

基于 InVEST 模型的钱江源国家公园 生态系统服务评估及权衡协同关系研究

冉璇 李渊 郭宇龙 位贺杰

浙江工商大学旅游与城乡规划学院 河南农业大学资源与环境学院

摘要：探究近 30 年钱江源国家公园生态系统服务演变规律，衡量生态系统服务之间的权衡协同关系，为钱江源国家公园的生态资产管理和生态环境保护提供理论依据。基于 InVEST 模型对 1990~2020 年钱江源国家公园的水资源供给、土壤保持、固碳释氧、生境质量等 4 种生态系统服务展开评估，并探究其时空演变规律，利用权衡协同度模型(ESTD)分析各生态系统服务间的权衡协同关系。结果表明：(1)研究区的生态系统服务总量呈上升趋势，其中水资源供给服务由 1990 年的 $2.39 \times 10^7 \text{m}^3$ 下降至 2000 年的 $1.92 \times 10^7 \text{m}^3$ ，再到 2020 年上升至 $3.74 \times 10^7 \text{m}^3$ ，土壤保持、固碳释氧与生境质量服务的物质质量持续上升；(2)从空间格局来看，水资源供给服务的空间格局变化明显，其余生态系统服务的时空演变格局较稳定。园内生态系统服务的 IV 类热点区面积由 1990 年的 7.78 km^2 增加至 2020 年的 12.75 km^2 ；(3)研究区生态系统服务间的关系以协同为主，协同关系主要出现于土壤保持、固碳释氧、生境质量三者之间，权衡关系则存在于水资源供给与其他三种服务之间；(4)土地利用类型的转变、特定生态系统服务相关条件的改变、相关政策与专项规划的实施、人类活动的干扰是影响钱江源国家公园生态系统服务空间格局及权衡协同关系的主要因素。近 30 年钱江源国家公园生态系统服务的时空演变格局及权衡协同关系变化显著，主导的影响因素为土地覆盖变化，当前园区整体生态系统服务呈西部高、东部低的空间格局，未来应重点关注园区的功能分区优化，逐步探索与完善国家公园管理体系，着力平衡生态资源保护与人类社会经济发展之间的关系。

关键词：生态系统服务；时空演变；权衡协同；InVEST 模型；钱江源国家公园

作者简介：冉璇（2001~），女，本科生，主要研究方向为生态系统服务评估。E-mail:ranxuan0113@163.com；*李渊，E-mail:liyuan@mail.zjgsu.edu.cn

收稿日期：2022-12-23

基金：自然资源部地理国情监测重点实验室开放基金项目(2020NGCM01)；国家自然科学基金资助项目(42071333)；国家级大学生创新创业训练计划项目(202110353023)；浙江省大学生科技创新活动计划暨新苗人才计划项目(2021R408037)

国家公园是我国重要的自然保护地类型，在自然生态系统中占据重要地位，具有最独特的自然景观、最精华的自然遗产、最富集的生物多样性等特征[1]。我国于 2015 年提出《建立国家公园体制试点方案》，并在全国批准设立了祁连山、三江源、武夷山、钱江源等 10 处试点区，涉及青海、福建、浙江等 12 个省份，总面积约 22 万 km^2 。建立国家公园体制旨在维护自然生态系统的原真性与完整性，保护生物多样性、构建生态安全屏障，是我国生态文明制度建设的重要内容[2]。钱江源国家公园位于衢州市开化县，是钱塘江的源流，是长江三角洲地区唯一的国家公园，也是我国常绿阔叶林生态系统的世界之窗，构成了长三角地区重要的绿色生态屏障，其富集的生物多样性对维持区域生态平衡、调节气候、水土保持等具有不可或缺的作用[3]。基于此，对钱江源国家公园的生态系统服务展开评估有利于保护和利用其丰富的生态资源、摸清其资源本底，从而提高区域整体的

生态效益。

生态系统服务是人类从生态系统中获得的物质及产品[4, 5, 6], 生态系统服务价值是用于量化生态系统服务的重要指标之一, 本质上是将生态系统为人类提供的福利或服务换算成经济成本, 包括直接使用价值、间接使用价值和非使用价值[7]。生态系统服务价值评估在生态资源与生态资产、资本之间架起桥梁, 为生态环境保护[8]、自然资源资产化管理[9]和生态补偿决策[10]等提供重要依据。系统梳理近年来生态系统服务评估研究的国内外相关文献发现: (1) 在研究区域上, 主要集中于中宏观层面, 包括基于行政区划的市域[11, 12, 13]、省域[14, 15, 16], 其次是都市圈[17, 18, 19]、城市群[20, 21, 22, 23]等城市地域类型, 也有湿地[24, 25]、森林[26, 27]、水域[28, 29, 30]等生态系统的相关研究。(2) 在研究方法上, 目前学界常用的有基于单位面积价值的当量因子法[31]、依据市场价格评估的功能价值法[32]以及数理模型法[33, 34, 35, 36]等。当前针对国家公园生态系统服务的研究已取得一定进展, 但也存在些许不足。首先, 在研究区层面, 以钱江源国家公园为研究对象, 对其生态系统服务评估的研究内容主要集中在基于土地利用变化情景评估生态系统服务[37, 38]、单一生态系统[39]或单一生态系统服务评估[40]、功能分区优化调整[41]等方面, 然而缺少对多个生态系统服务的综合评价以及探究其内部权衡协同关系的相关研究, 该方向的研究潜力还有待深入挖掘。其次, 在研究方法上, 常用的当量因子法对区域差异的敏感性较弱, 其所使用的价值当量是通过专家经验打分量化而来, 主观性较强, 无法准确反映研究区具体的生态系统服务价值特征[42]。市场价格法虽在一定程度上弥补了当量因子法的这一缺陷, 但其在评估过程中仍存在以点带面的情况, 针对不同研究区的结果借鉴缺乏参考意义[43]。InVEST 模型即生态系统服务评估与权衡模型则主要基于土地利用数据对当前或未来情景下的生态系统服务进行评估, 不仅克服了当量因子法对区域差异不敏感的问题, 也能横向与其他研究区成果形成参照[44], 因此本文将运用该方法评估生态系统服务, 对相关理论进行一定的补充。

钱江源国家公园是钱塘江的发源地, 是生态文明安全构建的绿色屏障, 为长三角地区提供重要生态服务, 其低海拔原生中亚热带常绿阔叶林生态系统及优质的水源基础为珍稀物种提供了得天独厚的生存环境, 同时也为森林地类固碳创造了良好的条件[45]。钱江源的土地利用类型以林地为主, 评估与森林生态系统密切相关的生态系统服务, 对促进钱江源国家公园生态环境保护有着至关重要的作用。因此, 本文将以钱江源国家公园体制试点区为研究对象, 利用遥感、气象等多源数据, 基于 InVEST 模型估算 1990~2020 年钱江源国家公园水资源供给、土壤保持、固碳释氧、生境质量 4 种生态系统服务, 并探究其时空演变规律, 识别生态系统服务功能优良的热点区, 运用权衡协同度模型分析各生态系统服务之间的权衡与协同关系, 以期钱江源国家公园的生态资产管理及区域可持续发展提供科学依据。

1 研究区概况及数据方法

1.1 研究区概况

钱江源国家公园地处浙江省西南部开化县境内, 与江西省婺源县、德兴市, 安徽省休宁县相毗邻, 是浙闽的重要水源之地, 地理坐标位于 $29^{\circ} 10' N \sim 29^{\circ} 26' N$, $118^{\circ} 03' E \sim 118^{\circ} 37' E$ 之间(图 1), 总面积约为 252 km²。园区涉及开化县苏庄、长虹、何田、齐溪共 4 个乡镇和一个国有林场, 共 21 个行政村合计 9 744 人口[46], 包括钱江源国家森林公园、钱江源省级风景名胜、古田山国家级自然保护区等 3 个自然保护地及其间的生态区域。园区内保存着中国东部典型完整的中亚热带森林生态系统, 有常绿阔叶林、常绿落叶阔叶混交林、针阔叶混交林、针叶林、亚高山湿地 5 种植被类型。园内动植物资源丰富, 全域有高等植物 2 062 种、鸟类 237 种、兽类 58 种、两栖类动物 26 种、爬行类动物 51 种、昆虫 1 156 种, 其中珍稀濒危植物 61 种, 中国特有属 14 个[38]。

1.2 数据来源及处理

结合钱江源国家公园生态系统服务的实际情况以及相关数据的可获得性, 本研究于 2021 年 4 月收集实验数据, 对钱江源国家公园的水资源供给、土壤保持、固碳释氧、生境质量四种生态系统服务进行评估, 所需要的研究数据包括 1990、2000、2010、

2020 年 4 期钱江源国家公园的土地利用/覆被分类图像、数字高程 DEM 等基础数据以及 InVEST 模型评估各项生态系统服务模块所要求输入的数据(表 1)。

1.2.1 水资源供给模块数据

(1) 气象数据

本研究通过中国气象数据网收集了 1990、2000、2010、2020 年距离钱江源较近的淳安、金华、衢州、婺源、景德镇、玉山、黄山、屯溪等 8 个气象站点的降水、气温、太阳辐射等日值数据，利用 ArcGIS 10.2 对站点数据进行反距离插值，得到 InVEST 模型所需要的栅格格式的气象数据。由年降水量插值图(图 2)可以看出，1990~2020 年降水量最多的地方集中在南部，由南向北降水量逐渐减少，年降水量最少的地方主要是东北区域，最小年降水量为 1 476.34 mm。西南部地区地势高，林地面积较大，降水量多，北部及中部地区高程较低，降水量较少。

