

基于 InVEST 模型的典型石漠化地区生态系统服务评估——以晴隆县为例

张斯屹^{1,3}, 白晓永^{1,2}, 王世杰^{1,2}, 秦罗义^{1,4},
田义超^{1,2}, 罗光杰^{1,2}, 李月^{1,2}

(1. 中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550002;
2. 中国科学院普定喀斯特生态系统观测研究站, 普定 562100;
3. 中国科学院大学, 北京 100049; 4. 贵州师范大学 地理与环境科学学院, 贵阳 550001)

摘要: 生态系统服务功能对人类的生活有着重要意义, 但是目前关于喀斯特地区的生态系统服务功能研究较少。本文采用 InVSET 模型中的水源涵养模块、土壤保持模块和碳存储模块对典型喀斯特地区晴隆县, 进行了生态系统服务综合评估。同时为了进一步了解喀斯特地区的生态系统服务功能特异性, 在 GIS 技术支持下, 分析了石漠化等级与生态系统服务功能得分的关系。结果表明: 2003—2013 年, 研究区三大生态系统服务功能的变化主要体现在数量上而非空间分布; 其同时受三种生态系统服务功能控制的地区面积很小, 仅占研究区总面积的 0.01%, 而受单一生态系统服务功能控制的地区相对较多; 潜在石漠化和轻度石漠化地区的生态系统服务功能最好, 是石漠化治理的重点保护区, 而无石漠化地区和强度石漠化地区的生态系统服务功能最差, 是石漠化的重点治理区。研究表明 InVEST 模型可以很好地对喀斯特地区的生态系统服务功能进行评估, 为喀斯特地区的生态保护和治理提供科学的依据。

关键词: 生态系统服务功能; InVEST 模型; 石漠化地区

中图分类号: X821 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-9901(2014)05-0328-11

Ecosystem services evaluation of typical rocky desertification areas based on InVEST model — A case study at Qinglong Country, Guizhou Province

ZHANG Si-yu^{1,3}, BAI Xiao-yong^{1,2}, WANG Shi-jie^{1,2}, QIN Luo-yi^{1,4},
TIAN Yi-chao^{1,2}, LUO Guang-jie^{1,2}, LI Yue^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; 2. Karst Ecosystem Observation Research Station in Puding, Chinese Academy of Sciences, Puding 562100, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4. School of Geography and Environmental Sciences, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, China)

Abstract: Ecosystem services are significantly important for human being. However, little attention has been paid to the ecosystem services in rocky desertification areas. In this study, InVSET (Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs) model was used to evaluate ecosystem services, in terms of water yield module, sediment retention module and carbon storage module, in a typical rocky desertification area, Qinglong County. The relationship between rocky desertification classification and ecosystem services scoring were also analyzed for further understanding of the specificity related to

收稿日期: 2014-08-30

基金项目: 国家 973 项目 (2013CB956704); 国家科技支撑计划 (2014BAB03B02); 贵州省科技计划 (黔科合重大专项字 [2012]6015 号); 贵州省农业攻关计划项目 (黔科合 NY 字 [2014]3039 号); 贵阳市科技局项目 (筑合同 [2012205] 号); “西部之光”之西部博士专项 (科发人教字 [2012]179 号)

通讯作者: 王世杰, E-mail: wangshijie@vip.skleg.cn

rocky desertification ecosystem services, with the support of GIS. The results show that: between 2003 and 2013, the quantity change, rather than the spatial distribution change, was the major transformation among the three ecosystem services. The water yield service tended to decline because of precipitation decrease and evapotranspiration increase. The soil conservation service trended to increase due to the decreased rainfall erosivity. And the carbon conservation didn't change obviously. In addition, regions covered by all the three ecosystem services only account for 0.01% of the total area, while those affected by single ecosystem service took the majority. The land for human living activities mainly located in areas where rare ecosystem service covers, and environmental ecosystem services of these areas were the worst as a result of destruction of environment ecosystem. Moreover, regions of potential and mild rocky desertification possessed the best ecosystem services owing to the low-level rocky desertification and the rare interference of human activities in these areas. On the contrary, ecosystem services in the regions with intense rocky desertification was the worst as a result of human over-exploited in non-rocky desertification areas. Our study indicates that the InVEST model can assess ecosystem services in rocky desertification areas effectively. The measures of restoring the ecological damages in non-rocky desertification areas, protecting ecosystem in potential as well as mild rocky desertification areas, and governing middle or intense rocky desertification areas are significantly beneficial in improving the environment ecosystem of rocky desertification areas.

Key words: ecosystem services; InVEST model; rocky desertification area

生态系统服务对人类的生活有着重要意义, 它的功能主要体现在产品供应、服务调节、服务支持等方面 (World Resources Institute, 2003; Egoh et al, 2009)。近年来, 在全球变化背景下, 生态系统服务功能也明显受到陆地生态系统的格局和过程的制约 (傅伯杰等, 2005)。以往对生态系统评估的方法一般有物质质量过程法、价值量评估法和能力值评估法 (何敦煌, 2001), 这些研究让人们意识到了生态系统服务功能的重要性。但这些研究都存在着一一定局限性, 且对生态系统服务功能动态变化评估的研究相对较少 (Daily and Matson, 2008; 李文华等, 2009; 欧阳志云和郑华, 2009)。近年来, 许多学者开始通过建立模型研究生态系统的服务功能及其变化过程, 其中 InVEST 模型已在美国和中国部分地区取得了良好的效果。InVEST 模型是于 2008 年兴起的一种生态价值服务评估模型, 主要包括海洋和陆地两个模块, 其中陆地模块又包括生物多样性、碳储量、水源涵养、水源营养物质迁移、土壤保持、木材生存管理和作物污染的评估 (Tallis et al, 2013)。目前已有一些学者利用 Invest 模型对陆地的生态系统服务功能进行了评估, 如 Nelson et al (2009) 对复合生态系统生物多样性的评估, 白杨等 (2013) 对白洋淀流域生态系统的综合评估, 均取得了良

