

青藏高原年度生态风险评估数据集 (1 km, 2000–2020) 研发

夏永强¹, 王浩^{1*}, 唐不甜^{1,2}, 惠乐¹, 韩彬瑶¹

1. 陕西师范大学地理科学与旅游学院, 西安 710119;
2. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085

摘要: 生态风险评估有助于识别和量化生态系统面临的潜在风险和威胁, 评估人类活动或自然变化对生态系统健康、功能和服务的影响。在数据集研发过程中, 作者通过融合 CASA 模型、修正的通用土壤流失方程 (RUSLE) 和 InVEST 模型等模型算法和土地利用、NDVI、土壤类型、年降水量、年平均气温等多源数据, 构建了一个综合生态系统健康和生态系统服务的评估框架, 通过计算区域生态系统结构、质量和服务相关指标生成 2000–2020 年逐年生态风险评估数据集。结果表明, 青藏高原地区生态风险指数在时间上整体呈现波动变化的趋势, 在空间上呈现自东南向西北逐渐递增的趋势, 低风险区域主要集中在靠近云南、贵州的甘孜、阿坝等地, 高风险区主要分布在那曲市、靠近新疆的藏北地区。数据集存储为.tif 格式, 空间分辨率为 1 km, 由 21 个数据文件组成, 数据量为 485 MB (压缩为 1 个文件, 155 MB)。

关键词: 青藏高原; 生态风险; 生态系统健康; 生态系统服务

DOI: <https://doi.org/10.3974/geodp.2025.03.06>

CSTR: <https://cstr.science.org.cn/CSTR:20146.14.2025.03.06>

数据可用性声明:

本文关联实体数据集已在《全球变化数据仓储电子杂志 (中英文)》出版, 可获取:

<https://doi.org/10.3974/geodb.2025.06.01.V1> 或 <https://cstr.science.org.cn/CSTR:20146.11.2025.06.01.V1>。

1 前言

随着社会发展进程加快, 加之气候变化和人类活动频繁, 生态系统承受的压力日益增加。为应对随之而来的生态风险, 中国政府启动了一系列生态恢复计划, 包括退耕还林、退牧还草等, 取得了显著成效^[1,2]。青藏高原是中国重要的生态屏障区, 也是一个典型的生态脆弱、经济欠发达地区^[3]。为了全面了解青藏高原当前的生态环境状况, 中国政府于 2017 年启动了第二次青藏科考, 旨在为该地区的未来生态恢复和保护提供基础依据。因

收稿日期: 2025-06-25; 修订日期: 2025-08-28; 出版日期: 2025-09-25

基金项目: 中华人民共和国科学技术部 (2019QZKK0403)

*通讯作者: 王浩, 陕西师范大学地理科学与旅游学院, foreva@snnu.edu.cn

数据引用方式: [1] 夏永强, 王浩, 唐不甜等. 青藏高原年度生态风险评估数据集 (1 km, 2000–2020) 研发[J]. 全球变化数据学报, 2025, 9(3): 308–315. <https://doi.org/10.3974/geodp.2025.03.06>. <https://cstr.science.org.cn/CSTR:20146.14.2025.03.06>.

[2] 夏永强, 王浩, 唐不甜等. 青藏高原年度生态风险评估数据集 (1 km, 2000–2020) [J/DB/OL]. 全球变化数据仓储电子杂志, 2025. <https://doi.org/10.3974/geodb.2025.06.01.V1>. <https://cstr.science.org.cn/CSTR:20146.11.2025.06.01.V1>.