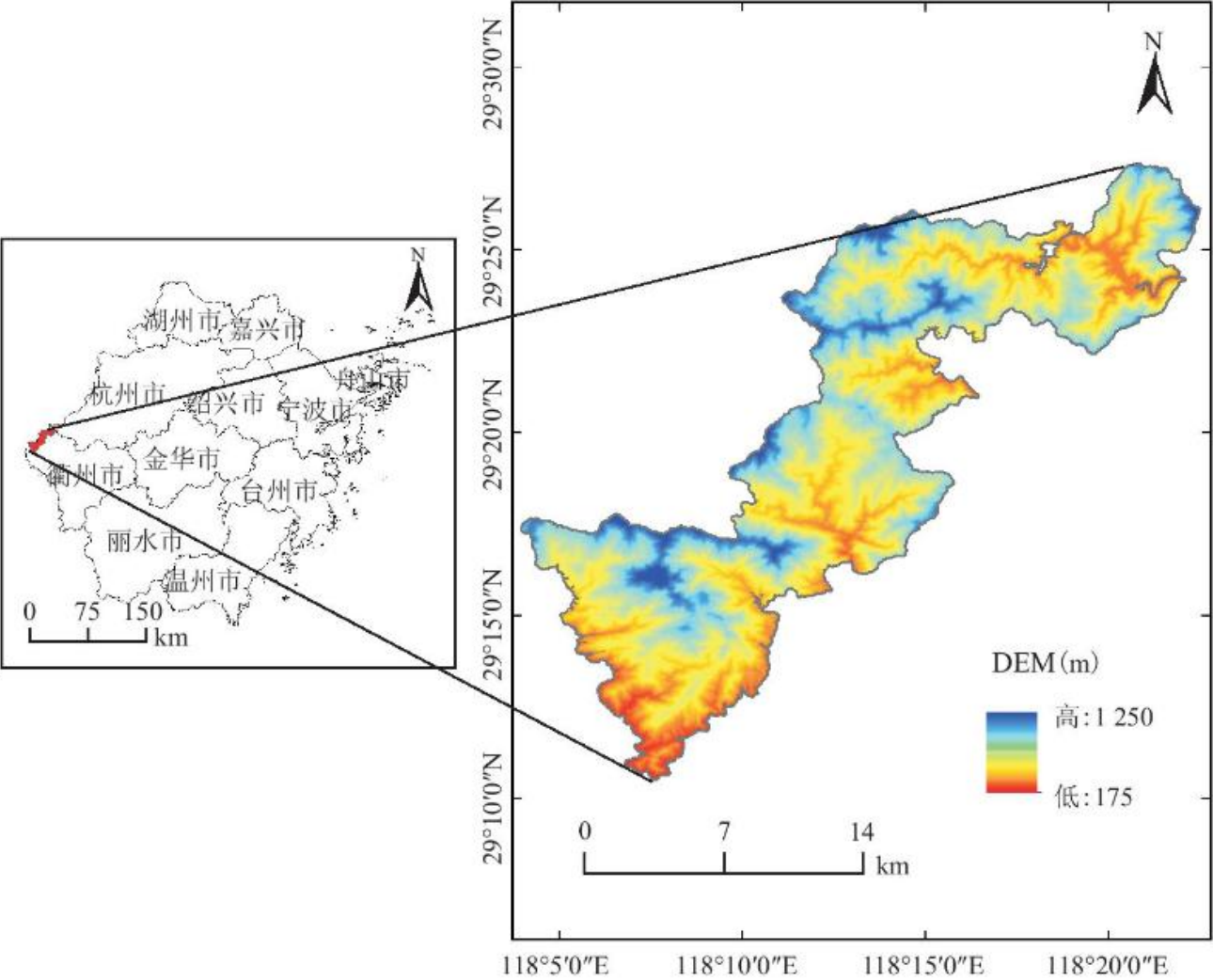


图 1 研究区域地理位置图

表 1 研究数据及来源

数据类型	数据名称	数据来源
基础数据	30 m 土地利用/覆被数据 (1990、2000、2010、2020)	中国科学院空天信息创新研究院 (http://www.aircas.cas.cn/)
	30 m 数字高程 DEM 数据	地理空间数据云 (http://www.gscloud.cn/)
水资源供给服务数据	研究区周边 8 个气象站点的降雨量及气温数据 (1990、2000、2010、2020)	中国气象数据网 (http://data.cma.gov.cn)
	参考蒸散发量数据	
	植物可利用含水量 PAWC	参考文献[49]
	Soil Depth 植物根系限制层深度数据	HWSD 世界土壤数据库 (http://www.tpdc.ac.cn/zh-hans/data/611f7d50-b419-4d14-b4dd-4a944b141175/)
	砂粒、粉粒、粘粒、有机质等土壤数据	
	RootDepth 根系深度	参考文献[49]
	流域面状矢量数据	GeoNetwork 空间数据库 (https://www.geonetwork-opensource.org/)
土壤保持服务数据	降雨侵蚀力因子 R	参考文献[50]
	土壤可侵蚀因子 K	参考文献[51]
	子流域面状矢量数据	ArcSWAT 处理 DEM 数据
	植被覆盖与管理因子及土壤保持措施因子	参考文献[53]

固碳释氧服务数据	研究区四种碳库的碳密度数据	参考文献[40]
生境质量服务数据	生境威胁因子的影响范围、权重及生境敏感性	参考文献[52, 53]

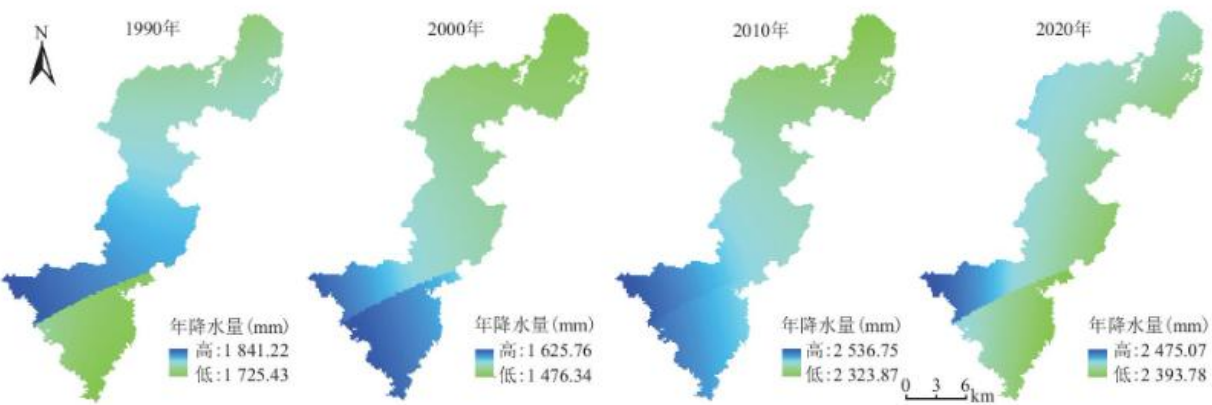


图 2 1990～2020 年钱江源国家公园年降水量分布情况

(2)参考蒸散量

参考蒸散量(ET0)是指在一定时间内，由陆地上的土壤、水体和其他表面以及植物受热蒸腾到空气中的全部水量(单位：mm)。InVEST 模型使用手册中推荐的 Modified-Hargreaves 公式算法具有输入参数较少、精度高等优点[47],本研究采用该公式进行计算，具体算法如下：

$$ET_0=0.001\ 3\times0.408\times RA\times(T_{avg}+17)\times(T_D-0.012\ 3P)^{0.76}\ (1)$$

式中：ET0 为日参考蒸散量(mm/d)；RA 为太阳大气顶层辐射(MJ·m⁻²·d⁻¹)；Tavg 为每个月平均每日最高和平均每日最低温度的平均值(℃)；TD 为每个月平均每日最高和平均每日最低温度之间的差值(℃)；P 为月均降水量(mm/month)。

(3)植物可利用含水量

植物可利用含水量(PAWC)是指土壤中被植物吸收或利用的水分比例，是田间持水量与永久萎蔫系数之间的差值。本研究综合数据的可获得性采用周文佐等[48]定义的非线性拟合土壤 PAWC 估算模型，主要利用土壤中砂粒、粉粒、粘粒、有机质含量等指标计算，计算公式如下：

$$PAWC=54.509-0.132S_n-0.003S_n^2-0.055F_n-0.006F_n^2-0.738N_n+0.007N_n^2-2.688C_n+0.501C_n^2\ (2)$$

式中：PAWC 为植物可利用含水量(%)；Sn、Fn、Nn 分别为研究区砂粒、粉粒及粘粒的含量(%)；Cn 为有机质的含量(%)。

(4)其他数据

植物根系限制层深度 (Soil Depth) 数据基于 HWSO 世界土壤数据库中的中国土壤数据库 (<http://www.tpd.cn/zh-hans/data/611f7d50-b419-4d14-b4dd-4a944b141175/>) 获得；研究区流域面状矢量数据从 GeoNetwork 空间数据库 (<https://www.geonetwork-opensource.org/>) 中获取，并通过 ArcGIS 进行矢量裁剪；RootDepth 根系深度是参考孙孝平[49]的研究所得，其中无植被的根系深度赋值为 1。

1.2.2 土壤保持模块数据

(1)降雨侵蚀力因子

降雨侵蚀力因子(R)是体现降雨强度、降雨量分布特征的综合因子，本文利用 Wischmeier 的月尺度公式[50]来计算，具体方法如下：

$$R = \sum_{i=1}^{12} [(1.735 \times 10^{(1.5 \times \lg(\frac{P_i^2}{P}) - 0.8188)})] \quad (3)$$

式中：R 为降雨侵蚀力因子(MJ·mm/hm²·h·a)；P 为年平均降水量(mm/year)；Pi 为月均降水量(mm/month)。

(2)土壤可蚀性因子

土壤可蚀性反映了土壤对降水、流水的冲洗和搬运的难易程度，本文采用 Williams 的 EPIC 模型[51]进行计算，具体算法如下：

$$K_{EPIC} = \begin{cases} \left\{ 0.2 + 0.3 \exp \left[-0.0256 SAN \left(1 - \frac{SLT}{100} \right) \right] \right\} \times \left[\left(\frac{SLT}{CLA+SLT} \right) \right]^{0.3} \\ \times \left[1 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.95C)} \right] \\ \times \left[1 - \frac{0.7SN}{SN + \exp(22.9SN - 5.51)} \right] \end{cases} \quad (4)$$

$$SN = 1 - \frac{SAN}{100} \quad (5)$$

$$K = (-0.01383 + 0.51575 K_{EPIC}) \times 0.1318 \quad (6)$$

式中：K 为土壤可侵蚀因子(t·hm²·h·hm⁻²·MJ⁻¹·mm⁻¹)；0.1318 为转换系数，SAN、CLA、SIL 表示砂粒、粘粒和粉粒所占的比重(%)；C 表示有机碳的百分含量(%)。

