

DOI: 10.20103/j.stxb.202501190165

潘广宇, 肖焱, 林子雁, 刘晏冰, 欧阳志云. 基于潜在供给与实际使用的生态资产价值评估——以河池市为例. 生态学报, 2025, 45(17): - .

Pan G Y, Xiao Y, Lin Z Y, Liu Y B, Ouyang Z Y. Evaluation of ecosystem assets based on potential supply and actual use: a case study in Hechi City. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(17): - .

基于潜在供给与实际使用的生态资产价值评估 ——以河池市为例

潘广宇^{1,2}, 肖焱^{1,*}, 林子雁³, 刘晏冰¹, 欧阳志云¹

1 中国科学院生态环境研究中心 区域与城市生态安全全国重点实验室, 北京 100085

2 中国科学院大学 资源与环境学院, 北京 100049

3 中国科学院城市环境研究所 区域与城市生态安全全国重点实验室, 厦门 361021

摘要:生态资产是在一定时间、空间范围内和技术经济条件下可以给人们带来效益的生态系统, 包括森林、草地、湿地、农田等。生态资产价值评估能够促进生态资产市场化交易, 推动经济、生态协同发展。以河池市为例, 在评估潜在供给与实际使用的基础上, 以潜在供给为实际使用的阈值, 预测实际使用的未来流量, 进而利用净现值法核算生态资产价值。结果表明, 2020 年实际使用总值为 2129.12 亿元, 潜在供给总值为 6336.23 亿元; 以 2020 年为核算基期, 河池市生态资产价值为 13.61 万亿元, 环江县、宜州区资产价值最高, 分别为 1.82 万亿元、1.64 万亿元; 河池市单位面积资产价值为 4.06 亿元/km², 其中, 天峨县单位面积资产价值最高, 为 4.72 亿元/km²; 结合潜在供给与实际使用能够降低拟合方式的影响, 避免由于潜在供给与实际使用的混淆以及潜在供给的忽视导致的问题, 提高生态资产价值核算的准确性。

关键词:生态系统服务; 潜在供给; 实际使用; 生态资产价值; 河池市

Evaluation of ecosystem assets based on potential supply and actual use: a case study in Hechi City

PAN Guangyu^{1,2}, XIAO Yi^{1,*}, LIN Ziyang³, LIU Yanbing¹, OUYANG Zhiyun¹

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

2 College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

3 State Key Laboratory of Regional and Urban Ecology, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen 361021, China

Abstract: Ecosystem assets refer to ecosystems that can bring benefits to people within specific temporal-spatial ranges and under given technological-economic conditions, including forests, grasslands, wetlands, farmland, etc. Ecosystem assets valuation can facilitate market-oriented transactions of ecosystem assets and promotes synergistic development of economy and ecosystems. The SEEA EA recommends using the net present value (NPV) method to assess ecosystem assets value, which first forecasts the value of ecosystem service flows actually provided to humans each year in the future, then discounts them to the accounting period and aggregates them. However, most studies assume constant future service flows without conducting forecasts when valuing assets. Furthermore, the SEEA EA emphasizes the need to forecast ecosystem service flows actually provided to humans. However, due to accessibility constraints between supply and demand sides and the absence of demand-side beneficiaries, there exists a discrepancy between ecosystem services potentially supplied and actually used by humans, which means the potential supply of ecosystem services does not equate to actual use of ecosystem

基金项目: 重点研发计划 (2022YFF1301802)

收稿日期: 2025-01-19; 网络出版日期: 2025-00-00

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

services. Potential supply refers to an ecosystem's capacity to deliver ecosystem services under current ecosystem conditions, management practices, and utilization patterns, without compromising the maximum production or utilization levels of the same or other services in the future. Actual use denotes the ecosystem services actually used by humans and socio-economic systems within specific temporal-spatial boundaries. Although significant differences exist between potential supply and actual use, existing studies often conflate their measurement indicators, leading to inaccuracies in ecosystem assets valuation. To ensure accurate valuation of ecosystem assets, it is essential to clarify the accounting indicators for potential supply and actual use. Additionally, as ecosystem area, conditions, and management constrain service supply capacity, potential supply should serve as the threshold for actual use during valuation. Therefore, this study takes Hechi City as a case study, assessing both potential supply and actual use, establishing potential supply as the threshold for actual use, forecasting future flows of actual use, and subsequently applying the NPV method to value ecosystem assets. Key findings include: (1) In 2020, the total actual use value reached CNY 212.912 billion, the total potential supply value in 2020 amounted to CNY 633.623 billion; (2) Using 2020 as the baseline accounting period, Hechi City's ecosystem assets value was estimated at CNY 13.61 trillion, with Huanjiang County and Yizhou District showing the highest values at CNY 1.82 trillion and CNY 1.64 trillion respectively; (3) The unit area value of ecosystem assets in Hechi City reached CNY 406 million/km², with Tian'e County achieving the highest unit area value of CNY 472 million/km²; (4) Integrating potential supply and actual use can reduce methodological biases, avoid issues arising from conflated definitions or oversight of potential supply, and enhance the accuracy of ecosystem assets valuation.

Key Words: ecosystem service; potential supply; actual use; ecosystem assets value; Hechi City

生态系统是人类生存与发展的重要基础^[1]。工业革命以来,自然资源枯竭问题与生态系统退化问题愈发突出^[2],生态资产、生态系统服务等概念被提出^[3-4]。生态资产是在一定时间、空间范围内和技术经济条件下可以给人们带来效益的生态系统,包括森林、草地、湿地、农田等,属于存量^[5];生态系统服务是生态系统及其过程所形成及维持的人类赖以生存的自然环境条件和效用,是生态资产的流量^[6]。科学评估生态资产可量化生态保护成效并促进生态资产市场化,推动生态、经济协同发展^[7-8];生态系统服务评估能揭示生态系统对人类福祉的贡献,是生态资产价值评估的基础^[9-10]。

近年来学者们在研究生态资产流量的基础上,开展了对生态资产存量的研究(图1)。目前研究主要针对生态资产存量的实物量,即生态系统的面积、状况进行核算。部分学者分别对各类生态资产的面积、状况进行评估,如Bruzón等利用土地覆盖、林业等多源数据库,分析了各类生态资产面积、质量的时空变化^[11-12];部分学者通过构建反映生态资产数量与质量的综合指标—生态资产综合指数,评估生态资产的变化^[13-15]。但对生态资产价值量进行评估的案例较少(图1),且没有形成统一的方法体系。虽然SEEA EA(System of Environmental-Economic Accounting-Ecosystem Accounting,简称SEEA EA)指出使用净现值法核算生态资产价值,首先预测生态系统未来每年实际为人类提供的生态系统服务流量的价值,然后将其折现至核算期并汇总,即可得到生态资产价值^[16]。但多数研究在核算资产价值时假设未来服务流量不变,没有进行预测^[16-21]。少数研究对未来服务流量进行了预测,如Barton利用iTree Eco软件对城市树木未来年份的调节服务进行模拟,利用净现值法计算资产价值^[22];Li等通过实地调研的方式对未来服务流量的变化趋势进行预测^[23],但是预测的数据需求高,且研究尺度小。研究显示,生态系统服务流量年度间的变化较大^[24-25],要保障资产价值核算的准确性,如何在现有数据状况下对大尺度下的服务未来流量进行合理的预测是一个待解决的问题。

此外,SEEA EA指出要对生态系统实际为人类提供的服务流量进行预测。但是由于需求端与供给端之间可达性的限制、需求端受益者的缺少,生态系统所能提供的服务与实际被人类利用的服务存在差异,生态系统服务的潜在供给不等同于实际使用^[26]。潜在供给是在现有的生态系统状况、管理、使用下,在不影响相同服务或其他服务的未来供给的最大产量或最大使用水平下,生态系统提供生态系统服务的能力^[27-28];实际使

