

DOI: 10.5846/stxb202104130964

刘亚群, 吕昌河, 傅伯杰, 于伯华. 中国陆地生态系统分类识别及其近 20 年的时空变化. 生态学报, 2021, 41(10): 3975-3987.

Liu Y Q, Lü C H, Fu B J, Yu B H. Terrestrial ecosystem classification and its spatiotemporal changes in China during last 20 years. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(10): 3975-3987.

中国陆地生态系统分类识别及其近 20 年的时空变化

刘亚群^{1,2}, 吕昌河^{1,2,*}, 傅伯杰^{3,4}, 于伯华¹

1 中国科学院地理科学与资源研究所, 陆地表层格局与模拟重点实验室, 北京 100101

2 中国科学院大学, 资源与环境学院, 北京 100190

3 中国科学院生态环境研究中心, 城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085

4 北京师范大学地理科学学部, 地表过程与资源生态国家重点实验室, 北京 100875

摘要: 生态系统分类制图是理解生态系统时空格局和支撑生态系统分类管理的基础。研究以反映生态系统主导服务功能和人类干预强度为主线, 构建了包括 9 个一级和 25 个二级类的生态系统分类体系, 集成土地利用、气候、地形、植被、土壤、居民点分布等多源数据, 开展了 2000 和 2020 年中国陆地生态系统的分类制图, 并对其类型、结构、格局及时空变化特征进行了分析。结果表明: 近 20 年, 我国城镇生态系统扩张 1.1 倍, 64.51% 来自耕种生态系统。耕种生态系统缩减 0.88 万 km², 其中水田和旱田分别减少 0.60 万 km² 和 2.09 万 km², 但绿洲扩张 1.81 万 km²。受退耕还林还草影响, 农牧和农林混合生态系统分别减少 2.88 万 km² 和 0.92 万 km², 林地生态系统增加 1.61 万 km²。水域湿地生态系统增加 0.31 万 km², 70% 源自沼泽生态系统的扩张, 尤其是青藏高原水域湿地, 受气候变暖影响扩张明显。气候暖湿化促使部分干旱荒漠和冰冻寒漠生态系统的盖度增加, 使牧草地生态系统增加 9.97 万 km², 而干旱荒漠和冰冻寒漠生态系统分别减少 14.98 万 km² 和 0.92 万 km²。我国生态系统变化导致整体景观的连接性下降、破碎度增加、类型多样性增加, 斑块间生态过程的阻碍增强。我国生态状况明显改善, 92.06% 的区域 NDVI 增加, 平均 NDVI 增幅为 0.74%/a, 其中农牧和农林混合生态系统 NDVI 增幅最显著, 分别为 1.26%/a 和 0.85%/a。该分类方案与制图结果突出了生态系统结构、生态环境风险和生产力差异, 可为宏观尺度的生态系统管理提供科学支撑。

关键词: 陆地生态系统分类, 人类活动, 聚类分析, 时空格局, NDVI 变化趋势

Terrestrial ecosystem classification and its spatiotemporal changes in China during last 20 years

LIU Yaqun^{1,2}, LÜ Changhe^{1,2,*}, FU Bojie^{3,4}, YU Bohua¹

1 Key Laboratory of Land Surface Pattern and Simulation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

2 College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100190, China

3 State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

4 State Key Laboratory of Earth Surface Processes and Resource Ecology, Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

Abstract: Ecosystem classification is fundamental for its identification of spatiotemporal changes and type-oriented management. Based on the dominant service function and human intervention intensity, this study developed an ecosystem classification system comprising 9 first-level and 25 second-level categories, identified their spatial distribution, and further analyzed the spatiotemporal changes between 2000 and 2020, by integrating multi-source data of land use, climate, topography, vegetation, soil, and settlement distribution. The results showed that urban/township ecosystem in China

基金项目: 国家重点研发计划项目(2017YFA0604701)

收稿日期: 2021-04-13; 修订日期: 2021-05-06

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: luch@igsnr.ac.cn

expanded 1.1 times, with 64.51% of the increased area converted from the cultivated land ecosystem. Cultivated land ecosystem was shrunk by $0.88 \times 10^4 \text{ km}^2$, its second-level ecosystems of paddyland and dry farmland decreased by $0.60 \times 10^4 \text{ km}^2$ and $2.09 \times 10^4 \text{ km}^2$, respectively, and oasis farmland expanded by $1.81 \times 10^4 \text{ km}^2$. Due to implementation of the "Grain for Green" project, mixed farmland/pastureland and farmland/forestland ecosystems decreased by $2.88 \times 10^4 \text{ km}^2$ and $0.92 \times 10^4 \text{ km}^2$, respectively, while the forestland ecosystem increased by $1.61 \times 10^4 \text{ km}^2$. The water/wetland ecosystem increased by $0.31 \times 10^4 \text{ km}^2$, of which 70% was from the expansion of marshland ecosystem. With the climate becoming warmer and wetter, the arid desert and frozen land ecosystems were shrunk by $14.98 \times 10^4 \text{ km}^2$ and $0.92 \times 10^4 \text{ km}^2$, respectively, while the pastureland ecosystem was expanded by $9.97 \times 10^4 \text{ km}^2$. Associated with these changes, the landscape connectivity declined while the fragmentation and diversity, as well as the resistance of ecological processes increased. The ecological status in China improved significantly from 2000 to 2020, with 92.06% of the ecosystems showing an increase in the normalized difference vegetation index (NDVI) at the mean increase rate of 0.74%/a. Of the identified ecosystems, the mixed farmland/pastureland and farmland/forestland ecosystems showed the most evident increase in the NDVI, increased by 1.26%/a and 0.85%/a, respectively. The classification and mapping results highlight the differences in ecosystem structure, ecological environment risks and productivity, providing scientific support for macro-scale ecosystem management.

Key Words: terrestrial ecosystem classification; human activities; cluster analysis; spatiotemporal pattern; NDVI change trends

生态系统是生物群落及其环境共同组成的动态平衡系统^[1]。生态系统服务是人类从生态系统中直接或间接获取的各种惠益,包括通过生产活动获取的食物、原材料和清洁水源等直接收益,以及生态系统通过维持碳氮平衡、保持水土、调节气候、维持生物多样性所产生的生态效益和为人类提供的休闲、娱乐与美学享受等效益,概括为供给、调节、支持和文化服务 4 种类型^[2-3]。由于人类活动的影响,大部分陆地生态系统的结构和服务功能都发生了深刻的变化,引发了严重的生态环境问题,亟需有效的管理策略和管控措施。鉴于生态系统的结构和服务功能、人类活动的影响和作用机制存在显著的空间差异,生态系统的可持续管理必须因地制宜、分类实施,为此,需要在科学认知人类活动的影响、生态系统结构和生态系统服务变化及其区域差异的基础上,对生态系统进行科学分类和识别,为制定分类管理对策提供决策支持^[4]。

目前,相关分类系统很多,但多是从土地利用/覆被视角的分类。在全球尺度,USGS、CORINE、IGBP、UMd、FAO 和 ESA 都先后提出了各自的土地利用/覆被分类系统^[5-7],并基于遥感和地理信息技术,生产了多种全球土地利用/覆被分类数据集^[7-11],产品分辨率从 1km 逐渐提升到 30m 和 10m。在我国,研究人员也构建了多种土地利用/覆被分类方案,包括 1984 年土地调查分类系统、1980s 中国 1:100 万土地利用分类、1990s 中国科学院地理科学与资源研究所土地利用分类、2004 年 1:100 万地表覆被分类、2017 年土地利用现状分类标准、2017 年中国 1:100 万土地覆被分类等^[5-6,12-16],积累了丰富的图件和数据。这些分类、图件和数据已成为理解全球和我国生态系统分布,分析人类活动影响和评估生态系统服务的重要基础^[2,17-19]。

