

基于价值量的区域生态安全评价方法探索 ——以陕北能源区为例

任志远¹, 刘焱序²

(1. 陕西师范大学旅游与环境学院, 西安 710062; 2. 北京大学城市与环境学院, 北京 100871)

摘要: 区域生态安全研究对实现区域可持续发展具有重要战略意义。以价值量为基础, 采用部分生态估算模型为例, 区分出生态系统服务和损失, 分析在具体区域使用价值量比值形式表述生态安全程度的可行性和合理性。研究表明: ① 生态系统服务价值和生态风险损失的时间波动规律不一致, 在陕北地区生态恢复背景下生态系统安全程度并未出现直线上升, 人类活动和气候变化在地理—生态过程中的交互作用复杂。② 使用SOM神经网络基于生态安全度将研究区划分为4个子区域, 并进行优化调控讨论。结果说明基于价值量的计算方法可以降低指标权重打分过程产生的不确定性, 时空精度高, 在实践中可以应用。由于生态估算模型本身还有较大改进空间, 因此不确定性仍然存在, 多尺度、多方法相互对照评价是后续研究的目标。

关键词: 价值量; 生态系统服务; 生态风险; 生态安全; 陕北能源区

DOI: 10.11821/dljy201310001

1 引言

在全球变化过程中, 生态安全作为人类生存和发展的议题被广泛关注。生态安全在狭义上是指自然和半自然生态系统的安全, 广义上指自然—经济—社会组成的复合人工自然生态系统不受威胁的状态^[1]。对于地理—生态过程研究领域而言, 通过进行区域生态安全评价以支撑国家和地方生态建设, 对满足国家战略需求, 实施可持续发展战略具有重要的现实意义^[2]。

生态安全理念涉及生态系统和人地系统两个层面, 区域生态安全的研究对象主要侧重于后者。其基础理论涉及景观生态学、干扰生态学、保护生态学、恢复生态学、生态经济学、生态伦理学和复合生态系统理论等^[3], 涉及理论体系复杂、评价目标不一、评价手段多样, 定量化相对困难。肖笃宁等认为, 生态安全分析可以划分为生态安全格局测度、生态系统健康诊断、生态功能效益价值判断三个子方向, 综合实现生态安全预警与设计, 进行生态安全维护与管理^[4]; 傅伯杰等认为, 对生态系统的综合评价可以分为生态系统服务功能和生态系统健康诊断两个部分, 其中生态系统服务功能可以用价值形式评估, 生态系统健康可以由活力、组织、弹性和联合性表示^[5]; 王根绪等认为, 生态安全评价应将生态

收稿日期: 2013-03-23; 修订日期: 2013-07-24

基金项目: 国家自然科学基金项目(41071057); 陕西师范大学中央高校基本科研专项基金项目 (GK201101002)

作者简介: 任志远 (1953-), 男, 陕西兴平人, 教授, 博士生导师, 主要从事国土资源开发与生态环境评价研究。

E-mail: liuyanxu00777@126.com

风险与生态健康有机结合,前者侧重风险压力与生态脆弱性测度,后者侧重生态系统完整性、恢复力与活力三方面的定量^[6]。因此,在区域生态安全评价中,有必要至少区分出生态系统本身的健康性或脆弱性和外界施加给生态系统的压力或风险两个方面。

生态安全评价的常用方法包括临界指标综合评价法、生态承载力分析法,生态模型方法,景观生态学方法以及生态系统服务价值法等^[7-9],然而其中一部分方法只能体现县域以上尺度的时空分异性,而另一部分方法因子涉及较少导致生态安全评价的综合性体现不佳。通过价值量进行生态系统服务功能评估的研究,近10年来已经在中国取得了丰硕成果,区域生态安全评价也是该评估过程的重要应用方向。尤其是依托遥感数据进行估算时空精度较高,能通过不同尺度表征地理—生态过程的具体关系,更加符合生态安全评价量化的要求,有广阔的研究前景。然而,生态安全研究中进行的生态系统服务评价能否综合表征区域生态安全程度值得商榷,将生态系统服务价值直接应用于区域生态安全评价体系在理论框架角度上指标不够完善,降低了评价结果的可信度。

鉴于此,本研究拟通过综合几种生态安全评价模型进行生态系统服务功能评价和生态风险损失评价,结合生态系统服务价值、生态风险损失等有关理论,将价值量作为衡量手段,以特定区域的生态过程为例,进行区域生态安全评价手段的优化探索。

