



论文

中国知名大学及研究院所专栏 复旦大学生命科学学院专辑

中国海岸带蓝碳生态系统碳汇潜力的初步分析

周晨昊^①, 毛覃愉^①, 徐晓^①, 方长明^①, 骆永明^② 李博^{①*}^① 复旦大学生命科学学院生物多样性科学研究所, 生物多样性与生态工程教育部重点实验室, 上海 200438;^② 中国科学院烟台海岸带研究所, 烟台 264003

* 联系人, E-mail: bool@fudan.edu.cn

收稿日期: 2016-01-09; 接受日期: 2016-02-07

国家重点基础研究发展计划(批准号: 2013CB430404)和上海市科委科技创新行动计划(批准号: 14DZ1206003)资助

摘要 海岸带蓝碳生态系统具有高效的固碳能力, 可以潜在地缓解大气 CO₂ 浓度的升高. 本文在总结国内外相关研究的基础上, 对中国海岸带蓝碳生态系统的碳汇潜力进行了初步分析. 结果表明, 中国海岸带蓝碳生态系统生境总面积为 1623~3850 km², 年平均碳封存量为 0.349~0.835 Tg C. 然而, 随着滩涂围垦、资源过度利用、环境污染以及气候变化等因素影响的加剧, 中国蓝碳生态系统正处于急剧退化之中. 通过对海岸带蓝碳碳汇形成过程的阐述, 有助于对其重要性的认识; 基于沿海地区人类活动特点与全球气候变化趋势, 探讨了滩涂围垦、资源过度利用、水体污染和海平面上升对我国海岸带蓝碳生态系统造成的威胁; 同时提出了为维持海岸带蓝碳潜力, 我国在生态系统保护管理、生态恢复与机制建设等方面所应采取的措施. 结合目前的研究现状, 指出了中国海岸带蓝碳研究亟待解决的问题, 以期今后我国海岸带蓝碳的研究以及蓝碳潜力的维持与提升提供科学依据.

关键词 海岸带, 海草床, 红树林, 蓝碳, 盐沼, 中国

全球气候变暖已严重威胁人类的生存与发展. Frame 和 Stone^[1]的研究认为, 联合国政府间气候变化专门委员会 (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) 对 1990~2030 年温度变化的分析预测基本可靠, 明确了温室气体浓度上升是气候变暖的根本原因. 2015 年巴黎气候大会通过的《巴黎协定》提出, 应把全球平均气温较工业化前水平的升高控制在 2℃之内, 并为把升温控制在 1.5℃之内而努力. 因此, 在加强减排的同时还需要提升对 CO₂ 的固定, 通过“蓝碳”(blue carbon)过程提高碳封存则是有效的途径之一. “蓝碳”概念源于联合国环境规划署发表的

一份报告^[2], 该报告认为全球自然生态系统通过光合作用捕获的碳称为“生物碳”(或称为“绿碳”), 其中 1/2 以上(55%)由海洋生物捕获, 因此, 该部分的碳称之为“蓝碳”. 特别是海岸带的红树林、海草床和盐沼能够捕获和储存大量的碳, 是蓝碳的重要组成部分, 在目前的许多文献中仅将这三类生态系统中的碳归类为蓝碳, 这些生态系统也因此被称为蓝碳生态系统 (blue carbon ecosystems)^[3~6]. 本文也是依据于此.

海洋在全球碳循环中扮演着重要的角色, 大约 93% 的 CO₂ 循环和固定都是通过海洋完成, 尤其是红树林、海草床和盐沼具有极高的固碳效率. 虽然这些

引用格式: 周晨昊, 毛覃愉, 徐晓. 中国海岸带蓝碳生态系统碳汇潜力的初步分析. 中国科学: 生命科学, 2016, 46: 475–486
Zhou C H, Mao Q Y, Xu X, et al. Preliminary analysis of C sequestration potential of blue carbon ecosystems on Chinese coastal zone. Sci Sin Vitae, 2016, 46: 475–486, doi: 10.1360/N052016-00105

生态系统的覆盖面积不到海床的 0.5%, 植物生物量也只占陆地植物生物量的 0.05%, 但其碳储量却达海洋碳储量的 50% 以上, 甚至可能高达 71%^[2]. 章海波等人^[7]对全球蓝碳进行了统计, 发现包括河口和近海陆架在内的海岸带蓝碳生态系统年碳埋藏量为 237.6 Tg C 年⁻¹, 远高于深海的碳埋藏速率; 这些生态系统单位面积的碳埋藏速率分别是温带林、热带林和北方林的 4.5, 3 和 4.8 倍^[3]. 以盐沼为例, 在美国北卡罗莱纳州, 一片面积仅为 0.25 km² 的滨海盐沼湿地的年碳埋藏量相当于燃烧 2.8 万升汽油排放的 CO₂^[8]. 可见, 海岸带蓝碳生态系统在减缓全球升温中将可能起到十分重要的作用.

在经济高速增长的背景下, 我国已成为全球 CO₂ 排放总量最多的国家, 减排压力日趋增大, 但仅靠减排恐难实现控制 CO₂ 排放的目标. 因此, 对海岸带蓝碳生态系统碳汇潜力的挖掘、维持与提升是我国未来最经济和最值得开拓的地学和生态学途径之一. 目前, 关于我国海岸带蓝碳的综合性研究报道较少, 这一现状限制了对我国海岸带蓝碳汇格局和形成机制的认识. 本文主要从蓝碳生态系统类型与特征、固碳潜力与及其维持, 以及面临的威胁等多个方面, 对中国海岸带蓝碳生态系统的碳汇潜力进行了初步的分析, 并指出了亟待研究的问题, 为我国的蓝碳研究提供参考.

1 中国海岸带蓝碳生态系统类型与特征

我国拥有漫长的海岸线, 沿海地区跨越了 3 个气候带, 广泛分布着红树林、海草床和盐沼这 3 大类海岸带蓝碳生态系统(图 1), 生境总面积范围在 1623~3850 km². 从图 1 可以看出, 红树林集中分布于广东、广西和海南三省(区); 海草床在黄渤海海区主要分布于山东省, 在南海海区主要分布于海南省; 盐沼分布于整个海岸带, 但主要分布于杭州湾以北的沿海区域. 海岸带蓝碳生态系统的植被受气候和底质类型限制, 分布显现出不同的特征, 并且拥有各自的优势种群. 红树林以耐寒能力较强的秋茄(*Kandelia obovata*)、白骨壤(*Avicennia marina*)和桐花树(*Aegiceras corniculatum*)分布较广, 海草床分布以喜盐草(*Halophila ovalis*)、泰来藻(*Thalassia hemprichii*)和大叶藻(*Zostera marina*)为主; 盐沼则主要有芦苇(*Phragmites australis*)、碱蓬(*Suaeda* spp.)和

