

宁夏引黄灌区生态承载力分析

郑佳乐¹, 李粉玲¹, 张晓东², 齐雁冰¹, 吕书豪¹

(1.西北农林科技大学资源环境学院,陕西 杨凌 712100;2.宁夏回族自治区基础地质调查院,银川 750021)

摘要: 为探究宁夏引黄灌区生态承载力和可持续发展情况,基于生态足迹法,通过生态服务价值当量对生态足迹模型中的通用均衡因子和产量因子进行本地化,定量评价引黄灌区 2010—2019 年不同土地利用生态承载力状况,并将生态承载力结果与通用因子计算结果进行对比分析,结果表明:(1)优化后均衡因子的平均值为水域(11.735) > 林地(1.561) > 草地(0.901) > 耕地(0.785) > 建筑用地(0.073) > 未利用地(0.027),产量因子均值为耕地 = 建筑用地(1.701) > 水域(1.681) > 林地(1.680) > 草地(0.684),较好地反映宁夏引黄灌区生态系统提供生产服务的能力和全国水平的差异。(2)2010—2019 年,宁夏引黄灌区生态承载力和生态足迹的总体变化趋势是先下降再提高,生态足迹始终小于生态承载力。(3)研究区内人均生态承载力一直在提高,生态盈余不断扩大,生态质量不断提高。宁夏引黄灌区生态承载力和生态足迹的研究,为区域的生态建设提供理论支持,对于以点带面助推黄河流域生态保护和高质量发展具有重要意义。

关键词: 宁夏引黄灌区; 生态承载力; 生态服务价值; 生态足迹; 敏感性指数

中图分类号: F062.2

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2023)03-0164-08

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2023.03.022

Analysis of Ecological Carrying Capacity of Ningxia Yellow Diversion Irrigation Area

ZHENG Jiale¹, LI Fenling¹, ZHANG Xiaodong², QI Yanbing¹, LÜ Shuhao¹

(1.College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University,

Yangling, Shaanxi 712100; 2.Ningxia Fundamental Geological Survey Institute, Yinchuan 750021)

Abstract: In order to investigate the ecological carrying capacity and sustainable development of the Ningxia Yellow Diversion Irrigation Area, based on the ecological footprint method, the ecological service value equivalent was used to localize the general equilibrium factor and yield factor in the ecological footprint model to quantitatively evaluate the ecological carrying capacity of different land uses in the Yellow Diversion Irrigation Area from 2010 to 2019, and the ecological carrying capacity results were compared with the results of the general factor. The results showed that: (1) the average value of the optimized equilibrium factor was waters (11.735) > forest land (1.561) > grassland (0.901) > cropland (0.785) > building land (0.073) > unused land (0.027), and the mean value of the yield factor is cropland = building land (1.701) > watershed (1.681) > forest land (1.680) > grassland (0.684), which better reflects the ecosystem of Ningxia Yellow River Diversion Irrigation Area capacity to provide production services and differences in national levels. (2) From 2010 to 2019, the overall trend of the ecological carrying capacity and ecological footprint of the Ningxia Diversion and Irrigation Area was to first decline and then increase, and the ecological footprint was always smaller than the ecological carrying capacity. (3) The ecological carrying capacity per capita in the study area had been increasing, the ecological surplus had been expanding, and the ecological quality had been improving. The study of the ecological carrying capacity and ecological footprint of the Ningxia Yellow River Irrigation Area provides theoretical support for the ecological construction of the region, and is of great significance in promoting ecological protection and high-quality development in the Yellow River Basin by leading from a single point.

收稿日期: 2022-11-02

资助项目: 国家自然科学基金项目(41701398)

第一作者: 郑佳乐(1999—), 男, 在读硕士研究生, 主要从事土地资源与空间信息技术研究。E-mail: 2581139395@qq.com

通信作者: 李粉玲(1981—), 女, 博士, 副教授, 主要从事土地资源与空间信息技术研究。E-mail: fenlingli@nwfufu.edu.cn

Keywords: Ningxia Yellow River irrigation area; ecological carrying capacity; ecological service value; ecological footprint; sensitivity index

生态承载力(ecological carrying capacity,ECC)指在生态系统功能和生态系统内部结构完整条件下,生态系统对外界干扰的可接受程度,特别是对人类活动的承受能力^[1]。生态承载力作为评价区域生态环境变化和可持续发展潜力的主要指标之一,已成为生态经济学研究的热点^[2-8]。由于研究目的和对社会生态复杂系统认识的不同,生态承载力的研究方法呈现多样化。目前,使用较多的方法包括自然植被净第一性生产力法^[3]、状态空间法^[4]、生态足迹法^[5]、综合评价法^[6]、资源与需求的评级法^[7]、系统模型法等^[8]。其中,生态足迹(ecological footprint,EF)指特定人口在特定时间段从事生产生活消费服务所需要的生物生产性土地面积。生态足迹模型通过均衡因子将人类对资源、生产和服务的消耗转化为生物生产性土地面积,与由产量因子调整的可用生物生产性土地进行比较,从供需2个层面通过生态盈余或生态赤字来判断区域可持续发展状况^[5,9]。该模型不仅方法简单、数据获取容易,而且不同区域的结果具有可比性,还反映区域资源的再生能力,广泛应用于区域和全球尺度上评价人类生产和消费活动是否在当地的承载能力范围之内^[10]。

