

DOI: 10.5846/stxb201809071916

韩增林, 赵文祯, 闫晓露, 钟敬秋, 孟琦琦. 基于生态系统服务价值损益的生态安全格局演变分析——以辽宁沿海瓦房店市为例. 生态学报, 2019, 39(22): - .

Han Z L, Zhao W Z, Yan X L, Zhong J Q, Meng Q Q. The evolution of ecological security pattern based on the profit and loss analysis of ecosystem services: taking Wafangdian County as a case. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(22): - .

基于生态系统服务价值损益的生态安全格局演变分析 ——以辽宁沿海瓦房店市为例

韩增林^{1,2}, 赵文祯¹, 闫晓露^{2,*}, 钟敬秋², 孟琦琦¹

1 辽宁师范大学城市与环境学院, 大连 116029

2 辽宁师范大学海洋经济与可持续发展研究中心, 大连 116029

摘要: 生态系统服务是区域生态安全的底线, 科学评估其价值变化是合理规划区域土地利用和构建生态安全格局的重要基础, 既有研究尚未综合评估多种生态系统服务来判定区域生态基底, 目前开展的静态评价也难以反映区域生态安全格局动态变化过程。因此, 本文以辽宁沿海地区——瓦房店市为例, 综合运用 CASA、RUSLE 等模型, 并结合生态经济法对 2000 年和 2014 年生态系统服务价值进行了科学评估, 并依据评估结果构建研究区两期生态安全格局。结果表明: ①14 年间, 除营养物质循环变化不明显外, 其余各项生态系统服务价值均呈现不同程度的损失, 其中以水源涵养价值下降趋势最为明显。各土地利用类型来看, 林地生态系统服务价值损失达 8.74 亿元, 占损失总量的 40%, 为各地类之首; ②两期单位面积生态系统服务价值均呈现出水域(含海域)高于陆地, 山地高于平地的空间分布, 且这种不均匀分布趋势在 2014 年更为明显; ③两期生态源地面积分别为 1111.40 km² 和 356.96 km², 生态廊道总长度分别为 136.63 km 和 231.43 km, 呈环状分布于源地之间的生态系统服务价值高值谷内。生态系统服务价值的损益情况可对区域生态安全格局构建产生重要影响, 本研究结果可为瓦房店市城市开发边界与生态保护红线划定提供科学参考。

关键词: 生态系统服务价值; 生态安全格局演变; NPP; 瓦房店市

The evolution of ecological security pattern based on the profit and loss analysis of ecosystem services: taking Wafangdian County as a case

HAN Zenglin^{1,2}, ZHAO Wenzhen¹, YAN Xiaolu^{2,*}, ZHONG Jingqiu², MENG Qiqi¹

1 College of Urban and Environmental Science, Liaoning Normal University, Dalian 116029, China

2 Center for Studies of Marine Economy and Sustainable Development, Liaoning Normal University, Dalian 116029, China

Abstract: Ecosystem services are the baseline of regional ecological security. Scientific assessment of their value changes is a basis for rationally planning of the regional land use and constructing ecological security pattern. The existing studies did not comprehensively evaluate various ecosystem services to determine regional ecological basements. The current static assessments failed to reflect the dynamic process of regional ecological security patterns. Hence, using CASA, RUSLE, and other models, as well as the ecological economic method, we evaluated the ecosystem service value in Wafangdian County, Liaoning coastal area in 2000—2014. Then, the two-stage ecological security pattern was constructed based on the scientific assessment. The results are as follows: ①during the 14 years, except for the inconspicuous change of nutrient recycling value, the other ecosystem service values have showed different degrees of loss, especially for water source

基金项目: 国家自然科学基金(41571122); 辽宁省教育厅项目(H201783631, WQ2019020); 辽宁省自然科学基金(20180551194); 辽宁省社会科学规划基金项目(L17CJY003); 辽宁省社科联 2019 经济社会发展立项项目(2019JLsktd-014); 辽宁师范大学校博士启动(BS2018L007)

收稿日期: 2018-09-07; 网络出版日期: 2019-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xlyan@lnnu.edu.cn

conservation value with the worst decline of 44%. In terms of land use type, the value of forestland ecosystem services lost 874 million Yuan, up to 40% of the total loss. ② For the ecosystem services per unit value of the study area in the two periods, water area (including sea) was higher than land, but mountain was higher than flatlands. This uneven spatial distribution was more obvious in 2014. ③ The ecological source areas in 2000 and 2014 were 1111.40 km² and 356.96 km², respectively. The total length of the corridors were 136.63 km and 231.43 km. The ring-like corridors were distributed in the high value valley of ecosystem service value among the source areas. The profit and loss of ecosystem service value have an impact on the construction of the regional ecological security pattern. The results can provide a scientific guideline for the delineation of urban development boundary and ecological protection red line in Wafangdian.

Key Words: ecosystem service value; evolution of ecological security pattern; NPP; Wafangdian County

生态系统服务作为人类赖以生存的自然环境与效用,是实现生态安全的前提保障,其价值的损益直接影响到区域可持续发展水平^[1-2]。随着我国城镇化进程提速,生态环境问题日益突出,重要生态系统服务不断下降,人类活动对生态系统的强烈干扰逐渐成为保障区域生态安全和实现区域可持续发展的最大威胁^[3]。在此背景下,基于“反规划”思想和“格局-过程”互馈理论的生态安全格局(Ecological Security Patterns, ESP),以提升生态系统服务与人类福祉为目标,提出改善区域生态问题的对策与措施并落实于空间地域,被视为缓解当前生态保护与土地开发冲突、保障区域生态安全的有效途径^[4]。因此,以维持生态系统服务为基础的生态安全格局构建,已成为当今地理、生态以及城市规划等众多学科共同关注的热点^[5]。

生态安全格局研究源于 20 世纪 60 年代 Warnitz^[6]提出的物种基于潜在表面流动过程建立的点线面模型。自 20 世纪 90 年代开始,以俞孔坚等为代表的国内学者对生态安全格局构建展开研究,并将成果应用于城市边界增长预测与城市空间发展预警等方面^[7-8]。综合来看,经过二十余年的发展,生态安全格局构建的理论基础与方法日趋成熟,“源地识别-廊道提取”的组合方式已成为构建生态安全格局的基本范式^[9]。生态源地提取作为生态安全格局构建的基础,国内研究多趋于选取具有既定边界与面积的自然保护区^[10]、绿地或水体^[11],或建立综合评价指标体系识别斑块重要性^[12]。然而生态系统服务是提高人类福祉和实现区域可持续性的基础,各生态系统服务之间相互作用、关系复杂,已有研究鲜有从多种生态系统服务价值(Ecosystem Services Value, ESV)综合评估角度进行源地与廊道识别以及生态系统空间格局优化。目前,国内学者多引用谢高地等^[13]制定的单位面积生态系统服务价值当量因子表核算生态系统服务价值^[14-15],这种方法易于操作、结果便于比较^[16],但其研究视角是基于全国平均状态,如果应用于小尺度区域研究,估算结果难以反映研究区实际情况。基于植被净初级生产力(Net Primary Productivity, NPP)的遥感估算模型,克服了传统生态系统服务价值估算方法难以反映真实空间分布状况的缺点,可以直观地判断不同地带在生态系统服务上的贡献大小^[17],从而为土地利用优化配置决策的制定提供依据。

瓦房店市地处东北亚经济圈节点位置,是大连市联系辽中城市群以及东北经济走廊的必经之地,同时也是大连市北部重要的生态屏障。面对发展经济和保护生态的双重选择,科学评估瓦房店市 ESV 损益并进一步构建合理的生态安全格局,对于缓解城市扩张与生态保护的矛盾具有重要意义。基于此,本文尝试以遥感估算模型结合生态经济法评估 2000—2014 年瓦房店市九项 ESV 损益情况,并以此为基础构建两期生态安全格局,通过对比分析各组分的演变来明确瓦房店市生态屏障的退化轨迹,以期为研究区土地利用开发和生态系统服务提升提供科学参考。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

