

# 基于生态产品价值的流域生态补偿标准核算研究 ——以海南省南渡江为例

郭庆<sup>1</sup>, 王敏英<sup>2</sup>, 葛成军<sup>1</sup>, 胡小飞<sup>2</sup>

(1.海南大学 生态与环境学院, 海南 海口 570208; 2.海南省环境科学研究院, 海南 海口 571126)

**摘要:** [目的] 探索流域生态补偿标准在生态产品价值实现路径中的可操作性, 为流域生态环境建设提供理论支撑。[方法] 以海南省南渡江流域为研究区, 基于生态损害赔偿、生态保护补偿理念, 将其与 InVEST 模型和 ArcGIS 相结合, 评估南渡江流域内主要生态系统服务, 从生态系统服务变化的角度计算生态补偿标准。[结果] ① 2015—2020 年, 南渡江流域内生态系统服务具有明显的空间异质性, 中上游地区水源涵养服务、土壤保持服务和水质净化服务能力较强, 流域下游地区较低。② 2015—2020 年, 流域内水源涵养价值在 205.39~260.76 亿元之间; 土壤保持价值在 19.11~20.39 亿元之间; 水质净化价值在 2 782.30~3 233.92 万元之间。水源涵养变化量价值在 11.50~27.32 亿元之间; 土壤保持变化量价值在 1 137.16~10 365.34 万元之间; 水质净化变化量价值在 7.99~400.59 万元之间。③ 根据 3 种服务功能价值量计算, 南渡江流域 2016—2020 年生态补偿标准为 90.62 亿元, 年生态补偿标准在 11.82~28.36 亿元之间。[结论] 2015—2020 年, 南渡江流域生态系统服务价值在 224.81~281.48 亿元之间, 流域 2016—2020 年生态补偿标准在 11.82~28.36 亿元之间。该流域中上游是提供综合生态系统服务的核心区域。

**关键词:** 生态产品; 生态补偿标准; 生态系统服务; InVEST 模型

**文献标识码:** A

**文章编号:** 1000-288X(2023)02-0267-10

**中图分类号:** X171.1

**文献参数:** 郭庆, 王敏英, 葛成军, 等. 基于生态产品价值的流域生态补偿标准核算研究[J]. 水土保持通报, 2023, 43(2): 267-276. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2023.02.031; Guo Qing, Wang Mingying, Ge Chengjun, et al. Accounting for ecological compensation standards in watersheds based on value of ecological products [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2023, 43(2): 267-276.

## Accounting for Ecological Compensation Standards in Watersheds Based on Value of Ecological Products —A Case Study of Nandu River Basin in Hainan Province

Guo Qing<sup>1</sup>, Wang Mingying<sup>2</sup>, Ge Chengjun<sup>1</sup>, Hu Xiaofei<sup>2</sup>

(1. Institute of Ecology and Environment, Hainan University, Haikou,

Hainan 570208, China; 2. Hainan Academy of Environmental Sciences, Haikou, Hainan 571126, China)

**Abstract:** [Objective] The usefulness of watershed ecological compensation standards for obtaining the value of ecological products was studied in order to provide theoretical support for effective construction of ecological watershed environments. [Methods] The study was conducted at the Nandu River basin in Hainan Province. The InVEST model and ArcGIS were combined to assess the major ecosystem services within the Nandu River basin based on the concepts of ecological damage compensation and ecological protection compensation. The ecological compensation standard was calculated from the perspective of changes in ecosystem services. [Results] ① Between 2015 and 2020, there was clear spatial heterogeneity in ecosystem services within the Nandu River basin, with higher capacity for water conservation services, sediment retention services, and water purification services in the middle and upper reaches of the Nandu River basin, and lower capacity in

收稿日期: 2022-08-10

修回日期: 2022-09-22

资助项目: 2019 年海南省基础与应用基础研究计划(自然科学领域)高层次人才资助项目(2019RC354); 海南省哲学社会科学资助项目[HNSK(YB)22-29]

第一作者: 郭庆(1997—), 男(汉族), 贵州省遵义市县人, 硕士研究生, 研究方向为环境经济政策、环境规划。Email: 546087232@qq.com。

通讯作者: 王敏英(1979—), 女(汉族), 四川省乐山市人, 硕士, 高级工程师, 主要从事环境经济政策、环境规划研究。Email: hnwangmy@hainan.gov.cn。

the lower reaches of the basin. ② Between 2015 and 2020, the value of water conservation services in the watershed ranged from  $2.05 \times 10^{10}$  yuan to  $2.61 \times 10^{10}$  yuan; the value of sediment retention services ranged from  $1.91 \times 10^9$  yuan to  $20.39 \times 10^8$  yuan; and the value of water purification services ranged from  $3.78 \times 10^7$  yuan to  $3.23 \times 10^7$  yuan. The value of the volume of change in water conservation services ranged from  $1.15 \times 10^9$  yuan to  $2.73 \times 10^9$  yuan; the value of the volume of change in sediment retention services ranged from  $1.34 \times 10^7$  yuan to  $1.04 \times 10^8$  yuan; and the value of the volume of change in water purification services ranged from  $7.99 \times 10^4$  yuan to  $4.01 \times 10^6$  yuan. ③ Based on the values of the three service functions, the ecological compensation standard for the Nandu River basin was  $9.06 \times 10^9$  yuan, and the annual ecological compensation standard ranged from  $1.18 \times 10^9$  yuan to  $2.82 \times 10^{10}$  yuan. [Conclusion] During 2015—2020, the value of ecosystem services in the Nandu River basin ranged from  $2.25 \times 10^{10}$  yuan to  $2.82 \times 10^{10}$  yuan. Between 2016 and 2020, the ecological compensation rate at the Nandu River basin ranged from  $1.18 \times 10^9$  yuan to  $2.84 \times 10^9$  yuan. The upper and middle reaches of the Nandu River basin were the core areas providing integrated ecosystem services.

**Keywords:** ecological products; ecological compensation standards; ecosystem services; InVEST model.

生态补偿是指通过经济与非经济手段协调不同利益相关者之间的关系,将环境外部成本内部化的一种措施<sup>[1]</sup>。随着人类活动程度与范围的增加,全球生态系统质量在持续下降<sup>[2]</sup>。生态系统服务功能的下降对人类生产生活形成不利影响,为了恢复生态系统的稳定性,生态补偿政策被广泛关注和应用,以此实现人与自然的和谐发展<sup>[3]</sup>。因此,生态补偿政策成为了国内外环境经济政策领域的研究热点之一,研究内容包括确定补偿对象、核算补偿标准、分配补偿资金等。其中,针对生态补偿标准核算的方法较多,比如支付意愿法、总成本核算法、水资源价值法和生态系统服务价值法等<sup>[4]</sup>,各类补偿标准根据需要运用在不同场景,各有利弊,存在许多争议。

