

杨洁, 谢保鹏, 张德罡. 黄河流域生境质量时空演变及其影响因素[J]. 中国沙漠, 2021, 41(4): 12–22.

黄河流域生境质量时空演变及其影响因素

杨洁^a, 谢保鹏^b, 张德罡^a

(甘肃农业大学 a. 草业学院, b. 管理学院, 甘肃 兰州 730070)

摘要: 黄河流域是中国重要的生态区域, 探究该流域生物多样性时空变化特征对区域生态保护修复具有重要意义。运用 InVEST 模型评估黄河流域 2000—2018 年生境质量并结合空间自相关模型探究其时空变化及分布特征, 利用地理探测器单因子探测和交互探测方法分析生境质量空间分异特征的驱动因子。结果表明: 2000—2018 年, 黄河流域平均生境质量指数为 0.631, 整体呈现小幅下降趋势, 下降幅度为 0.16%, 在空间上表现出西高东低的分布特征; 黄河流域生境质量在空间上表现高度正相关特征, 表现为生境质量相似值在空间上集聚, 生境质量低值区域集中在黄河流域下游、关中平原以及汾河谷地区, 生境质量高值区域集中在黄河上游青藏高原地区; 土地利用/覆被是生境质量空间分异最重要的驱动因子, q 值为 0.5560, 而且任何两种驱动因子对生境质量空间分异的交互作用都要大于单个驱动因子的作用, 土地利用/覆被与气温、海拔、降雨量、坡度以及 NDVI 的交互因子均大于 0.5。

关键词: 生境质量; InVEST 模型; 地理探测器; 时空演变; 黄河流域

文章编号: 1000-694X(2021)04-012-11

DOI: 10.7522/j.issn.1000-694X.2021.00026

中图分类号: X171

文献标志码: A

0 引言

生物多样性是人类生存和发展的基础, 也是农业可持续发展的保障^[1], 生物多样性包括动物、植物和微生物在遗传、物种和生态系统层面上的多样性, 可提供调节、支持和文化等生态系统服务^[2-3]。其他一切生态系统服务发展均以良好的生物多样性为基础^[4], 生物多样性作为生态系统健康评价的重要指标^[5], 对人类福祉、人类生存和全球经济的重要性备受关注^[6]。生境质量在一定程度上可以表征区域的生物多样性水平^[7], 生境质量指生态系统为个体和种群持续生存提供适宜条件的能力^[8-9], 这往往取决于人类活动的强度^[10], 人类活动直接影响生境质量^[11-12]。土地利用是最重要的人类活动方式之一, 也是影响生境质量的最重要因素之一^[13], 它改变了生境的组成和结构, 并最终影响斑块之间物质和能量的循环^[14-15], 频繁的人类活动破坏了生境质量, 降低景观连通性, 加剧土地破碎^[16], 使区域生态系统服务能力和健康状态遭受巨大冲击, 因此探索区域生境质量状况并探究其驱动因子和内在变化

规律成为研究热点。

目前国内外根据研究需求开发了众多生境质量模型, 其中最常用的有 IDRISI 生物多样性模块^[17]、生境适宜性模型 HIS、C-Plan 和 ConsNet^[18-20], 但这些模型应用比较困难, 因为需要生物多样性数据和环境中物种数量的信息^[21]。InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) 模型由斯坦福大学、明尼苏达大学、自然保护协会和野生动物基金协会联合开发^[22], 其生境质量模块 (Habitat Quality Model) 可以快速评估不同威胁源与土地利用/覆被对生物多样性的影响^[23], 该模型具有获取数据便利、需求参数较少、分析能力精准以及操作和数据处理简单等优点, 被广泛应用于生境质量的评估^[24-26]。Sallustio 等^[27]利用生境质量模块评估了意大利的生境质量, 确定了国家级生物多样性保护区并提出管理措施。王惠等^[28]采用 InVEST 模型分析了张家口市 2000—2015 年生境质量的时空变化, 并定量分析不同土地利用/覆被对生境质量演变的影响。谢余初等^[29]应用 InVEST 模型生境质量

收稿日期: 2020-12-18; 改回日期: 2021-03-12

资助项目: 国家重点研发计划项目 (2016YFC0501902); 甘肃省教育厅高校科研项目 (2018A-038)

作者简介: 杨洁 (1989—), 女, 甘肃天水人, 博士研究生, 研究方向为草地生态系统服务。E-mail: 405899577@qq.com

通信作者: 张德罡 (E-mail: zhangdg@gsau.edu.cn)

模块、NPP和景观格局指数,分析了白龙江流域植物多样性的变化。现有研究多侧重于探讨生物多样性和生境与土地利用变化的关系,缺乏结合综合功能评估、热点分析和驱动因素的研究。

黄河流域是中国重要的生态屏障,是连接青藏高原、黄土高原、华北平原的生态廊道,拥有三江源、河套平原、祁连山、黄淮海平原等多个地理单元,具有涵养水源、防风固沙、生物多样性保护等生态功能的重要区域,对维护区域生态安全具有十分重要的作用。由于受自然因素和人为因素的影响,黄河流域出现天然湿地面积减少、土壤盐渍化加重、生物多样性下降等问题,给生境质量带来了巨大的压力。因此研究黄河流域的生境质量时空变化及演变特征迫在眉睫。基于此,本研究基于InVEST模型评估黄河流域2000—2018年生境质量退化度和生境质量,应用空间统计方法对生境质量的冷热点区进行识别并分析其空间分布特征,同时采用地理探测器模型探究生境质量空间分异特征的

主要驱动力,研究结果可为黄河流域生物多样性保护、自然环境保护和经济发展提供科学参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

黄河是中国第二大河,位于32°—42°N、96°—119°E(图1),发源于青藏高原巴颜喀拉山,在山东省垦利县注入渤海。干流全长5 464 km,流域东西长约1 900 km,南北宽约1 100 km,总面积79.5万km²(包括内流区面积4.2万km²)。流域幅员辽阔,由西向东横穿青藏高原、内蒙古高原、黄土高原和黄淮海平原。流域地势西高东低,落差4 480 m,西部河源地区平均海拔4 000 m以上,山脉众多,降水丰富且坡度大,地形起伏大,植被退化严重;中部地区海拔1 000—2 000 m,地质结构破碎,土壤质地疏松;东部海拔大多不超过50 m,主要由黄河冲积平原组成,分布30多个自然保护区,其中国家级生态保护区9个。

