

人类活动与互花米草扩张对滨海 湿地生境质量演变的影响 ——以盐城国家级珍禽自然保护区核心区为例

张华兵^{1, 2} 王娟¹ 刘玉卿¹ 韩爽¹ 张亚楠²¹

(1. 盐城师范学院 城市与规划学院, 江苏 盐城 224007;

2. 中国黄海盐城海滨湿地生态环境监测中心, 江苏 盐城 224057)

【摘要】: 生境质量是衡量盐城滨海湿地栖息地功能的重要指标, 在人类活动和互花米草扩张的双重影响下, 生境质量面临威胁。该研究以江苏盐城国家级珍禽自然保护区核心区为例, 运用 InVEST 模型结合线性回归方程和冗余分析(RDA), 辨析人类活动与互花米草扩张对生境质量的影响。结果表明: (1) 人类活动强度指数(HAILS)呈现先上升后下降的趋势, 最高值在 2006 年, 为 0.1073; 最低值在 1992 年, 为 0.0078。互花米草面积(ASE)持续扩张, 面积百分比从 1.673% 增加到 24.930%。生境质量(HQ)总体上呈现下降趋势, 1983~1992 年, 从 0.863 上升至 0.875; 至 2014 年, 又下降至 0.7397; 至 2017 年又上升至 0.7748。(2) HQ 与 HAILS、ASE 呈显著负相关, 相关系数分别为 -0.9402 和 -0.9237; ASE 对 HQ 的影响大于 HAILS。(3) RDA 排序能够反映 HQ 与 HAILS、ASE 的关系, 10 个时期的 HQ 被变量 HAILS、ASE 分在 4 个不同的象限。排序结果为: 1983 和 1992 年为第一类(第一象限), HAILS、ASE 对生境影响都比较弱, 二者的作用强度相当。1997、2000、2002、2006、2009 年归为第二类(第三、四象限), HAILS 对 HQ 的影响大于 ASE 的影响。2011、2014 和 2017 年为第三类(第二象限), ASE 对 HQ 的影响大于 HAILS; 阶段性特征明显。10 个时期, HQ 与 HAILS 相关性关系为, 1983~1992<1997~2017<2000~2002~2014<2011<2006<2009; HQ 与 ASE 相关性关系为, 1997<1983~1992<2000~2002<2006<2017<2009<2011<2014。研究结果可为盐城滨海湿地世界自然遗产地的建设与管理提供参考。

【关键词】: 生境质量 人类活动 互花米草扩张 冗余分析

【中图分类号】: X821 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2021)05-1153-11

生境质量是指环境为个体和种群的持续生存与发展提供适宜条件的能力, 是生物多样性的一个重要反映, 生境质量的优劣决定人类与自然及其他种群的可持续发展与和谐发展^[1~4]。生境质量取决于一个生境对人类土地利用的响应, 生境质量退化看作是土地利用强度增加的结果^[5~7]。滨海湿地位于海陆过渡地带, 是一个脆弱的边缘地带和生态敏感区, 景观结构、过程与功能变化显著。因此, 研究生境质量变化, 对区域重要物种栖息地保护和维持区域生态平衡具有重要意义。在景观尺度上采用 InVEST 模型

作者简介: 张华兵(1979~), 男, 副教授, 主要研究方向为湿地景观生态。E-mail: jszhb163.com

基金项目: 国家自然科学基金项目(41771199, 41501567, 41601594); 江苏省自然科学基金项目(BK20171277); 江苏省高校“青蓝工程”项目(2019)

评估区域生境质量变化的方法已经比较成熟,模型从物种角度评价景观结构与格局变化对生境质量的影响,通过将景观格局数据与威胁源的分布整合到生境模型中,构建空间显示模型,分析生境质量时空异质性变化^[7~9],已在城市及区域生态安全、流域生境质量评价、自然保护区评价等方面取得了一系列成果^[10~19]。

盐城滨海湿地地处江苏中部沿海,是我国乃至世界上最典型和最具代表性的淤泥质滨海湿地分布区之一,是我国第一个滨海湿地类型自然遗产,也是全球第二个滨海湿地自然遗产;是江苏省第一个世界自然遗产地,是珍稀濒危候鸟保护不可替代的自然栖息地,栖息地生境研究一直以来都是学者们关注的焦点问题。一是生态系统尺度上的研究,如刘大伟等^[20]研究了盐城滨海湿地丹顶鹤种群动态变化及其对生境的选择;汪辉等^[21]选取 9 个生态因子,基于 GIS 技术,运用因子加权叠加法对自然保护区生态适宜性进行了分析。二是景观尺度上的研究,如孙贤斌^[22]和欧维新等^[23]指出人类活动影响下滨海湿地景观结构与连通性变化对丹顶鹤栖息地适宜性的影响是显著的;张华兵等^[24]运用 InVEST 模型比较了江苏盐城国家级珍禽自然保护区核心区 1983~2011 年 3 个时期生境质量变化。另一方面,为了保护岸滩,盐城滨海湿地在 20 世纪 80 年代引种了互花米草,至 20 世纪 90 年代形成较大面积群落后迅速扩张,已成为江苏盐城国家级珍禽自然保护区内的优势植被^[25],对区域生态系统产生了深远的影响,引起了栖息地结构、生物量的改变,致使本地物种面临消失;影响滨海湿地生态系统结构和功能,已经产生了明显的负面效应,成为区域研究的热点^[26~28]。上述研究既有从生态系统尺度对栖息地生境条件进行了评估,也有选择景观指数分析栖息地适宜性变化,并定性探讨了人类活动与互花米草扩张是盐城滨海湿地生境质量变化的主要原因。盐城滨海湿地作为重要生态功能区,目前还较少见到景观尺度生境质量时空变化评估的报道,缺乏生境质量变化与驱动要素的定量分析,更需要辨识不同驱动要素的作用强弱在时间尺度上的变化趋势。因此,本文以江苏盐城国家级珍禽自然保护区核心区为案例,以 1983~2017 年 10 期遥感影像为基础,采用 InVEST 模型评估区域生境质量的时空变化,并通过线性回归方程和冗余分析,定量辨析人类活动强度、互花米草扩张与生境质量间的响应关系,辨识人类活动强度、互花米草扩张在不同时期对生境质量影响的强度变化,可为盐城滨海湿地世界自然遗产地的建设与科学管理提供参考。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

