

DOI: 10.5846/stxb202103100650

潘莹,郑华,易齐涛,李若男.流域生态系统服务簇变化及影响因素——以大清河流域为例.生态学报,2021,41(13):5204-5213.

Pan Y, Zheng H, Yi Q T, Li R N. The change and driving factors of ecosystem service bundles: A case study of Daqing River Basin. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(13): 5204-5213.

流域生态系统服务簇变化及影响因素 ——以大清河流域为例

潘 莹^{1,2}, 郑 华², 易齐涛³, 李若男^{2,*}

1 安徽理工大学, 淮南 232000

2 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

3 烟台大学, 烟台 264010

摘要: 生态系统服务簇是多种生态系统服务的组合, 是生态系统多功能性中的主导功能表征。识别生态系统服务簇的空间和功能变化及影响因素, 可为基于主导功能实施分区管理策略、统筹土地多功能性, 进而为整体提升区域生态系统服务提供参考。本研究以大清河流域为例, 选取 6 种生态系统服务(水资源供给服务、粮食供给服务、水源涵养服务、水质净化服务、土壤保持服务、固碳服务), 在乡镇尺度上探讨了生态系统服务簇的变化特征, 研究了影响其变化的主要因素。结果表明: (1) 依据主导的生态系统服务类型, 大清流域可以分为 3 个生态系统服务簇, 生态调节服务簇(B1), 农产品供给服务簇(B2) 和人居环境簇(B3); (2) 2000—2015 年, 生态调节服务簇的空间格局变幅最大, 乡镇变化率为 19.6%, 而农产品供给服务簇和人居环境簇的空间稳定性较强, 变化率小于 5.0%; 生态系统服务簇类型发生转化的区域主要位于服务簇交界处; (3) 尽管服务簇在空间上有变化, 但生态调节服务簇、农产品供给服务簇和人居环境簇的生态系统服务呈增长趋势, 平均增幅高达 8.62%; (4) 自然本底条件和生态保护政策是驱动生态调节服务簇变化的主要因素, 农产品供给和建设用地的变化分别是驱动农产品供给服务簇和人居环境簇时空变化的主要因素。该案例研究结果为管理土地多功能属性、整体提升国土空间功能提供了有效的途径。

关键词: 生态系统服务簇; 空间变化特征; 驱动因素; 大清河流域

The change and driving factors of ecosystem service bundles: A case study of Daqing River Basin

PAN Ying^{1,2}, ZHENG Hua², YI Qitao³, LI Ruonan^{2,*}

1 Anhui University of Science and Technology, Huainan 232000, China

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

3 Yantai University, Yantai 264010, China

Abstract: Ecosystem service bundle is the combination of multiple ecosystem services, and it could serve as the dominant function characterization of ecosystem multifunctionality. The identification of the spatial and functional changes and the driving factors of ecosystem service bundles can provide reference for dominant functions based zoning management strategies, land versatility coordination, and integrative promotion of regional ecosystem services. Taking the Daqing River Basin as an example, this study selected six ecosystem services as criteria based on the actual situation, including two types of supply services (water yield and crop production) and four kinds of regulation services (water retention, water purification, soil retention, and carbon sequestration). On the township scale, the characteristics of ecosystem service bundle dynamics were discussed, and the main driving factors were investigated. The results indicated that: (1) According

基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFC0506902)

收稿日期: 2021-03-10; 网络出版日期: 2021-06-15

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: Rnli@rcees.ac.cn

to the dominant ecosystem service, the Daqing River Basin can be divided into three ecosystem service bundles, namely, ecological regulation bundle (B1), agricultural product supply bundle (B2) and human settlement bundle (B3); (2) From 2000 to 2015, the spatial pattern of ecological regulation bundle changed the most greatly, with a change rate of 19.6%, while the agricultural product supply bundle and human settlement bundle had relatively strong spatial stability, with a change rate lower than 5.0%. The changes of ecosystem service bundle types mainly happened at the junction of different bundles; (3) The ecosystem services of all the three bundles showed overall increasing trends simultaneously, with an average increase rate of 8.62%; (4) Initial status of natural background and ecological protection policies were the main factors driving the change of ecological regulation bundle. Meanwhile, the temporal and spatial changes of agricultural product supply bundle and human settlement bundle were mainly driven by agricultural products supply and built-up land area, respectively. The results of this study could provide effective approach to manage the multi-functional properties of the land and enhance the overall function of territory space.

Key Words: ecosystem service bundle; spatial change characteristics; driving factors; Daqing River Basin

生态系统服务是指人们从生态系统中获得的各种惠益,包括有形的物质产品供给和无形的服务提供两个方面^[1]。生态系统服务之间以复杂的作用关系相互影响着^[2-3],一种生态系统服务供给能力的提升可能以牺牲多种调节服务为代价^[3-5]。近一百多年来,全球范围内约 60%的生态系统服务出现退化,极大地损害和威胁着人类福祉,其主要原因之一就是生态系统服务缺乏有效的管理^[6]。了解生态系统服务空间关系有利于维持生态系统稳定并保障生态系统安全^[7]。在人类干扰剧烈的流域,识别生态系统服务的空间关系及其变化特征,还能够为流域生态系统管理提供支持,并为流域上下游生态补偿机制奠定基础。

