

INVASION AND MANAGEMENT
OF *SPARTINA ALTERNIFLORA*
ALONG CHINA'S COAST

中国沿海互花米草 入侵与防控管理

赵彩云 李俊生 赵相健 等 著



科学出版社

中国沿海互花米草入侵 与防控管理

赵彩云 李俊生 赵相健 等 著

科学出版社

北 京

内 容 简 介

本书系统综述了互花米草在国内外的分布状况,基于中国沿岸互花米草调查分析其生物学特征变化与影响因素;详细阐述互花米草入侵对生物多样性和生态系统的影响;运用外来入侵物种损失评估法估测广西北海互花米草入侵造成的经济损失;从表型可塑性、遗传多样性和扩散机制等方面分析了互花米草入侵的生态学机制;系统介绍了中国互花米草防控的典型控制技术,并在此基础上提出了互花米草的管理建议,为中国互花米草的防控与管理提供理论基础。

本书可供从事生物入侵领域的专业人员、大专院校师生,以及从事环境保护的科研人员、行政人员及管理人员参考,也可以为广大公众了解互花米草入侵知识、为政府部门采取对互花米草入侵的防控措施提供科学依据。

图书在版编目(CIP)数据

中国沿海互花米草入侵与防控管理/赵彩云等著. —北京:科学出版社, 2015

ISBN 978-7-03-043142-4

I. ①中… II. ①赵… III. ①海草—多年生植物—草本植物—入侵种—
侵扰—研究—中国 IV. ①Q949.4

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2015) 第 017716 号

责任编辑:矫天扬 / 责任校对:刘亚琦

责任印制:肖 兴 / 封面设计:北京铭轩堂广告设计有限公司

科学出版社 出版

北京东黄城根北街 16 号

邮政编码:100717

<http://www.sciencep.com>

北京利丰雅高长城印刷有限公司 印刷

科学出版社发行 各地新华书店经销

*

2015 年 3 月第 一 版 开本:787×1092 1/16

2015 年 3 月第一次印刷 印张:12 1/2

字数:300 000

定价:118.00 元

(如有印装质量问题,我社负责调换)

《中国沿海互花米草入侵与防控管理》 编委会

主 编：赵彩云 李俊生 赵相健

副主编：柳晓燕 宫 璐 王 瑞

编 委：（按姓氏汉语拼音排序）

邓贞贞 中国环境科学研究院

宫 璐 中国环境科学研究院

李俊生 中国环境科学研究院

柳晓燕 中国环境科学研究院

王 瑞 中国农业科学研究院植物保护研究所

吴爱平 中国农业科学研究院植物保护研究所

冼晓青 中国农业科学研究院植物保护研究所

赵彩云 中国环境科学研究院

赵相健 中国环境科学研究院

序

生物入侵已成为公认的全球性环境问题，它是除生境丧失以外导致区域和全球生物多样性丧失的最重要因素。随着全球经济一体化，国际贸易、旅游业的蓬勃发展，外来物种借助有意或无意的人类活动跨越高山、大海等自然屏障，在新生境中定植、传播、扩散，其中一些外来物种通过压制或排挤本地物种而抢占生态位，降低物种多样性，污染基因库，破坏生态系统结构和功能，造成生态环境破坏和经济损失，成为外来入侵物种。

中国南北跨越 50 个纬度及 5 个气候带，来自世界各地的大多数外来物种都可能在中国找到合适的栖息地，因此很容易受到外来入侵物种的威胁。目前中国已记录外来入侵物种 488 种，世界最具威胁的 100 种外来入侵生物中国就分布有 50 种之多。外来入侵物种通过有意或无意的人类活动进入中国，包括以提高经济收益、观赏、环保等为主要目的的引种，但引种不当、引种后管理不善等导致部分外来物种逃逸到自然生境造成入侵危害。

互花米草是典型的人为引种后扩散蔓延造成生态危害的外来入侵物种。作者选择互花米草为研究对象，开展互花米草生态和经济影响、入侵机制、控制与管理等的相关研究，具有重要的意义。该书基于作者野外实际调查资料和防控示范研究工作，并结合国内外互花米草的研究成果，较为全面地分析了中国沿海不同地区互花米草分布状况、生物学特征及主要影响因素；从不同角度阐述了互花米草入侵对植物、大型底栖动物、昆虫和鸟类等不同类群的影响，并从物质能量循环角度阐释了互花米草入侵对生态系统的影响；结合广西北海互花米草入侵的经济损失评估案例探讨了外来入侵物种损失评估方法；基于表型可塑性、遗传多样性和扩散机制，多角度分析了导致互花米草入侵的生态学机制；结合案例研究介绍了目前中国互花米草防控的典型控制技术，并在此基础上提出了互花米草的管理建议。

