中国海岸带及近海碳循环与蓝碳潜力*

王秀君[1]　章海波[2]　韩广轩[2]

1 北京师范大学全球变化与地球系统科学研究院 北京 100875

2 中国科学院烟台海岸带研究所 烟台 264003

摘要　中国有很长的海岸线和辽阔的近海海域，生态系统丰富，有巨大的固碳、储碳潜力。由于自然过程、人类活动多重胁迫，中国海岸带和近海的碳汇过程具有显著的复杂性和不确定性。文章以蓝碳生态系统及碳汇过程为核心，围绕海岸带及近海关键碳循环过程，探讨碳源和碳汇的变化规律，分析国内外研究现状及发展趋势，提出拟解决的科学问题、未来的研究方向及应采取的研究方法和方案。

关键词　蓝碳，海岸带，近海，碳循环

DOI　10.16418/j.issn.1000-3045.2016.10.012

“蓝碳”（Blue Carbon）是指通过海洋和海岸带生态系统吸收并固存的碳，其储存形式主要包括生物碳（Biological Biomass）和沉积物碳。“蓝碳”的概念涵盖了海岸带、湿地、沼泽、河口、近海、浅海和深海等海洋生境的碳汇。近10多年，由于人类对海底生态系统（如海草）和滨海湿地生态系统（如红树林、盐沼）较强碳汇功能的认识，并将其与“失碳汇”（Missing Carbon Sink）相关联，“蓝碳”的研究重心已偏向于海岸带及陆架海“蓝碳”[1]。

中国拥有1.8万公里的大陆海岸线，200多万平方公里的大陆架。中国近海总面积达470多万平方公里，包括渤海、黄海、东海和南海，其中渤海、黄海为半封闭的陆架浅海，东海是中国陆架最宽的边缘海，其陆架面积占总面积的1/3。中国海岸带分布各类滨海湿地，除了浅海水域、潮下水生层和珊瑚礁，还包括潮间红树林沼泽、盐水沼泽、海岸性咸水湖/淡水湖、河口水域和三角洲湿地等，其面积为5.94万平方公里，占中国湿地面积的15.4%。

中国海岸带及其陆架海固碳能力、储碳潜力远大于相同气候带的陆地生态系统和大洋生态系统。但由于沿海地区人口密集、人类活动强烈，不仅影响海岸带生物固碳过程，同时对近海碳循环的生物地球化学过程产生多方面的影响。另外，气候变化效应（如海平面上升、温度升高和海洋酸化等）会加剧对这些地区蓝碳生态系统的影响，直接或间接地影响碳汇过程。本文围绕海岸带及近海关键碳循环过程，分析国内外研究现状及发展趋势，结合中国海岸带可持续

*资助项目：国家重点基础研究发展计划“973”项目（2013BAC10B01）

修改稿收到日期：2016年9月5日

?1994-2016 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

发展，综合评价陆海统筹下蓝碳累积过程及增汇机制，为国家制订全球变化应对策略与政策提供科学依据。

1 滨海湿地碳汇过程

1.1 红树林固碳与储碳

红树林大多生长在热带、亚热带低能海岸潮间带上部，受周期性潮水浸淹，是以红树植物为主体的常绿灌木或乔木组成的潮滩湿地木本生物群落。红树林的生产力较高，占滨海湿地总生产力的50%[2]；全球红树林总面积仅占全球近海面积的0.5%，但其埋藏在沉积物中的碳占10%—15%[3]。根据印度洋—太平洋地区25个类型的红树林湿地的地上、地下碳储量推算，地上部碳密度平均为159 Mg C ha^{-1}，地下部为地上部的5倍以上，其中绝大部分的碳分布于地下0.5m—3m深的土壤/沉积物中[4]。就全球平均而言，储存在红树林生态系统的总碳量为1 000 Mg C ha^{-1}，其中70%以上固存在土壤中；而光合作用固定的碳在树叶、茎干和根系中的分配比例基本各占1/3[3]。