2 评价方法

2.1 定量步骤

在人地关系角度,对人类活动服务效应越大、生态损失越小的生态系统更符合地理—生态过程中保障区域生态安全的目标。为使不同生态过程的定量结果具有可比性,研究主要采用如下方法:①独立评价区域内部的生态风险与生态系统服务。其中生态风险评价通过主流的三种生态风险评价角度,包括环境污染、主要灾害等对生态系统造成的价值损失和景观格局对区域生态系统造成的潜在不稳定性;生态系统服务采用主要功能的价值量化进行衡量,采用数学模型估算。②将生态系统本身所具有的价值和其遭受的价值损失相对比,用以反映生态系统服务收益与生态风险损失之间的比较关系。由于风险损失价值与服务收益价值在计算过程中可能指标不对应,因此适于用比值形式运算,生态系统在总量上损失价值越少,服务价值越大,则区域相对越安全。③鉴于生态安全程度高并不绝对意味着适宜人类生存发展,在人地系统中具体进行生态建设仍是通过人类活动进行,因此在实例应用进行分区调控讨论时将人居自然适宜性纳入分区体系,根据人居环境与生态安全的优劣性讨论不同的调控措施。应用流程如图1。

2.2 生态系统服务收益测算

按照图1,首先测算各生态过程的物质质量产生、保持或处理情况:①固碳释氧量的估算主要由光合作用方程 $6\text{CO}_2+6\text{H}_2\text{O}=\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6+6\text{O}_2$ 换算,其中合成干物质采用遥感估算得到的NPP物质质量予以替代^[10],换算出植被每年固定 CO_2 和释放 O_2 的单位面积总量。②水土保持量的估算采用美国通用土壤流失方程测算,该模型各因子定量方式较多,本研究按照任志远等的计算方法^[11]。排除地表覆被类型和土壤保持措施因素的影响计算潜在土壤侵蚀量,即无植被覆盖、无人工措施,带入 $C=1$ 、 $P=1$ 。植被水土保持量即为潜在土壤侵蚀量与现实水蚀量之差。③涵养水源功能测算中,将植被不同作用层分解为冠层截留 Q_1 、枯落物层持水 Q_2 和土壤层蓄水 Q_3 三部分进行测算^[12],其中冠层截流率、枯枝落叶最大持水

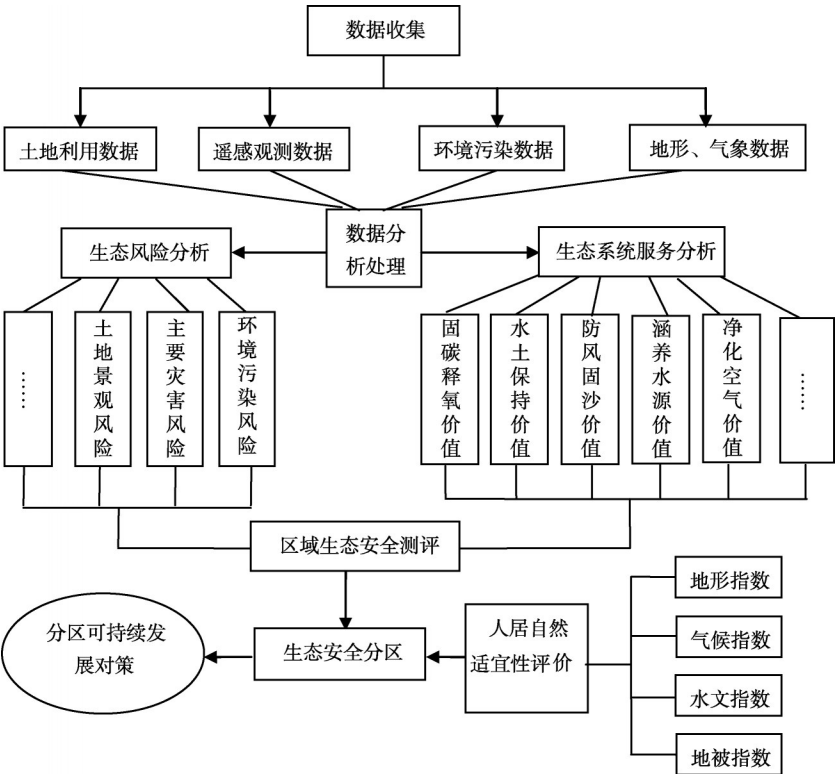


图1 研究技术路线图
Fig.1 The technical chart for this study

率、土壤的非毛管孔隙度等取中国相应气候带内部各生态系统的平均值^[13]。④防风固沙物质量依然根据保持土壤量计算，根据董治宝等提出的出区域风蚀流失量模型^[14]测算每年大致的风沙侵蚀量，无植被覆盖的裸地情况即潜在土壤侵蚀量，植被风蚀土壤保持量即为潜在土壤侵蚀量与现实风蚀量之差。⑤净化空气量根据单位面积植被吸收SO₂和滞尘能力换算^[15]。

在价值量化过程中，通过替代法衡量所有生态过程的全部影响往往难以实现，研究仅选择对人类影响较大、方法较成熟、争议小的替代方法，如表1所示^[16]。

2.3 生态风险损失测算

区域景观综合生态风险的计算可以有效表征区域生态系统隐含的风险或潜在损失，常用指标如破碎度、分离度、优势度等。本研究采用谢花林总结的方法对区域土地景观风险进行计算，如表2^[17]。

