

嘉陵江中游不同土地利用下紫色 土抗蚀性多模型评价

马文灿, 文星跃, 龚林

(西华师范大学 环境科学与工程学院, 四川 南充 637001)

摘要: [目的] 探讨嘉陵江中游紫色土抗蚀性最优评价模型及指标, 揭示不同土地利用方式下土壤抗蚀性的差异性, 为长江流域生态环境保护提供科学参考。[方法] 分析土壤团聚体、粒度组成、土壤结构和有机质等特征值, 利用主成分分析、熵值法、主成分—熵值法及主成分—熵值-TOPSIS 这 4 种模型分别评价土壤抗蚀性。[结果] ① 提取出团聚体、土壤颗粒、土壤结构、胶结和分散状况等 5 个主成分; ② 最佳紫色土抗蚀性评价指标为粉黏粒含量、细黏粒含量、结构性颗粒指数、风干团聚体平均直径、 >0.5 mm 和 >0.25 mm 团聚体破坏率、 >0.5 mm 和 >0.25 mm 水稳性团聚体含量、团聚度和分散率。③ 主成分—熵值-TOPSIS 模型能避免主成分分析的加权主观性、熵值法的高维数据适应性差、主成分—熵值模型简单加权等问题, 评价结果差异显著且拟合效果最佳。[结论] ① 主成分—熵值-TOPSIS 模型评价结果效果较好, 适宜用于紫色土区土壤抗蚀性评价。② 研究区不同土地利用方式下土壤抗蚀性强弱表现为: 撂荒地 $>$ 草地 $>$ 林地 $>$ 果园 $>$ 旱地。

关键词: 紫色土; 土壤抗蚀性; 评价模型; 嘉陵江中游

文献标识码: B

文章编号: 1000-288X(2025)03-0155-10

中图分类号: S157.1

文献参数: 马文灿, 文星跃, 龚林. 嘉陵江中游不同土地利用下紫色土抗蚀性多模型评价[J]. 水土保持通报, 2025, 45(3): 155-164. Ma Wencan, Wen Xingyue, Gong Lin. Purple soil erosion resistance assessment using multi-model under different land-using types in middle reaches of Jialing River [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2025, 45(3): 155-164. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2025.03.023; CSTR: 32312.14.stbctb.2025.03.023.

Purple soil erosion resistance assessment using multi-model under different land-using types in middle reaches of Jialing River

Ma Wencan, Wen Xingyue, Gong Lin

(College of Environmental Science and Engineering, China West Normal University, Nanchong, Sichuan 637001, China)

Abstract: [Objective] An optimal evaluation model and indicators for the erosion resistance of purple soil in the middle reaches of the Jialing River were explored. Additionally, differences in soil erosion resistance under different land-use types were analyzed to provide a reference for ecological environmental protection in Yangtze River Basin. [Methods] The characteristics of the soil aggregates, particle size composition, soil structure, and organic matter were analyzed. Four models, principal component analysis (PCA), entropy method, PCA-entropy method, and PCA-entropy-technique for order preference by similarity to ideal solution (TOPSIS), were used to evaluate soil erosion resistance. [Results] ① Five principal components were extracted: aggregate structure, soil particles, soil structure, cementation, and dispersion. ② The optimal evaluation indicators for purple soil erosion resistance were silt-clay content, fine clay content, structural particle index, mean weight diameter of air-dried aggregates, destruction rates of aggregates > 0.5 and > 0.25 mm, water-stable aggregate content of aggregates > 0.5 and > 0.25 mm, aggregate stability, and dispersion rate. ③ The PCA-entropy-TOPSIS model avoids subjective weighting of PCA, poor adaptability of the entropy method to high-dimensional data, and simple weighting of the PCA entropy model. The results indicated significant differences and best-fitting effects. [Conclusion] ① The PCA-entropy-TOPSIS model provided the best evaluation results and is suitable for

收稿日期: 2024-10-21

修回日期: 2025-01-25

采用日期: 2025-01-26

资助项目: 国家自然科学基金项目“岷江上游地区晚第四纪环境变化的古土壤记录与古文化响应”(41671220)

第一作者: 马文灿(2000—), 男(汉族), 河南省濮阳市人, 硕士研究生, 研究方向为水土保持。Email: wencanm@163.com。

通信作者: 文星跃(1970—), 男(汉族), 重庆市人, 博士, 教授, 主要从事土壤发生与环境变化研究。Email: wenxy@cwnu.edu.cn。

assessing soil erosion resistance in purple soil regions. ② The erosion resistance of soil under different land use types in the study area was ranked as follows: abandoned land > grassland > forest land > orchard > dryland.

Keywords: purple soil; soil erosion resistance; evaluation model; middle reaches of Jialing River

土壤抗蚀性指土壤抵抗侵蚀的能力。抗蚀性评估有利于认识水土流失的潜在风险^[1]。早期研究人员多以土壤颗粒团聚度、分散率或某种理化特征等单一指标评估抗蚀性^[2-3]。影响土壤抗蚀性的因子较多,除了质地、团聚体、水稳性、有机质等土壤性质以外^[4-5],土壤外部因素如植物根系、植被类型、地形、人类活动等也被学者们关注^[2,5-6]。运用多指标构建数学模型评价土壤抗蚀性是一大趋势^[7-9]。单一模型具有简单直观、计算效率高的优点,学者多用单一模型评价土壤抗蚀性,如主成分^[7]、熵值^[10]、优劣解距离法(TOPSIS)^[11]、抗蚀性 K 值等^[12];但是单一模型存在指标主观选择、评价分数的意义不明确以及未考虑数据离散度等缺点^[13],在水文、灾害评估等领域多采用主成分—熵值、熵值-TOPSIS、主成分—熵值-TOPSIS等复合模型开展评价^[10,14-15]。由于土壤类型和利用方式往往具有区域性特征^[6-7],不同模型的计算结果需要实际论证才更为可靠^[13],目前关于复合模型在土壤抗蚀性中的研究仍较为有限。

嘉陵江流域广泛分布紫色土。紫色土结构疏松,易受侵蚀^[6,10,16],防止紫色土侵蚀对长江流域生态环境保护具有重要意义^[17]。嘉陵江中游地区人口稠密,土地利用类型多样,土地利用类型直接影响土壤理化性质、根系结构和耕作方式,因而影响土壤抗蚀性^[18]。嘉陵江中游由于其本身复杂的自然、人文环境,不同土地利用类型土壤抗蚀性的报道比较缺乏,探讨嘉陵江中游不同土地利用类型对土壤抗蚀性的影响,有助于科学评估土壤质量,为长江流域生态环境治理提供有力参考^[19]。为此本文选取嘉陵江中游地区 5 种典型土地利用类型紫色土为研究对象,为减少母质因素影响,样品均选取侏罗系遂宁组紫色泥岩和砂岩上发育的紫色土。主要研究目的包括:①对比多种抗蚀性评价模型,建立适合研究区紫色土特征的抗蚀性评价模型;②确定研究区土壤抗蚀性的最佳评价指标;③评价不同土地利用类型紫色土抗蚀性的差异性。

1 材料与方 法

1.1 研究区概况

嘉陵江中游地区位于四川盆地中部,属亚热带季风气候。年平均降水量在 1 000~1 200 mm。地形以丘陵为主,多为中丘和浅丘地貌,整体地势由北向南逐渐下降。嘉陵江中游沿岸的土壤母质主要由晚

