DOI: 10.5846/stxb201709121641

王娟,刘红玉,李玉凤,刘伶,谢富赋.入侵种互花米草空间扩张模式识别与景观变化模拟.生态学报,2018,38(15): - .

Wang J, Liu H Y, Li Y F, Liu L, Xie F F. Recognition of spatial expansion patterns of invasive Spartina alterniflora and simulation of the resulting landscape-changes. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(15): - .

入侵种互花米草空间扩张模式识别与景观变化模拟

王 娟^{1,2,3,4},刘红玉^{1,3,4,*},李玉凤^{1,3,4},刘 伶^{1,3,4},谢富赋^{1,3,4}

- 1 南京师范大学地理科学学院,虚拟地理环境教育部重点实验室,南京 210023
- 2 盐城师范学院城市与规划学院,盐城 224051
- 3 江苏省地理环境演化国家重点实验室培育建设点,南京 210023
- 4 江苏省地理信息资源开发与利用协同创新中心,南京 210023

摘要:在38 技术支撑下,通过景观格局指数、质心变化等方法,分析2006—2015 年研究区内互花米草群落的景观空间分布特征,并利用2015 年高分二号影像识别出扩张模式及预测扩张趋势。结果表明:①近年来,互花米草沼泽向陆扩张速度大于向海扩张速度,其质心不断向陆方向移动。②2006—2015 年,互花米草斑块密度变大,面积加权平均形状指数也相应增大为8.63,景观形状越来越复杂。③利用 LEI 和 PFD 识别出互花米草的3 种扩张模式,边缘扩张面积远大于外部隔离扩张面积,外部隔离扩张斑块数量远多于边缘扩张和潮沟引领式扩张斑块数之和,潮沟对互花米草的向陆扩张起到引领作用。④利用缓冲区分析模拟互花米草向陆扩张的趋势,未来5年碱蓬沼泽的面积将减少11.45%。本研究可为进一步认识互花米草入侵碱蓬沼泽机制提供科学参考。

关键词:潮滩湿地;互花米草;植物入侵;空间扩张;模拟;核心区

Recognition of spatial expansion patterns of invasive *Spartina alterniflora* and simulation of the resulting landscape-changes

WANG Juan 1,2,3,4, LIU Hongyu 1,3,4,*, LI Yufeng 1,3,4, LIU Ling 1,3,4, XIE Fufu 1,3,4

- 1 Key Laboratory of Virtual Geographic Environment (Nanjing Normal University), Ministry of Education, Nanjing 210023, China
- 2 School of urban and planning, Yancheng Teachers University, Yancheng 224051, China
- 3 State Key Laboratory Cultivation Base of Geographical Environment Evolution (Jiangsu Province), Nanjing 210023, China
- 4 Jiangsu Center for Collaborative Innovation in Geographical Information Resource Development and Application, College of Geographical Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China

Abstract: Using landscape pattern indexes and the methods of centroid position with the help of 3S technology, we examined the landscape characteristics of *Spartina alterniflora* and its spatial expansion patterns from 2006 to 2015, in the core area of the Yancheng National Nature Reserve (YNNR) in Jiangsu Province. Furthermore, we forecasted its expansion trends based on the GF-2 Satellite Image of 2015. Our results indicated the following: first, the recent landward expansion of the *Spartina alterniflora* marsh occurred at a faster speed than seaward expansion, its centroid continuously moving landward. Second, over the period from 2006 to 2015, patch density of *Spartina alterniflora* showed an increase. In addition, the landscape shape became more complex in the tidal flat wetland and the area weighted average shape index, correspondingly increased to 8.63. Third, three expansion patterns of *Spartina alterniflora*, marginal expansion (ME), external isolated expansion (EIE), and tidal creek-leading expansion (TCLE), were identified through the landscape expansion index and the patch fractal dimension. The patch areas of ME were larger than the external isolated expansion, while the patch number of EIE far exceeded the total number of ME and TCLE. Tidal creeks played a leading role in *Spartina alterniflora* expanding landward. Finally, based on the three expansion rates measured in our field investigation,

基金项目:国家自然科学基金项目(31570459,41401205);江苏省高校自然科学研究重大项目(15KJA70002);江苏高校优势学科建设工程资助项目(PAPD)

收稿日期:2017-09-12; 网络出版日期:2018-00-00

*通讯作者 Corresponding author. E-mail: liuhongyu@njnu.edu.cn

the landward spreading trends of *Spartina alterniflora* marsh was simulated by using buffer analysis in ArcGIS10. 2. Simulation results indicated that the area of *Suaeda salsa* will decrease by 11.45% in the next 5 years. The conclusions of this study will be helpful for understanding the invasive mechanism of *Spartina alterniflora* in the *Suaeda salsa* marsh.

