

DOI: 10.20103/j.stxb.202311272587

王维奇, 刘欣, 刘晨晖, 陈延菲, 高静然, 王凯平, 张云路. 放牧压力对中国北方农牧交错带生态系统健康的影响. 生态学报, 2024, 44(14): 6288-6300.

Wang W Q, Liu X, Liu C H, Chen Y F, Gao J R, Wang K P, Zhang Y L. Impacts of grazing pressure on ecosystem health in the agro-pastoral intertwined areas of northern China. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(14): 6288-6300.

放牧压力对中国北方农牧交错带生态系统健康的影响

王维奇, 刘欣, 刘晨晖, 陈延菲, 高静然, 王凯平, 张云路*

北京林业大学园林学院, 北京 100083

摘要: 中国北方农牧交错带生态系统敏感脆弱、不稳定, 其健康状况受多种因素影响, 其中以放牧为代表的人类经济活动影响显著。高强度放牧是造成草地退化的重要原因, 草地退化又是影响草原生态系统健康的关键因素。利用归一化植被指数和牲畜量量化放牧压力, 并选取合理的模型探究放牧对于中国北方农牧交错带生态健康的影响, 确定合理的放牧强度和策略, 以实现草畜平衡和区域可持续发展。基于“活力-组织力-弹性-生态服务”(VORS)模型, 构建起包括自然、社会等多方面的指标体系, 评估了 2000—2015 年北方农牧交错带的生态健康系统水平, 并采用 Moran's I 探讨放牧压力和生态系统健康指数的空间相关性, 并从普通最小二乘法、地理加权回归模型、时间加权回归模型和时空地理加权回归模型选择最优回归模型, 揭示放牧压力对于生态系统健康的影响机制。结果表明: (1) 2000—2015 年放牧强度格局高值区域主要为内蒙古草原地区, 低值区域主要为陕西高原地区。(2) 2000—2015 年中国北方农牧交错带的生态系统健康指数呈现上升趋势, 区域整体处于亚健康状态和一般健康状态。(3) 全局双变量 Moran's I 结果显示在 2000—2015 年呈现负相关影响关系, 但影响力度在变小。(4) 多种回归模型比较, GTWR 模型表现最优。2000—2015 年, 正向驱动空间集中在内蒙古、辽宁以及山西省区县; 负向驱动空间集中在陕西省、甘肃等区域, 同时影响强度持续增强。研究通过不同区县、不同的草原的反应状况, 提出放牧政策的不同实施建议, 致力于实现草原资源的可持续利用和生态系统的持续健康。

关键词: 生态系统健康; 放牧压力; 北方农牧交错带; 时空演变; 退耕还林(草); 放牧政策

Impacts of grazing pressure on ecosystem health in the agro-pastoral intertwined areas of northern China

WANG Weiqi, LIU Xin, LIU Chenhui, CHEN Yanfei, GAO Jingran, WANG Kaiping, ZHANG Yunlu*

School of Landscape Architecture, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China

Abstract: Ecosystem health is a self-regulatory and restorative capacity of regional ecosystems to maintain ecological vitality, organization and resilience in the face of external disturbances. The transition zone between neighboring ecosystems, on the other hand, is more sensitive and fragile because of the interaction of different ecosystems and the impact of human activities, etc., and its health status is more easily threatened. The agricultural and pastoral zone in northern China is the transition zone between the semi-humid zone and the semi-arid zone, and it is also an important agricultural zone for the transitional development of China's agricultural and pastoral zones, and it is now facing the serious problem of grassland degradation. High-intensity grazing is an important cause of grassland degradation, which in turn is a key factor affecting the health of grassland ecosystems. Modeling and evaluating grazing pressure by combining normalized vegetation indices with livestock numbers, and thus studying the impacts on the ecological health of the region, in order to determine a reasonable grazing intensity to achieve grass-livestock balance and sustainable regional development. In this

基金项目: 农业农村部规划设计研究院乡村振兴重点课题(xczxzdkt-20230814)

收稿日期: 2023-11-27; 网络出版日期: 2024-05-13

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhangyunlu@bjfu.edu.cn

study, based on the Vitality-Organizational Strength-Resilience-Ecological Services (VORS) model, we constructed a system of indicators including natural and social aspects, assessed the level of ecological health systems in the northern agricultural and pastoral intertwined zone from 2000 to 2015, and used Moran's I to explore the spatial correlation between grazing pressure and ecosystem health indices. We also chose the optimal regression model from the Ordinary Least Squares (OLS) method, geographically-weighted regression model, time-weighted regression model, and spatiotemporally-geographically-weighted regression model, to reveal the mechanism of the impacts of grazing pressure on the ecological systems' health. The results showed that: (1) the areas with high values of grazing intensity patterns from 2000—2015 were mainly in the Inner Mongolian grassland region, and the areas with low values were mainly in the Shaanxi plateau region. (2) The ecosystem health index of the agricultural and pastoral intertwined zone in northern China showed an increasing trend from 2000 to 2015, and the region as a whole was in a subhealthy state and generally healthy state. (3) The results of global bivariate Moran's I showed negative correlation between 2000 and 2015, but the strength of the effect was decreasing. (4) When comparing multiple regression models, the GTWR model performed the best. In 2000—2015, the positive driving space was concentrated in the Inner Mongolia, Liaoning and Shanxi Province; the negative driving space was concentrated in Shaanxi Province, Gansu and other regions, and the intensity of the impact continued to increase. This paper also proposed different implementation suggestions for grazing policies through the response status of different districts and counties and grasslands, and was committed to realizing the sustainable use of grassland resources and the sustained health of the ecosystem.

Key Words: ecosystem health; grazing pressure; northern agro-pastoralist zone; spatial and temporal evolution; reforestation; grazing policy

草原生态系统的健康状况与气候变化、碳氮循环、土壤保持以及生物多样性息息相关。而在气候变化和人类活动的双重作用下,草地退化已成为一全球性问题^[1]。相关数据表示,中国约 90%的土地呈现退化趋势,是草地退化最为严重的国家之一^[2]。中国北方农牧交错带是半湿润区与半干旱区的过渡带,也是中国农区和牧区过渡发展的重要农业地带^[3]。历史上,人类对草原的开垦一直在频繁实施^[4-5],牲畜放牧也是人民对草原最重要的利用。然而,近些年来,随着人口的急剧增长和对自然资源和动物产品的需求不断增加,持续加大的放牧规模和粗放的放牧管理,导致草地严重退化^[6-8],改变植物群落组成和结构^[9],进而间接导致沙尘暴、草原荒漠化等自然灾害^[10-11],严重威胁自然生态系统稳定,造成恶性循环^[12-13]。脆弱的生态环境与规模化农牧养殖矛盾突出。过度放牧会影响生态系统的健康和可持续发展^[11],然而限制畜牧业的发展则减少牧民生计,影响该地区的经济和社会发展。中国许多农牧区正面临着支持以畜牧业为主导的经济发展和维护生态系统健康的矛盾问题。

以往的研究多以小尺度控制实验居多,如控制牧场大小、牲畜数量等,因此多研究于放牧对于植物结构^[14]、功能性状^[15]以及生态服务功能的影响,如土壤固碳^[16],气候调节^[17-18]、生物多样性^[19]等,难以反映大范围放牧引起的生态健康时空变化。近年来,多位学者将遥感植被数据和生物数据结合建立函数模型,以此评估区域放牧强度。如邵明轩等^[20]将 NDVI 与实测地上生物量结合建立反演模型,评估高寒草原放牧强度。植被变化直接受到放牧活动的干扰,并影响生态系统服务和功能。因此本文基于统计年鉴数据,将行政单元草地面积的牲畜量和 NDVI 结合起来建立放牧压力模型,以此反应区域内放牧压力的空间差异,从而探究其对各自区域生态系统健康状况的影响。

