

海洋保护区内互花米草现状调查及入侵过程分析

戴桂香, 杨毕铨, 黄央央

(国家海洋局厦门海洋环境监测中心站, 福建 厦门, 361008)

摘要: 本文根据 2019 年泉州湾和漳江口互花米草入侵区和潜在入侵区(对照区)的现状调查结果, 分析不同入侵区域互花米草的生长状况、沉积物环境和潮间带底栖生物群落情况, 并结合历史遥感影像数据分析互花米草的入侵过程。结果表明: (1) 漳江口互花米草处于高速扩张期, 互花米草高潮区与红树林互相竞争, 并倾向于向光滩扩张; 泉州湾互花米草成片分布, 2018 年后扩张速率下降, 处于稳定扩张期。(2) 相较于对照区, 互花米草入侵区的沉积物环境呈现低 Eh, 高总磷、总氮、硫化物和有机质含量的特性, 其中全盐含量和硫化物可能因其所处的不同扩张时期而有所差异。(3) 两个研究区域的入侵区潮间带底栖生物种类数和栖息密度均低于对照区, 漳江口互花米草入侵区的潮间带底栖生物群落受扰动程度更深, 可能与其底质环境中硫化物含量较高有关。(4) 在制定保护区管理政策时应避免运动式的滩涂退养行动, 并及时关注滩涂退养后的保护区管护成效。本文的结果可为预测互花米草的潜在分布区域提供科学基础, 为自然保护区的科学管控提供重要信息。

关键词: 互花米草; 入侵分析; 海洋保护区; 生态修复

中图分类号: X36

文献标识码: A

文章编号: 1007-6336(2022)05-0697-08

Current situation investigation and invasion process analysis of *Spartina alterniflora* in marine reserve

DAI Gui-xiang, YANG Bi-cheng, HUANG Yang-yang

(Xiamen Marine Environmental Monitoring Central Station, SOA, Xiamen 361008, China)

Abstract: Based on the investigation results of *Spartina alterniflora* invasion area and potential invasion area (control area) in Quanzhou bay and Zhangjiang estuary in 2019, this paper analyzes the growth status, sediment environment and intertidal benthic community of *Spartina alterniflora* in different invasion areas, and analyzes the invasion process of *Spartina alterniflora* in combination with historical remote sensing image data. The results show that: (1) *Spartina alterniflora* in Zhangjiang estuary is in a period of rapid expansion, The high tide area of *Spartina alterniflora* and mangrove compete with each other in the study area, which makes it more inclined to expand to the light beach; *Spartina alterniflora* is distributed in patches in Quanzhou bay. After 2018, the expansion rate has decreased and is in a stable expansion period. (2) Compared with the control area, the sediment environment of *Spartina alterniflora* invasion area shows the characteristics of low Eh and high contents of total phosphorus, total nitrogen, sulfide and organic matter. The total salt content and sulfide may be different due to different expansion periods. (3) The species number and habitat density of intertidal benthos in the invasion area of the two study areas are lower than those in the control area. The intertidal benthos community in the invasion area of *Spartina alterniflora* in Zhangjiang estuary is more disturbed, which may be related to the high content of sulfide in the sediment environment. (4) When formulating the management

收稿日期: 2021-10-06, 修订日期: 2022-05-06

基金项目: 自然资源部东海局青年科技基金(201909, 201910)

作者简介: 戴桂香(1986—), 女, 福建南安人, 硕士, 工程师, 研究方向为海洋生态修复与监管, E-mail: daiguixiang17@163.com

policy of the reserve, we should avoid the sports action of beach retirement, and pay attention to the management and protection effect of the reserve after beach retirement. The results can provide a scientific basis for predicting the potential distribution area of *Spartina alterniflora* and provide important information for the scientific management and control of nature reserves.

Key words: *Spartina alterniflora*; intrusion analysis; marine reserve; ecological restoration

互花米草(*Spartina alterniflora*)原产于美国大西洋沿岸,繁殖能力强,且对环境的适应及耐受能力极强,为多年生盐沼植物,主要生长于滨海盐沼和河口区域^[1]。泉州河口湿地保护区位于福建省泉州市,地处晋江、洛阳江入海口,保护目标为红树林^[2],该湿地已被列入中国重要湿地名录。从2000年开始,互花米草扩繁迅速,逐步占据蛭苗养殖地和红树林滩涂,并覆盖泉州湾的大部分区域^[3-4]。漳江口红树林保护区位于福建省漳州市云霄县漳江入海口,被列入国际重要湿地名录^[5]。漳江口的互花米草主要分布在漳江南部,少量分布在漳江北部,其快速扩展期为2005—2010年^[6]。

