

# 海岸带蓝碳研究及其展望

章海波<sup>①</sup>, 骆永明<sup>①\*</sup>, 刘兴华<sup>①②</sup>, 付传城<sup>①②</sup>

① 中国科学院海岸带环境过程与生态修复重点实验室, 中国科学院烟台海岸带研究所, 烟台 264003;

② 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049

\* 联系人, E-mail: ymluo@yic.ac.cn

收稿日期: 2015-03-05; 接受日期: 2015-05-29; 网络版发表日期: 2015-10-30

中国科学院战略性先导科技专项项目(编号: XDA11020402)和国家自然科学基金项目(批准号: 41371313)资助



**摘要** 海岸带蓝碳是海洋碳汇的重要组成部分, 在应对全球气候变化中具有十分重要的作用. 通过系统调研, 综述了海岸带蓝碳的组成、碳通量及其影响因素. 针对海岸带蓝碳组成, 重点阐述了红树林、盐沼和海草床这三种海岸带地区最具固碳效率生态系统的有机碳捕获与埋藏特征. 在此基础上, 从海岸带地区的水-气、土-气、地下水(孔隙水)向上交换的垂直界面, 以及河口-(潮滩)湿地-近海的陆海水平界面两个维度分析了海岸带系统中不同形态碳的交换、输送过程及其通量, 探讨了海岸带碳库收支对全球碳循环的影响. 同时, 结合海岸带人类活动特点以及对气候变化的响应规律, 提出当前中国海岸带地区的蓝碳和碳汇功能正在经受着新一轮沿海土地开发、流域筑坝建库、近海富营养化及海平面上升等系列复杂因素的剧烈作用. 因此, 要充分结合中国海岸带地区的自然与社会属性特点, 以陆海统筹为指导, 进一步深化海岸带蓝碳研究, 提高对不同区域及海岸带类型的固碳效率、碳库总量和生物地球化学循环过程的认识, 建立和完善固碳增汇技术体系, 构建海岸带蓝碳系统的综合观测网络与管理平台, 服务于中国海岸带地区的蓝碳保护和生态文明建设.

## 关键词

海岸带  
蓝碳  
生物地球化学循环  
碳埋藏  
碳通量

化石燃料的燃烧在大气中产生了大量所谓的“褐”碳和“黑”碳, 如果这种排放得不到遏制, 全球升温幅度就有可能超过 2℃ 的临界值. 2013 年发布的政府间气候变化专门委员会(IPCC)第五次报告指出, 自工业化以来, 大气二氧化碳浓度已增加了 40%, 这首先是由于化石燃料的排放, 其次是由于土地利用变化导致的净排放(IPCC, 2014). 因此, 为应对气候变化, 一方面要加强绿色能源的开发和利用, 另一方面, 要提高对排放二氧化碳的固定, 使褐炭转变为绿

碳和蓝碳. 所谓“绿碳”, 是指通过光合作用去除并储存在自然生态系统里的碳, 是全球碳循环的重要部分; 其中, 超过一半(55%)的绿碳是由海洋生物捕获的, 因此, 这部分绿碳也被称之为“蓝碳”(Nellemann 等, 2009). 而海岸带植物生境中的红树林、盐沼和海草, 尽管面积小, 但捕获和储存碳量要远大于海洋沉积物的碳存储量, 因此也被称为海岸带蓝碳, 是海洋蓝碳的重要组成部分, 在应对全球气候变化中具有极其重要的地位(Sifleet 等, 2011; Herr 等, 2012;

中文引用格式: 章海波, 骆永明, 刘兴华, 付传城. 2015. 海岸带蓝碳研究及其展望. 中国科学: 地球科学, 45: 1641-1648

英文引用格式: Zhang H B, Luo Y M, Liu X H, Fu C C. 2015. Current researches and prospects on the coastal blue carbon (in Chinese). *Scientia Sinica Terrae*, 45: 1641-1648

Regnier 等, 2013).

海岸带是海岸线向陆、海两侧扩展一定宽度的带形区域, 其宽度的界限尚无统一标准, 随海岸地貌形态和研究领域不同而异. 全国海岸带和海涂资源综合调查曾将海岸带界定为海岸线向陆侧延伸 10 km, 向海到 15 m 水深线(陈吉余和黄金森, 1995). 有关海岸带陆上区域的范围, 最近也有学者提出海拔高度低于 10 m 的沿海低地(Coastal Low-lying Area)或低海拔沿海地区(Low-elevation Coastal Zone, LECZ)等概念(McGranahan 等, 2007). 中国大陆海岸线漫长, 跨越多个气候带, 同时, 海岸带地区也是中国实施“未来地球计划(Future Earth)”研究的四个关键带之一, 在应对全球气候变化、推动可持续发展方面具有极其重要的地位(刘源鑫和赵文武, 2013). 因此, 在“未来地球计划”框架下, 发展“未来海岸带(Future Coast)”研究, 提高海岸带的碳汇和生态服务功能, 是积极应对中国东部沿海高强度人类活动和全球气候变化影响的重要研究课题. 本文希望通过对海岸带碳库及碳通量问题的综述, 提高对海岸带蓝碳及其与全球气候变化关系的重视, 推动中国海岸带蓝碳研究的系统深入.

