doi:10.3969/j.issn.1001-4616.2026.04.006

石首麋鹿栖息地土地覆盖动态变化及其驱动因子
——基于保护区内外的对比分析

海菁珺[1,2],王淏林[1,2],桂　可[1,2],宋晓英[1,2],刘永华[1,2],傅义伟[3],
杨　涛[4],温华军[4],丁玉华[2,5],魏淑东[1,2],陈　卉[1,2]

(1.长江大学生命科学学院,湖北 荆州 434025)
(2.长江大学麋鹿健康与生境研究中心,湖北 荆州 434025)
(3.石首市自然资源和规划局陆生野生动植物保护站,湖北 石首 434499)
(4.湖北石首麋鹿国家级自然保护区管理处,湖北 石首 434407)
(5.江苏大丰麋鹿国家级自然保护区,江苏 大丰 224136)

[**摘要**]　麋鹿(*Elaphurus davidianus*)是我国特有的湿地物种和国家一级重点保护野生动物,水域、湿地等核心生境的维持对种群恢复和发展具有重要意义. 本研究基于 1993—2023 年生长季的 Landsat 遥感影像,以湖北石首麋鹿主要栖息地为研究对象,选取湖北石首麋鹿国家级自然保护区(CA)和石首三合垸非保护区(NCA)进行对比,系统分析其土地覆盖类型、动态度、转移矩阵和归一化植被指数的动态变化特征. 结合 Mann-Kendall 趋势检验、Pearson 相关分析和地理探测器等方法,综合评估保护区和非保护区的土地覆盖动态特征及驱动因素. CA 和 NCA 均以水域、湿地、林地、草地和裸地为主要的土地覆盖类型,近 30 年,两区域水域和湿地面积显著减少,且主要转为草地. CA 林地因人工干预呈现先增加后减少趋势,但 NCA 林地持续增加. CA 综合土地覆盖动态度(1.4%)及水域、湿地和草地的单一土地覆盖动态度(-2.5%、-1.9%和 0.8%)均低于 NCA(1.8%、-2.9%、-2.1%和 4.5%),反映出 NCA 土地覆盖变化更为剧烈. 驱动因素方面,年降水量是 CA 土地覆盖变化的主导影响因子,而极端气温和极端水位主导 NCA 变化. 相关性分析显示,CA 的裸地变化与年平均气温呈显著正相关;NCA 的林地和裸地变化与年平均气温呈显著正相关,湿地变化与年平均气温呈显著负相关,林地变化与最高水位显著负相关. 本研究揭示了石首麋鹿生境水域与湿地退化压力及保护区内外差异化的驱动机制,并指出非保护区生境受极端气温与极端水位的双重影响,其演变不确定性更高. 研究结果可为麋鹿生境质量评估、非保护区动态监测及差异化保护策略的制定提供数据支持.

[**关键词**]　麋鹿,石首,三合垸,土地覆盖,地理探测器
[**中图分类号**]X87　[**文献标志码**]A　[**文章编号**]1001-4616(2026)04-0061-15

Land Cover Dynamics and Driving Factors in the Habitat of Milu in Shishou: A Comparative Analysis Inside and Outside the Conservation Area

Hai Jingjun[1,2], Wang Haolin[1,2], Gui Ke[1,2], Song Xiaoying[1,2], Liu Yonghua[1,2], Fu Yiwei[3],
Yang Tao[4], Wen Huajun[4], Ding Yuhua[2,5], Wei Shudong[1,2], Chen Hui[1,2]

(1.College of Life Science, Yangtze University, Jingzhou 434025, China)
(2.Research Center of Milu Health and Habitat, Yangtze University, Jingzhou 434025, China)
(3.Shishou Natural Resources and Planning Bureau's Terrestrial Wildlife Protection Station, Shishou 434499, China)
(4.Administrative Office of Shishou Milu National Nature Reserve, Shishou 434407, China)
(5.Jiangsu Dafeng Milu National Nature Reserve, Dafeng 224136, China)

Abstract: Milu (*Elaphurus davidianus*) is a representative wetland specialist and a first-class state-protected wildlife species in China. Maintaining and restoring its water and wetland habitats is paramount for the restoration and development of its wild populations. Based on Landsat remote sensing images from the growing seasons of 1993 to 2023, this study investigated the main habitats of Milu in Shishou, Hubei Province. A comparative analysis was conducted between the

收稿日期:2025-12-05.
基金项目:国家自然科学基金面上项目(32371682)、湖北省教育厅科学技术研究项目(D20221301)、教育部湿地生态与农业利用工程研究中心(长江大学)项目(KFT202101).
通讯作者:陈卉,博士,教授,研究方向:湿地生态学. E-mail:chenhui_17@126.com

Shishou Milu National Nature Reserve(CA) and the non-conservation area of Sanheyuan(NCA) to systematically assess the dynamics of land cover types, dynamic degrees, transition matrices, and the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). Integrated methodologies, including the Mann-Kendall trend test, Pearson correlation analysis, and geographic detector were used to evaluate land cover dynamics and their driving factors. The results showed that, water, wetland, forest, grassland, and barren land were the dominant land cover types in both CA and NCA. Over the past 30 years, both regions experienced a significant reduction in water and wetland areas, which were primarily converted to grassland. The forest cover in CA initially increased and then decreased due to human intervention, while it exhibited a continuous increasing trend in NCA. The integrated land-use dynamic degree was lower in CA(1.4%) than in NCA(1.8%). The single dynamic degrees for water, wetland, and grassland in CA(−2.5%, −1.9%, and 0.8%) were also lower than those in NCA(−2.9%, −2.1%, and 4.5%), collectively indicating more rapid and intensive land cover changes in NCA. Regarding driving factors, annual precipitation was identified as the dominant factor driving land cover changes in CA, while extreme temperatures and water levels were the primary drivers of changes in the NCA. Correlation analysis revealed that barren land changes in CA were significantly and positively correlated with mean annual temperature. In NCA, forest and barren land changes were significantly, and positively associated with mean annual temperature, while wetland changes exhibited a significant negative correlation. Furthermore, forest land was significantly and negatively impacted by maximum water levels. This study highlighted the pressure of water and wetland degradation in the habitats of Milu in Shishou, clarified the differentiated driving mechanisms within and outside the conservation area, and emphasized the higher uncertainty of habitats in the non-conservation area due to extreme temperatures and water levels. The results of this study could provide critical data support for the habitat quality assessment of Milu, dynamic monitoring of the non-conservation area, and the formulation of differentiated conservation strategies.

Key words: *Elaphurus davidianus*, Shishou, Sanheyuan, land cover, geographic detector

麋鹿(*Elaphurus davidianus*)属中国一级重点保护野生动物,并被列入世界自然保护联盟物种红色名录. 为恢复其自然种群,我国于 1991 年在湖北石首天鹅洲湿地建立麋鹿自然保护区,并于 1993 年起从北京南海子麋鹿苑分 3 批共引入 94 头麋鹿[1]. 1998 年因长江特大洪灾使保护区内 34 头麋鹿扩散至周边区域,逐渐在石首三合垸、杨波坦和湖南洞庭湖等地形成野生种群[2]. 经 30 多年的发展,截至 2025 年湖北石首地区麋鹿总数已超过 4500 头,其中保护区内约 2900 头,保护区外野生种群约 1600 头[3]. 然而,现有研究表明,麋鹿种群规模已超过保护区的生境承载力,生境正面临滩涂旱化、湿生牧草减少、林地萎缩等问题,严重影响麋鹿的生存与繁衍[4-5]. 因此,系统对比评估保护区内外麋鹿的生境变化并揭示其驱动机制,对麋鹿种群的长期稳定与生境恢复具有重要意义.

土地覆盖变化是影响野生动物保护区和非保护区生境质量和生态连通性的重要因素[6-7]. 石首麋鹿国家级自然保护区内外的水文条件与管理模式存在显著差异. 保护区内,因 1972 年长江自然裁弯取直及 1998 年沙滩子大堤修筑,天鹅洲故道从自然通江的开放湿地转变为受人工水闸控制的封闭系统[8]. 水文连通性丧失导致水域面积 20 年间萎缩近 50%,迫使麋鹿交配期所需的浅水滩活动空间骤减;同时湿地植被从“湿生”向“旱生”演替,食物资源质量降低[4,9]. 而人工意杨林的扩张和烧荒开垦,生境破碎化与连通性下降也加剧了这一过程[4,8]. 相比之下,非保护区三合垸维持与长江干流的自然连通、水文动态性强、生境连通性更好,是种群基因交流与迁移扩散的核心廊道[2,10]. 由于缺乏持续有效的保护管理,非保护区生境更直接地受耕地开垦、水产养殖等人类活动及气候变化的干扰,表现出更强的不确定性和脆弱性[11]. 通过对比保护区与非保护区的土地覆盖动态,可科学评估保护措施的有效性[12-13]. 但目前针对麋鹿生境的长期土地覆盖变化研究多集中于保护区内,对非保护区的系统性研究仍较缺乏,特别是不同水文状态与管理模式下两区域土地覆盖变化差异的对比尚不明确.