北方农牧交错带作为中国中东部地区重要的生态安全屏障和京津冀地区水源涵养带^[21],科学评定其生态系统健康状态,探究放牧压力对北方农牧交错带生态系统健康的影响,对指导我国生态环境治理、促进农牧生态平衡有重要的意义。因此本研究采用构建 VORS 模型指数评价生态系统健康综合指数,并利用空间回归模型,揭示放牧对北方农牧交错带生态系统健康发展的影响机制。

1 研究数据与方法

1.1 区域数据

根据中国农业部 2017 年发布的《关于北方农牧交错带农业结构调整的指导意见》,本研究的北方农牧交错带涵盖内蒙古、辽宁、河北、山西、陕西、甘肃、宁夏 7 个省,共涵盖 23 个市、146 个县(市、区)。该区域的总面积约为 81.34 万 km^2 (图 1),属于温带大陆性气候,年均气温在 2—8 $^{\circ}\text{C}$,年平均降水量约为 300—450mm,其地处东经 102 $^{\circ}55'$ —123 $^{\circ}28'$,北纬 34 $^{\circ}35'$ —45 $^{\circ}30'$,地形复杂,地貌类型多样,包括高原、丘陵、沙地、山地、平原 5 种地貌类型,其中高原与丘陵交错分布占据主要面积。截至 2019 年,农牧交错带的人口数量达到 1.2 亿,主要包含种植业和畜牧业两大食物生产系统,蕴含着巨大的生产潜力。

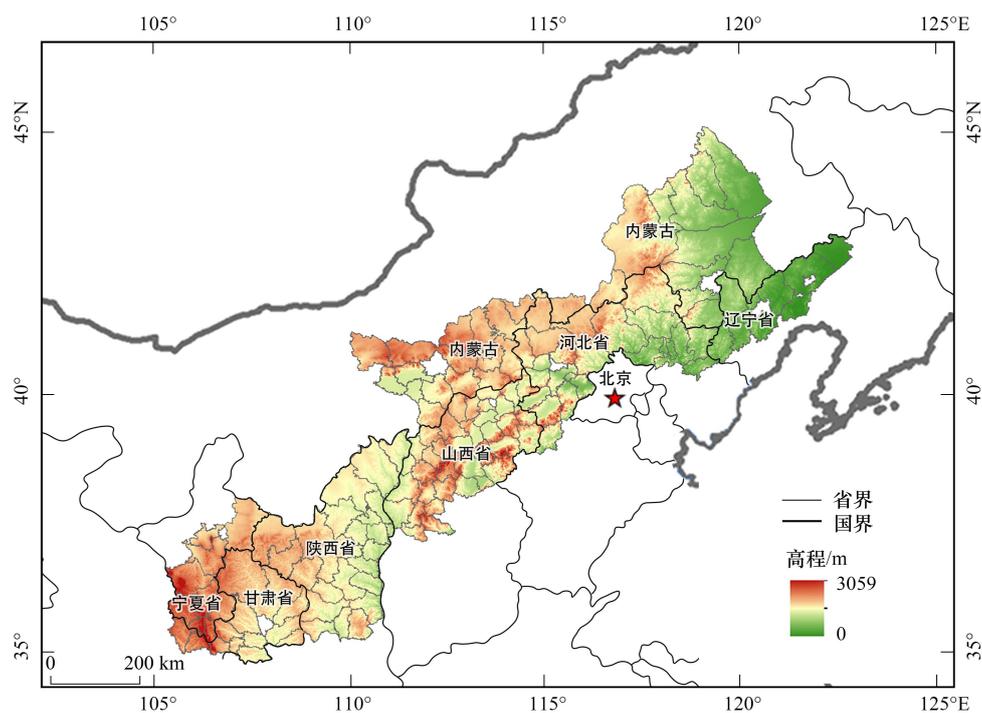


图 1 中国北方农牧交错带区位图

Fig.1 Location map of the mixed agro-pastoral zone of northern China

本研究用到的土地利用数据、归一化植被指数 (NDVI)、植被净初级生产力 (NPP) 均来源于中国科学资源环境数据云平台 (<https://www.resdc.cn/Default.aspx>),其中土地利用数据选取了 2000 年、2005 年、2010 年和 2015 年共计 4 期,根据《土地利用现状分类》标准和研究区域的实际情况将土地利用类型分为耕地、林地、草地、水域、建设用地、未利用地共 6 个类型。通过对四年的土地利用数据进行校正处理后,得到分辨率为 1000m 的 2000 年、2005 年、2010 年和 2015 年的土地利用数据,得到的数据主要用于 Shannon 均匀度指数、蔓延度指数和斑块凝聚度指数等指标的计算;文中以草原单位面积的牲畜量和植被生产力结合起来表示放牧压力,所用到的社会生产指标(牲畜量)均来自于 2000—2015 年《中国县域统计年鉴》以及各省(自治区)统计年鉴。对所有的数据均采用相同的网格覆盖,网格设定为 5km \times 5km。具体的数据来源和内容见表 1。

1.2 研究方法

1.2.1 生态系统健康评估与放牧压力量化

(1) 指标选取

以北方农牧交错带的区域特征建立“活力-组织-弹性”模型 (Vigor-Organization-Resilience, VOR),并将生

态系统服务价值纳入状态层面^[22],以反映生态系统的完整性与功能性。活力即系统的活性、新陈代谢能力和初级生产力压力,可选取归一化植被指数(NDVI)来进行评价^[21-22]。组织力用于表示生态系统的复杂性,本次选用 Shannon 多样性指数(SHDI)、蔓延度指数(CONTAG)、斑块凝聚度指数(COHESION)、景观破碎度指数 4 个指标来表征系统组织力。弹性是指系统受外界干扰的自我抵抗力和恢复速率,本次选用生态弹性度指数表征系统恢复力。各个指标的计算方法如下:

表 1 数据来源及描述

Table 1 Data sources and descriptions

数据 Data	来源 Source	空间分辨率 Resolution
土地利用遥感监测数据 Land use remote sensing monitoring data	以各期 Landsat TM/ETM 遥感影像为主要数据源。	1km×1km
植被覆盖指数 Normalized difference vegetation index(NDVI)	基于连续时间序列的 SPOT/VEGETATION NDVI 卫星遥感数据,采用最大值合成法生成的年度植被指数数据集。	1km×1km
植被净初级生产力 Net primary productivity(NPP)	基于光能利用率模型 GLO_PEM 计算获取。	1km×1km
社会生产指标(牲畜量) Social production indicators (livestock volume)	在全国公布的《中国县域统计年鉴》和各省市公布的统计年鉴的数据基础上,进行分级分类提取有效数据。	1km×1km

①Shannon 多样性指数(SHDI)用于衡量生态系统结构的复杂性^[23]。计算公式为

$$SHDI = - \sum_{i=1}^m (p_i \ln p_i) \quad (1)$$

式中, p_i 为景观类型 i 所占面积的比例, m 为景观类型的数目。

②斑块凝聚度指数(COHESION)定义

$$COHESION = \left[1 - \frac{\sum_{j=1}^m p_{ij}}{\sum_{j=1}^m p_{ij} \sqrt{a_{ij}}} \right] \left[1 - \frac{1}{\sqrt{A}} \right]^{-1} \times 100 \quad (2)$$

式中, a_{ij} 指第 i 类景观中 j 个斑块的面积(m^2); p_{ij} 代表第 i 类景观中第 j 个斑块的周长(m); A 为该景观的总面积(hm^2)。

③蔓延度指数(CONTAG)定义

$$CONTAG = \left[\frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left[(P_i) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right] \left[\ln(P_i) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right]}{2 \ln(m)} \right] \times 100 \quad (3)$$

