

森林生态系统土壤保持价值的年内动态

李士美^{1,2,*}, 谢高地¹, 张彩霞^{1,2}, 祁悦^{1,2}

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要:以定位观测数据为基础, 选用日雨量模型和通用土壤流失方程, 研究了 5 种森林生态系统土壤保持价值的年内动态。研究表明, 季节雨林、次生林、人工橡胶林、阔叶红松林和次生白桦林的土壤保持价值分别为 570.29、347.87、174.65、14.31 元·hm⁻²·a⁻¹ 和 8.76 元·hm⁻²·a⁻¹。土壤保持价值各月分配不均, 5—10 月的土壤保持价值占全年土壤保持价值的 80% 以上。西双版纳 3 种森林生态系统土壤保持价值构成中, 保持土壤养分的价值高达 60% 以上。长白山 2 种森林生态系统的土壤保持价值构成有所不同, 阔叶红松林以减少泥沙淤积价值为主, 而次生白桦林以保持土壤养分价值为主。土壤保持价值构成中, 减少废弃地价值的不足总价值的 10%。

关键词:土壤保持价值; 土壤侵蚀; 通用土壤流失方程; 季节雨林; 阔叶红松林

Intra-annual dynamics of soil conservation value in forest ecosystem

LI Shimei^{1,2,*}, XIE Gaodi¹, ZHANG Caixia^{1,2}, QI Yue^{1,2}

1 Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

2 Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: Based on observational data, the intra-annual dynamics of soil conservation values in five forest ecosystems were studied by means of daily rainfall erosive agent model and the Universal Soil Loss Equation. The results show that the soil conservation values of seasonal rainforest, secondary forest, rubber plantation, broad-leaved Korean pine forest and secondary birch forest are 570.29, 347.87, 174.65, 14.31 and 8.76 yuan·hm⁻²·a⁻¹, respectively. The soil conservation values are characterized with an uneven distribution in a year and the soil conservation value produced from May to October takes up 80% of the annual total value. In the composition of soil conservation value in three forest ecosystems in Xishuangbanna, the value of soil nutrition conservation accounts for more than 60%. In two forest ecosystems in Changbaishan, the composition of soil conservation value is different and the value of decreasing soil deposit is predominated in broad-leaved Korean pine forest, while the value of soil nutrition conservation is predominated in secondary birch forest. The value of reducing land disuse accounts for less than 10% of the total soil conservation value.

Key Words: soil conservation value; soil erosion; USLE; seasonal rainforest; broad-leaved Korean pine forest

土壤侵蚀是近年来全世界面临的一个严峻问题, 中国是世界上水土流失最为严重的国家之一。根据第三次全国土壤侵蚀遥感普查, 我国水蚀和风蚀面积 $356.92 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。2000 年我国水土流失造成的直接经济损失达 642.59×10^8 元, 相当于当年全国总 GDP 的 0.62%^[1]。

森林生态系统具有防止土壤侵蚀、减少径流泥沙的重要功能, 提供了巨大的土壤保持价值。国外对森林生态系统土壤保持价值评价已经有 30 余年。Pimentel 比较分析了美国农业土壤侵蚀控制的成本和效益^[2]。Costanza 等估计全球森林防止侵蚀的价值为 96 US \$·hm⁻²·a⁻¹^[3]。我国自 20 世纪 80 年代以来对森林生态系统土壤保持价值进行了大量有意义的探讨。研究初期, 多是围绕土壤保持价值的空间分布特征而展开^[4-6];

基金项目:国家重点基础研究发展计划资助项目(2009CB421106); 国家自然科学基金资助项目(30770410)

收稿日期:2009-05-06; **修订日期:**2009-09-27

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: li_shimei@163.com

近年,也有研究者开始关注森林土壤保持价值的年际动态^[7-8]。

然而,目前对土壤保持价值的研究多以年为时间尺度,忽略了降雨侵蚀力和植被盖度的年内动态变化,因而,削弱了土壤保持价值评价的精度,也缺乏对森林生态系统土壤保持价值年内累积过程动态的揭示。本研究选取热带湿润地区和中温带湿润地区森林生态系统为研究对象,以样地定位监测数据为基础,厘定森林生态系统土壤保持价值累积演变特征,比较分析不同森林生态系统类型的土壤保持价值差异性。西双版纳和长白山地处我国森林主要分布区,同时处于多条河流的上游。因而,研究其土壤保持价值,有助于增进对森林生态系统土壤保持价值的科学认知,并为森林生态系统的管理提供依据。

1 研究区概况

研究选取西双版纳热带雨林生态系统定位站的季节雨林样地、次生林样地和人工橡胶林样地(单排种植),长白山森林生态系统定位研究站的阔叶红松林样地和次生白桦林样地为研究对象(表 1)。

表 1 研究区样地概况
Table 1 General situation of the plots in study area

编号 Symbol	森林类型 Forest types	经度(E) Longitude	纬度(N) Latitude	海拔 Altitude/m	坡度 Slope/(°)	土壤类型 Soil types	土壤质地 Soil texture
BNF-1	季节雨林	101°12′	21°51′	750	12—18	砖红壤	砂质粘壤土
BNF-2	次生林	101°16′12″	21°55′15″	560	10—13	砖红壤	粉砂粘壤土
BNF-3	人工橡胶林	101°16′03″	21°55′25″	630	7	砖红壤	粘壤土
CBF-1	阔叶红松林	128°05′43″	42°24′05″	740	1.72	暗棕壤	砂壤
CBF-2	次生白桦林	128°05′43″	42°24′05″	740	1.72	暗棕壤	砂壤

