

DOI: 10.5846/stxb201112061865

孙永光, 赵冬至, 吴涛, 卫宝泉, 高树刚, 李媛, 曹芳芳. 河口湿地人为干扰度时空动态及景观响应——以大洋河口为例. 生态学报 2012, 32(12): 3645–3655.

Sun Y G, Zhao D Z, Wu T, Wei B Q, Gao S G, Li Y, Cao F F. Temporal and spatial dynamic changes and landscape pattern response of Hemeroby in Dayang estuary of Liaoning Province, China. Acta Ecologica Sinica 2012, 32(12): 3645–3655.

河口湿地人为干扰度时空动态及景观响应 ——以大洋河口为例

孙永光¹, 赵冬至^{1,*}, 吴涛², 卫宝泉¹, 高树刚¹, 李媛¹, 曹芳芳¹

(1. 国家海洋环境监测中心, 大连 116023; 2. 浙江师范大学地理环境学院, 浙江 321004)

摘要: 以大洋河河口湿地作为研究对象, 利用 1958 年、1970 年、1984 年航摄影像(空间分辨率: 2.0 m) 和 2008 年 SPOT5 影像(空间分辨率: 5.0 m) 作为数据源, 借助人为干扰度指数(HI)、景观格局分析、GIS 空间分析方法, 探讨大洋河河口湿地人为干扰度时空动态分异及景观格局指数的响应机制。结论: 1) 全干扰类型面积从 1958 年的 4.16 km² 上升至 9.16 km²; 半干扰类型从 115.82 km² 上升至 180.57 km²; 而无干扰类型面积从 1958 年的 291.23 km² 下降至 221.13 km², 人为干扰度在不同历史时期呈非均质化变化, 人类活动干扰中心逐渐由陆向海过度; 围海养殖是人类干扰度变化的主控景观因子; 2) 在时间上, 人类干扰过程(全干扰、半干扰) 会导致斑块数量(NP)、边缘密度指数(ED)、平均形状指数(MSI) 和面积加权的平均斑块分形指数(AWMPFD) 总体在 1958 年—2008 年间呈下降趋势; 3) 空间上, 人为干扰度指数与景观格局指数空间分布相关性大小依次为: 斑块数量(NP) > 边缘密度指数(ED) > 面积加权的平均斑块分形指数(AWMPFD), 呈正相关, 平均形状指数(MSI) 与人为干扰度相关性不显著。

关键词: 大洋河口; 人为干扰度; 时空动态; 景观格局指数; 响应

Temporal and spatial dynamic changes and landscape pattern response of Hemeroby in Dayang estuary of Liaoning Province, China

SUN Yongguang¹, ZHAO Dongzhi^{1,*}, WU Tao², WEI Baoquan¹, GAO Shugang¹, LI Yuan¹, CAO Fangfang¹

1 National Marine Environmental Monitoring Center, Dalian 116023, China

2 College of Geography and Environmental Sciences, Zhejiang Normal University, Jinhua, Zhejiang 321004, China

Abstract: The aims of this research were to: (1) provide a theoretical basis for in-depth analysis of the influence of human activities on estuarine wetlands over a regional scale; (2) quantify the impact of anthropogenic interference on the landscape pattern index; and (3) establish a theoretical basis for the monitoring and evaluation of anthropogenic interference in estuarine wetlands. Based on aerial photographs from 1958, 1970, and 1984 (2 m resolution), and the spot5 image of 2008 (5 m resolution), this study explored the spatiotemporal dynamics of hemeroby and the landscape pattern response scheme through hemeroby analysis, landscape pattern analysis, spatial patch analysis, and GIS spatial analysis in the Dayang estuary. The research evaluates: 1) the primary forcing landscape factors for spatial and temporal variation of hemeroby in an estuarine wetland; 2) the response mechanism of landscape pattern index on the type of hemeroby; and 3) landscape indices associated with hemeroby in space. Results indicate that: 1) completely hemeroby regions increased from 4.16 km² in 1958 to 9.16 km² in 2008, while partially hemeroby regions increased from 115.82 km²

基金项目: 国家 908 专项资助(908-01-WY01); 海洋公益性行业科研专项资助(200805064; 201205005)

收稿日期: 2011-12-06; 修订日期: 2012-05-02

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: dzzhao@nmemc.gov.cn

to 180.57 km², and heterobry regions declined from 291.23 km² to 221.13 km². Historically, heterobry showed heterogeneous changes. The center of heterobry moved gradually from land to ocean, and ocean aquaculture is the main driving factor in the change of heterobry. Over time, heterobry shows an upward trend, but the intensity of heterobry changes are different at different historical periods, and heterobry shows non-homogeneous characteristics at different historical periods. Comparing the change in different landscape types, we found paddy yield was the primary landscape type in 1958, aquaculture water in ocean and farmland showed upward increases in 1970, and after the 1980s aquaculture water in the ocean was the primary landscape type of human activities. Temporally, anthropogenic disturbance has led to an overall decrease in the number of patches (NP), edge density (ED), mean shape index (MSI), and area-weighted mean patch fractal dimension (AWMPFD) between 1958 and 2008. Through analysis of the landscape pattern index of different heterobry types, we found that human disturbance has a certain effect on the landscape pattern index. Spatially, heterobry is positively correlated with number of patches (NP), edge density (ED), and area-weighted mean patch fractal dimension (AWMPFD) in order of decreasing influence, while it is not significantly correlated with the mean shape index (MSI). The relationship between human disturbance activities and landscape pattern (four indices: number of patches (NP), edge density (ED), area-weighted mean patch fractal dimension (AWMPFD), mean shape index (MSI)) constituted differences in time and space within estuarine areas. Thus, heterogeneity and complexity of the landscape were greater in human disturbance areas over some time intervals, and heterogeneity and complexity of landscape showed declines in the continuing role of human disturbance with time. Therefore, the dimension of time and space should be distinguished in remote sensing monitoring responses of landscape patterns on human activities in estuarine wetlands.