瓦房店市位于辽宁省南部,辽东半岛中西部(图 1, 121°13'E—122°16'E, 39°20'N—40°07'N),西濒渤海,总面积为 3881 km²。瓦房店市地处温带季风气候区,兼有海洋性特征。全市地形由东北山地向西南沿海倾

斜,形成了山地、丘陵、平原与滨海湿地相结合的地貌类型,蕴含多种生态系统服务。瓦房店市凭借其优越的地理位置,雄厚的工业基础,成为辽宁省县域经济的排头兵,享有“中国轴承之都”的美誉。然而,海陆兼备的地缘优势带来巨大发展机遇的同时,也让瓦房店面临双重生态问题。一方面,随着辽宁沿海经济带建设步伐的加快,瓦房店市大力推进全域城市化战略,生态压力逐年增大,滨海滩涂等自然生态系统被侵占现象严重;厂矿向海排污造成近岸海域水质恶化;海水养殖的无序发展逐渐打破海洋原有的生态平衡。另一方面,陆域生态问题同样严峻,大量承接大连市重化企业转移已埋下空气质量安全隐患;东部山区水土流失问题不断加剧;主要河流季节性断流更是加剧了本已严峻的用水紧缺。瓦房店市迫切需要统筹陆海,综合评估全域生态系统服务水平,构建海陆联结互通的生态安全格局。

1.2 数据来源与处理

本研究两期遥感影像来源于美国地质调查局网站 (<https://www.usgs.gov/>),分别为 Landsat7 ETM (2000 年 9 月 16 日) 和 Landsat8 OLI (2014 年 9 月 8 日),空间分辨率 30m。借助 ENVI 5.1,结合 Google 地图高分辨率影像进行人机交互解译,结果经混淆矩阵精度检验,kappa 值均达到 0.85 以上,符合研究要求。

NDVI 数据来源于美国航空航天局网站 (<https://www.nasa.gov/>) MODIS13Q1 数据集的 16 天合成产品 (2000 年 1—12 月,2014 年 1—12 月),空间分辨率 250 m。经双线性内插后将 NDVI 分辨率精度提升至 30 m,以满足研究需求。通过最大值合成法将数据两两合成,生成逐月 NDVI 数据,使其保持与气象数据一致的时间分辨率。

气象数据来自中国气象数据网 (<http://data.cma.cn/>),获取瓦房店市以及周边 13 个站点的逐月降水量、蒸发量、月平均温度、太阳总辐射和净辐射等数据。利用 ArcGIS 10.2 对各气象数据进行反距离权重空间插值,获得空间分辨率为 30 m 的气象空间分布栅格数据集。

其他数据主要包括数字高程模型 (DEM),土壤数据和社会经济统计数据。研究区 DEM 数据来源于地理空间数据云 (<http://www.gscloud.cn/>),空间分辨率为 30 m。土壤数据来自 1:100 万土壤数据库。本研究使用的社会经济统计数据主要来自《大连市统计年鉴 2015》和《瓦房店市统计公报 2015》。

2 研究方法

2.1 NPP 估算方法

植被净初级生产力是衡量植被生产能力和覆盖度的重要指标^[18],用来表示单位时间内植物在单位面积上所累积的有机物能量,即植被在光合作用过程中扣除自氧呼吸后创造出的有机物质剩余量^[19]。本研究采用朱文泉等^[20]改进的 CASA (Carnegie-Ames-Stanford Approach) 模型对 NPP 进行估算。具体计算公式为:

$$NPP(x, t) = APAR(x, t) \times \varepsilon(x, t) \quad (1)$$

式中, $NPP(x, t)$ 为植物 t 月份在像元 x 处的有机物质累积总量 ($\text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$); $APAR(x, t)$ 为 t 月份像元 x 所吸收的有效光合辐射 ($\text{MJ m}^{-2} \text{a}^{-1}$); $\varepsilon(x, t)$ 为植物 t 月在像元 x 处的光能实际利用率。

$$APAR(x, t) = SOL(x, t) \times FPAR(x, t) \times 0.5 \quad (2)$$

式中, $SOL(x, t)$ 表示太阳 t 月份在像元 x 处的总辐射量 ($\text{MJ m}^{-2} \text{a}^{-1}$); $FPAR(x, t)$ 为植被 t 月份在像元 x 吸收有效光合辐射的百分比;固定值 0.5 表示植被可利用有效辐射与总辐射之比。

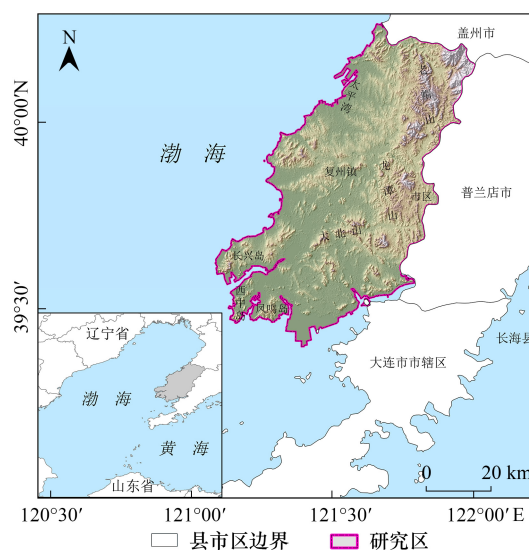


图 1 研究区地理位置

Fig.1 Geographical location of the study area

$$\varepsilon(x, t) = T_{\varepsilon_1}(x, t) \times T_{\varepsilon_2}(x, t) \times W_{\varepsilon}(x, t) \times \varepsilon_{\max} \quad (3)$$

式中, $\varepsilon_{\max}$ 为最大光能利用率(%); $T_{\varepsilon_1}(x, t)$ 和 $T_{\varepsilon_2}(x, t)$ 分别表示低温和高温胁迫影响系数; $W_{\varepsilon}(x, t)$ 为水分胁迫影响系数。

2.2 ESV 估算方法

本研究参考 Costanza^[21] 的生态系统服务分类体系与千年生态系统评估(MA)^[22], 并结合研究区生态环境特点, 将瓦房店市生态系统服务划分为 4 大类和 9 小类(表 1)。目前应用较为广泛的当量因子法通过专家评分方式建立生态服务当量的价值关系, 这种关系由于受专家经验影响, 具有一定局限性^[23]。基于 NPP 的遥感估算模型技术先进, 实用性强^[24], 不仅实现了 ESV 在时空尺度上的连续性, 而且结合典型样点的实测数据进行“本土化”修改, 能更好地体现研究区本土生态系统特征。因此本研究选取遥感估算模型、当量因子法和生态经济法相结合的估算方法, 对研究区 2000 年与 2014 年 ESV 进行测算。各项 ESV 的估算模型详见表 1, 各年份的 ESV 总价值计算公式如下:

$$ESV = \sum_{i=1}^n V_i \quad (4)$$

式中, i 表示各项生态系统服务类型, 其中 V_1 为有机物质生产价值, V_2 为气体调节价值, V_3 为气候调节价值, V_4 为水源涵养价值, V_5 为土壤保持价值, V_6 为废物处理价值, V_7 为养分循环价值, V_8 为生物多样性保护价值, V_9 为文化服务价值, 单位: 元 $\text{m}^{-2} \text{a}^{-1}$ 。

表 1 瓦房店市生态系统服务价值估算指标体系与方法

Table 1 Indicators and Methods of Wafangdian County's ecosystem services valuation

