

DOI:10.13205/j.hjgc.202306001

谢宝华,闫振宁,张树岩,等. 不同潮滩生境互花米草的植被性状与治理技术[J]. 环境工程,2023,41(6):1-8,16.

# 不同潮滩生境互花米草的植被性状与治理技术

谢宝华<sup>1,3</sup> 闫振宁<sup>1,2</sup> 张树岩<sup>4</sup> 梅宝玲<sup>2</sup> 乔沛阳<sup>1,2</sup> 王晓杰<sup>1,3</sup> 刘展航<sup>1,5</sup> 韩广轩<sup>1,3\*</sup>

(1. 中国科学院烟台海岸带研究所 中国科学院海岸带环境过程与生态修复重点实验室 山东省海岸带环境过程重点实验室, 山东 烟台 264003; 2. 内蒙古大学 生态与环境学院, 呼和浩特 010021; 3. 中国科学院黄河三角洲滨海湿地生态系统野外科学观测研究站, 山东 东营 257500; 4. 山东省黄河三角洲国家级自然保护区管理委员会, 山东 东营 257500; 5. 鲁东大学 生命科学学院, 山东 烟台 264025)

**摘要:**互花米草(*Spartina alterniflora*)是我国滨海地区危害最严重的外来入侵物种之一,探索高效可行的互花米草治理技术对保护潮间带生态环境具有重要意义。基于对黄河三角洲的长期野外调查与原位试验,总结了不同互花米草治理技术的治理效果,于2018年6月中旬开始进行2~4次贴地刈割(根茬高度<3 cm,相邻刈割的间隔时间为15 d左右),可清除99%以上的互花米草,且治理效果在第2年生长季末期时仍高达98.8%以上;在2016年10月中旬、2018年12月中旬对互花米草进行刈割+翻耕,其治理效果在第2年生长季末期时为99.7%。在由海向陆方向上潮滩高程逐渐增加,土壤理化性质等环境因子随着潮滩高程增加而变化,互花米草密度、株高和生物量等植被性状随着高程增加先升后降。综合考虑互花米草生长特征、生境特征以及不同治理方法的治理效果,总结形成了适宜不同潮滩生境的互花米草治理技术体系,对于低潮滩、中潮滩和高潮滩的互花米草,建议分别采用贴地刈割、刈割+围淹、刈割+翻耕的治理技术,对于河道沟渠的互花米草,可根据河沟宽窄等因素采用刈割+翻耕或刈割+围淹的治理技术,对沟渠坡面的互花米草,可采用刈割+遮荫的治理技术。

**关键词:**入侵;刈割;围淹;翻耕;克隆苗;实生苗

## VEGETATION CHARACTERISTICS AND CONTROL TECHNIQUES OF *SPARTINA ALTERNIFLORA* IN DIFFERENT TIDAL FLAT HABITATS

XIE Baohua<sup>1,3</sup>, YAN Zhenning<sup>1,2</sup>, ZHANG Shuyan<sup>4</sup>, MEI Baoling<sup>2</sup>, QIAO Peiyang<sup>1,2</sup>, WANG Xiaojie<sup>1,3</sup>,  
LIU Zhanhang<sup>1,5</sup>, HAN Guangxuan<sup>1,3\*</sup>

(1. Shandong Provincial Key Laboratory of Coastal Environmental Processes, Key Laboratory of Coastal Zone Environmental Processes and Ecological Remediation, CAS, Yantai Institute of Coastal Zone Research of Chinese Academy of Sciences, Yantai 264003, China; 2. College of Ecology and Environment, Inner Mongolia University, Hohhot 010021, China; 3. Yellow River Delta Field Observation and Research Station of Coastal Wetland Ecosystem, Chinese Academy of Sciences, Dongying 257500, China; 4. Shandong Yellow River Delta National Nature Reserve Management Committee, Dongying 257500, China; 5. College of Life Sciences, Ludong University, Yantai 264025, China)

**Abstract:** *Spartina alterniflora* is one of the most harmful alien invasive species in the coastal areas of China. It is of great significance to explore efficient and feasible control technology of *S. alterniflora* to protect the intertidal ecological environment. Based on the long-term field investigation and in-situ experiments in the Yellow River Delta, this study revealed

收稿日期:2023-03-02

基金项目:山东省自然科学基金项目(ZR2021MC164);国家自然科学基金项目(U1906223);中国科学院A类战略性先导科技专项“美丽中国生态文明建设科技工程专项”(XDA23050202)

第一作者:谢宝华(1978-),男,博士,副研究员,主要研究方向为湿地生态学。bhxie@yic.ac.cn

\*通信作者:韩广轩(1978-),男,博士,研究员,主要研究方向为湿地生态学。gxhan@yic.ac.cn

the efficacies of different control techniques of *S. alterniflora*. From the middle of June, 2018, 2 to 4 times of mowing (the stubble height was less than 3cm, and the interval between adjacent mowing events was approximately 15 days) could eliminate more than 99% of *S. alterniflora*, and the control efficacy was still as high as 98.8% at the end of the second growing season. Mowing plus ploughing in mid-December resulted in a controlled efficacy of 99.7% at the end of the second growing season. The tidal flat elevation gradually increased from sea to land, and the environmental factors such as soil's physical and chemical properties changed accordingly. The density, plant height and biomass of *S. alterniflora* increased first and then decreased with the increase of elevation. Considering the growth characteristics, habitat characteristics of *S. alterniflora* and the efficacies of different control techniques, a control technology system of *S. alterniflora* suitable for different tidal flat habitats was summarized. In the low tidal flat, middle tidal flat and high tidal flat, mowing close to the ground, mowing plus waterlogging, and mowing plus tilling were recommended, respectively. For *S. alterniflora* in river channels or ditches, mowing plus tilling or mowing plus waterlogging were recommended according to the factors, such as the width of the channels or ditches. For *S. alterniflora* on the ditch slope, mowing plus shading was recommended.