江苏盐城国家级珍禽自然保护区介于 32° 20' N~34° 37' N, 119° 29' E~121° 16' E, 位于江苏省中部沿海地区,东临黄海,海岸线长 582km,保护区面积为 $2.47 \times 10^5 \text{ km}^2$,是亚洲大陆面积最大的淤泥质滨海湿地。本研究选择江苏盐城国家级珍禽自然保护区核心区(图 1)为案例区,为典型的淤长型潮滩湿地,总面积 $1.92 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。根据研究区的生态系统特征,参照《湿地公约》对湿地的定义,将研究区景观类型分为自然湿地、人工湿地和非湿地:自然湿地包括芦苇沼泽、米草沼泽、碱蓬沼泽、光滩、河流;人工湿地为养殖池;非湿地为道路(堤)^[29]。



图 1 研究区位置

1.2 数据来源与处理

景观数据源为 10 期遥感影像, 影像选择遵循重要事件节点与过程相结合的原则。包括 1983 年 MSS 影像(成立省级自然保护区), 1992 年(晋升为国家级自然保护区)、1997 年(互花米草扩张成较大斑块、“海上苏东”战略)、2000 年(互花米草连成片)、2002、2006、2009 年(《江苏沿海发展规划》上升为国家战略)、2011、2014 和 2017 年(江苏省启动生态特区建设、盐城滨海湿地列入世界自然遗产地预备名录)的 TM 遥感影像。2003 年以后图像需要在 ENVI 中做去条带处理, 然后对图像依次进行大气校正、几何校正。在 ENVI5.0 中, 采用非监督分类、决策树分类方法, 结合野外校验完成遥感图像解译; 在 ArcGIS10.0 中, 完成系列景观类型图制作(图 2)。

2 研究方法

2.1 InVEST 模型

InVEST3.2 模型中的生境质量模块(Habitat Quality, HQ)可以有效分析景观变化与生境质量之间的关系, 模型结合研究区景观类型图和生物多样性威胁因素而生成生境退化图和生境质量图^[7]。在研究中, 以研究区 1983 年景观类型图为准图, 设置栅格大小为 30m×30m; 以养殖池、河流、道路(堤)和外来入侵物种互花米草为威胁因子, 参照已有文献相同或者相似威胁因子的权重大小关系^[11, 17, 30], 并咨询专家意见, 在研究区以对丹顶鹤越冬地产生的不利影响程度越大, 权重系数越高为原则, 权重分别设置为 0.6、0.4、0.8、0.8。养殖池的影响距离设置为向海洋方向推进的距离, 研究区 1997 年出现养殖池, 2006 年养殖池面积最大, 平均向海推进了约 1km; 河流上的渔船往来形成了一个线状干扰源, 但是其影响强度要低于道路, 将其类比为次要道路, 影响距离设置为 3km^[31, 32]; 道路影响距离为 5km^[30]; 互花米草影响距离设为向海陆单侧扩张的最大距离(3km)。遵循生境距离威胁因子越近, 敏感度越高, 生境退化程度也越高的原则, 计算生境退化指数, 公式如下^[7]:

$$D_{ij} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} \left(\frac{w_r}{\sum_{r=1}^R w_r} \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr} \quad (1)$$

式中: D_{ij} 是生境退化指数; R 指的是威胁因子个数; Y_r 表示威胁因子栅格单元数; w_r 表示威胁因子的权重值; r_y 表示栅格单元威胁因子的个数; β_x 为生态保护水平, 由于选择区域为国家级自然保护区核心区, 执行了最严格的自然保护政策, 所以在此设置为 1; s_{jr} 表示威胁因子的敏感度, 在 $[0, 1]$ 之间, 敏感性越高, 越接近 1; 按照保护区生物多样性为原则, 确定生境类型受威胁因子的敏感度, 总体上遵循原生态环境对威胁因子敏感性高, 其次是半人工环境, 最后是人工环境^[33](表 1)。

表 1 景观类型及对威胁因子的敏感度

威胁因子	养殖池	河流	光滩	道路	芦苇沼泽	互花米草沼泽	碱蓬沼泽
养殖池	0	0.5	0.5	0	0.3	0.5	0.5
河流	0.5	0	0.3	0	0.6	0.5	0.8
道路	0	0.8	0.3	0	0.6	0.7	0.5
互花米草	0.5	0.5	0.8	0	0.5	0	0.8

生境质量指数取决于生境退化指数和生境适宜程度，生境质量指数随生境适宜度的增大而增大，随生境退化指数的增加而减小，公式如下：

$$Q_{ij} = H_j \left(1 - \left(\frac{D_{ij}^z}{D_{ij}^z + k^2} \right) \right) \quad (2)$$