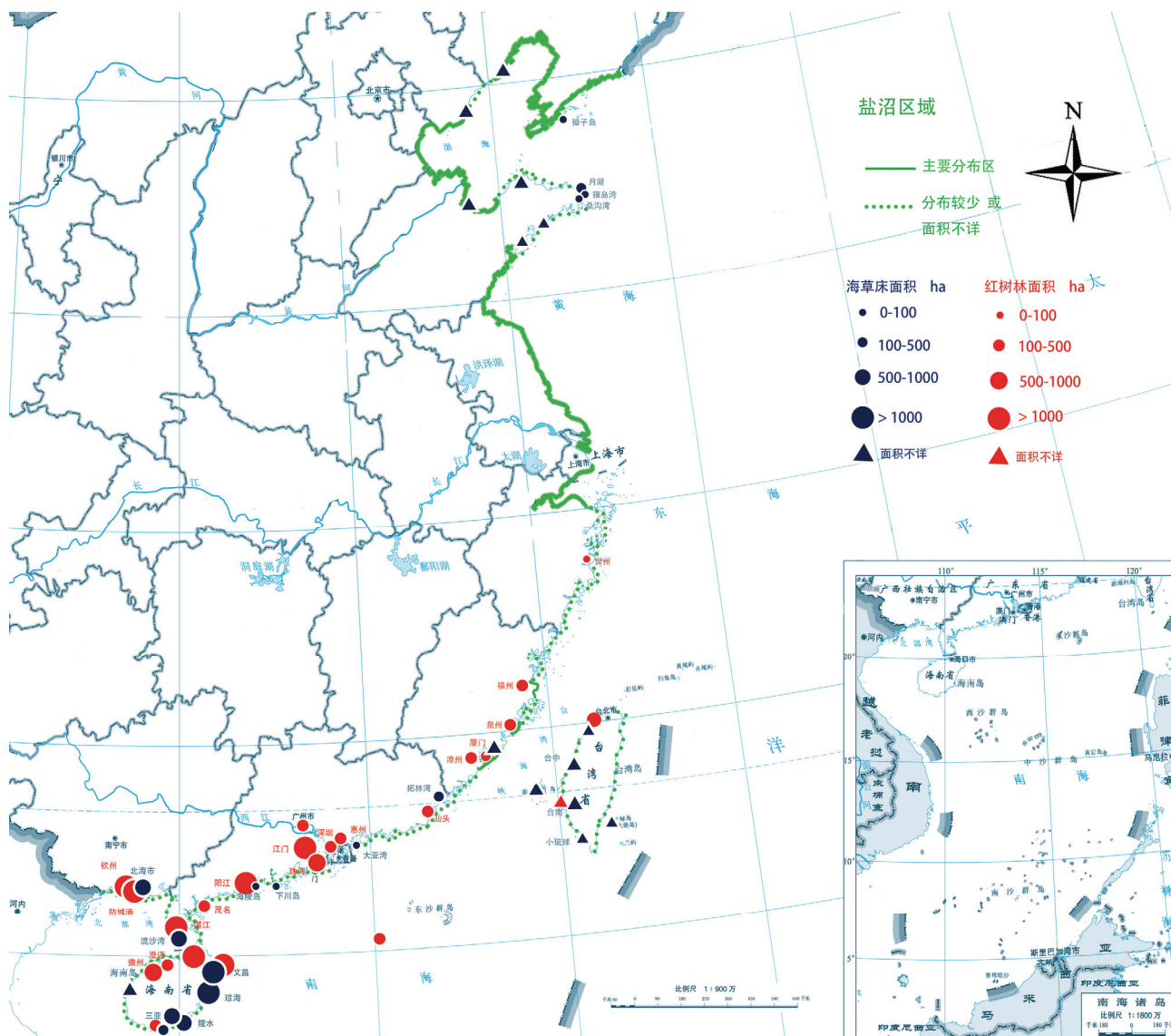
互花米草(*Spartina alterniflora*)等.

1.1 红树林

中国现有红树林面积为 328.34 km², 分别位于海南、广西、广东(含香港和澳门)、台湾、福建和浙江 6 个省(区), 其中广东地区分布面积最大, 达 163.48 km²^[9]. 红树林间断分布于东南沿海的热带和亚热带海岸、港湾、河口湾等受掩护水域, 天然分布北界为福建省福鼎县(27°16'N), 南界在海南岛南岸^[10]; 人工引种北界可达上海南汇(30°51'N). 红树林海岸地貌主要被分为红树林潮滩、林外裸滩和潮沟系 3 种类型. 潮滩通常为平均海面以上的高滩, 而裸滩则是平均海面以下的低滩^[11]. 红树植物可以生长在各种潮滩中, 以淤泥质潮滩最普遍. 中国红树植物种类存在不同表述, 普遍被分为真红树植物和半红树植物, 有 34~38 种, 以抗寒能力较强的秋茄、白骨壤、桐花树分布较广^[10]. 大部分红树植物不耐寒, 物种数随纬度增加而减少, 以灌木树种为主. 在天然分布的北界, 福建省福鼎县只有 1 种红树植物, 而在海南文昌, 红树植物种类则达 23 种. 据统计, 红树植物中近 70% 的物种高度不超过 2 m, 90% 以上的物种高度不超过 4 m^[12].

1.2 海草床

海草分布多局限于较浅的海域, 最大分布深度为水下 90 m, 大多数种类分布在水深 20 m 以内^[13], 于海岸潮下带、浅滩、泻湖以及河口等生境构成复杂的海草床生态系统^[14]. 我国现有海草床的总面积较小, 约为 87.65 km², 其中海南、广东和广西分别占 64%, 11% 和 10%^[15]. 共有海草植物 22 种, 隶属于 4 科 10 属, 约占全球海草种类的 30%. 其中, 广东、广西的海草床主要以喜盐草(*Halophila ovalis*)为优势种, 海南和台湾多以泰来藻(*Thalassia hemprichii*)为优势种, 山东和辽宁多以大叶藻(*Zostera marina*)为优势种^[15]. 海草的分布与生长主要受底质类型的限制; 例如, 范航清等人^[11]在调查广西海草床时发现, 喜盐草通常生长发育于沙质含量较高的沙质和泥质沙底潮间带的中、下部或潮流沙脊上, 矮大叶藻(*Zostera japonica*)主要生长发育于淤泥质底的潮间带中、上部. 陈石泉等人^[16]对海南岛东部海草床进行了长期监测, 发现海菖蒲(*Enhalus acoroides*)、泰来藻、丝粉藻(*Cymodocea rotundata*)分布区域的底质为珊瑚

图1 中国红树林、海草床与盐沼主要分布区示意图^[9,15]

碎屑、粗砂、中砂和细砂，喜盐草则分布在红树林沿岸的泥沙底质区域。

1.3 盐沼

盐沼是我国滨海湿地中分布面积最大的蓝碳生态系统类型，通常分布于河流、陆地和海洋生态系统之间的界面，同时受到江河径流与海洋潮汐的影响，具咸淡水交替等特点^[17]。目前，我国滨海盐沼分布面积数据不详，但通过参考相关报道可以得出大致范围。根据近海海洋综合调查与评价专项成果(908 专项)的数据^[18]，并结合 Zuo 等人^[19]的研究，全国滨海

湿地的芦苇滩、碱蓬滩、海三棱藨草滩和互花米草滩的总面积至少为 1206.54 km²；另据牛振国等人^[20]对我国滨海沼泽、潮间带和河口三角洲面积的计算，并减去同时期的红树林面积^[9]，共计 3434 km²。因此，初步估算，我国滨海盐沼面积范围在 1207~3434 km²。盐沼植物群落呈明显的带状分布^[21]，主要特点为耐盐耐淹的先锋植物分布在高程较低处，而偏中生性植物分布在高程较高处。依据滨海湿地植被分布数据^[18]，鸭绿江口、辽河口、黄河口和盐城滨海盐沼湿地的土著优势植物均为芦苇(*Phragmites australis*)和碱蓬(*Suaeda* spp.)；长江口盐沼湿地的土著优势植物

为芦苇(*P. australis*)和海三棱藨草(*Scirpus mariqueter*). 除了土著植物以外, 我国盐沼普遍受到外来植物互花米草(*Spartina alterniflora*)的入侵, 现今的扩散面积可能更大, 严重威胁了滨海湿地生态系统的结构与功能完整性^[22].