## 1 海岸带系统蕴藏着巨大的碳库, 是海洋蓝碳的重要组成部分

海岸带系统的蓝碳主要由红树林、盐沼和海草床等生境捕获的生物量碳和储存在沉积物(或土壤)中的碳组成(Sifleet 等, 2011; Herr 等, 2012). 同时, 由于

河口三角洲沉积埋藏的碳和近海陆架中埋藏的碳与海岸带蓝碳均存在密切的横向交换过程, 因此, 也成为海岸带蓝碳研究的重要内容(Bauer 等, 2013; Nellemann 等, 2009). 表 1 是海岸带不同系统中的固碳效率和固碳量数据. 可以看出, 海岸带系统的固碳量高达的  $237.6 \text{ Tg C a}^{-1}$ , 远远高于深海的固碳量. 其中红树林、盐沼和海草床等生态系统都具有较高的固碳效率, 因此成为海洋蓝色碳汇的重要组成部分.

### 1.1 红树林碳库

红树林碳库的组成包括初级生产力(包含凋落物、树木和根系的生物量)以及红树林土壤固定的碳, 其中红树林土壤埋藏是其主要的碳汇. 富含有机质的红树林土壤厚度一般在 0.5~3 m, 固定的有机碳占整个红树林系统的 49%~98%(Donato 等, 2011). 中国现有红树林面积为 2.27 万公顷, 分布在浙江及其以南的海岸带区域, 其中广东、广西地区分布面积最大(Chen 等, 2009). 据初步估算, 中国的红树林固碳效率为  $444.3 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , 高于全球平均水平, 总固碳量为  $1.1 \text{ Tg C a}^{-1}$ (段晓男等, 2008); 而 1 m 以内的土壤是红树林生态系统主要的碳汇, 占总固碳量的 81.74%(Liu H X 等, 2014).

### 1.2 盐沼湿地碳库

盐沼湿地土壤中所积累的有机物有内源输入和外源输入两种. 内源输入主要指湿地植被的地上凋落物和地下根残体、浮游植物、底栖生物的初级生产和次级生产的输入, 而外源输入主要指通过外界水

表 1 海岸带及深海蓝碳的覆盖面积及有机碳的年埋藏率<sup>a)</sup>

海岸带系统	全球面积 ( $10^6 \text{ km}^2$ )	固碳效率 ( $\text{g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ )	全球总固碳量 ( $\text{Tg C a}^{-1}$ )	数据来源
红树林	0.138~0.152	$226 \pm 39$ (20~949, $n=34$ )	$31.1 \pm 5.4$ $34.4 \pm 5.9$	Chmura 等(2003); Giri 等(2011); Spalding 等(2010); Bird 等(2004); Lovelock 等(2010); Sanders 等(2010)
盐沼	$0.022^* \sim 0.4$	$218 \pm 24$ (18~1713, $n=96$ )	$4.8 \pm 0.5$ $87.2 \pm 9.6$	Chmura 等(2003); Duarte 等(2005a)
海草床	0.177~0.6	$138 \pm 38$ (45~190, $n=123$ )	48~112	Charpy-Roubaud 和 Sournia (1990); Green 和 Short (2003); Duarte 等(2005b); Duarte 等(2005a); Duarte 等(2010); Kennedy 等(2010)
河口	1.1	45	50	Cai (2011)
近海陆架	26	17	44	Cai (2011)
海岸带总计			<b>237.6 (454)</b>	Nellemann 等(2009)
深海总计	330.0	0.018	6.0	Nellemann 等(2009)

a) 固碳效率一栏中括号内的数值为范围,  $n$  表示统计的样点数; 全球总固碳量一栏括号中的数值为置信区间最大值; \*数据只包括加拿大、欧洲、美国和南非地区的盐沼面积总和

源补给过程, 如地表径流、地下水和潮汐等携带进来的颗粒态和溶解态有机质. 中国海岸带的盐沼湿地面积为 17.17 万公顷, 固碳效率初步估算为  $235.6 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , 略高于全球平均水平, 总固碳量为  $0.4 \text{ Tg C a}^{-1}$ (段晓男等, 2008). 盐沼植被作为滨海潮滩有机碳的最主要来源, 植被类型差异显著影响盐沼湿地的固碳能力. 如长江口崇明东滩的芦苇带湿地植被的固碳能力为  $1240\sim 2020 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , 而海三棱蔗草湿地植被的固碳能力仅为  $350\sim 910 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (曹磊等, 2013). 盐沼植被的差异同时也影响湿地土壤的有机碳含量, 如贾瑞霞等(2008)在闽江河口盐沼湿地调查发现, 芦苇下土壤有机碳含量及储量最大, 咸草下土壤次之, 蔗草下土壤最小; 湿地土壤的有机碳含量与储量与植物种类及其生物量密切相关.

### 1.3 海草床碳库

海草床生态系统的固碳能力主要来源于四个方面: 海草的高初级生产力、海草茎与根对碳的固定、海草上附生植物固碳作用、海草草冠对有机悬浮颗粒物的捕获. 中国现有海草 22 种, 隶属于 10 属 4 科, 约占全球海草种类数的 30%, 其分布可划分为两个大区: 南海海草床分布区和黄渤海海草床分布区, 总面积达到 8765.1 公顷(郑凤英等, 2013). 中国还处于海草床碳汇研究的起步阶段, 仅有少数研究(Huang 等, 2006; Jiang 等, 2010; 高亚平等, 2013), 对全国范围的海草床固碳率和固碳量数据尚未见报道. 高亚平等(2013)对山东桑沟湾海草床生态系统的固碳进行了初步估算, 桑沟湾大叶藻床每年约贡献  $1180 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  的碳固定量; 其中, 大叶藻的初级生产力固碳贡献比例为 46.1%, 捕获的颗粒态贡献率比例为 50%左右.