部分研究机构和学者,如加拿大生态土地分类委员会在 20 世纪 70 年代末,从生态系统的角度提出了生态土地分类方案,划分了土地域、土地县、土地系统、土地类型、土地相 5 级^[20];基于类似方法,Sayre 等根据生物气候、地形、岩性和土地覆被因子将全球生态系统划分为 4 个层级共 3923 个生态土地单元^[21]。在国内,陈利顶和傅伯杰综合岩性、地形地貌、土壤、植被、气候和人类活动等因素,将无定河流域划分为 3 个一级、37 个二级土地生态系统类型^[22];欧阳志云等基于多源遥感数据,综合气候、地形等要素,构建了包括 9 个一级、21 个二级和 46 个三级类的全国生态系统分类方案^[6]。其它分类系统包括基于气候、植被的生物气候分类^[23-24]和综合气候、地形、土壤等地理要素影响的生物地理气候生态系统分类^[25],在全球和国家尺度得到广泛应用^[26-28]。

这些分类和制图成果对理解生态系统的空间分布提供了重要基础,但总体看,对生态系统的服务功能、人

类活动的干预程度和生态风险体现不够。中国幅员辽阔,生态系统复杂多样,为满足人口和经济快速增长对生态系统的产品和服务和能源需求,人类对地表改造加剧和利用强度增加,尤其是坡地开垦、草地过牧、森林砍伐、过量使用化肥农药等不合理的土地利用活动,导致水土流失、草地退化、生态系统服务下降、水土污染等一系列的生态环境问题^[18,29]。为此,需要针对不同生态系统的内在属性和服务功能定位,分类管控。基于该认识,本研究从生态系统服务和人类活动影响的视角,构建了一个新的生态系统分类方案^[4],在此基础上,通过对现有多源数据集成,编制了 2000 和 2020 年中国陆地生态系统类型图;通过空间统计,分析了 2000—2020 年不同生态系统类型的空间分布、组分结构、空间转移、景观格局和生态状况变化特征,为我国生态系统服务评估和分类管理提供科学支撑。

1 陆地生态系统分类方案

陆地生态系统的变化受人类活动和自然因素特别是气候变化的共同影响,但其影响程度存在差异。在人类活动干预剧烈的区域,生态系统的变化主要受人为因素的影响;但在人口稀少的区域,人类活动影响微弱,自然因素是生态系统变化的主因。基于人类活动的影响程度,可将陆地生态系统划分人工生态系统、半人工生态系统、准自然生态系统和自然生态系统。人工生态系统主要包括城镇建成区、作物和果木集中种植区等,其原生植被和生态要素组成、结构和功能都已发生根本改变。半人工生态系统是指被部分耕垦或建设开发,与林、草等自然植被镶嵌组合的生态系统,如农林、农牧交错或镶嵌分布区。准自然生态系统是指自然植被或自然景观基本保持完整的区域,包括用于放牧的天然草地、基本保持自然状态的林灌地、水域和湿地等,具有重要的水土保持、水源涵养、碳固存、气候调节、生物多样性保护功能。自然生态系统是指基本无开发利用、自然环境保持天然状态的区域,包括干旱荒漠和冰冻寒漠等,人类活动的直接影响微弱,但对气候变化敏感。

按照上述思路框架,本研究以生态系统的主导服务功能和人类干预强度为主线,综合考虑土地利用结构、生态环境风险和生产力的差异,构建了一个生态系统分类方案^[4],包括 9 个一级、25 个二级类型(表 1)。一级类型反映人类活动干预程度和主导生态系统服务的相对一致性,从第 1 类到第 9 类,人类活动强度和干预程度依次降低,生态系统的服务功能由以提供生产活动空间、生产资料和食物产品为主,过渡为以支持和调节服务功能为主。二级类型体现土地利用方式、生产力和生态/土地退化风险的差异。该分类系统主要面向国家尺度的生态系统管理,意在通过多源数据的集成分析,识别不同生态系统的空间分布,服务于生态系统的宏观管控和策略制定。因此,类型划分需要兼顾系统的完整性,不宜过细和碎片化,所以在类型划分时,突出主导生态类型、利用方向和人类活动强度的一致性,同时考虑了气候、地形等因素的影响。对人类活动剧烈的地区,将以建设开发和居住(包括集聚分布的农村居民点)为主的区域划分城镇生态系统;以作物包括果木种植为主的区域划分为耕种生态系统;对基本无耕垦、以放牧为主的天然草地和灌草地,划分为牧草地生态系统;对以保护为主,位于深山和僻远区、基本保持自然状态的林灌植被,包括零散分布的林间草地,划分为林地生态系统;而对自然条件严酷的无人区,根据气候条件划分为干旱荒漠或冰冻寒漠生态系统;在农牧交错带、低山丘陵区,耕地和林、草地常呈现交错或镶嵌分布的特征,土地退化问题突出,根据耕地与林、草地的组合特征和地形,将其划分为农牧混合生态系统或农林混合生态系统。呈点状或线状分布的农村居民点、农田防护林、道路等类型没有单独划出,将其综合在相应的类型如耕种、牧草地和混合生态系统中。

在 2 级分类中,重点体现了生态环境风险和生产力的差异。生态环境问题包括风蚀沙化、水土流失、土壤盐渍化、水土污染、温室气体排放等,与土地利用方式关系密切。因此,该方案选择土地利用方式、植被类型和盖度为主要指标,对一级类型进行细分。如,对耕种生态系统,划分为水田(多分布于亚热带湿润区)、旱田(主要位于温带)和绿洲(位于干旱区,存在土壤盐渍化和沙化风险)3 个二级类型,体现土地管理方式、生产力、水土污染、甲烷等温室气体排放等环境风险的差异;对牧草地生态系统,根据草地盖度划分为 3 个二级类型,体现草地生产力和退化程度的差异。对林地生态系统,根据植被类型和盖度划分 4 个二级类型,体现生态系统生产力和固碳、水土保持能力的差异。

表 1 中国陆地生态系统分类方案*
Table 1 Terrestrial ecosystem classification system in China

生态系统类型 Ecosystem types		定义 Definition
人工生态系统 Artificial ecosystem	1 城镇生态系统 11 城市生态系统 12 乡镇生态系统 13 工矿生态系统	住宅、工矿和商服等建设用地集中分布的区域 城市建成区和其它非农用地连续分布区域 乡镇和农村居民点密集分布区 工矿开发区及其周边配套居住区
半人工生态系统 Semi-artificial ecosystem	2 耕种生态系统 21 水田生态系统 22 旱田生态系统 23 绿洲生态系统 3 农牧混合生态系统 31 农牧生态系统 32 牧农生态系统 4 农林混合生态系统 41 农林生态系统 42 林农生态系统	连片耕垦种植粮食和果树作物地形平缓的平原丘台地 种植水稻、莲藕等水生作物包括水稻和旱生农作物轮种的农田 种植小麦、玉米等旱生作物的农田和果园,包括水浇地和旱耕地 干旱区种植粮食、牧草和果树作物的灌溉农田 耕地与草地镶嵌或交错分布的温带半干旱低山丘陵和丘原地,包括零散分布的居民点 耕地与草地交错分布,以种植业为主的农牧混合区 耕地与草地镶嵌分布,以草牧业为主的农牧混合区 耕地与林地交错或镶嵌分布的湿润、半湿润丘陵和山地,包括零散分布的居民点 耕地和园地等耕垦土地(占比大于林地)与林地交错分布,以丘陵为主的农林混合区 耕地和园地等耕垦土地(占比低于林地)与林地镶嵌分布,以低山为主的农林混合区
准自然生态系统 Quasi-natural ecosystem	5 牧草地生态系统 51 典型牧草生态系统 52 斑状牧草生态系统 53 稀疏牧草生态系统 6 林地生态系统 61 密林生态系统 62 半密林生态系统 63 疏林生态系统 64 灌木林生态系统	最大植被盖度 $\geq 10\%$,常年或季节性放牧的草地和灌丛盖度小于 30%的灌草地 年均植被盖度 $> 50\%$,基本无耕垦和明显退化、常年或季节放牧的牧草地 年均植被盖度在 30%—50%草地和灌草地,存在明显裸地斑块和退化现象 最大植被盖度 $\geq 10\%$,年均盖度 $< 30\%$ 的半荒漠化灌草地或严重退化草地 分布于深山或偏远地区,人类活动影响微弱、植被盖度 $> 30\%$ 的准天然和人工乔灌林地 以乔木林地为主、植被盖度 $> 70\%$ 的准天然林地 以乔木林地为主、植被盖度 50%—70%准天然林地 以乔木林地为主、植被盖度 30%—50%的准天然林地 以天然灌木和灌丛地为主的准天然林地
自然生态系统 Natural ecosystem	7 水域湿地生态系统 71 水域生态系统 72 沼泽生态系统 73 海滩生态系统 8 干旱荒漠生态系统 81 荒漠生态系统 82 沙漠生态系统 83 裸岩戈壁生态系统 9 冰冻荒漠生态系统 91 冰雪生态系统 92 冻土荒漠生态系统	包括水面和地表常年或季节性积水的滩地和沼泽 包括河流、湖泊、水库、河滩地 地面常年潮湿、积水的湿地和沼泽 近海湿地和海滩 植被稀少(最大植被盖度 $< 10\%$)的干旱荒漠、裸岩、沙漠和戈壁 有稀疏植被(最大植被盖度 5%—10%)分布的干旱地 干旱沙地、沙漠,几乎无植被覆盖 干旱裸土、裸岩和石砾地,几乎无植被覆盖 包括冻土苔原、寒冻石砾和冰雪地 分布于高纬度寒区和高山的永久积雪地 永久冻土和冰冻石砾地