Key Words: Dayang estuary; heterobry (*HI*); spatiotemporal dynamics; landscape index; response

地球表面系统在自然力与社会经济共同作用下正在发生着改变^[1-3],地球或许正在迈入一个新的地质时期——人类世^[4-5],特别是近百年来,人类活动对区域生态系统及景观格局的影响日益突出。国内外学者开展了大量人类活动对区域影响研究^[6-8]。在法国,研究发现景观破碎程度与鸟类群落均质化程度极显著正相关^[9]。人类干扰活动也会导致流域生态环境严重退化^[10],在河口湿地区域土壤化学元素 C/N、C/P 和 N/P 随人为干扰程度的增大而降低^[11]。滦河上游修建和兴建大量蓄水工程,工农业用水量大幅度增加,滦河口入海水量大幅减少,对河口湿地生物多样性造成一定的负面影响^[12];人类干扰强度最大的区域也是生态系统最脆弱和生态保护的重点地区^[13]。通过对双台子河湿地研究发现:人类活动强度空间分布的总特征是河口地区和河道的生态干扰度跳跃性最大^[14]。陆地上 80% 的生态系统都已受到了来自人类和自然的各种干扰^[15],河口湿地作为海陆相互作用和入海通量重要载体也不例外,因其特殊的地理位置,自然和人类活动干扰更复杂。主要影响着陆源物质、化学溶解物质等入海迁移规律、河口地区景观格局等^[16]。因此,定量监测人为干扰度的时空分异规律对识别生态学过程具有重要意义。

河口湿地作为错综复杂自然因素和人为因素共同作用的区域^[17],如何对人为干扰度进行业务化监测和景观水平的评价日益受到海洋环境监测评价部门的关注。在国内,陈爱莲^[14]等首次将生态干扰度概念^[18]引入河口湿地人为干扰度动态监测,初步讨论了人为干扰度对景观斑块数量及斑块面积的影响。同时,建议将“heterobry”一词翻译为“人为干扰度”^[14],为河口地区人类活动强度监测提供了有利的借鉴,但也存在一些未解决的科学问题。河口湿地人为干扰度主导变化机制尚未明确,人类活动强度与景观格局过程之间联系尚不清晰,河口湿地人为干扰度典型景观评价指标尚未甄别。

为深入分析河口湿地区域尺度人类活动主控因子、量化人为干扰度对景观格局的影响、明确河口湿地人为干扰度监测评价机制提供理论依据。本文选择大洋河河口作为研究对象,以 1958、1970、1984、2008 年航摄影像、SPOT5 卫星影像作为数据源,借助人干扰度、景观格局分析、GIS 空间分析方法,深入分析人为干扰度与景观格局指数之间的关系。力求识别:1) 河口湿地人为干扰度时空分异和主控驱动景观因子;2) 景观格

局指数对不同人为干扰度类型时间维响应机制; 3) 景观格局指数与人为干扰度空间维关联。

1 数据源与处理方法

1.1 研究区与数据源

1.1.1 研究区概况

大洋河(39°48′—39°00′ N, 123°31′—123°43′ E) 源于鞍山市岫岩县, 流经丹东市的凤城和东港市, 由东港孤山镇和黄土坎镇入黄海, 河长 202 km, 年均径流量 $31 \times 10^9 \text{ m}^3$, 流域面积 6202 km², 流域内现有人口 83.3 万人, 现有耕地面积 8.85 万 hm²[19]。是丹东地区主要的农业产生基地, 分布广阔的水田和水产养殖场, 区域内的大孤山及大鹿岛是具有悠久文化历史的旅游风景区。大洋河河口主要位于东港市的小甸子、新立、黄土坎、孤山、菩萨庙、海洋红农场和黄土坎农场区域范围内。河口区发育典型的湿地生态系统, 主要湿地植被为芦苇群落。

1.1.2 遥感数据源

获得 1958、1970、1984、2008 年 4 期航空影像、SPOT5 高分辨率影像, 1958、1970、1984 年为航摄数据, 空间分辨率达到 2.0 m; 2008 年为全彩色 SPOT5 高分辨率卫星合成影像, 空间分辨率到达 5 m(图 1); 卫星影像经过大气校正、辐射校正等预处理后, 采用地面控制点方法进行图像精校正, 将几何误差控制在 0.5—1 个像元以内[19]。

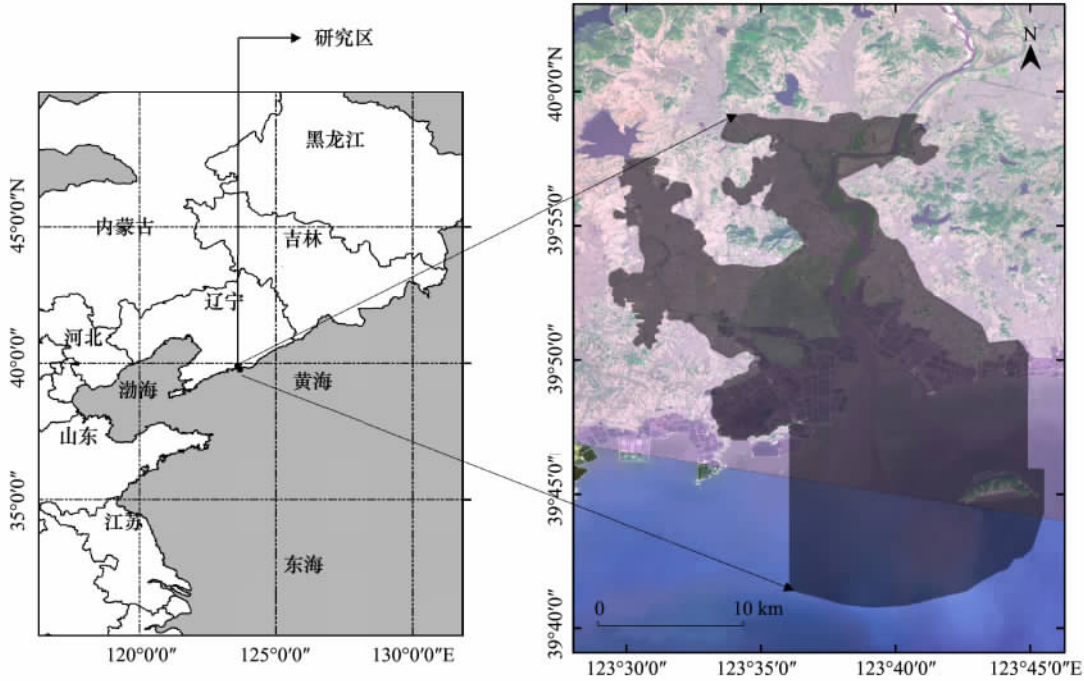


图 1 大洋河河口 2008 年 spot5 影像及位置图

Fig. 1 Geographical location and spot5 data of Dayang estuary in 2008

1.2 处理方法

1.2.1 景观分类方法

滨海湿地信息可分为 3 大类(生物景观、环境因子、人类活动)、5 级分类体系。根据本文研究目的, 结合陈爱莲等研究成果[14], 进一步将分类结果确定为 3 种景观: 无干扰型、半干扰型、全干扰型, 在此基础上分出 22 个子类型。人为干扰度指数(hemeroby index, 简称 HI) 参照陈爱莲双台河口生态干扰强度确定方法(表 1) 在本研究中将其翻译为“人为干扰度”, 本文进一步确定 $HI < 0.3$ 为无干扰; $0.3 \leq HI \leq 0.75$ 为半干扰; $HI > 0.75$ 为全干扰。根据滨海湿地信息分类体系, 通过目视解译进行矢量信息的分类提取。在 GIS 支持下, 采用人工目视判读方法, 对聚类分类结果进行类型判定和斑块核定。对复杂类型或疑点区进行标记, 待野外校验

