

DOI: 10.5846/stxb201809202052

吴强, PENG Yuanying, 马恒运, 张合平, 刘奕汝. 森林生态系统服务价值及其补偿研究——以马尾松林为例. 生态学报, 2019, 39(1): - .

Wu Q, Peng Yuanying, Ma H Y, Zhang H P, Liu Y R. Research on the value of forest ecosystem services and compensation in a *Pinus massoniana* forest. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(1): - .

森林生态系统服务价值及其补偿研究 ——以马尾松林为例

吴 强¹, PENG Yuanying², 马恒运¹, 张合平^{3,*}, 刘奕汝⁴

1 河南农业大学经济与管理学院, 郑州 450046

2 College of Arts and Science, Lewis University, Romeoville, IL 60446, USA

3 中南林业科技大学生命科学与技术学院, 长沙 10004

4 广东现代劳动管理服务中心, 广州 510000

摘要: 森林补偿资金分配与生态系统服务脱钩, 是长期以来制约森林生态保护制度发挥作用的关键因素。建立森林生态保护成效与资金分配挂钩的激励约束机制, 对于完善生态补偿制度、保障国家生态安全具有重要意义。以马尾松林为例, 运用野外调查、实验室实验等方法, 精准计量评价马尾松林的固碳、水源涵养、固土保肥、生物多样性等 4 种主要生态系统服务; 以皮尔 (R. Pearl) 生长曲线为基础构建生态补偿算法, 测算基于生态系统服务价值的马尾松林补偿标准。第一, 马尾松林生态系统服务价值为 10335.86—16358.06 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$, 固碳价值为 165.93—521.03 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$, 水源涵养价值为 5024.47—11788.30 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$, 固土保肥价值为 3597.84—6405.04 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$, 生物多样性价值为 178.57—1346.15 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$ 。第二, 固碳价值、固土保肥价值在空间上呈现出随纬度增加而减小的格局, 水源涵养价值、生物多样性价值与前者分布格局相反。植被类型、经营方式影响马尾松林生态系统服务价值, 混交林生态系统服务价值大于纯林, 间伐补植的马尾松林生态系统服务价值高于皆伐后营造的林分。第三, 马尾松林生态系统服务补偿标准为 0.15×10^3 — 1.43×10^3 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$, 大小主要受生态系统服务单价影响。本研究为森林生态系统服务精确计量评价、森林生态系统服务补偿标准的确定提供科学量化的依据。

关键词: 林地利用方式; 生态系统服务; 生态补偿; 补偿标准

Research on the value of forest ecosystem services and compensation in a *Pinus massoniana* forest

WU Qiang¹, PENG Yuanying², MA Hengyun¹, ZHANG Heping^{3,*}, LIU Yiru⁴

1 College of Economics and Management, Henan Agricultural University, Zhengzhou 450046, China

2 College of Arts and Science, Lewis University, Romeoville, IL 60446, USA

3 College of Life Science and Technology, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004, China

4 Guangdong Modern Labor Management Service Center, Guangzhou 510000, China

Abstract: The separation from forest compensation allocation and forest ecosystem services has been a long-term barrier for restricting proper functioning of forest ecological conservation. It is of great significance to establish an incentive and restrictive mechanism coupling the effects of forest conservation with allocation of forest compensation funds in order to improve the ecological compensation system and ensure national ecological security. In this study, we selected Masson pine (*Pinus massoniana*) forests as the research target and used field investigation and laboratory analysis to accurately evaluate

基金项目: 国家林业公益性行业科研专项 (201204512); 广州市哲学社会科学发展“十三五”规划课题“ (2017GZYB27); 教育部高等学校博士学科点专项科研基金联合资助课题 (博导类) (20124105110006)

收稿日期: 2018-09-20; 修订日期: 2018-11-20

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: hepzhang@sina.com.cn

the value of four main ecosystem services in the forests, namely carbon sequestration, water conservation, soil fertility conservation, and biodiversity protection. Based on a classic growth curve (Raymond Pearl), an ecological compensation algorithm was developed to determine the standard compensation value for ecosystem services in Masson pine forests. The results showed that, firstly, the total ecosystem services value of Masson pine forests ranged from 10,335.86—16,358.06 yuan $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$, with the four services valued at 165.93—521.03; 5,024.47—11,788.30; 3,597.84—6,405.04; and 178.57—1,346.15 yuan $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$ for carbon sequestration, water conservation, soil fertility conservation, and biodiversity protection, respectively. Secondly, the spatial pattern of carbon sequestration and soil fertility conservation value decreased with increasing latitude; whereas, the water conservation and biodiversity protection value increased with latitude. The forest ecosystem services value was also affected by vegetation types and forest management practices, as it was higher in the mixed Masson pine stands compared to the pure Masson pine stands and was higher in the stands that had undergone thinning and replanting by silvicultural practices compared to the afforestation stands after clear cutting. Lastly, the forest ecosystem services standard compensation value in Masson pine forests ranged from 0.15— 1.43×10^3 yuan $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$ which was determined by the unit price of forest ecosystem services. This study provides a quantitative basis for measuring and evaluating forest ecosystem services and standard compensation value accurately.

Key Words: woodland-use patterns; ecosystem services; ecological compensation; compensation standard

森林生态系统服务是指森林生态系统形成和所维持的人类赖以生存和发展的环境条件与效用。近年来,虽然森林生态保护措施在不同国家和地区均有开展,但森林生态系统服务退化问题仍未解决,森林生态系统服务保护是人类共同面临的全球性问题,建立森林生态系统服务补偿制度被认为是一种有效的政策手段。因此,许多国家都建立了森林生态保护制度,我国中央及地方政府陆续建立森林生态效益补偿基金,试图通过制度设计激励林农加强森林生态保护,从而实现经济发展和生态系统保护的双赢局面。但是,由于森林生态补偿标准与生态系统服务价值长期脱钩,林农保护生态收益长期偏低,甚至无法弥补造林和管护成本,部分地区存在因生态保护返贫现象^[1]。因此,准确计量评价森林生态系统服务价值,探索建立森林生态系统服务价值和补偿标准挂钩的激励约束机制,对于完善森林生态补偿制度具有十分重要的意义。

20 世纪 50 年代以来,国际上陆续开始对森林生态系统服务价值进行研究^[2],早期主要偏向于计算直接经济价值、森林游憩价值,后来逐渐转变为对森林公益效能价值的评价,并发展出能值法、替代价值法、意愿调查法、市场法等,由于基本概念界定、评价指标体系、评估方法均很不完善,评价结果争议较大,很难应用。1997 年,Costanza 等在《Nature》杂志发表《全球生态系统服务与自然资本的价值》一文,系统提出了生态系统价值的评估方案,对后续研究带来深远影响^[3]。进入 21 世纪以来,随着千年生态系统评估和 UK NEA (UK National Ecosystem Assessment) 等项目的启动,全球数千名自然、经济及社会科学家投入到生态系统服务的评价工作当中。随着 3S 技术的广泛应用,国际上陆续开发出多种适合于大尺度评估森林生态系统服务的生态模型,包括 CITI green^[4]、InVEST^[5]、SoIVES^[6] 等逐渐被应用于评估当中,这些模型能够帮助开展景观尺度下的可持续评估,但评价结果的可视性与可操作性略差。国内早期对森林生态系统服务的系统性研究主要集中于较大尺度上,有学者^[7-8]采用全国森林资源清查数据,对国家尺度的森林生态系统服务价值进行测算。后续研究逐渐侧重于区域尺度森林生态系统服务的研究,王兵等^[9]评估了辽宁省 14 个地市主要植被类型生态系统服务价值,刘永杰等^[10]对神农架自然保护区森林的林产品、涵养水源、土壤保持等 8 项生态系统服务价值进行评估,徐雨晴等^[11]采用 CEVSA 模型计算的 NPP 及 Costanza 等提出的生态系统服务价值计算方法,研究了气候变化背景下中国未来森林生态系统服务价值的时空特征。

森林生态补偿的研究成果主要集中于概念界定、模式构建、标准确定和效率评估等^[12]。Wunder 等^[13]提出的生态补偿概念在国际上占主导地位,他们主要强调产权界定、土地利用和自愿交易。按照这种理解,理想的生态补偿项目应该把生态系统服务整合到市场中,即尽力实施科斯定理^[14]。但是,由于生态系统服务的外

部性特征明显,产权界定难度大,交易成本高,科斯思路的实施依赖于完善的外部市场环境。另外一种思路是通过政府征税或补贴的手段调节利益相关者的收益,从而激励林农提供森林生态系统服务,即庇古手段。事实上,无论是科斯思路还是庇古手段,森林生态补偿均需以森林生态系统服务价值的准确计量评价为前提。从研究侧重点来看,发达国家注重森林生态补偿的成本与效益、公平与效率、补偿效应等方面的研究^[15-16],注重发挥市场机制作用。Diswandi^[17]考察了 West Lombok 地区生态系统服务支付项目的减贫效果,发现短期内效果并不明显。发展中国家侧重于采用庇古手段,国内森林生态补偿研究的核心问题是补偿标准的确定^[18-19],但如何建立生态系统服务价值与补偿标准的关系,理论界尚未取得令人满意的答案。有学者认为应以森林生态建设与保护成本作为最低补偿标准,最高补偿标准应结合生态效益与经济发展水平确定^[20]。

