

基于生态系统服务多情景权衡的生态安全格局构建 ——以大连市瓦房店为例

赵文祯¹, 韩增林^{1,2}, 闫晓露^{2,3}, 钟敬秋²

(1. 辽宁师范大学地理科学学院, 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; 3. 中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110016)

摘要: 以辽宁省瓦房店市为研究单元, 在评估 2000 年与 2014 年的食物供给、NPP、产水量及土壤保持四种典型生态系统服务基础上, 引入 OWA 模型, 模拟出研究区 2014 年生态系统服务优先保护区作为生态源地; 利用最小累积阻力模型识别生态廊道与缓冲区, 构建研究区生态安全格局。研究表明: (1) 2000-2014 年, 瓦房店市生态系统服务时空变化显著, 除产水量外, 其他生态系统服务均有所增强。(2) 综合考虑生态系统服务保护效率 ($E > 1$) 与权衡度 (0.68), 选取情景 5 下的优先保护区作为瓦房店的生态源地。(3) 瓦房店生态源地面积为 564.92 km²; 生态廊道总长度为 642.62 km, 一级廊道 (220.76 km) 纵贯南北, 次级廊道 (421.86 km) 呈网状连通分布离散的生态源地。研究结果可为瓦房店市生态系统可持续管理和土地利用优化提供决策支持。

关键词: 生态系统服务; OWA; 保护区; 生态安全格局; 瓦房店市

稳定、协调的生态系统服务 (Ecosystem Services, ES) 供给是维持区域自然生命系统、保障区域生态安全的基础^[1]。近十年来我国在经济高速增长的同时人地矛盾日趋尖锐, 由此导致生态功能退化、生态系统服务供需失衡, 引发一系列生态环境问题。在此背景下, 实施国土空间修复、加快构建国土空间生态安全格局、提高国土生态承载能力, 成为当前缓解生态保护与土地开发冲突的重要途径^[2]。作为国土空间生态修复的重要内容, 构建“山水林田湖草生命共同体”的生态安全格局 (Ecological Security Patterns, ESP) 也是保证国土治理充分发挥系统性和整体性的重大举措^[3,4]。近年来耦合多重生态系统服务逐渐成为生态安全格局研究的新方向^[5-7]。

生态系统服务作为人类赖以生存的自然环境与效用, 科学评估其时空格局及相互作用机理对判定区域生态环境基底、进而构建区域生态安全格局具有重要意义^[8,9]。目前, 基于生态系统服务评估的生态安全格局构建多假定不同生态过程之间互不干扰, 生态系统服务彼此之间不存在权衡或协同关系, 进而将不同类型生态系统服务进行综合叠置^[9,10]。然而, 许多研究表明供给服务与调节服务之间存在此消彼长的权衡关系^[11-14], 决策者若不充分考虑区域内部生态系统服务间复杂的相互作用关系, 在此情况下构建的生态安全格局不仅容易导致多个生态系统服务之间的相互竞争, 还可能破坏生态系统服务

收稿日期: 2019-06-12; 修订日期: 2019-09-27

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41976206); 辽宁省教育厅海洋专项 (H201783631); 辽宁省自然科学基金指导计划项目 (20180551194); 辽宁省教育厅人文社科研究项目 (WQ2019020)

作者简介: 赵文祯 (1993-), 男, 山西汾阳人, 硕士, 主要从事生态系统服务及空间格局优化研究。

E-mail: wzzhao_lnnu@163.com

通讯作者: 闫晓露 (1987-), 女, 黑龙江齐齐哈尔人, 博士, 讲师, 硕士生导师, 主要从事滨海湿地生态服务、滨海湿地综合环境效益等研究。E-mail: xlyan@lnnu.edu.cn

之间的因果关系^[15]。如何协调各生态系统服务的竞争关系, 构建均衡提升区域内不同生态系统服务水平的生态安全格局, 是目前加强区域生态安全建设亟待解决的问题。有序加权平均 (Ordered Weighted Averaging, OWA) 是一种多准则决策模型^[16], 将其与 GIS 平台相结合已被证明可在决策过程中平衡多个冲突目标, 提供了一种识别保护干预区域时处理多个生态系统服务之间权衡的方法^[17-19]。

大连市地处东北亚经济圈中心, 是中国东北地区经济发展的龙头, 瓦房店则是大连接辽中南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。然而, 海陆兼备的地缘优势不仅带来巨大的发展机遇, 也让瓦房店面临双重生态问题。一方面, 近年来城市建设转身向海, 滨海滩涂被侵占现象严重、加之海水养殖无序发展, 更是加剧了近岸海域的水质恶化。另一方面, 陆域生态系统也面临着空气质量下降、水土流失加剧、主要河流季节性断流等问题。针对瓦房店典型生态环境问题, 本文选取食物供给、产水量、NPP 以及土壤保持四种关键生态系统服务为研究对象, 以权衡区域内各生态系统服务的竞争为目标, 引入基于 OWA-GIS 耦合模型识别生态系统服务优先保护区, 并以此为基础利用最小累积阻力模型 (Minimum Cumulative Resistance, MCR) 构建瓦房店陆海统筹的综合生态安全格局, 以期为研究区土地利用开发和生态系统管理提供决策支持。

1 研究方法与数据来源

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, 地处 121°13'~122°16'E、39°20'~40°07'N 之间, 西濒渤海, 总面积为 3881 km² (图 1)。该区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, 加之雄厚的工业基础, 成为辽宁省县域经济的排头兵, 享有“中国轴承之都”的美誉。随着辽宁沿海经济带建设步伐的加快, 瓦房店市自然生态空间面积逐年减少, 生态系统服务供给能力持续减弱。

1.2 数据来源与处理

本文使用的数据包括 2000 年与 2014 年的土地利用、气象、NDVI、DEM、土壤及社会经济等数据 (表 1)。其中: (1) 两期土地利用均解译自遥感影像 (2000 年: Landsat 7 ETM; 2014 年: Landsat 8 OLI), 根据影像精度并结合研究区实际情况, 将土地利用类型划分为林地、草地、耕地、建设用地、水域、海水养殖和未利用地六类。(2) 气象数据收集自中国气象数据网, 具体包括瓦房店及周边 16 个站点的逐月降水量、蒸散量、平均气温和太阳辐射等数据。(3) NDVI 来源于美国航空航天局网站 MODIS13Q1 数据集的 16 天合成产品 (2000 年 1-12 月, 2014 年 1-12 月)。(4) 研究区 DEM 数据来源于地理空间数据云。(5) 土壤数据来源于寒区旱区科学数据中心的 1:100 万世界土壤数据库 (HWSD) 中国土壤数据集。(6) 使用的社会经济数据来自 2001 年和 2015 年的《大连市统计年鉴》。