**Keywords:** invasion; mowing; waterlogging; ploughing; clonal ramet; seedling

## 0 引言

互花米草 (*Spartina alterniflora*) 原产于美洲大西洋沿岸,属多年生草本植物,具有很强的繁殖能力和环境适应性,是海岸带低中潮滩的优势植物<sup>[1,2]</sup>。互花米草于1979年被引入我国<sup>[3]</sup>,在福建省罗源湾移栽扩繁成功后,被迅速推广至广东、福建、浙江、江苏、山东和河北等沿海省份,目前从海南省至天津市的沿海省市,包括台湾省,均有互花米草分布<sup>[4,5]</sup>,辽宁省也分布有米草属植物,但其属互花米草还是大米草,目前尚有争议<sup>[6]</sup>。互花米草是全球性入侵物种,除了中国,其通过人为或自然途径入侵到了新西兰、非洲南部和美国的太平洋海岸等地区(图1)<sup>[7-9]</sup>。根据2014—2016年卫星遥感影像,我国滨海盐沼湿地面积为2979 km<sup>2</sup><sup>[10]</sup>,2020年我国互花米草分布面积约为519.7 km<sup>2</sup><sup>[5]</sup>,占全国滨海盐沼湿地总面积的17.4%。

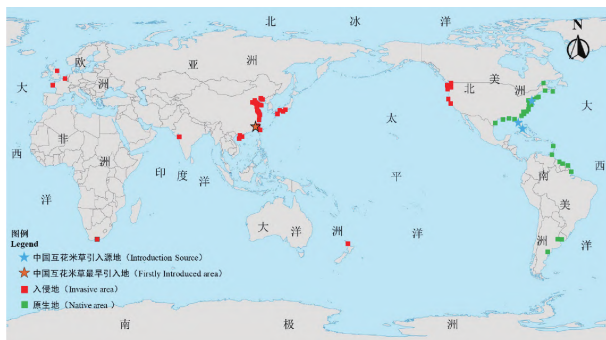


图1 全球互花米草分布情况

Figure 1 Global distribution of *S. alterniflora*

互花米草具有消浪护堤、促淤造陆、改善海滩生态环境等生态功能<sup>[2,11,12]</sup>,曾被称为“生态系统工程师”。然而,越来越多的研究发现,互花米草在大多

数入侵地对本土植被、底栖动物和鸟类栖息地质量等生态安全构成了严重威胁<sup>[13-16]</sup>,已从“生态系统工程师”变为“生态系统肿瘤”,是我国沿海滩涂危害性最强的入侵植物。

虽然互花米草资源化利用相关研究已有很多,但利用技术仍很难实现市场化<sup>[17,18]</sup>,互花米草防治是滨海湿地修复与保护工作迫切需要解决的问题。国内外科学家探索了多种互花米草治理方法,包括单一或综合的物理<sup>[19-21]</sup>、化学<sup>[19,22,23]</sup>、生物天敌控制和本土物种替代<sup>[24]</sup>等方法。互花米草治理的原理是单一或同时限制互花米草的生长、有性繁殖和无性繁殖<sup>[24]</sup>。不同方法治理效果存在很大差异,物理防治方法比较费时费力,对环境影响小,施用高效盖草能等除草剂的化学防治方法对互花米草有很好的灭杀效果,但尚缺少关于除草剂对环境和生物影响的全面、长期评估,用本土物种替代互花米草的研究主要集中在红树林地区,其主要功效实际上是对治理效果的巩固,需要结合其他治理方法进行,总体而言,配合应用不同方法的综合防治方法的效果通常好于单一防治方法<sup>[24,25]</sup>。

由于治理难度大、治理成本高、入侵能力强,我国互花米草面积持续高速扩张,即使近几年来部分地区开始了互花米草治理,但全国互花米草面积仍未显著减少<sup>[5]</sup>。过去的互花米草治理研究通常聚焦于治理效果,对治理方法的适用性和可推广性关注不够。我国互花米草多数生长在广阔的滩涂上,在由海向陆方向上可绵延几公里<sup>[15]</sup>,潮滩高程和潮汐过程很可能影响互花米草生长、治理工程难度和治理效果,因此,在大区域规模化治理互花米草时,需要把不同治理方

法结合起来,因地制宜地进行分区治理,从而提高治理效率并降低治理难度和成本。

黄河三角洲是我国北方互花米草分布面积最大的区域,2020年互花米草面积约为4992 hm<sup>2</sup><sup>[15]</sup>。本研究在黄河三角洲潮间带开展长期原位试验研究,调查互花米草生长特征和环境因子随着潮滩高程的变化规律,探索刈割、刈割+翻耕、刈割+围淹等互花米草治理方法,结合前期研究成果,总结形成了适用于不同潮滩生境的互花米草治理技术体系,以期为我国互花米草防控管理提供理论依据和技术支持。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域

山东黄河三角洲国家级自然保护区(118°41'E—119°16'E,37°40'N—38°10'N)位于我国山东省东营市黄河入海口,总面积153000 hm<sup>2</sup>,是以保护黄河口新生湿地生态系统和珍稀濒危鸟类为主体的自然保护区,属暖温带季风性气候区,具有明显的大陆性季风气候特点。四季分明,冷热干湿界限极明显,春季干旱多风回暖快,夏季炎热多雨,秋季凉爽多晴天,冬寒少雪多干燥。年平均气温12.1℃,无霜期196 d,年平均降水量551.6 mm,年均蒸发量1962 mm。

研究区域位于山东黄河三角洲国家级自然保护区内的黄河入海口潮间带,该区域植被沿海陆梯度呈条带状分布,在由海到陆的方向上依次分布着日本鳗草(*Zostera japonica*)、互花米草(*Spartina alterniflora*)、盐地碱蓬(*Suaeda salsa*)和芦苇(*Phragmites communis*)、怪柳(*Tamarix chinensis* Lour)等植被,互花米草占据了光滩,并在低潮滩和中潮滩分别与日本鳗草和盐地碱蓬产生生态位竞争。

### 1.2 试验设计

#### 1) 植被与土壤调查。

2018年8月中旬开展植被与土壤调查。在由海向陆方向上,每隔50~100 m设立1个样点,共设置13个样点,在每个样点设立3个0.5 m×0.5 m的样方,调查互花米草密度和冠层高度,然后贴地剪下互花米草,带回实验室称量生物量,测量株高时,每个样方随机选取10株冠层高度的互花米草,取其株高平均值为互花米草冠层高度。植被调查的同时采集土壤样品,在互花米草和本土植被分布区采集0~10 cm(表层)和10~20 cm(下层)土壤样品,用烘干法测量土壤容重。2019年10月,采用RTK(Real-time kinematic)仪器(千寻星矩SR1)测定潮滩高程,