红树林碳循环的关键过程除了根系分泌物和凋落物在土壤/沉积物中的储存，还包括红树植物群落与大气间的垂直交换和各形态碳向邻近海域的横向输运。根据有关数据估算，全球红树林每年在沉积物中埋藏的碳达18.4 Tg C，向邻近海域输运24±21 Tg C的溶解有机碳（DOC）和21±22 Tg C的颗粒有机碳（POC）[2]。

我国的红树林面积为2.27万公顷，主要分布在广东、广西、福建和海南。中国红树林碳储量为6.91±0.57 Tg C，其中82%存在于表层1 m土壤中，18%来自红树林生物量[5]。目前，国内已经在福建、广东、海南等地建立了红树林涡度相关碳通量观测网络和红树林长期定位研究站，系统探究红树林碳循环过程。据初步估算，中国红树林每年的平均净固碳量超过200 g C m^{-2}，高于全球平均水平174 g C m^{-2}[3]。

1.2 盐沼湿地碳循环过程

盐沼湿地一般分布在温带海滨，盐沼植被根冠比可达1.4—5，有大量的初级生产力所固定的碳被储存在地下生物量中，通过根系周转进入土壤碳库。盐沼湿地具有很高的固碳能力，全球平均净固碳量为218 g C m^{-2}，高于红树林每年的平均净固碳量[3]；其碳的积累速度要远高于泥炭湿地，比陆地森林生态系统高40倍以上[1]。另外，作为陆地和海洋生态系统之间的过渡生态系统类型，潮汐盐沼湿地土壤有机碳在海洋潮汐和地表径流的作用下能够以水溶物形式即溶解有机碳（DOC）进入邻近水域。DOC迁移和输出是盐沼湿地通过水文过程实现土壤碳输出的一个主要途径[6]。

我国盐沼植被生长在渤海、黄海、东海的海滨湿地，主要包括芦苇、碱蓬等盐生植物。我国盐沼植被初级生产力（GPP）总体上不高，平均不到1 000 g C m^{-2} a^{-1}，但生态系统CO_2净吸收量（NEE）相对偏高（表1）。将纬度相近的黄河三角洲与美国圣华金三角洲相比，黄河三角洲盐沼湿地GPP为585 g C m^{-2} a^{-1}—1 004 g C m^{-2}

表1 不同区域盐沼湿地生态系统CO_2净吸收量NEE、初级生产力GPP及其比值

地点/类型	经纬度	测定时间	气温（C°）	降雨量（mm）	NEE（g C m^{-2} a^{-1}）	GPP（g C m^{-2} a^{-1}）	NEE与GPP比值
辽河三角洲芦苇湿地[7,8]	121°54′E 41°08′N	2005	8.3	631	-65	1 257	-0.05
		2006			-230	1 124	-0.2
		2007			-53	925	-0.05
黄河三角洲芦苇湿地[9]	118°59′E 37°46′N	2010年生长季	21.4	494.7	-261	712	-0.37
		2011年生长季	23	496.2	-237	586	-0.40
黄河三角洲潮上带湿地[10]	118°59′E 37°46′N	2011	12	600	–223	653	-0.34
		2012	12	615	–164	772	-0.21
		2013	12.1	634	–247	1 004	-0.25
加拿大安大略湖温带香蒲湿地[11]	75°30′W 45°24′N	2005–2006	7.6	896	–264	831	-0.32
美国萨圣华金三角洲（老区）[12]	121°39′W 38°06′N	2012–2013	15.6	278	-397	1 506	-0.26
美国萨圣华金三角洲（新区）[12]	121°45′W 38°03′N	2012–2013	15	390	-368	2 106	-0.17
美国大沼泽地淡水沼泽[13]	80°35′W 25°26′N	2008	23.7	1 206	–79	468	-0.17
		2009		1 284	–11	456	-0.02
	80°47′W 25°33′N	2009	24.6	1 090	–80	361	-0.22