## 2 海岸带系统碳的垂直交换和水平输送决定了海岸带的碳库收支

海岸带是海陆相互作用的地带, 是水圈、岩石圈、大气圈、生物圈和人类社会交互作用区. 多界面过程是海岸带的一个重要特点, 它既包括水-气、海-气、土-气、土-水等垂直方向的界面过程, 也包括河口-潮滩(湿地)-近海等水平方向的界面过程. 海岸带系统的碳通过多界面过程交换、传输以及转化, 从而决定海岸带系统的碳库收支(Bauer 等, 2013).

### 2.1 河口及陆架区碳的垂直交换通量

河口及陆架区碳的垂直交换是全球碳循环过程的重要组成部分. 目前对该区域碳的垂直交换通量测算仍然存在许多不确定性, 这主要是由于碳的水-气交换时空变异性. 在全球尺度, Laruelle 等(2010)利用空间尺度转化等方法估算得到河口地区是二氧化碳的源, 排放量为  $(0.27\pm 0.23) \text{ Pg C a}^{-1}$ , 而大陆架海域则是汇, 二氧化碳的吸收量为  $(0.21\pm 0.36) \text{ Pg C a}^{-1}$ . 但由于缺乏空间变异性 and 年季变化数据, 该估算结果还有较大的不确定性. 区域尺度上的一些调查结果也显示, 近岸河口是二氧化碳的排放源区, 但河口外缘总体上还是二氧化碳的汇. 如厦门大学戴民汉课题组在长江口和珠江口均做了航次调查, 发现长江口的二氧化碳排放量为  $15.5\sim 34.2 \text{ mol m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , 相当于长江河道输入到东海的水溶性无机碳(DIC)的 2.0%~4.6%(Zhai 等, 2007); 而珠江口的二氧化碳排放量为  $3\times 10^{10} \text{ mol C a}^{-1}$ , 相当于珠江输入南海的 DIC 的 6%(Guo 等, 2009). 但在长江口外缘年吸收二氧化碳的量为  $(1.9\pm 1.3) \text{ mol C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Zhai 等, 2009). 二氧化碳交换通量的季节性差异也非常明显, 如在长江口外缘, 冬季、春季和夏季是二氧化碳的汇, 其中冬季最大; 而这个地区的秋季则是二氧化碳的排放源(Zhai 等, 2009); 珠江口夏季的二氧化碳释放通量是冬季的 6 倍左右(Guo 等, 2009).

### 2.2 滨海湿地系统碳的垂直交换通量

滨海湿地(如红树林、盐沼等)的水-气、土-气界面间的交换对海岸带的碳汇功能具有重要的影响(Duarte 等, 2005a; Alongi, 2014; Tokoro 等, 2014). 据估计, 全球潮滩湿地的二氧化碳平均排放率为  $0.1 \text{ Pg C a}^{-1}$ , 低于河口地区(Bauer 等, 2013), 但不同的湿地生态系统之间存在明显差异. 例如, 红树林湿地中淹水条件下的水-气界面二氧化碳的排放量为  $3\sim 114 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , 平均达到  $43 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ; 非淹水条件下土-气界面的二氧化碳排放量则更高, 为  $(69\pm 8) \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ; 红树林土壤中甲烷的释放量总体要低于二氧化碳, 为  $0.1\sim 5.1 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Alongi, 2014). 盐沼湿地的碳排放主要与植被群落有关, 如 Chen 等(2013)对黄河三角洲不同植被群落的盐沼湿地碳排放调查发现, 光滩表面的二氧化碳排放量最大, 达到  $27.1 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , 芦苇(*Phragmites australis*)湿地表面的二氧化碳排放量最小, 为

4.6 mmol C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, 碱蓬(*Suaeda salsa*)与柽柳(*Tamnix chinensi*)湿地表面的二氧化碳排放量都为 14.6 mmol C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, 而这些湿地表面的甲烷排放量均较小, 只有 0.64 mmol C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

### 2.3 海岸带地区地下水向上交换及其通量

海岸带地区地下水(或沉积物孔隙水)中不同形态碳的向上交换及其通量对海岸带系统碳的输入与固定也具有不可忽视的贡献, 并越来越受到重视. 地下水中的二氧化碳分压可高达 12000 Pa, 高出大气二氧化碳分压的 3 个数量级, 这样高二氧化碳含量的地下水输入到海岸带地表, 对海岸带地区的碳库是一个重要的贡献(Gagan 等, 2002). 据估计, 全球海底地下水向上输入的 DIC 通量大约为 8.0×10<sup>12</sup> mol a<sup>-1</sup>, 是河流输入通量的 24%(Liu Q 等, 2014). 而中国南海北部地下水排向上交换输入的 DIC 达到 153×10<sup>9</sup>~347×10<sup>9</sup> mol a<sup>-1</sup>, 是当地河流输入的 23%~53%(Liu 等, 2012). 此外, 地下水向上交换也会输入水溶性有机碳(DOC). 如 Maher 等(2013)对澳大利亚南摩顿湾红树林湿地调查发现, 潮沟中 89%~92%的 DOC 是由地下水向上交换贡献的. 未来该研究主要应解决通过地下水向上交换的碳及其他物质在海岸带水体中发生的生物地球化学反应及其对海岸带碳库的影响.

