

DOI: 10.3969/j.issn.2095-1787.2012.03.001

互花米草的两面性及其生态控制

钦 佩*, 李思宇

南京大学盐生植物实验室, 江苏 南京 210093

摘要: 互花米草是美国大西洋沿岸的本土植物,其高生产力、高繁殖率、高抗性和致密发达的地下部分等生物学特性使它在沿海地区的抗风防浪、保滩护岸、促淤造陆、修复湿地和固定二氧化碳等方面发挥很好的正生态效应;然而,正是这与生俱来的生物学优势使该物种在引种地区侵占光滩,很快形成茂盛的单种优势群落,体现出很强的入侵性,从而也具有相当大的负生态效应。本文综述了互花米草的正负生态效应,分别从以下 4 个方面展开:抗风防浪的功效与改变景观的负作用,促淤造陆的功效与改变河口水文格局的负作用,固碳效应与释放温室气体的负作用,为一些物种提供营养与栖息地的同时对其他物种栖息环境的破坏性。研究证实,互花米草的本土化倾向已比较突出,如在超过 100 年引种历史的美国西部维拉帕湾、引种历史近 40 年的旧金山湾,以及引种历史近 30 年的我国大丰滩涂等。对于互花米草的生态控制,应结合各地的自然、社会、经济状况,因地制宜,如在一些生态脆弱(开发过度、缺乏大型植被、蚀退现象严重)的沿海地区,防灾减灾任务艰巨,根除互花米草须谨慎;在充分利用互花米草抗风防浪和促淤造陆后,可以适时围垦,以达到某些区域大面积减除的目标;此外,综合治理与利用相结合是较为科学的举措,既充分利用互花米草生物质(加工生产新食品、保健品、生物气等),又有效控制其种子飘落和扩繁,是一项生态工程,也是一种具有生态经济效益的利国利民之举。

关键词: 互花米草; 入侵植物; 两面性; 正负生态效应; 生态控制

Positive and negative effects of the non-native plant, *Spartina alterniflora* and its ecological control

Pei QIN*, Si-yu LI

Halophyte Research Laboratory, Nanjing University, Nanjing, Jiangsu 210093, China

Abstract: *Spartina alterniflora* Loisel is a native plant along the Atlantic and Gulf coasts in America. With its high productivity, propagation, tolerance, dense and vigorous belowground parts, this species colonizes new mudflats, forms a monoculture in introduced areas, and shows strong invasion potential, thus has negative ecological effects. This study aims to synthesize information on the positive and negative effects of *S. alterniflora*. Information on naturalization trends of this species is available from Willapa Bay, USA, with an introduction history of more than 100 years, in the San Francisco Bay, USA (introduction history of nearly 40 y), and on Chinese coasts (introduction history of >30 y). There are also positive effects: protecting the seashore from storms, modifying the landscape of mudflats; accelerating land formation, changing the hydrological regime of estuaries; fixing carbon, decreasing the release of greenhouse gasses; providing habitat and nutrients for some species. However, invasion by this plant also threatens regional biodiversity. *S. alterniflora* should be managed considering the possible benefits. For example, in some coastal regions with serious erosion, the eradication of this exotic should proceed prudently. In shoreline areas with higher sedimentation rate, and in polder reclamation areas, ways of utilisation would be an effective method. Using the vast biomass of this plant as new food source, health products, and biogas could limit its spreading and propagation, and such an ecological engineering could benefit both natural biodiversity and local people's income.

Key words: *Spartina alterniflora*; invasive plant; enantiomorph; positive and negative effects; ecological control

鉴于互花米草 *Spartina alterniflora* Loisel 耐贫瘠、高抗性和高生产力的特性,20 世纪 70 年代,美国盛行用本土物种互花米草恢复、重建海滨盐沼生态系统,并用以保护已发生侵蚀的海岸。其中,以美国海岸工程研究中心赞助的盐沼恢复工作和美国陆军工程团所进行的海岸重建工程最为典型(Knutson *et al.*, 1982)。将互花米草引种到太平洋沿岸的旧金山湾就是美国陆军工程团海岸重建工

程的杰作(Ayres *et al.*, 2004)。1979 年南京大学从北卡罗来纳、佐治亚和佛罗里达分别引进了 3 种不同生态型的互花米草,以取代植株矮小、生物量较低的大米草 *Spartina anglica* Hubbard(徐国万和卓荣宗,1985)。

我国引进互花米草后的 10 余年,各地以极大的热情推动互花米草的引种推广,特别注重它的保滩护岸、促淤造陆的生态工程作用(宋连清,1997;徐国万等,1993;Qin,1997),也兴起和发展了其综合利用生态工程(Qin,1998)。据 1992 年的估算,我国海岸互花米草人工群落的发展面积达 6000 hm² 左右(钦佩等,2008)。之后,互花米草 2002 年在我国的分布面积曾被估算为 112000 hm²(邓自发和安树青,2006)。据国家海洋局立项的最新监测,我国海岸互花米草植被覆盖面积为 34451 hm²,其中以江苏现有面积最大,达 18711 hm²(左平等,2009)。

20 世纪 80 年代,引种到美国西部旧金山湾的互花米草被证实与当地的加州米草 *Spartina foliosa* Trin. 杂交,显示出强劲的杂种优势,通过快速繁殖扩张取代了当地的加州米草,曾扩展到 793 hm²(Zaremba & McGowan,2004)。随着 20 世纪 80 年代中叶入侵生态学的兴起,人们开始关注互花米草在美国西部,特别是旧金山湾入侵的严重性(Callaway & Josselyn,1992);然而,直至 90 年代后才对互花米草基因竞争的入侵本质有了较为深刻的认识(Anttila *et al.*,1998;Sloop *et al.*,2011)。美国学界对互花米草入侵性的批判很快影响到我国,一股否定互花米草的学术思潮迅速涌起。人们发现,互花米草的入侵抢占了大面积淤泥质光滩,占据了贝类原有的生态位,从而威胁到贝类水产养殖,加速了滩涂和港区的淤积速度,影响船只出入,迫使港区提前下迁,造成巨大的经济损失和社会影响(An *et al.*,2007;Chen *et al.*,2004);于是,中华人民共和国环境保护部 2003 年将互花米草列入中国首批 16 个入侵种“黑名单”。