侏罗系的遂宁组和蓬莱镇组地层构成,其中以紫红色砂、泥岩互层为特征的遂宁组分布广泛。遂宁组地层岩性较为松软,易受风化和侵蚀。其上发育的新成土颜色继承母质称为紫色土,其磷、钾含量较高,有机质含量较低,结构性差易被水解,抵抗水力侵蚀能力较弱^[20]。该区人口密度较高,农业活动频繁,土地利用类型多样。据杨杰教授等开发的 CLCD 数据集,2020 年嘉陵江中游地区的土地利用类型主要以耕地、林地、草地、建设用地和水体为主,面积分别为 10 022.95, 1 974.98, 1.56, 253.08 和 229.22 km²。野外考察发现,目前耕地撂荒较多,且部分丘陵区阶地上的旱地变更为果园。土地利用类型带来一系列土地资源利用与保护的挑战。

1.2 样品采集

样品采集时间为 2023 年 4—6 月。选取研究区内撂荒地、草地、林地、果园、旱地 5 种典型土地利用类型,样地分布在嘉陵江中游沿岸(图 1),母质为遂宁组岩层。土壤样品共 104 个,其中表土(0—20 cm)样品 71 个,环刀样品 33 个(表 1)。每个样地按照 S 形采集 5~8 个土样,按四分法提取 1 kg 土样。环刀样品采集表层原状土测定样品水稳性。

表 1 土壤样品类型与数量

Table 1	Types and quantities of soil samples					个
土样类型	撂荒地	草地	林地	果园	旱地	总计
表土样品数量	13	13	15	16	14	71
环刀样品数量	7	7	8	5	6	33

1.3 试验方法

样品采集完毕之后运回实验室风干,于 2023 年 7—9 月开展试验。土壤水稳性团聚体含量依据湿筛法测定,非水稳性团聚体含量依据干筛法测定^[7];土壤微团聚体含量用吸管法测定^[8];土壤粒度采用马尔文 Mastersizer 3000 激光粒度仪测定,测试前使用盐酸、过氧化氢进行前处理,上机中使用六偏磷酸钠、超声波震荡仪进行分散^[6];有机质采用水合热重铬酸钾—分光光度计比色法测定^[6]。

1.4 指标选取

在前人研究成果的基础上,结合紫色土结构特点和研究区特点,选取 4 大类共 17 个抗蚀性指标^[5,7-9,21-22]。这些指标侧重于影响土壤抗蚀性的主要因素,如土壤颗粒和团聚体结构、组成、破坏率和崩解特征,以及有机质含量。为避免信息重复,未选择

其他间接影响土壤抗蚀性的指标。同时,本文将通过主成分分析降维方式消除信息冗余。

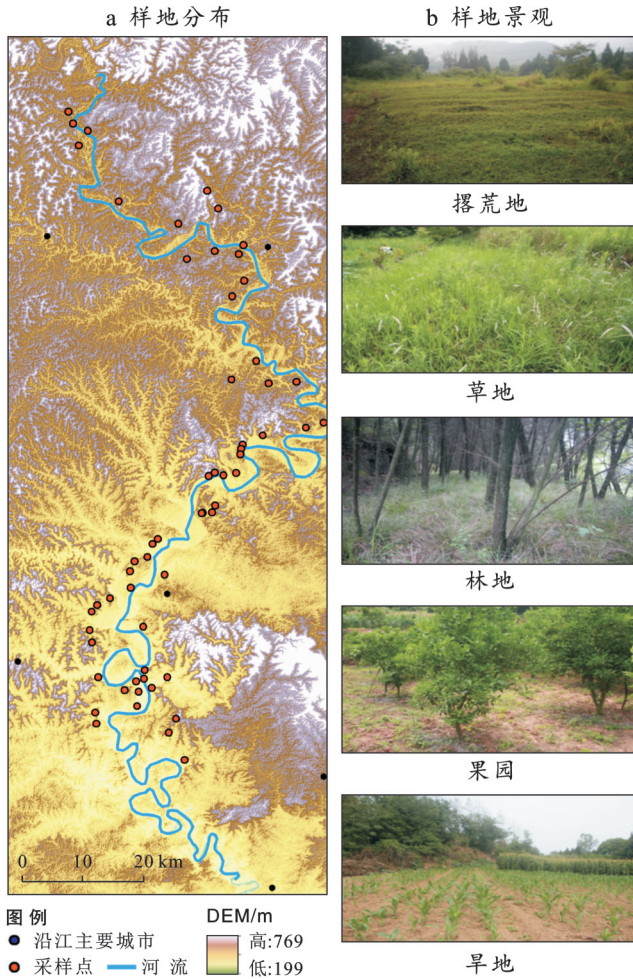


图 1 样地分布与典型土地利用类型景观
Fig.1 Plot distribution and landscape of typical land use types

(1) 土壤颗粒类^[23]。X₁为粒径<0.05 mm 粉黏粒含量; X₂为粒径<0.01 mm 物理性黏粒含量; X₃为粒径<0.001 mm 细黏粒含量; X₄为结构性颗粒指数=X₃/(<0.001~0.05 mm 土壤颗粒含量); X₅为土壤粒径分形维数。采用王国梁等^[24]推导的体积分形维数公式求得,公式两边同时取对数做图,将数据拟合线性直线,斜率为 3-D,进而可以求出 D。

$$\frac{V(r < R)}{V_T} = \left(\frac{R}{\lambda_v}\right)^{3-D} \quad (1)$$

式中:D 是土壤粒径分形维数; R 是每一粒径区间上下限算术平均值; V 代表小于 R 的土壤粒径体积之和; V_T为土壤颗粒总体积; λ_v为土壤最大粒级值。

(2) 团聚体类。X₆为风干团聚体平均重量直径(MWD)。MWD = ∑_iⁿ w_i d_i, 其中, w_i为第 i 粒级中土壤团聚体质量分数; d_i为相邻粒级土壤团聚体平均粒径; X₇

为水稳性团聚体平均重量直径(MWD); X₈为>0.5 mm 团聚体结构破坏率 PAD = $\frac{>0.5\text{mm干筛} - \text{湿筛}}{>0.5\text{mm干筛}} \times 100\%$; X₉为>0.25 mm 团聚体结构破坏率 PAD = $\frac{>0.25\text{mm干筛} - \text{湿筛}}{>0.25\text{mm干筛}} \times 100\%$; X₁₀为>0.5 mm 水稳性团聚体含量(%); X₁₁为>0.25 mm 水稳性团聚体含量(%); X₁₂为水稳性团聚体分形维数 D, 计算方法类同于 X₅。X₁₃为水稳性指数^[25]以水稳性校正系数优化静水崩解法测定的土壤崩解速率。K = $\frac{\sum P_i K_i + P_j}{A}$, 其中, K 为水稳性指数; P_i代表第 i 时间开始分散活动的土粒数量; K_i代表第 i 时间的水稳性校正系数; P_j代表总时间内未崩解土粒数量; A 为试验总土粒个数。

(3) 微团聚体类。X₁₄(团聚状况) = (>0.05 mm 微团聚体) - (>0.05 mm 土壤颗粒); X₁₅(团聚度) = (团聚状况) / (>0.05 mm 微团聚体) × 100%; X₁₆(分散率) = (<0.05 mm 微团聚体) / (<0.05 mm 土壤颗粒) × 100%。