随养殖清退面积的增加,互花米草更容易在保护区内大面积入侵。因此,泉州湾河口湿地与漳江口红树林保护区面临互花米草入侵的生态问题日趋加重。本文分析这两个保护区互花米草在入侵区和潜在入侵区的生长状况、入侵过程、沉积物环境和潮间带底栖生物的群落差异,为科学管控互花米草提供重要的数据支撑。

1 材料与方法

1.1 断面设置

在泉州湾洛江区和漳江口红树林保护区互花米草入侵区域各设置三条断面。泉州湾入侵区断面编号分别为Q1、Q2和Q3,漳江口入侵区断面编号分别为Z1、Z2和Z3,并在互花米草入侵区域外各设置一条对照断面,均为光滩,编号为Q4和Z4。调查断面如图1所示,时间为2019年10月。

1.2 样品采集与分析

(1) 植被样方调查

每个断面设置1个10 m×10 m的样方,每个样方设置5个1 m×1 m的样格(见图2),调查互花米草的植被盖度、高度、数量、生物量等要素。生物量通过收获样格内植物的地上部分测

量得到,用剪刀将样格内的植物齐地面剪下,剔除枯草,称其鲜重后置于烘干箱(DHG-9146A型),80℃烘干至恒重后称其干重。

(2) 沉积物

底质环境调查应与植物群落样方调查同步

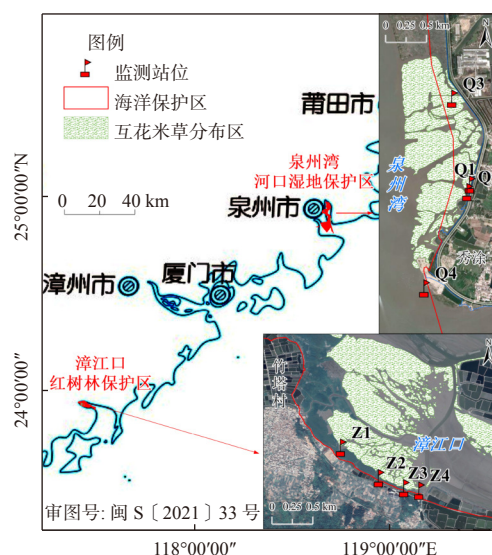


图1 泉州湾和漳江口红花米草监测站位

Fig. 1 Monitoring station of *Spartina alterniflora* in Quanzhou bay and Zhangjiang estuary

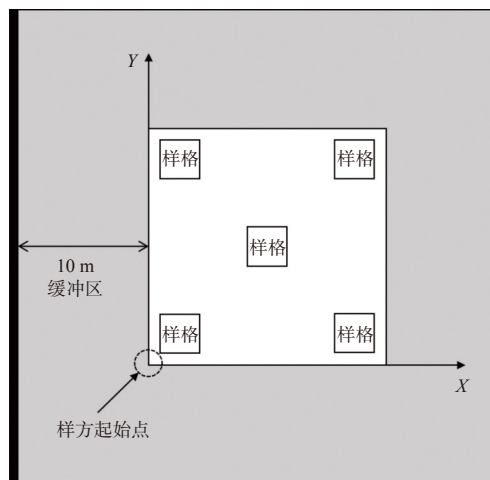


图2 样方、样格示意图

Fig. 2 Schematic diagram of quadrat and grid

开展,在植物群落调查的样格内采集样品,用 100 cm^3 的土壤环刀取 $0\sim 15\text{ cm}$ 土壤/沉积物。

(3)大型底栖动物

调查每个样方内大型底栖动物的种类、数量和生物量。本次调查分别选取入侵区一条断面(Q1和Z2)和对照区(Q4和Z4)断面展开调查。

调查采样按照《海岸带生态系统现状调查与评估技术导则第4部分:盐沼》(T/CAOE 20.4-2020)执行。

1.3 数据分析

(1)多样性指数的计算

采用 Shannon-Wiener 多样性指数(H')、丰度指数(d)进行多样性分析^[7]。计算公式为:

$$H' = - \sum (n_i/N) \log_2 (n_i/N) \quad (1)$$

$$d = (S - 1) / \log_2 N \quad (2)$$

$$Y = (n_i/N) f_i \quad (3)$$

式中: n_i 为第 i 种的个体数; N 为样品的总个体数; S 为样品的总种数; f_i 为该种在各站位出现的频率; $Y > 0.02$ 时,该种即为优势种。