经过 20 余年的批判和争论,学界对互花米草的认知和定位更趋理性,洞悉其具有典型的两面性。本文通过查询近 10 年来国内外有关互花米草的研究论文,分析其正负生态效应,用最新研究成果剖析其本土化倾向,并对其生态控制提出建设性方案。

1 近 10 年的国际关注动态

互花米草引入我国 10 年左右的一段时间,研究工作主要在南京大学大米草及海滩开发研究所(后更名为南京大学生物技术研究所)展开,其主要成果凝集于 2 本相继出版的论文集:1985 年南京大学学报出版的《米草研究的进展——22 年来的研究成果论文集》(含我国最早互花米草研究论文 11 篇),1992 年海洋出版社出版的《米草的应用研究》论文集(含我国互花米草研究早期论文 29 篇)。之后,特别是 2003 年互花米草被列入中国首批入侵种“黑名单”后,我国学界对外来种互花米草的入侵和正负生态效应的研究越来越多。2003 ~ 2012 年,我国核心期刊发表的有关互花米草的论文共计 320 篇。发表相关论文数排列前 5 名的单位是南京大学(75 篇)、华东师范大学(52 篇)、中国科学院(30 篇)、南京师范大学(18 篇)、复旦大学(17 篇)。其中,主要涉及其正生态效应的有 194 篇,主要涉及负生态效应的为 80 篇,而涉及其控制和根除的为 46 篇(中国期刊全文数据库,图 1)。由此可见,2005 年以后我国学界对互花米草的关注越来越多,于 2010 年达到峰值,之后关注度有所下降。2006 年对其负生态效应的研究论文超过其正生态效应。但总体来看,历年来对其正生态效应的研究较多,说明我国学界比较认同该物种的两面性。

国际学术界对具有典型两面性的入侵种互花米草具有更理性的辨识。2003 ~ 2012 年,全球共发表有关互花米草 SCI 论文 1062 篇。其中,美国最多,达 620 篇;我国次之,为 148 篇;其他国家和地区共发表 294 篇,排列前 5 名的是葡萄牙(30 篇)、阿根廷(25 篇)、法国(23 篇)、墨西哥和巴西(各 22 篇)、加拿大(20 篇)(南京大学图书馆 Science Citation Index Expanded,表 1)。我国有关互花米草正生态效应的 SCI 论文数是负生态效应的 2 倍多,与国内核心期刊相近;而美国所发表的互花米草正生态效应的论文数是负生态效应的近 9 倍。这可能是由于互花米草正生态效应比较突出,且关注其负生态效应的历史不长;另外,在以批判互花米草生物入侵为目标的研究过程中,正视到其客观存在的正生态效应。

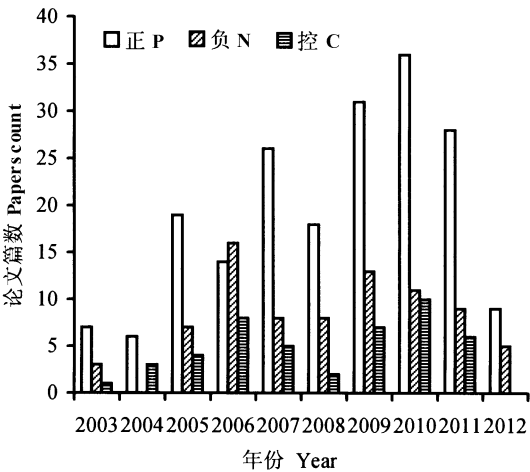


图1 2003~2012年我国核心期刊有关互花米草的论文数

Fig. 1 The number of papers on *S. alterniflora* published in Chinese Core Journals during the period 2003 ~ 2012
正: 主要涉及正生态效应的论文数; 负: 主要涉及负生态效应的论文数; 控: 主要涉及控制和根除的论文数。
P: Papers detailing positive effects; N: Papers reporting negative effects; C: Papers regarding control and eradication.

表1 2003~2012年中国、美国发表的有关互花米草的SCI论文数

Table 1 The number of papers on *S. alterniflora* published in SCI journals during the period 2003 ~ 2012

年份 Year	正 P		负 N		控 C		总计 Total
	中国 China	美国 USA	中国 China	美国 USA	中国 China	美国 USA	
2003	1	62	0	8	0	4	75
2004	3	50	1	8	0	4	66
2005	0	54	0	6	0	5	65
2006	6	63	2	5	1	1	78
2007	8	60	7	6	1	1	83
2008	12	54	5	5	2	2	80
2009	23	57	9	8	3	1	101
2010	16	52	7	7	3	3	88
2011	17	46	7	6	3	1	80
2012	4	38	5	2	2	1	52
总计 Total	90	536	43	61	15	23	768

正: 主要涉及正生态效应的论文数; 负: 主要涉及负生态效应的论文数; 控: 主要涉及控制和根除的论文数。
P: Papers detailing positive effects; N: Papers reporting negative effects; C: Papers regarding control and eradication.

2 互花米草的正负生态效应

2.1 抗风防浪的功效与改变景观的负作用

2004年12月印尼大海啸中凡有红树林护岸的海滨地区受到的冲击和损害都较小。研究指出,红树林具有明显的消浪作用,越过的红树林宽度愈大,波高衰减就越明显。当红树林宽度增加到1000 m,波高只有0.12 m,几乎可以忽略不计(Barbier et al., 2008)。而互花米草依靠高大密集的植株,消浪作用

更胜一筹。Knutson et al. (1982)发现,波浪每传入互花米草1 m,波能就损失约26%;40 m宽的互花米草带相当于2 m高潜坝。而在浙江温州现场的测试表明,5 m高的风浪通过100 m宽互花米草带时,草带的消浪能力为97%(钦佩等,2008),超过红树林消浪能力的10倍。1994年17号台风在温州登陆,正面袭击苍南东塘海堤,平均浪高7 m,最大浪高10~11 m,70%的块石构筑的标准海堤被毁,仅有15 km长的海堤完好,就是由于堤外200 m宽的互花米草带提供了有效的消浪作用(Wan et al., 2009)。