作者多年从事外来入侵物种研究工作，在该领域有丰富的积累和成果。鉴于外来入侵物种生态影响与控制管理的紧迫性，该书的出版将丰富外来入侵物种，尤其是互花米草研究领域的研究内容，为今后深入开展互花米草生态影响与入侵机制研究奠定基础，也将为中国沿海互花米草防控与管理提供重要技术支撑。

中国工程院院士 金黎明
国际欧亚科学院院士

2014 年 11 月

前 言

外来入侵物种是指通过有意或者无意的人类活动引入非源生地，并在当地自然或半自然生境形成自我再生能力，且对当地的生态系统或者地理结构产生重要影响的外来物种。外来入侵物种通过压制和排挤本地物种，危及本地物种的生存，加快本地物种多样性的丧失，破坏生态系统的结构和功能，影响当地居民的生产生活，造成巨大的经济损失，甚至对人类健康产生影响。外来物种入侵已成为公认的导致生物多样性丧失的主要原因之一，其引发的生态灾害和生物安全问题，已成为全球热点问题，引起了世界各国政府及科学家的关注。

随着全球经济一体化进程的加快，国际、国内贸易往来日益频繁，外来物种成功入侵的概率也大大增加。目前入侵我国大陆的外来生物已达 488 种，其中包括植物 265 种、动物 171 种、菌类 26 种、病毒 12 种、其他 14 种。这些物种入侵到森林生态系统、海洋生态系统、农田生态系统及水生生态系统等各类生态系统中，严重破坏了我国的生态环境，加快了生物多样性的丧失。为减缓和控制外来入侵物种对我国生态系统和生物多样性的影响，中华人民共和国环境保护部（以下简称环境保护部）联合中国科学院，于 2003 年公布了第一批自然生态系统外来入侵物种名录，其中包括日益威胁我国滨海湿地生态系统安全的互花米草（*Spartina alterniflora*）。

互花米草原产于北美洲与南美洲的大西洋沿岸，是当地一种重要的盐沼湿地植物，不仅能够有效防止海岸侵蚀，而且每年能为河口碎屑食物链提供大量的植物碎屑，对栖息于当地的鱼类、水禽等具有重要的意义。互花米草在保滩护岸和促淤造陆方面的优势吸引了世界各地引种植，目前已经从其原产地扩散到欧洲、北美洲海岸、新西兰和中国沿海。互花米草在引种地通常会形成优势群落，对引种地的生态环境和生物多样性产生严重的负面效应，引起了生态学家和环境学家的关注。

中国于 1979 年 12 月从美国引入互花米草用于保护海滩、促淤造陆、提高海滩植被生产力，试种成功后向全国沿海地区推广。经过三十多年的发展，互花米草遍及中国暖温带至亚热带的东南沿海海滩，已成为我国沿海潮滩分布面积最广的盐沼植被。伴随着种群面积的日益扩张，互花米草改变了当地的自然环境和生态系统过程，影响着入侵区域的迁徙鸟类和土著物种，造成当地生物多样性降低和生态系统退化，并且妨碍沿海旅游业发展，影响水产养殖、水上运输等生产活动。

我国在互花米草分布状况、生态危害、入侵机制、生态学特征、防控治理等方面开展了大量的研究，大多数是针对重点区域开展研究，目前还缺乏沿海岸线系统的调查和不同区域互花米草的生物学和生态学特征、防控策略等方面的对比研究。本书通过对中国沿海互花米草调查取样，系统总结和综合比较了中国沿海互花米草的分布、生物学特征、种群遗传、防控方法等方面的研究成果，以期为制定和实施因地制宜的互花米草防控与管理策