采用便携式电导率仪(美国SPECTRUM)原位测量不同高程处10 cm深度土壤电导率,高程和电导率的测量点位相同,均为38个点位。

#### 2) 互花米草治理。

2016—2019年,在中潮滩互花米草连片区域开展互花米草治理试验,治理方法包括贴地刈割、刈割+翻耕。

贴地刈割:2018年6月上旬人工刈割并移除互花米草地上植株,留茬高度<3 cm,设置不同刈割次数的处理,分别为刈割1,2,3,4次,相邻2次刈割间隔15 d。各处理均包含4个重复小区,每个小区面积为1 m<sup>2</sup>,在刈割处理附近设立1组不刈割的对照小区。

刈割+翻耕:分别于2016年10月中旬和2018年12月中旬刈割并移除互花米草地上植株,翻耕土壤,翻耕深度约20 cm,翻耕切断的米草根茎留在土中。每个小区面积约9 m<sup>2</sup>,在每个翻耕小区附近设立1个不翻耕的对照小区。

完成治理措施后,定期调查互花米草密度和高度,评估治理效果。互花米草治理效果=1-治理区互花米草密度/对照区互花米草密度。

### 1.3 数据分析

采用SPSS软件对数据进行统计分析,用单因子方差分析(One-way ANOVA)中的最小显著性差异(LSD)对治理区与对照区的数据进行差异显著性检验。

## 2 结果与分析

### 2.1 潮滩高程变化

由海向陆方向上的38个高程测量样点,起点和终点相距2821 m,图2表明了各样点高程及其与近海端第1个样点(植被为日本鳗草)的距离。在由海向陆方向上高程逐渐增加,38个样点的高程为0.206~1.338 m。日本鳗草分布区、日本鳗草与互花米草共存区的高程最低,且变化较小,互花米草分布区、盐地碱蓬分布区的高程以较高速率持续增加,盐度碱蓬与芦苇共生区的高程增速变缓,怪柳分布区高程最高。由高程差值及首尾2个样点的距离计算得出:研究区潮滩的坡度为0.04%,即在由海向陆方向上,每隔100 m高程增加4 cm。

### 2.2 不同植被群落土壤性质

本研究调查了日本鳗草、低潮滩互花米草、中潮滩互花米草和盐地碱蓬4个样点的土壤容重,这4个

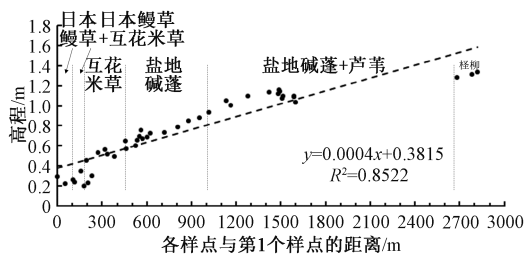


图 2 各样点高程及其与第一个样点的距离

Figure 2 The elevation of each site and the distance between each site and the first site

样点的高程逐渐增加,高程 10 cm 土壤容重依次为 0.95,1.01,0.60,1.40 g/cm<sup>3</sup>,20 cm 土壤容重依次为 1.00,1.13,0.76,1.35 g/cm<sup>3</sup>(图 3)。中潮滩互花米草土壤容重显著低于其他样点,低潮滩互花米草和中潮滩互花米草分布区表层土壤的容重比下层土壤分别低 11.5% ( $P<0.1$ ) 和 21.1% ( $P<0.01$ )。

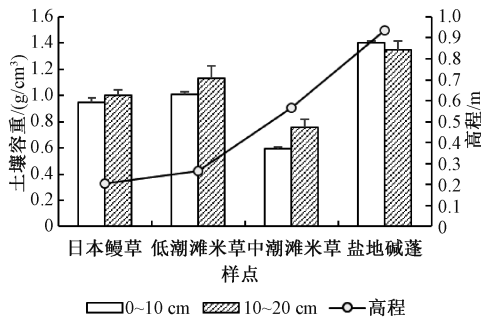


图 3 不同植被群落样点高程及 0~10 cm 和 10~20 cm 土壤容重

Figure 3 Elevation of sampling points of different vegetation communities and soil bulk density of 0 to 10 cm and 10 to 20 cm

在由海向陆方向上,土壤电导率总体变化趋势为高-低-高(图 4a),然而,不同植被群落下的土壤电导率呈不同的变化规律,低潮滩(与第 1 个样点的距离为 0~455 m,图 4b)和中高潮滩(与第 1 个样点的距离为 805~2821 m,图 4d)的土壤电导率以不同速率逐渐增高,而中潮滩土壤电导率却呈下降趋势(与第 1 个样点的距离为 455~805 m,图 4c)。

### 2.3 不同高程处互花米草的密度与高度

互花米草密度与冠层高度有相似的变化趋势,在由海向陆方向上均先升高后降低,潮滩高程也逐渐增高(图 5)。中间地带(图 5 中样点 D—样点 G)互花米草的入侵年限为 5 年以上,从中间向海洋和陆地两侧,互花米草入侵年限逐渐变小,入侵多年互花米草的密度为 72~37 株/m<sup>2</sup>,冠层高度为 19.5~93.8 cm。H—M 点 1 龄互花米草的密度和冠层高度分别为 0.1~72.0 株/m<sup>2</sup> 和 9.2~19.5 cm,互花米草 1 年内

