution of dissolved inorganic carbon (DIC) in surface sea water of the Yellow Sea in spring[J]. *Marine Science*, 2008, 32(11): 36–43.
- [22] 黄道建, 于锡军, 郭振仁, 等. 大亚湾大辣甲水域溶解无机碳垂直分布特征及季节动态[J]. *生态科学*, 2010, 29(6): 532–537.
HUANG Dao-jian, YU Xi-jun, GUO Zhen-ren, et al. Vertical distribution and seasonal variation of dissolved inorganic carbon in Dalajia water in the Daya Bay[J]. *Ecological Science*, 2010, 29(6): 532–537.
- [23] 赵 敏, 刘春颖, 杨桂朋, 等. 春季黄、东海表层水中的溶解无机碳[J]. *海洋环境科学*, 2011, 5: 626–630.
ZHAO Min, LIU Chun-ying, YANG Gui-peng, et al. Dissolved inorganic carbon in surface waters of the Yellow Sea and the East China Sea during springtime[J]. *Marine Environmental Science*, 2011, 5: 626–630.
- [24] Tipping E, Lofts S, Lawlor A. Modelling the chemical speciation of trace metals in the surface waters of the Humber system[J]. *The Science of the Total Environment*, 1998, 210/211: 63–77.
- [25] 谭 敏, 陈燕珍. 渤海海水体中的二氧化碳[J]. *海洋环境科学*, 1990, 9(1): 35–40.
TAN Min, CHEN Yan-zhen. CO₂ of water in Bohai and Huanghai Sea[J]. *Biomedical and Environmental Sciences*, 1990, 9(1): 35–40.