近几年来,越来越多的学者利用生态系统服务簇来识别多种生态系统服务的聚集模式,以达到同时管理多种生态系统服务的目的^[6,8-13]。Renard 等人^[10]将生态系统服务簇定义为跨空间或时间重复出现的生态系统服务集,并确定了加拿大市级尺度上的 12 种生态系统服务的 6 类生态系统服务簇,并使用它们来确定常见的生态系统服务关系效应,Kong 等人^[11]绘制了我国长江流域的重要生态系统服务簇;Liu 等人^[12]通过生态系统服务簇探究了我国黄土高原植被恢复对生态系统服务功能的时空驱动因子。但是大部分的研究只集中在单一时间点上对生态系统服务簇进行绘制,而对于生态系统服务簇的时间变化特征以及引起服务簇格局变化的驱动因素尚不明确。

大清河流域是京津冀地区的重要的经济发展区和粮食生产区,也是白洋淀和雄安新区的所在地。2000 年以来,随着区域生态恢复工程的实施和城市化进程的加快,流域内人类活动干扰持续增强。本研究以大清河流域为例,在乡镇尺度上分别评估了 2000 年和 2015 年的 6 种生态系统服务(水资源供给服务(Water Yield, WY)、粮食供给服务(Crop Production, CP)、水源涵养服务(Water Retention, WR)、水质净化服务(Water Purification, WP)、土壤保持服务(Soil Retention, SR)、固碳服务(Carbon Sequestration, CS)),通过识别大清河流域生态系统服务簇的时空格局变化,确定主要驱动因素,以期为流域的生态系统服务空间优化和管理提供参考。

1 研究区概况

大清河流域位于我国华北平原,是重要的粮食生产区。流域位于海河水系中部,流经山西、河北、北京和天津四省(直辖市)(38°10'2.71"—40°2'32.7"N, 113°40'14.27"—117°9'58.31"E),雄安新区位于流域腹地(图 1)。大清河流域面积 44708 km²,属中温带半湿润气候,地势西北高东南低,西部山区的生态系统质量关系到东部平原区生态安全和人居生活。流域内面临着水资源短缺、水质恶化、耕地面积下降等生态环境问题^[14],随着经济发展及城市化进程,区域人地矛盾加剧。

2 数据来源及方法

2.1 数据来源

(1) 采用分辨率 30 m 的数字高程模型 (Digital Elevation Model, DEM), 下载于地理空间数据云 (<http://www.gscloud.cn>), 使用 ArcGIS 10.2 进行填洼处理。(2) 土地利用/覆被 (Land Use/Land Cover, LULC) 数据使用的是中国科学院遥感与数字地球研究所的 30 m 的数据。(3) 蒸散 (Evapotranspiration, ET) 和降水 (Precipitation, Pre) 数据来源于中国气象局的站点数据, 后经过空间插值处理, 在本研究中控制了气象因子不变。(4) 土壤数据 (1:100 万) 下载于中国科学院地理科学与资源研究所 (<http://www.resdc.cn>)。(5) 粮食生产数据来自于北京、天津、河北、山西的统计年鉴数据。(6) 道路数据下载于北京大学城市与环境学院地理数据平台 (<https://geodata.pku.edu.cn>)。(7) 国内生产总值 (Gross Domestic Product, GDP) 和人口数据来源于中国科学院地理科学与资源研究所 (<http://www.resdc.cn>)。

2.2 生态系统服务的评估方法

本研究中除了粮食供给服务以外, 其余生态系统服务均使用 InVEST 模型 (Integrated Valuation of Environment Services and Trade-offs) 进行评估, 该模型是在自然资本项目支持下, 由美国斯坦福大学、世界自然基金会 (World Wildlife Fund, WWF) 和大自然保护协会 (The Nature Conservancy, TNC) 联合开发的生态系统服务定量评估模型, 能够在不同地理尺度和社会经济尺度上展示生态系统服务功能的时空变化。使用 InVEST 中的“产水模块”、“季节性产水模块”、“水质净化模块”、“沉积物运移模块”、“固碳模块”评估基于栅格尺度的水资源供给服务、水源涵养服务、水质净化服务、土壤保持服务、固碳服务, 后通过分区统计求得乡镇尺度的服务值。

(1) 水资源供给服务

在本研究中, 水资源供给服务指一定区域内的地表产水量, 地表产水量的计算基于一个简化的水文循环模型, 忽略地下水的影响, 由降雨量、蒸散量、土壤深度、植物可利用水等众多参数综合决定。水资源供给服务通过 InVEST 模型的“产水量”模块进行评估, 计算方法见公式 1:

$$Y(x) = \left(1 - \frac{AET(x)}{p(x)}\right) \cdot p(x) \quad (1)$$

式中, $Y(x)$ 为土地利用栅格 x 的产水量; $AET(x)$ 示栅格单元的年实际蒸散量, $p(x)$ 表示栅格单元 x 的年降水量。

(2) 水源涵养服务

水源涵养服务是生态系统通过林冠层、枯枝物层、根系等拦截滞蓄降水。不仅满足生态系统内部各生态组分对水源的需要, 同时能够在枯季 (当月平均径流量占全年径流量的比例小 5% 的月份) 持续地向外部提供水源。本研究通过“季节性产水”模块计算月产水, 然后利用枯季的产水量和年产水量的比值来表征水源涵养服务, 计算方法见公式 2:

$$WR = \sum_{i=1}^a Y(x_i) / \sum_{i=1}^{12} Y(x_i) \quad (2)$$

式中, WR 为水源涵养服务能力, $Y(x_i)$ 是第 i 个月的产水量, a 为枯季径流的月份。

(3) 水质净化服务

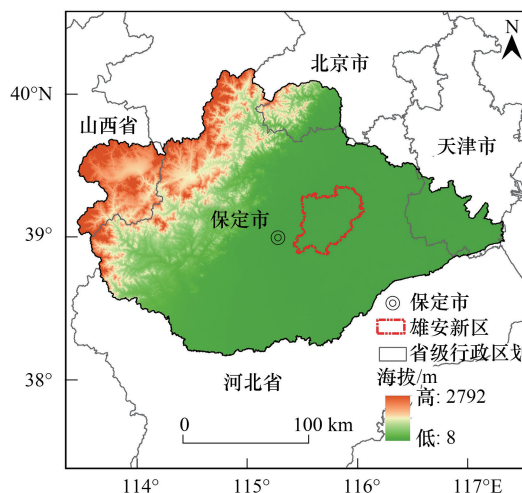


图1 研究区位置

Fig.1 Study area

本研究中,水质净化服务功能主要考虑植被对水体中氮元素的净化能力,使用水质净化模块进行评估,该模块估算植被和土壤对径流中氮污染物质的滤除量及子流域的最终输出量来反映其在水质净化中的贡献,氮输出量越大,水质净化服务功能越差。其评估方法见公式 3:

$$\begin{cases} WP_x = 1/ALV_x \\ ALV_x = HSS_x \cdot pol_x \\ HSS_x = \lambda_x / \lambda_w \\ \lambda_x = \log(\sum_u Y_u) \end{cases} \quad (3)$$

式中, WP_x 指栅格 x 的水质净化能力, ALV_x 是栅格 x 的污染负荷值, pol_x 是栅格 x 的输出系数, HSS_x 水文敏感分值, λ_x 是栅格 x 的径流系数, λ_w 是流域内的平均径流系数, $\sum Y_u$ 是栅格 x 及最后汇入该栅格的所有上游栅格的总产水量。

(4) 土壤保持服务

土壤保持功能是生态系统(如森林、草地等)通过林冠层、枯落物、根系等各个层次消减雨水的侵蚀能量,增加土壤抗蚀性从而减轻土壤侵蚀,减少土壤流失,保持土壤的功能。本研究过 InVEST 模型的土壤保持模块进行评估,该模块主要基于通用土壤流失方程(Universal Soil Loss Equation, USLE),采用地貌、气候、植被和管理实践的能力等数据来计算每个地类栅格的年均土壤流失量和土壤保持量,评估方法见公式 4:

$$ULSE = R \times K \times LS \times C \times P \quad (4)$$

式中,USLE 表示土侵蚀量, R 为降雨侵蚀力, K 土壤可蚀性因子, LS 是坡长因子, C 植被覆盖因子与管理因子, P 为管理实践因子。

(5) 固碳服务

生态系统的固碳功能是指植物通过光合作用吸收大气中的二氧化碳,合成有机质,将碳固定在植物或土壤中。本研究采用 InVEST 中的固碳模型进行评估,我们不考虑地上碳库中极不稳定的碳(如草地和短周期(一年生)的农作物),因为这些碳库相对稀少,更新太快或非常稳定。模型的主要原理是一个碳密度的累积,包括地表碳密度、土壤碳密度、地下碳密度和死亡碳密度。所需数据主要是土地利用数据和碳库数据^[15-16]。

(6) 粮食供给服务

本研究将区县粮食产量(小麦、水稻等)统计数据空间化得到大清河流域的粮食供给服务。具体方法是按区县统计的粮食产量通过土地利用类型分配到栅格上^[17],即每个栅格的属性是单位耕地面积产量。

2.3 数据分析方法

本研究使用 ArcGIS 10.2 对大清河流域 2000 年和 2015 年的土地利用/覆被进行了类型转化分析,在软件中通过空间自相关分析(Moran's I test)确定各生态系统服务的空间相关关系,并绘制归一化后的生态系统服务的空间格局。

本研究中使用围绕中心点的聚类分析方法(Partitioning Around Medoids, PAM),利用 R 语言“cluster”包中的 PAM 模块对整个研究数据(即两个时间段)大清河流域 725 个乡镇的 6 种生态系统服务进行聚类分析。与一般的 K 均值聚类分析相比,PAM 在处理更多数据量的同时,还具有更加稳定和不敏感性的优点^[11]。利用 IBM SPSS Statistics 22 软件对选取的驱动因子进行相关性分析,选取三类驱动因子,(1)初始属性因子:初始年份的水资源供给服务(WY2000)、粮食供给服务(CP2000)、调节服务(RS2000)、坡度(Slope)、高程(DEM)、距离道路距离(Distance from the Road, DR);(2)土地利用变化因子:林地比例变化(Proportion of Forest land, PF)、草地比例变化(Proportion of Grassland, PG)、建设用地比例变化(Proportion of Built-up land, PB)、农田比例变化(Proportion of Cropland, PC);(3)社会经济因子:人口密度变化(Population, Pop)、国内生产总值变化(GDP)共 12 个变量因子,排除相关性强的因子。最后通过生态排序分析软件^[11-12](CANOCO5)进行冗余分析(Redundancy Analysis, RDA),确定驱动生态系统服务簇时空格局变化的主要因素。

3 结果与分析

3.1 土地利用格局变化

大清河流域土地利用类型共分为林地、草地、耕地、水域、建设用地、其他用地 6 类。流域上游以林、草地为主,下游以耕地、建设用地为主。2000—2015 年,大清河流域土地利用的变化主要表现在林、草、建设用地的增加和耕地的减少,上游主要是林、草、耕地之间的转换,下游是主要是耕地、建设用地的转换。2000—2015 年林地增加了 1.50%,其中耕地转林地占 1.12%;草地增加了 0.83%,其中耕地转草地占 0.30%;建设用地增加 3.00%,其中耕地转建设用地占 2.46%;耕地减少 4.15%(图 2)。

