

文章编号: 1008 - 2786 - (2018)1 - 064 - 09

DOI: 10. 16089/j. cnki. 1008 - 2786. 000302

# 地震灾区生态治理初期土壤抗蚀性特征

## ——以汶川地震典型区为例

陈爱民<sup>1</sup>, 严思维<sup>1</sup>, 林勇明<sup>1, 2\*</sup>, 孙凡<sup>1</sup>, 邓浩俊<sup>1</sup>, 杜 锐<sup>1</sup>

(1. 福建农林大学 林学院, 福建 福州 350002; 2. 福建省高校森林生态系统过程与经营重点实验室, 福建 福州 350002)

**摘 要:** 土壤抗蚀性可客观表征土壤结构对各类侵蚀的抵御能力, 生态恢复可引起土壤抗蚀性变化。研究地震灾区生态治理初期土壤抗蚀性, 有利于了解震后生态恢复对土壤抗蚀性的影响效应。本文通过野外调查与室内分析, 运用主成分分析法对汶川和绵竹地震灾区土壤抗蚀性进行综合研究。结果表明: (1) 地震灾区生态治理初期, 汶川和绵竹植被受损区经过生态恢复, 土壤理化性质均发生不同程度的变化, 进而影响土壤抗蚀性。两受灾区在土壤有机质含量、机械组成及抗蚀性指数方面存在差异; (2) 单一指标不能全面反映该地区土壤抗蚀性的强弱; (3) 受灾区植被受损治理区土壤抗蚀性综合指数显著低于未受损区, 但与受损未治理区差异不显著, 特别是绵竹植被受损治理区土壤抗蚀性综合指数较受损未治理区出现了降低趋势。绵竹植被受损治理区和受损未治理区的土壤抗蚀性综合指数高于汶川; (4) 表征研究区土壤抗蚀性的 11 个指标可简化为: 土壤最大持水量、总孔隙度、有机质、全氮、粉粒含量、砂粒含量 6 个指标, 并与土壤抗蚀性综合指数进行拟合, 获得土壤抗蚀性评价模型:  $Y = 0.096X_1 + 0.332X_2 + 0.198X_3 - 0.040X_4 - 0.062X_5 - 0.398X_6 + 20.499$ ,  $R^2 = 0.9977$ , 拟合程度较好。以上研究结果可为地震灾区土壤抗蚀性的后续研究及评价指标体系的构建提供参考。

**关键词:** 汶川地震; 生态恢复; 土壤抗蚀性; 主成分分析

**中图分类号:** S157.1

**文献标志码:** A

中国是世界上水土流失最严重的国家之一, 植被破坏、土壤侵蚀引发的水土流失不仅造成土地贫瘠、生产力下降、河道泥沙淤积, 也导致生态环境失调、不断恶化<sup>[1]</sup>, 严重制约经济社会可持续发展<sup>[2]</sup>。土壤抗蚀性研究一直是水土保持学科的重要内容, 受国内外学者广泛重视<sup>[3-5]</sup>。近年来, 对侵蚀背景下土壤抗蚀性随着植被恢复的演变特征已有研究<sup>[6-8]</sup>, 但多集中于黄土丘陵区 and 西南紫色土丘陵区, 而关于地震灾区生态治理恢复区土壤抗蚀性特征方面的研究鲜有报道, 难以正确认识灾区受损生态系统恢复措施对土壤抗蚀性的调控效应, 限制了灾区水土流失综合治理、环境保护等方面的工作<sup>[9]</sup>。

2008 年 5 月 12 日发生的汶川特大地震主震区位于四川省西部山区, 因地震强度大、持续时间长、破坏力强, 在短时强降雨作用下, 极易引发大规模的滑坡、崩塌、泥石流等山地灾害, 山体形成大面积的裸露面并造成植被受损, 水土流失严重, 灾后重建与生态恢复工作难度大<sup>[10-12]</sup>。为了改善生态环境, 地震后, 政府及科研工作人员在该地区开展大面积的生态治理和植被恢复工程<sup>[13]</sup>, 农田、森林、草地等生态系统开始有所恢复<sup>[14]</sup>。但在该区域开展的研究主要集中于探讨震后植被恢复状况、恢复潜力、土壤分形特征以及自然植被恢复的先锋植物特征等方面<sup>[15-18]</sup>, 仅王俭成等<sup>[19]</sup>对北川地区典型林分的土

收稿日期 (Received date): 2016 - 04 - 14; 修回日期 (Accepted date): 2016 - 06 - 20

基金项目 (Foundation item): 国家自然科学基金项目 (41201564); 福建农林大学林学院青年科研基金项目 (6112C039Q)。[National Natural Science Foundation of China (41201564); the Youth Science and Technology Foundation of Forestry College, Fujian Agriculture and Forestry University (6112C039Q)]