长白山阔叶红松林和次生白桦林样地的坡度为 2%—4%,此处取 3%,即 1.72°

西双版纳热带雨林生态系统定位研究站位于云南省西双版纳傣族自治州勐腊县勐仑镇(21°41′N, 101°25′E),属于热带湿润地区,年降雨量 1557mm;地带性土壤为砖红壤和赤红壤;季节雨林、次生林、人工橡胶林是该地区典型森林类型。季节雨林样地分层现象明显,可分为 6 层,群落盖度 90%。次生林样地为中龄热带次生林,群落分 3 层,群落盖度约 85%。人工橡胶林植物橡胶林以橡胶(*Hevea brasiliensis*)为单优种,单排行种植,盖度约 85%,分为乔木层、草本层 2 个层次。样地详细介绍见文献^[9]。

长白山森林生态系统定位研究站位于吉林省安图县二道白河镇(42°24′N,128°28′E),属于中温带湿润气候区,多年平均降水量 713mm。阔叶红松林是长白山地区的地带性植被,向北一直分布到小兴安岭。阔叶红松林样地主乔木为红松(*Pinus koraiensis*)、紫椴(*Tilia amurensis*)、蒙古栎(*Quercus mongolica*)、水曲柳(*Fraxinus mandshurica*)等,林分为复层异龄结构,乔木层盖度 80%,灌木盖度为 40%^[10]。次生白桦林样地为天然次生林,紧邻阔叶红松林样地,以白桦(*Betula platyphylla*)为主,混有少量的紫椴(*Tilia amurensis*)、山杨(*Populus davidiana*)等,乔木层盖度 60%。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源

基础数据主要由中国生态系统研究网络(CERN)提供。数据生产者为首双版纳热带雨林生态系统定位研究站和长白山森林生态系统定位研究站。

2.2 土壤侵蚀量与土壤保持量的计算方法

运用通用土壤流失方程(USLE)来估算潜在土壤侵蚀量和现实土壤侵蚀量,两者之差即为土壤保持量。

潜在土壤侵蚀量指生态系统在没有植被覆盖和水土保持措施情况下的土壤侵蚀量,即 $C = 1, P = 1$ 时的土壤侵蚀量:

$$A_p = R \cdot K \cdot LS \tag{1}$$

现实土壤侵蚀量考虑地表覆盖和水土保持因素,其计算公式为:

$$A_r = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \tag{2}$$

由(1)和(2)可以计算土壤保持量:

$$A_c = A_p - A_r \quad (3)$$

式中, A_p 为单位面积潜在土壤侵蚀量 ($t \cdot hm^{-2} \cdot 月^{-1}$); A_r 为单位面积现实土壤侵蚀量 ($t \cdot hm^{-2} \cdot 月^{-1}$); A_c 为单位面积土壤保持量 ($t \cdot hm^{-2} \cdot 月^{-1}$); R 为降雨侵蚀力指标; K 为土壤可蚀性因子; LS 为坡长坡度因子; C 为地表植被覆盖和经营管理因子; P 为土壤保持措施因子。

2.2.1 R 值的计算

降雨侵蚀力因子 R 反映了降雨因素对土壤的潜在侵蚀作用, 是导致土壤侵蚀的主要动力因素。本文选用日雨量模型, 计算各月降雨侵蚀力^[11]:

$$M_i = \alpha \sum_{j=1}^k (D_{i,j})^\beta \quad (4)$$

$$\beta = 0.8363 + \frac{18.155}{P_{d12}} + \frac{24.455}{P_{y12}} \quad (5)$$

$$\alpha = 21.586\beta^{-7.1891} \quad (6)$$

式中, M_i 表示第 i 月时段的降雨侵蚀力值 ($MJ \cdot mm \cdot hm^{-2} \cdot h^{-1} \cdot 月^{-1}$); α 和 β 是模型参数; k 表示该月时段的天数; $D_{i,j}$ 表示 i 月时段内第 j 天的日雨量, 要求日雨量 $\geq 12mm$, 否则以 0 计算; P_{d12} 表示日雨量 $\geq 12mm$ 的日平均雨量 (mm); P_{y12} 表示日雨量 $\geq 12mm$ 的年总雨量 (mm)。

2.2.2 K 值的计算

K 为土壤可蚀性因子, 用于反映土壤对侵蚀的敏感性。土壤可蚀性与土壤机械组成和有机碳含量有密切关系, K 值的计算公式为^[12]:

$$K = 0.1317 \{ 0.2 + 0.3 \exp[-0.0256 \times SAN \times (1 - SIL/100)] \} \left(\frac{SIL}{CLA + SIL} \right)^{0.3} \\ \left(1.0 - \frac{0.25SOC}{SOC + \exp(3.72 - 2.95SOC)} \right) \left(1.0 - \frac{0.7SN1}{SN1 + \exp(-5.51 + 22.9SN1)} \right) \quad (7)$$