经过研究人员和社会各界长期努力,森林生态系统服务价值评估已经取得长足进展,但仍存在一些明显的缺陷。第一,缺乏对小尺度森林生态系统服务价值的研究,无法实现精准生态补偿。现有研究成果主要集中于国家、地市县等大尺度方面,林班、小班尺度的研究十分匮乏,大尺度的评估结果无法满足森林精准补偿政策的需要。第二,森林生态系统服务价值评估缺乏对生态系统结构、过程 and 功能的深入研究,评估过程缺乏可靠的生态学基础。第三,缺乏对价格信息的披露和调整。有一些研究没有披露研究方案设计的相关信息,例如,森林规模大小、估值年份与价格信息,但这些信息对于准确估值却相当重要。有些研究以不同年份的价格为基础,评估不同类型的森林生态系统服务并加总,计算的总价值经济学意义不明确。第四,缺乏对森林生态系统服务价值和生态补偿有效耦合的深入研究。

马尾松是我国亚热带地区特有的乡土树种和南方荒山造林先锋树种,是我国分布最广、面积最大、用途广泛的针叶树种。马尾松林是我国东南部湿润亚热带地区分布最广,资源最大的森林群落,也是这一地带典型代表群系之一^[21]。本研究以小班为研究尺度,在改进现有森林评估规范的基础上,计量评价马尾松林固碳、水源涵养、固土保肥、生物多样性等 4 种主要生态系统服务,深入探讨森林生态系统服务与生态补偿的逻辑关系,并尝试设计马尾松林生态补偿标准体系。以期能够为未来开展精准森林生态系统服务价值评估提供科学依据,为我国森林生态补偿制度和政策设计提供理论参考。

1 森林生态补偿逻辑论证

林地利用方式直接影响林场收益、森林生态系统服务和社会福利。如图 1,保护森林能够为社会提供水源涵养、固土保肥等调节服务,但减少了林场潜在的供给服务的收益(伐木等),林场仅能从森林保护中获得微乎其微的收益,这些收益远低于改变土地用途(农田或牧场等)获得的报酬^[22];森林采伐为林场带来直接经济效益,但导致水源涵养、固土保肥、固碳和生物多样性等生态系统服务的衰退或丧失,导致生态系统服务使用者福利减少。在缺乏生态补偿的场景中,林场没有森林保护的经济激励,森林过度采伐或林地用途改变导致生态系统服务水平下降。

构建森林生态系统服务补偿机制,能够促进森林生态补偿制度激励相容。设定 4 种情景(4 个阈值带),并对利益相关者选择行为、森林生态系统服务供给、补偿标准进行分析。如图 2,生态阈值代表了生态过程或参数发生突变的一个点,此突变点响应于一个驱动力的相对较小的变化^[23]。D 表示马尾松林生态系统服务的需求曲线,S 表示马尾松林生态系统服务的供给曲线,阈值带 I 中森林生态系统将发生不可逆的退化甚至崩溃,生态系统服务的供需双方均无法承受系统崩溃带来的损失,供需双方对价格不敏感,需求曲线和供给曲线较为陡峭;森林生态系统处于阈值带 II 时需要排除干扰因子才能使生态系统重新达到平衡,处于阈值带 III 时具有自我适应与调节能力达到稳定状态,此时供给曲线与需求曲线相比较阈值带 I 较为平缓;在阈值带 IV

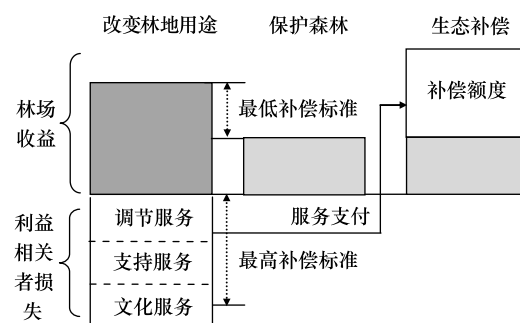


图 1 森林生态系统服务补偿的逻辑基础

Fig.1 Logical basis of forest ecosystem services compensation

中,森林生态系统处于可持续的稳定状态,使用者对生态系统服务敏感度下降,而林场用于提供生态系统服务的林地也是相对有限的,此时需求曲线和供给曲线较为陡峭。

以政府补偿为场景,假定林场的受偿意愿和生态系统服务使用者的支付意愿均介于最低补偿标准与最高补偿标准之间。如图 2,当补偿标准 P 等于 0 时,林场将改变林地用途,服务数量 Q_0 低于生态阈值 $Q_{\min}$,在短期,林场福利水平不变,使用者和社会总福利水平减少;在长期,生态环境恶化导致林场总收入减少,生态系统服务提供者和使用者的福利均减少,导致生态环境的公地悲剧。森林最低补偿标准 $P_{\min}$ 是林地利用机会成本与护林收益之间的差额(成本法),此时森林生态系统服务供给数量为 $Q_{\min}$,林场的福利水平与改变林地用途时无差异,生态系统服务使用者和社会总福利水平相较于无补偿时有改进;最高补偿标准 $P_{\max}$ (价值法)是林场改变林地用途造成使用者福利的损失,此时森林生态系统服务的供给数量为 $Q_{\max}$,使用者福利水平与改变林地用途场景无差异,林场和社会总福利水平增加,相较于无补偿状态,森林生态补偿制度有利于社会福利的总体改进。以上分析表明,在生态系统服务使用者能够接受的范围内,开展生态系统服务补偿能够提高林场保护生态的积极性,促进森林生态建设的可持续发展。

2 数据与方法

2.1 研究地概况

2.1.1 地理位置

本研究在广西壮族自治区($20^{\circ}54'—26^{\circ}24' N$, $104^{\circ}28'—112^{\circ}04' E$)和湖南省($24^{\circ}40'—30^{\circ}04' N$, $108^{\circ}50'—114^{\circ}15' E$)开展,如图 3。广西陆地面积 236275 km^2 ,占全国总面积的 2.46%,森林面积 1430 万 hm^2 ,森林覆盖率 60.17%。湖南省林业用地面积 1299.80 万 hm^2 ,占全省国土总面积的 61.40%;森林覆盖率 59.57%,活立木总蓄积量 5.05 亿 m^3 。

根据地质地貌、气候特征、土壤类型和马尾松林空间分布等要素,以纬度为梯度在湖南、广西两地 7 个纬度梯度上各选取 1 个研究地,依次分布于桂西南($22^{\circ}55'—22^{\circ}56' N$, $108^{\circ}19'—108^{\circ}20' E$)、桂中东($23^{\circ}43'—23^{\circ}45' N$, $111^{\circ}25'—111^{\circ}26' E$)、桂北($24^{\circ}22'—24^{\circ}23' N$, $109^{\circ}28'—109^{\circ}29' E$)、桂东北($25^{\circ}51'—25^{\circ}52' N$, $111^{\circ}03'—111^{\circ}04' E$)、湘南($26^{\circ}25'—26^{\circ}27' N$, $112^{\circ}28'—112^{\circ}29' E$)、湘东($27^{\circ}26'—27^{\circ}27' N$, $113^{\circ}19'—113^{\circ}20' E$)和湘中($28^{\circ}09'—28^{\circ}10' N$, $112^{\circ}03'—112^{\circ}05' E$),共 7 个研究地。

2.1.2 样地设置

为充分反映林分结构规律并保证调查结果的准确度,在各研究地不同林型中各设 9 个 400 m^2 的样方,并设置 3 块空白对照样地,共 84 个样方。根据植物群落的地理分布、外貌、结构及生态环境特征,将马尾松林分为 9 种植物群落类型。标准地基本情况见表 1。按照植物种类组成及其优势度的差异性,可将 9 种植物群落分为马尾松纯林和马尾松混交林,其中群落 I、III、V、VI 和 VIII 为马尾松纯林,群落 II、IV、VII、IX 为马尾松混

