

土地利用变化对漓江流域生态服务价值影响^{*}

向悟生, 李先琨, 丁涛, 黄玉清, 何成新, 陆树华

(广西壮族自治区 中国科学院 广西植物研究所, 广西 桂林 541006)

摘要:应用 Costanza 的生态服务价值计算方法, 参照中国陆地生态系统单位服务价值系数, 分析了土地利用变化对漓江流域生态系统服务功能的影响。漓江流域生态系统服务价值在 1991 - 2006 年间减少了 14.9062×10^8 元, 年平均减少 0.9938×10^8 元。生态服务价值系数较高的林地、耕地和水域等转化为生态服务价值系数较低的建设用地和园地, 是流域生态服务价值受损的主要原因。流域生态系统 9 类单项服务价值均呈现下降趋势, 尤其是土壤形成与保护、水源涵养、气体调节、生物多样性保护和气候调节等服务价值的损失较大。马尔可夫链模型的预测结果表明: 如果保持 1991 - 2006 年的土地利用变化趋势, 漓江流域生态系统服务价值在未来将呈现不断下降的趋势。敏感性分析表明, 生态系统服务价值对价值系数缺乏弹性, 研究结果可信。

关键词: 漓江流域; 土地利用变化; 生态系统; 服务价值; 马尔可夫链

中图分类号: F301.24; X171.1

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2009)06-0046-05

Effects of Land Use Changes on Eco-Service Value in Lijiang River Basin

XIANG WU-sheng, LI Xian-kun, DING Tao, HUANG Yu-qing, HE Cheng-xin, LU Shu-hua

(Guangxi Institute of Botany, Guangxi Zhuang Autonomous Region and the Chinese Academy of Sciences, Guilin, Guangxi 541006, China)

Abstract: The purpose of this paper is to examine the effects of the land use and land cover change on ecosystem services value (ESV) in Lijiang river basin from 1991 to 2006. the methods are based on Costanza's ESV computing formula and Chinese land ecosystem ESV coefficients. The results showed that the total value of ecosystem services of the study area declined from 1.781749×10^{10} yuan in 1991 to 1.632686×10^{10} yuan in 2006, with the net decline of 1.49062×10^9 yuan during the 15-year period. The main reason for this decline was the transformation of large areas from woodland, water area and cultivated land to build-up land and garden land which has lower ecosystem service value of unit area. The decline of overall value of the ecosystem services value comes from the decrease in soil formation and disposition, water conservation, gas regulation, bio-diversity conservation and climate regulation. The results of Eco-Service Value change forecast by using Markov chain showed that the Eco-Service Value will keep decline trend in the future year 2021 and 2036. The sensitivity analysis suggested that these estimates are relatively robust.

Key words: Lijiang river basin; land use change; ecosystem; ecological value; Markov chain

生态系统服务是人类生存和发展的基本条件, 是指通过生态系统的结构、过程和功能直接或间接得到的生命支持产品和服务, 它是人类所拥有的关键自然资本^[1]。作为全球环境变化研究的核心领域之一, 土地利用/土地覆盖变化(Land Use and Land Cover Change, LUCC)通过改变生态系统的结构和功能, 对生态系统维持其服务功能起决定性作用^[1]。

同时, 土地利用变化驱动下的生态系统服务变化, 也是 LUCC 环境效应的一个重要量化指标。因此, 研究 LUCC 背景下区域生态系统服务变化具有重要意义, 国内外许多学者分别对其进行了理论探讨和实证分析^[2-7]。

漓江以青山秀水的自然风光闻名于世, 1978 年被列为国家重点保护的 13 条江河之一, 可以说, 漓

* 收稿日期: 2009-06-24

基金项目: 广西科技攻关项目(桂科转 07123007 - 4, 桂科攻 0816003 - 1); 广西植物研究所基本科研业务费项目(桂植业 09011)

作者简介: 向悟生(1978 -), 男, 广西桂林人, 副研究员, 主要从事恢复生态和景观生态方面的研究。E-mail: xws@gxib.cn

江是孕育桂林名城的源泉、是桂林社会经济发展的生命线。近 20 a 来,由于社会、经济的发展,流域的土地利用/覆被发生了较大变化,而土地利用/覆被变化与漓江面临的枯水期加长、最小流量下降和含沙量增大等生态环境问题密切相关^[8]。因此,探讨在这种背景下流域生态系统服务功能的响应特征,不仅可以丰富全球环境变化的研究内容,同时对合理配置漓江流域土地利用方式以及流域经济社会的可持续发展也具有重要现实意义。