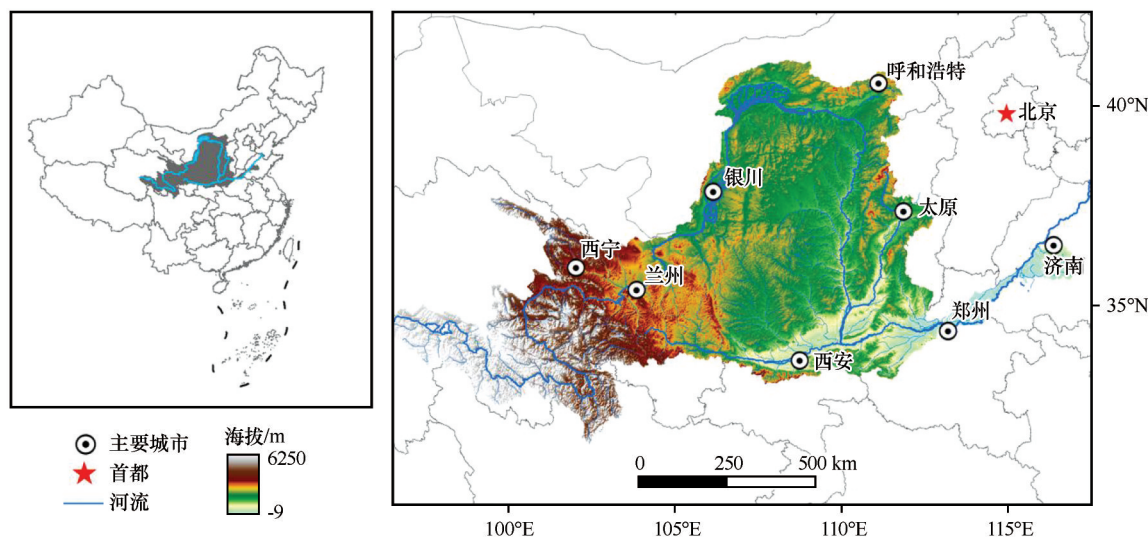


图1 黄河流域范围及水系分布

Fig.1 Range of Yellow River Basin and distribution of river system

1.2 研究方法

1.2.1 InVEST模型

本文应用InVEST模型中的生境质量模块(Habitat Quality Model)评估黄河流域的生境质量。生境质量模块是将生境质量作为与不同土地利用/覆被相关的生物多样性代表^[7],该模块的假设是生境质量较高的地区可以支撑较高的物种丰富度,生境质量的下降将导致物种多样性的下降^[22]。生境质

量计算包括4个函数,即每种威胁因子的相对影响、每种土地利用/覆被对每种威胁因子的相对敏感性、土地利用/覆被与威胁源之间的距离和土地受到法律保护的程度^[7]。首先计算生境退化度,公式如下:

$$D_{xj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{yr} \left(\frac{w_r}{\sum_{r=1}^R w_r} \right) r_{y,i_{xy}} \beta_x S_{jr} \quad (1)$$

$$i_{rxy} = 1 - \left(\frac{d_{xy}}{d_{rmax}} \right) \quad (\text{线性衰退}) \quad (2)$$

$$i_{rxy} = \exp \left(- \frac{2.99d_{xy}}{d_{rmax}} \right) \quad (\text{指数衰退}) \quad (3)$$

式中: D_{xy} 、 R 、 W_r 、 y_r 、 r_y 分别表示生境退化度指数、威胁因子个数、威胁因子 r 的权重、威胁因子的栅格数和栅格上威胁因子的值; i_{rxy} 表示栖息地与威胁源之间的距离及威胁对空间的影响; β_x 是通过各种保护政策来减轻威胁对栖息地影响的因素(即法律保护程度,受法律保护的区域为 0,其余区域为 1); S_j 为生境类型 j 对威胁因子 r 的敏感度; d_{xy} 为栅格 x 与栅格 y 的直线距离; d_{rmax} 为威胁源 r 的最大威胁距离。计算得到的分值越高,说明威胁因子对生境造成的威胁程度越大,生境退化度越高。

生境质量评估公式为:

$$Q_{xy} = H_j \left(1 - \left(\frac{D_{xy}^z}{D_{xy}^z + k^z} \right) \right) \quad (4)$$

式中: Q_{xy} 为土地利用 j 中栅格 x 的生境质量指数; H_j 为生境类型 j 的生境适宜度,取值范围 0—1; k 为半饱和常数,一般为生境退化度最大值的 1/2; z 为归一化常量,通常设置为 2.5^[30]。

该模块中需输入的数据主要有土地利用/覆被、主要威胁因子、威胁源因子权重和影响距离、土地利用/覆被对每种威胁源的敏感度等数据。本研究参考 InVEST 模型用户指南手册^[31]和前人的研究成果^[32-36]进行设置,具体设置参数如表 1—2。

1.2.2 空间统计分析

Moran's I 指数反映空间邻接或空间邻近区域单元属性值的相似程度^[37],本研究采用 GeoDA 软件分析黄河流域各网格单元之间生境质量的空间关联性。冷热点分析(Getis-Ord G_i^*)可以用来衡量生

表 1 威胁源的权重和最大影响距离

Table 1 The weight and the maximum influence distance of the threat source

威胁因子	最大影响距离/km	权重	衰退类型
城镇用地	10	1.0	指数
农村居民地	8	0.8	指数
其他建设用地	9	0.9	指数
耕地	6	0.6	线性
未利用地	4	0.4	线性

境质量在空间上聚集与分异特征,探究空间变化是否具有高值集聚(热点)和低值集聚(冷点)的现象^[37],可以确定生境质量高值区或低值区在空间上发生聚类的位置^[38]。计算公式为:

$$I = \frac{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \left(\sum_{j=1}^n w_{ij} \right)} \quad (5)$$

$$Z(G_i^*) = \frac{\sum_{j=1}^n w_{ij} x_j - \bar{x} \sum_{j=1}^n w_{ij}}{\sqrt{\frac{n \sum_{j=1}^n w_{ij}^2 - \left(\sum_{j=1}^n w_{ij} \right)^2}{n-1}}} \quad (6)$$

$$S = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{j=1}^n x_j^2 - \bar{x}^2} \quad (7)$$

式中: I 为 Moran's I 指数; $Z(G_i^*)$ 为冷热点指数; n 为研究区的空间网格单元数量; x_i 和 x_j 分别为空间单元 i 和空间单元 j 的观测值; \bar{x} 为空间单元的平均值; w_{ij} 为空间单元 i 和 j 的权重矩阵。Moran's I 指数的取值一般在 $[-1, 1]$, 小于 0 表示在空间呈负相关, 大于 0 表示在空间呈正相关, 等于 0 表示不相关, 随机分布。