灾害生态风险是以主要自然灾害为风险源、以生态系统为风险受体的综合评价。灾害包括突发性灾害和渐变性灾害两方面，突发性灾害具有随机性，难以在较短时间尺度上进行规律总结；渐变性灾害随时间推进的波动规律比较平稳，灾害造成的损失易于量化。因此，本研究暂选取植被缺水、水土流失和土地沙化三种渐变性灾害作为研究区影响生态环境的主要灾害类型。干旱缺水程度一般以年际差异作为划分标准，空间划分方法较少。400 mm等降水量线是东部季风区与西北干旱半干旱区的分界线和我国半湿润和半干旱区的划分标准，本研究暂以此作为空间上区分干旱程度的标准。根据多年降水数据的平均值提取研究区400 mm等降水量线的空间位置，再分耕地、林地、草地三种土地利用类型统

表 1 生态系统服务的价值化方法

Tab.1 The methods to evaluate the ecosystem service function

服务类型	方法	计算公式	公式说明
吸收 CO ₂	碳税法	$V=NPP\times1.63\times V_c$	NPP 为净初级生产力所得物质量; V_c 为瑞典碳税和美国碳税的平均值
释放 O ₂	工业制氧法	$V=NPP\times1.20\times V_o$	NPP 为净初级生产力所得物质量; V_o 为工业制氧单位成本
保护土地面积	收益替代法	$V=\sum A/h/\rho i\times P_i$	A 为土壤保持量; h 为表土厚度; ρ 为土壤容量; P_i 为土地农业收益
土地营养保持	市场价格法	$V=\sum A\times C_i\times P_i$	A 为土壤保持量; C_i 为各元素含量; P_i 为碳酸氢铵/过磷酸钙/硫酸钾中 N/P/K 比例乘以化肥价格
减少泥沙淤积	影子工程法	$V=\sum A/\rho i\times24\%\times P$	A 为土壤保持量; 24% 为泥沙平均比例; P 为单位库容工程费用
水源涵养	机会成本法	$V=Q\times a$	Q 为水源涵养量; a 为用水成本和库容工程费用的均值
防止沙化废弃	收益替代法	$V=\sum A/h/\rho i\times P_i$	A 为土壤保持量; h 为表土厚度; ρ 为土壤容量; P_i 为土地农业收益
吸收 SO ₂	治理费用法	$V=Q_i\times V_s$	Q_i 为不同树种的年吸收量; V_s 为 SO ₂ 治理费用
滞尘净化空气	治理费用法	$V=Q_i\times P$	Q_i 为不同树种的年滞尘量; P 为除尘运行成本

表 2 生态风险指数计算方法

Tab.2 The methods to calculate the landscape eco-risk index

指数名称	计算方法	参数含义
景观破碎度	$C_i=n_i/A_i$	n_i 为类型 i 斑块数; A_i 为类型 i 总面积
景观分离度	$S_i=\frac{1}{2}\frac{n_i}{A}\frac{A}{A_i}$	A 为景观总面积
景观优势度	$DO_i=\frac{Q_i+M_i}{4}+\frac{L_i}{2}$	Q_i 为类型 i 出现单元数/总单元数; M_i 为单元内类型 i 斑块数/单元内斑块总数; L_i 为单元内类型 i 面积/单元总面积
景观干扰度	$E_i=aC_i+bS_i+cDO_i$	a 、 b 、 c 为权重, 依次取 0.5、0.3、0.2
景观脆弱度	$a+b+c+d+e=1$	a 、 b 、 c 、 d 、 e 为土地覆被分级权重, 居民点及工矿用地、林地、草地、耕地、水域、未利用地, 依次赋予 1-6 并归一化
生态风险度	$LERI_k=\frac{S_{ai}}{S_k}E_iF_i$	k 为统计单元; S_{ai} 为单元内类型面积; S_k 为单元总面积

计该条带上每年平均 NPP 值, 结果表示研究区半湿润和半干旱临界条件下的各地类的每年平均植被生长情况, 若小于该值则植被可能生长受干旱缺水影响。当然这种粗略估计的阈值判定方法只针对农用地, 同时必须假设区域内采用相似的耕作或放牧方式, 若区域过大导致农作物或畜类分布有很强的空间分异, 则降水量线中的 NPP 均值不具有代表性。植被缺水的生态风险损失即可表示为干旱缺水导致的 NPP 缺失部分所换算的固碳释氧价值损失。水土流失量以 USLE 模型测定, 土地沙化量以区域风蚀流失量模型判定, 价值量的转换方法与表 2 相似, 仅将带入的土壤保持量换成模型算出的土壤损失量, 可得出土地面积减少、土地营养下降、泥沙淤积、沙化废弃的价值损失。