生态产品是一个国内化的概念,是人类从自然界获取的生态服务和最终物质产品的总称,国际上与之相近的概念是生态系统服务<sup>[5-6]</sup>。生态产品分为调节功能产品、供给功能产品和文化功能产品。自 2010 年《全国主体功能区规划》首次从国家层面提出“生态产品”概念以来,中国开始积极探索生态产品价值实现途径,生态补偿政策因参与方多元化,效益可持续化等被视为生态产品价值实现的主要方式<sup>[7]</sup>。基于生态产品价值核算生态补偿标准时,供给功能产品因已作用于当地经济体系,文化功能产品对生态系统服务功能影响甚微且调节功能产品价值占比远远大于文化功能产品<sup>[8]</sup>,不再纳入生态补偿标准核算体系。调节服务功能产品能直接反映生态补偿政策生态效益改善的效果。因此,如何基于生态产品调节服务功能确定生态补偿标准是生态产品价值实现的关键点。基于外部性理论,生态补偿标准应该是实施生态保护后或造成生态损害后生态系统服务功能的变化,即生

态系统服务经济价值的增加与减少<sup>[9]</sup>。生态系统服务价值法是评估以生态价值为依据的生态补偿标准核算的常用方法,在学术研究中多有案例。例如李芬等<sup>[10]</sup>在海南省森林生态补偿标准探讨中,将生态系统服务总价值与生态补偿系数相结合,计算出 3 个阶段的生态补偿标准。高鑫等<sup>[11]</sup>以太湖流域为研究区域,计算了 2005—2018 年该地区的生态系统服务价值,构建了基于 GDP、流域面积和人口的补偿标准核算模型。盛文平等<sup>[12]</sup>计算了北京市山区森林生态系统服务价值,依据位置多样性,选取主要功能导向分区、人口密度、生态重要性和生态脆弱性 3 个指标调整生态补偿标准。大多研究将生态系统服务总价值与补偿系数相结合考虑确定补偿标准,导致补偿标准较高,通常被视为补偿上限。流域生态补偿是生态补偿的分支内容之一,其作为调整流域生态环境保护的环境及经济利益关系的重要政策手段,在国内大量实践<sup>[13]</sup>。因此本文在基于生态损害赔偿,生态保护补偿的理念基础上,使用较为成熟的生态系统服务评估模型-InVEST 模型<sup>[14]</sup>和 ArcGIS 相结合,对流域内水源涵养、土壤保持和水质净化服务进行评估,计算 2015—2020 年南渡江流域生态系统服务年际变化量,确定流域生态补偿标准。本研究相对于其他生态系统服务价值法具有空间上的表达优势且考虑生态补偿年度考核的机制,通过改变生态系统服务变化评估长时间尺度的要求,具备了时间尺度上的相适性,为相关各方提供一个以生态为中心的视角,更具科学性,易于利益相关方接受的生态补偿标准。

## 1 研究区域及研究方法

### 1.1 研究区概况

南渡江是海南岛第一大河流,与昌化江、万泉河

并称为海南三大河流,起源于海南岛白沙县南峰山,于海口市汇入琼州海峡。南渡江流域地处热带北部边缘,流域面积 7 173 km<sup>2</sup>,干流全长 333.8 km,具有丰富的降雨、阳光和热能,干湿季差别显著。5—9 月为高温期,7 月平均气温最高,为 28 ℃,绝对最高温度 41.6 ℃。流域内降水量充沛,多年平均降水量为 1 929.2 mm。降水量自上游向下游递减,南部多于北部。南渡江流域的特点是流域内水资源极其丰富;流域内森林资源丰富且防护林面积约占 66.58%,为土壤保持服务提供了良好的环境与支撑;流域内主要产业以农业为主,橡胶与槟榔为主要农业产品,面源污

染成为其主要的污染问题。

1.2 数据来源及处理

生态系统服务实物量评估模拟数据主要包括气象数据、土壤数据和土地利用数据等(表 1)。2015—2020 年 6 期土地利用数据主要来源于海南省地理国情监测数据。土壤数据来自于中科院土壤所 1:100 万 HWSO 土壤数据集。气象数据来源于南渡江流域内 9 个市县的气象站点数据以及中国气象数据网。DEM 高程数据来源地理空间数据云 ASTER GDEM 30 m 分辨率数字高程数据集。模型数据空间投影为 CGCS2000\_GK\_CM\_111 E,空间分辨率为 100 m。

表 1 模型主要评估参数及本地化处理  
Table 1 Main evaluation parameters of the model and localisation treatment

模 型	模型参数	数据处理
水源涵养	降雨量	使用 Anusplin 软件对站点数据进行插值处理
	潜在蒸发量	使用国家青藏高原科学数据中心的 中国逐月潜在数据集掩膜提取得
	土层深度	HWSO 土壤数据集裁剪提取处理
	植物可利用水量	根据非线性拟合土壤 AWC 公式计算 <sup>[15]</sup>
	流域矢量边界	基于 DEM 水文分析工具填洼、流向、流量和分水岭等步骤生成
	生物物理属性表	通过用户模型手册及相关研究获得 <sup>[16-19]</sup>
	季节常数 Z 值	通过南渡江下游龙塘水文站实测径流量数据反复检验校正取 27.8
	径流系数	参考《生态产品总值核算规范(试行)》赋值
土壤保持	DEM	填洼后获得
	降水侵蚀性因子 R	基于周伏建的月尺度计算公式获得 <sup>[20]</sup>
	土壤可蚀性因子 K	使用 EPIC 模型计算 <sup>[21]</sup> ,根据海南岛土壤特性对计算结果进行校正 <sup>[22]</sup>
	植被覆盖和作物管理因子	遥感影像计算 NDVI 与 FVC,然后使用蔡崇法提出的公式获得 <sup>[23]</sup>
	生物物理属性表	采取模型手册及相关研究成果获得 <sup>[24-26]</sup>
水质净化	产水量	InVEST 模型 Water Yield 板块计算获得
	生物物理属性表	根据模型手册及相关研究取值 <sup>[27-29]</sup>

1.3 研究方法

改善生态系统服务是生态补偿的基本目标<sup>[30]</sup>,南渡江流域生态补偿标准核算与影响生态系统环境效益最强的调节服务相联系,以 2015 年为基准年,使用 InVEST 模型评估南渡江流域相关生态系统服务实物量,通过机会成本法和替代市场法等计算新增或减少的生态系统服务供给量价值确定流域 2016—2020 年生态补偿标准。其计算公式为:

$$V=\sum_{i=1}^nV_{\text{wrb}}+V_{\text{srb}}+V_{\text{wpb}} \tag{1}$$

式中:V 为南渡江流域生态补偿标准(元/a);V<sub>wrb</sub>表示水源涵养变化量价值(元/a);V<sub>srb</sub>表示土壤保持变化量价值(元/a);V<sub>wpb</sub>表示水质净化变化量价值(元/a)。

1.3.1 生态系统服务实物量评估 水源涵养主要指的是植被、土壤及枯枝落叶等在生态系统中的蓄水作用,通常以降雨量减去蒸发量和径流量表示。其中 InVEST 模型基于水量平衡原理使用 Budyko 水热耦

合平衡假设公式估算了每栅格单元降雨量减去实际蒸散发后的产水量。计算公式为:

$$\text{WY}=Y(x)-S \tag{2}$$

$$Y(x)=\left[1-\frac{\text{AET}(x)}{P(x)}\right]\times P(x) \tag{3}$$

$$S=P(x)\times S_c \tag{4}$$

式中:WY 表示水源涵养量;Y(x)表示栅格单元 x 的产水量(mm);AET(x)表示栅格单元 x 的年实际蒸散量(mm);P(x)表示栅格单元 x 的年均降雨量(mm);S 表示径流量;S<sub>c</sub>表示径流系数。