好的成果, 为生态系统服务功能的变化, 自然资源管理决策提供了合理的依据。

石漠化地区的生态系统极其脆弱, 其环境特殊, 岩石裸露, 土层薄, 蓄水能力差, 导致这些问题的直接原因是生态系统服务功能遭到破坏。目前, 国内关于石漠化地区生态系统服务功能评估的研究极少, 张明阳等 (2010) 虽然对喀斯特地区的生态系统进行了分析, 但其侧重点是生态系统破坏所导致的经济损失评估, 并没有对具体的环境因子进行分析。凡非得等 (2011) 采用分类法对石漠化地区的生态系统服务功能进行了评估, 但仅仅是将降雨量、土地利用类型等因素直接作为指标进行分级, 其人为的主观因素过多。尽管 InVEST 模型应用前景良好, 但是目前尚未有人将该模型应用于喀斯特地区。本文利用 InVEST 模型对典型石漠化地区晴隆水源涵养、土壤保持及碳存储功能进行了模拟分析, 并将三者结合, 对研究区的生态系统服务功能进行了综合评价, 并探讨了其与石漠化的关系, 为喀斯特地区的生态系统保护及修复提供一定的科学依据。

1 研究区概况

本文研究区位于贵州省西南部的晴隆县, 隶属黔西南布依族苗族自治州。地处

105°01'~105°25'E, 25°33'~26°11'N。该地区地形起伏大, 海拔高差达 1482 m, 碳酸盐岩连片分布, 具有“山高坡陡谷深”的特点, 是典型的石漠化地区。晴隆县地处云贵高原中段, 水域主要为北盘江水系, 位于珠江流域。总面积 1327.36 km², 其中碳酸盐岩出露面积, 即石漠化地区面积 885.27 km², 占全县土地面积的 66.70%。属于亚热带湿润季风气候, 气候温和, 雨水充沛, 光能资源较好。全县年平均气温 14°C, 年均降水量 1588 mm。

2 研究区概况和数据来源

2.1 数据来源

2.1.1 土地利用数据

晴隆县土地利用数据的时间跨度为 2003—2013 年, 共 2 个时期: 2003 年 Landsat ETM+ 影像,

及 2013 年 Landsat 8 OLI 影像, 影像融合后分辨率均为 30 m。通过这 2 期遥感影像获得了相应时期的土地利用图, 在借鉴国内外土地利用类型分类研究成果的基础上, 根据研究区土地利用景观特点以及全国区域委员会 1985 年公布的土地利用分类标准, 本文将研究区分为自然林、人工林、灌丛、草地、水田、旱地、水域、建设用地和裸地九种土地利用类型。

2.1.2 碳密度数据

研究区不同生态系统碳密度数据, 如表 1 所示, 来源于中国科学院亚热带农业生态研究所谭秋锦等 (2014) 提供的 18 个 20 m×20 m 的样点数据。通过重铬酸钾-浓硫酸氧化外加加热法对样品进行了测定, 测出了不同生态系统的植物碳密度和土壤碳密度。

表 1 晴隆县不同生态系统碳密度 (kgC·m⁻²)
Table 1 Carbon densities of different ecosystems in Qinglong County (kgC·m⁻²)

| 生态系统 | 植物 | 地被物层 | 土壤 | 地上部分 | 地下部分 | 合计 |
|------|--------|-------|--------|--------|--------|--------|
| 草地 | 3.605 | 0.047 | 15.312 | 2.206 | 16.758 | 18.964 |
| 灌丛 | 7.088 | 0.582 | 5.769 | 6.093 | 7.346 | 13.439 |
| 人工林 | 27.242 | 0.396 | 6.04 | 24.941 | 9.201 | 34.141 |
| 自然林 | 22.961 | 1.834 | 12.611 | 23.499 | 13.907 | 37.406 |
| 旱地 | - | - | 11.531 | - | 11.531 | 11.531 |
| 水田 | - | - | 11.226 | - | 11.226 | 11.226 |

2.1.3 土壤数据

晴隆县的土壤空间分布图如图 1 所示, 共七种土壤类型, 其中以黄壤为主, 土壤各属性数据来源于中国土壤数据库, 如表 2 所示。

2.1.4 气象数据

气象数据来源于贵州省气象局, 主要包括 2003 年和 2013 年月降雨数据 (mm)、月最高温度 (°C)、月最低温度 (°C)、月均温度 (°C)。为了确定晴隆县降雨及蒸散量数据的空间分布, 利用晴隆、罗甸、盘县、望谟、威宁、兴义和安顺气象站的数据进行插值得到晴隆县气象数据空间分布图。

2.2 模型原理

2.2.1 水源涵养量

InVEST 模型的水源涵养模块, 建立在 Budyko 水热耦合平衡和年均降雨量的基础上 (Budyko, 1974), 同时考虑了实际蒸散发, 其水源供给年产量公式如下 (Zhang et al, 2001):

$$Y_{xy} = (1 - AET_{xy} / P_x) \times P_x \quad (1)$$

式中 Y_{xy} 为第 j 种土地利用类型在单元格 x 上的年产水量 (mm), AET_{xy} 为第 j 种土地利用类型在单元格 x 上的实际蒸散量 (mm), P_x 为单元 x 的年降水量 (mm)。

2.2.2 土壤保持模型

InVEST 模型的水土保持模块, 改进了 Wischmeier and Smit (1978) 提出的通用水土流失方程 (USLE), 公式如下:

$$SD = RKLS - USLE \quad (2)$$

式中 SD 即土壤保持量, $RKLS$ 为潜在土壤侵蚀量, $USLE$ 为潜在土壤流失量, 它们的单位均为 $t \cdot (km^2 \cdot a)^{-1}$ 。 $RKLS$ 与 $USLE$ 计算方法如下:

$$RKLS = R \times K \times LS \quad (3)$$

$$USLE = R \times K \times LS \times P \times C \quad (4)$$

公式中, R 表示降雨侵蚀力因子 [$MJ \cdot mm \cdot (km^2 \cdot h \cdot a)^{-1}$], K 表示土壤可侵蚀因子 [$t \cdot km^2 \cdot h \cdot (km^2 \cdot MJ \cdot mm)^{-1}$], LS 为坡长坡度因子, C 为植被管理因子, P 为工程措施因子。其中, 降雨侵蚀力因子计算方法如下 (Wischmeier and Smith, 1965):