式中, P_i 为类型斑块所占的面积百分比; g_{ik} 为 i 类型斑块和 k 类型斑块毗邻的数目; m 为景观中的斑块类型总数目。

④生态弹性度指数: 植被类型的变化来计算, 以确定生态系统恢复力的范围或变量边际的大小。计算公式如下^[24]:

$$ER = \sum_{i=1}^m S_i P_i \quad (4)$$

式中, ER 为生态弹性度; i 为第 i 个土地利用覆盖类型; S_i 为土地利用类型 i 的面积; P_i 为第 i 种生态系统弹性系数。参考相关研究^[24], 得到各土地类型的生态系统弹性系数。

⑤生态系统服务价值是人类从生态系统直接或间接获得的利益, 本文采用谢高地等^[24] 制定的生态系统服务价值(ESV) 当量表, 考虑到区域之间的差异性, 采取的计算方法如下^[25]:

$$ESV = \sum_{i=1}^n A_i \times P_i \quad (5)$$

式中, ESV 为单位生态系统服务价值总量; A_i 为土地利用类型 i 的面积; P_i 为土地利用类型 i 的单位面积生态系统服务价值。

⑥景观破碎度指数:景观破碎化指数是指景观的破碎化程度。它能反映人为干扰的强度^[23]。景观破碎度指数计算公式为:

$$C_i = \frac{N_i}{A_i} \quad (6)$$

式中, C_i 为景观 i 的破碎度; N_i 为景观 i 的斑块数; A_i 为景观 i 的总面积。

(2) 指标的标准化处理

对不同性质的指标进行了分类,将其分为正向影响指标和负向影响指标,并对它们进行了标准化处理^[26-27]。具体计算方式如下:

正向指标:

$$x'_{ij} = \frac{x_{ij} - \min\{x_{ij}, \dots, x_{nj}\}}{\max\{x_{1j}, \dots, x_{nj}\} - \min\{x_{1j}, \dots, x_{nj}\}} \quad (7)$$

负向指标:

$$x'_{ij} = \frac{\max\{x_{ij}, \dots, x_{nj}\} - x_{ij}}{\max\{x_{1j}, \dots, x_{nj}\} - \min\{x_{1j}, \dots, x_{nj}\}} \quad (8)$$

(3) 利用熵值法计算各项指标权重

为了避免指标的选择和权重的确定过于主观的问题,利用熵值法计算各项指标权重^[27-30]。

$$w_j = \frac{1 + k \sum_{i=1}^n \frac{x_{ij}}{\sum_{i=1}^n x_{ij}} \ln \left(\frac{x_{ij}}{\sum_{i=1}^n x_{ij}} \right)}{\sum_{j=1}^m 1 + k \sum_{i=1}^n \frac{x_{ij}}{\sum_{i=1}^n x_{ij}} \ln \left(\frac{x_{ij}}{\sum_{i=1}^n x_{ij}} \right)} \quad (9)$$

式中, $k = 1/\ln(n) > 0$, 所以满足 $-k \sum_{i=1}^n \frac{x_{ij}}{\sum_{i=1}^n x_{ij}} \ln \left(\frac{x_{ij}}{\sum_{i=1}^n x_{ij}} \right) \geq 0$ 。

(4) VORS 模型构建

通过以上步骤构建起中国北方农牧交错带的生态系统健康评价体系,并将生态系统服务价值融入其中(表 2)。

表 2 中国北方农牧交错带的生态系统健康评价体系

Table 2 Ecosystem health assessment system of the agro-pastoral ecotone of northern China

准则层 Rule layer	指标层 Index layer	正向或负向 Positive or negative	权重 Weight
活力 Vigor	归一化植被指数	正向	0.1081
组织 Organization	Shannon 多样性指数	正向	0.1021
	蔓延度指数	正向	0.1038
	斑块凝聚度指数	正向	0.2700
	景观破碎度指数	负向	0.1592
	弹性 Resilience	生态弹性度指数	正向
服务 Service	生态系统服务价值	正向	0.1017

1.2.2 生态系统健康综合指数

计算生态系统健康指数(Ecological Health Index, EHI)。目前,关于生态系统健康评价的等级划分尚且没有统一的标准,为了更精确地表示生态系统健康状况,本文参考相关文献研究^[31-32],将其平均分为 5 个等级,范围从 0 到 1(表 3)。EHI 模型的公式如下:

$$EHI = \sum_{i=1}^n w_i \times b_{ij} \quad (10)$$

式中,EHI 反映生态系统健康指数; w_i 为第 i 个评价指示符的权重; b_{ij} 为第 i 个指示符的归一化值。

表 3 中国北方农牧交错带生态系统健康评估标准

Table 3 Assessment criteria for ecosystem health of the agro-pastoral ecotone of northern China

综合指数值 Composite index value	0.7—1.0	0.55—0.7	0.4—0.55	0.25—0.4	<0.25
标准 Standard	非常健康	一般健康	亚健康	一般不健康	严重不健康

1.2.3 放牧压力的量化

为了更准确地量化放牧压力对区域生态系统健康的影响,本研究将用 GI(Grazing Intensity) 指标来量化放牧压力的大小变化,并通过直观分析放牧的实施与变化情况。由于单位面积载畜量受放牧管理制度不同而有所变化,而旗县之间和同一旗县不同年份之间单位面积所规定的放牧数量也存在一定的差异。因此,该旗县每年的单位草原面积的载畜量用 2001—2015 年的统计的县级行政单位的可利用草原面积和 12 月份存栏的畜生数量来计算。将所研究区域内的每个旗县单位草原面积载畜量作为行政区划图上旗县的属性数据导入 ArcGIS 生成区域单位草原面积载畜量专题图。

使用 MODIS-NDVI 影像数据来计算植被生产力,其中 NDVI 是归一化植被指数,用来表示地表生产能力^[10]。先前的研究表明,研究区域的植被生产能力和 NDVI 呈正相关,相关系数达到 0.78 以上。因此,可用 NDVI 作为植被生产力的近似表示。放牧压力和单位面积的植被生产力成反比,同时与单位面积的载畜量成正比。放牧压力计算公式如下:

$$GI = \frac{SU_i}{A \cdot NDVI_i} \quad (11)$$

式中,GI 是放牧压力指数, SU_i 为第 i 年旗县统计的牲畜(奶牛,马,黄牛,骆驼,山羊,骡)转化成的羊单位数量,A 是可利用草原面积,NDVI _{i} 是第 i 年 6 月份到 8 月份的 NDVI 的平均值。

1.2.4 放牧压力对生态系统健康的影响

(1) 双变量空间自相关分析

空间自相关分析是准确识别不同变量数据在同一个分布区内存在相互依赖性的核心方法^[33]。

本研究采用 Global Moran's I 对放牧压力和生态系统健康的空间关联模式进行度量和检验。Moran's $I > 0$ 表示空间正相关性,其值越大,空间相关性越明显;Moran's $I < 0$ 表示空间负相关性,其值越小,空间差异越大。计算公式如下:

$$I = \frac{n}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij}} \times \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (12)$$

式中, I 为全局 Moran's I 指数; n 为空间单元的数量; x_i, x_j 分别为单元 i 和单元 j 的观测值; W_{ij} 为空间单元 i 和 j 的空间权重邻接矩阵($ij = 1, 2, 3, \dots, n$)。

(2) 空间回归分析

为了更好地了解北方农牧交错带放牧压力对生态系统健康的影响机制,并考虑到其时空异质性,本研究引入了多个回归模型进行分析,包括地理加权回归模型(Geographically Weighted Regression, GWR)、时间加权

回归模型(Temporally Weighted Regression, TWR)、最小二乘法模型(Ordinary Least Squares, OLS)、时空地理加权回归模型(Geographically and Temporally Weighted Regression, GTWR)。通过比较模型的回归结果,我们可以选择出最优的模型,以更准确地解释放牧压力对生态系统健康的影响。

