

米草属植物在中国海岸带的分布现状

左平^{1,2}, 刘长安³, 赵书河², 王春红², 梁玉波³

(1 南京大学 海岸与海岛开发教育部重点实验室, 江苏 南京 210093; 2 南京大学 地理与海洋科学学院, 江苏 南京 210093; 3 国家海洋局 国家海洋环境监测中心, 辽宁 大连 116023)

摘要: 结合遥感调查、现场定位, 辅以文献检索、函调、电子邮件、电话等调查方式分析了 4 种米草属植物自引种以来在我国海岸带分布的历史及现状, 结果表明, 因人类围垦活动、大米草(*Spartina anglica*)的自身退化以及与互花米草存在生态位竞争关系, 大米草在全国海岸带的分布面积不足 16 hm², 呈退化趋势。大绳草(*Spartina cynosuroides*)尚未在实验地种植, 狐米草(*Spartina patens*)仅在苏北、天津市的部分区域有少量种植。这两种米草没有对本土生态系统造成入侵威胁。互花米草(*Spartina alterniflora*)自 1979 年引种以来在全国海岸带被广泛种植, 后经自然扩散, 目前面积已达 34 451 hm²。结合我国的海岸带特征与互花米草的生态位, 可以把其生长区域明显分为三部分: 一是福建省福鼎市以南的海岸带滩涂, 可能与红树林潜在的生态位竞争有关系; 二是河口区域, 如在长江口的崇明东滩, 互花米草与本土植物表现出明显的竞争关系; 三是在其他滩涂区域, 该物种可能对本土生态系统造成一定程度的影响, 在某些区域可能已经表现出一定的入侵性, 但是其带来的促淤造陆、保滩护岸等巨大的生态效益也不应忽视。由于我国海岸带地质地貌类型复杂, 互花米草在不同区域表现出不同的定植和扩散能力, 与本土植被的竞争关系也明显不同。因此, 在评价互花米草所造成的生态后果时, 应从不同的角度出发进行全面、系统、客观、公正地评价。

关键词: 米草属植物; 互花米草; 分布现状; 生态因子; 中国海岸带

中图分类号: Q949.71+4.3

文献标志码: A

文章编号: 0253-4193(2009)05-0104-11

1 引言

米草属(*Spartina*)隶属于禾本科虎尾草族, 该属属于 1879 年由 Schreber 命名, 全球共有 14 个种, 均为多年生盐沼植物, 多数生长于滨海盐沼和河口区域^[1]。米草属植物在其原产地是盐沼中的常见优势种, 在生态系统中具有重要的生态功能^[2-5]。米草属植物与其周围环境一起被称为盐沼植物群落, 为海洋三大高等植物群落之一^[6]。由于无意带入或有意引种, 米草的一些物种已被传播到世界许多区域。从扩散情况来看, 有 7 种米草被认为具有很强的入侵性^[7]。

基于保滩护岸、促淤造陆、改良土壤以及绿化海滩、改善海滩生态环境等目的, 我国共引入了 4 种米草, 它们分别是大米草(*S. anglica*)、互花米草(*S. alterniflora*)、狐米草(*S. patens*)、大绳草(*S. cynosuroides*)^[8](见表 1)。截至 1978 年全国共种植大米草面积约 10 293 hm², 到 1981 年底, 全国共栽种大米草约 33 333 hm²^[9]。一般情况下大米草株高 20~30 cm, 在生境好的地段可长到 70~80 cm, 在海拔 3 0 m 处长势最好^[10]。相对于互花米草来说, 大米草植株矮小, 在我国海岸带种植后退化非常严重, 目前仅在辽宁、山东、江苏、广东等省发现有少量大米草存活^[11]。大绳草和狐米草耐盐性较差^[12], 不

收稿日期: 2008-09-27; 修订日期: 2009-07-27。

基金项目: 国家自然科学基金(40606025); 国家海洋局“九〇八”专项(908-01-ZH3; 908-ZC-①-03)。

作者简介: 左平(1975—), 女, 山东省临沂市人, 讲师, 从事滨海湿地生态系统、海岸带陆海相互作用的教學和研究。E-mail: zuoping@nju.edu.cn

能生长在受周期性潮水淹没的潮间带,多生长在土壤含盐度较低的高滩,即潮上带^[13],因有其他植被

对生态位的竞争以及强烈的人类干扰活动,目前没有对本土物种构成威胁。

表 1 我国引入的米草属植物

| 中文名 | 拉丁名 | 引入时间 | 种源地 | 生态位 | 备注 |
|------|----------------------------------|--------------|-------|------------------|--------|
| 大米草 | <i>S. anglica</i> Hubbard. | 1963- 1964 年 | 英国、丹麦 | 潮间带上部 | 退化严重 |
| 大绳草 | <i>S. cynosuroides</i> (L.) Roth | 1979 年 | 美国东海岸 | 平均高潮位到特大高潮位之间的高滩 | 不耐海水淹渍 |
| 狐米草 | <i>S. Patens</i> (Ait.) Muhl. | 1979 年 | 美国东海岸 | 平均高潮位以上的高滩 | 不耐海水淹渍 |
| 互花米草 | <i>S. alterniflora</i> Loisel | 1979 年 | 美国东海岸 | 潮间带中上部 | 具有入侵特性 |

相对于其他 3 种米草,互花米草植株高大、粗壮,一般株高 1 m 以上,在优良生境下可达 3 m,茎秆直径在 1 cm 以上^[14]。江苏省海岸互花米草的净初级生产量为 3 155 g/(m²·a)^[15]。互花米草在较高盐度(35 左右)的海水中生长良好,在盐度为 10~20 时可达最高生长量,其高度一般在 100 cm 以上,最高可达 300 cm。植株在高程 2.0~3.5 m 的地方,坡度越缓扩散越快。种植用作人工护岸,在坡度上限为 1:25^[16]时生长良好。我国引种的互花米草有 3 个生态型,其群落高度、密度和生物量均有一定程度的差异。这三个生态型为:G 型(来自美国乔治亚州),群落高度为 2.4 m,密度为 448 株/m²,生物量干重 4 111 g/m²;N 型(来自美国北卡罗来纳州),群落高度为 1.7 m,密度为 683 株/m²,生物量干重 2 524 g/m²;F 型(来自美国佛罗里达州),群落高度为 1.1 m,密度为 352 株/m²,生物量干重 1 900 g/m²^[17]。这三个生态型的互花米草在我国引种后,受我国复杂的海岸带地貌等因素的影响,其群落高度、密度和生物量的差异更明显。

