

基于实地和遥感调查的离子型轻稀土尾砂 土壤侵蚀对植被修复措施响应

罗建伟, 白桦, 鲁向晖, 赵建民

(南昌工程学院鄱阳湖流域水工程安全与资源高效利用国家地方联合工程实验室, 南昌 330099)

摘要: 稀土开采产生大量尾砂, 导致严重土壤侵蚀, 伴生水质和地质灾害, 评价植被修复措施对稀土尾砂土壤侵蚀治理效果可为措施优选提供理论依据。以寻乌县离子型轻稀土尾砂区为研究区, 基于 1982—2015 年 GIMMS NDVI 3 g、DEM 等遥感和尾砂理化性状现场调查数据, 采用空间代时间方法, 结合 RUSLE 模型及其全微分公式探究不同修复年限土壤侵蚀量对植被修复措施的响应机理。结果表明: 1982—2015 年研究区土壤侵蚀模数显著下降, 倾向率为 $-60 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot 10\text{a})$, 突变年份为 2008 年; 在植被修复措施实施年(2008 年)前后, 多年平均土壤侵蚀量减幅超过 60%; 土壤侵蚀模数呈现上升、平稳、上升、平稳、上升和下降的阶段性变化, 与 NDVI 时程变化呈负相关; 水土保持措施、植被覆盖、土壤可蚀性和降雨变化对土壤侵蚀量减小的贡献率分别为 33.18%, 32.19%, 19.95%, 13.19%。植被修复过程中, 矿区土壤侵蚀量减少的主要影响因子为水土保持措施因子和植被覆盖因子。

关键词: 稀土尾砂; 土壤侵蚀; 植被修复; RUSLE

中图分类号: TP79

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2020)01-0100-08

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2020.01.015

Response of Soil Erosion to Vegetation Restoration Measures in Ion-type Light Rare Earth Tailings Based on Field and Remote Sensing Investigation

LUO Jianwei, BAI Hua, LU Xianghui, ZHAO Jianmin

(National and Provincial Joint Engineering Laboratory for the Hydraulic Engineering Safety and

Efficient Utilization of Water Resources of Poyang Lake Basin, Nanchang Institute of Technology, Nanchang 330099)

Abstract: The mining of rare earth produces a large amount of tailing, resulting in serious soil erosion, associated with water quality and geological disasters. Evaluating the effect of vegetation restoration measures on soil erosion control of rare earth tailings can provide theoretical basis for the optimization of measures. With the method of spatial sere substituting for time sere, this study took ion-type light rare earth tailings area of Xunwu County as an example to analyse the response mechanism of soil erosion to vegetation restoration measures under different repair years, using the RUSLE and its total differential formula based on GIMMS NDVI 3 g data from 1982 to 2015, DEM and field survey data. The results showed that soil erosion modulus decreased obviously at a rate of $-60 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot 10\text{a})$, and the change point was 2008. The annual average soil erosion decreased by more than 60% before and after the implementation of vegetation restoration measures (2008). The soil erosion modulus showed the stage changes of rising, stable, rising, stable, rising and falling, and the NDVI showed the opposite changes in the corresponding period. The contribution rates of the soil and water conservation practices factor, the vegetation cover factor, the soil erodibility factor and the rainfall erodibility factor to soil erosion reduction were 33.18%, 32.19%, 19.95% and 13.19% respectively. The main influencing factors of soil erosion reduction in the rare earth mining area of Xunwu County were the soil and water conservation practices factor and the vegetation cover factor.

Keywords: rare-earth; soil erosion; vegetation restoration; RUSLE

收稿日期: 2019-06-19

资助项目: 江西省教育厅科研技术基金项目(GJJ171005); 国家自然科学基金项目(51669015); 江西省水利厅科技项目(KT201510)

第一作者: 罗建伟(1995—), 男, 硕士研究生, 主要从事矿区植被恢复研究。E-mail: luojianwei1995@sina.com

通信作者: 鲁向晖(1976—), 男, 博士, 副教授, 主要从事水土保持与荒漠化防治教学与研究。E-mail: xianghuilu@nit.edu.cn

离子型稀土矿是我国独特、宝贵的战略资源,开采价值巨大^[1-2]。大规模开采始于 20 世纪 80 年代,开采过程破坏原生土壤、植被。1 t 稀土形成 1 500~2 000 t 尾砂^[3],尾砂堆积造成地形破碎、坡度变大,遭遇高强度暴雨,产生剧烈侵蚀和水土流失^[4-5]。尾砂重金属含量高,伴随面源污染传输进入接纳水体,诱发水质恶化、地质灾害等问题^[6]。尾砂治理现状方法包含尾砂再利用、生物、工程等措施,其中生物措施被广泛研究、应用。生物措施是指利用植被改善矿区土壤侵蚀状况,改良土壤,以达到恢复和优化矿区生态环境的目的^[3,7]。研究区生物措施多采用桉树和百喜草等植被修复土壤,认为其能有效防治土壤侵蚀^[8-9]。但是,尾砂修复效果分析缺少定量评价,在甄别尾砂修复限制因子和探究土壤侵蚀对植被修复措施的响应机理方面存在很大的不确定性。综上,本文以寻乌县离子型轻稀土矿区为研究区,以空间代时间和土壤侵蚀模数差积曲线定性分析尾砂侵蚀时程变化,结合 RUSLE 模型定量计算植被修复过程中尾砂侵蚀影响因子的时程变化及其对尾砂侵蚀变化的定量贡献率,揭示土壤侵蚀对植被修复措施的响应,为稀土矿区尾砂治理与植被恢复提供科学指导。

1 研究区概况

研究区为江西省寻乌县离子型轻稀土尾砂区,位于东经 115° 39' 21"—115° 44' 16",北纬 24° 49' 35"—24° 54' 27"。该区域稀土资源丰富,在 80 年代初开始对稀土资源进行开采,第 1 阶段采用堆浸、池浸工艺需要剥离表土,对稀土矿进行挖掘,导致地表植被在开采过程中遭受严重破坏,同时产生大量弃土和尾砂,造成水土流失、占用土地资源等问题。第 2 阶段原地浸矿虽然避免了之前工艺的“搬山运动”,但是在开采过程中依旧会对植被产生破坏,产生大量的稀土尾砂和废液,土壤侵蚀依然严重,对生态和环境影响恶劣。2008 年寻乌县采用以桉树为主的植被修复措施对稀土尾砂区进行恢复治理。