2 结果与分析

2.1 中国北方农牧交错带放牧压力的时空变化

中国北方农牧交错带 2000、2005、2010、2015 年放牧压力强度分布及变化如图 2 所示。2000—2015 年放牧压力强度高值、低值区域分布基本没有发生变化,高值区县主要集中于研究区域东北部、中部以及西南部,低值区县集中在研究区域西北和东南部。在变化趋势上,2000—2015 年东北部放牧压力呈现增强趋势;而中部区域高值放牧压力区县呈现先增强-减弱-增强的趋势,其他区域变化不大(图 3)。

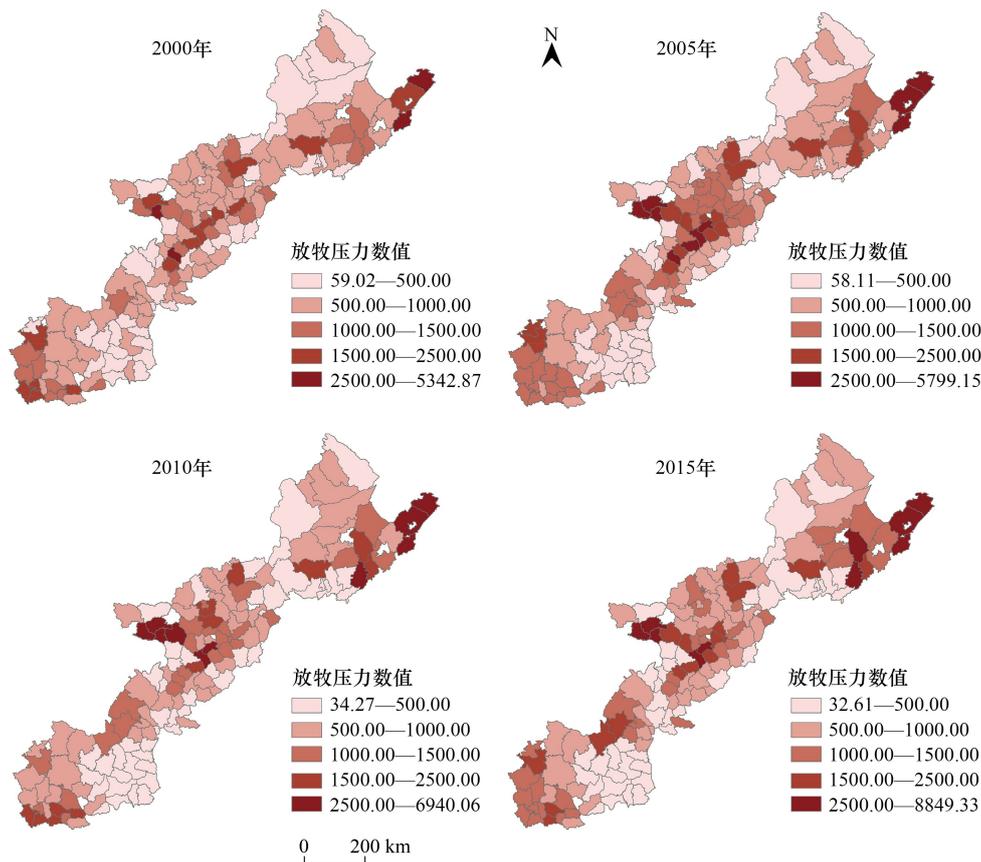


图 2 2000—2015 年中国北方农牧交错带放牧压力强度分布与变化

Fig.2 Distribution and variation of grazing pressure intensity in the mixed agro-pastoral zone of northern China from 2000 to 2015

2.2 中国北方农牧交错带生态健康指数的时空变化

根据 VORS 模型计算出中国北方农牧交错带 2000 年、2005 年、2010 年和 2015 年生态系统健康指数为 0.519、0.521、0.522、0.525(表 4),研究区域生态系统健康指数呈现稳步上升的变化趋势,健康状况逐渐转好。

观察各标准层的计算结果,在研究时间范围内,V(活力)2000—2005 年快速上升,2005 年后逐年稳定上升;O(组织)2000—2005 年有大幅度下降,2005 年后有小幅下降,后趋于稳定;R(恢复力)和 ESV(生态系统服务价值)整体并无显著变化,趋于稳定。

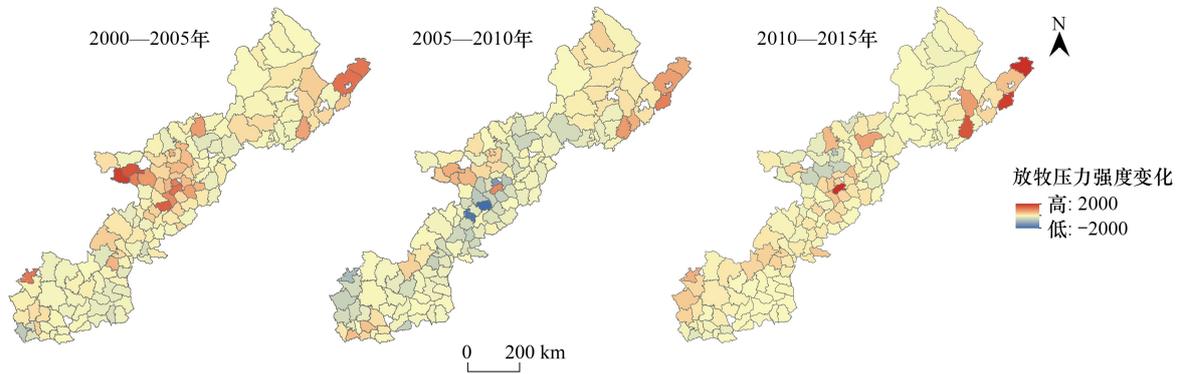


图 3 2000 至 2015 年中国北方农牧交错带放牧压力的变化

Fig.3 The change in grazing pressure in the mixed agro-pastoral zone of northern China from 2000 to 2015

表 4 2000—2015 年中国北方农牧交错带的生态系统健康指数

Table 4 Ecosystem health indices in the mixed agro-pastoral zone of northern China from 2000 to 2015

指数 Indicators	2000 年	2005 年	2010 年	2015 年
活力 Vigor	0.062	0.068	0.070	0.072
组织 Organization	0.364	0.348	0.347	0.347
恢复力 Resilience	0.093	0.093	0.093	0.094
生态系统服务价值 Ecosystem service value	0.011	0.012	0.012	0.012
生态系统健康指数 Ecological health index	0.519	0.521	0.522	0.525

中国北方农牧交错带 2000 年、2005 年、2010 年和 2015 年生态系统健康指数空间分布如图 4 所示。2000—2005 年,中东部和西北部生态系统健康指数水平较高,呈现一般健康状态,而研究区南部和北部多处于亚健康状态,而以山西省为代表的区域处于一般不健康状态;2010—2015 年期间,中部,如河北省、内蒙古,部分区域提升到一般健康状态,其他区域变化不大