1 研究区概况

漓江流域位于广西区的东北部,地处 109°45′ - 110°40′ E、24°18′ - 25°41′ N,流域范围涉及桂林市区和兴安、灵川、临桂、阳朔、平乐、恭城、荔浦诸县,面积约 12 000 km²。流域属中低山和丘陵地形,北部为碎屑岩中低山地貌和丘陵地貌,平均海拔 900 ~ 1 100 m;中南部为盆地、平原碳酸盐岩溶地貌或河谷地貌,海拔 100 ~ 600 m,其中有大量的峰丛、峰林、孤峰景观。流域总的地势北高南低,东西两侧高而中间低,在一系列开阔的山间盆地及峡谷之间形成了漓江谷地。漓江谷地以上古生代碳酸盐岩为主,经历了多次构造运动。流域北部丘陵地的土壤以红壤和黄壤为主^[8-9]。

漓江流域属中亚热带湿润季风气候区,全年光照充足,四季分明,平均气温约 17 ~ 20 ℃;由于北面越城岭山脉的屏蔽作用和湘桂走廊的独特地理条件,漓江流域处在广西境内 4 个“降雨中心”之一的越城岭山脉的东南坡,年降水量为 1 400 ~ 2 600 mm,由北而南逐渐降低;年蒸发量 1 377 ~ 1 857 mm,雨热基本同期。流域的地带性植被为中亚热带典型常绿阔叶林。在海拔 400 m 以下地带,常绿阔叶林保存很少,分布零星,主要植被类型是农作物、果园和经济林,天然林主要是马尾松林 (*Pinus*

massoniana) ;海拔 400 ~ 800 m 地带的主要植被类型是毛竹 (*Phyllostachys pubescens*) 林,这一地带的常绿阔叶林面积有所增加;在海拔 800 ~ 1 300 m 地带,常绿阔叶林成为主要植被类型,成片分布,有部分马尾松林和毛竹林,农作物、果园和经济林较少^[8-9]。

2 研究方法

2.1 土地利用覆被数据获取

在野外调查的基础上,以 1991 年、1998 年和 2006 年漓江流域 Landsat TM 遥感影像为基础,同时参考该地区 1 : 5 万地形图,通过人工目视解译与计算机遥感图像自动解译分类,提取了 3 个时期的土地利用覆被信息。参照国家通用的土地利用分类及漓江流域实际情况,将漓江流域土地利用景观解译为耕地、林地、园地、草地、水域、建设用地、裸地等 7 种土地利用覆被类型,统计出不同土地利用类型的面积。

2.2 生态服务价值单价确定

1997 年 Costanza 等人的研究成果使生态系统服务价值评估的原理与方法从科学意义上得以明确^[1]。谢高地等人根据中国的实际情况,制定了中国陆地生态系统单位面积生态服务价值表^[10]。土地利用类型和生态系统类型虽非一一对应,但是土地利用类型和生态系统类型具有密切的关系,利用土地利用类型计算生态服务价值是一个简便易行的方法。根据已有的研究和漓江流域的具体情况,采用谢高地等人生态服务价值表,把每种土地利用类型与最接近的生态系统类型联系起来,从而给出每种土地利用类型单位面积的生态服务价值^[11]。其中耕地与农田对应,林地与森林对应,园地取森林和草地的平均值,未利用地取荒漠对应值,城镇用地取值为 0。

表 1 中国不同陆地生态系统单位面积生态服务价值						元/(hm ² ·a)
服务类型	森林	草地	农田	湿地	水域	荒漠
气体调节	3097.0	707.9	442.4	1592.7	0.0	0.0
气候调节	2389.1	794.6	787.5	15130.9	407.0	0.0
水源涵养	2831.5	707.9	530.9	13715.2	180332.2	26.5
土壤形成与保护	3450.9	1725.5	1291.9	1513.1	8.8	17.7
废物处理	1159.2	1159.2	1451.2	16086.6	16086.6	8.8
生物多样性保护	2884.6	964.5	628.2	2203.3	2203.3	300.8
食物生产	88.5	265.5	884.9	88.5	88.5	8.8
原材料	2300.6	44.2	88.5	8.8	8.8	0.0
娱乐文化	1132.6	35.4	8.8	3840.2	3840.2	8.8