(2)数量-生物量比较(abundance-biomass comparison, ABC)曲线绘图及 W 值

用 PRIMER 6 软件绘制泉州湾和漳江口入侵区和对照区潮间带底栖生物丰度和生物量的 ABC 曲线,分析生物群落受污染或其他因素扰动的情况^[8]。用 W 值表示生物量与数量的相对关系统计量, W 的取值范围为 $[-1,1]$,当 W 数值

为 1 时预示着物种的丰度值均匀,但生物量是单一生物占优势;当 W 数值为 -1 时则相反^[9]。

$$W = - \sum_{i=1}^S \frac{B_i - A_i}{50(S-1)} \quad (4)$$

式中: B_i 和 A_i 分别为第 i 种生物的生物量和丰度。

(3)遥感影像选取与数据分析

本文选取 2009—2019 年 Google earth 遥感影像数据,运用 ArcGIS 10.6 软件对互花米草区进行矢量化处理,计算其扩散面积。泉州湾区域选取 2009 年 3 月 8 日、2011 年 11 月 21 日、2012 年 12 月 21 日、2014 年 12 月 13 日、2016 年 7 月 16 日和 2018 年 9 月 27 日的遥感影像;漳江口区域选取 2011 年 4 月 24 日、2015 年 10 月 17 日、2017 年 10 月 27 日和 2019 年 10 月的遥感影像。

2 结果与讨论

2.1 互花米草群落特征

漳江口互花米草植被调查结果如表 1 所示,互花米草入侵区各断面的植被平均盖度范围为 78%~95%,平均高度范围为 0.91~1.43 m,平均株数范围为 188~506 株,平均生物量湿重范围为 3300.0~7733.3 g/m^2 ,生物量干重为 1045.0~2888.3 g/m^2 。从调查结果来看,漳江口互花米草高潮区的平均株数、生物量均高于中潮区,但高潮区的平均株高和平均盖度总体低于中潮区。

表 1 互花米草植被调查结果

Tab.1 Survey results of *Spartina alterniflora* vegetation

站号	平均盖度 /(%)	平均高度 /m	平均株数 /株	生物量湿重 / $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$	生物量干重 / $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$	站号	平均盖度 /(%)	平均高度 /m	平均株数 /株	生物量湿重 / $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$	生物量干重 / $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$
Z1H	90	1.43	303	7733.3	2386.7	Q1H	85	1.42	207	4160.0	2041.7
Z1M	95	1.40	240	6833.3	2888.3	Q1M	90	1.47	193	7068.3	2431.7
Z2H	82	0.91	506	5301.7	2705.0	Q2H	86	1.45	145	3996.7	1523.3
Z2M	78	1.17	273	3936.7	1578.3	Q2M	78	1.13	123	3508.3	1163.3
Z3H	88	1.27	378	4283.3	1585.0	Q3H	95	1.77	160	6106.7	2495.0
Z3M	95	1.30	188	3300.0	1045.0	Q3M	95	1.68	129	4776.7	1991.7

注:“H”表示高潮区,“M”表示中潮区

泉州湾互花米草入侵区各断面植被的平均盖度为 78%~95%,平均高度为 1.13~1.77 m,平均

株数为 123~207 株,平均生物量湿重为 3508.3~6106.7 g/m^2 ,生物量干重为 1163.3~2495.0 g/m^2 。

从调查结果来看,泉州湾互花米草高潮区的平均盖度、株高、株数和生物量均高于中潮区。

2.2 沉积环境质量对比分析

(1)氧化还原电位(Eh)

漳江口互花米草入侵区沉积物氧化还原电位为高潮区>中潮区>低潮区,对照区沉积物 Eh 各潮区变化不大。泉州湾互花米草入侵区低潮区沉积物 Eh 最大,其次为高潮区和中潮区,对照区则呈高潮区和中潮区高于低潮区的趋势。从平均值上看,两个区域入侵区沉积物的 Eh 均低于对照区。

(2)总磷

漳江口互花米草入侵区沉积物的总磷含量为高潮区>中潮区>低潮区,对照区的总磷含量各潮区变化较小。泉州湾互花米草入侵区的中潮区总磷含量最高,其次为低潮区和高潮区,对照区呈现中潮区和低潮区高于高潮区的趋势。从平均值上看,两个区域的入侵区沉积物总磷含量均高于对照区。