式中, K 为土壤可蚀性因子 ($t \cdot hm^2 \cdot h \cdot MJ^{-1} \cdot hm^{-2} \cdot mm^{-1}$); SAN 、 SIL 、 CLA 和 SOC 是砂粒 ($0.05-2mm$)、粉粒 ($0.002-0.05mm$)、粘粒 ($<0.002mm$) 和有机碳含量 ($\%$); $SN1 = 1 - SAN/100$ 。

2.2.3 LS 的计算

LS 为坡长坡度因子, 反映了坡长和坡度对坡面产流和侵蚀的影响。江忠善等建立了坡长坡度因子的计算公式^[13]:

$$LS = \left(\frac{\lambda}{20} \right)^m \left(\frac{\theta}{10} \right)^n \quad (8)$$

式中, λ 为坡长 (m); θ 为坡度 ($^\circ$); m 为坡长指数; n 为坡度指数。当 $\theta \leq 5^\circ$ 时, $m = 0.15$; 当 $5^\circ < \theta \leq 12^\circ$ 时, $m = 0.2$; 当 $12^\circ < \theta \leq 22^\circ$ 时, $m = 0.35$ 。全国坡度指数 n 值主要集中在 1.3—1.4 之间, 本研究 n 值取 1.35。CERN 样地大小为 $100m \times 100m$, 因此本研究 λ 值为 $100m$ 。

2.2.4 C 值的计算

C 为植被覆盖和经营管理因子, 其反映了不同地面植被覆盖状况对土壤侵蚀的影响。由于西双版纳终年常绿, 植被盖度变化不大, 不考虑 C 值的年内动态变化。对于长白山森林则根据植被盖度与归一化植被指数 (NDVI) 的线性关系计算各月植被盖度^[14]:

$$c = 108.49NDVI + 0.717 \quad (9)$$

结合运用江忠善等^[13]和蔡崇法^[15]的方法计算 C 值:

$$\text{当 } 0 < c < 78.3\% \text{ 时, } C = 0.6508 - 0.3436 \lg c; \text{ 当 } c \geq 78.3\% \text{ 时, } C = e^{-0.0085(c-5)^{1.5}} \quad (10)$$

式中, c 为植被覆盖度 ($\%$); e 为自然对数底值。

2.2.5 P 值的计算

P 为土壤保持措施因子, CERN 长期定位观测样地较少收到外界干扰, 因此水土保持措施因子 P 值取

1.00。

2.3 土壤保持价值的计算

2.3.1 保持土壤养分价值估算

保持土壤养分的经济价值主要指生态系统保持土壤中 N、P、K 营养元素的经济价值,根据土壤养分的平均含量,计算生态系统保持土壤营养物质的经济价值:

$$V_a = A_c (H_N P_N T_N + H_P P_P T_P + H_K P_K T_K) \quad (11)$$

式中, V_a 为保持土壤养分价值(元·hm⁻²·月⁻¹), H_N 、 H_P 、 H_K 分别为土壤中碱解氮、有效磷、速效钾含量(%); P_N 、 P_P 、 P_K 分别为 N、P、K 肥市场价格(元·t⁻¹)。 T_N 、 T_P 、 T_K 分别为碱解氮、有效磷和速效磷折算成碳酸氢氮、过磷酸钙和氯化钾的系数,分别为 5.882、3.373 和 1.667。

2.3.2 减少土地废弃价值估算

根据土壤保持量和土壤厚度来推算因土壤侵蚀而造成的废弃土地面积,再用机会成本法计算得因土地废弃而失去的年经济价值^[4-5]:

$$V_b = A_c B / (\rho \cdot h \cdot 10000) \quad (12)$$

式中, V_b 为减少土地废弃的经济价值(元·hm⁻²·月⁻¹); ρ 为土壤容重(t·m⁻³); h 为土壤厚度(m); B 为土地年均收益(元·hm⁻²)。

2.3.3 减少泥沙淤积的价值估算

按照泥沙运动规律,西双版纳和长白山地区土壤流失的泥沙淤积于水库、江河、湖泊的比例分别为 16% 和 47%^[16]。根据库容成本计算生态系统减少泥沙淤积灾害的价值:

$$V_c = f \cdot A_c \cdot \mu / \rho \quad (13)$$

式中, V_c 为减少泥沙淤积经济效益(元·hm⁻²·月⁻¹); f 为泥沙淤积于水库、江河、湖泊的比例(%); A_c 为土壤保持量(t·月⁻¹); μ 为水库工程费用(元·m⁻³); ρ 为土壤容重(t·m⁻³)。

2.3.4 累积价值的计算

第 i 月累积(保持土壤养分、减少土地废弃、减少泥沙淤积)价值 Y_i 的计算公式为:

$$Y_i = \sum_{j=1}^i V_j \quad (14)$$

式中, V_i 为 i 月累积(保持土壤养分、减少土地废弃、减少泥沙淤积)价值(元·hm⁻²), V_i 为第 i 月的(保持土壤养分、减少土地废弃、减少泥沙淤积)价值(元·hm⁻²·月⁻¹)。