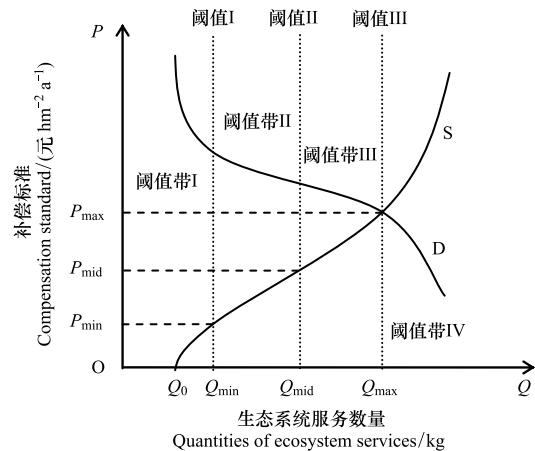


图 2 森林生态系统服务供求曲线

Fig.2 Supply and demand curves in forest ecosystem services

P : 价格, price; $P_{\max}$: 最高补偿标准, maximum compensation standard; P_{mid} : 中间补偿标准, middle compensation standard; $P_{\min}$: 最低补偿标准, minimum compensation standard; Q : 生态系统服务数量, quantities of ecosystem services; Q_0 : 补偿标准为 0 时生态系统服务数量, quantities of ecosystem services for no compensation; $Q_{\min}$: 补偿标准为 $P_{\min}$ 时生态系统服务数量, quantities of ecosystem services for $P_{\min}$; Q_{mid} : 补偿标准为 P_{mid} 时生态系统服务数量, quantities of ecosystem services for P_{mid} ; $Q_{\max}$: 补偿标准为 $P_{\max}$ 时生态系统服务数量, quantities of ecosystem services for $P_{\max}$; S : 生态系统服务供给曲线, supply curve of ecosystem services; D : 生态系统服务需求曲线, demand curve of ecosystem services; 阈值带 I、阈值带 II、阈值带 III、阈值带 VI 依次表示生态系统的崩溃、不可逆、可逆和可持续四种状态

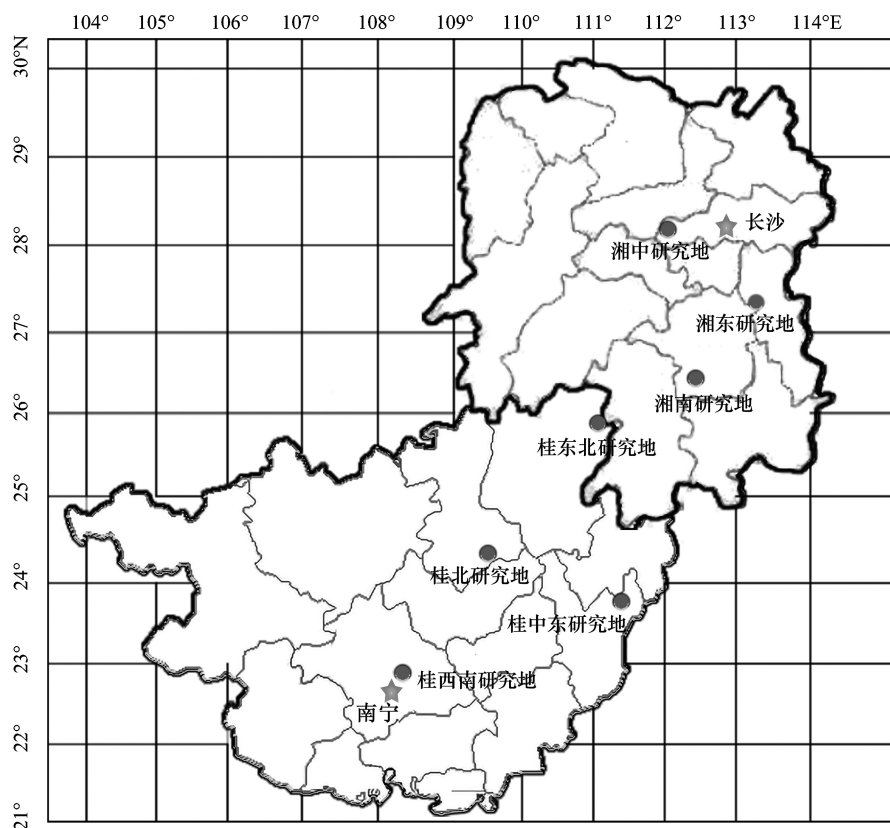


图3 研究区域

Fig.3 Geographical locations of study sites

交林。群落 I、II、IV 和 IX 采取间伐后补植的经营方式,其他群落为皆伐后种植。群落 I 至 IV 分布于南亚热带,群落 V 至 X 分布于中亚热带。群落 X 为无林地(对照)。

群落 I:马尾松-三叉苦-铁芒萁群落(*Ass. Pinus massoniana-Evodia lepta-Dicranopteris linearis*)位于桂西南研究地,林分密度(DBH>1 cm)1796 株/hm²,其中胸径(DBH)在 1—10 cm 的为 937 株/hm²,10—20cm 的为 412 株/hm²,20—30 cm 的为 303 株/hm²,30—40 cm 以上的为 100 株/hm²,40—50 cm 以上的为 44 株/hm²。马尾松的密度为 756 株/hm²,占林分密度的 42.09%,胸高断面积为 34.31 m²/hm²,占胸高断面积总量的 93.89%,重要值为 80.68。群落 II:马尾松+石栎-石栎-海金沙群落(*Ass. Pinus massoniana+Lithocarpus glaber-Lithocarpus glaber-Lygodium japonicum*)位于桂西南研究地,林分密度(DBH>1 cm)3083 株/hm²,其中胸径(DBH)在 1—10 cm 的为 2379 株/hm²,10—20 cm 的为 355 株/hm²,20—30 cm 的为 222 株/hm²,30—40 cm 的为 119 株/hm²,40—50 cm 的为 8 株/hm²。马尾松的密度为 261 株/hm²,占林分密度的 8.46%,胸高断面积 18.51 m²/hm²,占胸高断面积总量的 63.19%,重要值为 55.80。亚优种石栎密度 1650 株/hm²,平均胸径 4.55 cm,胸高断面积(6.64 m²/hm²)占胸高断面积总量的 22.67%,重要值 43.58。

群落 III:马尾松-九节-莠竹群落(*Ass. Pinus massoniana-Psychotria rubra-Microstegium nodosum*)位于桂中东研究地,林分密度(DBH>1 cm)2490 株/hm²,其中胸径(DBH)在 1—10 cm 的为 1367 株/hm²,10—20 cm 的为 998 株/hm²,20—30 cm 的为 125 株/hm²。马尾松的密度为 1316 株/hm²,占林分密度的 52.64%,胸高断面积 23.65 m²/hm²,占胸高断面积总量的 93.51%,重要值 78.37。

群落 IV:马尾松+石栎-九节-狗脊群落(*Ass. Pinus massoniana+Lithocarpus glaber-Psychotria rubra-Woodwardia japonica*)位于桂北研究地,林分密度(DBH>1 cm)1970 株/hm²,其中胸径(DBH)在 1—10 cm 的为 1320 株/hm²,10—20 cm 的为 320 株/hm²,20—30 cm 的为 165 株/hm²,30—40 cm 的为 135 株/hm²,40—

50 cm 的为 30 株/hm²。马尾松的密度为 305 株/hm², 占林分密度的 15.48%, 胸高断面积 45.99 m²/hm², 占胸高断面积总量的 80.33%, 重要值为 62.82。石栎密度为 510 株/hm², 占林分密度的 25.89%, 胸高断面积 9.27 m²/hm², 占胸高断面积总量的 19.95%, 重要值 49.69。

群落 V: 马尾松-米碎花-铁芒萁群落 (*Ass. Pinus massoniana-Eurya chinensis-Dicranopteris linearis*) 位于桂东北研究地, 林分密度 (DBH>1 cm) 1460 株/hm², 其中胸径 (DBH) 在 1—10 cm 的为 665 株/hm², 10—20 cm 的为 575 株/hm², 20—30 cm 的为 190 株/hm², 30—40 cm 的为 30 株/hm²。马尾松密度为 1405 株/hm², 占林分密度的 96.23%, 胸高断面积 22.01 m²/hm², 占胸高断面积总量的 99.14%, 重要值为 95.74。

表 1 标准地概况

Table 1 Characteristics of Masson pine sampling plots

群落 Communities	树种组成 Species composition	样方数量 Quadrat number	林龄/a Stand ages	林分密度/(株/hm ²) Stand density	平均胸径/cm Average DBH
群落 I	9 松 1 阔	9	28	1796	16.56
群落 II	6 松 4 阔	9	28	3083	14.39
群落 III	9 松 1 阔	9	22	2490	11.08
群落 IV	8 松 2 阔	9	28	1970	16.14
群落 V	10 松	9	28	1460	13.52
群落 VI	10 松	9	22	1565	15.64
群落 VII	8 松 2 阔	9	28	584	16.71
群落 VIII	10 松	9	22	1120	14.94
群落 IX	6 松 4 阔	9	26	1042	19.68
群落 X	—	3	—	—	—
群落 Communities	平均树高/m Average height	郁闭度/% Canopy density	海拔/m Altitude	纬度 Latitude	经度 Longitude
群落 I	10.14	80	172	22°55' N	108°20' E
群落 II	8.34	82	199	22°55' N	108°20' E
群落 III	8.58	95	199	23°45' N	111°25' E
群落 IV	11.81	80	210	24°22' N	109°28' E
群落 V	11.34	67	179	25°52' N	111°03' E
群落 VI	10.11	78	116	26°23' N	112°23' E
群落 VII	9.35	58	195	27°26' N	113°19' E
群落 VIII	11.92	72	264	28°09' N	112°04' E
群落 IX	12.45	82	210	28°09' N	112°04' E
群落 X	—	—	112	26°23' N	112°23' E

