

文章编号: 1008-2786-(2016)3-356-10

DOI: 10.16089/j.cnki.1008-2786.000139

退耕还林对岷江上游高山聚落区 生态服务价值变化的影响

樊 敏 李富程 郭亚琳 王 青*

(西南科技大学环境与资源学院 四川 绵阳 621010)

摘 要: 岷江上游地处青藏高原向四川盆地过渡地带,是长江上游生态屏障核心区和成都平原重要水源地,生态服务价值变化是界定该流域生态位势的重要判据。基于 1999 和 2009 年 SPOT4-5 二期遥感数据,以山区聚落生态位为研究单元,采用土地利用类型单位面积生态系统服务价值赋值法,阐明岷江上游退耕还林前后的山区聚落生态位内部生态服务价值变化特征及其动因。研究结果表明:1999—2009 年 10 a 间,山区聚落生态位生态服务总价值增加 0.18×10^8 元。1) 农田面积减少 108.20 km^2 ,其生态服务价值减少 1.1×10^8 元,源于山区聚落人口空心化导致所需农田食物供给这一生态服务功能下降;2) 森林面积增加 23.19 km^2 ,其生态服务价值增加 0.75×10^8 元;3) 草地面积增加 49.77 km^2 ,其生态服务价值增加 0.53×10^8 元。森林/草地生态服务价值的变化,表明国家退耕还林工程生态环境效益显著。4) 建设用地面积增加 9.16 km^2 ,其生态服务价值增加仅为 0.0057×10^8 元,这与城镇化背景下高半山聚落内人走楼空态势相吻合。

关键词: 山区聚落生态位;退耕还林;生态服务;生态屏障;岷江上游

中图分类号: X171.4

文献标志码: A

岷江上游地处青藏高原向四川盆地过渡地带,是长江上游生态屏障和成都平原重要水源地^[1]。鉴于该流域独特的生态位势以及低阈值生态安全与高风险生态退化并存的山地生态背景,岷江上游的理县、茂县、汶川县成为四川省内 1999 年国家退耕还林的工程重要示范区。生态服务价值是基于生态-经济-社会三维视角,定量刻画政策效益和环境效应的重要工具,同时也是建立特定区域生态补偿机制的重要依据。目前,针对土地利用变化和生态工程所带来的生态效益,学术界主要从全球-国家-行政单元-流域宏观、中观尺度上^[2-10],对生态

服务价值变化开展实证研究。山区聚落生态位是指人类聚落在生态系统中所处的地理位置及其居民生计所能利用的资源空间^[11],是从微观尺度上揭示人与环境相互作用、相互影响的最基本单元。为此,从方法论上讲,基于山区聚落生态位微观尺度的研究,更能反映退耕还林工程所能引起的生态服务功能价值的变化。为此,以山区聚落生态位为研究单元并统计其土地利用,采用遥感与地理信息技术,并结合单位面积生态服务价值赋值法,阐明岷江上游退耕还林前后的山区聚落生态位内部生态服务价值变化特征及其动因。

收稿日期(Received date): 2015-11-09; 改回日期(Accepted): 2015-11-28。

基金项目(Foundation item): 国家科技支撑计划项目(2015BAC05B04); 四川省科技支撑计划项目。(2014SZ0058、2013SZ0101) [Foundation item: China National Science and Technology Support Program(No.2015BAC05B04), Sichuan Province Science and Technology Support Program(No.2014SZ0058, 2013SZ0101).]

作者简介(Biography): 樊敏(1984-),女,重庆开县人,博士,讲师,主要从事流域生态系统服务模拟和空间生态规划研究。[Fan Min(1984-), female, born in Kaixian County, Chongqing, Lecturer, engaged in watershed ecosystem services simulation and spatial ecological planning.] E-mail: firstfanmin@hotmail.com

* 通信作者(Corresponding author): 王青(1967-),男,山西阳高人,博士,教授,博士生导师,主要从事山区环境与发展研究。[Wang Qing(1967-), male, born in Yanggao County, Shanxi, Professor, engaged in researches on environment and development of mountainous areas.] E-mail: qingw@imde.ac.cn

1 数据来源与研究方法

1.1 研究区域概况

岷江上游位于 $31^{\circ}26'N \sim 33^{\circ}16'N$, $102^{\circ}59'E \sim 104^{\circ}14'E$ 之间(图1),流域面积为 $2.24 \times 10^4 \text{ km}^2$,其流域边界与阿坝州汶川县、理县、茂县、黑水和松潘5县的行政区界基本重合。岷江上游作为我国横断山区干温河谷类型的典型分布区,山地垂直带谱发育独特:亚热带常绿阔叶林-干旱河谷小叶灌丛-温带落叶阔叶林-针阔叶混交林-云杉、冷杉林-高山灌丛-草甸-冰川。同时,岷江上游也是我国西南地区重要的藏-羌-彝多民族走廊,历史时期人口不断增加导致山地森林遭到持续不断的破坏,尤其是20世纪50—90年代大规模的森工开发,森林面积锐减,生物多样性减少,水土流失加剧、干旱河谷面积不断扩大^[12]。为扭转生态环境持续恶化的态势,1999年国家在长江上游实施天然林保护工程、退耕还林工程等生态建设工程,对提高岷江上游生态服务价值起着一定的作用。

1999年国家在岷江上游实施的退耕还林工程主要位于干旱河谷上界和林树下线之间(2000~2800 m),该区域也是岷江上游山区藏-羌传统聚落的集中分布地带。为此,基于退耕还林工程与人类聚落分布在该区域空间上的耦合,进而从山区聚

落生态位层面揭示退耕还林对生态系统服务价值的影响更具有实际意义。

1.2 数据来源

1.2.1 遥感数据

1. 1999年SPOT-210 m全色波段、SPOT-420 m多光谱波段影像数据;2. 2009年SPOT-5 5 m全色波段和10 m多光谱波段影像数据,影像数据覆盖整个岷江上游地区,成像所用传感器均为HRG2传感器,数据格式均为GEOTIFF,产品级别均为1A。