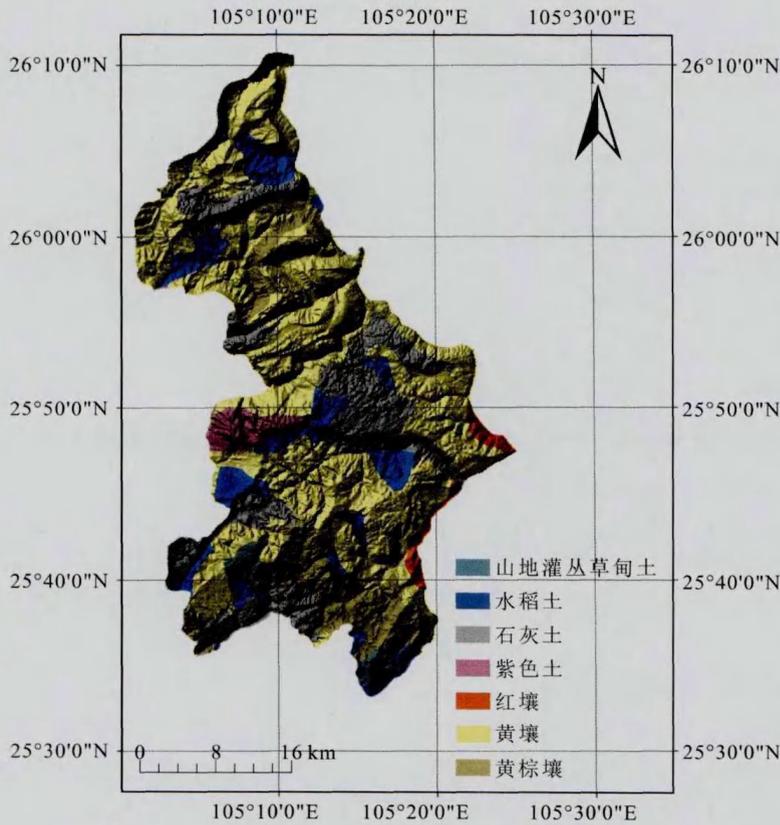


图 1 土壤类型分布图
Fig.1 Map of soil distribution

表 2 土壤属性数据
Table 2 Attribute of soil

| 土壤类型 | 颗粒组成 (%) | | | | 有机质 (%) |
|---------|-----------|---------------|-------------|----------|---------|
| | <0.002 mm | 0.002~0.02 mm | 0.02~0.2 mm | 0.2~2 mm | |
| 红壤 | 30.89 | 55.30 | 6.27 | 7.54 | 1.73 |
| 黄壤 | 12.50 | 14.60 | 20.30 | 52.60 | 1.36 |
| 黄棕壤 | 31.30 | 45.86 | 17.84 | 5.00 | 3.49 |
| 山地灌丛草甸土 | 27.30 | 40.30 | 29.50 | 2.90 | 16.09 |
| 石灰土 | 35.00 | 35.02 | 19.74 | 10.24 | 4.47 |
| 水稻土 | 48.20 | 35.20 | 15.10 | 1.50 | 6.80 |
| 紫色土 | 13.40 | 15.10 | 28.30 | 43.20 | 0.85 |

$$R = \sum_{i=1}^{12} (1.735 \times 10^{(1.51 \times \lg \frac{P_i}{P} - 0.8188)}) \quad (5)$$

式中 P 表示年均降水量 (mm), P_i 为月降水量 (mm)。

2.2.3 碳存储模型

InVEST 模型的碳存储模块主要由 4 个基本碳库组成: 地上碳、地下碳、土壤碳及凋落物有机碳, 公式如下 (Jackson et al, 2000):

$$C = C_{veg} + C_{soil} \quad (6)$$

$$C_{veg} = C_{above} + C_{below} + C_{dead} \quad (7)$$

公式中, C 为总碳储量 (t), C_{veg} 表示植被总碳

储量 (t), C_{above} 表示植被地上碳 (t), C_{below} 表示地下碳 (t), 包括生物根系碳, C_{dead} 表示凋落物有机碳 (t), 包括所有枯枝落叶的碳含量。 C_{soil} 表示土壤有机碳 (t)。

2.3 生态系统服务综合评估

生态系统服务综合评估中, 合理的对每一类生态服务功能进行分级后, 才能准确地确定重要生态保护区。本文将 InVEST 模型得到的 2013 年水源涵养、土壤保持及碳存储结果作为指标, 进行重要性分级并综合评价, 分级标准如表 3 所示(彭

怡, 2013)。将各服务功能的极重要区进行空间叠加分析, 即可得到晴隆县 2013 年的生态系统服务重要性综合分区图。

表 3 生态系统服务功能重要性分级表

Table 3 Ecosystem services significance classification table

| 功能分区 | 生态系统服务功能类别 | | |
|------|--------------|-------------------------------|----------------------------|
| | 水源涵养 (mm) | 土壤保持 (t·km ⁻²) | 碳存储 (10 ³ t) |
| 一般重要 | < 1200 | < 50 | < 70 |
| 重要 | 1200~1500 | 50~100 | 70~100 |
| 极重要 | >1500 | > 100 | > 100 |

根据水源涵养、土壤保持和碳存储的三个指标值, 计算可得生态系统服务功能综合值, 公式如下:

$$A = \sum_{i=1}^n m_i \times A_i \quad (8)$$

式中, A 表示生态系统服务功能综合值, m_i 表示第 i 项指标的权重值, A_i 表示第 i 项的偏效用函数。但是由于各项指标的单位不同, 需要对各项指标统一单位。本文采用极差标准化法对各指标进行无量纲化, 公式如下:

$$A_i = \frac{X_i - \min X_i}{\max X_i - \min X_i} \quad (9)$$

其中 X_i 表示第 i 项指标的实际值, $\max X_i$ 表示第 i 项指标的最大值, $\min X_i$ 表示第 i 项指标的最小值。

3 结果与分析

3.1 生态系统服务功能重要性

对研究区 2003 和 2013 年的生态系统服务功能, 利用 InVEST 模型的水源涵养模块、土壤保持模块和碳存储模块进行模拟, 分别得到其 2003 年和 2013 年各生态系统服务功能结果, 再将两个时期各生态系统服务功能进行空间相减计算, 得到各功能的空间变化分布, 如图 2 所示。

3.1.1 水源涵养功能评估

如图 2 所示, 2003 年和 2013 年研究区水源涵养量平均值分别为 1680.07 mm 和 1479.40 mm, 水源涵养量总值分别为 2.45×10^9 mm 和 2.17×10^9 mm。近 10 年来, 晴隆县水源涵养量整体呈下降趋势, 2003 年与 2013 年水源涵养量空间分布基本一致。2003—2013 年期间, 产水量最高的地区主要集中在晴隆县东部, 该地区植被覆被类型主要为自然林