(3) 其他数据

子流域面状矢量数据是基于 DEM 数据，利用 ArcSWAT 中的水文分析工具提取水系并划分子流域获取；植被覆盖与管理因子及土壤保持措施因子是参考前人研究[49]所得，植被覆盖与管理因子反映地表植被覆盖情况对土壤侵蚀的影响，取值范围在 0~1 之间，越接近 1 表示植被覆盖状况越好，土壤保持措施因子也处于 0~1 之间，越接近 1 表明该地区未采取土壤保持措施。

1.2.3 其他模块数据

对于固碳释氧模块，通过参考邹文涛等[40]的研究成果，确定钱江源四种碳库的碳密度数据。研究区生境威胁因子的影响范围、权重及生境敏感性数据主要参考段宝玲等[52]和陈妍等[53]研究数据获得。

1.3 基于 InVEST 模型的生态系统服务评估

1.3.1 水资源供给

利用 InVEST 模型中的年产水量模块计算生态系统的水资源供给量，此模块是基于水循环过程，假定栅格单元的产水量都是通过地表径流或者地下径流的方式汇集到流域出口，那么产水量近似等于降水量与地表蒸散发量、植被蒸腾量的差值，计算公式如下：

$$Y_{xj} = \left[1 - \frac{AET_{xj}}{P_x} \right] P_x \quad (7)$$

式中： Y_{xj} 为土地利用类型 j 中单元栅格 x 上的年产水量(mm)； P_x 为单元栅格 x 上的年均降水量(mm)； AET_{xj} 为土地利用类型 j 中单元栅格 x 上的年实际蒸散量(mm)。

基于以上，水资源供给模块运行需要输入土地利用、降雨量、参考蒸散发等栅格数据、流域面状矢量数据和生物物理表，最后通过调整季节参数 Z 对模型结果进行校准。

1.3.2 土壤保持

土壤保持是指生态系统防止土壤流失的侵蚀调控能力以及对泥沙的储积保持能力，应用 InVEST 模型中的沉积物输送率模块进行计算。计算公式如下：

$$RKLS_n = R_n \times K_n \times L_n \times S_n \quad (8)$$

$$USLE_n = R_n \times K_n \times L_n \times S_n \times C_n \times P_n \quad (9)$$

$$SK_n = RKLS_n - USLE_n \quad (10)$$

式中： $RKLS_n$ 为潜在土壤侵蚀量(t)； $USLE_n$ 为实际土壤侵蚀量(t)； SK_n 为土壤保持量(t)； R_n 为降雨侵蚀力； K_n 为土壤可

蚀性；Ln 为坡长因子；Sn 为坡度因子；Cn 为植被覆盖和管理因子；Pn 为水土保持措施因子。

基于以上，土壤保持模块需要输入土地利用、DEM、降雨侵蚀力因子及土壤可侵蚀因子等栅格数据，钱江源子流域面状矢量数据以及生物物理表，该模块还需输入 Kb、IC0、Lmax、栅格最大泥沙输移比等参数，本研究均采用模型使用手册中的推荐值。

1.3.3 固碳释氧

碳储量是依据 InVEST 模型中的碳储存模块估算，该模块基于 4 种碳库（地上生物碳、地下生物碳、土壤碳、死亡有机碳），研究区域内四种碳库的总和即为该时间点储存的碳质量，计算公式如下：

$$C_{total}=C_{above}+C_{below}+C_{soil}+C_{dead} \quad (11)$$

式中：Ctotal 表示研究区域总碳储量（t·hm⁻²）；Cabove 为地上碳储量（t·hm⁻²）；Cbelow 为地下碳储量（t·hm⁻²）；Csoil 为土壤碳储量（t·hm⁻²）；Cdead 为枯落物碳储量（t·hm⁻²）。依据光合作用方程式，即每形成 1 t 干物质，可固定 1.63 t CO₂，释放出 1.19 t O₂[54]，以此来估算研究区域内植被的释氧量。该模块输入的数据主要为土地利用及生物物理表数据。

1.3.4 生境质量

通过 InVEST 模型中的生境质量模块反映研究区域的生物多样性，该模型主要牵涉生境的威胁因子、生境对威胁的敏感性、生境与威胁之间的距离以及生境的受保护程度四要素，其计算公式如下：

$$Q_{xj} = H_j \left(1 - \frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right) \quad (12)$$

式中：Q_{xj} 为土地利用类型 j 中单元栅格 x 上的生境质量；D_{xj} 为土地利用类型 j 中单元栅格 x 所受胁迫水平；k 为半饱和常数；通常取 D_{xj} 最大值的一半；H_j 为土地利用类型 j 的生境适宜性；z 为归一化常量，一般取值 2.5。生境质量模块需要输入土地利用、威胁因子图层等栅格数据、威胁源数据表和敏感性数据表，通过调整半饱和参数校准模型结果。

1.4 生态系统服务的热点区识别分析

基于钱江源国家公园 4 种生态系统服务评估结果，借鉴相关研究成果[55, 56]，其中规定各生态系统服务超过其均值的为热点区域，利用 ArcGIS10.2 空间分析软件，对各项生态系统服务的热点区进行栅格叠加分析。其中，四种生态系统服务都超过其均值的区域确定为 IV 类热点区，依次递减类推为 III 类热点区、II 类热点区、I 类热点区以及非热点区。IV 类热点区的生态系统服务功能最强，非热点区的生态系统服务功能最弱。

1.5 生态系统服务权衡与协同关系测度

本研究利用生态系统服务权衡协同度 (ESTD) 来表达生态系统服务权衡协调关系，其公式如下：

$$ESTD_{mn} = \frac{ESC_{mb} - ESC_{ma}}{ESC_{nb} - ESC_{na}} \quad (13)$$

式中：ESTD_{mn} 表示 m、n 两种生态系统服务权衡协同度，代表某两种生态系统服务变化量相互作用的程度和方向；ESC_{mb} 为 b 时刻第 m 种生态系统服务的物质质量；ESC_{ma} 为 a 时刻第 m 种生态系统服务的物质质量；ESC_{nb} 为 b 时刻第 n 种生态系统服务的物质质量；ESC_{na} 为 a 时刻第 n 种生态系统服务的物质质量。当 ESTD_{mn} 为负值时，表示第 m 与 n 种生态系统服务表现为此消彼长的权衡关系；当 ESTD_{mn} 为正值时，表示两者之间为互为增益的协同关系[57]。ESTD_{mn} 的绝对值代表相较于第 n 种生态系统服务的 D 变化，第 m 种生态系统服务变化的程度。

2 结果分析

2.1 土地利用变化分析

1990~2020 年钱江源国家公园的土地利用变化情况及空间分布如表 2、图 3 所示。钱江源国家公园的主要土地利用类型为林地，其中阔叶林四个时期的面积占比均处于 50%~75%之间，呈分布范围广、面积大的特点；针叶林占比 20%~50%，仅次于阔叶林；农田分布于园区中部与北部，呈线状布局；其余地类面积较少。从各地类面积的年际变化量来看，1990~2020 年针叶林面积变化量最大，累计增加了 58.43 km²；其次是阔叶林，减少 57.46 km²；农田、灌木地、建设用地与水域面积变化不大。从各地类面积随时间变化的趋势来看，阔叶林面积持续下降，且 1990~2000 年减少的面积最大，减少 55.22 km²；针叶林面积持续增加，在 1990~2000 年增长速度较快，十年间增长了 55.74 km²。针叶林与阔叶林呈现相反的增减态势，这是由于当时钱塘江源头地区在造林绿化工程方面的规划尚未完善，加之早年地方政府难以有效平衡森林资源保护与开发利用之间的关系，造成了林业生产中大面积的天然阔叶林被毁，森林植被类型日趋单一，取而代之的是生态功能相较脆弱的针叶林树种，其中杉木林、马尾松两类树种占据绝对优势[58]，阔叶林面积持续下降。水域及农田面积有所下降；灌木地面积保持小幅度增长，累计增长了 0.36 km²；建设用地均处于 0.05 km² 左右。

表 2 1990~2020 年钱江源国家公园土地利用面积及其比例

土地利用类型	1990		2000		2010		2020	
	面积	比例	面积	比例	面积	比例	面积	比例
旱作农田	3.66	0.01	3.01	0.01	2.68	0.01	2.63	0.01
灌溉农田	0.65	0	0.92	0	0.48	0	0.47	0
阔叶林	185.83	0.74	130.61	0.52	128.43	0.51	128.37	0.51
针叶林	61.51	0.24	117.05	0.46	119.9	0.47	119.94	0.47
灌木林	0	0	0.22	0	0.3	0	0.36	0
建设用地	0.03	0	0.05	0	0.06	0	0.08	0

水域	0.93	0	0.72	0	0.72	0	0.73	0
总计	252.61	1	252.57	1	252.58	1	252.58	1

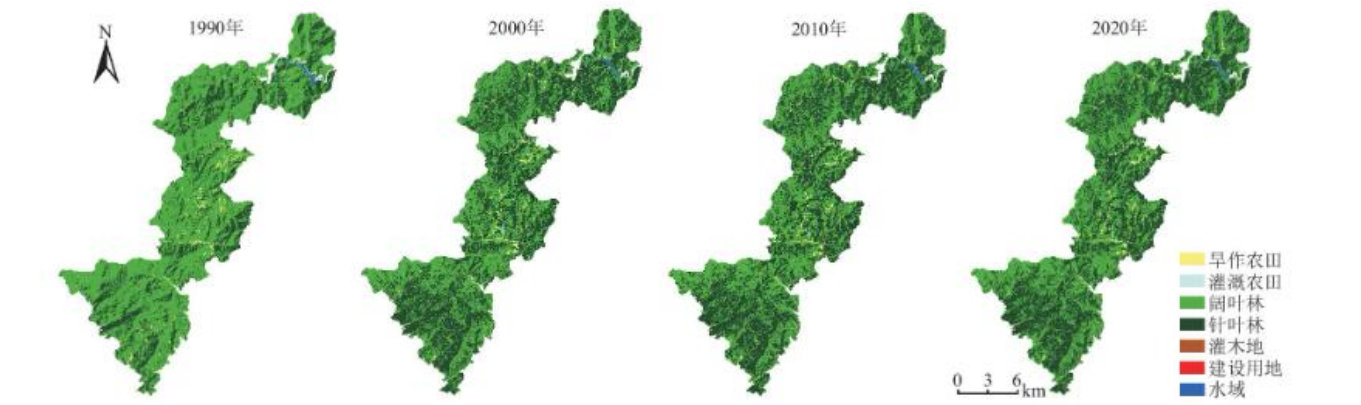


图 3 1990～2020 年钱江源国家公园年土地利用类型

根据 1990～2020 钱江源国家公园土地利用转移矩阵(表 3),各地类的整体转移情况主要发生在林地之间,其中转出面积最大的地类为阔叶林,主要转为了针叶林,其面积为 68.28 km²; 针叶林有 10.40 km² 转为了阔叶林; 其余地类面积转入与转出较少,主要在原地类与阔叶林之间产生少量流动。总体而言, 钱江源国家公园的林地资源丰富,地类的转移主要发生在阔叶林及针叶林之间, 其余地类变化较小。