### 2.4 海岸带地区碳的水平输送及其通量

海岸带系统的水平碳通量对全球和区域碳汇功能的影响过去一直未受到重视, 在 2013 年公布的 IPCC 第五次报告中, 水平碳通量依然是按照工业化(1750 年)以前的自然状态下进行估算, 未能体现海岸带系统对人类活动产生二氧化碳固定的贡献(Ciais 等, 2013). 根据 Regnier 等(2013)采用“无限碳循环”模式估算结果显示, 内陆水体在向海洋的水平输送过程中, 每年有(0.55±0.28) Pg C a<sup>-1</sup>的碳被水体及海岸带地区被固定下来, 而这部分碳过去一直被包括在陆地的净固碳量中. 河流输送被认为是陆地向海洋进行碳输送的主要途径. 目前有关全球河流输入的碳的数据有多个不同的报道, 其中 Meybeck(1982)最早的报道是总有机碳(TOC)输入量为 0.378 Pg C a<sup>-1</sup>, 而近年来 Cai(2011)的报道数据为 0.65~0.8 Pg C a<sup>-1</sup>; Bauer 等(2013)综合了全球报道数据的置信程度, 认为总碳量为 0.85 Pg C a<sup>-1</sup>, 其中有机碳 0.45 Pg C a<sup>-1</sup>, 无机碳 0.4 Pg C a<sup>-1</sup>. 此外, 滨海湿地向河口的输出也

是河口地区碳水平输送的一条重要途径. 例如, 红树林湿地每年向河口输出的碳共计达到 0.129 Pg C a<sup>-1</sup>, 相当于 60%的红树林净初级生产力(NPP)(Alongi, 2014). Duarte 等(2005a)认为所有海岸带植被系统(海草床、盐沼湿地、红树林)累计每年输出的总碳量可高达 1.1~3.5 Pg C a<sup>-1</sup>. 未来研究除了需要进一步明确潮间带(湿地)-河口-近海等界面的水平交换通量外, 还需要进一步加强水文过程和潮汐作用对海岸带地区碳的水平输送与固定过程研究.

## 3 人类活动及气候变化正急剧影响着海岸带的碳汇功能

海岸带地区通常是经济发达、人口密集的地区. 以中国海岸带为例, 占国土面积 15%的沿海地带, 承载着 40%以上的人口、55%的经济总量和 70%的大中城市. 人类活动对海岸带碳汇功能的影响主要通过土地开发、围填海活动、水库大坝截留和陆源营养物质输入等活动(Doney, 2010; Hyndes 等, 2014). 同时, IPCC 第五次报告显示, 海平面上升、海水温度及酸度增加等被认为是海岸带系统受气候变化影响的最主要三个方面(Wong 等, 2014), 并直接或间接地影响海岸带系统的碳汇功能.

### 3.1 土地开发

海岸带地区土地开发导致的湿地生态系统(红树林、盐沼、海草床)退化、面积减少或丧失已经成为较为普遍的现象. 而由此引起的二氧化碳排放每年新增 0.45 Pg C a<sup>-1</sup>, 经济损失达到 185 亿美元(Pendleton 等, 2012). 中国海岸带地区的开发活动十分剧烈, 近 70 年来自然岸线已经下降至 40%左右, 尤其从 20 世纪 90 年代以来, 下降幅度高达 30%以上, 大量的潮滩湿地被改变为水产养殖、围填海、港口码头等利用方式(Wu 等, 2014). 如在黄海和渤海地区, 过去 50 多年, 围填海等开发活动已经导致 65%的潮滩湿地面积消失(Murray 等, 2014). 如果按照 Pendleton 等(2012)对潮滩湿地转化引起二氧化碳排放量增加的同比计算, 中国黄海及渤海地区过去 50 多年湿地面积减少已导致二氧化碳排放增加 29.0 Tg.

### 3.2 河流输入变化

河流输入是陆地碳向海洋输送的主要途径, 而

河流筑坝、兴建水库等人为活动将直接影响入海径流和泥沙量,从而改变总碳量及不同碳组分的输入量.全球河流泥沙被水库大坝的截留量高达4~5 Gt a<sup>-1</sup>,特别是近50年来总共有1000多亿吨泥沙被大坝截留,其中截留的碳达到1~3 Gt a<sup>-1</sup>(Syvitski等,2005).中国目前主要河流的水库已经达到约8万座,总库容4260.28亿立方米,输沙量的减少导致入海泥沙携带的颗粒态碳通量大幅降低(戴仕宝等,2007).如1965~2005年中国的入海颗粒态碳通量平均为29.57 Tg C a<sup>-1</sup>,但到2009年,下降为6.59 Tg C,下降幅度高达80%(朱先进等,2012).另一方面,河流输入的变化也使河口输入的碳组成与形态发生变化.如在长江口,三峡大坝蓄水前,河口输入的颗粒态有机碳(POC)占三分之二以上,蓄水后至2009年,河口输入的POC与DOC大致相当(Wu等,2007; Wang, 2012).同时,随着城市化发展,流域不透水地面覆盖度增加使输入水体中的DOC由复杂结构的物质转变为小分子量且易被生物利用的有机物质,增加了水体中输入的碳被释放的可能性(Hosen等,2014).