2 数据与方法

2.1 数据来源

本文采用的数据:(1)寻乌站 1982—2015 年日降雨量数据,来源于国家气象科学数据共享服务平台(<http://data.cma.cn/site/index.html>);(2)土壤数据为研究区现场调查数据;(3)30 m 分辨率 DEM,来源于中国科学院计算机网络信息中心地理空间数据云平台(<http://www.gscloud.cn>);(4)1982—2015 年 GIMMS NDVI 3 g 数据,来源于 NASA Ames Ecological Forecasting Lab (<https://ecocast.arc.nasa.gov/data/pub/gimms/3g.v0/>)。

2.2 研究方法

修正土壤流失方程 RUSLE 计算公式^[10]为:

$$A=R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (1)$$

式中: A 为土壤侵蚀模数($t/(km^2 \cdot a)$); R 为降雨侵蚀力因子($(MJ \cdot mm)/(km^2 \cdot h \cdot a)$); K 为土壤可蚀性因子($(t \cdot km^2 \cdot h)/(km^2 \cdot MJ \cdot mm)$); LS 为坡度坡长因子(无量纲); C 为植被覆盖因子(无量纲); P 为水土保持措施因子(无量纲)。

2.2.1 降雨侵蚀力因子 R 值的估算 降雨侵蚀力的大小主要与降雨量与降雨强度有关。文中降雨侵蚀力因子 R 值采用年降雨侵蚀力值。基于章文波^[11]的估算降雨侵蚀力模型,通过半月降雨侵蚀力(24 个半月)的累加得出年降雨侵蚀力,计算公式为:

$$\begin{cases} R_{\text{半月}} = \alpha \cdot \sum_k^m (P_K)^\beta \\ R_{\text{年}} = \alpha \cdot \sum_{i=1}^{24} R_{\text{半月}} \end{cases} \quad (2)$$

式中: $k=1,2,\dots,m$ 为某半月内侵蚀性降雨的天数; P_K 为第 K 天的日降雨量(12 mm 为阈值,要求 $P_K \geq 12$ mm,否则以 0 值计算)。

α, β 为模型的待定参数:

$$\begin{cases} \alpha = 21.586\beta^{-7.1891} \\ \beta = 0.8363 + 18.177/p_{d12} + 24.455/p_{y12} \end{cases} \quad (3)$$

式中: p_{d12} 为日雨量 12 mm 以上的日平均降雨量(mm); p_{y12} 为日雨量 12 mm 以上的年平均降雨量(mm)。

2.2.2 土壤可蚀性因子 K 值的估算 土壤可蚀性因子受土壤颗粒组成和土壤有机质含量影响。采用 Williams 等^[12]提出的 EPIC 模型中的计算公式:

$$K = 0.1317 \left\{ 0.2 + 0.3 \exp \left[-0.0256 \text{SAN} \left(1 - \frac{\text{SIL}}{100} \right) \right] \right\} \times \left(\frac{\text{SIL}}{\text{CLA} + \text{SIL}} \right)^{0.3} \times \left(1 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.95C)} \right) \times \left(1 - \frac{0.7SN1}{SN1 + \exp(-5.51 + 22.9SN1)} \right) \quad (4)$$

式中: K 为土壤可蚀性因子; SAN 、 SIL 、 CLA 和 C 分别为砂粒(0.05~2.00 mm)、粉粒(0.002~0.05 mm)、黏粒(<0.002 mm)和有机质含量(%); $\text{SN1} = 1 - \text{SAN}/100$ 。

2.2.3 坡度坡长因子 LS 值的估算 LS 因子是反映地形因素对土壤侵蚀的影响。利用研究区 DEM,在 ArcGIS 9.3 平台上进行地形地貌因素分析,提取坡长数据^[13],按公式(5)计算:

$$L = (\text{flowacc} \cdot \text{cellsize}/22.13)^m \quad (5)$$

式中: L 为坡长因子,flowacc 是上坡来水流入该像元的总像元数,可由 ArcGIS 中水文分析模块提取;cellsize 为像元边长,对应 DEM 分辨率为 30 m; m 为坡长指数,计算公式^[14]为:

$$m = \begin{cases} 0.5 & \beta \geq 5\% \\ 0.4 & 3\% \leq \beta < 5\% \\ 0.3 & 1\% \leq \beta < 3\% \\ 0.2 & \beta < 1\% \end{cases} \quad (6)$$

式中： β 为以百分比表示的地面坡度(%)。

由于研究区位于南方丘陵区，坡度值大于 15° 的区域较多，因此采用 Liu 等^[15] 对陡坡侵蚀的研究对坡度因子 S 进行修正，计算公式为：

$$S = \begin{cases} 10.8 \sin \theta + 0.3 & \theta < 5^\circ \\ 16.8 \sin \theta - 0.5 & 5^\circ \leq \theta < 10^\circ \\ 21.91 \sin \theta - 0.96 & \theta \geq 10^\circ \end{cases} \quad (7)$$

式中： S 为坡度因子； θ 为坡度($^\circ$)。

2.2.4 植被覆盖因子 C 值的估算 C 值是根据地表植被覆盖度不同从而反映植被对土壤侵蚀影响的因子，由于植被覆盖与 C 因子之间有很好的相关性，因此，采用蔡崇法等^[16] 的方法计算 C 值，计算公式为：

$$C = \begin{cases} 1 & f = 0 \\ 0.6508 - 0.3436 \lg f & 0 < f \leq 78.3\% \\ 0 & f > 78.3\% \end{cases} \quad (8)$$

$$f = \frac{\text{NDVI} - \text{NDVI}_{\min}}{\text{NDVI}_{\max} - \text{NDVI}_{\min}} \quad (9)$$

式中： C 为植被覆盖因子； f 为植被覆盖度(%)；NDVI 为归一化植被指数， NDVI_{\max} 与 NDVI_{\min} 分别为归一化植被指数中的最大值和最小值。