1.3 研究方法

1.3.1 生态系统服务评估

(1) 食物供给

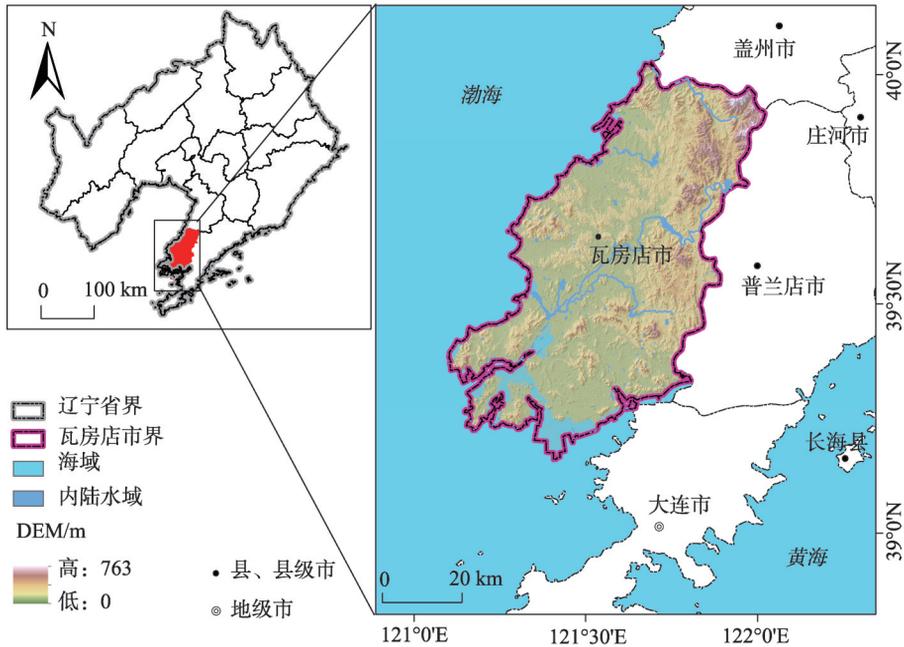


图1 研究区地理位置

Fig. 1 Location of Wafangdian county in China

表1 数据说明

Table 1 Data description

数据	数据类型	数据精度	数据处理	数据来源
Landsat 遥感影像	栅格	30 m	大气校正、镶嵌、监督分类	https://www.usgs.gov
NDVI	栅格	250 m	双线性法提升精度至 30 m、最大合成法合成 16 天数据至逐月数据、标准化 NDVI 值至 0~1	https://www.nasa.gov
DEM	栅格	30 m	填洼	http://www.gscloud.cn
气象数据	点	—	反距离权重空间插值生成栅格数据 (30 m)	http://data.cma.cn
土壤数据	栅格	30 m	—	http://westdc.westgis.ac.cn
社会经济数据	统计年鉴	县级	—	http://www.stats.dl.gov.cn

食物供给是生态系统服务中关系民生和社会稳定的基本供给服务^[20]。本文以不同土地利用类型单位面积农、林、牧、渔产值作为评估各土地利用类型食物供给能力的指标。相关研究证明农、畜产品产值与 NDVI 存在显著的线性关系^[21]。本文利用 NDVI 对食物统计数据进行空间化修正，即将单位面积农业产值、畜牧业产值和林业产值分别按照 NDVI 值赋值给耕地、草地和林地，计算公式^[22]为：

$$P_i = \frac{NDVI_i}{NDVI_{sum}} \times P_{sum} \quad (1)$$

式中： P_i 为第 i 个像元处所分配的粮食、畜牧业和林业的产值（万元· $\text{hm}^2 \cdot \text{a}^{-1}$ ）； P_{sum} 表示研究区粮食、畜牧业和林业总产值（万元）； $NDVI_i$ 为第 i 个像元处的 NDVI； $NDVI_{sum}$ 为研究区内耕地、草地和林地的 NDVI 总值。此外，还将单位面积淡水养殖和海水养殖的产值分别赋值给内陆水域和近岸海水养殖区域。

(2) 净初级生产力

NPP是评价区域植被生产力和覆盖率的重要指标,也是陆地碳循环的重要组成部分^[23]。用来表示单位时间内植被在单位面积上积累的有机质能量。本文采用朱文泉等^[24]改进的CASA (Carnegie-Ames-Stanford Approach) 模型对NPP进行估算,计算公式为:

$$NPP(x, t) = APAR(x, t) \times \varepsilon(x, t) \quad (2)$$

式中: $APAR(x, t)$ 为 t 月份像元 x 所吸收的有效光合辐射 ($\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$); $\varepsilon(x, t)$ 为植物 t 月在像元 x 处的光能实际利用率 (%)。

(3) 产水量

本文采用InVEST模型 (v.3.3.3版) 估算产水量。InVEST模型基于水量平衡原理,考虑地形对径流的影响以及不同土地利用类型下土壤渗透性的空间差异,定量估算不同景观类型的供水量,计算公式^[25]如下:

$$Y(x) = \left(1 - \frac{AET(x)}{P(x)}\right) \times P(x) \quad (3)$$

式中: $Y(x)$ 为像元 x 处年产水量 (mm); $AET(x)$ 为像元 x 处的年实际蒸散量 (mm); $P(x)$ 为 x 像元处的年降水量 (mm)。

(4) 土壤保持

土壤保持量可以表示为潜在土壤流失量与实际土壤流失量之差。本文采用修正后的通用土壤流失方程 (RUSLE) 来计算土壤保持量,计算公式^[26]如下:

$$A_c = A_p - A_r \quad (4)$$

式中: A_c 为土壤保持量 ($\text{t} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$); A_p 表示潜在土壤流失量 ($\text{t} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$); A_r 为实际土壤流失量 ($\text{t} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)。 A_p 与 A_r 的计算公式如下:

$$A_p = R \times K \times LS \quad (5)$$

$$A_r = R \times K \times LS \times C \times P \quad (6)$$

式中: R 为降雨侵蚀因子 ($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$); K 为土壤侵蚀因子 ($\text{t} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{h} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{MJ}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$); LS 统称为地形因子,其中 L 为坡长因子, S 为坡度因子; C 为植被管理因子; P 为土壤保持措施因子。

1.3.2 基于OWA-GIS的生态系统服务优先保护区情景模拟

(1) OWA算法原理

有序加权平均 (OWA) 是一种控制因子权重叠加组合的多准则决策模型。该算法根据每个指标的属性值大小进行排序,针对每个指标的位序给出不同的次序权重算子并对其加权聚合^[16]。其模型原理如下:

$$OWA(x_{ij}) = \sum_{i=1}^n w_i s_{ij}, \left(w_i \in [0, 1], \sum_{i=1}^n w_i = 1, i = 1, 2, 3, \dots, n, j = 1, 2, 3, \dots, n \right) \quad (7)$$

式中: x_{ij} 为标准化 (最大最小值法) 后的生态系统服务栅格图层; s_{ij} 表示按 x_{ij} 属性值大小升序排列得到的一个新序列,本文根据每个标准化后的生态系统服务平均值进行排序; w_i 为 s_{ij} 的位序权重; n 为指标数,即生态系统服务数量。

(2) 优先保护区识别步骤:

① 将2014年的4个评价指标 (即四种生态系统服务) 采用最大最小值法标准化至

0~1, 并按其平均值大小降序排列。

② 采用模糊量化模型计算不同风险系数下的位序权重 w_i ^[27], 同时基于 w_i 计算得到不同风险等级系数下的权衡度^[16,18]。计算公式如下:

$$w_i = Q_{RIM}\left(\frac{i}{n}\right) - Q_{RIM}\left(\frac{i-1}{n}\right), i = 1, 2, 3, \dots, n \quad (8)$$

$$Q_{RIM}(r) = r^\alpha, \alpha \in (0, \infty) \quad (9)$$

$$trade-off = 1 - \sqrt{\frac{n \sum_i^n \left(w_i - \frac{1}{n}\right)^2}{n-1}}, 0 \leq trade-off \leq 1 \quad (10)$$

式中: Q_{RIM} 为单调递增规则函数; i 为位序数; r 为自变量; α 为风险系数 (情景), 范围为 0 到 ∞ , 表示决策者根据指标数值差异和主观权重差异做出的决策风险认知; $trade-off$ 为不同风险系数下的权衡度, 表示不同风险条件下, 各指标大小分布的均衡程度^[28]。

OWA 提供了一个允许使用不同程度的风险系数和权衡水平来探索一系列聚合规则的工具。在此基础上, 决策者可以评估所有决策场景, 并选择最适合其需求和期望的场景^[28]。本文设置 7 种决策风险系数 (0.0001、0.1、0.5、1、2、10 和 10000) 来计算位序权重。当 $\alpha=1$ 时, 各位序权重相等, 决策者无决策偏好, 此风险系数下的权衡度为 1; 当 $\alpha < 1$ 时, 评价指标 (生态系统服务) 平均值越高, 位序权重越大, 表明决策者对指标属性持乐观态度; 当 $\alpha > 1$ 时, 评价指标 (生态系统服务) 平均值越低, 权重越大, 表明决策者对指标属性的悲观态度。如果平均值最高或最低的评价指标获得最高位序权重 1, 则此风险系数下的权衡度为最低值 0。