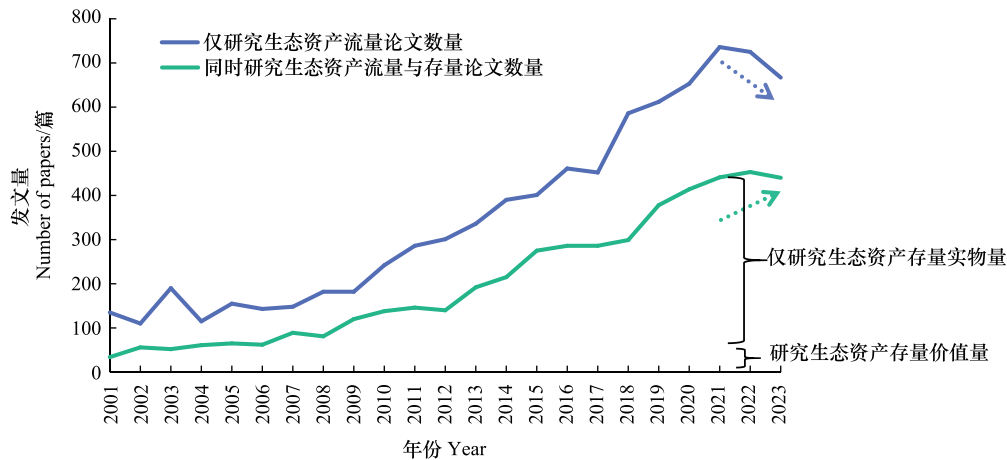


图1 2001—2023 年国际研究文献时间分布

Fig.1 Temporal distribution of international literature from 2001 to 2023

用是特定时空范围内,人类和经济社会实际接受到且使用的生态系统服务^[26—28]。欧盟在2020年开展的生态系统及其服务的制图和评估项目(Mapping and Assessment of Ecosystem and their Service, MAES)中评估了欧盟范围内生态系统服务的潜在供给及实际使用^[29],其中木材生产服务的潜在供给为7.44亿 m^3 ,实际使用为5.23亿 m^3 。Goldenberg等评估了斯德哥尔摩洪水调蓄、局部气候调节两种服务的潜在供给、实际使用^[30]。沈钰仟等评估了密云水库水源涵养、洪水调蓄等服务的潜在供给与实际使用,潜在供给价值为671.42亿元,实际使用价值为303.42亿元^[31]。潜在供给与实际使用存在显著差异,但现有研究常混淆两者的指标^[32],使用水源涵养量而非用水量作为实际使用的指标^[33],使用污染物排放量而非污染物净化能力为潜在供给的指标^[34],导致生态系统服务价值评估结果的不准确。因此,要保障生态资产价值核算准确,应理清潜在供给与实际使用的核算指标。此外,由于生态系统的面积、状况、管理对服务供给能力存在限制,在核算实际使用的同时应该将潜在供给作为实际使用的阈值。

河池市集“老、少、边、山、穷、库”多种困难于一身,历史贫困人口规模达70万^[35—36]。虽然已经全面脱贫,但是仍面临产业发展滞后,结构单一等问题^[37]。作为国家重点生态功能区,河池市应优先保护生态环境,需要找到将生态资源转化为产业资源,将绿水青山转化为金山银山的可持续发展路径^[37]。生态资产价值评估可以促进生态资产市场化,促进生态产品价值实现,推动自然与经济社会协同发展^[38],但河池市缺乏相应的生态资产核算成果。因此本研究以河池市为研究区域,对生态系统服务的潜在供给与实际使用进行核算,在利用净现值法计算生态资产价值的过程中,对实际使用进行预测并以潜在供给为其阈值,提高生态资产价值核算的准确性,为河池市的生态资产市场化发展提供一定的指导。

1 研究区域与数据来源

1.1 研究区概况

河池市地处广西西北部、云贵高原南麓,东连柳州,南界南宁,西接百色市,北邻贵州省黔南布依族苗族自治州,介于东经 $106^{\circ}34'$ — $109^{\circ}09'$ 、北纬 $23^{\circ}41'$ — $25^{\circ}37'$ 之间。河池市属亚热带季风气候,气候温暖湿润,光资源丰富且雨水充沛,年平均温为 16.9°C — 21.5°C ,年均降雨量为1200—1600mm^[39]。河池市生态环境质量较好,植被覆盖度为94.40%。河池境内自然生态系统以森林为主,森林生态系统占比为78.75%,农田生态系统占比为14.61%,草地、湿地等生态系统占比为6.64%(图2)。河池境内岩溶广布,喀斯特地貌面积为2.18万 km^2 ,占广西喀斯特地貌总面积的24.34%,是广西喀斯特地貌出露最多的城市^[40]。

1.2 数据来源

2000—2020年污染物排放量、旅游人次、用水量、农产品生产量等实际使用核算所需统计数据从河池市

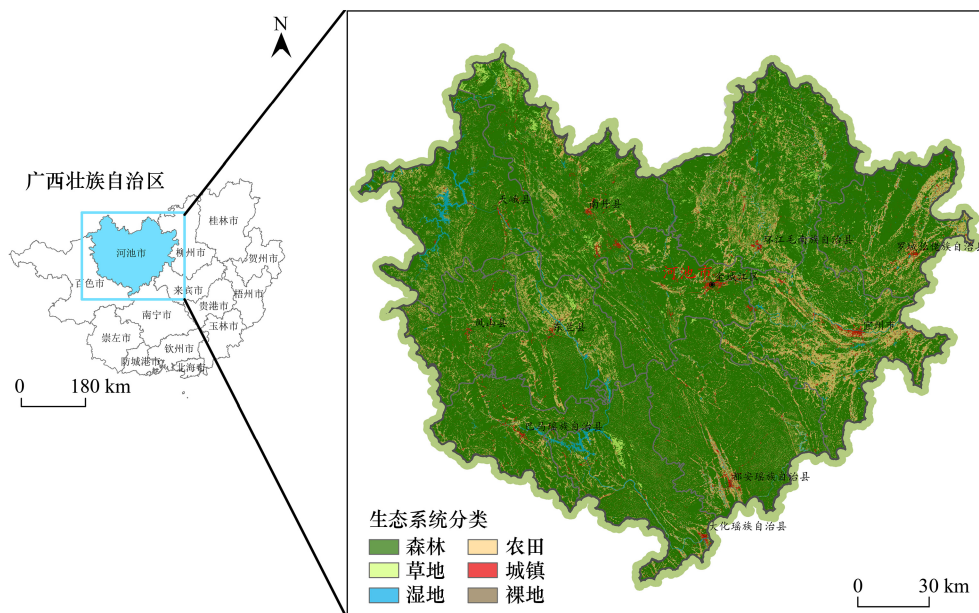


图2 河池市生态系统分类图

Fig.2 Ecosystem classification map of Hechi City

生态环境局、文化广电体育和旅游局、水务局等行业部门的统计调查信息或河池市统计年鉴、生态环境公报中获得。2000—2020 年生态系统分类数据基于遥感数据、国土三调、林业小班等数据反演形成,分辨率为 30m。

2 研究方法

针对生态资产价值核算的问题,本研究构建了系统的技术框架(图3)。首先区分并核算河池市生态系统服务的潜在供给与实际使用,然后对实际使用的价值进行预测。同时,以潜在供给为实际使用的阈值,以此得到未来服务流量的预测值。最后利用净现值法计算河池市的生态资产价值。