Key Words: tidal flat wetland; Spartina alterniflora; plant invasion; spatial expansion; simulation; core area of YNNR

互花米草(Spartina alterniflora)原产于大西洋沿岸,是禾本科米草属多年生草本植物,秆密丛生,耐盐耐淹,具有较强的物种竞争力和保滩促淤能力^[1-2]。1979年互花米草引入中国,1982年在江苏沿海地区分批试种^[3-4]。1985年,江苏沿海试种面积为8.00 km²。经过多年的定居和扩散,到2007年,互花米草在中国跨越近22个纬度,自辽宁到广西的大部分滩涂上均有分布,其中以江苏的面积最大、范围最广,面积已扩展为187.11 km²,占到全国海岸带互花米草总面积的54.31%^[5-6]。盐城海岸是江苏海岸主要组成部分,属于淤泥质海岸类型,适宜的气候、水文条件以及合适的生态位为互花米草生存与空间扩张创造了十分有利的环境与条件。1987年,盐城滨海湿地互花米草面积仅为0.49 km²,2007年扩散到123.17 km²,2012年的面积为158.30 km²;斑块平均面积由1987年的0.13 km²增加到2007年的0.75 km²^[7]。

盐城保护区核心区是互花米草分布最为集中和扩张最为典型区域,互花米草的入侵改变了原有区域生态系统的组成与景观结构,一直受到许多学者的广泛关注^[8-9]。基于景观格局角度的相关研究表明,自 20 世纪90 年代,互花米草以侵占光滩向海扩张为主,其质心一直向东南偏移。1987 年盐城保护区核心区互花米草面积为 0.44 km²,至 2006 年,景观格局上已由斑块状分布发展为连续、条带状分布,形成面积 33.81 km²、平均宽度为 1780 m、最大宽度为 2900 m 的互花米草景观带;斑块平均面积由 1987 年的 0.05 km²增加到 2006 年的 1.21 km²。互花米草与本土碱蓬(Suaeda salsa)竞争后成为滨海湿地的先锋植被^[4,10-12]。互花米草油过 2006 年的 1.21 km²。互花米草与本土碱蓬(Suaeda salsa)竞争后成为滨海湿地的先锋植被^[4,10-12]。互花米草滩占据潮间带的中下部,导致碱蓬沼泽与光滩完全分隔。1996—2006 年互花米草侵占碱蓬沼泽的平均速度为 1.03 km²/a,侵占光滩的平均速度为 1.27 km²/a;2006—2010 年互花米草沼泽侵占光滩的面积大于其入侵碱蓬沼泽的面积;但 2010—2011 年互花米草侵占光滩面积仅有 0.44 km²,而侵占碱蓬面积达 1.80 km²^[13]。同时,互花米草的入侵对区域生态过程和生态功能产生了重要影响。基于功能的角度,互花米草被列为湿地的主要威胁之一,对潮汐水盐和营养物质输送过程产生重要影响^[14-15],从而改变了大型底栖动物群落的结构和多样性^[16],对丹顶鹤越冬食物来源带来不利^[17-18]。另外,相关学者从种群繁殖方式研究了扩张能力,互花米草无性繁殖方式的定居成功率、生长、繁殖等指标均优于有性繁殖方式,互花米草的竞争力大于本土碱蓬的竞争力^[19-20]。互花米草向陆入侵本土碱蓬植被群落的趋势突出,在生态交错带与碱蓬植被产生竞争^[21-22]。

由此可见,当前研究中包括了互花米草入侵后景观结构的改变、生态功能的退化、种群繁殖方式等方面,但利用景观指数识别互花米草向陆入侵碱蓬的基本模式鲜有报道。本研究利用高分遥感影像,结合野外详细调查研究,从景观生态学角度,深入探讨互花米草向陆扩张特征与规律,首次提出入侵的3种基本模式,并预测未来5年互花米草侵占碱蓬沼泽的状态,以期为进一步认识互花米草入侵机制打下基础,也为区域湿地生态系统的功能维持提供科学依据。

1 研究区概况

江苏盐城国家级自然保护区,地处江苏中部沿海,地跨响水、滨海、射阳、大丰、东台五县(区、市),主要保护丹顶鹤(Grus japonensis)、黑嘴鸥(Larus saunders)等珍稀野生动物及其赖以生存的滩涂湿地生态系统^[23-24]。本研究区域为江苏盐城国家级珍禽自然保护区的核心区,其范围北至射阳县的新洋港出海河南岸,南至大丰区的斗龙港出海河北岸,西至海堤,东至光滩边缘。该区受潮汐作用显著,是典型的淤泥质潮滩湿地,其上发育着复杂的潮沟系统。区域内湿地受人类干扰较弱,植被类型丰富,保留着较完整的潮滩植被演替序列,由陆地向海洋主要分布有芦苇(Phragmites communis)沼泽、碱蓬沼泽、互花米草沼泽和光滩。研究区的位置范围和区内景观类型如图 1 所示。

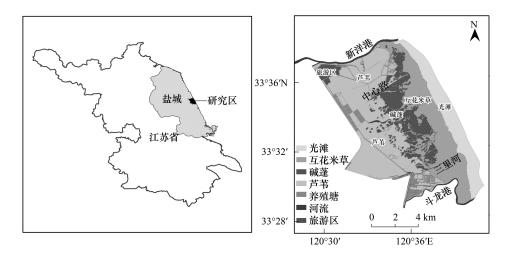


图 1 研究区位置和范围

Fig.1 Location and scope of the study area

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源与处理

遥感技术广泛应用于生态系统中入侵物种的研究^[25-29]。为了揭示区域互花米草空间扩张基本模式,需要从时间和空间两方面,把握互花米草扩张的特征与规律。实地调查发现互花米草向陆入侵扩张斑块具有小而分散特征,必须选取高分辨率遥感影像进行细节研究。为此,研究选取了两期 ETM+影像和一期高分影像。

