

# 基于生态系统服务价值重构的生态安全格局构建 ——以重庆两江新区为例

吴健生<sup>1,2</sup>, 岳欣欣<sup>1</sup>, 秦维<sup>3</sup>

(1. 北京大学深圳研究生院, 城市人居环境科学与技术重点实验室, 深圳 518055; 2. 北京大学城市与环境学院, 地表过程与模拟教育部重点实验室, 北京 100871; 3. 中国城市规划设计研究院, 北京 100044)

**摘要:** 生态系统服务是生态安全的前提和保障, 各项服务价值变化率和集聚水平的差异, 均会影响生态源地的识别结果。在对重庆两江新区生态系统服务静态价值估算的基础上, 以生态系统服务价值重要度指数和空间丰富度指数, 对2012年的生态系统服务静态价值进行重构, 并依据重构结果建立三种安全水平上的生态安全格局。结果表明: ① 各项生态系统服务静态价值量逐年降低, 其中以食物生产、土壤形成与保护和碳固定三项服务降速最快。② 重构后生态系统服务价值范围在201~23634元/hm<sup>2</sup>之间, 且大部分区域以中低值为主。③ 低、中、高三种安全水平源地面积分别为174.73 km<sup>2</sup>、208.69 km<sup>2</sup>和222.20 km<sup>2</sup>。基于生态系统服务价值的多水平生态安全格局, 是城市开发和建设用地布局的重要依据。

**关键词:** 生态系统服务价值; 生态系统服务重要度; 空间丰富度; 生态安全格局; 两江新区

DOI: 10.11821/dlyj201703003

## 1 引言

城市化已成为现今人类社会的一大显著特征<sup>[1]</sup>。随着城市化进程的加快, 开发建设强度的增大加剧了对土地资源的不合理利用, 造成了土地资源生态效益的损失<sup>[2,3]</sup>。生态安全成为当前国内外关注的热点问题, 众多学者已从城市<sup>[4,5]</sup>、省<sup>[6]</sup>、区域<sup>[7,8]</sup>和国土<sup>[9]</sup>等尺度, 对此内容进行了研究。

“确定生态源地—建立阻力面—判别安全格局”<sup>[10]</sup>的方法框架, 已广泛应用于生态安全格局的研究<sup>[11,12]</sup>。在确定生态源地时, 通常直接选取自然保护区、风景名胜区或大面积林地等区域, 或构建指标体系对斑块的重要性进行评价<sup>[13]</sup>, 较少有研究从生态系统服务的角度进行生态源地的识别。而生态系统服务作为人类从生态系统获得的所有惠益<sup>[14]</sup>, 是实现生态安全的前提和保障<sup>[15]</sup>。生态系统服务价值的核算结果, 可以作为生态保护决策和土地利用优化配置对策制定的依据和基础<sup>[16-18]</sup>。国内学者大多依据Constanza等<sup>[19]</sup>或谢高地等<sup>[20]</sup>学者的研究成果, 直接基于单位面积生态系统服务静态价值的平均值来核算区域生态系统服务价值。对于不同种类生态系统服务的重要程度的分析较少涉及, 一般直接将各项服务视为同等重要。然而生态系统服务具有动态性<sup>[21]</sup>, 各项生态系统服务变化速率之间存在客观差异。简单地将各项服务类型视为同等重要, 无法对价值快速损失

收稿日期: 2016-07-12; 修订日期: 2016-11-18

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41330747)

作者简介: 吴健生 (1965-), 男, 湖南新化人, 教授, 博士生导师, 研究方向为遥感与GIS、景观生态学与土地利用、数字城市与城市安全的教学和研究。E-mail: wuj@s-pkusz.edu.cn

通讯作者: 秦维 (1987-), 男, 重庆合川人, 硕士, 研究方向为遥感与GIS、景观生态学与土地利用。

E-mail: 513587449@qq.com

的服务实现有效保护。此外,各项服务在空间上集聚水平,也会对生态系统服务的发挥产生影响,从而影响生态源地的识别结果。

基于此,本文以国内首个内陆开发开放新区——重庆两江新区为例,以谢高地等<sup>[20]</sup>提出的生态系统单位面积服务价值当量为基础,结合2009-2012年的土地利用覆被数据,估算各年生态系统服务静态价值量;分别构建生态系统服务价值重要度指数和生态系统服务空间丰富度指数,对2012年的生态系统服务静态价值量进行动态重构。重构后的价值量既具有统一的货币单位,又包含丰富的空间信息,可以据此科学地识别最需要保护的生态源地范围,保障区域的生态安全。

## 2 研究区概况与数据来源

### 2.1 研究区概况

两江新区成立于2010年6月,是国内首个国家级内陆开发开放新区。新区位于长江以北、嘉陵江以东的重庆市主城区内,总体规划面积约为1200 km<sup>2</sup>,辖江北区、渝北区和北碚区三个行政区的部分区域以及北部新区、保税港区和两江工业开发区三个功能区。自成立以来,新区GDP逐年快速增长,现已成为长江上游地区的金融及创新中心和内陆地区重要的开放门户。

新区地势整体由西北向东南长江河谷缓慢降低,四条东北至西南走向的山脉(中梁山、龙王洞山、铜锣山和明月山)与山间谷地交互组成平行岭谷,形成“四山夹三槽”的自然格局<sup>[22]</sup>,蕴含多种生态系统服务。区域内低山丘陵占幅员面积的80%以上,高差及地形起伏较大。长江、嘉陵江将其围合,水系河网发达,水资源丰富。