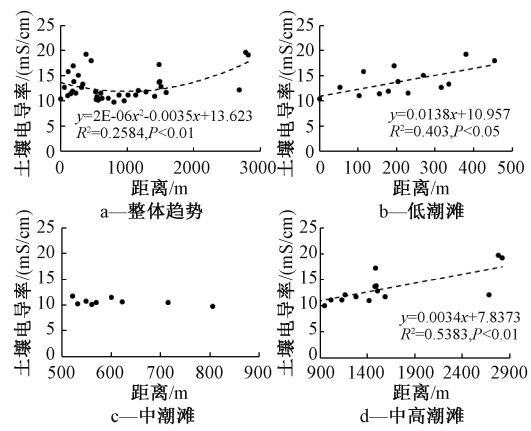


图 4 由海向陆方向上土壤电导率的变化

Figure 4 Changes of soil electrical conductivity from sea to land

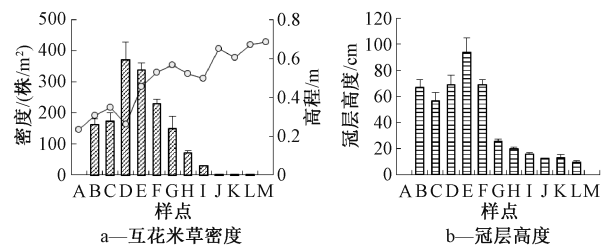


图 5 不同高程处互花米草密度和冠层高度

Figure 5 Density and canopy height of *S. alterniflora* at different elevations

可通过种子向陆地方向扩张 180 m。

### 2.4 不同高程处互花米草生物量

不同高程处互花米草的生物量有很大的差异,由于 K、L、M 3 处样点新生互花米草的密度和株高均非常低,未调查其生物量(图 6)。互花米草地上和地下生物量随着高程的变化形式均与冠层高度相似。入侵多年的中间地带互花米草的生物量最大,地上生物量和地下生物量的最大值分别为 154.4,57.9 g/m<sup>2</sup>,入侵时间长的互花米草的根冠比高于入侵时间短的互花米草,在由海向陆方向上先降低后升高,为 0.38~0.99。

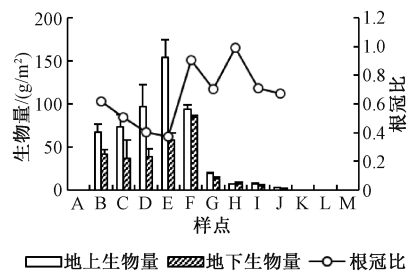


图 6 互花米草地上、地下生物量和根冠比

Figure 6 Aboveground and belowground biomass and root-shoot ratio of *S. alterniflora*



## 2.5 不同互花米草治理方法的效果

互花米草治理完成后至第 2 年春天,贴地刈割(2~4 次)、刈割+翻耕、刈割+围淹 3 种治理方法的一次性灭草率均超过 96.7%,其中贴地刈割 4 次和刈割+围淹的治理效果最好,可完全清除互花米草(表 1)。如果地表一直有 10~30 cm 淹水,那么即使后期有附近的互花米草种子飘来,种子也无法落地生根。因此,刈割+围淹的治理方法可长时间完全阻断互花米草的有性繁殖,适宜于大区域互花米草的分步治理。

表 1 不同治理方法的治理效果

治理方法	治理时间	调查时间及治理效果	
贴地刈割	2018-6-12*	2018-9-25	2019-10-18
刈割 1 次		93.2%	90.6%
刈割 2 次		99.9%	99.7%
刈割 3 次		99.1%	98.8%
刈割 4 次		100.0%	100.0%
刈割+翻耕	2016-10-12	2017-5-11	2017-11-4
		96.7%	64.4%
	2018-12-20	2019-5-24	2019-10-22
		99.8%	99.7%

注: \* 不同刈割次数的处理,首次刈割时间均为 2018 年 6 月 12 日,多次刈割的处理为每隔 15 d 刈割 1 次。

刈割可切断光合作用,抑制互花米草生长与繁殖,留茬高度<3 cm 的贴地刈割具有非常好的控制效果,这是因为潮水容易灌进低矮的互花米草根茬,使根茬窒息。由表 1 可知:多次贴地刈割的灭草效果好于单次贴地刈割,6 月中旬开始贴地刈割互花米草 2~3 次,可取得 99% 的治理效率,且该效果至少可持续 2 年,如果贴地刈割 4 次,治理效果最好,对互花米草的清除效率为 100%。

在治理后第 2 年 5 月苗期,通过调查发现,刈割+翻耕对互花米草的治理效率为 96.7%,其中对无性繁殖(克隆苗)的控制效果为 99.4%,对有性繁殖(实生苗)的控制效果仅为 28.2%,治理区和对照区种子萌发的实生苗的密度分别为 12.2, 17.0 株/m<sup>2</sup>,这源于附近种子的再次入侵,也导致了互花米草总体控制效果在第 2 年生长季末期时降至 64.4%。因此,生长季末期对互花米草进行刈割+翻耕基本可完全控制无性繁殖,但无法有效控制有性繁殖,如果在种子成熟前对互花米草进行刈割或翻耕,那么就可以解决刈割+翻耕无法控制有性繁殖的问题。另外,对比发现,12 月刈割+翻耕的控制效果比 10 月更好,控制效果从 96.7% 升至 99.8%,说明秋冬季翻耕碎根可使

冬季休眠的根茎丧失无性繁殖能力甚至死亡。

## 3 讨论

### 3.1 不同潮滩高程处互花米草生长特征差异及其影响因素

互花米草的生长及繁殖特征一般因高程而异。本研究中,在由海向陆方向上约 500 m 空间内,随着潮滩高程逐渐增加,互花米草密度、株高和生物量均呈先增后减的变化趋势,最大值出现在入侵时间最久的中潮滩,高程最高处种子新萌生的互花米草,其密度和株高最小(图 5)。在上海南汇东滩的研究发现,在向海入侵过程中,互花米草存活率和株高等性状与高程呈正相关<sup>[26]</sup>,这是因为低潮滩的淹水时间随着高程增加而减少,互花米草根系透氧性得到改善,同时泥沙淤积提供了更多营养物质,会刺激分蘖株萌发并利于幼苗生长,因此有助于互花米草种群定居和扩张。但如果高程继续增加,土壤水分含量过低会导致盐分表聚,二者均不利于互花米草生长,因此在高程较高的中高潮滩,互花米草的密度、株高及穗密度等性状随高程升高而降低<sup>[1]</sup>。

潮汐涨落是潮间带最主要的特征,潮滩高程直接影响潮汐过程,高程和潮汐协同影响潮滩土壤水盐温等理化性质的变化<sup>[1]</sup>。环境因子通常沿高程梯度有一定的梯度变化,在低潮滩,高程越高,环境条件越有利于互花米草根茎苗定植<sup>[26]</sup>。在黄河三角洲的中高潮滩,环境因子对互花米草克隆苗影响的重要性由大到小顺序为高程>淹水时长>平均淹水深度>淹水频率>土壤温度>最大淹水深度>土壤电导率<sup>[1]</sup>。土壤水分也影响互花米草有性繁殖,种子萌发率随着土壤含水量的增加先增后减为 35%~80%,最佳含水量为 60%<sup>[27]</sup>。在上海崇明东滩的研究发现,互花米草的存活率与淹水时间和淹水深度负相关<sup>[28]</sup>。在江苏大丰的野外调查研究发现,土壤水分和土壤盐分是影响互花米草生态特征的重要环境因子,其中,土壤水分的影响更大,互花米草株高和生物量随着土壤水分的增加呈先增加后减少的变化趋势,土壤盐分的影响也呈相同的变化趋势<sup>[29]</sup>。