略提供科技支撑。

本书分为8章,第1章从互花米草的生物学特征、分布状况、危害和控制与管理4个方面概述了目前的研究现状;第2章基于2013年对沿海10省(直辖市、自治区)26个样点的调查并结合已发表的研究数据,系统地阐明了互花米草在我国沿海地区的引种历史和分布状况;第3章分析了我国沿海不同地区间互花米草的株高、基径、节长、生物量等生物学特征的差异、变化规律和主要影响因素;第4章重点介绍了互花米草入侵对沿海湿地大型底栖动物、昆虫、鸟类、植物等类群生物多样性的影响,并从物质能量循环角度介绍了互花米草入侵对生态系统的影响;第5章简明介绍了互花米草入侵对经济的影响,并以广西北部湾互花米草入侵为例阐述了目前评价互花米草入侵经济影响的方法;第6章主要从表型可塑性、遗传多样性和扩散机制方面阐明了互花米草成功入侵的生态学机制;第7章介绍了互花米草防控技术,并结合目前已经取得成功示范的互花米草防控技术进行案例分析,为未来我国互花米草防控技术的推广提供依据;第8章从管理的角度提出了我国沿海岸互花米草防控对策建议。

本书具体分工如下:李俊生负责大纲制定,并负责第1章和第8章的撰写;赵彩云负责全书内容安排,并负责第4章撰写,参与第8章的撰写;赵相健负责第3章和第7章的内容,并参与第6章的撰写;宫璐负责第6章的撰写;柳晓燕负责第2章的撰写,参与第4章和第6章的撰写;王瑞和邓贞贞负责第5章的撰写;冼晓青参与第5章的撰写;邓贞贞参与第7章的撰写;王瑞和吴爱平参与第4章的撰写。全书初稿经过李俊生和赵彩云全面修改,最后由赵相健统稿和校对。

本书承蒙我国著名环境生态学家、中国工程院院士金鉴明研究员在百忙之中拨冗写序,同时得到环境保护部自然生态保护司柏承寿副司长、生物安全管理办公室王捷处长的大力支持;野外调查过程中得到了广西壮族自治区环境保护厅蒋波处长,广西壮族自治区北海市环境保护局曾庆富副局长、孙雄宇科长,广东省湛江市环境保护局有关领导和工作人员的大力帮助,在此一并表示衷心的感谢。本书的出版得到了环境保护部项目“广西北部湾沿海外来入侵物种互花米草普查与生态安全调查”和“陆地自然环境外来入侵物种普查、防控与资源化利用”,以及中国环境科学研究院中央级公益性科研院所基本科研业务经费项目“中国外来入侵物种优先区域分析(2012-YSKY-05)”的资助,环境保护部自然生态保护司和规财司对本书的编写给予了极大的支持,在此表示深深的谢意。

由于资料和时间限制,本书不能够全面展示我国互花米草研究方面的所有成果,在著作过程中难免存在不足之处,敬请广大读者不吝指正。

著 者

2014年12月于北京

目 录

序 前言

第 1 章 互花米草研究概况	1
1.1 互花米草生物学特征	1
1.2 互花米草分布现状	2
1.2.1 美国西海岸互花米草引入及分布	3
1.2.2 英国滨海岸互花米草引入及分布	3
1.2.3 新西兰滨海岸互花米草引入及分布	3
1.2.4 中国滨海岸互花米草引入及分布	4
1.3 互花米草主要危害	5
1.3.1 互花米草对本地植物群落的影响	5
1.3.2 互花米草对大型底栖动物的影响	5
1.3.3 互花米草对鸟类的影响	7
1.3.4 互花米草对自然环境的影响	7
1.3.5 互花米草对经济的影响	7
1.4 互花米草控制与管理现状	7
参考文献	8
第 2 章 中国沿海互花米草分布状况	12
2.1 中国沿海互花米草引种历史	12
2.1.1 广西壮族自治区互花米草引种历史	12
2.1.2 广东省互花米草引种历史	12
2.1.3 福建省互花米草引种历史	13
2.1.4 浙江省互花米草引种历史	13
2.1.5 上海市互花米草引种历史	13
2.1.6 江苏省互花米草引种历史	13
2.1.7 北方沿海地区互花米草引种历史	14
2.2 中国沿海地区互花米草分布	14
2.2.1 互花米草调查样点设置	14
2.2.2 互花米草调查方法	17
2.2.3 中国沿海各省互花米草分布状况	18
2.3 小结	43