表 3 1990～2020 年钱江源国家公园土地利用转移矩阵

1990 年	2020 年							
	灌溉农田	灌木林	旱作农田	建设用地	阔叶林	水域	针叶林	总计
灌溉农田	0.09	0	0.17	0.01	0.27	0.04	0.07	0.65
旱作农田	0.18	0	0.95	0.03	1.97	0.04	0.48	3.64
建设用地	0	0	0	0.03	0	0	0	0.03
阔叶林	0.18	0.35	1.43	0.02	115.21	0.06	68.28	185.52
水域	0	0	0	0	0.34	0.58	0	0.93
针叶林	0.01	0.01	0.06	0	10.4	0.01	50.96	61.44
总计	0.47	0.36	2.61	0.08	128.18	0.73	119.8	252.22

2.2 生态系统服务的时空演变分析

2.2.1 生态系统服务的时间变化分析

1990~2020 年钱江源国家公园生态系统服务的物质质量均出现了不同程度的变化(图 4), 其中水资源供给服务呈先下降后上升的趋势, 土壤保持服务及固碳释氧服务的物质质量持续上升, 生境质量有所提升。总体来看, 1990~2020 年研究区水资源供给量增加了 $1.35 \times 10^7 \text{m}^3$, 其中 1990~2000 年间下降了 19%, 2020 年相较于 1990 年增长了 56%; 土壤保持物质质量由 $8.1 \times 10^6 \text{t}$ 增长至 $2.88 \times 10^7 \text{t}$, 累计增加了 $2.07 \times 10^7 \text{t}$, 是 1990 年土壤保持量的 3.56 倍; 固碳释氧服务量在 30 年间由 $2.8 \times 10^6 \text{t}$ 增长至 $3.5 \times 10^6 \text{t}$, 其中 1990~2000 年的增长率为 23%, 2010~2020 年的增长率降至 0.03%, 整体上看固碳释氧服务的物质质量持续增长, 但增长幅度逐渐放缓; 钱江源国家公园生境质量得分处于较高水平, 研究时段内 4 年的最优生境质量面积分别为 98.34、134.55、234.60、235.33 km^2 , 整体生境质量变化呈趋好态势, 生物多样性较丰富。

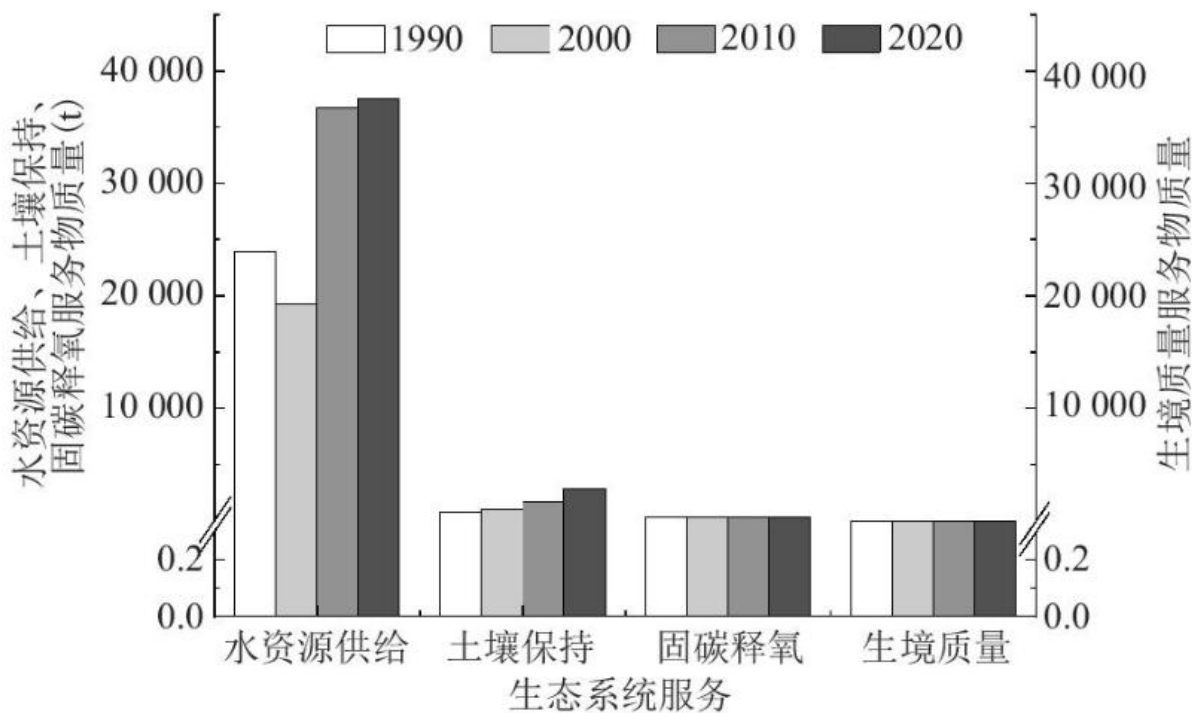


图 4 1990~2020 年钱江源国家公园生态系统服务的物质质量

2.2.2 生态系统服务的空间变化分析

1990~2020 年钱江源国家公园生态系统服务空间格局如图 5 所示。水资源供给服务的单位栅格产水量处于 516.93~2174.23 mm 范围内, 多年平均产水总量为 $2.93 \times 10^8 \text{m}^3$, 平均产水量为 1477.77 mm 。1990~2020 年研究区水资源供给服务的空间变化较为明显, 1990 年呈现中部高, 南北部低的分布格局; 2000 年中部高值区与北部低值区不变, 南部变为高值区; 2010 年南部高值区范围进一步扩大, 存在由南部向中部扩张的趋势; 2020 年研究区域水源供给量整体上升, 低值区集中在园区的东南部, 其余地区水源供给量处在较高水平。

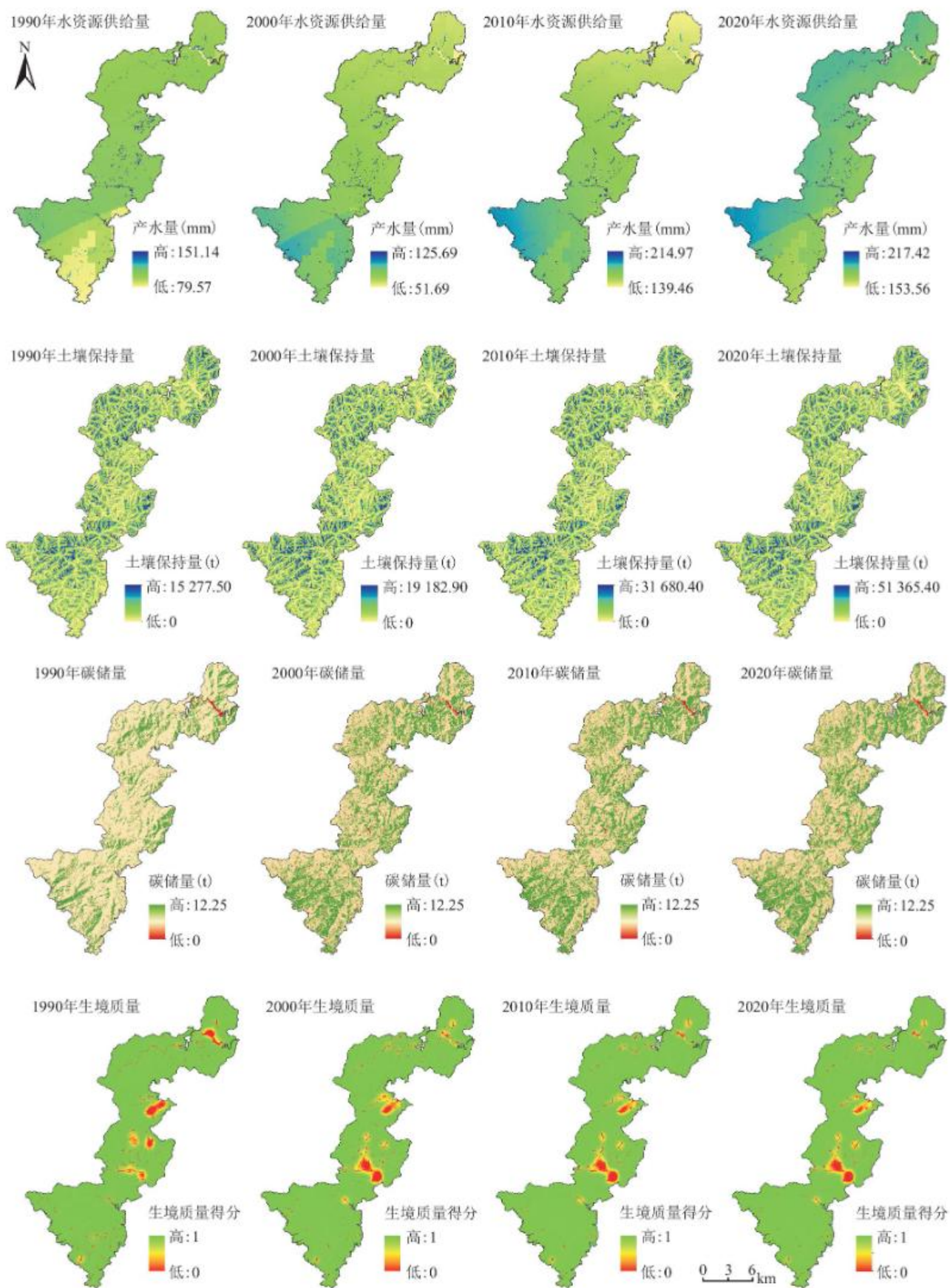


图 5 1990~2020 年钱江源国家公园生态系统服务物质质量空间分布格局

1990~2020 年单位栅格土壤保持量范围处于 0~51 365.40 t, 多年平均土壤保持量为 1.60×10^7 t。土壤保持服务的空间分布格局较为稳定, 高值区均位于园区南部及北部的核心保护区, 该地区林地较多、植被覆盖度高。中部的耕地、建设用地附近开发程度较高、人类活动频繁, 为土壤保持服务的低值区域, 北部的水域附近的土壤易受水力侵蚀, 故此处的土壤保持功能较弱。