式中： Q_{ij} 指生境质量指数； H_j 表示生境适宜程度，生境保护程度用 0~1 表示，越接近于 1，保护程度越高；由于选择的研究区为国家级自然保护区，在研究中生境保护程度选择为 1。生境适宜程度设置遵循两个原则，一是以珍稀物种丹顶鹤觅食、栖息地的适宜程度为参考；二是与原生态的自然环境相比较，同时参考景观在维护海滨湿地中的作用，将生境适宜度最高取 1，最低为 0。研究区内，芦苇沼泽和碱蓬沼泽是丹顶鹤越冬最适宜的景观类型^[22]，将二者的适宜性设置为 1；互花米草沼泽虽然不适宜丹顶鹤越冬和觅食，但是具有保滩护岸作用，将其适宜性设置为 0.5；光滩在丹顶鹤等越冬鸟类食物的可获得性上要强于互花米草沼泽^[22]，养殖池、道路、河流设置为 0.5。 D_{ij} 是生境退化程度； k 为半饱和系数，研究中 k 值设置为 15（栅格分辨率的一半）； z 一般设置为 2.5^[7, 31]。

在 InVEST 模型运行中，首先通过研究设置相关参数，然后邀请专家对运行结果的科学性进行评估，根据评估意见进一步调整参数，提高研究结果的可信度。

2.2 地表人类活动强度

地表人类活动强度(Human Activity Intensity of Land Surface,HAILS)，是指在一定地域内，人类对陆地表层自然覆被利用、改造和开发的程度，同时又可以通过土地利用/覆被类型来反映这种利用、改造和开发的程度^[34]。HAILS 用建设用地当量来表征。建设用地当量(Constructionland equivalent,CLE)是指一种用作比较不同人类活动方式对陆地表层作用程度的、且通过土地利用/覆被类型得到反映的度量单位。为了统一度量人类活动对陆地表层作用的程度，用建设用地当量表征人类活动对陆地表层作用程度的最高值，并将其作为基本单位，取值为 1。

$$HAILS = \frac{S_{CLE}}{S} \times 100\% \quad (3)$$

$$S_{CLE} = \sum_{i=1}^n (SL_i \cdot CI_i) \quad (4)$$

式中：HAILS 是指陆地表层人类活动强度； S_{CLE} 是指建设用地当量面积； S 是指研究区总面积； SL_i 是指第 i 种景观类型的面积； CI_i 是指第 i 种景观类型的建设用地当量折算系数(表 2)^[34]； n 为区域内景观类型数。

表 2 不同景观类型的建设用地当量折算系数

景观类型	描述	CI
养殖池	地表的自然覆盖发生了变化，改变了空气和热量的交换。	0.6
道路	陆地表面的自然覆盖层发生了变化，其中一些人为屏障阻碍了水、养分、空气和热量的交换。	0.6

河流		
光滩	地表的自然覆盖层没有改变和利用。	
芦苇沼泽	注：不考虑互花米草对地表的自然覆盖的改变及其对水文地貌的影响；	0
碱蓬沼泽	以避免与互花米草扩张信息的重复。	
互花米草沼泽		

2.3 相关分析

线性回归方程可以描述变量之间整体的相关程度。以生境质量(HQ)为因变量(y)，以人类活动强度指数(HAILS)、互花米草扩张面积(Area of *S. alterniflora* Expansion, ASE)为自变量(x_1, x_2)。首先，从整体上分析 HQ 与 HAILS、HQ 与 ASE 的相关性(公式(5));其次，采用逐步多元回归，分析 HQ 与 HAILS、ASE 的相关系(公式(6))，比较标准系数，分析二者对生境质量影响的贡献度。

$$y = ax + b \tag{5}$$

$$y = a_1 x_1 + a_2 x_2 + c \tag{6}$$

冗余分析(Redundancy Analysis, RDA)，可以分析每一个样本与不同环境变量之间相关强度的大小、也可以分析不同样本对同一环境变量相关强度的大小，RDA 分析在 Canoco for Windows5.0 中完成。

3 结果分析

3.1 人类活动强度变化

比较 10 个时期人类活动强度指数，最低值为 1992 年，HAILS 为 0.0078;最高值为 2006 年，HAILS 为 0.1073;人类活动强度指数总体上呈先上升后下降的趋势。可以将人类活动强度变化可以分为四个阶段:第一阶段(1983~1992 年)，这一阶段为起始阶段，人类活动强度低，人类干扰少，HAILS 维持在 0.008。第二阶段(1992~2006 年)，这阶段为增长阶段，人类活动强度上升明显，尤其是养殖活动成为区域人类活动的主体，HAILS 突升至 0.107，相比较起始阶段，HAILS 增加了超 10 倍，人类活动对生境的干扰增大。第三阶段(2006~2014 年)为控制阶段，这一时期 HAILS 控制在 0.086~0.091 之间，人类活动比较稳定。第四阶段(2014~2017 年)，为削弱阶段，人类活动下降明显，干扰降低，HAILS 指数下降至 0.019，下降了约 80%。

3.2 互花米草扩张分析

通过对比研究区 10 年遥感图像解译结果(图 2)，可以得出:研究区内互花米草面积在持续增加，互花米草沼泽已从零星的斑块分布，扩张呈东西数千米宽、南北相连的带状分布。通过统计分析，1983~2017 年，研究区互花米草沼泽分布面积增加明显，从 1983 年的 325hm²增加到了 2017 年的 4786.571hm²，面积百分比从 1.673%增加到 24.930%。互花米草在空间上的扩张方向是变化的:从 1983~2000 年，互花米草向四周扩张;从 2000~2017 年，由于互花米草南北连成带，在整体上扩张以向海陆两个方向为主;研究区北部由于受到侵蚀的影响，目前已基本不向海洋方向扩张;南部仍然在向海扩张，但是扩张的速度变缓。