与人工林, 森林的高效储水功能是该地区产水量高的主要原因; 产水量次高的地区主要集中在晴隆县东部毗邻北盘江流域的县界区域, 其覆被类型主要为灌丛, 毗邻北盘江流域和灌丛较好的储水能力, 是该地区产水量高的主要原因之一。

从图 2-c1 中可以看出, 近 10 年间, 晴隆县的水源涵养量主要呈现出减少的趋势, 减少量为 $-804.6 \sim 0$ mm, 仅极少地区水源涵养量有所增加, 增幅为 $0 \sim 134.06$ mm。对水源涵养量变化进行分析, 生态系统水源涵养量的变化, 主要是由气候和土地利用变化两个因素引起的 (王根绪等, 2009; 潘韬等, 2013)。2003—2013 年间, 土地利用变化并不明显, 因此不同土地利用类型的相互转换不是引起研究区产水量减少的主要因素。从水量平衡的角度进行分析, 降水和蒸散是水源涵养的 2 个决定性因素 (聂忆黄等, 2009)。对这期间的降水量及潜在蒸散进行分析, 如图 3 所示, 2013 年较 2003 年而言, 降水量减少, 而潜在蒸散量大幅度增加, 从而导致晴隆县的水源涵养量显著减少。

3.1.2 土壤保持功能评估

如图 2 所示, 利用 InVEST 模型的土壤保持模型, 分别得到研究区 2003 年和 2013 年晴隆县土壤保持空间分布图。2013 年土壤保持量较 2003 年而言, 土壤保持量空间分布格局基本一致, 但是土壤保持功能高值区有所增加, 引起土壤保持量增加的原因主要如下: 1) 草地、灌丛、自然林及人工林的植被覆盖度有所增加, 对土壤起到一定的保护作用; 2) 降水量显著减少, 从而使降雨侵蚀力因子减小, 对土壤的冲击量也随之减小、土壤侵蚀量减少; 3) 2002 年后, 出台的退耕还林、退耕还草、生态环境移民及石漠化治理等一系列政策, 对生态恢复有一定的促进作用。将 2013 和 2003 年晴隆县土壤保持量图层相减, 得到晴隆县土壤保持空间变化分布图, 如图 2-c2 所示。从 2003—2013 年晴隆县平均土壤保持量空间变化分布图可看出, 研究区的土壤保持量有增有减, 其变化量主要集中在 $0 \sim 100$ t·km⁻², 其中平均土壤保持量呈增加的地区占研究区面积的 86.23%, 减少的占 13.77%, 说明晴隆县在 2003—2013 年间, 土壤保持量增加是总体变化趋势。从图 4 中可知, 草地、灌丛及自然林的平均土壤保持量增加显著, 是土壤保持量增加的主要因素, 其他土地利用类型的平均土壤保持量则变化不明显。

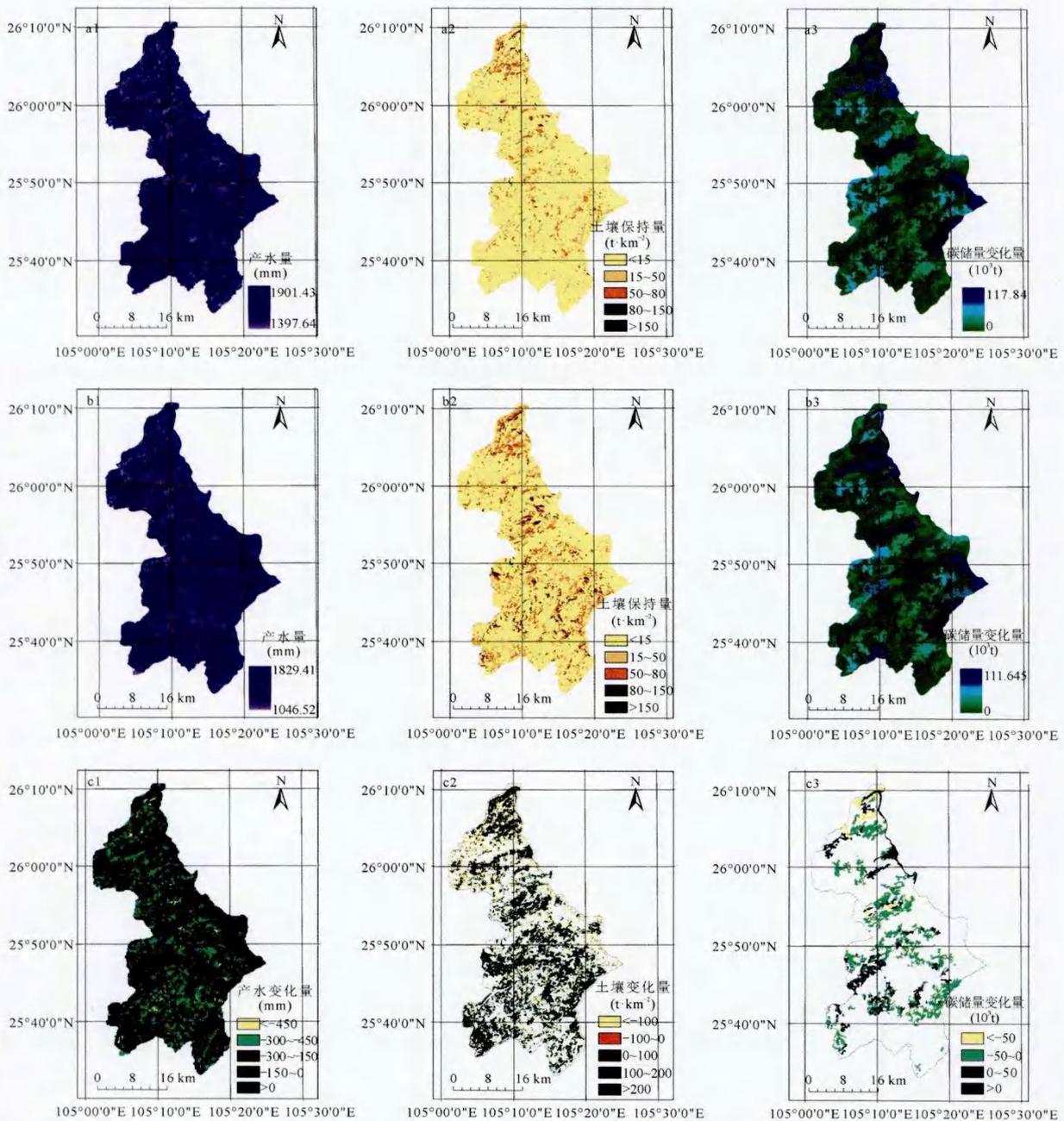


图 2 不同时期晴隆县生态系统服务功能及其变化空间分布图

a1:2003 年水源涵养空间分布图; a2:2003 年土壤保持空间分布图; a3:2003 年碳储量空间分布图;
 b1:2013 年水源涵养空间分布图; b2:2013 年土壤保持空间分布图; b3:2013 年碳储量空间分布图;
 c1: 近 10 年年水源涵养空间变化分布图; c2: 近 10 年年土壤保持空间变化分布图;
 c3: 近 10 年年碳储量空间变化分布图