③ 将 OWA 算子与 GIS 结合, 根据不同的决策风险对指标要素进行加权集成, 得到评价图层。

④ 为有效保护研究区各项生态系统服务, 选取各评价图层的前 20% 作为不同风险情景下的优先保护区^[18,29]。通过计算各风险情景下优先保护区的保护效率并结合式 (10) 中的权衡度 ($trade-off$) 确定最终的生态系统服务优先保护区。生态系统服务保护效率计算公式为:

$$E_i = \frac{ES_i}{ES_o} \quad (11)$$

式中: E_i 为优先保护区内第 i 种生态系统服务的保护效率; ES_i 为保护区内第 i 种服务的平均值; ES_o 为整个研究区内 i 种生态系统服务的平均值。当 $E_i > 1$ 时, 优先保护区内具有高于研究区整体的保护效率; 相反 $E_i < 1$ 时, 优先保护区内的保护效率低于研究区整体水平。

1.3.3 生态安全格局构建

根据俞孔坚等^[30]提出的景观安全格局“廊道—斑块—基质”理论, 本文确定了由生态源地、生态廊道和生态缓冲区等组分构成的生态安全格局 (图 2)。

(1) 生态源地: 源地作为生态系统服务流动的起点和基地, 其完整性和准确性对区域生态过程至关重要^[31]。生态系统服务高值区往往是自然资源富集、生态本底良好的区域, 因此本文选取生态系统服务保护效率和权衡度最高的优先保护区作为生态源地。同时, 为了保证生态源地的完整性以及维持正常的辐射功能^[32], 剔除了源地内面积在 1 km^2 以下且分布零散的碎小斑块。

(2) 阻力面设置：采用最小累积阻力模型建立生态系统服务流动扩散阻力面^[33]。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：

$$MCR = f \min \sum_{j=n}^{i=m} (D_{ij} \times R_i) \quad (12)$$

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。

本文将2014年的四种生态系统服务叠加并取倒数，以取倒后的生态系统服务作为生态源地间流动的“阻力成本”，即生态系统服务越高的区域，阻力值越小。

(3) 潜在生态廊道：生态廊道是区域内生态流沟通、联系的通道，也是生态功能以及生态过程联通的关键组成部分^[34]。运用CIRCUITSCAPE软件识别最小累积耗费路径，获得潜在生态廊道的空间分布。

(4) 生态缓冲区：基于离源距离—阻力面水平剖面曲线和最小累积阻力值与面积关系曲线的突变情况，以阻力阈值确定生态源地外围的低阻力生态缓冲区，并在ArcGIS中与研究区建设用地进行叠加分析，剔除了缓冲区边缘存在的建设用地。

2 结果分析

2.1 生态系统服务时空演变

2.1.1 生态系统服务损益分析

图3为2000年与2014年瓦房店食物供给、NPP、产水量以及土壤保持的空间分布。2000年与2014年NPP全年总量分别为1.62万亿g C和1.65万亿g C，呈略微增长趋势。两年份NPP均呈现出东北高、西南低的分布趋势，相较于2014年的高低值集聚分布，2000年NPP空间分布更为均匀。食物供给分布趋势与NPP相反，高值区以西南近岸海域为主，整体分布趋势由西南向东北递减。2000年全市平均食物供给产值为0.59万元·hm⁻²，2014年增至3.14万元·hm⁻²（表2），其中以西南近岸海域和复州河下游平原耕地的食物供给能力提升明显。瓦房店市产水量空间格局主要受降水和蒸散影响，整体呈现西高东低、水域高于陆地、平地高于山地的空间格局。2000年与2014年产水量空间分布格局几乎没变，但是年平均产水量由2000年的230.20 mm下降至2014年的197.35 mm，降幅明显（14.28%）。2000年和2014年土壤保持量平均值分别为61.46 t·hm⁻²和101.23 t·hm⁻²。