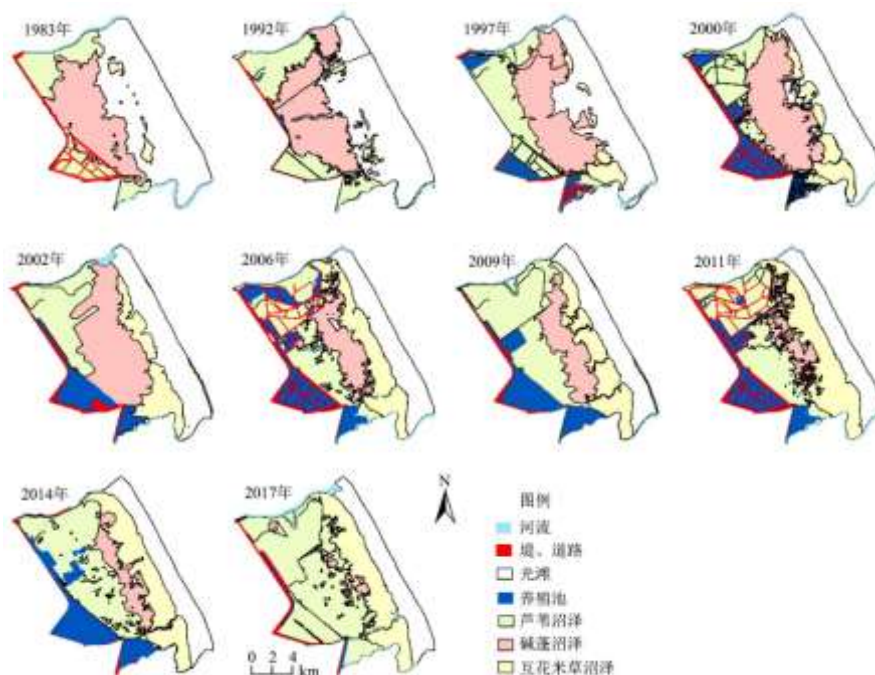


图 2 1983~2017 年研究区景观变化

根据互花米草面积变化速率,将互花米草扩张归纳为三个阶段:第一阶段(1983~1997 年)为初始增长阶段,互花米草沼泽的面积百分比从 1.673%上升至 5.506%,年扩张面积为 $145.763\text{hm}^2/\text{a}$ 。第二阶段(1997~2011 年)为高速增长阶段,互花米草沼泽的面积百分比达到了 23.750%,年扩张面积达到了 $251.962\text{hm}^2/\text{a}$ 。第三阶段(2011~2017 年)停滞增长阶段,互花米草沼泽的面积百分比达到了 24.930%,年扩张面积为 $24.190\text{hm}^2/\text{a}$,互花米草扩张速度下降明显。随着时间的进程,互花米草在研究区内扩张的态势是持续的。

3.3 生境质量分析

江苏盐城国家级珍禽自然保护区生境质量总体上呈现下降趋势;生境质量指数最高值出现在 1992 年,为 0.875;最低值出现在 2014 年,为 0.7397。从 1983~1992 年是上升的,生境质量指数从 0.863 上升至 0.875;从 1992 年开始至 2014 年是下降的,下降至 0.7397;至 2017 又上升至 0.7748。生境质量变化也可以分为 4 个阶段:第一阶段(1983~1997 年),为高质量阶段,这一阶段生境质量稳定在 0.85 以上;第二阶段(1997~2006 年),为下降阶段,生境质量降低至 2006 年的 0.7452;第三阶段(2006~2014)为相持阶段,生境质量控制在 0.740 左右;第四阶段(2014~2017 年),为回升阶段,生境质量指数回升至 0.7748。

在 ArcGIS 中,按照等距分级的方法,将研究区生境质量指数分为 4 个区间 $0\sim0.25$ 、 $0.25\sim0.5$ 、 $0.5\sim0.75$ 、 $0.75\sim1$,分别表示生境质量等级为差、较差、一般、优秀。从图 3 看出,研究区生境质量整体较高,研究区中生境质量等级为优秀的面积占比最高,生境质量等级为差的面积占比最低。在优秀等级上,1992 年分布面积比最高,为 94.427%;2014 年最低,为 57.420%。在较差等级上,2002 年面积比最高,为 5.37%;1992 年最低,为 1.014%。从生境质量空间分异图(图 3),可以看出,人类活动区和外来物种入侵区生境质量指数低,可以说人类活动规模的扩大和互花米草的快速扩张是生境质量下降的主要原因。原生态植被分布区,主要包括芦苇沼泽、碱蓬沼泽和光滩的生境质量指数高。生境质量变化主要发生在芦苇沼泽—养殖池交错带、碱蓬沼泽—互花米草沼泽交错带、光滩—互花米草沼泽交错带。