此, 评估不同区域的生态风险情况, 能有效识别需要后续恢复和保护的区域并确定优先级, 对区域生态建设可持续发展具有重要指导意义。

目前, 关于生态风险的识别和预警研究主要考虑生态系统本身。一方面, 根据生态系统结构及其空间格局识别生态脆弱区^[4,5]。例如, 一些研究选择生态系统组织或生态系统质量指标, 如景观多样性、景观破碎化和各种景观指数来评估地区生态风险^[6]。另一方面, 利用一系列模拟不同生态进程的生态指标来识别潜在退化风险区域^[7,8]。例如, 基于不同生态模型进行的生态系统生产力或生态系统服务, 结果中低值或下降值的区域被确定为高风险或退化区域^[9]。尽管现有研究可以指出生态风险可能发生的大致范围, 但由于学者对于生态风险的概念内涵的理解仍有一定差异, 目前并没有统一的评价方法体系。因此, 构建一种既能够体现生态风险格局时空变化特征, 同时兼顾生态过程及其影响因素的生态风险评估方法框架, 对于区域生态风险的识别与预警具有重要意义, 有必要进行更为深入的研究。

本文构建了一个综合生态系统健康和生态系统服务的评估框架, 从生态系统自身和人类利益的角度整合了生态系统结构、质量和服务, 有助于识别和量化青藏高原地区面临的潜在风险和威胁, 帮助决策者制定科学有效的生态保护和可持续发展政策。

2 数据集元数据简介

《青藏高原年度生态风险评估数据集（1 km, 2000–2020）》^[10]的名称、作者、地理区域、数据年代、时间分辨率、空间分辨率、数据集组成、数据出版与共享服务平台、数据共享政策等信息见表1。

3 数据研发方法

3.1 数据来源

青藏高原范围及界线数据来自于张懿铨等出版的《青藏高原范围与界线地理信息系统数据》^[12]; 2000–2020年土地利用数据来源于欧洲航天局¹, 空间分辨率为300 m; 气象数据来源于国家气象科学数据中心², 包括2000–2020年间的年平均气温、年降水量及太阳辐射等数据; DEM数据来源于地理空间数据云³, 空间分辨率为90 m; 2000–2020年NDVI数据使用MOD13Q1 16 d合成产品⁴, 空间分辨率为250 m; 2000–2020年土壤类型数据来源于国家冰川冻土沙漠科学数据中心⁵, 空间分辨率为30 m。基于以上数据, 计算青藏高原景观指数、净初级生产力(NPP)、水源涵养、土壤保持、生境质量服务, 得出生态系统结构、质量和服务, 进而评估2000–2020年逐年生态风险状况。

3.2 算法原理

(1) 生态系统结构

生态系统结构立足于景观生态学的生态过程与空间格局耦合, 主要基于景观异质性、

¹ 欧洲航天局(ESA). <https://essd.copernicus.org/articles/15/1465/2023/essd-15-1465-2023-assets.html>.

² 国家气象科学数据中心. <http://data.cma.cn>.

³ 地理空间数据云. <http://www.gscloud.cn>.

⁴ 资源环境科学数据平台. <http://www.resdc.cn/>.

⁵ 国家冰川冻土沙漠科学数据中心. <http://www.ncdc.an.cn/portal>.

表1 《青藏高原年度生态风险评估数据集（1 km, 2000–2020）》元数据简表

条 目	描 述
数据集名称	青藏高原年度生态风险评估数据集（1 km, 2000–2020）
数据集短名	ER2000–2020
作者信息	夏永强, 陕西师范大学地理科学与旅游学院, yq_xia@snnu.edu.cn 王浩, 陕西师范大学地理科学与旅游学院, foreva@snnu.edu.cn 唐不甜, 陕西师范大学地理科学与旅游学院, 中国科学院生态环境研究中心, tangbutian@snnu.edu.cn 惠乐, 陕西师范大学地理科学与旅游学院, 2002huile@snnu.edu.cn 韩彬瑶, 陕西师范大学地理科学与旅游学院, byhan@snnu.edu.cn
地理区域	青藏高原
数据年代	2000–2020
时间分辨率	年
空间分辨率	1 km
数据格式	.tif
数据量	155 MB（压缩后）
数据集组成	青藏高原 2000–2020 年逐年生态风险评估结果数据
基金项目	中华人民共和国科学技术部（2019QZKK0403）
数据计算环境	ArcGIS、Fragstats
出版与共享服务平台	全球变化科学研究数据出版系统 http://www.geodoi.ac.cn
地址	北京市朝阳区大屯路甲 11 号 100101, 中国科学院地理科学与资源研究所
数据共享政策	（1）“数据”以最便利的方式通过互联网系统免费向全社会开放, 用户免费浏览、免费下载;（2）最终用户使用“数据”需要按照引用格式在参考文献或适当的位置标注数据来源;（3）增值服务用户或以任何形式散发和传播（包括通过计算机服务器）“数据”的用户需要与《全球变化数据学报（中英文）》编辑部签署书面协议, 获得许可;（4）摘取“数据”中的部分记录创作新数据的作者需要遵循 10%引用原则, 即从本数据集中摘取的数据记录少于新数据集总记录量的 10%, 同时需要对摘取的数据记录标注数据来源 ^[11]
数据和论文检索系统	DOI, CSTR, Crossref, DCI, CSCD, CNKI, SciEngine, WDS, GEOSS, PubScholar, CKRSC