?1994-2016 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

a^{-1}、NEE 为 164 g C m^{-2} a^{-1}—261 g C m^{-2} a^{-1}，而美国圣华金三角洲 GPP为 1 506 g C m^{-2} a^{-1}—2 106 g C m^{-2} a^{-1}、NEE 为 368 g C m^{-2} a^{-1}—397 g C m^{-2} a^{-1}，相比之下黄河三角洲的光合利用率明显高于美国圣华金三角洲。

1.3 海草床固碳

海草床（Seagrass bed）是继红树林、珊瑚礁以外的一个重要、典型的海洋生态系统，其固碳能力略低于红树林，全球平均为 138±38 g C m^{-2} a^{-1}[3]，高于几乎所有其他类型的海洋生态系统[14]。研究表明，海草是底栖藻类固着和繁衍的一个重要生境，已发现附生微藻种类达 150 种，其中大部分是硅藻[15]。附生生物群落产生的初级生产力甚至可以占到整个海草床的 20%—60%[16]。

海草床生态系统的固碳、储碳过程主要体现在几个方面。首先，海草自身的初级生产力高：海草叶片上，通常附着较多的生物群落，可以进行光合作用因而固碳。海草植物通过光合作用被固定的碳，有一部分会被运输到地下根状茎和根部进行存储。据估算，每年有15%—28% 通过初级生产力固定的碳被长期埋存于海底[17,18]，对海草床中表层沉积物有机碳库的贡献率达到了 50% 左右[19]。另外，海草可以截获大量的有机悬浮颗粒物，并促使它们沉积到海底，长期埋存于沉积物中，是海草固碳的另一条重要途径[20]。封存于海草床沉积物中的有机碳长期处于厌氧状态，其分解率比存储在陆地土壤中的有机碳低，相对稳定。中国海草床分布区主要在南海和黄渤海，现有海草床的总面积约为 8 765 ha[21]。我国这方面的工作刚刚起步，初步研究发现，分布在桑沟湾大叶藻海草床的初级生产力为 543gC m^{-2} a^{-1}[22]。

2 近海碳库与各界面碳通量

2.1 近海水体有机碳库时空格局

近海与陆地生态系统发生强烈的物质和能量交换，成为各类陆源物质（包括有机碳及营养盐）的汇集场所。一方面，陆源有机碳在近海水体中由于缺氧、高盐等不利于微生物降解的环境而使得其周转周期变长，其中颗粒性有机碳（POC）下沉并埋藏于海底沉积物中，而 DOC 被输送到其他海域，变成惰性有机碳，长期存在海水里；另一方面，营养盐的输入使得近海具有较高的生产力——浮游植物通过光合作用吸收 CO_2，将其同化为有机物质（即生物碳、DOC 和 POC），因而，多数陆架海表现为碳汇。

国内近十几年在中国近海开展了一些关于水体中有机碳方面研究。现有研究表明，DOC 和 POC 在中国陆架海有明显的时空变化特征[23]：（1）DOC 浓度为渤海 > 黄海>>东海，距岸越近浓度越高，河口区明显偏高，高值区有明显的陆源贡献。（2）总体上，DOC 浓度在春季高于其他季节，年际变化大于季节变化，季节变化主要是自然过程引起，而年际变化主要是由于人类活动的影响。（3）POC 空间差异和年际变化远不如 DOC 明显，但季节性强，春季高于秋季。中国近海 DOC 和 POC 范围分别为 1.58 mg L^{-1}—3.93 mg L^{-1}、0.21 mg L^{-1}—0.42 mg L^{-1}，明显高于太平洋其他海域（即 DOC <1 mg L^{-1}、POC <0.2 mg L^{-1}），最近几年有增加的趋势，说明海岸带人类活动在加剧。