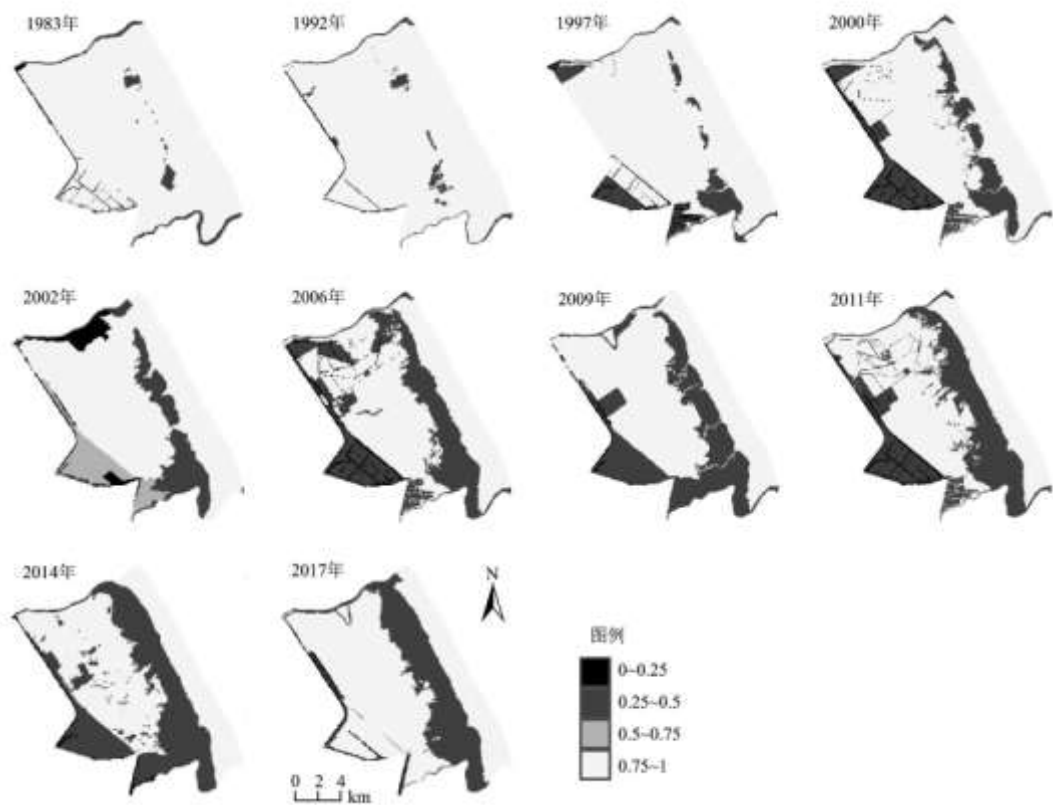


图 3 1983~2017 年研究区生境质量图

3.4 人类活动与互花米草扩张对生境质量的影响

通过对人类活动强度与生境质量的一元线性拟合分析,得出:人类活动强度指数(x_1)与生境质量(y)之间存在负相关,两个变量间的相关系数为 -0.9402 , $R^2=0.8839$;在显著性水平 $\alpha=0.05$ 下,经过 F 检验,一元线性回归方程 $y=-0.9633x_1+0.8769$ (图 4) 是显著的。

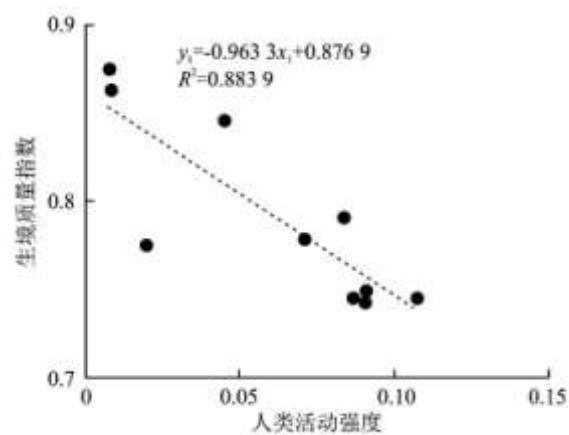


图 4 生境质量指数与人类活动强度的相关分析

随着时间的进程，互花米草在研究区内扩张的态势是持续的，比较互花米草面积 (x_2) 与生境质量 (y) 的关系呈显著负相关，相关系数为 -0.9237 , $R^2=0.8532$; 在显著性水平 $\alpha =0.05$ 下，经过 F 检验，一元线性回归方程 $y=-0.0027x+0.8677$ (图 5) 是显著的，随着互花米草的扩张，研究区生境质量在下降。

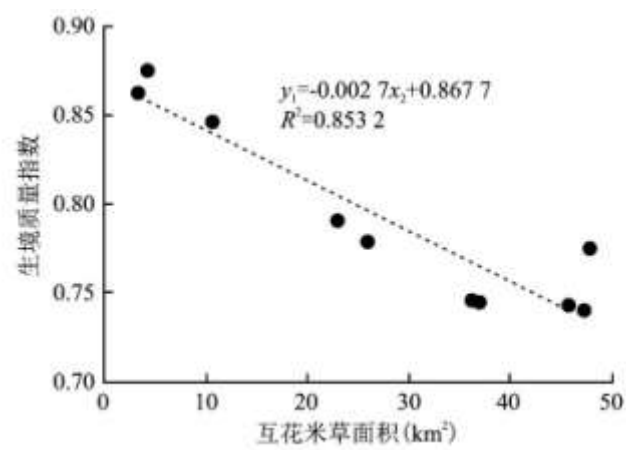


图 5 生境质量指数与互花米草扩张的相关分析

运用逐步多元回归分析生境质量与人类活动强度指数 (x_1)、互花米草面积 (x_2) 的关系，结果如下:从表 3 中可以看出，模型 1 和 2 标准系数的绝对值分别为 0.930 和 0.989，标准系数越大说明变量 HAILS、ASE 对 HQ 的贡献越大; R^2 值越大，说明 HAILS、ASE 两个变量的共变量比率大，多元回归模型的拟合效果越好。结果显示，HQ 与 HAILS、ASE 的多元回归确定性系数为 0.989, R^2 为 0.979，相关性显著。另外，模型 1 和模型 2 的方差分析结果都为 0，说明模型具有统计学意义。