(3)总氮

漳江口互花米草入侵区和对照区沉积物的总氮含量为中潮区>高潮区>低潮区。泉州湾互花米草入侵区和对照区均为高潮区总氮含量最高,其次为中潮区和低潮区。从各个潮区和平均值上看,两个区域的入侵区沉积物总氮含量均显著高于对照区。

(4)全盐含量

两个研究区域对照区的沉积物全盐含量为中潮区>低潮区>高潮区。漳江口入侵区沉积物的全盐含量为低潮区>中潮区>高潮区,均低于对照区;泉州湾互花米草入侵区全盐含量为中潮区>高潮区,并且明显高于低潮区,入侵区与对照区的高潮区和中潮区的差异显著,低潮区差异较小。

(5)硫化物

漳江口互花米草入侵区沉积物的硫化物含量为高潮区>中潮区>低潮区,对照区则为:高潮区<中潮区<低潮区。泉州湾互花米草入侵区硫化物含量为:中潮区>高潮区>低潮区,对照区亦呈相反的规律。两个研究区域的入侵区沉积物硫化物含量显著高于对照区,其中漳江口的差异更明显,特别是高潮区。

(6)有机碳

两个研究区域的入侵区沉积物的有机碳含量为高潮区>中潮区>低潮区,对照区则是高潮区<中潮区<低潮区,这与王爱军等^[10]研究结果一致。从各个潮区和平均值上看,漳江口和泉州湾入侵区的沉积物有机碳含量显著高于对照区,其中,泉州湾的高潮区差异更明显(图3)。

2.3 潮间带底栖生物多样性和群落结构稳定性

(1)种类组成

两个研究区域入侵区和对照区的潮间带底栖生物种类组成见图4。由图4可知,两个区域的入侵区潮间带底栖生物种类数均低于对照区,漳江口互花米草入侵区的潮间带底栖生物主要类群未见多毛类,生物类群单一。

(2)总生物量、总密度

两个研究区域的潮间带底栖生物栖息密度和生物量变化如图5所示,两个研究区域潮间带底栖生物入侵区的栖息密度均低于对照区,泉州湾入侵区的生物量明显低于对照区,而漳江口入侵区的生物量高于对照区。

(3)物种多样性指数

泉州湾入侵区和对照区的物种多样性指数和丰度指数均高于漳江口,并且入侵区的差异更大。泉州湾互花米草入侵区的物种多样性指数和丰度指数均高于对照区。漳江口互花米草入侵区的物种多样性指数和丰度指数均低于对照区。总体来看,两个区域各断面的物种多样性指数一般,丰度均值也较低。

(4)群落结构稳定性分析

应用丰度生物量比较法对两个保护区内互花米草对照区和入侵区的潮间带底栖生物群落结构进行分析(图7)。结果表明,泉州湾互花米草入侵区和对照区的潮间带底栖生物群落生物量曲线始终位于丰度曲线的上方,群落结构稳定,入侵区 W 值略低于对照区;漳江口互花米草入侵区和对照区的生物量曲线起点均位于丰度曲线下方,入侵区在尾部交叉,对照区在中部交叉,表明该区域的底栖生物受到干扰,入侵区 W 值为-0.1508,干扰程度更强。