表 2 各土地利用/覆被对威胁因子的敏感度

Table 2 Sensitivity of land use type to habitat threat factors

土地利用/覆被	生境适宜度	敏感度				
		城镇用地	农村居民点	其他建设用地	耕地	未利用地
耕地	0.3	0.8	0.6	0.7	0.0	0.4
林地	1.0	0.8	0.7	0.7	0.6	0.2
草地	1.0	0.7	0.5	0.6	0.5	0.6
水域	0.9	0.7	0.6	0.7	0.4	0.4
建设用地	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
未利用地	0.6	0.6	0.5	0.6	0.4	0.0

1.2.3 地理探测器

地理探测器是王劲峰等^[39]提出的一种适用于测量空间分层非均质性程度的空间分析方法,近年来在许多领域得到了广泛的应用^[40-42]。地理探测器不是基于线性假设,而是将自变量空间分布与潜在因素分布进行比较。其基本原理是将总样本分成若干个子样本,用方差来判断空间异质性和变量关系。如果子样本方差之和小于所有样本的总方差,则存在空间差异。如果两个变量的空间分布趋于一致,则这两个变量之间存在统计相关性^[40]。本文利用地理探测器度量生境质量的空间分布特性的驱动因子以及不同因子与生境质量的相关性程度,用 q 值来解释这个程度,公式如下:

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2}{N \sigma^2} \quad (8)$$

式中: q 是一个影响因子对生境质量时空变化的解释力; h 是因子的分类或分区数; L 是影响因子的样本数; N_h 和 N 分别是 h 类和整个区域的单元数; σ_h^2 和 σ^2 是区 h 和整个区域的方差。 q 值0—1,且 q 值越大,生境质量的空间异质性越强,反之亦然。交互作用探测用来识别因素之间的相互作用关系,并评估它们的组合效应以观察任何一对因素共同作用是否会增加或降低对生境质量空间分布的解释力。两个因子间的关系可分为5类,如表3所示。

表3 双因子交互作用结果类型
Table 3 Types of two-factor interaction result

判断依据	交互作用类型
$q(X_1 \cap X_2) < \min(q(X_1), q(X_2))$	非线性减弱
$\min(q(X_1), q(X_2)) < q(X_1 \cap X_2) < \max(q(X_1), q(X_2))$	单因子非线性减弱
$q(X_1 \cap X_2) > \max(q(X_1), q(X_2))$	双因子增强
$q(X_1 \cap X_2) = q(X_1) + q(X_2)$	独立
$q(X_1 \cap X_2) > q(X_1) + q(X_2)$	非线性增强

本研究根据土地利用/覆盖数据分辨率,将研究区范围生成1 km×1 km的网格图,将生境质量指数与影响因素进行匹配,并采用标准差分级法将其进行分级,对各个影响因素进行离散,生境质量指数作为因变量,以影响因素作为自变量,具体运算过程在GeoDetector_2018模型中实现(http://geodetector.cn/#_7_Q/A)。

2 结果与分析

2.1 生境质量时空变化

黄河流域2000、2005、2010、2018年的生境质量指数分别为0.632、0.632、0.631、0.631,平均生境质量指数为0.631,整体生境质量较好,空间分异较为明显,但4期生境质量总体空间格局变化较小(图2)。根据已有研究的划分标准将生境质量分为低(0—0.2)、较低(0.2—0.4)、中等(0.4—0.6)、较高(0.6—0.8)和高(0.8—1)5个等级。生境质量指数高值区主要分布在黄河源区、秦岭、太行山区及宁夏平原与毛乌素沙地的过渡区域,占流域总面积的61.72%,该区土地利用/覆被以林地和草地为主,人类活动不频繁,生物多样性水平高。生境质量中等区主要分布在毛乌素沙地、腾格里沙漠,占流域总面积的8.99%。较低区域主要分布在关中盆地、渭河谷地以及黄河下游平原区,占流域总面积的26.71%,该区域是黄河流域耕地的集中分布区,受人类活动干扰程度高。低值区分布与区域建设用地分布高度一致,呈点状分布,集中在城镇、村庄等建设用地和草场中的荒地,占流域总面积的2.48%。

2000—2018年,黄河流域生境质量指数呈先减少后稳定不变的特征,总体呈现衰退趋势,衰退率为0.16%。大部分区域生境质量保持不变,生境质量指数下降区域占流域总面积的6.85%,在空间上呈零星分散分布特征,主要分布在兰州新区、关中盆地、郑州市周边、黄河三角洲区域以及毛乌素沙漠和宁夏平原地区。生境质量下降有两种情形:一是城镇建设空间扩展使得城市周边生境质量较低的区域逐渐向周围扩大,使生境质量较高的区域变为较低的区域,该区域土地利用强度加大,引起威胁源地扩张,从而导致生境质量发生退化;二是林地转换为其他地类,草地转换为建设用地、耕地或未利用地,水域或未利用地转换为建设用地等情形,生境适宜度下降,生境质量下降。生境质量提升区域分布非常分散,在黄土高原区域、宁夏平原与毛乌素沙地过渡区域以及河套平原区域均有分布,面积约占流域总面积的5.67%。与黄土高原区域退耕还林等生态工程有直接关系,耕地变为林地或草地,生境适宜度提高。通过分析生境质量不同等级面积所占比例发现(表4),低和高等级生境质量所占比例均有所增加,分别从2000年的2.31%和