1.2.2 基础地理数据

数字高程模型,来源于30 m精度的ASTER GDEM数据和90 m精度的SRTM数据。

1.2.3 统计数据

1. 研究区2009年统计年鉴,来源于国家网络公开数据及当地政府公开出版年鉴;2. 河流、植被、山区聚落名称、行政边界,来源于公开出版的图集;3. 文字数据,来源于实地调查和县志。

1.3 数据处理

1.3.1 数据源预处理

采用ERDAS IMAGINE 9.2软件,以实地采取的控制点为地理参考,并借助Google Earth三维立体影像对多光谱和全色波段数据进行几何校正,对校正后的数据进行融合,1999年和2009年的遥感影像融合后的分辨率分别为10 m和5 m;选择WGS_1984_UTM_Zone_48N坐标系统。

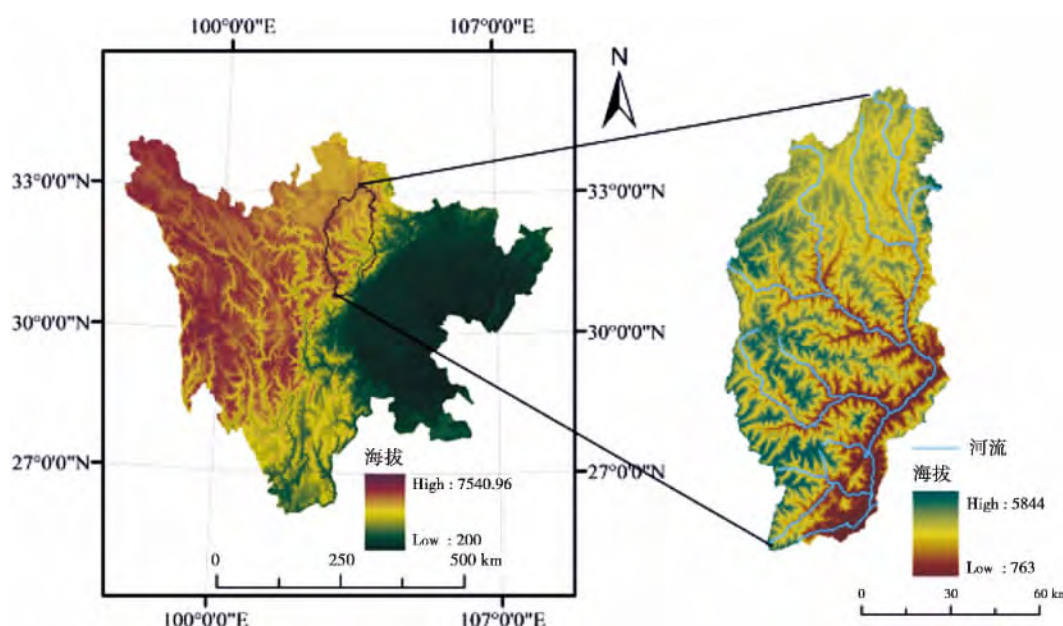


图1 岷江上游地理位置

Fig.1 Geographical position of the Upper Reaches of the Min River

1.3.2 样区设置

岷江上游山区聚落主要分布于干旱河谷 V 型谷肩上部,该区域水热均衡且适宜农作物生长,是岷江上游山区聚落的集中分布地带。为此,选取 1999 年和 2009 年干旱河谷区的林树下线边界为基准,以 500 m 作为缓冲区,分别统计缓冲区内的 680 个(1999 年)和 705 个(2009 年)两个时段聚落生态位内部的土地利用变化状态,有利于揭示退耕还林工程引起的山区聚落生态的土地利用和生态服务价值变化的空间分布特征和时间变化规律。

1.3.3 土地利用类型数据

通过对 1999 和 2009 年两期遥感影像进行人工目视解译得到缓冲区内的 680 个(1999 年)和 705 个(2009 年)两个时段山区聚落生态位内部的土地利用类型数据,并对解译结果通过混淆矩阵与 Kappa 指数进行评价与验证,进一步以野外实地及问卷调查来验证,最终解译数据的精度为 84%。然后将解译结果转换为矢量格式数据,再利用 ARC/INFO 10.0 进行相应的格式转换。

1.4 研究方法

1.4.1 山区聚落生态位界定

聚落是人类各种居住地的总称,是人类生存和生活的重要空间形式,由各种建筑物、构筑物、道路、绿地和水源地等物质要素构成^[13]。生态位一般指有机体在环境中所处的时间、空间以及所利用的资源^[14]。山区聚落生态位的定义为:一定时期内,人类聚落在山地生态系统中所处的地理位置及其居民生计所能利用的资源空间。基于聚落生态位的研究,有利于揭示山区人地关系地域系统的空间格局、分异特征和演化规律。该研究根据河流、山脚、山沟聚落地貌特征、图像纹理和色差等因素,采用 RS 与 GIS 相交互的目视解译法提取岷江上游山区聚落生态位空间信息,故山区聚落生态位为遥感影像中解译出来的矢量数据,其划分方法见文献[15]。

1.4.2 土地利用类型单位面积生态系统服务价值赋值

不同土地利用类型具有的生态服务功能及其价值各有差异,因此,本文山区聚落生态位内生态服务价值的估算可以通过生态位内各土地利用类型所具有的生态服务价值得到。计算生态系统服务价值的关键是土地利用类型单位面积生态系统服务价值赋值,基于全球生态服务价值的估算^[16]和我国生态服务价值系数表^[17],并结合岷江上游实际,确定食物