### 3.3 海岸带富营养化

海岸带富营养化对海岸带地区碳固定的影响是多方面的.有研究表明,外源氮磷等养分的增加会促进浮游生物的生长,从而通过光合作用固定水溶性无机碳(Gypens等,2009);部分浮游生物还会转化成颗粒态有机碳被海底沉积物固定(Raven和Falkowski,1999).Gao等(2015)研究表明,中国近海碳的固定普遍受到氮磷输入的影响,其中在南海地区,外源氮磷的输入对碳固定的贡献达到59%,影响最大.但当外源养分的输入超过一定的环境容量后,会导致藻类爆发、低氧区和鱼类大面积死亡等富营养化问题,从而使水体对碳的固定减少.海岸带低氧区从20世纪60年代开始呈指数级爆发趋势,全球影响区域达到24.5万平方千米(Diaz和Rosenberg,2008).对于长久的低氧区,它会导致次级生产力下降、底栖动物减少,固碳能力下降.如在美国切萨皮克湾,由于低氧区导致每年10000 t碳损失(Diaz和Rosenberg,2008).过度的营养盐输入还会对海岸带湿地带来间接性的破坏,甚至导致湿地的丧失,从而减少海岸带的碳汇功能(Vivanco等,2015).Deegan等(2012)通过多年的生态系统试验发现,富营养化的湿地虽然地上部分植被生物量增加,但植被密度、地下根系的生物量减少,

以及有机质的微生物分解加快;而这些直接导致了湿地堤岸的稳定性下降,甚至出现崩塌,使湿地系统逐渐向泥滩转化.

### 3.4 海平面上升

根据IPCC第五次报告显示,自20世纪初以来,全球平均海平面上升速率不断加快,其中,1901~2010年间的上升平均值为1.7 mm a<sup>-1</sup>,1971~2010年间上升平均值为2.0 mm a<sup>-1</sup>,而1993~2010年间上升平均值为3.2 mm a<sup>-1</sup>(IPCC,2014).海平面上升会加速海岸带的侵蚀,从而使海岸带湿地生境丧失,湿地系统固定的碳向河口或陆架转移,但迁移后碳的固定或释放尚未有明确定论(Henman和Poulter,2008).有研究表明,海水入侵可能会使一些低盐度的潮滩湿地改变碳汇功能,如Weston等(2014)对美国特拉华州河不同盐度的湿地调查发现,一些低盐度的潮滩湿地由于受到季节性的海水入侵后发生植物生物量下降、有机质矿化和甲烷排放加速.但根据盐沼湿地的演化模型估算得到的结果显示,未来海平面上升在短期(50年左右)内会使海岸带地区的碳埋藏增加(Kirwan和Mudd,2012).因此,针对气候变化导致的海平面上升对海岸带地区的碳循环及碳汇功能影响还需要更多的研究来验证.

## 4 中国海岸带蓝碳研究展望

中国海岸线漫长,在海岸带的自然属性方面,跨越了热带到北温带的三个气候带,河口岸、基岩岸、砂砾质岸、淤泥质岸、珊瑚礁岸和红树林岸等各种海岸类型均有分布;滨海湿地包括红树林、芦苇群落、碱蓬群落、互花米草群落及三棱藨草群落等多种类型;海岸带土壤以滨海盐土、水稻土和潮土为主要类型,同时还分布着磷质石灰土、棕壤、褐土、砖红壤和赤红壤等17个土类53个亚类(宋达泉等,1996).而在社会属性方面,中国海岸带地区集中了京津冀都市圈、长江三角洲经济区、珠江三角洲经济区等“三大八小”经济快速发展区,受到人类活动强烈作用.因此,开展中国海岸带蓝碳研究,必须兼顾海岸带的自然与社会双重属性,以陆海统筹为指导,在基础调查-基础理论与方法-技术研发与应用示范-管理支撑等一体化链条式设计下,联系流域-潮滩-河口-近海的整体性布置相关研究内容,具体可包括:

(1) 中国不同区域海岸带的蓝碳估算及不确定性分析研究

通过调查、现场综合观测和模型模拟等手段相结合,开展多时空尺度、不同海岸带类型的蓝碳估算研究,建立海岸带蓝碳估算的方法学体系;探讨不同区域海岸带碳的沉积、周转、埋藏速率及其时空变异性,尤其关注海岸带系统碳的水平输送对近海区域碳周转、埋藏速率的影响;综合分析海岸带蓝碳估算的不确定性因素,提出置信度及置信范围。

(2) 高强度人类活动及气候变化影响下海岸带碳的生物地球化学循环研究

研究围填海、能源基地和港口建设等高强度海岸带开发活动对海岸带水动力条件及海洋生态栖息地自然环境的改变,进而影响海岸带不同子系统之间的碳交换;研究预测气候变化特别是海平面上升对不同生态系统碳周转的影响;针对沿海地区高营养盐特别是活性氮的输入,探讨海岸带地区土壤、大气、水体及沉积物界面间的碳氮循环耦合模式及近海低氧区的形成对海岸带碳汇功能的影响机制。