选取的 ETM+遥感影像分别是 2006 年 5 月 21 日和 2011 年 5 月 9 日处于植被生长期的两期影像,该影像的 7 个多光谱波段和 1 个全色波段进行融合后的分辨率为 15 m,用于识别互花米草的双向扩张特征与趋势。本研究选取的是高分二号(GF-2)在 2015 年 4 月 10 日的遥感影像,用于识别互花米草侵占碱蓬的模式。该影像包含了多光谱的 4 个波段(分辨率 3.2 m)与 1 个全色波段(分辨率 0.8 m),两种分辨率数据可以实现高精度融合,光谱特征明显,图像纹理清晰,层次分明,可以满足精细尺度研究需要。ETM+遥感影像,经 ENVI 5.1 去除影像条带、大气校正、几何校正、决策树分类等步骤,结合人工判读,通过 Confusion matrix 进行精度检验,总体精度可达 95.6%以上。高分二号遥感影像数据获取时会有几何和辐射变形,需要进行预处理,再在ENVI 5.1 中选择面向对象的分类方法解译并解决"椒盐现象",然后对解译精度进行检验,总体精度在 98%以上,能够达到生态系统和植物群落尺度,足够反映互花米草群落在碱蓬滩的小斑块分布与扩张信息,满足研究需要。最终在 ARCGIS 10.2 中生成 2006 年、2011 年和 2015 年 3 期景观类型图,采用统一的坐标系(WGS1984)、统一的地图投影(UTM)和统一的景观分类系统。

2.2 研究方法

首先利用质心方法,揭示区域互花米草扩张方向和速度,再结合景观指数分析互花米草景观变化特征和 空间扩张基本模式。

2.2.1 质心的变化

通过空间质心偏移变化,能够揭示互花米草在空间上的扩张方向和速度[30-31]。公式为:

$$\begin{cases} X_c = \sum_{i=1}^{n} (C_i X_i) / \sum_{i=1}^{n} C_i \\ Y_c = \sum_{i=1}^{n} (C_i Y_i) / \sum_{i=1}^{n} C_i \end{cases}$$

式中, X_c 和 Y_c 是按面积加权的景观类型质心坐标, X_i 和 Y_c 是某一景观类型的第 i 个斑块的质心坐标, C_c 为某

一景观类型的第i个斑块的面积,n是某一景观类型的斑块总数目。

2.2.2 景观指数分析

景观指数可以高度浓缩景观格局信息,反映其格局变化简单定量指标^[32]。针对区域景观变化特征,选择以下景观格局指数揭示互花米草景观格局特征及其变化,包括斑块密度(PD)、聚合度指数(AI)、面积加权平均形状指数(AWMSI)、斑块分维数(PFD)和破碎度指数(SPLIT)来反映景观格局变化,如表 1 所示。景观指数的计算在 Fragstats 3.4 中实现。

表 1 景观指数描述

Table 1 Description of the landscape index

景观指数名称	公式	生态学意义		
Landscape index	Formula	Ecological significance		
斑块密度(PD) Patch Density	PD = N/A N 为景观类型的总斑块数, A 为景观类型总面积	反映景观斑块空间分布的均匀程度		
聚合度指数(AI) Aggregation Index	$AI = \left[\sum_{i=1}^{m} \left(\frac{g_{ii}}{\max g_{ii}}\right) Q_i\right] \times 100$ Q_i 为某类型斑块所占景观的比例, g_{ii} 为相应类型 i 中的相似邻接斑块数量, $\max g_{ii}$ 为同一斑块类型 i 中不同斑块间的最大相似邻接斑块数量	反映同类型斑块的邻近程度,所有斑块间不存在公共边界时,聚合程度最低,取值受到景观类型数量及其均匀度的影响		
面积加权平均形状指数(AWMSI) Area-Weighted Mean Shape Index	$\begin{aligned} & \text{AWMSI} = \sum_{i=1}^{m} \left[\left(\frac{0.25 P_i}{\sqrt{a_i}} \right) \left(\frac{a_i}{A} \right) \right] \\ & P_i \; \text{为景观类型中斑块的周长}, a_i \; \text{为第} i \text{个斑 块的面积}, A \; \text{为该类型景观的总面积} \end{aligned}$	反映景观空间格局复杂性的重要指标之一, AWMSI 越大说明斑块形状越复杂和越不规则		
斑块分维数(PFD) Patch Fractal Dimension	PFD = $\frac{2 \times \ln(0.25 \times P)}{\ln A}$ P 为斑块的周长, A 为斑块的面积	表示景观斑块形状的复杂程度,值越接近于1 说明斑块的几何形状越趋近于规则		
破碎度指数(SPLIT) Splitting Index	SPLIT = $\frac{A^2}{\displaystyle\sum_{1}^{m}{a_i}^2}$ A 为该类型景观的总面积, a_i 为第 i 个斑块的面积	用来表示同一景观类型斑块间的分散和聚集程度,其值越大,其值越大表示景观越分离,景观中小斑块数量越多		

2.2.3 扩张模式识别

利用景观扩张指数(Landscape Expansion Index, LEI),定量描述互花米草扩张规模,并识别扩张模式^[33]。 其表达式为:

$$LEI = \frac{A_p - A_0}{A_p + A_0}$$

从上式可以看出,LEI 是对斑块水平的扩张过程进行定量表达。式中,LEI 为斑块水平的景观扩张指数, A_p 为斑块的扩张面积($A_p > 0$), A_0 为斑块的原面积。若 $A_0 \neq 0$,LEI 的取值范围为(-1,1),其扩张模式为以原生斑块为基础的边缘扩张,并且 LEI 的值越大,说明景观扩张规模越大。当扩张面积小于原有斑块面积时,LEI < 0;扩张面积等于原有斑块面积时,LEI = 0;扩张面积大于原有斑块面积时,LEI > 0。若 $A_0 = 0$ 时,假设原有斑块为一个点,此时 LEI 的值为 1,其扩张模式为非边缘式扩张。非边缘式扩张包括外部隔离扩张和潮沟引领式扩张两种模式,两种模式的斑块复杂性相差较大,可以根据斑块分维数 PFD 来确定是外部隔离扩张还是潮沟引领式扩张[34]。