互花米草耐盐范围较宽,但不同地区适宜互花米草生长的最佳盐度有一定差异。对我国沿海 10 个省市调查发现,互花米草分布区土壤孔隙水盐度为 8.9~28.3 g/kg<sup>[30]</sup>。在江苏大丰的野外调查研究发现,互花米草分布区土壤盐分为 6.1~28.2 g/kg,最适宜互花米草生长的盐分生态幅为 9.2~26.1 g/kg<sup>[29]</sup>。不

同的盆栽试验研究发现,盐度对上海长江口互花米草存活率可能有抑制作用或无影响,在0~43 g/kg的盐度区间内,互花米草株高和生物量随着盐度的增加而降低,最适宜互花米草生长的盐度为0~10 g/kg<sup>[31,32]</sup>。在黄河三角洲,土壤水分和土壤盐分影响互花米草种子萌发,0~16 g/kg的盐度适宜种子萌发,盐度>20 g/kg时,种子萌发率受到显著抑制,而在盐度>30 g/kg后,无种子萌发<sup>[27]</sup>。在福建漳江口红树林保护区,互花米草分布区土壤盐度为2~30 g/kg,最适盐度为15 g/kg左右,此盐度可以促进互花米草的繁殖扩散,25 g/kg以上的高盐度则对互花米草生长与扩散有明显的抑制<sup>[33]</sup>。

沉积物机械组成会影响互花米草幼苗成活率,粉砂质沉积物比砂质沉积物更松散,因此不利于互花米草幼苗扎根,地貌类型和水动力过程也会影响幼苗定植,大的波浪可能会冲走互花米草幼苗<sup>[26]</sup>。在纬度梯度上,温度是影响不同地区互花米草密度、株高、节长和生物量等性状差异的最主要因子,降水次之,土壤pH和盐度影响较小<sup>[30]</sup>。

### 3.2 不同方法的治理效果

由于物理方法对环境影响较小,因此国内关于互花米草治理方法的研究大多关注单一或综合的物理方法<sup>[24]</sup>。物理方法的治理原理是斩草或除根,即除去互花米草地上部分或使其根系死亡。常见的物理方法包括刈割、翻耕、碎根、覆盖遮荫和围淹等<sup>[24]</sup>。刈割措施直接去除地上植株,切断了互花米草光合作用,对其根系生长具有很大的影响,刈割的控制效果主要受刈割时机和刈割频率的影响<sup>[19]</sup>,多项研究发现,孕穗期至扬花期是实施刈割措施的最佳时期,其他时期刈割的治理效果比较差,甚至会促进互花米草根萌生克隆苗<sup>[34,35]</sup>。多次刈割会提高治理效果,本研究发现,6月中旬是实施刈割措施的合适时间,连续刈割2次以上的治理效果优于刈割1次,控制效果可达到99%以上。在长江口的研究也发现,在扬花期和9周之后先后进行2次刈割,治理效果最佳且持久<sup>[36]</sup>。

翻耕方法一般与刈割配套使用,即刈割+翻耕,先刈割互花米草,然后翻耕破坏互花米草根系,抑制根系生长,阻碍互花米草无性繁殖。有研究发现,翻耕深度为20~60 cm时,不同翻耕深度的治理效果无显著性差异<sup>[37]</sup>,这可能是因为具有无性繁殖能力的根状茎主要集中在土壤表层,本研究中的翻耕深度约为20 cm,

也取得了很好的治理效果。多次翻耕可使根系破碎度增加,从而提高治理效果,本研究中,翻耕2~3遍时,地表还会残留一些互花米草,翻耕4遍后,地表基本没有互花米草,其地上和地下部分均被翻埋近土壤中,互花米草难以恢复,取得了很好的治理效果。在上海崇明东滩的研究发现,2月翻耕互花米草并碎根后,未能取得满意的治理效果,同年10月治理区互花米草密度仍超过200株/m<sup>2</sup><sup>[37]</sup>,这很可能是由于翻耕遍数不足或治理时机选择不当,本研究发现,12月实施刈割+翻耕措施,治理效果明显优于10月。

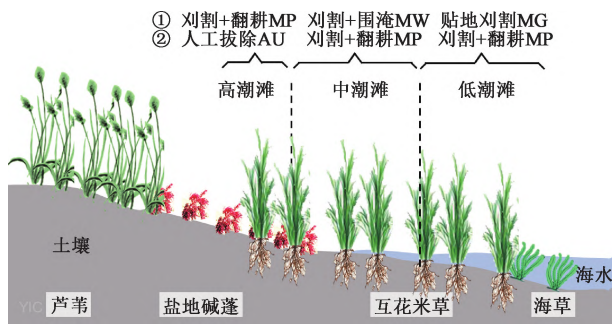
刈割+遮荫、刈割+围淹等综合治理方法被证实有很好的治理效果<sup>[20,38]</sup>。在江苏盐城的研究发现,刈割、刈割+遮荫均能显著降低互花米草根状茎存活率,5月的对互花米草进行刈割+遮荫处理3个月,可完全杀死互花米草,第2年也没有复发,且治理完成去除遮荫网后,底栖动物生物量显著增加<sup>[38]</sup>。笔者在前期研究中发现,在6月上旬至8月上旬期间刈割互花米草地上部分,留茬高度<10 cm,然后立即对根茬就行持久性围淹,可完全杀死互花米草<sup>[20]</sup>。

综上所述,对互花米草实施多次刈割、刈割+翻耕(碎根)、刈割+遮荫或刈割+围淹等措施,均可取得很好的治理效果,但不同措施技术要求不一,尤其是要选对治理时机,如果治理工程达不到各自技术要求,治理效果很可能大打折扣。

