

DOI: 10.5846/stxb201808081684

朱捷缘, 卢慧婷, 王慧芳, 严岩, 唐立娜. 汶川地震重灾区恢复期生态系统健康评价. 生态学报, 2018, 38(24): - .

Zhu J Y, Lu H T, Wang H F, Yan Y, Tang L N. Ecosystem health assessment of the Wenchuan earthquake hard-hit disaster areas during the recovery period. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(24): - .

汶川地震重灾区恢复期生态系统健康评价

朱捷缘^{1,2}, 卢慧婷^{2,3}, 王慧芳^{2,3}, 严岩³, 唐立娜^{1,*}

1 中国科学院城市环境研究所, 城市环境与健康重点实验室, 厦门 361021

2 中国科学院大学, 北京 100049

3 中国科学院生态环境研究中心, 城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085

摘要: 2008 年的汶川地震对区域生态系统造成了显著破坏。为了解震后区域生态系统恢复情况, 从而为震区生态恢复策略提供科学依据, 利用遥感数据研究了四川省汶川地震重灾区 39 区县 2010—2015 年的生态系统类型及活力变化, 并运用 InVEST 模型评估了震区土壤保持、水源涵养、生境质量等生态系统服务能力, 最后基于 VOR 模型并耦合关键生态系统服务定量评估了震区生态系统健康状况。结果表明: 2010—2015 年间震区湿地和城镇面积有所增加, 植被和农田有不同程度的减少, 但是 X—XI 地震烈度等级区内森林面积增加 1309.77 hm²; 震区生态系统活力均值明显上升, X—XI 地震烈度级别区生态系统活力增幅最明显, 分别为 14.84%、12.47%; 水源涵养能力稍有降低, 减幅 0.46%, 土壤保持服务增幅 1.26%, 生境质量指数无明显变化; 生态系统健康指数 (EHI) 均值有小幅度提升, 从 0.6761 上升到 0.6853, 增幅 1.36%, X—XI 地震烈度级别区 EHI 增幅比其他地区明显, 增幅分别为 4.01%、3.48%, 表明受灾最严重的地区生态恢复比较显著。但是, 由于震区重建开发导致局部区域如宝兴、汉源、石棉、涪城、广汉、汶川西北部 and 震区北部部分区域 EHI 下降。未来应继续保持 X—XI 地震烈度级别区良好的生态恢复趋势, 同时也要重视震区中部平原地区的基本农田保护和南部、北部地区的自然生态空间保护工作, 维持震区生态系统健康和区域可持续发展。

关键词: 汶川地震; 生态系统健康; 生态系统服务; VOR 模型; 恢复期

Ecosystem health assessment of the Wenchuan earthquake hard-hit disaster areas during the recovery period

ZHU Jieyuan^{1,2}, LU Huiting^{2,3}, WANG Huifang^{2,3}, YAN Yan³, TANG Lina^{1,*}

1 Key Laboratory of Urban Environment and Health, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen 361021, China

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

3 State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

Abstract: The Wenchuan earthquake in 2008 caused considerable damage to ecosystems in China. The objective of this study was to better understand the ecological recovery of the Wenchuan earthquake hard-hit disaster areas and provide a scientific basis for the development of an ecological recovery strategy. In this study, remote sensing data were used to analyze the changes in ecosystems in the Wenchuan earthquake hard-hit areas from 2010 to 2015, including 39 districts and counties in Sichuan Province, China; furthermore, concurrent changes in water conservation, soil retention, and habitat quality were also assessed using the InVEST model. The spatial patterns and changes in ecosystem health in the Wenchuan earthquake hard-hit areas were then evaluated quantitatively using the VOR model coupled with key ecosystem services. The main conclusions were as follows: (1) the area covered by wetlands and urban lands in the Wenchuan

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2016YFC0502102)

收稿日期: 2018-08-08; 修订日期: 2018-11-05

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: lntang@iue.ac.cn

earthquake hard-hit areas increased from 2010 to 2015, whereas that covered by vegetation and cultivated lands decreased, except for the forested environments, in areas hit by the magnitude X–XI earthquake, which instead increased by 1309.77 hectares; (2) the mean vigor of ecosystems in the Wenchuan earthquake hard-hit areas increased obviously, and the most significant increases in mean vigor occurred in areas hit by magnitude X and XI earthquakes, where vigor increased by 14.84% and 12.47%, respectively; (3) overall, the water conservation capacity in the Wenchuan earthquake hard-hit areas decreased slightly by 0.46%, whereas soil retention increased by 1.26%, and the change in habitat quality was relatively small; (4) the mean ecosystem health index (EHI) of Wenchuan earthquake hard-hit areas increased modestly (by 1.36%) from 0.6761 to 0.6853. Notably, the increase in EHI in the areas hit by magnitude X and XI earthquakes were more significant than those in other areas, with increases of 4.01% and 3.48%, respectively, which indicated that the ecological recovery was most remarkable in the most severely damaged areas. It is worth noting that in some regions, including Baoxing, Hanyuan, Shimian, Fucheng, Guanghan, northwestern Wenchuan, and the northern parts of the study area, the EHI instead showed a downward trend owing to the reconstruction and development of the Wenchuan earthquake hard-hit areas. Thus, to improve the ecosystem health and sustainable regional development of the Wenchuan earthquake hard-hit areas, the good ecological recovery trend observed in the areas hit by magnitude X and XI earthquakes should be maintained. Simultaneously, more focus should be on the protection of basic farmland in the central plain area and natural ecological protection work in the southern and northern regions.

Key Words: Wenchuan earthquake; ecosystem health; ecosystem service; VOR model; recovery period

2008 年的“5.12”汶川大地震对区域生态系统造成极大的破坏,灾区总面积约 50 万 km^2 ^[1-2],受损生态系统的空间分布与地震烈度高度相关,在 9 级烈度区域就导致 65584 hm^2 大熊猫生境丧失,97748 hm^2 森林生态系统受损^[3]。地震造成植被破坏、生物栖息地受损、水土流失加剧等问题^[2-6]。在震区生态恢复研究方面,杨斌^[7]对汶川县震后 5 年生态环境质量恢复评价研究的结果表明 2013 年汶川县有 55.84% 的区域环境质量有明显改善;杨渺^[8]对汶川地震极重灾区 10 个县市震后 5 年的生态服务功能评估结果区域生态服务功能得到了一定程度的恢复,但未达到震前水平。震后 10 年来,不同地震烈度区的生态恢复效果如何? 生态系统服务功能和生态系统健康如何变化? 这是对震区后期生态恢复策略制定具有重要意义的关键科学问题,已有的研究对不同地震烈度级别区的生态恢复效果缺乏综合比较。