污染生态风险是人地关系对生态系统产生的重要人为影响, 本研究出于试验研究区的地域特色考虑工业与城市污染。由于在大区域尺度的评价中具体排污点位数据和传播衰减距离无法确定或不易观察其空间分异性, 因此本研究选择人口空间法方法将“三废”污染县域统计数据重新进行空间化。在人口空间化研究中, 将基于土地利用数据, 按照农村、城镇的建设用地比例将相应的人口统计数据平均到单位栅格像元中^[18]。该方法可以打破行政单元对社会指标的统计意义约束, 从而完成基于栅格的人口空间格局模拟。DMSP/OLS 夜间灯光数据可用于人口、GDP、能耗量、碳排放等社会经济的估计, 人口密集程度、产业发展程度、基础服务设施等指标均可由灯光强度侧面体现, 以灯光强度作为区域城市化

与工业化过程的空间表达是较为可行且精度较高的^[19]。因而，相仿于人口数量和建设用地的面积对应，城市化与工业化过程与“三废”污染也可能有一定的对应关系。去除地表固有的灯光散逸后^[20]，统计各年各区县的灯光图像栅格 value 值之和，作为各区县灯光总强度。在市级环境年鉴中统计各区县“三废”排放量，根据2003年颁布的国家《排污费征收使用管理条例》分别确定大气污染与水污染各项污染物的具体价格当量值和工业固体废物每吨征收价格，得出各区县每年“三废”排放的等量价格，除以灯光总强度得出每个县的单位像元污染价格，即每个栅格的污染生态风险损失。

2.4 生态安全程度评价

显然生态风险损失增大对生态安全有负向作用，生态系统服务提高则对生态安全有正向作用，满足增益与损失的反比关系。本研究将未标准化的生态系统服务价值量与生态风险损失价值量求比值，并用景观指数修正，得出区域生态安全程度。分解步骤内涵为：将生态系统服务本身收益价值除以实际生态风险损失价值，作为相对于实际损失的安全程度，该倍数关系尚未考虑景观生态风险；将针对隐含损失景观生态风险以系数作为分母，表明景观潜在损失的对这种相对安全的负面影响，得出综合了潜在与现实风险和服务能力的安全程度，最终值越大表明越安全。最后乘以常数，将安全度转换至[1,100]区间。公式如下：

$$ES = \frac{ESV}{V_p + V_d} \times \frac{1}{LERI} \times C \tag{1}$$

式中：ES为生态安全度；ESV为生态系统服务收益价值量；V_p为灾害风险损失价值量；V_d为污染风险损失价值量；LERI为潜在风险即景观生态风险指数；C为转换区间过程中设定常数，按照计算结果的分布取值，以便将ES取值范围拉伸。

2.5 人居自然适宜性评价

根据已有研究成果，以地形起伏度^[21]、气候适宜度^[22]、水文指数^[23]、地被指数^[24]作为评价指标，并综合得出区域人居自然适宜性。为拉伸区域内部空间差异，将四个图层的空间变异系数求出并归一化作为分项权重，随后将地形起伏度反向归一化与其他三项正向归一化的因子按权重累加，作为综合人居适宜性。公式如下：

$$RDLS = ALT/1000 + \{[Max(H) - Min(H)] \times [1 - P(A)/A]\} / 500 \tag{2}$$

式中：RDLS为地形起伏度；ALT为以单位样本区域内的平均海拔高度；Max(H)与Min(H)分别代表该样本区域内的最高与最低海拔高度；P(A)表示区域内的平地面积；A代表区域总面积^[21]。

$$T = 1.8t + 32, THI = T - 0.55(1 - f)(T - 58) \tag{3}$$

$$K = -(10 - v + 10.45 - v) + 8.55s, CI = \alpha \times THI + \beta \times k$$

式中：CI为气候指数；K为风效指数；THI为温湿指数；t为月平均气温（℃）；v是平均风速（m/s）；f是月平均空气相对湿度(%)；s是日照时数（h/d）；α与β分别为温湿指数与风效指数的评价权重，为尽量区分样本内部空间差异，按空间变异系数确定权重并归一化，则α与β分别取值为0.52和0.48^[22]。

$$WRI = \alpha \times P + \beta \times Wa \tag{4}$$

式中：Wa与P分别为水域面积和归一化的年均降水量，其中水域面积仅在存在水域的网格中进行归一化；WRI为水资源指数；α与β作为年均降水量和水域面积比例的权重赋值为0.8和0.2^[23]。

$$LCI = LT_i \times NDVI \tag{5}$$

或月份气温、降水量、风速、相对湿度、日照时数等指标，取自中国气象科学数据共享服务网的国家级台站各数据集；环境数据摘自榆林市与延安市 2001-2010 环境质量年报；DEM 数据使用中科院数据应用环境中心提供的 SRTM 90 m 分辨率产品；土壤类型数据选用中科院西部环境生态数据中心 1:100 万土壤数据集，土壤肥力氮磷钾含量取自南京土壤所中国土壤数据库样点观测值；同时选用 NOAA 国家地球物理数据中心(NGDC)对 DMSP/OLS 数据进行处理而生成 2001-2009 年稳定夜间灯光数据，其空间分辨率 30"，时间分辨率 1 年；行政区矢量要素取自国家 1:400 万基础数据库。所有图层统一转换为自定义的 Albers 投影，中央经线 109°E，双标准纬线为 37°N、38°N。

