中国科学: 地球科学 2014 年 第 44 卷 第 11 期: 2339 ~ 2357
www.scichina.com earth.scichina.com
《中国科学》杂志社
SCIENCE CHINA PRESS

评 述 中国科学院学部 科学与技术前沿论坛

苏沪浙闽海岸互花米草盐沼的环境-生态动力过程研究进展

高抒*, 杜永芬, 谢文静, 高文华, 王丹丹, 吴晓东

南京大学海岸与海岛开发教育部重点实验室, 南京 210093
* E-mail: shugao@nju.edu.cn

收稿日期: 2014-02-10; 接受日期: 2014-07-14; 网络版发表日期: 2014-09-23
江苏省基础研究计划项目(编号: SBK2011012)和国家自然科学基金项目(批准号: 40476041)资助

摘要 互花米草在其原产地具有生态重要性, 然而引入我国并在江苏、上海、浙江、福建海岸广布之后却引发了争议. 本文通过相关数据、资料的集成分析, 试图对互花米草引种的环境和生态效应作出综合评述, 并提出今后的研究方向和科学问题. 在本区域, 互花米草盐沼具有减小水流底部切应力、促进悬沙沉降、提高沉积速率的作用; 现场调查和分析结果表明, 互花米草盐沼初级生产高, 为底栖动物提供了栖息地, 本地盐沼的部分大型、小型和微型底栖动物得以迁入互花米草盐沼, 形成了新的生态系统. 在纬度地带性和海岸类型等不同背景因素影响下, 上述环境-生态变化具有明显的地域性差异: 杭州湾以北, 全新世基底位置高, 潮间带宽度大、坡度小, 互花米草盐沼只占据潮间带的较小部分, 在海岸防护和生态系统功能上主要起正面作用; 杭州湾以南, 全新世基底高程低, 潮间带宽度小, 潮滩主要形成于海湾之内, 互花米草的扩展挤占了潮间带其他生物的生存空间, 因而有生态上的负面作用. 在沿海开发和海岸带管理中, 互花米草效应的地域性差异应予以充分考虑. 此外, 为了预测互花米草盐沼的未来演化问题, 除继续进行现场观测外, 还要建立以海陆耦合、环境-生态动力过程耦合为特征的互花米草盐沼生态系统动力学模型.

关键词
盐沼湿地
互花米草引种
环境影响
地域性差异
生态系统动力学
中国东部海岸

海岸带盐沼湿地是生物生产力最丰富的生态系统之一. 互花米草(*Spartina alterniflora* Loisel)是北美地区海岸带盐沼湿地的重要物种, 广泛分布于北美大西洋沿岸的潮间带. 该物种于 1860 年、1870 年分别引种至英国、法国, 经过一系列的杂交过程, 产生了大米草(*Spartina angilica*)这一可繁殖的物种, 并在欧洲海岸迅速扩张(Mitsch 和 Gosselink, 2000). 大米草的促淤作用使荷兰获得了大量土地资源(仲崇信, 1985). 我国东部沿海人多地少, 海涂围垦在历史上一直是获得土地的重要方法, 为了保护已围土地免受海洋侵蚀、获得更多的土地, 我国于 1979 年引种了互花米草, 先是进行了小面积种植(Chung, 1993), 到了 20 世纪 90 年代初期, 互花米草在淤泥质海岸开始快速蔓延, 目前在江苏、上海、浙江、福建海岸(以下称为"苏沪浙闽海岸")占据了潮间带上部高潮位附近的大部分面积(Chung 等, 2004; Zhang 等, 2004; 陈

中文引用格式: 高抒, 杜永芬, 谢文静, 等. 2014. 苏沪浙闽海岸互花米草盐沼的环境-生态动力过程研究进展. 中国科学: 地球科学, 44: 2339–2357
英文引用格式: Gao S, Du Y F, Xie W J, et al. 2014. Environment-ecosystem dynamic processes of *Spartina alterniflora* salt-marshes along the eastern China coastlines. Science China: Earth Sciences, 57: 2567–2586, doi: 10.1007/s11430-014-4954-9

一宁等, 2005; Xie 和 Gao, 2009). 本区的互花米草约占全国的 94%, 在江苏以北、福建以南的海岸有少量分布(左平等, 2009).

互花米草在我国的引种对海岸防护工程是有益的(陈才俊, 1994). 例如, 1990 年登陆温州的强台风摧毁了多处高标准海堤, 但灵昆岛海堤由于互花米草护堤而安然无恙(袁红伟等, 2009); 在互花米草为优势物种的江苏中部海岸盐沼, 沉积速率得到明显提高(王爱军等, 2005, 2006). 此外, 互花米草盐沼还被认为具有良好的生态功能, 不仅对食物网和生态系统结构有正面贡献, 而且还能提供具有经济价值的生物产品、降解污染物并净化环境(钦佩等, 1989; 陈宏友, 1990; Qin 等, 1997; 李加林等, 2005a; Chung, 2006).

但是, 互花米草引种也引发了一些争议. 例如, 互花米草的促淤作用造成杭州湾沿岸闸下泥沙淤积加剧, 影响航运及排涝, 导致一些河闸废弃; 天津海河口的互花米草引发航道堵塞; 福建闽江互花米草的促淤作用使滨海旱地面积增加、湿地萎缩(袁红伟等, 2009; 孙书存等, 2004; 李加林等, 2005b). 另外, 互花米草还改变了本地生物多样性和生态过程, 对本地生态系统有破坏作用(陈慧丽等, 2005; 左平和刘长安, 2008). 我国于 2003 将互花米草年列为入侵物种, 其理由包括影响近海滩涂养殖、堵塞航道、威胁本土植物群落等(左平和刘长安, 2008).

尽管如此, 互花米草引种影响的评估还需要更多的科学信息. 互花米草盐沼作为一种人工引入的生态系统, 其利弊都存在, 关键是如何管理. 30 多年来, 互花米草盐沼研究已经积累了不少文献, 研究地点主要涉及江苏中、南部海岸、长江河口及三角洲区域, 其次为杭州湾和福建省罗源湾、泉州湾. 表 1 列出了上述地区互花米草引种历史、发育现状以及研究者们提出的环境-生态效应, 这些观测结果表现出互花米草影响的地域性差异. 本文拟通过相关数据、资料的集成分析, 试图对不同地区互花米草引种的环境-生态效应的研究结果进行集成和评述, 并提出今后进一步研究的科学问题.

1 苏沪浙闽海岸盐沼湿地的分布特征

淤泥质海岸约占我国海岸线总长的 25%(Ren, 1986). 互花米草引种之前, 本区域的原生海岸湿地有多种类型. 江苏海岸本土湿地主要有芦苇(*Phragmites australis*)湿地和盐地碱蓬(*Suaeda salsa*)盐沼(盐地碱蓬, 俗称盐蒿), 分别位于潮上带和大潮高潮位以上的潮间带(张忍顺等, 2005). 长江口深受淡水径流的影响, 河口区湿地有芦苇湿地、藨草(*Scirpus triqueter*)湿地和海三棱藨草(*Scirpus mariqueter*)盐沼, 芦苇主要分布在潮上带, 藨草湿地位于海水影响小的潮间带最高部分, 海三棱藨草盐沼位于其他当地大型植物难以生长的潮间带上部(唐承佳和陆健健, 2003). 浙江北部海岸及杭州湾沿岸的原生湿地有芦苇等, 而浙江南部海岸的潮滩形成于基岩港湾环境, 有红树林沼泽等湿地类型(朱海燕等, 2011). 福建省的原生海岸湿地以红树林沼泽为特征, 本土物种群落主要有桐花树(*Aegiceras corniculatum*)、白骨壤(*Avicennia marina*)、秋茄(*Kandelia candel*)、木榄(*Bruguiera gymnorrhiza*)等(张祥霖等, 2008).

1963 年引种的大米草曾一度在沿海各省滩涂上广泛分布, 但后来很快出现了衰退; 1979 年又引种了互花米草, 并在江苏、山东、浙江、福建和广东等省滩涂上推广(徐国万和卓荣宗, 1985). 30 年来, 沿海的大规模围垦导致了原生海岸湿地的消亡, 除少数自然保护区的湿地外, 碱蓬盐沼等湿地已大多转化为陆地, 目前潮间带的盐沼主要是互花米草盐沼(左平等, 2009), 在我国沿海分布最密集的省市包括江苏、上海、浙江和福建(图 1).

江苏海岸的盐沼湿地规模相对较大, 也是我国目前互花米草分布面积最大的省份(张忍顺等, 2005). 江苏海岸潮间带宽度达 10 km 量级, 历史上黄河、长江的大量沉积物供给促使江苏潮滩快速淤长, 但随着黄河、长江沉积物供应的急剧减少, 潮滩淤长减缓, 部分岸段出现蚀退(Ren, 1986). 1964 年引种大米草后, 江苏中部海岸快速向海淤长, 1982 年又开始引种互花米草, 如今, 互花米草已经基本上取代原生植被及此前引种的大米草, 成为盐沼湿地优势物种(谢文静和高抒, 2009). 互花米草在江苏海岸潮间带的扩张在 1993~1999 年期间最快, 几乎每年的覆盖面积就增加一倍, 不仅在原本应由本地植被覆盖的泥滩上迅速扩张, 而且在本地植被无法生存的更靠海的泥沙混合的光滩上也能生长(Zhang 等, 2004); 至 2003 年, 江苏沿海已有 125 km^2 的互花米草湿地(李加林, 2004). 目前扩张速度已经减缓, 但覆盖面积的年增长率仍然可达 18%(李婧等, 2006; Li 等, 2010).

表 1　苏沪浙闽海岸带的互花米草盐沼的分布、扩散及其生态效应

地点	主要土著植被及分布	互花米草引种历史及发育状态	生态效应	参考文献
江苏中部和南部	芦苇(*Phragmites australis*), 盐蒿(*Suaeda salsa*); 潮上带及高潮位以上潮间带	1982 年开始在沿海试栽(1983 年启东、大丰等地试栽, 1987~ 1988 东台等地试栽); 1993~1999 年在高潮滩下部和中潮滩快速扩散; 2001 年以来趋于稳定, 潮间带形成单种优势植被; 盐蒿盐沼仅在盐城自然保护区等少数地点留存	提高沉积速率, 改变粒度分布格局, 促进海岸淤积; 消浪、护岸及抵挡台风; 构筑新的盐沼湿地, 补偿土地围垦造成的湿地损失; 改变潮水沟地貌形态; 影响沉积物叶绿素 a 的分布, 提高初级生产力; 控制盐沼碳库的组成; 金属元素的"汇"(春季)和"源"(秋季); 改变原有大型底栖动物群落格局, 优势种改变, 物种数和多样性先增加再降低; 原有群落生态位向海迁移; 某些物种已适应互花米草生境	徐国万等(1993), 钦佩等(1995), 沈永明等(2003), 陈一宁等(2005), 王爱军等(2005), 张忍顺等(2005), 谢文静和高抒(2009), Gao(2009), 仇乐等(2010), 王丹丹等(2012), Gao 等(2012), Wang 等(2012)
长江口(崇明东滩和九段沙)	芦苇(*P. australis*), 藨草(*Scirpus triqueter*), 海三棱藨草(*S. mariqueter*), 糙叶苔草(*Carex Scabrifolia*)	1995 年在崇明东滩出现, 1996 年在九段沙移栽; 2001~2003 年大规模移栽; 某些地段与本土植物发生了竞争取代(海三棱藨草); 互花米草和芦苇构成单种群落	增强消浪和缓流作用, 植株本身大量粘附悬沙; 提高盐沼中碳的埋藏通量和盐沼生态系统的氮库; 对氮、磷及重金属的吸收能力强,尤其是磷; 改变小型生物的群落功能, 海洋线虫营养多样性降低, 食菌线虫的相对丰度增加, 线虫物种数和多样性指数不变; 大型底栖动物群落与原土著群落的差异随着互花米草生长时间的延长而缩小; 竞争取代海三棱藨草后, 大型动物的优势种不变, 食碎屑种群相对比例增加	时钟等(1998), 唐承佳和陆健健(2003), 陈中义等(2005), 沈芳等(2006), 全为民等(2006), Chen 等(2007a), 杨泽华等(2007), 谢志发等(2008), 史本伟等(2010), 李华和杨世伦(2010), 廖成章等(2010), Wang 等(2010), 王卿(2011)
杭州湾(南岸)	芦苇(*P. australis*), 茅草(*Imperata cylindrica*), 盐蒿(*S. salsa*)等	1983 年在浙江试种, 1991 年推广, 1995 年快速蔓延; 1997 年在杭州湾南岸出现稀疏互花米草分布; 2002 年形成大面积互花米草单种优势	互花米草生态系统促进养分循环、滞尘和水土净化, 其种子吸引海鸟, 利于生物多样性保护; 经济贝类生态位北迁	李加林(2004), 李加林等(2005a, 2005b), 李加林(2008)
福建罗源湾	光滩为主, 少量秋茄红树林(*Kandelia candel*)	1981 年多点移栽, 1981~1991 年在北部海岸迅速扩散; 1989~1994 年快速扩散; 1995~2000 年向海快速拓殖; 2001 年后趋于稳定, 形成单种优势群落	提高沉积物中的有机质含量和氮含量; 吸收和富集金属元素, 盐沼区域重金属含量显著高于光滩区; 促淤作用影响滩涂养殖和航运; 沉积物细化; 盐沼区活性叶绿素含量相对较高; 多毛类替代甲壳类成为优势类群, 大型底栖动物的密度、生物量增加	钦佩等(1988, 1989), 徐国万等(1989), 杜永芬等(2012), 高文华等(2012), 吴德力等(2013)
福建泉州湾	红树林, 主要为野生桐花树(*Aegiceras corniculatum*), 引种的白骨壤(*Avicennia marina*)和秋茄(*K. candel*)等	1984 年扩散至泉州湾; 1988~2005 年迅速扩散; 2005 年占据潮间带中上部大部分区域; 红树林消失较严重	富集氮、磷及源于排污的重金属; 促进悬沙的沉降和滩面堆积; 影响滤食性贝类的生长, 与滩涂养殖争地; 大型底栖动物丰度、生物量和群落稳定性增高	王爱军等(2008b, 2010), 黄雅琴等(2011), 罗彩莲(2012), 方民杰(2012)