InVEST-SDR 模型是一个在数字高程模型单元大小下工作的空间数据模型,基于修正的通用土壤流失方程(RUSLE)计算流域的年度土壤流失和泥沙输出。土壤保持量由该地块对其上坡来沙的保留量与植被覆盖和水土保持措施减少的土壤侵蚀量构成,计算公式为:

$SEDRET_x = RKLS_x - USLE_x + SEDR_x$  (5)

式中:  $SEDRET_x$  表示土壤保持量(t/a);  $RKLS_x$  表示潜在土壤侵蚀量(t/a);  $USLE_x$  表示实际土壤侵蚀量(t/a);  $SEDR_x$  表示泥沙保留量(t/a)。

InVEST 模型以径流中养分污染物的清除能力来估算植被和土壤对水质净化的贡献。模型中主要对氮、磷两种营养物质模拟评估,其计算公式为:

$ALV_x = HSS_x \cdot pol_x$  (6)

式中:  $ALV_x$  表示栅格  $x$  的调整后输出量;  $HSS_x$  表示栅格  $x$  的水文敏感性得分;  $pol_x$  表示栅格  $x$  的输出系数。

1.3.2 生态系统服务价值量评估 水源涵养价值指的是地表植被拦截降水,地下土壤层吸水储水,补充地下水存量和维持河流流量的价值。水源涵养价值功能表现与水库水利工程相似,因此本文以水库单位库容造价成本计算水源涵养价值,计算公式为:

$V_{wr} = Q_{wr} \cdot c$  (7)

式中:  $V_{wr}$  表示水源涵养价值(元/a);  $Q_{wr}$  表示水源涵养量( $m^3/a$ );  $c$  表示水库单位库容造价,取  $6.11$  元/ $m^3$ 。

土壤保持价值涵盖减少泥沙淤积价值和减少面源污染价值。本文使用影子工程法和替代成本法计算,计算公式为:

$V_{sr} = V_{sd} + V_{dp}$  (8)

$V_{sd} = 0.24 \times (\frac{Q_{sr}}{\rho}) \times c$  (9)

$V_{dp} = \sum_{i=1}^n Q_{sr} \cdot C_i \cdot P_i$  (10)

式中:  $V_{sr}$  表示土壤保持总价值(元/a);  $V_{sd}$  表示减少泥沙淤积价值(元/a);  $V_{dp}$  表示减少面源污染价值(元/a);  $\rho$  表示土壤容重,取  $1.24$  t/ $m^3$ ;  $c$  表示水库清淤工程费用,参考《森林生态系统服务功能评估规范》指南,取  $12.6$  元/ $m^3$ ;  $Q_{sr}$  表示土壤保持量(t/a);  $C_i$  表示土壤中氮、磷营养物质的纯含量,取  $0.1\%$ ,  $0.05\%$ ;  $P_i$  表示处理氮、磷废水成本,参考《排污费征

收标准及计算方法》和海南省水污染物税额,取  $3\ 500$  和  $11\ 200$  元/t。

水质净化价值量计算采用替代市场法,通过工业治理水污染物成本核算生态系统水质净化价值,计算公式为:

$V_{wp} = \sum_{i=1}^n Q_i \cdot C_i$  (11)

式中:  $V_{wp}$  表示生态系统水质净化的价值(元/a);  $Q_i$  表示氮、磷水污染物的净化量(t/a);  $C_i$  表示处理氮、磷废水成本,取  $3\ 500$  和  $11\ 200$  元/t。

2 结果与分析

2.1 生态系统服务变化量及价值核算

2.1.1 水源涵养 由 InVEST 模型输出结果可知,2015—2020 年南渡江流域产水量在  $0 \sim 2\ 148$  mm 之间(图 1),平均年产水深  $808.04$  mm,其年产水量分别为  $5.98 \times 10^9$   $m^3$ ,  $6.30 \times 10^9$   $m^3$ ,  $6.01 \times 10^9$   $m^3$ ,  $5.81 \times 10^9$   $m^3$ ,  $5.26 \times 10^9$   $m^3$ ,  $5.42 \times 10^9$   $m^3$ , 年际变化整体呈下降趋势。流域内产水量空间分布规律与降雨量大致相同,高值区域主要集中在琼中黎族苗族自治县、屯昌县和海口市,呈现中部高,西南方向低的格局。其中流域内海口市因城镇面积远大于其他市县,植被覆盖率较低,在模型运算中实际蒸发量结果小于其他市县,导致其产水量高于其他相同气象特征的区域。

通过 Invest 模型产水量的输出结果及径流系数计算可得,南渡江流域地区 2015—2020 年水源涵养量在  $0 \sim 1\ 666.24$  mm 之间(图 2),年均变化较大,呈现略微增强再降低的趋势(表 2)。流域水源涵养量空间变化幅度不大,与产水量空间分布格局不同的是流域内西南地区的水源涵养量大于东北地区。通过土地利用类型分析,西南地区白沙县方向土地利用类型主要以截水、蓄水能力强的森林生态系统为主,东北地区海口市方向主要以截水、蓄水能力弱的城镇及耕地为主,其耕地面积达到流域内耕地总面积  $50\%$  以上,导致其水源涵养量低于西南地区。

表 2 南渡江流域 2015—2020 年水源涵养量及变化量				
Table 2 Water conservation and change at volume in the Nandu River basin from 2015 to 2020				
年份	产水量/ $10^8$ $m^3$	水源涵养总量/ $10^8$ $m^3$	单位面积水源涵养量/ $(m^3 \cdot hm^{-2})$	水源涵养变化量/ $(m^3 \cdot a^{-1})$
2015	59.81	40.12	5 590.94	—
2016	62.99	42.68	5 947.96	$2.56 \times 10^8$
2017	60.10	39.97	5 570.40	$-2.71 \times 10^8$
2018	58.10	38.09	5 308.11	$-1.88 \times 10^8$
2019	52.63	33.61	4 684.91	$-4.47 \times 10^8$
2020	54.23	36.37	5 068.25	$2.75 \times 10^8$