土地覆盖变化主要受自然因素和人为活动等共同驱动[14-15]. 气候因子(气温、降水等)可通过影响水文过程与植被生长改变湿地分布[16]. 动物采食与践踏行为对植被也具有双重作用,适度干扰可抑制某些植被扩张,但过度干扰则可能导致土壤退化与植被退化[17]. 有研究表明,麋鹿取食和践踏等活动可抑制北京野鸭湖国家湿地公园芦苇和香蒲扩张,促进滩涂和水域的形成,进一步为三棱水葱(*Schoenoplectus triqueter*)、水蓼(*Persicaria hydropiper*)等麋鹿可食植物提供生长空间,从而丰富麋鹿食物资源,并为其游泳、避暑等行为提供必要的生境支持[18]. 但高强度的麋鹿干扰,也导致大丰麋鹿国家级保护区土壤盐渍化加重、土壤保水性差、原生植被退化、草地向裸地演化、麋鹿有效活动及休憩空间显著减少[19]. 人为活动的影响则更为复杂,经济发展、人口增加、农业发展和生态政策(如退耕还湿、封洲育苇等)都深度影响土地

的覆盖转变[20-21]. 在石首地区,围堤修建、意杨种植和耕地开垦等人为活动导致保护区湿地减少、林地增加,湿地减少直接导致可食湿地植物丧失,而意杨林又缺乏可食性草本层,使麋鹿面临采食空间和食物资源减少的双重压力[9]. 然而,现有研究多聚焦于人为活动与麋鹿活动的直接影响,对气候因子在保护区内外差异化驱动作用的系统分析仍较薄弱. 相比之下,非保护区因缺乏生态管控和政策保障,人类活动干扰更强、对气候变化响应更敏感,其土地覆盖变化机制更复杂. 这不仅加剧了非保护区生境未来演变的不确定性,也使该区域麋鹿的适宜生境变化规律及其生存保障对策难以明确[22].

因此,本研究基于 1993—2023 年 7 期生长季的 Landsat 遥感影像,比较分析近 30 年湖北石首麋鹿国家级自然保护区与非保护区三合垸的土地覆盖类型、动态度、转移矩阵和归一化植被指数变化等,结合 Mann-Kendall 趋势检验、Pearson 相关性分析和地理探测器等方法,解析保护区内外麋鹿生境的土地覆盖动态特征及其驱动因子,以期为量化保护区内外生境变化、科学评价保护区的保护成效、预测麋鹿适宜生境的发展趋势及制定差异化保护策略提供依据.

1 数据与方法

1.1 研究区概况

本研究以 1993—2023 年湖北石首地区麋鹿的主要栖息地为研究对象,选取湖北石首麋鹿国家级自然保护区(conservation area,CA)和石首三合垸非保护区(non-conservation area,NCA)作为对比区域(图 1). 研究区属亚热带季风气候,1993—2023 年的年平均气温 17.9 ℃,最高温 38.9 ℃出现在 8 月,最低温-8 ℃出现在 12 月,年均降水量 1268.5 mm.

湖北石首麋鹿国家级自然保护区(29°46′71″ N—29°51′45″ N,112°31′36″ E—112°36′90″ E)位于湖北省石首市天鹅洲故道和长江北岸的夹角处,南邻长江,属于典型的洲滩湿地,总面积 1 567 hm^2,平均海拔

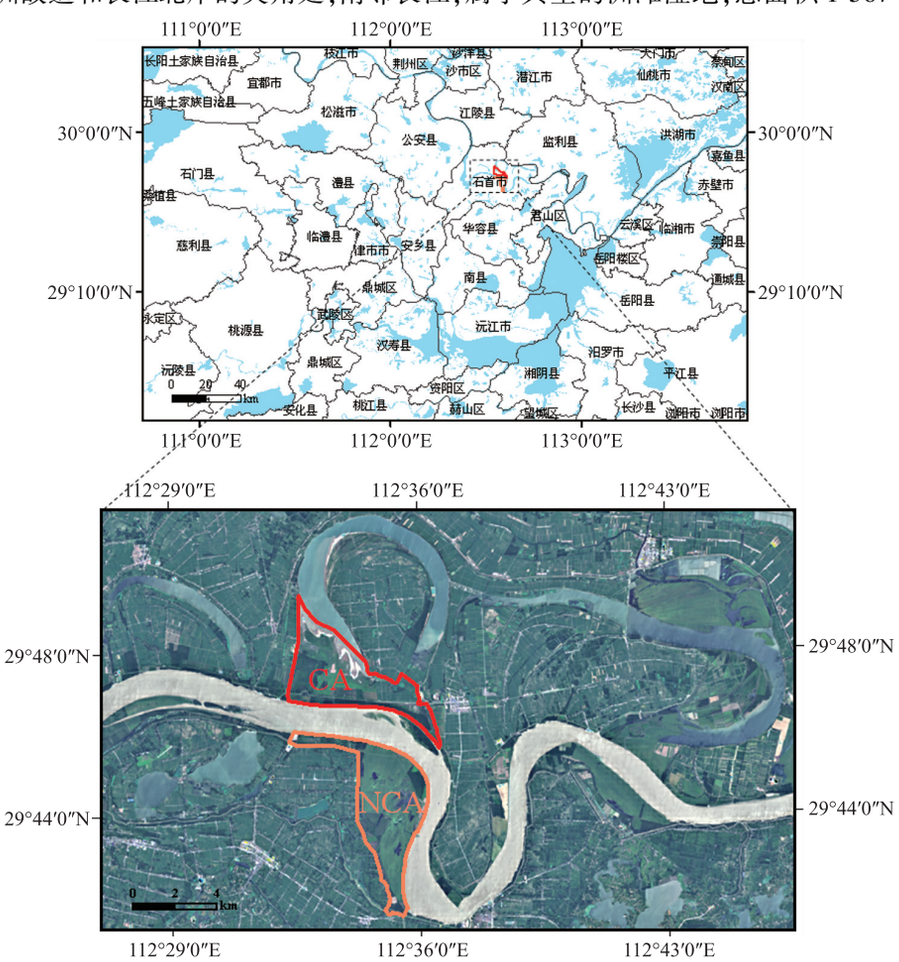


图 1 保护区(CA)和非保护区(NCA)地理位置概况

Fig. 1 Geographical location of the conservation area(CA)and the non-conservation area(NCA)

35 m[23]. 主要植物群落包括意杨林(*Populus euramevicana*)、旱柳林(*Salix matsudana*)、芦苇群落(*Phragmites australis*)、狗牙根群落(*Cynodon dactylon*)和益母草群落(*Leonurus japonicus*)等湿生草本植物[24]. 天鹅洲故道于 1972 年自然裁弯取直,自然通江状态下故道正常水位约 34.5 m[4]. 1998 年沙滩子大堤修筑后与长江干流隔断,2003 年三峡工程蓄水后故道补水动力不足. 受天鹅洲水闸调控和三峡工程双重影响,故道水位显著下降,汛期水位维持在 32 m 左右,略高于故道岸顶高程(31.8 m)[4,25].

石首三合垸非保护区(29°34′12″ N—29°41′27″ N,112°34′12″ E—112°36′15″ E)位于湖北石首市三合垸,北邻长江,与长江干流自然连通,与保护区隔江相望. 1999—2023 年年平均水位 36.6 m,最高水位出现在 7 月、为 40.8 m,最低水位出现在 3 月、为 25.4 m. NCA 呈不规则柳叶状,属于芦苇洲滩湿地,总面积 1 665 hm^2,平均海拔 33.9 m,最高海拔达 36.0 m,为野生麋鹿提供了良好的汛期避洪条件. 主要植物群落为意杨林、旱柳林和芦苇群落等[2].

1.2　数据获取与处理

1.2.1　数据获取

本研究基于美国地质调查局发布的 Landsat 系列卫星遥感影像,空间分辨率为 30 m. 选取研究区植物生长季(6—10 月)云层覆盖率低于 5%时的清晰影像. 所选影像覆盖包括 1993 年 9 月 1 日、1998 年 8 月 14 日、2003 年 7 月 27 日、2008 年 6 月 6 日、2013 年 8 月 7 日、2018 年 7 月 20 日和 2023 年 9 月 9 日等. 其中,1993—2008 年的数据来源于 Landsat4-5 TM 遥感影像数据,2013 年和 2018 年的数据来源于 Landsat8 OLI 遥感影像数据,2023 年的数据来源于 Landsat7 ETM SLC-off. 该研究区域 1993—2023 年的气象数据(年平均气温、最高温、最低温和年降水量)来源于石首国家站,1999—2023 年的水位数据(年平均水位、最高水位和最低水位)来源于荆州市水利和湖泊局及《中华人民共和国水文年鉴》,1998 年前的水位数据未能获取.

1.2.2　数据处理

1993—2023 年所有遥感影像数据均采用 ENVI 5.6 和 ArcMap 10.8 进行处理. 针对 2023 年 Landsat 7 数据的条带缺失问题,本研究采用普通克里金插值法(Ordinary Kriging)进行修复. 由于湿地生境易受物候变化影响,且未能获取到同一年度、同一生长季内云量低于 5%的高质量完整参考影像,因此采用基于单景影像的空间修复方法,以保持光谱信息的一致性. 数据预处理后,根据《土地利用分布现状》(GB/T 21010—2017)标准,结合研究区实际地表覆盖特征,将土地覆盖划分为水域、湿地、林地、草地、裸地和道路[26]. 分类过程采用最大似然法,制图前需验证分类结果的精确性和可靠性,即基于目视解译和实地验证建立验证样本,利用混淆矩阵计算生产者精度、用户精度、总体精度和 Kappa 系数等指标,对分类结果进行精度评价[27]. 研究区 7 期土地覆盖分类结果的精度评价结果见表 1,均满足研究要求. 基于分类结果制成各年份土地覆盖图,同时提取并统计各土地覆盖类型的面积,构建土地转移矩阵并计算 NDVI(归一化植被指数). 数据处理完成后,通过 SPSS 19.0、R 4.3.3、Origin 2022 等软件进行数据分析和作图.