然而与此同时,这高大密集的互花米草单种群落以顽强的生命力和旺盛的繁殖力进行扩张,也明显改变了海滨潮间带泥滩的景观与微地貌,以及本土物种的生活条件和生态系统的营养结构(Levin, 2006),侵占了它们的栖息地(Ma et al., 2011),甚至以明显优势取代它们,如在长江口逐步取代芦苇*Phragmites australis* Trin. ex Steud和海三棱藨草*Scirpus mariqueter* Tang et Wang (Li et al., 2009),在苏北盐沼逐步取代碱蓬*Suaeda glauca* Bge(陈正勇等,2011)。

2.2 促淤造陆的功效与改变河口水文格局的负作用

互花米草在消浪的同时,其茎叶能够黏附潮水带来的泥沙,这些泥沙最终沉落到滩面上,从而促进了滩面的动力沉积作用,加速造陆速度(Stumpf, 1983)。据测报,波士顿的一处互花米草滩涂的百年淤长速率为61 cm(扣除地面下沉,净淤长为31 cm),而另一处稳定的四联湾互花米草滩面的百年淤长速率为45 cm(Mitsch & Gosselink, 2000)。在我国苏北沿海由于江河泥沙供应量大,互花米草的促淤效果更明显。如根据东台琼港岸外辐射沙洲的56处试验点的测试,互花米草滩面3.4年淤长速度为48.5~52.1 cm,而同期光滩的淤长速度为10.5~16.9 cm(Chung et al., 2004)。浙江种植米草促淤造陆后新增土地达11333.33 hm²(李植斌, 1998);江苏沿海互花米草盐沼每年比光滩多淤积近900万m³泥沙,每年新增土地1000 hm²以上,促淤效益可观(沈永明,2001)。

正是通过促进泥沙积累和滩面淤长,互花米草可较快改变河口水文格局,加速滩涂和某些港区的淤积速度,影响船只航行和泄洪(Daehler & Strong, 1996),迫使港区提前下迁,造成当地巨大的经济损失。

2.3 固碳效应与释放温室气体的负作用

由于互花米草具有较长的生长季、较大的叶面积指数、较高的净光合作用速率和较大的地上、地下部分生物量,其固碳作用非常明显。根据长江口九段沙 3 种植物固碳、固氮效果的对比检测,互花米草的固碳、固氮作用明显高于本土植物芦苇和海三棱藨草(Liao *et al.*, 2007),且互花米草地下部分的凋落物数量及其降解速率远低于本土植物芦苇和海三棱藨草,使互花米草对碳的净固定作用更为强劲(Liao *et al.*, 2008)。

碳循环和海滨盐沼系统碳的汇源机制较为复杂,潮来潮去的潮间带为潮间带的物种提供了间歇性的还原性环境。在这种环境中生长的大型禾草互花米草和芦苇都能将基质中产生的甲烷等温室气体通过其通气组织排放出去,淹水环境所造成的排放更甚(Chen *et al.*, 2007; Ding *et al.*, 2010),且生物量大的互花米草的甲烷排放量显著高于芦苇(Cheng *et al.*, 2007)。因此,应科学评估互花米草盐沼对温室气体排放的贡献,对每个重要时空节点做出定量测定。

2.4 为一些物种提供营养与栖息地的同时对其他物种栖息环境的破坏性

作为海滨盐沼湿地的大型植被,互花米草一方面可能为这个环境中栖息、繁殖和越冬的底栖动物、珍禽和哺乳类动物提供营养、栖息和庇护场所;另一方面因为其改变了海滨湿地的微地貌、水文条件和营养结构,可能对原先以这个环境栖息、繁殖和越冬的底栖动物、鸟类等产生不利影响。学界对这个议题争议很大。

最典型的争议是潮滩的底栖动物。Netto *et al.* (2009)研究了巴西南部 Paranagu'a Bay 潮间带大型底栖动物的带状分布,在样点监测并鉴定到 59 种底栖动物,其中,互花米草盐沼中有 47 种,光滩中只有 36 种,且这 2 个系统中主要分布的底栖动物种类完全不同。因此认为,互花米草的活体及有机碎屑为海湾大量底栖动物提供了良好的营养和结构空间。陈中义等(2005)比较测定了上海崇明东滩湿地互花米草和海三棱藨草滩中的底栖动物群落结构,发现被检区域的互花米草滩内底栖动物密度为 3119 个·m⁻²,略低于海三棱藨草滩(3459 个·m⁻²);观测还显示,互花米草的入侵改变了草滩系统的营

养结构,互花米草群落中,食碎屑者的数量显著大于海三棱藨草群落,食悬浮物者和食植物者的数量显著小于海三棱藨草群落。在崇明东滩的另一项研究表明,具有 10 年互花米草引种历史的北八滙互花米草盐沼的大型底栖动物物种数目、密度、生物量、物种丰富度和多样性均高于同一地区的芦苇盐沼;而具有 5 年引种历史的另一样地东旺沙,除了物种丰富度,其他指数均低于芦苇盐沼(谢志发等,2008)。米草的入侵增加了光滩生境的复杂性,同时栖息在米草底泥中的无脊椎动物较少受到涉禽的捕食,从而造成大型底栖动物种类数、平均密度显著高于邻近光滩。仇乐等(2010)研究发现,苏北互花米草盐沼在不同发育时期,大型底栖动物群落的组成、物种丰富度和多样性等均发生了变化。Brusati & Grosholz (2007)研究证实,旧金山湾中的一种蛤 *Macoma petalum* L. 在光滩上的数量远高于米草滩。Zhou *et al.* (2009)研究了苏北海滨湿地底栖动物的时空分布,发现互花米草盐沼中的底栖动物生物量明显高于光滩,但物种数量不及光滩,2 个系统中的种类也不尽相同。可见,互花米草的入侵改变了潮滩的生境、食物结构和食物网中的营养类群组成,使该系统中部分底栖动物获益增殖,部分底栖动物不适应而多样性下降;而这些受益类群和受损类群会随着时空变化和米草种群发育程度此消彼长。