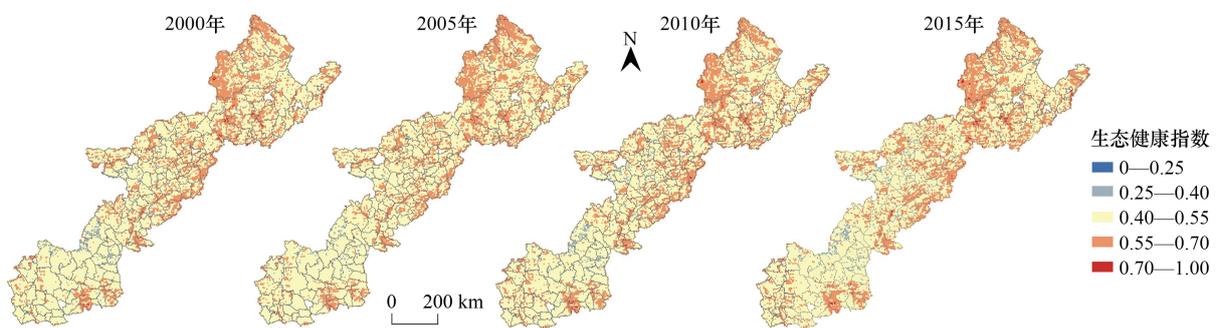


图 4 2000 至 2015 年中国北方农牧交错带的生态健康水平时空分布图

Fig.4 Spatial and temporal distribution of ecological health levels in the agro-pastoral zone in northern China, from 2000—2015

2.3 放牧压力变化与生态系统健康的相关性分析

2000 年、2005 年、2010 年和 2015 年单变量 Moran's *I* 指数分别是 0.699、0.710、0.644、0.600,空间正相关。为了测试 Moran 的 *I* 是否显著,使用 Geoda 软件中蒙特卡洛模拟了 999 次置换结果测试,所有结果均通过了 0.001 的显著性检验,表明空间自相关在 99.9%的置信水平上显著。2000—2005 年 Moran's *I* 指数增加,表明 EHI 的空间相关性在增强,同时同向聚类趋势增强;2005—2015 年 Moran's *I* 指数显著下降。从空间关联局部指标(LISA)(图 5)显示,高一高型集聚区集中在东北部,低—低型集聚区集中在西南部。

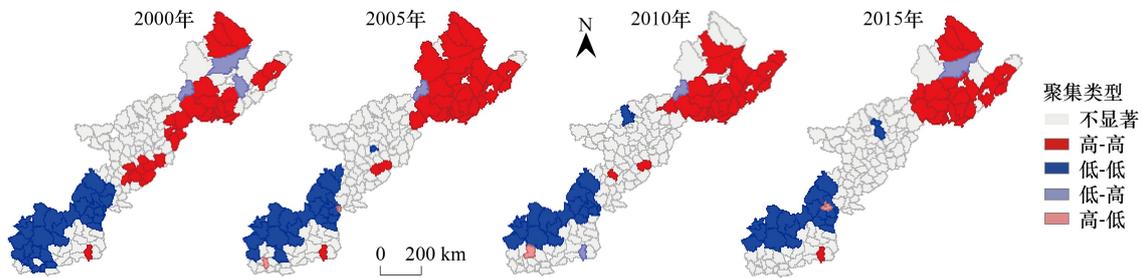


图5 2000—2015年中国北方农牧交错带空间关联局部指标

Fig.5 The local indicator of spatial correlation in the mixed agro-pastoral zone of northern China from 2000 to 2015

2000—2005年和2005—2010年双变量局部 Moran's I 指数分别为-0.141和-0.152,说明生态系统健康指数变化与放牧压力变化呈现空间负相关,同时在10年内相关性增强,说明此期间放牧压力的增强显著影响了生态健康指数水平。2010—2015年双变量局部 Moran's I 指数降低为-0.087,空间相关性在逐减消失,表明政府采取了相关措施促使农牧交错带的生态健康水平提升,降低了放牧压力对生态健康指数水平的影响。

2.4 放牧压力对生态健康的时空影响

2.4.1 空间回归模型比较

为了进一步探索放牧压力与生态系统健康之间存在的时空影响,需要利用回归模型对两者之间的关系进行空间验证。为了更好的选取回归模型进行拟合数据,研究对OLS、TWR、GWR、GTWR四种模型运行结果进行比较如表5。通过比较,GTWR的AICc相比最小,调整过后的 R^2 值更好,拟合度最好。因此,在本研究选择GTWR模型解释放牧压力和生态系统健康指数之间的时空影响关系。

表5 2000—2015年中国北方农牧交错带放牧压力与生态系统健康回归模型比较结果

Table 5 Comparative results of regression models of grazing pressure and ecosystem health in the mixed agro-pastoral zone of northern China from 2000—2015

回归模型 Regression model	AICc	R^2	R^2_{adj}
最小二乘法模型 Ordinary least squares	-2720.49	0.0001	-
时间加权回归模型 Temporally weighted regression	-2720.11	0.1112	0.0095
地理加权回归模型 Geographically weighted regression	-3149.15	0.5421	0.5414
时空地理加权回归模型 Geographically and temporally weighted regression	-3144.99	0.5551	0.5543

AICc:校正 Akaike 信息准则 Akaike information criterion corrected; R^2 :决定系数 Coefficient of determination; R^2_{adj} :调整后的 R^2 Adjust R^2

2.4.2 放牧压力对生态系统健康的时空分布影响

研究期间生态系统健康指数对放牧压力的响应结果如图6所示。在空间分布上2000—2015年随着各地放牧压力的增大,北方农牧交错带变化具有空间异质性。总体而言,大部分区域随着放牧压力的增强,生态系统健康水平下降。但部分草原,如内蒙古、辽宁等区域,呈现相反趋势(图7)。

研究期间,放牧压力对于生态系统健康的正向驱动强度在区域北部(内蒙古赤峰市、辽宁)和中部(内蒙古包头市、山西朔州市、忻州市、吕梁市)分别呈现增强-弱化-弱化和减弱-弱化-增强。2000—2015年负向驱动空间集中在陕西省和河北、内蒙、山西的交界区域,其中陕西省各区县负向驱动强度更强。研究期间,放牧压力对于生态系统健康的负向驱动强度在区域中部(内蒙古乌兰察布市、锡林郭勒盟、河北、山西大同市、太原市)和南部(陕西)分别均呈现不断增强和增强-减弱-弱化趋势。

3 讨论

3.1 中国北方农牧交错带生态系统健康的时空变化

生态系统健康是区域生态系统在外部干扰下维持生态活力、组织和弹性的一种自我调节和恢复能

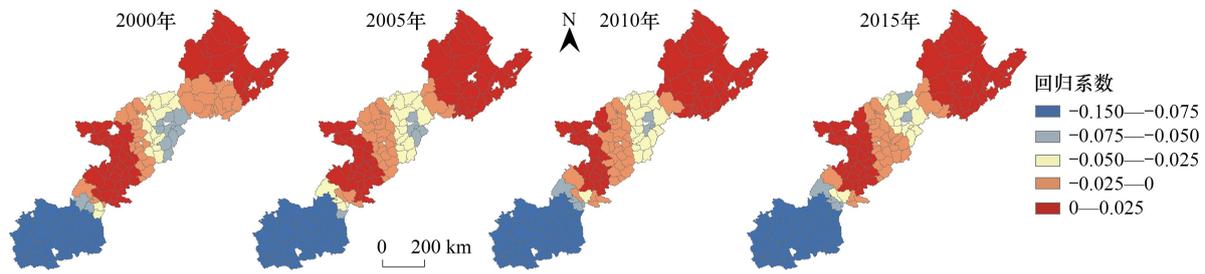


图 6 2000—2015 年中国北方农牧交错区生态健康指数对放牧压力的响应结果

Fig.6 The results of the EHI response to grazing pressure in the mixed agro-pastoral zone of northern China from 2000 to 2015