Fig.2 Ecosystem service function and its variation map of Qinglong County in different periods

a1:Spatial distribution map of water yield in 2003; a2:Spatial distribution map of soil conservation in 2003; a3:Spatial distribution map of carbon storage in 2003; b1:Spatial distribution map of water yield in 2013; b2:Spatial distribution map of soil conservation in 2013;b3:Spatial distribution map of carbon storage in 2013; c1:Spatial distribution map of water yield changes in recent 10 years; c2:Spatial distribution map of soil conservation changes in recent 10 years;c3:Spatial distribution map of carbon storage changes in recent 10 years

3.1.3 碳存储功能评估

基于 InVEST 模型的碳存储模块, 分别对晴隆县 2003 年和 2013 年的碳存储进行了估算, 得

到了研究区碳储量空间分布图, 如图 2 所示。其中 2003 年总碳储量 $22.47 \times 10^5 \text{t}$, 2013 年总碳储量 $22.91 \times 10^5 \text{t}$, 平均碳密度分别为 $16.98 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 和

17.31 kg·m⁻²。2013 年土壤保持量较 2003 年而言, 碳储量空间分布格局基本一致, 碳储量高值区域主要集中在研究区东部、中部及北部。

将 2013 和 2003 年晴隆县土壤保持量图层相减, 得到晴隆县碳储量空间变化分布图, 如图 2-c3 所示。可看出近 10 年期间, 研究区的碳储量变化区域并不多, 变化区域的面积占晴隆县总面积的 27.51%。碳储量发生变化的部分中, 呈增加趋势的占 45.98%, 减少的占

54.02%。对比分析知, 碳储量增加和减少区域的面积较为接近, 说明研究区的碳储量增减在空间范围上差异并不大, 其变化主要体现在数量上。由图 5 知, 其中草地、自然林和人工林是碳储量增加区域的主要土地利用类型, 碳储量减少区域的主要土地利用类型则为灌丛和旱地。这说明 2003—2013 年间, 退耕还林等生态治理措施初见呈现, 但环境破坏和环境治理是并存的。

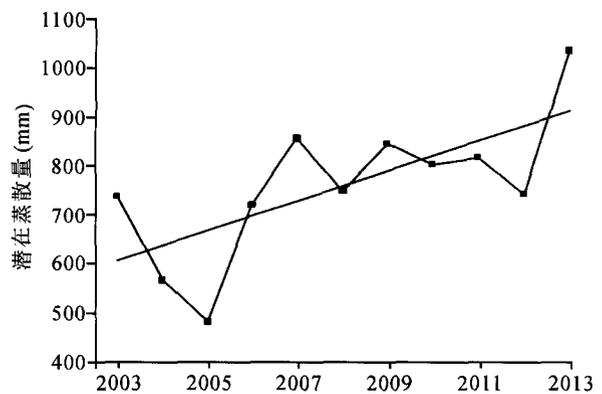
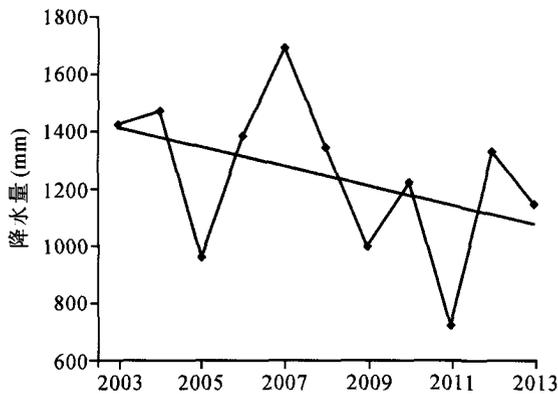


图 3 2003—2013 年晴隆县降水量及潜在蒸散发量变化趋势

Fig.3 Trends of precipitation and potential evapotranspiration from 2003 to 2013 in Qinglong County

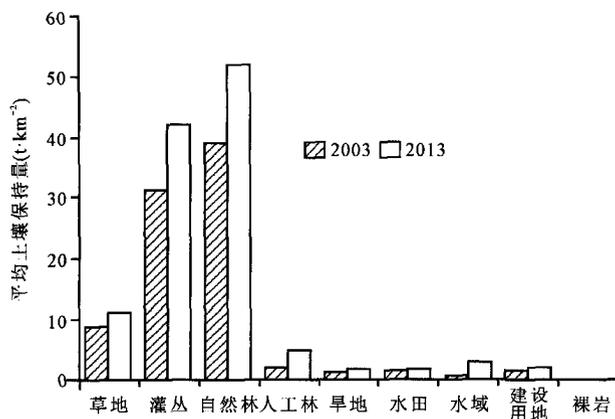


图 4 不同历史时期各土地利用类型平均土壤保持量

Fig.4 Average soil conservation of different land use type in different years

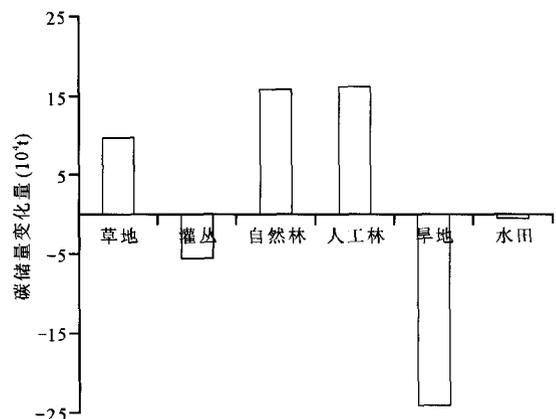


图 5 2003—2013 年间不同土地利用类型碳储量平均变化值

Fig.5 Average carbon storage variation of different landuse type from 2003 to 2013