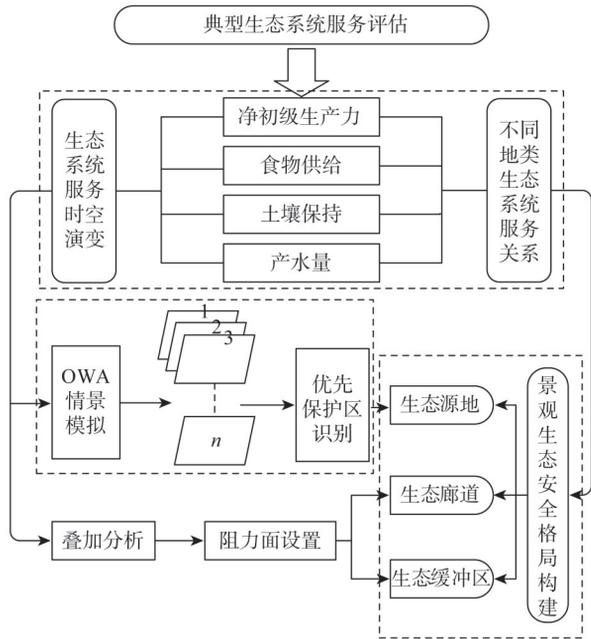


图2 生态安全格局构建技术路线

Fig. 2 Flow chart of the ecological security pattern

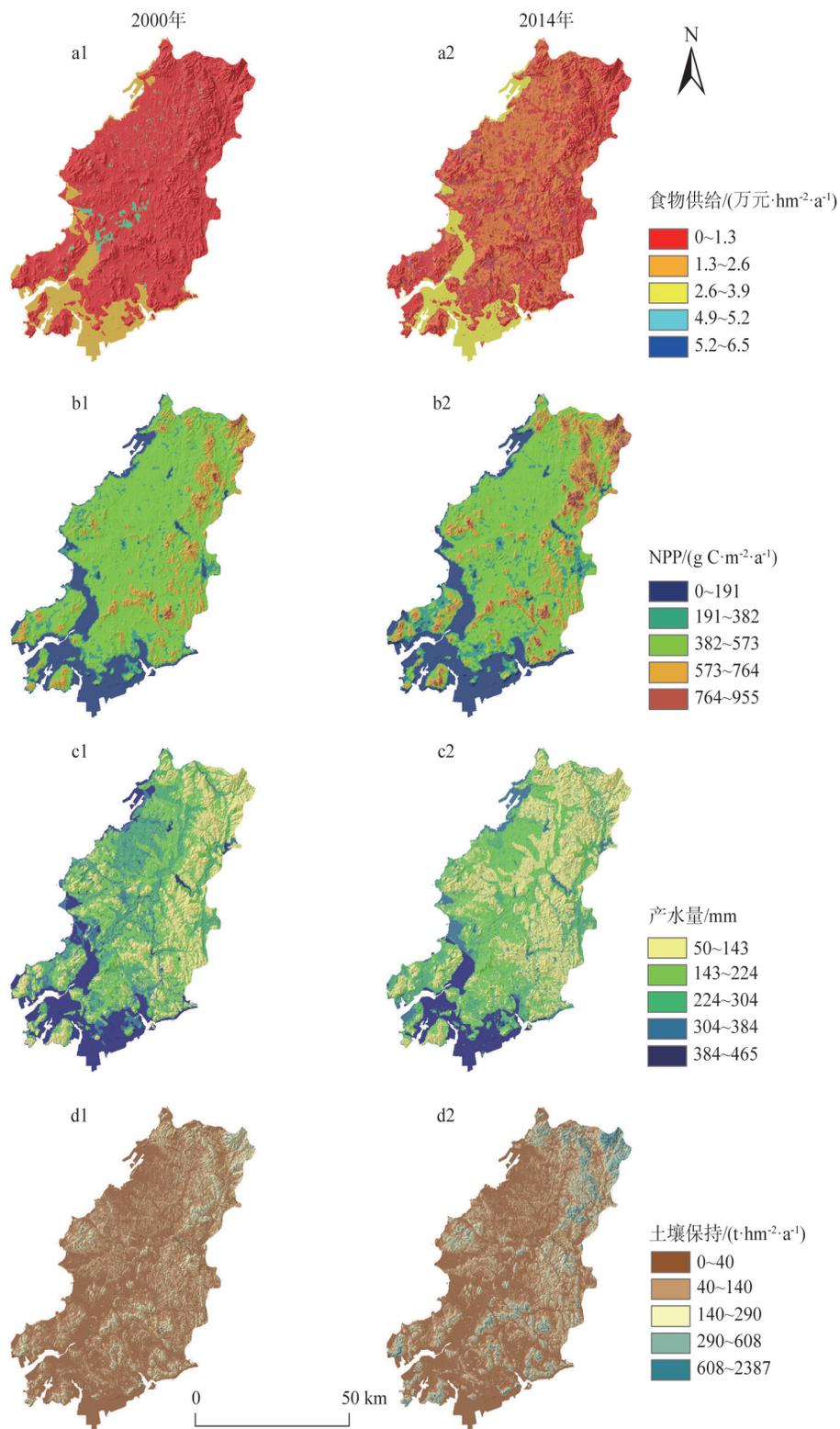


图3 2000年与2014年生态系统服务空间分布

Fig. 3 Mapping of ecosystem services in 2000 and 2014

表2 2000年与2014年各生态系统服务平均水平变化情况

Table 2 Average values of ecosystem services in 2000 and 2014

生态系统服务	2000年	2014年	变化量	变化率/%
食物供给/(万元·hm ² ·a ⁻¹)	0.59	3.14	2.55	432.20
NPP/(g C·m ² ·a ⁻¹)	412.42	423.05	10.63	2.68
产水量/mm	230.20	197.35	-32.85	-14.27
土壤保持/(t·hm ² ·a ⁻¹)	61.46	101.23	39.77	64.71

土壤保持空间分布类似于NPP, 东北部山地地区以林地为主, 植被覆盖高, 土壤保持能力较强; 西南部地区地形平缓, 城镇、村落集中分布于此, 土地开发利用强度大, 土壤保持能力较弱。整体而言, 除产水量以外, 研究区生态系统服务水平在2000-2014年均有所增强。

2.1.2 各地类生态系统服务时空差异

对四种生态系统服务按照土地利用类型进行统计, 得到林地、草地和耕地(三种植被覆盖度高的地类)对应的不同生态系统服务均值。本文通过最大最小值标准化法对各生态系统服务进行去量纲处理, 运用R语言将其可视化为南丁格尔玫瑰图(图4)。林地的NPP和土壤保持量最大, 产水量和食物供给最小; 草地的食物供给量最大, 产水量次之, NPP和土壤保持虽然略少于林地但远大于耕地; 耕地的产水量服务最高, 土壤保持和NPP最低, 食物供给能力略低于草地。时间上来看, 林地的产水量和NPP在2000-2014年间显著下降(产水量减少0.04, NPP减少0.06), 食物供给和土壤保持量略有增加但变化不显著(食物供给和土壤保持分别增加0.012和0.008); 草地NPP和产水量在2000-2010年同样呈现减少的趋势(NPP减少0.04, 产水量减少0.09), 食物供给基本未变(2000年为0.671, 2014年为0.672), 土壤保持水平提升明显(2000年为0.009, 2014年为0.047); 耕地的食物供给能力在14年间大幅增加(2000年为0.28, 2014年为0.40), 其他三种服务则呈现不同程度的减少趋势, 其中产水量变化最为明显, 14年内下降了0.03, 降幅为8.89%。整体来看, NPP和产水量在三种土地利用类型上均呈现出显著的减少趋势, 而食物供给则相反, 土壤保持在三种土地利用类型上变动幅度不够显著。

2.2 基于OWA-GIS的优先保护区情景模拟

2.2.1 不同情景下的优先保护区

以研究区2014年生态系统服务为基础, 通过设置7个不同等级的风险系数, 获得每个场景下的位序权重(表3)。以表3所示的位序权重算子为基础计算出7个场景下基于OWA的生态系统服务栅格图层(图5), 不同情景下基于OWA-GIS的生态系统服务空间分布也不同。情景1与情景2中, 整个研究区被低值覆盖。情景3和情景4高低值分布相比于情景1和情景2更为均匀, 但高值更多集中于海水养殖区域。情景5~情景7中生态系统服务高值集聚的趋势越来越明显, 尤其是情景6和情景7, 生态系统服务空间分布海陆差异较大, 高值集中于东部山地地区, 近岸海域则完全被低值覆盖。情景1与情景7由单一种类的生态系统服务支配, 是决策中的两种极端情景模拟(极端乐观和极端悲观)。整体上, 从情景1到情景7, 生态系统服务空间分布趋势表现为由低值集聚主导转变为高值集聚主导。

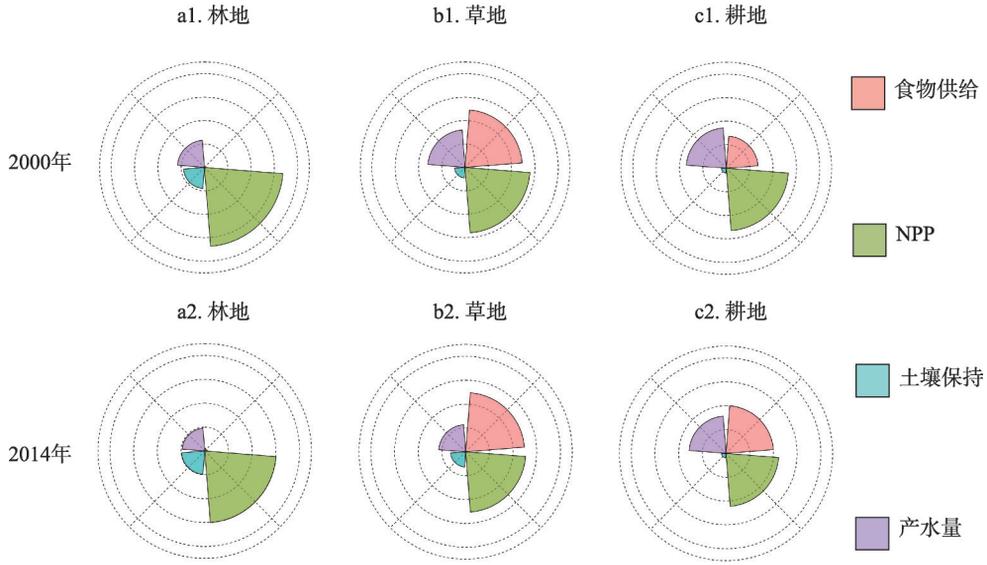


图4 2000年与2014年各地类生态系统服务南丁格尔玫瑰图

Fig. 4 Rose map of ecosystem services for each land use type in 2000 and 2014

表3 不同风险情景下的位序权重算子

Table 3 Order weights in different scenarios

情景	风险系数 α	w_1	w_2	w_3	w_4
1	0.0001($\alpha \rightarrow 0$)	1.000	0.000	0.000	0.000
2	0.1	0.871	0.062	0.039	0.028
3	0.5	0.500	0.207	0.159	0.134
4	1	0.250	0.250	0.250	0.250
5	2	0.063	0.187	0.313	0.437
6	10	0.000	0.001	0.055	0.944
7	10000($\alpha \rightarrow \infty$)	0.000	0.000	0.000	1.000