2 中国海岸带蓝碳汇形成过程

蓝碳生态系统碳汇潜力的形成, 主要得益于相对高的净初级生产力和缓慢的有机质分解^[23], 同时受潮汐影响产生的水平碳交换也是碳汇的重要构成要素^[24,25], 后者也是蓝碳汇估算中的主要误差源和挑战之一. 由于土壤水分饱和、通气性差、地温低且变幅小等各种环境因素的限制, 蓝碳生态系统的碳汇通常以有机碳在土壤或沉积物中的积累为主要特征^[26], 但随着全球气候变化以及滩涂围垦和土地利用的变化, 土壤无机碳可能成为蓝碳生态系统碳汇潜力变化的重要影响要素. 对中国海岸带蓝碳生态系统的碳汇强度目前还没有可靠的估算数据. 按全球平均值估算, 我国蓝碳生态系统的碳年埋藏量为 0.349~0.835 Tg C. 其中, 盐沼约占 80%, 远高于红树林和海草床(表 1), 是中国海岸带蓝碳碳汇的主要组成部分.

2.1 红树林

我国红树林的净初级生产力为 648~2384 g C m⁻² 年⁻¹^[27,28], 与国际上的研究报道较为相似^[29]. 全国红树林植被碳库密度为 8461 g C m⁻², 土壤碳库(地下 1 m)密度为 27039 g C m⁻²^[30]; 土壤呼吸值以漳州地区为例, 变化范围为 0.36~6.18 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹^[31]. 相对于盐沼生态系统, 红树林冠层相对整齐密集, 根部和地表空疏, 潮汐作用形成的有机碳水平交换通量可能对系统碳累积有重要影响. 河口区因得益于有机碳的水平交换而有较高的碳累积, 边滩大多表现为水平净输出. Yang 等人^[32]在对雷州半岛红树林的碳积累研究中指出, 河口区有高的碳累积速率, 最

大值可达 205 g C m⁻² 年⁻¹, 岸边滩则有最小值 37 g C m⁻² 年⁻¹. 红树林生态系统中, 碳积累过程与进潮量、地表植被密度、水体颗粒物浓度斜压环流、水流状态以及红树分泌黏性物质的速率密切相关^[33]. 红树林根系分泌的有机质以及潮汐冲刷带来的泥沙在红树林中缓慢沉淀, 形成稳定的有机质^[34]. 小颗粒沉积物因其具有较大的表面积通常会吸附更多的有机物^[35]. 据 Alongi 和 Mukhopadhyay^[33]的报道, 红树林地区碳埋藏率和沉积物的积累速度显著正相关($r=0.73$, $P<0.01$). 雷州半岛红树林沉积物的堆积速率为 9.1~25 mm 年⁻¹, 远高于世界平均水平 0.1~1.0 mm 年⁻¹^[36], 混交林的碳积累效果要优于单种纯林^[37].

相关文献报道, 全球红树林每年会向海域排放颗粒有机碳(particulate organic carbon, POC) 28 Tg C、可溶性有机碳(dissolved organic carbon, DOC) 15 Tg C 和可溶性无机碳(dissolved inorganic carbon, DIC) 86 Tg C^[33]. POC 的转移主要通过地表径流和潮汐运输, DOC 部分主要通过浮游生物的运动和排泄, 而 DIC 则通过地下水体的运输^[38]. 大尺度水平有机碳输送的碳足迹还无法准确定量评估, 国内尤其缺乏相关研究.

2.2 海草床

人工海草床包括近海水产养殖海带、紫菜、海藻等. 2010 年, 唐启升提出渔业碳汇的新概念, 主要通过水生生物吸收水体 CO₂, 再将这些吸收的碳移出水体(生产原材料或者食品等)起到碳汇的作用^[39]. 通过该途径的碳输出本质上增加了水体的碳汇能力, 其碳汇贡献量相当可观. 2010 年, 全国海藻养殖固碳量为 0.89 Tg C^[40], 仅厦门大嶝岛海域的海带养殖容量估计值就高达 0.19 Tg C^[41]. 近海人工海草藻养殖可能是一条不可忽视的提高蓝碳潜力的重要途径.

自然海草床碳汇的形成和潜能主要取决于 4 个要素: (i) 生态系统的净初级生产: 海草床一直被认为是初级生产力很高的生态系统, 在我国东沙, 海草

表 1 中国海岸带蓝碳生态系统面积与碳年埋藏量^{a)}

蓝碳生态系统类型	覆盖面积(km ²)	碳埋藏速率(g C m ⁻² 年 ⁻¹)	碳埋藏量(Tg C 年 ⁻¹)	数据来源
红树林	328.34	226±39 (20~949, $n=34$)	0.074	[3,9]
海草床	87.65	138±38 (45~190, $n=123$)	0.012	[3,15]
盐沼	1207~3434	218±24 (18~1713, $n=96$)	0.263~0.749	[3,9,18~20]
总计	1623~3850		0.349~0.835	

a) 碳埋藏速率参照全球平均值, 括号内的数值为范围, n : 统计的样点数; 年⁻¹: 每年, 1 Tg (Teragram)=1×10¹² g; 1 g C=3.67 g CO₂

床年生产力可达 $401.5\sim 2613.4\text{ g DW m}^{-2}\text{ 年}^{-1}$ (DW 为干重)^[42,43], 增加海草床的初级生产可以增加其生态系统的碳积累^[44]. (ii) 稳定的沉积物: 海草床沉积物中含有很多难以氧化降解的物质(如木质素), 稳定性较高. 海草床沉积层厚度正在以每年 1 mm 的速度增加^[45]. (iii) 海草冠层对沉积物的保护: 当海草长度达水深的 10% 时, 可以明显改变水流对沉积层的影响^[46], 当海草长度大于 5 m 时, 可以降低潮汐速度和削弱波能^[47]; 同时海草冠层及其附生植物提高了沉积物发生碰撞并且进行沉积有效的表面积^[48], 这些作用间接地增加了沉积层的稳定性. (iv) 沉积层有机碳的稳定性: 影响沉积层有机碳稳定性的因素主要是较低的氮、磷浓度, 限制海底微生物的生长, 以及水下 O_2 浓度低限制微生物的代谢效率^[49].

2.3 盐沼

盐沼湿地通常具有高的净初级生产力, 尤其在河口区, 因为河流携带大量的泥沙和营养元素, 净初级生产力可达 $1745\text{ g C m}^{-2}\text{ 年}^{-1}$ ^[50]. 例如, 崇明东滩湿地的净初级生产力为 $642\text{ g C m}^{-2}\text{ 年}^{-1}$ ^[51], 黄河三角洲滨海湿地净初级生产力为 $300\sim 1590\text{ g C m}^{-2}\text{ 年}^{-1}$ ^[52]. 盐沼生态系统系统的碳封存效率高, 远高于森林或其他陆地生态系统^[53], 但具有明显的空间差异^[54]. 在全球范围内, 盐沼生态系统的平均碳埋藏速率为 $218\pm 24\text{ g C m}^{-2}\text{ 年}^{-1}$ ^[3]. 中国滨海盐沼生态系统的碳积累速率的变化范围较大, 长江口崇明东滩的芦苇湿地平均碳积累速率的范围为 $1110\sim 2410\text{ g C m}^{-2}\text{ 年}^{-1}$, 海三棱藨草盐沼因处滩涂前沿, 其积累速率相对较低, 为 $350\sim 910\text{ g C m}^{-2}\text{ 年}^{-1}$, 辽河三角洲芦苇湿地的碳积累速率约为 $1770\text{ g C m}^{-2}\text{ 年}^{-1}$ ^[54-56], 但崇明西沙湿地的碳积累速率仅有 $225\text{ g C m}^{-2}\text{ 年}^{-1}$ ^[54]. 主要由潮汐作用带来的有机碳水平交换对盐沼的碳平衡有极其重要的影响, 在崇明东滩盐沼湿地, 水平交换通量可达生态系统——大气界面净交换量的 20% 以上^[57]. 另外, 盐沼植物地上部分冬季枯死后, 在中低潮滩会出现大面积倒伏, 形成密实的覆被层, 并被快速掩埋, 是调控系统碳汇的重要机制之一^[58]. 该途径因植物种类和滩涂位置而异, 是盐沼系统碳封存高空间异质性的主要原因之一^[54]. 我国东部的互花米草入侵加速了土壤碳的积累过程, 虽然互花米草的入侵增加了甲烷的排放, 但是整体上将

有助于盐沼湿地蓝碳潜力的发挥^[59-61].