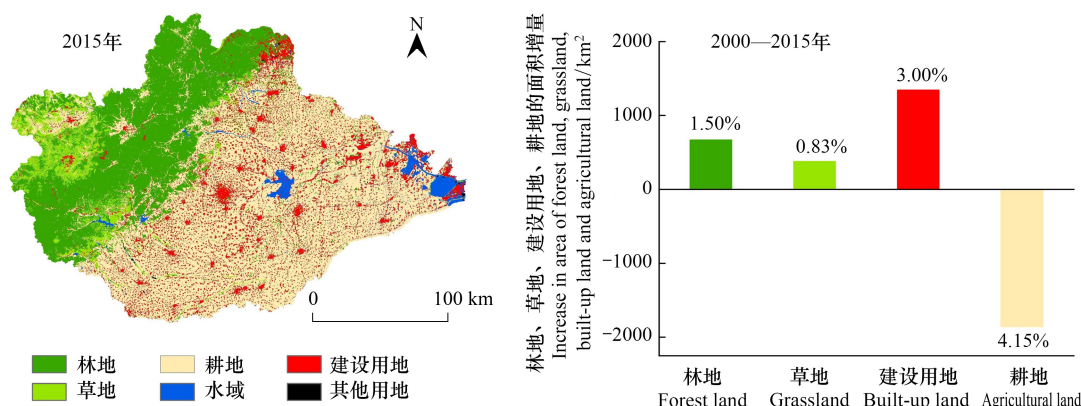


图 2 2015 年土地利用现状及 2000—2015 年土地利用变化

Fig.2 Land use in 2015 and change between 2000 and 2015

3.2 生态系统服务及变化

在乡镇尺度上,生态系统服务呈现出空间集聚($P < 0.01$)。调节服务(水源涵养、水质净化、土壤保持、固碳)呈现西北高、东南低的空间格局,供给服务(水资源供给、粮食供给)则相反;2000—2015 年西部山区调节服务增强,而东部平原区粮食供给服务增强。总体上,粮食提供和调节服务均增加,仅水资源供给服务下降了 0.42%(图 3)。

3.3 生态系统服务簇及变化

通过聚类分析,将大清河流域 725 个乡镇的生态系统服务划分成 3 类生态系统服务簇(图 4),分别为生态调节服务簇(B1)、农产品供给服务簇(B2)和人居环境簇(B3)。在 B1 中水源涵养、水质净化、土壤保持、固碳服务均处于高值,在空间上分布在流域上游林地、草地区域;B2 中水资源供给和粮食供给处于高值,主要分布在流域下游的农田区域;B3 中仅水资源供给为高值,主要分布在流域下游的城市区域(图 5)。

2000—2015 年,生态系统服务簇空间格局发生变化的主要是上游的 B1 和下游的 B3(图 5)。根据未变化乡镇数量来看,B2 的空间格局更加稳定(稳定率为 98.2%),其次是 B3(95.7%)和 B1(80.4%)。以 2015 年生态系统服务簇的空间格局为边界,对比服务簇中生态系统服务变化,B1 中调节服务和粮食供给均增加,其中固碳服务的变化幅度最大,达 29.4%;B2 除产水服务外,其余生态系统服务均增加,其中粮食供给服务变化幅度最大,达 11.6%;B3 供给服务增加,调节服务均减少。

3.4 生态系统服务簇变化驱动因素

针对 2000—2015 年生态系统服务功能区类型发生变化的乡镇,通过冗余分析识别驱动因子(图 6)。结果显示,初始服务水平、建设用地比例变化、人口密度变化和坡度是生态系统服务簇格局变化的主要因素,第一、二轴的解釋度达到 75.24%($P < 0.17$)。生态系统服务发生变化的乡镇呈现出明显生态系统服务簇分类。其中初始调节服务水平(RS2000)、坡度(Slope)和人口密度变化(Pop)驱动着服务簇类型向着 B1 转化,初始