给予解决。信息提取完成后进行拓扑查错,建立研究区景观类型数据库。

1.2.2 景观格局指数

景观格局指标大致可分为面积指标、密度大小指标、边缘指标、形状指标、核心面积指标、邻近度指标、多样性指数和聚集性指数等^[20-23]。结合本文探讨河口湿地景观异质性和复杂性的要求,及未来监测景观空间格局对生态学过程的影响,本研究选择景观形状指数(MSI)、面积权重平均斑块分维指数(AWMPFD)、边缘密度指数(ED)、斑块数量(NP)4个景观指数作为分析基础,相应指标的计算方法、描述和生态学意义参见文献^[23]。本文利用ARCGIS9.3中的Patch analysis模块,借助spatial analysis by regions命令,将不同年份的人为干扰度(全干扰、半干扰、无干扰)作为分析区域,计算景观水平上的格局指数,获得研究区4个年份不同人为干扰度的景观格局指数;利用GIS9.3中fishnet工具,将研究区划分为1.5 km×1.5 km格网,获得2008年景观格局指数空间分布。

表1 景观类型人为干扰度赋值表^[14]

Table 1 Hierarchy of landscape type with respect to hemeroby index (HI)^[14]

一级类型 Level I	二级类型 Level II	含义 Definition	HI	编码(ID)	
无干扰(几乎无人干扰) Undisturbed (almost undisturbed by human)	海洋	低潮6 m以外浅海水域	0.1	B21	
	河漫滩	河漫滩、江心洲、沙洲	0.17	B112	
		泥滩	高潮被淹没、低潮裸露的沿海泥滩地	0.17	B12401
		水下三角洲	水下三角洲	0.17	B131
	潮汐通道	潮沟	0.13	B12102	
		芦苇湿地	芦苇沼泽	0.15	A13305
	半干扰(人为、自然作用参半,主要为农业、 养殖业等生态系统) PartiallyDisturbed (where human and nature impacts played equal roles, such as: Farm and Aquacultural, etc.)	河流	一、二级永久性河流	0.23	B121
		岛	基岩岛	0.3	B321
		水库坑塘	人工水库	0.3	C133
		灌排沟渠	人工水渠,兼具道路的功能	0.5	C131
林地			自然林、人工林、稀疏林	0.55	A211
果园		果林	0.55	A214	
围海养殖		在浅海区域的圈围养殖区域	0.63	C232	
滩涂养殖		滩涂鱼、虾、蟹养殖水面	0.63	C231	
水田		水稻田	0.65	C11101	
旱地		旱生作物用地	0.7	C11102	
全干扰(人造地物如公路等) Completely disturbed (man-made entities like paved roads, etc.)	盐田	盐业用地	0.75	C221	
	交通用地	主干公路、一般公路、田埂	0.95	C123	
	居民点	农村居民地	0.95	C121	
	港口码头	渔业码头、商贸码头	0.98	C212	
	工矿用地	矿山开采、油气开采、工业企业用地	0.99	C122	
	旅游基础设施	旅游设施用地	0.99	C241	

2 结果与分析

2.1 人类活动干扰度时空动态

2.1.1 大洋河人为干扰度时间分异

大洋河河口人为干扰度呈逐年增加趋势,在河口湿地区域,1958至1970年间人为干扰度变化最为明显,呈上升趋势(图2)。1970年至1984年间河口湿地区域人为干扰度变化呈缓和趋势,1984年至2008年间人为干扰度呈下降趋势。但就研究区总体而言,近60a来全干扰类型的总面积呈增加趋势,从1958年的4.16 km²上升至9.16 km²;半干扰类型从115.82 km²上升至180.57 km²(图3);而无干扰类型面积从1958年的291.23 km²下降至221.13 km²。