3 中国海岸带蓝碳生态系统面临的威胁

2015 年, 我国大陆人均国内生产总值(gross domestic product, GDP)只有美国的 $1/7$, 但根据 GCP(Global Carbon Project)公布的数据显示, 同年我国 CO_2 排放总量为 9680 Tg , 是美国的 1.7 倍, 位居世界第一. 在可预见的未来, 沿海地区经济发展与环境资源的矛盾将越发突出, 例如, 滩涂围垦、资源过度利用和水体污染等人类活动都会引起海岸带蓝碳生态系统生境丧失、植被减少和碳积累能力降低等后果^[62]; 例如, 全球每年因海草床退化导致的碳排放最高可达 299 Tg ^[63]. 另据 IPCC(2014)报告显示^[64], 由于全球变暖, 海平面正不断上升. 这些人类活动与环境变化都会对海岸带蓝碳生态系统碳汇功能产生深刻影响.

3.1 滩涂围垦

滩涂围垦是我国海岸带生境最常见的物理干扰之一, 已导致我国滨海盐沼面积急剧减少, 使人类在应对极端天气事件以及海平面上升时面临更大的风险^[65]. 20 世纪 50 年代, 中国滨海盐沼面积曾达 7655 km^2 ^[66], 但在全国范围内围垦导致盐沼湿地丧失的准确数据尚缺乏. 据现有数据估算, 退化面积超过原有的 $1/2$. 自然盐沼分布面积的减小必然导致滨海湿地的固碳潜力下降. 例如, 1987~2002 年莱州湾南岸滨海湿地面积减少了 49.1% , 光合作用吸收的 CO_2 总量从 0.546 Tg 下降到 0.123 Tg ^[67]. 许振等人^[68]估算盐城滨海湿地表层($0\sim 0.2\text{ m}$)土壤有机碳储量时也发现, 自 1987~2007 年, 该地区盐沼分布面积减少了 53.0% , 表层土壤有机碳存储量下降了 46.4% . 这说明自然湿地面积减少是湿地土壤有机碳储量减少的主要原因. 此外, 滩涂围垦还会使本来处于厌氧环境的湿地土壤暴露于大气, 加速了土壤有机碳分解和 CO_2 向大气中的释放. 所以, 需要全面摸清围垦所导致的湿地利用方式改变对蓝碳生态系统分布的影响, 才能量化其对我国滨海盐沼湿地碳汇功能的影响.

3.2 资源过度利用

沿海地区资源利用主要包括禽畜养殖、水产资源

开发和沿海泥沙挖掘等诸多方面。例如, 由于白骨壤和秋茄等红树植物可作为牛、羊的补充饲料, 因此沿海地区居民喜欢在红树林湿地林区放养牛羊与家禽; 甚至在已被列入国际重要湿地名录的东寨港国家级自然保护区, 仍存在围塘养殖及禽畜养殖这种不合理的开发利用模式^[69]。牛羊的践踏使不少地方人工造林彻底失败, 其啃食也使湿地红树林出现矮化和稀疏化趋势, 群落难以自然更新^[70]; 放牧也同样对盐沼生态系统造成类似的影响。海草床分布的水域渔业资源丰富, 捕捞时所用的渔网(围网、四角网、拖网、三层刺网)和非法渔业现象(炸鱼、毒鱼和电鱼)会严重破坏海草床生境, 从而使海草大量减少。此外, 潮间带滩涂大量开发插桩养殖牡蛎, 在养殖过程中也会严重破坏海草的生长环境^[71,72]。另一方面, 在生物资源的利用过程中, 采收者通常会对生态系统中有经济价值的物种进行选择性的收获, 该行为会导致生态系统组成和结构的改变, 从而通过营养级联效应降低生态系统的生产力, 最终削弱蓝碳生态系统的固碳潜力^[73]。

3.3 水体污染

中国近岸海域环境质量公报显示, 2014 年我国 415 个直排海污染源污水排放总量为 63.11 亿吨, 其中, 氨氮 1.48 万吨、总磷 3126 吨、4 种重金属(汞、六价铬、铅、镉)排放总量为 8.56 吨。

污染引起的水体环境恶化和富营养化对固碳的影响是多方面的。一方面, 富营养化导致的外源营养物质输入促进了浮游生物的生长, 增加了水体对 CO_2 吸收和碳埋藏^[74]。在中国, 近海的碳固定普遍受到氮磷输入的影响, 在渤海、黄海、东海和南海, 外源氮、磷的输入对碳固定的贡献率分别为 46%、45%、11%和 59%^[75]。另一方面, 水体氮的富营养化可能导致蓝碳生态系统的丧失^[76], 其机制是生态系统中氮的增加导致了植物生物量分配策略的改变, 使投入地下部分的生物量比例降低, 生态系统因此易受侵蚀而退化, 使生态系统丧失固碳功能。同时, 当外源氮、磷输入过量时, 会造成水体富营养化, 引发赤潮, 使海岸带生态环境受到严重的破坏, 间接影响海岸带生态系统的碳汇功能。此外, 有研究认为, 在受工业和城市废水、农业施肥和灌溉余水以及养殖废水输入的影响下, 莱州湾南岸滨海湿地已基本不再具备积累有机碳、减缓温室效应的功能^[77]。红树和海草虽然能

积累一定量的重金属, 但当超过其耐受力时也会导致死亡, 进而破坏原有的生物群落结构。重金属污染对海岸带蓝碳生态系统的影响也已引起了人们的关注, 陈石泉等人^[78]对海南省海草床分布区新村港水域进行了调查分析, 认为该水域重金属污染程度为轻度生态危害。李柳强^[79]的研究表明, 若以综合污染指数评价, 6 种重金属(铬、铜、锌、砷、镉、铅)在我国红树林的主要分布区总体上处于中度污染水平。

3.4 海平面上升

在 1993~2010 年间, 全球海平面上升速率为 3.2 mm 年⁻¹^[64], 而过去 70 年来, 人工岸线已占我国大陆海岸线的 60 以上%^[80], 这意味着海平面的上升将增加滨海湿地被淹没的风险。同时, 大坝建设使河流的入海泥沙急剧减少, 加剧了自然变化对河口三角洲的侵蚀。栾维新和崔红艳^[81]指出, 到 2030 年辽河口三角洲海平面将上升达 130 mm, 在平均大潮高潮位、历史最高潮位和百年一遇高潮位背景下, 河流、滩涂和芦苇滩地等类型的滨海湿地被海水淹没的总面积将分别达到 740, 1356 和 1411 km²。此外, 红树林属于陆地向海洋过度的特殊生态系统, 对海平面上升也极为敏感。应用数学模型进行的模拟发现^[82], 在 IPCC 的 RCP8.5 排放情景下, 广西铁山港红树林栖息地面积将显著减少, 到 2100 年, 中、高潮滩红树林面积将分别减少 49.4%和 60.2%。因此, 提高气候变化预测模型的精确度将有助于对潜在受威胁区域的甄别, 以便提前采取有的放矢的保护措施。