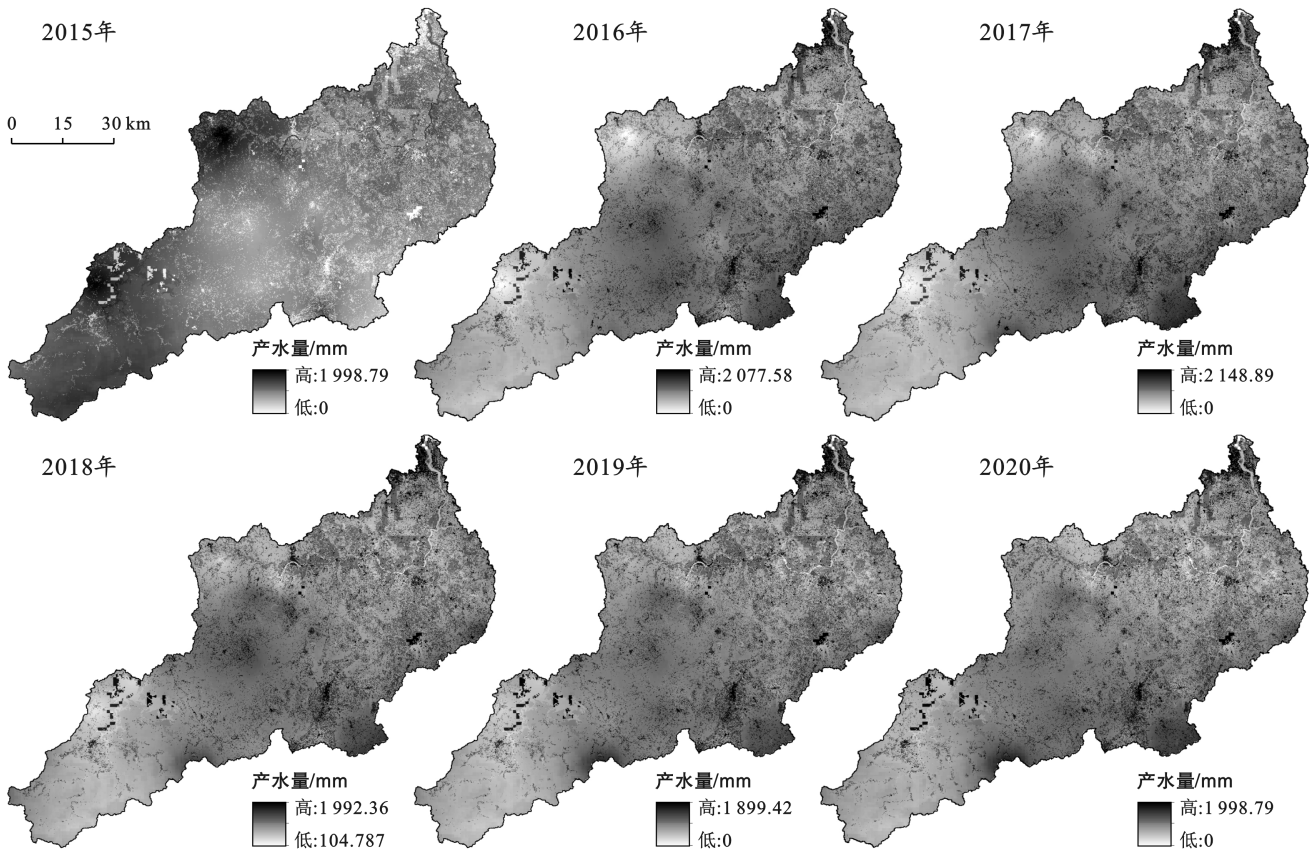


图 1 南渡江流域 2015—2020 年产水量  
Fig.1 Water yield at the Nandu River basin during 2015—2020

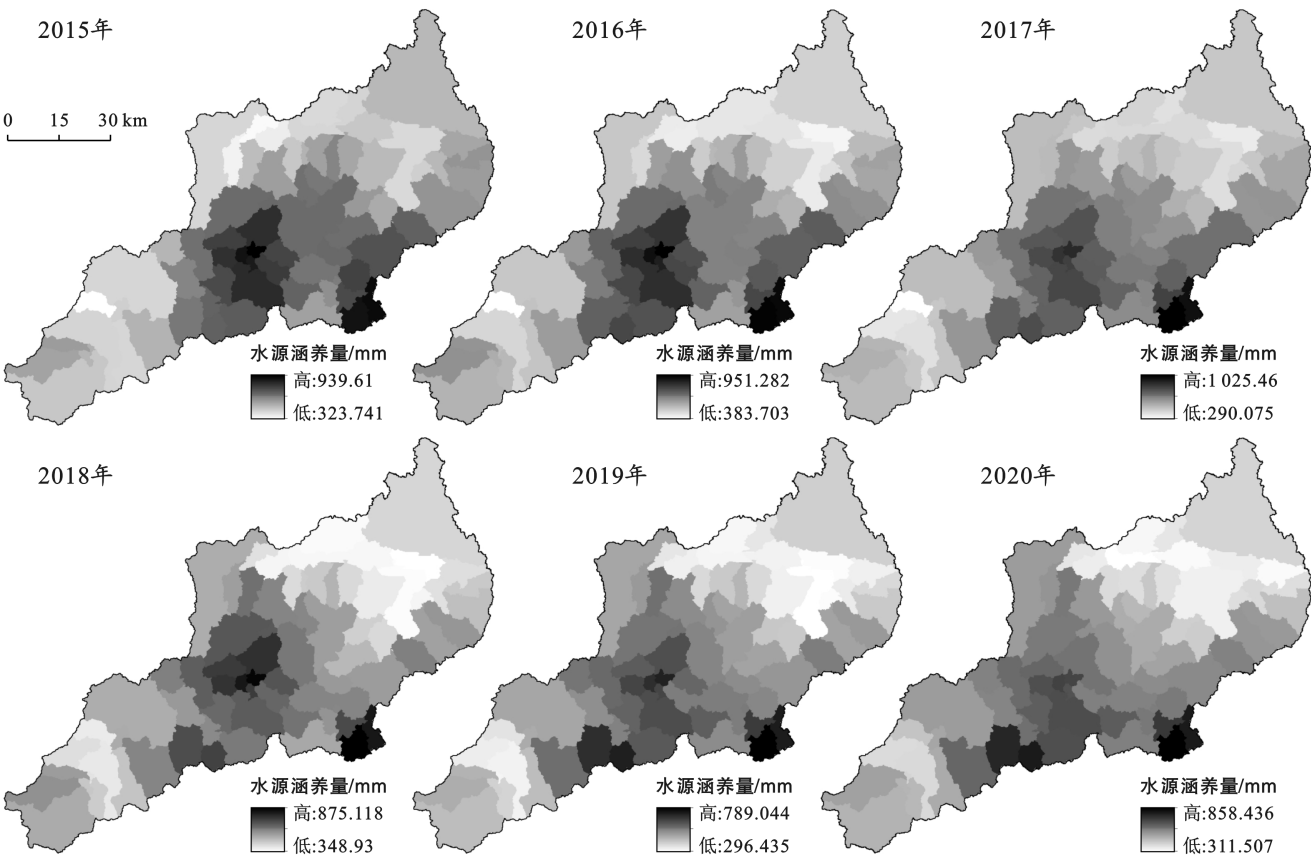


图 2 南渡江流域 2015—2020 年水源涵养量  
Fig.2 Water conservation of the Nandu River basin during 2015—2020

南渡江流域地区 2015—2020 年水源涵养变化量分别为  $2.56 \times 10^8 \text{ m}^3$ ,  $2.71 \times 10^8 \text{ m}^3$ ,  $-1.88 \times 10^8 \text{ m}^3$ ,  $4.47 \times 10^8 \text{ m}^3$  及  $2.75 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。水源涵养变化量大小趋势与变化量分布范围大小相同,在水源涵养总量减少年份,流域内水源涵养量减少区域大于增加区域,水源涵养总量增加年份,情况相反(图 3)。宁亚洲等<sup>[31]</sup>人的研究结果表明产水量的变化直接影响着流域的水源涵养量。影响产水量的主要因素为降雨量与实际蒸发量,实际蒸发量的变化主要由下垫面的气候因子和土地利用类别决定<sup>[32]</sup>。降雨变化量的空间分布差异明显,与水源涵养变化量空间分布具有高度相似性,表明降雨量对流域水源涵养具有重要的影响。假设与上年气候条件不变的情况下,以产水量与