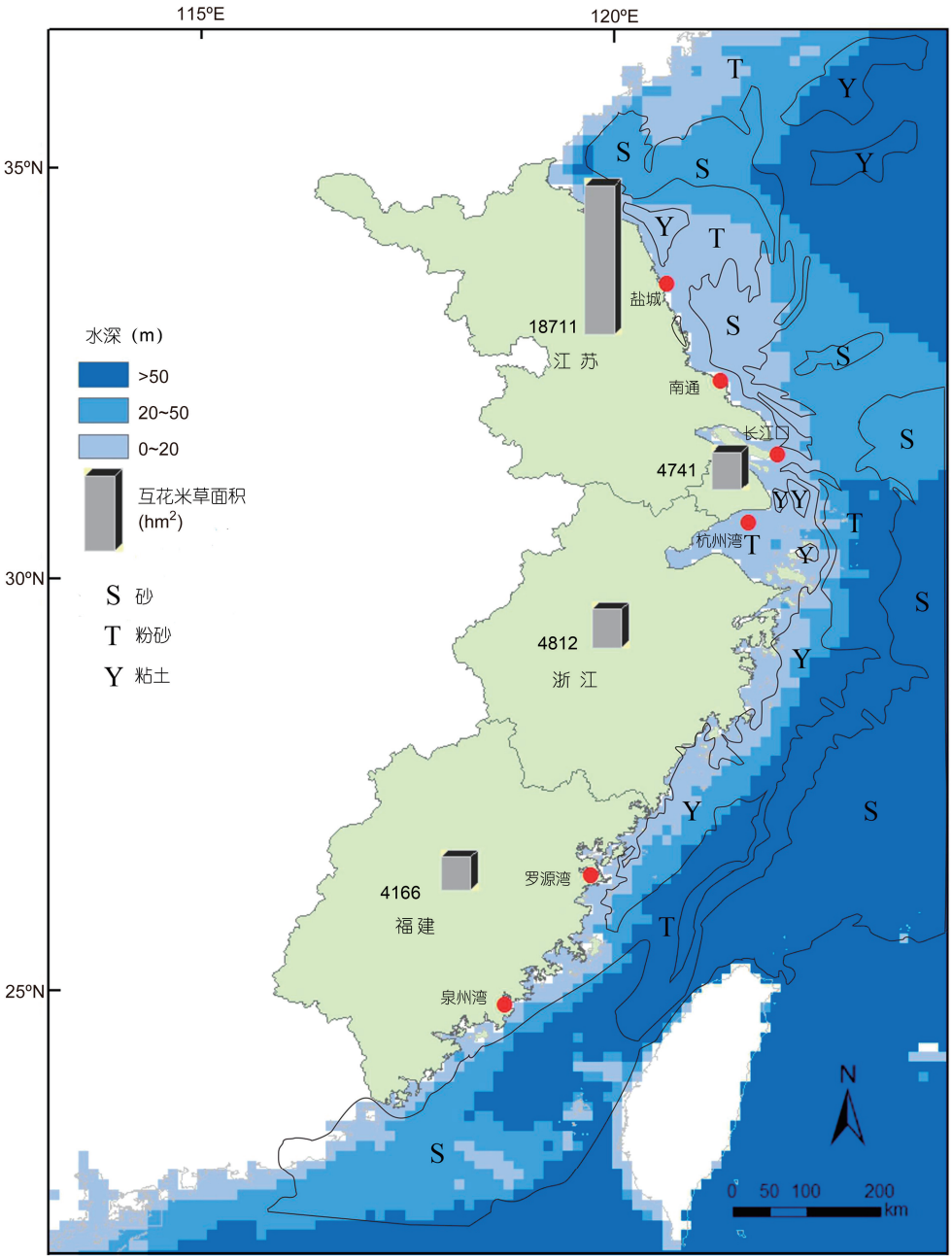

图 1　我国沿海互花米草盐沼的分布

互花米草盐沼分布据左平等(2009), 底图据何起祥等(2006)

在长江河口, 1997 年人工引种了互花米草; 遥感观测显示, 2004 年潮间带上部已大多被互花米草覆盖(沈芳等, 2006). 浙江沿海在 1983 年试种互花米草(左平等, 2009). 根据实地调查及遥感影像分析, 杭州湾南岸潮滩 1997 年开始有稀疏互花米草分布, 至 2004 年形成了 38 km^2 互花米草盐沼(李加林等, 2005a). 福建省于 1980 年开始在罗源县试种互花米草, 随后向南蔓延到广东海岸(袁红伟等, 2009; 左平等, 2009); 福建沿海 2008 年互花米草分布面积为 99 km^2, 主要见于河口及港湾水域(方民杰, 2012).

2 苏沪浙闽海岸互花米草盐沼的环境动力学影响

2.1 对水动力条件的影响

现场观测和实验模拟显示, 互花米草具有显著的消浪、缓流作用. 对于波浪而言, 它在向岸传播过程中由于水深变浅、底床摩阻作用加强而逐渐消耗了动能; 在互花米草盐沼上, 植株茎叶的摩阻消耗进一步加剧了波能的衰减(时钟等, 1998; 史本伟等, 2010). 在长江口南汇东滩, 研究者们对光滩、海三棱草盐沼和互花米草盐沼亚环境的水位、近底层流速和悬沙浓度的同步观测表明, 盐沼植被的摩擦使近底床流速减少 16%~71%, 波浪传入盐沼后能量快速降低, 悬沙在盐沼边缘迅速沉降(时钟等, 1998). 在长江口崇明东滩也进行了现场观测, 结果表明, 波高和波能密度在淤泥质潮间带盐沼上的衰减率比在光滩上高一个数量级(史本伟等, 2010), 该处互花米草高度达 1.5~2 m, 盖度为 90%~95%. 国外学者在英国诺福克海岸、美国切萨皮克湾等地进行的观测和数值模拟也得到了相近的结果(Kuntson 等, 1982; Möller 等, 1996, 1999; Möller 和 Spencer, 2002).

对于潮流而言, 盐沼植被阻挡水流的机理源自平均流速降低、紊动的产生和能量耗散、以及垂向流速剖面的改变(Leonard 和 Luther, 1995; Leonard 等, 2002; Neumeier 和 Ciavola, 2004). 在苏沪浙闽海岸, 这方面的现场观测研究还较薄弱, 且主要集中于互花米草盐沼对流速的影响. 来自福建省泉州湾的研究表明, 互花米草盐沼潮流流速明显小于光滩区域, 并且随着互花米草高度及植株直径的增加, 流速逐渐减小(王爱军等, 2010). 在 2006 年“格美”台风登陆前后, 互花米草盐沼底层流速明显低于邻近光滩, 台风期间的水流代表潮流和风暴增水的共同作用, 而互花米草盐沼流速对台风的响应不显著(王爱军等, 2008a). 该项研究中, 互花米草盐沼和邻近光滩的高程有一定差异, 因此两处的流速的不同虽有盐沼植被的影响, 但也不能忽视高程的因素. 在更一般的情况下, 盐沼的高程通常大于邻近光滩, 而且潮滩流速随高程增加而降低(Gao, 2009), 因此应区分高程和植被的各自影响. 应用水槽实验和数值模拟方法, 可以避免高程因素的干扰. 在水槽实验中, 盐沼植被的高度和密度易于设定, 并且可以高分辨率测定不同水位下的流速及其垂向分布(Shi 等, 1995, 1996). 实验结果显示, 互花米草生长改变了垂向流速剖面, 冠层以下流速分布偏离对数分布模式, 若植被被完全淹没, 则冠层以上流速向上层递增.

2.2 对悬沙输运和沉积速率的影响

互花米草的消浪、缓流作用有利于悬沙沉降, 促进滩面物质堆积(Shi 等, 2000; Leonard 和 Croft, 2006; 李华和杨世伦, 2007). 现场观测证实, 米草生长滩面的悬沙浓度明显低于外缘光滩区域或潮水沟(Shi 等, 2000; Leonard 和 Croft, 2006), 表明悬沙自边缘向内部发生了沿程沉降. 在福建省泉州湾, 也观测到了沉积物净输运由光滩指向互花米草盐沼内部, 但这里潮水沟所起的向互花米草盐沼输入沉积物的作用似乎更为显著(王爱军等, 2010). 2006 年“格美”台风过境期间, 泉州湾海域悬沙浓度达到正常天气情况下的十多倍, 互花米草盐沼和光滩悬沙输运率是平常天气下的 4 倍左右; 光滩底部切应力在大部分时间超过了临界切应力, 滩面发生侵蚀, 而互花米草盐沼底部切应力小于临界侵蚀切应力, 滩面发生悬沙沉降, 沉降通量达到正常天气下的 3~6 倍. 因此, 相对于光滩, 互花米草盐沼更有利于悬沙的堆积(王爱军等, 2008a).

除加速悬沙沉降之外, 互花米草对悬沙的黏附作用也较为显著. 长江口崇明东滩和九段沙盐沼的实测数据表明, 单位滩地面积的黏附颗粒物质量以互花米草为最高, 超出芦苇和海三棱藨草数倍; 植物群落距悬沙源(如潮水沟)越近, 黏附颗粒物越多, 单位面积黏附颗粒物的质量从盐沼外缘向内部减小(李华和杨世伦, 2010). 互花米草盐沼还可能加剧了悬沙凝絮作用, 在美国东部海岸就观测到, 互花米草生长区的凝絮颗粒直径和平均沉降速率均高于邻近潮水沟(Voulgaris 和 Meyers, 2004; Graham 和 Manning, 2007), 这可以进一步提高盐沼的垂向沉降通量.