* 根据文献^[4],分类方案稍有调整

2 陆地生态系统类型识别与制图

生态系统类型的识别和制图主要基于现有的土地利用和遥感影像数据,综合了气候、地形、土壤、植被、人类活动等因素。考虑多源数据的空间分辨率,采用 ArcGIS 软件,通过重采样、块统计、聚合分析等预处理方法将制图单元统一至 1km 分辨率,获取了每个栅格的土地利用结构及其自然和社会经济属性,通过聚类分析、多层次决策树和制图综合方法,按照主导因素、生态系统主导服务功能一致性等原则,对生态系统进行分类制图。

2.1 数据源及预处理

本研究使用的多源数据包括土地利用、气候、地形、植被、土壤、居民点分布等。土地利用数据包括 2000

和 2020 年 100m 分辨率栅格图,来源于中科院资源环境科学数据中心(www.resdc.cn),包括 6 个一级和 25 个二级类型,总体精度超过 90%^[13]。通过重分类和聚合分析法将 100m 土地利用数据转变为 1km 的土地利用类型占比数据,用不同类型占比表征生态系统结构。

气候数据包括降水、气温和潜在蒸散发,其中 1km 降水和气温栅格数据来源于中科院资源环境科学数据中心(www.resdc.cn),是基于 ANUSPLIN 软件的样条函数插值得到;0.5°分辨率的潜在蒸散发数据来源于 Climatic Research Unit 第 4.04 版时序数据集(CRU TS4.04)^[30],是应用最广泛的气候数据集之一,为了与其他数据匹配,将潜在蒸散发数据重采样至 1km,然后根据潜在蒸散发与降水量的比,即干燥指数 <1.0 、 $1.0—1.5$ 、 $1.5—4.0$ 、 >4.0 ,划分为湿润、半湿润、半干旱、干旱 4 类^[31]。

地形因子包括海拔和坡度,其中海拔来源于 30m 分辨率的 ASTER GDEM Version 2 数据^[32],坡度是基于 DEM 计算得到,并采用块统计方法将海拔和坡度数据重采样至 1km。2000—2020 年 1km 植被覆盖度(Fractional Vegetation Cover, FVC)通过 MOD13A3 C6 NDVI 时序数据和像元二分模型^[33]计算得到。土壤数据采用来源中科院资源环境科学数据中心的 1:100 万土壤类型图,通过块统计重采样至 1km。2020 年居民点分布据来源于开放街道地图(OpenStreetMap, www.openstreetmap.org),计算得到 1km 分辨率的居民点密度。

2.2 类型识别与制图

基于上述数据,以植被盖度、土地利用结构、居民点密度、干旱指数、海拔高度、地形坡度和土壤类型为主要指标,通过空间聚类和制图综合方法,对生态系统类型进行识别,主要包括如下步骤:

(1) 基于 1km 分辨率 MODIS NDVI 数据,根据像元二分模型^[33]计算区域的 FVC。以年最大 FVC 值 10% 为指标,划分为基本无植被区($FVC < 10\%$)和有植被区($FVC \geq 10\%$)两类。

(2) 对基本无植被区,基于土地利用图,首先将城镇、水域类型,以及居民点密度 ≥ 1 个/100 km²的区域剔除。然后,以年均温 0°C 或海拔高度 5000m 为指标,将其区分为干旱荒漠生态系统和冰冻荒漠生态系统;第三,根据植被最大 FVC 图、土壤类型图、土地利用图,通过空间叠置,进一步识别出二级类型,即荒漠生态系统(FVC 在 5%—10%)、沙漠生态系统(沙土, $FVC < 5\%$)和裸岩戈壁生态系统;冰冻寒漠生态系统根据土地利用类型划分为冰雪生态系统和冻土寒漠生态系统。

(3) 利用 ArcGIS 软件,将完成类型识别的区域(即干旱荒漠和冰冻寒漠生态系统)剔除后,按照先识别相对单一类型、再识别混合类型的顺序对生态系统进行归类识别。首先,基于 100m 分辨率的土地利用图、30m 分辨率坡度图和居民点分布图,采用 ArcGIS 软件,按 1km²最小制图单元分别计算土地利用结构、平均坡度、居民点密度。第二,采用 Anselin Local Moran's I 指数^[34],以 3×3 像元为统计单元,对中心像元(土地利用类型占比)进行聚类。对聚集显著性 $\geq 95\%$,且以建设用地为主、以耕地和果园为主且坡度低于 10°、以草地为主且耕地比重低于 5%、以林地和灌木林地为主且无居民点分布、以河湖水面和湿地为主的聚集区,分别划分为城镇生态系统、耕种生态系统、牧草地生态系统、林地生态系统、水域湿地生态系统。第三,对位于城镇周边耕地和居民用地交错分布但聚集显著性不显著的地区,划分为耕种生态系统。第四,对未识别的其它类型,根据耕地、草地和林地的组合特征,划分为农牧混合生态系统(以牧草地和耕地为主)和农林混合生态系统(以林地和耕地为主)。第五,主要以土地利用类型和结构为指标,综合考虑气候、植被类型和盖度、土壤类型等因素差异,划分二级类型。对城镇生态系统,根据工矿用地占比最大来识别工矿生态系统,再以建设用地占比 60% 为指标,划分为城市($\geq 60\%$)和乡镇生态系统($< 60\%$)。对于耕种生态系统,将干旱指数 ≥ 4 的单元识别为绿洲生态系统,其它根据主导土地利用方式和气候特征,划分为水田和旱田生态系统。农牧和农林混合生态系统则根据耕地、草地或林地占比,划分为农牧、牧农和农林、林农生态系统类型。牧草地生态系统根据年均植被盖度划分为典型牧草($FVC \geq 50\%$)、斑状牧草($30\% \leq FVC < 50\%$)和稀疏牧草($FVC < 30\%$)生态系统 3 个二级类型。根据植被类型(即乔木林和灌木林)和年均盖度,将林地生态系统分为密林($FVC \geq 70\%$)、半密林($50\% \leq FVC < 70\%$)、疏林($FVC < 50\%$)、灌木林 4 个二级类型。水域湿地生态系统分为水域、沼泽和海滩生态系统 3 个二级类型。

(4)对生态系统分类图进行制图综合。首先,参照 Google Earth 米级高分影像数据,对分布零散、不符合地理分布规律的类型进行了检验,校正了识别错误的类型。其次,FVC 易受年际气候波动等因素的影响,为了避免 FVC 小幅波动导致的牧草地和林地生态系统二级类型变动,本研究剔除了 FVC 变幅小于0.2%/a的二级类型转变。第三,根据制图单元的土地利用结构、坡度和居民点密度数据,对划分错误的类型进行了综合和调整,最后编制了 2000 和 2020 年中国陆地生态系统分布图。