研究时段内单位栅格碳储量处于 0~12.25 t, 多年平均碳储量为 1.33×10^7 t。1990~2020 年钱江源国家公园碳储量高值区面积持续上升, 高值区及中值区在全园区内分布范围广, 低值区面积逐渐下降; 高值区的土地利用类型为林地, 低值区的土地利用类型主要为建设用地以及水域。

钱江源国家公园的生境质量处于较高水平, 生境质量得分均值为 0.95, 最优生境质量面积逐渐上升。从空间格局来看, 低值区主要分布于园区中部的传统利用区及游憩展览区, 北部水域存在少量低值区, 其余地区生境质量优良, 生物多样性较高。

2.2.3 生态系统服务的热点区识别分析

通过各项生态系统服务热点区的叠加处理, 分析综合生态系统服务功能优良的区域分布情况, 结果如表 4 与图 6 所示。30 年间热点区变化情况显著, 1990~2020 年非热点区、I 类热点区面积逐渐降低, II 类、III 类以及 IV 类热点区面积不断升高。其中 1990 年非热点区主要集中于园区的南部与北部, 面积为 51.72 km², 热点区位于园区中部, I 类热点区面积占比最高, 以生境质量服务为主导, IV 类热点区的面积占比较低, 面积为 7.78 km²; 2000 年非热点区面积减少了 11.77 km², 主要分布于园区的中北部, 东南部转变为热点区域, II 类热点区的面积最大, 其主导生态系统服务为生境质量与土壤保持; 2010 年非热点区范围进一步缩小, 面积占比最大的 II 类热点区以土壤保持与固碳释氧服务为主导, IV 类热点区范围扩展至园区中部; 2020 年非热点区面积为 27.23 km², 占总面积比例为 0.11, 集中于园区东部, II 类热点区仍是面积最大的区域, 此时的主导生态系统服务为土壤保持与水资源供给服务。

表 4 1990~2020 年钱江源国家公园生态系统服务热点区面积及比例

土地利用类型	1990		2000		2010		2020	
	面积	比例	面积	比例	面积	比例	面积	比例
非热点区	51.72	0.21	39.95	0.16	35.11	0.14	27.23	0.11
I 类热点区	97.3	0.39	73.85	0.3	71.61	0.29	71.87	0.29
II 类热点区	63.15	0.26	77.06	0.31	77.67	0.31	82.04	0.33
III 类热点区	27.31	0.11	47.81	0.19	53.41	0.22	53.58	0.22
IV 类热点区	7.78	0.03	8.82	0.04	9.67	0.04	12.75	0.05

2.3 生态系统服务的权衡协同关系分析

由图 7 可知, 钱江源国家公园 1990~2000 年四种生态系统服务之间的权衡协同度构成 16 组值, 其中 10 组值为正值, 6 组值为负值, 表明研究区生态系统服务之间的关系以协同为主导。协同度最高(8.17)的生态系统服务为固碳释氧与土壤保持, 固碳释氧与水资源供给服务之间的权衡度最高, 为-3.75。水资源供给与其他三项服务均呈权衡关系, 且与土壤保持服务的权衡度最高(-2.17); 土壤保持服务与固碳释氧、生境质量呈弱协同关系, 与水资源供给呈弱权衡关系; 固碳释氧与土壤保持、生境质量的协同关系较强; 生境质量与土壤保持服务呈相互促进的协同关系, 且程度较高。

2000 年后, 钱江源国家公园的生态系统服务之间相互作用的程度和方向均有所改变, 研究区四种生态系统服务之间的权衡协同度共组成 16 组值, 其中 16 组值均为正值, 协同关系仍为研究区生态系统服务间关系的主导。水资源供给与固碳释氧服务间的协同度最高(26.25), 其次是土壤保持与固碳释氧服务之间协同度为 23.16、生境质量与固碳释氧服务间协同度为 11.76。相较于 1990~2000 年钱江源国家公园各项生态系统服务间的权衡协同关系, 土壤保持与生境质量之间的协同度有所提高, 而固碳释氧服务与其他三种服务的权衡协同度均有所降低。

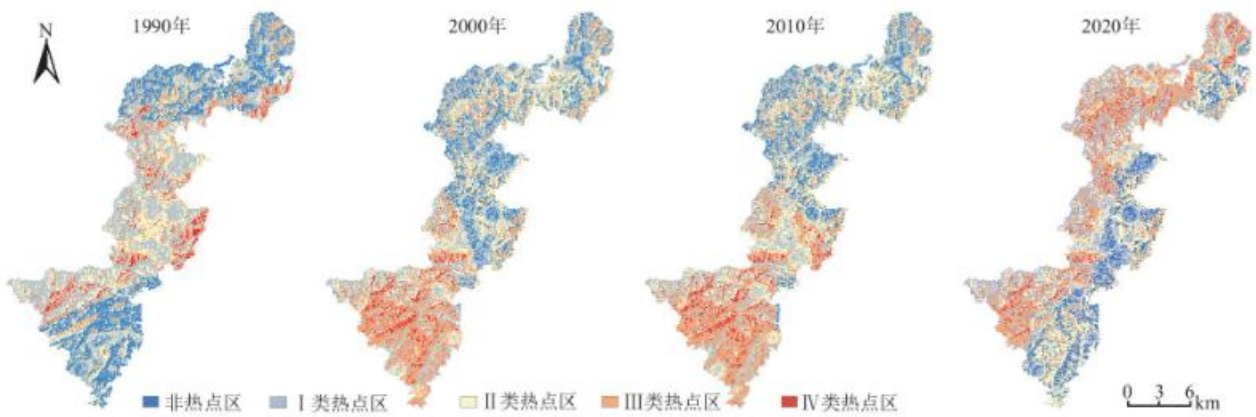


图 6 1990~2020 年钱江源国家公园多重生态系统服务热点区分布

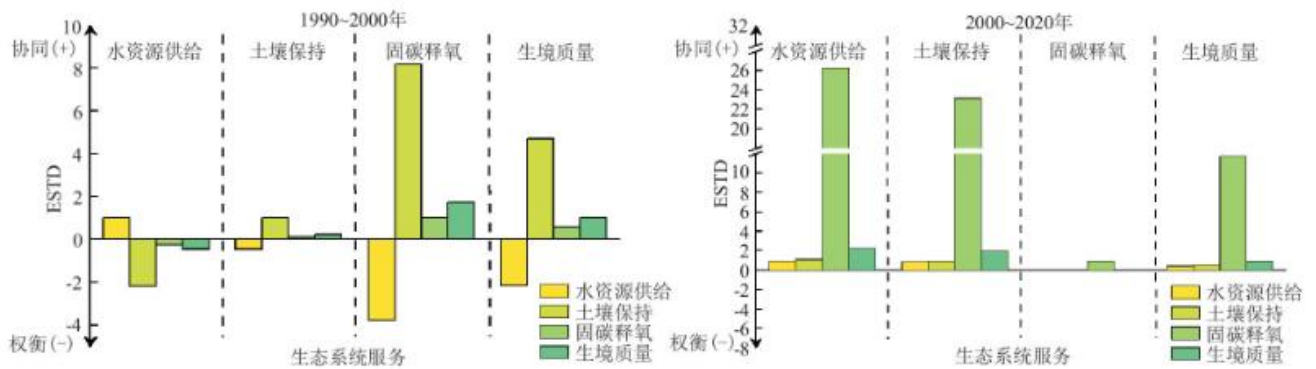


图 7 1990~2020 年钱江源国家公园生态系统服务权衡协同关系

3 讨论

3.1 生态系统服务物质量的时空变化潜在成因分析

1990 年以来钱江源国家公园的各项生态系统服务总体呈现上升趋势，生境质量趋好向优。结合钱江源土地利用类型变化、生态系统服务空间格局以及生态系统服务物质质量变化情况总结分析 1990~2020 年钱江源国家公园生态系统服务的时空演变特征及形成原因。

1990~2000 年，除水资源供给量下降了 $0.47 \times 10^7 \text{m}^3$ 外，其余生态系统服务物质质量变化较小。水资源供给服务的物质质量由降雨量和植物蒸散量所共同决定[59]，1990~2000 年钱江源国家公园的年降雨量与阔叶林面积明显下降，针叶林面积大幅增加，总体而言降雨的减少量大于林地蒸散的变化量，因而水资源供给量有所下降。2000 年以来，开化县委、县政府在全国率先提出并实施“生态立县”发展战略[60]，钱江源国家公园林地整体面积的增加使得土壤保持、固碳释氧服务的物质质量有所提升，其中土壤保持量由 $0.81 \times 10^7 \text{t}$ 增加至 $1.06 \times 10^7 \text{t}$ ，固碳释氧服务也有了 $0.06 \times 10^7 \text{t}$ 的增加量，钱江源根系发达的林地固碳释氧、土壤保持等方面作用显著。1999~2000 年间大量诸如马尾松、杉木、毛竹等针叶林树种入园[58]，园区的生境质量基本稳定。

2010 年水资源供给量、土壤保持量、固碳释氧量以及生境质量得分相较 2000 年均有所增加，增加比例分别为 90.69%、58.88%、0.73% 与 1.04%。其中，水资源供给服务的上升幅度最大，2010 年钱江源国家公园水资源供给量达到 $3.67 \times 10^7 \text{m}^3$ ，在空间上呈现中部及南部的产水量高，北部较低的格局特征。结合《钱江源国家公园体制试点区总体规划 2016-2025》中的功能分区图及降水量分布情况可知，中部及南部地区的年降水量大加之南部为园区的核心保护区，具有土壤肥沃、土壤保水能力较好等特点，使得园区中部及南部水源供给量较高；土壤保持量等于潜在土壤侵蚀量减去实际土壤侵蚀量，研究区坡度越高，杉木、马尾松等针叶林植被类型比重越高，实际土壤流失量就越小，进而土壤保持量越高[52]；林地面积趋于稳定，仅在其余地类与林地之间出现了小部分流动，而森林生态系统的固碳能力高于农田、建设用地等其他地类[40]，因此固碳释氧服务的物质质量呈现了小幅度增加，同时园区整体的生态环境有了一定的提升。