4 中国海岸带蓝碳潜力的维持

蓝碳潜力的维持既需要对现有海岸带蓝碳生态系统分布区域进行保护和管理, 也需要对受损区域进行最大程度的恢复; 还需要建立相应的生态补偿机制, 利用经济手段, 避免人为过度开发。全球范围内, 红树林已被纳入减少毁林和森林退化引起的排放(Reduced Emission from Deforestation and Degradation, REDD)计划, 并已在多个国家成功实践。维持我国海岸带生态系统的结构和功能完整性将有助于蓝碳潜力的提升, 增强在全球碳交易体系中的话语权, 将对我国生态环境的保护和经济发展带来长久的益处。

4.1 蓝碳生态系统的保护与管理

我国海岸带生态系统保护与管理由多个政府部门共同参与, 如海监、海事、渔政、环保、林业等, 该管理体制的特点在于各部门可以为海岸带生态系统提供不同的专业技术服务, 并且建立了诸多自然保护区。例如, 我国现有红树林自然保护区 34 个, 保护区总面积达 1238.2 km²^[83]。海草床保护区数量相对较少, 大陆地区仅 2 个(即广东湛江雷州海草保护区和海南陵水新村港与黎安港海草特别保护区), 1 个国际示范区(即广西合浦海草国际示范区)和 1 个种质资源保护区(即山东荣成市楮岛藻类种质资源保护区, 其中大叶藻分布面积为 4 km²)。目前, 我国并未将整个滨海盐沼湿地纳入统一的保护计划, 但根据报道^[84], 大陆地区每个沿海省市都拥有国家级湿地自然保护区, 其中以盐沼湿地为主体且较为著名的有山东黄河三角洲国家级自然保护区、上海崇明东滩鸟类国家级自然保护区和福建闽江河口湿地国家级自然保护区等。

由于我国海岸带蓝碳生态系统受到的主要威胁来源于人为活动, 因此, 加强宣传教育, 提高公众意识是中国海岸带蓝碳生态系统保护工作的重要举措。例如, 广西红树林中心在 2008~2010 年承担了联合国发展署与中国政府合作项目“南中国海生物多样性管理”广西示范区子项目, 积极开展红树林科普宣教工作, 取得了良好的效果^[11]。同时, 积极开展国际合作也有助于先进保护理念和思想的传播和吸收。在“扭转南中国海及泰国湾环境退化趋势项目”中, 我国参加了红树林、海草、湿地和防治陆源污染 4 个专题, 并取得了丰硕的成果^[85], 这也是目前有关海岸带蓝碳生态系统保护工作最为全面的国际合作项目。

值得注意的是, 我国已通过自然保护区的建立, 在蓝碳生态系统的保护方面做了很多工作, 取得了有目共睹的成效。但这些保护区基本以生物多样性为保护对象, 而以蓝碳保护为目的的保护计划和措施尚未提上议事日程。所以, 我国需尽快启动蓝碳生态系统的保护行动计划, 查清本底, 评估蓝碳潜力及其区域差异, 甄别蓝碳保护的优先区域, 尽快建立相应的保护区和保护网络, 从而为我国海岸带蓝碳潜力的维持、发挥和提升提供保障。

4.2 蓝碳生态系统的恢复

蓝碳生态系统的恢复有助于减少额外的 CO₂ 排放, 并能提升固碳潜力。我国红树林生态恢复基本上以人工造林为主, 涉及宜林地选择、树种选择与引种、栽培技术的应用、植后管护及监测 4 个方面。该实践始于 20 世纪 50 年代中后期, 主要为一些零星、自发的生产性造林^[86]。直到 1991 年, 政府才把红树林造林和经营技术研究列入国家科技攻关研究专题, 标志着我国红树林生态系统恢复和发展研究进入了一个新时期^[87]。通过分析红树林面积的变化可知, 在 1990~2010 年间, 中国红树林总面积趋于稳定, 随着人们对红树林生态系统服务价值认识的不断提高, 在随后的 3 年内(2010~2013), 红树林面积由 207.76 km² 迅速增加至 328.34 km², 增幅达 58%^[9]。

早期海草床生态恢复是通过恢复生境来实现的, 通过保护、改善或者模拟生境, 借助海草的自然繁殖, 来达到逐步恢复的目的, 实质上是海草床的自然恢复^[88]。人工恢复包括种子法和移植法。种子法是利用海草的有性繁殖方式实现受损海草床的修复, 它对种子供给海草床干扰小, 播种成本低, 劳动力需求少, 是规模化海草床修复和深水水域海草床修复的首选方法^[89], 值得进一步推广。移植法则利用了海草的恢复和扩张机制——无性繁殖方式^[90]。该方法较为成功的案例是广西海草床的修复, 合浦儒艮国家级自然保护区在 700 m² 的范围内通过小规模移植恢复贝克喜盐草(*Halophila beccarii*)、矮大叶藻(*Zostera japonica*)和喜盐草, 移植 3 个月后, 成活率分别为 98.3%, 14.7% 和 9.3%^[71]。

滨海盐沼的生态恢复包括湿地生境的恢复, 湿地生物多样性的恢复和湿地生态系统结构与功能的恢复。黄河三角洲滨海盐渍区芦苇湿地恢复工程属于典型的滨海盐沼湿地恢复案例。在该项目实施过程中, 首先恢复水文条件, 引黄河水恢复地表径流, 促进排盐; 同时, 整平并改造微地形, 增加蓄水量, 不影响鱼、虾、蟹的正常生存, 促进水生动物种群的恢复; 植被修复时则利用了芦苇无性繁殖的根状茎, 再辅以人工培植技术, 使得整个工程取得了良好的效果^[91]。

4.3 生态补偿机制建设

生态补偿机制是缓解海岸带开发的短期效益与

可持续发展间矛盾的有效环境经济政策,对于明确界定生态保护者与受益者权利义务和促进欠发达地区贫困人口共享改革发展成果具有重要意义。在2014年修订后颁布的环境保护法中,我国首次将建立健全生态补偿制度纳入立法中,为海岸带生态补偿制度的建立提供了法律支持。以浙江省为例,舟山市龙湾区海洋与渔业局按照《温州市海洋工程生态补偿验收流程》,协助业主单位对甬台温高速公路相关工程段采取人工种植红树林的生态修复措施,共计种植秋茄胚轴 83069 株,补偿金额 33.16 万元^[92],成为近年来通过生态补偿机制修复海岸带蓝碳生态系统的成功案例。

生态补偿机制需综合考虑生态系统服务价值、生态保护成本和发展机会成本,对受偿对象给予合理补偿。其中,生态系统服务价值评估能够以货币化的形式体现海岸带生态系统的综合价值。在已有的研究中,我国红树林生态系统服务价值的评估较多^[93-95],覆盖了广东(含香港)、广西和海南等地区。据中国统计年鉴的数据显示,红树林生态系统服务价值为 1.34×10^7 元 km^{-2} 年⁻¹。海草床生态系统服务价值的评估较少,以广西合浦地区为例^[96],该地区的海草床生态系统服务价值为 6.29×10^7 元 km^{-2} 年⁻¹。盐沼则被纳入了滨海湿地生态系统服务价值的整体评价中。例如,长江三角洲海岸带^[97],2008年的湿地生态系统服务价值为 0.79×10^7 元 km^{-2} 。因此,加强海岸带蓝碳生态系统的生态系统服务价值评估,将有利于我国海岸带生态补偿机制的建设和完善,进而促进蓝碳生态系统的保护。