(4) 有机质类。X₁₇(有机质含量) = 有机质质量 / 样品总质量。

1.5 统计方法

1.5.1 标准化 最小最大标准化 X₁用于将指标正向化、逆向化; Z-Score 标准化法 X₂^[26-27]通过计算数据平均值 MEAN 和标准差 σ, 将原始数据缩放为均值为 0 标准差为 1 的正态分布, 计算公式为。

$$X_1 = \frac{X - X_{\min}}{X_{\max} - X_{\min}}; \quad X_2 = \frac{(X - \text{MEAN})}{\sigma} \quad (2)$$

1.5.2 聚类分析 根据样品特征分组, 最大程度保留信息的同时去除离散数据。将样品数据按欧氏距离建立 n 维距离矩阵, 基于 D 最小距离合并簇形成聚类谱系图^[26-27]。

$$D = \sqrt{\sum_{i=1}^n (A_i - B_i)^2} \quad (3)$$

式中: D 是两个样本(或数据点)之间的距离; A_i 和 B_i 分别表示第 i 个特征在两个样本的取值; n 是数据的维度。

1.5.3 单因素方差分析 单元素方差分析^[27]用于比较多组别间连续型变量平均值是否存在显著差异。基于统计模型, 将总变异分解为组间变异和组内变异, 通过各组平均值、组内均方差、组间均方差计算 F 值判断处理变量对观测变量的影响是否显著。

1.6 分析模型

1.6.1 主成分分析 主成分分析是一种数据降维算法, 基本思想是将 n 维特征映射到 k 维且 k 维正交, 这 k 维便称为主成分。首先计算数据间协方差矩阵, 其

中 μ 是均值, n 是样本数量, 然后分解协方差矩阵 C , V 是特征向量矩阵, 指示新坐标系中主成分坐标轴, A 是含特征值对角矩阵, 指示 C 中方差, 将特征值从大到小排列, 当特征值 > 1 且累计方差贡献率 $> 85\%$ 时可确定主成分, 最后将原始数据投影至新主成分坐标轴形成新数据集。

$$C_{ij} = \frac{1}{n} \sum (X_i - \mu_i) \cdot (X_j - \mu_j) \quad (4)$$

$$C = V \cdot A \cdot V^T \quad (5)$$

1.6.2 熵值法 熵值法^[27]是一种多标准决策分析方法, 根据指标在总样本中所占信息量大小, 客观确定综合评价体系中权重大小。信息熵即信息量的期望, 数据提供的信息量越小、不确定性越大, 熵越大。首先对数据进行标准化缩放, 避免非负数据的处理, 计算每个指标熵值 E_j , 度量其无序程度, 之后根据指标权重计算出熵权, 进行后续评价。

$$E_j = -\frac{1}{\ln n} \sum_{i=1}^n (P_{ij} \times \ln P_{ij}); W_j = \frac{(1 - E_j)}{\left(m - \sum_{j=1}^m E_j\right)} \quad (6)$$

式中: P_{ij} 为第 j 项指标下第 i 个样本值占该指标所有样本值之和的比重; E_j 为第 j 项指标的熵值; n 为样本数; m 为指标个数; W_j 为各指标的权重。

1.6.3 TOPSIS 模型 TOPSIS (technique for order preference by similarity to ideal solution)^[27]模型是一种多标准决策分析方法, 以样品与最优最劣解贴近程度替代传统加权指标打分, 全面评价多指标下样品优劣程度。由权重矩阵 W 和标准化后矩阵 P 计算出加权后规范化矩阵 Z_{ij} , 从中取出每列最大最小数构成理想最—优解列向量 Z^+ 、理想最劣解列向量 Z^- , 根据公式计算 m 个样品第 i 方案距最优解距离 d_i^+ , 同理最劣解 d_i^- , 最后根据公式计算综合得分 C_i 。

$$Z_{ij} = P_{ij} \cdot W_j \quad (7)$$

$$d_i^+ = \sqrt{\sum_{j=1}^m (Z_{ij} - Z_j^+)^2}, d_i^- = \sqrt{\sum_{j=1}^m (Z_{ij} - Z_j^-)^2} \quad (8)$$

$$C_i = \frac{d_i^-}{d_i^+ + d_i^-} \quad (9)$$

2 结果与分析

2.1 土壤理化特性

2.1.1 土壤颗粒类指标特征 根据美国制土粒分级标准, 土壤可划分为砂砾 ($> 50 \mu\text{m}$)、粉粒 ($2 \sim 50 \mu\text{m}$) 和黏粒 ($< 2 \mu\text{m}$)。以土壤颗粒组成角度, 总体来看, 样品颗粒组成以粉粒为主, 介于 $51.39\% \sim 86.7\%$, 而黏粒和砂粒含量分别介于 $3.52\% \sim 24.56\%$ 和 $3.65\% \sim 45.13\%$ 。按土地利用类型来看, 黏粒含量平

均值介于 $9.59\% \sim 11.85\%$, 标准差介于 $3.05\% \sim 5.59\%$, 变异较小。其中, 撂荒地、果园和草地黏粒含量平均值相对较高, 而旱地和林地较低, 林地黏粒含量标准差最大, 变异较大; 粉粒含量平均值介于 $72.36\% \sim 76.85\%$, 标准差介于 $5.07\% \sim 9.19\%$, 变异适中。其中, 草地粉粒含量平均值相对较高, 果园和旱地次之, 撂荒地和林地最低, 林地粉粒含量标准差最大, 变异较大; 砂粒含量平均值介于 $12.15\% \sim 18.06\%$, 标准差介于 $3.8\% \sim 11.92\%$, 变异较大。其中, 撂荒地、林地、旱地砂粒含量平均值较高, 草地、果园较低, 林地砂粒含量标准差最大, 变异较大。

从土壤颗粒指标角度分析, X_1 指标介于 $54.9\% \sim 96.3\%$, X_2 指标介于 $25.3\% \sim 65.1\%$, X_3 指标介于 $0.02\% \sim 16.0\%$, X_4 指标介于 $0.06\% \sim 0.31\%$, X_5 指标介于 $2.54\% \sim 2.72\%$ 。按土地利用类型来看, 撂荒地的正向指标 X_3 和 X_4 平均值最大, 研究区内撂荒地土壤结构发育较成熟, 各指标下数据稳定性较好; 草地的正向指标 X_1, X_2, X_3 平均值最大, 研究区内草地土壤结构发育较成熟, X_1, X_3, X_5 指标下数据变异系数较高; 林地的正向指标平均值均最小, 研究区内草地土壤结构发育较不成熟, 但各指标下数据变异系数均较大, 稳定性较差; 果园的正向指标平均值较大, 研究区内果园土壤结构发育程度适中, X_2 和 X_4 指标下数据变异系数较高; 旱地的正向指标 X_1, X_2, X_4 和 X_5 平均值较小, 研究区内旱地土壤结构发育较不成熟, X_1 指标下数据变异系数较高。