生态系统健康是描述相对于理想或目标状态的生态系统状况,是保证生态系统功能正常发挥的前提^[9-10],尤其是在强烈依赖自然资源的西南震区,生态系统的健康程度直接影响震区生态安全和可持续发展。因此,本文首先利用遥感数据识别震后恢复期生态系统类型、格局以及质量变化,然后运用 InVEST (Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs, InVEST) 模型定量评估关键的生态系统服务功能格局和变化,最后耦合灾区生态系统活力、组织力以及关键的生态系统服务,综合定量评估不同地震烈度区的生态系统健康状况,以为现阶段制定震区生态恢复策略提供科学依据。

1 研究区

本研究范围为四川省的汶川地震极重灾区和重灾区,包括 39 个县市区(图 1,地震烈度数据来自中国地震局),总面积 9756025.56 hm^2 。该区域位于青藏高原向成都平原的过渡地带,地貌类型多样,海拔从 311—6117 m,分布多种植被类型,岷山和邛崃山系是全球生物多样性保护热点与关键地区^[11-12],该区域也是岷江、沱江、嘉陵江、涪江的发源地。汶川地震受损生态系统的空间分布与地震烈度高度相关,主要分布在地震烈度 X 度及以上区域^[3],绵竹、汶川、安县和什邡等是受损最严重的区域。

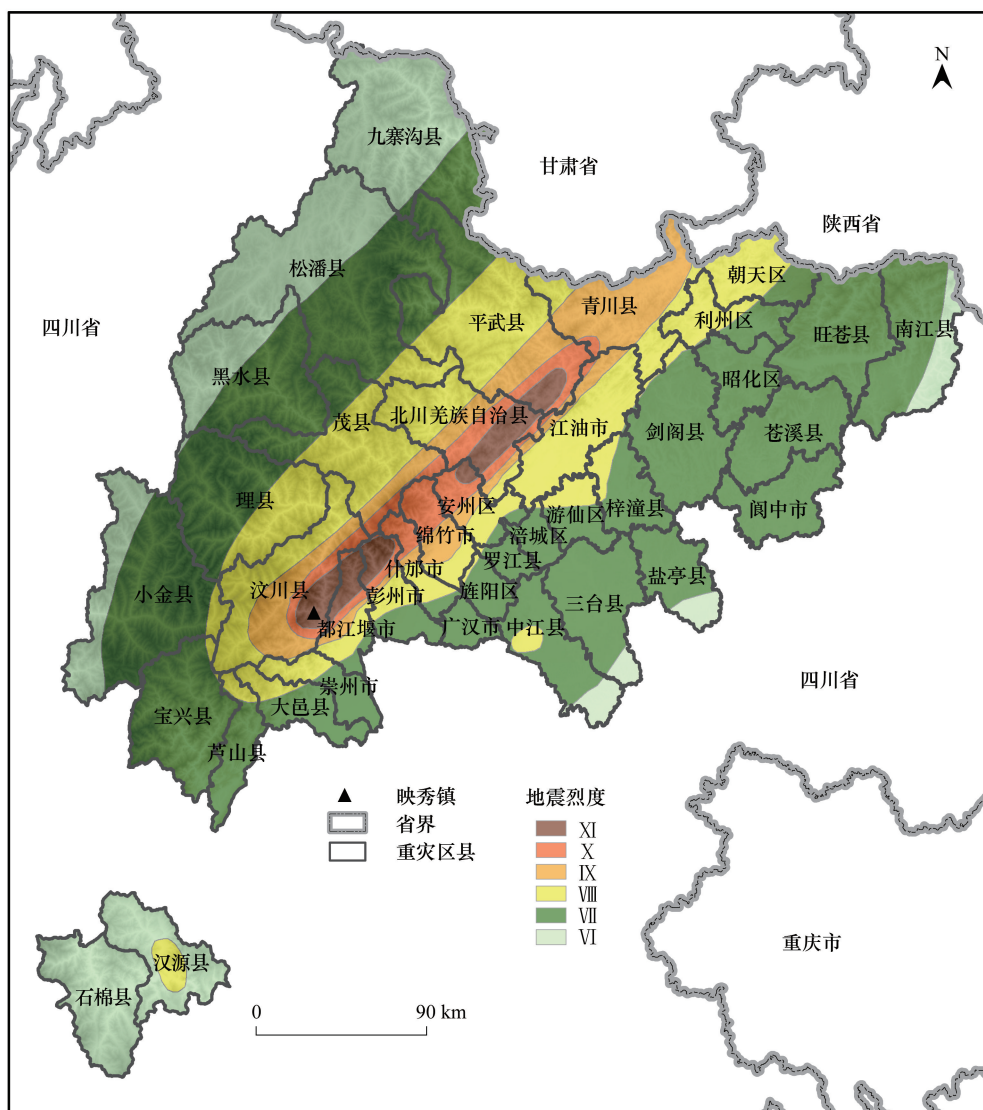


图1 四川省汶川地震重灾区范围及地震烈度分布

Fig.1 Wenchuan earthquake hard-hit disaster areas with different magnitude in Sichuan province

2 数据与方法

2.1 数据来源

本研究采用的数据及其来源为:(1)2010年、2015年地震重灾区生态系统类型(90 m)、归一化植被指数NDVI、植被覆盖度栅格数据(250 m),来源于国家重点研发计划“西南生态安全格局形成机制及演变机理”,将研究区生态系统类型一共划分为8个一级和18个二级类(表1);(2)DEM数据(90 m),来自中国科学院地理空间数据云平台(<http://www.gscloud.cn/>);(3)1:100万土壤类型数据,来自中国土壤数据集(<http://westdc.westgis.ac.cn>);(4)四川、甘肃、陕西、重庆等80个气象站点1990—2015年的日值降雨数据,来自中国气象局气象中心,通过预处理、Kriging空间插值得到研究区年均降水量、月均降水量空间分布栅格数据;(5)月参考蒸散发栅格数据(1 km),来自CGIAR CSI dataset(<http://www.cgiar-csi.org/data>);(7)四川省自然保护区数据,来自全国及各地区主体功能区划。