生产生态服务价值当量因子的经济价值量等价于当年平均粮食单产市场价值的 1/7,公式:

$$P_{ij} = \omega_{ij}P \quad (1)$$

式中 P 为农田生态系统所提供的食品生产生态服务价值(元/hm²); V 为研究区域粮食产品的经济总价值(元/hm²); P_{ij} 为 j 种土地利用类型 i 种生态服务价值(元/hm²); ω_{ij} 为各土地利用类型的生态服务价值权重系数。

1.4.3 山区聚落生态位内生态服务价值的计算

基于公式(1),再通过公式(2)~(4)计算山区聚落生态位内各类土地利用的生态服务价值、各生态服务功能类型的生态服务价值及其总的生态服务价值:

$$ESV_k = A_k \times VC_k \quad (2)$$

$$ESV = \sum_k A_k \times VC_k \quad (3)$$

$$ESV_f = \sum_k A_k \times VC_{kf} \quad (4)$$

其中 ESV_k 、 ESV 和 ESV_f 分别表示土地利用类型 k 的生态服务价值、总的生态服务价值和生态服务功能类型 f 的价值; A_k 是土地利用类型 k 的面积(hm²); VC_k 代表土地利用类型 k 的单位面积生态服务价值(元/(hm²·a)) 和 VC_{kf} 是土地利用类型 k 具有生态服务功能类型 f 的价值[元/(hm²·a)]。

1.4.4 山区聚落生态位内生态服务价值敏感性

为验证山区聚落生态位内总的生态服务价值对于土地利用类型的代表性以及各土地利用类型单位面积生态服务价值的准确性,引入生态价值敏感性指数,以反映总的生态服务价值对单位面积生态服务价值的依赖程度^[18-19]。敏感性指数的计算如下:

$$CS = \frac{(ESV_j - ESV_i) / ESV_i}{(VC_{jk} - VC_{ik}) / VC_{ik}} \quad (5)$$

式中 ESV 是总的生态服务价值, VC 是单位面积生态服务价值, i 和 j 分别为变化前和变化后的值, k 代表土地利用类型。

当 $CS > 1$ 则生态服务价值对于给定土地利用类型单位面积生态服务价值是有弹性的,同时也说明该土地利用类型单位面积生态服务价值的准确性对生态系统服务价值评估更重要。当 $CS < 1$ 则生态服务价值相对于指定土地利用类型单位面积生态服务价值缺乏弹性。

1.4.5 山区聚落生态位内生态服务价值变率函数计算

生态服务价值变率函数(CR)揭示了土地利用变化面积增、减时导致的生态服务价值的变化^[20],

计算公式:

$$CR = \frac{(ESV_j - ESV_i) / ESV_i}{(A_j - A_i) / A_i} \quad (6)$$

式中 CR 为生态服务价值变率函数,反映某一土地利用面积对生态系统服务价值的重要性, A_i 、 A_j 为调整前后的某一土地利用面积。

CR 反映某一类土地利用面积变化对生态系统服务价值的重要性,当 $CR > 1$ 表明这一类土地利用方式的变化对整个生态系统服务价值影响明显, $CR < 1$ 表明这一类土地利用方式的变化对整个生态系统服务价值影响较弱。

2 结果与分析

2.1 岷江上游山区聚落生态位内土地利用变化

1999—2009 年岷江上游山区聚落生态位及其内部土地利用情况如图 2 和表 1 所示。两个时段山区聚落生态位内部的土地利用类型为森林、草地、农田和建设用地。在空间上,聚落生态位内部的 4 类土地利用类型中,农田所占比例最大,其次为草地,建设用地的面积比例最小。在时间上,2009 农田面积比 1999 年减少了 108.20 km²,比 1999 年减少了 38.45%,即居民所能利用的耕地资源空间有所减少。草地和森林的面积分别增加了 49.77 km²、23.19 km²,比 1999 年分别增加了 69.68%、54.84%。建设用地的面积增加了 9.16 km²,比 1999 年增加了 71.17%。随着 10 a 退耕还林政策的实施后,农田在土地利用总面积中所占的比例随着时间的推移降低,森林、草地和建设用地所占比例均有不同程度的提高。

表 1 1999—2009 年山区聚落生态位内土地利用面积统计

Tab. 1 Areas of land use in the mountainous settlement ecological niche during 1999—2009 /km²

分类名称	1999 年	2009 年	2009 比 1999 增加/减少	增加/减少占 1999 年百分比/%
农田	281.44	173.24	- 108.20	- 38.45
森林	42.29	65.48	23.19	54.84
草地	71.43	121.20	49.77	69.68
建设用地	12.87	22.03	9.16	71.17