3 陆地生态系统变化分析

3.1 时空格局变化分析

采用 ArcGIS 软件,通过分区统计、空间叠置等地统计方法,计算各一级和二级生态系统类型的平均海拔、坡度、降水、气温和植被盖度,分析我国不同生态系统的空间分布特征。通过空间叠置和空间统计,分析生态系统类型的空间转移,分析生态系统类型的时空变化特征。此外,通过计算一级和二级类型的面积和比例变化,分析生态系统组分结构变化特征。

3.2 景观指数

基于 Fragstats4.2 软件,对中国陆地生态系统进行景观格局分析,选择的景观指数包括类型尺度上的平均斑块尺寸(Mean patch size)、边缘密度(Edge density)和聚集指数(Aggregation index)以及景观尺度上的蔓延度指数(Contagion index)和 Shannon 多样性指数(Shannon's diversity index)^[35]。平均斑块尺寸是指某种生态系统类型所有斑块的平均面积大小,其值越小则表示破碎度越高。边缘密度是指单位面积生态景观中某种生态系统类型的边缘长度,其值越大表示空间形状越复杂。聚集指数是指某种生态系统类型周围相同类型的面积占比,其值越大表示聚集程度越高。蔓延度指数用于测度生态景观中斑块的团聚程度或延展趋势,根据公式(1)计算,其值越大说明景观连接度越高,反之则表明景观破碎度较高。Shannon 多样性指数衡量生态景观异质性、类型多样性和非均衡分布状况,根据公式(2)计算,其值越大表示景观内部类型多样性越高、更趋于均衡化分布。

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

$$\text{SHDI} = - \sum_{i=1}^m (p_i \times \ln p_i) \quad (2)$$

式中,CONTAG 和 SHDI 分别是整个生态景观的蔓延度指数和 Shannon 多样性指数, p_i 指生态系统类型 i 在生态景观中的占比, m 是生态景观中生态系统的类型数量, g_{ik} 是与生态系统类型 i 和 k 的斑块相邻的斑块总数量。

3.3 NDVI 变化趋势

NDVI 是表征生态系统状况的有效指标^[36],其值持续增加说明生态系统有所改善,反之说明生态状况变差。考虑到中国植被生长季的空间差异明显,本研究以年平均 NDVI 为指标,分析中国陆地生态系统的生态状况变化特征。基于 Mann-Kendall 检验^[33]和 Sen's Slope^[37]方法,计算 2000—2020 年中国生态系统年平均 NDVI 的年际变化显著性和变化率,并结合 2020 年生态系统类型分布,对比分析不同生态系统类型 NDVI 的变化特征。

4 结果分析

4.1 2000—2020 年中国陆地生态系统的空间格局及变化

图 1 展示了 2000 和 2020 年中国生态系统的分布,空间差异显著。城镇生态系统主要分布于中东部湿润、半湿润区(表 2),2020 年总面积 16.58 万 km^2 ,较 2000 年扩大 1.1 倍(表 3),其中 64.51%的扩张来自耕种

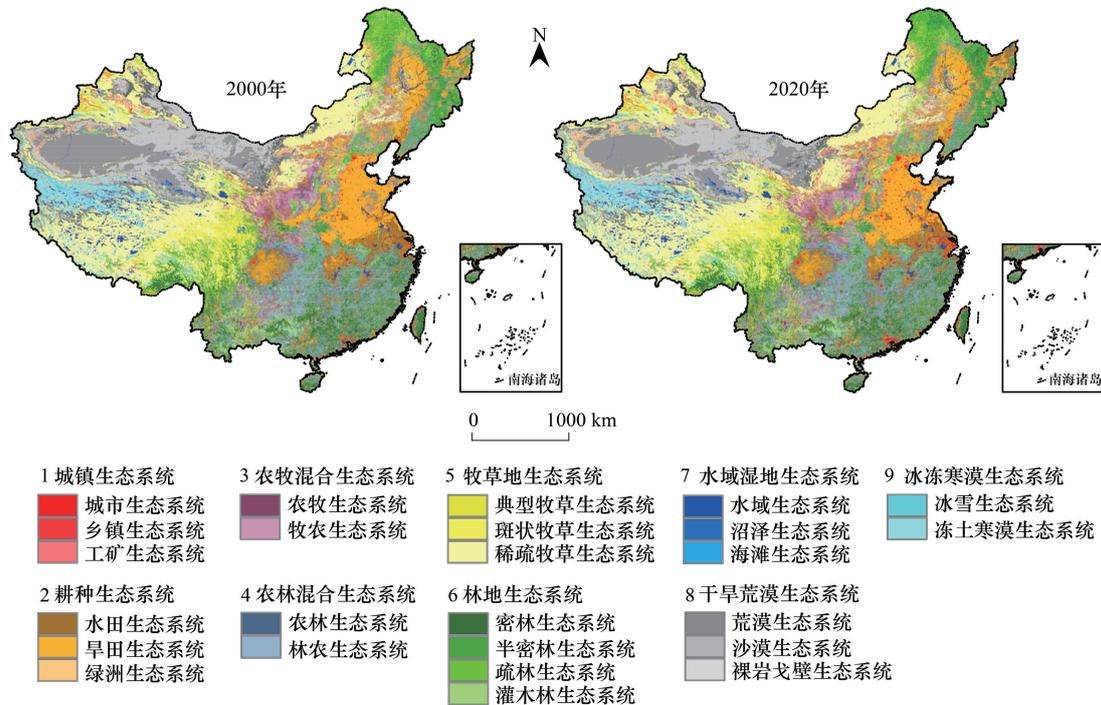


图 1 2000 和 2020 年中国陆地生态系统类型的空间分布

Fig.1 Spatial distribution of terrestrial ecosystem types in China in 2000 and 2020

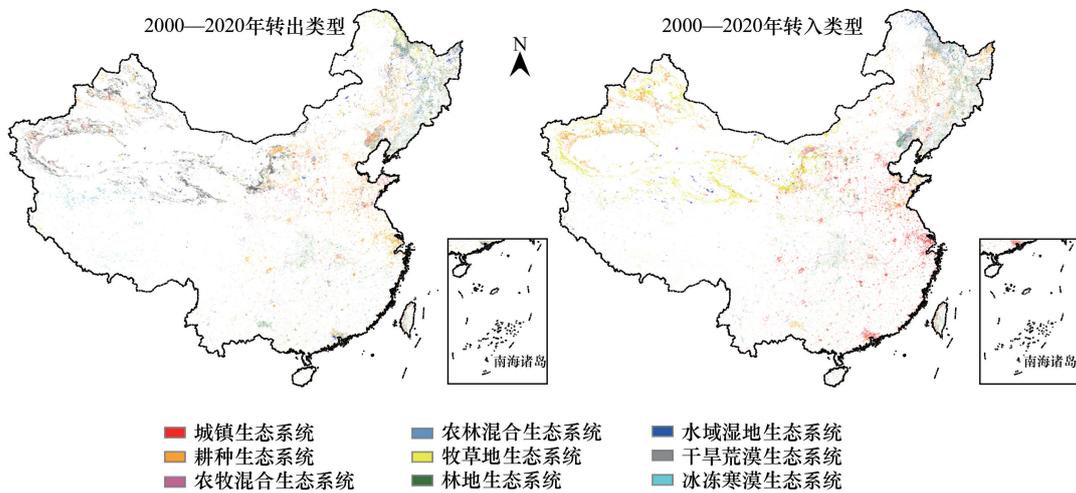


图 2 2000—2020 年中国陆地生态系统类型转移的空间分布

Fig.2 Spatial conversion of terrestrial ecosystem types in China between 2000 and 2020

生态系统(图 2)。城镇多呈不规则蔓延扩张,导致空间形态趋于复杂(表 4),但空间聚集度显著增强。耕种生态系统集中分布在东北、华北和长江中下游平原、四川盆地和关中盆地以及西北干旱绿洲区,年降水量多在 121—1218mm 之间,地势平缓,耕地集中连片,平均占比为 83.2%(表 2)。2020 年耕种生态系统总面积 131.83 万 km²,较 2000 年减少 0.88 万 km²,其中水田和旱田生态系统分别减少 0.60 万 km²和 2.09 万 km²(表 3),多转化为城镇用地(图 2);但绿洲扩张明显,增加了 29.6%(1.81 万 km²),主要来自干旱荒漠生态系统。受城市扩张和退耕影响,耕种生态系统的空间形态趋于复杂、破碎度增加、聚集度下降(表 4)。