2.2 生态系统健康评价方法

生态系统健康是描述相对于理想或目标状态的生态系统状况,是保证生态系统功能正常发挥的前提,与

人类的可持续生计和可持续发展密切相关^[9-10,13]。结构和功能的完整性、具有抵抗干扰和恢复能力、稳定性和可持续性生态系统健康的特征^[14-15]。Rapport^[10]提出从生态系统活力—组织性—弹性(Vigor—Organization—Resilience model, VOR)三个层面来评价生态系统健康得到了广泛应用,但是区域尺度的生态系统健康评价需要基于生态系统的结构、功能过程来确定指标^[16-18]。本研究基于 VOR 模型,耦合灾区关键的生态系统服务,定量评估灾区震后恢复期的生态系统健康状况,方法如下:

$$EHI_i = \sqrt[4]{V_i \times O_i \times R_i \times S_i} \quad (1)$$

式中, EHI_i 表示栅格 i 的生态系统健康指数, V_i 、 O_i 、 R_i 、 S_i 分别表示栅格 i 的生态系统活力指数、组织力指数、恢复力指数、生态系统服务指数。

表 1 研究区生态系统分类体系
Table 1 Ecosystem classification in study area

I 级分类 Level I Class	II 级分类 Level II Class	I 级分类 Level I Class	II 级分类 Level II Class
森林 Forests	阔叶林	湿地 Wetland	沼泽
	针叶林		湖泊河流
	针阔混交林	农田 Cultivated land	水田
灌丛 Shrubs	阔叶灌丛		旱地
	针叶灌丛	城镇 Urban land	园地
草地 Lawn	草甸		居住地
	草原		工矿交通
	稀疏草地		城市绿地
裸地 Bare land	裸地	冰川积雪 Glacier and snow	冰川积雪

生态系统活力 V 指根据营养循环和生产力所提供的能量^[19],一般用植被生产力表示^[20]。由于归一化植被指数 (NDVI) 与植被生产力高度正相关^[21-22],本文选取研究区植被生长季(5—9 月)的 NDVI 作为生态系统活力指标。

组织力 O 指生态系统物种组成结构及其物种间的相互关系,反映生态系统结构的复杂性。本研究选取景观水平上的蔓延度指数 (CONTAG)、Shannon 多样性指数 (SHDI) 和斑块类型水平上的森林聚集度指数 (COHESION) 三个指标的综合值来衡量生态系统组织力。蔓延度指数指斑块类型在空间分布上的集聚程度,该指标单位为%,取值范围为(0,100],指标值越大,表明斑块集聚程度越高。Shannon 多样性指数在计算生态群落多样性时应用十分广泛,SHDI 无量纲,取值范围为 $SHDI \geq 0$ 。聚集度指数度量的是相关斑块类型的自然联通度,该指标没有单位,取值范围[0,100),值越小表明斑块类型分布越分散。在 FRAGSTATS 4.2 中计算各县 2010 年和 2015 年的 CONTAG、SHDI、COHESION 指数,分别标准化到[0,1]之间,当年的生态系统组织力指数由标准化处理之后的 CONTAG、SHDI、COHESION 均值得到。

恢复力 R 指生态系统在胁迫下维持其结构和功能的能力。常用生态系统弹性作为恢复力评价指标。一个健康的生态系统,对外部的干扰具有抵抗力和弹性,使得生态系统的组织结构和生产力在很长一段时间内保持相对稳定状态^[23]。生态系统弹性大小与地形、气候、土壤以及植被状况密切相关^[24],在参照相关文献^[18,25-26]的基础上确定研究区各生态系统的弹性系数(表 2)。

一个健康的生态系统应具备良好的生态系统服务供给能力^[27]。由于震区是岷山—横断山重要生态功能区和生物多样性保护关键地区,本文选取水土保持、水源涵养、生境质量等三类生态系统服务作为生态系统服务评估内容,采用 InVEST 模型 v3.4.4 版本进行评估。水土保持服务采用 SDR(Sediment Delivery Ratio, SDR)模块计算,主要参数包括土壤可蚀性因子 K 、降雨侵蚀力因子 R 、植被覆盖和经营管理因子 C 和水土保持措施因子 P 。水源涵养服务采用 SWY(Seasonal Water Yield, SWY)模块,主要参数包括月均降雨量与月均降雨次数、月参考蒸散发量、土壤水文分类、各植被类型的月作物系数 K_c 和径流曲线数 CN 值,本文用结果数据中的基流量(Baseflow)来衡量研究区的水源涵养能力。生境质量采用 HQ(Habitat Quality, HQ)模块,主要参数包

括各期胁迫因子图层(本文将水田、旱地、居住地、工矿交通用地作为胁迫因子)、胁迫强度、最大胁迫距离、各生境类型适宜度及其对胁迫因子的敏感度。各模块所需的部分参数结合研究区特征并参考相关文献^[28-38] 确定。每个栅格的生态系统服务指数由标准化后的土壤保持、水源涵养、生境质量图层求均值得到。

表 2 研究区各生态系统类型弹性系数

Table 2 The ecological elasticity in different ecosystem in Wenchuan earthquake hard-hit disaster areas			
二级生态系统 Level II Class	弹性系数 Ecological elasticity	二级生态系统 Level II Class	弹性系数 Ecological elasticity
阔叶林 Broad-leaved forest	0.85	湖泊河流 Lakes and rivers	0.77
针叶林 Coniferous forest	0.85	水田 Paddy field	0.51
针阔混交林 Mixed broadleaf-conifer forest	0.90	旱地 Dry land	0.47
阔叶灌丛 Broad-leaved shrub	0.80	园地 Orchard	0.70
针叶灌丛 Coniferous shrub	0.80	居住地 Residential land	0.30
草甸 Meadow	0.73	城市绿地 Urban green land	0.70
草原 Grassland	0.70	工矿交通 Industrial and traffic land	0.27
稀疏草地 Sparse grass	0.65	冰川积雪 Glaciers and snow	0.10
沼泽 Marsh	0.80	裸地 Bare land	0.20

由于各评价指标的量纲各异,无法直接进行生态系统评价,将各指标标准化处理到 0—1 之间,最后基于栅格单元在 ARCGIS10.3 中计算每个栅格的生态系统健康指数。生态系统健康指数(EHI)评价结果在栅格图层上呈现 0—1 之间连续变化的值,值越靠近 1,生态系统就越相对完整和健康,将当年的 EHI 评价结果划分为[0,0.2)、[0.2,0.4)、[0.4,0.6)、[0.6,0.8)、[0.8,1]等 5 个区间。

3 结果与分析

3.1 生态系统类型变化

震区生态系统类型分布差异明显,森林、灌木、草地、冰川积雪、裸地主要分布在龙门山地震断裂带核心区域和西部高山地区,农田和城镇主要分布在龙门山山前平原和与龙门山山脉接壤的浅丘地区。2010—2015 年震区各生态系统变化如表 3 所示。