表 1　土地覆盖分类结果精度评价表

Table 1　Accuracy assessment table of land cover classification results

土地类型	精度类型	精度/%						
		1993	1998	2003	2008	2013	2018	2023
水域	生产者精度	95.99	97.89	91.32	90.77	93.07	94.53	93.33
	用户精度	96.93	99.03	99.87	99.19	100.00	96.64	99.29
湿地	生产者精度	97.71	90.75	93.29	94.93	99.55	95.00	94.33
	用户精度	94.51	91.34	90.88	99.53	95.92	92.34	98.15
林地	生产者精度	94.06	91.82	92.65	96.95	99.80	96.97	93.85
	用户精度	93.14	94.39	96.94	97.09	95.61	98.52	93.15
草地	生产者精度	94.78	98.83	96.93	99.23	94.20	98.42	92.83
	用户精度	99.77	93.12	87.42	90.02	99.36	96.38	91.61
裸地	生产者精度	—	88.96	92.90	88.95	95.99	92.54	98.85
	用户精度	—	95.80	97.14	96.12	94.53	94.90	95.29
道路	生产者精度	—	91.78	94.98	97.29	97.30	97.27	97.72
	用户精度	—	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
总体精度		96.32	95.72	93.81	95.58	97.13	96.47	94.32
Kappa 系数		0.94	0.94	0.92	0.94	0.96	0.95	0.93

Kappa 系数范围在 0~1,越接近 1 表示分类结果的准确性越高.

1.3 研究方法

1.3.1 土地覆盖动态度变化分析

利用已解译的遥感数据,统计 1993—2023 年各土地类型的面积及其比例. 选用单一土地覆盖动态度(K)和综合土地覆盖动态度(L_C)分别表示某一土地类型在一段时间内的变化速率和土地类型在一段时间内的整体变化速率[28].

单一土地覆盖动态度的计算公式为:

$$K=\frac{U_b-U_a}{U_a}\times\frac{1}{T}\times 100\%, \tag{1}$$

式中,K 表示某一土地类型在时间间隔 T 内的变化速率,U_a 和 U_b 分别表示某一土地类型在时间初期和末期的土地面积.

综合土地覆盖动态度的计算公式为:

$$L_C=\frac{\sum_{k=1}^{n}\cdot L_{Uk-p}}{2\sum_{k=1}^{n}\cdot L_{Uk}}\times\frac{1}{T}\times 100\%, \tag{2}$$

式中,L_C 表示土地类型在时间间隔 T 内整体的变化速率,ΔL_{Uk-p}表示第 k 类土地类型转为其他土地类型面积的绝对值,ΔL_{Uk}表示初期土地类型的面积.

1.3.2 转移矩阵分析

转移矩阵(Transition matrix)通常用于描述同一地区在不同时间点土地覆盖类型之间的变化关系[28]. 本研究使用转移矩阵描述土地覆盖类型在某一时段内的变化转移方向. 转移矩阵的计算公式为:

$$\boldsymbol{s_{ij}}=\begin{bmatrix} S_{11} & \cdots & S_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ S_{n1} & \cdots & S_{nn} \end{bmatrix}, \tag{3}$$

式中,$\boldsymbol{S_{ij}}$表示土地覆盖类型 i 转为类型 j 的面积变化量.

1.3.3 NDVI 的计算

归一化植被指数(Normalized Difference Vegetation Index,NDVI)是检测植被覆盖度的指标,通过计算近红外波段和红波段的反射率差异,反映植被覆盖量的变化[29]. 本研究采用平均值合成法计算归一化植被指数,对每幅影像的 NDVI 进行平均,得到整体的 NDVI. NDVI 的计算公式为:

$$\mathrm{NDVI}=\frac{\mathrm{Band_{NIR}}-\mathrm{Band_{Red}}}{\mathrm{Band_{NIR}}+\mathrm{Band_{Red}}}, \tag{4}$$

式中,$\mathrm{Band_{NIR}}$表示近红外波段的反射率,$\mathrm{Band_{Red}}$表示红光波段的反射率. NDVI 的范围为-1 到 1,值接近 1 表示有大量绿色植被覆盖,负值通常表示有水体.

1.3.4 M-K 趋势检验

Mann-Kendall(M-K)趋势检验是一种非参数统计检验方法,用于检验时间序列数据的变化是否存在显著趋势[30]. M-K 趋势检验的计算公式为:

$$S=\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=i-1}^{n-1}\mathrm{sign}(X_i-X_j), \tag{5}$$

式中,S 为统计量,X_i 为时间序列($i=2,3,\cdots,n$),$\mathrm{sign}(X_i-X_j)$为符号函数,当 $X_i-X_j<0$ 时取值为-1,当 $X_i-X_j=0$ 时取值为 0,当 $X_i-X_j>0$ 时取值为 1.

统计量方差的计算公式为:

$$\mathrm{Var}(S)=n(n-1)(2n+5)/18, \tag{6}$$

趋势检验统计指标 Z 的计算公式为:

$$Z=\begin{cases} \dfrac{S-1}{\sqrt{\mathrm{Var}(S)}} & S>0 \\ 0 & S=0 \\ \dfrac{S+1}{\sqrt{\mathrm{Var}(S)}} & S<0. \end{cases} \tag{7}$$

当 $Z>0$ 时,表示时间序列数据存在上升趋势;当 $Z<0$ 时,表示时间序列数据存在下降趋势;当 $|Z|>1.96$ 或 $|Z|=1.96$ 时,即表明通过信度 95%显著性检验.

1.3.5 相关性分析

本研究运用 Pearson 相关性探究气象因素和 NDVI 与单一土地覆盖类型变化的相关性. Pearson 相关性的计算公式为:

$$r=\frac{\sum(x_i-\bar{x})(y_i-\bar{y})}{\sqrt{\sum(x_i-\bar{x})^2\sum(y_i-\bar{y})^2}},\tag{8}$$

式中,r 为相关系数,x_i 和 y_i 为变量的实际值,$\bar{x}$ 和 $\bar{y}$ 为变量的平均值. r 的范围为-1 到 1,接近于 1 则正相关性越强,接近于-1 则负相关越强. 通常在 0.05 置信水平上进行显著性检验.

1.3.6 地理探测器

地理探测器是一种识别地理要素的空间分异特征并通过量化因子对其的解释力(q 值),揭示其内在驱动因子的统计学方法[31]. 本研究主要利用单因子探测和交互探测分析 1993—2023 年 CA 和 NCA 土地覆盖变化的驱动力. 由于 1999 年前的水位数据未能获取,驱动因子分析分两组进行:第一组基于 1993—2023 年数据,仅纳入气象因子;第二组基于 1999—2023 年数据,同时纳入气象和水位因子. 主要计算公式如下:

$$q=1-\frac{\sum_{h=1}^{L}N_h\sigma_h^2}{N\sigma^2},\tag{9}$$

式中,q 用于衡量某因子对地理现象空间分异的解释力. L 为变量 Y 或因子 X 的分层;N_h 和 N 分别表示第 h 层的样本量和研究区域的样本量;σ_h^2 和 σ^2 分别表示第 h 层和研究区域的方差. q 值的取值范围在 0 和 1 之间,q 值越大,表示因子 X 对变量 Y 的解释力越强. 本研究中变量 Y 为综合土地覆盖动态度,因子 X 分别为 X_1(年平均气温)、X_2(最高温)、X_3(最低温)、X_4(年降水量)、X_5(年平均水位)、X_6(最高水位)、X_7(最低水位).

2 结果与分析

2.1 研究区土地覆盖变化分析

2.1.1 土地覆盖面积变化特征

1993—2023 年研究区土地覆盖类型主要包括水域、湿地、林地、草地、裸地和道路(图 2). 整体而言,CA 和 NCA 均呈现水域与湿地面积减少、草地显著增加的趋势(表 2). CA 和 NCA 呈现水域面积先增加后减少的趋势,1998 年面积达到最大,分别为 662.96 hm^2(42.4%)和 454.08 hm^2(26.4%). CA 和 NCA 湿地面积持续下降,CA 湿地面积在 2003 年降至最低(100.36 hm^2,占 6.4%),2008 年后变化变缓;NCA 湿地面积在 2023 年降至最低为 400.68 hm^2(23.3%),草地面积总体呈现增加趋势,CA 草地面积在 2018 年达到最大(826.12 hm^2,占 52.8%),NCA 草地面积在 2008 年达到最大(741.74 hm^2,占 43.0%). CA 林地面积先增后减,最大值出现在 2013 年(578.33 hm^2,占 37.0%);NCA 林地面积持续增加,2023 年达 631.78 hm^2(36.7%). CA 裸地呈现增加趋势,NCA 裸地先增后减,且占比始终低于 5.0%. CA 道路面积保持稳定.