各情景下的生态系统服务优先保护区见图6，不同情景下的优先保护区空间分布差异显著。情景1与情景2分布较分散，情景3与情景4以近岸海域集聚为主，内陆分布少且破碎，从情景5到情景7，优先保护区分布趋于集中，以中东部林地山地和西南近岸海域两个区域为主要集聚方向。不同情景下优先保护区土地利用构成差异显著(图7)。若将建设用地与未利用地定义为非生态用地，林地、草地、耕地以及水域列为生态用地，则从情景1到情景7呈现生态用地比例先减少后增加的“U”型变化态势，而非生态用地则在急剧减少后保持稳定的比例。相比其他情景，情景5具有更为均衡的生态用地比例，其中林地面积344.39 km²，占整个保护区的44.62%。草地和耕地面积次之，分别为161.34 km²和152.09 km²，分别占整个保护区的20.88%和19.68%。

2.2.2 不同情景下的保护效率以及最终优先保护区的选择

如表4所示，7个优先保护区情境下，四种生态系统服务中至少有两个生态系统服务保护效率得到了提高 ($E > 1$)。其中，食物供给保护效率最高的是情景3 (2.52)；NPP保

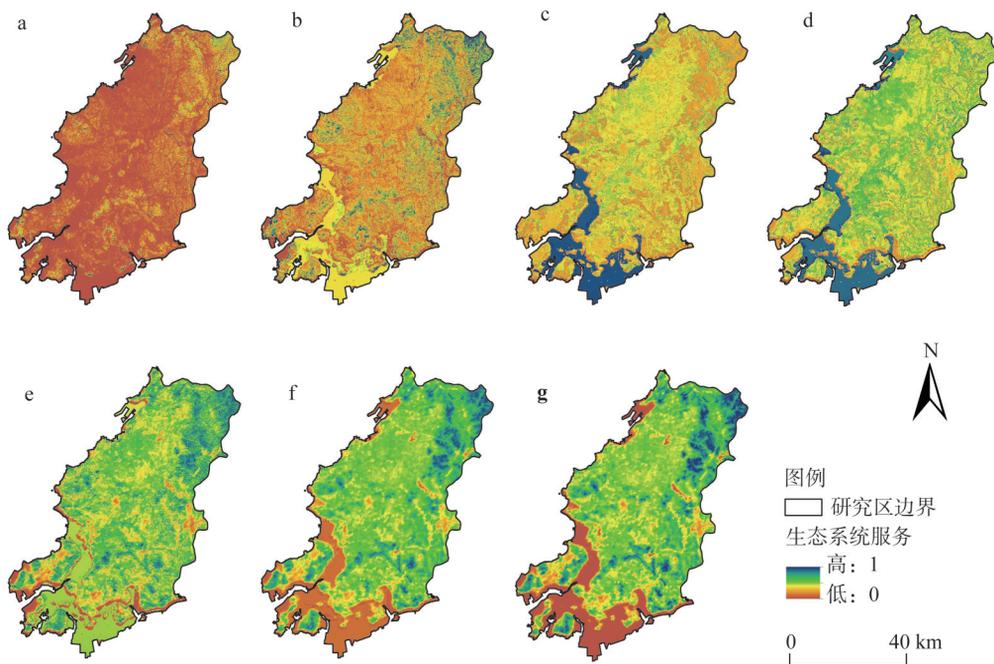


图5 基于OWA-GIS的不同情景下生态系统服务的空间分布

Fig. 5 The spatial distribution of ecosystem services based on ordered weighted averaging-graphical information system (OWA-GIS) model under different scenarios.

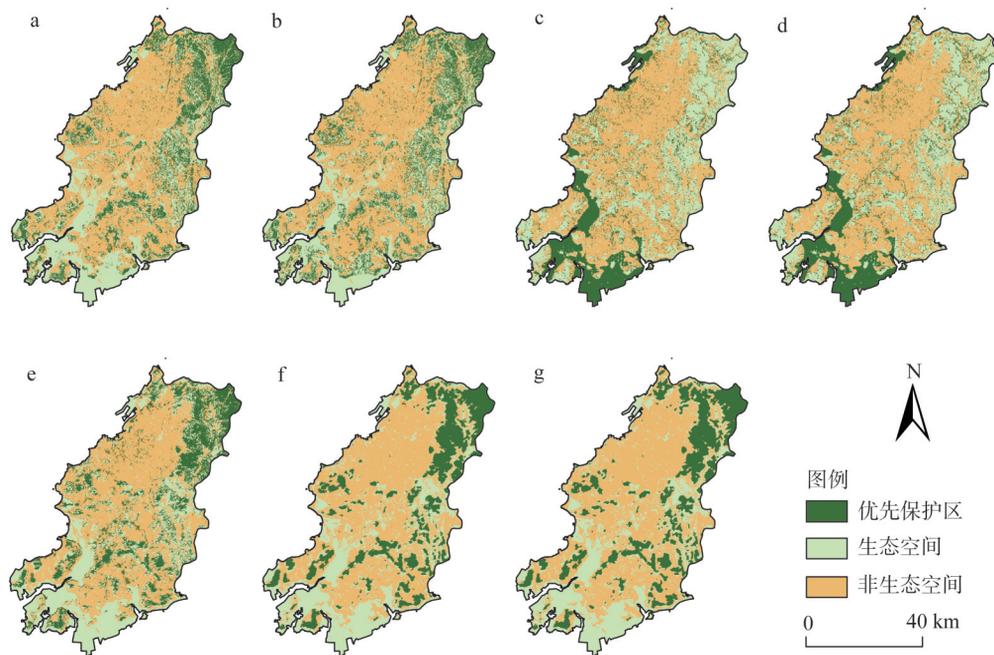


图6 不同情景下生态系统服务优先保护区空间分布

Fig. 6 Spatial distribution of priority conservation areas for ecosystem services under different scenarios

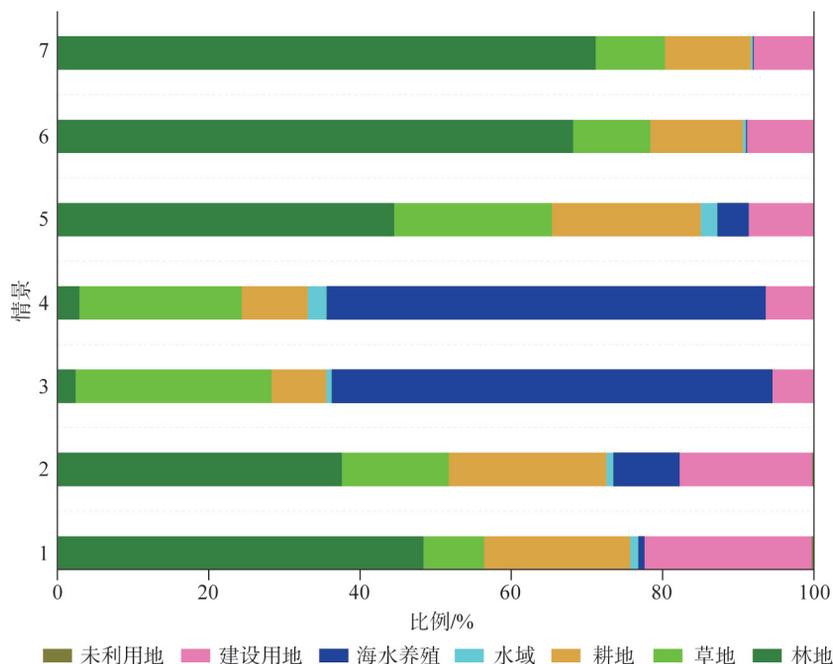


图7 各情景下优先保护区的土地利用构成

Fig. 7 The land use composition of priority conservation areas under different scenarios