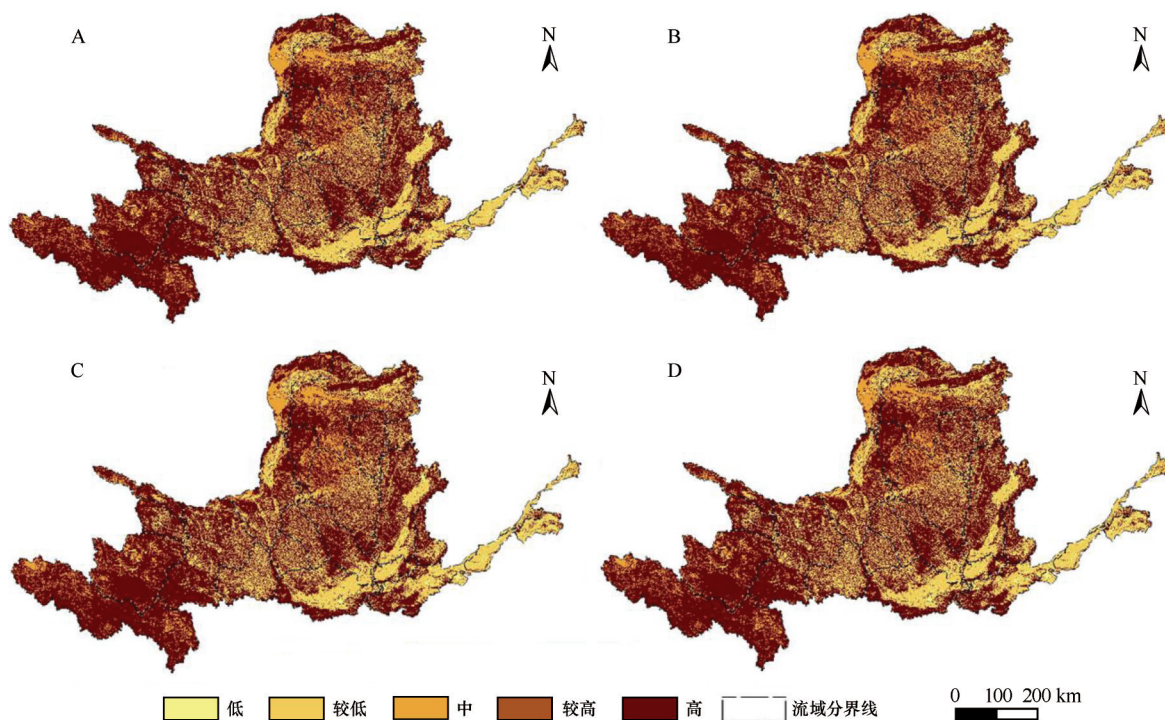


图2 2000年(A)、2005年(B)、2010年(C)和2018年(D)黄河流域生境质量空间分布

Fig.2 Spatial distribution of habitat quality in 2000 (A), 2005 (B), 2010 (C), 2018 (D)

表4 黄河流域2000—2018年各质量等级生境所占比例
Table 4 Proportion of habitat quality of different grades in the Yellow River Basin from 2000 to 2018

等级	生境质量指数	各质量等级生境在不同年份所占的比例/%			
		2000年	2005年	2010年	2018年
低	0.0—0.2	2.31	2.31	2.56	3.02
较低	0.2—0.4	27.05	27.05	26.51	26.31
中等	0.4—0.6	8.96	8.96	9.11	8.93
较高	0.6—0.8	0.00	0.00	0.00	0.00
高	0.8—1.0	61.68	61.68	61.82	61.74

61.68%增加到3.02%和61.74%,而较低和中等等级所占比例减少,分别从2000年的27.05%和8.96%减少到26.31%和8.93%,说明黄河流域生境质量出现两极分化的特征。

2.2 生境质量空间关联性

全局空间自相关分析显示,4期数据均通过1%显著性检验,说明在99.9%置信度下黄河流域生境质量存在空间自相关,Moran's I 值分别为0.5894、0.5858、0.5844和0.6964,说明黄河流域生境质量具有高度空间相关性,生境质量在空间上呈现出相似值的两极集聚特征(图3),即生境质量较高的区域

集聚(高-高集聚特征),生境质量较低的区域集聚(低-低集聚特征)。2000—2018年生境质量空间集聚特征类似,黄河流域生境质量高值区域集中在黄河源区所在的青藏高原,并零星分布于毛乌素沙地、秦岭山区以及黄土高原南段。生境质量的低值区域集中在黄河流域下游、关中平原以及汾河谷地区。2000—2018年,高值集聚区和低值集聚区的范围具有不断扩张趋势,通过显著性检验高值集聚区域占流域总面积的比例从28.44%增加到29.72%,低值集聚区占流域总面积的比例从16.56%增加到18.07%,说明黄河流域生境质量两极集聚特征越来越明显。

2.3 生境退化度时空变化

生境退化度指数高表示威胁因子对区域生境质量造成潜在破坏程度高、生境质量下降概率大,反之亦然^[42]。黄河流域2000、2005、2010、2018年平均生境退化度指数分别为0.0335、0.0334、0.0336、0.0337,小幅度上升,升幅为0.09%,说明全流域生境质量下降的概率增大。从图4可知,生境退化度总体表现为东高西低,尤其是黄河下游、关中盆地—汾河谷地以及宁夏平原区域生境退化度最高。导致这种空间分布特征的原因,一方面是这些区域

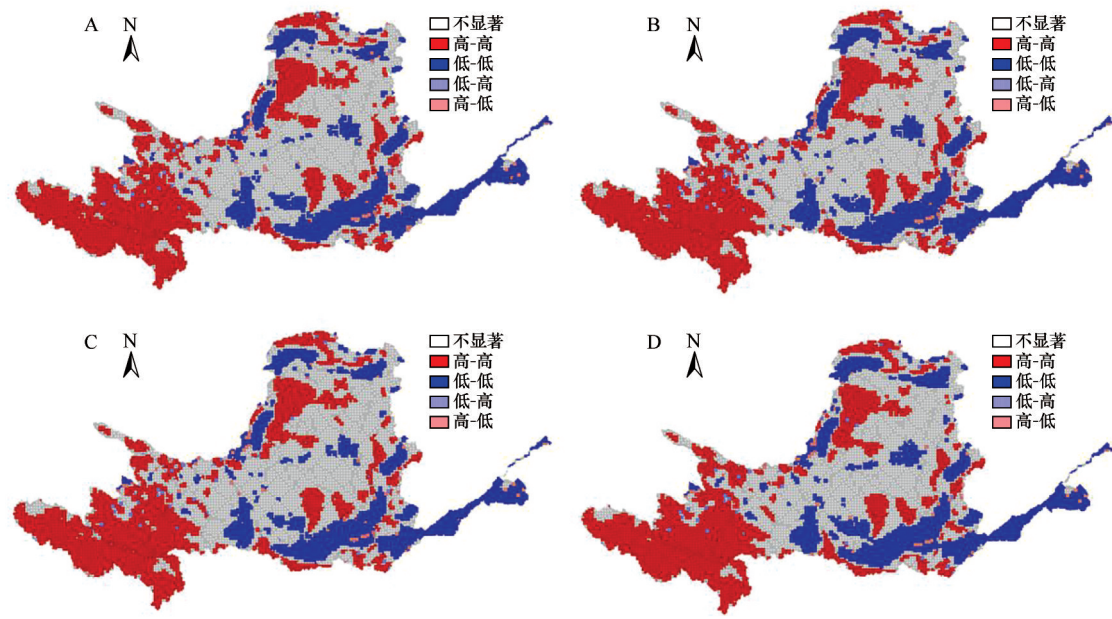


图3 2000年(A)、2005年(B)、2010年(C)和2018年(D)黄河流域生境质量空间LISA集聚图
Fig.3 Spatial Lisa cluster of habitat quality in 2000 (A), 2005 (B), 2010 (C), 2018 (D)