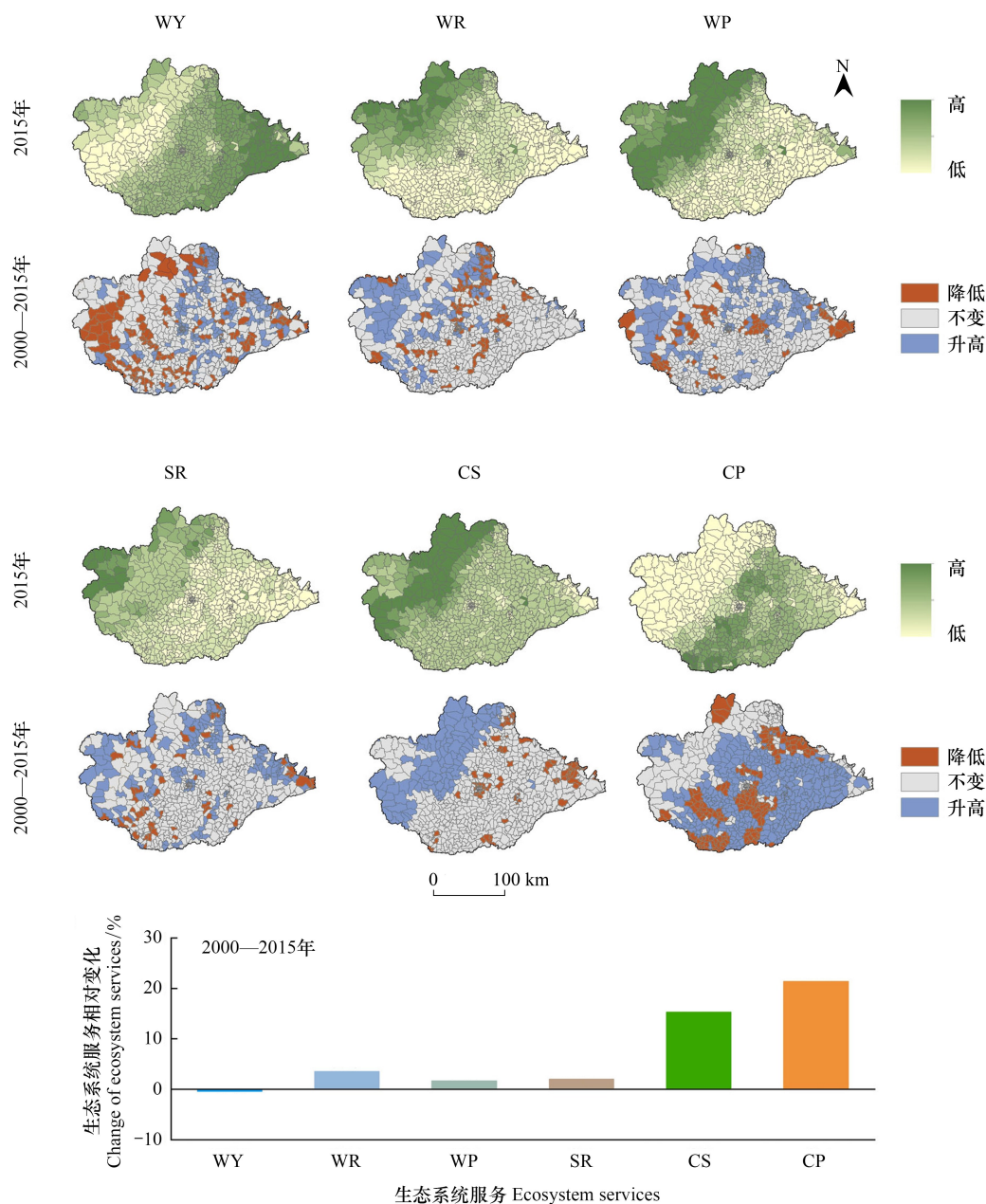


图3 2000—2015年生态系统服务的空间格局及变化

Fig.3 The spatial pattern and changes of ecosystem services between 2000 and 2015

WY:水资源供给 Water Yield; WR:水源涵养 Water Retention; WP:水质净化 Water Purification; SR:土壤保持 Soil Retention; CS:固碳 Carbon Sequestration; CP:粮食供给 Crop Production

粮食供给水平 (CP2000) 驱动着服务簇类型向 B2 转化, 初始水资源供给水平 (WY2000) 及建设用地变化 (PB) 驱动着服务簇类型向 B3 转化。

4 讨论

4.1 生态系统服务的时空特征

在本研究中, 2000—2015 年大清河流域的粮食供给及调节服务均有所提升, 仅水资源供给降低 0.42%, 与国家尺度和区域尺度的生态系统评估结果一致^[18-20]。Ouyang 等人^[18]在国家尺度上评估了多种生态系统

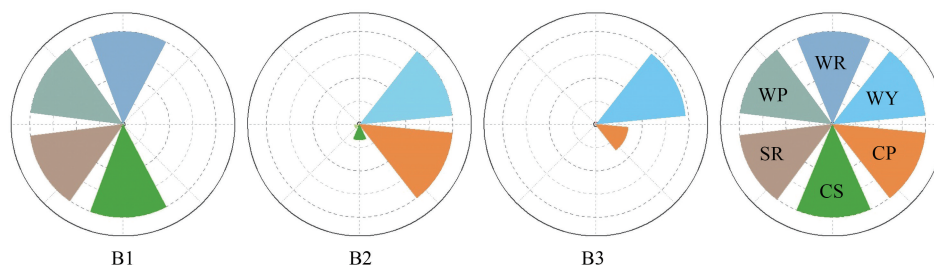


图4 大清河流域生态系统服务簇

Fig.4 Ecosystem service bundles in Daqing River Basin

B1:生态调节服务簇 Ecological Regulation Bundle; B2:农产品供给服务簇 Agricultural Product Supply Bundle; B3:人居环境簇 Human Settlement Bundle