3 结果及分析

3.1 互花米草空间扩张特征与景观格局变化

3.1.1 互花米草空间扩张特征

就斑块质心整体移动方向而言,两个时段均以向西北方向偏移为主;从移动速度来看,2006—2011年以向北偏移速度较快,2011—2015年以向西偏移速度较快,如图 2 所示。

结合图 1 和图 2 可以看出,3 期数据中互花米草的 质心均位于中心路以南。从偏移速度来看,在 2006—2011 年,斑块质心向西偏移约 93.0 m,平均每年向碱蓬方向偏移 18.6 m;向北偏移约 477.6 m。在 2011—2015年,斑块质心向西偏移约 111.6 m,平均每年向碱蓬方向偏移 27.9 m;向北偏移约 33.3 m。上述数据表明互花米草沼泽向海方向演替的速度在降低,而向陆地演替的速

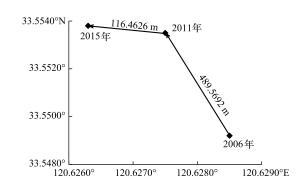


图 2 不同年份互花米草斑块质心变化图

Fig. 2 The patch centroid variation of *Spartina alterniflora* in different years

度有所增加,植被质心向陆方向移动。互花米草向陆方向侵占碱蓬和向海方向侵占光滩的面积如图 3 所示。

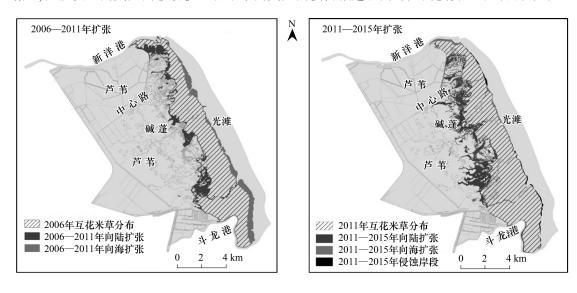


图 3 2006—2015 年互花米草沼泽向陆和向海扩张状况

Fig.3 Landward and seaward expansion of Spartina alterniflora marsh in 2006-2015

2006、2011 和 2015 年互花米草沼泽的面积分别为 33.81、41.50 km²和 45.95 km², 年均扩张 1.35 km²。从图 3 中可以看出,2006—2011 年和 2011—2015 年期间,互花米草均向陆侵占碱蓬沼泽,同时向海侵占光滩湿地,表现为向海与向陆的双向扩张。2011 年互花米草沼泽的平均宽度比 2006 年增加了 427.3 m,平均向陆地方向推进了约 193.71 m,平均向海洋方向扩张了约 233.59 m,以向海扩张为主;2015 年互花米草沼泽的平均宽度比 2011 年增加了 247.27 m,平均向陆地方向推进了约 229.58 m,平均向海洋方向扩张了约 17.69 m,表明这一时段互花米草扩张转向向陆为主。

从向陆方向来看,2006—2011 年互花米草的最大扩张宽度达到 1327.42 m,扩张的总面积为 5.10 km²; 2011—2015 年最大扩张宽度达到 1879.7 m,扩张的总面积为 7.25 km²。与前一时段相比,向陆扩张宽度增大,向陆扩张面积增大。相对于 2011 年,2015 年互花米草面积增加了 4.43 km²,而向陆扩张面积为 7.25 km²,表明在一些海岸段发生了侵蚀现象。受互花米草扩张影响,碱蓬沼泽无论在向海一侧还是在向陆一侧都呈现出

减少的趋势。

3.1.2 互花米草景观格局变化

近10年研究区内互花米草沼泽各景观指数变化如表2所示。

表 2 2006—2015 年互花米草景观格局指数变化

Table 2	Changes of	landscape	pattern	index	of Spartina	alterniflora
---------	------------	-----------	---------	-------	-------------	--------------

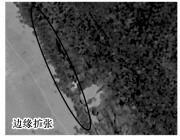
年份 Year	PD	AWMSI	AI/%	年份 Year	PD	AWMSI	AI/%
2006	0.71	4.88	86.87	2015	2.81	5.35	93.21
2011	0.72	5.07	88.43				

表 2 反映出近 10 年中互花米草沼泽各景观指数变化。其中,2015 年数据基础为高分辨率影像图,能清晰地定位到每个小斑块,考虑到 ETM+影像的分辨率为 15 m,所以对 2015 年的互花米草景观进行像元过滤,使其与前两期数据具有可比性,可以更加真实地反映出互花米草沼泽的景观格局。景观斑块密度 PD 呈现增大趋势,2015 年 PD 值为 2.81,说明互花米草斑块数量不断增多,在一定程度上反映了区域内的景观破碎化趋势。从 2006 年到 2015 年,AWMSI 的值逐渐增大到 5.35,说明互花米草条带形状变得越来越复杂。从聚合度指数看,AI 值在 2006—2015 年总体上稳步上升,说明近 10 年来互花米草的聚集程度越来越高。

3.2 互花米草扩张基本模式及其变化

3.2.1 互花米草扩张基本模式识别

利用野外调查和景观扩张指数(LEI),对互花米草扩张模式进行识别。研究发现,从扩张形式上看,互花米草的扩张分为边缘扩张、外部隔离扩张和潮沟引领式扩张3种模式,如图4所示。