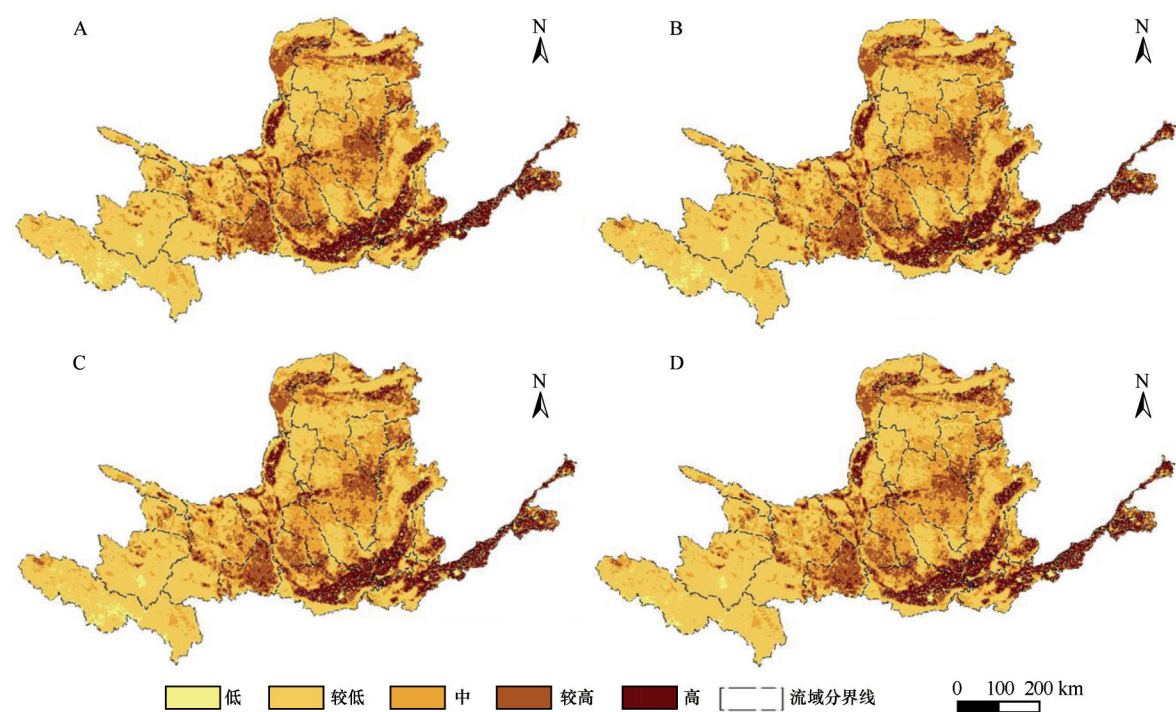


图4 2000年(A)、2005年(B)、2010年(C)和2018年(D)黄河流域生境退化度空间分布
Fig.4 Spatial distribution of habitat quality degradation in 2000 (A), 2005 (B), 2010 (C), 2018 (D)

人口密度相对较大,城镇居民用地以及耕地集中分布,来自人类活动的干扰较多,生境质量下降的概率较大,另一方面是伴随着城市及农村建设用地扩张,这些区域的生境退化度不断变大,在空间上呈现出退化区域的扩张。

根据评估结果,将生境退化度分为低(0)、较低(0—0.03)、中等(0.03—0.06)、较高(0.06—0.09)和高

(≥0.09)5个等级。2000—2018年,全流域退化度低、较低和中等所占面积增加,而较高和高退化度面积减少(表5),表明大概率退化的区域减少(高和较高等级区域),小概率退化的区域(低、较低和中等)增加。

2.4 生境质量空间分异驱动因子

不同因子的决定力 q 值不同,决定力(q 值)土地

表 5 黄河流域 2000—2018 年各退化度等级生境所占比例
Table 5 Proportion of habitat quality of different degradation grades in the Yellow River Basin from 2000 to 2018

等级	生境退化度	各退化度等级生境在不同年份所占的比例/%			
		2000 年	2005 年	2010 年	2018 年
低	0.00	3.225	3.233	3.532	3.493
较低	0.00—0.03	43.438	43.560	43.514	43.472
中等	0.03—0.06	27.833	28.099	28.097	28.394
较高	0.06—0.09	16.052	15.808	15.702	15.675
高	≥0.09	9.452	9.300	9.155	8.966

利用/覆被>气温>NDVI>海拔>降雨量>人口密度>GDP>坡度(表 6),各个影响因子在不同程度上解

表 6 生境质量空间分异特征的影响因子探测结果

Table 6 GeoDetector of habitat quality factors

影响因子	NDVI	人口密度	GDP	土地利用/覆被	降雨量	气温	坡度	海拔
决定力	0.3500	0.2012	0.2000	0.5560	0.2066	0.4394	0.1541	0.3430

从因子交互作用探测结果可知(表 7),土地利用/覆被 \cap 气温(0.7021)、土地利用/覆被 \cap 海拔(0.7021)、土地利用/覆被 \cap 坡度(0.6986)、土地利用/覆被 \cap NDVI(0.6764)、NDVI \cap 海拔(0.6488)、土地利用/覆被 \cap 降雨量(0.6131)的交互作用较大;土地利用/覆被 \cap 人口密度(0.5647)、土地利用/覆被 \cap GDP(0.5634)、坡度 \cap 气温(0.5159)、气温 \cap GDP(0.5083)、气温 \cap 人口密度(0.5082)交互作用次之,而 GDP \cap 人口密度(0.2020)的交互作用最低。结合单因子探测结果可知,任何两种驱动因子对生境质量空间分异的交互作用都要大于单个驱动因子的作用^[43]。土地利用/覆被与其他因子的交互作用明显,说明不同的土地利用/覆被结构决定不同生态系

释了生境质量的空间分异。土地利用/覆被的 q 值高于其他因素,为 0.5560,是影响生境质量空间分异的第一主导因素,其次为气温, q 值为 0.4394。根据研究区土地利用/覆被变化可知,建设用地逐期增加,成为黄河流域生境质量最大的威胁因子,是造成生境质量下降的主要原因,而林地、草地增加是生境质量上升的主要原因,土地利用/覆被空间格局的变化是影响生境质量空间分异特征的核心因子。该区域的自然环境因素(土地利用/覆被、气温、NDVI、海拔)显著影响生境质量空间分布格局,未来加大保护自然环境的力度,实施生态修复和恢复生物多样性,在一定程度上可以保障该区域生态安全。

统类型的分布格局,自然因子在交互作用下增加了对生境空间分布的影响力度^[44]。这主要是因为 InVEST 模型所评估的生境质量主要是基于土地利用/覆被类型的结果,生境质量空间特征主要受土地利用/覆被空间格局的影响。从大尺度来看,影响土地利用/覆被类型空间特征的核心因子是诸如海拔、坡度等自然因素,在空间上表现出极为显著的地带性特征。海拔和坡度表明了人类活动的可达性,高海拔或陡坡区域的可达性相对较低,由于人类活动干扰的可及性有限,山区的生境质量水平优于平原地区。此外,土地利用/覆被类型的自然变化很大程度上受气温和降水的影响,自然因子通过影响土地利用/覆被空间格局而影响生境质量,从而使得两因