5 中国海岸带蓝碳领域亟待研究的问题

5.1 中国滨海湿地典型生态系统碳循环特征和蓝碳汇/源形成与驱动机制

这是蓝碳研究的核心科学问题之一,值得研究的方面包括:通过定位监测与野外实验定量分析蓝碳生态系统净初级生产力的形成与分配、动态变化与空间异质性的特征与成因,明确系统碳库各组分的空间特征与时间动态以及湿地食物网结构与次级生产力,定量凋落物与土壤有机质分解特征与动态、温室气体(CO_2 , CH_4 和 N_2O)的界面交换特征与动态,解析生态系统水平碳输入的来源、种类与通量,确定植

物及群落结构特征对碳捕集和有机质沉积的影响;此外,需要阐明我国滨海湿地生态系统碳过程的基本规律和特异性、驱动蓝碳汇/源格局变化的关键因素与机制、水平碳交换及系统外沉积过程的碳足迹,解析环境变化、植物群落演替及微型生物变化对生态系统碳库的影响,以及滩涂沉积过程与碳埋藏途径对湿地碳库时空格局的影响与调控。

5.2 蓝碳潜力在区域和国家尺度碳平衡中的贡献

蓝碳生态系统的重要性只有通过量化其对碳平衡的贡献才能得到认知。为此,我国需开展的工作包括:通过对盐沼、红树林和海草床生态系统生产力与碳过程的数据整理与融合,建立中国蓝碳的空间格局与动态数据库;开发有自主知识产权的海岸带蓝碳生态系统碳过程模型,并与国际同类模型进行对比分析;在生态系统、区域和全国尺度上评价中国蓝碳通量及其对国家碳平衡的贡献;通过情景分析,确定中国蓝碳资源的敏感区和主要贡献区。

5.3 区域发展和气候变化对中国未来蓝碳潜力演变的影响

人类活动的强度直接影响着蓝碳潜力的发挥,所以有必要通过时间序列分析并结合野外实验途径,陆海统筹地研究入海河流携带碳氮通量及营养元素组成与总量的时空格局分析,上游流域保护与管理、大型水利工程与河口整治工程对陆源入海碳氮通量及沉积格局的影响,以及入海氮、磷通量和水污染对海、河过渡带植被生产力的影响。沿海地区是人类活动强度和频度最高的区域,围垦、农业耕作与养殖、城市化以及湿地转化等是最为常见的干扰方式。为了认识我国未来的蓝碳潜力,需要开展的研究工作主要包括:比较湿地与新转化生态系统间生产力形成、碳分解过程与碳库特征的差异;分析盐沼、红树林和海草床生态系统的退化与恢复过程中生产力特征演变;评价生物入侵对湿地生态系统生产力、碳平衡和系统稳定性的影响。此外,研究工作还应结合全球气候变化、中国沿海发展和人类活动情景,预测全球升温、海面上升、海洋酸化与营养元素富集,以及土地利用变化下中国蓝碳潜力的未来变化趋势,进而提出人类活动不可避免条件下维持中国蓝碳潜力的地学、生态学和经济学途径。

5.4 为发挥蓝碳潜力应进行优先保护的区域和关键修复管理措施

健康的蓝碳生态系统是发挥蓝碳潜力的前提, 所以亟待基于国土资源清查和卫星遥感大数据集以及长期定点监测工作, 分析中国海岸带环境变迁、土地利用类型转化与格局演变, 基于盐沼和红树林分

布格局和固碳潜力以及中国近海海草床生态系统分布与健康状态, 确定优先保护和管理修复区域, 提出不同情境下提升蓝碳生态系统碳汇潜力的关键途径并制定政策保障措施, 完善生态补偿机制, 充分发挥我国滨海蓝碳生态系统在减缓气候变化和国家碳减排战略中的贡献。

参考文献

- 1 Frame D J, Stone D A. Assessment of the first consensus prediction on climate change. *Nat Clim Change*, 2013, 3: 357–359
- 2 Nellemann C, Corcoran E, Duarte C M, et al. Blue carbon. A rapid response assessment. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal. 2009
- 3 Mcleod E, Chmura G L, Bouillon S, Salm R, et al. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Front Ecol Environ*, 2011, 9: 552–560
- 4 Herr D, Pidgeon E, Laffoley D, et al. Blue carbon. Policy framework 2.0: based on the discussion of the international blue. Gland: IUCN and Arlington, USA: CI. 44, 2012
- 5 Pendleton L, Donato D C, Murray B C, et al. Estimating global “Blue Carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS ONE*, 2012, 7: e43542
- 6 Duarte C M, Losada I J, Hendriks I E, et al. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nat Clim Change*, 2013, 3: 961–968
- 7 章海波, 骆永明, 刘兴华, 等. 海岸带蓝碳研究及其展望. *中国科学: 地球科学*, 2015, 45: 1641–1648
- 8 Davis L J, Currin C A, O’Brien C, et al. Living Shorelines: Coastal Resilience with a Blue Carbon Benefit. *PLoS ONE*, 2015, 10: e0142595
- 9 贾明明. 1973–2013 年中国红树林动态变化遥感分析. 博士学位论文. 北京: 中国科学院大学, 2014. 1–128
- 10 廖宝文, 张乔民. 中国红树林的分布、面积和树种组成. *湿地科学*, 2014, 12: 435–440
- 11 范航清, 黎广钊, 周浩郎, 等. 广西北部湾典型海洋生态系统——现状与挑战. 北京: 科学出版社, 2015
- 12 王文卿, 王瑁. 中国红树林. 北京: 科学出版社, 2007
- 13 韩秋影, 施平. 海草生态学研究进展. *生态学报*, 2008, 28: 5561–5570
- 14 潘金华, 江鑫, 赛珊, 等. 海草场生态系统及其修复研究进展. *生态学报*, 2012, 32: 6223–6232
- 15 郑凤英, 邱广龙, 范航清, 等. 中国海草的多样性、分布及保护. *生物多样性*, 2013, 21: 517–526
- 16 陈石泉, 王道儒, 吴钟解, 等. 海南岛东海岸海草床近 10a 变化趋势探讨. *海洋环境科学*, 2015, 34: 48–53
- 17 王卿, 汪承焕, 黄沈发, 等. 盐沼植物群落研究进展: 分布、演替及影响因子. *生态环境学报*, 2012, 21: 375–388
- 18 关道明. 中国滨海湿地. 北京: 海洋出版社, 2012
- 19 Zuo P, Zhao S H, Liu C, et al. Distribution of *Spartina* spp. along China’s coast. *Ecol Eng*, 2012, 40: 160–166
- 20 牛振国, 张海英, 王显威, 等. 1978–2008 年中国湿地类型变化. *科学通报*, 2012, 57: 1400–1411
- 21 Bertness M D, Ewanchuk P J, Silliman B R. Anthropogenic modification of New England saltmarsh landscapes. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2002, 99: 1395–1398
- 22 Li B, Liao C Z, Zhang X D, et al. *Spartina alterniflora* invasions in the Yangtze River estuary, China: an overview of current status and ecosystem effects. *Ecol Eng*, 2009, 35: 511–520
- 23 Adame M F, Santini N S, Tovilla C, et al. Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. *Biogeosciences*, 2015, 12: 3805–3818
- 24 Bu N S, Qu J F, Zhao H, et al. Effects of semi-lunar tidal cycling on soil CO₂ and CH₄ emissions: a case study in the Yangtze river estuary, China. *Wetl Ecol Manag*, 2015, 23: 1–10
- 25 Lehman P W, Mayr S, Liu L, et al. Tidal day organic and inorganic material flux of ponds in the liberty island freshwater tidal wetland. *SpringerPlus*, 2015, 4: 1–15
- 26 曹磊, 宋金明, 李学刚, 等. 滨海盐沼湿地有机碳的沉积与埋藏研究进展. *应用生态学报*, 2013, 24: 2040–2048
- 27 张莉, 郭志华, 李志勇. 红树林湿地碳储量及碳汇研究进展. *应用生态学报*, 2013, 24: 1153–1159
- 28 毛子龙, 杨小毛, 赵振业, 等. 深圳福田秋茄红树林生态系统碳循环的初步研究. *生态环境学报*, 2012, 21: 1189–1199