3.3 测算结果

鉴于遥感数据源分辨率多在 1 km 左右，在 ArcGIS 平台下，生成 5 km×5 km 网格作为生态安全度的统计单元。按照方法设计流程依次测算出 2001-2009 年陕北能源区生态系统服务价值、景观生态风险、灾害风险损失、污染风险损失、生态安全程度（表 3），其中除污染风险损失为总量外其它均以单位格网量表示。将 2009 年的生态安全程度空间格局显示如图 3 所示，区域生态安全度格局在空间上呈现一定纬度地带性规律，由北向南安全度逐步上升。生态系统服务价值收益和生态风险损失的时间波动规律并不一致，在陕北地区生态恢复背景下生态系统安全程度并未出现直线上升，反映了人类活动和气候变化在地理—生态过程中的交互作用。

表 3 2001–2009 年各格网主要参数平均值
Tab.3 The mean values of the grids for the parameters in 2001–2009

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
生态系统服务价值(10 ⁴ 元/km ²)	158.57	164.40	166.24	174.02	161.61	168.28	167.02	174.41	193.53
景观生态风险	0.39	0.33	0.33	0.35	0.36	0.35	0.34	0.35	0.39
灾害风险损失(10 ⁴ 元 /km ²)	136.51	123.63	121.02	121.49	122.94	124.66	126.28	139.40	117.89
污染风险损失(10 ⁸ 元)	0.49	0.91	1.38	1.87	3.50	3.01	4.13	3.67	4.08
生态安全程度	15.31	17.71	18.50	18.25	16.25	17.52	17.28	15.70	20.66

在人居自然适宜性评价中，根据空间变异系数对地形、水文、地被、气候四项权重依次取值为 0.3，0.24，0.25，0.21，综合适宜性如图 4 所示。采用 Spearman 相关性分析计算 2001-2009 年各格网的人居自然适宜性与生态安全的相关性， R^2 依次为 0.67、0.58、0.55、0.54、0.50、0.61、0.53、0.62、0.67，各年均达到显著相关。因此同处于[0,100]区间内的人居自然适宜性与生态安全在空间分布上具有一定的一致性，但并不具有严格一一对应的关系。生态安全对地理特征分异的响应更敏感，而人居自然适宜度更具有空间上的均质性，因此生态安全度在小范围内空间分异越大则二者越不一致。按平均值分别将人居自然适宜性与生态安全度分为高值部分和低值部分，则低值部分的相关性远高于高值部分的相关性，各年高值间 R^2 与低值间 R^2 的差异在 0.1-0.3 不等。可见生态安全高值区域不一定是适宜人居区域，但生态安全低值区域很有可能是不适宜人居区域。

3.4 分区调控

SOM 神经网络输入层数据设置为各格网样本的 2009 年生态安全度，将个别离散格网合并到周围类型后，输出分类如图 5 所示，并依次命名为长城沿线防风固沙区、黄土丘陵北缘农牧交错区、黄土梁峁丘陵水土流失区、黄土梁塬旱作农业保护区。根据研究区面临的主要生态问题，严格控制人口自然增长率、调整和优化土地利用结构、以小流域为单元