表 7 生境质量空间分异特征影响因子的交互作用探测结果

Table 7 Interactive detection of habitat quality factors

影响因子	NDVI	人口密度	GDP	土地利用/覆被	降雨量	气温	坡度	海拔
NDVI	0.3500							
人口密度	0.3913	0.2012						
GDP	0.3906	0.2020	0.2000					
土地利用/覆被	0.6764	0.5647	0.5634	0.5560				
降雨量	0.4709	0.2725	0.2789	0.6131	0.2066			
气温	0.6659	0.5082	0.5083	0.7012	0.4934	0.4394		
坡度	0.5096	0.3147	0.3133	0.6986	0.4042	0.5159	0.1541	
海拔	0.6488	0.5091	0.5086	0.7021	0.4773	0.4634	0.3964	0.3430

子之间的交互作用相比单因子更加显著。社会经济因素交互作用较低,说明人为因子对土地利用/覆被的分布起到次要作用,因此其对生境质量的空间分异特征的影响并不显著,但并不能说明人为因子对生境质量高低的影响不显著,18年间生境质量降低的主要原因依然是建设用地的扩张等威胁源的增加。

3 讨论

生境质量指数的高低由生境适宜度决定,由于草地和林地的生境适宜度高于未利用地和耕地,因此评估得到的生境质量空间分布与区域土地利用/覆被高度一致,黄河流域上游以林地和草地为主,而耕地集中分布在下游区域,因此生境质量整体呈现了西高东低的空间特征。2000年以后,随着人口的增加,黄河流域尤其是下游人类活动增加,城镇化进程加快,建设用地的增加威胁到周围的生境,导致生境碎片化、连通性差,最终导致该区域生境质量的下降。18年间,黄河流域建设用地面积增加5 749 km²,增幅为30.87%(图5),生境类型向非生境类型转移。同时,中国政府实施了退耕还林还草政策,使得整个流域的植被覆盖度提高,且黄河中下游植被覆盖增加最为显著,使得流域生境质量上升,18年间,全流域林地面积增加了2 680 km²(图5),生境适宜度有所提高。因此,全流域生境质量上升和下降同时存在,但下降的幅度略高于上升幅度,进而表现为全流域生境质量小幅下降趋势。这

与国内外其他地区的研究一致,如疏勒河流域^[45]、黄河三角洲^[46]、密歇根湖支流^[47]和巴拉塔普扎河流域^[48],说明土地利用变化引起生境质量下降是一种普遍现象。其次气候条件也决定生境质量的空间分异特征,Aide等^[49]的研究结果支持这一结论,他们发现气候条件是决定造林的重要因素,所以气候条件在生境质量的变化中的重要性不容忽视。NDVI是反映植被生产力和盖度的重要参数,NDVI通常用作描述植被结构或植被管理的替代物^[50],流域植被结构和经营管理影响着生境质量的空间分布,植被状况和盖度较高的地区生境质量和生物多样性水平高。气候、地形、NDVI等自然特征作为相对稳定的内生驱动因子,决定了生境质量的空间分布,同时,社会经济活动作为可管理的外部驱动因素,往往会导致生境质量的退化^[51],这与Wu等^[52]和Terrado等^[53]的研究结果一致。

黄河流域总体生境质量下降,同时该区域生境质量呈现出两极空间集聚的特征,即生境质量高值与低值区出现集聚态势,高值在上游集聚,低值在下游集聚,且集聚趋势越来越明显。2000—2018年,生境质量的Moran's *I*值从0.5894增加到0.6964,这是因为近年来针对林地、草地集中分布的生态敏感区和生境适宜度较高区域,实施了诸多的生态修复和建设工程。如三江源生态保护和建设工程、山水林田湖草综合治理工程等,均有助于提升生境质量。同时受气候、地形等自然因素限制,人为活动干扰小,该区域生境质量持续上升。黄河流域中下游是耕地、建设用地等的集中分布区,也是黄河流域经济发展区和人口集聚区,作为生境质量威胁源的建设用地高度聚集,对上述地区生境质量造成巨大威胁,生境质量一直呈现下降趋势。这说明黄河上游地区所采取的生态恢复等措施明显改善了该区域的生境质量,而且由于较少受人类活动干扰,致力于恢复自然生境的各种措施容易产生积极效应,应进一步加大黄河上游地区的生态保护和生态恢复措施。黄河中下游地区可以通过划定城镇开发边界,控制摊大饼式建设用地扩张,有效控制新增建设用地。此外,对于耕地集中区,减少农药、化肥使用,有效控制农业面源污染,从而提高生境低值及退化程度高区域的生态质量。

模型应用中变量参数的设定以及替代存在一定的局限性,InVEST模型弥补了传统生态系统服务评估方法的不足,为生态系统服务评估提供了有

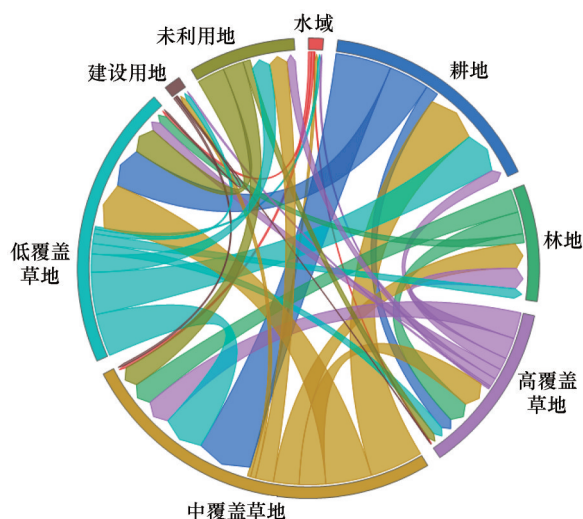


图5 黄河流域2000—2018土地利用转移矩阵
Fig.5 Transition matrix of land-use in the Yellow River Basin in 2000—2018

效途径。然而,在生境质量评估中,该模型仍存在一定不足,一方面模型通过累加威胁因子对生境质量的影响来获取研究区生境质量,但各威胁因子效应的简单累加并不等于各威胁因子对生境质量的综合影响,在某种情况下,多重威胁因子的集体效应可能远大于单个威胁因子的总和,而InVEST模型没有考虑这种影响,需进一步改进完善模型^[54]。另一方面,本研究根据线性威胁源和平面威胁源计算生境质量,没考虑污染物排放等非平稳点威胁源的影响。未来,有必要增加点威胁源数据的收集,并考虑特定人类活动对生境质量的影响,以补充和优化模型参数,获得更加准确的分析结果^[55]。