表4 各生态系统服务优先保护区的保护效率及权衡度

Table 4 Protection efficiency and trade-off of priority conservation areas for ecosystem services

情景	风险系数 α	保护效率				权衡度
		食物供给	NPP	产水量	土壤保持	
1	0.0001	0.48	1.36	0.68	2.95	0.00
2	0.1	1.04	1.26	0.80	2.75	0.17
3	0.5	2.52	0.54	1.65	0.66	0.63
4	1	2.45	0.58	1.70	0.67	1.00
5	2	1.11	1.52	1.18	1.82	0.68
6	10	0.51	1.66	0.44	2.06	0.07
7	1000	0.46	1.67	0.42	2.04	0.00

护效率最高的是情景7 (1.67); 产水量保护效率最高的为情景4 (1.70); 土壤保持保护效率最高的为情景1 (2.95)。所有情景中, 只有情景5 (风险系数 $\alpha=2$) 下的4种生态系统服务保护效率都得到不同程度的提高, 其平均保护效率为所有情景中最高 (1.41)。

7种情景下, 权衡度最高的为情景4 (风险系数 $\alpha=1$, 权衡度 $trade-off=1$)。该情景下, 各生态系统服务位序权重相同, 是生态系统服务管理中的理想情景。情景1与情景7分别只有一种生态系统服务获得最高的位序权重, 是由单一生态系统服务主导的保护情景, 因此权衡度为最小值0。其他情景权衡度由高到低依次为: 情景5>情景3>情景2>情景6, 即除情景4的理想均衡状态外, 情景5拥有最高的权衡度, 生态系统服务内部冲突更为缓和。因此, 综合考虑生态系统服务保护效率和生态系统服务权衡度, 本文选取情

景5(所有生态系统服务保护效率 $E_i > 1$, 权衡度 $trade-off = 0.68$) 下的优先保护区作为瓦房店最终优先保护区。

2.3 生态安全格局构建

2.3.1 生态源地

基于情景5中最优保护区空间分布, 提取 1 km^2 以上的斑块作为瓦房店市生态源地(图8), 其总面积为 564.92 km^2 (表5), 占研究区面积的14.67%。源地数量为59块, 广泛分布于整个研究区, 整体呈现东北集聚连片、西南破碎离散分布格局, 与瓦房店主要林地草地的空间格局趋于一致。就景观组分而言, 生态源地土地利用构成以林地为主, 占全区源地总面积的59.24%, 草地、耕地次之, 两者总面积占比为35.02%, 水域以及海水养殖比例较低, 两者总面积仅占源地总面积的5.60%。

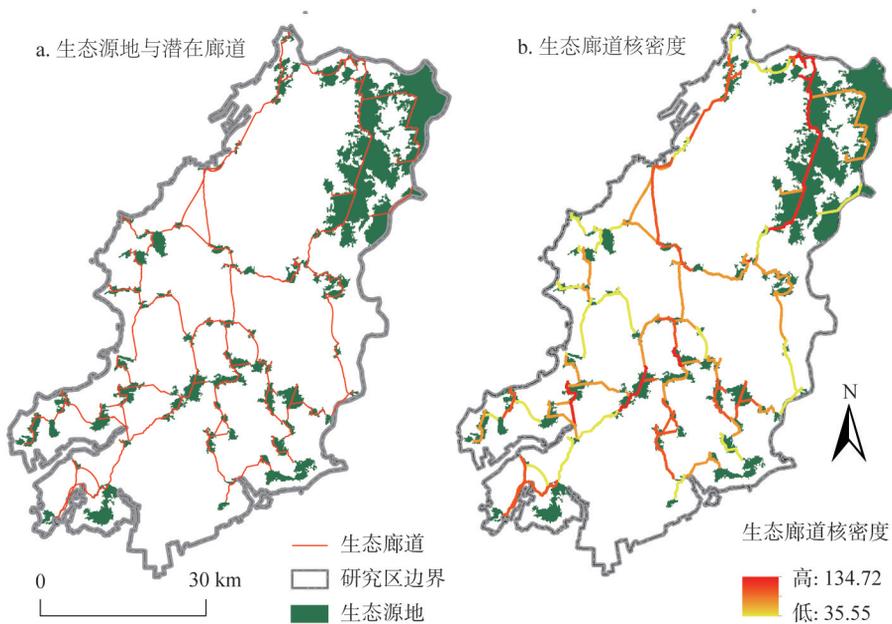


图8 瓦房店市生态源地与潜在廊道以及生态廊道重要性核密度分析

Fig. 8 Ecological source, potential corridor and the nuclear density analysis of ecological corridor importance in Wafangdian

2.3.2 生态廊道

基于最小阻力模型低阻力值谷线, 提取出生态源地几何中心点至剩余 $n-1$ (n 为生态源地几何中心点个数)个中心点的83条最小费用路径, 作为瓦房店市的潜在生态廊道(图8a), 总长度为 642.62 km (表5)。整体上, 潜在生态廊道避开城镇建设用地呈横纵网状分布, 在东北部源地集中连片区基本沿山区地势较低的谷地线延伸, 中部及南部源地分布离散, 廊道大体避开了山体, 沿河道、耕地边缘、岛屿岸线等高生态系统服务、低阻力线蔓延, 有效提高了各生态源地之间的空间连通性。

潜在生态廊道分布并非规则的首尾相接, 各廊道之间存在一定的拓扑关系, 从不同方向通往同一源地会出现廊道重叠部分。为了测度潜在生态廊道利用率, 评估廊道的保护等级, 本文利用ArcGIS空间分析工具对瓦房店市83条潜在廊道进行核密度分析, 识别出一级廊道30条, 次级廊道53条。结果如图8b所示, 南北走向的廊道核密度远大于

表5 生态安全格局各组分及其土地利用构成

Table 5 Components of ecological security pattern and land use composition

土地利用类型	生态源地		生态廊道		生态缓冲区	
	面积/km ²	比例/%	长度/km	比例/%	面积/km ²	比例/%
全域	564.92	—	642.62	—	1145.53	—
林地	334.66	59.24	201.56	31.37	301.68	26.34
草地	97.30	17.22	109.01	16.96	151.94	13.26
耕地	100.56	17.80	146.25	22.76	517.56	45.18
水域	12.08	2.14	29.33	4.56	26.43	2.31
海水养殖	19.56	3.46	92.58	14.41	143.87	12.56
建设用地	0	0	63.30	9.85	0	0
未利用地	0	0	0	0	0	0

东西走向,其中以东北部源地集中分布区最高,可见南北走向发达、密集分布的廊道为瓦房店市南北物种迁徙和生态系统服务流动扩散起到重要的连通作用。

2.3.3 缓冲区及生态安全格局

根据阻力面中双曲线(最小阻力值与面积的关系曲线;最远点到源的剖面曲线)的突变情况,发现阻力值在302处为明显的突变点,因此设定累积阻力值302作为阻力阈值,并以此确定安全格局的生态缓冲区(图9)。瓦房店生态缓冲区面积为1145.53 km²,占总面积的35.48%(表5),主要景观构成为湖滨湿地,山地边缘人工疏林地以及部分海岸带。生态缓冲区是生态源地边缘的重要生态用地,缓冲区边缘紧邻人类活动区,是保护生态源地不受人類活动影响的重要屏障。该区域应以生态保护为主,严格控制城市开发对生态用地的干扰,原则上禁止任何形式的开发活动。