生态系统服务 Ecosystem services	子服务 Sub-services	评价指标 Indicators	模型与数据 Model and data
供给服务 Supply services	有机物质生产	NPP	$V_1 = \sum \text{NPP}(x) \cdot P_1$; $\text{NPP}(x)$ 为像元 x 处每年生产的有机物质, $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$; P_1 为 2014 年标煤价格(元/g), 取 854 元/t ^[25]
调节服务 Regulating services	气体调节	NPP	$V_2 = \sum 1.2 \times \text{NPP}(x) \cdot C_{O_2}$; C_{O_2} 为 2014 年工业制氧成本(元/g), 取 1624 元/t(卫生部网站 www.moh.gov.cn 中 2014 年氧气平均价格)
	气候调节	NPP	$V_3 = \sum 1.62 \times \text{NPP}(x) \cdot C_{CO_2}$; C_{CO_2} 为 2014 年瑞典碳税法中 CO_2 成本(元/g), 取 406.8 元/t ^[26]
	水源涵养	水源涵养量	$V_4 = \sum V(x) \cdot P_2$; $V(x)$ 为像元 x 处水源涵养量(m^3/m^2); P_2 为建设单位库容水库成本(元/ m^3), 取 8.3 元/ m^3 ^[27] ; 其中, 当下垫为陆域时, $V_1(x) = \sum P_t(x) \cdot K_w \cdot R_w$; $V_1(x)$ 为下垫面是水域时 x 像元处的水源涵养量(m^3/m^2); P_t 为逐月降水量(mm/m^2); K_w 为产流降雨量占总降雨量的系数, 取 0.4 ^[28] ; R_w 为植被覆盖下减少径流系数 ^[29] ; 当下垫面为水域时, $V_2(x) = \sum P_t(x) - E_t(x)$; $V_2(x)$ 为下垫面为水域时像元 x 处的水源涵养量(m^3/m^2); $E_t(x)$ 为像元 x 处的实际蒸散量(mm/m^2)
	土壤保持	土壤保持量	$V_5 = V_{en} + V_{es}$; V_{en} 为减少泥沙淤积的价值; V_{es} 为减少土壤流失的价值, 元/ $(\text{m}^2 \cdot \text{a})$; 其中, $V_{en} = \sum A_c(x) \times 0.24 \times P_2 \div D \times 10^{-4}$; $A_c(x)$ 为像元处 x 单位面积土壤保持量, $\text{t}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$; D 为土壤容重(t/m^3) ^[29] ; $V_{es} = \sum A_c(x) \times P_3 \div T \times 10^{-4}$; P_3 为 2014 年瓦房店农林牧渔总产值(万元), 取 216.9 亿元(《大连统计年鉴 2015》); T 为土壤平均厚度(m), 取 0.5m ^[30] ; 土壤保持量的计算采用 RUSLE 模型, 即: $A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$; A 为土壤流失量(t/m^2); R 为降水侵蚀因子; K 为土壤可蚀性因子; LS 为坡长和坡度因子; C 为植被管理因子; P 为土壤保持措施因子; 当 $C = 1$, $P = 1$ 得: $A_p = R \cdot K \cdot LS$, 则土壤保持量为: $A_c = \sum (A_p - A)$; A_p 为潜在土壤侵蚀量(t/m^2)

续表

生态系统服务 Ecosystem services	子服务 Sub-services	评价指标 Indicators	模型与数据 Model and data
	废物处理	吸收分解 SO ₂ 等有害物质的量	$V_6 = \sum Q_{ij} \cdot C_{ij} \cdot S_i$; Q 为单位面积有害物质的吸收量, $\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$ [29]; C 为单位面积有害物质治理成本 (元/g) [29]; S 为各地类面积 (m^2); i 为不同地类; j 为各有害物质
支持服务 Support services	养分循环	NPP	$V_7 = \sum \text{NPP}(x) \cdot R_{i1} \cdot R_{i2} \cdot P_i$; R_{i1} 为 i 元素在各地类有机物质中的分配率 (%) [31]; R_{i2} 为 i 元素折换成化肥的比例 (%) [30]; P_i 为 i 肥 2014 年的平均价格 (元/t), N 取 3260 元/t; P 取 5530 元/t; K 取 3820 元/t (来源于《化肥市场》2014 年底价格)
	生物多样性保护	单位面积当量因子	$V_8 = \sum A_i \cdot S_i \cdot R_3 \cdot P_4 \cdot Q$; A_i 为 i 地类提供单位面积价值当量因子 [32]; S_i 为 i 地类的面积 (m^2); R_3 为生态系统服务价值当量系数, 取 $1/7$ [14]; P_4 为 2014 年瓦房店市粮食的市场均价 (元/kg), 取 2.49 元/kg (来源于《2015 年全国农产品收益资料汇编》); Q 为 2014 年瓦房店的粮食单产, $\text{kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$, 取 $0.405 \text{ kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$, (来源于《大连市 2014 年国民经济社会发展统计公报》)
文化服务 Cultural services	旅游娱乐	旅游收入	$V_9 = \sum P_5 \cdot R_{i4}$; P_5 为瓦房店市 2014 年旅游总收入 (元), 取 17 亿元 (来源于《大连市 2014 年国民经济社会发展统计公报》); R_{i4} 为 i 地类旅游文化价值占旅游总收入比值 (%), 各生态类型娱乐文化价值比值为草地:林地:水域(内陆水域、近海水域) = 1:34:115 [21]

2.3 生态安全格局构建方法

本研究依据景观安全格局“廊道-斑块-基质”理论^[33], 借鉴前人研究成果确定了由生态源地、廊道、缓冲区等组分构成的生态安全格局。

2.3.1 生态源地识别

生态源地作为生态系统服务流动的起点和基地, 是整个区域 ESV 的高值集聚之地, 其完整性和准确性对区域生态过程至关重要^[8]。本研究运用 ArcGIS 10.2 中 Getis-Ord G_i^* 模块对 2000 年和 2014 年两期生态系统服务总价值进行冷热点分析。Getis-Ord G_i^* 模块用以判别区域高值(热点)和低值(冷点)的空间聚类。通过冷热点分析, 提取两期 ESV 总价值 90% 置信度以上的热点集聚区作为瓦房店生态安全格局的源地。同时, 为了保证生态源地的完整性以及维持生态源地正常的辐射功能^[34], 本研究剔除面积较小且分布零散的碎小斑块, 选取热点集聚区内面积在 1 km^2 以上的斑块作为最终生态源地。

2.3.2 阻力面设置

本研究采用 Knaapen^[7,35] 等提出的最小累积阻力模型 (Minimum Cumulative Resistance, MCR) 建立生态系统服务流动的阻力面。MCR 模型通过计算物种从源地到目的地过程中所需代价来模拟物种的移动路径, 其计算公式为:

$$\text{MCR} = f \min \sum_{j=n}^{i=m} (D_{ij} \times R_i) \quad (5)$$

式中, MCR 为最小累积阻力值; f 为从 i 处到 j 处的最小累积阻力与生态系统服务流动过程的正相关函数; D_{ij} 表示物种从源地 j 移动到目的地 i 的距离, R_i 为物种移动到目的地 i 的阻力系数。

本研究依据最小阻力模型, 分别将 2000 年与 2014 年两期单位面积 ESV 取倒数, 以取倒数后的单位面积 ESV 作为生态系统服务流动的“成本”, 从而确立阻力面, 即阻力值随 ESV 升高而减小。

2.3.3 生态廊道及其他组分的提取

生态廊道可以将散布的生态斑块连接起来^[20], 是物种在源间移动的通道, 也是生态系统服务流动的通道。识别关键生态廊道并对其加以保护对保障生态要素正常流动具有重要意义。本研究依据最小累积阻力模型的阻力面设置, 借助 CIRCUITSCAPE 软件识别源地间的最小耗费路径, 进而获得生态廊道的空间分布。