4 结论

2000—2018年,黄河流域平均生境质量指数为0.631,整体呈现小幅下降趋势,在空间上表现出西高东低的分布特征;18年间,生境质量空间变化不大,生境质量下降区和上升区分别占流域总面积的6.85%和5.67%,上升主要原因是生态工程的实施改变区域土地利用/覆被类型,使得生境适宜性增强,而下降的主要原因是建设用地扩张。

黄河流域生境质量在空间上表现高度正相关特征,即生境质量在空间上有两极集聚特征,而且随着时间推移,这种趋势越来越明显,Moran's *I*值从2000年的0.5894增加到2018年0.6964。生境质量的低值区域集中在黄河流域下游、关中平原以及汾河谷地区,生境质量高值区域集中在黄河河源区所在的青藏高原。

土地利用/覆被因子是生境质量空间分异最重要的驱动因子,*q*值为0.5560,而且任何两种驱动因子对生境质量空间分异的交互作用都要大于单驱动因子的单独作用,土地利用/覆被与气温、海拔、降雨量、坡度以及NDVI的交互因子均大于0.5,呈现出非常显著的驱动特征。

参考文献:

- [1] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis[R]. Washington DC, USA: Island Press, 2005.
- [2] Ellis E C, Pascual U, Mertz O. Ecosystem services and nature's contribution to people: negotiating diverse values and trade-offs in land systems[J]. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2019, 38: 86–94.
- [3] Watson K B, Galford G L, Sonter L J, et al. Effects of human demand on conservation planning for biodiversity and ecosystem services[J]. Conservation Biology, 2019, 33: 942–952.
- [4] Fellman J B, Hood E, Dryer W, et al. Stream physical characteristics impact habitat quality for Pacific salmon in two temperate coastal watersheds[J]. PLoS One, 2003, 10(7): e0132652.
- [5] Gaglio M, Aschonitis V G, Gissi E, et al. Land use change effects on ecosystem services of river deltas and coastal wetlands: case study in Volano-Mesola-Goro in Po river delta (Italy)[J]. Wetlands Ecology and Management, 2017, 25: 67–86.
- [6] Gao Y, Ma L, Liu J X, et al. Constructing ecological networks based on habitat quality assessment: a case study of Changzhou, China[J]. Scientific Reports, 2017, 7: 46073.
- [7] Sharp R, Tallis H T, Ricketts T, et al. InVEST 3.2.0 User's Guide[Z]. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, 2018.
- [8] Hillard E M, Nielsen C K, Groninger J W. Swamp rabbits as indicators of wildlife habitat quality in bottomland hardwood forest ecosystems[J]. Ecological Indicators, 2017, 79: 47–53.
- [9] Dominique W, Gabriela S, Klaus E. Predicting habitat quality of protected dry grasslands using Landsat NDVI phenology[J]. Ecological Indicators, 2018, 91: 447–460.
- [10] Peng J, Pan Y, Liu Y, et al. Linking ecological degradation risk to identify ecological security patterns in a rapidly urbanizing landscape[J]. Habitat International, 2018, 71: 110–124.
- [11] Barbara R, Stefan L. A spatially explicit patch model of habitat quality, integrating spatio-structural indicators[J]. Ecological Indicators, 2018, 94: 8–14.
- [12] Haddad N M, Brudvig L A, Clobert J, et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems[J]. Science Advances, 2015, 1(2): e1500052.
- [13] Newbold T, Hudson L N, Hill S L, et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity[J]. Nature, 2015, 520(7545): 45–50.
- [14] Janus J, Bozek P. Land abandonment in Poland after the collapse of socialism: over a quarter of a century of increasing tree cover on agricultural land[J]. Ecological Engineering, 2019, 138: 106–117.
- [15] Liu Y, Huang X, Yang H, et al. Environmental effects of land-use/cover change caused by urbanization and policies in Southwest China Karst area: a case study of Guiyang[J]. Habitat International, 2014, 44: 339–348.
- [16] Guo Z, Zhang L, Li Y. Increased dependence of humans on ecosystem services and biodiversity[J]. PLoS One, 2010, 5: e13113.
- [17] Dai L, Li S, Lewis B J, et al. The influence of land use change on the spatial-temporal variability of habitat quality between 1990 and 2010 in Northeast China[J]. Journal of Foraminiferal Research, 2019, 30: 2227–2236.
- [18] 孔令桥, 张路, 郑华, 等. 长江流域生态系统格局演变及驱动力[J]. 生态学报, 2018, 38(3): 741–749.