2.4 入侵过程分析

利用 2009—2018 年泉州湾 Google earth 影

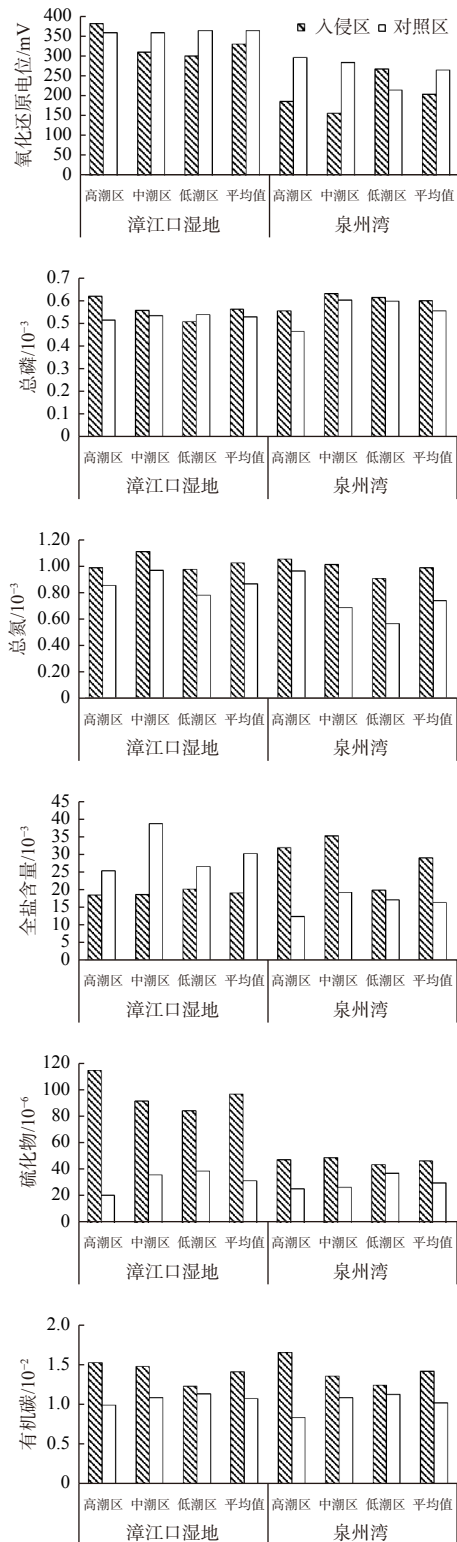


图3 入侵区和对照区沉积物的对比

Fig. 3 Comparison of sediments in intrusion area and control area

像分析互花米草的扩张过程, 结果如图8和表2所示。2009—2011年, 研究区内大部分滩涂为光

滩; 2012年开始互花米草快速占领光滩; 至2018年底, 研究区大部分区域均被互花米草侵占。2018年泉州湾研究区内互花米草扩散面积是2009年的8.3倍, 扩散速率在2014年达到峰值, 而后逐渐下降, 2009—2018年, 扩张速率为11.02 ha/a。

选取2011年、2015年、2017年和2019年漳江口 Google earth 影像分析互花米草的扩张过程, 结果如图9和表3所示。2011年研究区域的大部分区域为光滩, 随后互花米草一直保持较高的扩张速率, 并迅速占领光滩; 2019年互花米草的面积是2011年的8.3倍, 其扩张方式主要以外部隔离扩张^[11]为主, 破碎化程度高。李屹等^[12]研究表明, 2002年互花米草开始出现在漳江口红树林保护区, 经历了“快速扩张—减缓扩张—快

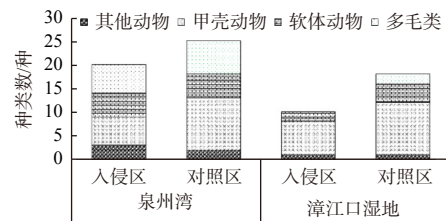


图4 潮间带底栖生物种类组成

Fig. 4 Species composition of benthos in intertidal zone

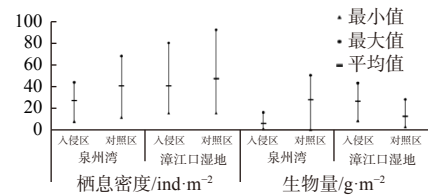


图5 潮间带底栖生物生物量和密度比较

Fig. 5 Comparison of benthic biomass and density in intertidal zone

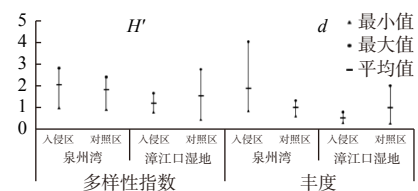


图6 互花米草潮间带底栖生物物种多样性指数和丰度指数变化

Fig. 6 Changes of species diversity index and abundance index of benthos in intertidal zone of *Spartina alterniflora*

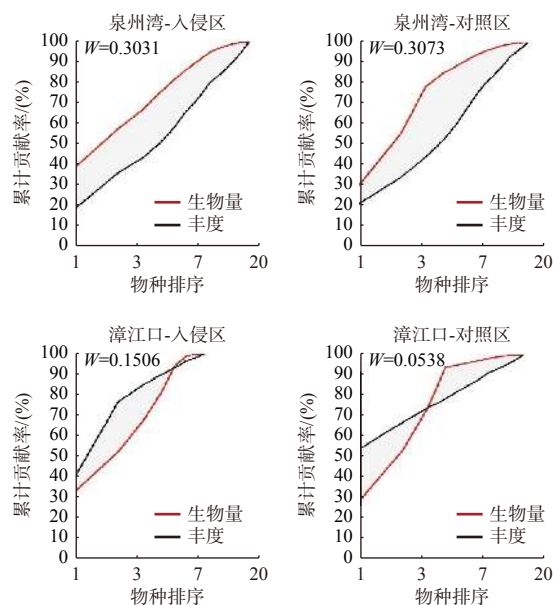


图 7 潮间带底栖生物群落丰度生物量 ABC 曲线

Fig. 7 Curves of abundance biomass comparison and partial K-dominance of benthic species