### 3.3 适宜不同潮滩生境的互花米草治理技术体系

不同方法治理互花米草的原理是相似的,即单一或同时限制互花米草的生长、有性繁殖和无性繁殖,从而达到控制扩散或完全清除互花米草的目标<sup>[24]</sup>。根据互花米草植被性状、潮汐等环境因子随着潮滩高程的变化规律和前文对不同方法治理效果的分析总结,结合笔者前期对刈割+围淹方法的研究<sup>[20]</sup>,总结提出了适宜不同潮滩生境的互花米草治理技术体系如图7所示。

低潮滩是低于平均小潮低潮位以下的潮滩,对于低潮滩互花米草,采用贴地刈割的治理技术,最佳治理时间为6—7月。贴地刈割的技术要点包括:1)刈割后,留茬高度不超过3 cm;2)刈割2~3次,间隔时间约15 d。治理低潮滩互花米草时,刈割+翻耕的综合方法可作为替代方法。在低潮滩优先推荐贴地刈割的治理方法,主要是因为低潮滩的潮汐浸淹时间长、淹水水位高,贴地刈割互花米草后,其根系容易因潮汐淹水的胁迫而丧失活力甚至死亡,因此丧失无性



MP, mowing plus ploughing; MW, mowing plus waterlogging;  
AU, artificial uprooting; MG, mowing close to the ground.

图7 不同潮滩生境互花米草治理技术体系

Figure 7 Control method system of *Spartina alterniflora* in different tidal flat habitats

繁殖能力。

中潮滩是介于平均小潮高水位线和平均小潮低潮位之间的潮滩,对于中潮滩互花米草,采用刈割+围淹的综合治理技术,最佳治理时间为6—8月<sup>[20]</sup>。刈割+围淹的技术要点包括:1)原地取土构筑简易堤坝;2)堤坝建成后,在落潮期间刈割互花米草,刈割后留茬高度不超过10 cm,可用翻耕代替刈割,把互花米草植株全部翻入泥中,翻耕深度为15~20 cm;3)涨潮时,潮水从进水口或越过堤坝进入堤坝达到预定水位后,立即堵住堤坝上预留的进水口,蓄住潮水,对互花米草根茬进行持久性围淹,淹水水位不低于30 cm,持续淹水时间为360 d,围淹在刈割作业结束后宜在5 d内完成;4)如果互花米草群落在由海向陆方向上很宽(如几千米),在修建堤坝时,可在潮滩不同高程处修建多条平行于海岸线的低矮堤坝,对互花米草进行梯田式围淹,梯田式围淹的堤坝低矮,潮水上涨时越过堤坝被截留,无需人工补水,且低矮堤坝的建设难度低,不易被潮汐动力损坏。治理中潮滩互花米草时,刈割+翻耕的综合方法可作为替代方法。在中潮滩优先推荐刈割+围淹的治理方法,有以下2个原因:1)中潮滩潮汐浸淹较频繁,潮水可以越过低矮堤坝被截留,从而实现对互花米草根茬的淹水胁迫,无需人工补水;2)中潮滩受潮汐的影响小于低潮滩,堤坝受风浪的影响较小,堤坝维护较容易。

高潮滩是介于平均大潮高潮位和平均小潮高潮位之间的潮滩,对于高潮滩互花米草,采用刈割+翻耕的治理技术。刈割+翻耕的技术要点:1)6—8月进行刈割(也可改用翻耕),11—12月进行第2次翻耕;2)刈割时,留茬高度不超过10 cm;3)翻耕深度为

15~20 cm,每次翻耕时翻耕3~4遍,铲断互花米草地上和地下部分并翻入泥中,直至地面上没有绿色植被。刈割+翻耕的治理方法,需要进行多遍翻耕,高潮滩土壤较硬,方便机械设备作业。

除了滩涂,互花米草还常见于受潮汐影响的河道沟渠中,包括河流入海口、潮沟和海产品养殖池的进排水沟等,例如山东省青岛市的墨水河和横河等。对河道沟渠互花米草的治理方案建议如下:1)对于宽阔平坦的河道中的互花米草,可采用刈割+翻耕的治理方法;2)对于窄小河道或石头较多的河道中的互花米草,可依托河堤在6—8月采用刈割+围淹的治理方法;3)对于坡堤上的互花米草,机械作业不便,可在春季幼苗期采用刈割+遮荫的方法进行人工治理<sup>[37]</sup>。

互花米草治理成本很高,刈割+淹水的成本为4104 USD/hm<sup>2</sup>,刈割+翻耕的成本为3284 USD/hm<sup>2</sup><sup>[20]</sup>。化学方法的成本为1067~2414 USD/hm<sup>2</sup><sup>[20,39]</sup>。在美国威拉帕海湾的研究发现,5年的互花米草化学治理工作,每年成本平均约为3500 USD/km海岸线<sup>[40]</sup>。经过科研人员的不断努力,互花米草治理方法近年来得到了改进提升,治理技术不再是制约互花米草防治的主要难点<sup>[20,38]</sup>,治理效率的提升也会降低治理成本。由于互花米草具有极强的繁殖能力,种子可随着海水远距离扩散,在治理过程中,应力求彻底清除互花米草,残留的互花米草很可能会复发,使治理工作前功尽弃。因此,加强治理过程的监管和治理后的常态化防控,有效防范二次入侵,应是未来互花米防治工作的重点。

#### 4 结束语

在由海向陆方向上,黄河三角洲潮滩高程逐渐增加,潮汐浸淹的影响和土壤理化性质相应发生变化,进而影响互花米草生长,互花米草密度、株高和生物量等性状随着高程增加呈先升后降的变化规律。本研究根据互花米草生长特征和潮滩生境特征,构建了适宜不同潮滩生境的互花米草治理技术体系,包括如贴地刈割、刈割+围淹、刈割+翻耕等技术。实践表明:在关键时期实施合适的互花米草治理措施,能取得很好的治理效果。未来互花米草防治工作中应该加强过程监管,保证严格遵守各项技术指标,方可实现清除互花米草的目标,在达成互花米草治理目标后,还需要监理监测预警体系,有效防范互花米草二次入侵。