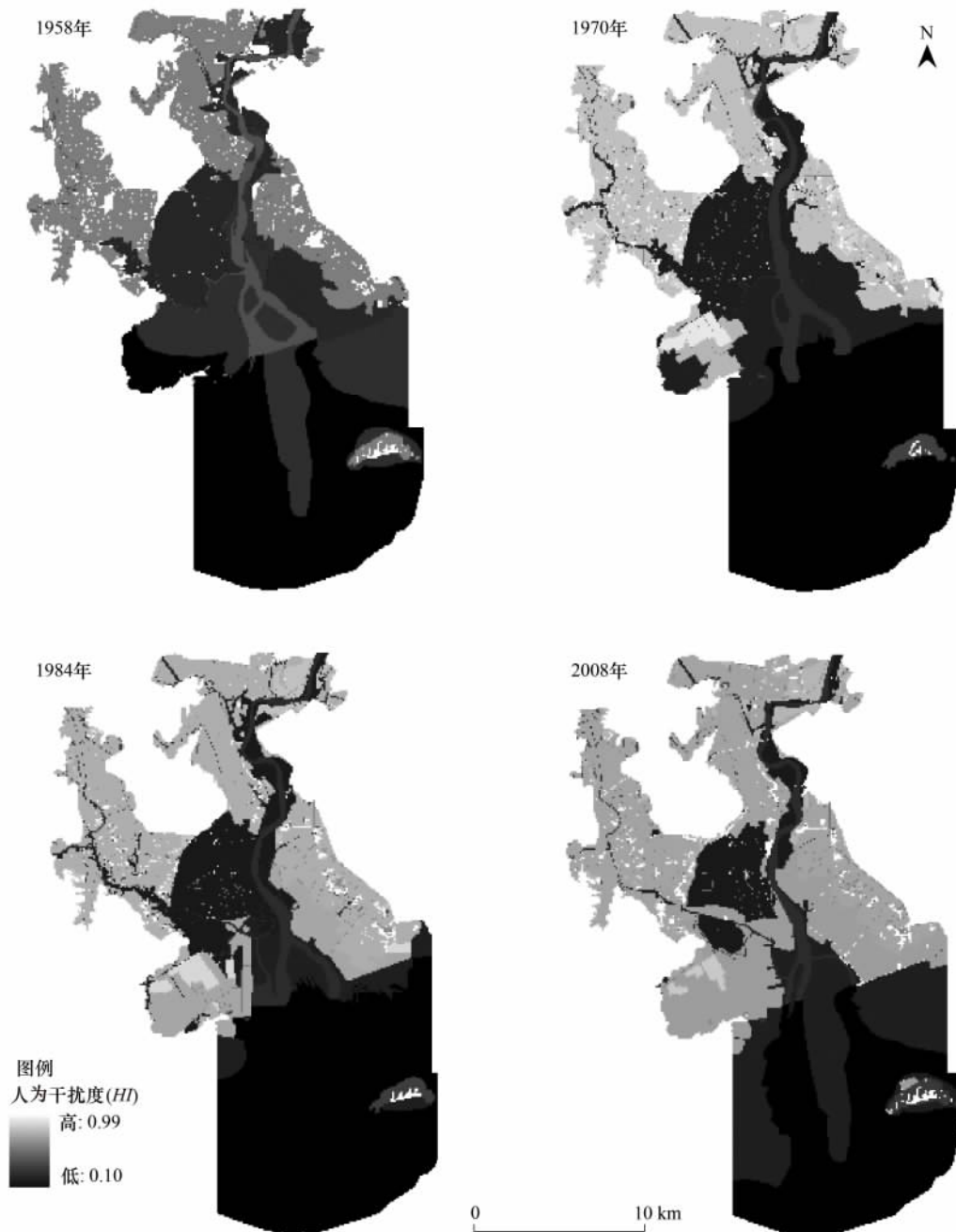


图2 不同年份大洋河口人为干扰度(HI)

Fig. 2 Hemeroby index(HI) of Dayang estuary at different time

不同时期人为干扰度变化幅度也不尽相同,1958年至1970年人为干扰度上升范围及幅度明显高于1970年至2008年间的两个时期(图3)。3个历史阶段中,1970年至1984年间人为干扰度变化幅度和范围最小,而1984年至2008年间人为干扰度在上升0—0.21强度间的范围最大,说明新的历史时期人类对河口湿地的开发已由过去的破坏式开发转向可持续发展利用阶段。通过对比不同历史时期人为干扰度变化情况,发现随着时间变化,人为干扰度呈上升趋势,但在不同历史时期其变化强度存在差异,在不同历史时期人为干扰度的变化呈非均质化特征。

2.1.2 人为干扰度空间分异

人为干扰度在河口地区具有明显的空间分带性,逐渐由陆向海过度(图4),人为干扰度分布面积在河口

湿地区最大, 主要集中于河流阶地及湿地区, 主要干扰类型以水田、围海养殖、旱地居民点为主(图5), 1958—1970年间, 人为干扰度呈上升的区域主要集中于河口湿地区域; 而在1970—1984年间, 人为干扰度明显上升区域转移至陆地与海洋交汇处; 1984—2008年间人类活动强度上升的区域中心逐渐转向海洋, 主要是对边滩、水域、海岛的干扰度增加。结果表明: 人为干扰度中心随着年限变化在空间上逐渐由陆向海过渡。

研究区整体人为干扰度主控景观类型是水田、围海养殖、旱地、居民点和盐田。对比不同年份景观类型的变化发现1958年主控景观因子是水田, 而到了1970年保持水田的相对优势情况下, 围海养殖和旱地呈上升趋势, 进入20世纪80年代后, 围海养殖的数量呈逐年上升趋势, 其次是居民点的数量呈上升趋势, 但上升幅度