表 3 2010—2015 年地震重灾区不同级别地震烈度区生态系统类型变化

Table 3 Changes of ecosystem types in earthquake hard-hit disaster areas with different magnitude from 2010 to 2015														
生态系统类型 Ecosystem	XI 度区域 XI magnitude region		X 度区域 X magnitude region		IX 度区域 IX magnitude region		VIII 度区域 VIII magnitude region		VII 度区域 VII magnitude region		VI 度区域 VI magnitude region		震区整体 The total region	
	变化量 Change/ hm ²	变化率 Rate/%	变化量 Change/ hm ²	变化率 Rate/%	变化量 Change/ hm ²	变化率 Rate/%	变化量 Change/ hm ²	变化率 Rate/%	变化量 Change/ hm ²	变化率 Rate/%	变化量 Change/ hm ²	变化率 Rate/%	变化量 Change/ hm ²	变化率 Rate/%
森林 Forests	1061.10	1.02	248.67	0.14	-225.99	-0.07	-1223.91	-0.15	-2546.64	-0.16	-289.17	-0.04	-2975.94	-0.08
灌丛 Shrubs	-662.58	-1.06	-321.57	-0.32	-462.51	-0.23	-860.22	-0.20	-741.96	-0.12	-315.09	-0.08	-3363.93	-0.18
草地 Lawn	-204.93	-1.30	-43.74	-0.17	-22.68	-0.10	-8.91	-0.01	-17.01	0.00	36.45	0.01	-260.82	-0.02
湿地 Wetland	60.75	2.58	59.13	2.57	132.03	1.99	296.46	1.43	6988.68	12.98	68.85	0.55	7605.90	7.72
农田 Cultivated land	-81.81	-0.43	0.81	0.004	-520.02	-0.60	-5910.57	-1.31	-24852.42	-1.51	1.62	0.00	-31362.39	-1.33
城镇 Urban land	20.25	2.15	134.46	58.45	1061.10	18.40	7839.18	34.20	21874.86	32.74	338.58	10.99	31268.43	31.35
冰川积雪 Glacier and snow	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
裸地 Bare land	-192.78	-2.03	-77.76	-0.62	38.07	0.83	-132.03	-0.19	-705.51	-0.32	158.76	0.20	-911.25	0.23

从面积变化上看,总体上森林、灌丛、草地、农田、裸地的面积有不同程度的减少,森林面积减少 2975.94 hm²,减幅为 0.08%;农田面积减少 31362.39 hm²,减幅为 1.33%;湿地和城镇面积分别增加 7605.9、31268.43

hm², 由于湿地和城镇基数较小, 增幅分别为 7.72%、31.35%; 其他类型由于基数较大所以减幅不大。其中, 28240.65 hm² 的农田和 1286.28 hm² 的森林转移为城镇用地, 且主要发生在Ⅶ—Ⅷ级烈度区; 然而在Ⅹ—Ⅺ级烈度区, 森林面积增加 1309.77 hm², 说明地震最严重地区内森林面积的恢复比较明显。

3.2 生态系统健康变化

各指标要素计算结果见表 4 和图 2、图 3 和图 4。标准化后的各要素指标值和生态系统健康指数 (EHI) 结果见表 5, 震区 EHI 空间评价结果见图 2。将两期生态系统活力、EHI 结果图层分别做差值分析来评估 2010—2015 年的变化格局, 差值按照 [−1, −0.1)、[−0.1, −0.01)、[−0.01, 0.01)、[0.01, 0.1)、[0.1, 1] 区间划分为明显下降、稍微下降、基本不变、稍微升高、明显升高 5 个级别。

表 4 2010—2015 年不同级别地震烈度区生态系统健康各指标要素计算结果

Table 4 Calculation results of ecosystem health indicators in earthquake hard-hit disaster areas with different magnitude from 2010 to 2015										
一级指标 Indicators	二级指标 Sub-indicators	年份 Year	Ⅺ	Ⅹ	Ⅸ	Ⅷ	Ⅶ	Ⅵ	震区均值 Mean	总量 Total
活力 Vigor	归一化植被指数	2010	0.6818	0.6806	0.7694	0.7226	0.7170	0.7166	0.7194	—
		2015	0.7668	0.7817	0.8246	0.7701	0.7515	0.7368	0.7587	—
组织力 Organization	聚集度指数	2010	99.5153	99.4878	99.5428	98.7543	96.0449	98.5822	99.6352	—
		2015	99.5156	99.4884	99.5424	98.7521	96.0348	98.5779	99.6352	—
	蔓延度指数	2010	50.1601	50.8189	50.2106	51.5812	55.0669	51.5188	44.8820	—
		2015	49.6844	50.3391	49.9271	51.1386	54.6650	51.7089	44.4548	—
	Shannon 多样性 指数	2010	1.2991	1.3013	1.2583	1.2506	1.1143	1.2500	1.5315	—
		2015	1.3124	1.3133	1.2654	1.2610	1.1283	1.2534	1.5435	—
恢复力 Resilience	生态系统弹性	2010	0.7621	0.7789	0.7710	0.7105	0.6611	0.7391	0.6992	—
		2015	0.7633	0.7791	0.7708	0.7099	0.6609	0.7393	0.6991	—
生态系统服务 Ecosystemservice	水源涵养/ (m ³ /km ²)	2010	74526.0909	65590.9224	60588.7447	88280.2415	104608.8993	74525.8692	90761.6287	88.5632 亿 m ³
		2015	74026.8567	65401.4057	60833.8276	88997.8492	103851.8028	73459.5840	90335.7004	88.1476 亿 m ³
	土壤保持 (t/hm ²)	2010	1369.8760	1028.9712	825.3385	828.6307	623.3132	729.8001	728.6917	71.1042 亿 t
		2015	1390.6358	1041.9626	832.9764	839.2928	631.7591	738.1076	737.9382	72.0064 亿 t
	生境质量	2010	0.8587	0.8916	0.8749	0.7472	0.6276	0.7945	0.7136	—
		2015	0.8605	0.8915	0.8743	0.7464	0.6288	0.7948	0.7141	—

表 5 2010—2015 年不同级别地震烈度区生态系统健康指数和标准化后的各要素指标值

Table 5 Ecosystem health index score and standard scores of ecosystem health indicators in earthquake hard-hit disaster areas with different magnitude from 2010 to 2015