农牧混合生态系统主要位于黄土高原及其北部邻近区域和云贵高原中部,以半干旱丘陵沟谷为主,年均降水为 578mm(表 2),其中耕地(多为梯田和坡耕地)占比 37.1%,与草地(占比 52.3%)交错分布,其人类活动较强。农林混合生态系统主要分布在亚热带湿润和温带半湿润低山丘陵区,平均坡度 9.1°,年均降水量 1318mm,其中耕地、林地占比分别为 31.0%和 60.4%,其余为居民点和林间草地等。2020 年农牧混合和农林混合生态系统面积分别为 67.12 万 km²和 123.96 万 km²,较 2000 年分别减少 2.88 万 km²和 0.92 万 km²(表 3),主要由于退耕还林还草^[36,38]和耕地撂荒^[39]导致耕地退出,部分混合生态系统转变为牧草地或林地生态系统(图 2),导致混合生态系统的破碎度和空间形态复杂度增加,但聚集度下降(表 4)。

表 2 2020 年中国陆地生态系统的主要特征

Table 2 Main characteristics of different terrestrial ecosystems in China in 2020

生态系统类型 Ecosystem types	海拔/m Altitude	坡度/(°) Slope	降水/mm Precipitation	气温/°C Temperature	植被盖度/% Fractional vegetation cover
1 城镇生态系统 Urban/township ecosystem	338.0	1.6	932.2	14.1	39.2
11 城市生态系统 Urban ecosystem	239.7	1.1	949.2	14.5	37.5
12 乡镇生态系统 Township/village ecosystem	396.2	2.1	899.2	13.7	45.7
13 工矿生态系统 Mining land ecosystem	517.1	2.4	933.2	13.8	35.1
2 耕种生态系统 Cultivated land ecosystem	325.6	1.2	790.9	12.5	54.0
21 水田生态系统 Paddyland ecosystem	154.9	1.0	1217.7	15.2	60.1
22 旱田生态系统 Dry farmland ecosystem	321.8	1.3	718.6	11.9	53.8
23 绿洲生态系统 Oasis farmland ecosystem	985.3	0.4	121.0	9.2	33.6
3 农牧混合生态系统 Mixed farmland/pastureland ecosystem	1266.8	8.1	578.4	9.9	49.6
31 农牧生态系统 Mosaic farmland/pastureland ecosystem	1190.4	7.4	575.2	10.3	48.8
32 牧农生态系统 Mosaic pastureland/farmland ecosystem	1308.9	8.5	580.2	9.8	50.0
4 农林混合生态系统 Mixed farmland/forestland ecosystem	672.4	9.1	1317.7	15.3	77.0
41 农林生态系统 Mosaic farmland/forestland ecosystem	571.5	7.0	1260.1	15.4	69.7
42 林农生态系统 Mosaic forestland/farmland ecosystem	707.3	9.9	1337.6	15.3	79.6
5 牧草地生态系统 Pastureland ecosystem	3105.0	9.0	333.6	1.9	25.8
51 典型牧草生态系统 Typical pastureland ecosystem	2279.0	14.1	847.6	7.8	69.8
52 斑状牧草生态系统 Patchy pastureland ecosystem	3002.8	9.9	392.9	1.3	38.8
53 稀疏牧草生态系统 Sparse pastureland ecosystem	3305.9	7.7	210.3	0.8	13.1
6 林地生态系统 Forestland ecosystem	1461.1	13.6	986.7	9.4	76.1
61 密林生态系统 Closed forestland ecosystem	1116.6	14.4	1255.2	12.7	88.7
62 半密林生态系统 Open forestland ecosystem	1240.7	9.9	528.5	2.4	62.1
63 疏林生态系统 Sparse forestland ecosystem	2700.7	13.3	392.2	1.5	34.5
64 灌木林生态系统 Shrubland ecosystem	2182.5	14.9	872.5	9.5	69.0
7 水域湿地生态系统 Water/wetland ecosystem	2181.2	1.7	464.4	4.4	20.8
71 水域生态系统 Water ecosystem	2379.3	1.7	500.8	5.2	15.3
72 沼泽生态系统 Marshland ecosystem	1800.3	1.5	376.0	2.5	35.1
73 海滩生态系统 Beachland ecosystem	2.9	0.3	718.1	14.7	9.8
8 干旱荒漠生态系统 Arid desert ecosystem	1958.9	3.1	88.0	5.3	1.2
81 荒漠生态系统 Desert grassland ecosystem	2517.6	4.7	124.2	3.2	3.4
82 沙漠生态系统 Desert sandland ecosystem	1611.7	2.0	65.9	7.0	0.5
83 裸岩戈壁生态系统 Gobi ecosystem	1960.3	3.3	87.5	4.8	0.5
9 冰冻荒漠生态系统 Frozen land ecosystem	5336.1	12.0	219.2	-5.7	1.1
91 冰雪生态系统 Permanent ice/snow ecosystem	5499.3	17.4	287.6	-7.8	0.0
92 冻土荒漠生态系统 Permafrost land ecosystem	5307.9	11.1	207.6	-5.4	1.2

林地生态系统主要分布于我国中东部中高山地,在东北大小兴安岭和长白山区、东南部亚热带山地、西南横断山区分布较集中,平均坡度 13.6°,年降水量在 392—1255mm 之间。2020 年林地生态系统总面积 145.16 万 km²,较 2000 年增加 1.61 万 km²(表 3),其破碎度有所增加,聚集度稍有降低(表 4)。受林地保护和降水增加影响^[36,40-41],林地生态系统的植被盖度显著增加,密林和半密林生态系统的面积分别扩大 3.78 万 km²和 0.97 万 km²,而盖度较低的疏林和灌木林生态系统面积有所减少(表 3)。水域湿地生态系统分布零散,在青藏高原分布面积较大,2020 年总面积 24.34 万 km²;受湿地保护政策影响^[42],其面积较 2000 增加 0.31 万 km²,其中约 70%源自沼泽生态系统的增加。受气候暖湿化和冰川融水增加影响^[43],青藏高原地区水域湿地扩张明显;受沿海开发影响,海滩湿地生态系统面积减少 0.10 万 km²,主要转变为城镇生态系统。水域湿地生态系统的这些变化导致其破碎度增加、形态趋于复杂、聚集度下降。

表 3 2000 和 2020 年中国陆地生态系统类型的面积及变化/(10⁴ km²)

Table 3 Area and changes of China's terrestrial ecosystem types between 2000 and 2020