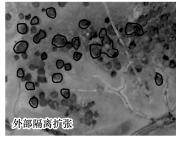




图 4 2015 年 GF-2 影像互花米草扩张模式示意图

Fig.4 Expansion patterns of Spartina alterniflora on the GF-2 image in 2015

第一类扩张模式:边缘扩张。对于核心区,互花米草沼泽包括三大原生斑块,第一块位于中心路以北,第二块位于中心路和三里河之间,第三块位于三里河和斗龙港之间。这种扩张方式的特征是相对于前一期数据来看,从原生斑块的边缘区域向外扩张,边缘扩张斑块和原生斑块相邻接。

第二类扩张模式:外部隔离扩张,非边缘扩张方式之一。其基本特征是相对于前一期数据,新生互花米草斑块和其他所有的互花米草斑块不相邻,近似于圆形,呈现离散分布状态。

第三类扩张模式:潮沟引领式扩张,非边缘扩张的另一种方式。潮沟引领式扩张的基本特征是互花米草沿着潮沟发育的路线向陆碱蓬区突起,呈现树枝状扩张,且潮沟发育越完善,互花米草突起越显著。

3.2.2 3种扩张模式互花米草空间变化特征

互花米草边缘扩张模式主要表现为以原生斑块为基础,向海入侵光滩,向陆入侵碱蓬沼泽,抑制碱蓬生长,加速了碱蓬景观的质心西移。外部隔离扩张特征表现为互花米草的种子落到碱蓬滩内,成功定居后逐渐长成近似圆状,每个斑块之间均不相邻接并且以"摊大饼"方式不断向外扩张,连接成带状斑块后继续扩张。可见,外部隔离扩张模式互花米草扩张表现为景观类型的斑块密度大,破碎化程度高。潮沟引领式扩张模式表现为互花米草在边缘扩张的基础上沿着潮沟发育的方向在潮沟两侧不断向外扩张。潮沟引领式扩张模式

的斑块分维数 PFD 均大于外部隔离扩张模式的斑块分维数,表明潮沟引领式扩张模式比外部隔离扩张模式 的互花米草斑块形状更复杂。LEI 区间分布及部分景观指数如表 3 所示。

Table 3 The LEI interval distribution and the landscape index of <i>Spartina alterniftora</i> from 2011 to 2015						
景观扩张模式 Expansion pattern	LEI 区间 LEI interval distribution	斑块数 Number of patches	占总斑块数比例 Proportion of total number/%	面积 Area/km²	AWMSI	SPLIT
边缘扩张 Marginal Expansion	LEI<0	84	1.14	4.71	3.60	4.58
边缘扩张 Marginal Expansion	LEI≥0	0	0	0	0	0
外部隔离扩张 External Isolated Expansion	LEI=1 且 PFD<1.10	7254	98.45	0.84	1.00	1479.89
潮沟引领式扩张 Tidal Creek-Leading Expansion	LEI=1 且 PFD>1.15	30	0.41	2.80	3.33	9.81

表 3 2011—2015 年互花米草 LEI 区间分布及景观指数

由表 3 中可知,利用 LEI 区间分布可以识别出边缘扩张和非边缘扩张。LEI $\neq 1$ 时为边缘扩张,LEI= 1 时 为非边缘扩张,再用 PFD 进一步区分非边缘扩张模式的两种模式,若 LEI=1 且 PFD<1.10,则为外部隔离扩 张,若 LEI=1 且 PFD>1.15,则为潮沟引领式扩张。在边缘扩张模式中,包括 LEI∈(-1,-0.9)的 80 个斑块和 LEI ∈ (-0.9,-0.6)的4个斑块。LEI的值越小,说明扩张面积越小于原生斑块面积,是一种小规模的边缘扩 张但不容忽视。

从 2011 年到 2015 年,相对于 3 大原生斑块,互花米草扩张的斑块总数为 7368 个。从数量看,互花米草 的主要扩张模式为大量的外部隔离扩张,斑块数为7254,占总扩张斑块数的98.45%;仅有84个斑块为边缘式 扩张,所占比例为1.14%;潮沟引领式扩张的斑块数量为30个,所占比例不足1%,但这种扩张方式对潮沟系 统发育起到重要的作用。从面积看,边缘扩张斑块的面积为 4.71 km²,外部隔离扩张斑块的面积为 0.84 km², 潮沟引领式扩张斑块的面积为 2.80 km², 三类扩张的总面积为 8.35 km², 占 2015 年互花米草总面积的 18. 18%。从景观指数看,外部隔离扩张的 AWMSI 值为 1.00,说明此类扩张斑块的形状均接近于圆形,而边缘扩 张和潮沟引领式扩张斑块的形状较为复杂;外部隔离扩张的破碎度指数(SPLIT)为 1479.89,显著大于另外两 类扩张模式,说明外部隔离扩张的小斑块数量多,碱蓬沼泽的破碎化态势严重。

3.3 未来年份互花米草向陆扩张预测

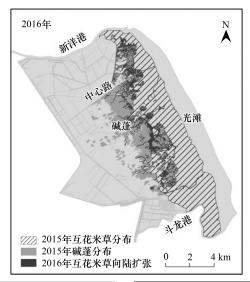
通过在外部扩张斑块处设置 22 个样点,在沿潮沟方向扩张互花米草边缘处设置 8 个系列样带(共 32 个 样点),在原生斑块向陆一侧设置16个样点,每年在每个样点附近取5个距离,确定不同扩张方式的年扩张速 度。2014—2016年以来,向陆一侧边缘扩张的平均速度约为 1.06 m/a;外部隔离扩张斑块往外生长的平均速 度约为 0.78 m/a;潮沟引领式扩张沿潮沟向两侧生长的平均速度约为 0.94 m/a。以 2015 年影像作为基础数 据,用上面3个扩张速度以生成缓冲区的方式模拟出2016年、2018年和2020年的互花米草沼泽向陆扩张态 势,效果图如图 5 所示:互花米草的面积、斑块数量和面积加权平均形状指数等结果数据如表 4 所示。