## 参考文献

- [1] 闫振宁, 梅宝玲, 张桂萍, 等. 高程对盐沼湿地互花米草生长与扩散的影响[J]. 生态环境学报, 2021, 30(6): 1183-1191.
- [2] NIE M, LIU W, PENNING S C, et al. Lessons from the invasion of *Spartina alterniflora* in coastal China [J]. Ecology, 2022: e3874-e3874.
- [3] 徐国万, 卓荣宗, 曹豪, 等. 互花米草生物量年动态及其与滩涂生境的关系[J]. 植物生态学与地植物学学报, 1989, 13(3): 230-235.
- [4] LIN H J, HSU C B, LIAO S H, et al. Effects of *Spartina alterniflora* Invasion on the Abundance and Community of Meiofauna in a Subtropical Wetland [J]. Wetlands, 2015, 35(3): 547-556.
- [5] LI H Y, MAO D H, WANG Z M, et al. Invasion of *Spartina alterniflora* in the coastal zone of mainland China: control achievements from 2015 to 2020 towards the Sustainable Development Goals [J]. Journal of Environmental Management, 2022, 323: 116242.
- [6] 苗青, 翟强, 徐树军, 等. 关于互花米草在辽宁分布的商榷[J]. 植物检疫, 2022, 36(4): 1-7.
- [7] CHUNG C H. Forty years of ecological engineering with *Spartina* plantations in China [J]. Ecological Engineering, 2006, 27(1): 49-57.
- [8] ADAMS J, VAN WYK E, RIDDIN T. First record of *Spartina alterniflora* in southern Africa indicates adaptive potential of this saline grass [J]. Biological Invasions, 2016, 18(8): 2153-2158.
- [9] TAYLOR CM, HASTINGS A. Finding optimal control strategies for invasive species: a density-structured model for *Spartina alterniflora* [J]. Journal of Applied Ecology, 2004, 41(6): 1049-1057.
- [10] MAO D H, WANG Z M, DU B J, et al. National wetland mapping in China: a new product resulting from object-based and hierarchical classification of Landsat 8 OLI images [J]. Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 2020, 164: 11-25.
- [11] 宗影, 阳佳伶, 刘红玉, 等. 互花米草入侵对盐城淤泥质滩涂湿地潮沟系统影响研究[J]. 海洋科学进展, 2023, 41(1): 109-122.
- [12] ZHANG M, SCHWARZ C, Lin W P, et al. A new perspective on the impacts of *Spartina alterniflora* invasion on Chinese wetlands in the context of climate change: a case study of the Jiuduansha Shoals, Yangtze Estuary [J]. The Science of the Total Environment, 2023, 868: 161477.
- [13] 陈潘, 张燕, 朱晓静, 等. 互花米草入侵对鸟类的生态影响[J]. 生态学报, 2019, 39(7): 2282-2290.
- [14] REN J L, CHEN J S, XU C L, et al. An invasive species erodes the performance of coastal wetland protected areas [J]. Science Advances, 2021, 7(42): eabi8943.
- [15] 于冬雪, 韩广轩, 王晓杰, 等. 互花米草入侵对黄河口潮沟形态特征和植物群落分布的影响[J]. 生态学报, 2021, 41(1): 42-49.
- [16] JIANG S Y, ZHANG C X, CHEN L L, et al. Effects of Smooth Cordgrass *Spartina alterniflora* Invasion on Macrobenthic Fauna in the Yellow River Delta [J]. Wetlands, 2022, 42(1): 13.
- [17] 程梦雨, 程梦奇, 汪祝方, 等. 不同耐盐植物协同复合填料强化人工湿地净化含盐废水 [J]. 环境工程, 2021, 39(8): 7-14.
- [18] 谢宝华, 路峰, 韩广轩. 入侵植物互花米草的资源化利用研究进展. 中国生态农业学报(中英文) [J], 2019, 27(12): 1870-1879.
- [19] HEDGE P, KRIWOKEN L K, PATTEN K. A review of *Spartina* management in Washington State, US [J]. Journal of Aquatic Plant Management, 2003, 41: 82-90.
- [20] XIE B, HAN G, QIAO P, et al. Effects of mechanical and chemical control on invasive *Spartina alterniflora* in the Yellow River Delta, China [J]. PeerJ, 2019, 7: e7655 DOI 10.7717/peerj.7655.
- [21] 谢宝华, 王安东, 赵亚杰, 等. 刈割加淹水对互花米草萌发和幼苗生长的影响[J]. 生态学杂志, 2018, 37(2): 417-423.
- [22] 乔沛阳, 王安东, 谢宝华, 等. 除草剂对黄河三角洲入侵植物互花米草的影响[J]. 生态学报, 2019, 39(15): 5627-5634.
- [23] 秦璐, 宋秀凯, 刘丽娟, 等. 除草剂高效氟吡甲禾灵对海洋生物的急性毒性与水质基准推导 [J]. 环境科学研究, 2022: 1-14.
- [24] 谢宝华, 韩广轩. 外来入侵种互花米草防治研究进展 [J]. 应用生态学报, 2018, 29(10): 3464-3476.
- [25] 于彩芬, 许道艳, 刘长安, 等. 海洋保护地内施用除草剂防治互花米草的监管研究 [J]. 环境生态学, 2021, 3(9): 38-40.
- [26] 朱晓涇, 袁琳, 赵志远, 等. 环境因子对互花米草定居滩涂的影响分析 [J]. 华东师范大学学报(自然科学版), 2019(6): 140-152.
- [27] XIE T, WANG Q, NING Z H, et al. Artificial modification on lateral hydrological connectivity promotes range expansion of invasive *Spartina alterniflora* in salt marshes of the Yellow River delta, China [J]. Science of the Total Environment, 2021, 769: 144476.
- [28] 赵志远, 袁琳, 李伟, 等. 生境异质性及源株密度对互花米草入侵力的影响 [J]. 生态学报, 2018, 38(18): 6632-6641.
- [29] 薛媛媛, 闫丹丹, 戚丽萍, 等. 江苏大丰麋鹿国家级自然保护区互花米草对水盐梯度的生态响应 [J]. 环境科学学报, 2022, 42(1): 28-35.
- [30] 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.
- [31] 李伟, 袁琳, 张利权, 等. 海三棱藨草及互花米草对模拟盐胁迫的响应及其耐盐阈值 [J]. 生态学杂志, 2018, 37(9): 2596-2602.
- [32] XUE L, LI X Z, ZHANG Q, et al. Elevated salinity and inundation will facilitate the spread of invasive *Spartina alterniflora* in the Yangtze River Estuary, China [J]. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2018, 506: 144-154.