2.1.2 土地覆盖动态度变化特征

由表 3 可知,1993—2023 年 CA 综合土地覆盖动态度(1.4%)低于 NCA(1.8%),CA 水域、湿地和草地的单一土地覆盖动态度(-2.5%、-1.9%和 0.8%)也低于 NCA(-2.9%、-2.1%和 4.5%),表明 NCA 土地覆盖变化更剧烈. 1993—1998 年,CA 水域和 NCA 草地扩张最显著,单一土地覆盖动态度分别为 5.8%和 25.0%. 1998—2003 年,CA 裸地和 NCA 林地扩张最剧烈,单一土地覆盖动态度分别为 26.5%和 19.1%;CA 水域和湿地显著减少,单一土地覆盖动态度分别为-10.1%和-14.0%. 2003—2008 年,CA 湿地和 NCA 裸地扩张明显,单一土地覆盖动态度分别为 13.1%和 152.1%;CA 和 NCA 水域明显缩减,单一土地覆盖动态度分别为-12.3%和-16.8%. 2008—2013 年,CA 林地和 NCA 水域扩张最剧烈,单一土地覆盖动态度分别为 9.3%和 28.0%. 2013—2018 年,CA 草地和 NCA 水域扩张最剧烈,单一土地覆盖动态度分别为 18.5%和 12.0%. 2018—2023 年,CA 裸地扩张显著,单一土地覆盖动态度为 15.3%,NCA 水域则急剧减少,单一土地覆盖动态度为-10.9%.

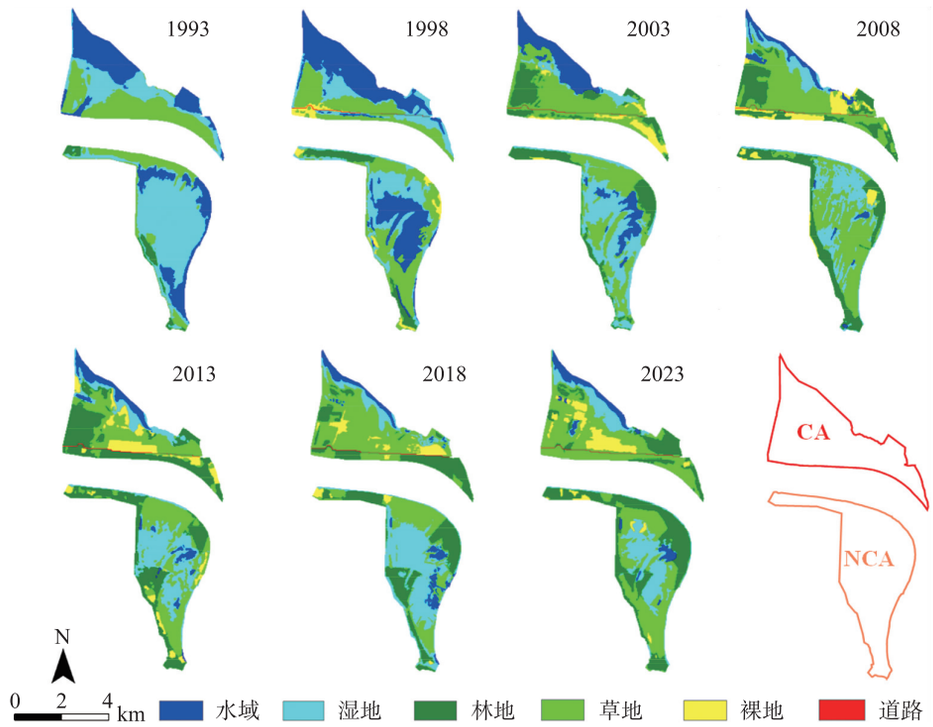


图 2　1993—2023 年保护区(CA)和非保护区(NCA)土地覆盖类型分布

Fig. 2　Distribution of land cover types in the conservation area(CA)and the non-conservation area(NCA)from 1993 to 2023

表 2　保护区(CA)和非保护区(NCA)土地覆盖面积及其比例变化

Table 2　Land cover area change and its ratio in the conservation area(CA)and the non-conservation area(NCA)

研究区域	年份	项目	水域	湿地	林地	草地	裸地	道路
CA	1993	面积/hm²	514.53	435.40	0	614.59	0	0
		比例/%	32.89	27.83	0	39.28	0	0
	1998	面积/hm²	662.96	333.58	0	492.94	54.45	20.59
		比例/%	42.37	21.32	0	31.51	3.48	1.32
	2003	面积/hm²	328.84	100.36	313.23	674.95	126.55	20.59
		比例/%	21.02	6.41	20.02	43.14	8.09	1.32
	2008	面积/hm²	126.99	165.93	394.25	696.98	159.80	20.59
		比例/%	8.12	10.61	25.20	44.55	10.21	1.32
	2013	面积/hm²	144.27	165.21	578.33	429.53	226.59	20.59
		比例/%	9.22	10.56	36.97	27.45	14.48	1.32
	2018	面积/hm²	98.02	151.37	346.44	826.12	121.98	20.60
		比例/%	6.27	9.67	22.14	52.80	7.80	1.32
	2023	面积/hm²	127.69	181.24	259.73	759.85	215.43	20.59
		比例/%	8.16	11.58	16.60	48.57	13.77	1.32
NCA	1993	面积/hm²	305.29	1067.38	92.08	258.28	0	0
		比例/%	17.72	61.95	5.34	14.99	0	0
	1998	面积/hm²	454.08	474.15	153.95	580.49	60.36	0
		比例/%	26.35	27.52	8.93	33.69	3.50	0
	2003	面积/hm²	155.48	684.73	301.24	575.86	5.72	0
		比例/%	9.02	39.74	17.48	33.42	0.33	0
	2008	面积/hm²	24.51	491.42	416.17	741.74	49.19	0
		比例/%	1.42	28.50	24.15	43.05	2.86	0
	2013	面积/hm²	58.84	549.43	455.1	587.29	72.37	0
		比例/%	3.41	31.89	26.41	34.09	4.20	0
	2018	面积/hm²	94.01	710.93	449.14	438.83	30.11	0
		比例/%	5.46	41.26	26.07	25.47	1.75	0
	2023	面积/hm²	42.67	400.68	631.78	609.40	38.49	0
		比例/%	2.48	23.25	36.67	35.37	2.23	0

表 3　保护区(CA)和非保护区(NCA)土地覆盖动态度

Table 3　Land cover dynamics in the conservation area(CA)and the non-conservation area(NCA)

研究区域	时期	单一土地覆盖动态度/%					综合土地覆盖动态度/%
		水域	湿地	林地	草地	裸地	
CA	1993-1998	5.8	-4.7	0.0	-4.0	0.0	2.7
	1998-2003	-10.1	-14.0	0.0	7.4	26.5	7.3
	2003-2008	-12.3	13.1	5.2	0.7	5.3	2.6
	2008-2013	2.7	-0.1	9.3	-7.7	8.4	3.4
	2013-2018	-6.4	-1.7	-8.0	18.5	-9.2	5.1
	2018-2023	6.1	4.0	-5.0	-1.6	15.3	2.0
	1993-2023	-2.5	-1.9	0.0	0.8	0.0	1.4
NCA	1993-1998	9.7	-11.1	13.4	25.0	0.0	6.9
	1998-2003	-13.2	8.9	19.1	-0.2	-18.1	4.2
	2003-2008	-16.8	-5.6	7.6	5.8	152.1	3.8
	2008-2013	28.0	2.4	1.9	-4.2	9.4	1.8
	2013-2018	12.0	5.9	-0.3	-5.1	-11.7	2.3
	2018-2023	-10.9	-8.7	8.1	7.8	5.6	4.2
	1993-2023	-2.9	-2.1	19.5	4.5	0.0	1.8

2.1.3　土地覆盖转移变化特征

1993—2023 年 CA 和 NCA 土地覆盖转移以水域、湿地、林地和草地转化为主(图 3). CA 和 NCA 水域和湿地减少主要转为草地;CA 林地变化主要与草地互相转化有关,NCA 林地增加则主要来自湿地和草地的转入. 1993—1998 年,CA 和 NCA 都以水域、湿地和草地之间的转移为主. CA 和 NCA 水域的增加主要由湿地转入,分别为 204.58 hm^2 和 429.33 hm^2,这也是湿地减少的主要成因. CA 草地减少主要转为湿地(119.21 hm^2),NCA 草地增加则主要由湿地转入(257.06 hm^2). 1998—2003 年,CA 的变化以水域、湿地、林地和草地为主,NCA 则以水域、湿地和林地变化为主. CA 水域减少主要转为草地(171.61 hm^2);湿地减