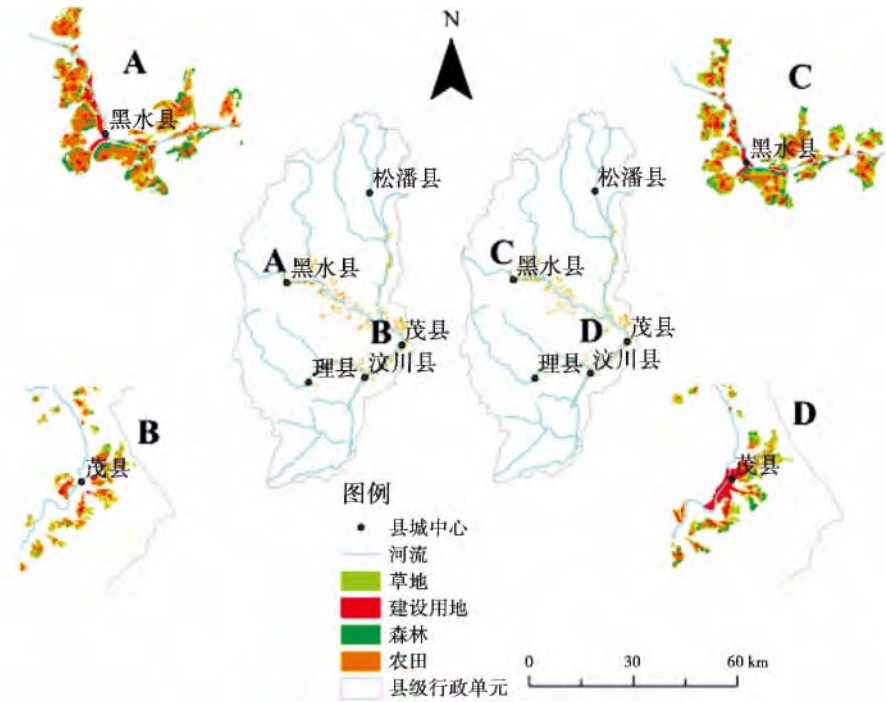


图 2 1999—2009 年山区聚落生态位内土地利用空间分布

(左图为 1999 年山区聚落生态内的土地利用类型及局部放大图,右图为 2009 年山区聚落生态内的土地利用类型及局部放大图)

Fig. 2 Spatial distribution of land use in the mountainous settlement ecological niche during 1999—2009

(Left one is land use categories of mountainous settlement ecological niche in 1999, the right one is land use categories of mountainous settlement ecological niche in 1999)

2.2 山区聚落生态位内生态服务价值的变化

根据岷江上游山区聚落生态位内各土地利用类型的生态服务价值权重系数和该研究区域粮食产品总价值,得到该区各土地利用类型单位面积生态服务价值(表2)。从表2可以得出:气体调节主要以森林和草地为主,约占90%;气候调节主要以森林为主;水源涵养主要森林和草地为主,大约占整体水源涵养的86%;土壤形成与保护和生物多样性保护均以森林为主;农田对废物处理的贡献较大,约占38%;食品生产主要以农田为主;森林是主要的原材

料来源地;森林对文化起到主要作用。从整体来看,森林是生态服务功能最大的土地利用类型,约占总体服务的60%,其次是草地,约占20%,然后是农田,最后是建设用地。

根据1999年和2009年山区聚落生态位内的各种生态系统的土地利用面积(图2和表1)以及提供的生态系统服务单位面积价值表(表2),分别计算出各时期山区聚落生态位内生态服务价值(图3和表3)。由1999年和2009年山区聚落生态位内生态服务价值的空间分布可知,森林和草地对岷江上

表2 山区聚落生态位内各种土地利用类型单位面积生态服务价值

Tab.2 Unit area ecosystem service of each land use category in mountainous settlement ecological niche / (元/hm²)

土地利用类型	气体调节	气候调节	水源涵养	土壤形成与保护	废物处理	生物多样性保护	食物生产	原材料	文化
农田	737.33	1 312.44	884.79	2 152.99	2 418.43	1 047.00	1 474.65	147.47	14.75
森林	5 161.28	3 981.56	4 718.88	5 751.14	1 931.79	4 807.36	147.47	3 834.09	1 887.55
建设用地	1 179.72	1 327.19	1 179.72	2 875.57	1 931.79	1 607.37	442.40	73.73	58.99
0	0	44.24	29.49	14.75	501.38	14.75	0	14.75	

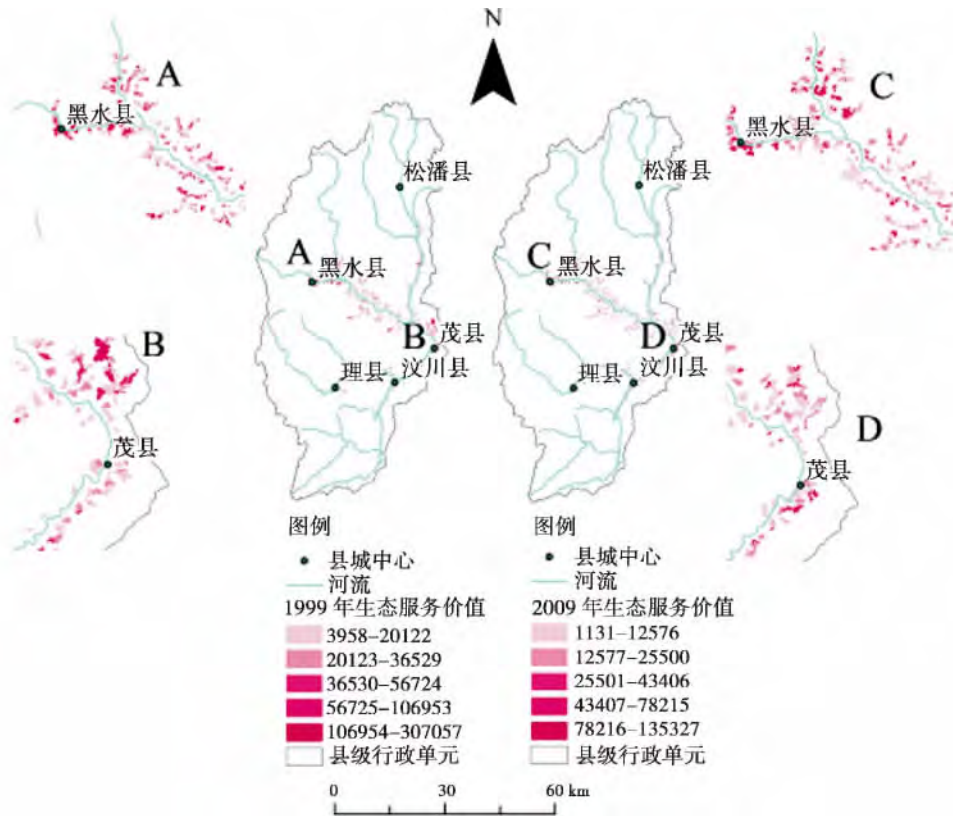


图3 1999—2009年山区聚落生态位内单位面积生态服务价值

(左图为1999年山区聚落生态内的生态服务价值及局部放大图,右图为2009年山区聚落生态内的生态服务价值及局部放大图。价值单位:元/hm²)