由于互花米草具有极强的耐盐、耐淹、耐淤埋、无性繁殖能力强、生命力旺盛、扩散快等生理生态学特性,已经在我国海岸带形成了非常可观的盐沼植被。国家环境保护部于 2003 年把互花米草列入我国第一批外来入侵物种名单,认为互花米草作为入侵物种主要表现在以下 4 点:(1)破坏近海生物栖息环境,影响滩涂养殖;(2)堵塞航道,影响船只进出港;(3)影响海水交换能力,导致水质下降,并且诱发赤潮;(4)威胁本土海岸生态系统,致使大片红树林消失^[18]。互花米草入侵的危害性引起各级政府极大的关注,有关互花米草对我国海岸带的入侵现状及其生态效应的研究成为研究的热点。因地制宜地结合我国海岸带现

状,有针对性分析米草属植物引种后在我国海岸带的时空分布及其在不同区域的生态后果评价的研究尚不多见,而这正是正确评价我国滨海湿地植物资源动态、滨海湿地生态系统健康和生态安全建设等工作的基础。

生物入侵作为全球变化的一个重要组成部分^[19],被认为是当前最棘手的三大环境问题之一^[20]。外来物种的入侵常间接或直接地降低入侵地的生物多样性,改变当地生态系统的结构和功能,最终导致生态系统退化与生态系统功能和服务的丧失^[21]。互花米草是生态学领域开展入侵生态学和盐沼生态学研究的主要模式物种之一,在原产地被誉为“生态系统工程师”,但是在入侵地,对互花米草的作用仍有较大的争议^[22-25]。互花米草植株随纬度、光照、气温、潮水淹没时间、土壤质地、潮流、风浪、海水含盐量以及淤积速度等自然条件的差异或遗传因素的关系而明显表现为高、中、低矮三种生态型。在不同的生境下,同一类型的植株的生长情况和产草量均表现出很大差异。不同的生态型植株在同一生境下也表现出不同的特征^[14]。我国海岸线漫长,海岸地形地貌复杂,互花米草在我国不同的地区也表现出不同的生态和经济功能。因此,在评价互花米草的入侵后果时,要从不同的角度出发进行客观公正地评价。鉴于此,本研究从互花米草在我国的分布入手,利用遥感资料首次全面调查互花米草在我国海岸带的分布现状,以期对互花米草自引种以来在我国不同区域所产生的生态效应与当地自然条件的相互关系有一个明确的认识,为全面系统地评价互花米草的功与过提供科学依据。

2 研究方法

本研究主要以实地调查、遥感调查为主, 辅以文献检索、函调、电子邮件、电话等调查方式向地方当局和知名研究人员获取有关米草在全国各地分布的信息。(1) 实地调查: 2006年10月对我国沿海辽宁省、河北省、天津市、山东省、江苏省、上海市、浙江省、福建省、广东省、广西壮族自治区、海南省11个省市进行了随机调查、取样以及种类鉴定工作, 此次调查利用GPS精确定位了米草属植物的生长区域, 并且大概估算了米草属植物的面积; 该工作为遥感图像的目视解译提供了非常重要的定位信息。(2) 数据获取分两部分: 地形图数据的获取和遥感数据的获取。地形图数据的获取: 本研究采用的海岸带地形图比例尺分为1:100 000和1:50 000两种, 其中1:100 000的地形图共168幅, 出版年份以1974, 1980年为主; 1:50 000的地形图共453幅, 出版年份以1972, 1977, 1982, 1983年为主; 所用地形图均由中国人民解放军总参谋部测绘局测绘。遥感数据的获取: Landsat-5 TM数据共10景, 主要覆盖黄河三角洲、广东珠江口区域以及江苏省、上海市、浙江省、福建省的海岸带区域; 其他区域由CBERS-1数据代替, 共取38景。遥感影像获取的原则以2007年5-10月份(植物生长旺季)为主, 要求图像清晰, 云量少, 辅以2005, 2006年度5-10月份的遥感影像来替代2007年不清晰的影像。

所有技术处理过程均在ERDAS 9.1和ArcGIS 9.0软件平台上完成。主要处理过程如下: (1) 将所获得的地形图用hp Designjet scanner 4200以300 dpi扫描, 然后利用全国方里网进行纠正, 每幅地形图选20个点, 要求精度达到0.1 m; (2) 以校正好的地形图为参考图像, 对遥感影像进行几何精校正; 由于遥感影像图中海域面积较大, 在重采样过程中容易变形; 地形图年代较旧, 而且海岸变化较大, 影像校正难度较大; 主要参考方法是在海岸沿线多设采点, 在远离海岸的区域少设采点, 同时借助部分区域已有校正过的遥感影像; 采用二次多项式重采样技术, 每幅影像选12至20个点, 控制点总误差在1个像元之内; 配准后的遥感影像如图1所示; (3) 由于图像采集时间不同, 图像质量和类型不同, 提取米草不能统一采用某种方法; 为了提高米草分类的

精度, 避免其他地物的干扰, 这里只对米草进行提取分析; 统一采用波段阈值法, 并结合目视解译, 分幅提取米草信息, 最后对结果进行分类处理; 具体技术流程如图2所示。

3 研究结果

大绳草和狐米草的生态位一般在潮上带, 其地上部分含盐量小, 被用作牧草推广用, 分布区域和范围全部受人工控制。大米草和互花米草在海岸带引种成功以后, 主要依靠其自身的繁殖能力在海滩自然扩散。