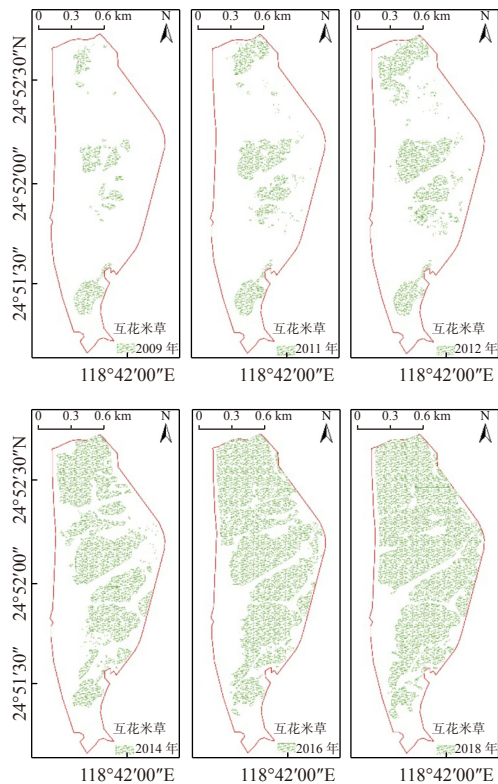


图 8 泉州湾互花米草入侵过程

Fig. 8 Invasion process of *Spartina alterniflora* in Quanzhou bay

速扩张”的过程; 2010—2014 年, 面积年平均增长 4.57 ha/a; 而本研究表明, 到 2015 年, 其扩张

表 2 泉州湾互花米草面积变化及扩张速率

Tab.2 Area change and expansion rate of *Spartina alterniflora* in Quanzhou bay

时间	2009年	2011年	2012年	2014年	2016年	2018年
面积/ha	13.58	22.87	31.79	68.75	97.54	112.84
扩张速率/ha·a ⁻¹	—	4.64	8.92	18.48	14.40	7.65

速率已达 13.93 ha/a; 2011—2019 年, 其扩张速率为 16.67 ha/a。上述分析说明, 漳江口互花米草仍保持较高的扩张速率。

2.5 讨论

(1)互花米草与红树林的株高竞争分析

本文调查漳江口互花米草的平均株数、生物量(干重/湿重)普遍高于泉州湾, 与互花米草生长特征随纬度变化呈明显二次曲线的趋势^[13-14]相吻合。但本文调查的互花米草入侵区内, 漳江口平均株高却普遍低于泉州湾, 且高潮区略低于中潮区, 这可能是漳江口互花米草区与相邻区域红树林互相竞争的结果。前人研究表明^[15], 调查区域的红树品种主要为桐花树、秋茄和白骨壤, 其中桐花树的平均株高约 1.5 m, 均高于本区域互花米草的平均株高。因此, 互花米草在密集的红树林区无法形成遮荫效应, 难以向红树林区域扩张, 更倾向于向光滩扩张。互花米草占据所有光滩后, 由于互花米草相对于红树植物具有明显的竞争优势, 如果任其蔓延, 会对漳江口红树林生长区产生更大威胁, 将对红树林生态系统造成严重的生态后果^[16]。

本文调查的泉州湾红树林自然保护区互花米草株高范围为 1.13 ~ 1.77 m。李海生等^[17]的研究结果表明, 在洛阳江红树林前缘的滩涂上, 互花米草成片分布, 平均株高 1.7 m, 在入海口处, 互花米草可以覆盖约 80 % 的滩面。本文泉州湾的研究区域位于洛阳江入海口, 2018 年后该区域互花米草扩张速率有所下降, 但互花米草已成片分布, 几乎遍布整个滩面, 且研究区大部分位于泉州湾红树林自然保护区内, 但是区域内未见红树林生长。