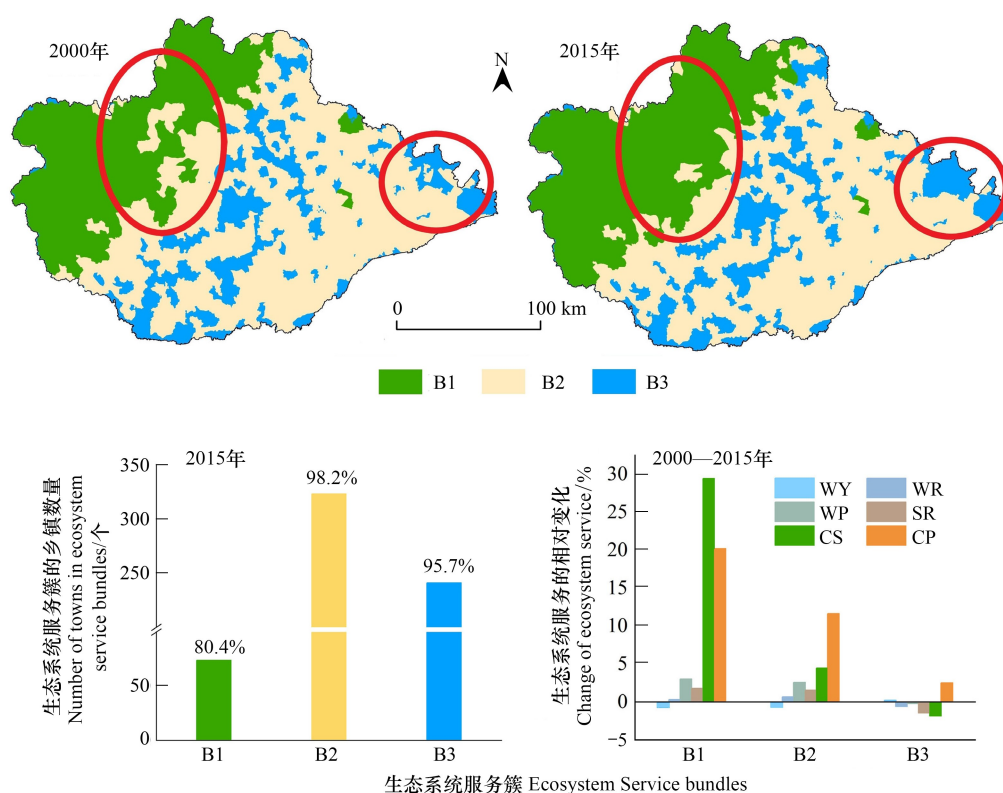


图5 2000年和2015年生态系统服务簇的空间格局、乡镇稳定率及服务变化

Fig.5 The spatial pattern, township stability rate and service changes of ecosystem service bundles in 2000 and 2015

服务,在生态恢复工程实施之后,海河流域的粮食生产、土壤保持、固碳、水源涵养等均有所改善;Wang 等人^[20]在城市尺度上评估了京津冀的多种生态系统服务,结果显示京津冀地区的生态系统服务水平均有所提高,且调节服务高值位于北部山区,供给服务高值位于南部平原,这与本研究的结果一致。调节服务的整体提升主要归因于国家2000年以来实施的生态保护工程^[21-22],退耕还林、还草等生态保护工程增加了植被覆盖面积,提升了水源涵养服务、水质净化服务、土壤保持服务、固碳服务^[23-24]。生态保护工程在不同程度上提升了大清河上游生态调节服务簇(B1)和下游农产品供给服务簇(B2)的调节服务(图5)。在下游人居环境簇(B3),随着建设用地的增加使得碳储量减少、水质恶化,导致调节服务下降^[25-26];由于地表硬化,水资源供给呈现增加趋势^[27-28]。从粮食供给服务来看,虽然在不同服务簇中耕地面积均有所减少,但由于华北平原农业

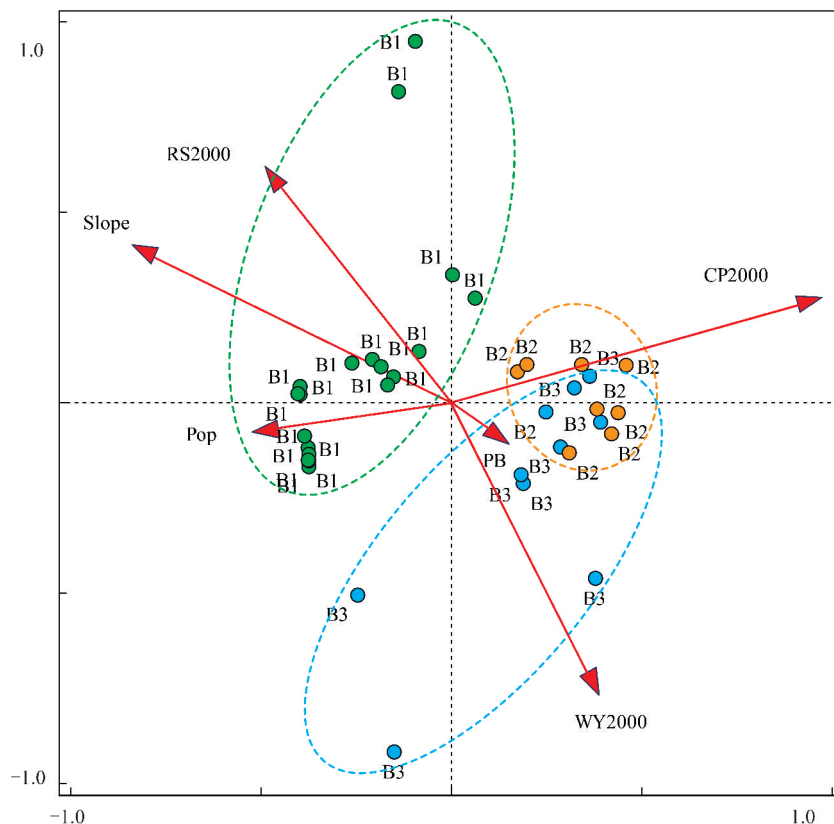


图6 大清河流域2000—2015年生态系统服务簇空间格局变化的主要驱动因素

Fig.6 The main driving factors of the spatial pattern change of ecosystem service bundles in Daqing River Basin from 2000 to 2015

WY2000:2000年水资源供给 Water Yield in 2000;CP2000:2000年粮食供给 Crop Production in 2000;RS2000:2000年调节服务 Regulation Service in 2000;Slope:坡度 Slope;PB:建设用地比例变化 Proportion of Built-up land;Pop:人口密度变化 Population change