水源涵养量变化程度最高的 2019 年分析其土地利用类型造成的影响。由模型计算可得该情境下流域产水量为  $5.81 \times 10^9 \text{ m}^3$ ,水源涵养量为  $3.82 \times 10^9 \text{ m}^3$ ,对比 2018 年产水量与水源涵养量可得,人类活动造成的土地利用变化对水源涵养量年际变化影响弱于气象因素。研究时限期间流域水源涵养能力增强地区主要分布在流域中上游,主要集中于白沙、琼中、儋州、临高及屯昌;流域下游部分地区水源涵养能力虽有增强,但大范围地区持续减弱。

经核算可知,2015—2020 年研究区域内水源涵养价值分别为 245.11,260.76,244.21,232.71,205.39 和 222.19 亿元;水源涵养变化量价值分别为 15.65,16.55,11.50,27.32 和 16.81 亿元。

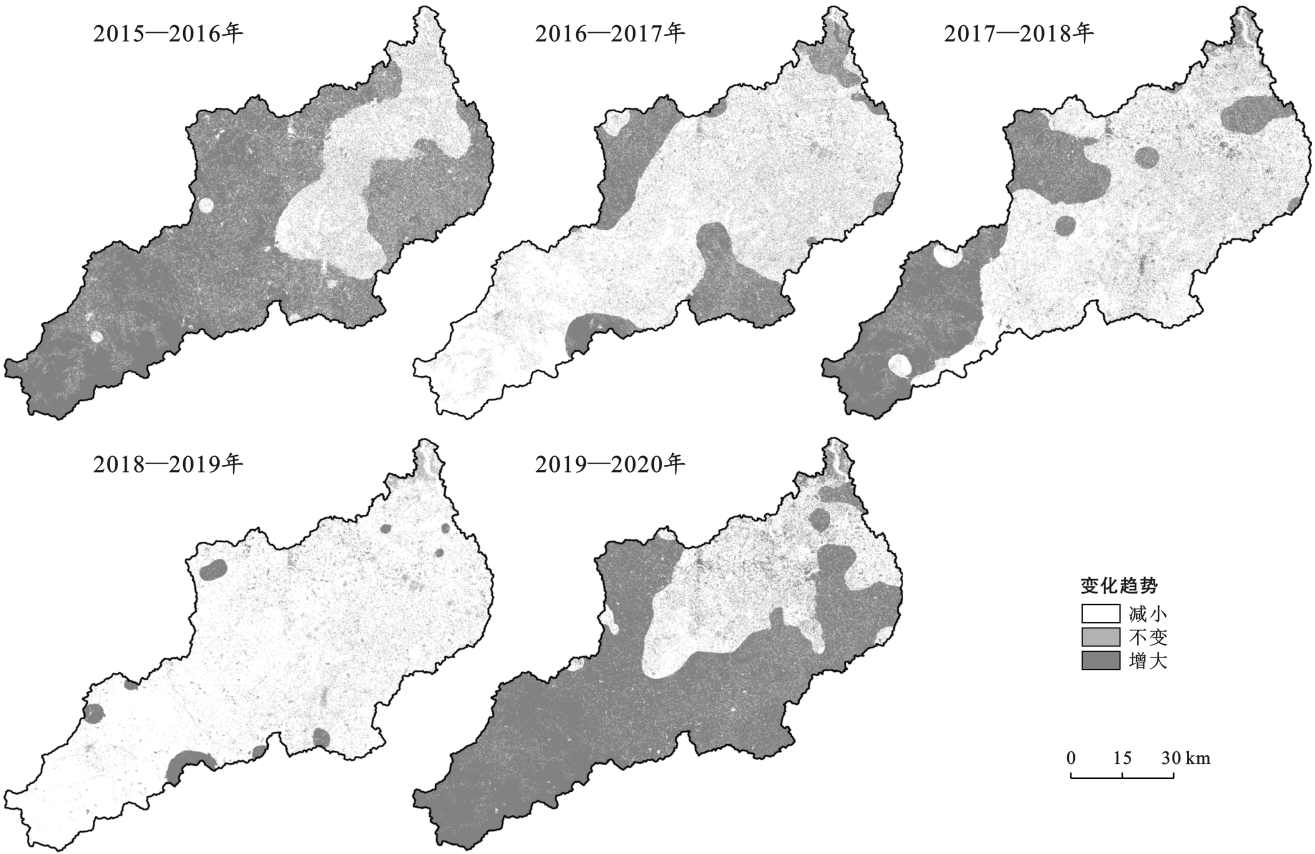


图 3 南渡江流域 2015—2020 年水源涵养量变化空间分布  
Fig.3 Spatial distribution of water conservation changes at the Nandu River basin from 2015 to 2020

2.1.2 土壤保持 由 InVEST 模型输出结果可知,2015—2020 年土壤保持量变化不大,年际间变化量分别为  $9.90 \times 10^5 \text{ t}$ ,  $-4.92 \times 10^6 \text{ t}$ ,  $2.73 \times 10^6 \text{ t}$ ,  $-8.98 \times 10^6 \text{ t}$  和  $6.07 \times 10^6 \text{ t}$ ,时间变化整体呈现下降趋势。相同年份内,南渡江流域的土壤保持量在空间上分布不均匀;不同年份间,单位面积土壤保持量分布较为一致,南渡江流域内土壤保持能力以上游白沙黎族自治县逐渐向中下游递减,形成中上游土壤保持能

力远大于中下游的情境。其中土壤保持量最小的年份为 2019 年,土壤保持总量为  $1.65 \times 10^8 \text{ t}$ ,土壤侵蚀量为  $2.15 \times 10^6 \text{ t}$ ,输沙量为  $2.09 \times 10^5 \text{ t}$ ,地块自身截留量为  $1.92 \times 10^6 \text{ t}$ (图 4)。由核算结果可知,2015—2020 年南渡江流域土壤保持价值在 19.11~20.39 亿元之间,2016—2020 年变化量价值分别为 1 137.16,5 674.52,3 157.26,10 365.34 和 7 009.16 万元,其中减少面源污染价值占比最高,约占 78.86%(表 3)。

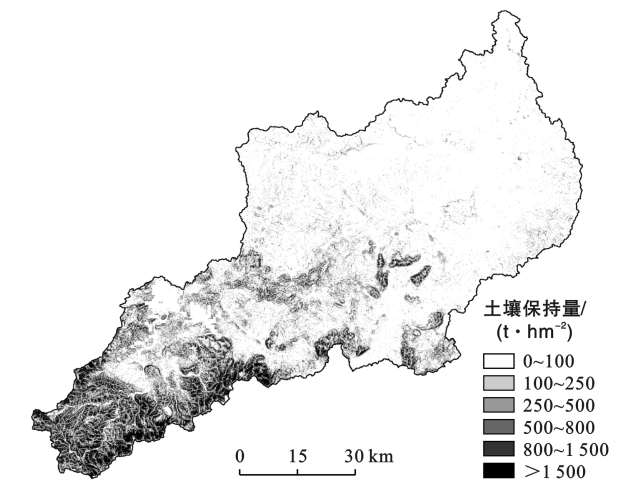


图 4 南渡江流域 2020 年土壤保持量

Fig.4 Sediment retention at the Nandu River basin in 2020

表 3 南渡江流域 2015—2020 年土壤保持变化量及价值  
Table 3 Sediment retention values and changes from 2015 to 2020 at the Nandu River basin