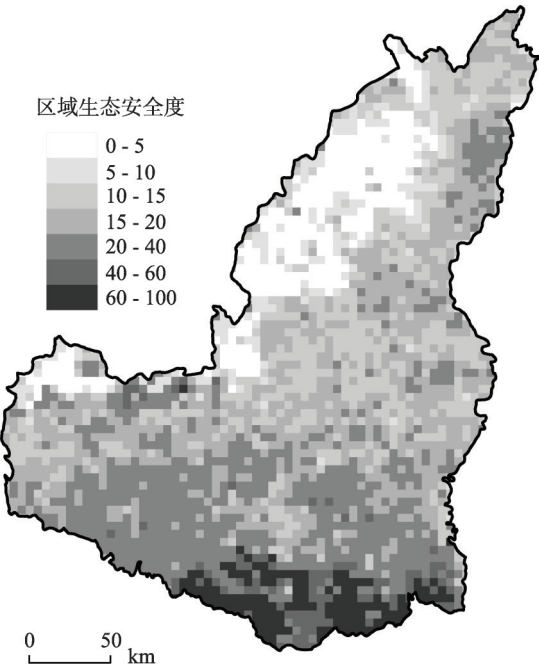


图3 2009年区域生态安全度格局

Fig.3 The spatial patterns of regional ecological security degree in 2009

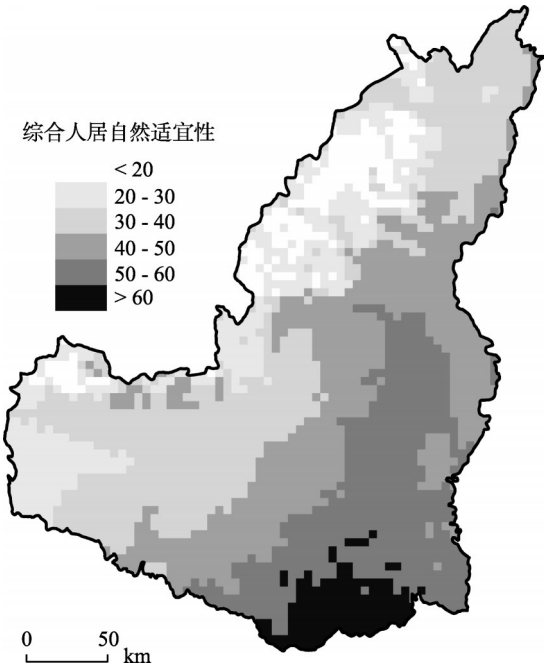


图4 综合人居自然适宜性

Fig.4 The comprehensive index of nature suitability for human settlements

进行综合治理、严格控制新建大中型工程的水土流失、严格控制占用耕地并加强土地复垦已成为调控与规划中最为重视的问题，而针对具体分区的调控对策又各有不同。① 长城沿线防风固沙区几乎全境处于榆林市北部六县中，生态环境处于不安全的层面，在调控中人口的机械增长率、矿区生态环境的局部恶化、治沙造田与退耕还林的交互过程三方面值得高度关注。② 黄土丘陵北缘农牧交错区的主体，位于黄土丘陵沟壑区北缘，有部分区域与长城沿线风沙区交错相间。该区域人口与环境问题与上一区域类似，尽管区域生态系统服务相对前者较高，但生态风险也同步增大。同时，更高的地势起伏和更复杂的农林牧用地镶嵌斑块使该区域用地结构问题更为突出，如何在粮食安全与生态安全之间的矛盾作出合理选择需要重点关注。③ 黄土梁峁丘陵水土流失区相对

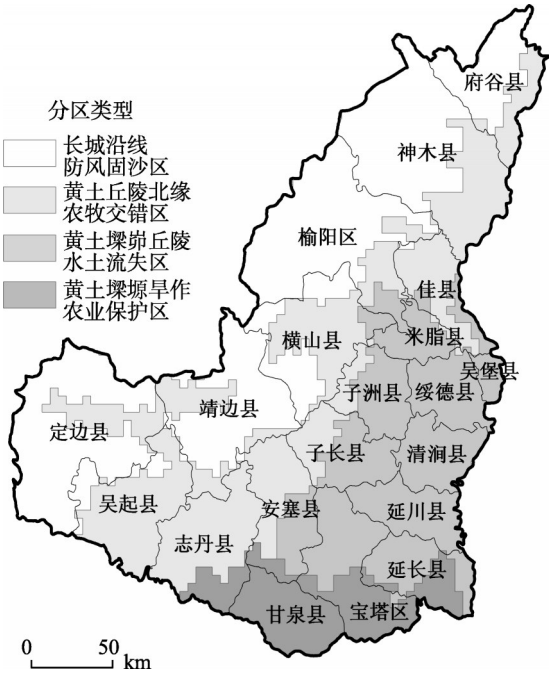


图5 生态安全综合分区

Fig.5 Comprehensive zoning on ecological security degree

前两个分区生态安全程度适中，生态系统服务和生态风险均相对较高，但各县农业人口数量相对较大、贫困人口多，农村产业经济未能得到发展的情况下农民主动进行生态保护的意识几乎无法建立，生态建设应当与地区经济建设同步进行。④ 黄土梁塬旱作农业保护区范围最小，其中较高的植被覆盖率是该区域生态系统服务较大、生态风险较小的主要保证，较高的气温与较丰富的降水量是其相对适宜居住的主要原因。该区域是四个生态安全分区中人地矛盾紧张程度最弱的部分。由于离延安市市区较近，继续保持生态恢复力度、重视发展生态农业、利用市区经济扩散作用发展产业经济是实现该区域社会—经济—生态协调发展的有效途径。

4 结论与讨论

4.1 结论

本文通过价值量换算，运用综合指标评价法、景观生态学法、生态系统服务价值法等多种评价方法，基于 25 km² 为单位的空间格网，并采用连续年份数据进行观测，通过生态系统服务收益与生态风险损失核算，进行区域生态安全时空测评并讨论了综合生态分区方案与调控对策。得出具体结论如下：