参考文献	44
第3章 中国沿海不同地区互花米草生物学特征	46
3.1 互花米草生物学特征研究方法	47
3.1.1 样地调查	47
3.1.2 统计分析	48
3.2 中国沿海不同地区互花米草生长特征比较	48
3.2.1 中国沿海互花米草个体特征比较	48
3.2.2 中国沿海互花米草种群密度特征比较	50
3.2.3 中国沿海互花米草生物学特征聚类分析	51
3.3 关键环境因素对互花米草生物学特征的影响	53
3.3.1 纬度对互花米草生长特征的影响	53
3.3.2 经度对互花米草生长特征的影响	56
3.3.3 土壤 pH 对互花米草生长特征的影响	57
3.3.4 盐度对互花米草生长特征的影响	58
3.3.5 互花米草生长特征关键影响因素分析	59
参考文献	61
第4章 互花米草入侵对中国沿海生态系统的影响	63
4.1 互花米草入侵对生物多样性的影响	63
4.1.1 互花米草入侵对植物多样性的影响	63
4.1.2 互花米草入侵对大型底栖动物的影响	69
4.1.3 互花米草入侵对昆虫多样性的影响	92
4.1.4 互花米草入侵对鸟类的影响	93
4.2 互花米草入侵对物质能量循环的影响	95
4.2.1 生态系统过程中的碳、氮循环	95
4.2.2 植物种类对碳、氮循环的影响	96
4.2.3 外来入侵植物对生态系统碳、氮循环的影响	97
4.2.4 互花米草入侵对生态系统碳、氮库的影响	98
参考文献	100
第5章 互花米草入侵对经济的影响	107
5.1 互花米草经济损失评估研究	108
5.1.1 直接经济影响	109
5.1.2 间接经济影响	112
5.2 互花米草经济损失评估——以广西北部湾互花米草为例	112
5.2.1 评估方法与评估体系的建立	112
5.2.2 经济核算与评估	116
参考文献	119

第6章 互花米草入侵机制研究	122
6.1 互花米草入侵的生态学机制	122
6.1.1 互花米草的入侵性	123
6.1.2 生态系统可入侵性	124
6.1.3 传入途径	125
6.2 互花米草表型可塑性与入侵能力	125
6.2.1 表型可塑性与外来植物的入侵能力	125
6.2.2 互花米草表型可塑性与入侵能力	127
6.3 互花米草遗传多样性与入侵能力	128
6.3.1 外来入侵物种遗传多样性研究概述	128
6.3.2 互花米草遗传多样性的分子标记研究	130
6.3.3 中国沿海互花米草遗传结构与遗传多样性	131
6.4 互花米草扩散机制	139
6.4.1 互花米草扩散途径	139
6.4.2 互花米草扩散阶段	140
6.4.3 互花米草扩散的环境影响因素	140
6.4.4 互花米草扩散模式案例分析——以广西北部湾丹兜海地区为例	141
6.5 小结	145
参考文献	146
第7章 互花米草防控技术	151
7.1 互花米草防控方法概述	151
7.1.1 互花米草的物理防控	151
7.1.2 互花米草的化学防控	154
7.1.3 互花米草的生物防控	155
7.1.4 互花米草的综合防治	155
7.2 互花米草的防控案例	156
7.2.1 互花米草的物理防控案例	156
7.2.2 互花米草的化学防控案例	164
7.2.3 互花米草的生物替代案例	166
7.2.4 互花米草的综合防控案例	167
参考文献	169
第8章 中国沿海岸互花米草管理对策分析	173
8.1 建立互花米草管理政策体系	173
8.1.1 中国沿海岸互花米草分区管理	173
8.1.2 因地制宜控制互花米草入侵	175
8.2 开展中国沿海岸互花米草监测	180

8.2.1 全面开展互花米草普查与影响调查	180
8.2.2 建立互花米草预测、预警网络体系	181
8.3 实施互花米草重大防控工程规划	181
8.4 加强科普宣传教育	183
参考文献	184
附录	186
附录1 广西壮族自治区北部湾互花米草影响问卷调查表	186
附录2 广西壮族自治区北部湾互花米草记录表	187

第1章 互花米草研究概况

1.1 互花米草生物学特征

互花米草 (*Spartina alterniflora*), 又称 smooth cordgrass、Atlantic cordgrass 或 saltmarsh cordgrass, 隶属于禾本科米草属, 为多年生高大草本植物。互花米草植株坚韧而挺拔, 株高 1~3m, 最高可达 3.5m, 茎秆粗壮, 直径约 1cm 以上。茎节具叶鞘, 叶腋有腋芽。叶互生, 呈长披针形, 叶长可达 90cm, 宽 1.5~2cm (图 1-1A), 深绿色或淡绿色, 背面有蜡质光泽; 叶片具盐腺, 根部吸收的盐分大都由盐腺排出体外, 因而叶表面往往有白色粉状的盐霜出现 (图 1-1B)。圆锥花序长 20~40cm, 由 10~20 个穗形总状花序组成, 小穗侧扁, 长约 1cm (图 1-1C); 两性花, 子房平滑, 两柱头很长, 呈白色羽毛状; 雄蕊 3 个, 花药成熟时纵向开裂, 花粉黄色; 互花米草花期为 7~10 月, 互花米草异花授粉率显著高于自花授粉率, 其中异花授粉的结实率与种子活力较高, 而自花授粉产生的种子无萌发能力 (Somers and Grant, 1981; Daehler and Strong, 1996; 方民杰, 2012)。种子通常 8~12 月成熟, 颖果长 0.8~1.5cm, 胚浅绿色或蜡黄色 (王卿等, 2006)。地下部分包括长而粗的地下茎和短而细的须根, 根系发达, 密布于 30cm 深的土层中, 有时可深达 50~100cm。