年份 Year	指标 Indicators	Ⅺ	Ⅹ	Ⅸ	Ⅷ	Ⅶ	Ⅵ	震区均值 Mean
2010	活力指数	0.7114	0.7102	0.8028	0.7540	0.7481	0.7477	0.7506
	组织力指数	0.9361	0.9447	0.9208	0.9262	0.8862	0.9234	0.9067
	恢复力指数	0.8468	0.8655	0.8566	0.7895	0.7345	0.8213	0.7769
	生态系统服务	0.5143	0.5309	0.5198	0.4507	0.3838	0.4756	0.4315
	生态系统健康指数	0.7198	0.7319	0.7467	0.6904	0.6413	0.7109	0.6761
2015	活力指数	0.8001	0.8156	0.8604	0.8035	0.7841	0.7688	0.7916
	组织力指数	0.9357	0.9436	0.9202	0.9249	0.8868	0.9270	0.9073
	恢复力指数	0.8481	0.8656	0.8565	0.7888	0.7343	0.8214	0.7768
	生态系统服务	0.5153	0.5309	0.5195	0.4504	0.3844	0.4757	0.4317
	生态系统健康指数	0.7449	0.7613	0.7607	0.7011	0.6486	0.7164	0.6853

3.2.1 生态系统活力变化

从 2010—2015 年的变化来看 (表 4), 灾区整体的生态系统活力均值从 0.7194 提高到 0.7587, 增幅为 5.3%。

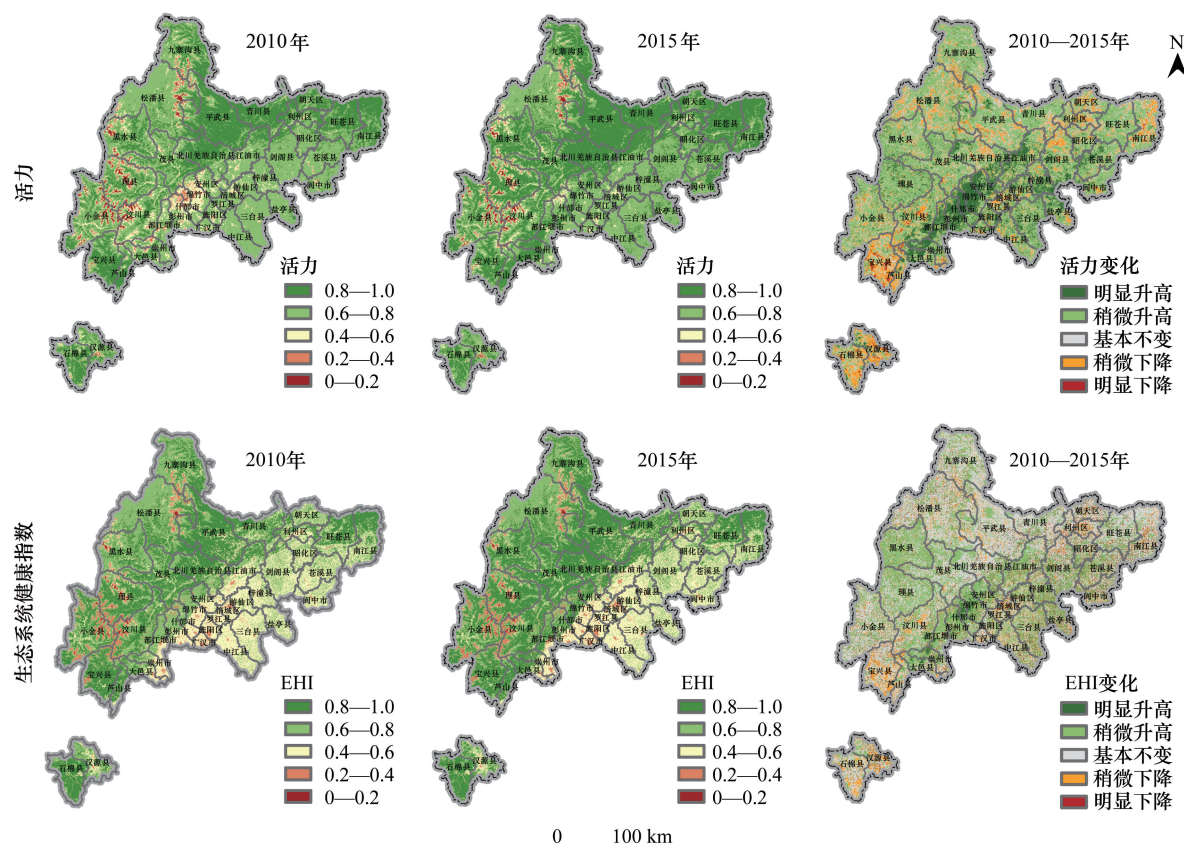


图2 2010、2015 汶川地震重灾区生态系统活力和健康指数

Fig.2 Ecosystem vigor and health index in Wenchuan earthquake hard-hit disaster areas from 2010 to 2015

46%;各级烈度区活力均值也都明显上升,其中Ⅹ—Ⅺ级烈度区活力增幅最大,分别为14.84%、12.47%。从空间格局来看(图2),西南—东北走向的林灌山区生态系统活力最高,东南和中部平原地区次之。从分级面积来看,活力呈稍微升高、明显升高的面积占比分别为55.48%、12.96%,其中明显升高的区域分布在龙门山地震断裂带核心带,集中在安州、绵竹、什邡、彭州、都江堰、崇州和江油的西部、大邑的西北部以及汶川的东南部;少数局部地区活力下降,面积占比达17.66%,主要分布在宝兴、芦山、汉源、石棉、汶川西北部和北部部分区域。总的来看,虽然2010—2015年灾区各植被类型的面积在不同地震烈度区有不同程度的增减,但是大部分区域的生态系统活力得到了提高。

3.2.2 生态系统组织力和恢复力变化

2010—2015年整体上生态系统组织力变化较小(表4)。在Ⅶ—Ⅺ级烈度区,景观蔓延度指数比稍有降低,Shannon多样性指数稍有升高,表明灾后的生态恢复和开发建设过程在一定程度上提高了景观破碎度,同时丰富了景观多样性。从空间格局来看(图3),西部高山林灌区组织力最高,东部浅丘地区次之,中部平原由于城镇化水平高、生态斑块破碎导致组织力最低,其中涪城区的生态系统组织力有轻微下降。各级烈度区生态系统恢复力基本无变化(表4),空间格局上表现为西部高山林灌区恢复力最高图(3),东部浅丘和中部平原次之,西部裸岩、冰川积雪地区最低。

3.2.3 生态系统服务变化

从水源涵养服务空间格局来看(图4),震区西南部的冰川积雪和裸岩区域水源涵养能力最高,中部和东部平原次之,西北高山林区水源涵养能力最低,由SWY模块计算原理和震区自然状况推断这可能与西北高山林区降雨量偏少、森林的作物系数和蒸散量较大有关。从2010—2015年的变化来看(表4),震区的水源涵养能力稍有降低,水源涵养总量减少了0.42亿 m^3 ,减幅为0.46%;单位面积生态系统水源涵养能力均值减少了