瓦房店市生态安全格局下(图9),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;生态廊道为具有高生态系统服务水平的源间通道,面临人类活动干扰的威胁较大,以廊道等级确定保护优先次序,对人类活动频繁区域附近和已遭破坏的一级廊道列为修复重点。此外,考虑到瓦房店市海陆兼备的地缘特征,为保证海陆生态系统服务及物种流通,构建陆海统筹的生态安全格局,有必要在现有陆地“绿色”廊道基础上开辟水体廊道,因此亟需科学评估复州河、浮渡河流域实施水利工程的可行性,以切实解决二河季节性断流问题;缓冲区具有仅次于生态源地的生态保护价值,基于生态安全保护的前瞻性,合理、科学地在缓冲区内划定开发红线,改善生境质量,逐步将缓冲区建设为瓦房店市“后备生态源地”。

生态安全格局的构建为城市土地利用规划与调整提供了控制依据。将瓦房店市生态源地划为禁止建设区,面积为564.92 km²,占全市总面积

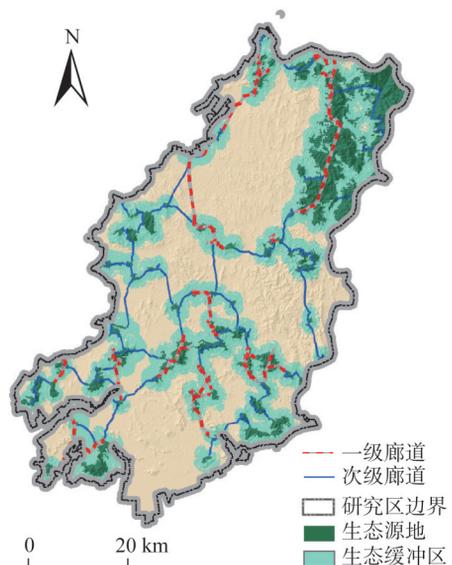


图9 瓦房店市生态安全格局

Fig. 9 The ecological security pattern of Wafangdian

的14.67%。根据《瓦房店市土地利用总体规划(2006-2020年)》(简称总规)土地利用调控计划,划定生态控制线禁止建设区面积为528.87 km²,占瓦房店市总面积的13.74%,与生态源地基本协调一致;此外,为落实建设用地空间管制制度,总规划定禁止建设区外围的限制开发区374.60 km²,占全市总面积的9.73%,远低于缓冲区划定范围(1145.53 km²),可见作为禁止建设区的屏障区,缓冲区能够充分承接人类建设开发活动的干扰与冲击。

3 结论与讨论

3.1 结论

本文在评估2000年和2014年瓦房店典型生态系统服务物质质量的基础上,引入OWA多准则决策模型识别出生态系统服务优先保护区,并以此为基础构建研究区生态安全格局。研究结果表明:

(1) 2000-2014年,瓦房店市生态系统服务在时空维度均变化显著,除产水量外,其他生态系统服务均有不同程度的增强。

(2) 基于OWA-GIS模拟出7个生态系统服务优先保护区情景,选定的最终优先保护区为情景5。

(3) 瓦房店市生态源地总面积为564.92 km²,空间分布呈现东北集聚、西南离散的态势;生态廊道总长642.62 km,其中一级廊道为220.76 km,次级廊道为421.86 km,呈网状沿研究区低阻力谷分布;生态缓冲区总面积为1145.53 km²,作为生态源地的屏障区,环源地分布的空间格局可有效抵御人类活动的干扰。

3.2 讨论

多情景模拟面向不同区域、不同决策者的多重目标与需求,因此,优先保护的最终决定必须与特定的保护目标以及需求相匹配^[7]。基于OWA的多准则决策模型通过位序权重不同组合,提供了多种方案以满足决策者或利益相关者的主观目的。如果以保护个体为目标,例如本文情景1与情景7(图5a、图5g),识别优先区域过程更为直接,但这种情况下决策者往往以牺牲其他生态系统服务为代价获得个体目标服务的保护;若较低的决策风险与较均衡的生态系统服务水平与最终的保护目标相匹配,则情景3为优先保护区的最佳选择。本文开发了7种生态系统服务保护方案(图5、图6),以高保护效率、配置均衡的生态系统服务为最终保护目标,以保证提取出的优先保护区具备生态源地的核心性和全面性。

基于多生态过程权衡耦合的生态安全格局构建一直是景观生态学研究的难点。本文尝试以平衡生态系统服务内部权衡冲突为目的识别生态源地,引入的OWA多准则决策模型在生态安全格局研究领域尚未成熟,具体提取阈值的确定、位序权重计算方法的选择仍有待进一步深入研究验证。此外,本文虽依据生态廊道的利用率对其进行重要等级评估,但未设定廊道宽度,事实上廊道生态效益的发挥很大程度受廊道宽度的影响^[35],在瓦房店全力推进全域城市化背景下,综合考虑生态效益与经济发展需求设定不同等级生态廊道宽度阈值,仍有待进一步研究探讨。

参考文献(References):

- [1] 俞孔坚, 王思思, 李迪华, 等. 北京市生态安全格局及城市增长前景. 生态学报, 2009, 29(3): 1189-1204. [YU K J, WANG S S, LI D H, et al. The function of ecological security patterns as an urban growth frame work in Beijing. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(3): 1189-1204.]
- [2] 高世昌. 国土空间生态修复的理论与方法. 中国土地, 2018, (12): 40-43. [GAO S C. Theories and methods of ecological restoration of territorial space. *China Land*, 2018, (12): 40-43.]
- [3] 彭建, 赵会娟, 刘焱序, 等. 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. [PENG J, ZHAO H J, LIU Y X, et al. Research progress and prospect on regional ecological security pattern construction. *Geographical Research*, 2017, 36(3): 407-419.]
- [4] 王威, 贾文涛. 生态文明理念下的国土综合整治与生态保护修复. 中国土地, 2019, (5): 29-31. [WANG W, JIA W T. Land comprehensive renovation and ecological protection and restoration under the concept of ecological civilization. *China Land*, 2019, (5): 29-31.]
- [5] 姚婧, 何兴元, 陈玮. 生态系统服务流研究方法最新进展. 应用生态学报, 2018, 29(1): 335-342. [YAO J, HE X Y, CHEN W. The latest progress in ecosystem service flow research methods. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, 29(1): 335-342.]
- [6] 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. [JING Y C, CHEN L D, SUN R H. A theoretical research framework for ecological security pattern construction based on ecosystem services supply and demand. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(12): 4121-4131.]
- [7] 傅伯杰, 吕一河, 高光耀. 中国主要陆地生态系统服务与生态安全研究的重要进展. 自然杂志, 2012, 34(5): 261-272. [FU B J, LYU Y H, GAO G Y. Major research progress on the ecosystem service and ecological safety of main terrestrial ecosystem in China. *Chinese Journal of Nature*, 2012, 34(5): 261-272.]
- [8] 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): 273-298. [WANG X F, LYU Y H, FU B J. Ecosystem services and ecological security. *Chinese Journal of Nature*, 2012, 34(5): 273-298.]
- [9] 吴健生, 马洪坤, 彭建. 基于“功能节点—关键廊道”的城市生态安全格局构建: 以深圳市为例. 地理科学进展, 2018, 37(12): 1663-1671. [WU J S, MA H K, PENG J. Improving urban ecological security pattern based on functional nodes-key corridors: A case study of Shenzhen city. *Progress in Geography*, 2018, 37(12): 1663-1671.]
- [10] 杨天荣, 匡文慧, 刘卫东, 等. 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. [YANG T R, KUANG W H, LIU W D, et al. Optimizing the layout of eco-spatial structure in Guanzhong Urban Agglomeration based on the ecological security pattern. *Geographical Research*, 2017, 36(3): 441-452.]
- [11] BRAUMAN K A, DAILY G C, DUARTE T K, et al. The nature and value of ecosystem services: An overview highlighting hydrologic services. *Social Science Electronic Publishing*, 2007, 32(32): 67-98.
- [12] BARBIER E B, KOCH E W, SILLIMAN B R, et al. Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science*, 2008, 319(5861): 321-323.
- [13] RODRIGUEZ J P, BEARD T D, BENNETT E M, et al. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society*, 2006, 11(1): 709-723.
- [14] 戴尔阜, 王晓莉, 朱建佳, 等. 生态系统服务权衡: 方法、模型与研究框架. 地理研究, 2016, 35(6): 1005-1016. [DAI E F, WANG X L, ZHU J J, et al. Methods, tools and research framework of ecosystem service trade-offs. *Ecology and Society*, 2016, 35(6): 1005-1016.]
- [15] LAUTENBACH S, VOLK M, GRUBER B, et al. Quantifying ecosystem service trade-offs. In: *International Environmental Modelling and Software Society (iEMSS)*. In: 2010 International Congress on Environmental Modelling and Software Modelling for Environment's Sake. Ottawa: 2010.
- [16] YAGER R R. On ordered weighted averaging aggregation operators in multi-criteria decision making. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*, 1988, 18(1): 183-190.
- [17] MALCZEWSKI J, RINNER C. Exploring multicriteria decision strategies in GIS with linguistic quantifiers: A case study of residential quality evaluation. *Journal of Geographical Systems*, 2005, 7(2): 249-268.