互花米草对悬沙的圈闭作用有两个效应, 一是使滩面物质粒度变细, 二是提高盐沼的沉积速率. 本区域的潮滩沉积物具有自下而上变细的层序特征, 潮间带下部物质较粗, 上部较细(Gao, 2009). 在垂向上, 互花米草盐沼的位置低于盐蒿滩, 按照正常层序沉积物应较粗, 但互花米草生长旺盛的滩面物质却相对较细(陈一宁等, 2005; 王爱军等, 2005; Xie 和 Gao, 2013)(图 2(a)), 说明互花米草比盐蒿有更强的

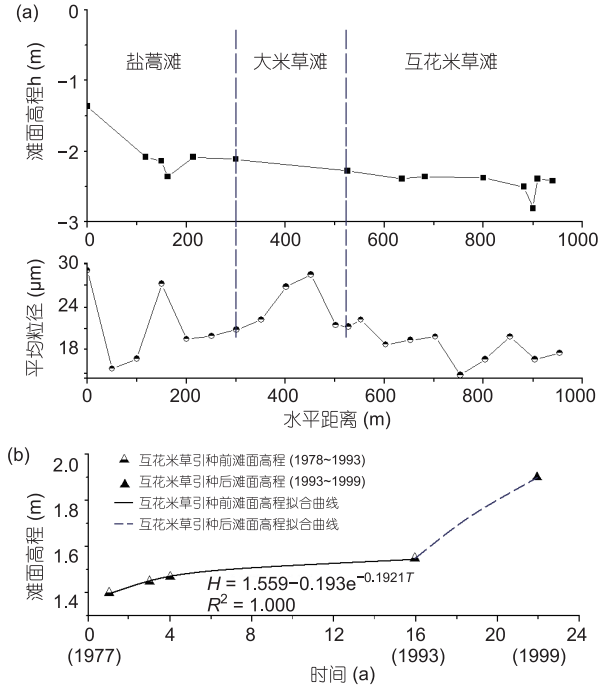

图 2　互花米草引种对沉积物类型及滩面沉积速率的影响 (以江苏王港潮滩为例)

(a) 盐沼湿地向海方向距海堤不同距离的滩面高程及表层沉积物粒径. 据陈一宁等(2005); (b) 互花米草引种前后盐沼湿地滩面高程变化的时间序列, 横坐标 0 点代表 1997 年. 据王爱军等(2006)

沉积物捕集作用. 潮滩上部泥质区的沉积速率随高程而变化, 高程较低处沉积速率较大, 大潮高潮位处几乎为零, 因而滩面高程随时间的变化可表示为一个指数函数(Pethick, 1981; Gao 和 Collins, 1997), 然而互花米草的生长提高了所在滩面的沉积速率, 其结果是改变了指数函数中的参数, 尽管互花米草盐沼本身的淤长也是指数式的. 在江苏王港潮滩, 互花米草的引种加快了潮滩的沉积速率, 使潮滩高程显著脱离了原来的函数关系(王爱军等, 2005, 2006)(图 2(b)).

通过改变悬沙输运和堆积格局, 互花米草对潮滩地貌演化和稳定性产生影响. 在江苏中部海岸的淤长型岸段, 互花米草约增加 1 倍左右的淤积量, 弱侵蚀海岸在种植互花米草后转为缓慢淤积状态(陈才俊, 1994). 由于沉积速率的增加(王爱军等, 2005, 2006), 江苏中部海岸盐沼每年淤高约 4 cm, 相当于岸线每年向海推进 50 m, 形成了大片新生土地, 这也是这里海岸围垦活跃的前提条件之一(Wang 等, 2012). 此外, 互花米草盐沼的物质较细、沉积速率高, 因此潮水沟地貌形态也发生了变化, 表现为潮水沟分布密集, 其两侧边缘为发育明显的天然堤, 潮水沟横断面呈窄深形, 高潮位附近沟底沉积物充填迅速(王爱军等, 2006; 沈永明等, 2003; D'Alpaos 等, 2006).

2.3　对湿地物质循环过程的影响

与所有生态系统相同, 互花米草盐沼也是由生命和非生命两个部分组成的. 其非生命部分包括环境因素及处于物质循环中的各种无机物、有机化合物. 除在盐沼土壤与植物之间进行的碳、氢、氧、氮、磷、钾、硫等各种生源要素的迁移转化和能量交换外, 周期性的潮水淹没还带来大量的营养物质, 经由系统内生长的动植物、微生物群落与环境的物理、化学及生物地球化学过程相联系, 可转化为生物量储存起来(Mitsch 和 Gosselink, 2000).

碳、氮循环是生态系统物质循环中最重要的两个基本过程. 长江口九段沙湿地的研究表明, 与土著植物海三棱藨草和芦苇相比, 因其更长的生长季节、更高的叶面积指数、更高的净光合作用速率和更高的细根生物量等生理生态特征, 互花米草可从空气中固定更多的碳, 从而使互花米草盐沼的碳埋藏通量呈现显著的高值(廖成章等, 2010). 在江苏中部海岸, 碳同位素研究显示, 互花米草引种后盐沼碳库的组成逐渐被互花米草所控制(Gao 等, 2012). 本地盐沼植物(如盐蒿)和海源的浮游植物是 C3 植物, 而互花米草是 C4 植物, 随着互花米草的淤长, 其地层中埋藏的有机碳现在已主要源自 C4 植物. 一个不可忽视的因素是, 互花米草植株自身的埋藏对有机碳通量贡献很大, 互花米草的地下生物量非常可观, 从而产生较大的根茎埋藏量(Chmura 和 Hung, 2004; Nyman 等, 2006).

互花米草使土壤中根系生物量增加并吸收本土植物不能够吸收的氮(Luo 等, 2006), 使地上净初级生产提高以供固氮微生物更多地利用(廖成章等, 2010), 从而提高了盐沼生态系统的氮库. 互花米草的茎杆和叶鞘分解过程伴随着固氮作用, 这一现象在海三菱藨草及芦苇生态系统中是不存在的.

除碳、氮循环外, 互花米草盐沼一方面可通过吸收湿地中的金属元素, 成为金属元素的"汇", 从而降低重金属对湿地生态系统的危害, 另一方面, 其叶片又会释放重金属离子, 故可能成为湿地重金属的污

染的“源”. 对江苏废黄河口至射阳河口段已生长 6~7 年的互花米草盐沼植株样品中的氮、磷和金属元素含量分析显示, 在春季以吸收为主, 秋、冬季以释放为主, 元素含量与生物量呈正相关(钦佩等, 1995). 在长江口崇明东滩, 研究者测定了盐沼植物和沉积物中的氮、磷和金属元素含量, 发现由于互花米草地上生物量较大, 因此其地上部分所含的物质总量大于芦苇和海三棱镳草(全为民等, 2006), 而地下部分和沉积物中的含量还不是最高的, 这可能与互花米草盐沼的发育历史较短有关. 在福建省泉州湾, 短柱样分析结果显示, 该处湿地处于稀疏互花米草盐沼阶段时对氮、磷有很强的富集能力, 而对来源于排污的重金属, 互花米草湿地沉积物中有显著富集(王爱军等, 2008b). 对福建省罗源湾潮间带表层沉积物的研究也显示, 互花米草盐沼对金属元素具有强烈的富集作用, 使沉积物重金属含量明显高于福建海岸带土壤的背景值(高文华等, 2012).

3 苏沪浙闽海岸互花米草盐沼的生态系统动力学影响

3.1 对盐沼初级生产和栖息地的影响

在在其美洲的原产地(Mitsch 和 Gosselink, 2000; 王卿等, 2006), 互花米草盐沼是净初级生产力最高的生态系统之一(Gallagher 等, 1980). 互花米草耐盐耐淹, 适应多种类型的土壤, 在粗砂、粉砂、泥质底床上皆可生长, 是沿海潮间带的优势植物, 往往形成密闭成片的单物种群落, 植株最高可达 3 m(Gallagher 等, 1980; Chalmers, 1982; Metcalfe 等, 1986). 互花米草是底栖动物的和一部分昆虫直接或间接的重要食源, 对鱼类也有重要作用; 互花米草盐沼是一些河口鱼类和蟹类的繁育场所, 群落中昆虫物种丰度与多度也相对较高, 是大量鸟类栖息与觅食的重要场所(Silliman 和 Zieman, 2001).

由于苏沪浙闽海岸引种的只是互花米草一个物种, 而不是一个生态系统, 因此互花米草盐沼生态系统的特征与原产地有很大不同. 本区互花米草盐沼生态系统的形成需要较长的时间, 而互花米草提供的初级生产和生物栖息地代表了这一演化进程的初级阶段.

在江苏王港潮滩的盐蒿滩、大米草滩及互花米草滩, 测量了这三类植被在滩面的地上生物量, 秋季互花米草株高近 2 m, 地上生物量(干重)为 1.7~2.9 kg m^{-2}, 远高于盐蒿和大米草(陈一宁等, 2005). 根据对美国东南部海岸的研究, 互花米草地下活体生物量是地上部分的 1.7 倍(Schubauer 和 Hopkinson, 1984). 据此推算, 王港潮滩互花米草盐沼的总生物量为 4.6~7.8 kg m^{-2}, 与美国最高的互花米草净生产量(位于佐治亚州中部海岸)相当. 因此, 互花米草引种明显提高了盐沼初级生产力. 虽然互花米草植株不是大多数潮滩动物的直接食物, 但在植株分解过程中产生的碎屑物质却是重要的食物来源, 碎屑物质的增加可改变生态系统的营养级结构(仲崇信, 1985).

互花米草对生物栖息地的影响体现在两个方面. 其一, 由于生态位的特点, 互花米草占据的空间与本地盐沼不同, 因而形成了新的栖息地. 在江苏海岸, 互花米草的生态位位于高潮滩下部至中潮滩上部(图 3), 位于本地盐生植物的“空生态位”(张忍顺等, 2005), 故可以回避与本土物种的种间竞争(左平和刘长安, 2008). 在浙江沿海, 互花米草滩高程也大多位于盐蒿滩以下(袁红伟等, 2009). 在此情形下, 互花米草在空间上扩大了盐沼范围, 给潮间带盐沼生物提供了更大的栖息地, 而且由于互花米草植株高大, 初级生产力高, 因此能够支持更大的生态系统. 但应指出的是, “空生态位”是互花米草定植初期的现象, 随着滩面的淤高, 除非潮水浸没时间太短而造成自身的退化, 互花米草并不会让位于本地盐生植物, 这一方面还需进行深入的调查.

其二, 在河口等环境, 互花米草占据的空间与本地盐沼构成竞争关系, 取代本地盐沼后改变了栖息地环境. 互花米草在 1990 年前后开始在长江口生长后, 与本土芦苇和海三棱藨草湿地产生了空间冲突(图 3). 长江口九段沙植物群落的研究表明, 互花米草在现有 15 种主要大型植物群落中并非特征群落, 只是广布群落(唐承佳和陆健健, 2003). 由于互花米草与芦苇的生态位相同, 因此出现了种间竞争, 互花米草的扩张更快, 这一趋势将持续较长一段时间(Huang 和 Zhang, 2007; Huang 等, 2008). 在长江口崇明东滩, 互花米草高度、盖度和生物量显著大于海三棱藨草, 其种间竞争能力也大于海三棱藨草, 因而发生了竞争取代(陈中义等, 2005; Zhu 等, 2012). 总体上, 长江河口区互花米草相对于芦苇和海三棱藨草具有竞争优势(Li 等, 2009). 在此情形下, 互花米草

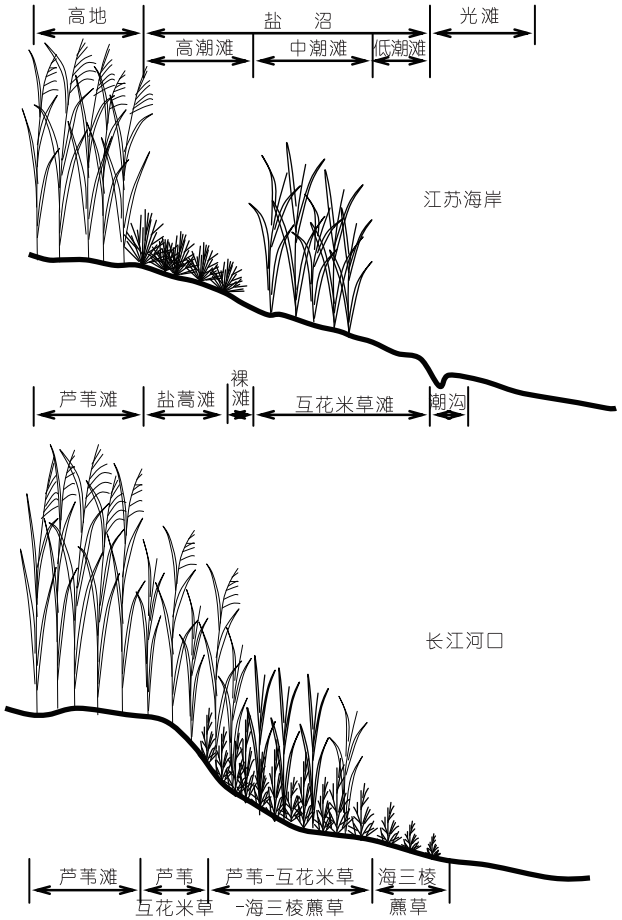

图 3　江苏海岸和长江河口环境的互花米草生态位示意图

为清晰展示空间分布结构, 垂向比例尺有所放大

挤占了部分其他盐沼植被的部分空间, 在提供新栖息地的同时, 可能影响本地生态系统的结构和功能, 其程度取决于潮间带的空间容量, 如果潮间带过于狭窄, 则本地生态系统的生存将受到威胁.