### 2.2 数据来源

本文使用的社会经济数据来源于《重庆统计年鉴》(2010-2013)。其他相关数据主要包括2009-2012年的土地利用覆被数据(1:25万)、饮用水源保护区分布图(1:25万)、土壤分布图(1:25万)、综合游憩分布图(1:25万)、数字高程模型(1:25万)、威胁因子与敏感因子库、IPCC碳库等,这些数据均由重庆市国土资源和房屋勘测规划院提供。结合相关研究的土地利用分类方法<sup>[23]</sup>和研究区现状,首先将研究区的土地利用类型重新划分为六类:林地、草地、耕地、水域、未利用地和建设用地,其中前五类分别对应谢高地等建立的“中国陆地生态系统单位面积服务价值当量表”中的森林、草地、农田、水体以及荒漠五种生态系统类型<sup>[20]</sup>。由于建设用地组成多为人工生态系统,对生态功能的贡献极小<sup>[24]</sup>,综合两江新区特殊的开发建设背景,因此本文中暂不考虑其提供的生态系统服务价值。

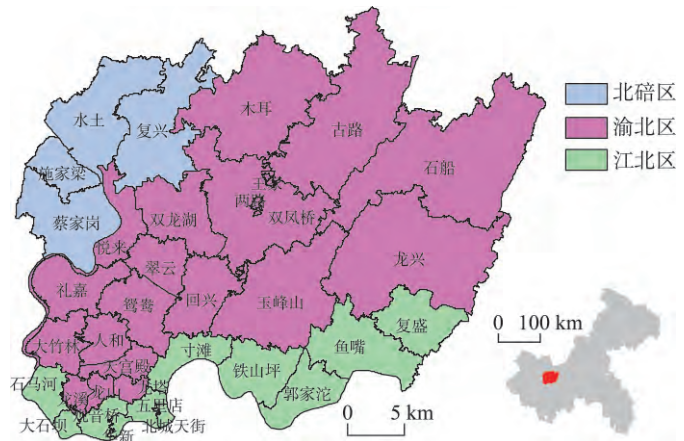


图1 两江新区区位

Fig. 1 Location of the Liangjiang New Area

### 3 研究方法

#### 3.1 生态系统服务静态价值估算

本文基于谢高地等建立的“中国陆地生态系统单位面积服务价值当量表”<sup>[20]</sup>, 估算两江新区2009-2012年的静态生态系统服务价值量, 初步分析多年间各项生态系统服务价值量的变化。基于研究区粮食价格的价值当量修订方法<sup>[25,26]</sup>, 是目前广泛使用的对“生态系统单位面积服务价值当量”的调整方法之一。从《重庆统计年鉴》中获取2009-2012年粮食作物总产值(元)和粮食作物种植面积( $\text{hm}^2$ ), 计算得到各年粮食作物单位面积产值(元/ $\text{hm}^2$ ), 为实现价格可比性, 取各年平均值。根据“现有单位农田提供的生产服务经济价值, 是无人力投入的自然生态系统的经济价值的七倍”的规则<sup>[20]</sup>, 计算出重庆市单位农田自然粮食产量的年均经济价值, 并依此为准得到适用于研究区范围的生态价值系数表。

为验证生态系统服务价值估算结果的合理性, 对计算出的生态系统服务价值系数进行敏感性分析。将各项生态系统服务价值分别上调50%<sup>[27]</sup>, 计算出相应的弹性系数(coefficient of sensitivity, CS)值, 计算公式为:

$$CS = \frac{(ESV_j - ESV_i)/ESV_i}{(VC_{jk} - VC_{ik})/VC_{ik}} \quad (1)$$

式中:  $ESV_i$ 和 $ESV_j$ 分别代表原始价值和价值系数调整后的价值;  $VC_{ik}$ 和 $VC_{jk}$ 是第 $k$ 类土地利用类型价值系数原始值和调整后的价值系数。

按照服务类型统计每一年的生态系统服务总价值, 同时为了更好地认识生态系统服务价值的时序变化特征, 分别计算各项服务的价值逐年变化率、多年平均变化率及变化量等。

#### 3.2 生态系统服务价值重构

生态系统的内部结构与外部形态是不断变化的, 因而生态系统服务也具有动态性<sup>[21]</sup>。但是当前研究中对生态系统服务与人类的作用机制及其影响因素尚无明确的认识, 一般认为所有服务都同等重要, 任何一项服务的缺失都会造成生态环境的破坏, 从而影响区域的可持续发展。实际上各项生态系统服务价值变化率之间存在客观差异, 因此简单地将各种服务类型视为同等重要, 不利于对价值量快速损失的服务类型进行有针对性的保护。此外, 各项生态系统服务的发挥, 也会受到其所在空间服务集聚程度的影响。

基于以上分析, 本文以2012年为例, 以每种服务的多年平均变化率构建生态系统服务价值重要度指数, 以每种服务关键表征指标的空间集聚水平构建生态系统服务空间丰富度指数, 对生态系统服务的静态价值估算结果进行动态重构, 打破生态系统服务静态价值估算法中各项服务在同一土地利用类型中均质分布的局限, 有利于生态源地的准确识别。

**3.2.1 生态系统服务价值重要度指数构建** 为了区分各项生态系统服务的重要程度, 本文首先依据计算得到的2009-2012年各项生态系统服务价值结果, 计算各项生态系统服务价值的多年平均变化率。为使各项生态系统服务价值在进行重构的同时保持总量不变, 对服务价值的多年平均变化率做平均值为1的转换。将转换后的结果作为重要度指数, 校正两江新区2012年的生态系统服务价值, 即

$$\beta_i = \frac{v_i}{\bar{v}} \quad (i=1,2,\dots,9) \quad (2)$$

式中:  $\beta_i$ 为第 $i$ 项生态系统服务重要度指数;  $v_i$ 为第 $i$ 项生态系统服务价值的多年平均变

化率;  $\bar{v}$  为各项生态系统服务价值多年平均变化率的均值。

**3.2.2 生态系统服务空间丰富度指数构建** 基于基础数据精度,本文首先将研究区等精度划分为 500 m×500 m 的栅格。参考吴健生等<sup>[28]</sup>的研究成果,确定各项服务的关键表征指标及其空间集聚程度的量化方法。其中,气体调节与气候调节两项服务主要依靠于碳固定过程,故均以综合碳储量表征,如表 1 所示。对计算结果进行标准化处理及平均值为 1 的值域变换,得到各项服务的空间丰富度指数。计算公式为:

$$R_{ki} = \frac{C_{ki}}{\bar{C}_i} \quad (k=1, 2, \dots, n) \quad (3)$$

式中:  $R_{ki}$  为第  $i$  项服务的第  $k$  个栅格的空间丰富度指数;  $C_{ki}$  为第  $i$  项服务的第  $k$  个栅格的空间集聚程度;  $\bar{C}_i$  为第  $i$  项服务的空间集聚程度平均值;  $n$  为栅格数量。