景观连通性等景观指数计算得到^[13]。基于权重系数模型计算生成生态系统结构指数。考虑到景观异质性和景观连通性是结构指数同等重要的两方面, 赋予二者权重为 0.35。林地和草地作为影响区域环境的重要土地利用覆被类型, 赋予权重 0.30^[14]。具体公式如下:

$$EO = 0.35 \times LC + 0.35 \times LH + 0.30 \times IC \quad (1)$$

$$= 0.1 \times AWMPFD + 0.25 \times FN_1 + 0.15 \times SHDI \times 0.1 \times MSIDI + 0.1 \times CONT + 0.1 \times FN_2 + 0.05 \times CONNECT_1 + 0.1 \times FN_3 + 0.05 \times CONNECT_2$$

式中, EO 为生态系统结构, LC 为景观连通性, LH 为景观异质性, IC 为重要土地斑块。 $AWMPFD$ 为面积加权平均斑块分维指数, FN_1 为景观破碎度, $SHDI$ 为香农多样性指数, $MSIDI$ 为修正辛普森多样性指数, $CONT$ 为传染指数, FN_2 、 FN_3 分别为林地和草地的景观破碎度, $CONNECT_1$ 、 $CONNECT_2$ 分别为林地和草地的斑块连通性指数。

（2）生态系统质量

生态系统质量指陆地生态系统的质量, 与区域植被及其生产力相关^[15]。NPP 指植物在

光合作用条件下的净固碳量，固碳作为陆地碳循环的重要组成部分，是表征生态系统质量指标的核心构成^[16,17]。基于 CASA 模型计算的 NPP 数据用以表征碳固存服务，并用归一化后的 NPP 数据表征生态系统质量，具体公式如下：

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

$$APAR(x, t) = SOL(x, t) \times 0.5 \times FPAR(x, t) \quad (3)$$

$$X_{Nor} = \frac{X_i - X_{min}}{X_{max} - X_{min}} \quad (4)$$

式中， x 表示空间位置， t 表示时间， $NPP(x, t)$ 、 $APAR(x, t)$ 和 $\varepsilon(x, t)$ 分别为在 t 时间 x 像元植被净初级生产力 (g C/m^2)、吸收的光和有效辐射 (MJ/m^2) 以及光能利用率 (g C/MJ)； $SOL(x, t)$ 、 $FPAR(x, t)$ 指在 t 时间 x 像元总太阳辐射 (MJ/m^2) 和光合有效辐射吸收比例；常数 0.5 表示植被光合作用所利用的有效太阳辐射（波长 $0.4\text{--}0.7 \mu\text{m}$ ）占总太阳辐射的比例^[18]。 X_{Nor} 为归一化后 NPP 值， X_i 为原始 NPP 值， X_{min} 、 X_{max} 分别为原始 NPP 数据集的最小值和最大值。