3.2　对微型和小型底栖生物的影响

微型和小型底栖生物主要包括底栖细菌、微藻、单细胞的原生动物及各类小型后生动物(主要为自由生活海洋线虫), 其特点是种类多、数量大、生命周期短、生产量高, 对生态系统的能量转换过程具有重要意义. 据报道, 由微型动物、小型生物和大型动物的幼体构成的底栖小食物网对底栖生态系统具有重要意义, 大部分有机碳可能消耗在底栖食物网中(Kuipers 等, 1981).

互花米草盐沼沉积物稳定性和食物供给增加会刺激小型生物的丰度和生物量的增长, 但在本区域互花米草引种后引起的微、小型生物的生态效应研究相对较少. 长江口崇明东滩的调查表明, 与海三棱藨群落相比较, 互花米草盐沼中小型生物的优势类群海洋线虫在物种丰富度与多样性、营养结构组成之间均没有显著差异; 与芦苇比较, 互花米草盐沼中海洋线虫在物种丰富度和多样性指数上没有差异, 但具有相对较低的营养多样性, 食菌线虫丰度相对较高(Chen 等, 2007a). 海洋线虫群落在互花米草盐沼与两个本土种之间的差异小于两个土著种之间的差异. 由于互花米草改变了盐沼碳、氮循环过程, 较高的氮含量、较低的碳氮比率和较高根茎分解速率提高了食菌线虫的相对丰度, 互花米草通过改变群落功能群的营养结构影响生态系统(Chen 等, 2007b). 互花米草与芦苇之间的群落差异同样存在于微型生物群落(Ravit 等, 2003). 此外, 与生长历史较年轻的群落相比, 历史较久的互花米草群落中小型底栖动物的生物量是降低的(Wang 等, 2010).

作者所在研究组近年的观测结果显示, 在江苏南部海岸互花米草生长较为年轻的斑块分布区, 小型生物的丰度在互花米草覆盖区和邻近光滩的差异随季节发生变化. 7 月光滩处较高, 10 月植被覆盖处较高; 由不同长势的互花米草组成的由陆向海的断面上, 7 月米草生长旺盛处最高, 10 月米草-光滩交错区最高. 在互花米草生长历史较长的福建罗源湾, 互花米草盐沼的小型生物丰度在两个季节中(3 月和 7 月)均高于光滩区域. 这些观测反应了互花米草盐沼生态演替中小型生物动态变化中的某个阶段的特征及空间差异. 国外学者也发现海洋线虫在互花米草拓殖最年轻的群落中最丰富, 约需几年时间达到平衡(Craft 和 Sacco, 2003).

潮间带沉积物叶绿素α是潮间带底栖微藻初级生产的表征因子之一. 根据 2010 年夏、秋季江苏如东海岸的现场调查, 叶绿素α主要集中于表层, 在垂向 2 cm 内随深度的增加而锐减, 在向岸-离岸方向上夏季互花米草盐沼叶绿素α含量高于光滩, 秋季则相反, 说明互花米草枝叶生长的季节变化影响滩面接受的光照, 进而影响潮间带微藻的生长(王丹丹等, 2012).

盐沼湿地表层的死亡植物体的分解是由细菌完成, 这为盐沼动物提供了含有蛋白质的碎屑. 底栖动物通过对营养物质的吸收、转化、降解和排泄等过程

参与生态系统的物质循环. 本区域有关互花米草盐沼的微型生物的研究尚待加强.

3.3 对大型底栖动物的影响

互花米草盐沼的大型底栖动物主要包括环节动物多毛类、软体动物、节肢动物甲壳类、腔肠动物、棘皮动物以及底栖鱼类等. 本区域的研究表明, 原先生存于本地盐沼的大型底栖动物已不同程度地适应了互花米草环境, 正在形成特征性的互花米草生态系统(表 2, 图 4).

在江苏海岸, 互花米草已成为主要盐沼植被, 盐沼中蟹穴分布极广(图 4(h)). 王港互花米草滩单位面积上的蟹穴数量与盐蒿滩相近, 但互花米草滩蟹穴稍大, 数量也相对较多, 这可能与初级生产的提高有关(陈一宁等, 2005). 在同一岸段, 夏初和秋末的野外调查发现了 7 个种属的大型底栖动物, 两个季节的生物种类相同, 但秋末生物量明显高于夏初, 说明这些当地盐沼动物已能在互花米草盐沼中正常生存(Xie 和 Gao, 2009). 江苏盐城珍禽国家级自然保护区的研究表明, 与光滩区域相比, 新生互花米草群落的大型底栖动物在物种数量和丰富度上均有明显提高, 尖锥拟蟹守螺(*Cerithidea largillierti*)和双齿围沙蚕(*Perinereis aibuhitensis*)甚至逐渐变成优势种(仇乐等, 2010).

在长江口崇明东滩, 互花米草群落与具有相似生态位的芦苇群落对比, 大型底栖动物的丰度之间没有显著差异, 随着互花米草生长时间的延长, 互花米草群落中大型底栖动物群落结构与本地芦苇湿地间的差异也逐渐缩小(Wang 等, 2010; 杨泽华等, 2007; 谢志发等, 2008). 2005 年 5 月下旬的调查显示, 互花米草盐沼有 13 个大型底栖动物物种, 以底上附着型的堇拟沼螺(*Assiminea violacea*)占优势(杨泽华等, 2007). 2005~2006 年不同季节的观测结果显示, 生长 5 年的互花米草盐沼有 12 个物种, 而生长 10 年者有 16 个物种, 因此推论互花米草引入后需要较长时间才能达到稳定阶段(谢志发等, 2008). 对于潮间带蟹类而言, 互花米草盐沼提供了与芦苇相近的环境, 观测表明蟹类食用互花米草盐沼的植物碎屑的来源多于芦苇盐沼(Wang 等, 2008).

在福建省罗源湾, 与 20 世纪 80 年代互花米草引种之前相比, 潮滩的沉积物微环境格局变化显著(杜永芬等, 2012). 潮滩大型底栖动物密度约增加了 15 倍, 生物量增加了 4 倍, 对此贡献最大者是栖息在光滩区的凸壳肌蛤(*Musculus senhousei*). 互花米草加速细颗粒物质的沉降, 为其成功拓殖提供了必要条件, 而凸壳肌蛤通过生物扰动作用使得沉积物中叶绿素α含量增加, 从而提高了潮滩的初级生产力. 此外, 附着在红树林(秋茄)上的生物, 如难解不等蛤(*Enigmonia aenigmatica*)、粗糙滨螺(*L. articulata*)、白脊藤壶等在互花米草茎秆上大量附着, 随着互花米草的扩散在海岸带盐沼广泛分布.

研究表明, 互花米草引种会改变动物种群密度、种类组成和食物供给, 影响营养功能及食物网的变化. 对互花米草拓殖点及其自然生长地的底栖动物研究表明, 拓殖点的生物密度及丰富度需要 5~8 年甚至更长时间的演替才能达到和自然群落相当的水平, 对具有浮游阶段的生物而言所需时间稍短; 底栖动物密度、优势种及其营养结构与有机碳、氮、有机质(根系及碎屑等)密切相关, 故新生盐沼植被的生物监测需要持续多年(Craft 和 Sacco, 2003).

3.4 对盐沼生态系统昆虫和海鸟的影响

植被群落多样性影响昆虫生存和繁衍, 昆虫物种丰富度一般随植物物种丰富度的增加而增大(朱慧等, 2008). 但是, 由于本地昆虫与寄主植物的协同进化比较漫长(Erhlich 和 Raven, 1965), 因此互花米草群落的昆虫多样性通常低于土著群落. 在长江口九段沙河口湿地, 高慧等(2006)研究表明互花米草在植被高度、生物量、空间复杂性方面与土著芦苇相似, 在植被高度和生物量明显方面高于海三棱镳草; 互花米草群落中昆虫物种数和个体数低于土著植物, 昆虫的优势类群也明显不同. 其中, 芦苇群落中为双翅目, 而海三棱藨草和互花米草中的优势类群为半翅目、同翅目和鞘翅目. 这与互花米草引种九段沙湿地时间较短、当地昆虫还未适应互花米草群落有关(彭筱葳等, 2006). 事实上, 湿地植被物种多样性对昆虫多样性影响的研究论文还较少(苏兰等, 2012).

互花米草对迁徙鸟类的研究结果具有区域性差异. 在杭州湾南岸互花米草海滩生态系统中, 存在的大量底栖动物及互花米草种子, 引来各种海鸟觅食栖息, 该区域互花米草在海鸟生物遗传信息保护方面具极高的价值(李加林等, 2005b). 在长江口, 互花米草与土著芦苇和海三棱藨草一样, 是黑腹滨鹬最主要的食物来源(张璇等, 2013); 胡春芳等(2012)对

表 2　苏沪浙闽海岸带互花米草扩散前后盐沼湿地大型底栖动物的种群组成变化

地点	互花米草引种前主要种群构成	互花米草引种后的种群组成变化	参考文献
江苏中部和南部	文蛤(*Meretrix meretrix*)、四角蛤蜊(*Mactra veneriforznis*)、青蛤(*Cyclina sinensis*)、泥螺(*Bullacta exarata*)、托氏鲳螺(*Umbonium thomasi*)、虹明樱蛤(*Moerella. dutila*)、焦河蓝蛤(*Potamocorbula ustulata)*、福氏玉螺(*Natica fortunei*)、缢蛏(*Sinonovacula constricta*)、褶牡蛎(*Ostrea plicatula*)、大竹蛏(*Solen grandis*)、蟹守螺(*Cerithidea* sp.)、纵肋织纹螺(*Nassarius variciferus*)、扁玉螺(*Neverita didyma*); 日本大眼蟹(*Macrophthalmus japonicus*)、宽身大眼蟹(*M. dilatatum*)、天津厚蟹(*Helice tientsinensis*)、沈氏厚蟹(*H. sheni*)、豆型拳蟹(*Philyra pisum*)、圆球股窗蟹(*Scopimera globosa*)、肉球近方蟹(*Hemigrapsus sanguineus*); 双齿围沙蚕(*Perinereis aibuhitensis*)、长吻沙蚕(*Glycera chirori*)、中锐吻沙蚕(*G. rouxii*)、翔鹰齿吻沙蚕(*Nephtys californiensis* Hartman)、拟突齿沙蚕(*Paraleonnates uscgakovi*)、巢沙蚕(*Diopatra* sp.)等	双齿围沙蚕和尖锥拟蟹守螺(*C. largillierti*)密度增加; 泥螺、樱蛤、文蛤、托氏鲳螺、豆型拳蟹、玉螺(*Polynices fortunei*)、四角蛤蜊、焦河蓝蛤等类群的生态位向海迁移; 青蛤、日本大眼蟹、拟突齿沙蚕、珠带拟蟹守螺(*C. cingulata*)、弧边招潮蟹(*Uca. arcuata*)、天津厚蟹、赤豆螺(*Bithynia fuchsiana*)、粗糙滨螺(*Littorna scabra*)、大弹涂鱼(*Boleophthalmus Pectinirostris*)、中国绿螂(*Glauconome chinensis*)、圆球股窗蟹、肉球近方蟹等适应了米草环境; 其他重要类群还有纵带锥螺(*Batillaria zonalis*)、微黄镰玉螺(*Lunatis gilva*)、长角涵螺(*Alocinma longicornis*)等	任美锷(1986), 谢文静和高抒(2009), 周晓等(2006), 虞蔚岩等(2009), 仇乐等(2010), 候森林等(2011)
长江口(崇明东滩和九段沙)	芦苇滩上部: 拟沼螺(*Assiminea* sp.)和尖锥拟蟹守螺(优势种)、绯拟沼螺(*A. latericea*)、中华拟蟹守螺(*C. sinensis*)、天津厚蟹、无齿螳臂蟹相手蟹(*Chinomantes dehaani*)及背蚓虫(*Notomastus latericeus*)、无齿相守蟹(*Sesarma dehaani*)等 芦苇滩下部: 圆锯齿吻沙蚕(*Dentinephtys galbra*)、光滑狭口螺(*Stenothyra glabra*)和拟沼螺(优势种)、以及小头虫(*Capitella Capitata)*、丝异蚓虫(*Heteromastus filiformis*)、微小螺(*Elachisina* sp.)、绯拟沼螺、堇拟沼螺(*A. violacea*)、尖锥拟蟹守螺、中华拟蟹守螺、泥螺、中国绿螂、板跳钩虾(*Orchestia platensis*)、无齿相守蟹等 海三棱藨草滩: 丝异蚓虫、堇拟沼螺、光滑狭口螺、中华拟蟹守螺、长角涵螺、琵琶拟沼螺(*A. lutea*)、鹿眼螺(*Risssonia* sp.)、中国绿螂, 丝异蚓虫和堇拟沼螺为优势种, 某些地段中国绿螂和无齿螳臂相手蟹为优势种; 其他重要类群为微小螺、疣吻沙蚕(*Tylorrhynchus heterochaetus*)、多鳃齿吻沙蚕(*Nephthys polybranchia*)等 光滩: 光滑狭口螺、微小螺、拟沼螺和丝异蚓虫为优势种, 重要类群包括中国绿螂、黑龙江河蓝蛤(*Potamocorbula amurensis*)、彩虹明樱蛤、缢蛏等	历史较长者优势种与芦苇基本相似, 以拟沼螺、绯拟沼螺和背蚓虫为优势, 尖锥拟蟹守螺、中华拟蟹守螺密度显著降低初期(约 5 年)以腹足类为优势, 随时间推移(大于 10 年), 多毛类种类上升, 与芦苇群落形成互动的稳定格局, 以疣吻沙蚕、丝异蚓虫、拟沼螺和板跳钩虾为优势类群. 互花米草下部与芦苇带、海三棱藨草的群落相似性较高,米草区优势类群为个体较小的拟沼螺; 绯拟沼螺和尖锥拟蟹守螺为某些地段的常见种; 堇拟沼螺密度增高; 光滑狭口螺、中国绿螂、中华拟蟹守螺、琵琶拟沼螺密度降低;丝异蚓虫和堇拟沼螺仍为优势. 年轻(小于 2 年)米草滩: 优势种与光滩相似, 以个体小的拟沼螺和丝异蚓虫为优势; 圆锯齿吻沙蚕和黑龙江河蓝蛤的生物量降低	陈中义等(2005), 周晓等(2006), 杨泽华等(2007), 谢志发等(2008), Wang 等(2010)