此外,基于 MCR 模型以及最小累计值与面积关系曲线的突变情况,以阻力阈值确定生态安全分区,将研究区除生态源地以外的所有区域分为生态缓冲区、过渡区和其他区域。

3 结果分析

3.1 NPP 估算结果分析

基于 CASA 模型获得研究区 2000 年和 2014 年 NPP 变化情况(表 2)与空间分布(图 2)。2000 年与 2014 年瓦房店市的全年 NPP 总量分别为 1.61 万亿 g C 和 1.65 万亿 g C。如表 2,2000 年林地、耕地、海水养殖盐田、其他用地等土地利用类型所累积的 NPP 总量均高于 2014 年。但瓦房店市建设用地的面积的骤增,导致 2014 年建设用地 NPP 总量高出 2000 年约 1142 亿 g C。总体来看,得益于 2014 年良好的水热条件,2014 年植被生长状况好于 2000 年,使得 2014 年 NPP 无论是从总量还是从平均量都稍高于 2000 年。空间分布上,研究区两期 NPP 均呈现出东北高、西南低的分布趋势,高值区多集中于东部老帽山、龙潭山和中南部大北山等山地林区。低值区多分布在西南沿海地区以及复州镇和瓦房店市区,这些区域人类活动频繁,植被覆盖度较低,且多为人工栽培作物。经过近 15 年的高强度城市扩张与围填海,瓦房店市建设用地面积大幅增加,NPP 也由高低值均匀分布演化为低值集聚。

表 2 2000 年与 2014 年各地类 NPP 及其变化情况

Table 2 NPP and its changes of Wafangdian land use types in 2000 and 2014

土地利用类型 Land use	平均量/(g C/m ²) Average quantity		总量/(1 × 10 ⁸ g C) Total quantity		变化量 Variable quantity	
	2000	2014	2000	2014	平均量/ (g C/m ²)	总量/ (1 × 10 ⁸ g C)
林地 Forest	555.18	653.32	6343.71	5619.07	98.14	-724.63
草地 Grassland	467.60	485.39	565.94	844.09	17.79	278.16
耕地 Farmland	445.85	456.48	6979.37	6800.27	10.63	-179.10
内陆水域 Water area	279.69	325.28	126.48	170.54	45.59	44.07
建设用地 Buildings	390.82	364.08	1819.97	2962.19	-26.74	1142.22
海水养殖与盐田 Sea culture and salt pan	51.61	31.72	170.22	147.83	-19.89	-22.39
其他用地 Unused land	239.48	14.40	127.45	0.31	-225.08	-127.14
总计 Total	412.42	423.06	16156.95	16544.32	10.64	387.37

3.2 ESV 损益分析

3.2.1 ESV 时间变化

以表 1 及式(4)所示的模型为基础,利用 ArcGIS 10.2 栅格计算器计算得到瓦房店市 2000 年与 2014 年的 ESV 总价值表(表 3)以及各项 ESV 构成变化图(图 3)。2000 年与 2014 年价值总量分别是 117.38 亿元和 95.52 亿元,价值总量下降趋势明显。两期生态系统服务构成中,水源涵养总价值分别为 40.22 亿元和 22.48 亿元,贡献率分别达 34.26%和 23.53%,为各服务类型之首。土壤保持总价值最低,贡献率仅 4.21%和 3.33%。就单项 ESV 变化来看,2000—2014 年瓦房店市除养分循环变化不明显外,其余各项服务价值均持续降低。其中水源涵养服务损失量最大,达到 17.74 亿元,降幅高达 44.07%。其次是生物多样性保护,降幅为 24.75%。其他各项服务价值损失量均小于 1.2 亿元,降幅稳定在 1%—10%之间。

2000—2014 年,瓦房店市各土地利用类型面积变化显著。如表 4 所示,林地、其他用地和耕地面积呈减少趋势,其中林地面积减少最为严重,达到 262.56 km²。从空间分布来看(图 4),14 年间研究区东部林地分布范围急剧收缩,格局趋于破碎化,西部沿海未利用土地(其他用地)也逐渐被建设用地侵占。受此影响,瓦房店市林地 ESV 损失约 8.74 亿元(表 3),占到损失总值(21.86 亿元)的 40%,为各地类损失价值中最高。而建设用地、海水养殖与盐田面积增加趋势明显,尤其是建设用地面积在近 14 年中增加了 347.93 km²,土地变化

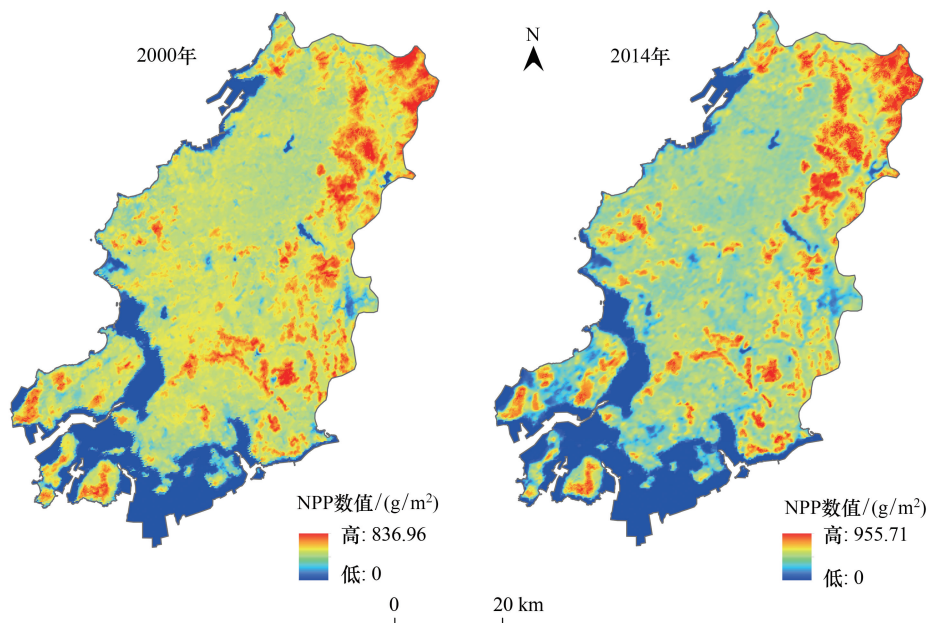


图 2 瓦房店市 2000 年与 2014 年 NPP 空间分布图

Fig.2 Spatial distribution of Wafangdian County's NPP in 2000 and 2014

率高达 74.71%。如图 4 所示,相比于 2000 年,2014 年瓦房店市区和西南沿海地区建设用地面积成倍扩增,挤占林地和耕地现象明显。受此影响,研究区建设用地 ESV 增加了 63.48%,但远低于其土地利用面积的增长速度。此外,草地 ESV 虽然随其面积增加而有所增长,但 1.57% 的价值变化率远不足弥补林地生态价值的损失。可见,城建区面积不断扩大,林地遭到持续破坏,农业用地逐步收缩,是瓦房店市 ESV 损益变化的主要原因。

表 3 2000 年与 2014 年瓦房店市各土地利用类型生态系统服务价值总量 (1 × 10⁷ 元)