2.1.2 土壤团聚体类指标特征 以土壤团聚体组成角度, 总体来看, 干、湿方式处理下, 样品团聚体组成以 $> 5 \text{ mm}$ 团聚体为主, 分别介于 $34.55\% \sim 57.49\%$ 和 $16.92\% \sim 50.17\%$, $5 \sim 2 \text{ mm}$ 团聚体含量分别介于 $23.61\% \sim 27.44\%$ 和 $27.16\% \sim 32.74\%$, $2 \sim 1 \text{ mm}$ 团聚体含量分别介于 $10.02\% \sim 16.90\%$ 和 $8.99\% \sim 17.97\%$, $1 \sim 0.5 \text{ mm}$ 团聚体含量分别介于 $4.54\% \sim 11.54\%$ 和 $6.08\% \sim 14.25\%$, $0.5 \sim 0.25 \text{ mm}$ 团聚体含量分别介于 $1.92\% \sim 5.64\%$ 和 $2.74\% \sim 11.32\%$, $< 0.25 \text{ mm}$ 微团聚体含量分别介于 $1.90\% \sim 7.89\%$ 和 $2.87\% \sim 12.31\%$ 。按土地利用类型来看, 干式处理方式下撂荒地 $> 5 \text{ mm}$ 团聚体含量较高, 草地、果园次之, 林地、旱地较低, 湿式处理方式下撂荒地 $> 5 \text{ mm}$ 团聚体含量较高, 草地、林地次之, 果园、旱地较低; 干、湿式处理方式下林地、旱地 $5 \sim 2 \text{ mm}$ 团聚体含量均较高, 撂荒地、草地、果园均较低; 干式处理方式下林地、旱地 $2 \sim 1 \text{ mm}$ 团聚体含量较高, 草地次之, 撂荒地、果园较低, 湿式处理方式下旱地 $2 \sim 1 \text{ mm}$ 团聚体含量较高, 草地、林地、果园次之, 撂荒地较低; 干式

处理方式下林地、旱地 1~0.5 mm, 0.5~0.25 mm 团聚体含量均较高, 草地、果园均次之, 撂荒地均较低, 湿式处理方式下果园、旱地 1~0.5 mm 团聚体含量均较高, 草地、林地、果园均次之, 撂荒地均较低; 干式处理方式下林地 <0.25 mm 团聚体含量较高, 草地、果园、旱地次之, 撂荒地较低, 湿式处理方式下果园、旱地 <0.25 mm 团聚体含量较高, 撂荒地、草地果园次之, 林地较低。

从土壤团聚体指标角度分析, X_6 指标介于 2.13%~4.77%, X_7 指标介于 1.00%~4.36%, X_8 指标介于 0.36%~44.55%, X_9 指标介于 3.7%~31.04%, X_{10} 指标介于 49.92%~95.46%, X_{11} 指标介于 64.92%~95.48%, X_{12} 指标介于 2.34%~2.76%, X_{13} 指标介于 0.17%~0.88%。按土地利用类型来看撂荒地的正向指标 X_6, X_7, X_{10}, X_{11} 平均值最大; 逆向指标 X_8 和 X_9 平均值较小, X_{12} 平均值最小, 研究区内撂荒地土壤团聚结构较好, X_8 和 X_9 指标下数据变异系数较大; 草地的正向指标 $X_7, X_{10}, X_{11}, X_{13}$ 平均值较大, 逆向指标 X_{12} 平均值较小, 研究区内草地土壤团聚结构较好, X_{12} 指标下数据变异系数最大; 林地的正向指标平均值大多适中, 其中 X_{13} 平均值最大, 逆向指标 X_8, X_9 均值最小, 研究区内林地土壤团聚结构适中, X_8, X_9 指标下数据变异系数最大; 果园的正向指标 X_7, X_{13} 平均值较小, 其中 X_{10}, X_{11} 平均值最小, 逆向指标 X_8, X_9, X_{12} 平均值最大, 研究区内果园土壤团聚结构较差, $X_6, X_7, X_{10}, X_{11}, X_{13}$ 指标下数据变异系数最大; 旱地的正向指标 X_6, X_{10}, X_{11} 平均值较小, 其中 X_7 和 X_{13} 平均值最小, 逆向指标 X_8, X_9, X_{12} 平均值较大, 研究区内旱地土壤团聚结构较差, X_7, X_{10}, X_{11} 指标下数据变异系数较大。

2.1.3 土壤微团聚体类指标特征 以土壤微团聚体组成角度, 总体来看, 样品微团聚体组成以 0.25~0.05 mm 微团聚体为主, 介于 49.54%~66.55%, 2~0.25 mm, 0.05~0.01 mm, 0.01~0.005 mm, <0.005 mm 分别介于 16.78%~32.10%, 8.77%~10.02%, 2.92%~3.53%, 4.08%~6.63%。按土地利用类型来看, 草地、林地 2~0.25 mm 团聚体含量较大, 撂荒地、果园、旱地较小; 撂荒地、果园、旱地 0.25~0.05 mm 微团聚体较大, 草地、林地较小; 撂荒地、果园、旱地 0.05~0.01 mm 微团聚体较大, 草地、林地较小; 林地 0.01~0.005 mm 微团聚体较大, 撂荒地、草地、果园、旱地较小; 林地、果园 <0.005 mm 微团聚体较大, 撂荒地、草地次之, 果园较小。

以土壤微团聚体指标角度, 总体来看, X_{14} 指标介于 42.86%~86.65%, X_{15} 指标介于 49.42%~95.96%,

X_{16} 指标介于 8.47%~53.18%。按土地利用类型来看, 撂荒地的正向指标 X_{14} 平均值较大, 逆向指标 X_{16} 平均值最小, 研究区内撂荒地土壤微团聚结构较好, 各指标下数据变异系数较小; 草地的正向指标 X_{14}, X_{15} 平均值最大, 逆向指标 X_{16} 平均值较小, X_{12} 平均值最小, 研究区内草地土壤微团聚结构较好, 各指标下数据变异系数较小; 林地的正向指标 X_{14}, X_{15} 平均值最小, 逆向指标 X_{16} 平均值较大, 研究区内林地土壤微团聚结构较差, X_{15} 指标下数据变异系数最大; 果园的逆向指标 X_{16} 平均值最大, 研究区内果园土壤微团聚结构较差, X_{16} 指标下数据变异系数最大; 旱地的正向指标 X_{14} 和 X_{15} 平均值较小, 研究区内旱地土壤微团聚结构较差, X_{14} 指标下数据变异系数最大。

2.1.4 土壤有机质类指标特征 总体来看, 有机质含量介于 0.61%~5.27%。按土地利用类型来看, 有机质含量平均值介于 1.73%~2.26%, 标准差介于 0.75%~1.27%, 其中撂荒地有机质含量平均值较高, 草地、林地次之, 果园、旱地较低, 撂荒地、林地标准差较大, 变异较大。

2.2 模型计算结果与分析

2.2.1 主成分分析 聚类分析 71 个样品, 剔除 6 个离群样品后对 65 个样品做相关性分析, 相关系数矩阵 KMO (Kaiser-Meyer-Olkin) 值为 0.612 > 0.5, Bartlett 检验 sig 值 < 0.05 (表 2), 可以进行主成分分析^[16]。指标间存在一定相关性关系 (图 2)。

表 2 土样主成分分析的 KMO 和巴特利特检验结果
Table 2 KMO and Bartlett's test results for principal component analysis of soil samples

检验类型	指标	指标值
KMO 取样适切性量数		0.612
	近似卡方	2 081.055
巴特利特球形度检验	自由度	136.000
	显著性	0.000

主成分分析的总方差解释结果详见表 3。由表 3 可知, 提取出的前 5 个主成分方差累计比例达到 87.62%, 能较好地表达原指标信息^[10]。

图 3 展示样品和主成分间关系, 其中 X_8, X_9, X_{12}, X_{16} 投影在负轴, 可能为逆向指标; $X_6, X_7, X_{10}, X_{11}, X_{13}, X_{17}$ 指示方向相同; $X_1, X_2, X_3, X_4, X_5, X_{14}, X_{15}$ 指示方向相同。

表 4 表述各主成分与指标的关系, 共提取 5 个主成分 F_1, F_2, F_3, F_4, F_5 。将表 4 各指标与表 3 中对应主成分的旋转载荷平方和开平方值相除, 可以得到主成分和指标的系数矩阵。主成分加权计算结果得分排序为: 撂荒地 (1.11) > 草地 (0.88) > 林地 (0.07) > 果园 (-0.88) > 旱地 (-0.89)。