3.1 狐米草、大绳草的分布

狐米草、大绳草一般生长于潮上带, 植株本身含盐量低, 一般被用作牧草开发用, 其分布区域和范围全部受人工控制。截止到目前, 大绳草还没有在实验地进行种植, 因此其在海滩的分布为0。狐米草于1997年开始在江苏省射阳县盐场引种, 随后在江苏省大丰市海丰农场、江苏省大丰市斗龙港、江苏省射阳县射阳盐场以及天津市塘沽进行了引种栽培实验, 总面积约为 1 hm^2 ^[26-27](见表2)。就外来物种的入侵而言, 没有发现这两个物种具有入侵性。

3.2 大米草的分布

实地调查发现, 大米草在我国海岸带区域退化严重, 仅在辽宁、河北、山东、江苏、广东等省有少量分布, 面积不足 16 hm^2 (见表2)。大米草主要生长在潮间带上部, 植株矮小, 分布稀疏, 潮间带上部受潮汐影响小, 宜于大面积围垦。大米草面积减少的主要原因有3个: 一是植物本身对客地的不适应性; 二是大面积围垦使大米草滩急剧减少^[28]; 三是互花米草引种成功以后, 大米草与植株高大的互花米草有生态位竞争关系, 在竞争中处于劣势。大米草引种的最初目的是改良盐土、与海争地, 经过1.5 a的时间, 大米草滩在0~100 cm深的土层中, 脱盐率可比对照滩高38.2%, 同时可使土壤通透性增加, 有机质含量大大提高^[10]。因此, 从可利用的角度看, 大米草自身的脱盐、改良土壤的功能使其生长的海滩可快速被人类利用, 大米草面积的减少正是最初作为一个重要的生态工程物种引种用于海滩生态建设的结果。反之, 如果大米草的脱盐、改良土壤的效果不明显, 则用于农业种植的海滩开发可能会有一定程度的滞后。