2.2 沉积物碳埋藏

近海沉积物是碳循环中重要的源与汇：一方面，大气 CO_2 经过一系列生物地球化学过程转化为颗粒性碳，最后沉降到沉积物中，成为重要的“汇”；另一方面，近海的物理和生物化学改造作用会使得上述过程向反方向进行，成为“源”。因此，近海沉积物在碳循环中的作用不可小觑。影响近海沉积物有机碳埋藏富集的主要因素是海洋生物初级生产力、沉积动力环境和海底物理化学条件[24]。

据国内对黄海、渤海和东海的沉积物有机碳相关研究表明，近海表层沉积物总有机碳（TOC）的分布具有明显的空间分布规律。沉积物 TOC 含量由北向南有减少的趋势，在渤海、北黄海、南黄海和东海海域分别为 0.52%—2.09%、0.68%—1.67%、0.21%—0.97% 和 0.2%—0.8%[25-27]。沉积物TOC高值区主要分布在河口区

?1994-2016 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

和泥质区。沉积物 TOC 在中国各大河口差异明显：黄河口为 0.1%—0.85%，长江口 0.35%—0.70%，珠江口 1.2%—2.2%[27-29]。受人类活动影响较重的河口区表层沉积物 TOC 含量较高。莱州湾近岸 0.1%—0.3%，北黄海近岸 0.76%—1.25%，南黄海近岸 0.28%—0.41%，东海近岸 0.32%—0.82%[30,31]。河口区沉积物有机质以陆源为主，近海海域中部地区以水生来源为主，而南黄海及东海北部大部分陆架区域沉积有机质为陆地和海洋混合来源。

2.3 海–气垂直碳通量

现有的研究认为，陆架边缘海总体是大气 CO_2 的汇，全球陆架边缘海每年吸收 CO_2 为 0.21 Pg C—0.45 PgC[32,33]。在季节变化上，多数研究表明春季是大气 CO_2 的汇，夏季为源[34]；在空间分布上，温带海域通常是大气 CO_2 的汇，而亚热带和热带海域通常为大气 CO_2 的源[35]。虽然人们对陆架边缘海碳源汇时空格局有一定认知，但其海气 CO_2 交换通量仍存在着很大的不确定性，高达 50%—70%[36]。

我国从 20 世纪 90 年代初才开始有关于近海海-气界面碳通量的研究。已有的研究结果表明，南海是一个 CO_2 的弱源，每年向大气释放约 18 TgC[37]；东海则是一个强烈的汇，其吸收 CO_2 的强度为 6.9±4.0 mmol C m^{-2} d^{-1}[38]；黄渤海空间差异很大——纯海水区多为 CO_2 的汇，而大河口淡水-咸淡水混合区均为大气 CO_2 的源，一些海湾也表现为大气 CO_2 的源[39]。中国近海海-气 CO_2 交换有明显的季节性，在春季表现为大气 CO_2 的汇，在其他季节存在一定的不确定性。边缘海春季碳汇主要是生物固碳的作用，即适宜的海水温度、营养盐浓度和光照条件促进了浮游生物的光合作用；另一方面，春季海水CO_2 的溶解度明显高于夏季。近海碳循环在其他季节受很多因素的影响，自然过程和人类活动的叠加造成了海-气 CO_2 通量的不确定性。

2.4 陆–海水平方向碳交换

海岸带分布众多大小河流及滨海湿地，河流和湿地向海洋和河口的输送是陆-海水平碳输送的主要途径。最新估算表明，全球河流每年输入海洋的总碳量达 0.85 Pg C，其中有机碳 0.45 Pg C、无机碳 0.40 Pg C[36]。此外，潮汐盐沼湿地土壤有机碳在海洋潮汐和地表径流的作用下能够以水溶物形式 DOC 进入邻近水体，DOC 迁移和输出是盐沼湿地通过水文过程实现陆源碳输出的一个主要途径[40]。研究显示，美国滨海湿地输出到邻近河口的 DOC 通量每年达 180（±12.6）gCm^{-2}[41]，加拿大 Ontario 泥炭沼泽每年的 DOC 输出量达 8.3（±3.7）g C m^{-2}[42]。