2.3 生态服务价值计算

在确定了每种土地利用类型单位面积的生态服务价值后,根据公式(1)、(2)计算研究区生态服务的总价值。

$$ESV = (A_K \times VC_k) \tag{1}$$

$$ESV_f = (A_K \times VC_{fk}) \tag{2}$$

式中: ESV ——生态系统服务总价值(元); A_K ——研究区 k 种土地利用类型的面积(hm^2); VC_k ——生态价值系数[元/ ($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$)]; ESV_f ——单项服务价值[元/ ($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$)]。

2.4 敏感性分析方法

借用敏感性指数(Coefficient of Sensitivity, CS) 以确定 ESV 随时间变化对 VC 变化的依赖程度。 CS 的含义是指 VC 变动 1 % 引起 ESV 的变化情况,如果 $CS > 1$, 说明 ESV 对 VC 是富有弹性的; 如果 $CS < 1$, 则说明 ESV 对 VC 是缺乏弹性的, 比值越大, 表明 VC 的准确性越关键。本文通过分别调整 50 % 的 VC 来计算 CS , 从而来说明 ESV 对 VC 的敏感程度。敏感性指数(CS) 计算公式如式(3)^[12]。

$$CS = \frac{(ESV_i - ESV_j) / ESV_i}{(VC_{jk} - VC_{ik}) / VC_{ik}} \tag{3}$$

式中: ESV 、 VC 、 k 的含义同前, i 和 j 代表初始价值和生态价值系数调整以后的价值。

2.5 土地利用对生态服务价值影响预测

为了推演保持目前土地利用变化趋势下流域未来生态系统服务价值的响应,采用马尔可夫链模型对其变化趋势进行预测。研究的思路是在 ENVI 遥感软件支持下,完成土地利用景观解译分类后,通过 ENVI 软件的 Change detection statistics 功能获得 1991 - 2006 年两期土地利用变化的转移百分比矩阵,以 2006 年的土地利用现状为初始状态,以 15 a 为步长,所有数据输入 Matlab 软件,计算出未来土地利用变化趋势,以前述的生态系统服务价值评估方法测算生态系统服务价值的变化。马尔可夫链模型的计算过程见参考文献[13]。

3 结果与分析

3.1 漓江流域土地利用变化

从土地利用的结构上看,漓江流域占比最大的类型为林地,所占比例为 38 % ~ 31 %,其次为园地和耕地,占比最小的为水域,所占比例在 1 % 以下,次小的为裸地,占比在 5 % 以下。从 1991 - 2006 年,林地在地用结构中的比重下降了 7.34 %,草地所占比重下降了约 5 %,耕地所占比重下降了约 3 %,而园地所占比重增加了 6.24 %,建设用地所占比重增加了 5.3 %。

表 2 漓江流域不同土地利用类型面积及其变化

类别	1991 年		1998 年		2006 年	
	面积/ km^2	比重/ %	面积/ km^2	比重/ %	面积/ km^2	比重/ %
水域	66.23	0.49	73.08	0.54	64.87	0.48
建设用地	794.40	5.85	783.73	5.78	1500.72	11.06
草地	1191.70	8.78	907.58	20.01	485.64	3.58
耕地	3432.26	25.29	2716.30	6.69	3051.18	22.48
园林	2708.72	19.96	3462.78	25.51	3556.04	26.20
林地	5203.60	38.35	5348.68	39.40	4220.34	31.09
未利用地	146.95	1.08	251.71	1.85	665.07	4.90

从变化的幅度上看,1991 - 2006 期间,建设用地的变幅较大,增加了 90 % 左右;园地(包括灌丛、果园等)的增加幅度也较大,达到了 30 % 以上;未利用地的变化幅度最大,增加了 3 倍有余;草地的减小幅度最大,达 58.86 %;林地和耕地次之,减小幅度为 10 % ~ 17 %;水域的变化幅度较小,在 5 % 以下。