基于以上两个过程,将生态系统服务静态价值总量根据其年平均变化率进行重要度调整,得到校正后的各项生态系统服务价值总量,并结合研究区面积,计算单位面积价值量。然后利用单项生态系统服务价值的空间丰富度指数,计算得到重构之后的单项生态系统服务价值空间分布。最后,将各项服务图层相加,即可得到经过动态重构的生态系统服务价值。具体的计算公式为:

$$ESV = \sum_{i=1}^9 \left( \sum_{k=1}^n R_{ki} \times \frac{\beta_i ESV_i}{A} \right) \quad (4)$$

式中:  $ESV$  为重构后的生态系统服务价值总量;  $ESV_i$  为第  $i$  项生态系统服务静态价值总量;  $A$  为研究区面积。

### 3.3 生态安全格局构建

源地与廊道的概念源自景观生态安全格局理论。景观生态安全格局不仅是空间格局优化的重要方法,更是维护生态系统健康及完整的关键格局<sup>[29]</sup>。其中源地是物种扩散和维持的源点,是生态系统服务富集的核心区域;廊道是生态系统服务沟通流动的通道<sup>[31]</sup>。

表 1 两江新区生态系统服务关键表征指标及其量化方式

Tab. 1 Key ecosystem service indicators and their quantification in the Liangjiang New Area

生态系统服务类型	关键指标	指标量化
气体调节	综合碳储量	参考 IPCC 相关参数,利用 InVEST 模型计算地表生物、地下生物、土壤及腐殖质四大碳库的综合碳储量(参考专家意见,对固碳能力更高 500 m 以上林地区域的碳库参数进行适当调整)
气候调节		
水源涵养	饮用水源地	参考两江新区 1:25 万饮用水源保护区分布图,在 ArcGIS 中将饮用水源地赋值为 1,其他区域赋值为 0,等精度制成栅格图
土壤形成与保护	土壤保持力	利用 RUSLE 模型计算(其中降雨侵蚀力 $R$ 取常数 1,其他因子基于土壤数据、DEM 以及土地利用数据,参考 InVEST 模型说明书得到)
废物处理	年平均模拟径流	采用年平均模拟径流作为衡量指标,基于 5 m×5 m 数字高程模型(DEM)通过 ArcGIS 水文分析模块得到
生物多样性保护	生境质量	借助 InVEST 模型,参考模型说明书及专家意见,确定威胁因子与敏感性因子权重值及威胁源对生境的最大影响距离,计算得到生境质量分布图
食物生产	土壤有机质含量	利用 ArcGIS,将渝北、江北、北碚三区的土壤数据库等精度转换为栅格数据
原材料	森林面积比例	提取土地利用数据中“有林地”与“其他林地”赋值为 1,其他区域赋值为 0,制成等精度栅格图
娱乐文化	旅游文化中心分级	根据两江新区综合游憩分布图,将郊野森林公园、大型城市公园、重要公共服务中心、重要文化活动中心及其他区域按照重要性分别赋值为 1、0.7、0.5、0.3、0,通过反距离插值得到全域旅游景点重要性分布图



本文借鉴景观安全格局理论, 基于生态系统服务价值的空间分布, 通过冷热点分析, 提取三种置信水平上的生态系统服务价值高值集聚区, 作为生态源地。依据最小阻力累积模型, 确定生态系统服务的流动阻力, 得到各源地的生态系统服务最小累积耗费表面, 计算各生态源地之间的最小耗费路径。结合生态源地与廊道的识别结果, 综合得出两江新区不同安全水平上的生态安全格局。

**3.3.1 生态源地识别** 利用 ArcGIS 空间分析模块的热点分析工具(hot spot analysis)识别重构后的生态系统服务价值冷热点, 依次提取从低到高三种置信度水平上的生态系统服务价值热点区域, 作为两江新区高、中、低三种安全水平上的生态源地备选地。由于生态源地需要达到一定规模才能有效隔绝外界对核心区的干扰<sup>[30]</sup>, 结合两江新区区域特征, 选取备选区域内面积大于 0.3 km<sup>2</sup> 的斑块作为生态源地。

**3.3.2 生态廊道构建** 在确定生态源地的基础上, 依据最小阻力累积模型, 将每个栅格单元的生态系统服务价值视为服务流动的阻力, 价值越高阻力越小。对生态系统服务价值取倒数, 得到各源地之间的累积阻力最小的路径, 即潜在的生态廊道。以生物多样性保护为目的的廊道的宽度范围一般在 0.2~0.6 km<sup>[31]</sup>。综合考虑两江新区的开发建设背景, 廊道需要更多发挥协调城市可持续发展的功能, 因此设定廊道的宽度为 0.2 km。计算各安全水平上的生态廊道, 结合对应生态源地范围, 构建出两江新区三种安全水平上的生态安全格局。

## 4 结果分析

### 4.1 生态系统服务静态价值量评估结果及影响因素分析

**4.1.1 生态系统服务静态价值量评估** 经计算, 重庆市单位农田自然粮食产量的年均经济价值为 511.85 元/hm<sup>2</sup>, 依此为准得到适用于研究区范围的生态价值系数表 (表 2)。

将各年土地利用类型的面积与生态价值系数表相乘, 得到两江新区各年生态系统服务价值。经计算, 两江新区生态系统服务的弹性指数均小于 1, 说明生态系统服务计算结果缺乏弹性, 研究结果可信。

两江新区 2009-2012 年的价值总量分别为 6.119 亿元、5.948 亿元、5.781 亿元和 5.744 亿元, 价值总量逐年降低。对于各单项生态系统服务, 水源涵养、土壤形成与保护、废