我国也开展不少相关研究。结果表明：长江在2004—2008年间平均每年向东海输送溶解无机碳（DIC）1.56×10^7 t[43]，黄海和长江 2009 年向近海输送的 DOC 分别为 3.20×10^4 t 和 1.58×10^6 t，POC 分别 3.89×10^5 t 和 1.52×10^6 t[44]。此外，海底地下水（Submarine Groundwater Discharge，SGD）也是陆地向海洋输送物质的重要通道。研究发现，在南海北部，SGD 虽占珠江径流量的 12%—21%，但其携带的 DIC 每年可能高达（1.84–4.16）$\times10^6$t，相当于珠江 DIC 输入量的 23%—53%[45]，可见 SGD 对近岸碳收支平衡的潜在影响。

3 人类活动对海岸带蓝碳的影响

近几十年来，人口迅速增长和经济快速发展对工农业用地的需求使全球海岸带地区的土地利用发生着剧烈的变化[46]。作为获取新生土地资源的重要手段，围垦是对潮间带湿地影响最大的人为干扰方式。全球潮间带湿地的碳汇功能和碳库储量在过去一个世纪已显著降低，并且未来很有可能在围垦、富营养化等人为干扰下，和海平面上升、气温升高等气候变化要素作用下持续下降[47]。

中国的海岸带占国土面积的 15%，承载着 40% 以上的人口、55% 的经济总量和 70% 的大中城市。近年来，人类活动越发频繁，如围填海、水产养殖、沿海土地开发、流域建库筑坝和工业生产等，对海岸带碳汇功能也造成了很大的影响[48]。海岸带地区的土地开发活动十分剧烈，造成滨海湿地面积的减小、湿地生态系统（比如红树林、海草床、盐藻）退化甚至丧失，而由此引起的

?1994-2016 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

CO_2 排放每年新增 0.45 Pg C a^{-1}，经济损失达到 185 亿美元[48]。例如，中国红树林面积由 40 年前的 4.2×10^4 ha 减少至 1.46×10^4 ha，中国海岸带地区近 70 年来自然岸线已经下降至40% 左右。在黄海和渤海地区，过去 50 多年，围填海等活动已经造成 65% 的潮滩湿地面积消失[49]。此外，流域建库筑坝直接影响入海径流和泥沙量，从而改变了总碳量及不同碳组分输入量，输沙量的减少会导致入海泥沙携带的颗粒性碳通量大幅降低。

4 中国蓝碳展望

中国大陆海岸线漫长，跨越多个气候带，有上千条大小不一的河流入海，分布有河口岸、珊瑚礁岸和红树林岸等各种海岸类型，以及红树林、芦苇群落和碱蓬群落等滨海湿地。这些滨海湿地的固碳、储碳能力很大，而长江、黄河等河口海域既是陆源碳的归属地和中转站，又是利用陆源营养盐来提高生产力从而降低溶解态 CO_2 的重要场所。另一方面，中国有辽阔的陆架海，与陆地生态系统有强烈的物质和能量交换，初级生产力高于大洋，在蓝碳中起到重要作用。

近年来，我国各部门针对海岸带生态系统采取了多项保护措施。例如，我国在滨海湿地建立了数十个红树林保护区、2 个海草床保护区和数个盐沼湿地保护区[50]。虽然这些措施是以保护生物多样性为目的，但蓝碳生态系统的恢复有助于增汇减排。而近些年中国科学家针对我国“蓝色碳汇”，提出更加具体的陆海统筹下的生态工程策略：合理施肥、减少陆源营养盐输入，增加近海碳汇[51]。

中国海岸带、近海蓝碳潜力巨大，但我们对其碳汇过程还停留在对各生境的定性认识上，缺乏定量分析、系统研究和宏观评估。因此，亟需整合国内各领域优势研究队伍，开展多学科交叉研究；融合现场观测—遥感反演—模型模拟等研究手段，系统开展点—面、微观—宏观相结合的相关研究；通过构建陆-海统筹的观测系统和区域碳循环模型，提高对蓝碳增汇机制的科学认识和对未来碳汇强度的预测能力，提升我国在碳循环、全球变化研究领域的国际地位，并为国家制订相关应对策略与政策提供科学依据。

参考文献

1 Mcleod E, Chmura G L, Bouillon S, et al. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO_2. Frontiers in Ecology and the Environment, 2011, 9(10): 552-560.