表 3 模型汇总

模型	R	R ²	Adjusted R ²	Sig.	F
1	0.930 ^a	0.864	0.847	0.00	50.909
2	0.989 ^b	0.979	0.972	0.00	38.272

注:a 为预测变量: x_2 ;b 为预测变量: x_1 、 x_2 。

可以看出，HQ (y) 与 HAILS (x_1)、ASE (x_2) 的拟合方程为 $y=0.883-0.596x_1-0.0020x_2$ 。标准系数比较结果显示:在模型 1 中，自变量 ASE (x_2) 的标准系数绝对值为 0.930;在模型 2 中，ASE (x_2) 的标准系数绝对值为 0.670，大于自变量 HAILS (x_1) 的标准系数绝对值 0.426。自变量标准系数的绝对值越大，对因变量的贡献也就越大，因此，在两个自变量中对 HQ 影响大的是 ASE。

冗余分析 (RDA) 分析结果如图 6，图中虚线代表 HAILS 和 ASE，实线代表 10 个时期 HQ;实线与虚线箭头夹角的余弦值代表了 HQ 与 HAILS、ASE 的相关性;每一个余弦值与对应生境质量箭头长度的乘积代表了 HAILS 与 ASE 对 HQ 影响强度的大小。通过对图 6 的分析，得出:不同时期，HAILS 与 ASE 对 HQ 影响强度存在显著差异，HQ 与 HAILS 相关性关系为，1983≈1992<1997≈2017<2000≈2002≈2014<2011<2006<2009;HQ 与 ASE 的相关性关系为，1997<1983≈1992<2000≈2002<2006<2017<2009<2011<2014。

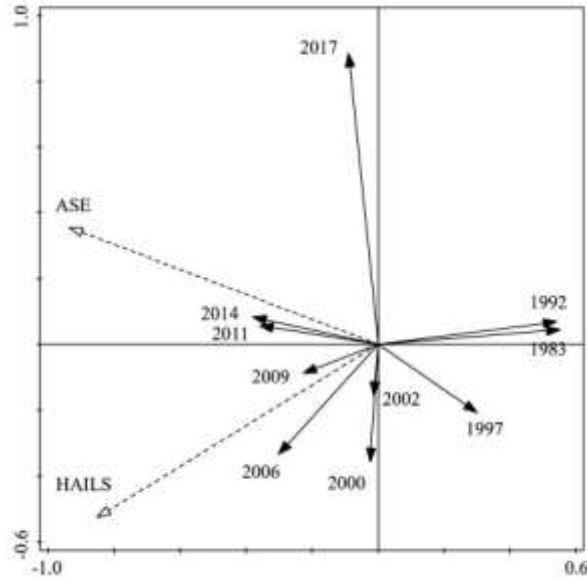


图 6 生境质量指数与人类活动强度、互花米草扩张的 RDA 排序

RDA 图将 10 个时期的 HQ 分布在 4 象限(图 6)，第一主轴的特征值为 0.1196，第一主轴解释率为 11.96%，第二轴的特征值为 0.1070，第二主轴解释率为 10.70%。第一和第二主轴可以累计解释生境质量数据总方差的 22.66%。前两主轴对生境质量分布的解释率相对较低，但是，生境质量与第一主轴、第二主轴的相关性都达到了 0.9966 和 0.9987；HQ 与 HAILS、ASE 相关性的累积解释率，第一主轴达到了 52.79%、100%。因此，RDA 排序能够反映 HQ 与 HAILS、ASE 的关系。从图 6 中可以看出，10 个时期的 HQ 被变量 HAILS、ASE 分在 4 个不同的象限；按照时间顺序，排序结果基本呈顺时针分布。第一象限为 1983 和 1992 年两个时期；第二象限为 2011、2014 和 2017 年 3 个时期；第三象限为 2000、2002、2006、2009 年 4 个时期；第四象限为 1997 年。不同象限反映了 HAILS、ASE 组合特征差异，结合 HAILS、ASE 对 HQ 影响的大小关系，将 10 个时期数据分为 3 类：1983 和 1992 年为一类(第一象限)，人类活动与互花米草扩张对生境影响都比较弱，二者的作用强度相当。1997、2000、2002、2006、2009 年归为一类(第三、四象限)，人类活动开始增加，人类活动对生境质量的影响大于互花米草扩张的影响。2011 年、2014 年和 2017 年为一类(第二象限)，人类活动受到控制，互花米草扩张对生境质量的影响大于人类活动。

4 结论与讨论

4.1 结论

江苏盐城国家级珍禽自然保护区核心区 10 个时期人类活动强度指数，1992 年最低，为 0.0078；2006 年最高，为 0.1073；总体上呈先上升后下降的趋势。互花米草沼泽面积在持续增加，面积由 1983 年的 325hm² 增加到了 2017 年的 4786.571hm²。生境质量总体上呈现下降趋势，1992 年最高，为 0.875；2014 年最低，为 0.7397。总体上，生境质量与人类活动强度指数、互花米草面积呈显著负相关，相关系数分别为 -0.9402 和 -0.9237；互花米草扩张对生境质量的影响大于人类活动强度。