产量因子和均衡因子是生态足迹模型中的2个重要参数,直接决定区域生态承载力的评价结果。根据 Wackernageli 等^[5]研究成果,将生物生产性用地划分为林地、建筑用地、草地、化石燃料用地、耕地和水域六类,给出适用于全球或者国家等大尺度的通用均衡因子和产量因子^[5,11]。该通用因子在生态承载力研究中被广泛应用。Kautsky 等^[12]利用该因子计算 1983—2001 年爱尔兰生态足迹的时间序列,研究爱尔兰经济增长与环境压力之间的关系;张志强等^[13]计算中国西部 12 省(区市)的生态足迹,为我国的西部生态建设提供较为可靠的理论依据。在区域或局地小尺度生态足迹模型的核算时,满足研究区实际状况的产量因子和均衡因子是区域生态承载力评价亟须解决的问题。部分学者^[14]开展 2 个参数的本地化研究,但大多数仍然是从土地利用类型的生物生产角度考虑产品的供需和消费情况。近年来,随着对生态系统服务价值研究的不断深入,人们将其理念和功能运用到生态足迹的研究中^[15]。由此得到,均衡因子和产量因子综合多个生态系统的多种生态功能特征,结合森林、农田、水域、草地和湿地生态系统,不仅能衡量生态系统获取生物生产性产品的能力,还能衡量人类对非生物生产性产品的利用情况^[16],被认为能更准确地反映小区域生态承载力的真实情况。

黄河流域是中国最重要的经济和生态屏障地区,宁夏引黄灌区地处黄河上游,该区域生态质量高低关系到下游的经济发展和生态安全。宁夏引黄灌区生态承载力的评价研究对于构建黄河上游生态安全保障具有重要意义。以宁夏引黄灌区为例,引入生态系统服务价值当量,本地化生态足迹模型中的均衡因子和产量因子,探索引黄灌区生态承载力有效的计算和评价方法,为宁夏引黄灌区的生态可持续发展建言献策。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

宁夏回族自治区包括六盘山水源涵养林区、南部黄土丘陵水土区、中部荒漠草原防沙区、引黄灌区和贺兰山林草区 5 个生态区。宁夏引黄灌区属于黄河上游冲积平原,位于宁夏回族自治区的西北部(37°23′—39°23′N,104°19′—106°56′E)(图 1)。该区域沿黄河两岸地形呈“J”形分布,主要地形以平原和盆地为主,北高南低,地势平坦。该区域属于大陆季风气候,雨热同期,年内降水季节分配不均,平均年气温为 8.3~8.6℃,年均降水量为 260 mm。

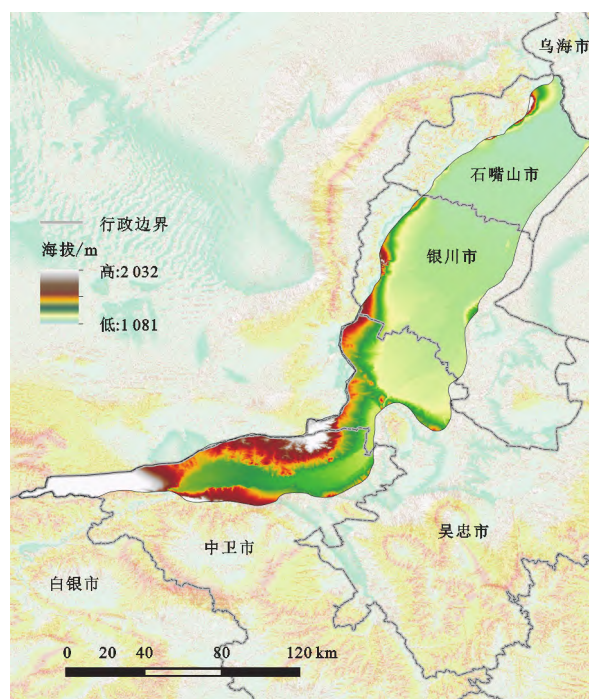


图1 宁夏引黄灌区位置

1.2 数据及资料来源

遥感数据来源于 PIE—Engine 平台的中国 30 m 空间分辨率年度土地覆盖产品(annual China land cover dataset,CLCD),该产品是基于 30 万景 Landsat 影像,结合现有产品自动稳定样本和目视解译样本生产获得。通过编写代码提取研究区 2010 年、2015 年和 2019 年的

6 类土地利用数据。经开展调研验证,表明该数据具备较高的可信度,符合研究区的实际情况,满足研究需求。

基本经济信息主要包括全国和引黄灌区内玉米、小麦和水稻三大粮食作物的净产值,数据来源于研究年份的《全国农产品成本收益资料汇编》^[17];全国和研究区内的玉米、小麦、水稻的种植规模则取自于 2011 年、2016 年、2020 年出版的《中国统计年鉴》^[18]和《宁夏回族自治区统计年鉴》^[19]。