综合而言,漓江流域土地利用的变化趋势为林地、耕地和草地向建设用地及园地发展,这种变化,主要是受流域城镇化快速发展、流域的产业政策和其它经济活动所驱动。

3.2 土地利用变化对生态系统服务价值的影响

3.2.1 对单项生态服务价值影响 从表 3 可以看

出,1991 - 1998 年期间,漓江流域生态系统的气体调节、气候调节、水源涵养、土壤形成和保护、生物多样性保护、原材料和娱乐文化等服务价值呈增加趋势,主要是由这些服务价值系数较高的林地和水域面积增加引起的;而废物处理和食物生产的价值减少,其中食物生产价值减少幅度最大,减少了 0.5716×10^8 元,主要是食物生产价值系数最高的耕地减少造成的。在 1998 - 2006 年间,除食物生产服务价值增加外,其他单项生态服务价值均出现了较大幅度的降低,其原因是受到价值系数较高的林地和水域面积减少所致;而食物生产服务价值的增加,主要缘于耕地和园地面积的增加。

综合来看从 1991 - 2006 年,漓江流域生态系统 9 类单项服务价值均呈下降趋势,其中,土壤形成与保护价值损失较大,达 $2.824\ 6 \times 10^8$ 元,其次是水源涵养、气体调节、生物多样性保护、气候调节等服务价值,减少值 $(2.4 \sim 1.8) \times 10^8$ 元不等。而食物生产和娱乐文化价值损失相对较小,为 $(0.4 \sim 0.7) \times 10^8$ 元。

表 3 1991 - 2006 年漓江流域生态系统单项服务价值变化 %

单项生态 服务价值	1991 年		1998 年		2006 年		1991 - 2006 损益/ 10^8 元
	价值/ 10^8 元	比例/ %	价值/ 10^8 元	比例/ %	价值/ 10^8 元	比例/ %	
气体调节	23.6481	13.27	25.0438	13.49	21.5980	13.23	- 2.0500
气候调节	20.4436	11.47	21.2206	11.43	18.6286	11.41	- 1.8151
水源涵养	34.5305	19.38	36.6120	19.72	32.1416	19.69	- 2.3889
土壤形成与保护	31.4977	17.68	32.5616	17.54	28.6731	17.56	- 2.8246
废物处理	16.6666	9.35	16.4169	8.84	15.1440	9.28	- 1.5225
生物多样性保护	23.7445	13.33	24.9584	13.44	21.8244	13.37	- 1.9201
食物生产	4.3182	2.42	3.7466	2.02	3.8745	2.37	- 0.4436
原材料	15.5114	8.71	16.6774	8.98	14.2079	8.70	- 1.3035
娱乐文化	7.8144	4.39	8.4349	4.54	7.1766	4.40	- 0.6378

3.2.2 对生态服务总价值影响 根据不同土地利用类型服务价值系数和土地利用类型面积,计算出漓江流域生态系统服务价值变化情况。由表 4 可见,漓江流域 1991 年生态系统服务价值总额 (ESV) 为 $178.174\ 9 \times 10^8$ 元,2006 年为 $163.268\ 6 \times 10^8$ 元,15 a 间减少了 $14.906\ 2 \times 10^8$ 元,年平均减少 $0.993\ 8 \times 10^8$ 元。从不同土地利用类型来看,1991 - 2006 年间,林地损失的生态服务价值最多,达到 $18.912\ 9 \times 10^8$ 元;草地损失的生态服务价值次之,为 $4.496\ 0 \times 10^8$ 元;耕地损失的生态服务价值也较大,达到 $2.264\ 1 \times 10^8$ 元;受园地面积大幅增加的影响,园地的生态价值则增加了 $11.095\ 7 \times 10^8$ 元。

表 4 1991 - 2006 年漓江流域不同土地利用类型生态系统服务总价值变化

土地利用类型	生态服务价值/ 10^8 元		1991 - 2006 年	
	1991 年	比例/ %	1991 年	价值损益/ %
林地	100.6269	56.48	103.6059	- 18.9129
草地	7.6389	4.29	5.8237	- 4.4960
园地	34.8937	19.58	44.6475	11.0957
耕地	21.0995	11.84	16.6395	- 2.2641
水域	13.8612	7.78	14.8619	- 0.5237
未利用地	0.0547	0.03	0.0937	0.1948
合计	178.1749	100.00	185.6722	- 14.9062