3.2 生态系统服务功能重要性综合评估

对 2013 年水源涵养、土壤保持及碳存储功能图进行分级, 分别得到它们的重要性分级图, 再将其进行叠加分析得到生态系统服务功能重要性综合分区图, 如图 6 所示, 共划分了 3 类 7 种生态重要保护区: 一类是三个功能同时很重要区域; 一类为两个生态服务功能同时很重要区域; 另外一类则是

只有一种生态服务功能很重要区域。对其进行统计分析知, 三个指标都重要的区域仅占了研究区总面积的 0.01%; 水源涵养与土壤保持、水源涵养与碳储存和土壤保持与碳储存功能同时很重要的区域面积分别占研究区总面积的 0.25%、2.25% 及 1.70%。单一的水源涵养、土壤保持、碳存储重要区的面积, 分别占研究区总面积的 28.31%、6.62% 及 4.43%。

单一的土壤保持重要区分布相对分散, 空间上分布较零星、破碎。单一的水源涵养重要区是涉及面积最广的生态服务功能, 其分布相对集中, 主要位于研究区北部、中部偏北及东部。对整个晴隆县而言, 中部地区及南部地区的生态服务综合功能略差, 几乎没有生态服务功能重要区位于这些地区, 这些地

区的土地利用类型主要为人类生活用地, 包括建设用地、旱地及水田。这些地区的生态系统较易遭到破坏且恢复慢, 对周围区域的生态系统依赖性较强。为了保护和治理喀斯特地区的生态环境, 减轻非生态系统服务功能重要区的压力, 加强生态系统服务重要区的保护是极其必要的。

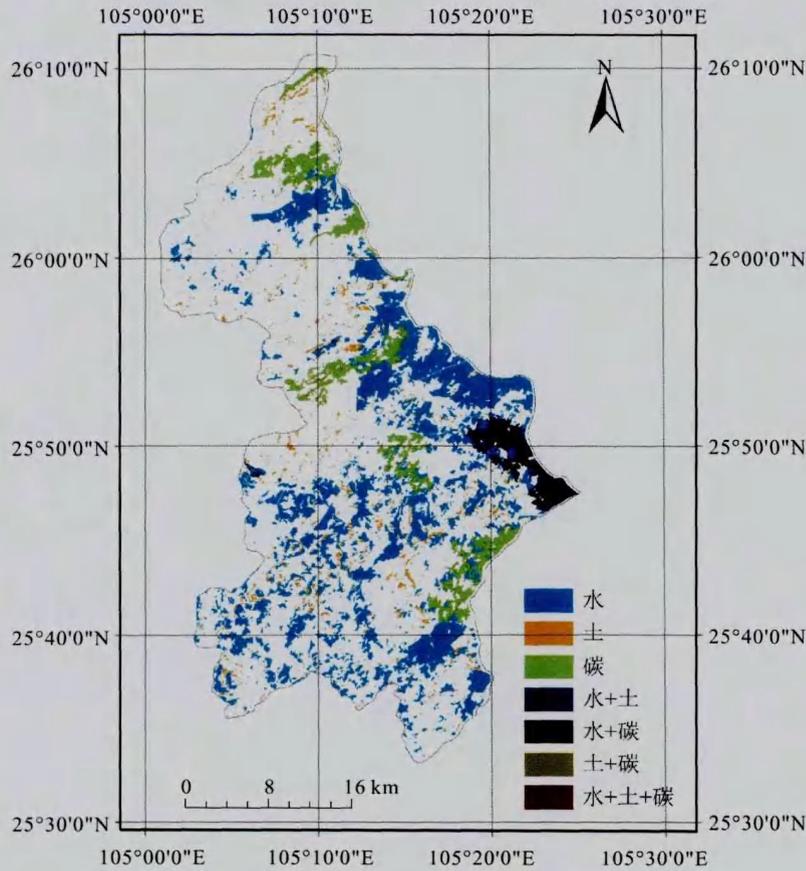


图 6 生态系统服务功能重要性综合评估

Fig.6 Comprehensive evaluation of ecosystem services function importance

3.3 生态系统服务功能与石漠化关系

将生态系统综合服务功能重要性图层与石漠化等级图层进行叠加分析, 即可得到各种生态系统服务功能重要区面积与石漠化等级的关系, 如表 4 所示。统计分析得, 生态系统服务功能重要区主要分布在无石漠化、潜在石漠化地区及轻度石漠化地区, 中、强度石漠化地区的分布面积较少。虽然中、强度石漠化地区单一水源涵养功能重要区的面积较大, 但其占整个水源涵养重要区的面积比例并不高, 分布为 19.60% 和 6.86%。由此可知, 无石漠化地区、潜在石漠化地区及轻度石漠化地区生态系统服务综合功能相对较好, 而中、强度石漠化地区的生态系

统服务综合功能则稍弱些。因此, 对无、潜在和轻度石漠化地区进行生态保护和修复, 对中、强度石漠化地区进行石漠化治理, 对改善喀斯特地区生态系统服务功能有着重大意义。

将晴隆县 2013 年水源涵养量、土壤保持量和碳存储量无量纲化后, 根据 2.2 中公式, 得到晴隆县生态系统服务功能得分图, 如图 7 所示, 其得分在 0.11~0.89, 平均分 0.50, 得分越高, 生态系统服务功能性越好。由图分析知, 得分高的地区分布较集中, 主要位于晴隆县南部、东南部及北部, 该区域的石漠化等级主要为潜在石漠化和轻度石漠化; 得分相对较低的地区分布较零散破碎

化, 主要分布在无石漠化和强度石漠化地区。对各石漠化等级的生态系统服务功能平均分进行分析, 如图8所示, 潜在石漠化与轻度石漠化地区的平均分最高, 无石漠化与强度石漠化地区的平均分相对较低。这主要是因为, 潜在石漠化地区和轻度石漠化地区的石漠化现象并不严重, 且人类活动在该区域并不频繁, 其生态环境相对良好, 生态系统服务功能平均分也较高; 无石漠化地区

多被人类开发利用, 其生态环境遭到破坏, 而强度石漠化地区的生态系统本身就生态结构单一、脆弱且易被破坏, 所以这些区域的生态系统服务功能的平均得分相对较低。由此可见, 对无石漠化地区进行生态恢复, 潜在石漠化和轻度石漠化地区进行生态保护, 中、强度石漠化地区进行石漠化治理, 可以有效地改善晴隆县的生态系统服务功能。