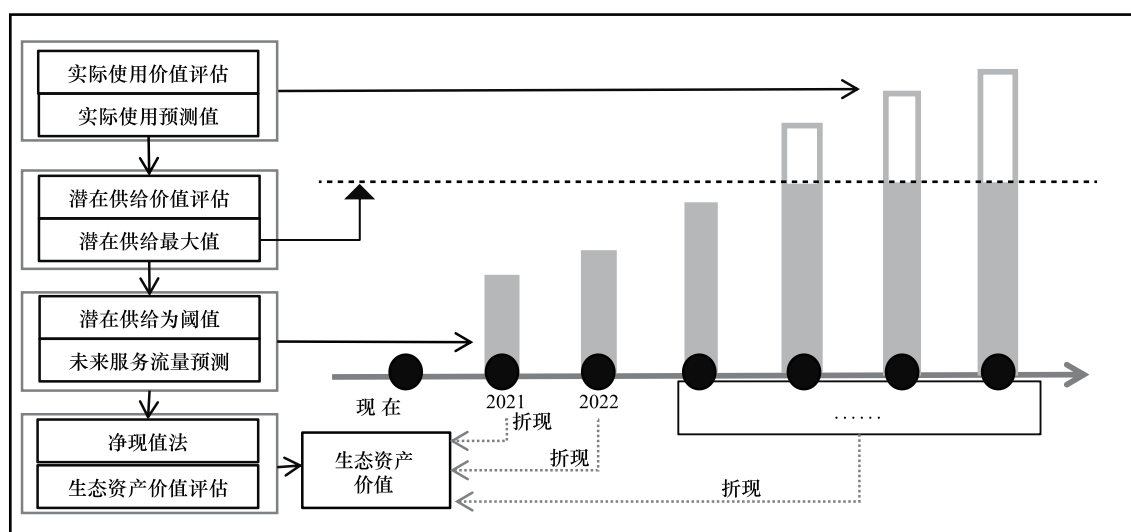


图3 技术框架

Fig.3 Technical framework

2.1 生态系统服务潜在供给与实际使用核算

根据河池市生态系统的类型及特征,本研究选取产品提供、旅游康养、洪水调蓄、空气净化、水质净化、气候调节、水源涵养、土壤保持、固碳及释氧九类生态系统服务进行核算。首先核算各生态系统服务潜在供给与实际使用的实物量。潜在供给是生态系统提供服务的最大能力,与生态系统特征有关,使用与生态系统类型、面积、过程等相关的模型评估。实际使用是人类实际利用的生态系统服务,取决于生态系统服务供给与人类需求的关系,直接根据统计资料获取实际使用量,如用水量。最后,在实物量核算基础上,运用替代成本法、市场价值法、旅行费用法等方法,以当年价分别计算潜在供给与实际使用的价值量^[41]。核算方法主要参考《生态系统生产总值(GEP)核算理论与方法》^[42],具体核算指标见表1。

表1 生态系统服务潜在供给与实际使用核算指标

Table 1 Indicators for assessment of potential supply and actual use

核算科目 Types	核算科目 Types	潜在供给指标 Potential supply indicators	实际使用指标 Actual use indicators
产品提供 Provision service	产品提供	物质产品生产能力	物质产品使用量
水源涵养 Water retention	水源涵养	水源涵养能力	用水量
土壤保持 Soil retention	土壤保持	土壤保持能力	土壤保持量
洪水调蓄 Flood control	湖泊调蓄	湖泊暴雨调蓄能力	汛期暴雨调蓄水量
	水库调蓄	防洪库容	汛期实际使用库容
	植被调蓄	植被暴雨调蓄能力	汛期暴雨调蓄水量
空气净化 Air quality maintenance	净化工业二氧化硫	净化工业二氧化硫能力	二氧化硫排放量
	净化工业氮氧化物	净化工业氮氧化物能力	氮氧化物排放量
	净化工业粉尘	净化工业粉尘能力	粉尘排放量
水质净化 Water purification	净化 COD	净化 COD 能力	COD 排放量
	净化氨氮	净化氨氮能力	氨氮排放量
	净化总磷	净化总磷能力	总磷排放量
固碳 Carbon sequestration	固碳	固定二氧化碳能力	碳排放量
释氧 Oxygen release	释氧	氧气生产能力	实际耗氧量
气候调节 Climate regulation	气候调节	蒸散发吸热能力	实际发挥作用的蒸散发吸热量
旅游康养 Cultural service	休闲	最大休闲人数	实际休闲人数
	旅游	最大旅游人数	实际旅游人数
	乡村旅游	最大乡村旅游人数	实际乡村旅游人数
	康养	最大康养人数	实际康养人数

2.2 生态资产价值核算

借鉴自然资源资产价值评估体系及方法,评估生态资产价值主要涉及三种方法:市场法、净现值法、成本法^[28]。生态资产市场化程度低,而成本法不能考虑与产生未来现金流能力相关的持续的无形价值。本研究根据 SEEA EA 的建议使用净现值法计算生态资产价值,使用生态系统服务实际使用的核算结果预测未来年份实际使用的值,以一定的折现率将其折现到核算起始年份,汇总得到生态资产的总价值。但是由于生态系统的面积、状况、管理对服务供给能力存在限制,需要以潜在供给的最大值作为实际使用的阈值。在实际使用的预测值超过该最大值时,不再对实际使用进行预测,使用该最大值为实际使用的值。

利用净现值法计算生态资产价值包含三个重要组成部分:未来实际服务流量预测、折现率、资产使用年限。对未来实际服务流量预测时,用一元线性函数、对数函数、幂函数、逻辑斯蒂函数、指数函数分别进行拟合。计算 R^2 、MAE(预测值和实际值之间绝对误差的平均值)、相关系数(预测值和实际值的相关系数),筛选出 R^2 最大、MAE 最小,相关系数最大的三组候选模型。通过 bootstrap 法进行交叉验证,选取验证误差最小的模型组,同时保障拟合函数的准确性与普适性。

现有研究对精确的社会贴现率存在较大的分歧,本研究根据 SEEA EA 的建议使用政府长期债券利率为

折现率,取 3%。政府长期债券利率是名义利率,为保持一致,在计算生态系服务价值时以当年价计算。由于生态资产价值是生态资产市场化交易的基础,参考中华人民共和国民法典(三十二)中规定的不同类型土地的承包期^[43],本研究分别核算使用年限为 10 年、20 年、30 年、50 年、70 年时的资产价值;由于生态资产使用年限为永久时的价值与 100 年时接近,本研究同时核算 100 年时的资产价值(下文不特指年份时为 100 年)。

具体核算方法参照下式:

$$V = \sum_{j=T+1}^{j=T+t} \frac{AES_T^j}{(1+r)^{(j-T)}} + \sum_{j=T+t+1}^{j=T+N} \frac{PES}{(1+r)^{j-T}}$$

式中, V 为生态资产总值; j 为年份; T 为核算起始年份; t 为实际使用超过潜在供给最大值的年份; AES_T^j 为在基年 T 第 j 年生态系统服务实际使用的值; r 为折现率; N 为生态资产使用年限; PES 为潜在供给的最大值。

3 研究结果

3.1 生态系统服务潜在供给与实际使用

本研究核算了河池市 2000—2020 年生态系统服务潜在供给与实际使用的价值量(表 2)。2000、2020 年实际使用总值分别为 732.02 亿元、2129.12 亿元,潜在供给总值分别为 3710.41 亿元、6336.23 亿元。2020 年气候调节、土壤保持对实际使用的贡献最高,共贡献了 1102.31 亿元,占比为 51.77%。主要是因为河池市属于亚热带季风气候,气温较高,对气候调节的需求较高,且河池市降水较多,生态脆弱,土壤侵蚀严重,土壤保持需求高。2020 年河池市气候调节、旅游康养对潜在供给的贡献最高,共贡献了 3608.73 亿元,占比分别为 34.98%、21.97%,说明河池市丰富的生态资产提供了巨大的气候调节与旅游康养潜力。但河池市旅游康养实际使用占比仅为 13.8%,说明河池市仍有较大的旅游开发潜力。目前旅游主要集中在巴马瑶族自治县、凤山

表 2 2000—2020 年河池市生态系统服务潜在供给与实际使用价值

Table 2 Potential supply and actual use value of ecosystem services in Hechi City from 2000 to 2020

生态系统服务类型 Ecosystem service types	2020 实 际使用 Actual use in 2020/ 亿元	2015 实 际使用 Actual use in 2015/ 亿元	2010 实 际使用 Actual use in 2010/ 亿元	2000 实 际使用 Actual use in 2000/ 亿元	2020 潜 在供给 Potential supply in 2020/ 亿元	2015 潜 在供给 Potential supply in 2015/ 亿元	2010 潜 在供给 Potential supply in 2010/ 亿元	2000 潜 在供给 Potential supply in 2000/ 亿元
产品提供 Provision service	340.14	232.8	158.38	67.75	454.63	423.13	362.37	289.12
水源涵养 Water retention	90.13	89.34	82.42	4.93	1061.26	942.91	815.81	660.85
土壤保持 Soil retention	400.14	392.5	131.56	122.05	402.31	394.88	132.36	122.84
洪水调蓄 Flood control	224.6	178.97	157.08	107.66	673.86	536.96	471.27	323
空气净化 Air quality maintenance	0.29	1.37	0.43	0.45	7.19	6.69	1.68	1.69
水质净化 Water purification	1.21	0.41	0.11	0.05	2.62	2.82	0.71	0.61
固碳 Carbon sequestration	24.27	14.98	13.54	5.34	39.79	32.12	25.26	16.44
释氧 Oxygen release	52.37	33.98	48.14	23.47	85.84	72.85	89.82	72.2
气候调节 Climate regulation	702.17	755.36	476.72	398.47	2216.57	1952.34	1695.18	1348.12
旅游康养 Cultural service	293.8	161.32	55.85	1.85	1392.16	1241.66	1081.23	875.54
合计 Total/亿元	2129.12	1861.03	1124.23	732.02	6336.23	5606.36	4675.69	3710.41