生态系统类型 Ecosystem types	2000	2020	2000—2020
1 城镇生态系统 Urban/township ecosystem	7.89	16.58	8.69
11 城市生态系统 Urban ecosystem	4.09	8.72	4.63
12 乡镇生态系统 Township/village ecosystem	3.00	4.56	1.56
13 工矿生态系统 Mining land ecosystem	0.80	3.31	2.51
2 耕种生态系统 Cultivated land ecosystem	132.70	131.83	-0.88
21 水田生态系统 Paddyland ecosystem	29.27	28.67	-0.60
22 旱田生态系统 Dry farmland ecosystem	97.29	95.20	-2.09
23 绿洲生态系统 Oasis farmland ecosystem	6.14	7.96	1.81
3 农牧混合生态系统 Mixed farmland/pastureland ecosystem	70.00	67.12	-2.88
31 农牧生态系统 Mosaic farmland/pastureland ecosystem	25.33	23.85	-1.48
32 牧农生态系统 Mosaic pastureland/farmland ecosystem	44.67	43.27	-1.41
4 农林混合生态系统 Mixed farmland/forestland ecosystem	124.88	123.96	-0.92
41 农林生态系统 Mosaic farmland/forestland ecosystem	32.08	31.98	-0.11
42 林农生态系统 Mosaic forestland/farmland ecosystem	92.80	91.99	-0.81
5 牧草地生态系统 Pastureland ecosystem	240.05	250.01	9.97
51 典型牧草生态系统 Typical pastureland ecosystem	25.80	26.25	0.46
52 斑状牧草生态系统 Patchy pastureland ecosystem	42.77	43.01	0.25
53 稀疏牧草生态系统 Sparse pastureland ecosystem	171.48	180.75	9.27
6 林地生态系统 Forestland ecosystem	143.55	145.16	1.61
61 密林生态系统 Closed forestland ecosystem	52.68	56.45	3.78
62 半密林生态系统 Open forestland ecosystem	41.27	42.24	0.97
63 疏林生态系统 Sparse forestland ecosystem	20.79	18.66	-2.13
64 灌木林生态系统 Shrubland ecosystem	28.81	27.80	-1.01
7 水域湿地生态系统 Water/wetland ecosystem	24.04	24.34	0.31
71 水域生态系统 Water ecosystem	17.25	17.44	0.19
72 沼泽生态系统 Marshland ecosystem	6.32	6.53	0.22
73 海滩生态系统 Beachland ecosystem	0.47	0.37	-0.10
8 干旱荒漠生态系统 Arid desert ecosystem	180.82	165.84	-14.98
81 荒漠生态系统 Desert grassland ecosystem	36.97	32.29	-4.68
82 沙漠生态系统 Desert sandland ecosystem	76.26	71.94	-4.32
83 裸岩戈壁生态系统 Gobi ecosystem	67.58	61.61	-5.98
9 冰冻寒漠生态系统 Frozen land ecosystem	29.39	28.47	-0.92
91 冰雪生态系统 Permanent ice/snow ecosystem	3.88	3.83	-0.05
92 冻土寒漠生态系统 Permafrost land ecosystem	25.51	24.64	-0.88

牧草地生态系统主要分布于西北干旱半干旱地区和西南高寒地区,地势起伏较大,平均坡度 9.0° ,年降水在210—848mm之间,其盖度大致呈由东南向西北逐渐降低的趋势(表2)。干旱荒漠生态系统主要分布于西北部内陆地区,地势平坦、降水稀少,平均坡度 3.1° ,年均降水仅88mm。冰冻寒漠生态系统主要分布于西南部青藏高原,以高寒陡峻山地为主,平均海拔5336m,坡度 12.0° ,气温 -5.7°C 。2020年,牧草地、干旱荒漠和冰冻寒漠生态系统的面积分别为250.01万 km^2 、165.84万 km^2 和28.47万 km^2 。由于我国西北干旱区和西南高寒区的气候呈暖湿化趋势^[41],部分邻近牧草地生态系统的荒漠和冻土寒漠生态系统,植被长势变好,植被盖度显著增加。因此,2020年牧草地生态系统面积较2000年增加了9.97万 km^2 ,空间聚集度增强,但因局部草地退化影响,导致其形态趋于复杂。受气候变化的影响,干旱荒漠和冰冻寒漠生态系统的面积分别减少14.98万 km^2 和0.92万 km^2 ,聚集度有所降低。

近20年,我国生态系统的数量和空间分布都发生了一定变化,整体景观的蔓延度指数从38.36%降至37.72%,说明各类型间的斑块连接度和空间可达性下降,对物质和能量交换、动物迁移、干扰扩散等生态过程的阻碍作用加强(表4)。Shannon多样性指数由1.916增至1.922,说明整个景观呈现类型多样化,有利于生物多样性提升;同时景观破碎化和生境割裂日益严重,对濒危物种的胁迫加剧。

表4 2000和2020年中国陆地生态系统的景观指数

Table 4 Landscape metrics of terrestrial ecosystem in China in 2000 and 2020

生态系统类型 Ecosystem types	平均斑块尺寸/ hm^2 Mean patch size		边缘密度/ (m/hm^2) Edge density		聚集指数/% Aggregation index	
	2000	2020	2000	2020	2000	2020
1 城镇生态系统 Urban/township ecosystem	341.4	591.6	0.18	0.294	45.37	57.21
2 耕种生态系统 Cultivated land ecosystem	5550.3	5156.9	0.821	0.85	85.28	84.66
3 农牧混合生态系统 Mixed farmland/pastureland ecosystem	1523.8	1461.2	1.067	1.042	63.73	63.06
4 农林混合生态系统 Mixed farmland/forestland ecosystem	2231.2	2195.9	1.773	1.779	66.19	65.82
5 牧草地生态系统 Pastureland ecosystem	2256.6	2415.7	1.978	2.089	80.25	81.27
6 林地生态系统 Forestland ecosystem	1886.2	1861.2	1.917	1.948	68.19	67.56
7 水域湿地生态系统 Water/wetland ecosystem	1078.8	1068.1	0.338	0.356	65.53	65.17
8 干旱荒漠生态系统 Arid desert ecosystem	12138.5	10661.5	0.485	0.496	93.52	92.26
9 冰冻寒漠生态系统 Frozen land ecosystem	3339.7	2823.1	0.251	0.235	79.61	77.16

4.2 2000—2020年中国陆地生态系统的NDVI变化

2000—2020年,我国92.06%的区域NDVI增加,仅7.94%减少(图3),年均NDVI由0.30增至0.36,增幅为 $0.74\%/a$ ($P < 0.01$),说明我国整体生态状况明显改善。分类型看(图4),农牧混合生态系统NDVI增幅最大,为 $1.26\%/a$,其次是农林混合生态系统,增加 $0.85\%/a$,主要受益于退耕还林还草等生态保护政策和近20年的生态建设^[36,38,40]。耕种生态系统的平均NDVI增加 $0.81\%/a$,说明作物长势变好,与2000年以来我国作物单产增长趋势一致^[44];其中绿洲生态系统NDVI增幅高达 $1.78\%/a$,主要是绿洲面积扩大的缘故。受退牧还草、以草定畜、围栏禁牧等草地保护政策的影响^[38],牧草地生态系统NDVI年均增长 0.64% ,其中低盖度的稀疏牧草地NDVI增幅($0.75\%/a$)高于高盖度的典型牧草地。受退耕还林、人工林种植、防护林建设等林地保护政策的影响^[40],林地生态系统的NDVI年均增加0.

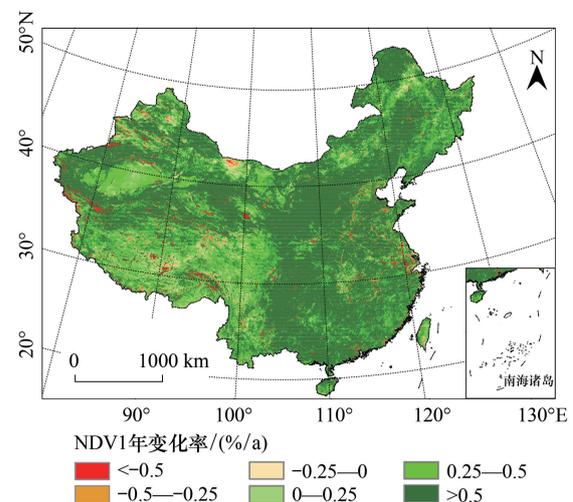


图3 2000—2020年中国生态系统NDVI变化率的空间分布
Fig. 3 Spatial NDVI change rates of terrestrial ecosystems in China during 2000—2020

60%,其中半密林生态系统 NDVI 增幅较大(0.66%/a)。水域湿地生态系统的 NDVI 变化率为 0.68%/a,其中海滩生态系统的 NDVI 增幅显著(1.45%/a),与湿地保护有关^[42]。受气候暖湿化的影响^[41],干旱荒漠和冻土寒漠生态系统的植被盖度增加,NDVI 呈增加趋势。值得注意的是,2000—2020 年城镇生态系统的 NDVI 也呈现较显著的增长(0.21%/a, $P<0.05$),说明近 20 年城市绿化成效明显^[45]。城镇生态系统 NDVI 增长主要集中于城市中心地带,而城市扩张区由于占用耕地,其 NDVI 明显下降(图 3)。工矿生态系统扩张主要侵占耕地和林地,导致 NDVI 小幅下降(-0.04%/a)。