土地利用变化对漓江流域生态系统服务价值的构成也造成了影响,从 1991 - 2006 年,林地、园地和耕地贡献的生态服务价值约占总服务价值的 90 %,但林地的生态服务价值贡献率出现了明显下降,由 56.48 % 降至 50.05 %;草地的生态服务价值贡献率降幅次之,所占比例下降了 2.37 %。园地对生态服务价值的贡献率由 19.58 % 增至 28.17 %,呈明显增加的趋势。

3.2.3 生态服务价值敏感度分析 根据敏感性指数计算方法,将各类土地的生态价值系数分别上下调整 50 %,得到敏感性指数 (CS) 计算结果,见表 5。结果表明, ESV 对 VC 的敏感性指数都小于 1,由高到低依次为林地、园地、耕地、水域、草地和未利用地。最高值为林地的 $0.564\ 8 \sim 0.500\ 5$,即当林地的生态价值系数增加 1 % 时,总生态系统服务价值增加 $0.564\ 8 \sim 0.500\ 5$ 个百分点;最低值为 $0.001\ 5 \sim 0.000\ 3$,即说明未利用地的 VC 增加 1 % 时, ESV 增加 $0.001\ 5 \sim 0.000\ 3$ 个百分点。这表明,研究区内 ESV 对 VC 缺乏弹性,研究结果是可信的。

3.2.4 土地利用变化对生态服务价值影响预测 通过 ENVI 软件的 Change detection statistics 分

表 5 生态系统服务价值敏感度

土地利用 类型	敏感性指数		
	1991 年	1998 年	2006 年
林地	0.5648	0.5580	0.5005
草地	0.0429	0.0314	0.0192
园地	0.1958	0.2405	0.2817
耕地	0.1184	0.0896	0.1154
水域	0.0778	0.0800	0.0817
未利用地	0.0003	0.0005	0.0015

析,得到表 6 的土地利用变化的转移百分比矩阵,以此为基础,计算出 2021 年及 2036 年的流域生态服务总价值。从图 1 来看,如果保持 1991 - 2006 年的土地利用变化趋势,漓江流域生态系统服务价值将

呈现不断下降的趋势,至 2036 年,流域生态系统服务价值下降为 149×10^8 元左右,虽然降幅不大,但却表明目前的土地利用变化趋势已对流域生态系统的服务功能产生了不利的影响。

表 6 1991 - 2006 年两期土地利用变化的转移百分比矩阵 %

土地利用方式	2006 年							
	水域	居民地	草地	耕地	灌木林	乔木林	裸地	合计
1991 年 水域	75.10	15.49	0.29	4.53	1.98	0.32	2.30	100.00
居民地	1.08	62.57	1.26	22.59	1.85	0.12	10.54	100.00
草地	0.08	5.89	6.90	37.63	35.84	8.81	4.85	100.00
耕地	0.08	24.66	4.77	50.03	8.43	0.42	11.61	100.00
灌木林	0.07	2.18	5.58	19.51	56.44	12.41	3.81	100.00
乔木林	0.01	0.34	1.50	3.36	24.48	69.91	0.39	100.00
裸地	0.14	0.00	0.00	0.00	14.24	85.57	0.05	100.00