(1) 以固碳释氧、水土保持、水源涵养、防风固沙、净化空气 5 项生态系统服务价值量为例，累加得到研究区典型生态系统服务效应总价值收益。以干旱导致固碳释氧效用降低的幅度、水土流失量和风沙侵蚀量的价值变化、景观干扰度和景观脆弱度衡量景观生态风险、城市化与工业化区域污染为例，综合得出研究区生态风险作为生态系统损失。计算生态风险损失与生态系统服务收益的比值，得出区域生态安全度。这种方法可以完成较高时空精度的综合的生态安全评价，表明生态系统的相对安全性，可以实践应用。

(2) 使用 SOM 神经网络基于生态安全度与人居适宜性将研究区划分为 4 个子区域，从北到南依次命名为长城沿线防风固沙区、黄土丘陵北缘农牧交错区、黄土梁峁丘陵水土流失区、黄土梁塬旱作农业保护区，可为区域生态可持续发展提供参考。

4.2 讨论

在目前的综合评价分析中，能进行时间尺度上连续年份评价的研究往往选择县域作为最小样本单元，难以反映地理空间的连续性与渐变性；能进行空间化 30-1000 m 分辨率的高精度分析，往往选择 2-4 年时间断面进行分析，缺乏时间的连续性。而在时间尺度和空间尺度上同时能保证相对连续的研究还比较少见。本研究基于价值量估算，采用多种年尺度遥感图像或其它高分辨率数据，在保证时空精度的情况下运用模型建立具体的综合指数，有助于对具体空间格局和时间过程进行细化描述。虽然针对生态系统服务或生态风险的分析方法已不鲜见，但在综合评价中较多的方式是根据统计因子进行权重赋值，综合运用生态系统服务和生态风险的相关数学模型进行测算则比较少见。本研究这种价值量评价方法尤适于分析人地系统中生态过程对人类活动的影响，判定结果侧重于描述在人类发展角度的生态安全程度。

再者，不确定性也是区域性研究中难以回避的问题，其包括数据源本身的不确定性、选取指标的不确定性、估算模型的不确定性、评价公式的不确定性、最终分区手段的不确定性等，致使同类研究在相互引用借鉴过程中必须针对地区实际情况作以调整，评价体系不能照搬。在数据选取过程中，土地利用解译的误差、遥感图像本身的坏点、辅助数据的

不同精度、矢量统计栅格时对像元的裁切均会导致计算数据本身的不确定；在选取指标过程中，很难全面纳入所有指标要素，区域景观破碎程度是否明显、水土流失与沙漠化是否为主要问题、环境污染是否严重都直接影响最终指标体系；在估算模型上，生态过程质量估算模型与价值量的替代规则方法多样，因而最终结果并不唯一；在最终评价公式上，直接相除仅是一种简易表达正反比关系的方式，是否有更具针对性的数学方程式还需要探索；在分区算法上，任何分区都不是唯一的，仅是在制定调控手段时确定一个实体界线，具体措施的落实仍需降尺度考虑村、组乃至地块的实际情况。针对这些不确定性，还需要更高效的生态估算模型建立和更精确的遥感观测数据源出现，难以单独从生态安全评价角度予以解决。为了尽量减少不确定性，本研究选择通过比值形式将价值量划为指数形式，而不采用具体价值单位作为表述，从而价值量不与社会经济数据直接挂钩。虽然本文的生态安全评价方法比权重打分换算、县域统计等常用方法更为精确详尽，但依然不能完全替代其他评价方法。在进一步研究中，可以尝试完成针对同一研究区居民个体、栅格、县域的多尺度、多方法相互对照评价，其对评价结果的精度提升和内容的完善有显著帮助。

参考文献(References)