表 2 重庆市各土地利用类型单位面积生态价值系数 (元/hm<sup>2</sup>/年)

Tab. 2 Ecosystem service value (ESV) coefficients per unit area of different land-use and land-cover change types in Chongqing (yuan/hm<sup>2</sup>/yr)

土地利用类型	林地	草地	耕地	—	水域	未利用地	
对应生态系统类型	森林	草地	农田	湿地	水体	荒漠	
生态系统服务类型	气体调节	1791.48	409.48	255.93	921.33	0.00	0.00
	气候调节	1382.00	460.67	455.55	8752.64	235.45	0.00
	水源涵养	1637.92	409.48	307.11	7933.68	10431.50	15.36
	土壤形成与保护	1996.22	998.11	747.30	875.26	5.12	10.24
	废物处理	670.52	670.52	839.43	9305.43	9305.43	5.12
	生物多样性保护	1668.63	557.92	363.41	1279.63	1274.51	174.03
	食物生产	51.19	153.56	511.85	153.56	51.19	5.12
	原材料	1330.81	25.59	51.19	35.83	5.12	0.00
	娱乐文化	655.17	20.47	5.12	2840.77	2221.43	5.12

注: 研究区在 2009-2012 年均无湿地类型。

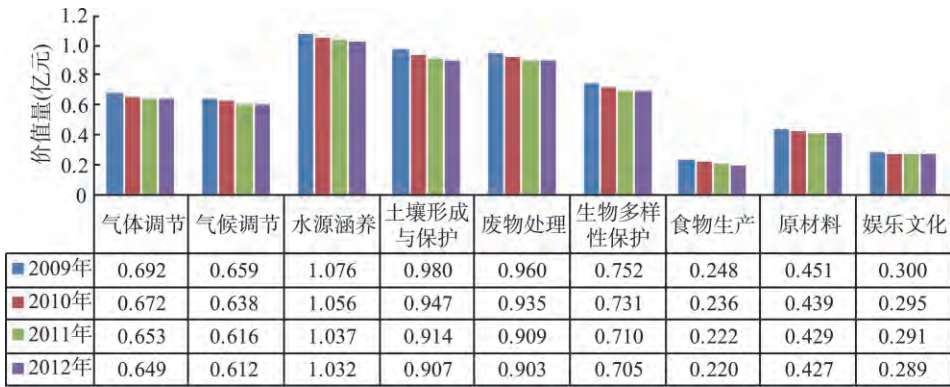


图2 2009-2012年两江新区单项生态系统服务价值

Fig. 2 Ecosystem service values (ESVs) in the Liangjiang New Area from 2009 to 2012

物处理三项服务的价值总量均超过0.9亿元，达到食物生产、原材料、娱乐文化等服务的价值总量的两倍以上。从单项生态系统服务的价值变化来看，2009-2012年两江新区范围内各项服务的价值量均逐年降低。土壤形成与保护服务价值量减少最多，4年间损失了0.073亿元，占有类型服务价值总损失量的19%；气体调节、气候调节、水源涵养、废物处理及生物多样性保护五项服务价值损失量较为接近，均在0.04亿元~0.06亿元，共占总损失量的64%；食物生产、原材料、娱乐文化三种服务的损失量相对较少，均在0.028亿元以下，共占总损失量的17%。

从2009-2012年每项生态系统服务的总体变化率（图3）中发现，食物生产服务呈现出快速下降的趋势，四年间价值量锐减11.47%；气体调节、气候调节、土壤形成与保护、废物处理、生物多样性保护及原材料六项服务的价值量也有较大的减幅，下降幅度均在5%以上；水源涵养及娱乐文化两项服务价值的变化率虽然相对较低，但降幅也均在3%以上。从各项服务的年均价值下降幅度来看，在两江新区成立前后三年（2009-2011年）之间，各项生态系统服务价值下降速率较快；但自2011年起，各项服务的下降速率则有显著的减小。综合考虑单项生态系统服务在2009-2012年间平均价值变化率，两江新区各项生态系统服务多年平均变化率的均值为2.17%，其中食物生产服务下降速度最快，多年平均降率为3.96%，水源涵养和娱乐文化服务的变化率则相对较小。

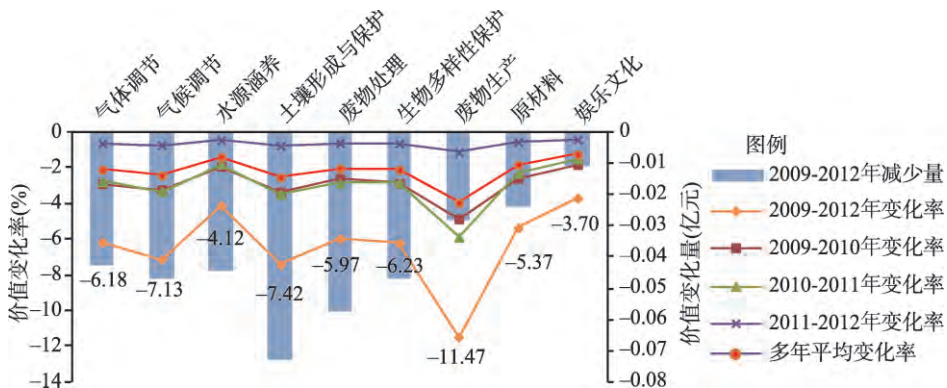


图3 2009-2012年两江新区单项生态系统服务价值变化率及变化量

Fig. 3 Change rate and amount of ecosystem service values (ESVs) from 2009 to 2012 in the Liangjiang New Area

**4.1.2 静态价值量变化影响因素分析** 一个区域内土地利用类型的变化, 会对其生态系统服务价值变化产生直接影响。因此, 本文通过建立两江新区2009-2012年间土地利用类型的转移矩阵(表3), 对其土地利用转移特征进行分析, 以探究新区生态系统服务价值量变化的影响因素。

表3 两江新区2009-2012年土地利用面积转移 (hm<sup>2</sup>)