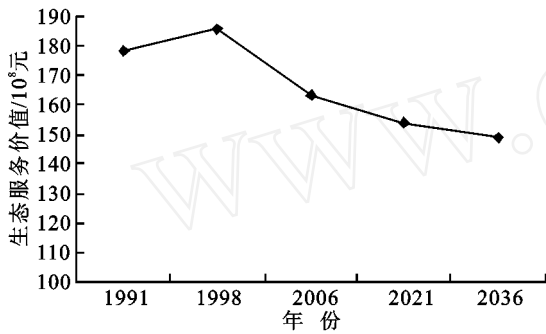


图 1 基于马尔可夫链的漓江流域生态系统服务价值的变化预测

4 讨论

漓江流域土地利用覆被在人类经济活动和国家政策驱动下,于 1991 - 2006 年间发生了较大变化,变化的总体趋势为林地、耕地和草地向建设用地及园地转化。由于经济开发,农业集约化程度提高,漓江水源林区和宜林山地过度开发,漓江上游部分集水区内建立水果和反季节蔬菜产业带,进行大规模集约开发,原生性的草坡植被遭到破坏,木材加工厂大量收购杂木,水源林也遭到不同程度破坏,导致生态系统功能严重受损。从 1991 - 2006 年的漓江流域生态服务价值的评估结果看,漓江流域生态系统 9 类单项服务价值均呈现下降趋势,尤其是土壤形成与保护、水源涵养、气体调节、生物多样性保护和气候调节等服务价值的损失较大。根据上游水文站枯水期径流过程线衰减方程估算,漓江上游猫儿山林区储水能力比下降 20 % 以上^[8]。漓江上游大溶江水文站年输沙量的统计数字表明,1958 - 1960 年输沙量 2.78 万 t/a,1961 - 1980 年输沙量增长至 38.3 万 t/a,1981 - 2003 年输沙量高达 41.5 万 t/a,43 a 间增长了 14.9 倍^[14]。这些监测结果也印证了生态服务价值的评估结果。

由于生态服务价值系数较高的林地、耕地、水域等减少,并转化为生态服务价值系数较低的建设用地和园地,漓江流域生态系统服务总价值在 1991 - 2006 年间减少了 $14.906 2 \times 10^8$ 元,年平均减少 $0.993 8 \times 10^8$ 元。表明在过去十余年间漓江流域土地利用变化,损害了流域生态系统的生态服务功能。马尔可夫链模型的预测结果表明,如果保持 1991 - 2006 年的土地利用变化趋势,漓江流域生态系统服务价值未来将呈现不断下降的趋势。因此,实施退耕还林、还草,保护水域,合理控制城镇建设用地的扩展,是今后流域生态建设中的重要任务。

为检验结果的准确性以及生态服务价值系数在研究区的适用性,对生态价值的敏感性进行了计算分析,结果表明:研究区 *ESV* 相对于 *VC* 的敏感性指数都小于 1,说明 *ESV* 对 *VC* 缺乏弹性,研究结果是可信的。

对于生态系统服务功能的价值计算一直存在很大的争议,采用不同的计算方法得出的结果差别可能很大^[3]。由于生态系统是一个复杂巨系统,很多功能仍然没有被人们认识到,其服务价值本身也不可能被精确地评估^[11],因此,如果只计算其静态的价值,应用和参考意义则不强。而如果研究区域生态系统服务价值的相对变化特征、趋势及其驱动机制,研究人类活动对不同地区土地利用的改变所导致的生态效应的变化,则可为区域生态系统的正确调控和管理提供有用信息,因此,我们认为,开展生态系统服务价值的相对变化研究更具有现实意义。

致谢:桂林工学院遥感应应用研究所吴虹教授及李春雷硕士研究生参加了 TM 影像的遥感解译工作,在此谨致谢忱!

(下转第 55 页)

70.64%,不同治理措施的保水效应强弱顺序为水平梯田>地埂植物带>横垄>对照。

(2) 观测期间内,对照的产沙量为 40.671 t/hm²,为横垄的 1.418 倍,为地埂植物带的 2.612 倍,为水平梯田的 4.467 倍。横垄的保土效应为 29.46%,地埂植物带的保土效应为 61.72%,水平梯田的保土效应为 77.613%,不同治理措施的保土效应强弱顺序与保水效应得出的结论相一致,但保土效应要优于保水效应。对照和横垄的土壤侵蚀模数分别为 2 033.55 t/(km²·a)和 1 434.45 t/(km²·a),表现为轻度侵蚀,地埂植物带和水平梯田的土壤侵蚀模数分别为 778.45 t/(km²·a)和 455.25 t/(km²·a),表现为微度侵蚀。

(3) 观测期间内土壤容重大小排序为地埂植物带<水平梯田<横垄<对照,蓄水容量位于 987.4~999.2 t/hm²之间,有效蓄容位于 504.2~532.0 t/hm²之间,蓄水容量与有效蓄容均以对照最小,不同治理措施下土壤稳定入渗率之间差异显著,以地埂植物带最大,为 1.32 mm/min,为对照的 16.5 倍,横垄的 4.89 倍,水平梯田的 1.81 倍,土壤稳定入渗率与容重、总孔隙度、非毛管孔隙度均呈显著相关关系。坡耕地治理措施的土壤水源涵养效应大小为地埂植物带>水平梯田>横垄>对照。