县,其他区县可以根据自身特色开发生态旅游。空气净化与水质净化对潜在供给与实际使用的贡献都最低,分别贡献了 0.07%、0.15%。2000—2020 年,按照当年价,潜在供给增长 70.77%,实际使用增长 190.86%;按照可比价,潜在供给增长 4.79%,实际使用增长 58.27%。其中,按照当年价,气候调节与土壤保持对实际使用增长的贡献最大,共贡献 41.62%,气候调节与旅游康养对潜在供给增长的贡献最大,共贡献 52.79%。主要是由于电价、费改税后排污费、人均旅行成本等单价的增加。按照可比价,旅游康养对实际使用的增长贡献最大,共贡献 37.52%,洪水调蓄与气候调节对潜在供给增长的贡献最大,共贡献 72.42%。主要是由于河池市依托独特的喀斯特自然景观、少数民族文化、巴马长寿之乡 ip 等资源促进了旅游业的发展^[44],并通过水土流失治理、石漠化治理及封山育林工程等显著提升了生态质量。

3.2 生态系统服务实际使用预测

本研究采用不同函数对生态系统服务实际使用价值进行预测(图 4—图 7)。不同拟合函数呈现不同变化趋势:指数函数增长最快,且增长率逐渐增加;对数函数增加最慢,且增长率逐渐下降;幂函数具有增长率逐渐增加与逐渐降低两种形式,且增长率位于指数函数、对数函数之间;逻辑斯蒂函数增长率先增加后下降,最终拟合结果较低;线性函数增长率保持不变。整体来看,各拟合函数的平均 R^2 、平均 MAE、平均相关系数分别为 0.71、5.59、0.70,函数拟合精度较高。但 2020 年后不同拟合函数的预测值具有显著差异,因此除拟合精度外,还要考虑函数拟合的泛化能力。首先按照最大 R^2 、最小 MAE、最大相关系数的原则选出三组候选函数,然后采用 bootstrap 法进行交叉验证。验证结果显示三组函数的 MAE 分别为 458.82、388.68、461.50,最终采用最小 MAE 的函数组合进行实际使用的预测。

根据选取的模型组对实际使用进行预测,计算生态系统服务实际使用总值,与潜在供给总值对比。结果显示(图 8),实际使用总值的增长速度远超过潜在供给,在 2047 年实际使用会超过潜在供给。但是生态系统的面积、状况决定了其提供服务的最大能力,实际使用不能超过潜在供给。因此在计算生态资产价值时应该考虑潜在供给对实际使用的限制,避免因实际使用高估导致的资产价值高估。

3.3 不同生态资产核算结果比较

本研究对比了结合潜在供给与实际使用、仅基于实际使用两种情况下,不同拟合方式的资产价值,发现结合潜在供给能够降低拟合方式的影响,提高核算的准确性。结果显示(图 9),基于实际使用,5 种不同函数计算的资产价值间的变异系数为 223.59%;基于潜在供给与实际使用,5 种不同函数计算的资产价值间的变异系数为 29.72%。指数函数会在使用年限较大时过高的预测实际使用的值,预测值的增速远超出人口、经济等需求因素的增速,与现实情况不符,导致资产价值的过分高估。即使去除指数函数,基于实际使用的变异系数为 68.76%,而基于潜在供给与实际使用的变异系数仅为 19.77%。

其次,结果表明(表 3),基于潜在供给、基于实际使用、基于潜在供给与实际使用三种方法下的资产价值具有一定差异。基于潜在供给的资产价值一直高于基于潜在供给与实际使用的资产价值,相差约 1.5—2 倍。虽然前 20 年,基于实际使用、基于潜在供给与实际使用的核算结果相近,但 20 年后差距逐渐变大。在 100 年

表 3 不同核算方法的资产价值

Table 3 Ecosystem assets value under different accounting methods

核算方法 Accounting method	10 年资产价值 10-Year asset value/万亿	20 年资产价值 20-Year asset value/万亿	30 年资产价值 30-Year asset value/万亿	50 年资产价值 50-Year asset value/万亿	70 年资产价值 70-Year asset value/万亿	100 年资产价值 100-Year asset value/万亿
基于实际使用 Based on actual use	2.58	5.83	10.26	33.25	200.07	5887.09
基于潜在供给与实际使用 Based on potential supply and actual use	2.27	4.68	6.89	10.22	12.16	13.61
基于潜在供给 Based on potential supply	5.10	9.04	12.06	16.10	18.41	20.14

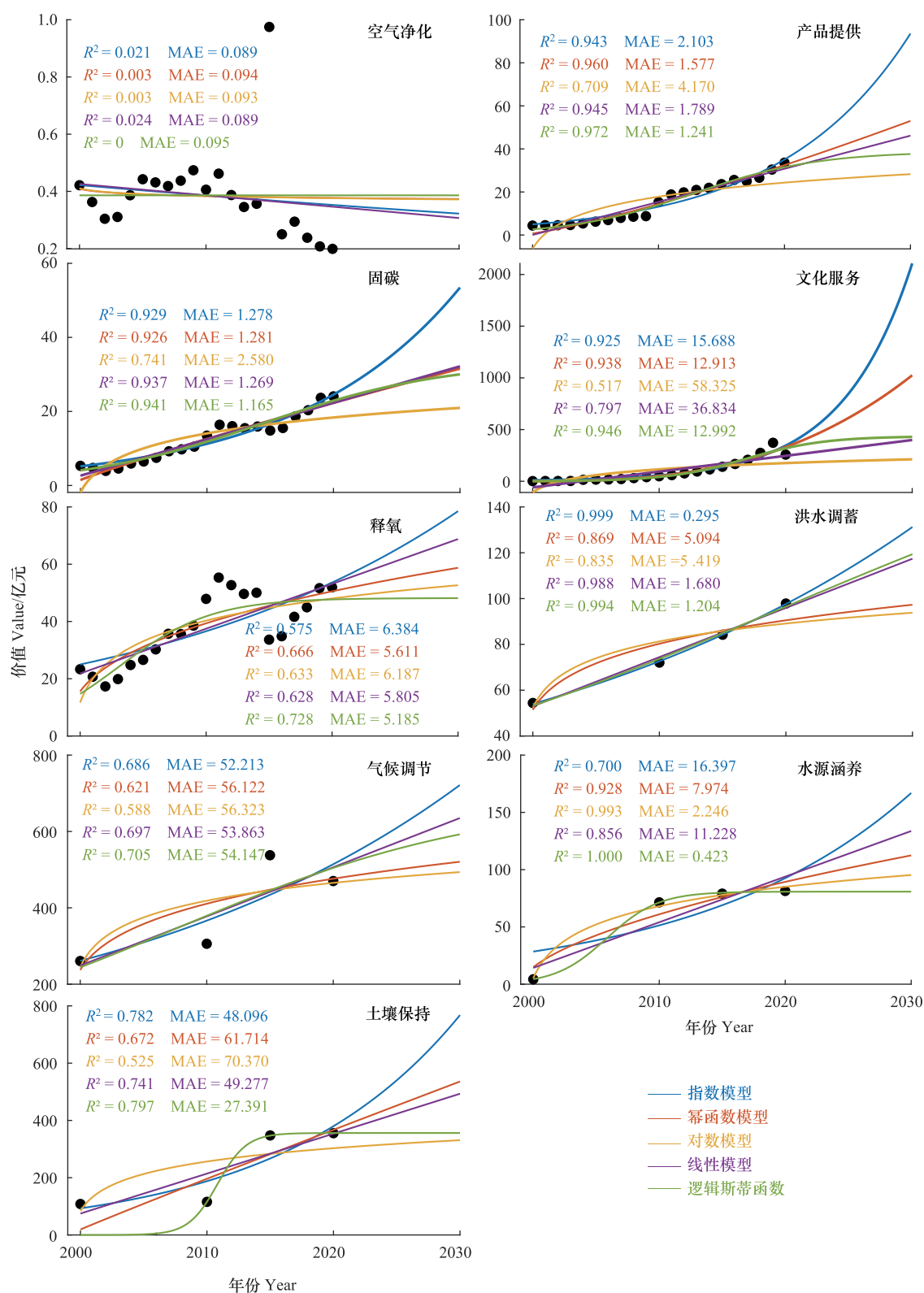


图4 森林实际使用预测

Fig.4 Prediction of forest actual use

MAE:平均绝对误差

时,基于潜在供给与实际使用,资产价值为 13.61 万亿元,基于实际使用的资产价值为 5887.09 万亿元,相差 432 倍。因此要想准确的预测资产价值,区分潜在供给与实际使用并考虑潜在供给的限制十分有必要。