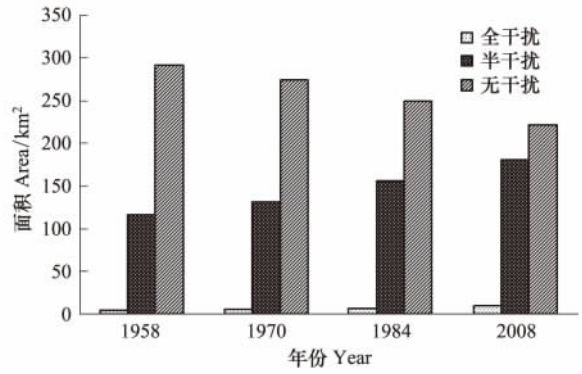


图3 人为干扰度(HI)不同干扰类型面积历史时期统计

Fig.3 Area of different Hemeroby(HI) types at different years

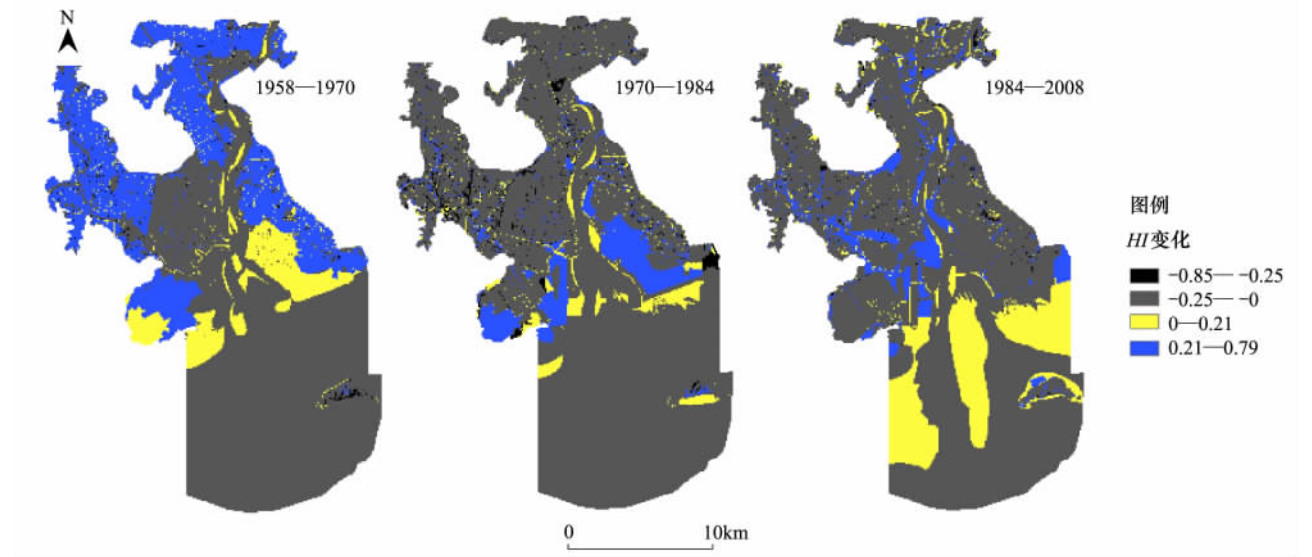


图4 不同时期人为干扰度动态度

Fig.4 Dynamic changes of Hemeroby(HI) index at different period

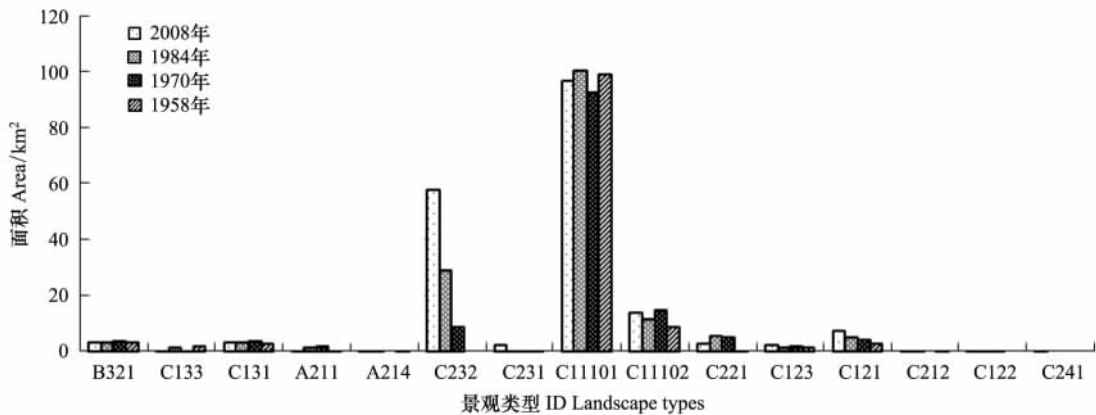


图5 大洋河河口不同年人为干扰度景观类型面积

Fig.5 Ara of human disturbed landscape types in different years in Dayang estuary

和所占比例不大(图5)。综上,大洋河河口湿地人为干扰度的主控景观类型是围海养殖和水田,特别是在近几十年来,以围海养殖驱动为主。

2.2 景观格局指数对人为干扰响应

2.2.1 景观格局指数对人为干扰类型的响应

人类干扰活动区域的斑块数量(NP)在1958年至1984年间明显大于无干扰类型的斑块的数量,而到了2008年无干扰活动的斑块数量呈上升趋势,景观异质性增大。说明随着人为干扰度的增强其集约化的发展,导致区域景观异质性降低。从不同干扰类型斑块的历史发展来看,人类活动导致区域景观类型斑块数量呈下降趋势,而无人干扰区域斑块数量呈上升趋势(图6)。表明人类活动导致景观异质性降低、而自然过程发展规律则是景观异质性升高;边缘密度指数(ED)在人类活动干扰下,随着时间的推移呈下降趋势,而无干扰类型区域边缘密度则呈上升趋势,说明人类干扰活动与自然过程存在对立性;平均形状指数(MSI)在人类活动干扰下呈下降趋势,无干扰区域在1958—1970年表现为下降,然1970—2008年间表现为上升趋势;面积加权的平均斑块分形指数(AWMPFD)在1958—2008年间呈下降趋势,无干扰情况下其值变化不大。综合而言,人为干扰度(全干扰、半干扰)会导致斑块数量(NP)、边缘密度指数(ED)、平均形状指数(MSI)和面积加权的平均斑块分形指数(AWMPFD)总体在1958—2008年间呈下降趋势(图6)。

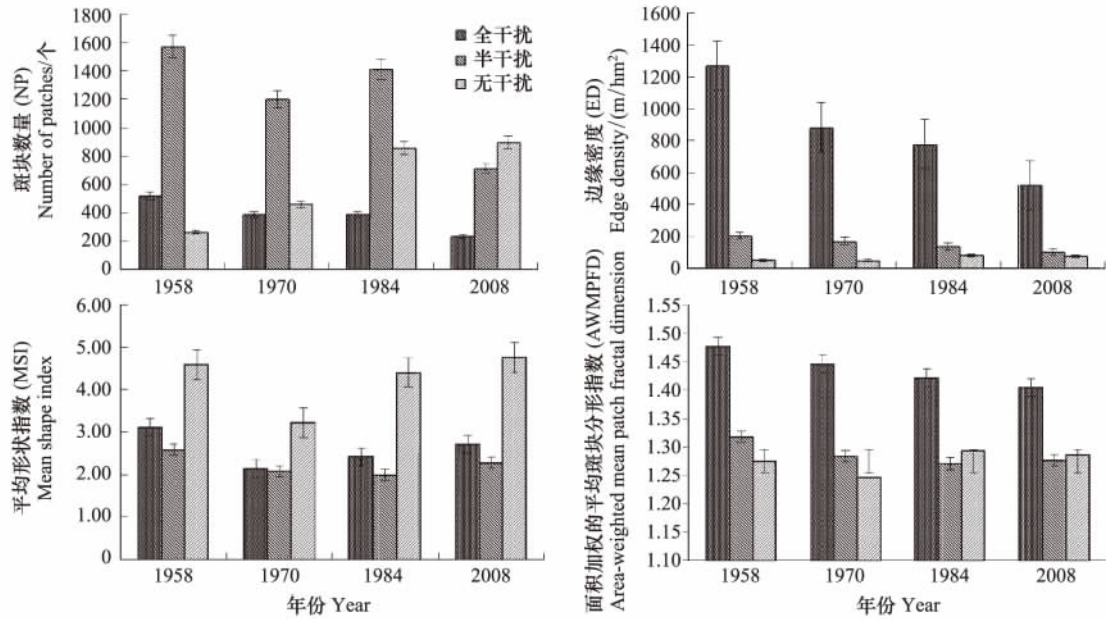


图6 不同人为干扰度景观格局指数年际变化统计
Fig. 6 Stats of different disturbed degree of Hemeroby at different years