表 1 尾砂土壤理化性状和土壤可蚀性因子

时段	土壤机械组成/%			有机质/	$K/$
	砂粒(SAN)	粉粒(SIL)	黏粒(CLA)	(C, %)	($\text{t} \cdot \text{km}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{MJ}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$)
植被修复前	96.30	3.33	0.30	0.48	0.0128
植被修复后	93.10	2.81	4.09	0.56	0.0103
变化量	-3.20	-0.52	3.79	0.08	-0.0025

注：变化量为植被修复后减植被修复前。

3.1.2 基于遥测的植被覆盖因子时程变化 基于 NDVI 值反演研究区 C 因子，检验 NDVI 和 C 因子值时程趋势和突变。由图 1 可知，研究区年 NDVI 值为 0.56~0.66，在 1984 年和 2013 年分别达到最小值和最大值，平均值为 0.61；年 NDVI 值相对年份的线性回归决定系数大于临界值 $R_{0.05}^2$ (显著性水平 = 0.05)，年 NDVI 值的倾向率为 0.012/10a；年 NDVI 值的 Mann-kendall 趋势分析检验值大于临界值 $Z_{0.05}$ (显著性水平 = 0.05)。综上所述，年 NDVI 值呈显著性上升趋势。研究区年 NDVI 值的 Pettitt 突变检验统计量大于临界值 $U_{0.05}$ (显著性水平 = 0.05)。结果表明，NDVI 在 2008 年发生突变。 C 因子值为 0.29~0.74，在 2003 年和 2015 年达到最大值和最小值，平均值为 0.61； C 因子值相对年份的线性回归决定系数大于临界值 $R_{0.05}^2$ (显著性水平 = 0.05)，倾向率

2.2.5 水土保持措施因子 P 的估算 水土保持措施因子 P 的取值尚且没有普遍性的赋值标准，本文根据有关学者的研究成果并结合寻乌县稀土矿区实际情况对 P 值进行赋值^[17]，稀疏林地、林地、裸地、建筑用地值分别为 0.7, 1.0, 1.0, 0.3。

3 结果与分析

3.1 尾砂土壤侵蚀量和各因子的时空演变规律

3.1.1 基于实地调查的土壤可蚀性因子时程变化 本文采用环刀法、激光粒度仪和重铬酸钾氧化法分别测定原生尾砂裸地和植被修复后尾砂地尾砂理化性质，并计算土壤可蚀性因子 K 。由表 1 可知，植被修复前后尾砂土壤中砂粒含量分别为 96.30%，93.10%，粉粒含量分别为 3.33%，2.81%，黏粒含量分别为 0.30%，4.09%，有机质含量分别为 0.48%，0.56%；植被修复前后砂粒和粉粒含量分别下降了 3.20%，0.52%，黏粒和有机质含量分别上升了 3.79%，0.08%。综上所述，尾砂地植被修复前后土壤理化性质差异明显。植被修复前后 K 因子值分别为 0.012 8, 0.010 3 ($\text{t} \cdot \text{km}^2 \cdot \text{h}$) / ($\text{km}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm}$)，原生裸地尾砂土壤可蚀性因子大于植被修复后尾砂地土壤可蚀性因子，土壤可蚀性因子值减小了 19.50%。结果表明，寻乌县稀土尾砂经过植被修复治理后，尾砂土壤可蚀性降低，植被修复措施对尾砂土壤的抗蚀性有增强作用。

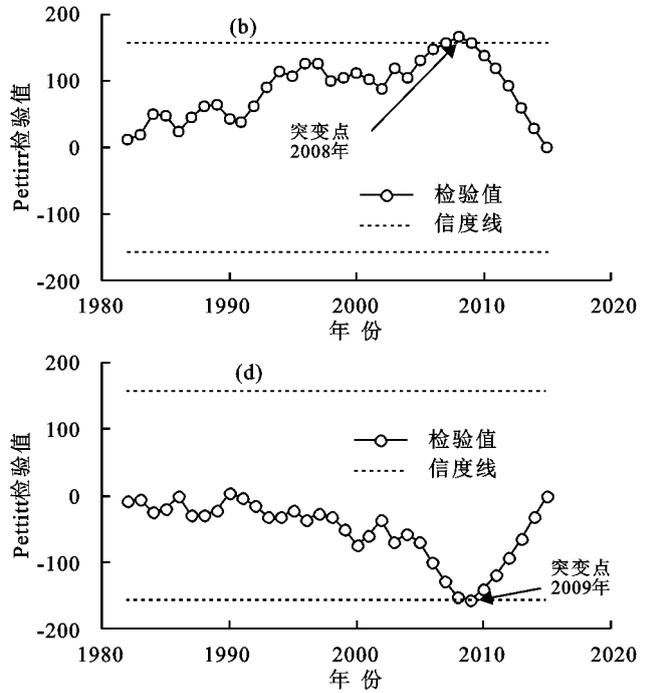
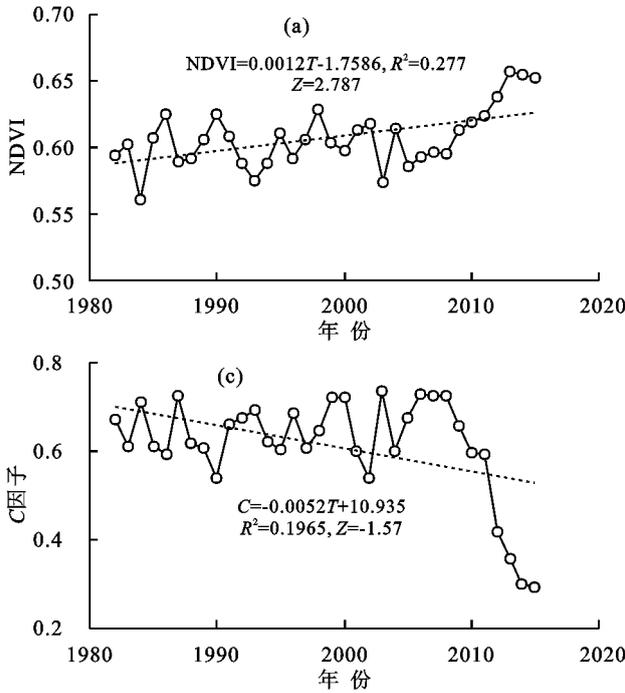
为 -0.052/10a； C 因子的 Mann-kendall 趋势分析检验值小于临界值 $Z_{0.05}$ (显著性水平 = 0.05)。综上所述， C 因子呈显著性下降趋势。 C 因子的 Pettitt 突变检验统计量值大于临界值 $U_{0.05}$ (显著性水平 = 0.05)。结果表明， C 因子在 2009 年发生突变。