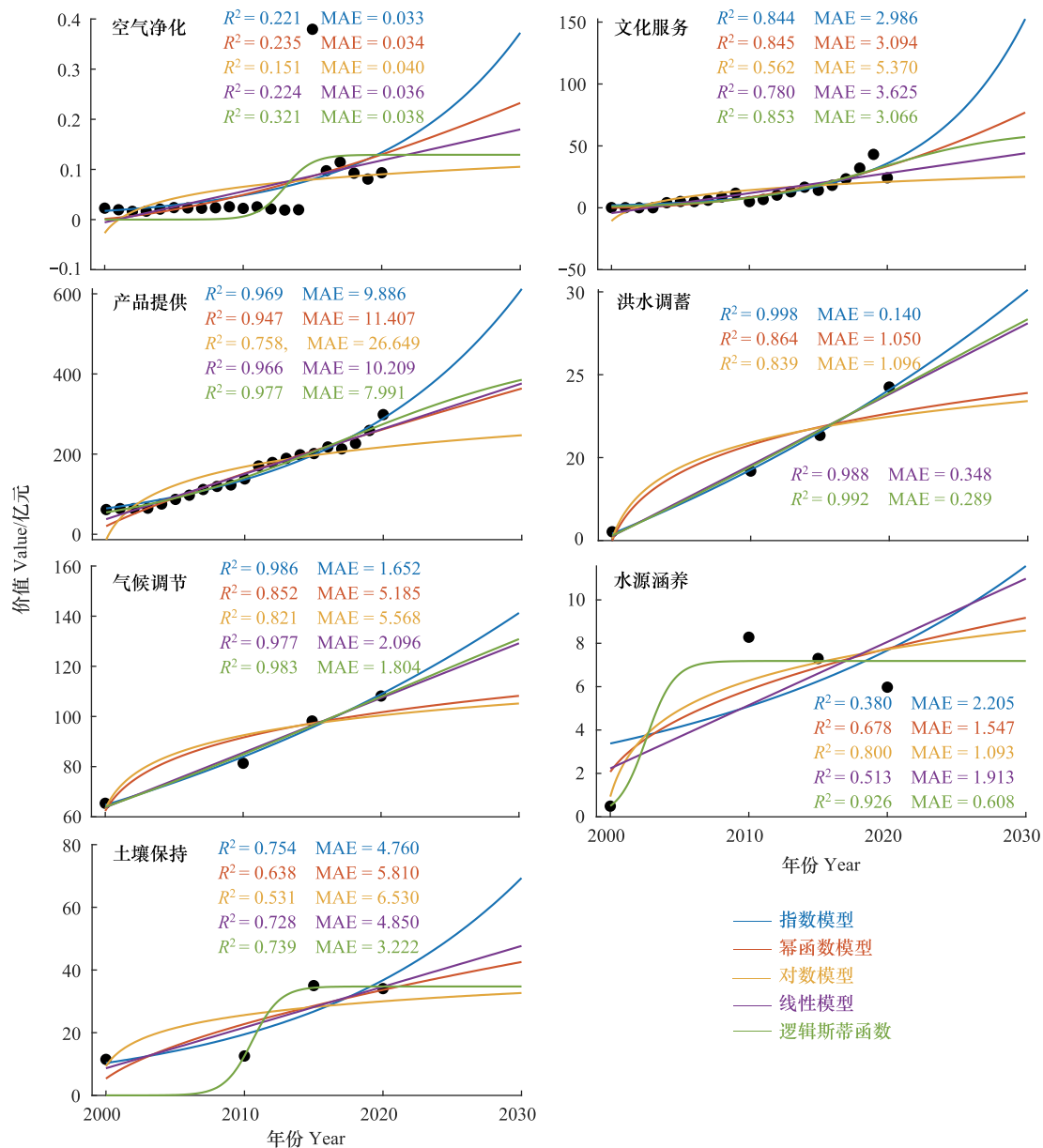


图 5 农田实际使用预测

Fig.5 Prediction of farm actual use

3.4 生态资产价值

3.4.1 各服务类型生态资产价值贡献

对比不同生态系统服务(表4),气候调节对生态系统服务价值的贡献最高,为32.97%;其次是土壤保持,为18.79%;空气净化的贡献最低,为0.01%。气候调节对资产价值的贡献最高,为37.41%;其次是旅游康养,为26.64%;空气净化贡献最小,为0.04%。

整体来看,各生态系统服务的生态资产价值占比与生态系统服务价值的占比接近,仅少数服务产生了较大的变化。旅游康养的生态系统服务价值占比是13.82%,但资产价值占比是26.64%,主要是因为旅游康养实际使用增速较快,2000—2020年期间增长了159倍,且2020年潜在供给是实际使用的4.74倍,实际使用上升空间大;土壤保持的生态系统服务价值占比是18.79%,但资产价值占比是9.42%,主要原因是河池市位于喀斯特地区,生态环境敏感,土壤保持需求一直较高,相对增速慢。