Fig. 3 Ecosystem service value in the mountainous settlement ecological niche from 1999 to 2009

(Left one is ecosystem service values of mountainous settlement ecological niche in 1999, right one is ecosystem service values of mountainous settlement ecological niche in 2009. Unit: yuan(RMB) /hm²)

游山区聚落生态位的生态服务价值的贡献较大,空间上呈现东多西少分布格局。位于汶川、黑水和茂县境内的山区聚落生态位内生态服务价值增加的幅度较大,这是因为森林和草地具有较高的单位面积生态服务价值以及分布面积。该区域生态位内的平均高程范围为2 100到2 800 m,其中2 100到2 800 m地处山地常绿、落叶阔叶林与针阔叶混交林地带,水热均衡、土壤稳定且适宜植被生长^[21]。在时间上,1999年的耕地集中于该区域,耕地面积在海拔2 800 m以上与2 100 m以下都随着海拔的不断升高和降低而递减;2009年的耕地面积在各海拔上相对于1999年均有一定程度的减少,且耕地面积发生变化最大的海拔范围与森林面积增加的海拔范围相同。这一现象说明,海拔2 100~2 800 m是岷江上游退耕还林的主要区域,较高海拔地区耕地的减少还与当地农民不断进城务工有关,使部分耕地处于弃耕状态。

在时间尺度上,1999年岷江上游山区聚落生态位内的生态服务价值以农田为主,其次是森林,这主要是因为1999年聚落生态位内部的4类土地利用类型中,农田所占的比例最大,对生态服务价值的贡献率最高,其具有的生态服务价值为 2.87×10^8 元,森林为 1.36×10^8 元。2009年岷江上游聚落生态位内的生态服务价值以森林和农田为主,其次是草地,森林的生态服务价值为 2.11×10^8 元,农田为 1.77×10^8 元,草地为 1.29×10^8 元。这是由于退耕还林工程的实施,农田面积逐渐减少,转变为林地和草地,森林和草地生态系统对生态服务价值的贡献率增加。从1999年和2009年对比可知,森林和草地生态服务价值增加的幅度大于农田生态服务价值减少的幅度。退耕还林工程是国家政策性最强、实施范围最广、投资量最大的生态建设工程。自1999年以来,国家在岷江上游地区实施退耕还林,1999年岷江上游(松潘、茂县、黑水、理县、汶川5县)计划退耕面积达335.59 km²,改造低中产土,森林覆盖率大幅度提高。

山区聚落生态位内建设用地的生态服务价值随着面积的增加而增加,增加的幅值相对于森林和草地较小。建筑用地主要分布在低海拔地区,这主要是因为该区域气候更适宜人类居住,交通条件和公共基础设施更便利,随着生活条件的改善,居民普遍向低海拔迁移。而且当地政府不断提高基础设施建设,道路和水利设施的修建,住房的改善及扩建,使

交通用地、居民住房用地和水利设施用地不断增加。城市的医疗、教育体系较农村完善,导致城镇建设用地的不断扩大。可见,政策制度的导向更大程度地影响该区域土地利用空间格局和生态服务价值的变化。总之,2009年聚落生态位内总的生态服务价值比1999年增加了 0.18×10^8 元,森林在退耕还林前后对岷江上游山区聚落生态位内生态服务价值都起到了决定性的作用。

表3 1999—2009年山区聚落生态位各土地利用类型总的生态服务价值

Tab.3 Total ecosystem service values (ESV) for each land use types in the mountainous settlement ecological niche from 1999 to 2009

土地利用 类型	ESV/($\times 10^8$ 元/a)		变化(1999—2009) $\times 10^8$ 元
	1999(退耕还林前)	2009(退耕还林后)	
农田	2.87	1.77	-1.10
森林	1.36	2.11	0.75
草地	0.76	1.29	0.53
建设用地	0.008 0	0.014 0	0.005 7
总计	5.00	5.18	0.18

山区聚落生态位内各生态服务功能类型的生态服务价值如表4所示,农田面积减少降低了食物生产和废物处理生态服务价值对总的生态服务价值的贡献率。人口是引起农田食物生产生态服务功能的重要影响因子。岷江上游5个县1999年农村人口占总人口的80.29%,2009年农村人口占总人口的78.64%,农村人口的比例下降,主要是城镇化使农村人口不断向城镇涌进,耕地面积大幅度减小,粮食产量由1999年的 13.01×10^4 t下降到2009年的 8.57×10^4 t。人口数量的减少是导致农田生态服务价值降低的重要因素。

同样地,由于森林和草地面积的增加提高了气体调节、水源涵养、土壤形成和保护、生物多样性保护、原材料和文化对总的生态服务价值的贡献率。退耕还林工程提高了岷江上游的植被覆盖率,森林和草地可以降低降雨强度、增加蒸腾速率、增加土壤的有机氮和磷,从而提高渗透速率。尤其是森林利用其树冠截留、树干截留、林下植被截留、枯落物持水和土壤贮存对大气降水进行再分配,从而减少地表径流并有效调节径流分布。林地内泥沙流失可比裸地削减94%以上,地表径流一般不超过降雨量的5%,降低了土壤的侵蚀度,有效控制了水土流失的发生概率^[22]。森林是全球陆地生态系统中最大的

有机碳库,森林的碳汇过程作为经济高效的“碳吸收”手段,其固碳释氧在应对全球变暖中发挥重要作用。1999—2009 年岷江上游山区聚落生态位内退耕还林的实施,使林草植被得以大面积恢复,改善了气候条件。退耕还林工程促进了岷江上游生态系统的恢复和良性发展,在水源涵养、气候调节和控制水土流失等发挥了长远效益。