2010~2020 年，除生境质量得分保持不变外，其余三种生态系统服务物质质量均呈现小幅度上升。针叶林与阔叶林的面积基本维持不变，植物蒸散发量也基本不变，而 2020 年钱江源国家公园年降雨量有所提升，导致水资源供给量也随之增加；随着园区内林分发育到一定程度，土壤的物理性质得到改善，改变了土壤容重，土壤的孔隙度和渗透性有所增加，进而提高了土壤的贮蓄水能力，土壤保持量进一步增加[61]；自 2015 年钱江源国家公园体制试点确立以来，开化县积极针对园内生态环境开展恢复及提质工程，使得绿色植被面积有所增加以及部分不适宜耕地整治复绿，林地得到了良好的保护与充分的生长，林木碳储量及氧气释放量有所提升，园区生境质量得分为 0.96，整体保持在较高水平。

与前人研究成果对比分析来看，钱江源国家公园的四种生态系统服务中水资源供给服务的物质质量占比最大，其次是土壤保持、固碳释氧服务，生境质量得分均处于较高水平。孙孝平[49]在对开化县的生态系统服务进行研究时，也针对钱江源国家公园得出相似结果：1990~2020 年钱江源国家公园土壤保持量在 $320.89 \sim 1\,143.67 \text{ t} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{a}^{-1}$ ，平均值为 $636.53 \text{ t} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{a}^{-1}$ ，土壤保持量的范围与段宝玲等[52]的研究成果接近，而平均值则相对较大，这是因为段宝玲等人在研究过程中考虑了坡向因素，该因素对土壤保持服务具有负效应，因而土壤保持量相较于本文结果低。钱江源国家公园的碳密度介于 $112.06 \sim 139.54 \text{ t/hm}^2$ 之间，与李银等[62]估算的浙江省森林平均碳密度 120.80 t/hm^2 基本一致，钱江源国家公园的年储碳量达到浙江省森林储碳量的平均水平。1990~2020 年生境质量得分在 0.9 以上的区域面积由 98.34 km^2 增加至 235.33 km^2 ，其中生境质量得分较低的地区为园区内古田山、齐溪等主要景点、部分居民点集中的游憩展览区以及何田东部的传统利用区，人类活动对此处的生境造成了一定影响导致生境质量得分偏低，这与李博等[41]学者对钱江源国家公园生境质量的评估结果类似。

综上所述，影响钱江源国家公园生态系统服务时空格局演变的因素可归纳为 3 种：(1)土地利用/覆盖类型及面积的改变导致生态系统服务功能的大小、方向产生变化[63]；(2)与特定生态系统服务相关的条件如降雨量、土壤理化性质、植被类型及生长状况等发生改变，致使相应生态系统服务的物质质量随之变化；(3)国家公园自身的管理机制运作与相关部门制定的规划方案实施等人类活动会对生态系统服务造成一定影响[64]。

3.2 基于 ESTD 模型的生态系统服务权衡与协同关系分析

本文运用权衡协同意度模型对 1990~2020 年钱江源国家公园生态系统服务之间的权衡协同关系展开评估, 结果表明协同关系在研究区生态系统服务间占主导作用, 权衡关系占比较少。

根据权衡协同意度模型结果分析, 1990~2000 年生态系统服务间权衡与协同关系并存。其中, 协同程度最高的为固碳释氧与土壤保持服务, 协同意度为 8.17, 这可能是由于土壤是植物存活与固定其生长的重要因素, 而茂密的植被能对降雨进行截留, 从而削弱雨水对地表的冲击, 减弱土壤的侵蚀, 而植被能够通过光合作用将二氧化碳转换为氧气, 在该过程中将碳固定到植物体内, 进而使得植物生长与土壤截留这两项活动相辅相成[65]。权衡程度最高的为固碳释氧与水资源供给服务, 权衡度为-3.76, 具体来看, 林地面积的增加会使植被整体的蒸腾作用增强, 加之降雨量的波动, 最终会导致产水量减少, 而林地面积增加意味着植被覆盖率的提升, 固碳释氧能力会有所提高, 同时导致产水量和土壤持水能力下降[3]。综合来看, 该阶段生态系统服务之间以协同关系为主, 其中水资源供给与其他三项服务均呈此消彼长的权衡关系, 且与土壤保持服务的权衡度最高。研究表明, 土壤保持量的提升会导致土壤厚度的增加, 进而对降雨渗入土壤的阻碍作用越强, 植被可获取土壤水分减少, 最终使得产水量减少[66]; 而产水量的减少会削弱径流对地表土壤的侵蚀作用, 因此会增加土壤保持量[67]。

2000~2020 年研究区生态系统服务间均呈协同关系, 水源供给、土壤保持、固碳释氧服务的物质量不断上升、生境质量得分持续提高, 四种服务间呈现共同促进的协同作用。其中固碳释氧服务与其余三种服务之间协同程度较为显著, 协同意度分别为 26.26、23.17 与 11.77, 在这段时间内钱江源国家公园稳步推进对生态系统的保护管理工作, 更加注重园区的可持续与高质量发展, 林地质量不断提升促进植被固碳释氧能力加强, 良好的森林植被对降雨有较好的截留作用, 茂盛的植被冠层则一定程度上减少了雨水对土壤表层的冲刷[68], 生态系统服务间关系逐渐向相互协同方向转移, 且协同程度也有所提高, 这说明钱江源国家公园生态系统服务之间整体朝着协同共赢的方向发展。

虽然学界已经开始广泛使用 InVEST 模型来评估生态系统服务, 但本研究在运用该模型时仍发现其存在一定局限性: 模型的驱动数据较多且复杂, 同时在参数的选定和调优方面仍需进一步优化与完善; 本研究仅基于过去的情景进行生态系统服务评估, 而 InVEST 模型能基于土地利用数据对不同发展情景下的生态系统服务进行模拟与评估, 未来可进一步对不同土地利用情景下的生态系统服务之间相互影响的动态变化情况及驱动因素展开研究。

4 结论

本文基于 InVEST 模型对 1990~2020 年钱江源国家公园的水资源供给、土壤保持、固碳释氧、生境质量四种生态系统服务展开评估, 分析其时空演变规律, 并运用权衡协同意度模型研究不同时段生态系统服务间的相互关系。结果如下:

(1) 1990~2020 年钱江源国家公园的生态系统服务总量持续增长。其中, 水资源供给服务呈先下降后上升的趋势, 由 1990 年的 $2.39 \times 10^7 \text{m}^3$ 下降至 2000 年的 $1.92 \times 10^7 \text{m}^3$, 再到 2020 年上升至 $3.74 \times 10^7 \text{m}^3$; 土壤保持、固碳释氧与生境质量服务的物质量持续上升。

(2) 从钱江源国家公园各项生态系统服务的空间格局来看, 水资源供给服务由中部高、南北部低的特征逐步转变为东南部低、其余区域高的空间格局; 土壤保持服务的时空演变格局较为稳定; 固碳释氧服务的中高值在全园区内分布范围广, 低值区较少; 生境质量服务低值区主要位于园区中部及北部的水域附近, 其余地区生境质量较好。从生态系统服务的热点分区综合来看, 园区内四项生态系统服务高于均值的 IV 类热点区面积由 1990 年的 7.78 km^2 增加至 2020 年的 12.75 km^2 , 非热点区面积在 30 年间下降了 24.49 km^2 , 2020 年园区整体生态系统服务呈西部高、东部低的空间格局。

(3) 钱江源国家公园的生态系统服务间的关系以协同为主。1990~2000 年水资源供给与其他三种服务呈权衡关系, 其余服务间均呈协同关系; 2000~2020 年钱江源国家公园生态系统服务间的权衡关系逐渐转变为协同关系, 且协同程度有所上升。

(4)影响钱江源国家公园生态系统服务时空格局演变及权衡协同关系的因素主要为土地利用/覆盖类型的转变、特定生态系统服务相关条件的改变以及相关政策或规划的实施,同时人类活动对生态系统造成的干扰也会产生一定影响。

参考文献

- [1] 高吉喜,徐梦佳,邹长新.中国自然保护地70年发展历程与成效[J].中国环境管理,2019,11(4):25-29.GAO J X,XU M J,ZOU C X.Development achievement of natural conservation in 70 years of new China.Chinese Journal of Environmental Management[J],2019,11(4):25-29.
- [2] 庄优波,杨锐,赵智能.国家公园体制试点区试点实施方案初步分析[J].中国园林,2017,33(8):5-11.ZHUANG Y B,YANG R,ZHAO Z C.Preliminary analysis on the implementation plans for the Chinese National Park pilot areas[J].Chinese Landscape Architecture,2017,33(8):5-11.
- [3] 刘华超,任春颖,王宗明,等.大兴安岭生态功能区生态系统服务功能动态及权衡协同关系研究[J].生态与农村环境学报,2022,38(5):587-598.LIU H C,REN C Y,WANG Z M,et al.Dynamics of ecosystem service functions and their tradeoff and synergetic relationships in great Xing'an Mountains ecological function zone[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2022,38(5):587-598.
- [4] BOYD J,BANZHAF S.What are ecosystem services?The need for standardized environmental accounting units[J].Ecological Economics,2007,63(2/3):616-626.
- [5] DAILY G C.Nature's services:societal dependence on natural ecosystems[M].Washington,DC:Island Press,1997.
- [6] BONGAARTS J. IPBES,2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services[J].Population and Development Review,2019,45(3):680-681.
- [7] COSTANZA R,D'ARGE R,DE GROOT R,et al.The value of the world's ecosystem services and natural capital[J].Nature,1997,387(6630):253-260.
- [8] 王飞儿,郑思远,杨泓蕊,等.基于生态系统服务的浙江省水生态环境分区分类管控[J].生态学报,2022,42(2):539-548.WANG F E,ZHENG S Y,YANG H R,et al.Regionalization and classification of water eco-environment in Zhejiang Province based on ecosystem service[J].Acta Ecologica Sinica,2022,42(2):539-548.
- [9] 刘宥延.草地生态资产与生态系统服务概念与特征.草业科学[J],2022,39(4):795-805.LIU Y Y.Differentiation and analyses of the concepts and characteristics of ecological assets and ecosystem services of grasslands[J].Pratacultural Science,2022,39(4):795-805.
- [10] 尹岩,郝凤明,郝龙飞,等.基于生态价值核算的耕地生态补偿量化研究——以沈阳市为例[J].中国国土资源经济,2022,35(11):18-24.YIN Y,XI F M,BING L F,et al.A quantitative study on cultivated land compensation based on ecological value accounting—Taking Shenyang City As an example[J].Natural Resource Economics of China,2022,35(11):18-24.
- [11] 谭德明,丁仕宇,韩宝龙,等.不同发展模式对城市生态系统调节服务价值的影响研究[J].生态学报,

2022, 42(16):6554-6564. TAN D M, DING S Y, HAN B L, et al. Impact of different development patterns on the value of regulating services of urban ecosystems[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2022, 42(16):6554-6564.