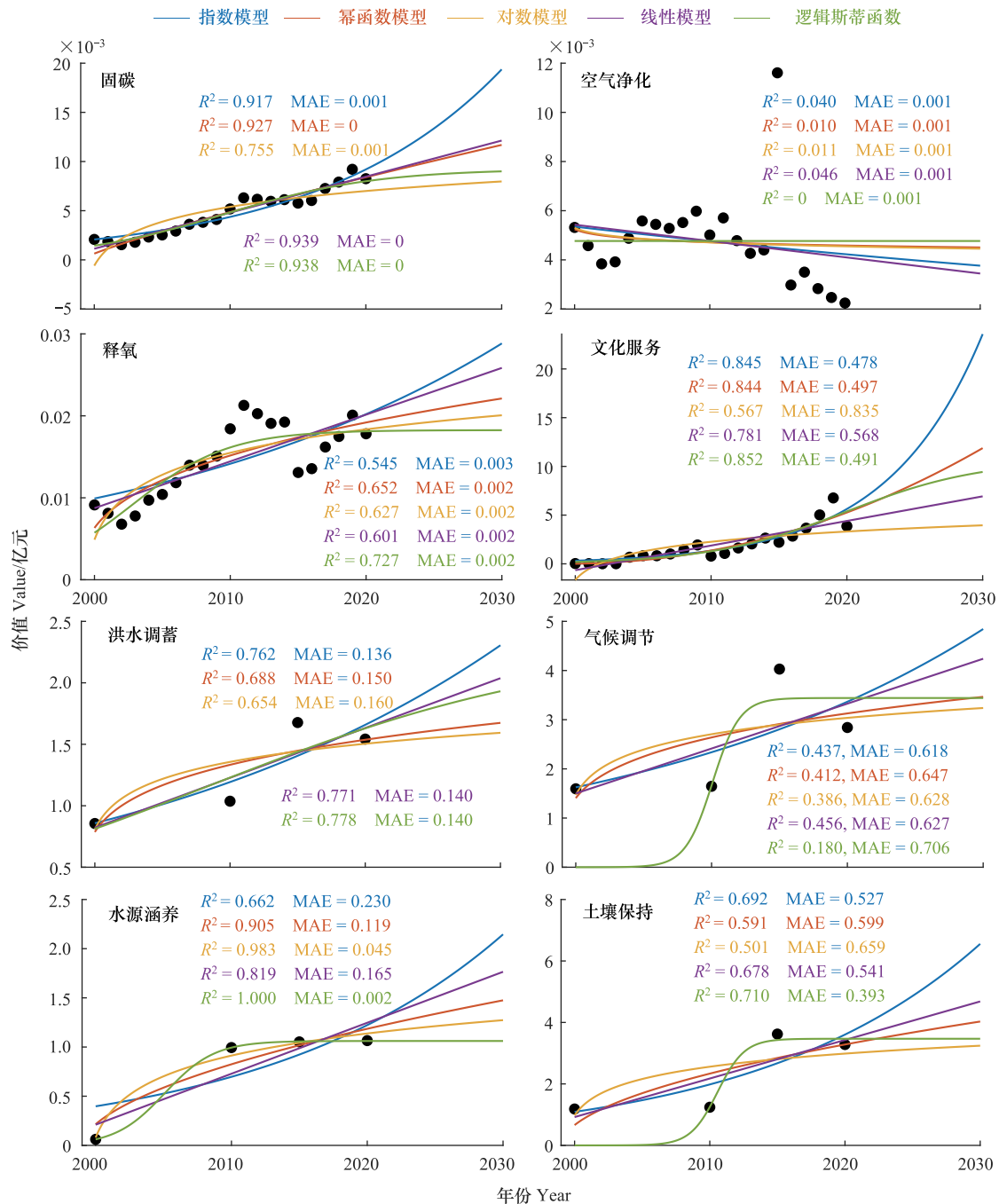


图6 草地实际使用预测

Fig.6 Prediction of grass actual use

3.4.2 各区县生态资产价值

河池市生态资产价值为 13.61 万亿元,单位面积资产价值为 4.06 亿元/ km^2 。从各区县来看,资产价值在 11 个区县中分布不均(图 10—图 11),环江县、宜州区资产价值最高,分别为 1.82 万亿元、1.64 万亿元;巴马瑶族自治县、凤山县资产价值最低,分别为 0.76 万亿元、0.66 万亿元。天峨县单位面积资产价值最高,为 4.72 亿元/ km^2 ;凤山县、南丹县最低,分别为 3.78 亿元/ km^2 、3.75 亿元/ km^2 。整体来看,生态资产价值高值区具有更好的生态基底,环江县、宜州区、天峨县具有河池市约 50%的湿地资源,而且森林资源也较为丰富;相反,巴马瑶族自治县、凤山县、南丹县仅具有约 10%的湿地资源,而且区县内土层薄,生态基底差。对生态资产价值、

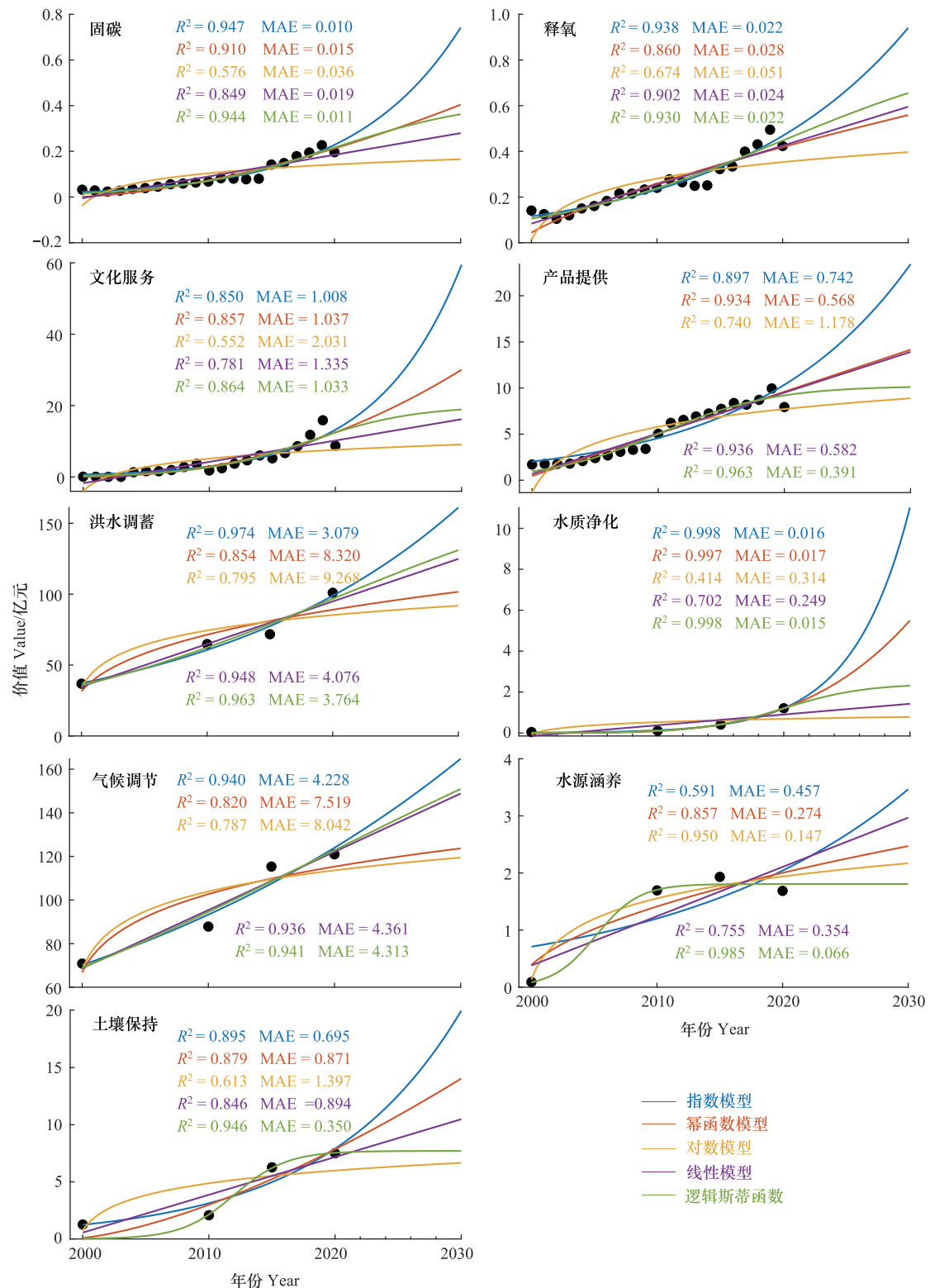


图7 湿地实际使用预测

Fig.7 Prediction of wetland actual use

单位面积生态资产价值与人口、GDP、生物量、湿地面积、自然生态系统面积作相关分析。结果显示,自然生态系统面积($R=0.97$)是资产价值的主要驱动因素,湿地面积($R=0.93$)是单位面积资产价值的主要驱动因素。

表 4 生态系统服务价值与生态资产价值
Table 4 Ecosystem services value and ecosystem assets value

核算指标 Accounting indicators	核算指标 Accounting indicators	生态系统服务价值 Ecosystem services value/亿元	生态资产价值 Ecosystem assets value/百亿元	服务价值占比 Proportion of ecosystem service value/%	资产价值占比 Proportion of ecosystem assets value/%
供给服务 Provision service	产品提供	340.14	146.41	15.97	10.76
调节服务 Regulation service	洪水调蓄	224.6	158.16	10.55	11.62
	空气净化	0.29	0.50	0.01	0.04
	水质净化	1.21	0.86	0.06	0.06
	气候调节	702.17	509.16	32.97	37.41
	水源涵养	90.13	28.70	4.23	2.11
	土壤保持	400.14	128.17	18.79	9.42
	释氧	52.37	14.28	2.46	1.05
	固碳	24.27	12.19	1.14	0.90
文化服务 Cultural service	旅游康养	294.4	362.52	13.82	26.64
合计 Total	合计	2129.72	1360.94	100.00	100.00

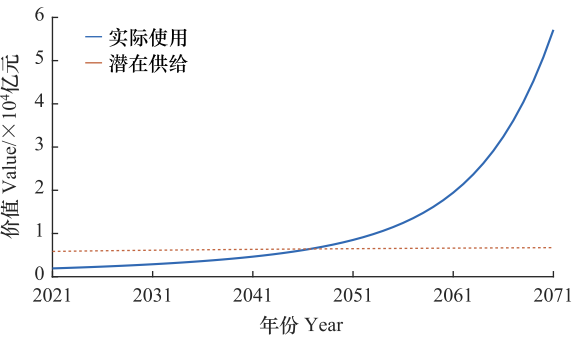


图 8 生态系统服务潜在供给与实际使用预测趋势
Fig.8 Prediction trend of potential supply and actual use of ecosystem services