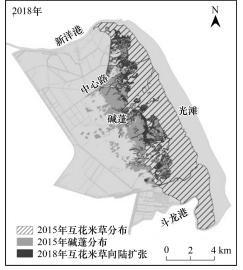
表 4 预测互花米草沼泽景观特征 Table 4 Prediction of the landscape characteristics of Spartina alterniflora marsh

年份 Year	面积 Area/km²	斑块数 NP/个	AWMSI	侵占碱蓬比例 Percentage of original Suaeda/%
2016	46.46	5951	4.27	2.28
2018	47.54	3455	4.52	7.11
2020	48.51	2187	5.59	11.45

表 4 和图 5 显示, 在未来 5 年, 互花米草的扩张斑块数由 2015 年的 7368 个逐渐减少到 2187 个, 斑块密 度将随之变小,说明很多外部隔离扩张模式的斑块由离散个体逐渐连接成片呈现连续分布;随着年份推移, AWMSI 的值逐渐增大,说明互花米草景观形状复杂度提高;到 2020 年,互花米草侵占碱蓬的比例达到

11.45%,研究区内的景观结构必将发生较大的变化。





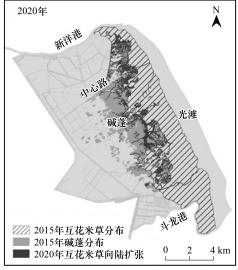


图 5 互花米草沼泽向陆扩张模拟

Fig.5 The landward expansion simulation of Spartina alterniflora marsh

4 讨论

互花米草入侵对潮间带盐沼景观演变的影响是研究关注点之一^[35-36]。通过对互花米草沼泽的扩张特征分析发现,近期内其质心持续向西北方向偏移,这与张华兵、王聪等的研究结果一致^[15,37]。2006—2011 年间,互花米草向海侵占光滩的速度略大于向陆侵占碱蓬的速度,而 2011—2015 年间,平均向陆推进的距离远大于向海的距离,互花米草向海扩张趋势显著减弱,向陆扩张趋势更加明显。左平等^[7]的研究也表明到 2012 年,核心区部分岸段已受到海岸侵蚀影响,互花米草前缘出现陡坎现象,这可能与核心区北部的二类口岸射阳港和核心区南部的一类口岸大丰港的建设相关。互花米草只有通过滩面的不断淤高才能继续向海扩展^[38],而港口的建成改变了潮流,造成核心区某些岸段的侵蚀。野外调查同样发现,在中心路附近的光滩上,原来成片的互花米草景观现在只剩下了岛屿状分布的互花米草斑块。

互花米草秸秆粗密、地下根茎发达,能够促进悬浮泥沙沉淀,导致沉积物积累,在潮滩湿地生境中具有超强的繁殖力^[3,39]。受到水盐条件、微地形和潮汐等多种因素的影响^[14],2006—2015年,互花米草的面积加权

形状指数增大了近一倍(2015 年 AWMSI=8.63),聚集程度不断增高,众多新生斑块与碱蓬沼泽交错分布。与之相对应的,本土碱蓬沼泽面积从 2006 年的 31.25 km²收缩到 2015 年的 22.36 km²,斑块数剧增,呈现出面积减少、破碎化程度加剧的趋势。这极不利于依赖于碱蓬生境的丹顶鹤、黑嘴鸥等珍稀鸟类的种群维持,也影响了潮滩湿地及其物种多样性保护^[21-22]。互花米草的扩张与潮沟的发育相辅相成,互花米草沼泽的景观形状会更加复杂。潮沟的侧向侵蚀较难,涨潮时,潮水只能沿着潮沟不断西进碱蓬滩^[40],调查发现在碱蓬滩西侧的碱蓬芦苇交错带中已有零星互花米草斑块分布。互花米草强大的滞流作用使潮水滞留在互花米草—碱蓬交错带滩面,加快了互花米草的生长和繁殖,互花米草向陆扩张侵占碱蓬的趋势会更加明显^[41]。