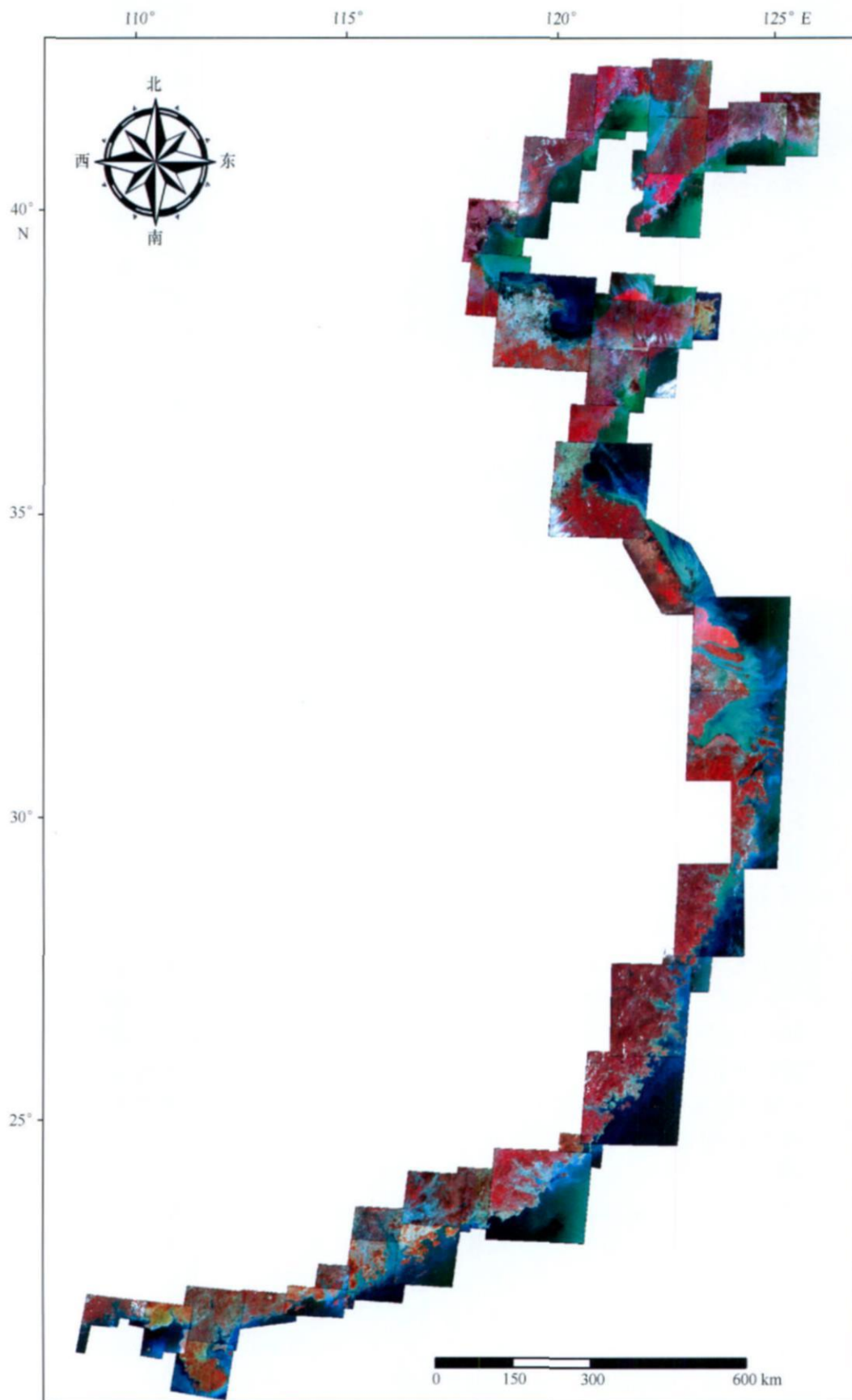


图 1 我国海岸带互花米草分布信息提取所用的 Landsat TM 和 CBERS-1 图像配准图

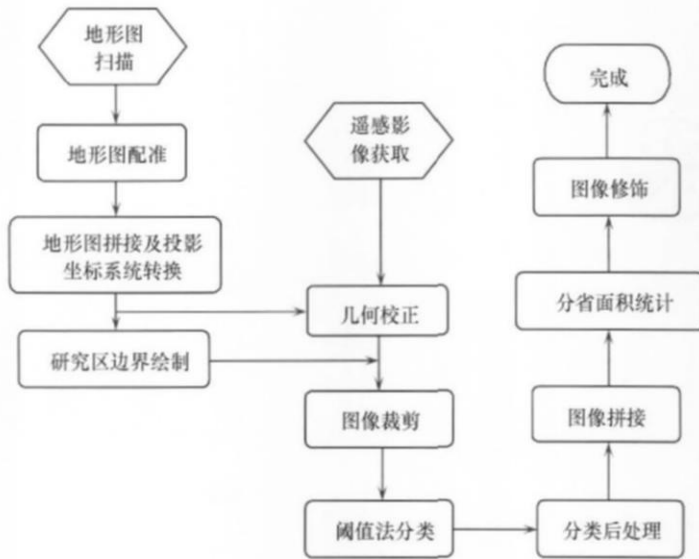


图2 米草提取技术方案

表2 米草属植物在我国海岸带的分布(hm^2)现状

| | 辽宁省 | 河北省 | 天津市 | 山东省 | 江苏省 | 上海市 | 浙江省 | 福建省 | 广东省 | 广西 壮族自 治区 | 海南省 | 香港 | 澳门 | 台湾省 | 总计 |
|------|-----|-----|-----|-----|--------|-------|-------|-------|-----|-----------------|-----|------------------|----------------|-----|--------|
| 狐米草 | 0 | 0 | 0.3 | 0 | 0.7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| 大绳草 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 大米草 | 1 | 10 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 |
| 互花米草 | 57 | 474 | 163 | 686 | 18 711 | 4 741 | 4 812 | 4 166 | 546 | 95 | 0 | 246 m^2 | 8 m^2 | 0 | 34 451 |

3.3 互花米草的分布和扩散机制

3.3.1 互花米草的分布

调查数据显示,互花米草在我国海岸带的分布面积达 34 451 hm^2 。分布范围北起辽宁省,南达广西壮族自治区,覆盖了除海南省、台湾省之外的全部沿海省份(见图 3),其中在江苏省海岸带互花米草分布范围最广,面积最大,达 18 711 hm^2 ,占全国海岸带米草总分布面积的 54%。其次为浙江省、上海市、福建省,分别达 4 812, 4 741, 4 166 hm^2 。上述江苏省、浙江省、福建省、上海市的互花米草面积占全国海岸带总分布面积的 94%,是我国互花米草分布最集中的地区。在辽宁省、河北省、天津市、山东省、广东省、广西壮族自治区仅有零星分布,占全国海岸带互花米草分布总面积的 6%(见图 3)。

外来物种在客地的扩散主要有 3 种方式:人为引入、自然扩散和无意引入。结合文献资料分析,互花米草在我国沿海滩涂的扩散方式以人为引入为主,辅以自然扩散。除香港特别行政区没有明确的

人为引入数据外,其他有互花米草分布的省份均为人为引入。河北省、天津市的分布面积为 637 hm^2 ,以人工引种为主,辅以自然扩散,主要目的是防风抗浪、保滩扩堤^[16]。互花米草在山东省主要分布在小清河、白浪河、丰产河等河口区域,最初引种的目的是改良土壤。

在苏北滩涂上分布着我国面积最广的互花米草,这主要是由于来源于长江和废黄河口的大量泥沙在苏北海滩辐聚,形成我国面积最大的淤泥质海滩,而沉积物颗粒较细,海流平缓,易于米草生长。目前互花米草已成为潮间带滩涂上的优势物种,江苏省海岸滩涂已形成我国最大的盐沼湿地。种植互花米草最初的目的是用于海滩的促淤造陆、改良土壤,从生态工程的角度看是非常成功的,但是其作为外来物种,对本土生态系统所造成的影响也有待于进一步调查和评价。