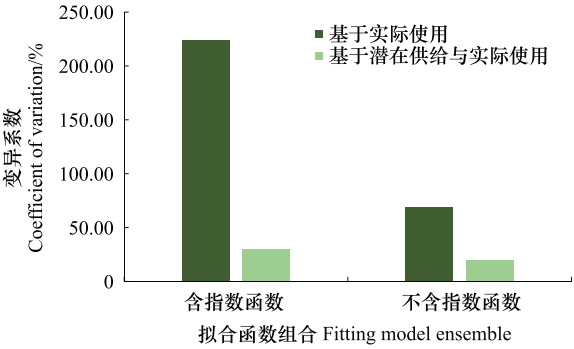


图 9 不同方法对拟合函数选择的敏感性
Fig.9 Sensitivity comparison of different methods for fitting function selection

4 讨论

本研究通过结合潜在供给与实际使用核算了河池市生态资产价值,考虑到了潜在供给对实际使用的限制,并降低了拟合方式的影响,提高了核算的准确性,为生态资产市场化交易提供了一定的依据,但还存在一些问题:

(1)本研究在利用净现值法核算资产价值时采用政府长期债券利率为折现率,没有考虑不同生态系统服务之间折现率的差异。未来应该根据不同服务的特点,选择相应的折现率,分别进行核算,对使用者为企业的生态系统服务进行估值时,采用较高的折现率,反应其对风险的厌恶;对社会使用的生态系统服务进行评估时,采用较低的折现率,反应对未来世代的考量。如 Schenau 等以供给服务 3%,调节服务、文化服务 2%的折现率核算了荷兰生态资产的价值^[20]。

(2)本研究在对实际使用进行拟合时,由于数据样本量限制及数据时段局限性,模型拟合的泛化能力不足,虽然在 2000—2020 年期间模型拟合优度较高,但是 2020 年后不同模型的拟合结果十分发散。虽然本研究通过 bootstrap 法交叉验证及潜在供给的加入提高了拟合的准确性,但是未来仍应以社会经济、技术等影响实际使用的因素为变量,建立更为动态、细致的预测模型,提升预测的准确性。

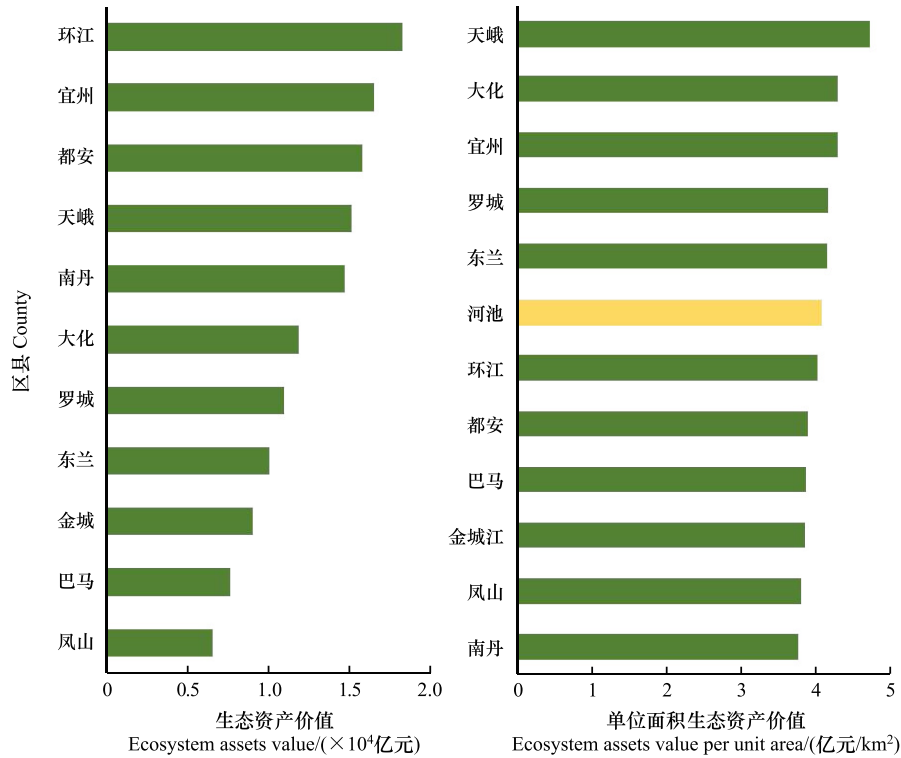


图 10 各区县生态资产价值及单位面积资产价值

Fig.10 Ecosystem assets value and ecosystem assets value per unit area in each county

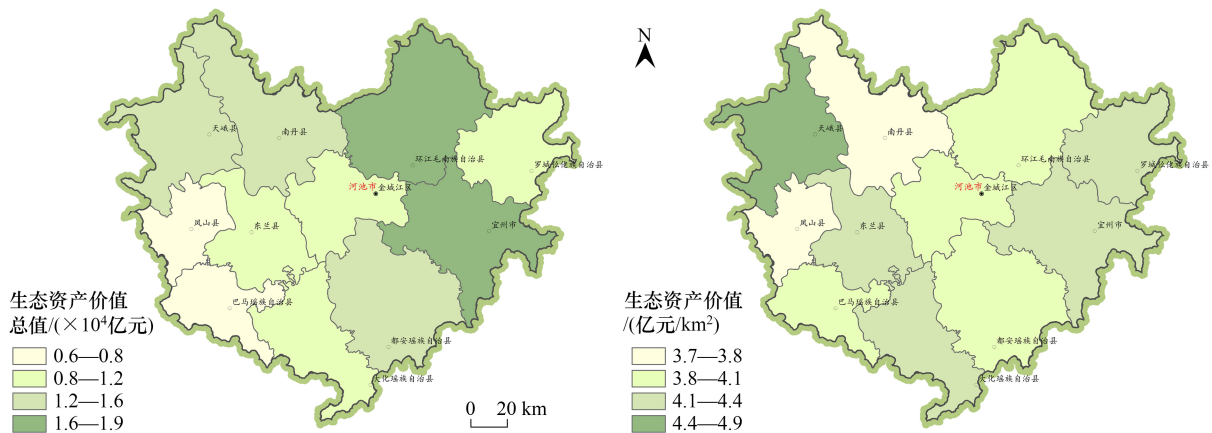


图 11 各区县生态资产价值及单位面积资产价值空间分布

Fig.11 Spatial distribution of ecosystem assets value and ecosystem assets value per unit area in each county

5 结论

本研究根据河池市生态资产的实际情况,对河池市生态系统服务的潜在供给、实际使用进行了计算,通过不同方法下资产价值的对比说明了结合潜在供给的优势,并结合潜在供给与实际使用评估了各区县的生态资产价值。得到以下结论:(1)基于 2020 年单价,2000、2020 年实际使用总值分别为 732.02 亿元、2129.12 亿元,潜在供给总值分别为 3710.41 亿元、6336.23 亿元。(2)结合潜在供给能够降低拟合方式的影响,提高核算的准确性。基于实际使用,5 种不同函数计算的资产价值间的变异系数为 223.59%,基于潜在供给与实际使用,

变异系数为 29.72%。同时,结合潜在供给还能避免因实际使用预测值过高导致的资产价值高估。(3)河池市生态资产价值为 13.61 万亿元,单位面积资产价值为 4.06 亿元/km²。

参考文献(References):