2 Bouillon S, Borges A V, Castañeda-Moya E, et al. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. Global Biogeochemical Cycles, 2008, 22(2): doi:10.1029/2007gb003052.

3 Alongi D M. Carbon cycling and storage in mangrove forests. Annual Review of Marine Science, 2014, 6(1): 195-219.

4 Donato D C, Kauffman J B, Murdiyarso D, et al. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. Nature Geoscience, 2011, 4(5): 293-297.

5 Liu H, Ren H, Hui D, et al. Carbon stocks and potential carbon storage in the mangrove forests of China. Journal of Environmental Management, 2014, 133: 86-93.

6 曹磊. 山东半岛北部典型滨海湿地碳的沉积与埋藏. 青岛: 中国科学院海洋研究所, 2014.

7 Zhou L, Zhou G, Jia Q. Annual cycle of CO_2 exchange over a reed (Phragmites australis) wetland in Northeast China. Aquatic Botany, 2009, 91: 91-98.

8 周莉. 辽河三角洲芦苇湿地生态系统水碳通量动态及其控制机制. 北京: 中国科学院植物研究所, 2009.

9 Han G, Xing Q, Yu J, et al. Agricultural reclamation effects on ecosystem CO_2 exchange of a coastal wetland in the Yellow River Delta. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2014, 196(1793): 187-198.

10 Han G, Chu X, Xing Q, et al. Effects of episodic flooding on the net ecosystem CO_2 exchange of a supratidal wetland in the

?1994-2016 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

Yellow River Delta. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2015, 120(8): 1506-1520.

11 Bonneville M-C, Strachan I B, Humphreys E R, et al. Net ecosystem CO_2 exchange in a temperate cattail marsh in relation to biophysical properties. Agricultural and Forest Meteorology, 2008, 148(1): 69-81.

12 Knox S H, Sturtevant C, Matthes J H, et al. Agricultural peatland restoration: effects of land‐use change on greenhouse gas (CO_2 and CH_4) fluxes in the Sacramento‐San Joaquin Delta. Global change biology, 2015, 21(2): 750-765.

13 Jimenez K, Starr G, Staudhammer C, et al. Carbon dioxide exchange rates from short‐and long‐hydroperiod Everglades freshwater marsh. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2012, 117(G4), G04009.

14 Nellemann C, Corcoran E, Duarte C, et al. Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme. GRID-Arendal, www. grida. no. Cameron, D, 2009.

15 Sifleet S, Pendleton L, Murray B. State of the Science on Coastal Blue Carbon. A Summary for Policy Makers. Nicholas Institute Report, 2011: 11-06.

16 Dennison W C. Seagrasses: biology, ecology and conservation. Botanica Marina, 2009, 52(4): 365-366.

17 Gacia E, Duarte C. Elucidating sediment retention by seagrasses: sediment deposition and resuspension in a Mediterranean (Posidonia oceanica) meadow. Estuarine Coastal and Shelf Science, 2001, 52(4): 505-514.

18 Duarte C M, Marbà N, Gacia E, et al. Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. Global Biogeochemical Cycles, 2010, 24(4): doi:10.1029/2010gb003793.

19 Kennedy H, Beggins J, Duarte C M, et al. Seagrass sediments as a global carbon sink: isotopic constraints. Global Biogeochemical Cycles, 2010, 24(4): doi:10.1029/2010gb003848.