1.3 研究方法模型

1.3.1 生态足迹模型 生态足迹反映维持一个地区人类的生产生活所必需的土地面积,生态承载力表示一个地区可以为社会发展提供生态系统服务的土地面积,计算方法为^[20]:

$$ECC = N \times \sum_{j=1}^n ecc_j = N \times \sum_{j=1}^n (a_j \times r_j \times y_j) \quad (1)$$

$$EF = N \times ef = N \sum_{j=1}^n (a_j \times r_j) \quad (2)$$

式中: ECC 为研究区总生态承载力 (hm^2); N 为研究区总人口数 (人); ecc_j 为研究区人均生态承载力 ($\text{hm}^2/\text{人}$); a_j 为研究区人均占有的第 j 类土地利用类型中生物生产的土地面积 (hm^2); r_j 为均衡因子; y_j 为产量因子; n 为研究区的土地利用类型的数量 (个); EF 为研究区的生态足迹 (hm^2); ef 为研究区人均生态足迹 ($\text{hm}^2/\text{人}$)。

为进一步了解研究区的生态发展状况,在时间维度上,利用生态承载力盈亏来反映该区域生态系统的人地和谐可持续发展情况,计算公式为:

$$ED = ECC - EF \quad (3)$$

式中:若结果 $ED < 0$,表明为生态赤字,生态环境的可持续性不高;若结果 $ED \geq 0$,则表明为生态盈余,生态环境各方面的情况较为理想。

1.3.2 均衡因子 均衡因子指某一类型的土地利用所具备潜在生物生产能力与平均潜在生物生产能力的比值,将某类用地面积转换为具有相同生物生产力的土地面积的转化系数,反映不同类型土地利用在生物生产能力之间的差异^[20]。通过计算生态系统服务价值来计算生态足迹模型中的均衡因子。生态系统服务价值量计算公式为:

$$D_t = S_r \times F_r + S_w \times F_w + S_c \times F_c \quad (4)$$

式中: D_t 为 t 年度 1 个标准当量因子的生态系统服务价值量 (元 / hm^2); S_r 、 S_w 和 S_c 为在 t 年度该区域 3 种作物面积与总面积的比值 (%); F_r 、 F_w 和 F_c 为 3 种农作物单位面积的平均净利润 (元 / hm^2); 通常情况下选取 3 种作物分别是小麦、玉米和水稻。均衡因子的计算公式为:

$$r_j = \frac{P_j}{P_{NP}} = \frac{D_t \times F_j}{((E_0^N (D_t \times F_j \times S_j) / \sum_0^n S_j))} \quad (5)$$

式中: r_j 为均衡因子; P_j 为研究区 j 种类型的土地利用

生态系统单位面积所具备的潜在生物生产能力 [元 / ($\text{hm}^2 \cdot \text{年}$)]; P_{NP} 为所有类型生态系统平均的潜在生物生产能力 [元 / ($\text{hm}^2 \cdot \text{年}$)]; F_j 为研究区第 j 类生态系统的生态系统服务价值当量因子之和; S_j 为 j 类生态系统的总面积 (hm^2)。

1.3.3 产量因子 产量因子指某一区域单位面积土地利用类型的生产力和该种土地利用平均水平生产力的比值,是平衡某类土地与对应的整体平均生物生产能力差异的系数^[21]。利用产量因子可以对不同区域之间的土地生产力水平高低进行对比,突显不同区域土地利用管理差异。使用生态服务价值来计算产量因子,以此分析研究区土地生产能力与全国土地生产能力的差异,计算公式为:

$$y_j = \frac{P_j}{E_j} = \frac{D_t \times F_j}{\overline{D}_t \times \overline{F}_j} \quad (6)$$

式中: y_j 为产量因子; $\overline{E}_j$ 为全国第 j 类生态系统平均的生态系统服务价值量 (元 / hm^2); $\overline{D}_t$ 为 t 年度全国 1 个标准当量因子生态价值服务量 (元 / hm^2); $\overline{F}_j$ 为全国第 j 类生态系统的生态系统服务价值当量因子之和。

1.3.4 生态服务价值当量 谢高地等^[22]结合我国的区域特点,制定中国陆地生态系统单位面积生态服务价值表。将生态系统进行 2 级分类,给出耕地、林地、草地、水域和未利用地 5 种土地利用类型在对应 2 级分类中的生态服务价值当量。在此基础上,针对研究区实际景观类型的特点,对冰川积雪等 2 级类进行去除,并依据李锋等^[23]研究结果对建筑用地进行补充。结合研究区域的年均降水、蒸散情况,以及李鹏辉等^[24]研究结果,对水文调节的价值当量进行修订。研究区生态服务价值当量因子见表 1。

1.3.5 敏感性指数 模型中的均衡因子和产量因子均与研究区生态服务价值的当量因子密切相关,为进一步衡量模型结果与当量因子的关联程度,利用敏感性指数来评估生态足迹结果受当量因子的干扰程度,反映出变量因子之间的弹性程度,计算公式为:

$$CS = \left| \frac{(E_1 - E_0) / E_0}{(f_1 - f_0) / f_0} \right| = \left| \frac{\Delta E}{\Delta f} \cdot \frac{f_0}{E_0} \right| \quad (7)$$

式中: CS 为敏感性指数; f 为生态服务价值当量,其中 0 和 1 分别代表原始值和调整后值; E 为生态足迹计算结果。若 CS 为 0,则 2 个变量之间没有依赖关系;若 $1 > CS > 0$ 时,则 E 对 f 缺乏弹性;若 $CS > 1$ 时,则 E 对 f 是富有弹性的,当量因子精确程度对计算结果的影响越大。将生态价值服务当量上调 50%,计算不同土地利用类型下生态承载力、生态足迹和生态盈亏的敏感性指数。