- [1] 欧阳志云,王如松,赵景柱. 生态系统服务功能及其生态经济价值评价. 应用生态学报, 1999, 10(5): 635-640.
- [2] 庄贵阳. 从工业文明到生态文明的范式变革. 人民论坛, 2023(14): 98-103.
- [3] 于贵瑞,杨萌. 自然生态价值、生态资产管理及价值实现的生态经济学基础研究——科学概念、基础理论及实现途径. 应用生态学报, 2022, 33(5): 1153-1165.
- [4] 刘洋,王爱国. 自然资本核算研究的理论与方法综述. 会计之友, 2019, (3): 26-31.
- [5] 欧阳志云,郑华,谢高地,杨武,刘桂环,石英华,杨多贵. 生态资产、生态补偿及生态文明科技贡献核算理论与技术. 生态学报, 2016, 36(22): 7136-7139.
- [6] Daily G C. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. Washington, DC: Island Press, 1997.
- [7] 刘焱序,傅伯杰,赵文武,王帅. 生态资产核算与生态系统服务评估: 概念交汇与重点方向. 生态学报, 2018, 38(23): 8267-8276.
- [8] 侯鹏,付卓,祝汉收,翟俊,陈妍,高海峰,金点点,杨旻. 生态资产评估及管理研究进展. 生态学报, 2020, 40(24): 8851-8860.
- [9] 欧阳志云,王效科,苗鸿. 中国陆地生态系统服务功能及其生态经济价值的初步研究. 生态学报, 1999, 19(5): 607-613.
- [10] 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. Ecological Economics, 1998, 25(1): 3-15.
- [11] Bruzón A G, Arrogante-Funes P, de Anguita P M, Novillo C J, Santos-Martín F. How the ecosystem extent is changing: a national-level accounting approach and application. Science of The Total Environment, 2022, 815: 152903.
- [12] Bukvareva E, Grunewald K, Klimanova O, Kolbovsky E, Shcherbakov A, Sviridova T, Zamolodchikov D. TEEB-Russia: towards national ecosystem accounting. Sustainability, 2021, 13(12): 6678.
- [13] 董天,张路,肖赓,郑华,黄斌斌,欧阳志云. 鄂尔多斯市生态资产和生态系统生产总值评估. 生态学报, 2019, 39(9): 3062-3074.
- [14] 白杨,李晖,王晓媛, Juha M. Alatalo, 江波,王敏,刘文俊. 云南省生态资产与生态系统生产总值核算体系研究. 自然资源学报, 2017, 32(7): 1100-1112.
- [15] Huang B B, Li R N, Ding Z W, O'Connor P, Kong L Q, Xiao Y, Xu W H, Guo Y N, Yang Y Y, Li R D, Ouyang Z Y, Wang X K. A new remote-sensing-based indicator for integrating quantity and quality attributes to assess the dynamics of ecosystem assets. Global Ecology and Conservation, 2020, 22: e00999.
- [16] Batker D, Soares J, Sun Y H, Batker-Pritzker A, Guo R. Headwater valuation as a tool for economic development, healthy forest management, and water resilience. Water, 2024, 16(15): 2121.
- [17] 徐艳玲,许晨,杨桂山. 东南湿润丘陵陵区生态资产评估及分区研究——以溧阳市为例. 长江流域资源与环境, 2022, 31(7): 1572-1583.
- [18] Office for National Statistics (ONS). UK natural capital accounts: 2023. [2025-01-10]. <https://www.ons.gov.uk/releases/uknaturalcapitalaccounts2023.htm>.
- [19] 博文静,王莉雁,操建华,王效科,肖赓,欧阳志云. 中国森林生态资产价值评估. 生态学报, 2017, 37(12): 4182-4190.
- [20] Schenau S, van Berkel J, Bogaart P, Blom C, Driessen C, de Jongh L, de Jong R, Horlings E, Mosterd R, Hein L, Lof M. Valuing ecosystem services and ecosystem assets for The Netherlands. One Ecosystem, 2022, 7: e84624.
- [21] Vačkář D, Grammatikopoulou I. Toward development of ecosystem asset accounts at the national level. Ecosystem Health and Sustainability, 2019, 5(1): 36-46.
- [22] Barton D N. Value 'generalisation' in ecosystem accounting—using Bayesian networks to infer the asset value of regulating services for urban trees in Oslo. One Ecosystem, 2023, 8: e85021.
- [23] Li P, Liu Y B, Ouyang Z Y. Quantifying the impact of nonmaterial services increasing on household livelihood and the value of ecosystem assets—an example of the Yunhe Terrace ecosystem. Sustainability, 2025, 17(1): 47.
- [24] 宋昌素,欧阳志云. 面向生态效益评估的生态系统生产总值 GEP 核算研究——以青海省为例. 生态学报, 2020, 40(10): 3207-3217.
- [25] 白玛卓嘎,肖赓,欧阳志云,王莉雁. 基于生态系统生产总值核算的习水县生态保护成效评估. 生态学报, 2020, 40(2): 499-509.
- [26] Schröter M, Barton D N, Remme R P, Hein L. Accounting for capacity and flow of ecosystem services: a conceptual model and a case study for Telemark, Norway. Ecological Indicators, 2014, 36: 539-551.
- [27] Geijzendorffer I R, Martín-López B, Roche P K. Improving the identification of mismatches in ecosystem services assessments. Ecological Indicators, 2015, 52: 320-331.

- [28] Villamagna A M, Angermeier P L, Bennett E M. Capacity, pressure, demand, and flow: a conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecological Complexity*, 2013, 15: 114-121.
- [29] Maes J, Teller A, Erhard M, Condé S, Vallecillo S, Barredo J I, Paracchini M L, Abdul Malak D, Trombetti M, Vigiak O, Zulian G, Addamo A M, Grizzetti B, Somma F, Hagyo A, Vogt P, Polce C, Jones A, Marin A I, Ivits E, Mauri A, Rega C, Czúcz B, Ceccherini G, Pisoni E, Ceglár A, De Palma P, Cerrani I, Meroni M, Caudullo G, Lugato E, Vogt J V, Spinoni J, Cammalleri C, Bastrup-Birk A, San Miguel J, San Román S, Kristensen P, Christiansen T, Zal N, de Roo A, Cardoso A C, Pistocchi A, Del Barrio Alvarelos I, Tsiamis K, Gervasini E, Deriu I, La Notte A, Abad Viñas R, Vizzarri M, Camia A, Robert N, Kakoulaki G, Garcia Bendito E, Panagos P, Ballabio C, Scarpa S, Montanarella L, Orgiazzi A, Fernandez Ugalde O, Santos-Martín F, Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An EU ecosystem assessment. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2020.
- [30] Goldenberg R, Kalantari Z, Cvetkovic V, Mörtberg U, Deal B, Destouni G. Distinction, quantification and mapping of potential and realized supply-demand of flow-dependent ecosystem services. *Science of The Total Environment*, 2017, 593: 599-609.
- [31] 沈钰仟, 肖懿, 欧阳志云. 生态系统服务的潜在供给与实际使用——以密云水库为例. *环境保护科学*, 2024, 50(5): 18-22.
- [32] Wang L J, Zheng H, Chen Y Z, Ouyang Z Y, Hu X F. Systematic review of ecosystem services flow measurement: Main concepts, methods, applications and future directions. *Ecosystem Services*, 2022, 58: 101479.
- [33] 金晶, 郑剑侠. 宁波市生态产品价值核算研究. *浙江国土资源*, 2022, (8): 30-32.
- [34] 潘英英, 周峻松, 魏晓燕, 田兰芬. 典型高原湖泊周边农田生态系统生态产品总值(GEP)核算研究. *环境生态学*, 2024, 6(9): 83-90.
- [35] 孙群力, 朱良华. 精准扶贫背景下财政专项扶贫资金的使用效率评价——基于广西 54 个贫困县的实证分析. *经济研究参考*, 2017(41): 21-27.
- [36] 周剑峰, 李焕玲. 河池市超 70 万贫困人口脱贫. *当代广西*, 2020, (18): 9.
- [37] 韦义勇, 刘静姿. 广西河池市生态产业高质量发展研究. *桂海论丛*, 2022, 38(1): 87-91.
- [38] 李平星, 高晨真, 罗艳华, 郭辉, 孙伟. 青藏高原生态资产空间差异及其价值化潜力. *生态学报*, 2024, 44(5): 1808-1821.
- [39] 汪明冲, 王兮之, 梁钊雄, 魏兴琥, 李辉霞. 喀斯特与非喀斯特区域植被覆盖变化景观分析——以广西壮族自治区河池市为例. *生态学报*, 2014, 34(12): 3435-3443.
- [40] 高梦雯, 胡业翠, 李向, 宋荣. 基于生态系统服务重要性和环境敏感性的喀斯特山区生态安全格局构建——以广西河池为例. *生态学报*, 2021, 41(7): 2596-2608.
- [41] 欧阳志云, 朱春全, 杨广斌, 徐卫华, 郑华, 张琰, 肖懿. 生态系统生产总值核算: 概念、核算方法与案例研究. *生态学报*, 2013, 33(21): 6747-6761.
- [42] 欧阳志云, 肖懿, 朱春全. 生态系统生产总值(GEP)核算理论与方法. 北京: 科学出版社, 2021.
- [43] 刘振伟. 关于农村土地承包期. *中国人大*, 2018(1): 20-22.
- [44] 程恋婷, 黄荣娟. 河池市旅游经济发展现状分析. *河池学院学报*, 2018, 38(1): 57-63.