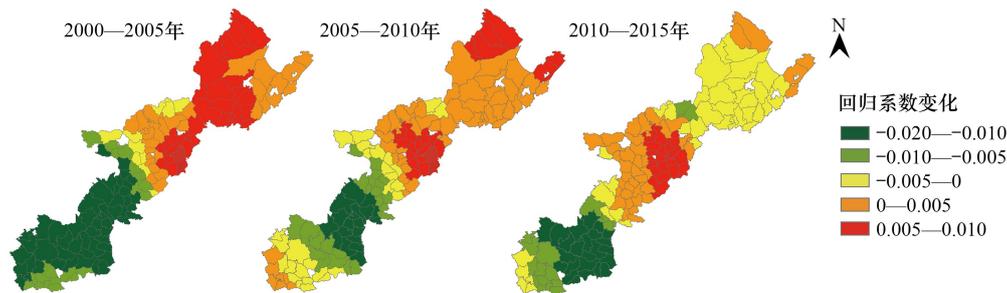


图 7 2000—2015 年生态健康指数与放牧压力的回归系数变化

Fig.7 Changes in regression coefficients of ecological health indices and grazing pressure from 2000 to 2015

力^[34–35]。而中国北方农牧交错带作为相邻系统的过渡区^[36–37],具有生态系统敏感脆弱、不稳定等特质,这也决定着其生态系统功能等特性受人类活动所影响^[38–39]。为全面反映其生态系统健康状况,本研究采用了 VORS 评估模型对区域生态系统健康进行全面评估。VORS 模型^[40–41]从活力、组织力、恢复力、四个方面综合构成生态系统健康评价体系,能定量反映区域生态系统内各子系统的健康状况,同时考虑了自然生态系统和人类生态服务,可以全方面地、科学地评估农牧地区的生态健康状况。

评价结果显示,2000—2015 年研究区域内生态系统健康指数逐年增加,健康水平向好发展。Liu 等^[42]学者的研究结果同样显示,2000—2018 年中国北方农牧交错带 ESV 总值增加,其生态系统功能、状态发生正向变化,健康水平上升。这与研究所得结果相近。其中,研究区东北部区域,例如锡林郭勒盟生态健康状况优秀,并呈现不断增强的趋势。这与 2011 年和 2015 年,国家启动和实施的两轮包括草畜平衡、草原征占审核等草原生态补助奖励政策有关^[43]。而研究区中部与南部过渡地带,即陕北高原,生态系统健康不断恶化。孙应龙^[44]等学者同样发现,2000 年以来陕北高原区域植物 NPP 呈现下降趋势,土壤保持生态服务功能下降。而中部地区,以山西为代表,生态系统健康水平呈现先增强后减弱的趋势,这与徐焕等^[45]研究出的黄土高原植被退化的时间变化相一致。

3.2 放牧压力对生态系统健康的影响

确定放牧对于中国北方农牧交错带的生态健康影响,对于科学制定和实施生态修复政策和放牧政策,实现生态良性发展和经济协调发展具有重要意义。放牧是一种长期的行为,同时中国政府在 1999 年实施的退耕还林工程,和 2003 年以来的退牧还草工程^[46–47]及禁牧政策又是对研究区域产生的持久的影响。不同区域不同特征的生态系统在不同时空下呈现的特征不同,因此选用最优的 GTWR 模型探索两者的影响机制。

研究结果显示,随着放牧压力的不断增强,使得北方农牧交错带各时段内生态系统健康变化各呈现不同的影响机制,具有很强的空间异质性,但是总体以负向驱动为主。其中 2000—2015 年,研究区域北部和中部地区,以内蒙古草原和山西高原为代表,放牧压力对于生态健康呈现正向驱动影响。王等^[48]研究发现,

2000—2014 年锡林郭勒、赤峰等地市因草畜平衡政策的实施,草原健康状况得到改善,这与本研究结果相符。而草畜平衡制度,不应只包含生态奖励内容,更应该包含放牧管理的具体措施,从而会产生更加持续的改善效果。相关研究^[49]表示,在不放牧或轮牧的情况下,草原更多的土壤含水量、土壤碳含量,促进了植被和微生物的生长^[50]。同时 wu 等发现草原围封有利于群落稳定,长时间的禁牧可以显著促进中国北方草地有机物的积累^[51—52],植被覆盖度等逐步增加,生态出现好转^[53—54]。集约化畜牧业发展更加有利于实现牧民收入和政策实施的平衡,这也是政府实施政策下一步的重点。

2000—2015 年研究区域南部,以陕西榆林各区县为代表,虽然是放牧压力最低的区域,但是放牧压力对于其生态健康指数产生了明显的负向影响。其作为中国黄土高原的核心区,以种植业为主要的人为经济活动对草原的开垦较为严重,同时水土流失问题是其第一大生态问题。而一旦放牧过强会导致更加严重的植被退化甚至荒漠化^[55—56],形成恶性循环。即使禁牧政策会对当地生态健康产生正向影响,但由于政策和人民生产生活的矛盾,放牧强度的增加仍在威胁生态健康。如盐池县,作为畜牧大县,在禁牧政策下,70%的农民出现非法放牧的行为^[57]。其周边地区,如甘肃省、宁夏自治区,也出现了类似行为^[58]。程积民在中国科学报中指出草地的生态保护和重建至今仍是黄土高原地区生态环境建设和经济发展的最薄弱环节。草畜不平衡制约着其畜牧业的发展。因此如何确定退耕还草的程度,天然草场自然修复和人工草场建设的平衡,生态健康和经济发展的需要,这应当着重考虑。

3.3 研究不足与展望

面对同样的退耕还草、禁牧等政策,不同类型的草原反应不同,这同样反映在了本研究结果上。第一个可能的原因与不同的气候条件有关,特别是在降水和气温方面,以及不同地区土壤的物理和化学性质^[59—60]。如同属黄土高原的山西、陕西两部分,其降水量和地质地貌的不同造成不同的生态敏感性。此外,不同草原的物种组成和植被类型不同,它们对放牧排斥的响应也不同^[61—62]。

不同的草原需要实施的政策也不同。是长时间的禁牧还是说禁牧使生态环境转良之后开展适度的放牧。适度放牧可以通过减少植物群落的竞争排斥进而提高草地生态系统的植物多样性^[63—64]。不同类型的草地要显著改善植被和土壤,需要的禁牧时间是不同的。如青藏高原黄河源区斑块化退化高寒草甸围封五年显著提高退化草地的土壤养分和固碳功能,并能维持草地生产力,无需进行长期围封^[65]。在本研究区域,就黄土高原的复杂情况,长期禁牧封育有利于其生态系统的稳定和健康。

此外,一方面,由于数据可用性的限制,以年末牲畜量为研究数据,未考虑出栏数量、牲畜结构等多因素影响,对放牧压力的量化不够准确;另一方面,除了圈养、禁牧等生态性政策,改善饲料结构等,如利用生物秸秆,同样有助于缓解草场压力,这需要进一步的研究和讨论,从而为草场的可持续发展提供指导意义。

4 结论

本研究采用构建 VORS 模型指数评价生态系统健康综合指数,以放牧压力模型量化放牧的强度,并探究中国北方农牧交错带生态系统健康的时空变化及二者之间的影响机制。研究结果显示:

(1) 在放牧压力方面,2000—2015 年放牧压力高值区域集中在研究区域东北部、中部以及西南部。低值区县集中在研究区域西北和东南部。其中东北部(内蒙古、辽宁)呈现不断增强的趋势,中部地区呈现“增强-减弱-增强”的波动趋势,南部地区呈现“减弱-增强”的变化趋势。

(2) 在生态系统健康方面,2000—2015 年的时间变化上,研究区域生态健康指数呈现不断上升的趋势,健康状况逐渐转好。在空间分布上,研究区域整体一直处于亚健康 and 一般健康状态,其中一般健康状态的区县主要集中在区域西北部以及中东部地区。在变化趋势上,研究区域北部地区生态健康状态不断上升,中部地区生态健康状态呈现“上升-下降”的波动趋势,南部地区生态健康状态则不断下降,特别是陕西和甘肃区域。

(3) 双变量空间自相关分析结果显示 2000—2015 年放牧压力对生态系统健康影响呈现负相关关系。分析具体的空间影响机制,通过多种回归模型相比较,GTWR 模型最优,可满足长时间阶段性的空间分析需求。