Tab. 3 Land-use and land-cover change transfer area in the Liangjiang New Area from 2009 to 2012 (hm<sup>2</sup>)

	2012年						
	林地	草地	耕地	水域	未利用地	建设用地	总计
2009年 林地	30458.49	0.00	0.00	0.00	3.20	1668.21	32129.90
草地	0.00	387.74	0.00	0.00	0.00	31.77	419.52
耕地	13.11	0.00	39310.62	0.00	0.00	5404.33	44728.06
水域	0.00	0.00	0.00	3924.15	0.00	15.66	3939.81
未利用地	0.00	0.00	0.00	0.00	480.03	25.35	505.39
建设用地	6.71	0.00	10.03	0.36	0.00	35436.95	35454.06
总计	30478.31	387.74	39320.66	3924.51	483.24	42582.28	117176.73

注: “林地—耕地” “耕地—水域” “水域—耕地” 三种转换类型的转换面积过小 (均小于10<sup>4</sup> hm<sup>2</sup>), 因此本文将其忽略不计。

从2009-2012年土地利用类型的转移面积来看(表3), 各种用地类型均以向建设用地的转变为主要的转移方式, 其中最为显著的面积变化是林地和耕地向建设用地的转变, 分别为1668.21 hm<sup>2</sup>和5404.33 hm<sup>2</sup>。从2009年每种土地利用类型的转出比例来看, 除水域和建设用地以外, 其余用地类型均有较高比例的土地(5%以上)转为建设用地, 其中农田转出比例高达12.08%。从2012年各土地利用类型来源来看, 除建设用地外, 其余5种用地类型均无太多调入面积。2012年各类用地的99%以上均源于2009年未发生变化的土地, 而建设用地则有大量来自其他地类的补充, 其中包含12.69%的原耕地范围与3.92%的原林地范围。

基于以上分析, 在2009-2012年间, 两江新区的生态系统服务价值变化的首要影响因素为建设用地的高速扩张, 其次是部分高生态服务价值地类向低值地类的转变。由于建设用地规模增加, 且侵占地类多为生态系统服务价值相对较高的地类(林地、耕地), 建设用地导致的生态系统服务价值下降占到研究区价值减少总量的99%以上。

## 4.2 生态系统服务价值重构

**4.2.1 生态系统服务价值重要度** 由两江新区生态系统服务重要度系数计算结果(表4)可以看出, 食物生产服务多年平均减少速率最快, 重要程度最高; 碳固定、土壤形成与保护、废物处理、生物多样性保护四项服务也具有相对较高的重要程度; 而水源涵养、原材料及娱乐文化三项服务的下降幅度较小, 损失速度较慢, 因此重要程度相对较低。

**4.2.2 生态系统服务价值重构** 经过空间重构后的两江新区生态系统服务价值总量分布(图4)。可以看出新区重构后的生态系统服务价值范围为201~23634元/hm<sup>2</sup>, 且大部分地

表4 两江新区生态系统服务重要度系数

Tab. 4 Ecosystem service significance in the Liangjiang New Area

	碳固定	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	娱乐文化	平均
变化率 (%)	-2.14	-1.28	-2.41	-1.97	-1.99	-3.97	-1.62	-1.13	-2.07
重要度系数	1.03	0.62	1.16	0.95	0.96	1.92	0.78	0.55	1.00



区的生态系统服务价值均以中低值为主,初步表明两江新区生态系统服务发挥有待提高。从生态系统服务价值的空间分布来看,价值低值区域主要分布在新区西北部的水土镇、复兴镇,中部的悦来街道、木耳镇、江北机场以及东部的龙兴镇、复盛镇,分别对应正在建设的水土工业园、龙盛工业园、两路保税港以及新机场航站楼的空间位置。这些地区开发建设强度较大,对生态系统破坏较严重,导致其生态系统服务价值损失较高。生态系统服务价值的高值区在空间上呈明显的条带状分布,大体上与新区内四条主要的山脉(中梁山、龙王洞山、铜锣山和明月山)以及河谷区域重合。这些区域生态系统保护相对较为完整,开发与建设力度相对较小,有利于多种生态系统服务的功能的发挥。

**4.3 基于生态系统服务价值的区域生态安全格局**

对两江新区2012年重构后的生态系统服务价值量空间分布进行冷热点识别,得到区域内生态系统服务高低值的空间分布(图5)。

根据区域冷热点的识别结果,选取在99%的置信水平下的生态系统服务价值热点区,作为低安全水平的生态源地备选区;在95%的置信水平下的生态系统服务热点区,作为中安全水平的生态源地备选区;在90%置信水平下的生态系统服务热点区,作为区域高安全水平生态源地备选区。分别剔除三个备选区中面积小于0.3 km<sup>2</sup>的斑块,得到三种安全水平上的生态源地范围。通过最小阻力累积模型,得到与源地对应的廊道,最终构建出两江新区低、中、高三种安全水平上的生态安全格局(图6)。

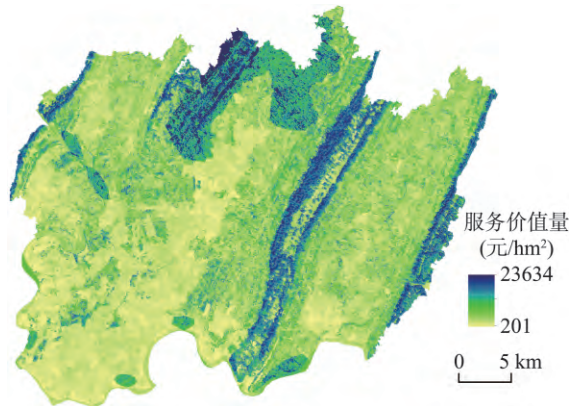


图4 两江新区生态系统服务价值空间重构  
Fig.4 Spatial reconstruction of ecosystem service values in the Liangjiang New Area