续表 2

地点	互花米草引种前主要种群构成	互花米草引种后的种群组成变化	参考文献
杭州湾(南岸)	日本刺沙蚕(*Neanthes japonica*)、中蚓虫(*Mediomastus* sp.); 焦河蓝蛤(*P. ustulata*)、泥螺、四角蛤蜊、光滑狭口螺、渤海鸭嘴蛤(*Laternula marilina*)、彩虹明樱蛤、珠带拟蟹守螺、半褶织纹螺(*Nassarius semiplicatus*)、婆罗囊螺(*Retusa borneensis*)、虹明樱蛤、青蛤; 日本大眼蟹、宽身大眼蟹、豆型拳蟹、锯缘青蟹(*Scylla serrata*)、鼓虾(*Alpheus* sp.)、宁波泥蟹(*Ilyoplax ningpoensis*)、长足长方蟹(*Metaplax longipes*); 斑尾复虎鱼(*Synechogobius ommaturus*)等	沙蚕(尤其是日本刺沙蚕)、青弹涂鱼(*Scartelaos viridis*)、大弹涂鱼、绯泥沼螺、短泥沼螺(*A. brevicula*)、尖锥拟蟹守螺、沈氏厚蟹、伍氏厚蟹(*H. wuana*)、小头虫等数量相对增加; 贝类活动能力降低, 彩虹明樱蛤、焦河蓝蛤、泥螺生态位向海迁移; 日本大眼蟹、弧边招潮蟹、锯缘青蟹、日本鼓虾(*A. japonicus*)、长足长方蟹、细螯相守蟹(*Sesarma haematocheir*)、豆型拳蟹、橄榄拳蟹(*P. olivacea*)等适应了米草环境	中国海湾志第五分册(上海市和浙江省北部海湾)(1994), 范明生(1996), 李加林等(2005a), 李欢欢等(2007)
福建罗源湾	双齿围沙蚕、红角沙蚕(*Ceratonereis erythraenesis*); 珠带拟蟹守螺、凸壳肌蛤(*Musculus senhousia*)、渤海鸭嘴蛤、中国绿螂、婆罗囊螺、缢蛏、褐蚶(*Didimacar tenebrica* (Reeve))、西格织纹螺(*Nassarius siquijorensis*)、微黄镰玉螺(*Lunatia gilva*)、秀丽织纹螺(*Nassarius dealbatus*); 淡水泥蟹(*Ilyoplax tansuiensis*), 圆球鼓窗蟹(*Scopimera globosa*)、弧边招潮蟹、明秀大眼蟹(*M. definitus*)、悦目大眼蟹(*M. erato*); 弹涂鱼(*Periophthalmus cantonensis*), 短吻栉鰕虎鱼(*Ctenogobius breviraostris*); 可口革囊星虫(*Phascolosoma esculenta*)附着于秋茄植株上的难解不等蛤(*Enigmonia aenigmatica*)、粗糙滨螺(*L. articulata*)、白脊藤壶等	大部分仍然为优势种群, 分布格局改变; 红树林特征种弧边招潮蟹、难解不等蛤、粗糙滨螺、藤壶(*Balanus.* sp.)等在互花米草茎秆上大量附着; 中国绿螂在米草区未见, 双齿围沙蚕和珠带拟蟹守螺数量降低,掌鳃索沙蚕(*Ninoe palmata*)、小胡桃蛤(*Nucula paulula*)、小翼拟蟹守螺 (*C.microptera* (*Kiener*))、明秀大眼蟹、滨螺(*Littorna* sp.)、厚蟹(*Helice* sp.)等变为优势类群; 凸壳肌蛤广泛分布	中国海湾志第六分册(浙江省南部海湾)(1994). 杜永芬等(2012). 作者未发表数据
福建泉州湾	优势类群有双扇鼓窗蟹(*Scopimera bitympana*)、圆球股窗蟹、等边浅蛤(*Gomphina aequilatera*)、长腕和尚蟹(*Mictyris longicarpus*)、拟脊活额寄居蟹(*Diogenes paracristimanus*)、鳞沙蚕(*Aphrodita aculeata*)、紫藤斧蛤(*Chion semigranosus*)、文蛤、薄片镜蛤(*Dosinia* (*Lamellidosinia*) *laminata*)、扁玉螺、弯竹蛏(*S. arcuatus*)等; 重要类群还包括渤海鸭嘴蛤、凸壳肌蛤、双齿围沙蚕、中锐吻沙蚕、拟突齿沙蚕、异足索沙蚕(*Lumbriconeris heteropoda*)、结蚶(*Tegillarca nodifera*)、彩虹明樱蛤、缢蛏、珠带拟蟹守螺、泥螺、斑玉螺(*Natica tigrina*)、刀额新对虾(*Metapenaeus ensis*)、短脊鼓虾(*Alpheus brevicristatus*)、日本大眼蟹、短吻栉鰕虎鱼、大弹涂鱼、青弹涂鱼、可口革囊星虫等	优势类群为智利巢沙蚕(*Diopatra chiliensis*)、理蛤(*Theora lata*)、短泥沼螺、缢蛏、光滑河蓝蛤(*Potamocorbula laevis*)、黑口滨螺(*L. melanostoma*)、沼蛤(*Limnoperna fortunei*)、可口革囊星虫、明秀大眼蟹、弧边招潮蟹、弹涂鱼(*Periophthalmus cantonensis*)等; 彩虹明樱蛤、珠带拟蟹守螺、泥螺仍较重要; 其他重要类群有凸壳明樱蛤(*Moerella fragilia*)、囊牡蛎(*Saccostrea* sp.)、褐蚶、圆蛤(*Cycladicama* sp.)、粗糙滨螺、彩拟蟹守螺(*Cerithidea sinensis*)、尖锥拟蟹守螺、渔舟蜒螺(*Nerita* (*Theliostyla*) *albicilla*))、齿纹蜒螺(*Nerita yoldii*)、紫游螺(*Neritina* (*Dostia*) *violacea*)、草席梯螺(*Papyriscala tenuilirata*)、织纹螺(*Zeuxis* sp.)等	中国海湾志第八分册(福建省南部海湾)(1994), 王爱军等(2008b), 黄雅琴等(2011)

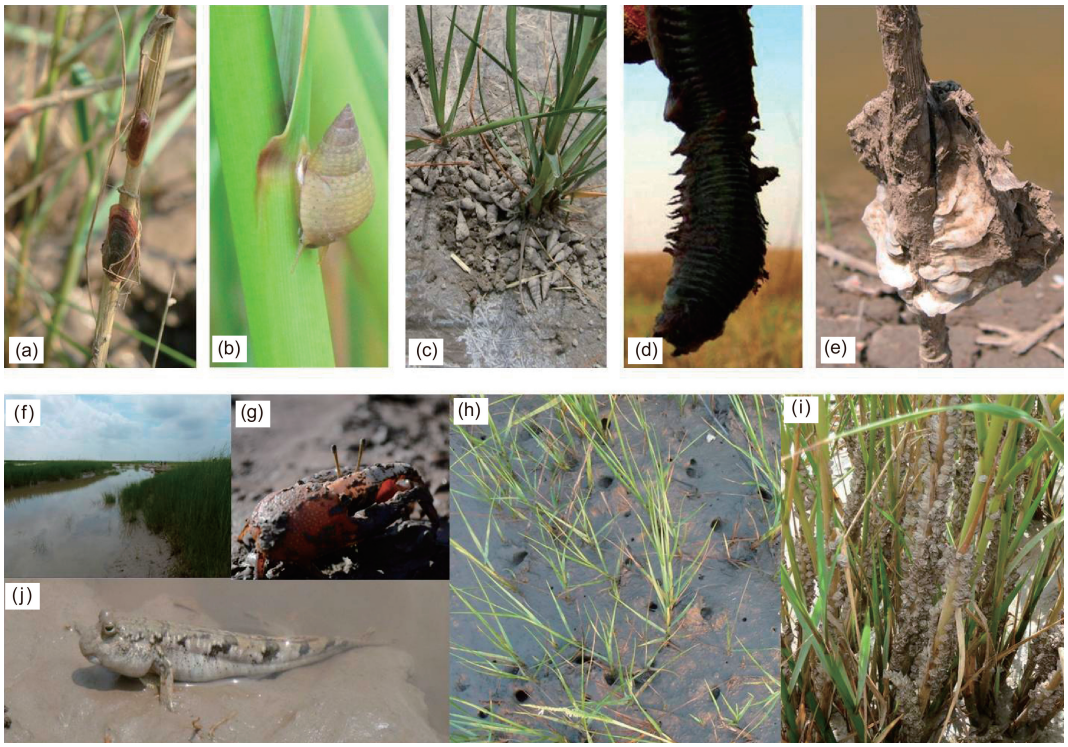

图 4　互花米草盐沼中的大型底栖动物及其生境

(a) 难解不等蛤(*Enigmonia aenigmatica*); (b) 黑口拟滨螺(*Littorna melanostoma*); (c) 滨螺 (*Littorna* sp.); (d) 围沙蚕(*Perinereis* sp.); (e) 密鳞牡蛎(*Ostrea denselamellosa*); (f) 互花米草盐沼内的潮水沟环境; (g) 弧边招潮蟹(*Uca arcuata*); (h) 互花米草盐沼内蟹洞; (i) 白脊管藤壶(*Fistulobalanus albicostatus* Pilsbry, 1916); (j) 滩涂鱼(*Periophthalmus cantonensis*). 其中(a)和(b)摄自福建罗源湾, (c)~(j)摄自江苏中部

斑背大尾莺(*Megaluru spryeri*)的巢址调查表明, 其在互花米草盐沼中的巢位密度大于在芦苇-互花米草混生生境. 然而, 对栖息于长江口湿地崇明东滩芦苇的震旦鸦雀(*Paradoxornis heudei*)而言, 互花米草生长和芦苇收割被认为降低了震旦鸦雀越冬期的栖息地质量(董斌等, 2010), 因而为了促进本地芦苇群落的生长, 人们试图防止互花米草扩散(陈万逸等, 2012; 张美等, 2013).