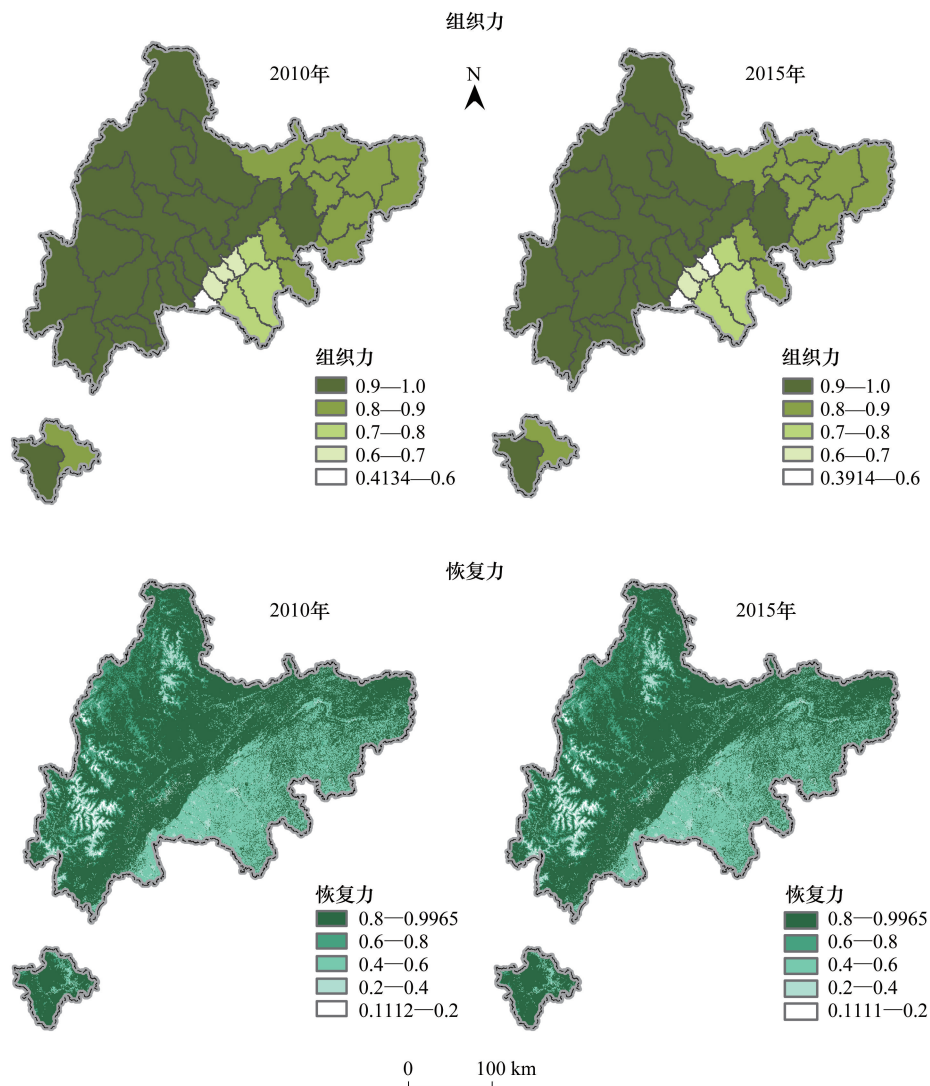


图3 2010、2015 汶川地震重灾区生态系统组织力、恢复力

Fig.3 Ecosystem organization and resilience in Wenchuan earthquake hard-hit disaster areas in 2010 and 2015

425.93 m^3/km^2 ;从不同地震烈度级别区来看, X—XI级烈度区的单位面积生态系统水源涵养能力减幅分别为 0.29%、0.67%,尽管 X—XI级烈度区植被生态恢复效果较好,但是随着 NDVI 的提高,植被的作物系数增大进而导致植被作物需水量和蒸散量增加,所以其水源涵养能力降低;Ⅷ—Ⅸ级烈度区单位面积生态系统的水源涵养能力稍有提高,增幅分别为 0.81%、0.40%;Ⅵ—Ⅶ级烈度区单位面积生态系统的水源涵养能力分别降低了 1.43%、0.72%。

土壤保持服务明显表现为从东南向西北递增的空间格局(图 4),中部和东部的城镇、耕地区域土壤保持能力最低,西部和北部高山林灌区由于植被覆盖度较高,因此土壤保持能力较高。2010—2015 年,震区土壤保持总量增加了 0.9 亿 t(表 4),增幅为 1.26%,单位面积生态系统土壤保持能力均值提高了 9.25 t/hm^2 ,主要受生态系统类型和 NDVI 的影响;同时,各级烈度区单位面积生态系统土壤保持能力均有所提高,其中 XI级烈度区单位面积生态系统土壤保持能力最高,约为震区平均水平的 2 倍,其单位面积生态系统土壤保持能力相较 2010 年提高了 1.52%,这得益于 XI级烈度区森林面积和植被覆盖度的提高。

在生境质量方面,不考虑西部的冰川积雪和裸岩(生境适宜度为零),震区生境质量明显表现为从东南向西北递增的空间格局(图 4),中部和东部的城镇、耕地区域生境质量较低,南部和北部高山林区由于森林、灌