3 结果与分析

3.1 土壤侵蚀与保持动态

西双版纳季节雨林、次生林和人工橡胶林的潜在土壤侵蚀量分别为 538.88、318.45 和 197.76 t·hm⁻²·a⁻¹,月潜在土壤侵蚀量的最大值分别为 126.13、74.54 t·hm⁻²·月⁻¹和 46.29 t·hm⁻²·月⁻¹;而长白山阔叶红松林和次生白桦林的潜在土壤侵蚀量分别为 10.99 t·hm⁻²·a⁻¹和 10.09 t·hm⁻²·a⁻¹,月潜在土壤侵蚀量的最大值分别为 4.04 t·hm⁻²·月⁻¹和 3.71 t·hm⁻²·月⁻¹。西双版纳和长白山森林生态系统的潜在土壤侵蚀集中发生在 5—10 月份,分别占全年潜在土壤侵蚀量的 82.71% 和 98.05%。

5 种森林生态系统的现实土壤侵蚀量变化范围为 0.20—0.64 t·hm⁻²·a⁻¹,小于海南和青藏高原的平均土壤侵蚀量^[4-5]。中国水利部颁布的强制性标准《土壤侵蚀分类分级标准》规定^[17],南方红壤丘陵区 and 西南土石山区的土壤容许流失量为 500 t·km⁻²·a⁻¹、东北黑土区和北方土石山区的容许土壤流失量为 200 t·km⁻²·a⁻¹,显然长白山和西双版纳的现实土壤流失量均低于容许土壤流失量,说明两个地理区的土壤的肥力基本稳定,森林生态系统发挥了重要的土壤保持功能。月均现实土壤侵蚀量大小序列为次生林 > 次生白桦林 > 季节雨林 > 人工橡胶林 > 阔叶红松林。次生白桦林和阔叶红松林 5—10 月份的现实土壤侵蚀量分别占年现实土壤侵蚀量的 86.03% 和 93.48%。

5 种森林生态系统的土壤保持量变化范围为 $9.54\text{--}538.34\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 其中季节雨林的土壤保持量最大, 次生林次之, 其土壤保持量为 $317.82\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 而次生白桦林的土壤保持量最小, 仅为季节雨林土壤保持量的 1.77%。图 1 表明, 西双版纳 3 种森林生态系统的土壤保持功能呈现相似的动态规律, 其动态曲线呈现双峰型变化规律, 土壤保持量的高峰值分别出现在 6 月和 8 月份, 与土壤侵蚀力的季节动态一致。季节雨林、次生林和人工橡胶林的月土壤保持量的最大值分别为 126.00 、 $74.39\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{月}^{-1}$ 和 $46.19\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{月}^{-1}$ 。3 种森林生态系统 5—10 月的土壤保持量均占年总土壤保持量的 80% 以上; 在干季 (11—4 月份), 由于大部分降雨低于侵蚀性降雨标准, 因而, 土壤侵蚀风险较小, 森林土壤保持功能仅占年土壤保持量的 10% 强。长白山阔叶红松林和次生白桦林的土壤保持功能动态曲线呈现单峰型的变化规律, 月土壤保持量的最大值均是出现在 7 月份, 分别为 $3.99\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{月}^{-1}$ 和 $3.52\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{月}^{-1}$, 远低于西双版纳 3 种森林生态系统的土壤保持量, 这说明在降雨量大和坡度较陡的地区, 森林的土壤保持功能愈加重要。长白山阔叶红松林和次生白桦林的土壤保持量分别为 $10.80\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $9.54\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 其中 5—10 月份的土壤保持量占 95% 以上。由于长白山 1—2 月份不存在侵蚀性降雨, 因而, 这一时期阔叶红松林和次生白桦林的土壤保持量为 0。

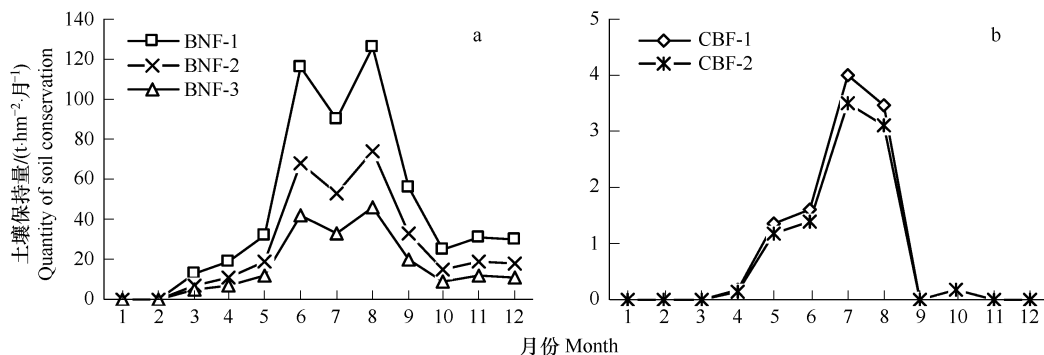


图 1 西双版纳 (a) 和长白山 (b) 森林生态系统土壤养分保持量动态

Fig. 1 Dynamics of quantity of soil conservation in Xishuangbanna (a) and Changbaishan (b) forest ecosystem