表 4 1999—2009 年山区聚落生态位内各生态服务功能类型的生态服务价值
Tab. 4 Values of individual ecosystem services in the mountainous settlement ecological niche from 1999 to 2009

生态服务	1999 (退耕还林前)		2009 (退耕还林后)	
	$ESV_j(\times 10^8 \text{元/a})$	%	$ESV_j(\times 10^8 \text{元/a})$	%
气体调节	0.51	10.20	0.61	11.74
气候调节	0.63	12.65	0.65	12.52
水源涵养	0.53	10.67	0.61	11.70
土壤形成与保护	1.05	21.09	1.10	21.20
废物处理	0.90	18.01	0.78	15.05
生物多样性保护	0.62	12.38	0.70	13.55
食物生产	0.45	9.06	0.32	6.16
原材料	0.21	4.18	0.29	5.51
文化	0.088	1.77	0.13	2.58
总计	5.00	100	5.18	100

2.3 山区聚落生态位内生态服务价值敏感性指数分析

根据计算敏感性指数(CS)的公式(6),本文将研究区各土地利用类型的单位面积生态服务价值向上、下调整 50%,以此分析某一土地利用类型的变化对生态系统服务价值变化的重要程度(表 5)。结果表明,山区聚落生态位内所有土地利用类型的生态服务价值对各土地利用类型的单位面积生态服务价值的敏感性指数均小于 1,分别表现为农田 > 森林 > 草地 > 建设用地(1999 年),森林 > 农田 > 草地 > 建设用地(2009 年),表明研究区内生态服务价值对各土地利用类型的单位面积生态服务价值是缺乏弹性的,研究结果是可信的。

1999 年山区聚落生态位内农田的 CS 值(0.57)最高,表明农田生态系统的单位面积生态服务价值对 1999 年总的生态系统服务价值产生放大作用;2009 年聚落生态位内森林的 CS 值(0.38)最高,与

森林生态系统较高的单位面积生态服务价值相关,表明森林生态系统的单位面积生态服务价值对 2009 年总的生态系统服务价值产生放大作用。

表 5 山区聚落生态位内生态系统服务价值敏感度
Tab. 5 Absolute percentage change in the estimated total ecosystem service value (ESV) and the coefficient of sensitivity (CS) resulting from a 50% adjustment in the unit area ecosystem service values (VC) of mountainous settlement ecological niche

土地利用类型	1999		2009	
	%	CS	%	CS
农田	28.67	0.57	17.03	0.34
森林	13.62	0.27	19.13	0.38
草地	7.62	0.15	12.48	0.25
建设用地	0.08	0.001 6	0.13	0.002 6

由表 5 还可知,草地的敏感性指数在增加,表明随着退耕还林工程的实施,草地生态系统对总的生态服务价值的贡献率在逐步提高,建设用地的敏感性指数最小(0.0016~0.0026),表明建设用地单位面积的生态服务价值对岷江上游聚落生态位内总的生态服务价值的变化影响不大。总之,由山区聚落生态位内生态服务价值对各土地利用类型单位面积生态服务价值的敏感性分析可知,本文估算出的各种生态系统的生态服务价值是可靠的,可以用来度量聚落生态位内生态系统的质量变化。

2.4 山区聚落生态位内生态系统服务价值变率分析

为保持与生态服务价值敏感性指数一致,先保持各土地利用类型单位面积生态服务价值不变,计算假设土地利用面积变化±50%所引起的生态系统服务价值变率(CR),研究区生态系统服务价值变率状况见表 6。由表 6 可知,某一类型土地利用面积变化±50%对聚落生态位内生态服务价值的影响。1999 年,农田对整个生态区域生态系统价值的影响最大,当农田面积变化±50%时,可引起生态服务价值 0.57 的变化。退耕还林实施后,2009 年,森林对整个生态区域生态系统价值的影响最大,当森林面积变化±50%时,可引起生态服务价值 0.38 的变化。建设用地面积变化对整个生态服务价值变化与森林和农田面积变化相比,相对较小。随着退耕还林工程的持续深入,森林和草地面积不断增加,该区域生态位内的生态服务价值也将会持续增加。

表6 土地利用面积变化导致的山区聚落生态位内生态系统服务价值变率

Tab. 6 Absolute percentage change in the estimated total ecosystem service value (ESV) and the change rate (CR) resulting from a 50% adjustment in the land use area of mountainous settlement ecological niche

土地利用类型	1999		2009	
	%	CR	%	CR
农田	28.67	0.57	17.03	0.34
森林	13.62	0.27	19.13	0.38
草地	7.62	0.15	12.48	0.25
建设用地	0.08	0.001 6	0.13	0.002 6

3 结论与建议

1999—2009年10a间,岷江上游山区聚落生态位生态服务价值明显增加。关于岷江上游山区聚落生态位内生态服务价值的研究,可为建立该区域生态补偿机制和评估退耕还林工程生态效益提供重要依据。

3.1 生态服务价值明显变化

岷江上游山区聚落生态位内1999—2009年土地利用以森林、农田和草地为主,森林和草地面积显著增加,农田面积减少,主要是退耕还林政策的实施,土地利用变化趋势是面积和所占比例均发生不同程度的变化。农田面积减少108.20 km²,减少率为38.45%,森林、草地和建设用地面积分别增加23.19 km²、49.77 km²、9.16 km²,增加率分别为54.84%、69.68%和71.17%。

退耕还林工程使得岷江上游山区聚落生态位生态服务功能的经济价值变化显著。1999—2009年,山区聚落生态位生态服务总价值增加 0.18×10^8 元。但研究期内各生态系统的生态服务价值率有很大差异,1999年农田生态系统对山区聚落生态位内总生态服务价值的贡献率最高,贡献率达57%以上,其次为森林生态系统,其贡献率达27%以上,2009年森林生态系统对山区聚落生态位内总生态服务价值的贡献率最高,贡献率达40%以上,其次为农田生态系统,其贡献率达34%以上;土地利用的生态服务价值空间变化显著,空间上呈现东多西少分布格局。