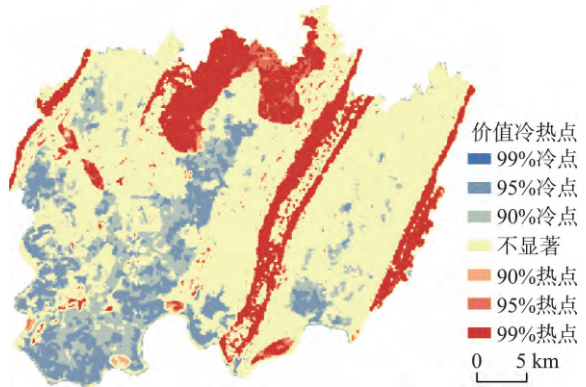


图5 两江新区生态系统服务价值冷热点分布  
Fig.5 Ecosystem service value analysis of hot and cold spots in the Liangjiang New Area

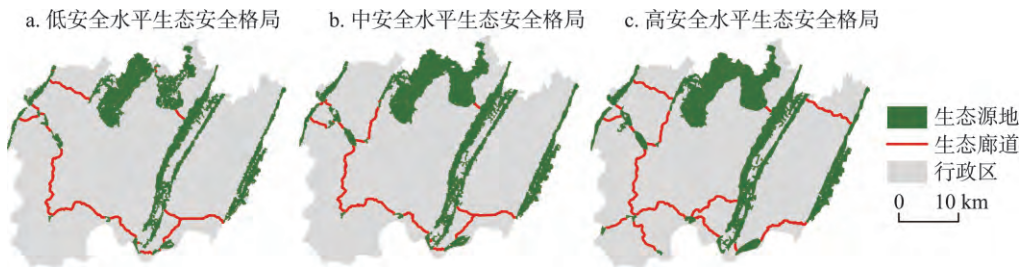


图6 两江新区生态安全格局构建结果  
Fig.6 Ecological security pattern of three levels in the Liangjiang New Area



由两江新区生态安全格局构建结果可得,在低安全水平下,两江新区生态源地斑块数为18,总面积约为174.73 km<sup>2</sup>,占新区总面积的14.56%。这是保障新区生态系统服务正常发挥的最基本格局,也是在开发和建设过程中需要严格控制与保护的关键性格局。在中安全水平下,两江新区生态源地斑块数为15,总面积约为208.69 km<sup>2</sup>,占新区总面积的17.39%。与低安全水平下的生态源地相比,虽然源地数量略减,但源地面积增大了33.96 km<sup>2</sup>,说明源地的整合度有一定程度的提高,部分原面积较小的源地相互整合,或整合到了面积较大的源地范围内。对生态空间胁迫的缓冲能力有所提升。在高安全水平下,两江新区生态源地共14个,总面积约为222.20 km<sup>2</sup>,约占新区总面积的18.52%。与中安全水平下的生态源地相比,源地面积略微增大13.51 km<sup>2</sup>,源地被进一步整合,整体格局的抵抗力和恢复力进一步增强。在此安全水平下,关键的生态系统服务均可以得到有效维护。综合比较三个安全水平上的生态区安全格局,可以看出随着生态安全水平的提高,区域内生态源地总面积逐步增加,源地的整合度不断提高。生态源地的范围主要集中在研究区内的主要山脉(中梁山、龙王洞山、铜锣山和明月山)以及河谷区域,对两江新区的生态安全起到了重要的保障和支撑作用,是在开发与建设过程中需要重点维护的区域范围。

三种安全水平的生态安全格局是保障地区生态安全的关键格局。它们可以作为两江新区生态安全评价及规划的参考,结合新区的区域发展战略及重庆市总体规划目标,对未来制定满足新区不同开发和利用需求的决策具有重要的参考价值。

## 5 结论

生态系统服务是生态安全的前提和保障。各项服务价值间变化率和集聚水平的差异,均会影响生态源地识别结果。鉴于此,本文在生态系统服务静态价值量估算的基础上,进行了以下两方面的调整:①以各项生态系统服务价值的多年平均变化率作为重要度指数,对静态价值量进行修正,使各项服务价值的相对水平更符合当地实际情况,能够对生态安全格局构建具有更强的针对性以及更高的参考价值。②选取各项生态系统服务的关键表征指标,利用多种空间制图方法得到各项服务的空间集聚特征,构建各项服务价值的空间丰富度指数,从栅格尺度完成价值的空间重构。重构后的生态系统服务价值打破了原先在同一土地利用类型中均质分布的局限,地理空间信息更为丰富,进一步提高了服务价值空间异质性的现实意义,是区域生态安全格局构建与维护的基础保障,也是城市开发和建设用地布局的重要依据。

在未来的研究中,可以将已有的绿道、水道网络,与依据生态系统服务价值构建的安全格局进行整合,合理设置生态战略点,完善研究区的生态安全网络,避免源地和廊道布局冗余或与重要市政基础设施重叠。

## 参考文献(References)

- [1] Platt R H, Rowntree R A, Muick P C. The Ecological City: Preserving and Restoring Urban Biodiversity. Amherst, Massachusetts: University of Massachusetts Press, 1994.
- [2] 苏泳娴,张虹鸥,陈修治,等.佛山市高明区生态安全格局和建设用地扩展预案.生态学报,2013,33(5): 1524-1534. [Su Yongxian, Zhang Hongou, Chen Xiuzhi, et al. The ecological security patterns and construction land expansion simulation in Gaoming. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(5): 1524-1534.]
- [3] 彭建,汪安,刘焱序,等.城市生态用地需求测算研究进展与展望.地理学报,2015,70(2): 333-346. [Peng Jian, Wang An, Liu Yanxu, et al. Research progress and prospect on measuring urban ecological land demand. Acta Geographica Si-