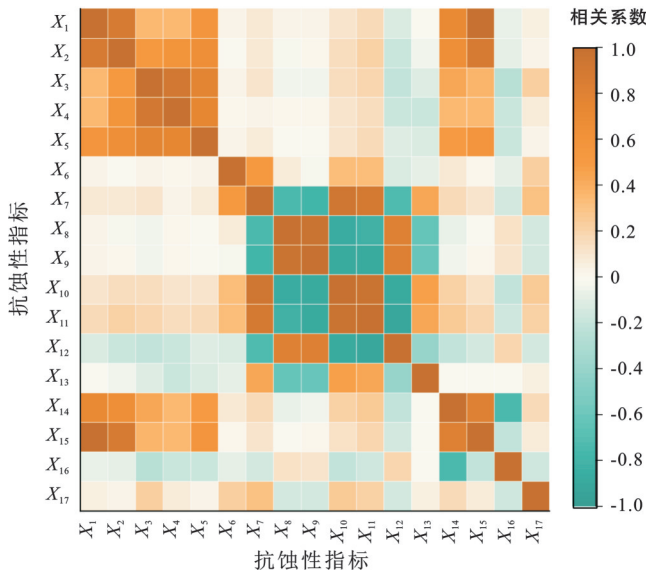


图 2 土壤主成分分析相关矩阵

Fig.2 Correlation matrix for principal component analysis of soil samples

2.2.2 熵值法分析 熵值法要求消除各指标含义、量纲差别。标准化土壤样品数据,正向/逆向化相应指标,计算 17 个指标熵权(图 4),排序为: $X_{13}(15.37) > X_{17}(12.19) > X_3(10.38) > X_4(8.03) > X_6(6.61) > X_{12}(6.19) > X_7(4.98) > X_9(4.8) > X_{14}(4.49) > X_{11}(4.47) > X_2(4.29) > X_{10}(4.24) > X_8(4.16) > X_5(3.3) > X_{15}(2.6) > X_1(2.21) > X_{16}(1.69)$ 。由 $F = S_1 \cdot X_1 + \dots + S_{17} \cdot X_{17}$ 计算各样品综合得分,各土地利用类型土壤得分依次为:撂荒地(0.36) > 草地(0.33) > 林地(0.175) > 果园(-0.31) > 旱地(-0.46)。

2.2.3 主成分—熵值法分析 不同于传统主成分分析中基于方差贡献率对主成分进行加权,本文采用熵值法来确定主成分的权重。 F_1-F_5 主成分熵权依次为 25.45%, 12.66%, 19.33%, 31.48% 和 11.07% (图 5),依据熵权对各主成分加权分析后,得分排序为:撂荒地(1.2) > 草地(0.66) > 林地(-0.15) > 果园(-0.68) > 旱地(-0.78)。

表 3 土壤各主成分总方差解释数据统计

Table 3 Statistical data for total variance explained by principal component analysis of soil samples

成分	初始特征值/%			提取载荷平方和/%			旋转载荷平方和/%		
	总特征值	方差	累积	总特征值	方差	累积	总特征值	方差	累积
1	6.165	36.266	36.266	6.165	36.266	36.266	5.566	32.743	32.743
2	4.556	26.800	63.066	4.556	26.800	63.066	3.444	20.261	53.004
3	1.534	9.021	72.087	1.534	9.021	72.087	2.724	16.024	69.028
4	1.446	8.506	80.594	1.446	8.506	80.594	1.628	9.577	78.605
5	1.195	7.027	87.621	1.195	7.027	87.621	1.533	9.016	87.621

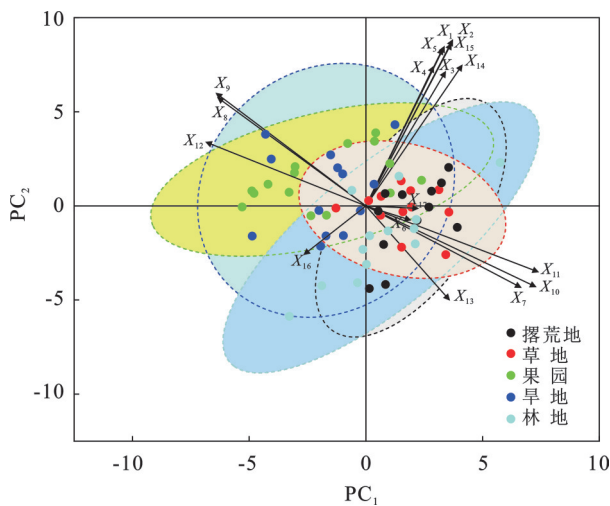


图 3 土壤主成分分析 Biplot 图

Fig.3 Biplot of principal component analysis for soil samples

2.2.4 主成分—熵值法-TOPSIS 分析 主成分—熵值模型分析完成之后,根据 TOPSIS 模型,得出规范化矩阵(Z_{ij}),从中取出每列最大最小数构成理想最优解列向量(d^+)、理想最劣解列向量(d^-),在 SPSS 中计算

各样品的相对接近度 C ,得分排序为:撂荒地(0.67) > 草地(0.6) > 林地(0.53) > 果园(0.43)和旱地(0.43)。

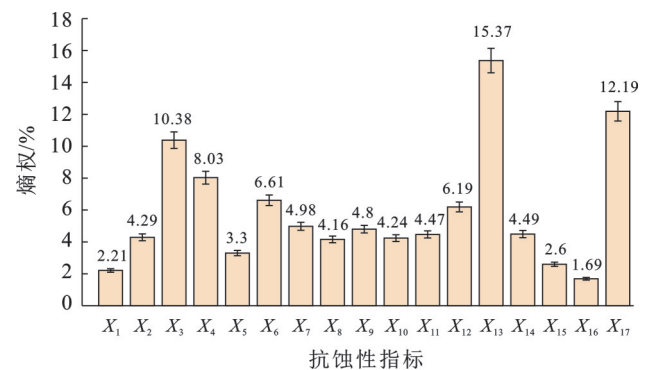


图 4 土壤抗蚀性指标熵值对比

Fig.4 Comparison of entropy values of erosion resistance indicators of soil samples

3 讨论

3.1 不同模型评价结果对比

由图 6 可以看出,不同土地利用类型在不同评价

模型下的评价分数均符合正态规律,可以进行参数分析和假设校验数据。

表 4 抗蚀性指标的各主成分载荷矩阵
Table 4 Principal component loadings matrix of erosion resistance indicators

指标	主成分				
	F_1	F_2	F_3	F_4	F_5
X_9	-0.975	0.061	0.001	0.033	-0.032
X_8	-0.970	0.053	-0.002	0.114	-0.078
X_{10}	0.932	0.070	0.079	0.300	0.070
X_{11}	0.916	0.136	0.121	0.296	0.029
X_{12}	-0.888	-0.084	-0.153	-0.092	-0.068
X_7	0.827	0.074	-0.002	0.497	0.028
X_{13}	0.668	0.016	-0.238	-0.285	0.023
X_1	0.022	0.975	0.164	0.017	0.004
X_{15}	0.039	0.967	0.168	0.005	0.145
X_2	0.060	0.847	0.424	-0.023	-0.032
X_{14}	0.078	0.702	0.191	0.077	0.669
X_4	0.010	0.200	0.944	0.025	0.045
X_3	0.063	0.189	0.927	0.054	0.163
X_5	0.017	0.468	0.760	0.005	0.059
X_6	0.070	0.042	-0.036	0.927	-0.045
X_{17}	0.140	-0.047	0.102	0.474	0.304
X_{16}	-0.091	-0.078	-0.108	-0.077	-0.958