表 1 宁夏引黄灌区生态服务价值当量因子

一级分类	二级分类	耕地	林地	草地	水域	建筑用地	未利用地
供给服务	食物生产	2.21	0.22	0.48	0.80	0.02	0.01
	原料生产	0.49	0.52	0.70	0.23	0.06	0.03
	水资源供给	−2.61	0.27	0.39	8.29	−1.83	0.02
调节服务	气体调节	1.78	1.70	2.48	0.77	0.24	0.02
	气候调节	0.93	5.07	6.55	2.29	0.20	0.10
	净化环境	0.27	1.49	2.16	5.55	0.72	0.41
	水文调节	2.99	3.34	4.80	61.34	0.45	0.24
支持服务	土壤保持	1.04	2.06	3.02	0.93	0.28	0.15
	维持养分循环	0.31	0.16	0.23	0.07	0.02	0.01
	生物多样性	0.34	1.88	2.74	2.55	0.26	0.14
文化服务	美学景观	0.15	0.82	1.21	1.89	0.11	0.06
总和	—	7.90	17.53	24.76	84.71	0.53	1.19

2 结果与分析

2.1 土地利用变化

由图 2、表 2 可知,宁夏引黄灌区 2010—2019 年土地利用现状和土地利用转移矩阵。随着研究区内城市化水平不断提高及人口快速流动,增大对耕地和建筑用地的需求,2010—2019 年,宁夏引黄灌区的

耕地和建筑用地占比不断提高,分别增加 2.70%,1.09%。未利用地面积持续减少,主要转换为草地。草地是研究区各时间段内占比最大的一种土地利用类型,2010—2019 年,草地面积整体减少 2.97%,大部分转换成耕地。研究区林地和水域的面积占比相对较少,10 年间面积几乎保持不变。

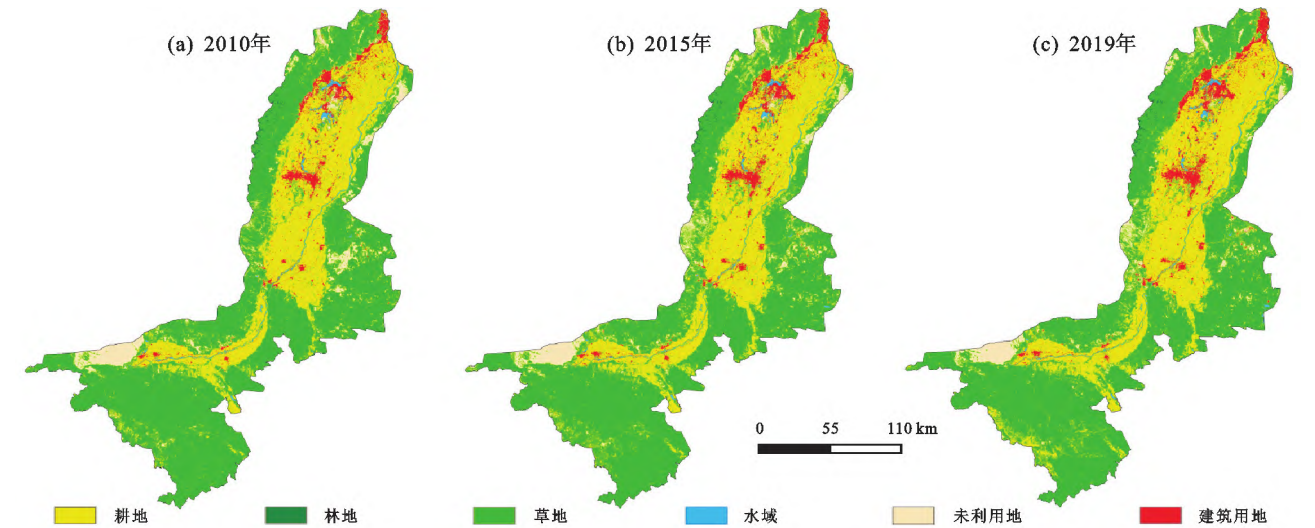


图 2 宁夏引黄灌区土地利用现状

表 2 宁夏引黄灌区 2010 年、2019 年研究区土地利用转移矩阵

单位:hm²

年份	土地利用类型	2019 年					
		耕地	林地	草地	水域	未利用地	建筑用地
2010 年	耕地	937493.14	9.45	148850.05	9377.00	9895.00	123.76
	林地	13.14	23612.04	129.70	3.33	1.08	0
	草地	38232.04	1.62	1997704.60	2632.03	92404.06	14.49
	水域	8831.28	0.45	3647.24	38186.49	769.39	1317.19
	未利用地	450.31	0	76649.77	305.22	141459.17	2.07
	建筑用地	21025.46	0	14024.14	1346.98	5327.79	127346.82
	总计	1006045.38	23623.56	2241005.50	51851.06	249856.49	128804.33

2.2 均衡因子

宁夏引黄灌区耕地、林地、草地、水域、建筑用地和未利用地的均衡因子处于动态变化(表 3),且都在 2015 年达到峰值,对比发现,2019 年均衡因子较低。

水域均衡因子变化幅度最大,变幅为 2.079,未利用地最小,变幅为 0.027。各类生态系统的均衡因子 3 年时间内均值排序为水域(11.735) > 林地(1.561) > 草地(0.901) > 耕地(0.785) > 建筑用地(0.073) > 未利