群落 I: 马尾松-三叉苦-铁芒萁群落, Communities of *Pinus massoniana-Evodia lepta-Dicranopteris linearis*; 群落 II: 马尾松+石栎-石栎-海金沙群落, Communities of *Pinus massoniana+Lithocarpus glaber-Lithocarpus glaber-Lygodium japonicum*; 群落 III: 马尾松-九节-莠竹群落, Communities of *Pinus massoniana-Psychotria rubra-Microstegium nodosum*; 群落 IV: 马尾松+石栎-九节-狗脊群落, Communities of *Pinus massoniana+Lithocarpus glaber-Psychotria rubra-Woodwardia japonica*; 群落 V: 马尾松-米碎花-铁芒萁群落, Communities of *Pinus massoniana-Eurya chinensis-Dicranopteris linearis*; 群落 VI: 马尾松-盐肤木-斑茅群落, Communities of *Pinus massoniana-Rhus chinensis-Saccharum arundinaceum*; 群落 VII: 马尾松+樟树-山茶-狗脊群落, Communities of *Pinus massoniana+Cinnamomum camphora-Camellia japonica-Woodwardia japonica*; 群落 VIII: 马尾松-山莓-淡竹叶, Communities of *Pinus massoniana-Rubus corchorifolius-Lophatherum gracile*; 群落 IX: 马尾松+青冈-大青-鳞毛蕨, Communities of *Pinus massoniana+Cyclobalanopsis glauca-Clerodendrum cyrtophyllum-Dryopteris sieboldii*

群落 VI: 马尾松-盐肤木-斑茅群落 (*Ass. Pinus massoniana-Rhus chinensis-Saccharum arundinaceum*) 位于湘南研究地, 林分密度 (DBH>1 cm) 1565 株/hm², 其中胸径 (DBH) 在 1—10 cm 的为 311 株/hm², 10—20 cm 的为 1111 株/hm², 20—30 cm 的为 138 株/hm², 30—40 cm 的为 5 株/hm²。马尾松密度为 1487 株/hm², 占林分密度的 95.02%, 胸高断面积 24.04 m²/hm², 占胸高断面积总量的 95.43%, 重要值为 97.65。

群落 VII: 马尾松+樟树-山茶-狗脊群落 (*Ass. Pinus massoniana+Cinnamomum camphora-Camellia japonica-*

Woodwardia japonica) 位于湘东研究地, 林分密度 (DBH>1 cm) 584 株/hm², 其中胸径 (DBH) 在 1—10 cm 的为 108 株/hm², 10—20 cm 的为 277 株/hm², 20—30 cm 的为 127 株/hm², 30—40 cm 的为 67 株/hm², 40—50 cm 的为 5 株/hm²。马尾松密度为 305 株/hm², 占林分密度的 52.22%, 胸高断面积 13.05 m²/hm², 占胸高断面积总量的 78.95%, 重要值为 72.43。樟树密度 100 株/hm², 占林分密度的 17.12%, 胸高断面积 2.39 m²/hm², 占胸高断面积总量的 14.46%, 重要值为 42.68。

群落 VIII: 马尾松-山莓-淡竹叶 (*Ass. Pinus massoniana-Rubus corchorifolius-Lophatherum gracile*) 位于湘中研究地, 林分密度 (DBH>1 cm) 1120 株/hm², 其中胸径 (DBH) 在 1—10 cm 的为 42 株/hm², 10—20 cm 的为 895 株/hm², 20—30 cm 的为 168 株/hm², 30—40 cm 的为 15 株/hm²。马尾松的密度为 1070 株/hm², 占林分密度的 95.53%, 胸高断面积 22.55 m²/hm², 占胸高断面积总量的 97.41%, 重要值为 97.24。群落 IX: 马尾松+青冈-大青-鳞毛蕨 (*Ass. Pinus massoniana+Cyclobalanopsis glauca-Clerodendrum cyrtophyllum-Dryopteris sieboldii*) 位于湘中研究地, 林分密度 (DBH>1 cm) 1042 株/hm², 其中胸径 (DBH) 在 1—10 cm 的为 301 株/hm², 10—20 cm 的为 383 株/hm², 20—30 cm 的为 308 株/hm², 30—40 cm 的为 50 株/hm²。马尾松密度 536 株/hm², 占林分密度的 51.44%, 胸高断面积 16.76 m²/hm², 占胸高断面积总量的 58.27%, 重要值 56.31。青冈密度 229 株/hm², 占林分密度的 21.98%, 胸高断面积 8.89 m²/hm², 占胸高断面积总量的 30.91%, 重要值为 44.35。群落 X: 芒萁-淡竹叶 (*Dicranopteris dichotoma-Lophatherum gracile*) 位于湘南研究地, 群落 X 为无林地, 无乔木层和灌木层, 草本层郁闭度 65%。

2.2 方法设计

固碳释氧、水源涵养、固土保肥和生物多样性是森林生态系统服务的主要类型^[24], 为避免重复计算, 释氧服务和生物多样性服务不加入总服务价值^[12]。参考林业行业标准《森林生态系统服务功能评估规范》(LY/T1721—2008), 对 4 种主要森林生态系统服务进行计量评价。由于《评估规范》中的替代标的物价格较为陈旧且年份不一致, 引入工业生产者出厂价格指数, 将价格水平统一调整至 2017 年。固碳价值通常采用碳交易价格、碳税法、固碳项目成本等 3 种方法计算, 鉴于碳交易价格波动较为剧烈, 采用国际上通过的碳汇价格 (12.5 \$/t) 评价固碳价值^[25], 汇率换算后碳价格为 85.39×10³ 元/kg。目前, 森林采伐受到政策约束, 结合广西地区、湖南省的森林采伐限额, 将 33.3% 的采伐强度作为测算机会成本的基线。

2.2.1 马尾松林期望价值的测算

传统 Faustmann 模型在计算林地收益期望值时, 从林木的成本和收入出发, 通过计算木材产品的净收益现值, 进而计算林地期望值和最优轮伐期^[26], 如公式 (1)。

$$LEV = NPV^w = \frac{Rh_T + \sum_{a=0}^T (RS_a (1+i)^{T-a}) - K(a+i)^T}{(1+i)^T - 1} \quad (1)$$

式中, LEV 为林地期望值 (元 hm⁻²), NPV^w 为木材净收益现值 (元 hm⁻²), Rh_T 为木材砍伐最终收益 (元 hm⁻²), a 为成本或收益发生的年限 (年), RS_a 为第 a 年间伐的收益 (元 hm⁻²), i 为贴现率 (%), K 为经营森林的成本 (元 hm⁻²)。

为研究林场最优森林经营决策, 以 Faustmann 模型为基础, 将补偿收益作为一个内生变量纳入模型, 构建木材—补偿联合经营决策模型, 如公式 (2)。马尾松林经营成本、投入品及产出品价格来自于调查整理^[27-28]。

$$LEV = \frac{P_f \times \chi \times V(t) + \sum_{a=0}^T (RS_a (1+i)^{T-a}) - K(1+i)^T}{(1+i)^T - 1} + \frac{\sum_{a=0}^T (CP_a (1+i)^{T-a})}{(1+i)^T - 1} \quad (2)$$

式中, P_f 为木材价格 (元/m³); χ 为出材率, 取值 84%; V(t) 为第 t 年林分的立木材积 (m³), CP_u 为第 u 个林分的补偿标准水平 (元 hm⁻² a⁻¹), i 为贴现率, 取值 3%。按照中等立地条件估算经济成本^[29], 湖南省马尾松林的初始营林成本为 13885 元/hm², 每年管护费用为 1050 元/hm², 采伐运输成本为 60 元/m³; 广西地区马尾松

林的初始营林成本为 11419 元/hm², 每年管护费用为 900 元/hm², 采伐运输成本为 55 元/m³。

2.2.2 马尾松林立木材积量计算

以通用性二元立木材积方程(公式(3))计算马尾松等针叶树种的材积量^[30], 以标准木为样本进行检验, 预估精度为 91.27%。

$$V_c = c_0 D^{c_1 - c_2(D+aH)} H^{c_3 + c_4(D+bH)} \quad (3)$$

式中, V_c 为针叶树立木材积量(m³), D 为立木胸径(cm), H 为立木高度(m), c_i ($i=0, \dots, 5$) 为模型参数。

石栎等阔叶树的材积量^[31]计算采用公式(4):

$$V_b = C_0(A + B \times D_0)^{c_1} \{C_2[1 - \text{EXP}(-C_3(A + B \times D_0))]\}^{c_4} \}^{c_5} \quad (4)$$