(3) 海岸带湿地生态系统的固碳增汇技术与示范研究

通过研究滨海湿地生态系统碳的界面过程及关键影响因素,探讨水盐和养分调控、固碳植物筛选等人工措施对滨海湿地生态系统固碳减排的作用,建立海岸带湿地生态系统的固碳增汇技术体系;通过研究退化湿地生态系统的生物修复,重建高生物量、高碳汇型水生生物群落、改善湿地土壤及水体环境等措施来建立海岸带退化湿地的固碳增汇技术体系;结合上述技术研发,选择典型区开展推广应用示范。

(4) 中国海岸带蓝碳的陆海统筹管理体系研究

研究构建融合流域-潮间带(湿地)-河口-近海的海岸带一体化蓝碳综合观测网络;开展海岸带蓝碳的标准化研究,建立海岸带碳汇的观测、统计、表征的标准化规范体系;研究海岸带蓝碳的价值评估方法学,建立符合国情的蓝碳价值评估体系;以陆海统筹思想为指导,开展海岸带蓝碳保护的法律法规框架体系研究,服务于海岸带区域发展的决策支持。

**致谢** 本文是在第39次中国科学院学部科学与技术前沿论坛暨海洋科技发展战略研讨会主题报告的基础上整理形成的,审稿人也提出了建设性的审稿意见,对稿件质量的提高帮助很大。在此对论坛组织者及审稿人一并表示感谢。

参考文献

- 曹磊, 宋金明, 李学刚. 2013. 中国滨海盐沼湿地碳收支与碳循环过程研究进展. 生态学报, 33: 5141-5152
- 陈吉余, 黄金森. 1995. 中国海岸带地貌. 北京: 海洋出版社. 318
- 戴仕宝, 杨世伦, 郜昂, 刘哲, 李鹏, 李明. 2007. 近50年来中国主要河流入海泥沙变化. 泥沙研究, 2: 49-58
- 段晓男, 王效科, 逯非, 欧阳志云. 2008. 中国湿地生态系统固碳现状和潜力. 生态学报, 28: 463-469
- 高亚平, 方建光, 唐望, 张继红, 任黎华, 杜美荣. 2013. 桑沟湾大叶藻海草床生态系统碳汇增力的估算. 渔业科学进展, 34: 17-21
- 贾瑞霞, 全川, 王维奇, 曾从盛. 2008. 闽江河口盐沼湿地沉积物有机碳含量及储量特征. 湿地科学, 4: 492-499
- 刘源鑫, 赵文武. 2013. 未来地球——全球可持续性研究计划. 生态学报, 33: 7610-7613
- 宋达泉, 何金海, 巴逢辰, 冯志高. 1996. 中国海岸带土壤. 北京: 海洋出版社. 229
- 郑凤英, 邱广龙, 范航清, 张伟. 2013. 中国海草的多样性、分布及保护. 生物多样性, 21: 517-526
- 朱先进, 于贵瑞, 高艳妮, 王秋凤. 2012. 中国河流入海颗粒态碳通量及其变化特征. 地理科学进展, 1: 118-122
- Alongi D M. 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annu Rev Mar Sci*, 66: 195-219
- Bauer J E, Cai W J, Raymond P A, Bianchi T S, Hopkinson C S, Regnier P A G. 2013. The changing Carbon cycle of the coastal ocean. *Nature*, 504: 61-70
- Raven J A, Falkowski P G. 1999. Oceanic sinks for atmospheric CO<sub>2</sub>. *Plant Cell Environ*, 22: 741-755
- Bird M I, Fifield L K, Chua S, Goh B. 2004. Calculating sediment compaction for radiocarbon dating of intertidal sediments. *Radiocarbon*, 46: 421-435
- Cai W J. 2011. Estuarine and coastal ocean carbon paradox: CO<sub>2</sub> sinks or sites of terrestrial carbon incineration? *Annu Rev Mar Sci*, 33: 123-145
- Charpy-Roubaud C, Sourmia A. 1990. The comparative estimation of phytoplanktonic and microphytobenthic production in the oceans. *Mar Microb Food Webs*, 4: 31-57
- Chen L Z, Wang W Q, Zhang Y H, Lin G H. 2009. Recent progresses in mangrove conservation restoration and research in China. *J Plant Ecol*, 2: 45-54
- Chen Q F, Ma J J, Liu J H, Zhao C S, Liu W. 2013. Characteristics of greenhouse gas emission in the Yellow River Delta wetland. *Int Biodeter*