3.2 土壤保持价值的动态

3.2.1 保持土壤养分的价值

土壤侵蚀导致土壤中 N、P、K 的损失, 造成土壤肥力下降, 进而需要施加更多的化学肥料。西双版纳季节雨林、次生林和人工橡胶林的土壤碱解氮含量分别为 131.67 、 $169.00\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $113.00\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; 有效磷含量分别为 4.17 、 $2.64\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $1.54\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; 土壤速效钾含量依次为 81.33 、 $50.20\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $55.17\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。长白山阔叶红松林的碱解氮、有效磷和速效钾含量依次为 $87.82\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $11.38\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $30.50\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; 次生白桦林的 3 种养分含量分别为 112.18 、 $11.12\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $32.20\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。因而, 森林生态系统减少养分流失的价值可以采用市场价值法进行价值评估。2005 年, 碳酸氢氨、过磷酸钙和氯化钾的市场价格分别为 563 、 461 、 $1875\text{ 元}\cdot\text{t}^{-1}$ 。

西双版纳季节雨林、次生林和人工橡胶林土壤养分保持的经济价值分别为 375.07 、 $229.04\text{ 元}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $108.36\text{ 元}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 分别为长白山阔叶红松林土壤养分保持经济价值的 86.03 、 52.53 倍和 24.85 倍, 而阔叶红松林的土壤养分保持价值略小于次生白桦林的土壤养分保持价值 (图 2)。西双版纳 3 种森林生态系统的累积土壤养分保持价值是不断增加的, 其中, 1—4 月份累积养分保持价值增加缓慢, 5—8 月份养分保持价值累积最快, 其后变缓。5 月份以前, 长白山阔叶红松林和次生白桦林的累积土壤养分保持价值非常低, 对全年土壤养分保持价值的贡献率仅为 16.06% 和 15.85% ; 6—8 月份是长白山阔叶红松林和次生白桦林土壤保持价值累积最快的时期; 8 月份以后基本上保持平稳。西双版纳季节雨林、次生林和人工橡胶林仅 12 月份的土壤养分保持价值还大于长白山两种森林生态系统全年的土壤养分保持价值, 这说明在降水量大, 坡度较陡的地区森林保持土壤养分的价值愈强。

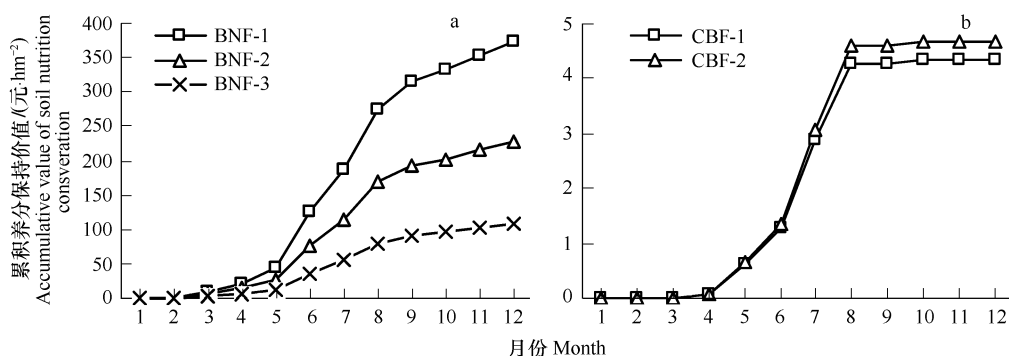


图2 西双版纳(a)和长白山(b)森林生态系统土壤养分保持价值累积过程

Fig.2 Value accumulative process of soil nutrition conservation in Xishuangbanna(a) and Changbaishan(b) forest ecosystem

3.2.2 减少土地废弃的价值

土壤侵蚀导致表土的损失,最终使其成为废弃土地,因而可以利用机会成本法计算森林生态系统减少土地废弃的经济价值。2005 年林业用地的平均收益为 $500.3 \text{ 元} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ [19]。结果显示,西双版纳季节雨林、次生林和人工橡胶林减少土地废弃的经济价值分别为 24.00、10.15、6.13 $\text{元} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$;长白山阔叶红松林、次生白桦林减少土地废弃的经济价值分别为 0.87 $\text{元} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 0.81 $\text{元} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (图 3)。西双版纳 3 种森林生态系统累积减少土地废弃价值的曲线基本一致,然而,人工橡胶林累积减少土地废弃价值的曲线较为平稳,而季节雨林和次生林在 5—10 月份存在价值快速累积的过程,可见,天然林和次生林较人工林具有更好的减少土地废弃的功能。长白山阔叶红松林和次生白桦林的减少土地废弃价值较小,且价值的发挥主要在 5—8 月份,这说明长白山面临的土壤侵蚀风险较小。