上海市的互花米草主要分布在崇明东滩和九段沙。崇明东滩自 1995 年引种互花米草,目的是防风

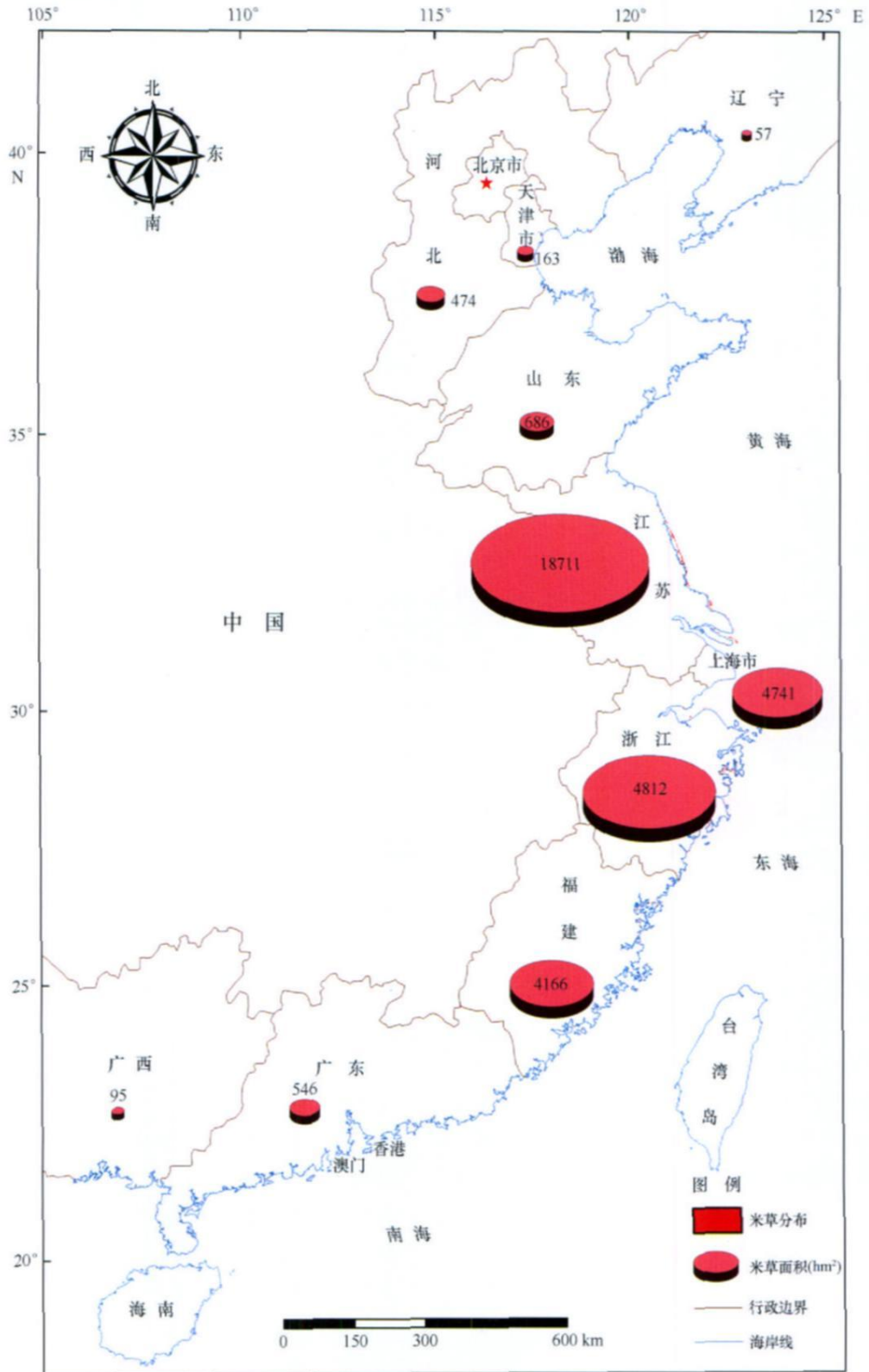


图 3 互花米草在我国各省海岸带的分布及其面积

抗浪、促淤造陆和减缓侵蚀^[29], 至 2004 年面积已达 540 hm²[30]。九段沙自 1997 年引种互花米草, 当时

种植面积为 55 hm², 目的是建造人工湿地吸引鸟类以减缓浦东机场的压力^[31]。截止到 2004 年, 其面

积已达 $1\ 014\ \text{hm}^2$ 。互花米草种群扩散过程可分为3个阶段: 1997年的成活定居期; 1998至2000年的滞缓期; 2000年以后的快速扩散期, 具有明显的入侵物种扩散特征^[31-32]。

浙江省的互花米草主要分布在温岭、黄岩等地, 既有关于该区域互花米草具有很好的保滩护堤作用、可以有效地节省修堤费用的报道^[33], 也有与滩涂养殖争夺营养物质、威胁当地的滩涂养殖和生态系统健康的报道^[18]。

福建省的互花米草主要分布在宁德、苍南、霞浦、福安等地。互花米草最早于1980年在福建省种植成功, 随后在全国各地引种。福建省海岸线曲折, 海湾众多, 滩涂分布广, 适合互花米草的生长, 红树林作为一种重要的滩涂植物也出现在福建省滩涂上, 福建省福鼎市是其自然生长的北界。有报导称互花米草除严重威胁当地的滩涂养殖外, 还与红树林有争夺生态位的竞争, 部分区域出现逼死红树林的现象^[18]。

互花米草在广东省的分布比较分散。截至1999年, 曾扩散覆盖了90%的珠海近岸滩涂。值得注意的是, 珠海淇澳—担杆岛自然保护区于1998年开始利用红树植物来控制互花米草的生物入侵, 卓有成效。具体办法是在海滩上种植海桑、无瓣海桑、拉关木等9个速生红树林新品种, 从而限制禾本植物互花米草的生长。这一措施使淇澳岛的互花米草面积由1998年的 $260\ \text{hm}^2$ 下降到2007年的 $2\ \text{hm}^2$, 而红树林面积则从 $32\ \text{hm}^2$ 增加到 $678\ \text{hm}^2$ ^[34]。

广西壮族自治区的互花米草主要分布在合浦县。合浦县科委于1980年自南京大学引进互花米草。广西壮族自治区红树林研究中心的研究表明, 互花米草在红树林边缘可成片生长, 红树植物幼苗在成熟的互花米草群落内生长不良。在红树林外的光滩, 互花米草多以圆形斑块状聚生, 随着斑块的扩大, 滩涂地势增高, 斑块中间的互花米草逐步衰退, 红树植物幼苗在衰退的互花米草滩涂上生长良好。这主要是互花米草通过密集根系阻挡沉积物和凋落物使滩面抬高, 从而为红树植物的生长提供了有利条件, 并为红树植物的向海扩展提供了高程条件。数据显示, 红树林-互花米草群落可使滩面抬升速率达 $2.3\ \text{cm/a}$ ^[35]。

3.3.2 互花米草的适宜生态因子

结合互花米草的分布、面积数据以及生长区域, 可以大概推测出其最适生长条件, 如纬度、光照、气

温、潮水淹没时间、土壤质地、潮流、风浪、海水含盐量以及淤积速度等重要的生态因子。由最适生长条件可以反推出其限制因子, 从而为更好地控制和管理该物种提供科学依据。在淤泥质海滩、河口、港湾地区因泥沙淤积较多、颗粒细、水流缓而成为互花米草的适宜生长区域。本研究认为其重要的生态因子主要有以下几个: 气候、地形、水文、沉积物。

(1) 气候: 由图2可知, 尽管米草属植物在我国海岸带分布很广, 在 $20^\circ\sim 40^\circ\text{N}$ 均有分布, 但在 $25^\circ\sim 35^\circ\text{N}$ 生长最好; 这一区域主要为北亚热带和暖温带区域, 夏季高温多雨, 冬季温和少雨, 雨热同期, 光照强, 热量充足, 互花米草在这一区域生长最好。