3.1.3 基于遥测的坡度坡长和水土保持措施因子时空变化 基于研究区 DEM，借助 ArcGIS 软件提取坡度坡长因子。由图 2 可知，矿区空间分布不集中。缓坡区域面积 ($0 \sim 25^\circ$) 占研究区面积的 60%，陡坡区域面积 ($25^\circ \sim 42^\circ$) 占 40%。尾砂原状地类为松散、裸露堆积体，取 P 值为 1，2009 植被修复后，地类为稀疏林地，取 P 值为 0.7。

3.1.4 基于气象监测数据的降雨侵蚀力时程变化 由图 3 可知，监测期间 R 因子大小为 4 569~18 507 ($\text{MJ} \cdot \text{mm}$) / ($\text{km}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{a}$)，在 2006 年和 2014 年分

别达到最大值和最小值,均值为 11 316 (MJ · mm) / (km² · h · a);R 因子值相对时间的线性回归决定系数小于临界值R_{0.05}²(显著性水平 = 0.05);R 因子

Mann-kendall 趋势检验值为 -0.36,绝对值小于临界值Z_{0.05}(显著性水平 = 0.05)。综上表明,R 因子无时程趋势。



注:图(a)和(b)为 NDVI 时程变化曲线和 NDVI 的 Pettitt 检验结果;图(c)和(d)为 C 因子时程变化和 C 因子的 Pettitt 检验结果;R²表示线性回归决定系数;Z 表示 Mann-kendall 趋势分析检验值。

图 1 NDVI 和 C 因子的趋势和 Pettitt 检验

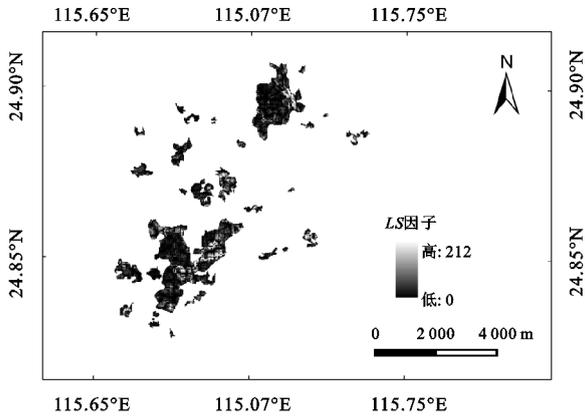
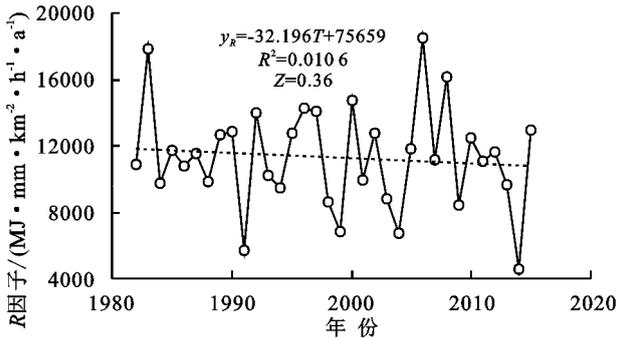


图 2 LS 因子

和最小值,平均值为 326 t/(km² · a);土壤侵蚀模数值相对时间的线性回归决定系数大于临界值R_{0.05}²(显著性水平 = 0.05),倾向率为 -60 t/(km² · 10a);土壤侵蚀模数值的 Mann-kendall 趋势分析检验值大于临界值Z_{0.05}(显著性水平 = 0.05)。综上表明,土壤侵蚀模数值呈显著性下降趋势;土壤侵蚀模数值的 Pettitt 突变检验统计量值大于相应临界值U_{0.05}(显著性水平 = 0.05),土壤侵蚀模数在 2008 年发生突变。突变点年份与寻乌县稀土尾砂植被修复措施实施时间一致。

根据土壤侵蚀分类分级标准(SL 190—2007)^[18],对研究区侵蚀强度分类分级,绘制侵蚀强度等级时序变化曲线。由图 5 可知,微度侵蚀区域面积由 1982 年 6.676 km²(79.38%)增加到 2015 年 8.112 km²(96.46%),总体增幅为 17.08%,微度侵蚀区域面积在 2014 年达到最大值 8.365 km²(99.47%),在 2006 年达到最小值 5.482 km²(65.19%);轻度侵蚀区域由 1982 年 1.598 km²(19%)减小到 2015 年 0.286 km²(3.4%),总体减幅为 15.60%,轻度侵蚀区域面积在 2006 年达到最大值 2.488 km²(29.59%),在 2014 年达到最小值 0.045 km²(0.53%),总体减幅为 29.06%;中度及其以上等级的侵蚀强度区域面积较小,几乎忽略不计。



注:图中 y_R表示 R 因子值。

图 3 R 因子的趋势检验

3.1.5 基于 RUSLE 的尾砂土壤侵蚀量时程变化
由图 4 可知,矿区土壤侵蚀模数值为 38.3~666.9 t/(km² · a),在 2006 年和 2014 年分别达到最大值