- nica, 2015, 70(2): 333-346.]
- [4] 王耕, 苏柏灵, 王嘉丽, 等. 基于 GIS 的沿海地区生态安全时空测度与演变: 以大连市瓦房店为例. 生态学报, 2015, 35(3): 670-677. [Wang Geng, Su Bailing, Wang Jiali, et al. Spatial-temporal assessments and evolution research of coastal eco-security based on GIS: A case study of Wafangdian county-level city. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(3): 670-677.]
- [5] 蒙古军, 朱利凯, 杨倩, 等. 鄂尔多斯市土地利用生态安全格局构建. 生态学报, 2012, 32(21): 6755-6766. [Meng Jijun, Zhu Likai, Yang Qian, et al. Building ecological security pattern based on land use: A case study of Ordos, northern China. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(21): 6755-6766.]
- [6] 杨姗姗, 邹长新, 沈渭寿, 等. 基于生态红线划分的生态安全格局构建: 以江西省为例. 生态学杂志, 2016, 35(1): 250-258. [Yang Shanshan, Zou Changxin, Shen Weishou, et al. Construction of ecological security patterns based on ecological red line: A case study of Jiangxi province. *Chinese Journal of Ecology*, 2016, 35(1): 250-258.]
- [7] Jogo W, Hassan R. Balancing the use of wetlands for economic well-being and ecological security: The case of the Limpopo wetland in southern Africa. *Ecological Economics*, 2010, 69(7): 1569-1579.
- [8] 李咏红, 香宝, 袁兴中, 等. 区域尺度景观生态安全格局构建: 以成渝经济区为例. 草地学报, 2013, 21(1): 18-24. [Li Yonghong, Xiang Bao, Yuan Xingzhong, et al. Ecological security patterns for regional landscapes: A case in the Cheng-Yu Economic Zone. *Acta Agrestia Sinica*, 2013, 21(1): 18-24.]
- [9] 俞孔坚, 李海龙, 李迪华, 等. 国土尺度生态安全格局. 生态学报, 2009, 29(10): 5163-5175. [Yu Kongjian, Li Hailong, Li Dihua, et al. National scale ecological security pattern. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(10): 5163-5175.]
- [10] 俞孔坚. 生物保护的景观生态安全格局. 生态学报, 1999, 19(1): 8-15. [Yu Kongjian. Landscape ecological security patterns in biological conservation. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, 19(1): 8-15.]
- [11] 李晖, 易娜, 姚文璟, 等. 基于景观安全格局的香格里拉县生态用地规划. 生态学报, 2011, 31(20): 5928-5936. [Li Hui, Yi Na, Yao Wenjing, et al. Shangri-La county ecological land use planning based on landscape security pattern. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(20): 5928-5936.]
- [12] Klar N, Herrmann M, Henning-Hahn M, et al. Between ecological theory and planning practice: (Re-)connecting forest patches for the wildcat in Lower Saxony, Germany. *Landscape and Urban Planning*, 2012, 105(4): 376-384.
- [13] 吴健生, 张理卿, 彭建, 等. 深圳市景观生态安全格局源地综合识别. 生态学报, 2013, 33(13): 4125-4133. [Wu Jiansheng, Zhang Liqing, Peng Jian, et al. The integrated recognition of the source area of the urban ecological security pattern in Shenzhen. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(13): 4125-4133.]
- [14] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. Washington DC: World Resources Institute, 2005, 42(1): 77-101.
- [15] 王晓峰, 吕一河, 傅伯杰. 生态系统服务与生态安全. 自然杂志, 2012, 34(5): 273-276, 298. [Wang Xiaofeng, Lv Yihe, Fu Bojie. Ecosystem services and ecological security. *Chinese Journal of Nature*, 2012, 34(5): 273-276, 298.]
- [16] 谢高地, 张彩霞, 张雷明, 等. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进. 自然资源学报, 2015, 30(8): 1243-1254. [Xie Gaodi, Zhang Caixia, Zhang Leiming, et al. Improvement of the evaluation method for ecosystem service value based on per unit area. *Journal of Natural Resources*, 2015, 30(8): 1243-1254.]
- [17] 彭建, 吴健生, 潘雅婧, 等. 基于 PSR 模型的区域生态持续性评价概念框架. 地理科学进展, 2012, 31(7): 933-940. [Peng Jian, Wu Jiansheng, Pan Yajing, et al. Evaluation for regional ecological sustainability based on PSR model: Conceptual framework. *Progress in Geography*, 2012, 31(7): 933-940.]
- [18] 刘永强, 廖柳文, 龙花楼, 等. 土地利用转型的生态系统服务价值效应分析: 以湖南省为例. 地理研究, 2015, 34(4): 691-700. [Liu Yongqiang, Liao Liuwen, Long Hualou, et al. Effects of land use transitions on ecosystem services value: A case study of Hunan province. *Geographical Research*, 2015, 34(4): 691-700.]
- [19] Costanza R, D'Arge R, Groot R D, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 1998, 25(1): 3-15.
- [20] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 等. 青藏高原生态资产的价值评估. 自然资源学报, 2003, 18(2): 189-196. [Xie Gaodi, Lu Chunxia, Leng Yunfa, et al. Ecological assets valuation of the Tibetan Plateau. *Journal of Natural Resources*, 2003, 18(2): 189-196.]
- [21] 李双成, 刘金龙, 张才玉, 等. 生态系统服务研究动态及地理学研究范式. 地理学报, 2011, 66(12): 1618-1630. [Li Shuangcheng, Liu Jinlong, Zhang Caiyu, et al. The research trends of ecosystem services and the paradigm in geography. *Acta Geographica Sinica*, 2011, 66(12): 1618-1630.]
- [22] 付凤春, 周宝同, 梁开新. 两江新区土地利用的生态服务价值研究. 西南师范大学学报: 自然科学版, 2012, 37(1): 67-73. [Fu Fengchun, Zhou Baotong, Liang Kaixin. Research of the ecosystem services value (ESV) of land use in Liangji-