(2) 地形: 互花米草的最适生长坡度的上限为 $1:25$, 坡度稍陡, 因海流冲刷力加强而难以扎根^[16], 坡度越缓, 生长状况越好; 在苏北新洋港的野外调查数据显示, 互花米草滩的平均高程要高于自陆向海分布的芦苇滩、碱蓬滩的高程; 由互花米草滩向光滩过渡时出现陡降。芦苇滩、碱蓬滩高程降低缓慢, 基本保持稳定^[36]; 遥感调查数据显示, 自1995年互花米草在新洋港生长以来, 互花米草滩向光滩扩散的趋势非常明显, 并没有向坡度平缓、高程稍高、受潮水淹没频率较低的碱蓬滩扩散(待发表)。

(3) 水文: 互花米草滩主要分布在平均海平面到平均高潮位之间的宽广潮间带, 受周期性潮水淹没, 也就是说, 互花米草的生长必须满足一定的潮侵率^[37], 互花米草在高潮带内长势最好, 容易形成草带, 在中潮带和低潮带的长势依次减弱^[38]; 以苏北新洋港为例, 互花米草在受典型半日潮影响的区域内生长良好; 在互花米草滩内潮沟非常发育, 而在大潮高潮时才淹没的区域内生长着大面积的碱蓬。

(4) 沉积物: 在互花米草滩内以细颗粒沉积物为主, 而在与互花米草滩相邻的光滩, 沉积物颗粒明显变粗, 并且分选良好; 在盖度为100%的区域互花米草群落通过密集根系使流速急剧减小, 少量的粗颗粒沉积物和细颗粒沉积物都沉积在互花米草滩内, 表层沉积物迅速变细^[39]; 在江苏省大丰市王港段, 互花米草滩的沉积速率为 $4.3\ \text{cm/a}$ ^[40]。在江苏省射阳县新洋港段, 互花米草滩的沉积速率为 $4.4\ \text{cm/a}$ ^[36]; 细颗粒沉积物易于互花米草根扎根, 同时潮滩快速沉积又进一步为其根系的扩张提供了有利条件。

由以上分析并结合我国海岸带的特征, 可以把互花米草的生长区域明显分为三部分: (1) 在福建省

福鼎市以南红树林存在的区域,互花米草与红树林有生态位的竞争,由于红树林为木本植物,植株相对高大,在成熟的互花米草种群内红树植物的幼苗生长会受到抑制,但是速生红树树种的幼苗却可以生长良好,一旦红树植物的个体高于互花米草,互花米草的生长则会受到抑制并退化;(2)在河口区域,如在长江口的崇明东滩,互花米草与本土植物芦苇(*Phragmites communis*)、海三棱藨草(*Scirpus mariqueter*)混生,并表现出明显的竞争关系^[41];(3)在其他滩涂区域,以苏北盐沼湿地为例,互花米草生长的上限在平均高潮位附近,而下限在平均高潮位以下至平均潮位以上,即高潮带的下部及中潮带的上部偏上的部位,其向陆一侧为生长碱蓬(*Suaeda glauca*)的碱蓬滩,但是没有向碱蓬滩扩散,可以说是在一个空的生态位上生长的,没有受到来自本土植物的竞争压力,因而分布面积最大,扩散最快。

3.3.3 互花米草的扩散机制

外来物种在客地的扩散主要有3种方式:人为引入、自然扩散和无意引入。互花米草在我国沿海滩涂的扩散方式以人为引入和自然扩散为主。1979年互花米草由美国引入,在实验地引种成功以后,即于1983—1984年以提供种子为主,同时向相关单位提供育苗及苗栽技术,使互花米草得以在全国海岸带种植。值得一提的是,1979年广东省曾直接从国外引进互花米草,目的是向澳门赛马业提供饲料^[42]。因此,全国层面上的引种是互花米草在全国海岸带广泛分布的一个重要外因。与此同时,互花米草在引种成功后,当年的种子在成熟后脱离母体,可以随潮间带海水漂移,一旦落入合适的生长地点即可生根发芽。另外,旺盛的生命力、较强的无性繁殖和有性繁殖能力是互花米草在全国海岸带定植后对本土生态系统产生威胁的一个重要内因。在一些未进行人工种植互花米草的海湾、河口也有互花米草分布,这是自然扩散的结果,如在香港后海,互花米草分布面积为246.29 m²,位于红树林外的光滩上,成团簇分布,属自然扩散。

无论是自然扩散还是人为引入,互花米草的生长均受到诸多外因的限制,如气候、潮汐动力、沉积物粒径、海水盐度等。滩涂的面积大小也是限制其扩散的一个重要因素。在侵蚀型海岸,如在苏北废黄河口区域,互花米草生长很差,甚至已经消失,这与当地水动力作用强、潮滩已近侵蚀完毕、已经没有

合适的区域利于互花米草根系的固着、生长和繁殖有关。因此,互花米草的扩散除自身繁殖能力强外,还需要有一些相适应的外部条件,如潮汐动力弱、沉积物颗粒细、潮滩面积大、气候适中等因素。

4 结论和讨论

(1)截止到目前我国共引入4种米草属植物。虽然在1980年前后在我国海岸带大面积种植大米草,但是调查数据显示,它在全国海岸带的分布面积不足16 hm²,呈退化趋势,对本土生态系统影响不大,几乎不具入侵性。大绳草尚未在实验地种植,狐米草仅在苏北、天津市的部分区域有少量种植。这两种米草不具入侵性。自1985年以来互花米草在全国海岸带被广泛种植,后经自然扩散,目前面积已达34 451 hm²,该物种对本土生态系统造成一定程度的影响,在某些区域已经表现出一定的入侵特性。

(2)已被国家环境保护部列为入侵物种的互花米草,其分布和扩散受诸多生态因子的限制,主要有气候、地形、水文、沉积物等。互花米草的最适生长区域为25°~35°N的海岸带滩涂、河口区域,主要分布在平均海平面到平均高潮位之间的宽广潮间带,受周期性潮水淹没的区域,一般潮汐动力弱,沉积物颗粒较细。

(3)结合我国海岸带的特征,可以把互花米草的生长区域明显分为三部分:一是在福建省福鼎市以南红树林存在的区域,互花米草可能与红树林有生态位的竞争;二是在河口区域,如在长江口的崇明东滩,互花米草与本土植物芦苇、海三棱藨草混生,表现出明显的竞争关系;三是在其他滩涂区域,如在苏北盐沼湿地,最先种植互花米草的区域为没有植被覆盖的光滩,其在空生态位上定植并进一步扩散,没有受到来自本土植物的竞争压力,分布面积最大,扩散最快。