式中, V_b 为阔叶树立木材积量(m³), D_0 为立木地径(cm), A, B, C_i ($i=0, \dots, 5$) 为模型参数。

马尾松材积量随时间变化的函数关系可表达为公式(5):

$$Q_s(t) = \alpha e^{(5.7207 - 6.8307/(t-2))} (t > 2) \quad (5)$$

式中, $Q_s(t)$ 为第 t 年马尾松材积量(m³/hm²); α 为调整系数, 通过立木材积量 V_c 求得; t 表示时间(年)。

2.2.3 马尾松林生态系统服务补偿算法

(1) 生态系统服务价值发展阶段系数算法

皮尔(R. Pearl) 生长曲线是描述生物生长与时间关系的模型, 能够模拟生态系统服务价值随经济发展的动态变化, 模型可表示为公式(6)。当经济发展水平处于较低阶段时, 人们对森林生态系统服务的关注度低; 当经济发展水平从温饱阶段过渡到小康阶段后, 人们对生态系统服务和休闲娱乐的需求会急剧提高, 而后逐渐过渡到饱和^[32]。根据恩格尔系数可将经济发展划分为 5 个阶段: 极富(<20%)、富裕(20%—30%)、小康(30%—50%)、温饱(50%—60%)、贫困(>60%)。

$$l = \frac{L}{1 + ae^{-bt}} \quad (6)$$

式中, l 为生长特性参数, L 为 l 的最大值, t 为生长时间(年), a, b 为常数, e 为自然对数的底。为估算发展阶段系数, 令 $t = t' - 3$, a, b, L 为 1, 则公式(6)可变换为公式(7):

$$l = \frac{1}{1 + e^{-(t'-3)}} \quad (7)$$

式中, l 为生态系统服务价值的发展阶段系数; t' 为恩格尔系数的倒数, 当 t' 较小时, 社会处于低级发展阶段, 当 t' 较大时, 社会处于高级发展阶段。

(2) 马尾松林生态系统服务补偿算法

随着森林的伐除, 森林冠层的水文功能完全丧失, 采伐及集材、运材使迹地受到压实和破坏, 林地土壤的蓄水、渗水能力大大削弱, 坡面的产流过程暴涨暴落, 引起河流洪水量增加, 枯水径流量减少, 土壤侵蚀加剧, 河流泥沙含量倍增^[33]。假定皆伐(一次采伐 100%)使森林生态系统服务价值衰减至 0, 且生态系统服务随林分面积线性变化。将生态系统服务价值发展阶段系数引入马尾松林补偿模型, 则马尾松林生态补偿标准的最小值(成本法)和最大值(价值法)的算法分别为公式(8)和公式(9):

$$CS_{i\min} = OC_i + BC_o \quad (8)$$

$$CS_{i\max} = l \times ESV_i + BC_o \quad (9)$$

式中, $CS_{i\min}$ 为第 i 个林分的最低补偿标准(元 hm⁻² a⁻¹), OC_i 为林场在基线场景下未改变土地用途潜在减少的收益(元 hm⁻² a⁻¹), BC_o 为基线场景下的补偿标准(取 150 元 hm⁻² a⁻¹), $CS_{i\max}$ 为第 i 个林分的最高补偿标准(元 hm⁻² a⁻¹), ESV_i 为第 i 个林分生态系统服务价值相对基线的增量(元 hm⁻² a⁻¹), l 为森林生态系统服务价值发展阶段系数, 当 $l \times ESV_i$ 小于 OC_i 时, 则适时调整 l 。

3 结果与分析

3.1 马尾松林生态系统服务计量评价

如表 2 所示,马尾松林生态系统服务价值为 10335.86—16358.06 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$,均值为 13469.86 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$ 。生态系统服务价值从大到小依次为:群落 IX(16358.06 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)>群落 IV(15777.87 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)>群落 VIII(15568.74 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)>群落 VII(14009.77 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)>群落 II(13714.70 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)>群落 V(12310.99 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)>群落 VI(11924.37 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)>群落 III(11228.37 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)>群落 I(10335.86 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)。

马尾松林年固碳价值为 165.93—521.03 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$,均值为 344.53 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$;水源涵养价值为 5024.47—11788.30 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$,均值为 7851.93 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$;固土保肥价值为 3597.84—6405.04 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$,均值为 5273.42 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$;生物多样性价值为 107.14—1346.15 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$,均值为 648.13 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$ 。

表 2 马尾松林生态系统服务价值/(元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)
Table 2 Ecosystem services value in Masson pine forests

群落 Communities	固碳 Carbon fixation	水源涵养 Water conservation	固土保肥 Soil fertility conservation	生物多样性 Biodiversity protection	总服务价值 Total ecosystem services value
群落 I	390.08	5024.47	4921.28	178.57	10335.86
群落 II	414.20	7203.10	6097.4	178.57	13714.70
群落 III	405.76	5047.70	5774.91	681.82	11228.37
群落 IV	521.03	8851.79	6405.04	357.14	15777.87
群落 V	262.94	5749.33	6298.75	107.14	12310.99
群落 VI	165.93	8160.56	3597.84	1045.45	11924.37
群落 VII	198.20	8115.19	5696.37	892.86	14009.77
群落 VIII	439.22	10726.92	4402.52	1045.45	15568.74
群落 IX	303.38	11788.30	4266.68	1346.15	16358.06

总服务价值是由各分项服务价值扣除无林地后加总得到

从地带性植被来看,南亚热带马尾松林固碳价值(432.77 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)比中亚热带高 57.98%,水源涵养价值(6531.77 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)比中亚热带低 26.67%,固土保肥价值(5799.66 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)比中亚热带高 19.52%,生物多样性价值(349.03 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)比中亚热带低 60.67%,总服务价值(12764.19 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)比中亚热带低 9.05%。马尾松林土壤的质地、结构、孔性特征、酸碱性及养分特征是多种因素共同作用的结果。光谱成分、光照强度和日照时间会对植物产生重要的生态作用,影响其生长发育、生理代谢和形态结构等,从而使植物产品的产量和质量发生变化。南亚热带的太阳辐射量更丰富, $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 年积温(6966.5 $^{\circ}\text{C}$)比中亚热带(5623.64 $^{\circ}\text{C}$)高 23.88%,年均气温(21.10 $^{\circ}\text{C}$)比中亚热带(17.44 $^{\circ}\text{C}$)高 20.99%,马尾松林生理生化反应和生长发育速度更快,生物产量和质量更高,植物凋落物聚集量大;而在 0—35 $^{\circ}\text{C}$ 温度范围内,提高温度能促进有机物质的分解,加速土壤微生物的生物周转速度,因此,纬度低马尾松林凋落物分解更迅速,归还土壤的灰分元素和氮磷钾营养元素更丰富,南亚热带马尾松林的固土保肥价值高于中亚热带。

在研究区域内,随着纬度的降低,气候湿热程度增强,有机质分解强烈,风化产物和成土产物的分解和淋溶程度增加,富铝化程度升高,土壤酸性程度有所增大。同时,随着纬度的降低,土壤腐殖质的胡敏酸含量、相对分子质量和芳构化程度降低,活性胡敏酸增加,腐殖质组成中富里酸增加,酸性有所增强。土壤 pH 值从中亚热带(红壤)向南亚热带(砖红壤性红壤)总体上呈下降趋势。按照土壤团粒结构的等电凝聚说,土壤腐殖酸的电性受土壤 pH 值的影响,并影响土壤微团粒的相互凝聚,进而影响土壤孔隙状况。而红壤的酸性不及砖红壤性红壤,土壤微生物活动能力更强,促进土壤有机质的分解,更有利于土壤团粒结构的形成。同时,红壤区碳酸盐岩占比低,土层发育更为充分,土壤孔隙度大。因此,南亚热带马尾松林土壤水源涵养价值比中亚

热带小。

在研究区域内,随着纬度的增加,乔木层更新能力趋于下降,物种数量减少,纬度每增加 1° ,乔木层物种数量减少 1.04 种,显著 ($R^2 = 0.561, P < 0.05$);灌木层能获得相对充足的光照和生长发育空间,物种数量趋于增加,纬度每增加 1° ,灌木层物种数量增加 0.01 种,但不显著 ($P > 0.05$);草本层受到乔木层、灌木层的双重影响,物种数量总体趋于减少,纬度每增加 1° ,草本层物种数量减少 0.22 种,但不显著 ($P > 0.05$)。纬度低的马尾松林乔木层更新能力较强,乔木层物种多样性高,林下植被层的光照不足,发育空间相对有限,物种多样性较低。纬度高的马尾松林乔木层更新能力有限,乔木层结构单一,物种多样性水平较低;林下植被层能够获得较为充足的生长空间,群落结构复杂,物种多样性高。综合来看,南亚热带马尾松林植物群落的物种多样性价值低于中亚热带。