(3) 生态系统服务

生态系统服务是指对人类生存和生活质量作出贡献的生态功能和过程^[19]。持续稳定的生态系统服务供给能够有效支撑人类社会可持续发展^[20,21]。整合水源涵养服务、土壤保持服务、生境提供服务，构建生态系统服务指标，用以表征青藏高原的生态系统服务供给水平^[22,23]。水源涵养、土壤保持和生境提供分别由水量平衡法、修正的通用土壤流失方程（RUSLE）和 InVEST 模型计算，具体公式如下：

$$WY = P - ET = \frac{P \left(1 + \omega \frac{P \times ET}{P} \right)}{1 + \omega \frac{P \times ET}{P} + \left(\frac{P \times ET}{P} \right)^{-1}} \quad (5)$$

$$SC = A_p - A_m = R \times K \times LS \times (1 - C \times P) \quad (6)$$

$$B_{xj} = H_j \left(1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right) \right) \quad (7)$$

$$ES = WY + SC + HP \quad (8)$$

式(5)中， WY 、 P 、 ET 分别为年水源涵养量 (mm)、年降水量 (mm)、年蒸散量 (mm)。 ω 为植物有效水分系数。式(6)中， SC 、 A_p 、 A_m 分别为土壤保持量、潜在土壤侵蚀模数和实际土壤侵蚀模数 ($\text{t hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$)。 R 为降水侵蚀力因子 ($\text{MJ mm hm}^{-2} \text{h}^{-1} \text{yr}^{-1}$)、 S 为坡度因子、 L 为坡长因子、 K 为土壤可侵蚀性因子 ($\text{t hm}^2 \text{h hm}^{-2} \text{MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$)、 C 为植被覆盖和管理因子、 P 为水土保持因子。式(7)中， B_{xj} 为生境类型 j 中栅格 x 的生境质量指数， H_j 为生境类型 j 的生境适宜程度； D_{xj} 为生境类型 j 中栅格 x 的生境退化程度， z 为归一化常量， k 为半饱和常数。式(8)中， ES 为生态系统服务， WY 、 SC 、 HP 分别为归一化后的水源涵养、土壤保持和生境提供服务。

(4) 生态风险指数

生态系统结构、质量和服务是评价生态风险三个同等重要的方面, 为了有效平衡三者之间的关系, 依据前人研究构建生态风险指数^[24,25]:

$$ER = \sqrt[3]{EO \times EQ \times ES} \quad (9)$$

式中, ER 为生态风险指数, EO 为生态系统结构, EQ 为生态系统质量, ES 为生态系统服务。

4 数据结果

4.1 数据集组成

《青藏高原年度生态风险评估数据集(1 km, 2000–2020)》存储为.tif 数据格式, 包含 2000–2020 年共 21 年生态风险评估结果。其空间分辨率为 1 km。生态风险数据的数值越小, 代表生态风险越高, 数据缺失被设置为-9999。

4.2 数据结果

4.2.1 生态风险时间分布特征

青藏高原地区生态风险指数整体上呈现出逐年波动特征, 总体上变化不大, 但 2002 和 2010 年生态风险显著降低, 区域生态状况转好, 随后生态风险又逐渐增加(图 1)。

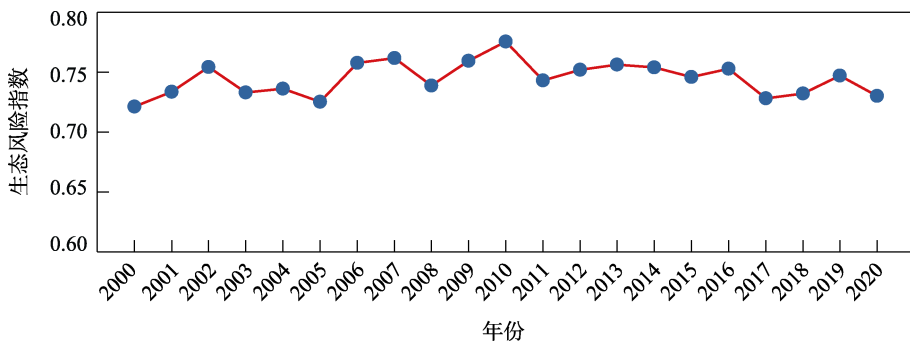


图 1 青藏高原年均生态风险指数变化图(2000–2020)

4.2.2 生态风险空间分布特征

生态风险指数在空间上呈现自东南向西北逐渐递增的趋势, 低风险区域主要集中在靠近云南、贵州的甘孜、阿坝等地, 高风险区主要分布在那曲市、靠近新疆的藏北地区(图 2)。生态风险在整个区域呈现出生降低趋势(降低占比: 55.3%, 增加占比: 44.7%), 其中显著增加的区域主要集中在青藏高原南部的日喀则市、山南市、林芝市等, 占区域面积的 12.81%。显著降低的区域集中在青藏高原的北部和东部的酒泉市、和田地区等地(图 3)。