4　讨论

4.1　研究区互花米草盐沼的地域性差异

前述分析表明, 本区域互花米草引种具有一系列环境、生态影响, 学者们的分歧在于这些环境-生态效应是否有利于本区的生态健康. 这个问题不仅与生态系统本身的结构和功能有关, 而且与互花米草盐沼的地域性有关. 由于所处的自然环境不同, 不同区域的互花米草盐沼具有不同的生态意义, 其环境影响也不同.

我国东部海岸的特征是以杭州湾为界, 其北侧全新世时期有黄河、长江的物质供给, 陆架的基底是较厚的新生代地层, 陆架水深较小, 因而有苏北平原和长江三角洲的形成; 其南侧包括浙江、福建海岸, 为基岩港湾海岸, 全新世后期由于长江的细颗粒沉积物供给, 才形成了潮滩(王颖, 2012). 这些特征使得苏沪浙闽海岸潮滩沉积、地貌的地域性差异很大.

江苏海岸水域以沉积物供应丰富、浅滩面积广大、潮间带宽度大、潮滩地貌和沉积分带性明显为特征. 在过去 2000 年里, 由于长江和黄河的巨量物质输入, 江苏海岸形成了大规模的低地平原, 面积超过 2×10^4 km^2, 岸外形成了覆盖面积达 2.5×10^4 km^2 的辐射沙脊群, 而近岸处形成了大片的潮滩. 潮间带面积超过 5500 km^2, 潮间带宽度往往超过 10 km, 其下部被细砂所覆盖, 而上部约有 2~5 km 的范围被泥质沉积物质所覆盖(Ren, 1986). 互花米草覆盖的范围通常小于 2 km, 即只占据整个潮间带的较小部分; 在潮

汐作用下, 细颗粒物质有向岸搬运并堆积于高潮位附近的趋势, 而互花米草的生长引起了进一步提高沉积速率的作用.

长江口和杭州湾潮汐作用强, 又有陆源沉积物的供给, 因此也形成了大规模的潮滩; 同时, 河口环境还受到淡水径流的影响, 在盐度较低的水域, 盐生植物的生长相对较差, 而互花米草却是适合于这河口环境的物种, 因而蔓延较快, 占据了河口盐沼面积中的一大部分. 在杭州湾, 由于沉积物供给是来自长江的悬沙, 因此潮间带物质较细, 潮滩宽度在总体上要比江苏海岸者稍窄. 无论是长江口还是杭州湾, 互花米草都起了显著的促淤作用.

杭州湾以南的浙闽海岸为基岩港湾海岸, 若非长江物质供给, 这段海岸应以基岩和砂砾质海滩为特征. 但是, 长江悬沙的堆积使沿岸大多成为淤泥质海岸, 在岛屿的背风侧和港湾内部尤其是如此. 由于沉积物颗粒细, 缺乏砂质物质的物源, 因此潮滩基本上全部被泥质物质所覆盖, 潮滩剖面上平均坡度较大, 潮间带较窄. 这样的环境非常适应于互花米草生长, 再加上气候的纬度地带性因素(张亦默等, 2008), 使得互花米草引种后快速蔓延, 占据了潮间带的主要部分. 互花米草的淤积作用使潮滩环境快速演化, 甚至彻底改变了原来的生态系统.

虽然互花米草有生长蔓延快, 改变水动力条件和促进淤积的共性, 但是由于背景条件(地貌基础、沉积物供给量和物质组成、水动力等)的差异, 不同区域的互花米草的生态影响不同. 杭州湾以北的江苏海岸和长江口、杭州湾海岸, 互花米草滩成为一类新的盐沼湿地, 并且只占据潮间带的部分空间, 因此对潮滩整体环境和生态系统的改变作用相对较小. 杭州湾以南的浙闽沿岸则不同, 互花米草盐沼正在取代原来的盐沼湿地, 对环境和生态影响相对较大.

根据互花米草盐沼的区域差异性特征, 对互花米草的管理对策应有所不同, 如江苏海岸的互花米草不构成生态威胁, 对于海岸湿地修复和海岸防护还有正面作用, 因而应采取保护互花米草盐沼的措施; 杭州湾以南海岸互花米草有一定的负面生态影响, 因此应采取控制对策.

与海岸湿地管理的另一个相关的问题是沿海开发中的围垦管理. 由于海岸自然条件和互花米草盐沼的差异, 各地的围垦条件也是不同的. 杭州湾以北, 潮间带较宽, 不少岸段处于淤长状态, 由于互花米草的作用淤积还在加剧, 因此形成了一定规模的围垦潜力, 如能保持合理的围垦规模和速度, 使之与海岸淤长的速率相一致, 就可以保持环境完整性和生态健康. 反之, 杭州湾以南的海湾潮滩是重要的生态系统, 规模小, 易在围垦活动中被破坏, 因此, 这些地方的围垦应十分谨慎, 种植互花米草虽然有利于围垦工程(宋连清, 1997), 但围垦和互花米草都有不利于海岸带生态健康的一面. 因此, 与互花米草盐沼一样, 对海岸围垦的管理也要根据地域的不同而有所区别, 围垦不仅要注意局地的环境和生态影响, 而且也要考虑对邻近陆架水域的生态影响. 江苏以北、福建以南的互花米草盐沼不是本文的研究重点, 但也存在类似的问题(左平等, 2009).

4.2 互花米草盐沼的生态系统动力学

海岸带生态健康的另一个问题关系到互花米草盐沼本身. 如前所述, 尽管互花米草只是一个引种的物种, 但互花米草盐沼正在成为我国东部沿海的重要生态系统, 一个重要标志是原先生活于潮间带湿地的许多物种正在逐渐适应互花米草环境, 包括多种滩面底栖藻类、细菌、多种微型、小型和大型底栖动物, 以及多种经济鱼类和鸟类等高营养级动物. 像世界其他地方相类似(Levin 等, 2006), 互花米草盐沼正在演化为一个适应于当地环境的独特生态系统.

然而, 互花米草盐沼的未来演化仍然是一个尚待解决的问题. 有关本区域生态过程的研究结果已发表了不少, 但在环境和生态动力过程方面所获信息还不够系统化, 难以据此预测今后的演化. 本区的环境类型丰富、动力过程复杂(王卿等, 2012), 而针对互花米草盐沼的观测在时空尺度上极为有限.

在应用方面, 也非常需要了解互花米草盐沼的演化格局. 首先, 养育互花米草盐沼在本区域的北部是海岸湿地修复的重要方式. 随着围垦的进行, 江苏海岸、长江河口、杭州湾的本地盐沼已基本丧失, 只有盐城自然保护区还保有小片的盐蒿湿地. 在未来海岸湿地修复工程中, 互花米草可用于在新海堤之外形成盐沼湿地, 提高海岸带的环境和生态价值. 其次, 海岸带开发产生了一系列环境污染问题, 盐沼不仅本身有净化环境的功能, 而且其生态系统中还有许多可用于环境监测的生物标志物, 如底栖动物、鱼类、鸟类等, 因此可成为环境监测和保护的重要工具. 最后, 在互花米草可能有负面影响的区域(如浙闽沿

岸海岸), 需要实施一定程度的控制, 为此也需要了解互花米草盐沼的演化动态.

为了解决互花米草盐沼的演化问题, 进一步观测和长时间序列的资料获取是重要的. 另一种方法是以观测数据为输入和验证材料, 通过生态系统动力过程模拟来推进这项研究. 生态动力模拟是基于生态系统中的物质循环和能量流动, 定量刻画营养级、食物网及其演化的方法. 目前, 陆架海生态系统的研究广泛采用这一方法, 如欧洲北海已建立的模型已有 11 个之多(Moll 和 Raddach, 2003). 要注意的是, 这些模型的完善和应用是同步进行的, 应用尚未完善的模型可以进行过程模拟实验、指导现场观测、提出科学假说, 然后通过与观测结果的对比, 改进现有模型, 经过多次重复, 模拟可得到逐步完善. 目前, 对陆地和开敞海洋环境, 已经建立了不少模型, 但对于潮间带湿地这样的陆、海过渡地带的生态系统, 还缺乏完整的、统一的模型, 因此有必要建立互花米草盐沼的生态系统动力学模型.

互花米草盐沼生态系统动力学模型的核心部分应包括以下几个部分.

(1) 湿地地貌演化与生物的耦合过程. 根据环境特征确定互花米草的分布范围、植株形态、地下与地面生物量、季节变化等参数, 进而估算在互花米草生长条件下的滩面潮流流速、悬沙输运和堆积速率等, 给出滩面地貌演化格局(图 5), 这样就能获得互花米草影响下的滩面物理环境演化趋势(Friedrichs 和 Perry, 2001; D'Alpaos, 2011).

(2) 盐沼湿地的物质循环格局. 盐沼兼有陆地和海洋的双重环境特征, 因此物质循环过程的模拟要同时考虑陆地和海洋过程(Wang 等, 2007). 在低潮干出阶段, 要考虑地表-大气界面和地下水运动状况, 而在潮汐淹没阶段, 则要处理陆海(水边线)和底床、海水界面, 以及水层中的各种过程(图 5). 所涉及的物质除水和沉积物之外, 还有盐分、营养物质、污染物等, 模拟的目标是预测各种物质浓度的时空分布.

(3) 盐沼湿地的初级生产、次级生产和底栖生态系统. 除互花米草之外, 还要根据盐度、温度、水分、营养等条件, 估算湿地藻类和细菌的初级生产力、生物量等参数, 给出其时空分布. 根据盐沼湿地的初级生产、浮游和底栖动物生态特征, 给出食物网内部的物质循环和能量传递的模拟结果; 进行大型底栖动物和其他湿地动物的生活史和生态适应性研究, 模拟重要物种的生物量及其随时间的演化; 考虑互花米草盐沼之外的底栖动物定殖条件, 预测其进入互

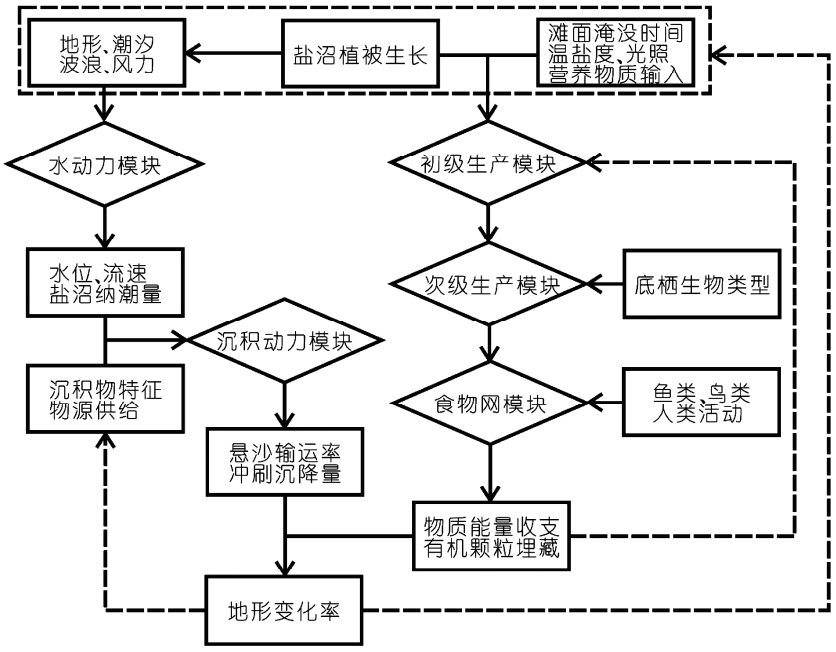

图 5　互花米草盐沼的环境和生态系统动力学模型框架

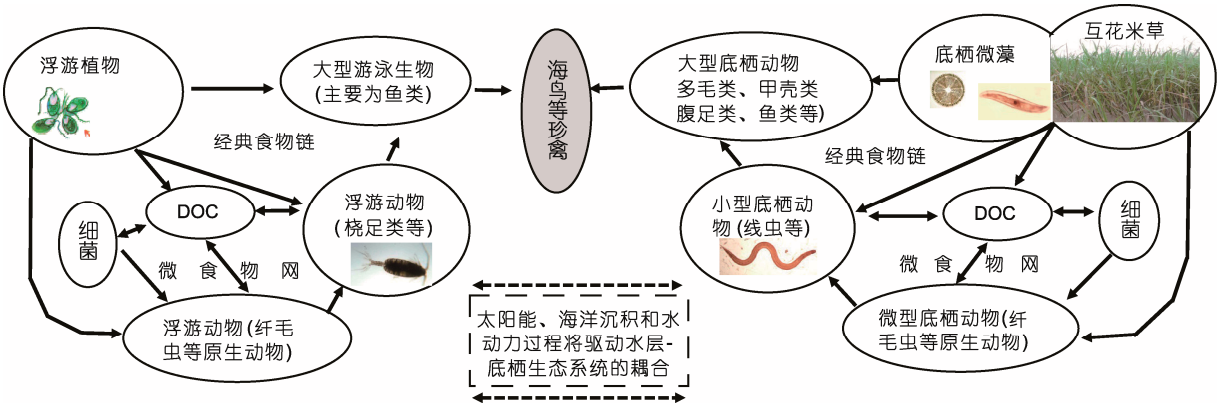

图 6　海岸带盐沼湿地生态系统食物网结构简图(DOC 为溶解有机碳)

花米草盐沼的阶段和发展趋势(图 5). 海岸带盐沼生态系统通过太阳能输入、水流和沉积动力等将水层-底栖环境耦合为一体, 其中浮游藻类和桡足类是水层动力过程的关键之一, 而底栖生态系统的大型植物和自由生活海洋线虫(Du 等, 2012)可能具有类似的重要性, 但其研究明显滞后于食物网的其他环节, 应成为模拟的重点. 尤其是被称为生态系统“黑匣子”的底栖微食物网的模拟研究是研究的重点, 其中海洋线虫是经典食物链和微食物网的重要连接环节(图 6).