总体分布格局上,2000年,放牧压力对于内蒙古、辽宁以及山西省区县具有正向空间影响,而对于陕西、甘肃等区县具有负向空间影响。这也表明面对同样的畜牧业发展需求,不同的草原,不同的区县因为自然和人为的因素的差异而导致放牧压力对其的影响性质和大小不一。

参考文献(References):

- [1] Bardgett R D, Bullock J M, Lavorel S, Manning P, Schaffner U, Ostle N, Chomel M, Durigan G, L Fry E, Johnson D, Lavallee J M, Le Provost G, Luo S, Png K, Sankaran M, Hou X Y, Zhou H K, Ma L, Ren W B, Li X L, Ding Y, Li Y H, Shi H X. Combatting global grassland degradation. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2021, 2: 720-735.
- [2] Harris R B. Rangeland degradation on the Qinghai-Tibetan Plateau: a review of the evidence of its magnitude and causes. *Journal of Arid Environments*, 2010, 74(1): 1-12.
- [3] Wang J A, Xu X, Liu P F. Landuse and land carrying capacity in ecotone between agriculture and animal husbandry in Northern China. *Resour. Science*. 1999. 21: 19-24.
- [4] Zhao S Q. Chabei, Chameng, Ximeng-An economic geography investigation of farming-pastoral region of Northern China. *Acta Geologica Sinica* 1953. 19: 43-60.
- [5] Pei H W, Liu M Z, Shen Y J, Xu K, Zhang H J, Li Y L, Luo J M. Quantifying impacts of climate dynamics and land-use changes on water yield service in the agro-pastoral ecotone of Northern China. *Science of the Total Environment*, 2022, 809: 151153.
- [6] Lu Q S, Xu B, Liang F Y, Gao Z Q, Ning J C. Influences of the Grain-for-Green Project on grain security in Southern China. *Ecological Indicators*, 2013, 34: 616-622.
- [7] Fan F, Liang C Z, Tang Y K, Harker-Schuch I, Porter J R. Effects and relationships of grazing intensity on multiple ecosystem services in the Inner Mongolian steppe. *Science of the Total Environment*, 2019, 675: 642-650.
- [8] Zeng Z G, Bi J H, Li S R, Chen S Y, Pike D A, Gao Y, Du W G. Effects of habitat alteration on lizard community and food web structure in a desert steppe ecosystem. *Biological Conservation*, 2014, 179: 86-92.
- [9] Hu Y, Gou X W, Tsunekawa A, Cheng Y X, Hou F J. Assessment of the vegetation sensitivity index in alpine meadows with a high coverage and toxic weed invasion under grazing disturbance. *Frontiers in Plant Science*, 2022, 13: 1068941.
- [10] Yue Y J, Geng L M, Li M. The impact of climate change on aeolian desertification: a case of the agro-pastoral ecotone in Northern China. *The Science of the Total Environment*, 2023, 859(Pt 2): 160126.
- [11] Richard T, Urs K. Managing grazing to restore soil health, ecosystem function, and ecosystem services. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 2020, 4: 534187.
- [12] Jiang G M, Han X G, Wu J G. Restoration and management of the Inner Mongolia grassland require a sustainable strategy. *Ambio*, 2006, 35(5): 269-270.
- [13] Unkovich M, Nan Z B. Problems and prospects of grassland agroecosystems in Western China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2008, 124(1/2): 1-2.
- [14] 熊梅,安海波,赵萌莉等.放牧对荒漠草原主要植物种群空间格局与生态位的影响. *草地学报*, 2024, 32(4): 1177-1183.
- [15] 司雨凡,李辉,李子好,姜翠霞,郭昊南,杨培志,席杰军,闫瑞瑞,乌仁其其格,山丹,辛晓平.草甸草原关键物种功能性状对长期放牧和停牧恢复的响应. *中国农业科学*, 2023, 56(18): 3693-3708.
- [16] 李宏宇,高翠萍,吕广一等.放牧、氮添加对荒漠草原植物和土壤碳氮的影响. *草地学报*, 2024, 32(01): 239-247.
- [17] 吕曾哲舟,黄晓霞,孙晓能,王琇瑜,和克俭,张勇.干扰对牦牛坪景观格局及草地生态系统服务的影响. *生态环境学报*, 2020, 29(4): 725-732.
- [18] Delgado J A, Groffman P M, Nearing M A, Goddard T, Reicosky D, Lal R, Kitchen N R, Rice C W, Towery D, Salon P. Conservation practices to mitigate and adapt to climate change. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2011, 66(4): 118A-129A.
- [19] 蔡新成,唐庄生,董瑞等.放牧对中国草地植物群落物种多样性的影响. *草原与草坪*, 2024, 44(1): 122-130.
- [20] 邵明轩,王洁,贾宏涛,刘耘华,程军回,盛建东.草地放牧强度遥感解译方法——以和静县高寒草原为例. *中国农业大学学报*, 2021, 26(4): 174-184.
- [21] Liu M Z, Jia Y G, Zhao J J, Shen Y J, Pei H W, Zhang H J, Li Y L. Revegetation projects significantly improved ecosystem service values in the agro-pastoral ecotone of Northern China in recent 20 years. *Science of the Total Environment*, 2021, 788: 147756.
- [22] Yang Y J, Wang K, Liu D, Zhao X Q, Fan J W. Effects of land-use conversions on the ecosystem services in the agro-pastoral ecotone of Northern China. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 249: 119360.
- [23] Li Y Y, Dong S K, Wen L, Wang X X, Wu Y. Three-dimensional framework of vigor, organization, and resilience (VOR) for assessing rangeland health: a case study from the alpine meadow of the qinghai-tibetan plateau, China. *EcoHealth*, 2013, 10(4): 423-433.
- [24] Shu H, Xiao C W, Ma T, Sang W G. Ecological health assessment of Chinese National Parks based on landscape pattern: a case study in Shennongjia National Park. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2021, 18(21): 11487.
- [25] Wang Z Y, Tang L N, Qiu Q Y, Chen H X, Wu T, Shao G F. Assessment of regional ecosystem health-a case study of the golden triangle of southern Fujian Province, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2018, 15(4): 802.
- [26] Xie G, Xiao Y, Zhen L, Lu C. Research on Ecological service value of Grain Production in our country. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*. 2005. 13: 10-13.
- [27] Wang Z Y, Yu Q R, Guo L. Quantifying the impact of the grain-for-green program on ecosystem health in the typical agro-pastoral ecotone: a case study in the Xilin gol league, inner Mongolia. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2020, 17(16): 5631.
- [28] Zhao C, Pan T, Dou T, Liu J, Liu C, Ge Y, Zhang Y, Yu X, Mitrovic S, Lim R. Making global river ecosystem health assessments objective, quantitative and comparable. *Science of the Total Environment*, 2019, 667: 500-510.
- [29] Li W L, Liu C L, Su W L, Ma X L, Zhou H K, Wang W Y, Zhu G F. Spatiotemporal evaluation of alpine pastoral ecosystem health by using the Basic-Pressure-State-Response Framework: a case study of the Gannan region, Northwest China. *Ecological Indicators*, 2021, 129: 108000.
- [30] Zhang X Q, Wang C B, Li E K, Xu C D. Assessment model of ecoenvironmental vulnerability based on improved entropy weight method. *The*