(4) 坡耕地治理措施的土壤水源涵养效应与保水保土效应得到的结论并不一致,表现为地埂植物带优于水平梯田,这说明地埂植物带上种植的柠条

更利于土壤结构和孔隙的改善,因此地埂植物带的水源涵养效应要强于水平梯田。

参考文献:

- [1] 刘宝元,阎百兴,沈波,等.东北黑土区农地水土流失现状与综合治理对策[J].中国水土保持科学,2008,6(1):1-8.
- [2] 杨文文,张学培,王洪英.东北黑土区坡耕地水土流失及防治技术研究进展[J].水土保持研究,2005,12(5):232-236.
- [3] 范昊明,蔡强国,王红闪.中国东北黑土区土壤侵蚀环境[J].水土保持学报,2004,18(2):66-70.
- [4] 郝云庆,王金锡,李力.北川退耕还林农林复合经营模式的水土保持效应研究[J].水土保持学报,2006,20(4):16-19.
- [5] 水利部.土壤侵蚀分类分级标准 SL190-2007[S].2008.
- [6] 郑纪勇,邵明安,张兴昌.黄土区坡面表层土壤容重和饱和导水率空间变异特征[J].水土保持学报,2004,18(3):53-56.
- [7] 史东梅,吕刚,蒋光毅,等.马尾松林地土壤物理性质变化及抗蚀性研究[J].水土保持学报,2005,19(6):35-39.
- [8] 吴发启,赵西宁,余雕.坡耕地土壤水分入渗影响因素分析[J].水土保持通报,2003,23(1):16-18,78.
- [9] 张永涛,杨吉华,夏家宝,等.石质山地不同条件的土壤入渗特性研究[J].水土保持学报,2002,16(4):123-126.
- [10] 勃海锋,刘国彬,王国梁.黄土丘陵区退耕地植被恢复过程中土壤入渗特征的变化[J].水土保持通报,2007,27(3):1-5,31.

(上接第 50 页)

参考文献:

- [1] Costanza R D, Arge R, Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and nature capital[J]. Nature, 1997, 386:253-260.
- [2] 苏朝阳,苗长虹.开封市土地利用时空变化的生态系统服务价值评估[J].水土保持研究,2008,15(5):116-119.
- [3] 蔡邦成,陆根法,宋莉娟,等.土地利用变化对昆山生态系统服务价值的影响[J].生态学报,2006,26(9):3005-3010.
- [4] 张宝雷,张淑敏,周启刚,等.土地利用和生态系统服务功能变化研究:以三峡库区大宁河流域为例[J].长江流域资源与环境,2007,16(2):181-185.
- [5] Kreuter U P, Harris H G, Matlock M D, et al. Change in ecosystem service values in the San Antonio area, Texas[J]. Ecological Economics, 2001, 39(3):333-346.
- [6] Woodward R T, Wui Y. The economic value of wetland services: a meta-analysis[J]. Ecological Economics, 2001, 37(2):257-270.
- [7] Bolund P, Hunhammar S. Ecosystem services in urban areas[J]. Ecological Economics, 1999, 29(2):293-301.
- [8] 李先琨,吕仕洪,黄玉清,等.漓江流域红壤侵蚀区植被演替与复合农林试验[J].生态环境,2007,16(1):140-148.
- [9] 陈余道,蒋亚萍,朱银红.漓江流域典型岩溶生态系统的自然特征差异[J].自然资源学报,2003,18(3):326-332.
- [10] 鲁春霞,谢高地,肖玉,等.青藏高原生态系统服务功能的价值评估[J].生态学报,2004,24(12):2749-2755.
- [11] 李文楷,李天宏,钱征寒.深圳市土地利用变化对生态服务功能的影响[J].自然资源学报,2008,23(3):440-446.
- [12] 王宗明,张柏,张树清.吉林省生态系统服务价值变化研究[J].自然资源学报,2004,19(1):55-61.
- [13] 肖翔,黄海涛,吴海均,等.基于马尔可夫模型的苏州市区土地利用变化预测[J].江西农业学报,2008,20(11):134-136.
- [14] 邱桔,李际平,杨永德.漓江上游水源林生态恢复研究[J].学术论坛,2005(12):123-127.