(2)保护区内互花米草入侵分析

2009—2019 年, 两个研究区域均经历了“滩涂养殖—光滩—互花米草”的变化过程, 潘卫华

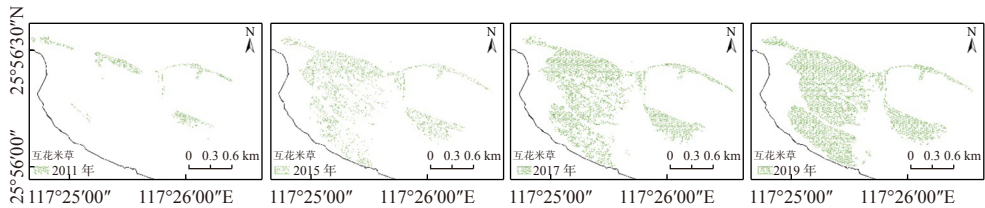


图 9 漳江口互花米草入侵过程

Fig. 9 Invasion process of *Spartina alterniflora* in Zhangjiang estuary

表 3 漳江口互花米草面积变化及扩张速率

Tab.3 Area change and expansion rate of *Spartina alterniflora* in Zhangjiang estuary

时间	2011年	2015年	2017年	2019年
面积/ha	18.17	73.87	109.69	151.60
扩张速率/ha·a ⁻¹	—	13.93	17.91	20.96

等^[18]研究表明,近 20 年福建沿海湿地经历了以互花米草入侵和养殖坑塘开发为主的生态过程,特别是在泉州湾。随着各地湿地保护相关法规的相继实施及多轮针对海洋保护区环保督察行动,各地海洋保护区内的养殖逐渐退出,人类活动强度下降,在后续生态保护修复措施未跟上的情况下,互花米草凭借自身的繁殖能力迅速扩增,占据大量的光滩,特别是漳江口红树林保护区,互花米草的年增长速率远大于历史上任何时期^[12]。

(3)互花米草不同扩张时期的沉积物和潮间带底栖生物群落特征差异分析

植被、沉积物和潮间带底栖生物群落特征的分析结果表明,泉州湾相对漳江口互花米草入侵区的潮间带底栖生物群落稳定,入侵区和对照区沉积物中硫化物含量差异较小,但全盐含量差异较大,可见该阶段互花米草可能是利用其对盐分的耐受能力使其保持优势地位^[19-20]。漳江口入侵区的沉积物全盐含量低于对照区,但硫化物含量却显著高于对照区,前人研究表明^[21-22],互花米草有较高的硫养分累积能力和养分归还能力,互花米草入侵后,湿地土壤的沉积环境、酸碱度、有机质、可溶性盐和土壤水分等发生重大改变,会导致土壤硫库增加,这种变化在入侵期会更加显著,表明调查期间漳江口的互花米草处于入侵期,同时该阶段沉积物高硫化物的特性也可能是导致潮间带底栖生物群落受到剧烈扰动的原因之一。处于稳定扩张期的泉州湾互花

米草入侵区和对照区硫化物差异不显著,与毛立等的研究结果一致^[23],即随着互花米草入侵年限的增加,湿地土壤无机硫养分可能继续降低并逐渐趋于缺乏状态,长期而言,将减弱互花米草自身的入侵能力,可见硫化物含量的降低是泉州湾互花米草进入稳定期的一个标志。

因此,在互花米草整治的过程中应关注其所处的扩张时期,处于稳定期的互花米草整治修复区应更关注土壤全盐含量的变化,处于快速扩张期的互花米草整治修复区应更关注硫化物含量的变化,并在后续阶段有针对性地采取相应的修复措施。另外,互花米草的整治修复尽量选择在稳定期进行,一方面可以尽可能减少修复工程对潮间带底栖生物群落的扰动,另一方面可避开高硫化物含量的底质环境,有利于减轻硫化物对其他修复物种的侵害。

3 结论

(1)研究区内漳江口互花米草高潮区与红树林互相竞争,互花米草处于快速扩张期,今后倾向于继续向光滩扩张,待所有光滩均被占据后,很可能对红树林生长区产生更大威胁。泉州湾研究区内的互花米草已成片分布,互花米草处于扩张稳定期。

(2)处于高速扩张期的漳江口互花米草入侵区与对照区的硫化物含量差异最显著;处于稳定扩张期的泉州湾互花米草入侵区和对照区的全盐含量差异显著,特别是在中潮区和高潮区。因

此,在互花米草整治的过程中应关注其所处的扩张时期,处于稳定期的修复区应更关注土壤全盐含量的变化,处于扩张期的修复区应更关注硫化物含量的变化,并在后续阶段有针对性地采取相应修复措施。

(3)2009—2019年两个研究区域均经历了“滩涂养殖—光滩—互花米草”的变化过程,表明近几年海洋保护区内互花米草的快速扩张是前期养殖开发活动强度大,养殖清退后未有后续管护措施共同作用的结果,因此在制定保护区管理政策时应避免运动式的滩涂退养行动。特别是在已存在互花米草入侵的海洋保护区,应在确保互花米草不会对保护目标构成威胁的情况下,有计划地实施人类活动清退行动,并采取持续性的管护措施,以免对海洋保护区产生新的生态威胁。