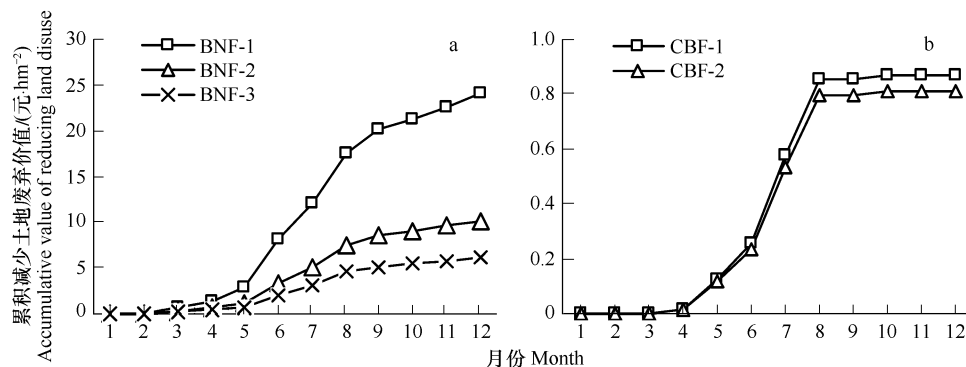


图3 西双版纳(a)和长白山(b)森林生态系统减少土地废弃价值累积过程

Fig.3 Value accumulative process of reducing land disuse in Xishuangbanna(a) and Changbaishan(b) forest ecosystem

3.2.3 减少泥沙淤积的价值

土壤侵蚀流失的泥沙,淤积于水库、江河、湖泊,导致其蓄水量减少,因此可根据蓄水成本法计算泥沙淤积造成损失的价值。我国的水库库容成本为 $2.789 \text{ 元} \cdot \text{m}^{-3}$ [20]。西双版纳季节雨林、次生林和人工橡胶林平均每月减少泥沙淤积的价值分别为 14.27、9.06 $\text{元} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{月}^{-1}$ 和 5.01 $\text{元} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{月}^{-1}$,分别为长白山阔叶红松林的 18.78、11.92 倍和 6.59 倍(图 3)。长白山次生白桦林减少泥沙淤积的经济价值最小,为 3.28 $\text{元} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,仅为阔叶红松林减少泥沙淤积价值的 36.12%,而 2 种森林生态系统保持土壤养分和减少土地废弃的价值相差不大。

4 讨论

森林生态系统的土壤保持价值与生态系统的结构和过程有关,依赖于具体的生态系统,而且受不同区域

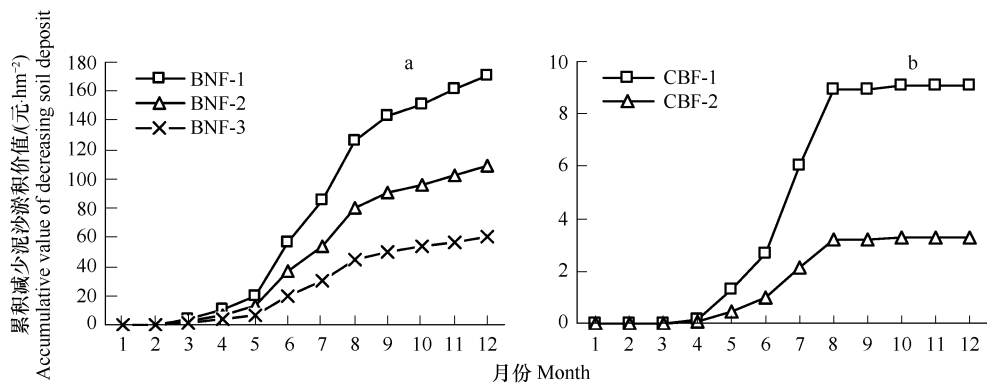


图4 西双版纳(a)和长白山(b)森林生态系统减少泥沙淤积价值累积过程

Fig.4 Value accumulative process of decreasing soil deposit in Xishuangbanna(a) and Changbaishan(b) forest ecosystem

的地理、生态、气候等条件的影响。本研究得出季节雨林、次生林、人工橡胶林、阔叶红松林和次生白桦林的土壤保持价值分别为 $570.29 \text{ 元} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 、 $347.87 \text{ 元} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 、 $174.65 \text{ 元} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 、 $14.31 \text{ 元} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $8.76 \text{ 元} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ，这一结果与已经报道的土壤保持价值变化范围基本一致(表2)。与长白山汪清林区的研究结果^[21]相比,本研究得出的长白山土壤保持价值明显偏低,这主要归因于研究方法的差异和价值化参数选取的差异。在地理区确定的情况下,侵蚀动力因素基本确定,植被类型成为影响土壤保持的关键因素,由于C和P因子都等于或小于1,其相对变化范围较其他因子大。然而,以往的研究多是基于植被森林最大盖度计算C值,进而核算森林生态系统的土壤保持价值,这就导致土壤保持量偏大,进而可能高估森林生态系统土壤保持价值。

表2 不同森林生态系统土壤保持价值及其构成

Table 2 Soil conservation value and its composition in different forest ecosystem