表4 生态系统服务功能与石漠化等级关系
Table 4 Relationship between ecosystem service function and rocky desertification level

| 石漠化等级 | 生态系统服务功能 (km ²) | | | | | | |
|-------|-----------------------------|-------|-------|------|-------|-------|-------|
| | 水 | 土 | 碳 | 水+土 | 水+碳 | 土+碳 | 水+土+碳 |
| 无石漠化 | 163.85 | 48.86 | 25.38 | 1.40 | 3.10 | 12.26 | 0.03 |
| 潜在石漠化 | 51.40 | 7.94 | 11.41 | 0.62 | 14.54 | 5.10 | 0.05 |
| 轻度石漠化 | 61.05 | 15.57 | 10.76 | 0.59 | 4.73 | 1.60 | 0.03 |
| 中度石漠化 | 73.65 | 11.98 | 8.67 | 0.54 | 7.53 | 2.66 | 0.00 |
| 强度石漠化 | 25.79 | 3.54 | 1.32 | 0.21 | 0.00 | 0.88 | 0.00 |

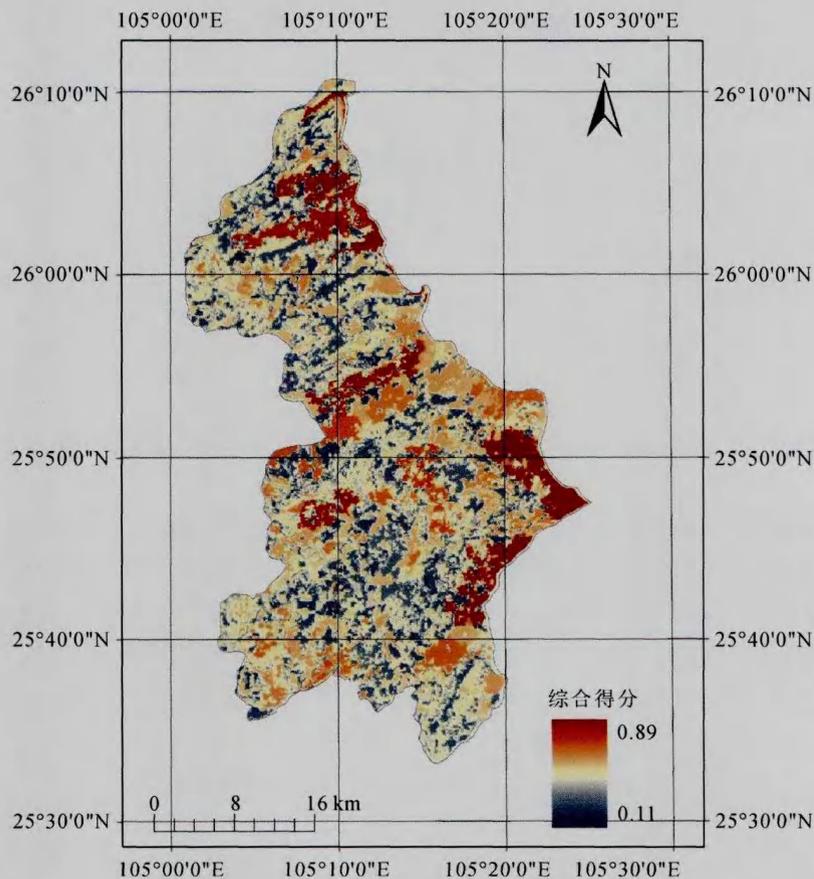


图7 2013年晴隆县生态系统服务功能得分图

Fig.7 Ecosystem service function score map of Qinglong County in 2013

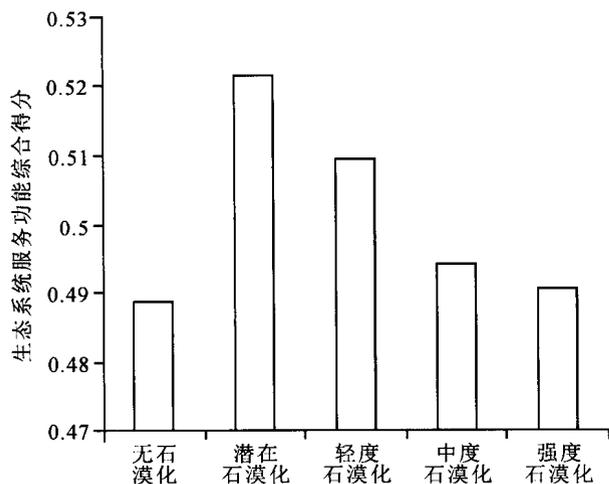


图8 各等级石漠化生态系统服务功能平均得分

Fig.8 Ecosystem service function average score of different rocky desertification level

4 讨论与结论

4.1 讨论

本文利用 InVEST 模型对晴隆县进行了生态系统服务评估。目前潘韬等(2003)利用 InVEST 模型对三江源地区的水源供给进行了分析,周彬等(2010)基于 InVEST 模型对北京市的土壤侵蚀进行了模拟分析,彭怡等(2013)则利用 InVEST 模型的评估了汶川灾区的碳存储功能变化,尽管这些研究通过 InVEST 模型取得了良好的成果,但其均是仅对某一单一的生态系统服务功能进行评估。在此基础之上,少数国内外学者利用 InVEST 模型将几种生态系统服务功能结合起来(Nelson et al, 2009; 白杨等, 2013),进行生态系统服务的综合评估,其结果也与现实吻合度非常高,但是目前仍没有人将该模型应用于石漠化地区进行生态系统服务综合,本文首次将该模型用于石漠化地区,并考虑了石漠化等级因子对生态系统的影响,其模拟效果较好。综上,在考虑石漠化地区特殊的环境背景下,利用 InVEST 模型进行的生态系统服务综合评估,可以较好地适用于地质结构复杂、土层薄、蓄水能力差的石漠化地区。

4.2 结论

(1) 空间分布上: 2003 年和 2013 年,晴隆县水源涵养、土壤保持和碳存储功能的格局基本一致。

(2) 空间变化上: 2003—2013 年间,晴隆县水源涵养量呈减少趋势、土壤保持量和碳储量呈

增加趋势。

(3) 生态系统综合服务功能方面: 无生态系统重要区的面积比例为 43.47%; 三大生态系统服务功能均重要的区域,仅占研究区总面积的 0.01%; 单一水源涵养重要区面积较大,占整个研究区面积的 28.3%。