利用高分辨率影像更适合及时发现和识别互花米草入侵本土碱蓬的模式[42]。本文对互花米草向陆的规 律进行分析并结合野外调查,首次利用 LEI 识别出了 3 种侵占碱蓬的模式。连续的野外监测发现边缘扩张的 速度和面积要大于外部隔离扩张和潮沟引领式扩张模式。边缘扩张主要依靠地下根茎进行分蘖繁殖,而互花 米草高度发达的通气组织可为其根部提供足够的氧气有利于邻近互花米草植株的生长[43]。外部隔离扩张模 式中,互花米草的有性繁殖对开拓新生境有着非常重要的意义,即先借助种子在碱蓬滩占据新生境,再通过分 蘖繁殖以"摊大饼"方式扩张成入侵斑块。外部隔离扩张的斑块数量占扩张斑块总数的 98.45%,碱蓬沼泽的 破碎化态势严重,其中60.26%的斑块面积小于100 m²,这在一定程度上也说明了近几年互花米草以向陆扩张 为主的现状。潮沟引领式扩张是互花米草迅速入侵碱蓬沼泽不可忽视的扩张模式,潮沟的发育对互花米草人 侵碱蓬有引领式作用[40]。在潮汐的作用下,种子与部分根状茎一并随潮水漂流,主要依靠种子在潮沟边缘萌 发、定居,再依赖于分蘖繁殖不断向潮沟两侧扩张侵占碱蓬生境。同时,互花米草的不断扩张也会影响潮滩滩 面和潮沟的发育[40]。互花米草的入侵使得潮滩滩面不断淤高,从而改变了潮汐动力,潮沟的发育呈现窄而深 的趋势并且两侧边缘往往有高低不等的不对称的沿岸堤。其3种模式的扩张均以分蘖繁殖为主,这类似于在 已有斑块外部生成缓冲区,但潮汐作用和风力作用会使互花米草种子在碱蓬沼泽内定居,生成新的斑块,所以 本研究仅依据扩张速度模拟了未来5年内互花米草向陆侵占碱蓬的状态。可以预见,互花米草沼泽的向陆扩 张速度会快于模拟效果,5 年后碱蓬沼泽减少的面积会超过 2.56 km²,潮沟系统也会更加发育。今后的研究 可以在两期及以上高分影像的基础上,考虑潮汐作用和水盐过程,揭示互花米草入侵碱蓬滩的机理并结合前 期影像进行模拟预测扩张趋势。

5 结论

盐城淤泥质潮滩湿地互花米草的入侵改变了原有的湿地景观,其质心逐渐向西北偏移,高成功入侵率使其向陆扩张速度和面积均大于向海扩张速度和面积,近期入侵以向陆方向移动为主。2006—2015年互花米草面积呈显著增加趋势,年均扩张 1.35 km²,并与碱蓬群落呈大片交错分布,景观形状日趋复杂。互花米草群落扩张模式分为边缘扩张、外部隔离扩张和潮沟引领式扩张 3 种模式,潮沟发育是互花米草快速向陆入侵碱蓬的重要动力。

参考文献 (References):

- [1] 周虹霞, 刘金娥, 钦佩. 外来种互花米草对盐沼土壤微生物多样性的影响——以江苏滨海为例. 生态学报, 2005, 25(9); 2304-2311.
- [2] 欧维新,杨桂山,李恒鹏,于兴修. 苏北盐城海岸带景观格局时空变化及驱动力分析. 地理科学, 2004, 24(5): 610-615.
- [3] Daehler C C, Strong D R. Status, prediction and prevention of introduced Cordgrass *Spartina* spp. invasions in Pacific estuaries, USA. Biological Conservation, 1996, 78(1/2);51-58.
- [4] 张忍顺, 沈永明, 陆丽云, 燕守广, 王艳红, 李加林, 张正龙. 江苏沿海互花米草(Spartina alterniflora) 盐沼的形成过程. 海洋与湖沼, 2005, 36(4): 358-366.
- [5] 宋连清. 互花米草及其对海岸的防护作用. 东海海洋, 1997, 15(1): 11-19.
- [6] Zuo P, Zhao S H, Liu C A, Wang C H, Liang Y B. Distribution of Spartina spp. along China's coast. Ecological Engineering, 2012, 40:160-166.
- [7] 左平,吴其江. 江苏盐城滨海湿地生态系统与管理——以江苏盐城国家级珍禽自然保护区为例. 北京: 中国环境出版社, 2014: 232-236.
- [8] Parker I M, Simberloff D, Lonsdale W M, Goodell K, Wonham M, Kareiva P M, Williamson M H, Von Holle B, Moyle P B, Byers J E, Goldwasser L. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. Biological Invasions, 1999, 1(1): 3-19.