Table 3 ESV total value of each Wafangdian land use in 2000 and 2014

土地利用类型 Land use	年份 Year	有机物质生产 Material production	气体调节 Gas regulation	气候调节 Climate regulation	水源涵养 Water conservation	土壤保持 Soil conservation	废物处理 Waste treatment	养分循环 Nutrient cycle	生物多样性保护 Biodiversity protection	旅游娱乐 Tourist recreation	总计 Total
林地 Forest	2000	79.98	102.84	26.28	57.20	0.21	1.03	1.60	30.85	38.85	338.84
	2014	62.51	80.64	20.20	26.92	0.08	0.68	1.26	20.56	38.54	251.40
草地 Grassland	2000	7.14	9.20	2.30	4.21	0.01	0.06	0.44	2.18	1.45	26.99
	2014	10.63	13.71	3.43	5.14	0.01	0.09	0.66	3.18	0.53	37.38
耕地 Farmland	2000	88.97	114.38	28.81	91.86	0.18	0.64	5.56	3.18	0.00	333.58
	2014	79.86	103.02	25.81	68.38	0.11	0.59	4.94	2.60	0.00	285.30
内陆水域 Water area	2000	1.58	2.03	0.50	19.11	0.01	0.20	0.03	1.67	10.45	35.59
	2014	2.15	2.77	0.69	10.75	0.01	0.24	0.04	1.92	13.18	31.75
建设用地 Buildings	2000	22.82	29.34	7.45	0.00	0.06	0.00	1.41	0.14	0.00	61.21
	2014	37.29	48.10	12.05	0.00	0.10	0.00	2.29	0.24	0.00	100.07
海水养殖与盐田 Sea culture	2000	1.98	2.64	0.69	143.79	0.02	1.48	0.04	8.11	76.19	234.94
	2014	1.86	2.40	0.60	112.45	0.01	2.10	0.04	11.45	117.15	248.06
其他用地 Unused land	2000	1.60	2.08	0.53	3.13	0.00	0.00	0.10	0.02	0.00	7.45
	2014	0.04	0.05	0.01	1.11	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	1.22
总计 Total	2000	204.37	262.89	66.67	402.18	0.49	4.26	9.19	53.09	170.62	1173.76
	2014	194.32	250.7	62.80	224.76	0.32	3.70	9.24	39.95	169.40	955.18

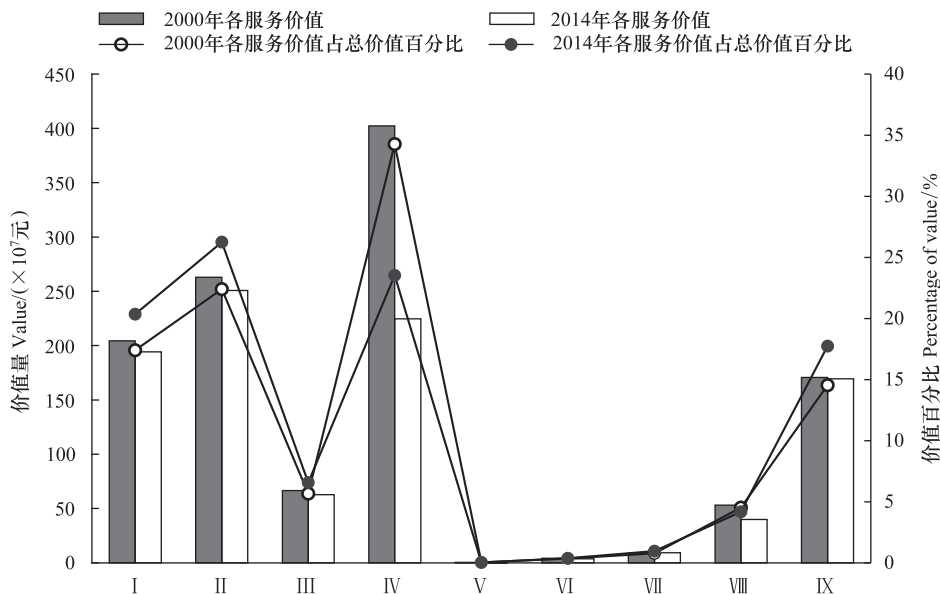


图 3 2000 年与 2014 年瓦房店市生态系统服务价值构成变化图

Fig.3 Structure changes of ESV value of Wafangdian in 2000 and 2014

I: 有机物质生产; II: 气体调节; III: 气候调节; IV: 水源涵养; V: 土壤保持; VI: 废物处理; VII: 养分循环; VIII: 生物多样性保护; IX: 旅游娱乐

表 4 瓦房店市 2000—2014 年土地利用变化

Table 4 Land use change of Wafangdian from 2000 to 2014

土地利用类型 Land use	2000		2014		2014—2000	
	面积/km ² Area	比例 Percentage	面积/km ² Area	比例 Percentage	面积/km ² Area	比例 Percentage
林地 Forest	1122.64	0.30	860.08	0.22	-262.56	-23.39
草地 Grassland	121.03	0.03	173.90	0.04	52.87	43.68
耕地 Farmland	1548.68	0.42	1489.72	0.38	-58.96	-3.81
内陆水域 Water area	45.22	0.01	52.43	0.01	7.21	15.94
建设用地 Buildings	465.68	0.13	813.61	0.21	347.93	74.71
海水养殖与盐田 Sea culture and salt pan	329.82	0.09	466.04	0.12	136.22	41.30
其他用地 Unused land	53.22	0.01	21.61	0.01	-31.61	-59.39

3.2.2 ESV 空间分布变化

研究区两期单位面积 ESV 空间分布均表现为东北和西南高、中部低,水域(包含海域)高、陆地低的总体趋势(图 5)。高值区多集中于东部和中南部林地面积广大、湖泊水库密布、植被覆盖度高的山地。而低值区域则与建设用地分布格局相一致,且 2000—2014 年间,随着城市化与围填海活动的加剧,低值分布区呈现急剧扩增趋势,特别是沿海方向生态系统服务退化现象最为明显。2005 年后,西南沿海长兴岛和北部太平湾两个经济技术开发区相继设立,瓦房店市兴起一场持久性、高强度的围填海运动,城市边界快速增长和沿海高强度开发影响了生态系统服务的正常运转,构建生态安全格局刻不容缓。

3.3 生态安全格局构建及演变分析

利用 ArcGIS 10.2 软件中 Getis-Ord Gi* 模块对瓦房店 2000 年与 2014 年两期 ESV 进行冷热点识别,得到研究区两期 ESV 高低值集聚空间分布(图 6)。相比于 2000 年,2014 年瓦房店市 ESV 高值集聚区大幅缩减,除近海海水养殖区域变幅较小之外,陆地高值集聚区大面积消失,仅剩河流、水库、湖泊以及东北部一些植被