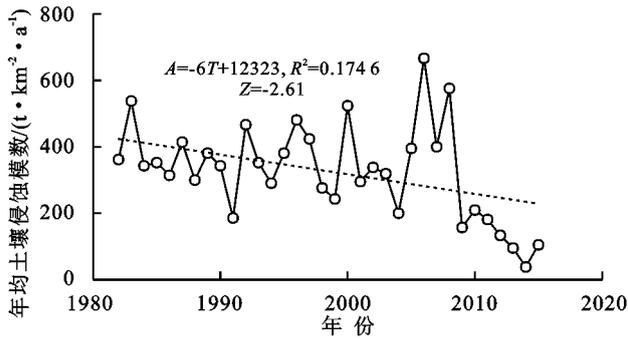


图 4 土壤侵蚀模数的趋势和 Pettitt 检验

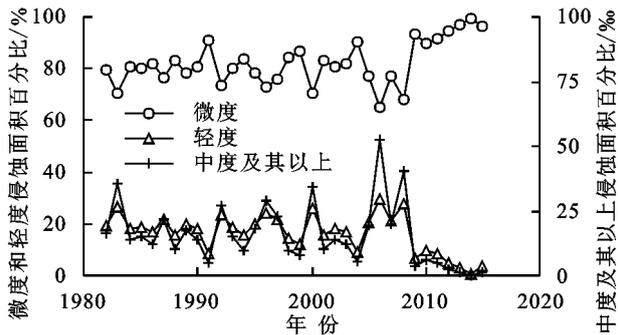


图 5 研究区侵蚀面积

3.2 尾砂土壤侵蚀对植被修复措施的影响

3.2.1 植被修复前后土壤侵蚀因子变化 以稀土尾砂植被修复措施实施时间 2008 年为分界点,将 1982—2015 年分为情景 1(1982—2008 年)和情景 2(2009—2015),以各因子分情景计算结果为基础,分析尾砂地修复前后土壤侵蚀因子变化规律。由图 6 可知,情景 1 和情景 2 R 因子分别为 11 630, 10 105 ($\text{MJ} \cdot \text{mm}) / (\text{km}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{a})$, K 因子分别为 0.012 8, 0.010 3 ($\text{t} \cdot \text{km}^2 \cdot \text{h}) / (\text{km}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm})$, C 因子分别为 0.65, 0.46, P 因子分别为 1, 0.7, 情景 2 相比情景 1 各因子分别下降了 13.1%, 19.5%, 29.2%, 30.0%; LS 因子总体变化不大,情景 1 和情景 2 中 LS 因子值之比为 1 : 1。

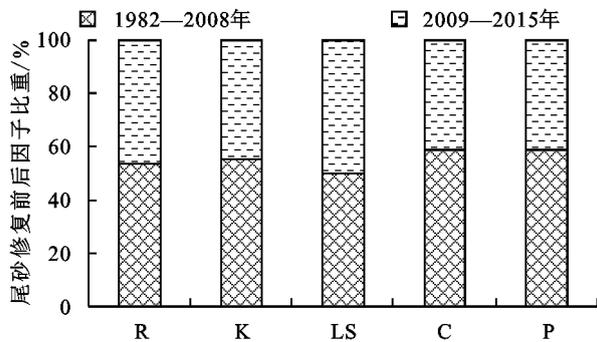
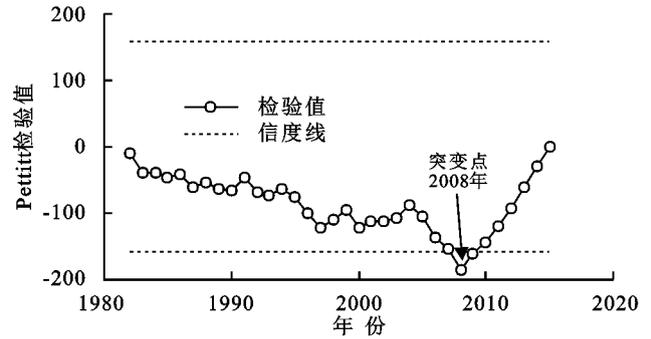


图 6 土壤侵蚀因子变化

3.2.2 植被修复前后土壤侵蚀模数变化 基于情景 1 和情景 2 土壤侵蚀模数计算结果,比较植被修复前后两阶段土壤侵蚀模数变化情况。结果表明,植被修复前后多年平均土壤侵蚀模数变化明显,情景 1 和情景 2 多年平均土壤侵蚀模数分别为 376.3, 131.8 $\text{t} / (\text{km}^2 \cdot \text{a})$,下降了 244.5 $\text{t} / (\text{km}^2 \cdot \text{a})$,减幅为 65%。



表明植被修复措施对土壤侵蚀模数的影响较大。

3.2.3 尾砂修复前后土壤侵蚀定性变化 为了更好地分析土壤侵蚀对植被修复措施的响应,本文基于土壤侵蚀模数和部分因子时程变化曲线,采用差积曲线法定性地进行土壤侵蚀模数阶段性分析。由图 7 可知,土壤侵蚀模数变化分为 6 个阶段,上升段分别为 1982—1988 年、1994—1997 年和 2004—2008 年,2 个平稳段分别为 1988—1994 年和 1997—2004 年,下降段为 2008—2015 年。分析结果可知,3 个上升段为稀土开采期,加剧土壤侵蚀;2 个平稳段为稳定期,减少了稀土开采,土壤侵蚀处于较为稳定状态;下降段为植被修复期,土壤侵蚀量减少。 R 因子整体处于平稳段, C 因子和土壤侵蚀模数变化阶段接近, $NDVI$ 变化阶段与相应土壤侵蚀模数变化阶段相反。

3.2.4 尾砂修复前后土壤侵蚀量变化的定量贡献率 计算植被修复前后土壤侵蚀量变化各因子贡献率,甄别主要影响因子。由图 8 可知, R 、 K 、 C 和 P 因子变化对土壤侵蚀变化贡献率分别为 13.19%, 19.95%, 32.19%, 33.18%。土壤侵蚀减少主要驱动因子为 C 和 P 因子。

计算土壤机械组成和有机质含量对 K 值减小的贡献率。由图 9 可知,砂粒贡献率为 -19.7%,粉粒贡献率为 10.4%,黏粒贡献率为 98.9%,有机质贡献率为 2.5%。尾砂土壤中砂粒含量下降对 K 因子减小的贡献率为负,表明砂粒含量减少不利于土壤抵抗侵蚀;粉粒含量下降贡献率为正,表明粉粒含量下降有利于土壤抵抗侵蚀;黏粒含量上升贡献率为正,并且黏粒贡献率最大,表明黏粒含量上升有利于土壤抵抗侵蚀,并且黏粒的变化在 K 因子变化中占主导作用;有机质含量上升贡献率为正,表明有机质含量上升有利于土壤抵抗侵蚀。