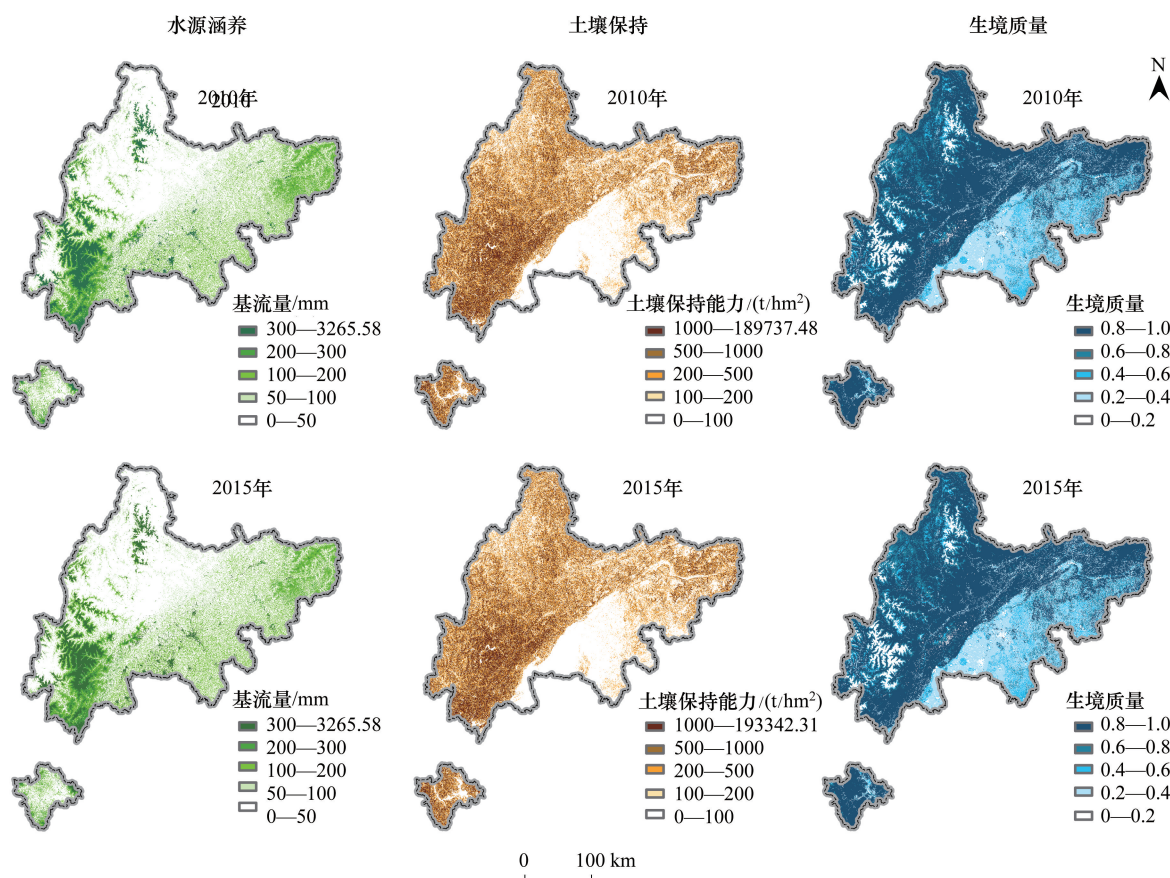


图4 2010、2015年汶川地震重灾区生态系统服务

Fig.4 Ecosystem services in Wenchuan earthquake hard-hit disaster areas in 2000 and 2015

从类型占主导并且距离建设用地、农田等胁迫因子距离较远,因此生境质量较高。2010—2015年震区单位面积生态系统的生境质量指数无明显变化,各级地震烈度区生境质量指数也无明显变化。

3.2.4 生态系统健康变化

2010—2015年震区整体的生态系统健康有小幅提升,EHI均值从0.6761上升到0.6853(表5),增幅为1.36%。从不同地震烈度级别区来看,2000年IX级烈度区EHI均值最大,为0.7467,而2015年X级烈度区EHI均值最大,为0.7613,主要原因是X级烈度区森林面积增加较多,且生态系统活力提升最明显;同时,各级烈度区EHI均值均有不同程度的提升,其中X—XI级烈度区生态EHI增幅比其他地区明显,增幅分别为4.01%、3.48%。

从空间格局来看(图2),西部高山林草区EHI最高,东南部浅丘和中部山前平原的农用地区次之,中部的城镇和西部冰川积雪、裸岩的EHI最低。从分级面积来看,EHI稍微升高和明显升高的区域面积占比分别为37.32%、5.70%,明显升高区域主要集中在绵竹、什邡、都江堰、崇州、大邑县的西北部等龙门山地震断裂带核心区域;42.23%的区域EHI基本不变;同时局部地区EHI下降,面积占比达14.75%,主要集中在宝兴、汉源、石棉、涪城、广汉、汶川的西北部和震区北部部分区域。分析其原因,主要由于这些区域重建过程中森林和灌木的减少以及城镇和裸地的增加,导致生态系统活力和生态服务功能降低。其中宝兴、汉源、石棉的森林和灌木在2010—2015年期间共减少了623.70 hm²,城镇和裸地共增加了503.01 hm²,EHI均值减幅为0.6%,活力指数、组织力指数、生态系统服务指数均值减幅分别为2.12%、0.08%、0.05%,应该重视这些区域未来建设过程中的生态保护工作。此外,从表5中可以比较明显的看出各级地震烈度区标准化后的组织力指数、恢复力指数、综合生态系统服务指数变化极其微弱,而活力指数和EHI变化较大;同时,从图2可知,生态系统活力

明显上升和退化的区域分布格局与 EHI 的变化格局趋向一致,在本文的生态系统健康评价框架下,表明生态系统活力是影响震区生态系统健康状况的主要因素。

4 结论与建议

(1)2010—2015 年震区的森林、灌丛、草地、农田、裸地的面积有不同程度的减少,湿地和城镇面积有所增加。减少的农田主要转移为城镇用地,且主要发生在Ⅶ—Ⅷ级地震烈度区;森林面积共减少 2975.94 hm²,但是在 X—XI 级烈度区域内,森林面积共增加 1309.77 hm²,说明受灾最严重地区森林面积的恢复状况比较好。

(2)震区生态系统活力均值从 0.7194 提高到 0.7587,增幅为 5.46%;X—XI 级烈度区生态系统活力均值增幅最明显,分别为 14.84%、12.47%。就生态系统服务而言,震区生境质量指数空间格局无明显变化;土壤保持总量增幅为 1.26%;水源涵养量稍有降低,减幅为 0.46%。

(4)震区 EHI 均值有小幅度提升,从 0.6761 上升到 0.6853,增幅为 1.36%;同时,X—XI 级烈度区 EHI 增幅比其他地区明显,增幅分别为 4.01%、3.48%,表明受灾最严重的地区生态恢复比较显著。但是,局部地区如宝兴、汉源、石棉、汶川的西北部和涪城、广汉、震区北部部分区域由于灾后城镇的扩张、森林灌丛和农田减少、生态系统活力降低导致其 EHI 下降。

未来应该持续关注汶川地震重灾区的生态恢复效应,结合自然恢复和人工干预,加快生态恢复进程;重视生态系统健康状况下降的局部地区的生态保护工作,构建长期的震区生态恢复监测网络;同时,在震区中部以农田和城镇为主的人类活动密集的平原地区,注意重建过程中要保护自然生态空间和基本农田,实施人工林草恢复时可通过合理搭配植被种类以及优化景观空间格局来提升关键生态服务功能和区域的生态系统健康。

参考文献 (References):