年 份	土壤保持变化量/ (10 <sup>5</sup> t · a <sup>-1</sup> )	减少泥沙淤积 价值/10 <sup>5</sup> 元	减少面源污染 价值/10 <sup>5</sup> 元
2015—2016	9.85	24.03	89.68
2016—2017	—49.18	119.93	447.52
2017—2018	27.36	66.73	248.99
2018—2019	—89.83	219.07	817.46
2019—2020	60.74	148.14	552.78

2.1.3 水质净化 InVEST 模型输出结果为氮磷输入与输出负荷,水质净化能力以流域内各生态系统类

型对氮磷营养物的截留量进行评估。由模拟结果可知 2015—2020 年单位面积总氮输出量在 0.59~3.62 kg/hm<sup>2</sup> 之间,总磷输出量在 0.04~0.30 kg/hm<sup>2</sup> 之间(图 5);单位面积总氮净化量在 6.69~13.56 kg/hm<sup>2</sup> 之间,总磷净化量在 0.51~1.11 kg/hm<sup>2</sup> 之间。其中 2019—2020 年水质净化变化量最高,总氮、总磷净化变化量分别为 9.0×10<sup>5</sup> kg,9.21×10<sup>4</sup> kg(表 4)。土地利用类型氮磷负荷中,研究年限内氮磷输出量以耕地最高,平均输出量占总量 50% 以上。2015—2019 年流域氮磷输出量变化速率较小,耕地氮磷输出量平均下降率为 6.36%;2019—2020 年氮磷输出量变化速率较高,耕地氮磷输出量平均下降率为 27.91%,其氮磷输出变化量为 2020 年氮磷输出量的 17.41% 和 22.99%。流域氮磷输出变化量与耕地面积下降率成正比,表明农业活动是南渡江流域水质净化服务的主要影响因素。流域氮磷净化量空间分布与模型氮磷输出负荷相似,水质净化能力高,氮磷输出量低的区域集中在上游山区,土地利用类型以氮磷负荷低、截留效率高的林地为主;水质净化能力低,氮磷输出量高的区域的主要集中在流域下游,土地利用类型以人类活动强度高、氮磷负荷高和截留效率低的农用地为主。

由核算结果可知,2016—2020 年水质净化变化量价值分别为 63.42,7.99,24.08,51.03 和 400.59 万元。2020 年流域内耕地面积大幅减少,总的氮磷输出负荷量急剧降低,使该年流域水质净化变化量价值较高。

表 4 南渡江流域氮磷净化量及变化量  
Table 4 Retention and change in nitrogen and phosphorus at the Nandu River basin from 2015 to 2020

年份	氮磷净化量/10 <sup>5</sup> kg		氮磷净化量变化/(kg · a <sup>-1</sup> )		变化量价值/万元	
	N 素	P 素	N 素	P 素	N 素	P 素
2015	74.06	6.01	—	—	—	—
2016	72.69	5.89	—1.37×10 <sup>5</sup>	—1.38×10 <sup>4</sup>	47.96	15.43
2017	72.89	5.88	0.19×10 <sup>5</sup>	—0.01×10 <sup>4</sup>	6.88	1.11
2018	73.46	5.92	0.57×10 <sup>5</sup>	0.35×10 <sup>4</sup>	20.21	3.88
2019	72.46	5.78	—1.01×10 <sup>5</sup>	—1.4 0×10 <sup>4</sup>	35.30	15.73
2020	63.96	4.86	—8.49×10 <sup>5</sup>	—9.21×10 <sup>4</sup>	297.45	103.13

2.2 南渡江流域生态补偿标准核算

流域生态系统服务价值高值区域主要集中在中上游,低值区域集中在流域下游。以 2015 年为基准年,由公式(1)可得 2016—2020 年南渡江流域生态补偿总额为 90.62 亿元,年生态补偿标准分别为 15.77,

17.12,11.82,28.36 和 17.55 亿元,年单位面积生态补偿标准分别为 2 198.13,2 386.09,1 646.89,3 952.99 和 2 445.43 元/hm<sup>2</sup>。流域生态补偿标准以土壤保持变化价值和水源涵养变化价值比例最重,二者在时间变化中呈现相同的“增—减—增—减”的规律性。