3.2 引起生态服务价值变化的动因

农田面积减少降低了食物生产生态服务功能,源于聚落人口空心化导致所需农田食物供给这一生态服务功能下降;林地和草地面积的增加显著提高

了气体调节、水源涵养、土壤形成和保护、生物多样性保护、原材料和文化生态服务功能。10a间森林/草地生态服务价值的变化,表明国家退耕还林工程在提升生态服务功能可持续性方面效益显著。

3.3 生态系统服务价值敏感性

岷江上游山区聚落生态位内土地利用的生态系统服务价值敏感性指数都小于1,说明研究区单位面积生态服务价值的变化是缺乏弹性的,1999年相对敏感性为农田>森林>草地>建设用地,就土地利用的生态系统服务价值变率来看,农田>森林>草地>建设用地,农田面积的变化对研究区生态服务价值的变化具有重大影响,具有放大作用。退耕还林后,2009年相对敏感性为森林>农田>草地>建设用地,林地面积的变化对研究区生态服务价值的变化具有重大影响,具有放大作用。

3.4 退耕还林的对策和建议

岷江上游退耕还林区域分散,生态环境较脆弱,还林难度大。应该保证还林树种的优质性,有效保证其后期生态效益,还应该增加退耕农户的补偿费,并保证补偿的持续性,不仅可以满足退耕农户的基本生计需求,还能调动农民还林的积极性,对区域的长期发展起到重要作用。同时,退耕时要考虑地区差异因地制宜,采取多退与少退、单退与双退相结合的模式来实施,以便改善当地的生态环境,提高人民生活水平,达到经济、生态和社会效益最大化。

生态服务价值的多少和变化在一定程度上反映了当地生态环境的生态总量及质量的变化。通过对岷江上游山区聚落生态位内在退耕还林前后的生态服务功能经济价值的计算和比较可知,退耕还林政策可以对土地利用结构进行优化配置,进而提高岷江上游山区聚落生态位内的生态服务功能。本研究揭示了山地聚落生态系统—岷江上游山区聚落生态位的生态服务价值呈上升趋势。因此,关于山区聚落生态位生态服务功能的研究将是一个新的领域,诸如模拟山区聚落生态位生态服务功能在区域气候和退耕还林工程引起的土地利用双重变化耦合条件下的响应、山区聚落生态位各生态服务功能在退耕还林实施前后的权衡和协同、山区聚落生态位生态服务功能的多重空间异质性等,许多科学问题尚待进一步研究。

参考文献(References)