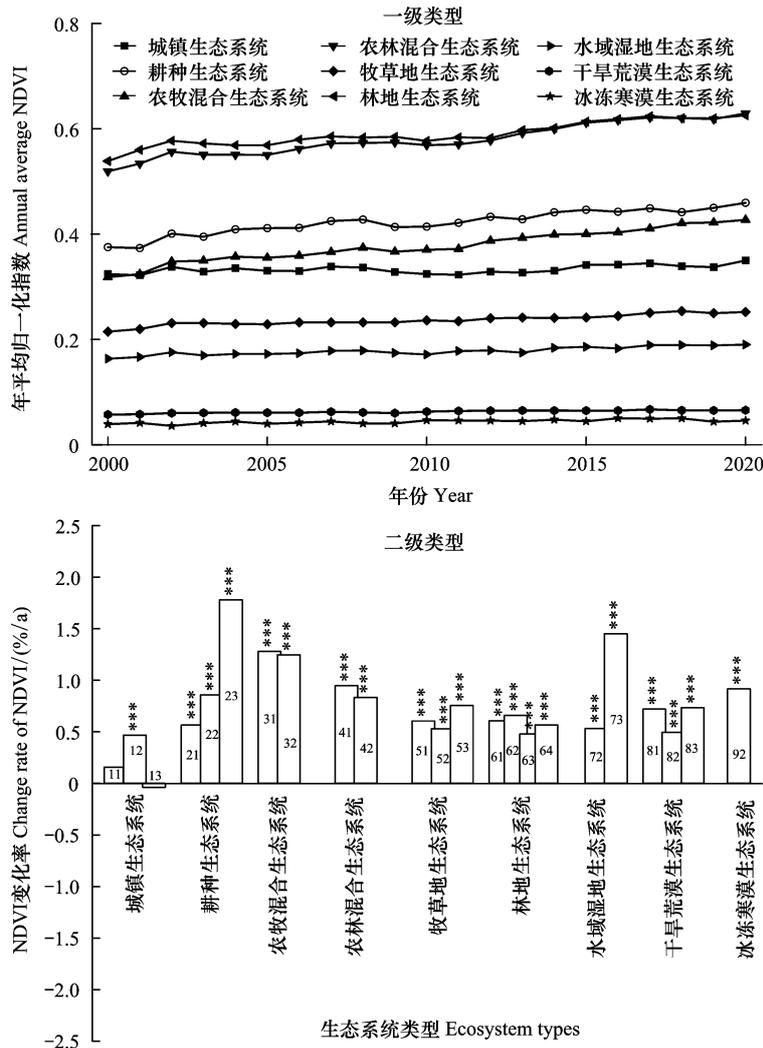


图 4 2000—2020 年中国一级和二级生态系统类型的 NDVI 变化

Fig.4 NDVI changes of 1st level and 2nd level terrestrial ecosystems in China during 2000—2020

5 结论与讨论

本研究以生态系统主导服务功能和人类干预强度为主线,构建包括 9 个一级和 25 个二级类的陆地生态系统分类方案,综合土地利用、气候、地形、植被、土壤、居民点分布等自然和人为因子的多源数据,利用聚类和制图综合方法,开展 2000 和 2020 年中国陆地生态系统分类制图,从空间分布、组分结构、类型转移、景观格局和生态状况多个角度,分析不同生态系统的变化特征。结果表明:

(1)2000—2020 年,我国城镇生态系统扩张 1.1 倍,64.51%来自耕种生态系统。耕种生态系统总面积减少 0.88 万 km²,水田和旱田面积减少,但绿洲扩张 1.81 万 km²。受退耕还林还草政策影响,部分混合生态系

统转移为牧草地或林地生态系统,农牧混合和农林混合生态系统面积分别减少 2.88 万 km²和 0.92 万 km²。林地生态系统小幅增加 1.61 万 km²,其中高盖度的密林和半密林分别增加 3.78 万 km²和 0.97 万 km²。水域湿地生态系统面积增加 0.31 万 km²,其中 70%源自沼泽生态系统的增加,青藏高原水域湿地在气候变暖影响下扩张明显。气候暖湿化促使部分荒漠和冻土寒漠生态系统的植被盖度增加,加上草地保护政策影响,导致牧草地生态系统面积显著扩张 9.97 万 km²,而干旱荒漠和冰冻寒漠生态系统面积分别减少 14.98 万 km²和 0.92 万 km²。我国生态系统的数量及空间变化,导致城镇和牧草地生态系统聚集度增加,其他类型破碎度增加,城镇、耕种、农林混合、牧草地、林地、干旱荒漠生态系统的空间形态趋于复杂化,整体生态景观呈现连接性下降、空间破碎度增加、类型多样性增加的变化趋势。

(2) 2000—2020 年我国整体生态状况明显改善,92.06% 的生态系统 NDVI 增加,年均 NDVI 增长 0.74%/a。受益于退耕还林还草等生态保护政策,农牧混合和农林混合生态系统 NDVI 增幅较大,分别为 1.26%/a 和 0.85%/a。主要受作物单产增长影响,耕种生态系统 NDVI 增加 0.81%/a;由于绿洲生态系统扩张占用干旱荒漠,其 NDVI 增幅高达 1.78%/a。受生态保护政策和气候暖湿化影响,牧草地、林地和水域湿地生态系统的 NDVI 增幅分别为 0.64%/a、0.60%/a 和 0.68%/a,干旱荒漠和冻土寒漠生态系统的 NDVI 也呈增加趋势。近 20 年城市绿化成效明显,城镇生态系统的 NDVI 增加 0.21%/a,其增加主要集中于城市中心地带;而在城市和工矿扩张区,由于占用耕地和林地,NDVI 明显下降。

(3) 本研究构建了基于土地利用分类的生态系统分类方法与途径,提出的方案适应于大尺度生态系统识别与监测。其生态系统分类方案和制图结果,突出了主导服务功能、人类干预强度和生态系统结构的差异,体现了生态系统的综合性和主导性特征,刻画了混合生态系统的类型组合和过渡带特征。例如,以土地利用占比表征生态系统结构,识别了农牧和农林混合生态系统,强调了生态系统是多组分混合形成的多功能单元;牧草地和林地生态系统的二级分类综合考虑盖度和植被类型,突出了生产力、水土保持功能及生态风险的差异。然而,本研究的生态系统分类识别仍存在一些缺陷。首先,该分类集成多源数据,存在数据尺度不匹配、精度误差叠加等不确定性。其次,植被盖度是牧草地、林地和干旱荒漠生态系统及其二级类型的主要识别指标,易受气候影响而波动,本研究虽然剔除了盖度小幅变化引起的类型变化,但未来研究应进一步优选识别指标,使分类结果更稳定。最后,本研究旨在服务于宏观尺度生态系统的类型识别和分类管理,只开展了二级分类,未来的小尺度研究可根据管理目标,综合其他自然和人为因素,在此基础上进一步细分和改进。

参考文献 (References):