- [19] 金龙如,孙克萍,贺红士,等.生境适宜度指数模型研究进展[J].生态学杂志,2008,27(5):841-846.
- [20] Pressey R L, Bottrill M C. Approaches to landscape-and seascape-scale conservation planning: convergence, contrasts and challenges[J]. *Oryx*, 2009, 43: 464-475.
- [21] Sarkar S, Pressey R L, Faith D P, et al. Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future[J]. *Annual Review of Environment and Resources*, 2006, 31: 123-159.
- [22] Terrado M, Sabater S, Chaplin-Kramer 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.
- [23] Tallis H, Ricketts T, Guerry A, et al. InVEST 3.3.0 User's guide: integrated valuation of environmental services and trade-offs[Z]. (2020-11-20). http://data.Natural capital project.org/invest-releases/documentation/3_0_0/.
- [24] Polasky S, Nelson E, Pennington D, et al. The impact of land-use change on ecosystem services, biodiversity and returns to landowners: a case study in the state of Minnesota[J]. *Environmental & Resource Economics*, 2011, 48: 219-242.
- [25] Kunwar R M, Evans A, Mainali J, et al. Change in forest and vegetation cover influencing distribution and uses of plants in the Kailash Sacred Landscape, Nepal[J]. *Environment, Development and Sustainability*, 2020, 22: 1397-1412.
- [26] Sharp R, Tallis H T, Ricketts T, et al. InVEST 3.6.0 User's Guide[Z]. The Natural Capital Project, Stanford University, the University of Minnesota, The Nature Conservancy, the World Wildlife Fund. (2020-11-20) <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest>.
- [27] Sallustio L, De Toni A, Strollo A, et al. Assessing habitat quality in relation to the spatial distribution of protected areas in Italy[J]. *Journal of Environmental Management*, 2017, 201: 129-137.
- [28] 王惠,许月卿,刘超,等.基于地理加权回归的生境质量对土地利用变化的响应:以河北省张家口市为例[J]. *北京大学学报(自然科学版)*, 2019, 55(3): 509-518.
- [29] 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, 8(6): 979-986.
- [30] 包玉斌,刘康,李婷,等.基于InVEST模型的土地利用变化对生境的影响:以陕西省黄河湿地自然保护区为例[J]. *干旱区研究*, 2015, 32(3): 622-629.
- [31] 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.
- [32] 刘春艳,朱康文,刘吉平.三峡库区重庆段土地覆盖和生物多样性功能演化及预测[J]. *农业工程学报*, 2017, 33(19): 258-267.
- [33] Zhang X R, Song W, Lang Y Q, et al. Land use changes in the coastal zone of China's Hebei Province and the corresponding impacts on habitat quality[J]. *Land Use Policy*, 2020, 99: 104957.
- [34] 朱增云,阿里木江·卡斯木.基于地理探测器的伊犁谷地生境质量时空演变及其影响因素[J]. *生态学杂志*, 2020, 39(10): 3408-3420.
- [35] Zhang X R, Zhou J, Li G N, et al. Spatial pattern reconstruction of regional habitat quality based on the simulation of land use changes from 1975 to 2010[J]. *Journal of Geographical Sciences*, 2020, 30(12): 601-620.
- [36] Anselin L. Local indicators of spatial association-LISA[J]. *Geographical Analysis*, 1995, 27: 93-115.
- [37] Getis A, Ord J K. The analysis of spatial association by use of distance statistics[J]. *Geographic Analysis*, 1992, 24: 189-206.
- [38] 王蓓,赵军,胡秀芳.基于InVEST模型的黑河流域生态系统服务空间格局分析[J]. *生态学杂志*, 2016, 35(10): 2783-2792.
- [39] 王劲峰,徐成东.地理探测器:原理与展望[J]. *地理学报*, 2017, 72(1): 116-134.
- [40] Hu Y, Wang J F, Li X H, et al. Geographical detector-based risk assessment of the under-five mortality in the 2008 Wenchuan earthquake, China[J]. *PloS One*, 2011, 6(6): 2466299947.
- [41] Zhan D, Kwan M P, Zhang W, et al. The driving factors of air quality index in China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 197: 1342-1351.
- [42] Huang J X, Wang J F, Bo Y C, et al. Identification of health risks of hand, foot and mouth disease in China using the geographical detector technique[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2014, 11(3): 3407-3423.
- [43] 韦惠兰,郭达.玛曲高寒草甸生态系统的动态变化及其驱动力[J]. *中国沙漠*, 2015, 35(5): 1413-1420.
- [44] 常亚斌,朱睿,肖生春,等.1980—2015年阿拉善盟沙地面积变化及其驱动因子[J]. *中国沙漠*, 2020, 40(6): 82-90.
- [45] Ma L B, Bo J, Li X Y, et al. Identifying key landscape pattern indices influencing the ecological security of inland river basin: the middle and lower reaches of Shule River Basin as an example[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 674: 424-438.
- [46] Yang W, Jin Y, Sun T, et al. Trade-offs among ecosystem services in coastal wetlands under the effects of reclamation activities[J]. *Ecological Indicators*, 2017, 92: 354-366.
- [47] Brumm K J, Jonas J L, Prichard C G, et al. Land cover influences on juvenile Rainbow Trout diet composition and condition in Lake Michigan tributaries[J]. *Ecology of Freshwater Fish*, 2019, 28: 11-19.
- [48] John J, Chithra N R, Thampi S G. Prediction of land use/cover change in the Bharathapuzha river basin, India using geospatial techniques[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2019, 191: 15.
- [49] Aide T M, Clark M L, Grau H R, et al. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001-2010)[J]. *Biotropica*, 2013, 45: 262-271.
- [50] Weber D, Schaepman-Strub G, Ecker K. Predicting habitat quality of protected dry grasslands using Landsat NDVI phenology[J]. *Ecological Indicators*, 2018, 91: 447-460.

- [51] Yan S J, Wang X, Cai Y P, et al. An integrated investigation of spatiotemporal habitat quality dynamics and driving forces in the upper basin of Miyun reservoir North China[J]. *Sustainability*, 2018, 10(12):4625–4641.
- [52] Wu C F, Lin Y P, Chang L C, et al. Assessing highway's impacts on landscape patterns and ecosystem services: a case study in Puli Township, Taiwan[J]. *Landscape and Urban Planning*, 2014, 128:60–71.
- [53] Terrado M, Sabater S, Chaplin-Kramer 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.
- [54] Tang F, Fu M C, Wang L, et al. Land-use change in Changli County, China: predicting its spatio-temporal evolution in habitat quality[J]. *Ecological Indicators*, 2020, 117:106719.
- [55] Xu L T, Chen S S, Xu Y, et al. Impacts of land-use change on habitat quality during 1985–2015 in the Taihu Lake Basin[J]. *Sustainability*, 2019, 11(13):3513–3533.

Spatial-temporal evolution of habitat quality and its influencing factors in the Yellow River Basin based on InVEST model and GeoDetector

Yang Jie^a, Xie Baopeng^b, Zhang Degang^a

(^a. College of Pratacultural Science / ^b. College of Management, Gansu Agricultural University, Lanzhou 730070, China)

Abstract: The Yellow River Basin is an important ecological region in China, and it is of great significance to explore the spatio-temporal variation characteristics of biodiversity in this basin for regional ecological protection and restoration. In this study, the InVEST model is used to evaluate the habitat quality of the Yellow River Basin from 2000 to 2018, combined with the spatial autocorrelation model to explore its temporal and spatial changes characteristics. The driving factors of spatial differentiation characteristics of habitat quality are analyzed by using the single factor detection and interactive detection methods of geographic detectors. The results show that: from 2000 to 2018, the average habitat quality index of the Yellow River Basin was 0.631, with a decline rate of 0.16%, and the habitat quality index was high in the west and low in the east. The habitat quality index of the Yellow River Basin exhibits a highly positive spatial correlation characteristic, which shows that the similar values of habitat quality gather in space. The low-value areas of habitat quality are mainly concentrated in the lower reaches of the Yellow River Basin, Guanzhong Plain and Fenhe Valley, while the high-value areas of habitat quality are mainly concentrated in the Qinghai-Tibet Plateau in the upper reaches of the Yellow River. Land use cover type is the most important driving factor for the spatial differentiation of habitat quality, with q value of 0.5560. Moreover, the interaction between any two driving factors on spatial differentiation of habitat quality is greater than that of one driving factor alone, and the interaction factors between land use cover types and temperature, elevation, rainfall, slope and NDVI are all greater than 0.5.

Key words: habitat quality; InVEST model; GeoDetector; spatio-temporal evolution; Yellow River Basin