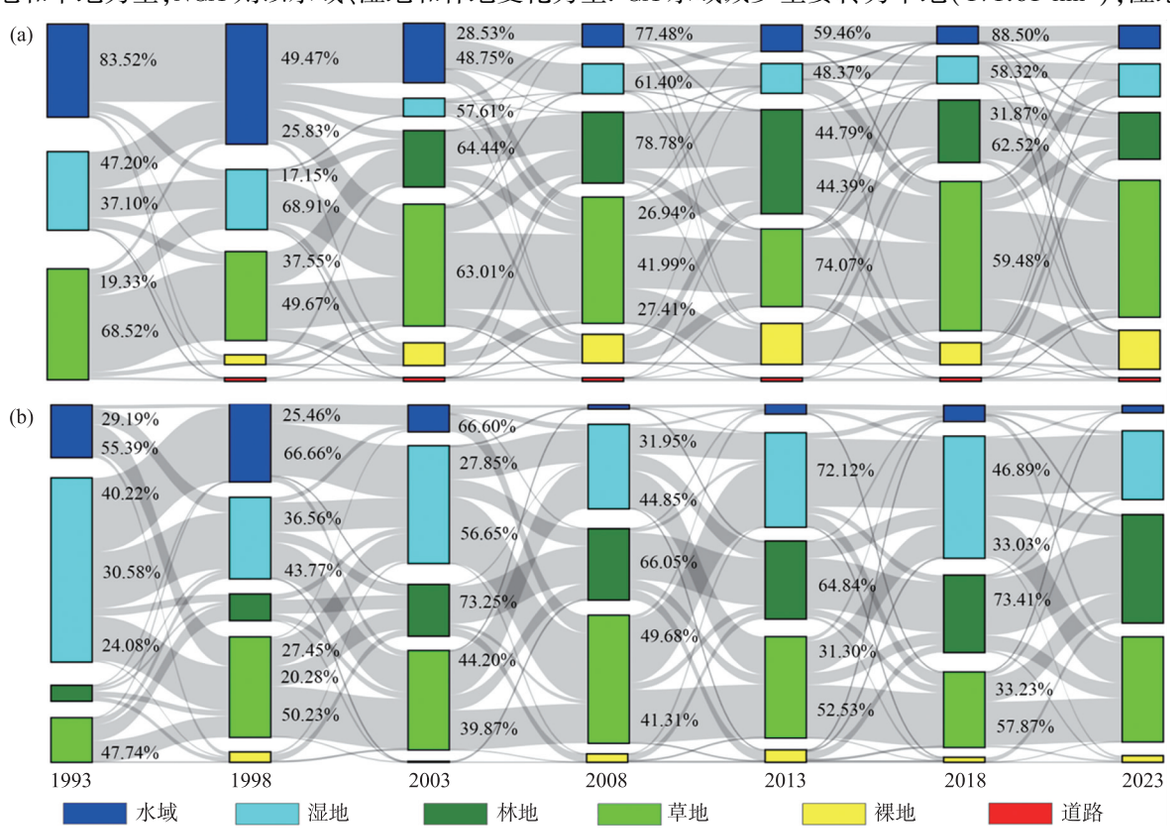


图 3　1993—2023 年保护区(CA,a)和非保护区(NCA,b)土地覆盖类型转变桑基图

Fig. 3　Sankey map of land cover type transformation in the conservation area(CA,a)and the non-conservation area(NCA,b)from 1993 to 2003

少主要转为草地(229.11 hm^2),使得草地增加. CA 林地增加主要来自草地(184.53 hm^2). NCA 水域减少主要转为湿地(302.50 hm^2),使得湿地增加;NCA 林地增加主要由草地转入(117.50 hm^2). 2003—2008 年,CA 以水域、湿地转化为主,NCA 以水域、湿地、林地和草地转化为主. CA 水域减少主要转为湿地和草地(159.79 hm^2 和 74.16 hm^2),湿地增加主要由水域转入(159.79 hm^2). NCA 水域减少主要转为草地(103.54 hm^2);湿地减少也主要转为草地(386.90 hm^2),促进草地增加. NCA 林地增加主要来自湿地转入(100.51 hm^2). 2008—2023 年,CA 以林地和草地转化为主,NCA 以湿地和草地转化为主. 2008—2013 年 CA 林地增加主要由草地转入(188.11 hm^2);2013—2018 年和 2018—2023 年 CA 林地减少主要转为草地,分别为 255.61 hm^2 和 215.95 hm^2,林地和草地相互转化是 CA 草地变化的主要原因. 2008—2013 年和 2013—2018 年 NCA 湿地增加主要由草地转入,分别为 368.47 hm^2 和 183.69 hm^2;2018—2023 年 NCA 湿地减少则主要转为草地(233.65 hm^2),构成该时段 NCA 草地变化的主要来源.

2.2 研究区 NDVI 变化特征及其与土地覆盖的关系

2.2.1 NDVI 的时序变化特征

1993—2023 年,CA 和 NCA 的 NDVI 均呈现显著上升趋势(M-K 检验显示 Z_c 分别为 2.550 和 2.074),但 NCA 的 NDVI 整体高于 CA. CA 的 NDVI 从 1998 年的最低值(0.036)上升至 2023 年的最高值(0.704). NCA 的 NDVI 则从 1993 年的最低值(-0.051)增长至 2023 年的最高值(0.811)(图 4).

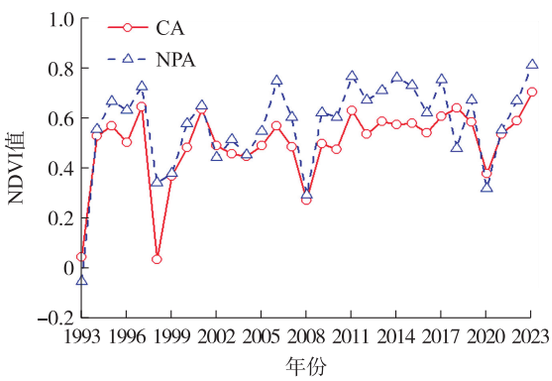


图 4 1993—2023 年保护区(CA)和非保护区(NCA)NDVI 值的年际变化

Fig. 4 Interannual variation of NDVI value in the conservation area(CA)and the non-conservation area(NCA)from 1993 to 2023

2.2.2 土地覆盖类型对 NDVI 的影响

Pearson 相关性分析表明,不同土地覆盖类型对 NDVI 的影响在 CA 和 NCA 中存在差异(图 6). CA 的水域和湿地与 NDVI 呈显著负相关(P = 0.017,P = 0.037),裸地与 NDVI 呈显著正相关(P = 0.024). NCA 的林地与 NDVI 表现出显著正相关关系(P = 0.019),其他土地覆盖类型与 NDVI 无显著相关.

2.3 土地覆盖变化的驱动因子分析

2.3.1 气象和水位因子变化趋势

1993—2023 年,研究区的年平均气温、最高温和最低温均呈显著上升趋势(M-K 检验显示 Z_c 分别为 3.705、2.758 和 1.991)(图 5). 年平均气温最低值出现在 1993 年(16.57 ℃),最高值出现在 2023 年(18.78 ℃);极端高温出现在 2022 年(38.9 ℃),极端低温出现在 2018 年(-8.0 ℃). 年降水量波动较大,但未检测到显著趋势(Z_c = -0.782),最高值和最低值分别出现在 2002 年(1 920.9 mm)和 2019 年(827.5 mm). 1999—2023 年,年平均水位和最高水位呈显著下降趋势(Z_c = -2.571、-2.499),最低水位呈下降趋势(Z_c = 0.584);年平均水位最高值和最低值分别出现在 2020 年(31.53 m)和 2023 年

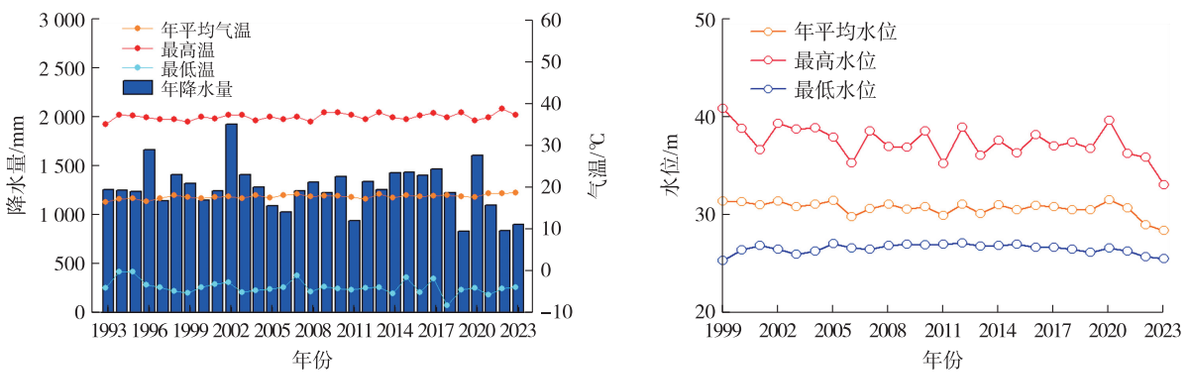


图 5 1993—2023 年保护区(CA)和非保护区(NCA)气温、降水和水位的年际变化

Fig. 5 Interannual variation of temperature, precipitation and water level in the conservation area(CA), and the non-conservation area(NCA)from 1993 to 2023

(28.40 m). 极端高水位出现在 1999 年(40.78 m)和 2020 年(39.58 m),极端低水位出现在 1999 年(25.37 m)和 2023 年(25.52 m).

2.3.2　气象和水位因子对单一土地覆盖类型变化的影响

气象和水位因子对 CA 和 NCA 土地覆盖变化的影响存在差异(图 6),年平均气温、年平均水位和最高水位对 NCA 单一土地覆盖变化的影响较 CA 更显著. 在 CA 中,年平均气温仅与裸地变化呈显著正相关($P=0.037$). 在 NCA 中,年平均气温与林地、裸地变化呈显著正相关($P=0.045$,$P=0.032$),与湿地变化呈极显著负相关($P=0.007$);最高水位与林地变化呈显著负相关($P=0.007$).