2.2.2 景观格局指数与人为干扰度指数量化关系

通过对不同干扰类型景观格局指数分析,发现人类干扰度对景观格局指数具有一定的影响,本文进一步利用网格法(1.5 km×1.5 km)将景观格局指数进行空间化(图7),在空间上,斑块数量(NP)、边缘密度指数(ED)高值出现在人为干扰度较高区域,平均形状指数(MSI)和面积加权的平均斑块分形指数(AWMPFD)高值多出现在中等强度干扰区域;通过空间相关性统计发现:人为干扰度指数与景观指数相关性大小依次为:斑块数量(NP) > 边缘密度指数(ED) > 面积加权的平均斑块分形指数(AWMPFD)(表2),并均呈正相关。结果表明,在空间分布上人为干扰度高的区域其斑块数量(NP)、边缘密度指数(ED)、面积加权的平均斑块分形指数(AWMPFD)表现为高值。平均形状指数(MSI)与人为干扰度相关性不显著。

3 讨论

3.1 人为干扰度动态

陈爱莲等^[14]将生态干扰度指数引入双台河口湿地人类活动干扰强度监测评价中来,从时间维和空间维

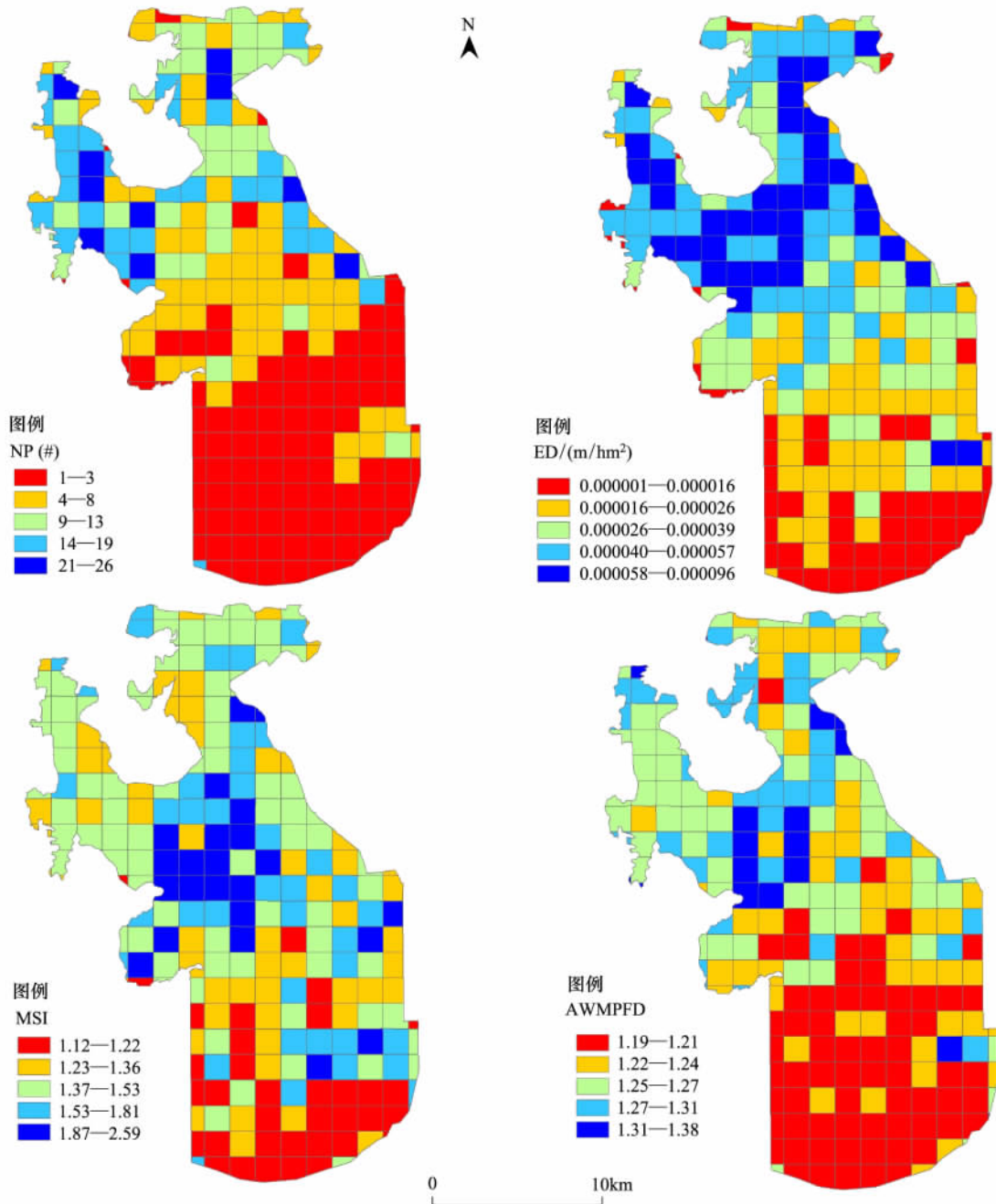


图7 大洋河口2008年景观格局指数空间分异

Fig. 7 Spatial distribution of landscape pattern index in 2008 at Dayang estuary

对该区域的人为干扰度进行了动态监测,而本文在系统监测大洋河口人为干扰度基础上,进一步验证了河口地区人为干扰度在不同历史时期并非均质化发展,存在跳跃性发展,其主要由于不同历史时期人类活动政策改变而导致。在1958—1970年期间,正是我国大力发展农业生产时期,因此该时期人类活动干扰强度变化幅度最大,主要形成以水田为主的干扰方式,而到了1970—2008年期间人们的生活生产方式发生了改变,由单一农业发展向海水养殖发展(图5),因此围海养殖规模在该时期呈现明显上升趋势。在空间维上,本研究在前人^[14]研究的基础上进一步发现:在河口湿地区域人为干扰度呈典型地带性,表现为由陆向海逐渐推进格局,说明随着社会经济的发展,人类经济活动开发逐渐由过去以农耕开发为主,逐渐向海岸带养殖、港口贸易工矿开发为主,人类开发活动重心逐渐形成“陆地→海岸带→海洋”发展格局。