5　结论

(1) 在本区域, 互花米草盐沼具有减小水流底部切应力、促进悬沙沉降、提高堆积速率的作用; 互花米草盐沼初级生产力高, 对底栖生态系统有明显影响; 在有些地点, 本地盐沼的部分大型、小型和微型底栖动物得以迁入互花米草盐沼, 形成了不同于原地盐沼的生态系统.

(2) 受地域性差异因素影响, 上述过程具有不同的效应. 在杭州湾以北海岸, 全新世基底位置高, 潮间带宽度大、坡度小, 互花米草盐沼只占据潮间带的较小部分, 在海岸防护和生态建设中主要起了正面作用, 应成为生态建设的对象. 而在杭州湾以南海岸, 全新世基底高程低, 潮间带宽度小, 潮滩主要形成于海湾之内, 互花米草的扩展挤占了潮间带其他生物的生存空间. 在沿海开发和海岸带管理中, 互花米草的环境-生态效应的地域性差异应予以充分考虑.

(3) 苏沪浙闽海岸的互花米草盐沼研究已经积累了不少文献, 尤其是江苏海岸、长江河口及三角洲区域、杭州湾、福建省罗源湾、泉州湾的研究. 但是, 为了解决互花米草盐沼的演化问题, 除持续观测外, 还要建立互花米草盐沼生态系统动力学模型, 实现潮间带和潮下带环境-生态过程的耦合.

致谢　本文受益于与华东师范大学陆健健教授和厦门大学李炎教授的讨论. 感谢审稿专家对本文的改进提出了建设性意见. 本文的主要内容曾在中国科学院科学与技术前沿论坛“海陆交互作用过程与中国海岸海洋环境资源特点及疆域主权”(北京, 2012 年 9 月 6~7 日)宣读.

参考文献

陈才俊. 1994. 江苏滩涂大米草促淤护岸效果. 海洋通报, 13: 55–61
陈宏友. 1990. 苏北潮间带米草资源及其利用. 自然资源, 18: 56–65
陈慧丽, 李玉娟, 李博, 等. 2005. 外来植物入侵对土壤生物多样性和生态系统过程的影响. 生物多样性, 13: 555–566
陈万逸, 张利权, 袁琳. 2012. 上海南汇东滩鸟类栖息地营造工程的生境评价. 海洋环境科学, 31: 561–566
陈一宁, 高抒, 贾建军, 等. 2005. 米草属植物(*Spartina angilica* 和 *Spartina alterniflora*)引种后江苏海岸湿地生态演化的初步探讨. 海洋与湖沼, 35: 394–403

陈中义, 李博, 陈家宽. 2005. 互花米草与海三棱藨草的生长特征和相对竞争能力. 生物多样性, 13: 130–136
仇乐, 刘金娥, 王国祥, 等. 2010. 互花米草扩张对江苏海滨湿地大型底栖动物的影响. 海洋科学, 34: 50–55
董斌, 吴迪, 宋国贤, 等. 2010. 上海崇明东滩震旦鸦雀冬季种群栖息地的生境选择. 生态学报, 30: 4351–4358
杜永芬, 高抒, 于子山, 等. 2012. 福建罗源湾潮间带大型底栖动物的次级生产力. 应用生态学报, 23: 1904–1912
范明生. 1996. 杭州湾潮间带生态学研究. Ⅰ种类组成与分布. 东海海洋, 14: 1–11
方民杰. 2012. 福建沿岸海域互花米草的分布. 台湾海峡, 31: 100–104
高慧, 彭筱葳, 李博,等. 2006. 互花米草入侵九段沙河口湿地对当地昆虫多样性的影响. 生物多样性, 14: 400–409
高文华, 杜永芬, 王丹丹, 等. 2012. 福建罗源湾潮间带沉积物重金属含量空间分布及其环境质量影响. 环境科学, 33: 3097–3103
何起祥. 2006. 中国海洋沉积地质学. 北京: 海洋出版社. 503
侯森林, 余晓韵, 鲁长虎. 2011. 盐城自然保护区射阳河口潮间带大型底栖动物的空间分布与季节变化. 生态学杂志, 30: 297–303
胡春芳, 李枫, 丛日杰, 等. 2012. 崇明东滩斑背大尾莺的巢址特征. 东北林业大学学报, 40: 107–111
黄雅琴, 李荣冠, 江锦祥. 2011. 泉州湾洛阳江红树林自然保护区潮间带软体动物多样性及分布. 海洋科学, 35: 110–116
李华, 杨世伦. 2007. 潮间带盐沼植物对海岸沉积动力过程影响的研究进展. 地球科学进展, 22: 583–591
李华, 杨世伦. 2010. 潮间带盐沼植物黏附悬浮颗粒物的差异性研究. 海洋学报, 32: 114–119
李欢欢, 鲍毅新, 胡知渊. 2007. 杭州湾南岸大桥建设区域潮间带大型底栖动物功能群及营养级的动态研究. 动物学报, 53: 1011–1023
李加林, 许继琴, 张殿发, 等. 2005a. 杭州湾南岸互花米草盐沼生态系统服务价值评估. 地域研究与开发, 24: 58–62
李加林, 杨晓平, 张殿发, 等. 2005b. 互花米草入侵对潮滩生态系统服务功能的影响及其管理. 海洋通报, 24: 33–38
李加林. 2004. 互花米草海滩生态系统及其综合效益——以江浙沿海为例. 宁波大学学报, 17: 38–42
李加林. 2008. 杭州湾南岸互花米草潮滩低质粒度及其分布特征. 海洋科学, 32: 53–57
李婧, 高抒, 李炎. 2006. 江苏北部潮滩盐沼植被类型变化的遥感监测研究. 海洋科学, 30: 52–57
廖成章, 唐小平, 程小玲, 等. 2010. 外来种互花米草和土著种芦苇空中凋落物氮动态的比较研究. 生物多样性, 18: 631–637
罗彩莲. 2012. 基于遥感的泉州湾河口湿地互花米草分布扩散分析. 福建林业科技. 39: 70–73
彭筱葳, 高慧, 董慧琴,等. 2006. 九段沙湿地国家自然保护区不同生境中昼行性昆虫群落研究. 复旦学报(自然科学版), 45: 785–789
钦佩, 经美德, 谢民. 1988. 福建罗源湾互花米草盐沼中氮、磷、钾元素分布的研究. 海洋科学, 4: 62–67
钦佩, 谢民, 仲崇信. 1989. 福建罗源湾海滩互花米草盐沼中 18 种金属元素的分布. 海洋科学, 6: 23–27
钦佩, 谢民, 仲崇信. 1995. 互花米草盐沼矿质元素的迁移变化. 南京大学学报(自然科学版), 31: 90–98
全为民, 李春鞠, 沈盎绿, 等. 2006. 崇明东滩湿地营养盐与重金属的分布与累积. 生态学报, 26: 3324–3331
任美锷. 1986. 江苏省海岸带和滩涂资源综合调查报告. 北京: 海洋出版社. 167–183
沈芳, 周云轩, 张杰, 等. 2006. 九段沙湿地植被时空遥感监测与分析. 海洋与湖沼, 37: 498–504
沈永明, 张忍顺, 王艳红. 2003. 互花米草盐沼潮沟地貌特征. 地理研究, 22: 520–527
时钟, 杨世伦, 缪莘. 1998. 海岸盐沼泥沙过程现场实验研究. 泥沙研究, 4: 28–35
史本伟, 杨世伦, 罗向欣, 等. 2010. 淤泥质光滩-盐沼过渡带波浪衰减的观测研究: 以长江口崇明东滩为例. 海洋学报, 32: 174–178
宋连清. 1997. 互花米草及其对海岸的防护作用. 东海海洋, 15: 11–19
苏兰, 黄俊浩, 吴明, 等. 2012. 湿地植被演替中昆虫多样性变化研究进展. 生态学杂志, 31: 1577–1584
孙书存, 朱旭斌, 吕超群. 2004. 外来种米草的生态功能评价与控制. 生态学杂志, 23: 93–98
唐承佳, 陆健健. 2003. 长江口九段沙植物群落研究. 生态学报, 23: 399–403
王爱军, 陈坚, 李东义. 2008b. 互花米草对福建泉州湾海岸湿地沉积环境影响. 海洋工程, 26: 60–69
王爱军, 高抒, 陈坚, 等. 2008a. 福建泉州湾盐沼对台风"格美"的沉积动力响应. 科学通报, 53: 2814–2823
王爱军, 高抒, 贾建军, 等. 2005. 江苏王港盐沼的现代沉积速率. 地理学报, 60: 61–70
王爱军, 高抒, 贾建军. 2006. 互花米草对江苏潮滩沉积和地貌演化的影响. 海洋学报, 28: 92–99
王爱军, 叶翔, 黄财宾, 等. 2010. 互花米草对泉州湾盐沼表层沉积物输运的影响. 台湾海峡, 29: 66–72
王丹丹, 高抒, 杜永芬. 2012. 江苏如东海岸互花米草盐沼沉积物叶绿素α分布特征. 生态学杂志, 31: 2247–2254
王卿, 安树青, 马志军, 等. 2006. 入侵植物互花米草——生物学、生态学及管理. 植物分类学报, 44: 559–588
王卿, 汪承焕, 黄沈发, 等. 2012. 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, 21: 375–388
王卿. 2011. 互花米草在上海崇明东滩的入侵历史、分布现状和扩张趋势的预测. 长江流域资源与环境, 20: 690–696
王颖. 2012. 中国区域海洋学——海洋地貌学. 北京: 海洋出版社. 676
吴德力, 沈永明, 杜永芬, 等. 2013. 福建罗源湾互花米草扩展过程及其特征分析. 海洋学报, 35: 113–120
谢文静, 高抒. 2009. 江苏中部海岸互花米草盐沼底栖动物的组成特征. 南京大学学报, 45: 553–560
谢志发, 何文珊, 刘文亮, 等. 2008. 不同发育时间的互花米草盐沼对大型底栖动物群落的影响. 生态学杂志, 27: 63–67