植被类型和经营方式显著影响马尾松林生态系统服务价值。在研究区域内,混交林固碳价值 ($359.20 \text{ 元 hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$) 比纯林高 7.94%,水源涵养价值 ($8989.59 \text{ 元 hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$) 比纯林高 29.50%,固土保肥价值 ($5616.37 \text{ 元 hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$) 比纯林高 12.35%,生物多样性价值 ($693.68 \text{ 元 hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$) 比纯林高 13.40%,总服务价值 ($14965.17 \text{ 元 hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$) 比纯林高 21.93%。营造混交林或间伐补植有助于复层林的形成,有利于提高林分空间利用效率,壳斗科的石栎、青冈,樟科的樟树等常绿阔叶树的凋落物产量大, C/N、C/P 较低,能够促进凋落物层的分解速率,有利于土壤表层团聚体的形成,促进土壤毛管孔隙的形成,提高有机质、全 N、全 P、全 K 土壤养分含量。间伐补植的马尾松林生态系统服务价值 ($14046.62 \text{ 元 hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$) 比皆伐后营造的林分高 7.98%。

3.2 马尾松林补偿对比与分析

以公式(8)为基础计算 9 个群落的成本法补偿标准。如图 4 所示,随着采伐强度的增加,9 个马尾松林群落的补偿标准不断下降。采伐强度为 16.7%时,补偿标准(均值)为 $0.58 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,标准差为 $0.14 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,变异系数为 24.04%。采伐强度为 20%时,补偿标准为 $0.37 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,标准差为 $0.08 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,变异系数为 20.31%。采伐强度为 25%时,补偿标准为 $0.36 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,标准差为 $0.07 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,变异系数为 19.34%。33.3%的采伐强度是基线值,9 个群落补偿标准均为 $0.15 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 。采伐强度超过 33.3%为违法超额采伐,采伐强度为 50%时,补偿标准为 $-0.44 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,标准差为 $0.30 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,变异系数为 68.38%。采伐强度为 100%时,补偿标准为 $-1.31 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,标准差为 $0.45 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,变异系数为 34.19%。

如图 4 所示,在 9 个马尾松林群落中,群落 I 的补偿标准最高,为 $0.49 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,群落 VII 的补偿标准最低,为 $0.26 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 。在违法超额采伐的两种情形中,群落 I 惩罚额度的绝对值最大,为 $-3.3 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,这主要是群落 I 的生产力较高,生物量和材积量最大,不同采伐方式带来的潜在收益与损失最大;群落 VII 的林分密度低,生物量小,群落 VII 的惩罚额度的绝对值最小,为 $-0.64 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 。从地带性植被来看,南亚热带马尾松林的补偿标准 ($0.41 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) 高于中亚热带 ($0.33 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$),主要是低纬度地区水热条件好,凋落物分解效率高,林下土壤养分充足,林分更新速度快所致。

从不同森林类型看,马尾松纯林补偿标准 ($0.37 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) 高于混交林 ($0.36 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$),主要是由于马尾松的出材率高于阔叶树,纯林立木材积量高于混交林。从同一地带不同森林类型看,南亚热带马尾松纯林补偿标准 ($0.42 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) 比混交林高 5%,中亚热带马尾松纯林补偿标准 ($0.33 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) 比混交林高 6.45%。

以公式(9)为基础测算马尾松林生态系统服务价值补偿标准(价值法)。如图 5 所示,采伐强度为 16.7%时,9 个群落的补偿标准最高,平均值为 $1.43 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,标准差为 $0.44 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,变异系数为 31.11%。采伐强度为 20%时,9 个群落的补偿标准为 $1.17 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,标准差为 $0.35 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,变异系数为 30.16%。采伐强度为 25%时,9 个群落的补偿标准为 $0.79 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,标准差为 $0.22 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,变异系数为 28.15%。采伐强度为 50%时,9 个群落补偿标准为 $-1.28 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,标准差为 $0.44 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,变异系数为 34.77%。采伐强度为 100%时,9 个群落补偿标准为 $-4.61 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,标准差为

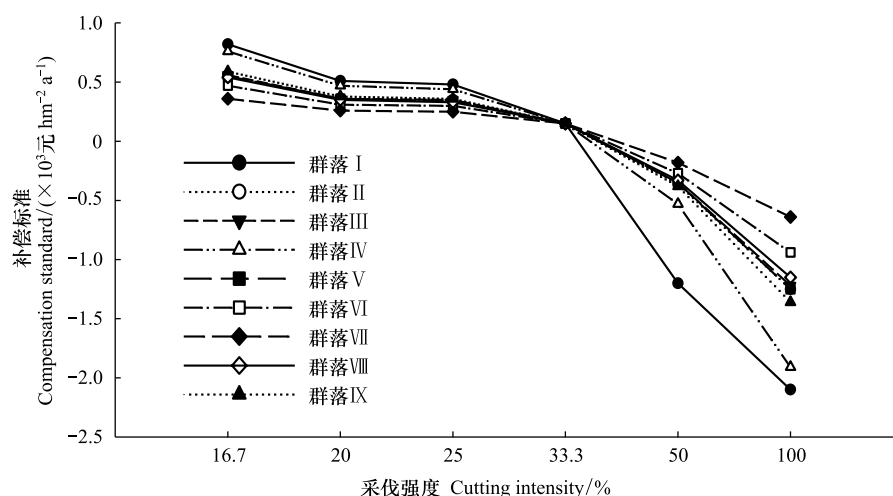


图4 不同群落的成本法补偿标准

Fig.4 Compensation standard calculated by a cost method in different Masson pine forests

群落 I: 马尾松-三叉苦-铁芒萁群落, Communities of *Pinus massoniana*-*Erodia lepta*-*Dicranopteris linearis*; 群落 II: 马尾松+石栎-石栎-海金沙群落, Communities of *Pinus massoniana*+*Lithocarpus glaber*-*Lithocarpus glaber*-*Lygodium japonicum*; 群落 III: 马尾松-九节-莠竹群落, Communities of *Pinus massoniana*-*Psychotria rubra*-*Microstegium nodosum*; 群落 IV: 马尾松+石栎-九节-狗脊群落, Communities of *Pinus massoniana*+*Lithocarpus glaber*-*Psychotria rubra*-*Woodwardia japonica*; 群落 V: 马尾松-米碎花-铁芒萁群落, Communities of *Pinus massoniana*-*Eurya chinensis*-*Dicranopteris linearis*; 群落 VI: 马尾松-盐肤木-斑茅群落, Communities of *Pinus massoniana*-*Rhus chinensis*-*Saccharum arundinaceum*; 群落 VII: 马尾松+樟树-山茶-狗脊群落, Communities of *Pinus massoniana*+*Cinnamomum camphora*-*Camellia japonica*-*Woodwardia japonica*; 群落 VIII: 马尾松-山莓-淡竹叶, Communities of *Pinus massoniana*-*Rubus corchorifolius*-*Lophatherum gracile*; 群落 IX: 马尾松+青冈-大青-鳞毛蕨, Communities of *Pinus massoniana*+*Cyclobalanopsis glauca*-*Clerodendrum cyrtophyllum*-*Dryopteris sieboldii*

$1.38 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 变异系数为 29.88%。

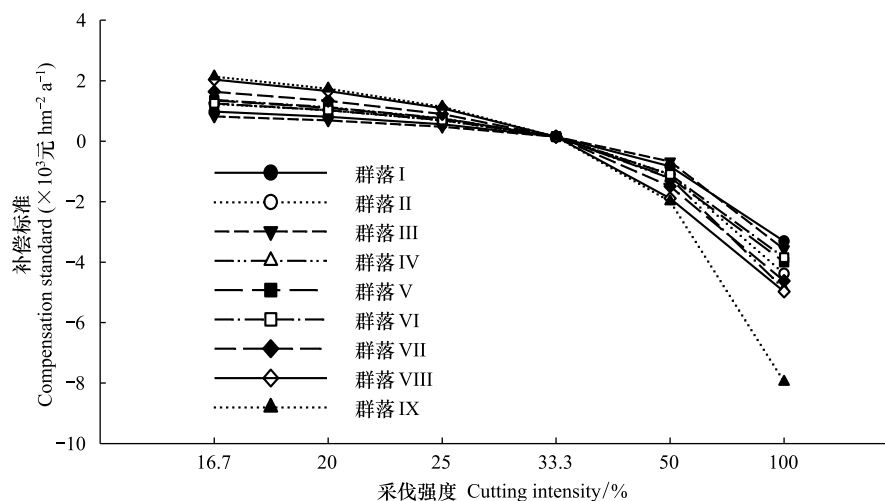


图5 不同群落的价值法补偿标准

Fig.5 Compensation standard calculated by a value method in different Masson pine forests