地点 Place	森林生态系统类型 Forest ecosystem type	单位价值 Unit value /(元·hm ⁻² ·a ⁻¹)	价值构成 Value composition/% (V _a +V _b +V _c)	文献 Reference
全球 Global	全球森林	879.8		[3]
海南岛 Hainan Island	热带季雨林	48.56	85.51+3.26+11.24	[4]
海南岛 Hainan Island	红树林	0.78	92.18+1.76+6.06	[4]
海南岛 Hainan Island	山顶矮林	142.35	98.25+0.39+1.36	[4]
海南岛 Hainan Island	山地常绿阔叶林	120.01	98.14+0.42+1.44	[4]
海南岛 Hainan Island	热作园和经济林	11.16	96.11+0.87+3.02	[4]
青藏高原 Qinghai-tibet Plateau	森林	649	61.95+4.38+33.67	[5]
昆崙山 Kunyu Mountain	暖温带森林	1265.76	77.80+0.65+21.55	[22]
杭州湾 Hangzhou Bay	北亚热带森林	70	30.11+53.78+16.10	[23]
长白山 Changbaishan	温带森林	186.32	66.58+7.51+25.91	[21]
西双版纳 Xishuangbanna	季节雨林	570.29	63.85+7.00+29.15	本研究
西双版纳 Xishuangbanna	次生林	347.87	65.94+2.81+31.25	本研究
西双版纳 Xishuangbanna	人工橡胶林	174.65	62.07+3.45+34.48	本研究
长白山 Changbaishan	阔叶红松林	14.31	30.38+6.33+63.29	本研究
长白山 Changbaishan	次生白桦林	8.76	53.18+9.36+37.45	本研究

V_a: 土壤养分保持价值;V_b: 减少土地废弃价值;V_c: 减少泥沙淤积价值

森林生态系统土壤保持功能具有明显的季节变化规律,森林土壤保持功能的发挥主要发生在雨季,这一时期由于多暴雨等侵蚀性降雨,造成土壤潜在侵蚀量大,因而此时森林生态土壤保持功能和价值得以充分发挥。

研究发现不同森林生态系统土壤保持价值构成也存在差异(表2)。通常减少废弃地的价值贡献率最低,

多低于土壤保持总价值的 10%,而保持土壤养分的价值和减少泥沙淤积的价值贡献率则因地理区域和生态系统类型差异而不同。海南岛多种森林类型的保持土壤养分价值贡献率高达 90% 以上,而本研究土壤养分保持价值的最高贡献率出现在西双版纳次生林,为 65.94%,最低的为 30.38%,出现在阔叶红松林,这与青藏高原森林的研究结果较为接近^[5],而与以往计算的高达 95% 以上的比例偏差较大^[4,6],这主要是因为本文和肖玉等^[5]对土壤保持养分价值的计算都是采用的土壤有(速)效养分。

森林生态系统是一个动态系统,所以其提供的生态系统服务功能也具有动态性,进行动态研究有助于揭示生态系统服务形成机制及探讨可能的调控机制。本研究以样地为空间尺度,以月为时间尺度,基于 CERN 定位站监测数据,探讨了森林土壤保持价值的年内动态,并对一些参数进行本地化,然而对于较大尺度的土壤保持价值年内动态研究,监测数据尚不足满足需求。

致谢:研究数据主要由中国生态系统研究网络(CERN)提供,特此致谢。

References:

- [1] Zhu G H, Mao Z F. Evaluation on economic losses of soil erosion in China. *Science of Soil and Water Conservation*, 2008, 6(1): 63-66.
- [2] Pimentel D, Harvey C, Resosudarmo P, Sinclair K, Kurz D, McNair M, Crist S, Shpritz L, Fitton L, Saffouri R, Blair R. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 1995, 267: 1117-1123.
- [3] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neil R V, Paruelo J, Raskin R C, Sutton P, van den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 1997, 387: 253-260.
- [4] Xiao H, Ouyang Z Y, Zhao J Z, Wang X K, Han Y S. The spatial distribution characteristics and eco-economic value of soil conservation service of ecosystems in Hainan Island by GIS. *Acta Ecologica Sinica*, 2000, 20(4): 552-558.
- [5] Xiao Y, Xie G D, An K. The function and economic value of soil conservation of ecosystems in Qinghai-Tibet Plateau. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(11): 2367-2378.
- [6] Lu S W, Jin F, Yu X X, Xie Y Y, Li Y H, Wang S S. The evaluation of soil conservation of forest ecosystem in China. *Science of Soil and Water Conservation*, 2005, 3(3): 16-21.
- [7] Yu Y N, Yang L C, Ye Y H, Chen B M, Song L Y, Peng S L. Dynamic characteristics on the economic value of soil conservation in the process of the tropical vegetation restoration in Xiaoliang. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(3): 997-1004.
- [8] Zhang C X, Xie G D, Yang Q K, Li S M. Assessment of human activities on soil conservation value in hilly and gully region of Loess Plateau. *Journal of Natural Resources*, 2008, 23(6): 1035-1043.
- [9] Tang Y L, Deng X B, Li Y W, Zhang S B. Research on the Difference of Soil Fertility in the Different Forest Types in Xishuangbanna. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2007, 35(3): 779-781.
- [10] Wang A Z, Liu J M, Guan D X, Pei T F. Comparison of the measurement and estimate of sensible and latent fluxes over broad-leaved Korean pine forest in Changbai mountain. *Scientia Silvae Sinicae*, 2003, 39(6): 21-25.
- [11] Zhang W B, Fu J S. Rainfall erosivity estimation under different rainfall amount. *Resources Science*, 2003, 25(1): 35-41.
- [12] Williams J R, Arnold J G. A system of erosion-sediment yield models. *Soil Technology*, 1997, 11(1): 43-55.
- [13] Jiang Z S, Zheng F L, Wu M. Prediction model of water erosion on hillslopes. *Journal of Sediment Research*, 2005(4): 1-6.
- [14] Ma C F, Ma J W, Buhe-Aosaier. Quantitative assessment of vegetation coverage factor in USLE model using remote sensing data. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2001, 21(4): 6-9.
- [15] Cai C F, Ding S W, Shi Z H, Huang L, Zhang G Y. Study of applying USLE and geographical information system IDRISI to predict soil erosion in small watershed. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2001, 14(2): 19-24.
- [16] Syvitski J P M, Vörösmarty C J, Kettner A J, Green P. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, 2005, 308: 376-380.
- [17] The Ministry of Water Resources of P. R. China. Standards for classification and gradation of soil erosion (SL190-96:). Beijing: China Water Power Press, 1997.
- [18] Editorial Department of Price Yearbook of China. Price Yearbook of China. Beijing: China Price Press, 2007.
- [19] National Bureau of Statistics. China Statistical Yearbook 2006. Beijing: China Statistics Press, 2006.
- [20] Jin F, Yu X X, Lu S W. China forest ecosystem ecological service function and evaluation. Beijing: China Forestry Press, 2007: 125-126.
- [21] Zhang S H, Zhu Z, Li J H. Ecological benefits of Changbai mountain forest reserves: the case of Wangqing forest. *Resources Science*, 2002, 24(6): 74-79.