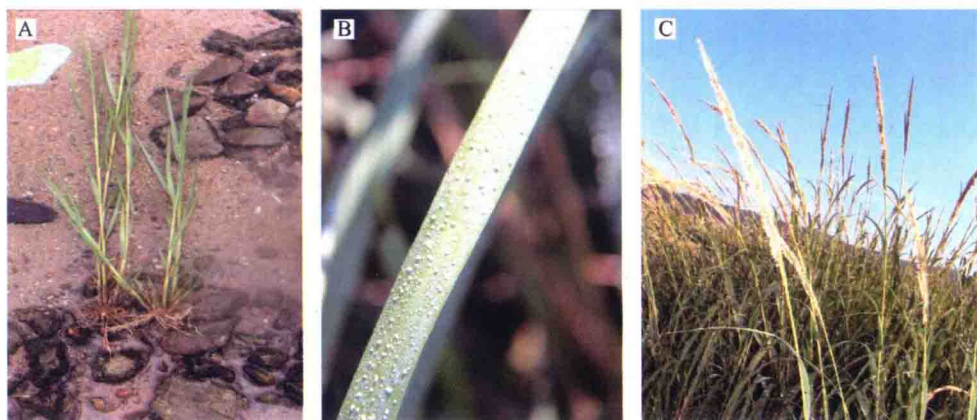


图 1-1 互花米草的形态学特征

A. 互花米草的根、茎、叶; B. 互花米草叶盐腺分泌的盐粒; C. 互花米草的圆锥花序

互花米草对环境的适应性和耐受能力很强, 具有较广的生态位, 在我国沿海从广东淇澳岛到辽宁葫芦岛均有分布, 在滩涂各种基质中均能生长。互花米草是一种典型的盐生植物, 研究表明, 互花米草的最适生长盐度为 10‰~20‰, 超过该范围时, 互花米草的生长

会受到抑制 (Haines and Dunn, 1976; Landin, 1991; Wang *et al.*, 2006), Landin (1991) 认为互花米草可以耐受高达 60‰ 的盐度。互花米草具拒盐、泌盐和聚盐的耐盐策略, 其含有的脯氨酸和甜菜碱等物质可以调节渗透, 对于细胞内高盐环境的耐受力具有重要的作用 (肖强, 2005)。互花米草较强的耐盐性对于其成功入侵海岸滩涂空白生态位具有十分重要的作用, 同时提高了其对本地植物的竞争力。另外, 互花米草具有较强的耐水淹性和较高的抗低氧胁迫能力, 这是因为互花米草具有高度发达的通气组织, 可以为地下部分输送氧气以缓解淹水所导致的缺氧, 从而降低环境对植物生长的抑制作用 (Landin, 1991; Bertness and Shumway, 1992; Lessmann *et al.*, 1997)。同时, 互花米草对温度的适应范围广, 分布区纬度跨度很大, 从赤道附近 (亚马孙河口) 到高纬度地区 (英国北部, 50°N ~ 60°N) 均可分布 (王卿等, 2006)。作为一种 C_4 植物, 互花米草不仅在温度高于 10℃ 时其光合作用速率高于本地植物, 即使在 5 ~ 10℃ 时也能保持与 C_3 植物相似的光合作用速率, 从而在较高纬度的地区也能较好地生存 (蒋福兴等, 1985)。