3.3 尾砂土壤侵蚀对修复措施的响应成因

3.3.1 基于阶段性比较的尾砂土壤侵蚀对修复措施的响应成因 综合土壤侵蚀及影响因子阶段性变化特征,定性判断尾砂土壤侵蚀对修复措施的响应成因。结果表明,结合各因子差积曲线可得,土壤侵蚀

模数阶段性变化与 NDVI 阶段性变化负相关,即 NDVI 处于下降阶段则土壤侵蚀状况呈现上升段,NDVI 也处于平稳段则土壤侵蚀状况呈现平稳段;自 2008 年始 NDVI 处于上升段,土壤侵蚀模数呈现下

降阶段,与 NDVI 出现突变的时间一致,也与人工植被修复措施开始时间一致,表明土壤侵蚀模数出现下降段主要由于 NDVI 突变上升引起的,随着 NDVI 突变增加,土壤侵蚀量随之突变减少。

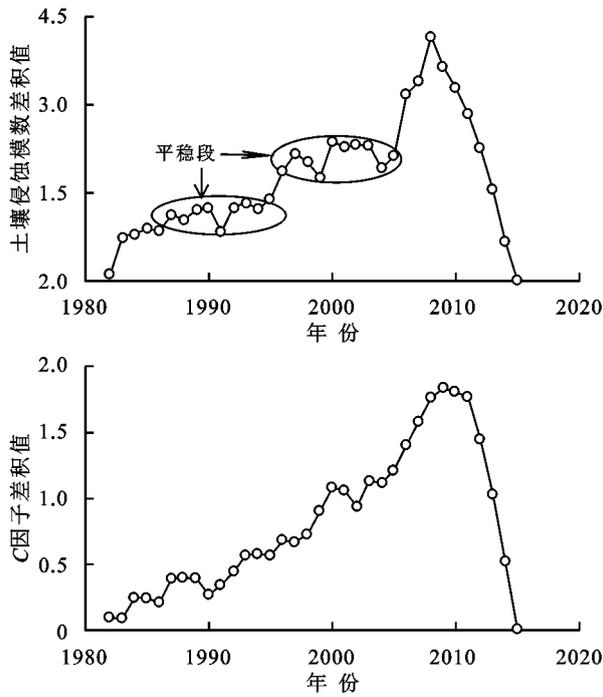


图 7 差积曲线

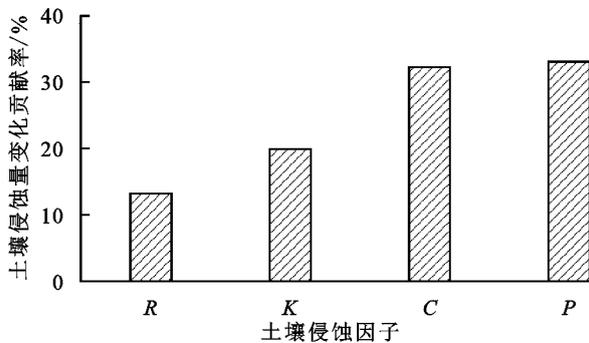


图 8 土壤侵蚀因子贡献率

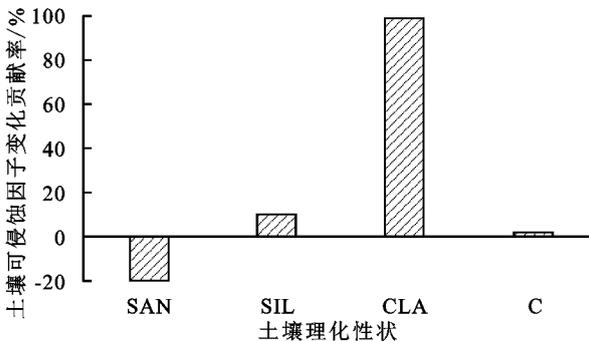


图 9 土壤理化性状贡献率

3.3.2 基于定量贡献率的尾砂土壤侵蚀对修复措施的响应成因 主要驱动因子 C 因子和 P 因子变化原因为植被,植被覆盖度增加,土地利用类型由裸地转变为稀疏林地,C 因子和 P 因子都减小;稀土尾砂理化性状变化明显,表明特选植被对尾砂理化性状产生了影响,植被增加将尾砂土壤中砂粒和粉粒转变成了

黏粒,增加了稀土尾砂中黏粒含量,从而减小 K 因子值,稀土尾砂土壤抗蚀性增强,最终使土壤侵蚀侵蚀量减少,并且对于 K 因子变化贡献率中黏粒贡献率最大为 98.9%,表明植被修复措施使土壤侵蚀量减少的主要原因是稀土尾砂黏粒含量的增加。综上表明,尾砂修复前后土壤侵蚀量减少的主要原因是由于 C 因子和 P 因子的下降,同时 K 因子下降也产生了一定的作用,即植被措施主要通过增加植被覆盖度,同时对尾砂理化性状产生影响,产生一定的土壤改良作用,综合导致土壤侵蚀量的减少。

4 讨论

4.1 RUSLE 模型的适用性

RUSLE 模型是以标准径流小区试验为基础,将土壤侵蚀量表示为降雨、土壤、坡度坡长、植被、水土保持措施等作用函数连乘积的形式,其中降雨侵蚀力和土壤可蚀性为模型的核心技术,坡度、坡长、植被、水土保持措施因子则作为修正系数出现。RESULE 模型是基于统计学的模型,土壤侵蚀过程进行了一定的简化,没有考虑各因子间的相互作用,在一定程度上牺牲了预测精度,但由于正负误差相互抵消^[19],实践表明,在年尺度的预测上,RUSLE 模型还是有足够的准确度。本文研究的是矿区多年土壤侵蚀的变化,是符合模型适用范围的。但是更精确的研究,如场次降水的影响,尚需进一步的观测和试验。