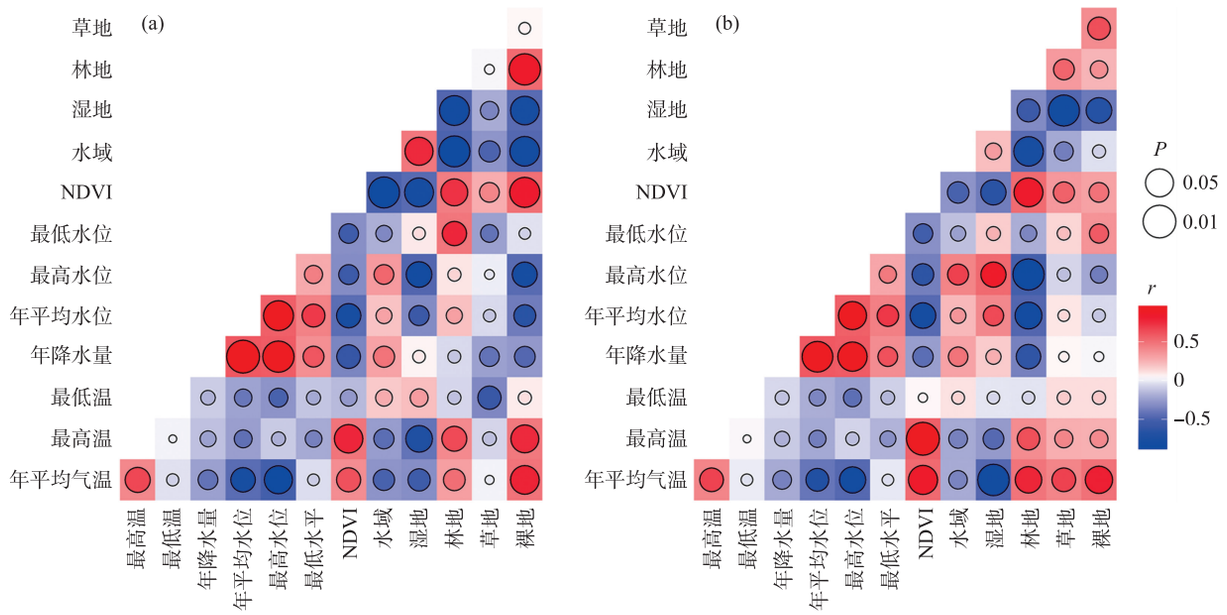


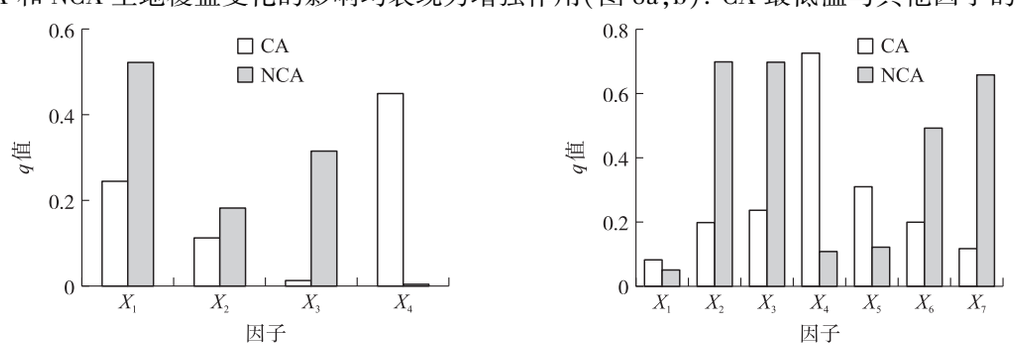
图 6　1993—2023 年保护区(CA,a)和非保护区(NCA,b)气象因素、水文因素、单一土地覆盖、NDVI 变化的相关性热图

Fig. 6　Heat maps of correlation between meteorological factors, hydrological factors, single land cover and NDVI changes in the conservation area (CA, a) and the non-conservation area (NCA, b) from 1993 to 2023

2.3.3　气象和水位驱动力的独立贡献与交互作用

1993—2023 年地理探测器单因子探测结果显示,年降水量($q=0.374$)是 CA 土地覆盖变化的主要影响因子,年平均气温($q=0.521$)是 NCA 土地覆盖变化的主要影响因子,且气温因素对非保护区的影响大于保护区(图 7a). 引入水位因子后,1999—2023 年年降水量($q=0.725$)仍是 CA 土地覆盖变化的主要影响因子,而 NCA 土地覆盖变化的主要影响因子变为极端水位和极端气温,具体 q 值为最高温=最低温(0.697)>最低水位(0.652)>最高水位(0.492)(图 7b).

1993—2023 年交互因子探测结果表明,年平均气温、最高温、最低温、年降水量等气象因子间的交互作用对 CA 和 NCA 土地覆盖变化的影响均表现为增强作用(图 8a,b). CA 最低温与其他因子的交互作用

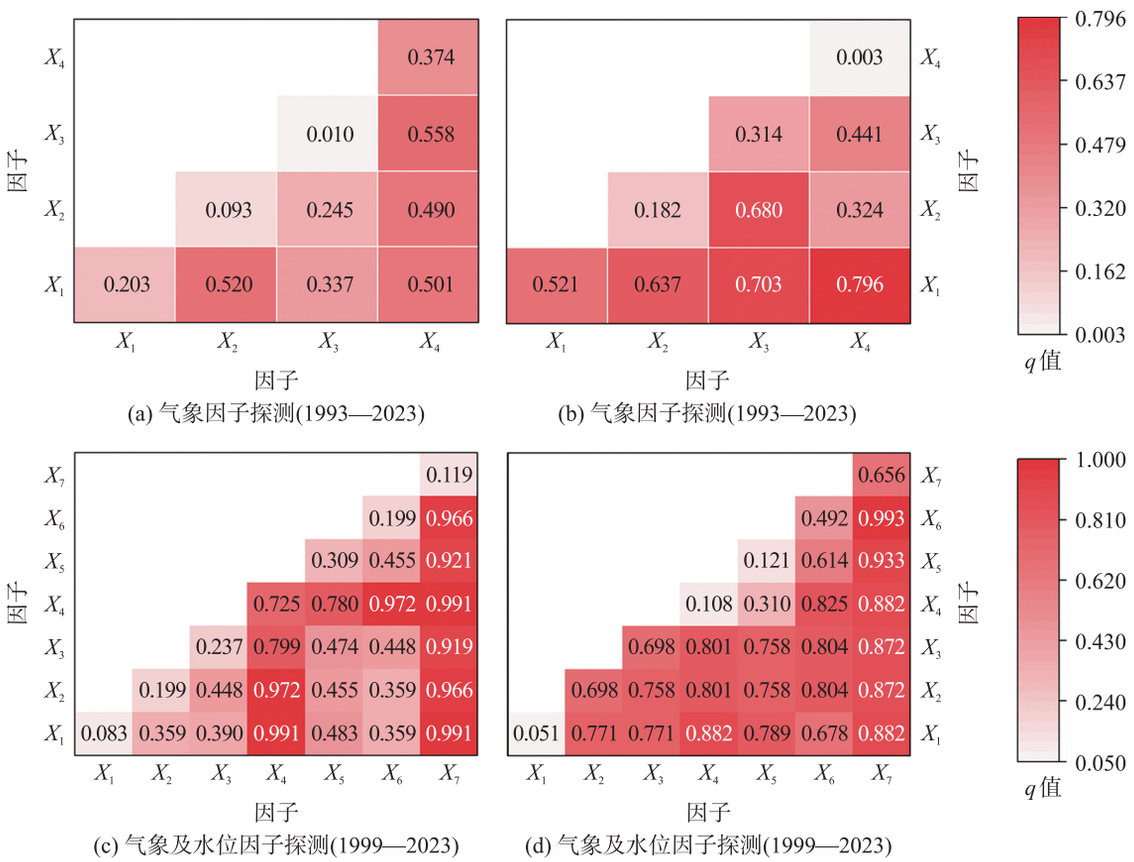


(a) 气象因子探测(1993—2023)　　(b) 气象及水位因子探测(1999—2023)

图 7　保护区(CA)和非保护区(NCA)土地覆盖变化的单因子探测结果

Fig. 7　Single factor detection results of land cover change in the conservation area (CA) and the non-conservation area (NCA)

为非线性增强,并与年降水量的交互作用最强(q=0.558). NCA 年平均气温与年降水量间为非线性增强,交互作用最强(q=0.796). 引入水位因子后,1999—2023 年上述气象因子和年平均水位、最高水位和最低水位间的交互作用对 CA 和 NCA 土地覆盖变化的影响也表现为增强作用(图 8c,d). CA 年降水量与其他因子间均为双因子增强,且与最低水位间的交互作用最强(q=0.991). NCA 最低水位与最高水位间为双因子增强,交互作用最强(q=0.993),最低水位与年平均水位间为双因子增强(q=0.933).



(a) 气象因子探测(1993—2023)　(b) 气象因子探测(1993—2023)

(c) 气象及水位因子探测(1999—2023)　(d) 气象及水位因子探测(1999—2023)

图 8　保护区(CA,a、c)和非保护区(NCA,b、d)土地覆盖变化交互因子探测结果

Fig. 8　Interactive factors detection results of land cover change in the conservation area(CA,a、c) and the non-conservation area(NCA,b、d)

3　讨论

3.1　土地覆盖变化特征及其对麋鹿生境的影响

3.1.1　土地覆盖变化特征

1993—2023 年研究区土地覆盖发生了显著变化,主要表现为水域和湿地面积的持续减少及草地的扩张. 研究结果反映出生境旱化与湿地退化的总体趋势与王淏林[32]对同一区域的研究一致. 研究期间,保护区内湿地与水域的动态度均低于非保护区,且自 2008 年后保护区湿地面积趋于稳定,2023 年还出现小幅回升,而非保护区同期湿地减少超过 300 hm^2. 该阶段保护区湿地的改善可能与保护区自 2012 年起实施的生态恢复工作有关,范韦莹[33]的研究指出 2014—2020 年保护区内湿地面积增加. 这表明保护区近年来在控制湿地退化方面已初见成效,但仍需加强,目前保护区湿地面积仅占总面积的 11.6%. 同时,后续需加强对非保护区湿地变化的监测,并与保护区共享生境恢复经验. 在空间分布上,保护区内土地覆盖呈现由东北到西南的水域-湿地-林地-草地-裸地-道路分布,而非保护区三合垸则以林地-草地-湿地-水域-林地交替分布为主要特征. 总体而言,保护区和非保护区综合土地覆盖动态度均低于 5%,说明石首麋鹿栖息地生境的土地覆盖结构趋于稳定.