互花米草繁殖能力强, 兼有有性繁殖和无性繁殖功能。有性繁殖主要是指通过种子繁殖, 其种子主要依靠海水传播, 种子失水后基本失去萌发力。互花米草的种子存活时间不长, 约为 8 个月, 并无持久的种子库。其种子通常浸泡 6 周后才具有萌发力, 通常春天萌发, 萌发率受多种外界环境影响, 如在变温条件下, 互花米草种子萌发速度加快 (徐国万和卓荣宗, 1985)。种子繁殖对开拓新生境有着非常重要的意义, 对维持已经建立的种群却意义不大。对已经建立的互花米草种群, 其局部的扩张主要依赖于无性繁殖即通过植株根茎的克隆生长, 其克隆繁殖速度快, 根状茎横向延伸速度每年可达 0.5 ~ 1.7m, 对于种群的局部扩张和种群的维持具有重要的作用 (Simenstad and Thom, 1995)。

1.2 互花米草分布现状

互花米草原产于北美洲与南美洲的大西洋沿岸, 能在热带、亚热带到温带沿海地区宽广的气候带分布, 主要分布在海滩高潮带下部至中潮带上部宽广的潮间带上, 适宜在黏土、沙土及河口地区的淤泥质海滩中生长, 具有很强的耐盐耐淹能力。在原产地, 互花米草是一种重要的盐沼湿地植物 (Landin, 1991), 不但能够有效防止海岸侵蚀 (Simenstad and Thom, 1995), 而且每年能为河口碎屑食物链提供大约 1300g/m² 的植物碎屑 (Landin, 1991), 对栖息于当地的鱼类、水禽等具有重要的意义。

由于互花米草良好的促淤成陆能力 (Bertness and Shumway, 1992), 世界各国纷纷引种种植。近 200 年来, 由于人类有意或无意的活动, 互花米草已经从其原产地传播到欧洲、北美洲西海岸、新西兰和中国沿海 (王卿等, 2006)。其中, 在欧洲主要分布在英国、法国和西班牙 (Baumel *et al.*, 2003); 在北美洲西海岸从加拿大的纽芬兰一直到美国佛罗里达州及墨西哥湾沿岸均有互花米草分布; 在南美洲, 互花米草零星分布于法属圭亚那至巴西里奥格兰德州 (Rio Grande) 间的大西洋沿岸 (王卿等, 2006); 在中国, 互花米草分布在南至广西北海, 北至辽宁鸭绿江的沿海滩涂。互花米草已成为全球河口盐沼湿地生态系统最成功的入侵植物之一 (Zedler and Kercher, 2004; 王卿等, 2006)。

1.2.1 美国西海岸互花米草引入及分布

在美国西海岸,互花米草主要分布于华盛顿州(Washington)的威拉帕(Willapa)海湾和加利福尼亚州(California)的旧金山海湾。

威拉帕海湾的互花米草是在1894年从美国东海岸引进美洲牡蛎(*Crassostrea virginica*)时以包装材料的形式被无意引进的(Maxwell, 1995)。在最初引进的50年,互花米草的蔓延极其缓慢,1911年首次被发现时,互花米草群丛只覆盖了威拉帕海湾数英亩^①的海滩,并且植株没有开花(Scheffer, 1945);然而自20世纪40年代互花米草在威拉帕海湾首度开花之后(Scheffer, 1945; Sayce, 1988),其扩散迅速加快,到1991年已发展到大约10.12km²(Sayce, 1988; Harrington and Harrington, 1993)。互花米草的入侵对威拉帕海湾造成严重危害,不仅使海湾淤泥沉积速度大大加快(Gleason *et al.*, 1979),还通过对诸如大叶藻(*Zostera marina*)、弗吉尼亚盐角草(*Salicornia virginica*)、海韭菜(*Triglochin maritimum*)等一些本地植物的取代(Wiggins *et al.*, 1987; Simenstad *et al.*, 1995)改变了当地的生境。栖息环境的改变不仅影响到鱼类、底栖动物、水禽等的生存,更影响到当地牡蛎养殖业的发展。

旧金山海湾在20世纪70年代中期引进互花米草作为湿地生境恢复计划的一部分(Faber, 2000)。与威拉帕海湾的情况类似,旧金山海湾的互花米草在引入后不断扩大分布面积,并造成严重影响,其中对潮间带光滩的入侵使涉禽觅食面积大为减少(Daehler and Strong, 1996)。

1.2.2 英国滨海岸互花米草引入及分布

互花米草作为海运货物的保护材料在1861年被无意引入英国。由于气候条件限制,互花米草未在英国形成大面积的种群(Gray *et al.*, 1999),只在Bury Marsh等地以零星种群存在,对英国沿海生境未造成直接危害,但污染了当地的植物基因库,互花米草与当地欧洲米草(*S. maritima*)杂交,其子一代种子经染色体加倍后产生四倍体可育大米草(*S. anglica*),大米草在英国广泛传播(Ferris *et al.*, 1997)。1981~1988年,英国大米草分布面积扩大了70km²(Burd, 1989),1991年大米草已占据英国河口沼泽资源总面积的95.2%(Frid *et al.*, 1999),造成严重危害。