RDA 分析结果显示，10 个时期的生境质量与人类活动指数、互花米草扩张的强弱关系可为 3 种类型，而且阶段特征非常明显。第一种类型为人类活动与互花米草扩张对生境质量的影响都比较小，二者作用强度相当，主要表现在 1983 年和 1992 年。第二种类型是人类活动对生境质量的影响大于互花米草扩张，主要表现在 1997、2000、2002、2006 和 2009 年。第三种类型是互花米草扩张对生境质量的影响大于人类活动，主要表现在 2011、2014 和 2017 年。生境质量与人类活动相关性大小在时间上表现为，1983≈1992<1997≈2017<2000≈2002≈2014<2011<2006<2009；生境质量与互花米草扩张的相关性大小在时间上表现为，

1997<1983≈1992<2000≈2002<2006<2017<2009<2011<2014。

4.2 讨论

(1) 政策变化是人类活动强度变化的主要驱动因素。江苏盐城国家级珍禽自然保护区核心区,在不同时段执行的都应该是与政策相一致的最严格的自然保护政策。1983 年,研究区成立江苏省自然保护区,至 1992 年升格为国家级自然保护区,保护力度和层次都得到了有效提升,HAILS 从 0.0083 下降至 0.0078。1996 年,开始了以“百万亩滨海湿地大开发为特点”的“海上苏东”战略,加快了围垦的步伐,大量滨海湿地转变为养殖池,至 1997 年研究区 HAILS 迅速升高至 0.0453;至 2006 年上升至 0.1073。2012 年国家将生态文明战略纳入国家五位一体战略布局,提出山水林田湖草是一个生命共同体;2017 年江苏省将盐城滨海湿地列为三大生态特区之一,生态恢复与生态保护上升到新的高度;至 2017 年 HAILS 又降低至 0.0194。2019 年研究区被列入世界自然遗产地,将会进一步约束和规范人类活动。

(2) 盐城滨海湿地独特的气候、水文动力、地貌过程等自然因素使得互花米草能够迅速扩张^[35,36]。互花米草的广生态幅特征以及有性与无性两种繁殖方式,在种间竞争中处于有利地位,能够在滨海潮间带大部分区域生长^[37]。超强的扩张能力,使互花米草在 2000 年扩张为南北连成片、东西宽数千米的带状景观。互花米草引种成功,滨海湿地上的先锋群落逐渐由碱蓬变为互花米草;出现了光滩→互花米草的演替序列,致使光滩→碱蓬沼泽的演替序列消失,形成碱蓬沼泽→互花米草沼泽的演替序列,致使碱蓬沼泽面临消失。如今,互花米草沼泽与芦苇沼泽基本相连,互花米草已成为区域的优势群落,结果是研究区的植物群落趋于单一,致使栖息地生物多样性下降,适宜性生境数量持续下降^[38],鸟类群落结构也就会趋于简化。

(3) 江苏盐城国家级珍禽自然保护区开展了一系列生态修复、“退渔还泽”等,在控制或者消除人类活动影响方面,已经取得显著的成果。但是,当前保护区内面临的最大问题是互花米草扩张,适宜性生境碱蓬沼泽面临消失,控制互花米草扩张、恢复碱蓬将是保护区在很长一段时间面临的重要课题。虽然现在提出了刈割和水位控制、改变地貌水文过程的工程措施;引入其他物种对互花米草抑制措施等方法。但是,目前这些方法都只局限于小范围实验阶段;新物种引进会不会引起新的生态问题也值得研究。而盐城国家级珍禽自然保护区的特殊性,使其不可能像其他地区通过大规模人工围堰快速去除互花米草,因此,在短期内还难以实现对互花米草的控制。控制互花米草扩张规模,一方面,需要既能发挥互花米草保滩护岸功能,也不影响生境质量和生物多样性。另一方面,更需要探索互花米草资源化途径,以发挥互花米草的综合效益,实现滨海湿地资源的可持续利用。

参考文献:

- [1]彭建,徐飞雄.不同格网尺度下的黄山市生境质量差异分析[J].地球信息科学学报,2019,21(6):887-897.
- [2]JOHNSON M D.Measuring habitat quality:A review[J].The Condor,2007,109(3):489-504.
- [3]谢余初,巩杰,张素欣,等.基于遥感和 InVEST 模型的白龙江流域景观生物多样性时空格局研究[J].地理科学,2018,38(6):979-986.
- [4]VANHORNE B V.Density as a misleading indicator of habitat quality[J].The Journal of Wildlife Management,1983,47(4):893-901.
- [5]FORMAN R.Road ecology:Science and solutions[M].New York:Island Press,2003.
- [6]NELLEMAN C,KULLERED L,VISTNES I,et al.GLOBIO.Global methodology for mapping human impacts on the biosphere[J].UNEP/DEWA/TR.2001:1-3.