此外,互花米草可以侵占本土盐沼物种的生态位,并逐步替代它们。如其入侵旧金山湾,与当地加州米草杂交并替代它(Zaremba & McGowan, 2004);在崇明东滩,互花米草竞争海三棱藨草和芦苇并逐步形成替代优势(Chen *et al.*, 2004);在苏北,互花米草种子随着潮水进入碱蓬滩形成互花米草斑块,侵占碱蓬生态位,对碱蓬产生排挤和替代效应(陈正勇等,2011)等。互花米草的竞争优势源于其强耐盐性,对砂质、泥质和混合型基质的广谱适应性,以及其强耐淹性(Wang *et al.*, 2006)。

关于对鸟类的影响,大多数学者认为,互花米草的入侵抢占了大面积淤泥质光滩,对许多以光滩为栖息地和觅食的鸟类十分不利(Daehler & Strong, 1996; Ma *et al.*, 2011),但也有一些新的见解。Ma *et al.* (2011)在比较观测崇明东滩部分鸟的生境选择时发现,它们对互花米草和芦苇草滩各有好恶,取向不同。Nordby *et al.* (2009)发现,由于

海滨盐沼的开发,旧金山湾的阿拉米达歌雀 *Melospiza melodia* Wilson 已近濒危,它们选择2种本土物种盐角草 *Salicornia virginica* Fern. & Brack.、胶草 *Grindelia stricta* D. C. 和互花米草群落为筑巢地,且在后者的筑巢成功率仅为前者的30%,因为后者生态位在中潮带,容易受到潮水的侵袭。但是,阿拉米达歌雀绝不选择加州米草群落筑巢,因为该处更易遭受潮水的袭扰。另一种加州濒危鸟类长嘴秧鸡 *Rallus longirostris* Boddaert 偏好选择互花米草群落筑巢 (Daehler & Strong, 1996), 且其巢穴的存在与互花米草的长势呈正相关 (Foin & Brenchley-Jackson, 1991)。

对游泳动物的影响,以 Li *et al.* (2009) 的试验研究为著。他们运用双稳定同位素 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 方法检查了长江口潮滩湿地4种重要的游泳动物鲩鱼 *Chelon haematocheilus* Temminck & Schlegel、斑尾复鰕虎鱼 *Synechogobius ommaturus* Richardson、鲈鱼 *Lateolabrax japonicus* Cuvier et Valenciennes 和脊尾白虾 *Exopalaemon carinicauda* Holthuis 的食物来源,其中48%~68%是互花米草提供的,而本土植物海三棱藨草和芦苇的贡献率小于20%。Chen *et al.* (2007) 对互花米草和芦苇沼泽土壤中的线虫群落做了比较研究,发现由于高氮含量和低碳氮比,互花米草产生大量高质量的凋落物和有机碎屑,支撑了互花米草盐沼中线虫的大量增殖。

上述研究充分证明,外来种互花米草的入侵引起海滨湿地众多变化,本土物种对这些变化的应答和取舍反映了物种与环境、物种与物种间错综复杂的关系,也折射了互花米草正负生态效应的本质。

3 互花米草的本土化趋向

物种的迁徙、交流与归化是地球地质演变过程和地球生物进化过程所承载的重要现象。植物的引种(入侵)及驯化(归化)是这些重要现象中的一部分。归化植物是外来植物的一个子集,植物进入一个新的分布区之后,经过长期适应和演化,已经成了本土生态系统不可分割的一部分,其生态作用和生态学意义已与本地种无显著差别。

3.1 维拉帕湾互花米草逐步归化

3.1.1 融入当地生态系统 1894年美国西北部华盛顿州的维拉帕湾为了重振当地衰落的牡蛎 *Ostrea gigas* Thunberg 养殖产业,在引入美国东部切塞匹

克湾(Chesapeake Bay)牡蛎优良品种的同时,无意将互花米草带入维拉帕湾。20世纪40年代,维拉帕湾的互花米草才开花,而进入20世纪80年代,互花米草成功完成有性繁殖并结实,逐步进入扩张期(Sayce, 1991)。根据1996年的统计,互花米草群落在维拉帕湾的实际占滩面积为2000~2500 hm^2 ,向光滩的扩散面积达到6000 hm^2 ,接近17000 hm^2 维拉帕湾潮滩湿地的1/3 (Reeves, 1998)。Ferraro & Cole (2007)调查了维拉帕湾7种生境中的底栖动物类群,发现互花米草生境中底栖动物的生物量和丰度最高,但该生境中的多样性居中,排在大叶藻 *Zostera marina* L. 和牡蛎栖息地之后。

3.1.2 对当地重要本土物种和养殖业不构成威胁

维拉帕湾的本土物种大叶藻的分布水深为0.9~1.2 m (Borse *et al.*, 2005), 由于大叶藻的耐淹性比互花米草强,因而其栖息地仅有少部分被互花米草侵占;而大叶藻却干扰了维拉帕湾的牡蛎养殖,因为二者的栖息地大部分相互重叠 (Simenstad & Fresh, 1995)。维拉帕湾牡蛎养殖场的牡蛎多数处于0.5~1.1 m的水深,它们比互花米草的耐淹性强 (Simenstad & Thom, 1995)。运用GIS调查影像资料 (<http://depts.washington.edu/natmap/explorer/Begin.html>) 比对,维拉帕湾现有牡蛎养殖场受互花米草影响的比例仅为10%~15%,而这些养殖场已经很少进行养殖 (Campbell *et al.*, 2009)。可见,互花米草对维拉帕湾的牡蛎养殖影响不大。当地的牡蛎养殖场位于互花米草的向海方向,与互花米草并不冲突;反而由于互花米草的屏障作用,净化了养殖区域的海水,提高了牡蛎品质。因此,2002年华盛顿州政府为保护维拉帕湾光滩和部分鸟类出台的根除互花米草计划招致许多民众的反对,至今该计划因劳民伤财、效果不佳而举步维艰 (Campbell *et al.*, 2009)。