(下转第16页)



- Precipitation drives global variation in natural selection [J]. *Science*, 2017, 355(6328):959-962.
- [4] 付素静,冯海波,万宝春. 遥感调查方法在河北省省级自然保护区生态环境变化评估方面的应用研究[J]. *中国环境管理*, 2014,6(4):34-37.
- [5] 张建亮,钱者东,徐网谷,等. 国家级自然保护区生态系统格局十年变化(2000—2010年)评估[J]. *生态学报*, 2017,37(23):8067-8076.
- [6] JONES K, PAN X, GARZA A, et al. Multi-level assessment of ecological coastal restoration in South Texas [J]. *Ecological Engineering*, 2010,36(4):435-440.
- [7] ROSE D C. UK national ecosystem assessment follow-on: synthesis of the key findings[M]. Brill, 2015, 72(2):145-147.
- [8] 高吉喜,赵少华,侯鹏. 中国生态环境遥感四十年[J]. *地球信息科学学报*, 2020,22(4):705-719.
- [9] 王亮,姚梦园,吴艳兰. 安徽省寿县生态状况变化(2010—2015年)遥感调查评估[J]. *安徽农业大学学报*, 2019,46(5):842-848.
- [10] 杨薇,裴俊,李晓晓,等. 黄河三角洲退化湿地生态修复效果的系统评估及对策[J]. *北京师范大学学报(自然科学版)*, 2018,54(1):98-103.
- [11] 李勇,赵云泽,卓志清,等. 小兴安岭—三江平原区生态问题辨析及山水林田湖草保护修复策略[J]. *生态科学*, 2023,42(1):95-104.
- [12] 刘宏元,周志花,王娜娜,等. 黄河三角洲自然保护区湿地生态系统健康评价[J]. *中国农学通报*, 2022,38(27):74-78.
- [13] 张晗旭,李馨宇,崔保山,等. 黄河三角洲湿地生态修复工程对底栖动物的影响效果研究[J]. *环境工程*, 2023,41(1):222-231.
- [14] 庞博,杨文鑫,崔保山,等. 黄河三角洲湿地生物多样性保护工程植被修复效果评估[J]. *环境工程*, 2023,41(1):213-221.
- [15] 张磊,宫兆宁,王启为,等. Sentinel-2影像多特征优选的黄河三角洲湿地信息提取[J]. *遥感学报*, 2019,23(2):313-326.
- [16] 刘纪远,邵全勤,于秀波,等. 中国陆地生态系统综合监测与评估[M]. 北京:科学出版社,2016.
- [17] 茹少峰,马茹慧. 黄河流域生态环境脆弱性评价、空间分析及预测[J]. *自然资源学报*, 2022,37(7):1722-1734.
- [18] 张希涛,毕正刚,车纯广,等. 黄河三角洲滨海湿地生态问题及其修复对策研究[J]. *安徽农业科学*, 2019,47(5):84-87,91.
- [19] 刘东升. 国产高分遥感卫星数据典型地物要素提取方法研究[D]. 西安:长安大学,2022.
- [20] 徐海涛. 秦巴山区生态状况与保护成效评估研究[D]. 成都:成都理工大学,2019.
- [21] 魏影,轩俊伟,张文太,等. 新疆县域土壤黏粒历史数据的不确定性[J]. *土壤通报*, 2018,49(3):505-511.
- [22] 田培,王哲,喻海军,等. 鄂西北山丘区水土流失时空格局及影响因子定量评价[J]. *水土保持研究*, 2023,30(3):76-85.
- [23] 张鑫宇. 宾县水土流失敏感性分析与评价[D]. 哈尔滨:东北农业大学,2021.
- [24] 生态环境部. 全国生态状况调查评估技术规范——生态系统服务功能评估:HJ 1173—2021[S]. 北京:生态环境部,2021.
- [25] 生态环境部. 全国生态状况调查评估技术规范——生态问题评估:HJ 1174—2021[S]. 北京:生态环境部,2021.
- [26] 何利平,简季. 四川省2009—2020年植被覆盖度时空变化遥感动态监测[J]. *水土保持通报*, 2022,42(2):203-209.
- [27] 生态环境部. 全国生态状况调查评估技术规范——生态系统质量评估:HJ 1172—2021[S]. 北京:生态环境部,2021.
- [28] 樊晶,杨志刚,郭盛才,等. 基于高分辨率影像的广东省国家级自然保护区人类活动遥感监测[J]. *林业与环境科学*, 2022,38(2):88-95.
- [29] 顾朝军,朱永清,黄立文,等. 长江流域水土流失变化及影响因素分析[J]. *中国防汛抗旱*, 2022,32(增刊1):24-29.

### (上接第8页)

- [33] 黄冠阔. 漳江口红树林区互花米草的生长特性及其与秋茄的相对竞争力.[D]. 厦门:厦门大学,2009.
- [34] 林贻卿,谭芳林,肖华山,等. 不同时期刈割对互花米草根系统生理影响的研究[J]. *湿地科学*, 2010(4):371-378.
- [35] 平原,张利权. 物理措施控制互花米草的长期效果研究[J]. *海洋环境科学*, 2010,29(1):32-35.
- [36] TANG L, GAO Y, WANG J Q, et al. Designing an effective clipping regime for controlling the invasive plant *Spartina alterniflora* in an estuarine salt marsh[J]. *Ecological Engineering*, 2009,35(5):874-881.
- [37] 李贺鹏,张利权. 外来植物互花米草的物理控制实验研究[J]. *华东师范大学学报(自然科学版)*, 2007,(6):44-55.
- [38] 李飞飞,高珂晓,朱金方,等. 综合物理防控技术对盐城大丰港互花米草的控制效果[J]. *生态学报*, 2021,41(24):9637-9644.
- [39] RIDDIN T, VAN WYK E, ADAMS J. The rise and fall of an invasive estuarine grass [J]. *South African Journal of Botany*, 2016,107:74-79.
- [40] PATTEN K, O'CASEY C, METZGER C. Large-scale chemical control of smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*) in Willapa Bay, WA: towards eradication and ecological restoration [J]. *Invasive Plant Science and Management* 2017,10:284-292.