3.1.1 计算过程的差异性 主成分分析在对数据降维之后,通过简单的线性叠加计算权重,未考虑系统各要素的协调性,其权重基于方差累积量,存在一定主观性,而熵权基于信息熵,计算结果更能全面考虑主成分的信息量,更能准确地捕捉数据中的实际信息和结构特征^[1,14]。本文数据表明,分别按主成分方差贡献率赋权和熵值赋权计算的各主成分权重存在较大差异(图 5),研究区内不能直接使用主成分模型综合评价。对于高维度和强相关性的原始数据,直接使用熵值法可能会导致权重分配不均^[1,13-14],并且计算前还需正向化指标,过程复杂。本研究中,17 个指标熵权值范围为 1.69~15.37。其中, $X_2, X_7, X_8, X_9, X_{10}, X_{11}, X_{14}$ 指标熵权值介于 4.16~4.98(图 4),差异性不明显。这一趋势在前人研究中也得到体现^[13]。由于可能存在指标间的信息冗余,影响计算的准确性^[10,14-15],因此在本研究区内不能直接使用熵值模型进行综合评价。而主成分—熵值模型在主成分分析降维的基础上,再利用熵权计算主成分权重。通常认为,只有在两种方法的计算结果存在显著差异时,使用熵权才具有实际意义。本文两种方法计算结果差异性显著(图 5),可以使用熵权加权的主成分权重进行后续计算。此类方法在水质、内涝风险、可持续发展能力等评级研究中广泛使用^[14-15]。主成分—熵值模

型计算结果表明,撂荒地、草地抗蚀性评分为正值,而林地、果园、旱地抗蚀性评分为负值(表 5)。目前,关于正负值的理解尚无统一标准,存在理解相反的情况。例如,任霞等^[6]和于俊峰等^[28]对正负值的解读存在一定歧义,这不利于土壤抗蚀性的评价。此外,主成分—熵值模型仅通过简单加权计算而未考虑指标相关性^[1,16],在本研究区内应用仍存在不足之处。在此基础上,引入 TOPSIS 方法,计算结果分布于 [0,1] 内,与前人研究结果类似^[10,14],计算结果直观、客观,有效展示各项指标显著差异。综上所述,本研究区内,主成分—熵值-TOPSIS 模型同时具备降维提效、客观赋权、评价结果直观的优点。

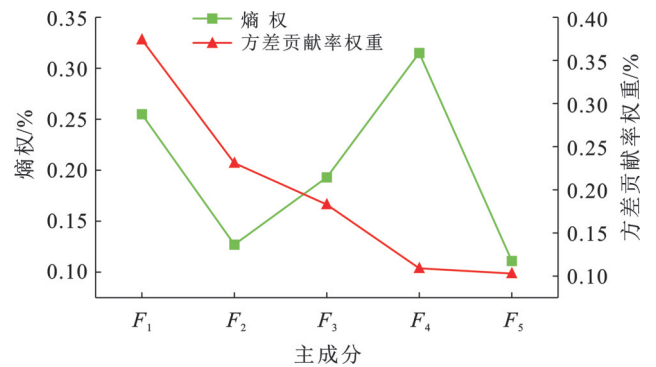


图 5 主成分权重不同方式计算结果对比

Fig.5 Comparison of results for calculating principal component weights with different methods

表 5 不同评价模型下土壤抗蚀性评分结果
Table 5 Soil erosion resistance scores assessed with different evaluation models

评价模型	撂荒	草地	林地	果园	旱地
主成分模型	1.11	0.88	0.07	-0.88	-0.89
熵值模型	0.36	0.33	0.175	-0.31	-0.46
主成分—熵值模型	1.20	0.66	-0.15	-0.68	-0.78
主成分—熵值-TOPSIS	0.67	0.60	0.53	0.43	0.43

3.1.2 评价结果比较 本研究运用多元回归分析和方差分析方法,定量评估不同评价模型的优劣(表 6)。回归分析结果表明,除熵值模型外,其他模型的 R^2 值无限接近 1,拟合效果较好。主成分—熵值-TOPSIS 模型的标准估算误差明显低于其他模型,预测误差较小;德宾-沃森统计量接近 2,表明该模型的残差自相关性较低,拟合效果较好;AIC 和 BIC 值较小,进一步表明主成分—熵值-TOPSIS 模型在拟合度和复杂度达到最佳平衡。方差分析结果显示,各模型的显著性均小于 0.001,差异显著,其中熵值模型和主成分—熵值-TOPSIS 模型的 F 值较高,组间差异明显,样品区分度较强。上述结果表明,研究区开展紫色土抗蚀性评价应优先采用主成分—熵值-TOPSIS 模型。

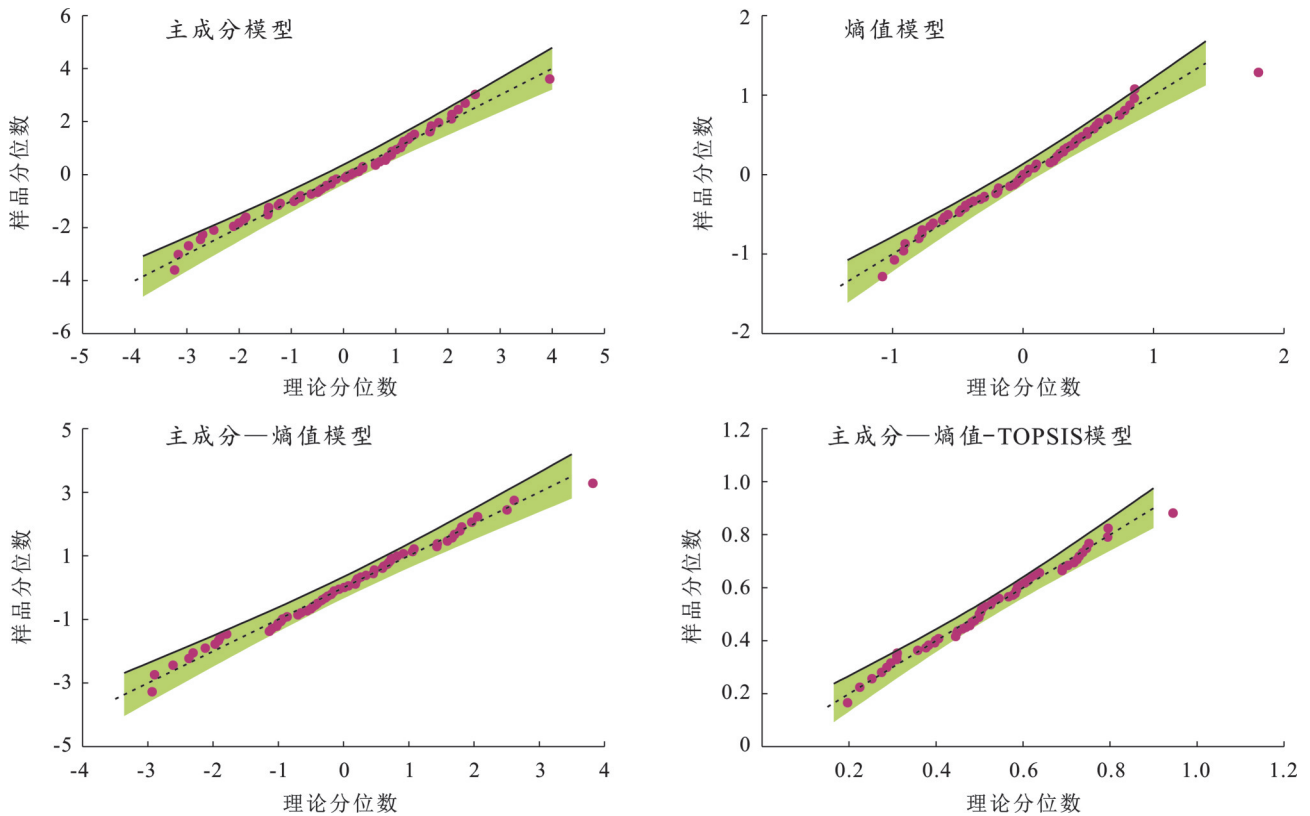


图 6 不同评价模型样品评分的 Quantile-Quantile 图

Fig.6 Comparison of Quantile-Quantile plots for sample scores under different evaluation models