4.2 遥感数据与野外实测数据差异的影响

遥感技术因其能提供大范围的动态监测数据,具有时间序列性和空间连续性,而被广泛用于土壤侵蚀量的估算^[20]。野外实地调查是获取研究区实地数据的重要途径,能了解研究区土壤侵蚀特征和规律,及RUSLE模型中各因子的基本情况,为对应遥感影像资料的解译提供检验资料,并为模型计算结果的精度检验提供标准^[21]。研究区非实地调查数据在模型中计算土壤侵蚀量的结果与研究区实地土壤侵蚀情况存在一定的误差。杨冉冉等^[22]利用相关遥感数据对福建省长汀县河田盆地区域进行了土壤侵蚀量的估算,并进行了野外实地精度验证,精度为86.51%。本文对基于RUSLE对寻乌县稀土矿区土壤侵蚀量的进行了估算,其中土壤数据由矿区野外实地调查得出,其他数据则从遥感数据和气象数据中提取矿区RUSLE模型计算数据,未获取对应计算数据的矿区实地资料,则未能根据实测数据对模型及各因子算法进行改进,寻乌县稀土矿区土壤侵蚀实地情况需进一步调查。

4.3 植被修复对土壤侵蚀影响过程

寻乌县为恢复稀土矿区植被,采取的植被措施主要为种植桉树、胡枝子和适生草种。桉树生长迅速、适应性广、耐贫瘠^[23],能较好适应稀土尾砂生态环境^[24]。结合实地调查,在植被恢复初期,桉树生长较好,但地表覆盖度较差,部分区域仅存在桉树,形成植被单一的植被系统,矿区暴雨时期,存在大量林下流,产生严重土壤侵蚀,此时土壤侵蚀量的减少主要是因为桉树根系的固土作用和桉树枯枝落叶的拦截地表径流作用。经过人工植被恢复和自然植被恢复过程,初期植被措施中的桉树、胡枝子和草本植物逐渐被本地植被替代,寻乌县稀土矿区形成较为完整的植被系统,土壤侵蚀状况得到很好地改善。综上所述,桉树、胡枝子和适生草种的植被配置模式不完善,选用在植被修复初期既能改善土壤性质^[25-27],又能有效减少土壤侵蚀的植被配置模式为下一步的研究方向。

5 结论

(1)稀土矿区尾砂修复后, R 、 K 、 C 和 P 因子值减小, LS 因子值不变。 R 因子由 $11\ 630\ (\text{MJ} \cdot \text{mm})/(\text{km}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{a})$ 减小到 $10\ 105\ (\text{MJ} \cdot \text{mm})/(\text{km}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{a})$; K 因子由 $0.012\ 8\ (\text{t} \cdot \text{km}^2 \cdot \text{h})/(\text{km}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm})$ 减少到 $0.010\ 3\ (\text{t} \cdot \text{km}^2 \cdot \text{h})/(\text{km}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm})$; C 因子由 0.65 减小到 0.46 ; P 因子值由 1 减小到 0.7 。

(2)土壤侵蚀模数呈显著性下降趋势,倾向率为 $-60\ \text{t}/(\text{km}^2 \cdot 10\text{a})$,尾砂修复后多年平均值由 376.3

$\text{t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 减小到 $131.8\ \text{t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$,存在突变年份2008年,与寻乌县植被修复措施实施时间一致。整个矿区侵蚀面积中,微度侵蚀和轻度侵蚀面积占主要地位。1982—2015年微度侵蚀面积为 $5.482 \sim 8.365\ \text{km}^2$,最大值和最小值分别出在2014年和2006年。1982—2015年轻度侵蚀面积在 $0.045 \sim 2.488\ \text{km}^2$,最大值最小值分别出现在2006年和2014年。

(3)1982—2015年土壤侵蚀模数呈现上升、平稳、上升、平稳、上升和下降的阶段性变化,与NDVI时程变化负相关; R 、 K 、 C 和 P 因子对土壤侵蚀量减小的贡献率分别为 13.19% 、 19.95% 、 32.19% 、 33.18% ,寻乌县稀土矿区土壤侵蚀量减少的主要影响因子为水土保持措施因子 P 和植被覆盖因子 C 。

参考文献:

- [1] 代晶晶,王登红,陈郑辉,等. IKONOS 遥感数据在离子吸附型稀土矿区环境污染调查中的应用研究:以赣南寻乌地区为例[J]. 地球学报, 2013, 34(3): 354-360.
- [2] 田君. 风化壳淋积型稀土矿浸取动力学与传质研究[D]. 长沙:中南大学, 2010.
- [3] 高颖. 离子型稀土尾砂制备建筑陶瓷的复合添加剂研究[D]. 江西 景德镇:景德镇陶瓷学院, 2014.
- [4] 李恒凯,吴立新,熊云飞,等. 基于RUSLE模型的离子稀土矿区土壤侵蚀时空演变分析:以岭北矿区为例[J]. 稀土, 2016, 37(4): 35-44.
- [5] 吴迪,钱贵霞. 中国稀土产业经济研究现状与发展趋势分析[J]. 稀土, 2014, 35(5): 104-112.
- [6] 高志强,周启星. 稀土矿露天开采过程的污染及对资源和生态环境的影响[J]. 生态学杂志, 2011, 30(12): 2915-2922.
- [7] 钟敏,郭礼荣,贺强,等. 中草药在赣南稀土尾砂治理中的适应性研究[J]. 中国水土保持, 2017(11): 57-60, 67.
- [8] 胡根华,鲁向晖,刘明兰. 寻乌县稀土尾砂地植被修复效益综合评价[J]. 中国水土保持, 2018(7): 59-62.
- [9] 李德荣,董闻达,廖汉明,等. 百喜草治理稀土尾砂的水土保持效果研究[J]. 水土保持学报, 2003, 17(4): 122-124.
- [10] Wischmeier W H, Mannering J V. Relation of soil properties to its erodibility [J]. Soil Science Society of America Journal, 1969, 33(1): 131-137.
- [11] 章文波. 利用日雨量计算降雨侵蚀力的方法研究[J]. 地理科学, 2002, 22(6): 705-711.
- [12] Williams J R. The erosion-productivity impact calculator (EPIC) model: A case history [J]. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 1990, 329(1255): 421-428.
- [13] Moore I D, Burch G J. Physical basis of the length-slope factor in the universal soil loss equation 1 [J]. Soil Science Society of America Journal, 1986, 50(5):