3.1.3 逐步归化 Thom *et al.* (2003) 研究证明,维拉帕湾有互花米草存在的自然条件非常有利于大叶藻的生存发展,说明气候、水文和栖息地环境都对其发展有利。Magnussen & Hilborn (2003) 调研了美国西北部太平洋沿岸20个河口的大马哈鱼 *Oncorhynchus keta* Walbaum 的生存率,结果表明,维拉帕湾的 *Coho* 大马哈鱼拥有最高存活率(3.9%),因为互花米草可以为之提供庇护所和繁殖地。由于泥沙供应有限,20世纪90年代以来,维拉帕湾盐

沼的沉积速率只有 $2.4 \sim 4.8 \text{ mm} \cdot \text{年}^{-1}$ (Thom, 1992), 远低于美国东南沿海 ($13 \text{ mm} \cdot \text{年}^{-1}$) (Simenstad & Thom, 1995), 与互花米草发展缓慢的东北部罗德岛的盐沼沉积速率 ($2.5 \sim 6.0 \text{ mm} \cdot \text{年}^{-1}$) 相近 (Bricker-Urso *et al.*, 1989)。

综上所述, 维拉帕湾的互花米草发展已逐步归入当地生态系统, 作为该系统的重要生产者身份与许多本土重要物种相互适应、协同发展和进化; 其作为大型植被所提供的生态服务功能, 如净化水质、提供庇护所等, 是其他物种无法替代的。

3.2 旧金山湾互花米草的本土化倾向

据查, 美国西部沿海的 31 个河口中只有 6 个遭到米草属植物 [另有大米草、狐米草 *Spartina patens* (Aiton) Muhl 和 *Spartina densiflora* Brogn.] 入侵, 互花米草入侵典型区域只有维拉帕湾和旧金山湾 (Daehler & Strong, 1996)。

近 40 年来, 互花米草在旧金山湾的发展状态类似于维拉帕湾。Josselyn *et al.* (1993) 研究发现, 互花米草盐沼和加州米草盐沼中的底栖动物类群没有显著差异, 证实互花米草和加州米草一样, 没有大幅度改变盐沼底栖动物群落结构。此外, 长嘴秧鸡在美国东部沿海至墨西哥海湾广为分布, 但在西部的集中分布地旧金山湾已经沦为珍稀物种, 仅有 1000 ~ 1500 只。长嘴秧鸡以互花米草盐沼为庇护所和觅食、筑巢的栖息地, 因为当地互花米草的根除、控制造成其栖息地的减少乃至丧失 (<http://en.wikipedia.org>)。加州海岸自然保护组织调查了 2004 ~ 2010 年包括旧金山湾在内的 60 个样地长嘴秧鸡的数量与互花米草的面积, 发现二者呈紧密正相关关系, 随着旧金山湾互花米草被根除、控制所造成的面积锐减 (从 2005 年秋的 120 hm^2 减少至 2009 年秋的不足 30 hm^2), 长嘴秧鸡数量也急剧下降 (从 2007 年春的 500 余只减少至 2010 年春的不足 200 只) (McBroom *et al.*, 2010)。

笔者认为, 对于互花米草已被控制到很小面积的旧金山湾, 其进一步控制和本土化倾向研究应同步进行, 以对这一外来的初级生产者做出更清晰和科学的评判, 推进有利的应对措施, 更好地促进本土生态系统的健康发展。

3.3 苏北互花米草的本土化倾向

3.3.1 良好的海滨生态系统服务功能及巨大的生

态经济价值 王金丽等 (2010) 通过对苏北成熟的米草滩和典型光滩的能值分析对比研究得出: 互花米草经过长时间的演替, 不断调整系统结构, 从泥沙淤积的光滩发展为成熟稳定的系统, 能高效地摄取太阳光能以及沉积物、河道和潮汐等低能质能量, 并反馈为系统所储存的高能质能量, 提高系统产出, 使自身与周围环境在能量转换过程中实现新形势下的功率最大化。该项研究指出, 与光滩相比, 互花米草生态系统的功率最大化倾向能够促使该系统生态服务功能的充分发挥。对比 2 个系统的主要能值输出发现, 除大型底栖动物多样性 1 项外, 其他各项能值输出互花米草盐沼生态系统均高于光滩。

Chung *et al.* (2004) 对江苏东台互花米草盐沼调查发现, 互花米草生态工程在 11 ~ 13 年已成功围垦 29 km^2 可耕作土地, 为人多地少的江苏省的社会经济可持续发展做出巨大贡献。尽管米草植被的扩张不可避免地改变了原有的滩涂结构和微地貌, 导致一些贝类等底栖生物不能在本地草滩内部生存, 但由于互花米草的促淤作用, 扩大了江苏沿海滩涂的面积, 在其向海方向的滩面上仍有贝类等底栖生物存在 (左平, 2005)。

大面积互花米草盐沼对我国沿海潮滩生态系统具有极大的生态经济价值。据估计, 世界海滨盐沼生态系统的年生态经济价值在 16000 ~ 70000 美元 $\cdot \text{hm}^{-2}$ (Niering, 2000), 而我国苏北海滨盐沼的年生态经济价值在 20000 美元 $\cdot \text{hm}^{-2}$ 以上 (Qin, 1997)。

3.3.2 大丰野放麋鹿的最佳生境选择

麋鹿 *Elaphurus davidinus* Alphonse Milne-Edwards 起源于更新世早期我国东部温暖湿润的海滨湿地, 属国家 I 级重点保护野生动物, 在野外早已灭绝。1985 年我国政府开始执行麋鹿回归引进和种群恢复项目。由于大丰麋鹿保护区圈养的种群不断扩大, 对生境的压力不断增加, 故保护区第三核心区开启了野放探索。近年来, 麋鹿野化程度不断增高, 现有野放麋鹿 100 多头, 主要栖息在互花米草滩上, 而非附近的芦苇滩。

Wu *et al.* (2011) 从 2008 年 11 月至 2009 年 11 月, 对野放麋鹿的生境选择进行了研究, 结果表明, 全年野放麋鹿喜欢选择接近潮水沟 (含盐度较低的水源)、泥塘, 远离人为干扰的互花米草滩。麋鹿在