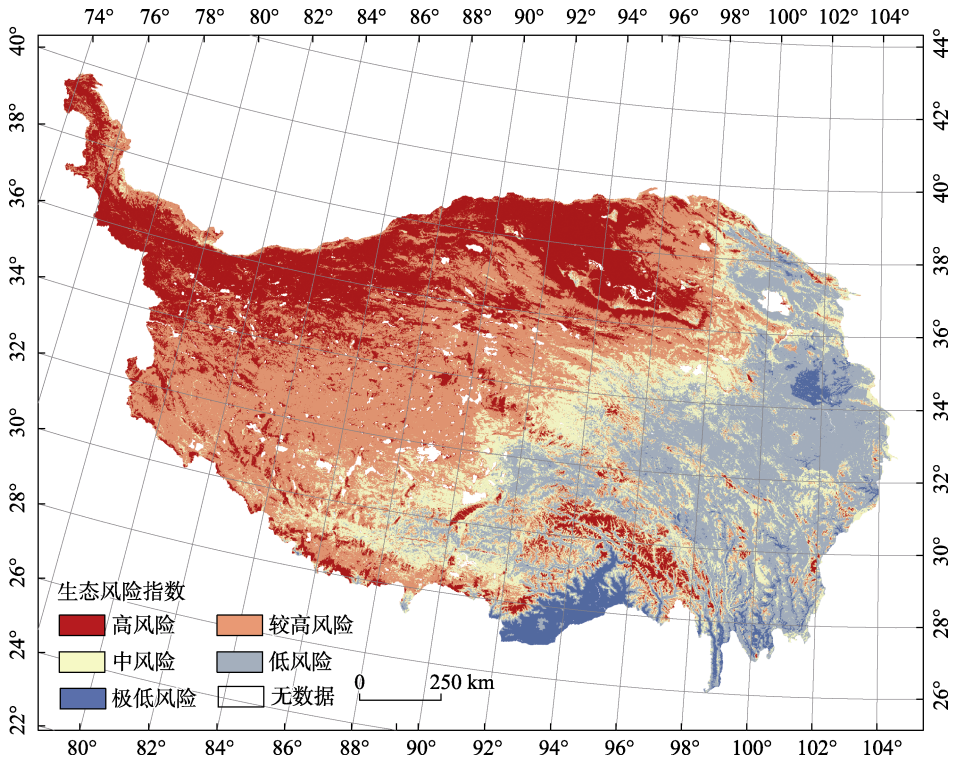


图 2 2000–2020 年生态风险指数空间分布图

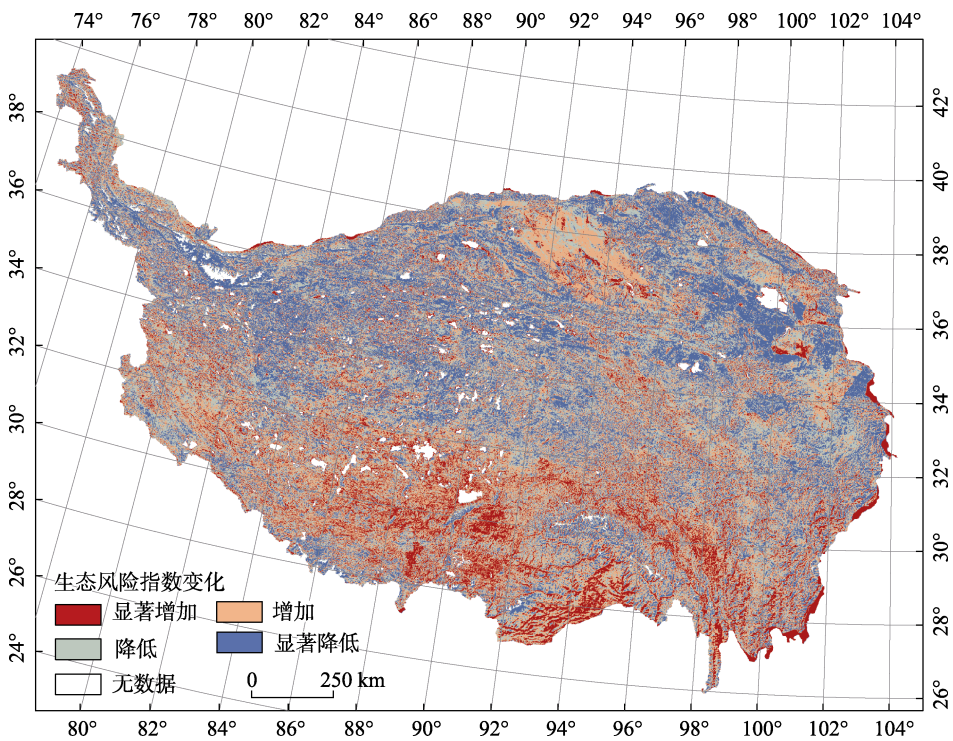


图 3 2000–2020 年生态风险指数变化图

5 讨论和总结

本数据集相较于现有的生态风险评估手段,从生态系统健康和生态系统服务两个维度出发,基于生态系统结构、质量和服务3个指标构建了生态风险评估框架,并采用连续数据将其量化、分析,从时空尺度识别了地区整体生态风险态势,为开展以保障生态安全为核心的生态保护工作提供理论支撑。

根据区域典型特征,本数据集选取并量化了青藏高原的水源涵养、土壤保持及生境提供3种生态系统服务,并将净初级生产力作为生态系统质量指标。但青藏高原地域辽阔,不同区域的自然环境相差较大,所发挥的生态功能不同,因此,未来研究有必要针对不同区域进行细化,考虑将更多的区域典型生态系统服务及生态系统结构质量特征纳入指标体系,以更科学合理的为当地生态风险识别及防控提供理论支撑。由于青藏高原特殊的地理环境,其数据来源及数据精度相对有限,后续研究需整合更多样的数据类型,并有针对性地开展实地调研,及时校正评估结果。

作者分工:王浩对数据集的开发做了总体设计;夏永强、唐不甜采集和处理了相关遥感数据并依据模型进行了模拟和计算;惠乐、韩彬瑶协助处理了相关数据并进行了模型计算;夏永强撰写了数据论文等。

利益冲突声明:本研究不存在研究者以及与公开研究成果有关的利益冲突。

参考文献

- [1] Liu, C., Chen, L., Vanderbeck, R. M., *et al.* A Chinese route to sustainability: postsocialist transitions and the construction of ecological civilization [J]. *Sustainable Development*, 2018, 26(6): 741–748.
- [2] Shao, Q. Q., Liu, S. C., Ning, J., *et al.* Assessment of ecological benefits of key national ecological projects in China in 2000–2019 using remote sensing [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2022, 77(9): 2133–2153.
- [3] Dong, S. K., Shang, Z. H., Gao, J. X., *et al.* Enhancing sustainability of grassland ecosystems through ecological restoration and grazing management in an era of climate change on Qinghai-Tibetan Plateau [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2020, 287: 106684.