3.1.2　土地覆盖变化的生态效应

湿地退化对麋鹿的生存与繁衍构成严重威胁,不仅导致麋鹿的适宜栖息地和隐蔽场所缩减,还引起植

物群落结构改变,进而降低麋鹿食物资源的质量和可获得性[4]. 水域作为维持湿地生态系统稳定的关键要素,其减少也进一步加剧了湿地的退化进程[34]. 退化初期,湿生植物种类减少,为中生和旱生植物提供生长空间,植物多样性可能短暂上升. 但随退化程度加剧,湿生植物最终被中生、旱生植物替代[35]. 已有研究表明,湿地退化导致保护区内湿生植物种类减少,麋鹿喜食的车前草、野胡萝卜和水芹等高营养价值的湿生植物逐渐被接骨草、苍耳、葎草等低质量旱生植物取代[4,36]. 虽然草地总面积增加,但麋鹿实际可利用资源如麋鹿采食的湿生植物生物量减少近 40%[4]. 水域和湿地的减少不仅缩减了麋鹿可食植物的分布范围,也增加了其寻找水源的难度[37-38]. 林地增加为麋鹿提供了应对高温的避暑场所及产仔期的隐蔽空间[38-39]. 此外,裸地扩张会侵占原有的湿地与草地,不仅减少麋鹿可利用的食物、水源和活动空间,若发生连片扩张还会切断林地(隐蔽所)与湿地(采食地、饮水点)之间的生态廊道,进一步阻碍麋鹿的日常迁移与资源获取[10,40].

3.1.3 NDVI 对土地覆盖变化的影响

NDVI 作为植被覆盖的有效指标,较好地响应了土地覆盖变化[29]. 1993—2023 年,保护区和非保护区 NDVI 呈显著上升趋势,与草地和林地增加、湿地与水域减少的整体格局一致. 保护区 NDVI 在 1998 年因洪水导致水域扩大而降至最低. 此后受沙滩子大堤阻断和三峡蓄水工程的影响,水域和湿地面积减小,NDVI 的上升是湿地丧失自然水文脉冲后,湿生植被向旱生演替的体现[41]. 而 2012—2018 年 NDVI 的相对稳定,与保护区实施湿地恢复工程后湿地面积趋于稳定有关[22].

相比之下,非保护区 NDVI 波动直接受长江季节性水位消长的周期性调节,表现出更强的水文动态响应. 同时,非保护区 NDVI 波动还受人类经济活动的干扰,2004—2014 年受当地造纸业原料需求的影响,该地区意杨林的种植与采伐导致林地面积频繁变动[22]. 2008 年保护区和非保护区 NDVI 均出现显著下降,与该年长期的低温雨雪灾害导致地面植被被覆盖甚至冻死有关[4].

3.2 土地覆盖变化的驱动机制

3.2.1 保护区的驱动机制

本研究通过 Pearson 相关性分析和地理探测器等识别出保护区与非保护区土地覆盖变化的主导驱动因素存在明显差异. 年降水量是保护区内土地覆盖变化的主要驱动因素. 降水通过直接补充水域和湿地、调节植被组成,显著影响生境格局,降水减少会加速湿生植被向旱生类型演替[42-43]. 然而本研究中降水量与水域、湿地面积的直接相关性未达显著水平,这主要受人为工程的干预影响. 1998 年沙滩子大堤修筑切断天鹅洲故道与长江干流的自然连通,使保护区水位受水闸人为调控[44]. 2003 年三峡工程蓄水进一步导致长江河床下切,故道补水动力不足,水位持续下降[25]. 因此,保护区内降水的自然驱动作用受影响,保护区水域和湿地面积的变化主要受制于闸站调度和三峡工程的泄水节律[25].

1998 年长江特大洪水致使干流水位暴涨,故道自然倒灌,保护区内水域达到历史最大值,麋鹿生存空间被严重压缩[45]. 此外,受沙滩子大堤影响,保护区缺乏自然排蓄通道,在江汉平原梅雨季节易发生内涝,频繁淹没麋鹿采食草场[4]. 这一过程促使草地向湿地的快速转变,不仅直接缩减了麋鹿有效取食空间,更因长期积水产生的厌氧环境抑制麋鹿可食湿生植被的再生,造成其食物质量和生境质量的阶段性退化[46]. 近年来,为改善水文连通性,该区域利用低洼地形改造建设小微湿地和季节性积水区,规划建设沟渠系统以连接内部水体与故道,促进湿地生态修复[47]. 2023 年保护区湿地面积出现的小幅回升可能与这些工程措施有关.

3.2.2 非保护区的驱动机制

非保护区土地覆盖变化则主要受到极端气温和极端水位的协同驱动. 2022 年和 2023 年的干旱事件是导致非保护区水域和湿地萎缩,林地和裸地扩增的重要原因. 高温背景下,大气蒸腾作用显著增强,加剧水分蒸发[48]. 与此同时,长江水位明显下降,原有水域和湿地因水量减少而萎缩,生境破碎化加剧. 气温上升对土地覆盖的影响具有两面性. 在一定范围内,气温上升可延长植物生长季,增加植物生物量,促进林地扩张;同时,低水位为林地提供了扩张空间[39]. 但高温会增强裸地地表蒸发,导致土壤含水率减少,抑制植物生长,导致植被覆盖区向裸地的逆向演替[49]. 此外,尽管相关分析表明年平均气温是非保护区湿地、林地和裸地的影响因子,但气温缓慢累积的驱动作用远低于极端气候和水文事件对土地覆盖的冲击.

3.2.3 人为活动与麋鹿行为的影响

除气象因素外,人为活动和麋鹿行为也对研究区土地覆盖产生显著影响. 研究期间保护区的湿地和林地受人为干预更显著. 在保护区内,1998 年沙滩子大堤和 2003 年三峡蓄水工程限制了保护区水域和湿地面积,导致麋鹿活动空间和水源减少[32,45]. 1994 年保护区西南部意杨引种虽满足了麋鹿的隐蔽需求,但其高耗水性加剧了湿地退化,且林下植被多以麋鹿不喜食的旱生植物为主,形成“有林无食”的低质生境,反而降低了生境适宜性[8]. 2000 年初的洲滩垦殖活动也对湿生植被造成了破坏[9]. 2015 年起,保护区实施了“退林还草”植被修复策略,包括砍伐意杨林并混播麋鹿喜食的豆科和禾本科植物[4,32]. 该修复工程与保护区林地先增加后减少、草地增加的动态变化密切相关,同时也有效缓解了湿地退化. 在非保护区,2004—2014 年受当地造纸业原料需求驱动,意杨林的轮伐和补种模式导致林地面积频繁波动,这与 NDVI 变化原因一致[22]. 非保护区裸地的动态变化除了受气温和水位的影响外,也受麋鹿频繁活动的影响. 麋鹿的持续采食和践踏也进一步加剧了植被和土壤退化,苔草等可食湿生植被减少,部分区域因密集的践踏甚至退化为裸地[9].

4 结论

本研究基于 1993—2023 年生长季共 7 期 Landsat 遥感影像,系统分析了湖北石首国家级麋鹿自然保护区和三合垸非保护区麋鹿栖息地的土地覆盖动态变化及驱动因素. 结果表明,研究区的土地覆盖类型都以水域、湿地、林地、草地、裸地和道路为主,近 30 年整体呈现水域与湿地面积减少、草地显著扩展的趋势. CA 林地因人为种植和砍伐干预呈现先增加后减少的趋势,NCA 林地持续增加. 土地覆盖类型转移以水域、湿地、林地和草地之间的转化为主导,CA 和 NCA 水域和湿地的减少主要转为草地,CA 林地的增加和减少主要与草地相关,NCA 林地扩张主要来自湿地和草地的转入. CA 综合土地覆盖动态度和水域、湿地、草地的单一土地覆盖动态度均低于 NCA,表明 NCA 的土地覆盖变化更剧烈,但 2008 年后 CA 湿地变化面积趋于稳定. 研究期间,CA 和 NCA 的 NDVI 都呈上升趋势,与草地和林地增加、湿地与水域减少的整体格局一致.

研究期间气候因子和水文因子呈现显著变化,年平均气温、最高温与最低温显著上升,年平均水位和最高水位显著下降,年降水量和最低水位则呈下降趋势. 其中,年降水量是 CA 土地覆盖变化的主导因子,而极端气温和极端水位是 NCA 的主要影响因素. 保护区内生境状态总体较为稳定,当前保护与恢复措施取得一定成效,但水域和湿地仍处于较低水平,且受降水和人为调控水位的影响. 保护区未来应关注水文调控与生境修复,建立常态化生态补水机制,通过在故道上游关键位置建闸引水、修建明渠等水系连通工程补偿水位落差,并扩大微地形改造范围(如增加建造洼地和水塘数量),提升湿地蓄水能力. 同时持续推进植被修复与结构优化,即可定向补种旱柳林并优化林下湿生植被结构,以满足麋鹿遮蔽与取食需求. 非保护区现阶段植被覆盖较好,但更易受极端事件和人类活动干扰,未来应加强对人为干扰的管理,建立生态补偿机制,关注经济林和鱼塘等的动态变化. 严禁将现有湿地、草地改造为经济林或鱼塘,并鼓励经营者限期清退现有生产用地以恢复麋鹿原有生境. 此外,在麋鹿水源周边补种旱柳及湿生植被,降低地表温度、减少水分蒸发,以构建应对极端气候的生态缓冲带.