- Scientific World Journal, 2014, 2014: 797814.
- [31] Zhao S, Chai L H. A new assessment approach for urban ecosystem health basing on maximum information entropy method. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 2015, 29(6): 1601-1613.
- [32] Zhao J C, Ji G X, Tian Y, Chen Y L, Wang Z. Environmental vulnerability assessment for mainland Chinabased on entropy method. *Ecological Indicators*, 2018, 91: 410-422.
- [33] Ahmad Shaikh S F E, See S C, Richards D, Belcher R N, Grêt-Regamey A, Galleguillos Torres M, Carrasco L R. Accounting for spatial autocorrelation is needed to avoid misidentifying trade-offs and bundles among ecosystem services. *Ecological Indicators*, 2021, 129: 107992.
- [34] He J H, Pan Z Z, Liu D F, Guo X N. Exploring the regional differences of ecosystem health and its driving factors in China. *Science of the Total Environment*, 2019, 673: 553-564.
- [35] Wei W, Nan S X, Liu C F, Xie B B, Zhou J J, Liu C Y. Assessment of spatio-temporal changes for ecosystem health; a case study of Hexi corridor, Northwest China. *Environmental Management*, 2022, 70(1): 146-163.
- [36] Zhang J, Wei J, Chen Q G. Mapping the farming-pastoral ecotones in China. *Journal of Mountain Science*, 2009, 6(1): 78-87.
- [37] Liu J, Yang X, Ghanizadeh H, Guo Q, Fan Y M, Zhang B, Yan X H, Wen Z M, Li W. Long-term enclosure can benefit grassland community stability on the Loess Plateau of China. *Sustainability*, 2020, 13(1): 213.
- [38] Li W J, Wang Y, Xie S Y, Cheng X. Coupling coordination analysis and spatiotemporal heterogeneity between urbanization and ecosystem health in Chongqing municipality, China. *The Science of the Total Environment*, 2021, 791: 148311.
- [39] Boori M S, Choudhary K, Paringer R, Kupriyanov A. Eco-environmental quality assessment based on pressure-state-response framework by remote sensing and GIS. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 2021, 23: 100530.
- [40] Mageau M T, Costanza R, Ulanowicz R E. Quantifying the trends expected in developing ecosystems. *Ecological Modelling*, 1998, 112(1): 1-22.
- [41] Peng J, Liu Y X, Li T Y, Wu J S. Regional ecosystem health response to rural land use change; a case study in Lijiang City, China. *Ecological Indicators*, 2017, 72:399-410.
- [42] Liu M, Jia Y, Zhao J, Shen Y, Pei H, Zhang H, Li Y. Revegetation projects significantly improved ecosystem service values in the agro-pastoral ecotone of northern China in recent 20 years. *Science of The Total Environment*, 2021, 788.DOI:10.1016/j.scitotenv.2021.147756.
- [43] 刘亚红, 石磊, 常虹, 谢宇, 维拉, 孙海莲, 翟琇. 锡林郭勒盟生态系统格局演变及驱动因素分析. *草业学报*, 2021, 30(12): 17-26.
- [44] 孙应龙, 李娜, 黄斌斌, 赵晓凤, 延昊, 曹云. 2000—2019年黄土高原地区土壤保持时空变化及影响因素分析. *水土保持研究*, 2022, 29(6): 290-297.
- [45] 徐焕. 黄土高原植被覆盖时空变化的遥感监测及其驱动力分析[D]. 中国科学院大学(中国科学院遥感与数字地球研究所), 2017.
- [46] 李平. 农业部发布《2013年全国草原监测报告》. (2014-03-03) [2023- 11- 23]. https://www.gov.cn/xinwen/2014-03/03/content_2627406.htm.
- [47] Zheng D Z, Li H M, Zhu X W. Herding behavior in institutional investors: evidence from China's stock market. *Journal of Multinational Financial Management*, 2015, 32/33: 59-76.
- [48] 王关区, 刘小燕. 内蒙古草原草畜平衡的探讨. *生态经济*, 2017, 33(4): 160-164.
- [49] Hou X Y, Wang Z, Michael S P, Ji L, Yun X J. The response of grassland productivity, soil carbon content and soil respiration rates to different grazing regimes in a desert steppe in Northern China. *The Rangeland Journal*, 2014, 36(6): 573.
- [50] Saiz G, Byrne K A, Butterbach-Bahl K, Kiese R, Blujdea V, Farrell E P. Stand age-related effects on soil respiration in a first rotation Sitka spruce chronosequence in central Ireland. *Global Change Biology*, 2006, 12(6): 1007-1020.
- [51] Wu L, He N, Wang Y, Han X. Storage and dynamics of carbon and nitrogen in soil after grazing exclusion in *Leymus chinensis* grasslands of Northern China. *Journal of Environmental Quality*, 2008, 37(2): 663-668.
- [52] Wang S P, Wilkes A, Zhang Z C, Chang X F, Lang R, Wang Y F, Niu H S. Management and land use change effects on soil carbon in Northern China's grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2011, 142(3/4): 329-340.
- [53] Steffens M, Kölbl A, Totsche K U, Kögel-Knabner I. Grazing effects on soil chemical and physical properties in a semiarid steppe of Inner Mongolia (P.R. China). *Geoderma*, 2008, 143(1/2): 63-72.
- [54] Cheng J, Wu G L, Zhao L P, Li Y, Li W, Cheng J M. Cumulative effects of 20-year exclusion of livestock grazing on above- and belowground biomass of typical steppe communities in arid areas of the Loess Plateau, China. *Plant, Soil and Environment*, 2011, 57(1): 40-44.
- [55] Neely C, Bunning S, Wilkes A. Managing dryland pastoral systems: implications for mitigation and adaptation to climate change. *Workshop on Grassland Carbon Sequestration: Management*. 2020.
- [56] Hou F J, Nan Z B, Xie Y Z, Li X L, Lin H L, Ren J Z. Integrated crop-livestock production systems in China. *The Rangeland Journal*, 2008, 30(2): 221.
- [57] Zhou L H, Zhu Y L, Yang G J, Luo Y Q. Quantitative evaluation of the effect of prohibiting grazing policy on grassland desertification reversal in Northern China. *Environmental Earth Sciences*, 2013, 68(8): 2181-2188.
- [58] Chen Y, Wang T, Zhou L H, Liu N, Huang S. Effect of prohibiting grazing policy in Northern China: a case study of Yanchi County. *Environmental Earth Sciences*, 2014, 72(1): 67-77.
- [59] Hoshino A, Tamura K, Fujimaki H, Asano M, Ose K, Higashi T. Effects of crop abandonment and grazing exclusion on available soil water and other soil properties in a semi-arid Mongolian grassland. *Soil and Tillage Research*, 2009, 105(2): 228-235.
- [60] Fynn R W S, O'Connor T G. Effect of stocking rate and rainfall on rangeland dynamics and cattle performance in a semi-arid savanna, South Africa. *Journal of Applied Ecology*, 2000, 37(3): 491-507.
- [61] West N E, Provenza F D, Johnson P S, Owens M K. Vegetation change after 13 years of livestock grazing exclusion on sagebrush semidesert in west central Utah. *Journal of Range Management*, 1984, 37(3): 262.
- [62] Lü X T, Freschet G T, Kazakou E, Wang Z W, Zhou L S, Han X G. Contrasting responses in leaf nutrient-use strategies of two dominant grass species along a 30-yr temperate steppe grazing exclusion chronosequence. *Plant and Soil*, 2015, 387(1): 69-79.
- [63] 雷蕾, 张峰, 郑佳华等. 放牧强度对短花针茅荒漠草原生态系统多功能性的影响. *草地学报*, 2024, 32(01): 275-283.
- [64] 李小锋, 惠婷婷, 李耀明等. 不同放牧管理方式对新疆山地草原植物群落特征的影响. *干旱区研究*, 2024, 41(01): 124-134. DOI: 10.13866/j.azr.2024.01.12.
- [65] 李成一, 李希来, 杨元武, 张世彬, 杨鹏年. 围栏封育对黄河源区斑块化退化高寒草甸碳交换及其组分的影响. *生态学报*, 2023, 43(24): 10228-10237.