米草滩中的活动痕迹(采食痕迹、卧痕、粪便、足迹)显示,互花米草群落是麋鹿的最佳庇护所和栖息地。野放麋鹿在草滩中选择互花米草为食,致使其体质状况相当好,多为8成膘(采用十级评膘法评估)(丁玉华等,2006)。纪一帆等(2011)对互花米草和芦苇的粗蛋白、酸性洗涤纤维、中性洗涤纤维以及粗脂肪分别进行了测定,结果表明,大丰滩涂上互花米草的营养成分含量都比芦苇高得多,且在适口性等指标上互花米草也比芦苇有优势,虽然互花米草在多项指标上都劣于常用的禾本科饲料作物(白玉龙等,2007),但蛋白质和酸性洗涤纤维含量这2个指标相当接近,所以互花米草对野放麋鹿营养的提供基本合适。上述研究证实,野放麋鹿选择互花米草而不是芦苇,是一种动物自主的生境选择,这也证明互花米草为苏北本土物种提供良好的生态服务,是互花米草本土化的表现。

4 互花米草的生态控制策略

鉴于互花米草的负生态效应,一些引种国家和地区(特别是美国的维拉帕湾、旧金山湾和我国沿海的一些地区)都热衷于根除了事。但所谓根除,或用机械除草、人工除草、除草剂除草等大多是劳民伤财之举,收效甚微。Daehler & Strong (1996)评估,用除草剂根除维拉帕湾和旧金山湾的米草,具有许多不确定性,需要漫长的时间来检验,更需要大量资金的投入。因此,笔者认为,对待具有两面性的外来种互花米草,应该充分发挥其正生态效应,抑制其负生态效应,对其实行生态控制。

4.1 因地制宜

对互花米草的控制,应因地制宜。如在长江口东滩自然保护区,为了保护候鸟,在不破坏生态环境的前提下对互花米草实施局部根除和有效控制是合理的;但在浙、闽沿海常年遭受台风袭击的地区,应该保留一定面积的互花米草,以发挥其抗风防浪的功能。在苏北如东一些海水养殖场,为了净化海水,提高海产品质量,主动保护米草植被,甚至扩大种植。由于全球暖化导致多个地区海平面上升(Kerr, 2006; Michener *et al.*, 1997),在一些生态脆弱(开发过度、缺乏大型植被、蚀退现象严重)的沿海地区,防灾减灾任务艰巨,根除互花米草须谨慎。

4.2 在促淤造陆后适时围垦

在充分发挥互花米草促淤造陆的功能后,对淤

长的草滩进行适时围垦,是大面积控制乃至根除互花米草的重要举措。据调研,由于大面积围垦活动,苏北除河流湿地、光泥滩外,獐茅 *Aeluropus sinensis* (Debeaux) Tzvel. 滩、碱蓬滩、芦苇滩、米草滩等植被景观均呈大幅度减少趋势,其中,米草滩减少71.1%(从1988年的81420 hm²下降到2000年的23529 hm²)(左平,2005)。另外,东台蹲门互花米草滩涂在不到1年的时间内被围垦6700 hm²。而最近,蹲门附近的东台辐射沙洲6700 hm²互花米草滩涂围垦工程已趋完成。这些大型围垦工程是对我国沿海互花米草被大幅度减除(2006年112000 hm², 2009年18711 hm²)的有效贡献(邓自发和安树青,2006;左平等,2009)。

4.3 运用多项技术综合治理

在生物治理方面,Strong *et al.* (1984)认为,有一些昆虫和草食性线虫具有消费米草的能力,可以引入这些草食性的物种控制米草。结合水文、盐度和芦苇的化感作用,经过5年,在大丰王港成功实施了50 hm²芦苇替代互花米草的生态工程(张茜等,2007;郑琨等,2009;Wang *et al.*, 2008)。

珠海市政府和珠海淇澳岛红树林自然保护区与中国林业科学院热带林业研究所合作,从1999年开始陆续从海南岛引进无瓣海桑 *Sonneratia apetala* James Edward Smith、海桑 *Sonneratia caseolaris* (L.) Engl.、木榄 *Bruguiera gymnorhiza* (L.) Lam.、红海榄 *Rhizophora stylosa* Griff. 等红树植物,不仅极大地丰富了淇澳岛红树林物种多样性,而且成功控制了互花米草的进一步蔓延,使淇澳岛的互花米草面积由1998年的260 hm²下降到2007年的2 hm²;而红树林面积由32.2 hm²增加到678 hm²(张留恩和廖宝文,2011)。

4.4 治理与利用相结合

互花米草不仅具有抗风防浪、促淤造陆等一系列宏观的正生态效应,而且其体内还含有丰富的生物活性物质和必需微量元素,具有很好的保健作用(钦佩等,2008)。因此,适时收割(每年10~12月)互花米草地上部分并加以开发利用,既充分利用其生物物质(加工生产新食品、保健品、生物气等),又有效控制其种子飘落和扩繁,是一项生态工程(Chen *et al.*, 2010; Qin, 1998; Wang *et al.*, 2008),也是一种具有生态经济效益的利国利民之举(Qin, 1997)。