[12] 周建伟, 王磊, 杨海青, 等. 近 20 年南充市土地利用与生态系统服务价值时空变化[J]. *西华师范大学学报(自然科学版)*, 2023, 44(2):121-130. ZHOU J W, WANG L, YANG H Q, et al. Spatio-temporal changes of land use and ecosystem service value of Nanchong city in recent 20 years[J]. *Journal of China West Normal University (Natural Sciences)*, 2023, 44(2):121-130.

[13] 刘燕, 王圳峰, 吴雅华, 等. 福州市生态系统服务价值演变及生态经济协调发展分析[J]. *生态科学*, 2022, 41(2):149-155. LIU Y, WANG Z F, WU Y H, et al. Ecosystem service evolution and eco-economic harmonious development in Fuzhou[J]. *Ecological Science*, 2022, 41(2):149-155.

[14] 朱润苗, 陈松林. 1980—2020 年福建省景观生态风险与生态系统服务价值的空间关系[J]. *应用生态学报*, 2022, 33(6):1599-1607. ZHU R M, CHEN S L. Spatial relationship between landscape ecological risk and ecosystem service value in Fujian Province, China during 1980-2020[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2022, 33(6):1599-1607.

[15] 刘海龙, 丁娅楠, 王跃飞, 等. 山西省城镇化与生态系统服务时空相关性及其空间效应分析[J]. *水土保持学报*, 2022, 36(1):124-134. LIU H L, DING Y N, WANG Y F, et al. Analysis of temporal-spatial correlation and spatial effect between urbanization and ecosystem services in Shanxi Province[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2022, 36(1):124-134.

[16] 姜晗, 吴群. 基于 LUCC 的江苏省生态系统服务价值评估及时空演变特征研究[J]. *长江流域资源与环境*, 2021, 30(11):2712-2725. JIANG H, WU Q. Ecological service value evaluation and temporal-spatial evolution characteristics in Jiangsu Province based on LUCC[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2021, 30(11):2712-2725.

[17] 秦晓川, 付碧宏. 青岛都市圈生态系统服务-经济发展时空协调性分析及优化利用[J]. *生态学报*, 2020, 40(22):8251-8264. QIN X C, FU B H. Spatio-temporal coordination between ecosystem services and economic development and its optimal utilization in Qingdao Metropolitan Region, China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, 40(22):8251-8264.

[18] 周渝, 邓伟, 刘婷, 等. 重庆都市区生态系统服务价值时空演变及其驱动力[J]. *水土保持研究*, 2020, 27(1):249-256. ZHOU Y, DENG W, LIU T, et al. Spatio-temporal evolution and driving force of ecosystem service value in Chongqing metropolitan area[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2020, 27(1):249-256.

[19] 宋冰洁. 西安都市圈农业转型对生态系统服务的影响[D]. 西安: 陕西师范大学, 2018. SONG B J. Influence of agricultural transformation on ecosystem services in xi 'an metropolitan area[D]. Xi'an: Shaanxi Normal University, 2018.

[20] 黎佳君, 廖秋林, 沈守云, 等. 长株潭城市群绿心地区生态系统服务价值时空变化研究[J]. *中国园林*, 2022, 38(1):100-105. LI J J, LIAO Q L, SHEN S Y, et al. Study on the spatiotemporal changes of land use and ecosystem services value (ESV) of the green heart area in the Changsha-ZhuzhouXiangtan(CZT) city group[J]. *Chinese Landscape Architecture*, 2022, 38(1):100-105.

- [21] 王兆峰, 汤桂林. 长株潭城市群旅游城镇化与生态系统服务价值耦合研究[J]. 中南林业科技大学学报(社会科学版), 2021, 15(5):88-97. WANG Z F, TANG G L. Coupling of Spatial and Temporal Evolution of Land Ecosystem Service Value and Tourism Urbanization: A case study of Chang-Zhu-Tan Urban Agglomeration[J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology (Social Sciences), 2021, 15(5):88-97.
- [22] 柳敏, 赵少华, 王亚婷, 等. 中原城市群生态系统服务价值时空变化研究[J]. 人民黄河, 2021, 43(11):17-22, 28. LIU M, ZHAO S H, WANG Y T, et al. Study on the spatial-temporal variation of ecosystem service value in central Plains urban agglomeration[J]. Yellow River, 2021, 43(11):17-22, 28.
- [23] 黄卓男, 陈颖彪, 吴志峰. 珠三角城市群地表热环境与生态系统服务价值解耦的时空特征[J]. 应用生态学报, 2022, 33(7):1993-2000. HUANG Z N, CHEN Y B, WU Z F. Spatiotemporal characteristics of decoupling between land surface thermal environment and ecosystem service value in Pearl River Delta Urban Agglomeration, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2022, 33(7):1993-2000.
- [24] 李玫, 廖宝文, 陈玉军, 等. 广东中山翠亨国家湿地公园湿地生态系统服务价值评估[J]. 生态科学, 2022, 41(3):196-202. LI M, LIAO B W, CHEN Y J, et al. Wetland ecosystem services valuation of Cuiheng National Wetland Park in Zhongshan, Guangdong Province[J]. Ecological Science, 2022, 41(3):196-202.
- [25] 裴孟杰, 陈中义, 史玉虎, 等. 基于当量因子法评估不同时期洪湖湿地生态系统服务价值[J]. 湖北大学学报(自然科学版), 2022, 44(2):154-161. PEI M J, CHEN Z Y, SHI Y H, et al. Estimation of ecosystem service value of Honghu wetland in different periods based on equivalent factor method[J]. Journal of Hubei University (Natural Science), 2022, 44(2):154-161.
- [26] 高帆, 彭祚登, 徐鹏. 1977—2018年贵州省森林生态系统服务功能评估[J]. 生态科学, 2022, 41(4):181-188. GAO F, PENG Z D, XU P. Evaluation of the service functions of the forest ecosystem in Guizhou Province during 1977-2018[J]. Ecological Science, 2022, 41(4):181-188.
- [27] 许庭毓, 牛香, 王兵. 辽宁省森林生态系统服务功能空间格局[J]. 中国水土保持科学(中英文), 2021, 19(6):100-107. XU T Y, NIU X, WANG B. Spatial patterns of forest ecosystem services in Liaoning Province[J]. Science of Soil and Water Conservation, 2021, 19(6):100-107.
- [28] 温馨, 陈春. 基于“三生空间”的长江流域重庆段生态系统服务价值时空演变研究[J]. 重庆师范大学学报(自然科学版), 2022, 39(3):128-140. WEN X, CHEN C. Study on the spatio-temporal evolution of ecosystem service value in Chongqing section of Yangtze River Basin based on ecological-production-living spaces[J]. Journal of Chongqing Normal University (Natural Science), 2022, 39(3):128-140.
- [29] 周景博, 薛婕, 吴良, 等. 达里诺尔湖流域土地利用变化的生态系统服务价值影响评价[J]. 环境污染与防治, 2022, 44(5):656-661. ZHOU J B, XUE J, WU L, et al. Impacts of change of land use on ecosystem service values in Dalinuoer Lake Basin[J]. Environmental Pollution & Control, 2022, 44(5):656-661.
- [30] 王颖慧, 丁建丽, 李晓航, 等. 伊犁河流域土地利用/覆被变化对生态系统服务价值的影响——基于强度分析模型[J]. 生态学报, 2022, 42(8):3106-3118. WANG Y H, DING J L, LI X H, et al. Impact of LUCC on ecosystem services values in the Yili River Basin based on an intensity analysis model[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(8):3106-3118.