然而,受非生长季节高频云雾干扰及湿地和草地光谱特征趋同的限制,本研究主要聚焦于 6—10 月生长季遥感数据,未能涵盖非生长季的生境动态. 未来可整合合成孔径雷达和高分辨遥感等多源数据,结合多时相影像,以更全面地揭示麋鹿生境年度动态变化及其驱动因素. 本研究揭示了石首麋鹿生境水域与湿地退化压力及保护区内外差异化的驱动机制,并指出非保护区生境受极端气温与极端水位的双重影响,其演变不确定性更高. 研究结果可为评估保护区生态保护成效、预测麋鹿适宜生境演变及制定差异化保护策略提供数据支持.

[参考文献]

[1] 张付贤,孟庆辉,蒋志刚,等. 麋鹿沧桑命运与未来保护展望[J].生态学报,2022,42(1):1-10.

[2] 李鹏飞,丁玉华,张玉铭,等. 长江中游野生麋鹿种群的分布与数量调查[J].野生动物学报,2018,39(1):41-48.

[3] 何进,温少海,王昱,等. 荆州石首:重回长江四十载,孕育全球最大麋鹿野生种群[N/OL].长江云新闻,2025-09-03. https://m.hbtv.com.cn/p/4546746.html#comment.
[4] 张怀胜,艾劲松,温华军,等. 石首麋鹿栖息地环境生态现状及其保护[J].气象科技进展,2018,8(5):109-112.
[5] 王立波,姜慧,安玉亭,等. 中国麋鹿种群现状分析及保护对策探讨[J].野生动物学报,2020,41(3):806-813.
[6] 徐睿泽,高健峰. 莫莫格湿地景观变化及对白鹤生境的影响[J].野生动物学报,2021,42(1):106-113.
[7] Hu L,Feng B,Zhang J D,et al. Impacts of land-use change on the habitat suitability and connectivity of giant panda[J]. Global Ecology and Conservation,2024,53:e03019.
[8] 李鹏飞,温华军,沙平,等. 石首麋鹿国家级自然保护区湿地生境退化与保护对策[J].绿色科技,2012(6):249-251.
[9] 张垚,王敏,肖志豪,等. 基于"3S"技术的湖北石首麋鹿国家级自然保护区近 25 年土地利用动态变化分析[J].林业调查规划,2013,38(3):16-20.
[10] 张旭,王玲玲,黄峰,等. 长江中游地区麋鹿生境适宜性分析与生态廊道构建[J].华中师范大学学报(自然科学版),2023,57(3):404-411.
[11] Deka J R,Ali S Z,Ahamad M,et al. Can Bengal Tiger(*Panthera tigris tigris*)endure the future climate and land use change scenario in the East Himalayan Region? Perspective from a multiple model framework[J].Ecology and Evolution,2023,13(8):e10340.
[12] Lopez-Angarita J,Tilley A,Hawkins J P,et al. Land use patterns and influences of protected areas on mangroves of the eastern tropical Pacific[J].Biological Conservation,2018,227:82-91.
[13] 许寰戈. 喜马拉雅地区土地利用/覆被及自然保护成效分析[D].青海:青海师范大学,2022.
[14] Song X P,Hansen M C,Stehman S V,et al. Global land change from 1982 to 2016[J].Nature,2018,560(7720),639-643.
[15] Wu B F,Fu Z J,Fu B J,et al. Dynamics of land cover changes and driving forces in China's drylands since the 1970s[J]. Land Use Policy,2024,140:107097.
[16] Zewdu D,Krishnan C M,Raj P P N,et al. Interactions of land use,land cover,and climate change:A case study of Raichur District,Karnataka,India[J].Environmental Challenges,2025,19:101166.
[17] 孟庆辉,陈永杏,董红敏,等. 牦牛分布特点及其种群数量[J].家畜生态学报,2017,38(3):80-85.
[18] 李俊芳,钟震宇,郭子良,等. 迁地麋鹿对野鸭湖植被的保护性生物控制[J].生态学报,2023,43(18):7715-7730.
[19] 安玉亭,刘彬,王立波,等. 不同麋鹿干扰强度对栖息地土壤理化特性的影响[J].生态学报,2020,40(11):3571-3578.
[20] 孙丕苓,曲琳,刘庆果,等. 中国北方农牧交错带生态退耕时空分异及驱动因素[J].资源科学,2022,44(5):943-954.
[21] Xiong Y,Wang K. Eco-compensation effects of the wetland recovery in Dongting Lake area[J].Journal of Geographical Sciences. 2010,20(3):389-405.
[22] 晏玉莹. 湖北石首麋鹿国家级自然保护区保护成效评估[D].长沙:中南林业科技大学,2014.
[23] 李弛,杨道德,张玉铭,等. 湖北石首散放麋鹿与野化麋鹿秋季夜间卧息地选择[J].生态学杂志,2015,34(10):2855-2860.
[24] 何振,杨道德,马建章,等. 湖北石首麋鹿的冬季生境选择[J].四川动物,2007,26(4):764-768.
[25] 殷瑞兰. 下荆江河道演变对天鹅洲自然保护区的影响及对策研究[J].长江科学院院报,2006,23(2):5-12.
[26] 国土资源部. 土地利用现状分类:GB/T 21010-2017[S].北京:中国标准出版社,2017.
[27] Stehman S V. Estimating area from an accuracy assessment error matrix[J].Remote Sensing of Environment,2013,132(6):202-211.
[28] 王秀兰,包玉海. 土地利用动态变化研究方法探讨[J].地理科学进展,1999,18(1):81-87.
[29] Huang X L,Zhang T B,Yi G H,et al. Dynamic changes of NDVI in the growing season of the Tibetan Plateau during the past 17 years and its response to climate change[J].International Journal of Environmental Research and Public Health,2019,16(18):3452.
[30] 周珂,杨永清,张俨娜,等. 光学遥感影像土地利用分类方法综述[J].科学技术与工程,2021,21(32):13603-13613.
[31] 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.
[32] 王淏林. 近 30 年湖北石首麋鹿生境变化和食物组成研究[D].荆州:长江大学,2024.
[33] 范韦莹. 基于 MaxEnt 模型的石首麋鹿国家级自然保护区生境适宜性评价[D].武汉:中国科学院大学(中国科学院精密测量科学与技术创新研究院),2021.
[34] 朱明淏. 麋鹿生存湿地环境之比较研究—以南海子麋鹿苑与大丰麋鹿自然保护区为例[J].水土保持,2014,2:43-49.
[35] Wan D J,Yu P,Kong L Y,et al. Effects of inland salt marsh wetland degradation on plant community characteristics and soil properties[J].Ecological Indicators,2024,159:111582.

[36] Wang H L,Zhao Y,Wang F J,et al. Diet composition and selection of Père David's deer in Hubei Shishou Milu National Nature Reserve,China[J].Ecology and Evolution,2023,13(1):e9702.
[37] 孟焕,王琳,张仲胜,等. 气候变化对中国内陆湿地空间分布和主要生态功能的影响研究[J].湿地科学,2016,14(5):710-715.
[38] 丁玉华. 达氏麋鹿[M].南京:南京师范大学出版社,2017.
[39] Collalti A, Ibrom A, Stockmarr A, et al. Forest production efficiency increases with growth temperature [J]. Nature Communications,2020,11(1):5322.
[40] Qiao F J,Du H R,Zhang X,et al. The protection and management of wapiti in desert oases:Bare land poses a limitation to wapiti conservation[J]. Biology,2024,13(9):737.
[41] 韩祯,孙龙,王世岩,等. 变化水文情势下鄱阳湖南矶湿地植被响应及演替模拟[J]. 环境工程,2025,43(8):60-71.
[42] Jeffries M J. Flood,drought and the inter-annual variation to the number and size of ponds and small wetlands in an English lowland landscape over three years of weather extremes[J].Hydrobiologia,2016,768(1):255-272.
[43] 徐浩杰. 亚洲中部干旱区植被变化及其影响因素(2000—2012)[D].兰州:兰州大学,2014.
[44] Zhang H,Li P,Wen H,et al. Population status and research progress of Père David's deer(*Elaphurus davidianus*) in China [J].Pakistan Journal of Zoology,2019,51(6):2359-2367.
[45] 张怀胜. 石首麋鹿栖息地生态环境评价研究[D].荆州:长江大学,2020.
[46] Murwanyi P H,Kityo R,Ssekuubwa E,et al. Sitatunga(*Tragelaphus spekii*)food sources and habitat use in Marsh-Savannah-cultivation mosaics[J].African Journal of Ecology,2023,62(1):e13246.
[47] 陈华文.平原地区生态修复的石首实践[N/OL].中国环境报,2024-09-12. https://epaper.cenews.com.cn/html/2024/20240912/20240912_003/20240912_003_9346.html#2.
[48] Salimi S,Almuktar S A A A N,Scholz M. Impact of climate change on wetland ecosystems:A critical review of experimental wetlands[J].Journal of Environmental Management,2021,286:112160.
[49] Khishigbayar J,Fernandez-Gimenez M E,Angerer J P,et al. Mongolian rangelands at a tipping point? Biomass and cover are stable but composition shifts and richness declines after 20 years of grazing and increasing temperatures[J].Journal of Arid Environments,2015,115:100-112.

[责任编辑:黄　敏]