- [1] 王青,石敏球,郭亚琳,等.岷江上游山区聚落生态位垂直分异研究[J].地理学报,2013,68(11):1559-1567 [Wang Qing,

- Shi Minqiu, Guo Yalin, et al. The vertical differentiation of mountain settlement niche in the upper reaches of Minjiang River [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2013, 68(11): 1559–1567]
- [2] 吴后建, 王学雷, 宁龙梅, 等. 土地利用变化对生态系统服务价值的影响——以武汉市为例 [J]. *长江流域资源与环境*, 2006, 15(2): 155–190 [Wu Houjian, Wang Xuelei, Ning Longmei, et al. Effects of land use change on ecosystem services value – A case study in Wuhan city [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2006, 15(2): 155–190]
- [3] Scolozzi R, Morri E, Santolini R. 2012. Delphi – based change assessment in ecosystem service values to support strategic spatial planning in Italian landscapes [J]. *Ecological Indicators*, 21: 134–144
- [4] Fan M, Shibata H. Spatial and temporal analysis of hydrological provision ecosystem services for watershed conservation planning of water resources [J]. *Water Resources Management*, 2014, 28: 3619–3636
- [5] Fan M, Shibata H. Simulation of watershed hydrology and stream water quality under land use and climate change scenarios in Teshio River watershed, northern Japan [J]. *Ecological Indicators*, 2015, 50: 79–89
- [6] 喻建华, 高中贵, 张露, 等. 昆山市生态系统服务价值变化研究 [J]. *长江流域资源与环境*, 2005, 14(2): 213–217 [Yu Jianhua, Gao Zhonggui, Zhanglu, et al. Change in ecosystem service value in Kunshan city [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2005, 14(2): 213–217]
- [7] 赖亚飞, 朱清科, 张宇清, 等. 吴旗县退耕还林生态效益价值评估 [J]. *水土保持学报*, 2006, 20(3): 83–87 [Lai Yafei, Zhu Qingke, Zhang Yuqing, et al. Valuing ecological effects of land conversion project in Wuqi County [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2006, 20(3): 83–87]
- [8] Serafy S. Pricing in the invaluable: the value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. *Ecological Economics*, 1998, 25: 25–27
- [9] Toman M. Why not to calculate the value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. *Ecological Economics*, 1998, 25: 57–60
- [10] 张文广, 胡远满, 刘森, 等. 基于土地利用变化的生态服务价值损益估算——以岷江上游地区为例 [J]. *长江流域资源与环境*, 2007, 16(6): 821–825 [Wu Houjian, Wang Xuelei, Ning Longmei, et al. Estimation of the gains and losses of ecosystem service values based on land use/coverage change – A case of upper reaches of Minjiang River [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2007, 16(6): 821–825]
- [11] 马旭, 王青, 丁明涛, 等. 岷江上游山区聚落生态位及其模型 [J]. *生态与农业环境学报*, 2012, 28(5): 572–576 [Ma Xu, Wang Qing, Ding Mingtao, et al. Ecniche of the settlements in mountains of the upper reaches of Min River and its mathematical model [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2012, 28(5): 572–576]
- [12] 包维楷, 王春明. 岷江上游山地生态系统的退化机制 [J]. *山地学报*, 2000, 18(1): 57–62 [Bao Weikai, Wang Chunming. Degradation mechanism of mountain ecosystem at the dry valley in the upper reaches of the Minjiang River [J]. *Mountain Research*, 2000, 18(1): 57–62]
- [13] 陈勇, 陈国阶. 对乡村聚落生态研究中若干基本概念的认识 [J]. *农村生态环境*, 2002, 18(1): 54–57 [Chen Yong, Chen Guojie. Basic concepts in the study of rural settlement ecology [J]. *Rural Eco – Environment*, 2002, 18(1): 54–57]
- [14] Mackenzie A, Ball AS, Virdee SR. *Ecology* [M]. Beijing: Science Publishing Company, 2007, 18–20
- [15] 闫卫坡, 王青, 郭亚琳, 等. 岷江上游山区聚落生态位地域边界划分与垂直分异分析 [J]. *生态与农业环境学报*, 2013, 29(5): 74–578 [Yan Weipo, Wangqing, Guo Yalin, et al. Delineation of geographical boundaries of settlement niches in mountains of the upper reaches of the Min River and analysis of their vertical differentiation [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2013, 29(5): 574–578]
- [16] Costanza R, Arge R, Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. *Nature*, 1997, 386: 253–260
- [17] 谢高地, 鲁春霞, 冷允发, 等. 青藏高原生态资产的价值评估 [J]. *自然资源学报*, 2003, 18(2): 189–195 [Xie Gao, Lu Chunxia, Leng Yunfa, et al. Ecological assets valuation of the Tibetan Plateau [J]. *Journal of Nature Resources*, 2003, 18(2): 189–195]
- [18] Kreuter UP, Harris HG, Matlock MD, et al. Change in ecosystem service values in the San Antonio area, Texas [J]. *Ecological Economics*, 2001, 39: 333–346
- [19] 彭文甫, 周介铭, 杨存建, 等. 基于土地利用变化的四川省生态系统服务价值研究 [J]. *长江流域资源与环境*, 2014, 23(7): 1053–1062 [Peng Wenpu, Zhou Jieming, Yang Cunjiang, et al. Research on ecosystem service values based on land use change in Sichuan province [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2014, 23(7): 1053–1062]
- [20] 张凤太, 苏维词, 赵卫权, 等. 基于土地利用/覆被变化的重庆城市生态系统服务价值研究 [J]. *生态与农业环境学报*, 2008, 24(3): 21–25 [Zhang Fengtai, Su Weici, Zhao Weiquan, et al. Urban ecosystem service values based on land use change/cover (LUCC) in Chongqing [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2008, 24(3): 21–25]
- [21] Guo Yalin, Wang Qing, Yan Weipo, et al. Assessment of habitat suitability in the Upper Reaches of the Min River in China [J]. *Journal of Mountain Science*, 2015, 12(3): 737–746
- [22] 李崇巍, 刘世荣, 孙鹏森, 等. 岷江上游景观格局及生态水文特征分析 [J]. *生态学报*, 2005, 25(4): 691–698 [Li Chongwei, Liu Shirong, Sun Pengsen, et al. Analysis on landscape pattern and eco-hydrological characteristics at the upstream of Minjiang River [J]. *Acta Ecological Sinica*, 2005, 25(4): 691–698]

Effects of Grain for Green Project on Changes in Ecosystems Service Values of Alpine Settlement Area in the Upper Reaches of the Minjiang River

FAN Min ,LI Fucheng ,GUO Yalin ,WANG Qing

(School of Environment and Resource ,Southwest University of Science and Technology ,Miyang 621010 ,Sichuan ,China)

Abstract: The upper reaches of the Minjiang River in west China provides huge ecosystem services owing to its localized geological characteristics , which are important to keep sustainable ecosystem development in the upper reaches of the Yangtze River and the Chengdu Plain. It is an important proof for defining ecological potential by quantifying the change in ecosystem service value. In order to quantitatively analyze and compare the changes in ecosystem service values caused by Grain for Green Project ,economic value of ecosystem services in the Minjiang River during 1999—2009 was estimated by form of ecosystem service values coefficients for different land use categories. The data sets of spatial-temporal land use in mountainous settlement ecological niches during 1999—2009 were obtained from two-period remote sensing information. The changes in ecosystem service values were calculated and the causes which led to changes in values were also revealed. In general ,The changes in land use of mountainous settlement ecological niches were obvious during 1999—2009 , and the total ecosystem service value had been increased by 0.18×10^8 yuan(RMB) from 1999 to 2009. Detailed results are as following: 1) As the area of agricultural land decreased by 108.20 km^2 , the corresponding ecosystem service value decreased by 1.1×10^8 yuan. It suggested that the decrease in ecosystem service value of a agricultural land is related to decrease in population and food demand. 2) Once the area of forest increased by 23.19 km^2 ,the ecosystem service value increased by 0.75×10^8 yuan. 3) Once the area of grassland increased by 49.77 km^2 ,the values increased by 0.53×10^8 yuan. Comparing the changes in land use of ecological niches and ecosystem service values ,the areas of forest and grassland and their ecosystem service values evidently increased in 2009 after implementing Grain for Green Project. It indicated that Grain for Green Project had some effective influence on protecting ecosystem services. 3) When the area of construct land increased by 9.16 km^2 , the ecosystem service value increased by 0.0057×10^8 yuan. The increased magnitude of ecosystem service value of construct land is smaller than that of forest and grassland ,which is relative to population decreasing and emigration. Anyway ,the research on the ecosystem service value in this study site could not only prove scientific proof for establishing ecological compensation ,but also indicator for quantifying the effect of Grain for Green Project.

Key words: mountainous settlement ecological niche; grain for green project; ecosystem service; ecological protective screen; upper reaches of Minjiang River