-
- [31] 曾梦婷, 李志刚. 基于改进价值当量因子的北京市生态-经济协调度实证分析[J]. 生态经济, 2021, 37(4):163-169. ZENG M T, LI Z G. An empirical analysis of eco-economic coordination degree in Beijing based on improved value equivalent factor[J]. Ecological Economy, 2021, 37(4):163-169.
- [32] 赵铁, 付根生. 珊溪水库生态系统服务物质量和价值量评估[J]. 环境生态学, 2022, 4(S1):31-39. ZHAO T, FU G S. The ecosystem services quality and value evaluation of Shanxi Reservoir[J]. Environmental Ecology, 2022, 4(S1):31-39.
- [33] 王子尧, 黄楚梨, 李惊, 等. 耦合 InVEST-HFI-PLUS 模型的生态分区规划与动态评估——以博尔塔拉蒙古自治州为例[J]. 生态学报, 2022, 42(14):5789-5798. WANG Z Y, HUANG C L, LI L, et al. Ecological zoning planning and dynamic evaluation coupled with Invest-HFI-Plus model: A case study in Bortala Mongolian Autonomous Prefecture[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(14):5789-5798.
- [34] 杨君, 周鹏全, 袁淑君, 等. 基于 InVEST 模型的洞庭湖生态经济区生态系统服务功能研究[J]. 水土保持通报, 2022, 42(1):267-272, 282. YANG J, ZHOU P Q, YUAN S J, et al. Land ecosystem service functions for Dongting Lake ecological economic zone based on InVEST model[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2022, 42(1):267-272, 282.
- [35] 颀茂华, 孙佳文, 刘铁鑫. 中国资源型城市生态系统服务价值评价——基于 Meta 模型视角[J]. 干旱区地理, 2022, 45(6):1949-1957. XIE M H, SUN J W, LIU T X. Evaluation of ecosystem service value of resource-based cities in China: Based on the perspective of Meta model[J]. Arid Land Geography, 2022, 45(6):1949-1957.
- [36] 李安林, 周艳, 唐丽毅, 等. 怒江州土地利用模拟及生态系统服务价值评估——基于 PLUS 模型的多情景分析[J]. 中国农业资源与区划, 2023, 44(1):140-149. LI A L, ZHOU Y, TANG L Y, et al. Land use simulation and ecosystem services values evaluation in Nujiang prefecture — a multiple-scenario analysis based on plus model[J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2023, 44(1):140-149.
- [37] 孙孝平, 李双, 余建平, 等. 基于土地利用变化情景的生态系统服务价值评估: 以钱江源国家公园体制试点区为例[J]. 生物多样性, 2019, 27(1):51-63. SUN X P, LI S, YU J P, et al. Evaluation of ecosystem service value based on land use scenarios: A case study of Qianjiangyuan National Park pilot[J]. Biodiversity Science, 2019, 27(1):51-63.
- [38] 孙德顺, 曹硕, 李世隆, 等. 基于土地利用覆被变化的钱江源国家公园生态服务价值研究[J]. 北京农学院学报, 2021, 36(2):107-111. SUN D S, CAO S, LI S L, et al. On ecological service value of Qianjiangyuan National Park Based on land use cover change[J]. Journal of Beijing University of Agriculture, 2021, 36(2):107-111.
- [39] 段艺璇. 钱江源国家公园体制试点区湿地生态系统服务价值评估与补偿研究[D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2019. DUAN Y X. Evaluation of wetland ecosystem service value and ecological compensation in Qianjiangyuan National Park system pilot area[D]. Beijing: Chinese Academy of Forestry, 2019.
- [40] 邹文涛, 何友均, 叶兵, 等. 基于 InVEST 模型的钱江源国家公园生态系统碳储量研究[J]. 中南林业科技大学学报, 2021, 41(3):120-128. ZOU W T, HE Y J, YE B, et al. Study on carbon storage of ecosystem in Qianjiangyuan National Park based on InVEST model[J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology, 2021, 41(3):120-128.
- [41] 李博, 林文鹏, 李鲁冰. 面向 SDG15 的钱江源国家公园生态系统服务时空分析[J]. 自然资源遥感, 2022, 34(4):243-253. LI B, LIN W P, LI L B. SDG15-oriented analysis on the spatiotemporal dynamics of ecosystem services

in Qianjiangyuan National Park[J].Remote Sensing for Natural Resources,2022,34(4):243-253.

[42] 潘鹤思,李英,陈振环.森林生态系统服务价值评估方法研究综述及展望[J].干旱区资源与环境,2018,32(6):72-78. PAN H S, LI Y, CHEN Z H. A review and perspectives on the methods for evaluation of forest ecosystem service values[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2018, 32(6):72-78.

[43] 李丽,王心源,骆磊,等.生态系统服务价值评估方法综述[J].生态学杂志,2018,37(4):1233-1245. LI L, WANG X Y, LUO L, et al. A systematic review on the methods of ecosystem services value assessment[J]. Chinese Journal of Ecology, 2018, 37(4):1233-1245.

[44] 袁周炎妍,万荣荣.生态系统服务评估方法研究进展[J].生态科学,2019,38(5):210-219. YUAN Z, WAN R R. A review on the methods of ecosystem service assessment[J]. Ecological Science, 2019, 38(5):210-219.

[45] 李屹峰,罗跃初,刘纲,等.土地利用变化对生态系统服务功能的影响——以密云水库流域为例[J].生态学报,2013,33(3):726-736. LI Y F, LUO Y C, LIU G, et al. Effects of land use change on ecosystem services: A case study in Miyun Reservoir watershed[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(3):726-736.

[46] 钱江源国家公园管理局.亚热带之窗钱江源国家公园[J].浙江林业,2020(1):26-27. Window of subtropics Qianjiangyuan national park[J]. Zhejiang Forestry, 2020(1):26-27.

[47] 杨永红,张展羽.改进 Hargreaves 方法计算拉萨参考作物蒸发蒸腾量[J].水科学进展,2009,20(5):614-618. YANG Y H, ZHANG Z Y. Method for calculating Lhasa reference crop evapotranspiration by modifying Hargreaves[J]. Advances in Water Science, 2009, 20(5):614-618.

[48] 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. ZHOU W Z, LIU G H, PAN J J. Soil available water capacity and it's empirical and statistical models—with s special reference to black soils in northeast China[J]. Journal of Arid Land Resources & Environment, 2003, 17(4):88-95.

[49] 孙孝平.基于土地利用变化情景的开化县生态系统服务功能评估研究[D].南京:南京林业大学,2016. SUN X P. Study on evaluation of ecosystem service function in Kaihua County based on land use change scenario[D]. Nanjing: Nanjing Forestry University, 2016.

[50] WISCHMEIER W H, SMITH D D. Rainfall energy and its relationship to soil loss[J]. Transactions, American Geophysical Union, 1958, 39(2):285.

[51] WILLIAMS J R, JONES C A, DYKE P T. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity[J]. Transactions of the ASAE, 1984, 27(1):129-144.

[52] 段宝玲,冯强,原燕燕,等.钱江源国家公园体制试点区生态系统服务权衡与协同分析[J].旅游科学,2021,35(5):11-31. DUAN B L, FENG Q, YUAN Y Y, et al. Ecosystem services trade-offs and synergies in Qianjiangyuan National Park system pilot[J]. Tourism Science, 2021, 35(5):11-31.

-
- [53] 陈妍, 乔飞, 江磊. 基于 InVEST 模型的土地利用格局变化对区域尺度生境质量的影响研究——以北京为例[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2016, 52(3):553-562. CHEN Y, QIAO F, JIANG L. Effects of land use pattern change on regional scale habitat quality based on InVEST model:A case study in Beijing[J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2016, 52(3):553-562.
- [54] 白杨, 欧阳志云, 郑华, 等. 海河流域森林生态系统服务功能评估[J]. 生态学报, 2011, 31(7):2029-2039. BAI Y, OUYANG Z Y, ZHENG H, et al. Evaluation of the forest ecosystem services in Haihe River Basin, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, 31(7):2029-2039.
- [55] HE J, SHI X, FU Y, et al. Spatiotemporal pattern of the trade-offs and synergies of ecosystem services after Grain for Green Program:A case study of the Loess Plateau, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2020, 27(24):30020-30033.
- [56] 裴渊杰, 罗漫雅, 赵永华, 等. 多尺度生态系统服务权衡与协同关系——以延安市为例[J]. 生态学杂志, 2022, 41(7):1351-1360. PEI Y J, LUO M Y, ZHAO Y H, et al. Trade-offs and synergies among ecosystem services at multiple scales:A case study of Yan'an City[J]. Chinese Journal of Ecology, 2022, 41(7):1351-1360.
- [57] JOPKE C, KREYLING J, MAES J, et al. Interactions among ecosystem services across Europe:Bagplots and cumulative correlation coefficients reveal synergies, trade-offs, and regional patterns[J]. Ecological Indicators, 2015, 49:46-52.
- [58] 吴长贤. 钱塘江源头地区森林生态保护的对策建议[J]. 华东森林经理, 2000, 14(1):54-56. WU C X. Countermeasures and suggestions on forest ecological protection in the source area of Qiantang River[J]. East China Forest Management, 2000, 14(1):54-56.
- [59] 郑华, 李屹峰, 欧阳志云, 等. 生态系统服务功能管理研究进展[J]. 生态学报, 2013, 33(3):702-710. ZHENG H, LI Y F, OUYANG Z Y, et al. Progress and perspectives of ecosystem services management[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(3):702-710.
- [60] 县委报道组提供. 开化保护与发展互动产业与生态共赢[N]. 浙江日报, 2009-04-24(9).
- [61] 郭冻, 夏北成, 倪国祥. 不同森林类型的土壤持水能力及其环境效应研究[J]. 中山大学学报(自然科学版), 2005, 44(S1):327-330. GUO L, XIA B C, NI G X. Analysis of water capacities held in different forest soils and environmental effect[J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni, 2005, 44(S1):327-330.
- [62] 李银, 陈国科, 林敦梅, 等. 浙江省森林生态系统碳储量及其分布特征[J]. 植物生态学报, 2016, 40(4):354-363. LI Y, CHEN G K, LIN D M, et al. Carbon storage and its distribution of forest ecosystems in Zhejiang Province, China[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2016, 40(4):354-363.
- [63] 王兆峰, 许静. 土地利用演变对国家公园生态系统服务价值的影响——以三江源国家公园为例[J]. 生态学报, 2022, 42(17):6948-6958. WANG Z F, XU J. Impacts of land use evolution on ecosystem service value of National Parks:Take Sanjiangyuan National Park as an example[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(17):6948-6958.

[64] 刘伟, 刘祥宏, 但新球, 等. 生态脆弱区土地利用变化对生态系统服务价值的影响——以贵州北盘江大峡谷国家湿地公园为例[J]. 草地学报, 2015, 23(4):689-696. LIU W, LIU X H, DAN X Q, et al. Effects of land use change on the ecosystem service value in ecologically fragile zones: A case study of Beipan River grand canyon national wetland park[J]. Acta Agrestia Sinica, 2015, 23(4):689-696.

[65] 周涛, 史培军, 王绍强. 气候变化及人类活动对中国土壤有机碳储量的影响[J]. 地理学报, 2003, 58(5):727-734. ZHOU T, SHI P J, WANG S Q. Impacts of climate change and human activities on soil carbon storage in China[J]. Acta Geographica Sinica, 2003, 58(5):727-734.

[66] BRAUN D, JONG R, SCHAEPMAN M E, et al. Ecosystem service change caused by climatological and non-climatological drivers: A Swiss case study[J]. Ecological Applications, 2019, 29(4):e01901.

[67] KHAN M, SHARMA A, GOYAL M K. Assessment of future water provisioning and sediment load under climate and LULC change scenarios in a peninsular river basin, India[J]. Hydrological Sciences Journal, 2019, 64(4):405-419.

[68] 祁宁, 赵君, 杨延征, 等. 基于服务簇的东北地区生态系统服务权衡与协同[J]. 生态学报, 2020, 40(9):2827-2837. QI N, ZHAO J, YANG Y Z, et al. Quantifying ecosystem service trade-offs and synergies in Northeast China based on ecosystem service bundles[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(9):2827-2837.