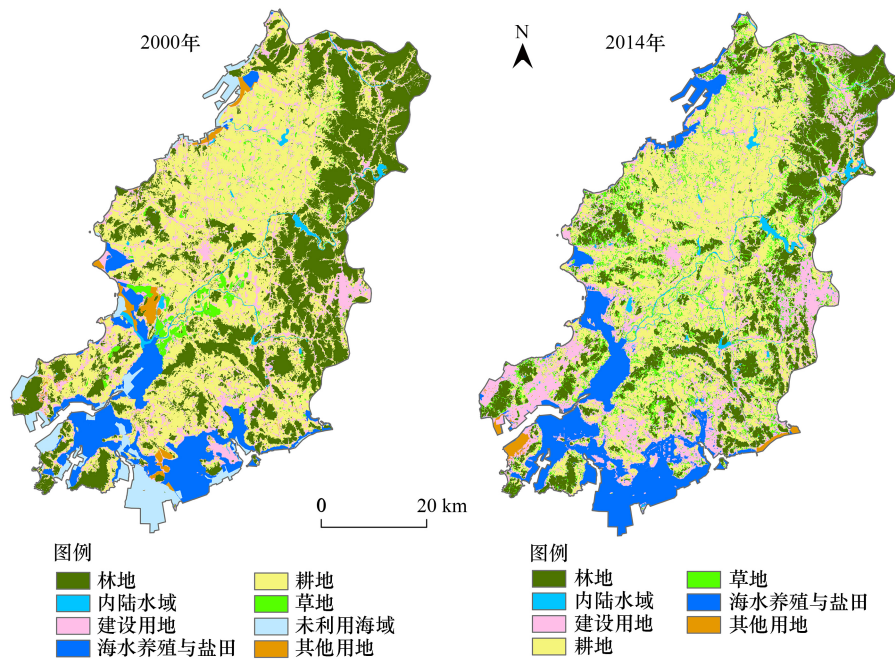


图4 瓦房店市2000年与2014年土地利用类型图

Fig.4 Land use types of Wafangdian in 2000 and 2014

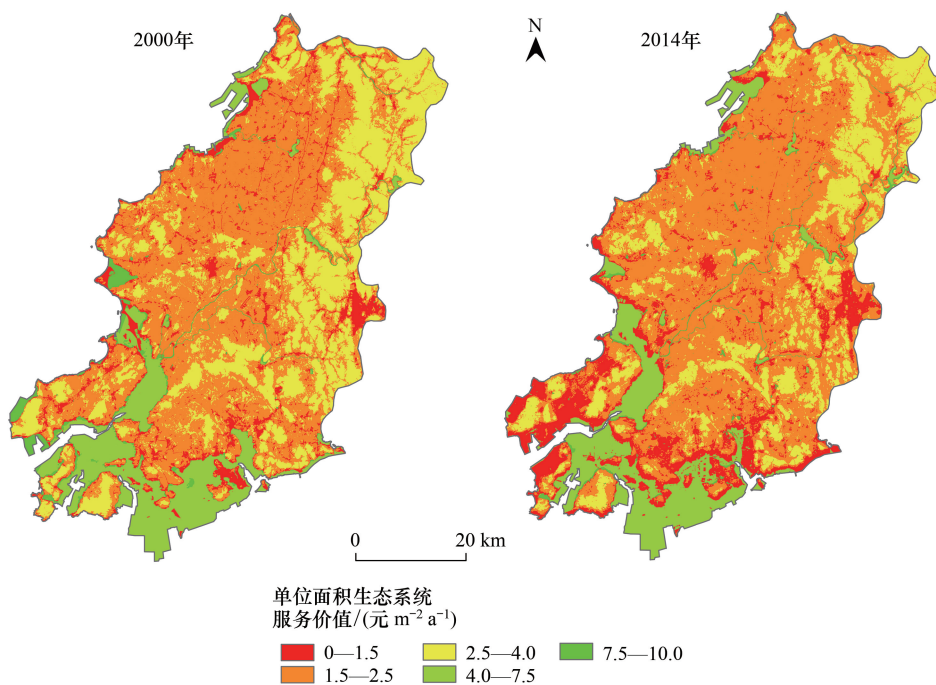


图5 瓦房店市2000年与2014年单位面积生态系统服务价值空间分布

Fig.5 Spatial Distribution of Wafangdian County's per unit area ESV in 2000 and 2014

覆盖度较好的山地地区。

在ESV冷热点空间分布基础上,提取置信度90%以上的热点区并剔除1 km²以下的碎小斑块作为瓦房店市两期生态源地(图7)。研究区2000年与2014年生态源地面积约为1111.40 km²和356.96 km²(表5),分别占研究区总面积的28.63%和9.2%。两期源地均以水域(含近岸海域)和林地为主,相比于2000年集中连片

的分布特征,2014 年生态源地分布离散破碎,整合度低,对空间胁迫缓冲能力下降。生态源地作为支撑全市生态系统服务的核心区域,应加强对原有生态资源保护,严禁与生态保护无关的建设活动,守好生态底线。

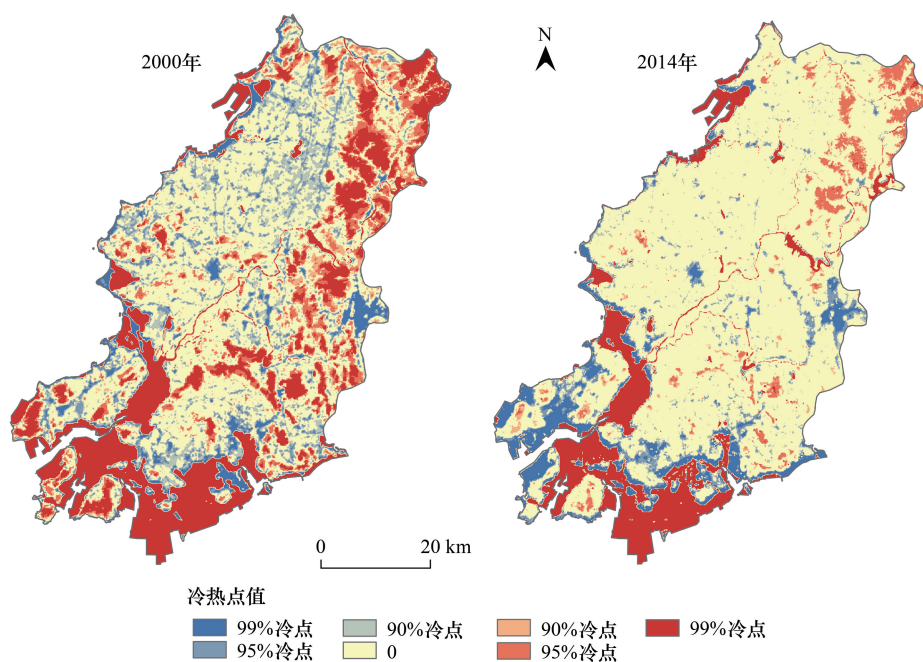


图 6 两期生态系统服务价值冷热点分布

Fig.6 The cold and hot spot distribution of ESV in 2000 and 2014

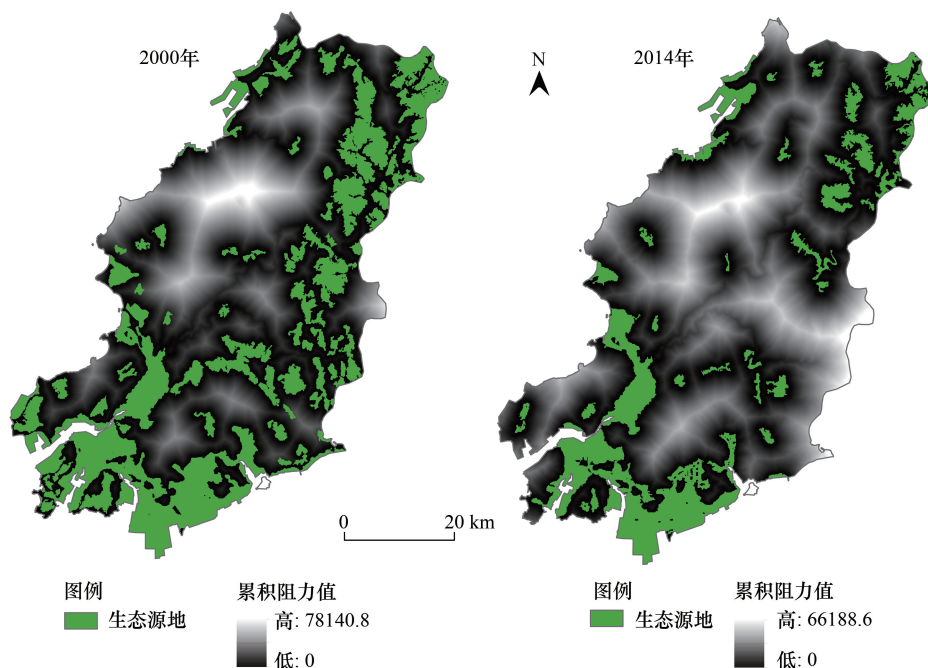


图 7 两期生态源地分布

Fig.7 Distribution of ecological sources in 2000 and 2014

基于最小阻力模型低阻力值谷线,提取出瓦房店市两期生态廊道(图 8)。研究区 2000 年与 2014 年廊道长度分别为 136.63 km 和 231.43 km(表 5),长度增加了近 1 倍,其主要原因是源地面积收缩加大了生态服务在源间流动的难度。生态廊道整体呈横纵网状分布,提高了各生态源地之间的空间连通性。生态廊道虽为研