表 6 不同评价模型统计分析结果

Table 6 Statistical analysis results for different evaluation models

评价模型	R^2	标准估算的错误	德宾-沃森	AIC 值	BIC 值	F 值	显著性
主成分模型	0.99	0.13	1.85	-69.05	-42.96	6.55	0.00
熵值模型	0.93	0.16	1.56	-43.67	-17.58	9.53	0.00
主成分-熵值模型	0.99	0.17	1.87	-31.68	-5.59	6.48	0.00
主成分-熵值-TOPSIS模型	0.98	0.02	1.98	-292.16	-266.06	8.76	0.00

3.2 抗蚀性评价指标

抗蚀性指标与主成分因子的相关性如表 4 所示。主成分 F_1 中包含指标 X_7-X_{13} , 大多属于团聚体类, X_8, X_9, X_{12} 的因子载荷小于 0 为逆向指标, X_8-X_{11} 的因子载荷绝对值均大于 0.9, 显示出它们与主成分 F_1 的强相关性。主成分 F_2 包含指标 X_1, X_2, X_{14} 和 X_{15} , 大多属于土壤颗粒类, X_1, X_{15} 的因子载荷绝对值均大于 0.9, 显示出它们与主成分 F_2 的强相关性。主成分 F_3 包含指标 X_3-X_5 , 大多属于土壤结构特征类, 其中 X_3, X_4 的因子载荷绝对值均大于 0.9, 显示出它们与主成分 F_3 的强相关性。主成分 F_4 包含指标 X_6 和 X_{17} , 为团聚体和有机质类, X_6 的因子载荷绝对值大于 0.9, 显示出它与主成分 F_4 的强相关性。主成分 F_5 包含指标 X_{16} , 其因子载荷小于 0 为逆向指标, 因子载荷绝对值大于 0.9, 显示出它与主成分 F_5 的强相关性。综上所述, 主成分分析计算出最优评价指标为 $X_1, X_3, X_4, X_6,$

$X_8, X_9, X_{10}, X_{11}, X_{15}$ 和 X_{16} , 这些指标大都为团聚体类相关指标。其中 $X_8, X_9, X_{10}, X_{11}, X_{15}$ 和 X_{16} 指标与前人研究结果一致^[7-8,24], 广泛应用于相关研究, 研究区内土壤团聚体的稳定性和结构性是决定土壤抗蚀性的关键因素。 X_1, X_3, X_4 土壤颗粒类指标与任霞等^[6]、李会等^[21]的研究结果相符。与前人研究不同, 本研究提出 X_6 指标, 较大的 MWD 表明土壤中较大且稳定的团聚体比例较高, 颗粒间的结合力更强, 在本研究区域的评级体系中较为适用。此外, X_{17} 有机质指标与于俊峰^[28]、李会等^[21]的研究结果不同, 本研究区内不同土地利用类型下有机质含量差异不大, 且 X_{17} 与其他指标的相关性较弱, 因此无法作为最优评价指标。

3.3 不同土地利用类型土壤抗蚀性评价

本文利用前述 4 个模型的计算结果均表现出不同土地利用下土壤抗蚀性排序为: 撂荒地 > 草地 > 林地 > 果园 > 旱地 (表 5)。撂荒地土壤抗蚀性最强,

可能与土壤有机质含量较高,团聚体胶结作用较强有关。本研究中撂荒地样品多为撂荒多年的旱地,草本植物茂盛,土壤中根系较细且密集,有利于土壤颗粒的团聚。土壤结构的正向指标如结构性颗粒指数(X_4)、风干团聚体平均重量直径MWD(X_6)、水稳性团聚体平均重量直径MWD(X_7)、 >0.5 mm水稳性团聚体含量(X_{10})、 >0.25 mm水稳性团聚体含量(X_{11})均较高,逆向指标 >0.5 mm团聚体结构破坏率PAD(X_8)、 >0.25 mm团聚体结构破坏率PAD(X_9)较低,表明土壤结构稳定性较强。前人研究表明,通常旱地撂荒后土壤抗蚀性会提高^[6-7,20],而在植被覆盖度较低且地表径流较强的区域,旱地撂荒后土壤抗蚀性并不会增强^[8]。草地、林地抗蚀性次之。二者土壤结构良好,有机质含量较高,有助于土壤中大粒级水稳性团聚体的形成,增强土壤抗崩塌能力,这与前人研究结果一致^[8];通常较高的植物根系密度有利于提高土壤抗蚀性^[2],植物根系分泌物中所含的高分子黏质具有较强的黏附力,与土壤颗粒发生相互作用,促进土壤团聚体的形成^[2,5],相较于林地,研究区内草地根系密度更大,土壤抗蚀性较强。需提及的是,本文撂荒地抗蚀性大于草地,可能跟地形结构有关。研究区草地面积相对较小,且多分布在林间坡地上,而撂荒地相对平坦,在同样的草本植物覆盖度较高的情况下,撂荒地土壤团聚体更为稳定。果园、旱地抗蚀性较差。二者土壤结构类指标与撂荒地呈现相反趋势,撂荒后土壤中大粒径团聚体含量增加,土壤团聚体稳定性得到提升^[22]。受人类耕作活动影响,地表植被和土壤结构被破坏,人为翻耕增加土壤通透性、加速有机碳矿化,且研究区内果园、旱地有机质含量较低,影响团聚体胶结作用^[22]。此外,旱地大部分表土裸露,植被覆盖度低,不利于土壤抗蚀性的增强。

4 结论

(1) 主成分、熵值、主成分—熵值和主成分—熵值-TOPSIS4种模型评价结果基本一致,但主成分—熵值-TOPSIS模型具有降维提效、客观赋权、评价结果直观、区分度显著且拟合度较好的优点。

(2) 研究区提取的10个紫色土抗蚀性最优评价指标为 <0.05 mm粉黏粒含量、 <0.001 mm细黏粒含量、结构性颗粒指数、风干团聚体平均重量直径、 >0.5 mm团聚体结构破坏率、 >0.25 mm团聚体结构破坏率、 >0.5 mm水稳性团聚体含量、 >0.25 mm水稳性团聚体含量、团聚度、分散率,多属团聚体特

征指标,表明土壤团聚体的稳定性和结构性是决定土壤抗蚀性的关键因素。

(3) 研究区不同土地利用下紫色土抗蚀性强弱从大到小依次为:撂荒地、草地、林地、果园、旱地。地形、植被是影响土壤抗蚀性的主要因素,植被恢复、减少人为干扰有助于增强土壤抗蚀性。