初期引种米草属植物的目的是基于生态工程,用于海滩的生态建设。就大米草和互花米草这两种被广泛种植的植物来说,大米草的确在改良土壤方面发挥了非常重要的作用,但是目前在人类围垦、自身退化、与互花米草竞争生态位等内外因作用下,大米草的定植和扩散已受到限制,目前在海岸带明显表现出退化趋势。因为互花米草生长在潮间带中上部,人类围垦活动受到一定程度的限制;其自然繁殖能力强,除长江口区域外,在其他区域几乎没有任何其他海洋高等植物与之竞争,因而表现出很强的定植和扩散能力。研究数据表明,互花米草在促淤造

陆、防风抗浪等方面具有非常重要的生态效益, 因而它又是一个颇有争议的物种。研究表明, 互花米草在不同区域表现出不同的定植和扩散能力, 与本土植被的竞争关系也不尽相同。因此, 在评价互花米草所造成的生态后果时, 应从不同的角度出发, 进行全面、系统、客观、公正地评价。

本研究首次利用遥感方法对我国海岸带的互花米草植被分布范围与分布面积进行界定, 直观地得到互花米草自 1979 年被引种以来在滨海湿地生态系统中的数量和空间格局。互花米草植被的分布及其格局变化与海岸带侵蚀和堆积、物种多样性变化等生态过程密切相关。结合互花米草的适宜生态因子和扩散机制, 可以较明确地预测出互花米草的进一步扩散区域, 同时采取相关的预防措施, 使其起到生态预警的作用, 从而更好地服务于我国的滨海湿

地生态系统正确评价。

Kwok Winne (郭碧云) 博士以及她所在的工作单位 Agriculture, Fisheries and Conservation Department of the HKSAR (香港渔农理事署) 为米草在香港海滩的分布提供了精确的定位数据和信息, Lee Tsai-ming (李载鸣) 博士提供了米草在台湾省分布的数据, Leung Va (梁华) 先生提供了米草在澳门分布的数据, 天津市水利科学研究院曹大正先生、王银生先生和南开大学生命科学学院唐廷贵先生提供了米草在天津市、河北省分布的数据, 广西壮族自治区红树林研究中心主任范航清先生提供了米草在广西壮族自治区分布的数据, 南京大学生命科学学院卓荣宗先生提供了早期向国内相关单位提供互花米草种子的数据信息, 在此一并感谢!

参考文献:

- [1] MOBBERLEY D G. Taxonomy and distribution of the genus *Spartina* [J]. Iowa State College Journal of Science, 1956, 30: 471—574
- [2] CURRIN C A, NEWELL S Y, PAERL H W. The role of standing dead *Spartina alterniflora* and benthic microalgae in salt marsh food webs: considerations based on multiple stable isotope analysis [J]. Marine Ecology Progress Series, 1995, 121: 99—116
- [3] ODUM E P, DELA Cruz. Particulate organic detritus in a Georgia salt marsh estuarine ecosystem [C]// LAUFF G H. Estuaries, Washington, 1967: 383—388
- [4] SIMENSTAD C A, THOM R M. *Spartina alterniflora* (smooth cordgrass) as an invasive halophyte in Pacific northwest estuaries [J]. Hortus Northwest, 1995, 6: 9—12, 38—40
- [5] WEINSTEIN M P, LITVIN S Y. The role of tidal salt marsh as an energy source for marine transient and resident fin fishes: a stable isotope approach [J]. Transac Amer Fisheries Soc, 2000, 129: 797—810
- [6] 林鹏. 海洋高等植物生态学 [M]. 北京: 科学出版社, 2006: 119—140.
- [7] DAEHLER C C, Strong D R. Status, prediction and prevention of introduced cordgrass *Spartina* spp. invasions in Pacific estuaries, USA [J]. Biological Conservation, 1996, 78: 51—58
- [8] CHUNG C H. Forty years of ecological engineering with *Spartina* plantations in China [J]. Ecological Engineering, 2006, 27: 49—57.
- [9] 仲崇信, 卓荣宗. 大米草在我国的二十二年 [G]// 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, 1985: 31—35
- [10] 仲崇信, 卓荣宗, 周鸿彬, 等. 大米草 (*Spartina anglica* Hubbard) 种栽培实验及其改土效果 [G]// 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, 1985: 44—82
- [11] 刘长安, 姜洋, 张帆, 等. 中国外来物种米草自然衰退调查研究 [J]. 南京大学学报, 2007, 43: 56—59
- [12] 杭悦宇, 陈建群. 互花米草、大绳草和狐米草颖果的解剖研究 [M]// 钦佩, 仲崇信. 米草的应用研究. 北京: 海洋出版社, 1992: 126—132
- [13] 蒋福兴, 陆宝树, 仲崇信, 等. 新引进三种米草植物的生物学特性及其营养成分 (初报) [G]// 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, 1985: 302—309
- [14] 徐国万, 卓荣宗. 我国引种互花米草 (*Spartina alterniflora* Loisel) 的初步研究 [G]// 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, 1985: 212—225
- [15] 钦佩, 谢民. 一种新增强肌体免疫功能的新型饮料 [J]. 自然杂志, 1990, 13(4): 226—227
- [16] 曹大正, 王银生, 张冬然, 等. 互花米草在吹填筑挡工程上的试验与应用 [J]. 中国工程科学, 2005, 7(7): 14—23
- [17] 钦佩, 经美德, 谢民. 福建罗源湾海滩三个生态互花米草 (*Spartina alterniflora*) 群落生物量的比较 [G]// 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, 1985: 226—236
- [18] 中华人民共和国环境保护部. 关于发布中国第一批外来入侵物种名单的通知 [EB/OL]. [2003-01-10]. http://www.sepa.gov.cn/info/gw/huangfa/200301/t20030110_85446.htm