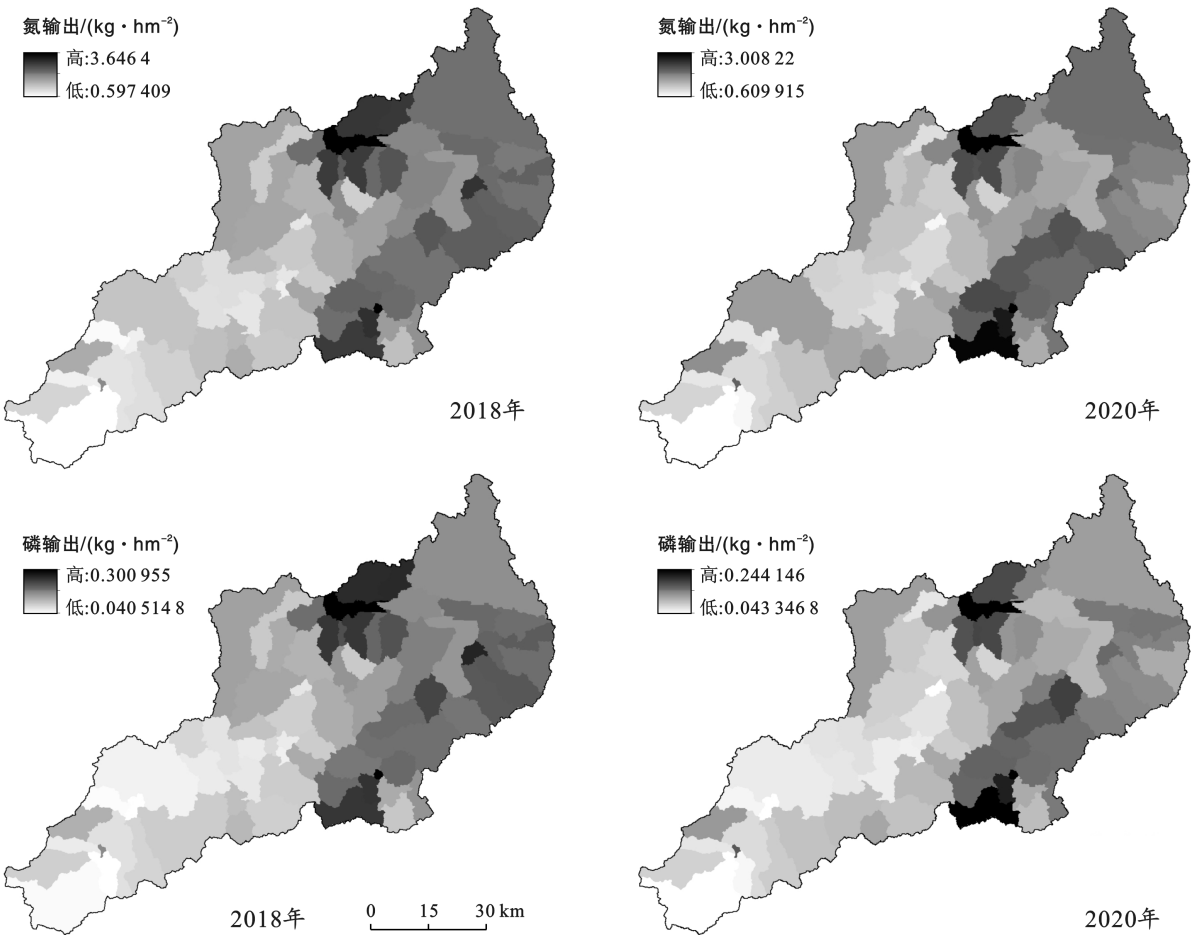


图 5 南渡江流域内氮磷输出量范围

Fig.5 Range of nitrogen and phosphorus export at the Nandu River basin

3 讨论

(1) 补偿优先级。郭年东等<sup>[33]</sup>根据生态补偿优先级(单位面积生态系统调节服务价值/单位面积GDP)确定流域补偿主客体,南渡江流域内琼中黎族苗族自治县和白沙黎族自治县两者 2015—2020 年均生态补偿优先级均大于 1,其对生态补偿资金和发展绿色经济需求度高于其他市县,为流域生态补偿主要补偿对象;海口市的年均生态补偿优先级仅为 0.04,对改善生态环境的需求远大于经济发展,为流域生态补偿主要补偿主体,这与陈伊郴等<sup>[34]</sup>人研究成果和现行实践政策相同。

(2) 补偿标准科学性。陈姗姗等<sup>[35]</sup>人的研究表明,InVEST 模型的产水量与实际水资源量较为接近,《中国河流泥沙公报》中南渡江流域多年平均水资源量为  $5.64 \times 10^9 \text{ m}^3$ ,模型计算年均产水量为  $5.80 \times 10^9 \text{ m}^3$ ,与本研究结果基本吻合。饶恩明等<sup>[24]</sup>人的研究表明,海南岛平均单位面积土壤保持量为  $247.28 \text{ t/hm}^2$ ,呈现中部高四周低的空间格局;模型计算年平均单位面积土壤保持量为  $240.71 \text{ t/hm}^2$ ,呈现上游高,

中下游低的空间格局,与本研究结果一致。本文进行了南渡江流域氮磷负荷的大尺度模拟,因自然地理单元的独特性与面源污染的难检测性,因此参照吴哲等<sup>[27]</sup>人对海南岛氮磷负荷的风险评估划分,对流域内完整的松涛水库进行风险评估,来验证水质净化模型准确性。通过松涛水库产水量与氮磷负荷叠加分析可得,2015—2020 年松涛水库总氮平均浓度在  $0.42 \sim 0.51 \text{ mg/L}$  之间,在贫营养化与中营养化之间波动;总磷平均浓度在  $0.011 \sim 0.013 \text{ mg/L}$  之间,处于中营养化状态,符合《地表水环境质量标准》3 类标准,与 2015—2020 年《海南省生态环境状况公报》重点湖库水质和营养状态监测结果较为一致。

(3) 补偿标准的合理性。由海南省 2015—2020 年统计年鉴可得,本研究方法的南渡江流域生态补偿标准占流域内 9 市县 GDP 的 0.55%,补偿标准对地方财政压力小;同时在《完善松涛水库跨流域生态补偿机制的建议》中对南渡江流域内的松涛水库小流域估算生态补偿资金时使用了补偿标准结果较低的机会成本法,估算需要补偿资金近 3 a 为 13.63 亿元,平均 4.54 亿元/a,松涛水库流域面积约占南渡江流域



面积的 22.51%。因此本研究结果相对其他生态系统服务价值法核算出的结果更易于各相关方接受,可以作为科学、有效、可行的南渡江流域生态补偿标准的实际应用基础。

(4) 补偿资金重点使用方向。基于生态产品价值实现的流域生态补偿标准资金应落实在生态产品供给能力的改善中,补偿资金在用于流域内水资源的保护、水土保持和面源污染治理等生态效益提升措施后,各市县应通过补偿资金统筹开展生态产品的开发利用与市场化交易。构建绿色生态产业链、发展多元化雨林旅游、创建优势生态产品品牌等将生态产品价值转化为 GDP 的相关措施。

(5) 局限性。本研究也存在一些不足之处,比如模型生物物理属性表参数从文献中获取,未取得实测值,评估结果精度有待提高;因噪声消减等生态系统服务权重较小且缺乏可用数据,未纳入核算体系。未来研究中需深入研究模型参数完全本地化,以期提高评估结果精确性。同时在得出生态系统服务空间分布差异情况的基础上,探索如何制定生态补偿标准区域化差异,更加精准识别补偿主客体,提高生态补偿政策可操作性。

4 结 论

(1) 南渡江流域内生态系统服务具有明显的空间异质性,2015—2020 年水源涵养量与水质净化量集中分布在琼中黎族苗族自治县与屯昌县,白沙黎族自治县次之,以流域出口海口市分布量最少;土壤保持量集中分布在白沙黎族自治县,从上游向下游大幅减少。

(2) 南渡江流域内生态系统服务价值大小:水源涵养>土壤保持>水质净化。2015—2020 年水源涵养服务价值在 205.39~260.76 亿元之间;土壤保持服务价值在 19.11~20.39 亿元之间;水质净化服务价值在 2 782.30~3 233.92 万元之间。服务变化量价值大小:水源涵养>水质净化>土壤保持。水源涵养变化量价值在 11.50~27.32 亿元之间;土壤保持变化量价值在 1 137.16~10 365.34 万元之间;水质净化变化量价值在 7.99~400.59 万元之间。

(3) 根据 3 种服务功能价值量计算,南渡江流域 2016—2020 年生态补偿标准在 11.82~28.36 亿元,单位面积生态补偿标准为 1 646.89~3 952.99 元/hm<sup>2</sup>。

[参 考 文 献]

[1] 毛显强,钟瑜,张胜.生态补偿的理论探讨[J].中国人

口·资源与环境,2002,12(4):40-43.

[2] Groot R D, Brander L, Ploeg S V D, et al. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units [J]. *Ecosystem Services*, 2012, 1(1): 50-61.

[3] Shaozhuo Zhong, Yong Geng, Binbin Huang, et al. Quantitative assessment of eco-compensation standard from the perspective of ecosystem services: A case study of Erhai in China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 263:121530.

[4] 郭庆,王敏英,王晨野.流域生态补偿标准核算方法研究进展[J].*浙江林业科技*, 2022, 42(2):84-89.

[5] Costanza R, D'arge R, Groot R D, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. *Nature: International Weekly Journal of Science*, 1997, 387(6630):253-260.

[6] Liang Li, Zuhong Fan, Kangning Xiong, et al. Current situation and prospects of the studies of ecological industries and ecological products in eco-fragile areas [J]. *Environmental Research*, 2021, 201:111613.

[7] 张林波,虞慧怡,李岱青,等.生态产品内涵与其价值实现途径[J].*农业机械学报*, 2019, 50(6):173-183.