参考文献 (References)

- [1] Huang Jingwen. Combining entropy weight and TOPSIS method for information system selection [C] // 2008 IEEE Conference on Cybernetics and Intelligent Systems. September 21—24, 2008, Chengdu: IEEE, 2008: 1281-1284.
- [2] 毛谿,孟广涛,周跃.植物根系对土壤侵蚀控制机理的研究[J].水土保持研究,2006,13(2):241-243.
Mao Rong, Meng Guangtao, Zhou Yue. Mechanism of plant roots on soil erosion control [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2006, 13(2): 241-243.
- [3] Li Qiang, Liu Guobin, Zhang Zheng, et al. Relative contribution of root physical enlacing and biochemical exudates to soil erosion resistance in the loess soil [J]. Catena, 2017, 153: 61-65.
- [4] 刘广路,范少辉,蔡春菊,等.不同混交模式毛竹林下土壤抗侵蚀性研究[J].水土保持通报,2015,35(4):12-17.
Liu Guanglu, Fan Shaohui, Cai Chunju, et al. Soil anti-erodibility under moso bamboo with different mixture patterns [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2015, 35(4): 12-17.
- [5] 李勇,吴钦孝,朱显谟,等.黄土高原植物根系提高土壤抗冲性能的研究: I. 油松人工林根系对土壤抗冲性的增强效应[J].水土保持学报,1990,4(1):1-5.
Li Yong, Wu Qinxiao, Zhu Xianmo, et al. Studies on the intensification of soil anti-scourability by plant roots in the Loess Plateau: I. the increasing effect of soil anti-scourability by the roots of chinese pine [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 1990, 4(1): 1-5.
- [6] 任霞,严宁珍,程永毅,等.重庆溶洼—丘峰区土地利用类型对土壤抗蚀性的影响[J].中国岩溶,2020,39(6): 829-835.
Ren Xia, Yan Ningzhen, Cheng Yongyi, et al. Effects of different land use types on soil anti-erodibility in Chongqing karst depression and karst-hill peak areas [J]. Carsologica Sinica, 2020, 39(6): 829-835.
- [7] 史晓梅,史东梅,文卓立.紫色土丘陵区不同土地利用类型土壤抗蚀性特征研究[J].水土保持学报,2007,21(4):63-66.
Shi Xiaomei, Shi Dongmei, Wen Zhuoli. Study on soil anti-erodibility of different land utilization types in purple

- soil hilly region [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2007, 21(4):63-66.
- [8] 张华淦, 王克勤, 宋娅丽. 滇中尖山河流域不同土地利用类型土壤抗蚀性[J]. *水土保持学报*, 2019, 33(5):50-57. Zhang Huayan, Wang Keqin, Song Yali. Soil erosion resistance under different land use types in Jianshan River watershed in middle Yunnan Province [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2019, 33(5):50-57.
- [9] Wang Lei, Wu Jiajun, Xie Jianzhi, et al. Effects of different hedgerow patterns on the soil physicochemical properties, erodibility, and fractal characteristics of slope farmland in the Miyun Reservoir area [J]. *Plants*, 2022, 11(19):2537.
- [10] Li Xiangxin, Wang Kongsan, Liu Liwen, et al. Application of the entropy weight and TOPSIS method in safety evaluation of coal mines [J]. *Procedia Engineering*, 2011, 26:2085-2091.
- [11] Meng Y, Chen L S. Evaluation of urban competitiveness in environmental protection zones based on principal component analysis (PCA) and entropy method [J]. *Journal of Environmental Protection and Ecology*, 2021, 22(1):182-188.
- [12] 梁博, 聂晓刚, 万丹, 等. 喜马拉雅山脉南麓典型林地对土壤理化性质及可蚀性 K 值影响[J]. *土壤学报*, 2018, 55(6):1377-1388. Liang Bo, Nie Xiaogang, Wan Dan, et al. Impacts of forest typical of the southern piedmont of the Himalaya Mountains on soil physicochemical properties and erodibility K [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2018, 55(6):1377-1388.
- [13] 田福金, 马青山, 张明, 等. 基于主成分分析和熵权法的新安江流域水质评价[J]. *中国地质*, 2023, 50(2):495-505. Tian Fujin, Ma Qingshan, Zhang Ming, et al. Evaluation of water quality in Xin'anjiang River basin based on principal component analysis and entropy weight method [J]. *Geology in China*, 2023, 50(2):495-505.
- [14] Liu Zaohong, Jiang Z, Xu Chen, et al. Assessment of provincial waterlogging risk based on entropy weight TOPSIS-PCA method [J]. *Natural Hazards*, 2021, 108(2):1545-1567.
- [15] Liang Xuedong, Liu Canmian, Li Zhi. Measurement of scenic spots sustainable capacity based on PCA-entropy TOPSIS: A case study from 30 provinces, China [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2017, 15(1):10.
- [16] Li Jinlin, Bao Yuhai, Wei Jie, et al. Scaling properties of particle-size distributions of purple soils in a small agricultural watershed: A multifractal analysis [J]. *Catena*, 2022, 215:106326.
- [17] 段文明, 穆兴民, 王飞, 等. 嘉陵江流域降雨侵蚀力时空变化分析[J]. *水土保持通报*, 2012, 32(5):182-185. Duan Wenming, Mu Xingmin, Wang Fei, et al. Spatio-temporal variability of rainfall erosivity in Jialing River basin [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2012, 32(5):182-185.
- [18] Islam K R, Weil R R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2000, 79(1):9-16.
- [19] Celik I. Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern mediterranean highland of Turkey [J]. *Soil and Tillage Research*, 2005, 83(2):270-277.
- [20] 黄鑫, 郑江坤, 任雨之, 等. 川中丘陵区紫色土坡耕地植物篱措施对土壤抗蚀性的影响[J]. *山地学报*, 2024, 42(1):27-36. Huang Xin, Zheng Jiangkun, Ren Yuzhi, et al. Effect of hedgerow on anti-erodibility of sloping farmlands consisted of purple soil in the hilly area of central Sichuan basin [J]. *Mountain Research*, 2024, 42(1):27-36.
- [21] 李会, 周运超, 刘娟, 等. 喀斯特土壤抗蚀性对不同土地利用方式的响应[J]. *中国水土保持科学*, 2015, 13(5):16-23. Li Hui, Zhou Yunchao, Liu Juan, et al. Responses of karst soil anti-erodibility to different land use types [J]. *Science of Soil and Water Conservation*, 2015, 13(5):16-23.
- [22] 胡尧, 李懿, 侯雨乐. 不同土地利用方式对岷江流域土壤团聚体稳定性及有机碳的影响[J]. *水土保持研究*, 2018, 25(4):22-29. Hu Yao, Li Yi, Hou Yule. Effects of land use types on stability and organic carbon of soil aggregates in Minjiang River valley [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2018, 25(4):22-29.
- [23] 高维森. 土壤抗蚀性指标及其适用性初步研究[J]. *水土保持学报*, 1991, 5(2):60-65. Gao Weisen. Primary study of classification of different indices of soil anti-erosibility and its adaptation in the hill region of the Loess Plateau [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1991, 5(2):60-65.
- [24] 王国梁, 周生路, 赵其国. 土壤颗粒的体积分形维数及其在土地利用中的应用[J]. *土壤学报*, 2005, 42(4):545-550. Wang Guoliang, Zhou Shenglu, Zhao Qiguo. Volume fractal dimension of soil particles and its applications to land use [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42(4):545-550.