- [18] ZHANG L, FU B, LU Y, et al. Balancing multiple ecosystem services in conservation priority setting. *Landscape Ecology*, 2015, 30(3): 535-546.
- [19] RICARDO D T, ERSHUN Z, YANG Z H, et al. A local spatial decision support system for developing countries based on MCA, fuzzy sets and OWA: Case study of a municipality in Cuba. *Geo-spatial Information Science*, 2013, 16(2): 120-129.
- [20] LIU Y X, LU Y H, PAU L H, et al. Quantifying the spatio-temporal drivers of planned vegetation restoration on ecosystem services at a regional scale. *Science of the Total Environment*, 2019, 650: 1029-1040.
- [21] 李军玲, 郭其乐, 彭记永. 基于MODIS数据的河南省冬小麦产量遥感估算模型. *生态环境学报*, 2012, 21(10): 1665-1669. [LI J L, GUO Q L, PENG J Y. Remote sensing estimation model of Henan province winter wheat yield based on MODIS data. *Ecology and Environmental Sciences*, 2012, 21(10): 1665-1669.]
- [22] 武文欢, 彭建, 刘焱序, 等. 鄂尔多斯市生态系统服务权衡与协同分析. *地理科学进展*, 2017, 36(12): 1571-1581. [WU W H, PENG J, LIU Y X, et al. Tradeoffs and synergies between ecosystem services in Ordos city. *Progress in Geography*, 2017, 36(12): 1571-1581.]
- [23] FIELD C B, BEHRENFELD M J, RANDERSON J T, et al. Primary production of the biosphere: Integrating terrestrial and oceanic components. *Science*, 1998, 281(5374): 237-240.
- [24] 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. [ZHU W Q, PAN Y Z, ZHANG J S. Estimation of net primary productivity of Chinese terrestrial vegetation based remote sensing. *Journal of Plant Ecology*, 2007, 31(3): 413-424.]
- [25] HOYER R, CHANG H J. Assessment of freshwater ecosystem services in the Tualatin and Yamhill Basins under climate change and urbanization. *Applied Geography*, 2014, 53: 402-416.
- [26] RENARD K G, FOSTER G R, WEESIES G A, et al. Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington DC: Agricultural Handbook, 1997.
- [27] 刘焱序, 彭建, 韩忆楠, 等. 基于OWA的低丘缓坡建设开发适宜性评价: 以云南大理白族自治州为例. *生态学报*, 2014, 34(12): 3188-3197. [LIU Y X, PENG J, HAN Y N, et al. Suitability assessment for building land consolidation on gentle hillside based on OWA operator: A case in Dali Bai Nationality Borough in Yunnan, China. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(12): 3188-3197.]
- [28] JIANG H, EASTMAN J R. Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS. *International Journal of Geographical Information Science*, 2000, 14(2): 173-184.
- [29] QIN K Y, LI J, LIU J Y, et al. Setting conservation priorities based on ecosystem services: A case study of the Guanzhong-Tianshui Economic Region. *Science of the Total Environment*, 2019, 650: 3062-3074.
- [30] 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. [YU K J, LI D H, DUAN T W. Landscape approaches in biodiversity conservation. *Chinese Biodiversity*, 1998, 6(3): 205-212.]
- [31] 黄木易, 岳文泽, 冯少茹, 等. 基于MCR模型的大别山核心区生态安全格局异质性及优化. *自然资源学报*, 2019, 34(4): 771-784. [HUANG M Y, YUE W Z, FENG S R, et al. Analysis of spatial heterogeneity of ecological security based on MCR model and ecological pattern optimization in the Yuexi county of the Dabie Mountain Area. *Journal of Natural Resources*, 2019, 34(4): 771-784.]
- [32] 彭建, 郭小楠, 胡熠娜, 等. 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. [PENG J, GUO X N, HU Y N, et al. Constructing ecological security patterns in mountain areas based on geological disaster sensitivity: A case study in Yuxi city, Yunnan province, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2017, 28(2): 627-635.]
- [33] YU K J. Security patterns and surface model in landscape ecological planning. *Landscape and Urban Planning*, 1996, 36(1): 1-17.
- [34] 陈影, 哈凯, 贺文龙, 等. 冀西北间山盆地景观格局变化及优化研究: 以河北省怀来县为例. *自然资源学报*, 2016, 31(4): 556-569. [CHEN Y, HA K, HE W L, et al. Study on the change and optimization of landscape pattern in the basin of Northwest Hebei Mountains: A case study of Huailai county, Hebei province. *Journal of Natural Resources*, 2016, 31(4): 556-569.]

- [35] 陈昕, 彭建, 刘焱序, 等. 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. [CHEN X, PENG J, LIU Y X, et al. Constructing ecological security patterns in Yunfu city based on the framework of importance-sensitivity-connectivity. Geographical Research, 2017, 36(3): 471-484.]

Ecological security pattern construction based on multi-scenario trade-off of ecosystem services: A case study of Wafangdian, Dalian

ZHAO Wen-zhen¹, HAN Zeng-lin^{1,2}, YAN Xiao-lu^{2,3}, ZHONG Jing-qiu²

(1. School of Geography, Liaoning Normal University, Dalian 116029, Liaoning, China; 2. Center for Studies of Marine Economy and Sustainable Development, Liaoning Normal University, Dalian 116029, Liaoning, China; 3. Institute of Applied Ecology, CAS, Shenyang 110016, China)

Abstract: Taking Wafangdian county in Liaoning province as the research unit, on the basis of the evaluation of the four typical ecosystem services, including food supply, NPP, water yield and soil conservation in 2000 and 2014, OWA model was introduced to simulate the priority conservation areas of ecosystem services in the study area in 2014 as the ecological source. The MCR model was used to identify the ecological corridor and buffer zone, and the ecological security pattern of the study area was constructed. The results show that: (1) From 2000 to 2014, the spatial and temporal changes of ecosystem services in Wafangdian were significant. Except for water yield, other ecosystem services had been enhanced. (2) Considering the efficiency of ecosystem services protection ($E_i > 1$) and trade-off degree (0.68), the priority conservation areas under scenario 5 were selected as the ecological source of Wafangdian. (3) The ecological source area of Wafangdian was 564.92 km², which is distributed throughout the region; the total length of ecological corridors was 642.62 km, the first level corridors (220.76 km) ran through the north and south of the study area, and the secondary corridors (421.86 km) connected the dispersed ecological sources with net-like distribution. The results can provide decisive supports for sustainable ecosystem management and land use optimization in Wafangdian.

Keywords: ecosystem services; OWA; conservation area; ecological security pattern; Wafangdian