1.2.3 新西兰滨海岸互花米草引入及分布

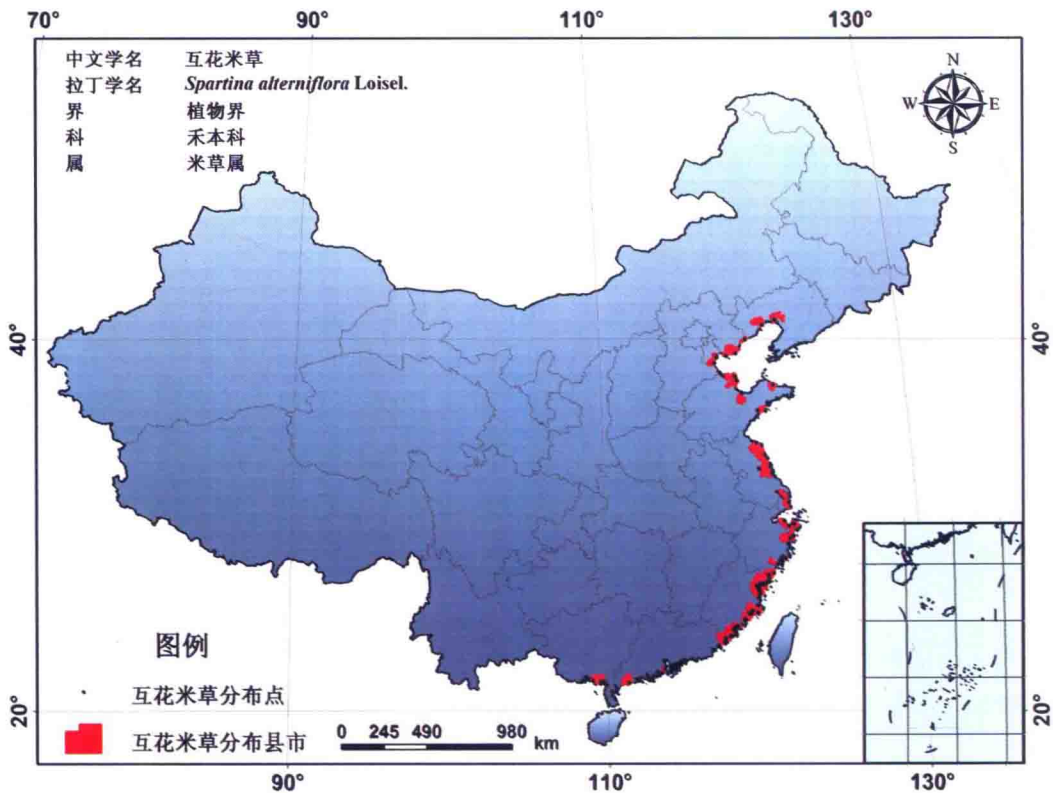
由于河口湿地生态工程的需要,新西兰在20世纪50年代从美国引进互花米草(Partridge, 1987; Taylor and Hay, 1997)。或许是过低的海水温度抑制了互花米草的生殖

① 1 英亩=0.404 686hm²。

生长 (Ebasco, 1992), 新西兰地区的互花米草从未开过花 (Partridge, 1987)。尽管如此, 互花米草在新西兰滩涂蔓延速度仍然很快; 在光滩, 一棵植株 4 年可形成 51.10m^2 的群落 (Bascand, 1970)。现今, 互花米草已经造成本地植物鳗草 (*Zostera marina*) 和某些动物物种的消失, 造成一定的生态危害。目前, 互花米草在新西兰主要分布于北岛 (North Island), 其分布最南到威灵顿 (Wellington) ($41^{\circ}20'S$) (Bascand, 1970)。