在 9 个群落中, 群落 IX 的补偿标准最高, 为 $1.29 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 主要是群落 IX 中混交的青冈、南酸枣和枫香等阔叶树种的重要值大, 且具有发达的根系, 在一定程度上改善了林分土壤孔隙度, 土壤水源涵养价值高于其他群落, 同时群落 IX 因采伐损失的生态系统服务价值最大, 处罚额度最大。群落 III 的补偿标准最低, 为 $0.53 \times 10^3 \text{ 元 h m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 群落 III 的林下土壤类型为砖红壤性红壤, pH 值较小, 不易形成土壤团粒结构, 土壤孔隙度小; 同时, 群落 III 地处经济欠发达的梧州市, 发展阶段系数较小, 因此补偿标准较低。

从地带性植被来看,中亚热带马尾松林的补偿标准(1.03×10^3 元 $\text{h m}^{-2} \text{a}^{-1}$)比南亚热带高 47.14%。从不同森林类型看,马尾松混交林补偿标准(0.98×10^3 元 $\text{h m}^{-2} \text{a}^{-1}$)比纯林高 22.50%。从同一地带的不同森林类型看,南亚热带马尾松混交林(0.82×10^3 元 $\text{h m}^{-2} \text{a}^{-1}$)比纯林高 41.38%,中亚热带的马尾松混交林的补偿标准(1.15×10^3 元 $\text{h m}^{-2} \text{a}^{-1}$)比纯林高 21.05%。

4 结论与讨论

4.1 讨论

(1) 森林生态系统服务价值是生态补偿的基础,本文以外部性理论为基础,论证了生态补偿标准的分布区间及其经济效应。许多研究将成本和生态系统服务价值作为生态补偿标准测算的基础,例如,吕郁彪^[34]以广西公益林为例,对森林培育成本、生产成本和销售费用、相关税费进行量化研究,并以此为依据计算得出 2006 年马尾松林的补偿标准为 151.5—307.6 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$,均值为 214.4 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$ 。廖焯^[35]以森林蓄积量、人均可支配收入、林地投入、原木价格等作为自变量构建生态补偿标准模型,测算得出马尾松林的补偿标准为 680.7—903.75 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$ 。黄李煌^[36]以人均可支配收入、蓄积量、原木价格、保护等级为自变量设计补偿标准模型,计算的福建省马尾松公益林的补偿标准为 759.75 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$ 。朱银银^[37]以文献为基础测算长株潭城市群绿心地区林地水源涵养、固土保肥、调节气候等服务价值,得到绿心地区公益林生态补偿标准为 1890 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$ 。对比发现,由于指标选取、考察年度、计算方法的差异,基于成本的生态补偿计算结果差异较大,并且没有体现森林建设成效,难以有效激励林农。许多文献中的生态系统服务价值计算是建立在其他文献基础上的,忽视了气候、土壤、地形等异质性因素对生态系统服务的影响,计算结果精确度低。有学者直接将生态系统服务价值应用于生态补偿,导致计算结果过大,难以应用于实际。有学者在计算过程中未提供年份信息,或者计量单位中未包含时间信息,这对生态补偿政策却至关重要。总体来看,现有森林生态系统服务价值的计量评价仍无法满足实际需要,精准的生态补偿需要建立在小尺度森林生态系统服务价值之上。然而,小尺度生态系统服务价值的计量存在成本高、效率低、周期长、复杂度大等不足,今后应加强 3S 技术和实地观测数据相结合的多元数据整合研究,对生态系统服务价值进行定量研究,提高评估的精度和效率。

(2) 森林生态系统服务价值的计算一般包括 2 个步骤。一是计量森林生态系统服务的实物量,二是评价森林生态系统服务的价值量。实物量计量包括林分生物量、土壤碳储量、土壤物理性质(容重、孔隙度)、土壤养分(有机质和 NPK 含量)等。我国学者对不同地区马尾松林生物量开展大量的研究工作^[38],康冰^[39]运用生物量方程法研究广西大青山南亚热带马尾松、杉木混交林生态系统碳储量,结果表明植被层的碳储量为 51.91 t/hm^2 ,林地土壤层碳储量为 123.43 t/hm^2 ,与本研究南亚热带马尾松林碳储量(117.40—183.71 t/hm^2)较为接近。贺金生发现^[40],热带、亚热带森林的生物量随纬度的增加呈现下降的趋势,但表现出较大的变异,与本文研究结果一致。周祎^[41]运用生物量方程测算贵州省 3 个生物气候带马尾松生物量,单株生物量测算结果为:北带>中带>南带,这一结论与本文并不一致,与作者在贵州省三个气候带的样本选择差异有关,北带大径级马尾松的占比依次高于中带和南带。王淑彬^[42]对广西区 7 大森林片区的 11 个主要森林类型样地土壤养分含量进行分析,研究了广西区森林主要土壤养分的空间变异状况及分布格局。伍倩^[43]的研究表明湘中地区马尾松纯林凋落物总储量为 5.89 t/hm^2 ,最大储水量 13.84 t/hm^2 ;马尾松樟树混交林凋落物总储量为 6.09 t/hm^2 ,最大储水量 19.15 t/hm^2 。刘世荣的研究表明^[33],中国亚热带马尾松林-砖红壤性红壤的土壤容重的均值为 1.25 g/cm^3 ,总孔隙度的均值为 51.03%;马尾松林-红壤的土壤容重的均值为 1.15 g/cm^3 ,总孔隙度的均值为 58.70%,与本研究结果基本一致。于海艳^[44]根据《森林生态系统服务功能评估规范》(LY/T1721—2008),研究贵州省麻江县马尾松林、柏木林的涵养水源、保育土壤、固碳释氧和积累营养物质等 4 个方面的服务价值,计算结果(15.34×10^4 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)远大于本研究的结果(13469.86 元 $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$),本研究在计算过程中扣除了空白对照样地的生态系统服务,体现了森林生态系统服务价值的净增量(额外性),更适宜于作为生态补偿的基础。当前针对森林不同生态系统服务类型开展综合性系统性的研究仍然十分匮乏,本研究对于揭示

马尾松林生态系统服务的时空异质性特征,探索生态补偿视角的生态系统服务计量评价具有重要的理论价值。同时,由于森林生态系统服务计量评价属于价值判断,在指标选取、方法选择及加总过程中,主观选择偏误难以完全避免,需要在今后研究过程中不断改进。

(3)生态补偿标准的确定是生态补偿制度的核心内容。本文设计基于成本和生态系统服务价值的森林补偿算法并进行测算,马尾松林成本法补偿标准为 $0.15\text{—}0.58\times 10^3\text{元 h m}^{-2}\text{ a}^{-1}$,价值法补偿标准为 $0.15\text{—}1.43\times 10^3\text{元 h m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ 。成本补偿条件下,马尾松纯林补偿标准高于混交林,不利于南方地区的针叶纯林的林分改造和森林管护。生态系统服务价值补偿条件下,补偿标准与生态系统服务价值正相关,社会福利水平(仅考虑生态福利)总体上随采伐强度减小而增加,有利于公益林生态保护的可持续。此外,为了提高森林生态补偿的精准度和效率,应加强基于定位观测、系统调查与遥感等多元数据的森林植被监测与遥感反演技术研究,探索森林生态系统格局与生态系统服务的时空变异特征,建立森林生态系统服务价值的集成模型,进一步探索森林生态补偿和生态系统服务价值的有效耦合。

4.2 结论

(1)在研究区范围内,纬度是马尾松林生态系统服务价值的重要影响因素。随着纬度的增加,马尾松林固碳价值、固土保肥价值减小,水源涵养价值增大,生物多样性价值增大。纬度每增加 1° ,固碳价值减小 $23.54\text{元 h m}^{-2}\text{ a}^{-1}$,不显著($P>0.05$);固土保肥价值减小 $229.58\text{元 h m}^{-2}\text{ a}^{-1}$,不显著($P>0.05$);水源涵养价值增大 $824.69\text{元 h m}^{-2}\text{ a}^{-1}$,显著($P<0.05$);生物多样性价值增大 $165.39\text{元 h m}^{-2}\text{ a}^{-1}$,显著($P<0.05$)。

(2)在研究区范围内,植被类型和经营方式显著影响马尾松林生态系统服务价值。混交林的各项生态系统服务价值均大于纯林,固碳价值($359.20\text{元 h m}^{-2}\text{ a}^{-1}$)、水源涵养价值($8989.59\text{元 h m}^{-2}\text{ a}^{-1}$)、固土保肥价值($5616.37\text{元 h m}^{-2}\text{ a}^{-1}$)和总服务价值($14965.17\text{元 h m}^{-2}\text{ a}^{-1}$)分别比纯林高 7.94% 、 29.50% 、 12.35% 、 21.93% 。间伐补植的马尾松林生态系统服务价值($14046.62\text{元 h m}^{-2}\text{ a}^{-1}$)比皆伐后营造的林分高 7.98% 。