究区生态服务流动的低阻力值谷线,但并不等同于其拥有高水平的生态系统服务就能保证生态“安全”。随着城市扩张导致绿地系统破碎化现象不断加剧,生态廊道受到人类活动的干扰威胁也将增大。应对其加大保护力度,按照廊道长度和生态服务流动阻力进行廊道风险评估,以确定廊道建设的优先次序。对人类活动频繁区域附近和已遭破坏的廊道要列为修复重点,以恢复其“绿色通道”功能。科学、有针对性地评估复州河、浮渡河流域实施水利工程的可行性,切实解决二河季节性断流问题,以恢复水体廊道。

根据最小累积阻力模型中阻力值与面积曲线突变情况,通过设定阈值确定瓦房店市两期生态缓冲区与过渡区(图 8,表 5)。生态缓冲区面积分别为 816.51 km²和 882.15 km²,主要包括湖滨湿地,山地边缘人工疏林地以及部分海岸带,该地区土地利用应以生态保护为主,原则上禁止任何形式的开发活动。生态过渡区面积分别为 711.59 km²和 1115.78 km²,主要为生态用地与建设用地的交界区。该地区是研究区的限制开发区,作为潜在的生态后备用地,应该以保护性开发为主,严格控制城市开发对生态用地的干扰,同时应该加强该区生态基础设施建设,以遏制生态源地持续缩小的趋势。

将上述生态源地、生态廊道、生态缓冲区以及生态过渡区组合叠加,共同构成了瓦房店市生态安全格局。总体来看,14 年间城市化快速发展以及沿海地区高强度围填海活动,导致瓦房店市生态用地退化轨迹明显。本文研究结果可为瓦房店市未来人类开发建设活动提供科学警示,为推进瓦房店市高质量全域城市化的“生态红线”划定提供重要科学参考。

表 5 瓦房店市 2000 年与 2014 年生态安全格局各组分统计

Table 5 Statistics of various components of ecological security pattern of Wafangdian in 2000 and 2014

年份 Year	生态源地/km ² Ecological sources	廊道/km Corridors	生态缓冲区/km ² Ecological relief area	生态过渡区/km ² Ecological transition area	其他区域/km ² Other area
2000	1111.4	136.63	816.51	711.59	1237.37
2014	356.96	231.43	882.15	1115.78	1519.1

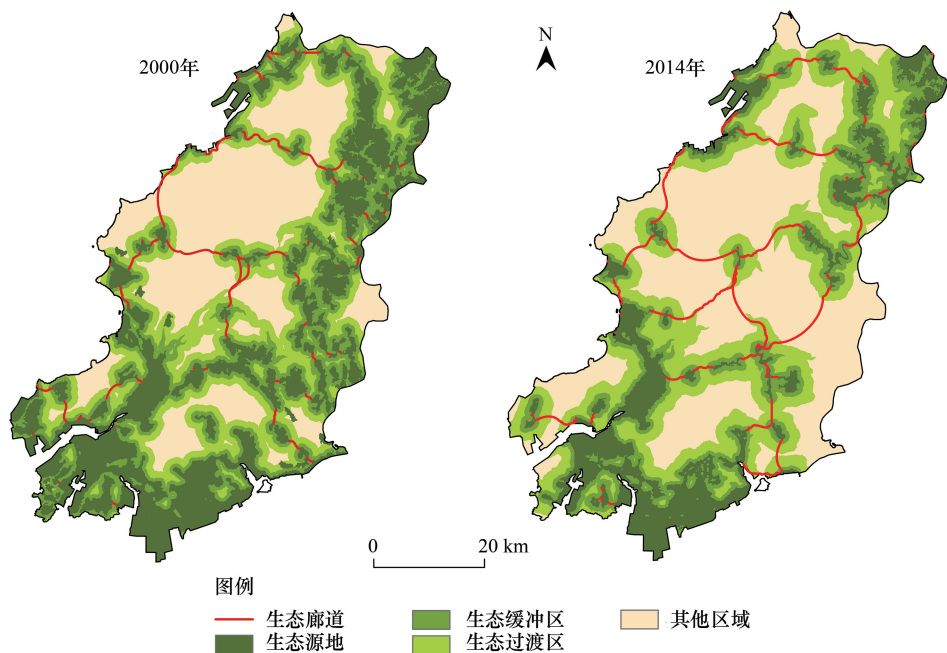


图 8 瓦房店市 2000 年与 2014 年生态安全格局

Fig.8 Ecological security patterns of Wafangdian in 2000 and 2014

4 结论与讨论

4.1 结论

本文通过建立遥感估算模型对瓦房店市 ESV 进行核算,并以此为基础构建生态安全格局。通过对比分析 2000 年与 2014 年研究结果来揭示沿海地区在土地利用变化影响下 ESV 的损益以及生态安全格局演变。结果表明:

(1)瓦房店市 2000 年与 2014 年 NPP 总量分别为 1.61 万亿 g C 和 1.65 万亿 g C,均呈现出东高西低的分布趋势,且这种分布不均的趋势 2014 年更明显。NPP 高值区多集中于东部和中南部山地,低值区则多集中于拥有大面积建设用地的沿海地区 and 市区。

(2)2000—2014 年,瓦房店 ESV 总值减少了约 21.86 亿元,降幅达 18.12%。ESV 空间分布表现为水域高于陆地,山地高于平原的趋势。14 年间,瓦房店市的高值集聚区面积不断缩小,低值面积逐渐扩大,以西南沿海地区和中东部山地最为突出。

(3)土地利用变化是导致 2000—2014 年 ESV 损失的主要原因。快速城市化以及高强度的围填海导致瓦房店市林地、耕地和未利用地面积大幅度减少,特别是林地减少了约 262.56 km²。而建设用地、海水养殖与盐田面积成倍增长,增加面积达到近 500 km²。城市边界快速增长和沿海高强度开发造成了瓦房店市 ESV 大量损失,鉴于此,政府应加强生态保护意识,慎重决定围填海及土地改造开发实施地点及方向。

(4)2000—2014 年,生态源地面积减少了近 800 km²,受此影响生态廊道长度增加了近一倍。研究区 ESV 损失造成生态安全格局各组分退化轨迹明显。基于 2014 年所构建的生态安全格局,后续城市建设规划工作中应切实转变“向海索地”的工作思路,禁止审批新增围填海项目,并加强内陆林地的保护。在东北部老帽山、龙潭山和中南部大北山等林地连片山地以及西部和西南部沿海毗邻海水养殖与盐田的近岸海域划定自然保护区,以开发与保护并重的视角,统筹陆海国土空间开发保护,以期综合提升瓦房店市生态系统服务,保障区域生态安全。

4.2 讨论

分析生态安全格局时空动态演变,对明确区域生态退化方向和轨迹、指导生态恢复和建设具有重要意义。通过构建生态安全格局达到对生态过程的有效调控,已成为目前缓解生态保护与经济发展的重要空间途径。目前基于静态生态安全评价的安全格局构建渐趋成熟,而基于生态系统服务供需的安全格局构建以及区域生态安全格局的动态变化逐渐成为研究的趋势和学界的共识^[36]。此外,不同的生态系统服务间的具体相互作用关系复杂^[37-38],不同时间和空间尺度的权衡与协同关系也不尽相同,识别生态系统服务间此消彼长的权衡作用与同增同减的协同作用对实现生态系统可持续管理至关重要^[39]。然而在现有研究在区域生态安全格局构建中,假定不同生态过程之间相互兼容,彼此之间不存在协同或权衡关系。但事实上,不同生态过程之间存在密切的相互作用、相互影响,其与整体生态功能的耦合关联可能大相迥异^[40]。因此,有必要深入解析不同生态过程的耦合关联,构建面向山水林田湖生命共同体一体化管理的区域生态安全格局。