- 29 Komiyama A, Ong J E, Pongpam S. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: a review. *Aquat Bot*, 2008, 89: 128–137
- 30 Liu H X, Ren H, Hui D F, et al. Carbon stocks and potential carbon storage in the mangrove forests of China. *J Environ Manage*, 2014, 133: 86–93
- 31 Jin L, Lu C Y, Ye Y, et al. Soil respiration in a subtropical mangrove wetland in the Jiulong river estuary, China. *Pedosphere*, 2013, 23: 678–685
- 32 Yang J, Gao J, Liu B, et al. Sediment deposits and organic carbon sequestration along mangrove coasts of the Leizhou Peninsula, southern China. *Estuar Coast Shelf S*, 2014, 136: 3–10
- 33 Alongi D M, Mukhopadhyay S K. Contribution of mangroves to coastal carbon cycling in low latitude seas. *Agr Forest Meteorol*, 2014, 213: 266–272
- 34 Furukawa K, Wolanski E. Sedimentation in mangrove forests. *Mangroves Salt Marshes*, 1996, 1: 3–10
- 35 Ramanathan A L, Rajkumar K, Majumdar J, et al. Textural characteristics of the surface sediments of a tropical mangrove Sundarban ecosystem India. *Indian J Mar Sci*, 2009, 38: 397–403
- 36 Breithaupt J L, Smoak J M, Iii T J S, et al. Organic carbon burial rates in mangrove sediments: strengthening the global budget. *Global Biogeochem Cy*, 2012, 26: 156–169
- 37 Chen L, Zeng X, Tam N F Y, et al. Comparing carbon sequestration and stand structure of monoculture and mixed mangrove plantations of *Sonneratia caseolaris* and *S. apetala* in Southern China. *Forest Ecol Manag*, 2012, 284: 222–229
- 38 Guest M A, Connolly R M, Lee S Y, et al. Mechanism for the small-scale movement of carbon among estuarine habitats: organic matter transfer not crab movement. *Oecologia*, 2006, 148: 88–96
- 39 张显良. 碳汇渔业与渔业低碳技术展望. *中国水产*, 2011, 5: 8–11
- 40 岳冬冬. 海带养殖结构变动与海藻养殖碳汇量核算的情景分析. *福建农业学报*, 2012, 27: 432–436
- 41 卢振彬, 方民杰, 杜琦. 厦门大嶼岛海域紫菜、海带养殖容量研究. *南方水产*, 2007, 4: 52–59
- 42 Huang Y H, Lee C L, Chung C Y, et al. Carbon budgets of multispecies seagrass beds at Dongsha Island in the South China Sea. *Mar Environ Res*, 2015, 106: 92–102
- 43 黄衍勋. 东沙海域海草的生产力与碳收支. 硕士学位论文. 台中: 中兴大学, 2012
- 44 Russell B D, Connell S D, Uthicke S, et al. Future seagrass beds: can increased productivity lead to increased carbon storage. *Mar Pollut Bull*, 2013, 73: 463–469
- 45 Kennedy H, Beggins J, Duarte C M, et al. Seagrass sediments as a global carbon sink: isotopic constraints. *Global Biogeochem Cy*, 2010, 24: gb4026
- 46 Nepf H M, Vivoni E R. Flow structure in depth-limited, vegetated flow. *J Geophys Res Oceans*, 2000, 105: 28547–28557
- 47 Granata T C, Serra T, Colomer J, et al. Flow and particle distributions in a nearshore seagrass meadow before and after a storm. *Mar Ecol Prog Ser*, 2001, 218: 95–106
- 48 Hendriks I E, Sintès T, Bouma T J, et al. Experimental assessment and modeling evaluation of the effects of seagrass (*Posidonia oceanica*) on flow and particle trapping. *Mar Ecol-Prog Ser*, 2008, 356: 163–173
- 49 Duarte C M, Kennedy H, Marbà N, et al. Assessing the capacity of seagrass meadows for carbon burial: current limitations and future strategies. *Ocean Coast Manage*, 2013, 83: 32–38
- 50 Sousa A I, Lillebø A I, Pardal M A, et al. Productivity and nutrient cycling in salt marshes: contribution to ecosystem health. *Estuar Coast Shelf S*, 2010, 87: 640–646
- 51 Xiao J F, Sun G, Chen J Q, et al. Carbon fluxes, evapotranspiration, and water use efficiency of terrestrial ecosystems in china. *Agr Forest Meteorol*, 2013, 182: 76–90
- 52 张绪良, 张朝晖, 徐宗军, 等. 黄河三角洲滨海湿地植被的碳储量和固碳能力. *安全与环境学报*, 2012, 12: 145–149
- 53 Beaumont N J, Jones L, Garbutt A, et al. The value of carbon sequestration and storage in coastal habitats. *Estuar Coast Shelf S*, 2014, 137: 32–40
- 54 曹磊, 宋金明, 李学刚, 等. 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*, 2013, 33: 5141–5152
- 55 梅雪英, 张修峰. 长江口典型湿地植被储碳、固碳功能研究——以崇明东滩芦苇带为例. *中国生态农业学报*, 2008, 16: 269–272
- 56 索安宁, 赵冬至, 张丰收. 我国北方河口湿地植被储碳、固碳功能研究——以辽河三角洲盘锦地区为例. *海洋学研究*, 2010, 28: 67–71
- 57 Yan Y, Zhao B, Chen J Q, et al. Closing the carbon budget of estuarine wetlands with tower-based measurements and MODIS time series. *Global Change Biol*, 2008, 14: 1690–1702
- 58 Bu N S, Qu J F, Li Z L, et al. Effects of *Spartina alterniflora* invasion on soil respiration in the yangtze river estuary, China. *PLoS ONE*,