(3)价值法补偿比成本法补偿的经济效率高,更好促进森林生态建设。马尾松林生态系统服务价值补偿标准为 $0.15\text{—}1.43\times 10^3\text{元 h m}^{-2}\text{ a}^{-1}$,其大小主要受生态系统服务单价影响,能够促进森林生态建设的可持续。成本法补偿标准为 $0.15\text{—}0.58\times 10^3\text{元 h m}^{-2}\text{ a}^{-1}$,其数值由造林、管护、木材价格等决定,在一定程度上能够弥补林场的损失,但与林分质量脱钩,难以实现森林保护的初衷。

研究表明,马尾松林为人类创造了巨大福利,特别体现在水源涵养、固土保肥等非市场价值方面,为社会可持续发展和生态系统安全提供重要保障。开展以森林生态系统服务价值为基础的补偿,能够为我国南方地区的森林改造和林分质量的提升,提供重要的制度保障

参考文献(References):

- [1] 胡长清. 湖南省生态公益林服务功能及其补偿机制研究[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2012: 1-2.
- [2] 赵金龙, 王烁鑫, 韩海荣, 康峰峰, 张彦雷. 森林生态系统服务功能价值评估研究进展与趋势. 生态学报, 2013, 32(8): 2229-2237.
- [3] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, V. O'Neill R V, Paruelo J, Raskin R G, Sutton P, van den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 1997, 387(6630): 253-260.
- [4] Solecki W D, Rosenzweig C, Parshall L, Pope G, Clark M, Cox J, Wiencke M. Mitigation of the heat island effect in urban New Jersey. Global Environmental Change Part B: Environmental Hazards, 2005, 6(1): 39-49.
- [5] Shoyama K, Kamiyama C, Morimoto J, Ooba M, Okuro T. A review of modeling approaches for ecosystem services assessment in the Asian region. Ecosystem Services, 2017, 26: 316-328.
- [6] Sherrouse B C, Semmens D J. Social Values for Ecosystem Services (SolVES): Documentation and User Manual, Version 2.0. Reston, VA: U.S. Geological Survey, 2012.
- [7] 蒋延玲, 周广胜. 中国主要森林生态系统公益的评估. 植物生态学报, 1999, 23(5): 426-432.
- [8] 余新晓, 鲁绍伟, 靳芳, 陈丽华, 饶良懿, 陆贵巧. 中国森林生态系统服务功能价值评估. 生态学报, 2005, 25(8): 2096-2102.
- [9] 王兵, 鲁绍伟, 尤文忠, 任晓旭, 邢兆凯, 王世明. 辽宁省森林生态系统服务价值评估. 应用生态学报, 2010, 21(7): 1792-1798.
- [10] 刘永杰, 王世畅, 彭皓, 李镇清. 神农架自然保护区森林生态系统服务价值评估. 应用生态学报, 2014, 25(5): 1431-1438.

- [11] 徐雨晴, 周波涛, 於琰, 石英, 徐影. 气候变化背景下中国未来森林生态系统服务价值的时空特征. 生态学报, 2018, 38(6): 1952-1963.
- [12] 吴强, 张合平. 森林生态补偿研究进展. 生态学杂志, 2016, 35(1): 226-233.
- [13] Wunder S, Engel S, Pagiola S. Taking stock: a comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics*, 2008, 65(4): 834-852.
- [14] 赵雪雁, 李巍, 王学良. 生态补偿研究中的几个关键问题. 中国人口·资源与环境, 2012, 22(2): 1-7.
- [15] Wang P, Poe G L, Wolf S A. Payments for ecosystem services and wealth distribution. *Ecological Economics*, 2017, 132: 63-68.
- [16] Dang T H, Brouwer R, Hoang L P, Davidson M D. A comparative study of transaction costs of payments for forest ecosystem services in Vietnam. *Forest Policy and Economics*, 2017, 80: 141-149.
- [17] Diswandi D. A hybrid Coasean and Pigouvian approach to payment for ecosystem services program in west Lombok: does it contribute to poverty alleviation? *Ecosystem Services*, 2017, 23: 138-145.
- [18] 李莹. 森林生态价值核算及生态补偿研究[D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2016: 7-8.
- [19] 文清, 尹宁, 吕明, 张皓东, 王雨濛. 云南森林生态功能区农户生态补偿支付意愿(WTP)影响因素及差异性分析. 长江流域资源与环境, 2017, 26(8): 1260-1273.
- [20] Pagiola S, Arcenas A, Platais G. Can Payments for environmental services help reduce poverty? an exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. *World Development*, 2005, 33(2): 237-253.
- [21] 吴征镒. 中国植被. 北京: 科学出版社, 1980: 234-235.
- [22] Larsen S, Alp M. Ecological thresholds and riparian wetlands: an overview for environmental managers. *Limnology*, 2015, 16(1): 1-9.
- [23] Olschewski R, Benítez P C. Optimizing joint production of timber and carbon sequestration of afforestation projects. *Journal of Forest Economics*, 2010, 16(1): 1-10.
- [24] 冯继广, 丁陆彬, 王景升, 姚萍萍, 姚帅臣, 王志凯. 基于案例的中国森林生态系统服务功能评价. 应用生态学报, 2016, 27(5): 1375-1382.
- [25] 张颖, 金笙. 公益林生态补偿. 北京: 中国林业出版社, 2013: 161-162.
- [26] 沈月琴, 王枫, 张耀启, 朱臻, 王小玲. 中国南方杉木森林碳汇供给的经济分析. 林业科学, 2013, 49(9): 140-147.
- [27] 王小玲. 杉木、马尾松成本收益及其碳汇供给研究[D]. 杭州: 浙江农林大学, 2013: 17-19.
- [28] 朱臻, 沈月琴, 徐志刚, 吴伟光, 宁可, 王志强. 森林经营主体的碳汇供给潜力差异及影响因素研究. 自然资源学报, 2014, 29(12): 2013-2022.
- [29] 黄宰胜, 陈钦. 基于造林成本法的林业碳汇成本收益影响因素分析. 资源科学, 2016, 38(3): 485-492.
- [30] 刘恩斌. 广东二元立木材积表的编制与改进方法的研究[D]. 南京: 南京林业大学, 2005: 38-38.
- [31] 农胜奇, 蔡会德, 江锦峰, 张伟. 广西公益林区主要树种地径材积模型的研建. 广西林业科学, 2012, 41(2): 121-123.
- [32] 李金昌. 资源经济新论. 重庆: 重庆大学出版社, 1995.
- [33] 刘世荣. 中国森林生态系统水文生态功能规律. 北京: 中国林业出版社, 1996: 23-25.
- [34] 吕郁彪, 金大刚. 广西公益林生态效益补偿研究. 北京林业大学学报, 2006, 28(3): 53-56.
- [35] 廖烨. 湖南省森林公园公益林生态补偿标准研究[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2014: 38-38.
- [36] 黄李煌. 福建省公益林生态补偿标准体系研究[D]. 福州: 福建农林大学, 2012: 36-36.
- [37] 朱银银. 长株潭城市群绿心地区的生态补偿研究[D]. 长沙: 湖南师范大学, 2015: 71-71.
- [38] 张林林, 刘效东, 苏艳, 夏文杰, 梁京威, 李吉跃. 马尾松人工林生物量与生产力研究进展. 生态科学, 2018, 37(3): 213-221.
- [39] 康冰, 刘世荣, 张广军, 常建国, 温远光, 马姜明, 郝文芳. 广西大青山南亚热带马尾松、杉木混交林生态系统碳素积累和分配特征. 生态学报, 2006, 26(5): 1320-1329.
- [40] 贺金生. 中国森林生态系统的碳循环: 从储量、动态到模式. 中国科学: 生命科学, 2012, 42(3): 252-254.
- [41] 周伟. 贵州省马尾松主要林分类型生物量及碳汇功能研究[D]. 贵阳: 贵州大学, 2016: 33-33.
- [42] 王淑彬, 徐慧芳, 宋同清, 黄国勤, 彭晚霞, 杜虎. 广西森林土壤主要养分的空间异质性. 生态学报, 2014, 34(18): 5292-5299.
- [43] 伍倩, 闫文德, 梁小翠, 王蛟龙, 宁晨, 赵亮生. 亚热带4种典型人工林凋落物持水特性. 中南林业科技大学学报, 2015, 35(12): 76-81, 94-94.
- [44] 于海艳, 查同刚, 聂立水, 吕志远. 小水电燃料工程对森林生态服务功能的影响. 应用生态学报, 2016, 27(10): 3081-3088.