- [4] Antongiovanni, M., Venticinque, E. M., Tambosi, L. R., *et al.* Restoration priorities for caatinga dry forests: landscape resilience, connectivity and biodiversity value [J]. *Journal of Applied Ecology*, 2022, 59(9): 2287–2298.
- [5] Guo, R., Wu, T., Liu, M. G., *et al.* The construction and optimization of ecological security pattern in the Harbin-Changchun Urban Agglomeration, China [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2019, 16(7): 1190.
- [6] Gao, F. J., Yang, W., Zhang, S., *et al.* An integrated approach to constructing ecological security pattern in an urbanization and agricultural intensification area in Northeast China [J]. *Land*, 2023, 12(2): 330.
- [7] Hasani, M., Pielesiak, I., Mahiny, A. S., *et al.* Regional ecosystem health assessment based on landscape patterns and ecosystem services approach [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2023, 43(2): 333–342.
- [8] Wang, L., Ren, G., Hua, F., *et al.* Integrating habitat availability into restoration efforts for biodiversity conservation: evaluating effectiveness and setting priorities [J]. *Biological Conservation*, 2021, 257: 109127.
- [9] Li, S. C., Zhang, H., Zhou, X. W., *et al.* Enhancing protected areas for biodiversity and ecosystem services in the Qinghai-Tibet Plateau [J]. *Ecosystem Services*, 2020, 43: 101090.
- [10] 夏永强, 王浩, 唐不甜等. 青藏高原年度生态风险评估数据集(1 km, 2000–2020) [J/DB/OL]. 全球变