- 2015, 10: e0121571
- 59 Yuan J J, Ding W X, Liu D Y, et al. Methane production potential and methanogenic archaea community dynamics along the *Spartina alterniflora* invasion chronosequence in a coastal salt marsh. *Appl Microbiol Biot*, 2014, 98: 1817–1829
 - 60 Yang W, Zhao H, Chen X, et al. Consequences of short-term C₄ plant *Spartina alterniflora* invasions for soil organic carbon dynamics in a coastal wetland of eastern China. *Ecol Eng*, 2013, 61: 50–57
 - 61 Zhou L, Yin S, An S, et al. *Spartina alterniflora* invasion alters carbon exchange and soil organic carbon in eastern salt marsh of China. *Clean-Soil Air Water*, 2015, 43: 569–576
 - 62 Hopkinson C S, Cai W J, Hu X P. Carbon sequestration in wetland dominated coastal systems—a global sink of rapidly diminishing magnitude. *Curr Opin Env Sust*, 2012, 4: 186–194
 - 63 Fourqurean J W, Duarte C M, Kennedy H, et al. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nat Geosci*, 2012, 5: 505–509
 - 64 IPCC. Summary for policymakers. In: Edenhofer O, Pichs-Madruga R, Sokona Y, et al., 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, 2014. 1–31
 - 65 Ma Z J, Melville D S, Liu J G, et al. Ecosystems management rethinking China's new great wall. *Science*, 2014, 346: 912–914
 - 66 Yang S L, Chen J Y. Coastal salt marshes and mangrove swamps in China. *Chin J Oceanol Limnol*, 1995, 13: 318–324
 - 67 张绪良, 张朝晖, 徐宗军, 等. 莱州湾南岸滨海湿地的景观格局变化及累积环境效应. *生态学杂志*, 2009, 28: 2437–2443
 - 68 许振, 左平, 王俊杰, 等. 土地利用变化对盐城滨海湿地土壤有机碳库的影响. *海洋通报*, 2014, 33: 444–450
 - 69 王丽香. 海南红树林保护法律制度研究. 硕士学位论文. 海口: 海南大学, 2014. 1–35
 - 70 黎遗业, 黄新颖, 陈冬梅. 广西红树林湿地系统的生态开发与保护. *广西农业科学*, 2008, 39: 248–251
 - 71 吴瑞, 王道儒. 海南省海草床现状和生态系统修复与重建. *海洋开发与管理*, 2013, 6: 69–72
 - 72 王道儒, 吴钟解, 陈春华, 等. 海南岛海草资源分布现状及存在威胁. *海洋环境科学*, 2012, 31: 34–38
 - 73 Atwood T B, Connolly R M, Ritchie E G, et al. Predators help protect carbon stocks in blue carbon ecosystems. *Nat Clim Change*, 2015, 5: 1038–1045
 - 74 Cotovicz L C, Knoppers B A, Brandini N, et al. A strong CO₂ sink enhanced by eutrophication in a tropical coastal embayment (Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil). *Biogeosciences*, 2015, 12: 6125–6146
 - 75 Gao Y, He N P, Yu G R, et al. Impact of external nitrogen and phosphorus input between 2006 and 2010 on carbon cycle in China seas. *Re Environ Change*, 2015, 15: 631–641
 - 76 Deegan L A, Johnson D S, Warren R S, et al. Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss. *Nature*, 2012, 490: 388–392
 - 77 张绪良. 莱州湾南岸滨海湿地的退化及其生态恢复、重建研究. 博士学位论文. 青岛: 中国海洋大学, 2006. 1–185
 - 78 陈石泉, 张光星, 吴钟解, 等. 新村港表层沉积物重金属分布特征及污染评价. *海洋湖沼通报*, 2014, 4: 144–152
 - 79 李柳强. 中国红树林湿地重金属污染研究. 硕士学位论文. 厦门: 厦门大学, 2008. 1–110
 - 80 Wu T, Hou X Y, Xu X L. Spatio-temporal characteristics of the mainland coastline utilization degree over the last 70 years in China. *Ocean Coast Manage*, 2014, 98: 150–157
 - 81 栾维新, 崔红艳. 基于 GIS 的辽河三角洲潜在海平面上升淹没损失评估. *地理研究*, 2004, 23: 805–814
 - 82 李莎莎. 海平面上升影响下广西海岸带红树林生态系统脆弱性评估. 博士学位论文. 上海: 华东师范大学, 2014. 1–93
 - 83 傅秀梅, 王亚楠, 邵长伦, 等. 中国红树林资源状况及其药用研究调查 II. 资源现状、保护与管理. *中国海洋大学学报*, 2009, 39: 705–711
 - 84 郑姚闽, 张海英, 牛振国, 等. 中国国家级湿地自然保护区保护成效初步评估. *科学通报*, 2012, 57: 207–230
 - 85 吴险峰, 韩鹏. 我国海洋环境保护国际合作现状与展望. *环境保护*, 2006, 20: 68–70
 - 86 郑德璋, 廖宝文, 郑松发, 等. 红树林主要树种造林与经营技术研究. 北京: 科学出版社, 1999
 - 87 郑德璋, 李玫, 郑松发, 等. 中国红树林恢复和发展研究进展. *广东林业科技*, 2003, 19: 10–14
 - 88 李森, 范航清, 邱广龙, 等. 海草床恢复研究进展. *生态学报*, 2010, 30: 2443–2453
 - 89 刘燕山, 张沛东, 郭 栋, 等. 海草种子播种技术的研究进展. *水产科学*, 2014, 33: 127–132
 - 90 范航清, 邱广龙, 石雅君, 等. 中国亚热带海草生理生态学研究. 北京: 科学出版社, 2011
 - 91 林光辉, 刘长安, 冯建祥, 等. 滨海湿地生态修复技术及其应用. 北京: 海洋出版社, 2014
 - 92 陈克亮, 张继伟, 陈凤桂, 等. 中国海洋生态补偿制度建设. 北京: 海洋出版社, 2015
 - 93 李跃林, 宁天竹, 徐华林, 等. 深圳湾福田保护区红树林生态系统服务功能价值评估. *中南林业科技大学学报*, 2011, 31: 41–49
 - 94 蒋隽. 广西典型区红树林生态系统价值评价. 硕士学位论文. 桂林: 广西师范大学, 2013. 1–66

- 95 何海军, 温家声, 张锦炜, 等. 海南红树林湿地生态系统服务价值评估. 生态经济, 2015, 31: 145–149
- 96 韩秋影, 黄小平, 施平, 等. 广西合浦海草床生态系统服务功能价值评估. 海洋通报, 2007, 26: 33–38
- 97 徐冉, 过仲阳, 叶属峰, 等. 基于遥感技术的长江三角洲海岸带生态系统服务价值评估. 长江流域资源与环境, 2011, 20: 87–93

Preliminary Analysis of C Sequestration Potential of Blue Carbon Ecosystems on Chinese Coastal Zone

ZHOU ChenHao¹, MAO QinYu¹, XU Xiao¹, FANG ChangMing¹, LUO YongMing² & LI Bo¹

1 Ministry of Education Key Laboratory for Biodiversity Science and Ecological Engineering, Institute of Biodiversity Science at Fudan University, Shanghai 200438, China;

2 Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai 264003, China

Coastal blue carbon ecosystems can efficiently sequester carbon, which has the potential to mitigate increases in atmospheric CO₂ concentration. In this paper, we analyzed the C sequestration potential of blue carbon ecosystems—mangroves, seagrass meadows, and saltmarshes—on Chinese coasts based on the existing literature and data and reviewed why these ecosystems have high sequestration rates. Our results showed that Chinese coastal blue carbon ecosystems could bury 0.349–0.835 Tg carbon annually over a total habitat area of 1623–3850 km². However, the blue carbon ecosystems of China are rapidly degrading because of human activities such as land reclamation, environmental pollution, resource overexploitation, and climate change (particularly sea level rise). Therefore, conservation and restoration actions are urgently needed to develop, maintain, and enhance the sequestration potentials of these blue carbon ecosystems. Finally, we suggest issues related to the management of Chinese blue carbon ecosystems and their potential for mitigating impending climate change that must be addressed in the future.

coastal zone, seagrass meadows, mangroves, blue carbon, saltmarshes, China

doi: 10.1360/N052016-00105