- 1294-1298.
- [14] Wischmeier W H, Simth D D. Agricultural handbook No.537[M]. USA: Science and Education Administration, United States Department of Agriculture, 1978.
- [15] Liu B Y, Nearing M A, Risse L M. Slope gradient effects on soil loss for steep slopes [J]. Soil Science Society of America Journal, 2000, 64(5): 1759-1763.
- [16] 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.
- [17] 胡文敏, 周卫军, 余宇航, 等. 基于 RS 和 USLE 的红壤丘陵区小流域水土流失量估算[J]. 国土资源遥感, 2013, 25(3): 171-177.
- [18] 中华人民共和国水利部. SL190-2067 土壤侵蚀分类分级标准[S]. 北京: 中国水利水电出版社, 2019: 8-9.
- [19] 林慧龙, 郑舒婷, 王雪璐. 基于 RUSLE 模型的三江源高寒草地土壤侵蚀评价[J]. 草业学报, 2017, 26(7): 11-22.
- [20] 吴昌广, 李生, 任华东, 等. USLE/RUSLE 模型中植被覆盖管理因子的遥感定量估算研究进展[J]. 应用生态学报, 2012, 23(6): 1728-1732.
- [21] 褚琳, 王天巍, 朱永清, 等. 水土流失遥感调查中植被覆盖度因子提取研究[J]. 人民长江, 2017, 48(12): 70-74, 83.
- [22] 杨冉冉, 徐涵秋, 林娜, 等. 基于 RUSLE 的福建省长汀县河田盆地区土壤侵蚀定量研究[J]. 生态学报, 2013, 33(10): 2974-2982.
- [23] 罗佳, 周小玲, 陈建华, 等. 桉树人工林土壤养分对凋落物分解的影响[J]. 中南林业科技大学学报, 2017, 37(11): 132-139.
- [24] 鲁向晖, 唐安华, 白桦, 等. 桉树修复对江西稀土尾砂区土壤养分的影响[J]. 南方农业学报, 2016, 47(7): 1100-1104.
- [25] 王友生, 吴鹏飞, 侯晓龙, 等. 稀土矿废弃地不同植被恢复模式对土壤肥力的影响[J]. 生态环境学报, 2015, 24(11): 1831-1836.
- [26] 郑先坤, 冯秀娟, 陈哲, 等. 离子型稀土矿开采环境问题及废弃地修复治理研究进展[J]. 应用化工, 2019, 48(3): 681-684.
- [27] 庄凯. 福建不同类型矿山废弃地植被的恢复与重建研究[D]. 福州: 福建农林大学, 2009.
- (上接第 99 页)
- [8] 李阳兵, 罗光杰, 黄娟, 茂兰喀斯特自然保护区撂荒地时空演变、机制及其植被恢复[J]. 中国岩溶, 2017, 36(4): 447-453.
- [9] Noryusdiana M Y, Siti K B. Towards the use of remote-sensing data for monitoring of abandoned oil palm lands in Malaysia: A semi-automatic approach [J]. International Journal of Remote Sensing, 2017, 38(2): 432-449.
- [10] 史铁丑, 徐晓红. 重庆市典型县撂荒耕地图斑的提取与验证[J]. 农业工程学报, 2016, 32(24): 261-267.
- [11] 张丽娟. 20 世纪 80 年代以来全球耕地变化的基本特征及空间格局[J]. 地理学报, 2017, 72(7): 1235-1247.
- [12] Matthias B. Patterns and drivers of post-socialist farmland abandonment in Western Ukraine [J]. Land Use Policy, 2011, 28(3): 552-562.
- [13] 肖国峰, 朱秀芳, 侯陈瑶, 等. 撂荒耕地的提取与分析: 以山东省庆云县和无棣县为例[J]. 地理学报, 2018, 73(9): 1658-1673.
- [14] Estel S, Kuemmerle T, Alcántara C, et al. Mapping farmland abandonment and recultivation across Europe using MODIS NDVI time series [J]. Remote Sensing of Environment, 2015, 163: 312-325.
- [15] 程维芳. 南方撂荒地遥感调查方法研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 2011.
- [16] 息烽县统计局. 息烽县 2017 年领导工作手册统计年鉴 [M/OL]. (2017-09-10) [2019-09-15]. http://www.xifeng.gov.cn/zwgk/xxgkml/jcxxgk/tjsj/tjgb/201811/t20181120_1903269.html
- [17] 贵州省发展和改革委员会, 贵州省科技厅, 贵州师范大学. 贵州省喀斯特石漠化综合防治图集(2006—2050) [M]. 贵阳: 贵州人民出版社, 2007.
- [18] 周忠发, 闫利会, 陈全, 等. 人为干预下喀斯特石漠化演变机制与调控[M]. 北京: 科学出版社, 2016.
- [19] 史铁丑, 李秀彬. 基于地块尺度的重庆山区耕地撂荒风险研究[J]. 山地学报, 2017, 35(4): 543-555.
- [20] 李瑞玲, 王世杰, 熊康宁, 等. 贵州省岩溶地区坡度与土地石漠化空间相关分析[J]. 水土保持通报, 2006, 26(4): 82-86.
- [21] 查燕, 宋茜, 卫炜, 等. 基于 NDVI 时序数据的华北地区耕地物候参数时空变化特征[J]. 中国农业资源与区划, 2017, 38(11): 1-9.
- [22] 朱长明, 骆剑承, 沈占锋, 等. 基于地块特征基元与多时相遥感数据的冬小麦播种面积快速提取[J]. 农业工程学报, 2011, 27(9): 94-99.
- [23] 黄秋昊, 蔡运龙, 王秀春. 我国西南部喀斯特地区石漠化研究进展[J]. 自然灾害学报, 2007, 16(2): 106-111.