- [22] Wang Y T, Guo W H, Liu J, Wang S J, Wang Q, Wang R Q. Value of ecosystem services of Kunyun Mountain Natural Reserve. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(1): 523-531.
- [23] Li J L, Tong Y Q, Yang X P, Xu J Q, Zhang D F. Soil conservation of agro-ecosystems and its eco-economic value in south coast of Hangzhou Bay. *Research of Soil and Water Conservation*, 2005, 12(4): 202-205.

参考文献:

- [1] 朱高洪, 毛志锋. 我国水土流失的经济影响评估. *中国水土保持科学*, 2008, 6(1): 63-66.
- [4] 肖寒, 欧阳志云, 赵景柱, 王效科, 韩艺师. 海南岛生态系统土壤保持空间分布特征及生态经济价值评估. *生态学报*, 2000, 20(4): 552-558.
- [5] 肖玉, 谢高地, 安凯. 青藏高原生态系统土壤保持功能及其价值. *生态学报*, 2003, 23(11): 2367-2378.
- [6] 鲁绍伟, 靳芳, 余新晓, 谢媛媛, 李彦慧, 王树森. 中国森林生态系统保护土壤的价值评价. *中国水土保持科学*, 2005, 3(3): 16-21.
- [7] 虞依娜, 杨柳春, 叶有华, 陈宝明, 宋莉英, 彭少麟. 小良热带植被生态恢复过程土壤保持的经济价值动态特征. *生态学报*, 27(3): 997-1004.
- [9] 唐炎林, 邓晓保, 李玉武, 张顺宾. 西双版纳不同森林类型土壤肥力差异性研究. *安徽农业科学*, 2007, 35(3): 779-781.
- [10] 王安志, 刘建梅, 关德新, 裴铁璠. 长白山阔叶红松林显热和潜热通量测算的对比研究. *林业科学*, 2003, 39(6): 21-25.
- [11] 章文波, 付金生. 不同类型雨量资料估算降雨侵蚀力. *资源科学*, 2003, 25(1): 35-41.
- [13] 江忠善, 郑粉莉, 武敏. 中国坡面水蚀预报模型研究. *泥沙研究*, 2005(4): 1-6.
- [14] 马超飞, 马建文, 布和敖斯尔. USLE 模型中植被覆盖因子的遥感数据定量估算. *水土保持通报*, 2001, 21(4): 6-9.
- [15] 蔡崇法, 丁树文. 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. *水土保持学报*, 2000, 14(2): 19-24.
- [17] 中华人民共和国水利部. 土壤侵蚀分类分级标准 (SL190-96). 北京: 中国水利水电出版社, 1997.
- [18] 中国物价年鉴编辑部. 中国物价年鉴 2006. 北京: 中国物价出版社, 2007.
- [19] 中华人民共和国统计局. 中国统计年鉴 2006. 北京: 中国统计出版社, 2006.
- [20] 靳芳, 余新晓, 鲁绍伟. 中国森林生态系统生态服务功能及其评价. 北京: 中国林业出版社, 2007. 125-126.
- [21] 张三焕, 朱哲, 李京花. 长白山森林生态效益资产评估——以汪清林区为例. *资源科学*, 2002, 24(6): 74-79.
- [22] 王玉涛, 郭卫华, 刘建, 王淑军, 王琦, 王仁卿. 昆崙山自然保护区生态系统服务功能价值评估. *生态学报*, 2009, 29(1): 523-531.
- [23] 李加林, 童亿勤, 杨晓平, 许继琴, 张殿发. 杭州湾南岸农业生态系统土壤保持功能及其生态经济价值评估. *水土保持研究*, 2005, 12(4): 202-205.