用地(0.027)。从量级上看,水域的均衡因子数量远高于其他生态系统,与研究区的具体情况紧密相关。作为灌区和西北水稻的主产区,水域是最具生物生产能力的土地类型,草地为研究区面积占比最大的土地利用类型,具有较高的生物生产能力。

表 3 宁夏引黄灌区均衡因子

土地利用类型	2010 年	2015 年	2019 年	变幅	均值
耕地	0.781	0.790	0.785	0.009	0.785
林地	1.720	1.760	1.203	0.557	1.561
草地	0.995	1.018	0.689	0.329	0.901
水域	12.180	12.552	10.473	2.079	11.735
建筑用地	0.102	0.105	0.011	0.094	0.073
未利用地	0.039	0.040	0.002	0.038	0.027

2.3 产量因子

宁夏引黄灌区各类生态系统产量因子整体上逐年下降,最高值集中在 2010 年,最低值集中在 2019 年(表 4)。水域变化幅度最大,变化值为 0.336,草地变化幅度最小,变化值为 0.137。按照产量因子的定义,建筑用地的产量因子为 0,建筑用地虽无法将太阳能转换成生物能,但在人类生产生活中也发挥着其特有的功能。通常情况下,建筑用地的产量因子用耕地的值替换^[20,23]。3 年中产量因子均值排序为:耕地(1.701)=建筑用地(1.701)>水域(1.681)=林地(1.680)>草地(0.684)>未利用地(0.487)。

表 4 宁夏引黄灌区产量因子

土地利用类型	2010 年	2015 年	2019 年	变幅	均值
耕地	1.902	1.620	1.580	0.322	1.701
林地	1.874	1.596	1.570	0.304	1.680
草地	0.767	0.653	0.630	0.137	0.684
水域	1.886	1.606	1.550	0.336	1.681
建筑用地	1.902	1.620	1.580	0.322	1.701
未利用地	0.630	0.536	0.296	0.334	0.487

2.4 生态承载力分析与评价

2.4.1 不同土地利用类型下的生态承载力和生态足迹 6 类土地利用的生态承载力和生态足迹的变化较大(表 5),各个时间段中,草地的量值最大,未利用地的值最小。生态承载力和生态足迹的变化逐年减小,但依旧是生态盈余,并没有出现赤字情况。使用每种土地利用的生态承载力和区域总的生态承载力之比代表各种土地利用对生态承载力的贡献率,结果为耕地(35.81%)>草地(34.90%)>水域(27.13%)>林地(1.60%)>建筑用地(0.47%)>未利用地(0.10%);6 类土地利用对生态足迹的平均贡献率分别是草地(56.94%)>耕地(23.80%)>水域(17.69%)>林地(1.07%)>建筑用地(0.30%)>未利用地(0.20%)。

2.4.2 生态盈亏分析 由表 6 可知,宁夏引黄灌区 2010 年、2015 年和 2019 年各土地利用类型生态盈亏

计算结果。3 年中,草地和未利用地都出现严重的生态赤字。随着退耕还林还草政策的实施,草地作为研究区内占地面积最大的一种土地利用类型,从生态承载力来看,研究区草地生态情况不够稳定,但也朝着好的方向发展。从变化幅度看,草地和耕地生态承载力幅度变化最大,林地、建筑用地和未利用地较稳定。计算不同土地利用对研究区生态盈亏的贡献可知,耕地(130.51%)>水域(101.51%)>林地(5.82%)>建筑用地(1.75%)>未利用地(-0.67%)>草地(-138.92%)。可以看出,耕地和水域是研究区生态承载力主要的贡献者,也进一步体现黄河水在该区域生态稳定健康发展中的作用,未来需要进一步加强草地的生态建设。

表 5 宁夏引黄灌区各土地利用类型生态承载力和生态足迹
单位:/万 hm²

土地利用类型	生态承载力			生态足迹		
	2010 年	2015 年	2019 年	2010 年	2015 年	2019 年
耕地	149.47	132.28	137.08	78.58	81.67	86.76
林地	7.61	6.65	4.49	4.06	4.16	2.86
草地	171.10	144.51	92.54	223.00	221.16	146.88
水域	119.08	104.75	93.44	63.15	65.23	55.24
建筑用地	2.50	2.66	0.29	1.32	1.64	0.18
未利用地	0.61	0.56	0.01	0.97	1.05	0.05
总计	450.37	391.42	327.84	371.08	374.92	291.98

表 6 宁夏引黄灌区各土地利用类型生态盈亏结果分析
单位:/万 hm²

土地利用类型	生态承载力				
	2010 年	2015 年	2019 年	变幅	均值
耕地	70.88	50.61	50.32	20.56	57.27
林地	3.55	2.48	1.63	1.92	2.55
草地	-51.90	-76.65	-54.35	-24.76	-60.96
水域	55.93	39.52	38.19	17.73	44.55
建筑用地	1.18	1.02	0.11	0.16	0.77
未利用地	-0.36	-0.49	-0.04	-0.45	-0.29
总计	79.29	16.50	35.87	62.79	43.88