- [1] 《中国大百科全书·环境科学》编委会. 中国大百科全书: 环境科学. 北京: 中国大百科全书出版社, 2002.
- [2] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R V, Paruelo J, Raskin R G, Sutton P, van den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 1997, 387(6630): 253-260.
- [3] 傅伯杰, 张立伟. 土地利用变化与生态系统服务: 概念、方法与进展. *地理科学进展*, 2014, 33(4): 441-446.
- [4] 吕昌河, 刘亚群, 傅伯杰, 于伯华. 面向生态系统服务的生态系统分类方案研发与应用. *中国科技成果*, 2020, 21(18): 18-19.
- [5] 张景华, 封志明, 姜鲁光. 土地利用/土地覆被分类系统研究进展. *资源科学*, 2011, 33(6): 1195-1203.
- [6] 欧阳志云, 张路, 吴炳方, 李晓松, 徐卫华, 肖赓, 郑华. 基于遥感技术的全国生态系统分类体系. *生态学报*, 2015, 35(2): 219-226.
- [7] Grekousis G, Mountrakis G, Kavouras M. An overview of 21 global and 43 regional land-cover mapping products. *International Journal of Remote Sensing*, 2015, 36(21): 5309-5335.
- [8] 陈军, 陈晋, 廖安平, 曹鑫, 陈利军, 陈学泓, 彭舒, 韩刚, 张宏伟, 何超英, 武昊, 陆苗. 全球 30m 地表覆盖遥感制图的总体技术. *测绘学报*, 2014, 43(6): 551-557.
- [9] Gong P, Liu H, Zhang M N, Li C C, Wang J, Huang H B, Clinton N, Ji L Y, Li W Y, Bai Y Q, Chen B, Xu B, Zhu Z L, Yuan C, Suen H P, Guo J, Xu N, Li W J, Zhao Y Y, Yang J, Yu C Q, Wang X, Fu H H, Yu L, Dronova I, Hui F M, Cheng X, Shi X L, Xiao F J, Liu Q F, Song L C. Stable classification with limited sample: transferring a 30-m resolution sample set collected in 2015 to mapping 10-m resolution global land cover in 2017. *Science Bulletin*, 2019, 64(6): 370-373.
- [10] Zhang X, Liu L Y, Chen X D, Gao Y, Xie S, Mi J. GLC_FCS30: global land-cover product with fine classification system at 30 m using time-series Landsat imagery. *Earth System Science Data Discussions*, preprint, 2020, <https://doi.org/10.5194/essd-2020-182>.
- [11] Yang Y K, Xiao P F, Feng X Z, Li H X. Accuracy assessment of seven global land cover datasets over China. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2017, 125: 156-173.
- [12] 程维明, 刘海江, 张旻, 周成虎, 高群. 中国 1:100 万地表覆被制图分类系统研究. *资源科学*, 2004, 24(6): 2-8.

- [13] 刘纪远, 宁佳, 匡文慧, 徐新良, 张树文, 颜长珍, 李仁东, 吴世新, 胡云锋, 杜国明, 迟文峰, 潘涛, 宁静. 2010-2015 年中国土地利用变化的时空格局与新特征. *地理学报*, 2018, 73(5): 789-802.
- [14] 吴炳方. 中华人民共和国土地覆被地图集(1:100 万). 北京: 中国地图出版社, 2017.
- [15] 刘彦随, 杨子生. 我国土地资源学研究新进展及其展望. *自然资源学报*, 2008, (02): 353-360.
- [16] 吴传钧. 1:100 万土地利用图. 西安: 西安地图出版社, 1990.
- [17] 谢高地, 张彩霞, 张雷明, 陈文辉, 李士美. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进. *自然资源学报*, 2015, 30(8): 1243-1254.
- [18] Song W, Deng X Z. Land-use/land-cover change and ecosystem service provision in China. *Science of the Total Environment*, 2017, 576: 705-719.
- [19] Lang Y Q, Song W. Quantifying and mapping the responses of selected ecosystem services to projected land use changes. *Ecological Indicators*, 2019, 102: 186-198.
- [20] Wiken E B, Ironside G. The development of ecological (biophysical) land classification in Canada. *Landscape Planning*, 1977, 4: 273-275.
- [21] Sayre R, Dangermond J, Frye C, Vaughan R, Aniello P, Breyer S, Cribbs D, Hopkins D, Nauman R, Derrenbacher W, Wright D, Brown C, Convis C, Smith J, Benson L, VanSistine D P, Warner H, Cress J, Danielson J, Hamann S, Cecere T, Reddy A, Burton D, Grosse A, True D, Metzger M, Hartmann J, Moosdorf N, Dürr H, Paganini M, DeFourny P, Arino O, Maynard S, Anderson M, Comer P. A New Map of Global Ecological Land Units - An Ecophysiological Stratification Approach. Washington, DC: Association of American Geographers, 2014.
- [22] 陈利顶, 傅伯杰. 榆林地区无定河流域土地生态系统分类与评价. *土壤侵蚀与水土保持学报*, 1996, 2(2): 57-65.
- [23] Pesaresi S, Galdenzi D, Biondi E, Casavecchia S. Bioclimate of Italy: application of the worldwide bioclimatic classification system. *Journal of Maps*, 2014, 10(4): 538-553.
- [24] Rivas-Martínez S, Rivas-Saenz S, Penas A. Worldwide Bioclimatic Classification System. *Global Geobotany*, 2011, 1: 1-634.
- [25] Krajina V J. Biogeoclimatic zones and classification of British Columbia//Krajina V J, ed. *Ecology of Western North America*. Vancouver: University of British Columbia, 1965.
- [26] Walter H, Box E. Global classification of natural terrestrial ecosystems. *Vegetatio*, 1976, 32(2): 75-81.
- [27] Haeussler S. Rethinking biogeoclimatic ecosystem classification for a changing world. *Environmental Reviews*, 2011, 19(1): 254-277.
- [28] MacKenzie W H, Meidinger D V. The Biogeoclimatic Ecosystem Classification Approach: an ecological framework for vegetation classification. *Phytocoenologia*, 2018, 48(2): 203-213.
- [29] 徐新良, 刘纪远, 张增祥, 周万村, 张树文, 李仁东, 颜长珍, 吴世新, 史学正. 中国 5 年间隔陆地生态系统空间分布数据集(1990-2010)内容与研发. *全球变化数据学报(中英文)*, 2017, 1(1): 52-59.
- [30] Harris I, Jones P D, Osborn T J, Lister D H. Updated high-resolution grids of monthly climatic observations - the CRU TS3.10 Dataset. *International Journal of Climatology*, 2014, 34(3): 623-642.
- [31] 张存杰, 廖要明, 段居琦, 宋艳玲, 黄大鹏, 王胜. 我国干湿气候区划研究进展. *气候变化研究进展*, 2016, 12(4): 261-267.
- [32] Tachikawa T, Hato M, Kaku M, Iwasaki A. Characteristics of ASTER GDEM version 2//2011 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. Vancouver, BC, Canada: IEEE, 2011: 3657-3660.
- [33] Liu Y Q, Lu C H. Quantifying grass coverage trends to identify the hot plots of grassland degradation in the Tibetan Plateau during 2000-2019. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2021, 18(2): 416.
- [34] Anselin L. Local indicators of spatial association - LISA. *Geographical Analysis*, 1995, 27(2): 93-115.
- [35] McGarigal K, Marks B J. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Portland: Pacific Northwest Research Station, 1995.
- [36] 刘国彬, 上官周平, 姚文艺, 杨勤科, 赵敏娟, 党小虎, 郭明航, 王国梁, 王兵. 黄土高原生态工程的生态成效. *中国科学院院刊*, 2017, 32(1): 11-19.
- [37] Sen P K. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's Tau. *Journal of the American Statistical Association*, 1968, 63(324): 1379-1389.
- [38] 杨春, 朱增勇, 孙小舒. 中国草原生态保护补助奖励政策研究综述. *世界农业*, 2019, (11): 4-11.
- [39] 李升发, 李秀彬. 耕地撂荒研究进展与展望. *地理学报*, 2016, 71(3): 370-389.
- [40] Piao S L, Yin G D, Tan J G, Cheng L, Huang M T, Li Y, Liu R G, Mao J F, Myneni R B, Peng S S, Poulter B, Shi X Y, Xiao Z Q, Zeng N, Zeng Z Z, Wang Y P. Detection and attribution of vegetation greening trend in China over the last 30 years. *Global Change Biology*, 2015, 21(4): 1601-1609.
- [41] 赵东升, 高璇, 吴绍洪, 郑度. 基于自然分区的 1960-2018 年中国气候变化特征. *地球科学进展*, 2020, 35(7): 750-760.
- [42] 潘佳, 汪劲. 中国湿地保护立法的现状、问题与完善对策. *资源科学*, 2017, 39(4): 795-804.
- [43] Zhao Z L, Liu F G, Zhang Y L, Liu L S, Qi W. The dynamic response of lakes in the Tuohepingco Basin of the Tibetan Plateau to climate change. *Environmental Earth Sciences*, 2017, 76(3): 137.
- [44] 陈印军, 易小燕, 方琳娜, 杨瑞珍. 中国耕地资源与粮食增产潜力分析. *中国农业科学*, 2016, 49(6): 1117-1131.
- [45] Duan Q W, Tan M H, Guo Y X, Wang X, Xin L J. Understanding the spatial distribution of urban forests in china using sentinel-2 images with google earth engine. *Forests*, 2019, 10(9): 729.