[8] 高振斌,王小莉,苏婧,等.基于生态系统服务价值评估的东江流域生态补偿研究[J].*生态与农村环境学报*, 2018, 34(6):563-570.

[9] Duan Jie, Yan Yan, Wang De, et al. Principle analysis and method improvement on cost calculation in watershed ecological compensation [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(1):221-227.

[10] 李芬,李文华,甄霖,等.森林生态系统补偿标准的方法探讨:以海南省为例[J].*自然资源学报*, 2010, 25(5): 735-745.

[11] Xin Gao, Juqin Shen, Weijun He, et al. Spatial-temporal analysis of ecosystem services value and research on ecological compensation in Taihu Lake Basin of Jiangsu Province in China from 2005 to 2018 [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 317:128241.

[12] Sheng Wenping, Zhen Lin, Xie Gaodi, et al. Determining eco-compensation standards based on the ecosystem services value of the mountain ecological forests in Beijing, China [J]. *Ecosystem Services*, 2017, 26(b): 422-430.

[13] 蒋毓琪,陈珂.流域生态补偿研究综述[J].*生态经济*, 2016, 32(4):175-180.

[14] 黄从红,杨军,张文娟.生态系统服务功能评估模型研究进展[J].*生态学杂志*, 2013, 32(12):3360-3367.

[15] 周文佐,刘高焕,潘剑君.土壤有效含水量的经验估算研究:以东北黑土为例[J].*干旱区资源与环境*, 2003, 17(4):88-95.

- [16] He Feng, Jin Jie, Zhang Hong, et al. The change of ecological service value and the promotion mode of ecological function in mountain development using InVEST model [J]. *Arabian Journal of Geosciences*, 2021, 14 (6): 1-8.
- [17] 潘韬, 吴绍洪, 戴尔阜, 等. 基于 InVEST 模型的三江源区生态系统水源供给服务时空变化[J]. *应用生态学报*, 2013, 24(1): 183-189.
- [18] 张翠萍, 姜佳, 白杨. 重点生态功能区建设对海南中部山区水源涵养功能的影响[J]. *安徽农业科学*, 2018, 46 (5): 66-72.
- [19] 刘娇, 郎学东, 苏建荣, 等. 基于 InVEST 模型的金沙江流域干热河谷区水源涵养功能评估[J]. *生态学报*, 2021, 41(20): 8099-8111.
- [20] 周伏建, 陈明华, 林福兴, 等. 福建省降雨侵蚀力指标的初步探讨[J]. *福建水土保持*, 1989, 1(2): 58-60.
- [21] Williams J R, Renard K G, Dyke P T. EPIC: A new method for assessing erosion's effect on soil productivity [J]. *Journal of Soil & Water Conservation*, 1983, 38 (5): 381-383.
- [22] 张科利, 彭文英, 杨红丽. 中国土壤可蚀性值及其估算[J]. *土壤学报*, 2007, 44(1): 7-13.
- [23] 蔡崇法, 丁树文, 史志华, 等. 应用 USLE 模型与地理信息系统 IDRISI 预测小流域土壤侵蚀量的研究[J]. *水土保持学报*, 2000, 14(2): 19-24.
- [24] 饶恩明, 肖燚, 欧阳志云, 等. 海南岛生态系统土壤保持功能空间特征及影响因素[J]. *生态学报*, 2013, 33(3): 746-755.
- [25] Wang Xiuming, Liu Xucheng, Long Yingxian, et al. Analysis of soil retention service function in the north area of Guangdong based on the InVEST model [J]. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 2020, 510(3): 032011.
- [26] 胡胜, 曹明明, 刘琪, 等. 不同视角下 InVEST 模型的土壤保持功能对比[J]. *地理研究*, 2014, 33(12): 2393-2406.
- [27] 吴哲, 陈歆, 刘贝贝, 等. 基于 InVEST 模型的海南岛氮磷营养物负荷的风险评估[J]. *热带作物学报*, 2013, 34 (9): 1791-1797.
- [28] 葛成军, 唐文浩, 陈森, 等. 海南岛典型农业土壤产流与面源污染特征分析[J]. *热带作物学报*, 2015, 36(8): 1469-1474.
- [29] 吴瑞, 刘桂环, 文一惠. 基于 InVEST 模型的官厅水库流域产水和水质净化服务时空变化[J]. *环境科学研究*, 2017, 30(3): 406-414.
- [30] 田义超, 白晓永, 黄远林, 等. 基于生态系统服务价值的赤水河流域生态补偿标准核算[J]. *农业机械学报*, 2019, 50(11): 312-322.
- [31] 宁亚洲, 张福平, 冯起, 等. 秦岭水源涵养功能时空变化及其影响因素[J]. *生态学杂志*, 2020, 39(9): 3080-3091.
- [32] 李昂, 叶长青, 朱丽蓉, 等. 土地利用/覆被变化对产水服务功能的影响: 以海南热带雨林国家公园为例[J]. *水利水电技术(中英文)*, 2022, 53(5): 36-45.
- [33] 郭年冬, 李恒哲, 李超, 等. 基于生态系统服务价值的环京津地区生态补偿研究[J]. *中国生态农业学报*, 2015, 23(11): 1473-1480.
- [34] 陈伊郴, 李硕, 徐慧珺, 等. 海南中部生态核心区流域水资源横向生态补偿方法[J]. *生态学杂志*, 2019, 38(4): 1149-1156.
- [35] 陈姗姗, 刘康, 包玉斌, 等. 商洛市水源涵养服务功能空间格局与影响因素[J]. *地理科学*, 2016, 36(10): 1546-1554.

(上接第 266 页)

- [39] 李晓文, 方创琳, 黄金川, 等. 西北干旱区城市土地利用变化及其区域生态环境效应: 以甘肃河西地区为例[J]. *第四纪研究*, 2003, 23(3): 280-290.
- [40] 崔佳, 臧淑英. 哈大齐工业走廊土地利用变化的生态环境效应[J]. *地理研究*, 2013, 32(5): 848-856.
- [41] 马骏, 裴燕如, 王慧媛, 等. 鄂尔多斯—榆林地区景观生态风险评价及其驱动因子分析[J]. *水土保持通报*, 2022, 42(2): 275-283.
- [42] 和春兰, 普军伟, 沈金祥. 2005—2018 年澜沧江下游流域景观生态安全时空变化及其驱动因素[J]. *水土保持通报*, 2020, 40(4): 219-227.
- [43] 张锋, 陈伟强, 马月红, 等. 基于景观结构的黄河沿岸土地利用生态风险时空变化分析: 以河南省为例[J]. *水土保持通报*, 2021, 41(2): 250-257.
- [44] 龚德勇, 彭扬, 王晓敏, 等. 贵州山地芒果生产优势及产业化前景[J]. *江西农业学报*, 2016, 28(1): 30-34.
- [45] 钟祺康, 王志一, 王娜, 等. 陕北干旱区景观生态风险空间分异特征及驱动因素分析[J]. *测绘通报*, 2022, 544 (7): 100-106.
- [46] 韩会庆, 李金艳, 陈思盈, 等. 喀斯特地区贫困乡村景观格局及生态风险分析[J]. *农业资源与环境学报*, 2020, 37(2): 161-168.