2.4.3 引黄灌区生态承载力评价 宁夏引黄灌区生态承载力和生态足迹总量整体呈逐年下降趋势(图 3),主要原因是草地退化严重,同时,草地在研究区面积占比最大。3 年中整体生态承载力一直高于生态足迹,宁夏引黄灌区的生态盈亏情况表现为生态盈余,表明该区域生态保护情况较为理想。从发展趋势来看,生态盈余先下降再上升,2010 年的生态盈余最高,为 72.29 万/hm²,2015 年的生态盈亏最低,为 16.50 万/hm²,2019 年的情况得到显著好转。

宁夏引黄灌区 2010 年、2015 年和 2019 年的人均生态承载力、人均生态足迹和人均生态盈亏情况都呈现上升趋势(图 3)。相比 2010 年,人均生态承载力、生态足

迹、生态盈余分别提高 37.23%,32.37%,54.66%。人均生态足迹的提高,说明随着社会经济快速发展,人类对生态的影响也在增加。人均生态盈余量提升表明,目

前,人地关系较为和谐,人类各种生产生活活动并没有超过生态系统承受阈值,是一种较为理想的状态,也初步实现人与自然的可持续发展。

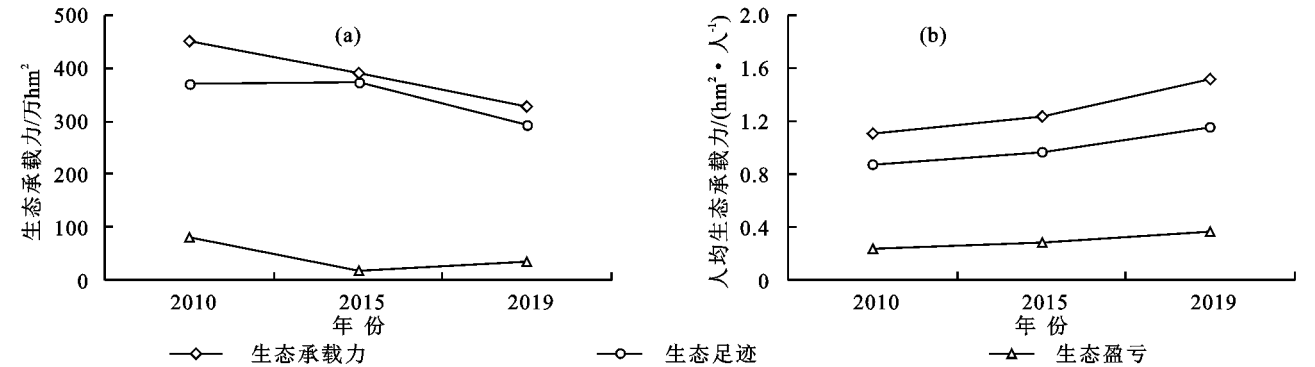


图 3 2010—2019 年宁夏引黄灌区生态承载力变化

2.5 模型对比与分析

基于生态系统服务价值优化和均衡因子、产量因子与通用均衡因子、产量因子^[5]的对比(表 7)发现,建筑用地和耕地的均衡因子均小于通用因子,水域均衡因子是通用因子的 58 倍,与郭慧等^[16]研究结果接近。2 种方法之所以有较大的差异,因为测算方法的侧重点不同,基于生态服务价值而获取的均衡因子侧重反映土地生态服务能力,而通用因子则侧重反映土地生物生产能力。本研究中,耕地、林地和建筑用地的产量因子与通用因子接近,其余均大于通用因子的结果,说明耕地生态服务价值的高低主要由其生产力决定,得到的均衡因子变化较小,较为稳定,与实际相吻合。

表 7 宁夏引黄灌区生态足迹模型因子对比

土地利用 类型	本研究均值		通用因子	
	均衡因子	产量因子	均衡因子	产量因子
耕地	0.785	1.701	2.80	1.66
林地	1.561	1.680	1.10	0.91
草地	0.901	0.684	0.50	0.19
水域	11.735	1.681	0.20	1.00
建筑用地	0.073	1.701	2.80	1.66
未利用地	0.027	0.487	—	—

基于通用因子计算的生态承载力和生态足迹的结果集中反映在耕地方面,其量值远大于其他土地类型的结果,反映出来的是生产功能(表 8)。草地的生态足迹计算结果差距较大,林地、水域和未利用地计算结果差距较小。而基于生态服务价值当量优化的均衡因子和产量因子构建的生态足迹模型,反映出不同土地利用类型的生态服务功能,其生态承载力和生态足迹结果均低于通用因子,但人均生态承载力随年份变化趋势与通用因子趋势较为一致。整体上,宁夏引黄灌区生态发展情况相比前些年有所好转,通过对比已有研究^[25]成果和相关调研发现,研究结果符合

研究区的实际情况。

表 8 基于通用因子的宁夏引黄灌区生态承载力和生态足迹结果
单位:万 hm²

土地利用 类型	生态承载力			生态足迹		
	2010 年	2015 年	2019 年	2010 年	2015 年	2019 年
耕地	467.57	480.59	513.90	281.67	289.51	309.58
林地	2.36	2.37	2.38	2.60	2.60	2.61
草地	21.29	20.64	20.24	112.04	108.62	106.54
水域	1.04	1.04	1.05	1.04	1.04	1.05
建筑用地	59.86	72.58	78.58	36.06	43.72	47.34
未利用地	0.33	0.35	0.29	0.67	0.71	0.59