徐国万, 卓荣宗, 仲崇信. 1993. 互花米草群落对东台边滩促淤效果的研究. 南京大学学报, 48: 228–231
徐国万, 卓荣宗. 1985. 我国引种互花米草的初步研究. 见: 南京大学学报社. 米草研究的进展——22 年来的研究成果论文集. 南京: 南京大学出版社. 212–225
徐国万, 卓荣宗, 曹豪, 等. 1989. 互花米草生物量年动态及其与滩涂生境的关系. 植物生态学与地植物生态学报, 13: 230–235
杨泽华, 童春富, 陆健健. 2007. 盐沼植物对大型底栖动物群落的影响. 生态学报, 27: 4387–4393
虞蔚岩, 李朝晖, 华春, 等. 2009. 江苏盐城东台互花米草滩涂底栖无脊椎动物的多样性分析. 海洋湖沼通报, (1): 123–128
袁红伟, 李守中, 郑怀舟, 等. 2009. 外来种互花米草对中国海滨湿地生态系统的影响评价及对策. 海洋通报, 28: 122–128
张美, 牛俊英, 杨晓婷, 等. 2013. 上海崇明东滩人工湿地冬春季水鸟的生境因子分析. 长江流域资源与环境, 22: 858–864
张忍顺, 沈永明, 陆丽云, 等. 2005. 江苏沿海互花米草(*Spartina alterniflora*)盐沼的形成过程. 海洋与湖沼, 36: 358–366
张祥霖, 石盛莉, 潘根兴, 等. 2008. 互花米草入侵下福建漳江口红树林湿地土壤生态化学变化. 地球科学进展, 23: 974–781
张璇, 华宁, 汤臣栋, 等. 2013. 崇明东滩黑腹滨鹬(*Calidris alpine*)食物来源和组成的稳定同位素分析. 复旦学报(自然科学版), 52: 112–118
张亦默, 王卿, 卢蒙, 等. 2008. 中国东部沿海互花米草种群生活史的纬度变异与可塑性. 生物多样性, 16: 462–469
匿名作者. 中国海湾志第五分册(上海市和浙江省北部海湾). 1994. 北京: 海洋出版社. 78–82
匿名作者. 中国海湾志第六分册(浙江省南部海湾). 1994. 北京: 海洋出版社. 142–147
匿名作者. 中国海湾志第八分册(福建省南部海湾). 1994. 北京: 海洋出版社. 82–85
仲崇信. 1985. 大米草简史及国外研究概况. 见: 南京大学学报社. 米草研究的进展——22 年来的研究成果论文集. 南京: 南京大学出版社. 1–30
朱慧, 彭媛媛, 王德利. 2008. 植物对昆虫多样性的影响. 生态学杂志, 27: 2215–2221
周晓, 王天厚, 葛振鸣, 等. 2006. 长江口九段沙湿地不同生境中大型底栖动物群落结构特征分析. 生物多样性, 14: 165–171
朱海燕, 钱婕靓, 俞静漪. 2011. 浙江湿地保护现状与发展对策. 浙江林业科技, 31: 73–77
左平, 刘长安, 赵书河, 等. 2009. 米草属植物在中国海岸带的分布现状. 海洋学报, 31: 101–111
左平, 刘长安. 2008. 中国海岸带外来植物物种影响分析——以大米草与互花米草为例. 海洋开发与管理, 12: 107–122
Chalmers A G. 1982. Soil dynamics and the productivity of *Spartina alterniflora*. In: Kennedy V S, ed. Estuarine Comparisons. New York: Academic Press. 231–243
Chen H L, Li B, Hu J B, et al. 2007a. Effects of *Spartina alterniflara* invasion on benthic nematode communities in the Yangtze Estuary. Mar Ecol-Prog Ser, 336: 99–110
Chen H L, Li B, Fang C M, et al. 2007b. Exotic plant influences soil nematode communities through litter input. Soil Biol Biochem, 39: 1782–1793
Chmura G L, Hung G A. 2004. Controls on salt marsh accretion: A test in salt marshes of Eastern Canada. Estuaries, 27: 70–81
Chung C H. 1993. Thirty years of ecological engineering with Spartina plantations in China. Ecol Eng, 2: 261–289
Chung C H, Zhuo R Z, Xu G W. 2004. Creation of *Spartina* plantations for reclaiming Dongtai, China, tidal flats and offshore sands. Ecol Eng, 23: 135–150
Chung C H. 2006. Forty years of ecological engineering with *Spartina* plantations in China. Ecol Eng, 27: 49–57
Craft C, Sacco J. 2003. Long-term succession of benthic infauna communities on constructed *Spartina alterniflora* marshes. Mar Ecol-Prog Ser, 257: 45–58
D'Alpaos A, Lanzoni S, Mudd S M, et al. 2006. Modeling the influence of hydroperiod and vegetation on the cross-sectional formation of tidal channels. Estuar Coast Shelf Sci, 69: 311–324
D'Alpaos A. 2011. The mutual influence of biotic and abiotic components on the long-term ecomorphodynamic evolution of salt-marsh ecosystems. Geomorphology, 126: 269–278
Du Y, Xu K, Warren A, et al. 2012. Benthic ciliate and meiofaunal communities in two contrasting habitats of an intertidal estuarine wetland. J Sea Res, 70: 50–63
Erhlich P R, Raven P H. 1965. Butterflies and plants: A study in co-evolution. Evolution, 19: 586–608
Friedrichs C T, Perry J E. 2001. Tidal salt marsh morphodynamics: A synthesis. J Coastal Res, 27: 7–37
Gallagher J L, Reimold R J, Linthurst R A, et al. 1980. Aerial production, mortality, and mineral accumulation-export dynamics in *Spartina alterniflora* and *Juncus roemerianus* plant stands. Ecology, 61: 303–312
Gao J H, Bai F L, Yang Y, et al. 2012. Influence of *Spartina* colonization on the supply and accumulation of organic carbon in tidal salt marshes of northern Jiangsu Province, China. J Coastal Res, 28: 486–498
Gao S, Collins M. 1997. Formation of salt-marsh cliffs in an accretional environment, Christchurch Harbour, southern England. In: Wang P X,

Bergran W, eds. Proceedings of the 30th International Geological Congress. Amsterdam: VSP Press. 95–110

Gao S. 2009. Geomorphology and sedimentology of tidal flats. In: Perillo G M E, Wolanski E, Cahoon D, et al., eds. Coastal Wetlands: An ecosystem Integrated Approach. Amsterdam: Elsevier. 295–316

Graham G W, Manning A J. 2007. Floc size and settling velocity within a *Spartina anglica* canopy. Cont Shelf Res, 27: 1060–1079

Huang H M, Zhang L Q. 2007. A study on the population dynamics of *Spartina alterniflora* at Jiuduansha Shoals, Shanghai. Ecol Eng, 29: 164–172

Huang H M, Zhang L Q, Guan Y J, et al. 2008. A cellular automata for population expansion of *Spartina alterniflora* at Jiuduansha Shoals, Shanghai, China. Estuar Coast Shelf Sci, 77: 47–55

Kuipers B R, De Wilde P, Creutzberg F. 1981. Energy flow in a tidal flat ecosystem. Mar Ecol-Prog Ser, 5: 215–221

Kuntson P L, Seeling W N, Inskeep M R. 1982. Wave damping in *Spartina alterniflora* marshes. Wetlands, 2: 87–104

Leonard L, Luther M E. 1995. Flow hydrodynamics in tidal marsh canopies. Limnol Oceanogr, 40: 1474–1484

Leonard L, Wren P, Beavers R. 2002. Flow dynamics and sedimentation in *Spartina Alterniflora* and *Phragmites Australis* marshes of the Chesapeake Bay. Wetland, 22: 415–424

Leonard L, Croft A. 2006. The effect of standing biomass on flow velocity and turbulence in *Spartina alterniflora* canopies. Estuar Coast Shelf Sci, 69: 325–336

Levin L A, Neira C, Grosholz E D. 2006. Invasive cordgrass modifies wetland trophic function. Ecology, 87: 419–432

Li B, Liao C, Zhang X, et al. 2009. *Spartina alterniflora* invasions in the Yangtze River estuary, China: An overview of current status and ecosystem effects. Ecol Eng, 35: 511–520

Li J, Gao S, Wang Y P. 2010. Invading cord grass vegetation changes analyzed from Lansat-TM imageries: A case study from the Wanggang area, Jiangsu coast, eastern China. Acta Oceanol Sin, 29: 26–37

Luo Y Q, Hui D F, Zhang D Q. 2006. Elevated CO_2 stimulates net accumulations of carbon and nitrogen in land ecosystems: A meta-analysis. Ecology, 87: 53–63

Metcalfe W S, Ellison A M, Bertness M D. 1986. Survivorship and spatial development of *Spartina alterniflora* Loisel (Grammineae) seedlings in a New England salt marsh. Ann Bot-London, 58: 249–258

Mitsch W J, Gosselink J G. 2000. Wetlands. 3rd ed. Hoboken: John Wiley. 1–920

Moll A, Raddach G. 2003. Review of three-dimensional ecological modeling related to the North Sea shelf system. Part 1: Models and their results. Prog Oceanogr, 57: 175–217

Möller I, Spencer T, French J R. 1996. Wind wave attenuation over saltmarsh surface: preliminary results from Norfolk, England. J Coastal Res, 12: 1009–1016

Möller I, Spencer T, French J R, et al. 1999. Wave transformation over salt marshes: A field and numerical modeling study from North Norfolk, England. Estuar Coast Shelf Sci, 49: 411–426

Möller I, Spencer T. 2002. Wave dissipation over macro-tidal saltmarshes: Effects of marsh edge typology and vegetation change. J Coastal Res, SI36: 506–521

Neumeier U, Ciavola P. 2004. Flow resistance and associated sedimentary processes in a *Spartina maritime* salt-marsh. J Coastal Res, 20: 435–477

Nyman J A, Walters R J, Delaune R D, et al. 2006. Marsh vertical accretion via vegetative growth. Estuar Coast Shelf Sci, 69: 370–380

Pethick J S. 1981. Long-term accretion rates on tidal saltmarshes. J Sediment Res, 51: 571–577

Qin P, Xie M, Jiang Y S, et al. 1997. Estimation of the ecological-economic benefits of two *Spartina alterniflora* plantations in North Jiangsu, China. Ecol Eng, 8: 5–17

Ravit B, Ehrenfeld J G, Haggblom M M. 2003. A comparison of sediment microbial communities associated with *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora* in two brackish wetlands of New Jersey. Estuaries, 26: 465–474

Ren M E. 1986. Tidal mud flat. In: Ren M E, ed. Modern Sedimentation in the Coastal and Nearshore Zones of China. Beijing: China Ocean Press. 78–127

Schubauer J P, Hopkinson C S. 1984. Above- and belowground emergent macrophyte production and turnover in a coastal marsh ecosystem, Georgia. Limnol Oceanogr, 29: 1052–1065

Shi Z, Pethick J S, Pye K. 1995. Flow structure in and above the various heights of a saltmarsh canopy: A laboratory flume study. J Coastal Res, 11: 1204–1209

Shi Z, Pethick J S, Burd F, et al. 1996. Velocity profiles in a salt marsh canopy. Geo-Mar Lett, 16: 319–323

Shi Z, Hamilton L J, Wolanski E. 2000. Near-bed currents and suspended sediment transport in Saltmarsh canopies. J Coastal Res, 16: 909–914

Silliman B R, Zieman J C. 2001. Top-down control of *Spartina alterniflora* production by periwinkle grazing in a Virginia salt marsh. Ecology, 82: 2830–2845

Voulgaris G, Meyers S T. 2004. Temporal variability of hydrodynamics, sediment concentration and sediment settling velocity in a tidal creek. Cont Shelf Res, 24: 1659–1683

Wang H Q, Hsieh Y P, Harwell M A, et al. 2007. Modeling soil salinity distribution along topographic gradients in tidal salt marshes in Atlantic and Gulf coastal regions. Ecol Model, 201: 429–439

Wang J Q, Zhang X D, Nie M, et al. 2008. Exotic *Spartina alterniflora* provides compatible habitats for native estuarine crab Sesarma dehaani in the Yangtze River estuary. Ecol Eng, 34: 57–64

Wang R Z, Yuan L, Zhang L Q. 2010. Impacts of *Spartina alterniflora* invasion on the benthic communities at saltmarshes in the Yangtze Estuary, China. Ecol Eng, 36: 799–806

Wang Y P, Gao S, Jia J J, et al. 2012. Sediment transport over an accretional intertidal flat with influences of reclamation, Jiangsu coast, China. Mar Geol, 291–294: 147–161

Xie W J, Gao S. 2009. The macrobenthos in *S. alterniflora* salt marshes of the Wanggang tidal-flat, Jiangsu coast, China. Ecol Eng, 35: 1158–1166

Xie W J, Gao S. 2013. Invasive *Spartina alterniflora*—Induced factors affecting epibenthos distribution in coastal salt marsh, China. Acta Oceanol Sin, 32: 81–88

Zhang R S, Shen Y M, Lu L Y, et al. 2004. Formation of *Spartina alterniflora* salt marshes on the coast of Jiangsu Province, China. Ecol Eng, 23: 95–105

Zhu Z C, Zhang L Q, Wang N, et al. 2012. Interaction between the range expansion of saltmarsh vegetation and hydrodynamic regimes in the Yangtze Estuary, China. Estuar Coast Shelf Sci, 96: 273–279