参考文献

- 白玉龙, 姜永, 刘亚娟, 陶红梅. 2007. 禾本科饲料作物主要营养成分含量变量分析. 当代畜牧, (1): 38–40.
- 陈正勇, 王国祥, 刘金娥. 2011. 苏北潮滩群落交错带互花米草斑块与土著种竞争关系研究. 生态环境学报, 20(10): 1436–1442.
- 陈中义, 付萃长, 王海毅, 李博, 吴纪华, 陈家宽. 2005. 互花米草入侵东滩盐沼对大型底栖无脊椎动物群落的影响. 湿地科学, 3(1): 1–7.
- 邓自发, 安树青. 2006. 外来种互花米草的入侵模式与暴发机制. 生态学报, 26(8): 2678–2686.
- 丁玉华, 朱梅, 任义军. 2006. 苏北滨海湿地麋鹿恢复种群的研究. 兽类学报, 26(3): 249–259.
- 纪一帆, 吴宝镭, 钦佩. 2011. 大丰野放麋鹿生境中芦苇和互花米草的营养对比分析. 生态学杂志, 30(10): 2240–2244.
- 李植斌. 1998. 温州海岛区土地资源的开发利用. 地域研究与开发, 17(1): 58–61.
- 钦佩, 安树青, 颜京松. 2008. 生态工程学. 3 版. 南京: 南京大学出版社.
- 仇乐, 刘金娥, 陈建琴, 王国祥, 常青. 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(8): 50–55.
- 沈永明. 2001. 江苏沿海互花米草盐沼湿地的经济、生态功能. 生态经济, (9): 72–73, 86.
- 王金丽, 李卓然, 钦佩. 2010. 互花米草群落功率最大化倾向. 应用生态学报, 21(4): 843–848.
- 谢志发, 何文珊, 刘文亮, 陆健健. 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(1): 63–67.
- 徐国万, 卓荣宗. 1985. 我国引种互花米草的初步研究//南京大学大米草及海滩开发研究所. 米草研究的进展——22 年来的研究成果论文集, 212–225.
- 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(2): 228–231.
- 张留恩, 廖宝文. 2011. 珠海市淇澳岛红树林湿地的研究进展与展望. 生态科学, 30(1): 81–87.
- 张茜, 赵福庚, 钦佩. 2007. 苏北盐沼芦苇替代互花米草的化感效应研究. 南京大学学报, 43(2): 119–126.
- 郑琨, 赵福庚, 张茜, 钦佩. 2009. 盐度变化条件下芦苇对互花米草的化感效应研究. 应用生态学报, 20(8): 1863–1867.
- 左平. 2005. 江苏盐城海滨湿地生态系统景观格局与景观要素变异研究. 南京: 南京大学.
- 左平, 刘长安, 赵书河, 王春红, 梁玉波. 2009. 米草属植物在中国海岸带的分布现状. 海洋学报, 31(5): 101–111.
- An S Q, Gu B H, Zhou C F, Wang Z S, Deng Z F, Zhi Y B, Li H L, Chen L, Yu D H and Liu Y H. 2007. *Spartina* invasion in China: implications for invasive species management and future research. *Weed Research*, 47: 183–191.
- Anttila C K, Daehler C C, Rank N and Strong D R. 1998. Greater male fitness of a rare invader (*Spartina alterniflora*) threatens a common native (*Spartina foliosa*) with hybridization. *American Journal of Botany*, 85: 1597–1601.
- Ayres D R, Smith D L, Zaremba K, Klohr S and Strong D R. 2004. Spread of exotic cordgrasses and hybrids (*Spartina* sp.) in the tidal marshes of San Francisco Bay, California, USA. *Biological Invasions*, 6: 221–231.
- Barbier E B, Koch E W, Silliman B R, Hacker S D, Wolanski E, Primavera J and Granek E F. 2008. Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science*, 319: 321–323.
- Borse B L, Robbins B D and Thursby G. 2005. Desiccation is a limiting factor for (*Zostera marina* L.) distribution in the intertidal zone of a northeastern Pacific (USA) estuary. *Botanica Marina*, 48: 274–283.
- Bricker-Urso S, Nixon S W, Cochran J K, Hirschberg D J and Hunt C. 1989. Accretion rates and sediment accumulation in Rhode Island salt marshes. *Estuaries*, 12: 300–317.
- Brusati E D and Grosholz E D. 2007. Effect of native and invasive cordgrass on *Macoma petalum* density, growth, and isotopic signatures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71: 517–522.
- Callaway J C and Josselyn M N. 1992. The introduction and spread of smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*) in South San Francisco Bay. *Estuaries*, 15: 218–226.
- Campbell D E, Lu H F, Knox G A and Odum H T. 2009. Maximizing empower on a human-dominated planet: the role of exotic *Spartina*. *Ecological Engineering*, 35: 463–486.
- Chen G, Zheng Z, Yang S, Fang C, Zou X and Zhang J. 2010. Improving conversion of *Spartina alterniflora* into bio-gas by co-digestion with cow feces. *Fuel Processing Technology*, 91: 1416–1421.
- Chen H L, Li B, Fang C M, Chen J K and Wu J H. 2007. Exotic plant influences soil nematode communities through