1.2.4 中国滨海岸互花米草引入及分布

中国于 1979 年 12 月从美国北卡罗来纳州 (North Carolina, $33^{\circ}50'N \sim 36^{\circ}30'N$)、佐治亚州 (Georgia, $30^{\circ}40'N \sim 32^{\circ}00'N$)、佛罗里达州 (Florida, $24^{\circ}30'N \sim 30^{\circ}40'N$) 三地引入 3 种互花米草的生态型 (朱晓佳和钦佩, 2005; Chung, 2006) 用于保护海滩、促淤造陆、提高海滩植被生产力, 在南京大学植物园试种成功后, 于 1980 年移植到福建罗源湾, 1982 年起向全国沿海地区推广 (徐国万和卓荣宗, 1985)。经过二十多年的发展, 最初引种的 3 种生态型中只有来自佛罗里达州的生态型在中国得到广泛传播。目前, 互花米草已遍及中国暖温带至亚热带的东南沿海海滩, 北到辽宁省, 南至广西壮族自治区, 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、广西壮族自治区等 10 个沿海省 (直辖市、自治区) 均有互花米草的分布, 纬度自 $20^{\circ}N$ 跨度到 $40^{\circ}N$ (图 1-2), 成为了中国沿海潮滩分布面积最广的盐沼植被 (李加林等, 2005)。



1.3 互花米草主要危害

20 世纪 80 年代我国部分沿海地区开始引种互花米草,最初在保滩护岸、改良土壤、促淤造陆等方面取得了一定效果。但伴随着种群面积的日益扩张,互花米草改变了当地的自然环境和生态系统过程,带来了较为严重的生态、经济及社会危害。互花米草在潮间带引入后会占据土著植物的生态位并形成单优植物群落,影响着入侵区域的迁徙鸟类、土著物种,造成生物多样性降低和生态系统退化,并且会妨碍沿海旅游业发展,影响水产养殖、水上运输等生产活动 (Simenstad and Thom, 1995; Daehler and Strong, 1996),因此互花米草的扩散和入侵影响着入侵区域的自然环境和经济,严重危害区域生物安全和生态系统稳定。

1.3.1 互花米草对本地植物群落的影响

湿地生态系统具有特殊的生态结构和功能,是自然界最富有生物多样性、最具生产力的生态系统,是人类最重要的生存环境之一。外来入侵物种互花米草的入侵会对湿地生态系统本地植物群落产生严重影响。

以厦门东屿湾为例,20 世纪 70 年代初该地区红树林面积约有 5km²,受互花米草入侵影响,目前厦门东屿湾只有面积很小的红树林,且破碎化严重 (林鹏等, 2005);在上海东滩,互花米草与本地植物芦苇 (*Phragmites australis*) 和海三棱藨草 (*Scirpus mariqueter*) 抢夺生存空间,导致这两种本地植物群落面积严重萎缩,进而影响到迁徙、越冬鸟类的取食和休息,严重影响东滩的保护价值和区域生态安全 (陈中义等, 2005);在广西互花米草入侵与本地植物结缕草 (*Zoysia hondana*) 抢夺生存空间;在江苏潮滩互花米草与碱蓬 (*Suaeda glauca*) 竞争,改变了当地植被。此外,入侵互花米草种群还可与当地近缘物种杂交,使基因侵入土著植物基因库中,直接威胁土著物种的种质保存,甚至有可能造成濒危植物的灭绝,或形成更具入侵性的生态型,从而导致更为严重的生态后果 (图 1-3)。

1.3.2 互花米草对大型底栖动物的影响

潮间带底栖动物是河口湿地生态系统食物网中重要的类群,互花米草入侵形成的草滩湿地通过改变当地土壤的理化性质影响底栖动物赖以生存的栖息地环境。在互花米草入侵初期,随着草滩湿地环境的形成,区域内大型底栖动物的种群组成和数量会急剧变化,对互花米草群落适应性强的物种种群数量会逐渐集聚和增加,而一些对生境敏感的物种会逐渐减少甚至消失,如泥螺 (*Bullacta exarata*)、四角蛤蜊 (*Macra veneriformis*)、文蛤 (*Meretrix meretrix*) 等滩涂贝类 (仇乐等, 2010)。随着互花米草入侵时间的延长,整个潮间带生态系统大型底栖动物群落结构会相应改变,在互花米草入侵后期,底栖动物形成相对稳定的群落结构,但互花米草入侵在一定程度上会降低大型底栖动物的总密度和丰富度。



图 1-3 互花米草与本地植物间的竞争

- A. 互花米草入侵本土植物红树林群落 (广西北海); B. 互花米草入侵本土植物海三棱藨草群落 (上海崇明岛);
C. 互花米草入侵本土植物沙地结缕草群落 (广西北海); D. 互花米草入侵本土植物芦苇群落,
左侧为芦苇群丛, 右边为互花米草群丛 (福建)