- Biodegr, 85: 646–651
- Chmura G L, Anisfeld S C, Cahoon D R, Lynch J C. 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Glob Biogeochem Cycle*, 17: GB001917
- Ciais P, Sabine C, Bala G, Bopp L, Brovkin V, Canadell J, Chhabra A, DeFries R, Galloway J, Heimann M, Jones C, Le Quéré C, Myneni R B, Piao S, Thornton P. 2013. Carbon and other biogeochemical cycles. In: Stocker T F, Qin D, Plattner G K, Tignor M, Allen S K, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley P M, eds. *Climate Change 2013—The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press. 465–570
- Deegan L A, Johnson D S, Warren R S, Peterson B J, Fleeger J W, Fagherazzi S, Wollheim W M. 2012. Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss. *Nature*, 490: 388–394
- Diaz R J, Rosenberg R. 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321: 926–929
- Donato D C, Kauffman J B, Murdiyarso D, Kurnianto S, Stidham M, Kanninen M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nat Geosci*, 4: 293–297
- Doney S C. 2010. The growing human footprint on coastal and open-ocean biogeochemistry. *Science*, 328: 1512–1516
- Duarte C M, Middelburg J, Caraco N. 2005a. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2: 1–8
- Duarte C M, Borum J, Short F T, Walker D I. 2005b. Seagrass ecosystems: Their global status and prospects. In: Polunin N V C, ed. *Aquatic Ecosystems: Trends and Global Prospects*. Cambridge: Cambridge University Press. 281–294
- Duarte C M, Marba N, Gacia E, Fourqurean J W, Beggins J, Barron C, Apostolaki E T. 2010. Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. *Glob Biogeochem Cycle*, 24: GB003793
- Gagan M K, Ayliffe L K, Opdyke B N, Hopley D, Scott-Gagan H, Cowley J. 2002. Coral oxygen isotope evidence for recent groundwater fluxes to the Australian Great Barrier Reef. *Geophys Res Lett*, 29: 1982, doi: 10.1029/2002GL015336
- Gao Y, He N P, Yu G R, Tian J, Miao C Y, Yang T T. 2015. Impact of external nitrogen and phosphorus input between 2006 and 2010 on carbon cycle in China seas. *Reg Environ Change*, 15: 631–641
- Giri C, Ochieng E, Tieszen L L, Zhu Z, Singh A, Loveland T, Masek J, Duke N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using Earth observation satellite data. *Glob Ecol Biogeogr*, 20: 154–159
- Green E P, Short F T. 2003. *World Atlas of Seagrasses*. Berkeley: California University Press
- Guo X H, Dai M H, Zhai W D, Cai W J, Chen B S. 2009. CO<sub>2</sub> flux and seasonal variability in a large subtropical estuarine system, the Pearl River Estuary, China. *J Geophys Res*, 114: G03013
- Gypens N, Borges A V, Lancelot C. 2009. Effect of eutrophication on air-sea CO<sub>2</sub> fluxes in the coastal Southern North Sea: A model study of the past 50 years. *Glob Change Biol*, 15: 1040–1056
- Henman J, Poulter B. 2008. Inundation of freshwater peatlands by sea level rise: Uncertainty and potential carbon cycle feedbacks. *J Geophys Res*, 113: G01011
- Herr D, Pidgeon E, Laffoley D, et al. 2012. *Blue Carbon. Policy Framework 2.0: Based on the Discussion of the International Blue*. Gland: IUCN and Arlington, USA: CI. 44
- Hosen J D, McDonough O T, Febria C M, Palmer M A. 2014. Dissolved organic matter quality and bioavailability changes across an urbanization gradient in headwater streams. *Environ Sci Technol*, 48: 7817–7824
- Huang X P, Huang L M, Li Y H, Xu Z Z, Fong C W, Huang D J, Han Q Y, Huang H, Tan Y H, Liu S. 2006. Main seagrass beds and threats to their habitats in the coastal sea of South China. *Chin Sci Bull*, 51: 136–142
- Hyndes G A, Nagelkerken I, McLeod R J, Connolly R M, Lavery P S, Vanderklift M A. 2014. Mechanisms and ecological role of carbon transfer within coastal seascapes. *Biol Rev*, 89: 232–254
- IPCC. 2014. Summary for Policymakers. In: Edenhofer O, Pichs-Madruga R, Sokona Y, Farahani E, Kadner S, Seyboth K, Adler A, Baum I, Brunner S, Eickemeier P, Kriemann B, Savolainen J, Schlömer S, von Stechow C, Zwickel T, Minx J C, eds. *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: United Kingdom. 1–31
- Jiang Z J, Huang X P, Zhang J P. 2010. Effects of CO<sub>2</sub> enrichment on photosynthesis, growth, and biochemical composition of seagrass *Thalassia hemprichii* (Ehrenb.) aschers. *J Integr Plant Biol*, 52: 904–913
- Kennedy H, Beggins J, Duarte C M, Fourqurean J W, Holmer M, Marba N, Middelburg J J. 2010. Seagrass sediments as a global carbon sink: Isotopic constraints. *Glob Biogeochem Cycle*, 24: GB4026
- Kirwan M L, Mudd S M. 2012. Response of salt-marsh carbon accumulation to climate change. *Nature*, 489: 550–554
- Laruelle G G, Durr H H, Slomp C P, Borges A V. 2010. Evaluation of sinks and sources of CO<sub>2</sub> in the global coastal ocean using a spatially-explicit typology of estuaries and continental shelves. *Geophys Res Lett*, 37: L15607