-
- [7]SHARP R, CHAPLIN K R, WOOD S, et al. InVEST 3.2.0 User's Guide: Integrated valuation of environmental services and tradeoffs[M]. Stanford: The Natural Capital Project, 2017.
- [8]TERRADO M, SABATER S, CHAPLIN K B, et al. Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning[J]. Science of the Total Environment, 2016, 540: 63–70.
- [9]BHAGABATI N K, RICKETTS T, SULISTYAWAN T B S, et al. Ecosystem services reinforce Sumatran tiger conservation in land use plans[J]. Biological Conservation, 2014, 169: 147–156.
- [10]GONG J, XIE Y C, CAO E J, et al. Integration of InVEST-habitat quality model with landscape pattern indexes to assess mountain plant biodiversity change: A case study of Bailongjiang watershed in Gansu Province[J]. Journal of Geographical Sciences, 2019, 29(7): 1193–1210.
- [11]何建华, 王春晓, 刘殿锋, 等. 大城市边缘区土地利用变化对生境质量的影响评价——基于生态网络视角[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(4): 903–916.
- [12]张影, 谢余初, 齐姗姗, 等. 基于 InVEST 模型的甘肃白龙江流域生态系统碳储量及空间格局特征[J]. 资源科学, 2016, 38(8): 1585–1593.
- [13]郝月, 张娜, 杜亚娟, 等. 基于生境质量的唐县生态安全格局构建[J]. 应用生态学报, 2019, 30(3): 1015–1024.
- [14]顾羊羊, 黄贤峰, 邹长新, 等. 沅江源自然保护区生境质量变化遥感监测[J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(6): 764–772.
- [15]白健, 刘健, 余坤勇, 等. 基于 InVEST-Biodiversity 模型的闽江流域生境质量十年变化评价[J]. 林业勘察设计, 2015, (2): 5–12.
- [16]张大智, 孙小银, 袁兴中, 等. 南四湖流域 1980–2015 年土地利用变化及其对流域生境质量的影响[J]. 湖泊科学, 2018, 30(2): 349–357.
- [17]陈妍, 乔飞, 江磊. 基于 InVEST 模型的土地利用格局变化对区域尺度生境质量的影响研究——以北京为例[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2016, 52(3): 553–562.
- [18]褚琳, 黄翀, 刘庆生, 等. 2000–2010 年辽宁省海岸带景观格局与生境质量变化研究[J]. 资源科学, 2015, 37(10): 1962–1972.
- [19]钟莉娜, 王军. 基于 InVEST 模型评估土地整治对生境质量的影响[J]. 农业工程学报, 2017, 33(1): 250–255.
- [20]刘大伟, 张亚兰, 孙勇, 等. 江苏盐城滨海湿地越冬丹顶鹤种群动态变化与生境选择[J]. 生态与农村环境学报, 2016, 32(3): 473–477.
- [21]汪辉, 梁会民, 徐银龙, 等. 盐城珍禽湿地生态适宜性分析与功能区划[J]. 林业科技开发, 2015, 29(4): 145–149.
- [22]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[J]. 生态学杂志, 2011, 30(4): 694–699.

-
- [23] 欧维新, 逢谦, 甘玉婷婷. 盐城海滨湿地资源利用变化及其对丹顶鹤越冬生境的影响[J]. 中国人口·资源与环境, 2014, 24(7): 30-36.
- [24] ZHANG H B, WU F E, ZHANG Y N, et al. Spatial and temporal changes of habitat quality in Jiangsu Yancheng wetland national nature reserve • rare birds of China[J]. Applied Ecology and Environmental Research, 2019, 17(2): 4807-4821.
- [25] LIU J E, ZHOU H X, QIN P, et al. Effects of *Spartina alterniflora* salt marshes on organic carbon acquisition in intertidal zones of Jiangsu Province, China[J]. Ecological Engineering, 2007, 30(3): 240-249.
- [26] 刘春悦, 张树清, 江红星, 等. 江苏盐城滨海湿地外来种互花米草的时空动态及景观格局[J]. 应用生态学报, 2009, 20(4): 901-908.
- [27] 彭少麟, 向言词. 植物外来种入侵及其对生态系统的影响[J]. 生态学报, 1999, 19(4): 560-568.
- [28] 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.
- [29] 杨桂山. 中国海岸环境变化及其区域响应[M]. 北京: 高等教育出版社, 2002.
- [30] 吴健生, 曹祺文, 石淑芹, 等. 基于土地利用变化的京津冀生境质量时空演变[J]. 应用生态学报, 2015, 26(11): 3457-3466.
- [31] 韩会庆, 苏志华, 罗绪强, 等. 2000-2010 年草海自然保护区生境质量变化[J]. 西南林业大学学报, 2016, 36(5): 158-163.
- [32] 黄贤峰, 杨永菊, 武艺, 等. 1990-2017 年喀斯特自然保护区土地利用变化对生境质量的影响[J]. 水土保持通报, 2018, 38(6): 345-351.
- [33] 郑宇, 张蓬涛, 汤峰, 等. 基于 InVEST 模型的昌黎县土地利用变化对生境质量的影响研究[J]. 中国农业资源与区划, 2018, 39(7): 121-128.
- [34] 徐勇, 孙晓一, 汤青. 陆地表层人类活动强度: 概念、方法及应用[J]. 地理学报, 2015, 70(7): 1068-1079.
- [35] 刘永学, 张忍顺, 李满春. 江苏沿海互花米草盐沼动态变化及影响因素研究[J]. 海洋地质动态, 2004, 20(2): 18-21.
- [36] 张忍顺, 沈永明, 陆丽云, 等. 江苏沿海互花米草 (*Spartina alterniflora*) 盐沼的形成过程[J]. 海洋与湖沼, 2005, 36(4): 358-366.
- [37] 袁红伟, 李守中, 郑怀舟, 等. 外来种互花米草对中国海滨湿地生态系统的影响评价及对策[J]. 海洋通报, 2009, 28(6): 122-128.
- [38] WANG J, LIU H Y, LI Y F, et al. Effects of *Spartina alterniflora* invasion on quality of the red-crowned crane (*Grus japonensis*) wintering habitat[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019, 26(21): 21546-21555.