- litter input. *Soil Biology & Biochemistry*, 39: 1782 – 1793.
- Chen Z Y, Li B, Zhong Y and Chen J K. 2004. Local competitive effects of introduced *Spartina alterniflora* on *Scirpus mariqueter* at Dongtan of Chongming Island, the Yangtze River estuary and their potential ecological consequences. *Hydrobiologia*, 528: 99 – 106.
- Cheng X L, Peng R H, Chen J, Luo Y Q, Zhang Q F, An S Q, Chen J K and Li B. 2007. CH₄ and N₂O emissions from *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* in experimental mesocosms. *Chemosphere*, 68: 420 – 427.
- Chung C H, Zhuo R Z and Xu G W. 2004. Creation of *Spartina plantations* for reclaiming Dongtai, China, tidal flats and offshore sands. *Ecological Engineering*, 23: 135 – 150.
- Daehler C C and Strong D R. 1996. Status, prediction and prevention of introduced cordgrass *Spartina* spp. invasions in Pacific estuaries, USA. *Biological Conservation*, 78: 51 – 58.
- Ding W X, Zhang Y H and Cai Z C. 2010. Impact of permanent inundation on methane emissions from a *Spartina alterniflora* coastal salt marsh. *Atmospheric Environment*, 44: 3894 – 3900.
- Ferraro S P and Cole F A. 2007. Benthic macrofauna-habitat associations in Willapa Bay, Washington, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71: 491 – 507.
- Foin T C and Brenchley-Jackson J L. 1991. Simulation model evaluation of potential recovery of endangered lightfooted clapper rail populations. *Biological Conservation*, 58: 123 – 148.
- Josselyn M, Larsson B and Fiorillo A. 1993. *An Ecological Comparison of An Introduced Marsh Plant, Spartina alterniflora, with Its Native Congener, Spartina foliosa, in San Francisco Bay*. San Francisco Bay Estuary Project Report, Romberg Tiburon Centers, Tiburon, CA. Francisco Bay. San.
- Kerr R A. 2006. A worrying trend of less ice, higher seas. *Science*, 311: 1698 – 1701.
- Knutson P L, Brochu R A, Seelig W N and Inskeep M. 1982. Wave damping in *Spartina alterniflora* marshes. *Wetlands*, 2: 87 – 104.
- Levin L A, Neira C and Grosholz E D. 2006. Invasive cordgrass modifies wetland trophic function. *Ecology*, 87: 419 – 432.
- Li B, Liao C H, Zhang X D, Chen H L, Wang Q, Chen Z Y, Gan X J, Wu J H, Zhao B, Ma Z J, Cheng X L, Jiang L F and Chen J K. 2009. *Spartina alterniflora* invasions in the Yangtze River estuary, China: an overview of current status and ecosystem effects. *Ecological Engineering*, 35: 511 – 520.
- Liao C Z, Luo Y Q, Jiang L F, Zhou X H, Wu X W, Chen J K and Li B. 2007. Invasion of *Spartina alterniflora* enhanced ecosystem carbon and nitrogen stocks in the Yangtze estuary, China. *Ecosystems*, 10: 1351 – 1361.
- Liao C Z, Luo Y Q, Fang C M, Chen J K and Li B. 2008. Litter pool sizes, decomposition, and nitrogen dynamics in *Spartina alterniflora*-invaded and native coastal marshlands of the Yangtze estuary. *Oecologia*, 156: 589 – 600.
- Ma Z J, Gan X J, Cai Y T, Chen J K and Li B. 2011. Effects of exotic *Spartina alterniflora* on the habitat patch associations of breeding saltmarsh birds at Chongming Dongtan in the Yangtze River estuary, China. *Biological Invasions*, 13: 1673 – 1686.
- Magnussen A and Hilborn R. 2003. Estuarine influence on survival rates of coho (*Oncorhynchus kisutch*) and chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) released from hatcheries on the U. S. Pacific coast. *Estuaries*, 48: 1094 – 1103.
- McBroom J, Rohmer T, Hammond J, Thornton W, Stalker S J and Lewis J. 2010. *Clapper Rail Surveys for the San Francisco Estuary Invasive Spartina Project*. State Coastal Conservancy, Oakland, CA.
- Michener W K, Blood E R, Bildstein K L, Brinson M M and Gardner L R. 1997. Climate change, hurricanes and tropical storms, and rising sea level in coastal wetlands. *Ecological Applications*, 7: 770 – 801.
- Mitsch W J and Gosselink J G. 2000. *Wetlands*. 3rd ed. New York: Wiley.
- Netto S A and Lana P C. 2009. The role of above- and below-ground components of *Spartina alterniflora* (Loisel) and detritus biomass in structuring macrobenthic associations of Paranaguá Bay (SE, Brazil). *Hydrobiologia*, 400: 167 – 177.
- Niering W A. 2000. Tidal wetlands restoration and creation along the east coast of North America//Krystyna M, Urbanska N R W and Peter J. *Edwards: Restoration Ecology and Sustainable Development*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 259 – 285.
- Nordby J C, Cohen A N and Beissinger S R. 2009. Effects of a habitat-altering invader on nesting sparrows: an ecological trap? *Biological Invasions*, 11: 565 – 575.
- Qin P. 1997. Estimation of ecological economic benefits of *Spartina alterniflora* plantations in North Jiangsu, China. *Ecological Engineering*, 8(1): 5 – 17.

- Qin P. 1998. *Spartina* green food ecological engineering. *Ecological Engineering*, 11(1-4): 147-156.
- Reeves B. 1998. *Progress of the Spartina and Purple Loosestrife Control Programs*. Report to the Legislature as required by RCW 17.26.015, Washington State Department of Agriculture, Olympia, WA.
- Sayce K. 1991. Identifying the *Spartina* species // Mumford T F, Peyton P, Sayce J R and Harbell S. *Spartina Workshop Record*. Washington Sea Grant Program, University of Washington, Seattle, WA, 9-14.
- Simenstad C A and Thom R M. 1995. *Spartina alterniflora* (smooth cordgrass) as an invasive halophyte in Pacific Northwest estuaries. *Hortus Northwest*, 6: 9-12.
- Sloop C M, Ayres D R and Strong D R. 2011. Spatial and temporal genetic structure in a hybrid cordgrass invasion. *Heredity*, 106: 547-556.
- Strong D R, Lawton J and Southwood T R E. 1984. *Insects on Plants*. Cambridge, MA: Harvard University Press.
- Stumpf R P. 1983. The processes of sedimentation on the surface of a salt marsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 17: 495-508.
- Thom R M. 1992. Accretion rates of low intertidal salt marshes in the Pacific Northwest. *Wetlands*, 12: 147-156.
- Thom R M, Borde A B, Rumrill S, Woodruff D L, Williams G D, Southard J A and Sargent S L. 2003. Factors influencing spatial and annual variability in eelgrass (*Zostera marina* L.) meadows in Willapa Bay, Washington, and Coos Bay, Oregon, estuaries. *Estuaries*, 48: 1117-1129.
- Wan S W, Qin P, Liu J and Zhou H X. 2009. The positive and negative effects of exotic *Spartina alterniflora* in China. *Ecological Engineering*, 35: 444-452.
- Wang G, Qin P and Wan S. 2008. Ecological control and integral utilization of *Spartina alterniflora*. *Ecological Engineering*, 32: 249-255.
- Wang Q, Wang C H, Zhao B, Ma Z J, Luo Y Q, Chen J K and Li B. 2006. Effects of growing conditions on the growth of and interactions between salt marsh plants: implications for invasibility of habitats. *Biological Invasions*, 8: 1547-1560.
- Wu B L, Ji Y F, Wang J L and Qin P. 2011. The annual habitat selection of released Père David's Deer in Dafeng Milu National Nature Reserve. *Acta Ecologica Sinica*, 31: 225-232.
- Zaremba K and McGowan M F. 2004. *San Francisco Estuary Invasive Spartina Project Monitoring Report for 2003 Prepared by the Coastal Conservancy and the CalFed Bay Delta Program Ia*. Coastal Conservancy, Oakland, CA.
- Zhou H X, Liu J and Qin P. 2009. Impacts of an alien species (*Spartina alterniflora*) on the macrobenthos community of Jiangsu coastal inter-tidal ecosystem. *Ecological Engineering*, 35: 521-528.

(责任编辑:杨郁霞)