- Liu H X, Ren H, Hui D F, Wang W Q, Liao B W, Cao Q X. 2014. Carbon stocks and potential carbon storage in the mangrove forests of China. *J Environ Manage*, 133: 86–93
- Liu Q, Charette M A, Henderson P B, McCorkle D C, Martin W, Dai M H. 2014. Effect of submarine groundwater discharge on the coastal ocean inorganic carbon cycle. *Limnol Oceanogr*, 59: 1529–1554
- Liu Q, Dai M, Chen W, Huh C A, Wang G, Li Q, Charette M A. 2012. How significant is submarine groundwater discharge and its associated dissolved inorganic carbon in a river-dominated shelf system? *Biogeosciences*, 9: 1777–1795
- Lovelock C E, Sorrell B K, Hancock N, Hua Q, Swales A. 2010. Mangrove forest and soil development on a rapidly accreting shore in New Zealand. *Ecosystems*, 13: 437–451
- Maher D T, Santos I R, Golsby-Smith L, Gleeson J, Eyre B D. 2013. Groundwater-derived dissolved inorganic and organic carbon exports from a mangrove tidal creek: The missing mangrove carbon sink? *Limnol Oceanogr*, 58: 475–488
- McGranahan G, Balk D, Anderson B. 2007. The rising tide: Assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones. *Environ Urbaniz*, 19: 17–37
- Meybeck M. 1982. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *Am J Sci*, 282: 401–450
- Murray N J, Clemens R S, Phinn S R, Possingham H P, Fuller R A. 2014. Tracking the rapid loss of tidal wetlands in the Yellow Sea. *Front Ecol Environ*, 12: 267–272
- Nellemann C, Corcoran E, Duarte C M, Valdés L, De Young C, Fonseca L, Grimsditch G. et al. 2009. Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal. 78
- Pendleton L, Donato D C, Murray B C, Crooks S, Jenkins W A, Sifleet S, Craft C, Fourqurean J W, Kauffman J B, Marba N, Magonigal P, Pidgeon E, Herr D, Gordon D, Baldera A. 2012. Estimating global “Blue Carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *Plos One*, 7: e43542
- Regnier P, Friedlingstein P, Ciais P, Mackenzie F T, Gruber N, Janssens I A, Laruelle G G, Lauerwald R, Luysaert S, Andersson A J, Arndt S, Arnosti C, Borges A V, Dale A W, Gallego-Sala A, Godderis Y, Goossens N, Hartmann J, Heinze C, Ilyina T, Joos F, LaRowe D E, Leifeld J, Meysman F J R, Munhoven G, Raymond P A, Spahni R, Suntharalingam P, Thullner M. 2013. Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean. *Nat Geosci*, 6: 597–607
- Sanders C J, Smoak J M, Naidu A S, Sanders L M, Patchineelam S R. 2010. Organic carbon burial in a mangrove forest, margin and intertidal mud flat. *Estuar Coast Shelf Sci*, 90: 168–172
- Sifleet S, Pendleton L, Murray B C. 2011. State of the Science on Coastal Blue Carbon: A Summary for Policy Makers. Report NI R 11-06. Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions
- Spalding M D, Kainuma M, Collins L. 2010. World Atlas of Mangroves. London: Earthscan. 319
- Syvitski J P M, Vorosmarty C J, Kettner A J, Green P. 2005. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, 308: 376–380
- Tokoro T, Hosokawa S, Miyoshi E, Tada K, Watanabe K, Montani S, Kayanne H, Kuwae T. 2014. Net uptake of atmospheric CO<sub>2</sub> by coastal submerged aquatic vegetation. *Glob Change Biol*, 20: 1873–1884
- Vivanco L, Irvine I C, Martiny J B H. 2015. Nonlinear responses in salt marsh functioning to increased nitrogen addition. *Ecology*, 96: 936–947
- Wang X C, Ma H Q, Li R H, Song Z S, Wu J P. 2012. Seasonal fluxes and source variation of organic carbon transported by two major Chinese Rivers: The Yellow River and Changjiang (Yangtze) River. *Glob Biogeochem Cycle*, 26: GB2025
- Weston N B, Neubauer S C, Velinsky D J, Vile M A. 2014. Net ecosystem carbon exchange and the greenhouse gas balance of tidal marshes along an estuarine salinity gradient. *Biogeochemistry*, 120: 163–189
- Wong P P, Losada I J, Gattuso J P, Hinkel J, Khattabi A, McInnes K L, Saito Y, Sallenger A. 2014. Coastal systems and low-lying areas. In: Field C B, Barros V R, Dokken D J, Mach K J, Mastrandrea M D, Bilir T E, Chatterjee M, Ebi K L, Estrada Y O, Genova R C, Girma B, Kissel E S, Levy A N, MacCracken S, Mastrandrea P R, White L L, eds. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press. 361–409
- Wu T, Hou X Y, Xu X L. 2014. Spatio-temporal characteristics of the mainland coastline utilization degree over the last 70 years in China. *Ocean Coast Manage*, 98: 150–157
- Wu Y, Zhang J, Liu S M, Zhang Z F, Yao Q Z, Hong G H, Cooper L. 2007. Sources and distribution of carbon within the Yangtze River system. *Estuar Coast Shelf Sci*, 71: 13–25
- Zhai W D, Dai M H. 2009. On the seasonal variation of air-sea CO<sub>2</sub> fluxes in the outer Changjiang (Yangtze River) Estuary, East China Sea. *Mar Chem*, 117: 2–10
- Zhai W D, Dai M H, Guo X G. 2007. Carbonate system and CO<sub>2</sub> degassing fluxes in the inner estuary of Changjiang (Yangtze) River, China. *Mar Chem*, 107: 342–356