- [9] Asner G P, Knapp D E, Kennedy-Bowdoin T, Jones M O, Martin R E, Boardman J, Hughes R F. Invasive species detection in Hawaiian rainforests using Airborne imaging spectroscopy and LiDAR. Remote Sensing of Environment, 2008, 112(5): 1942-1955.
- [10] Li B, Liao C H, Zhang X D, Chen H L, Wang Q, Chen Z Y, Gan X Y, Wu J H, Zhao B, Ma Z J, Cheng X L, Jiang L F, Chen J K. Spartina alterniflora invasions in the Yangtze River estuary, China: An overview of current status and ecosystem effects. Ecological Engineering, 2009, 3 5 (4): 511-520.
- [11] Chen Z Y, Li B, Chen J K. Some growth characteristics and relative competitive ability of invasive Spartina alterniflora and native Scirpus mariqueter. Biodiversity Science, 2005, 13(2): 130-136.
- [12] 钱迎倩, 马克平. 生物技术与生物安全. 自然资源学报, 1995, 10(4): 322-331.
- [13] 王聪. 海滨湿地互花米草沼泽景观演变机制研究[D]. 南京: 南京师范大学, 2014.
- [14] 侯明行, 刘红玉, 张华兵, 王聪, 谭清梅. 地形因子对盐城滨海湿地景观分布与演变的影响. 生态学报, 2013, 33(12): 3765-3773.
- [15] 王聪, 刘红玉. 江苏淤泥质潮滩湿地互花米草扩张对湿地景观的影响. 资源科学, 2014, 36(11): 2413-2422.
- [16] 侯森林, 余晓韵, 鲁长虎. 射阳河口互花米草入侵对大型底栖动物群落的影响. 海洋湖沼通报, 2012, (1): 137-146.
- [17] 孙贤斌, 刘红玉. 江苏盐城海滨区域丹顶鹤适宜越冬生境变化. 生态学杂志, 2011, 30(4): 694-699.
- [18] 肖洛斌, 张慧, 缪旭波. 盐城保护区生境变化与丹顶鹤数量的耦合关系分析. 生态科学, 2014, 33(6): 1189-1193.
- [19] 徐伟伟, 王国祥, 刘金娥, 陈正勇, 杭子清, 王会. 苏北海滨湿地互花米草种群繁殖方式. 生态学报, 2014, 34(14): 3839-3847.
- [20] 陈正勇,王国祥,刘金娥,徐伟伟,王刚. 苏北滨海湿地互花米草两种繁殖体与本地种竞争能力分析. 海洋科学进展, 2012, 30(3): 380-389.
- [21] 钦佩, 左平, 何祯祥. 海滨系统生态学. 北京: 化学工业出版社, 2004: 31-36.
- [22] 张华兵,刘红玉,侯明行.人工管理和自然驱动下盐城海滨湿地互花米草沼泽演变及空间差异.生态学报,2013,33(15):4767-4775.
- [23] Jiang H X, Hou Y Q, Chu G Z, Qian F W, Wang H, Zhang G G, Zheng G M. Breeding population dynamics and habitat transition of Saunders's Gull *Larussaundersi* in Yancheng National Nature Reserve, China. Bird Conservation International, 2010, 20(1): 13-24.
- [24] Liu C Y, Jiang H X, Zhang S Q, Li C R, Hou Y Q, Qian F W. Multi-scale analysis to uncover habitat use of Red-crowned cranes: implications for conservation. Current Zoology, 2013, 59(5): 604-617.
- [25] Underwood E C, Mulitsch M J, Greenberg J A, Whiting M L, Ustin S L, Kefauver S C. Mapping invasive aquatic vegetation in the Sacramento-San Joaquin Delta using hyperspectral imagery. Environmental Monitoring and Assessment, 2006, 121(1/3): 47-64.
- [26] Lass L W, Prather T S, Glenn N F, Weber K T, Mundt J T, Pettingill J. A review of remote sensing of invasive weeds and example of the early detection of Spotted Knapweed (*Centaurea maculosa*) and Babysbreath (*Gypsophila paniculata*) with a hyperspectral sensor. Weed Science, 2005, 53(2): 242-251.
- [27] Huang C Y, Asner G P. Applications of remote sensing to alien invasive plant studies. Sensors, 2009, 9(6): 4869-4889.
- [28] Everitt J H, Escobar D E, Alaniz M A, Davis M R, Richerson J V. Using spatial information technologies to map Chinese Tamarisk (*Tamarix chinensis*) infestations. Weed Science, 1996, 44(1): 194-201.
- [29] He K S, Rocchini D, Neteler M, Nagendra H. Benefits of hyperspectral remote sensing for tracking plant invasions. Diversity and Distributions, 2011, 17(3): 381-392.
- [30] 汪爱华, 张树清, 张柏. 三江平原沼泽湿地景观空间格局变化. 生态学报, 2003, 23(2): 237-243.
- [31] 宫兆宁,张翼然,宫辉力,赵文吉,北京湿地景观格局演变特征与驱动机制分析,地理学报,2011,66(1):77-88.
- [32] 邬建国. 景观生态学——格局、过程、尺度与等级(第二版). 北京: 高等教育出版社, 2007: 106-108.
- [33] 武鹏飞,周德民,宫辉力.一种新的景观扩张指数的定义与实现.生态学报,2012,32(13):4270-4277.
- [34] Wang X H, Zheng D, Shen Y C. Land use change and its driving forces on the Tibetan Plateau during 1990-2000. CATENA, 2008, 72(1): 56-66.
- [35] Seebens H, Essl F, Dawson W, Fuentes N, Moser D, Pergl J, Pyšek P, Kleunen M V, Weber E, Winter M, Blasius B. Global trade will accelerate plant invasions in emerging economies under climate change. Global Change Biology, 2015, 21(11): 4128-4140.
- [36] 王卿. 互花米草在上海崇明东滩的入侵历史、分布现状和扩张趋势的预测. 长江流域资源与环境, 2011, 20(6): 690-696.
- [37] 张华兵. 自然和人为影响下海滨湿地景观演变特征与机制研究[D]. 南京: 南京师范大学, 2013.
- [38] 张祥国, 张忍顺, 王艳红, 陈洪全, 顾勇. 基于 RS 的淤泥质海岸滩涂淤长速度分析——以江苏赣榆县宋庄岸段为例. 国土资源遥感, 2005, 17(4): 69-73.
- [39] Wang Q, Wang C H, Zhao B, Ma Z J, Luo Y Q, Chen J K, Li B. Effects of growing conditions on the growth of and interactions between salt marsh plants: implications for invisibility of habitats. Biological Invasions, 2006, 8(7): 1547-1560.
- [40] 侯明行,刘红玉,张华兵. 盐城淤泥质潮滩湿地潮沟发育及其对米草扩张的影响. 生态学报, 2014, 34(2): 400-409.
- [41] 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, Liu Y H. Spartina invasion in China: implications for invasive species management and future research. Weed Research, 2007, 47(3): 183-191.
- [42] Laba M, Downs R, Smith S, Welsh S, Neider C, White S, Richmond M, Philpot W, Baveye P. Mapping invasive wetland plants in the Hudson River National Estuarine Research Reserve using Quickbirdsatellite imagery. Remote Sensing of Environment, 2008, 112(1): 286-300.
- [43] Mendelssohn I A, Postek M T. Elemental analysis of deposits on the roots of Spartina alterniflora loisel. American Journal of Botany, 1982, 69(6): 904-912.