- ang New Area of Chongqing. *Journal of Southwest China Normal University: Natural Science Edition*, 2012, 37(1): 67-73.]
- [23] 周汝佳, 张永战, 何华春. 基于土地利用变化的盐城海岸带生态风险评价. *地理研究*, 2016, 35(6): 1017-1028. [Zhou Rujia, Zhang Yongzhan, He Huachun. Ecological risk assessment based on land use changes in the coastal area in Yancheng city. *Geographical Research*, 2016, 35(6): 1017-1028.]
- [24] 姚玲, 廖和平, 邓春燕, 等. 基于土地利用变化的三峡库区生态服务价值损益分析: 以重庆市巫山县为例. *西南大学学报: 自然科学版*, 2012, 34(5): 91-96. [Yao Ling, Liao Heping, Deng Chunyan, et al. Analysis of the gains and losses of the ecosystem service function values of Three Gorges Reservoir Region based on land use change: A case study of Wushan county in Chongqing. *Journal of Southwest University: Natural Science Edition*, 2012, 34(5): 91-96.]
- [25] 刘桂林, 张落成, 张倩. 长三角地区土地利用时空变化对生态系统服务价值的影响. *生态学报*, 2014, 34(12): 3311-3319. [Liu Guilin, Zhang Luocheng, Zhang Qian. Spatial and temporal dynamics of land use and its influence on ecosystem service value in Yangtze River Delta. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(12): 3311-3319.]
- [26] 莫宏伟, 任志远, 王秋贤. 风沙过渡区土地利用变化及生态效应图谱: 以陕北榆阳区为例. *地理科学*, 2008, 28(6): 770-775. [Mo Hongwei, Ren Zhiyuan, Wang Qiuxian. Images analysis of land use change and its eco-environmental effects in wind drift sand region: A case study on Yuyang District of Northern Shaanxi province. *Scientia Geographica Sinica*, 2008, 28(6): 770-775.]
- [27] 徐丽芬, 许学工, 罗涛, 等. 基于土地利用的生态系统服务价值当量修订方法: 以渤海湾沿岸为例. *地理研究*, 2012, 31(10): 1775-1784. [Xu Lifen, Xu Xuegong, Luo Tao, et al. Services based on land use: A case study of Bohai Rim. *Geographical Research*, 2012, 31(10): 1775-1784.]
- [28] 吴健生, 钟晓红, 彭建, 等. 基于生态系统服务簇的小尺度区域生态用地功能分类: 以重庆两江新区为例. *生态学报*, 2015, 35(11): 3808-3816. [Wu Jiansheng, Zhong Xiaohong, Peng Jian, et al. Function classification of ecological land in a small area based on ecosystem service bundles: A case study in Liangjiang New Area, China. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(11): 3808-3816.]
- [29] 俞孔坚, 乔青, 李迪华, 等. 基于景观安全格局分析的生态用地研究: 以北京市东三乡为例. *应用生态学报*, 2009, 20(8): 1932-1939. [Yu Kongjian, Qiao Qing, Li Dihua, et al. Ecological land use in three towns of eastern Beijing: A case study based on landscape security pattern analysis. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2009, 20(8): 1932-1939.]
- [30] 孙贤斌, 刘红玉. 基于生态功能评价的湿地景观格局优化及其效应: 以江苏盐城海滨湿地为例. *生态学报*, 2010, 30(5): 1157-1166. [Sun Xianbin, Liu Hongyu. Optimization of wetland landscape patterns based on ecological function evaluation: A case study on the coastal wetland of Yancheng, Jiangsu province. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(5): 1157-1166.]
- [31] 蔡青, 曾光明, 石林, 等. 基于栅格数据和图论算法的生态廊道识别. *地理研究*, 2012, 31(8): 1523-1534. [Cai Qing, Zeng Guangming, Shi Lin, et al. Identifying ecological corridors using shortest path algorithm based on raster data. *Geographical Research*, 2012, 31(8): 1523-1534.]



## The establishment of ecological security patterns based on the redistribution of ecosystem service value: A case study in the Liangjiang New Area, Chongqing

WU Jiansheng<sup>1,2</sup>, YUE Xinxin<sup>1</sup>, QIN Wei<sup>3</sup>

(1. Key Laboratory for Urban Habitat Environmental Science and Technology, Shenzhen Graduate School, Peking University, Shenzhen 518055, Guangdong, China; 2. Key Laboratory for Earth Surface Processes, Ministry of Education, College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China; 3. China Academy of Urban Planning & Design, Beijing 100044, China)

**Abstract:** At the current level of accelerating urbanization, regional ecological security is being seriously damaged. As the benefits people obtained from ecosystems, ecosystem service is the premise and guarantee of ecological security. To scientifically construct the ecological security pattern, it is firstly necessary to accurately identify the ecosystem service value (ESV). Presently, most domestic studies have used the ecosystem service static value for the estimation of the average value per unit area. Few studies have considered the importance of every single ecosystem service; most have simply considered each ecosystem service of equal importance. However, since ecosystems are dynamic, this will lead to objective differences in the change rate among each kind of ecosystem service. Therefore, the fast decreasing service will not be effectively protected if we simply consider each service of equal importance. In addition, the spatial agglomeration of ecosystem service will also influence the recognition of ecological sources by affecting their functions. In our study, based on the Liangjiang New Area, we first calculated the ecological static service values from 2009 to 2012. We then established two indexes: the significance index based on the average change rate of each ecosystem service, and the spatial richness index based on the spatial agglomeration of each ecosystem service, to reconstruct the ecosystem service value in 2012, which was then applied to the reconstruction of low, medium, and high levels of ecological security patterns. Thus, the reconstructed ESV was qualified with the same currency unit and included abundant spatial information. The results showed that: (1) the total ecosystem service static values from 2009 to 2012 decreased annually, among which the food production, soil formation and protection, and carbon fixation had the fastest loss rates; (2) the reconstructed ecosystem service values in 2012 ranged from 201 to 23634 yuan/hm<sup>2</sup>, whereas most regions were dominated by low and middle values; (3) the areas of low, middle, and high levels of security sources were 174.73 km<sup>2</sup>, 208.69 km<sup>2</sup> and 222.20 km<sup>2</sup>, respectively. The ecological security patterns of different levels satisfy the multiple construction needs and provide fundamental assurance for the normal function of the ecological service for the future construction of the Liangjiang New Area, which would benefit the sustainable development of the area in the long term.

**Keywords:** ecosystem service value; ecosystem service significance; spatial richness; ecological security pattern; Liangjiang New Area