的技术进步和产业结构升级,例如集中作物优势品种比例,粮食作物区域的合理布局,农业机械化水平的提高等,使得粮食供给在耕地面积减少的情况下仍能有效提高^[20]。

4.2 生态系统服务簇时空变化的影响因素

准确识别社会-生态等驱动因素对生态系统簇时空格局变化的影响,对流域未来提高国土空间的多功能性具有重要意义^[11]。Liu 等人^[12]证明降水和人口密度是生态恢复区生态系统服务价值的主要影响因素,为黄土高原区域植被管理提供了有效的证据;Shen 等人^[29]从3个空间尺度上探讨了社会-生态因素对生态系统服务的影响,结果显示,植被指数是影响京津冀地区生态系统服务的最主要驱动力,并基于此强调了生态系统服务分级治理的必要性。在本研究中,自然本底条件和人类活动干扰是驱动生态系统服务关系发生改变的主要因素。自然本底条件包括初始的生态系统服务水平以及所处的坡度、DEM、距离道路的距离,人类活动干扰包括土地利用类型(林地、草地、耕地、建设用地)的变化以及人口密度和GDP的变化等。从服务分区结果来看,生态调节服务簇(B1)时空格局变化的是自然和人为政策共同作用的结果,区域内的自然本底较好和坡度较大的区域在政策的驱动下更易于转化转向生态调节服务簇;此外,在合村并镇等政策的驱动下山区人口整合也是区域生态调功能整体提升的有效途径。农产品供给服务簇(B2)的格局最为稳定,发生变化的乡镇调节服务低、坡度小,初始粮食供给服务较大,表明此类区域更有利于改善种植技术和管理措施。人居环境簇(B3)的转变则主要受到人类活动的驱使,初始地表硬化程度(产水量大小)及建筑用地的增加是转化为人居环境簇的主要原因。研究结果表明,大清河流域实施的生态保护政策能够有效的优化流域生态功能分区,上游高调节功能区的是下游粮食产量和经济发展的有力保障。

4.3 生态系统服务簇为流域生态系统管理提供有效途径

生态系统服务簇方法能够识别生态系统空间上的聚集模式,其动态变化能够反映生态系统服务变化的潜在原因和变化速度,为流域的景观规划和生态系统服务的提升提供明确、合理的管理信息^[9,30],能够帮助管理人员预测未来由于政策转变所带来的可能性结果^[31-34]。同时管理多个生态系统服务是流域可持续发展的重要内容,以往的研究显示由于服务间复杂的权衡-协同关系^[10],在受到生态保护政策和城市化等外界干扰后,生态系统服务的变化并不一定能够沿预期方向发展,从而增加了生态系统服务管理的难度。本研究在乡镇尺度上,基于大清河流域主要的供给和调节服务,利用生态系统服务簇方法,划分了基于生态系统功能的分区,功能分区结果与京津冀地区土地利用规划相契合,依据生态系统服务关系进行的分区管理,对未来流域资源整合具有实际意义。研究中还分析了流域生态功能区格局的时空变化,识别了造成功能区变化的主要驱动因素,弥补了生态系统服务簇在时空变化上究因分析的空缺。研究成果可以为大清河流域优化生态系统服务的空间格局,实施分区管控措施,降低流域服务权衡风险提供依据^[10],也能够为其他流域生态系统服务可持续发展规划与管理提供有效参考。

5 结论

本研究基于乡镇尺度量化了大清河流域 6 种生态系统服务(水资源供给、粮食供给、水源涵养、水质净化、土壤保持、固碳),根据生态系统主导功能将流域划分为生态调节服务簇,农产品供给服务簇和人居环境簇 3 种生态系统服务簇。2000—2015 年间,上游生态调节服务簇的格局变化最大,其次为下游的人居环境簇和农产品供给服务簇;驱动因素分析表明,生态调节服务簇的变化受到自然本底条件和生态政策两方面影响,而农产品供给服务簇和人居环境簇则主要受到农业生产和经济因素的影响。

参考文献(References):

- [1] 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.
- [2] Qiu J X, Turner M G. Spatial interactions among ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110(29): 12149-12154.
- [3] Rodriguez J P, Beard Jr T D, Bennett E M, Cumming G S, Cork S J, Agard J, Dobson A P, Peterson G D. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society*, 2006, 11(1): 28.
- [4] Van Jaarsveld A S, Biggs R, Scholes R J, Bohensky E, Reyers B, Lynam T, Musvoto C, Fabricius C. Measuring conditions and trends in ecosystem services at multiple scales: the Southern African Millennium Ecosystem Assessment (SA/MA) experience. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences*, 2005, 360(1454): 425-441.
- [5] Barbier E B, Koch E W, Silliman B R, Hacker S D, Wolanski E, Primavera J, Granek E F, Polasky S, Aswani S, Cramer L A, Stoms D M, Kennedy C J, Bael D, Kappel C V, Perillo G M E, Reed D J. Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science*, 2008, 319(5861): 321-323.
- [6] Daily G C, Polasky S, Goldstein J, Kareiva P M, Mooney H A, Pejchar L, Ricketts T H, Salzman J, Shallenberger R. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2009, 7(1): 21-28.
- [7] Holling C S, Meffe G K. Command and control and the pathology of natural resource management. *Conservation Biology*, 1996, 10(2): 328-337.
- [8] Bennett E M, Peterson G D, Gordon L J. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 2009, 12(12): 1394-1404.
- [9] Turner K G, Odgaard M V, Bøcher P K, Dalgaard T, Svenning J C. Bundling ecosystem services in Denmark: trade-offs and synergies in a cultural landscape. *Landscape and Urban Planning*, 2014, 125: 89-104.
- [10] Renard D, Rhemtulla J M, Bennett E M. Historical dynamics in ecosystem service bundles. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2015, 112(43): 13411-13416.
- [11] Kong L Q, Zheng H, Xiao Y, Ouyang Z Y, Li C, Zhang J J, Huang B B. Mapping ecosystem service bundles to detect distinct types of multifunctionality within the diverse landscape of the Yangtze River Basin, China. *Sustainability*, 2018, 10(3): 857.
- [12] Liu Y X, Lü Y H, Fu B J, Harris P, Wu L H. Quantifying the spatio-temporal drivers of planned vegetation restoration on ecosystem services at a regional scale. *Science of the Total Environment*, 2019, 650: 1029-1040.