(4) 生态系统服务功能与石漠化的关系: 晴隆县生态系统功能重要区主要分布在无石漠化、潜在石漠化及轻度石漠化地区。生态系统服务功能得分方面,潜在石漠化 > 轻度石漠化 > 中度石漠化 > 强度石漠化 > 无石漠化。

综上,对无石漠化地区进行生态恢复,潜在和轻度石漠化地区采取保护措施,中、强度石漠化地区加强生态治理,对提高生态系统服务功能,改善生态环境具有重大意义。

参考文献

- 白杨,郑华,庄长伟,等. 2013. 白洋淀流域生态系统服务评估及其调控[J]. *生态学报*, 33(3): 711-717. [Bai Y, Zheng H, Zhuang C W, et al. 2013. Ecosystem services valuation and its regulation in Baiyangdian basin: Based on InVEST model [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 33(3): 711-717.]
- 凡非得,罗俊,王克林,等. 2011. 桂西北喀斯特地区生态系统服务功能重要性评价与空间分析[J]. *生态学杂志*, 30(4): 804-809. [Fan F D, Luo J, Wang K L, et al. 2011. Assessment and spatial of ecosystem service in portance in karst area of Northwest Guangxi [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 30(4): 804-809.]
- 傅伯杰,牛栋,赵士洞. 2005. 全球变化与陆地生态系统研究: 回顾与展望[J]. *地球科学进展*, 20(5): 556-560. [Fu B J, Niu D, Zhao S D. 2005. Study on global chance and terrestrial ecosystems: history and prospect [J]. *Advance in Earth Sciences*, 20(5): 556-560.]
- 何敦煌. 2001. 谈生态价值及相关问题[J]. *未来与发展*, 2(4): 29-33. [He D H. 2001. Talking about ecological value and the related problems [J]. *Future and Development*, 2(4): 29-33.]
- 李文华,张彪,谢高地. 2009. 中国生态系统服务研究的回顾与展望[J]. *自然资源学报*, 24(1): 1-10. [Li W H, Zang B, Xie G D. 2009. Research on ecosystem services in China progress and perspectives [J]. *Journal of Natural Resources*, 24(1): 1-10.]

- 聂忆黄, 龚 斌, 衣学文. 2009. 青藏高原水源涵养能力评估 [J]. *水土保持研究*, 16(5): 210–213. [Nie Y H, Gong B, Yi X W. 2009. Water conservation valuation of Qinghai-Tibet Plateau [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 16(5): 210–213.]
- 欧阳志云, 郑 华. 2009. 生态系统服务的生态学机制研究进展 [J]. *生态学报*, 29(11): 6183–6188. [Ouyang Z Y, Zheng H. 2009. Ecological mechanism of ecosystem services [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 29(11): 6183–6188.]
- 潘 韬, 吴绍洪, 戴尔阜, 等. 2013. 基于 InVEST 模型的三江源区生态系统水源供给服务时空变化 [J]. *应用生态学报*, 24(1): 183–189. [Pan T, Wu S H, Dai E F, et al. 2013. Spatiotemporal variation of water source supply in Three Rivers source area of China based on InVEST model [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 24(1): 183–189.]
- 彭 怡, 王玉宽, 傅 斌, 等. 2013. 汶川地震重灾区生态系统碳储存功能空间格局与地震破坏评估 [J]. *生态学报*, 33(3): 798–808. [Peng Y, Wang Y K, Fu B, et al. 2013. Spatial distribution of carbon storage function and seismic damage in Wenchuan earthquake stricken areas [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 33(3): 798–808.]
- 谭秋锦, 宋同清, 彭晚霞, 等. 2014. 西南峡谷型喀斯特不同生态系统的碳格局 [J]. *生态学报*, 34(19): 5579–5588. [Tan Q J, Song T Q, Peng W X, et al. 2014. Carbon pattern of different ecosystems in canyon karst region in southwestern of China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 34(19): 5579–5588.]
- 王根绪, 李 娜, 胡宏昌. 2009. 气候变化对长江黄河源区生态系统的影响及其水文效应 [J]. *气候变化研究进展*, 5(4): 202–208. [Wang G X, Li N, Hu H C. 2009. Hydrologic effect of ecosystem responses to climatic change in the source regions of Yangtze river and Yellow River [J]. *Advances in Climate Change Research*, 5(4): 202–208.]
- 张明阳, 王克林, 刘会玉, 等. 2010. 喀斯特生态系统服务价值时空分异及其与环境因子的关系 [J]. *中国生态农业学报*, 8(1): 189–197. [Zhang M Y, Wang K L, Liu H Y, et al. 2010. Spatio-temporal variation of Karst ecosystem service value and its correlation with ambient environmental factors [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 8(1): 189–197.]
- 周 彬, 余新晓, 陈丽华, 等. 2010. 基于 InVEST 模型的北京山区土壤侵蚀模拟 [J]. *水土保持研究*, 17(6): 9–19. [Zhou B, Yu X X, Chen L H, et al. 2010. Soil erosion simulation in mountain areas of Beijing based on InVEST model [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 17(6): 9–19.]
- Budyko M I. 1974. *Climate and Life* [M]. Academic, San Diego, California.
- Daily G C, Matson P A. 2008. From theory to implementation. *Proceedings of National Academy Sciences of the United States of America* [J]. *Ecosystem services*, 105: 9455–9456.
- Egoh B, Reyers B, Rouget M, et al. 2009. Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa [J]. *Biological Conservation*, 142(3): 553–562.
- Jackson R B, Schenk H J, Jobbagy E G, et al. 2000. Belowground consequences of vegetation change and their treatment in models [J]. *Ecological Applications*, 10: 470–483.
- Nelson E, Mendoza G, Regetz J. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales [J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7: 4–11.
- Tallis H T, Ricketts T, Guerry A D, et al. 2013. InVEST 2.5.6 User's Guide [M]. The Natural Capital Project, Stanford, 6–12.
- Wischmeier W H, Smith D D. 1965. Predicting Rainfall Erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains Agricultural Handbook [M]. Washington D.C.: No1282, U.S. Department of Agriculture.
- Wischmeier W H, Smith D D. 1978. Predicting rainfall erosion losses [M]. USDA Agricultural Handbook, No. 537.
- World Resources Institute. 2003. Millennium Ecosystem Assessment, Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment [M]. Washington, DC: Island Press.
- Zhang L, Dawes W R, Walker G R. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale [J]. *Water Resource Research*, 37: 701–708.