- 化数据仓储电子杂志, 2025. <https://doi.org/10.3974/geodb.2025.06.01.V1>. <https://cstr.science.org.cn/CSTR:20146.11.2025.06.01.V1>.
- [11] 全球变化科学研究数据出版系统. 全球变化科学研究数据共享政策[OL]. <https://doi.org/10.3974/dp.policy.2014.05> (2017年更新).
- [12] 张懿锂, 李炳元, 郑度. 青藏高原范围与界线地理信息系统数据[J/DB/OL]. 全球变化数据仓储电子杂志, 2014. <https://doi.org/10.3974/geodb.2014.01.12.V1>. <https://cstr.science.org.cn/CSTR:20146.11.2014.01.12.V1>.
- [13] Frondoni, R., Mollo, B., Capotorti, G. A landscape analysis of land cover change in the municipality of Rome (Italy): spatio-temporal characteristics and ecological implications of land cover transitions from 1954 to 2001 [J]. *Landscape and Urban Planning*, 2011, 100(1): 117–128.
- [14] Kang, P., Chen, W., Hou, Y., et al. Linking ecosystem services and ecosystem health to ecological risk assessment: a case study of the Beijing-Tianjin-Hebei Urban Agglomeration [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 636: 1442–1454.
- [15] Field, C. B., Behrenfeld, M. J., Randerson, J. T., et al. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components [J]. *Science*, 1998, 281(5374): 237–240.
- [16] Hou, Y., Lv, Y., Chen, W. P., et al. Temporal variation and spatial scale dependency of ecosystem service interactions: a case study on the central Loess Plateau of China [J]. *Landscape Ecology*, 2017, 32(6): 1201–1217.
- [17] Tian, G. G., Qiao, Z. Assessing the impact of the urbanization process on net primary productivity in China in 1989–2000 [J]. *Environmental Pollution*, 2014, 184: 320–326.
- [18] Sharma, S., Joshi, P. K., Fürst, C. Unravelling net primary productivity dynamics under urbanization and climate change in the western Himalaya [J]. *Ecological Indicators*, 2022, 144: 109508.
- [19] Rendon, P., Steinhoff-Knopp, B., Burkhard, B. Linking ecosystem condition and ecosystem services: a methodological approach applied to European agroecosystems [J]. *Ecosystem Services*, 2022, 53: 101387.
- [20] Jiang, W., Wu, T., Fu, B. J. The value of ecosystem services in China: a systematic review for twenty years [J]. *Ecosystem Services*, 2021, 52: 101365.
- [21] Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. *Nature*, 1997, 387(6630): 253–260.
- [22] Chen, J. H., Wang, Y. F., Sun, J., et al. Precipitation dominants synergies and trade-offs among ecosystem services across the Qinghai-Tibet Plateau [J]. *Global Ecology and Conservation*, 2021, 32: e01886.
- [23] Fan, Y. P., Fang, C. L. Evolution process and obstacle factors of ecological security in western China, a case study of Qinghai Province [J]. *Ecological Indicators*, 2020, 117: 106659.
- [24] Pan, Z. Z., Gao, G. Y., Fu, B. J. Spatiotemporal changes and driving forces of ecosystem vulnerability in the Yangtze River Basin, China: quantification using habitat-structure-function framework [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 835: 155494.
- [25] Li, K., Hou, Y., Fu, Q., et al. Integrating decision-making preferences into ecosystem service conservation area identification: a case study of water-related ecosystem services in the Dawen River watershed, China [J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 340: 117972.