- [13] Yang G F, Ge Y, Xue H, Yang W, Shi Y, Peng C H, Du Y Y, Fan X, Ren Y, Chang J. Using ecosystem service bundles to detect trade-offs and synergies across urban - rural complexes. *Landscape and Urban Planning*, 2015, 136: 110-121.
- [14] 张光辉, 连英立, 刘春华, 严明疆, 王金哲. 华北平原水资源紧缺情势与因源. *地球科学与环境学报*, 2011, 33(2): 172-176.
- [15] 吴迎霞. 海河流域生态服务功能空间格局及其驱动机制[D]. 武汉: 武汉理工大学, 2013.
- [16] 李瑾璞. 基于 InVEST 模型的土地利用变化与生态系统碳储量研究——以雄安新区为例[D]. 保定: 河北农业大学, 2020.
- [17] 刘忠, 李保国. 基于土地利用和人口密度的中国粮食产量空间化. *农业工程学报*, 2012, 28(9): 1-8.
- [18] Ouyang Z Y, Zheng H, Xiao Y, Polasky S, Liu J G, Xu W H, Wang Q, Zhang L, Xiao Y, Rao E M, Jiang L, Lu F, Wang X K, Yang G B, Gong S H, Wu B F, Zeng Y, Yang W, Daily G C. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital. *Science*, 2016, 352(6292): 1455-1459.
- [19] Viña A, McConnell W J, Yang H B, Xu Z C, Liu J G. Effects of conservation policy on China's forest recovery. *Science Advances*, 2016, 2(3): e1500965.
- [20] Wang J L, Zhou W Q, Pickett S T A, Yu W J, Li W F. A multiscale analysis of urbanization effects on ecosystem services supply in an urban megaregion. *Science of the Total Environment*, 2019, 662: 824-833.
- [21] 黑哲, 王飞, 韩剑桥, 史尚渝, 戈文艳. 退耕还林(草)以来陕北白于山区植被覆盖与土壤侵蚀强度变化. *水土保持研究*, 2020, 27(4): 39-46.
- [22] 黄麟, 祝萍, 曹巍. 中国退耕还林还草对生态系统服务权衡与协同的影响. *生态学报*, 2021, 41(3): 1178-1188.
- [23] Polasky S, Nelson E, Pennington D, Johnson K A. The impact of land-use change on ecosystem services, biodiversity and returns to landowners: a case study in the state of Minnesota. *Environmental and Resource Economics*, 2011, 48(2): 219-242.
- [24] Lü Y H, Fu B J, Feng X M, Zeng Y, Liu, Y, Chang R Y, Sun G, Wu B F. A policy-driven large scale ecological restoration: quantifying ecosystem services changes in the Loess Plateau of China. *PLoS One*, 2012, 7(2): e31782.
- [25] De Groot R S, Alkemade R, Braat L, Hein L, Willemen L. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 2010, 7(3): 260-272.
- [26] Li B J, Chen D X, Wu S H, Zhou S L, Wang T, Chen H. Spatio-temporal assessment of urbanization impacts on ecosystem services: case study of Nanjing City, China. *Ecological Indicators*, 2016, 71: 416-427.
- [27] Jiang W G, Deng Y, Tang Z H, Lei X, Chen Z. Modelling the potential impacts of urban ecosystem changes on carbon storage under different scenarios by linking the CLUE-S and the InVEST models. *Ecological Modelling*, 2017, 345: 30-40.
- [28] Yao X L, Yu J S, Jiang H, Sun W C, Li Z J. Roles of soil erodibility, rainfall erosivity and land use in affecting soil erosion at the basin scale. *Agricultural Water Management*, 2016, 174: 82-92.
- [29] Shen J S, Li S C, Liu L B, Liang Z, Wang Y Y, Wang H, Wu S Y. Uncovering the relationships between ecosystem services and social-ecological drivers at different spatial scales in the Beijing-Tianjin-Hebei region. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 290: 125193.
- [30] Syrbe R U, Walz U. Spatial indicators for the assessment of ecosystem services: providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics. *Ecological Indicators*, 2012, 21: 80-88.
- [31] Gómez-Baggethun E, Barton D N. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 2013, 86: 235-245.
- [32] Francis R C, Hare S R. Decadal-scale regime shifts in the large marine ecosystems of the North-East Pacific: a case for historical science. *Fisheries Oceanography*, 1994, 3(4): 279-291.
- [33] Biggs R, Carpenter S R, Brock W A. Turning back from the brink: Detecting an impending regime shift in time to avert it. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2009, 106(3): 826-831.
- [34] Andersen T, Carstensen J, Hernández-García E, Duarte C M. Ecological thresholds and regime shifts: approaches to identification. *Trends in Ecology & Evolution*, 2009, 24(1): 49-57.