参考文献:

- [1] 方民杰. 福建沿岸海域互花米草的分布[J]. 台湾海峡, 2012, 31(1): 100-104.
- [2] 叶伟. 泉州湾河口湿地自然保护区综合效益模型构建与评价[J]. 林业资源管理, 2020 (3): 37-43.
- [3] 胡嘉贝, 沈佳. 泉州地区生物入侵现状与防范对策[J]. 山西农业科学, 2012, 40(7): 775-778, 799.
- [4] 罗彩莲. 基于遥感的泉州湾河口湿地互花米草分布扩散分析[J]. 福建林业科技, 2012, 39(2): 70-73.
- [5] 颜利, 方婧, 吴耀建, 等. 福建省东山湾滨海湿地空间规划分区体系探索[J]. 湿地科学与管理, 2020, 16(4): 12-15, 19.
- [6] 陈远丽, 路春燕, 刘金福, 等. 漳江口湿地变化的遥感监测[J]. 森林与环境学报, 2019, 39(1): 61-69.
- [7] 李少月, 隋吉星, 曲方圆, 等. 辽东湾六股河口邻近海域冬季大型底栖动物生态学特征[J]. 海洋科学进展, 2016, 34(1): 95-105.
- [8] 黄雅琴, 李荣冠, 江锦祥. 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[J]. 海洋科学, 2011, 35(10): 110-116.
- [9] 胡桂坤, 秦璐璐, 李郁郁, 等. 基于ABC曲线的天津潮间带生物群落受扰动的分析[J]. 天津科技大学学报, 2019, 34(5): 57-62.
- [10] 王爱军, 陈坚, 李东义. 互花米草对福建泉州湾海岸湿地沉积环境影响[J]. 海洋工程, 2008, 26(4): 60-69.
- [11] 王娟, 刘红玉, 李玉凤, 等. 入侵种互花米草空间扩张模式识别与景观变化模拟[J]. 生态学报, 2018, 38(15): 5413-5422.
- [12] 李屹, 陈一宁, 李炎. 红树林与互花米草盐沼交界区空间格局变化规律的遥感分析[J]. 海洋通报, 2017, 36(3): 348-360.
- [13] 赵相健, 赵彩云, 柳晓燕, 等. 不同纬度地区互花米草生长性状及适应性研究[J]. 生态科学, 2015, 34(1): 119-128.
- [14] 高苏蕊, 李元跃, 陈融斌, 等. 泉州湾河口湿地互花米草种群的季节动态研究[J]. 集美大学学报: 自然科学版, 2019, 24(2): 94-99.
- [15] 周在明, 陈本清, 徐冉, 等. 基于无人机高光谱特征的红树林种群识别研究——以漳江口红树林国家级自然保护区为例[J]. 海洋学报, 2021, 43(9): 137-145.
- [16] 陈绿青. 不同盐度梯度下互花米草的分布及其无性扩散[J]. 青海农林科技, 2013 (3): 19-21, 87.
- [17] 李海生, 彭小彬, 吴秩鑫, 等. 互花米草对红树林湿地的入侵现状调查研究[J]. 广东第二师范学院学报, 2014, 34(3): 55-60.
- [18] 潘卫华, 陈家金, 王岩. 近20年福建红树林和互花米草群落时空变化及景观特征[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(11): 1428-1436.
- [19] 栾兆擎, 闫丹丹, 薛媛媛, 等. 滨海湿地互花米草入侵的生态水文学机制研究进展[J]. 农业资源与环境学报, 2020, 37(4): 469-476.
- [20] 陆琳莹, 邵学新, 杨慧, 等. 浙江滨海湿地互花米草生长性状对土壤化学因子的响应[J]. 林业科学研究, 2020, 33(5): 177-183.
- [21] 童晓雨, 孙志高, 陈冰冰, 等. 2018年冬季闽江河口鳊鱼滩湿地互花米草分布区土壤有机硫矿化特征[J]. 湿地科学, 2020, 18(5): 613-622.
- [22] 何涛. 互花米草入侵影响下闽江河口湿地微生物循环特征与循环状况评估[D]. 福州: 福建师范大学, 2018.
- [23] 毛立, 孙志高, 陈冰冰, 等. 闽江河口互花米草入侵湿地土壤无机硫赋存形态及其影响因素[J]. 生态学报, 2021, 41(12): 4840-4852.