2.6 敏感性分析

利用公式(7)获取研究区生态足迹、生态承载力和生态盈余的敏感性指数,结果为研究区 2010 年、2015 年和 2019 年的生态足迹敏感性指数均为 0,生态承载力敏感性指数均为 1,生态盈亏敏感性分别为 3.83,3.64,0.76。即当生态价值服务当量因子变化 1%时,生态足迹未发生变化,生态足迹对生态价值服务当量完全无弹性。同时,生态承载力变化为 100%,为单位弹性。生态盈余的变化大于 1 倍,对当量因子的准确性依赖程度较高,生态盈亏敏感性在逐年下降,由 2010 年 3.83 下降到 2019 年的 0.76。主要是由生态足迹模型计算原理导致的,调整当量因子大小并未导致均衡因子发生变化,而产量因子发生同比例变化,因而,生态足迹没有变化,而生态承载力同比例变化。生态足迹与生态承载力的差距在减小,因此,生态盈余的敏感性指数在逐步下降。

3 讨论

3.1 均衡因子、产量因子和当量因子的测算

均衡因子和产量因子测算及结果的可靠性直接影响最终生态盈亏的计算结果。基于生态服务价值当量优化和本地化 2 个因子进行区域尺度的生态承载力测算。与通用因子相比较,优化后的本地均衡因子和产量因子是动态变化的,能够从生态系统功能多

样性角度真实反映引黄灌区生态承载力状况。本研究中,水域均衡因子值最高,反映出水域在生态系统服务中的重要作用,表明黄河水为该区域的发展注入强大的自然资源优势,在区域发展中具有重要作用。产量因子中,宁夏引黄灌区的耕地、林地和水域的产量因子高于全国平均水平,但是未利用地和草地的产量因子平均值低于全国水平。引黄灌区是宁夏回族自治区主要的粮食产地,作为全国 12 个商品粮基地之一,该区域的粮食产量高于全国平均水平,从而导致产量因子较高。基于生态服务价值得到的当量因子,实现生态足迹模型的产量因子和均衡因子的参数本地化,反映出宁夏引黄灌区生态承载力和生态足迹的真实水平。

3.2 模型的评价

通过引入当量因子,多个生态系统参与到生态承载力的测算和评价中,有效地弥补通用因子只考虑土地原材料供给的初级功能缺陷,体现出不同土地利用类型的生态服务价值。另外,本文的研究模型是由研究区多个生态系统的服务价值确定的,有效地解决尺度不一致的问题,避免从生态承载力中扣除 12% 保护面积的做法,同时,也为区域之间生态承载力的测算和对比提供可能。敏感性分析表明,引黄灌区基于生态服务价值的生态盈亏测算对当量因子比较敏感,因此,基于生态服务价值的当量因子的准确性对生态足迹的测算尤为重要。在接下来的研究中,尝试引入 InVEST 等模型并对区域生态服务价值当量进一步地优化,细致全面地对生态承载力进行更加合理的评估。

3.3 引黄灌区生态承载力建议

宁夏引黄灌区位于黄河上游,是黄河流域生态治理的关键地带,近年来,为实现黄河流域的高质量发展,国家出台一系列政策来保障黄河流域的生态安全,最大程度上保证在满足该区域自身发展的情况下,减少对下游地区发展的影响。目前,宁夏引黄灌区的人均生态承载力水平在不断上升,草地作为宁夏引黄灌区面积占比最大的一种土地利用类型,生态承载力水平相对较低,是未来提升生态发展水平的重要方向。未来仍需加强对生态环境的管理,加强水资源优化配置,注重草地的建设和发展,保持山水林田湖草沙的生态修复所取得显著成果,助力宁夏引黄灌区生态承载力的进一步提高。

4 结论

2010—2019 年,宁夏引黄灌区生态承载力和生态足迹呈现先下降再提升趋势,生态足迹始终小于生态承载力,表现为生态盈余。灌区内人均生态承载力一直在提高,人均生态盈余不断扩大,生态质量总体提高。通过对宁夏引黄灌区生态承载力和生态足迹

的研究,为区域的生态环境建设提供理论依据,也为其他区域生态环境承载力分析提供技术支持。

参考文献:

- [1] 魏晓旭,颜长珍.生态承载力评价方法研究进展[J].地球环境学报,2019,10(5):441-452.
- [2] Graymore M L M, Sipe N G, Rickson R E. Sustaining human carrying capacity: A tool for regional sustainability assessment[J]. Ecological Economics, 2010, 69(3):459-468.
- [3] Doughty C E, Faurby S, Wolf A, et al. Changing NPP consumption patterns in the Holocene: From megafauna-‘liberated’ NPP to ‘ecological bankruptcy’[J]. The Anthropocene Review, 2016, 3(3):174-187.
- [4] Wang Y Q, Zhu Z W, Ma Z X. Eco-efficiency evaluation of petrochemical enterprises: An application of 3D state-space model[J]. Energy Science and Engineering, 2018, 6(4):272-280.
- [5] Wackernagel M, Rees W E. Perceptual and structural barriers to investing in natural capital: Economics from an ecological footprint perspective[J]. Ecological Economics, 1997, 20(1):3-24.
- [6] Reza M I H, Abdullah S A. Regional index of ecological integrity: A need for sustainable management of natural resources[J]. Ecological Indicators, 2011, 11(2):220-229.
- [7] Zhang L X, Liu Q, Hall N W, et al. An environmental accounting framework applied to green space ecosystem planning for small towns in China as a case study[J]. Ecological Economics, 2007, 60(3):533-542.
- [8] Wang S, Xu L, Yang F L, et al. Assessment of water ecological carrying capacity under the two policies in Tieling city on the basis of the integrated system dynamics model[J]. Science of the Total Environment, 2014, 472:1070-1081.
- [9] Peng W, Wang X M, Li X K, et al. Sustainability evaluation based on the emergy ecological footprint method: A case study of Qingdao, China, from 2004 to 2014[J]. Ecological Indicators, 2018, 85:1249-1261.
- [10] Nakajima E S, Ortega E. Carrying capacity using emergy and a new calculation of the ecological footprint[J]. Ecological Indicators, 2016, 60:1200-1207.
- [11] Wackernagel M, Yount J D. The ecological footprint: An indicator of progress toward regional sustainability[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 1998, 51(1):511-529.
- [12] Kautsky N, Berg H, Folke C, et al. Ecological footprint for assessment of resource use and development limitations in shrimp and tilapia aquaculture[J]. Aquaculture Research, 1997, 28(10):753-766.
- [13] 张志强,徐中民,程国栋,等.中国西部 12 省(区市)的

- 生态足迹[J].地理学报,2001,56(5):599-610.
- [14] Małgorzataś, David L, Szymon S, et al. The application of ecological footprint and biocapacity for environmental carrying capacity assessment: A new approach for European cities[J].Environmental Science and Policy Prevention,2020,105:56-74.
- [15] 闵庆文,焦雯珺,成升魁.污染足迹:一种基于生态系统服务的生态足迹[J].资源科学,2011,33(2):195-200.
- [16] 郭慧,董士伟,吴迪,等.基于生态系统服务价值的生态足迹模型均衡因子及产量因子测算研究[J].生态学报,2020,40(4):1405-1412.
- [17] 中华人民共和国国家统计局.全国农产品成本收益汇编(2019)[M].北京:中国统计出版社,2019:231-239.
- [18] 中华人民共和国国家统计局.中国统计年鉴(2019)[M].北京:中国统计出版社,2019:158-179.
- [19] 宁夏回族自治区统计局.宁夏统计年鉴(2019)[M].北京:中国统计出版社,2019:107-121.
- [20] 刘某承,李文华.基于净初级生产力的中国各地生态足迹均衡因子测算[J].生态与农村环境学报,2010,26(5):401-406.
- [21] 刘某承,李文华,谢高地.基于净初级生产力的中国生态足迹产量因子测算[J].生态学杂志,2010,29(3):592-597.
- [22] 谢高地,张彩霞,张雷明,等.基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进[J].自然资源学报,2015,30(8):1243-1254.
- [23] 李锋,陈春.“三生”用地功能动态变化及其生态系统服务价值响应:以顺德区为例[J].水土保持研究,2021,28(1):250-257.
- [24] 李鹏辉,张茹倩,徐丽萍.基于生态系统服务价值的生态足迹计算与分析以玛纳斯河流域为例[J].中国农业资源与区划,2022,43(1):184-196.
- [25] 齐义军,赵晓倩.基于新发展理念黄河上游引黄灌区农业高质量发展综合评价[J].内蒙古师范大学学报(自然科学汉文版),2022,51(1):7-15.
- (上接第163页)
- [19] 蔡崇法,丁树文,史志华,等.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[J].水土保持学报,2000,14(2):19-24.
- [20] Jin F M, Yang W C, Fu J X, et al. Effects of vegetation and climate on the changes of soil erosion in the Loess Plateau of China[J].Science of the Total Environment,2021,773:e145514.
- [21] 中华人民共和国水利部.土壤侵蚀分类分级标准 SL 190—2007[S].北京:中国水利水电出版社,2008.
- [22] 闫瑞,张晓萍,李够霞,等.基于 RUSLE 的北洛河上游流域侵蚀产沙模拟研究[J].水土保持学报,2017,31(4):32-37.
- [23] Kou P L, Xu Q, Jin Z, et al. Complex anthropogenic interaction on vegetation greening in the Chinese Loess Plateau[J].Science of the Total Environment,2021,778:e146065.
- [24] Zhang S H, Fan W W, Li Y Q, et al. The influence of changes in land use and landscape patterns on soil erosion in a watershed[J].Science of the Total Environment,2017,574:34-35.
- [25] 穆兴民,李朋飞,刘斌涛,等.1901—2016 年黄土高原土壤侵蚀格局演变及其驱动机制[J].人民黄河,2022,44(9):36-45.
- [26] 王封,刘金铜,付同刚,等.基于 RUSLE 模型的太行山区土壤侵蚀时空分异特征及影响因子研究[J].中国生态农业学报,2022,30(7):1064-1076.
- [27] Sun X Y, Jiang Z, Liu F, et al. Monitoring spatio-temporal dynamics of habitat quality in Nansihu Lake basin, eastern China, from 1980 to 2015[J].Ecological Indicators,2019,102:716-723.
- [28] 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). Agriculture handbook No 703[M].Washington:USDA,1997.
- [29] Zhang Z H, Song Y Z, Wu P. Robust geographical detector[J].International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation,2022,109:e102782.