本文在研究区域生态安全格局的动态变化过程中,对安全格局的各组分变化的准确量化仍有不足。此外,采用基于遥感模型的生态系统服务价值评估方法虽然拥有强大的计算能力和科学性,但是简单的数字累积和公式模拟并不能完全体现生态安全的内涵,部分公式当中经验系数也需要结合研究区当地实测数据不断模拟和调试才能获得接近研究区实际水平的生态系统服务。这些不足都有待进一步改进与研究。

参考文献 (References):

- [1] Daily G C. Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems. *Pacific Conservation Biology*, 1997, 6(2): 220-221.
- [2] 吴建生, 岳新欣, 秦维. 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. *地理研究*, 2017, 36(3): 429-440.
- [3] Bloom D E, Canning D, Fink G. Urbanization and the wealth of nations. *Science*, 2008, 319(5864): 772-775.
- [4] 陈昕, 彭建, 刘焱序, 杨旸, 李贵才. 基于“重要性-敏感性-连通性”框架的云浮市生态安全格局构建. *地理研究*, 2017, 36(3): 471-484.

- [5] 杨天荣, 匡文慧, 刘卫东, 刘爱琳, 潘涛. 基于生态安全格局的关中城市群生态空间结构优化布局. 地理研究, 2017, 36(3): 441-452.
- [6] Warntz W. Geography and the properties of surfaces, spatial order-concepts and applications [D]. Boston: Harvard University, 1967.
- [7] Yu K J. Security patterns and surface model in landscape ecological planning. Landscape and Urban Planning, 1996, 36(1): 1-17.
- [8] 俞孔坚, 王思思, 李迪华, 李春波. 北京市生态安全格局及城市增长远景. 生态学报, 2009, 29(3): 1189-1204.
- [9] 彭建, 赵会娟, 刘焱序, 吴健生. 区域生态安全格局构建研究进展与展望. 地理研究, 2017, 36(3): 407-419.
- [10] 侯鹏, 杨旻, 翟俊, 刘晓曼, 万华伟, 李静, 蔡明勇, 刘慧明. 论自然保护地与国家生态安全格局构建. 地理研究, 2017, 36(3): 420-428.
- [11] 李晖, 易娜, 姚文璟, 王思琪, 李志英, 杨树华. 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.
- [12] 吴健生, 张理卿, 彭建, 冯喆, 刘洪萌, 赫胜彬. 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.
- [13] 谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 肖玉, 陈操. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法. 自然资源学报, 2008, 23(5): 911-919.
- [14] 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.
- [15] 赵江, 沈刚, 严力蛟, 黄璐, 金爱民, 霍思高. 海岛生态系统服务价值评估及其时空变化—以浙江舟山金塘岛为例. 生态学报, 2016, 36(23): 7768-7777.
- [16] 谢高地, 张彩霞, 张昌顺, 肖玉, 鲁春霞. 中国生态系统服务的价值. 资源科学, 2015, 37(9): 1740-1746.
- [17] 陈涛, 叶有华, 孙芳芳, 赵丽娅, 侯邦飞, 曾祉祥. 基于 SPOT 数据的深圳市生态系统服务功能重要性评价. 生态经济, 2018, 34(2): 151-157.
- [18] Field C B, Behrenfeld M J, Randerson J T, Falkowski P. Primary production of the biosphere: Integrating terrestrial and oceanic components. Science, 1998, 281(5374): 237-240.
- [19] Ruimy A, Saugier B, Dedieu G. Methodology for the estimation of terrestrial net primary production from remotely sensed data. Journal of Geophysical Research, 1994, 99(D3): 5263-5283.
- [20] 朱文泉, 潘耀忠, 张锦水. 中国陆地植被净初级生产力遥感估算. 植物生态学报, 2007, 31(3): 413-424.
- [21] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R V, Paruelo J, Raskin R G, Sutton P, Van den Belt M. The value of the World's ecosystem services and natural capital. Nature, 1997, 387(6630): 253-260.
- [22] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human-Well-being: Biodiversity Synthesis. Washington, DC: World Resources Institute, 2005.
- [23] 王建, 祁元, 陈正华, 马明国, 李净, 黄春林. 基于遥感技术的生态系统服务价值动态评估模型研究. 冰川冻土, 2006, 28(5): 739-747.
- [24] 王红岩, 高志海, 李增元, 王瑜瑜, 白黎娜, 王志波, 吴俊君. 县级生态资产价值评估——以河北丰宁县为例. 生态学报, 2012, 32(22): 7156-7168.
- [25] 岳福斌, 崔涛. 煤炭蓝皮书:中国煤炭工业发展报告(2014). 北京: 社会科学文献出版社, 2014.
- [26] 邓兵. 区域生态服务价值关键参数遥感反演研究——以岷江上游地区为例 [D]. 成都: 成都理工大学, 2016.
- [27] 王兵, 杨锋伟, 郭浩, 李少宁, 王燕, 马向前, 余新晓, 鲁绍伟. LY/T 1721—2008 森林生态系统服务功能评估规范. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [28] 赵同谦, 欧阳志云, 贾良清, 郑华. 中国草地生态系统服务功能间接价值评价. 生态学报, 2004, 24(6): 1101-1110.
- [29] 江波, 欧阳志云, 苗鸿, 郑华, 白杨, 庄长伟, 方瑜. 海河流域湿地生态系统服务功能价值评价. 生态学报, 2011, 31(8): 2236-2244.
- [30] 郭伟. 北京地区生态系统服务价值遥感估算与景观格局优化预测 [D]. 北京: 北京林业大学, 2012.
- [31] 《中国生物多样性国情研究报告》编写组. 中国生物多样性国情研究报告. 北京: 环境科学出版社, 1998.
- [32] 谢高地, 张彩霞, 张雷明, 陈文辉, 李士美. 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.
- [33] 俞孔坚, 李迪华, 段铁武. 生物多样性保护的景观规划途径. 生物多样性, 1998, 6(3): 205-212.
- [34] 彭建, 郭小楠, 胡熠娜, 刘焱序. 基于地质灾害敏感性的山地生态安全格局构建——以云南省玉溪市为例. 应用生态学报, 2017, 28(2): 627-635.
- [35] Knaapen J P, Scheffer M, Harms B. Estimating habitat isolation in landscape planning. Landscape and Urban Planning, 1992, 23(1): 1-16.
- [36] 景永才, 陈利顶, 孙然好. 基于生态系统服务供需的城市群生态安全格局构建框架. 生态学报, 2018, 38(12): 4121-4131.
- [37] Brauman K A, Daily G C, Duarte T K, Mooney H A. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. Annual Review of Environment and Resources, 2007, 32: 67-98.
- [38] Barbier E B, Koch E W, Silliman B R, Hacker S D, Wolanski E, Primavera J, Granek E F, Polasky S, Aswani S, Cramer L A, Stoms D M, Kennedy C J, Bael D, Kappel C V, Perillo G M, Reed D J. Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. Science, 2008, 319(5861): 321-323.
- [39] Jopke C, Kreyling J, Maes J, Koellner T. Interactions among ecosystem services across Europe: bagplots and cumulative correlation coefficients reveal synergies, trade-offs, and regional patterns. Ecological Indicators, 2015, 49: 46-52.
- [40] 彭建, 胡晓旭, 赵明月, 刘焱序, 田璐. 生态系统服务权衡研究进展: 从认知到决策. 地理学报, 2017, 72(6): 960-973.