- [1] 马克明, 傅伯杰, 黎晓亚, 等. 区域生态安全格局:概念与理论基础. 生态学报, 2004, 24 (4): 761-768.
- [2] 傅伯杰, 赵文武, 陈利顶. 地理—生态过程研究的进展与展望. 地理学报, 2006, 61(11): 1123-1131.
- [3] 刘洋, 蒙古军, 朱利凯. 区域生态安全格局研究进展. 生态学报, 2010, 30(24): 6980-6989.
- [4] 肖笃宁, 陈文波, 郭福良. 论生态安全的基本概念和研究内容. 应用生态学报, 2002, 13(3): 354-358.
- [5] 傅伯杰, 刘世梁, 马克明. 生态系统综合评价的内容与方法. 生态学报, 2001, 21(11): 1885-1892.
- [6] 王根绪, 程国栋, 钱鞠. 生态安全评价研究中的若干问题. 应用生态学报, 2003, 14(9): 1551-1556.
- [7] 陈成忠, 林振山. 中国人均生态足迹和生物承载力构成的变动规律. 地理研究, 2009, 28(1): 129-142.
- [8] 于伯华, 吕昌河. 青藏高原高寒区生态脆弱性评价. 地理研究, 2011, 30(12): 2289-2295.
- [9] 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.
- [10] 李晶, 任志远. 基于GIS的陕北黄土高原土地生态系统固碳释氧价值评价. 中国农业科学, 2011, 44(14): 2943-2950.
- [11] 任志远, 刘焱序. 西北地区植被保持土壤效应评估. 资源科学, 2013, 35(3): 610-617.
- [12] 秦嘉励, 杨万勤, 张健. 岷江上游典型生态系统水源涵养量及价值评估. 应用与环境生物学报, 2009, 15(4): 453-458.
- [13] 陈东立, 余新晓, 廖邦洪. 中国森林生态系统水源涵养功能分析. 世界林业研究, 2005, 18(1): 49-54.
- [14] 董治宝. 建立小流域风蚀量统计模型初探. 水土保持通报, 1998, 18(5): 55-62.
- [15] 吕郁彪. 广西公益林生态效益价值评价. 南京林业大学学报(自然科学版), 2005, 29(4): 61-64.
- [16] 温晓金, 杨海娟, 刘焱序. 基于地形因子的千米尺度景观生态廊道布局研究. 地理科学进展, 2013, 32(2): 298-307.
- [17] 谢花林. 基于景观结构的土地利用生态风险空间特征分析: 以江西兴国县为例. 中国环境科学, 2011, 31(4): 688-695.
- [18] 叶靖, 杨小唤, 江东. 乡镇级人口统计数据空间化的格网尺度效应分析: 以义乌市为例. 地球信息科学学报, 2010, 12 (1): 40-47.
- [19] Elvidge C D, Baugh K E, Kihn E A et al. Relation between satellite observed visible near infrared emissions, population, economic activity and electric power consumption. International Journal of Remote Sensing, 1997, 18(6): 1373-1379.
- [20] Henderson M, Yeh E T, Gong P et al. Validation of urban boundaries derived from global night-time satellite imagery. International Journal of Remote Sensing, 2003, 24(3): 595-609.
- [21] 刘焱序, 任志远. 基于区域地形起伏度模型的陕西农村劳动力时空格局. 山地学报, 2012, 30(4), 431-438.
- [22] 唐焰, 封志明, 杨艳昭. 基于栅格尺度的中国人居环境气候适宜性评价. 资源科学, 2008, 30(5): 648-653.
- [23] 郝慧梅, 任志远. 基于栅格数据的陕西省人居环境自然适宜性测评. 地理学报, 2009, 64(4): 498-506.
- [24] 封志明, 唐焰, 杨艳昭, 等. 基于GIS的中国人居环境指数模型的建立与应用. 地理学报, 2008, 63(12): 1327-1334.
- [25] 徐建华. 现代地理学中的数学方法. 2版. 北京: 高等教育出版社, 2002.

**Exploring the regional ecological security evaluation methods
based on values:
A case study in the energy region of northern Shaanxi**

REN Zhiyuan¹, LIU Yanxu²

(1. College of Tourism and Environment Sciences, Shaanxi Normal University, Xi'an 710062, China;

2. College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China)

Abstract: Research on regional ecological security is of great significance in realizing regional sustainable development. However, there are rare studies which can not only synchronously guarantee temporal and spatial precisions but also involve enough evaluation indices at present. Based on the replacement of values, this study adopts a part of the ecological estimation models as examples to distinguish the ecosystem services and eco-risks. Then it analyses the feasibility and rationality for using the ratio of value to express the ecological security degree in a specific area. And the partitions are considered to be more comprehensive than directly zoning by ecological security degree. The analysis of the specific examples in the research shows that: (1) the ecosystem services value and eco-risk loss value are not consistent in the time variation. Under the background of ecological restoration in northern Shaanxi, the tendency of ecological system security degree on the graph is not presented as a straight line. The result shows that human activities and climate changes have complex interactions in the geographical - ecological process. (2) The result of evaluation is focused on the description of ecological security degree with the view of human development. So it is suitable to analyze the ecological processes which are influenced by human activities. The calculation method in this study can reduce the uncertainty produced by marking the weight on the indices, as well as provide a high temporal and spatial precision. By using a variety of year scales or other remote sensing image data of high resolution to guarantee the accuracy, and applying specific models to concrete the composite index, this research contributes to describe the specific spatial pattern and time process reflected by the index, while it still guarantees the geography or ecology meaning at the same time. However, as there is still much room for improving ecological estimation models, the uncertainty has not been eliminated. Further studies on a cross-reference evaluation on multi-scale and multi-methods are needed.

Key words: values; ecosystem services; eco-risks; ecological security; energy region of northern Shaanxi