- [19] VITOUSEK P M, DANTONIO C M, LOOPE L L, et al Introduced species: a significant component of human-caused global change [J]. New Zealand Journal of Ecology, 1997, 21: 1—16
- [20] SALA O, CHAPIN F, ARMESTO J, et al Biodiversity—global biodiversity scenarios for the year 2100 [J]. Science, 2000, 287: 1770—1774
- [21] MCKINNEY M L, LOCKWOOD J L Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction [J]. Trends in Ecology and Evolution, 1999, 14: 451—453
- [22] 唐廷贵, 张万钧. 论中国海岸带大米草生态工程效益与“生态入侵”[J]. 中国工程科学, 2003, 5(3): 15—20.
- [23] 孙书存, 朱旭斌, 吕超群. 外来种米草的生态功能评价与控制[J]. 生态学杂志, 2004, 23(3): 93—98
- [24] 王卿, 安树青, 马志军, 等. 入侵植物互花米草——生物学、生态学及管理[J]. 植物分类学报, 2006, 44(5): 559—588
- [25] 仲维畅. 大米草和互花米草种植功效的利弊[J]. 科技导报, 2006, 24(10): 72—78
- [26] 钦佩, 周春霖, 安树青, 等. 海滨盐土农业生态工程[M]. 北京: 化学工业出版社, 2002: 94—96
- [27] ZHOU C F, QIN P, XIE M. Vegetation coastal areas of East China: species selection seedling Cloning and transplanted [J]. Ecological Engineering, 2003, 20: 275—286
- [28] 陈宏友. 苏北潮间带米草资源及其利用[J]. 自然资源, 1990, 6: 56—63.
- [29] LI H P, ZHANG L Q. An experimental study on physical controls of an exotic plant *Spartina alterniflora* in Shanghai, China [J]. Ecological Engineering, 2008, 32: 11—21.
- [30] 张东. 崇明东滩互花米草的无性扩散与相对竞争力[D]. 上海: 华东师范大学, 2006
- [31] 黄华梅, 张利权. 上海九段沙互花米草种群动态遥感研究[J]. 植物生态学报, 2007, 31(1): 75—82
- [32] HUANG H M, ZHANG L Q. A study of the population dynamics of *Spartina alterniflora* at Jiuduansha shoals, Shanghai, China [J]. Ecological Engineering, 2007, 29: 164—172
- [33] 仲维畅. 用大米草和互花米草创新水利工程[J]. 科技导报, 2007, 25(21): 55—62
- [34] 何静. 国家林业部门高度赞赏珠海生物防控互花米草技术[EB/OL]. [2007-11-30]. 珠海视听网. <http://www.zhtv.com/Article/ShowArticle.asp?ArticleID=46204>
- [35] 范航清, 陈光华, 何斌原, 等. 山口红树林滨海湿地与管理[M]. 北京: 海洋出版社, 2005: 26—27
- [36] 白凤龙. 江苏中部海岸新洋港滩涂的碳、氮沉积特征[D]. 南京: 南京大学, 2008, 41—43
- [37] 张忍顺, 沈永明, 陆丽云, 等. 江苏沿海互花米草(*Spartina alterniflora*) 盐沼的形成过程[J]. 海洋与湖沼, 2005, 36(4): 358—366
- [38] 宋连清. 互花米草及其对海岸的防护作用[J]. 东海海洋, 1997, 15(1): 11—19
- [39] 王爱军, 高抒, 贾建军. 互花米草对江苏滩涂沉积和地貌演化的影响[J]. 海洋学报, 2006, 28(1): 92—99
- [40] 王爱军, 高抒, 贾建军, 等. 江苏王港盐沼的现代沉积速率[J]. 地理学报, 2005, 60(1): 61—70
- [41] 陈中义, 李博, 陈家宽. 互花米草与海三棱藨草的生长特征和相对竞争能力[J]. 生物多样性, 2005, 13(2): 130—136
- [42] 刘幸, 陈穗华. 广东科研人员发现克制薇甘菊蔓延方法[EB/OL]. [2007-12-06]. 大洋网—广州日报. <http://news.sina.com.cn/c/2007-12-06/035714459580.shtml>

Distribution of *Spartina* plantations along the China's coast

ZUO Ping^{1,2}, LIU Chang-an³, ZHAO Shu-he², WANG Chun-hong², LIANG Yu-bo³

(1 Key Laboratory of Ministry of Education for Coast and Island Development, Nanjing University, Nanjing 210093, China; 2 School of Geographic and Oceanographic Sciences, Nanjing University, Nanjing 210093, China; 3. National Marine Environmental Monitoring Center, State Oceanic Administration, Dalian 116023, China)

Abstract: Four *Spartina* plantations, *S. anglica*, *S. alterniflora*, *S. patens* and *S. cynosuroides*, have been introduced to China since 1963. *S. anglica* and *S. alterniflora* have been widely planted along the China's coast and arousing hot discussions and arguments about their effects and characteristics of invasion since 2000. The survey shows that *S. anglica* has been greatly degraded and only 16 hm² are left along the China's coast. However, *S. alterniflora* has widely spread to Liaoning Province, Hebei Province, Tianjin Municipality, Shandong Province, Jiangsu Province, Shanghai Municipality, Zhejiang Province, Fujian

Province, Guangdong Province, the Zhuangzu Autonomous Region of Guangxi and Hong Kong with an area of 34 451 hm² till 2007. The distribution of *S. alterniflora* can be divided into three parts according to its ecological niche and the characteristics of the China's coast. One is the tidal flats to the south part of Fuding, Fujian Province, which shows potential competition with mangrove ecosystem. The other is estuaries, especially in the Changjiang Estuary, which shows obvious competition with native reeds and *Scirpus mariqueter*. The third is coastal tidal flats in the China's coast, which shows ambiguous effects among its economic, environmental, ecological benefits and invasive threats against local ecosystem. *S. alterniflora* has shown different colonization capacity and spreading capacity in different areas in China's coast according to its distribution. Therefore, further studies and assessments on the ecological effects caused by *S. alterniflora* in the China's coast should be scientifically evaluated.

Key words: *Spartina* plantations; *S. alterniflora*; distribution; ecological factors; China's coast