- [1] 国务院. 汶川地震灾后恢复重建总体规划. (2008-09-23) [2018.08.08]. http://www.gov.cn/zw/gk/2008-09/23/content_1103686.htm.
- [2] 徐卫华, 欧阳志云, 王学志, 王文杰, 董仁才, 白杨. 汶川地震重灾区生态保护重要性评价与对策. 生态学报, 2008, 28(12): 5820-5825.
- [3] 欧阳志云, 徐卫华, 王学志, 王文杰, 董仁才, 郑华, 李迪华, 李智琦, 张宏锋, 庄长伟. 汶川大地震对生态系统的影响. 生态学报, 2008, 28(12): 5801-5809.
- [4] 王文杰, 潘英姿, 徐卫华, 王晶晶, 白雪. 四川汶川地震对生态系统破坏及其生态影响分析. 环境科学研究, 2008, 21(5): 110-116.
- [5] 孔博, 陶和平, 李爱农, 刘斌涛. 汶川地震灾区生态脆弱性评价研究. 水土保持通报, 2010, 30(6): 180-184.
- [6] 胡宝荣. 基于遥感与 GIS 技术的汶川地震前后生态环境质量评价[D]. 成都: 成都理工大学, 2009.
- [7] 杨斌, 曹春香, 田蓉, 田蓉, 刘诚, 田海静, 刘迪, 项海兵. 汶川地震后 5 年生态环境质量恢复评价. 遥感学报, 2014, 18(4): 946-957.
- [8] 杨渺, 谢强, 方自力, 刘孝富, 廖蔚宇, 王萍. “5·12”汶川地震极重灾区生态服务功能恢复总体评估. 长江流域资源与环境, 2016, 25(4): 685-694.
- [9] Connell D J. Sustainable livelihoods and ecosystem health: exploring methodological relations as a source of synergy. EcoHealth, 2010, 7(3): 351-360.
- [10] Rapport D J, Costanza R, McMichael A J. Assessing ecosystem health. Trends in Ecology & Evolution, 1998, 13(10): 397-402.
- [11] 温战强. 全国第三次大熊猫调查报告. 北京: 科学出版社, 2006.
- [12] 欧阳志云, 刘建国, 肖寒, 谭迎春, 张和民. 卧龙自然保护区大熊猫生境评价. 生态学报, 2001, 21(11): 1869-1874.
- [13] Rapport D J, Maffi L. Eco-cultural health, global health, and sustainability. Ecological Research, 2011, 26(6): 1039-1049.
- [14] Costanza R, Norton B G, Haskell B D. Toward an operational definition of ecosystem health//Costanza R, Norton G, Haskell B, eds. Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management. Washington, DC: Island Press, 1992: 269-269.
- [15] Rapport D J. What constitutes ecosystem health? Perspectives in Biology and Medicine, 1989, 33(1): 120-132.
- [16] 孔红梅, 赵景柱, 姬兰柱, 陆兆华, 邓红兵, 马克明, 张萍. 生态系统健康评价方法初探. 应用生态学报, 2002, 13(4): 486-490.
- [17] 马克明, 孔红梅, 关文彬, 傅伯杰. 生态系统健康评价: 方法与方向. 生态学报, 2001, 21(12): 2106-2116.
- [18] Yan Y, Zhao C L, Wang C X, Shan P, Zhang Y J, Wu G. Ecosystem health assessment of the Liao River Basin upstream region based on ecosystem services. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(4): 294-300.
- [19] 肖风劲, 欧阳华. 生态系统健康及其评价指标和方法. 自然资源学报, 2002, 17(2): 203-209.
- [20] Costanza R, Mageau M. What is a healthy ecosystem? Aquatic Ecology, 1999, 33(1): 105-115.

- [21] Phillips L B, Hansen A J, Flather C H. Evaluating the species energy relationship with the newest measures of ecosystem energy: NDVI versus MODIS primary production. *Remote Sensing of Environment*, 2008, 112(12): 4381-4392.
- [22] Li Z Q, Xu D D, Guo X L. Remote sensing of ecosystem health: opportunities, challenges, and future perspectives. *Sensors*, 2014, 14(11): 21117-21139.
- [23] López D R, Brizuela M A, Willems P, Aguiar M R, Siffredi G, Bran D. Linking ecosystem resistance, resilience, and stability in steppes of North Patagonia. *Ecological Indicators*, 2013, 24: 1-11.
- [24] 王云霞, 陆兆华. 北京市生态弹性力的评价. *东北林业大学学报*, 2011, 39(2): 97-100.
- [25] Yu G M, Yu Q W, Hu L M, Zhang S, Fu T T, Zhou X, He X L, Liu Y A, Wang S, Jia H H. Ecosystem health assessment based on analysis of a land use database. *Applied Geography*, 2013, 44: 154-164.
- [26] Peng J, Liu Y X, Li T Y, Wu J S. Regional ecosystem health response to rural land use change: a case study in Lijiang City, China. *Ecological Indicators*, 2017, 72: 399-410.
- [27] Costanza R. Ecosystem health and ecological engineering. *Ecological Engineering*, 2012, 45: 24-29.
- [28] Williams J R, Arnold J G. A system of erosion—sediment yield models. *Soil Technology*, 1997, 11(1): 43-55.
- [29] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting Rainfall Erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains; Guide for Selection of Practices for Soil and Water Conservation Planning. *Agriculture Handbook*. Washington, DC: US Government Printing Office, 1965.
- [30] 陈龙, 谢高地, 张昌顺, 李士美, 范娜, 张彩霞, 裴厦, 盖力强. 澜沧江流域土壤侵蚀的空间分布特征. *资源科学*, 2012, 34(7): 1240-1247.
- [31] 傅世锋, 查轩. 基于 GIS 和 USLE 的东圳库区土壤侵蚀量预测研究. *地球信息科学*, 2008, 10(3): 390-395.
- [32] 蔡崇法, 丁树文, 史志华, 黄丽, 张光远. 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.
- [33] 袁志芬. 基于 InVEST 模型的四川省宝兴县生态系统服务功能动态评估[D]. 湘潭: 湖南科技大学, 2014.
- [34] Bhaduri B, Grove M, Lowry C, Harbor J. Assessing long-term hydrologic effects of land use change. *Journal (American Water Works Association)*, 1997, 89(11): 94-106.
- [35] Shi P J, Yuan Y, Zheng J, Wang J A, Ge Y, Qiu G Y. The effect of land use/cover change on surface runoff in Shenzhen region, China. *CATENA*, 2007, 69(1): 31-35.
- [36] Ozdemir H, Elbaşı E. Benchmarking land use change impacts on direct runoff in ungauged urban watersheds. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 2015, 79-82: 100-107.
- [37] Sun Z C, Li X W, Fu W X, Li Y K, Tang D S. Long-term effects of land use/land cover change on surface runoff in urban areas of Beijing, China. *Journal of Applied Remote Sensing*, 2013, 8(1): 084596.
- [38] 刘智方, 唐立娜, 邱全毅, 肖黎姗, 许通, 杨丽. 基于土地利用变化的福建省生境质量时空变化研究. *生态学报*, 2017, 37(13): 4538-4548.