3.2 人为干扰度对景观格局指数的影响

人为干扰通过影响景观空间格局,进一步影响生态学过程。前人曾探讨了人为干扰度与斑块面积(CA)、斑块数量(NP)、景观分形指数(MSI)^[14 24]等景观格局之间的关系,张琳琳等^[25]发现城市化发展过程中对景观分形指数具有较大影响,人为干扰度强度越大,景观格局越具有规则性。本文进一步对斑块数量(NP)、边缘密度指数(ED)、平均形状指数(MSI)和面积加权的平均斑块分形指数(AWMPFD)随着时间变化特征进行了分析,发现与已往研究^[14 25]相似的结论,在人类干扰活动下,四项指标随着时间的推移均呈下降趋势,说明人类开发活动会导致景观异质性降低、景观格局向规则化,复杂性降低,边缘化程度降低方向发展,主要是由于自然湿地景观逐渐被规则的道路、养殖塘、水田和居民点等代替。从而进一步影响河口湿地生态系统的生物、元素、能量及信息的迁移与转化,导致河口湿地生态系统质量降低。

3.3 人为干扰度与景观格局指数空间关联

在时间维上,发现人类活动会导致斑块数量(NP)、边缘密度指数(ED)、平均形状指数(MSI)和面积加权的平均斑块分形指数(AWMPFD)呈下降趋势;而在空间维上,发现了不同的规律。在空间分布上,人为干扰度与斑块数量(NP)、边缘密度指数(ED)、和面积加权的平均斑块分形指数(AWMPFD)呈正相关,平均形状指数(MSI)与人为干扰度相关性不显著。这与以往研究^[14]不同,说明人类干扰强度在某一区域持续作用下,会导致景观异质性降低、复杂性和边缘程度降低;而在河口湿地特殊的地理单元空间内,由于自然过程的景观主要以水域、河流、滩涂、植被为主,而人类开发活动导致河口地区景观异质性、复杂性增大,因此,出现了本研究在空间分布上人为干扰度与景观指数之间的关系。这也说明了人为干扰度与景观格局指数之间关系复杂性。由此得到在河口地区人类干扰活动与景观格局指数存在两面性即时间性和空间性,因此,在遥感监测过程中,在某一时间的特定空间上人为干扰度的区域其景观异质性和复杂性越高。而在某一区域的时间维上,人为干扰持续作用会导致该区域景观异质性和复杂性降低。因此,遥感监测河口湿地景观格局对人类活动强度响应要区分时间维和空间维。

表2 人为干扰度与景观格局指数相关性矩阵

Table 2 Correlation matrix of Hemeroby with landscape pattern index

		斑块数量 NP	边缘密度 ED /(m/hm ²)	平均形状指数 MSI	面积加权的平均 斑块分形指数 AWMPFD	人为干扰度 2008 HI 2008
斑块数量 NP	相关性	1.00	0.81**	0.05	0.57**	0.62**
	显著性		0.00	0.51	0.00	0.00
边缘密度 ED(m/hm ²)	相关性	0.81**	1.00	0.48**	0.85**	0.51**
	显著性	0.00		0.00	0.00	0.00
平均形状指数 MSI	相关性	0.05	0.48**	1.00	0.68**	0.12
	显著性	0.51	0.00		0.00	0.09
面积加权的平均斑块分形指数 AWMPFD	相关性	0.57**	0.85**	0.68**	1.00	0.40**
	显著性	0.00	0.00	0.00		0.00
人为干扰度(2008) HI(2008)	相关性	0.62**	0.518**	0.12	0.40**	1.00
	显著性	0.00	0.00	0.09	0.00	

** $P < 0.01$ 水平显著 双侧检验

4 结语

本文利用大洋河河口湿地历史时期高分辨率影像(航空、SPOT5)数据,深入分析了河口地区人为干扰度时空动态及景观格局指数响应。结果显示:1) 大洋河河口湿地人为干扰度在时间序列上呈现非均质化特征,具有跳跃性特点。在空间维上人为干扰的重心逐渐由陆向海过度,由陆源农业开发模式逐渐转向农业+养殖+商贸的综合开发模式。1970—2008年间人类活动主要驱动是围海养殖和居民点的建设;2) 人类活动持续干扰模式下,区域斑块数量(NP)、边缘密度指数(ED)、平均形状指数(MSI)和面积加权的平均斑块分形指数

(AWMPFD) 随时间推移呈下降趋势; 3) 而在空间分布上, 人为干扰度与区域斑块数量(NP)、边缘密度指数(ED)、和面积加权的平均斑块分形指数(AWMPFD)成正比, 平均形状指数(MSI)与人为干扰度相关性不显著。在河口湿地特定的地理单元条件下, 人为干扰度的空间分布与景观复杂性和异质性具有较好的相关性。

本研究虽然取得了一定的成果, 但在研究过程中也存在一些不足之处: 1) 景观格局指数选择。如何选择合适的景观格局指数一直是景观生态学研究的难点^[23], 首先部分指标存在较高相关性; 其次, 生态学意义不明确。本文在选择景观格局指数主要依赖于: ① 研究目标主观判断; ② 个人对景观格局指数理解, 初步判断各指标的相关性和典型性; ③ 参阅其他研究成果。因此, 尚需对指标的选择进行系统研究, 选择合适的景观格局指数; 2) 格网选择的科学性: 景观格局指数的计算结果严重依赖于空间尺度和格网分辨率^[23], 在以后的研究中会更加深入的分析选择指标的空间依赖性。

致谢: 方淑波、杨晓英老师对写作给予帮助, 特此致谢。

References:

- [1] Forman R T T. Land Mosaics. the Ecology of Landscapes and Regions. New York: Cambridge University Press, 1995.
- [2] Zonneveld I S. Land Ecology. Netherlands Amsterdam: SPB Academic Publishing, 1995.
- [3] Fu B J, Zhang Q J, Chen L D, Zhao W W, Gulinc H, Liu G B, Yang Q K, Zhu Y G. Temporal change in land use and its relationship to slope degree and soil type in a small catchment on the Loess Plateau of China. *Catena*, 2006, 65(1): 41–48.
- [4] Cifrić I. Cultural homogeneization and diversity. *Synthesis Philosophica*, 2008, 23(1): 25–52.
- [5] Zalasiewicz J, Williams M, Steffen W, Crutzen P. The new world of the anthropocene. *Environmental Science and Technology*, 2010, 44(7): 2228–2231
- [6] Ekroos J, Heliölä J, Kuussaari M. Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 2010, 47(2): 459–467.
- [7] Chen G Q, Qiang S. Human activities are the principle cause of biotic homogenization. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(14): 4107–4116.
- [8] Dormann C F, Schweiger O, Augenstein I, Bailey D, Billeter R, De Blust G, DeFilippi R, Frenzel M, Hendrickx F, Herzog F, Klotz S, Liira J, Maelfait J P, Schmidt T, Speelmans M, van Wingerden W K R E, Zobel M. Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. *Global Ecology and Biogeography* 2007, 16(6): 774–787.
- [9] Devictor V, Julliard R, Clavel J, Jiguet F, Lee A, Couvet D. Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography* 2008, 17(2): 252–261.
- [10] Luo X Z, Guo X J. Man's disturbance and contabescence of water environment in Haihe valley. *China Population, Resources and Environment*, 2004, 14(5): 12–16.
- [11] Wang W Q, Zeng C S, Zhong C Q, Tong C. Effect of human disturbance on ecological stoichiometry characteristics of soil carbon, nitrogen and phosphorus in Minjiang River Estuarine Wetland. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2010, 31(10): 2411–2416.
- [12] Shi Y T, Wen H Y, Qiao G J. An analysis of impact of human activities on wetland ecological environment in Luanhe River Estuary. *South-to-North Water Diversion and Water Science and Technology*, 2011, 9(3): 124–128.
- [13] Liang F C, Liu L Q. Quantitative analysis of human disturbance intensity of landscape patterns and preliminary optimization of ecological function regions: a case of Minqing County in Fujian Province. *Resources Science*, 2011, 33(6): 1138–1144.
- [14] Chen A L, Zhu B Q, Chen L D, Wu Y H, Sun R H. Dynamic changes of landscape pattern and eco-disturbance degree in Shuangtai estuary wetland of Liaoning Province, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2010, 21(5): 1120–1128.
- [15] Zhu J J, Liu Z G. A review on disturbance ecology of forest. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, 15(10): 1703–1710.
- [16] Chen J Y. *Estuarine and Coastal Research and Practice in China*. Beijing: Higher Education Press, 2000: 24–31.
- [17] Wang Y, Jia X B, Zhang W G, Fang S B, Yao Y H, An S Q. Land use change and analysis on the driving forces in the coastal zone of Jiangsu. *Resources and environment in the Yangtze Basin*, 2010, 19(S1): 7–13.
- [18] Jalas J. Hemerobe und hemerochore pflanzenarten. Ein terminologischer reformversuch. *Acta Societatis pro Fauna et Flora Fennica*, 1955, 72(11): 1–15.
- [19] Wu T, Zhao D Z, Zhan F S, Wei B Q. Changes of wetland landscape pattern in Dayang River Estuary based on high-resolution remote sensing image. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2011, 22(7): 1833–1840.
- [20] Wu J G. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology*, 2004, 19(2): 125–128.
- [21] Fu B J, Chen L D, Ma K M. *The Principle and Methodology of Landscape Ecology*. Beijing: Science Press, 2001.

- [22] Xiao D N, Li X Z, Gao J, Chang Y, Zhang N, Li T S. Landscape Ecology. 2nd ed. Beijing: Science Press, 2010.
- [23] Li X Z, Bu R C, Chang Y, Hu Y M, Wen Q C, Wang X G, Li Y H, He H S. The response of landscape metrics against pattern scenarios. *Acta Ecologica Sinica* 2004, 24(1): 123-134.
- [24] He N P, Zhou D W, Wu L, Zhang Y F. Impact of human disturbance on fragmentation of village-level landscape. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2001, 12(6): 897-899.
- [25] Zhang L L, Kong F H, Yin H W, Sun Z R, Zhuang Y M, Ju W M. Spatial pattern change of Jinan City based on landscape metrics and moving window method. *Chinese Journal of Ecology*, 2010, 29(8): 1591-1598.

参考文献:

- [7] 陈国奇, 强胜. 人类活动是导致生物均质化的主要因素. *生态学报*, 2011, 31(14): 4107-4116.
- [10] 罗新正, 郭献军. 人类干扰与海河流域水环境衰退. *中国人口·资源与环境*, 2004, 14(5): 12-16.
- [11] 王维奇, 曾从盛, 钟春棋, 全川. 人类干扰对闽江河口湿地土壤碳、氮、磷生态化学计量学特征的影响. *环境科学*, 2010, 31(10): 2411-2416.
- [12] 时玉涛, 温海燕, 乔光建. 人类活动对滦河口湿地生态环境影响分析. *南水北调与水利科技*, 2011, 9(3): 124-128.
- [13] 梁发超, 刘黎明. 景观格局的人类干扰强度定量分析与生态功能区优化初探——以福建省闽清县为例. *资源科学*, 2011, 33(6): 1138-1144.
- [14] 陈爱莲, 朱博勤, 陈利顶, 吴艳华, 孙然好. 双台河口湿地景观及生态干扰度的动态变化. *应用生态学报*, 2010, 21(5): 1120-1128.
- [15] 朱教君, 刘足根. 森林干扰生态研究. *应用生态学报*, 2004, 15(10): 1703-1710.
- [16] 陈吉余. 中国河口海岸研究与实践. 北京: 高等教育出版社, 2000: 24-31.
- [17] 王玉, 贾晓波, 张文广, 方淑波, 姚懿函, 安树青. 江苏海岸带土地利用变化及驱动力分析. *长江流域资源与环境*, 2010, 19(S1): 7-13.
- [19] 吴涛, 赵冬至, 张丰收, 卫宝泉. 基于高分辨率遥感影像的大洋河口湿地景观格局变化. *应用生态学报*, 2011, 22(7): 1833-1840.
- [21] 傅伯杰, 陈利顶, 马克明. 景观生态学理论与方法. 北京: 科学出版社, 2001.
- [22] 肖笃宁, 李秀珍, 高峻, 常禹, 张娜, 李团胜. 景观生态学(第二版). 北京: 科学出版社, 2010.
- [23] 李秀珍, 布仁仓, 常禹, 胡远满, 问青春, 王绪高, 徐崇刚, 李月辉, 贺红仕. 景观格局指标对不同景观格局的反应. *生态学报*, 2004, 24(1): 123-134.
- [24] 何念鹏, 周道玮, 吴冷, 张玉芬. 人为干扰强度对村级景观破碎度的影响. *应用生态学报*, 2001, 12(6): 897-899.
- [25] 张琳琳, 孔繁花, 尹海伟, 孙振如, 庄艳美, 居为民. 基于景观空间指标与移动窗口的济南城市空间格局变化. *生态学杂志*, 2010, 29(8): 1591-1598.