20 Hendriks I E, Sintes T, Bouma T J, et al. Experimental assessment and modeling evaluation of the effects of the seagrass Posidonia oceanica on flow and particle trapping. Marine Ecology Progress Series, 2008, 356(3): 163-173.

21 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(5): 517-526.

22 高亚平, 方建光, 唐望, 等. 桑沟湾大叶藻海草床生态系统碳汇扩增力的估算. 渔业科学进展, 2013, 34(1): 17-21.

23 刘军, 于志刚, 臧家业, 等. 黄渤海有机碳的分布特征及收支评估研究. 地球科学进展, 2015, 30(5): 564-578.

24 Hu L, Shi X, Bai Y, et al. Recent organic carbon sequestration in the shelf sediments of the Bohai Sea and Yellow Sea, China. Journal of Marine Systems, 2016, 155: 50-58.

25 Lin T, Wang L, Chen Y, et al. Sources and preservation of sedimentary organic matter in the Southern Bohai Sea and the Yellow Sea: Evidence from lipid biomarkers. Marine pollution bulletin, 2014, 86(1-2): 210-218.

26 于培松, 薛斌, 潘建明, 等. 长江口和东海海域沉积物粒径对有机质分布的影响. 海洋学研究, 2011, 29(3): 202-208.

27 王润梅, 唐建辉, 黄国培, 等. 环渤海地区河流河口及海洋表层沉积物有机质特征和来源. 海洋与湖沼, 2015, 46(3): 497-507.

28 王华新, 线薇微. 长江口表层沉积物有机碳分布及其影响因素. 海洋科学, 2011, 35(5): 24-31.

29 吴丹丹, 葛晨东, 高抒, 等. 长江口沉积物碳氮元素地球化学特征及有机质来源分析. 地球化学, 2012, 41(3): 207-215.

30 Liu D, Li X, Emeis K C, et al. Distribution and sources of organic matter in surface sediments of Bohai Sea near the Yellow River Estuary, China. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2015, 165: 128-136.

31 王丽莎, 石晓勇, 张传松. 东海赤潮高发区沉积物中有机碳, 有机氮的分布及其来源. 海洋环境科学, 2010, 29(2): 165-169.

32 Cai W J. Estuarine and coastal ocean carbon paradox: CO_2 sinks or sites of terrestrial carbon incineration? Annual Review of Marine Science, 2011, 3: 123-145.

33 Dai M, Cao Z, Guo X, et al. Why are some marginal seas sourc-

?1994-2016 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

es of atmospheric CO_2? Geophysical Research Letters, 2013, 40(40): 2154-2158.

34 Chen C T A, Borges A V. Reconciling opposing views on carbon cycling in the coastal ocean: continental shelves as sinks and near-shore ecosystems as sources of atmospheric CO_2. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 2009, 56: 578-590.

35 Laruelle G G, Dürr H H, Slomp C P, et al. Evaluation of sinks and sources of CO_2 in the global coastal ocean using a spatially - explicit typology of estuaries and continental shelves. Geophysical Research Letters, 2010, 37(15): 242-247.

36 Bauer J E, Cai W J, Raymond P A, et al. The changing carbon cycle of the coastal ocean. Nature, 2013, 504(7478): 61-70.

37 Zhai W D, Dai M H, Chen B S, et al. Seasonal variations of sea–air CO_2 fluxes in the largest tropical marginal sea (South China Sea) based on multiple-year underway measurements. Biogeosciences, 2013, 10(4): 7775-7791.

38 Guo X H, Zhai W D, Dai M H, et al. Air–sea CO_2 fluxes in the East China Sea based on multiple-year underway observations. Biogeosciences, 2015, 12(18): 5495-5514.

39 宋金明. 中国近海生态系统碳循环与生物固碳. 中国水产科学, 2011, 18(3): 703-711.

40 马安娜, 陆健健. 长江口崇西湿地生态系统的二氧化碳交换及潮汐影响. 环境科学研究, 2011, 24(7): 716-721.

41 王进欣, 王今殊, 钦佩, 等. 生源气体排放的潮周期动态研究: 关键科学问题与不确定性. 海洋湖沼通报, 2011, (4): 134-143.

42 Inglima I, Alberti G, Bertolini T, et al. Precipitation pulses enhance respiration of Mediterranean ecosystems: the balance between organic and inorganic components of increased soil CO_2 efflux. Global Change Biology, 2009, 15(5): 1289-1301.

43 李丹. 中国东部若干入海河流水化学特征与入海通量研究. 上海: 华东师范大学, 2009.

44 Wang X, Ma H, Li R, et al. Seasonal fluxes and source variation of organic carbon transported by two major Chinese Rivers: The Yellow River and Changjiang (Yangtze) River. Global Biogeochemical Cycles, 2012, 26(2): 1459-1471. doi:10.1029/2011gb004130.

45 Liu Q, Dai M, Chen W, et al. How significant is submarine groundwater discharge and its associated dissolved inorganic carbon in a river-dominated shelf system? Biogeosciences, 2012, 9(5): 1777-1795.

46 Kirwan M L, Megonigal J P. Tidal wetland stability in the face of human impacts and sea-level rise. Nature, 2013, 504(7478): 53-60.

47 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(11): 1641-1648.

48 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(9): e43542.

49 Murray N J, Clemens R S, Phinn S R, et al. Tracking the rapid loss of tidal wetlands in the Yellow Sea. Frontiers in Ecology and the Environment, 2014, 12(5): 267-272.

50 周晨昊, 毛覃愉, 徐晓, 等. 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, (4): 475-486.

51 刘纪化, 张飞, 焦念志. 陆海统筹研发碳汇. 科学通报, 2015, (35): 3399-3405.

?1994-2016 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

Carbon Cycle and "Blue Carbon" Potential in China's Coastal Zone

Wang Xiujun[1] Zhang Haibo[2] Han Guangxuan[2]

（1 College of Global Change and Earth System Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China;

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

Abstract China has a very long coastal line and vast marginal sea, with variety of ecosystem and great potential for carbon sequestration. Because of the multi-driven forcings caused by natural processes and human activities, the carbon sources/sinks in the China's coastal zone is complex, with great uncertainties. This paper focuses on major biogeochemical processes associated with the "blue carbon" in the coastal zone. We explore the possible impacts of various regulations on the coastal carbon sources/sinks, analyze the progress of current research in the coastal carbon cycle, and discuss the future research direction and methodologies.

Keywords blue carbon, coastal zone, marginal sea, carbon cyclee

王秀君 北京师范大学教授、高层次海外引进人才，全球变化与地球系统科学研究院首席科学家，亚洲大洋洲地学学会生地学分会主席；获澳大利亚墨尔本大学土壤化学、塔斯马尼亚大学海洋生物化学双博士学位；长期从事海洋、陆地碳氮循环研究，擅长实地观测、碳循环中同位素技术应用与定量分析和模型模拟等；在国内外主持过多项碳循环方面的科研项目/课题，在海洋和陆地生态系统碳循环过程及其对气候变化的响应等研究领域取得了创新性研究成果，是我国为数不多的兼具海洋和陆地碳循环研究能力的学者。E-mail: xwang@bnu.edu.cn

Wang Xiujun Professor at Beijing Normal University, a chief scientist at the College of Global Change and Earth System Science. She serves as the president of Biogeosciences Section, Asia Oceania Geosciences Society. She was awarded a Ph.D. in soil chemistry by the University of Melbourne and a Ph.D. in ocean biogeochemistry by the University of Tasmania. She has in-depth knowledge in the global carbon and nitrogen cycles, with skills and experiences in observations, applications of isotopic techniques, and model simulations. She has been a principal investigator for several carbon research projects, and is one of the few scientists doing research in both oceanic and terrestrial carbon cycle in China. E-mail: xwang@bnu.edu.cn

?1994-2016 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net