作者简介 (Biography): 陈爱民 (1991 -), 男, 安徽六安人, 硕士研究生, 主要研究方向: 恢复生态学。[Chen Aimin (1991 -), male, born in Luan, Anhui province, M. Sc. candidate, major in restoration ecology] E-mail: 993407091@qq.com

\* 通讯作者 (Corresponding author): 林勇明 (1982 -), 男, 博士, 副教授, 主要研究方向: 恢复生态学。[Lin Yongming (1982 -), male, Ph. D., associate professor, specialized in restoration ecology] E-mail: monkey1422@163.com

壤抗蚀性进行分析,缺乏关于震后生态恢复对改良土壤理化性质、提高土壤抗侵蚀能力的科学认识,不利于指导当地植被恢复、水土保持等工作。土壤抗蚀性作为一个综合性指标,其影响因素复杂且空间异质性明显<sup>[20]</sup>,目前尚无统一的评价指标选取标准,相关研究工作亟待加强。综上,本研究拟在前人研究基础上,通过对汶川地震典型区汶川县威州镇和绵竹市汉旺镇中日合作生态治理区的土壤理化性质进行分析,采用多指标主成分分析法,综合评价其土壤抗蚀性,探讨生态治理初期植被恢复对于提高土壤抗蚀性的效果和潜力,以期地震灾区植被恢复、水土流失综合治理、环境保护等工作提供充实的数据基础和指导依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域

研究区位于四川盆地西缘龙门山断裂带,属于四川盆地向青藏高原的过渡区域<sup>[21]</sup>,地理坐标为 $102^{\circ}49' \sim 105^{\circ}38'E, 30^{\circ}45' \sim 33^{\circ}03'N$ 。地震灾区以龙门山为界,东南和西北两侧气候分别为亚热带湿润季风气候和半干旱干热河谷气候<sup>[22]</sup>。本研究在课题组前期研究<sup>[18,22]</sup>的基础上,选取位于地震重灾区的汶川县和绵竹市为研究区。研究样地分别布设于汶川县境内北部的岷江与杂谷脑河交汇处的威州镇(该区域平均海拔为1325 m,属于半干旱干热河谷气候,年均气温为 $11.2 \sim 12.9^{\circ}C$ ,年均降水量为416 mm,气温日较差大,干湿季明显,蒸发量大于降雨量<sup>[22]</sup>)和绵竹市北部的汉旺镇(该区域平均海拔为650 m,属于亚热带湿润季风气候,气候温和湿润,年均气温约 $15^{\circ}C$ ,降水主要集中于每年的6~9月,年降水量约为1097 mm)。

### 1.2 样地调查与样品采集

实验区域位于汶川县威州镇和绵竹市汉旺镇内的生态治理典型示范区,两地生态治理工程均于2011年3月竣工。本研究开始于2014年11月,距生态治理工程竣工已有3年,由于时间跨度相对较短,故将其定义为生态恢复治理初期。在威州镇和汉旺镇内2个生态治理典型示范区内,分别设置植被未受损区、受损治理区和受损未治理区3个实验样地。其中威州生态恢复治理示范区基带土壤为河谷褐土,受损治理区设置在威州镇生态治理典型示范区的滑坡体上,地震发生后该地区采取的治理措施为在坡脚处构建挡土墙稳定坡面,沿同一等高线,

每隔3~5 m高度,布设铁网石笼,用于固土,防止土层滑落,并在石笼过渡区的土体上种植岷江柏(*Cupressus chengiana*)<sup>[22]</sup>。滑坡体表面植被类型主要为先锋物种,以1年生草本植物为主,如狗尾草(*Setaria viridis*)等,植被覆盖度约为40%。未受损区设置在受损治理区相邻处,地表植被主要以白刺花(*Sophora davidii*)、刺果蔷薇(*Rosa acicularis*)、四川黄栌(*Cotinus szechuanensis*)等多年生草本和低矮灌木为主,植被覆盖度为70%。受损未治理区设置在距离未受损区附近的滑坡体上,该滑坡体地表裸露、石漠化严重,植被覆盖度低于5%。汉旺生态恢复治理区基带土壤类型为黄棕壤,受损治理区设置在汉旺生态恢复治理示范区的崩塌体上,在5.12地震中,该地区发生严重崩塌,崩塌后主要采取竹栅栏+沙袋治理措施,从坡脚向上每隔2~3 m同一等高距铺设竹栅栏、沙袋,构建叠梯,在叠梯带以1~2 m株间距种植竹柳(*Salix fragilis*),现崩塌体主要植被为竹柳(*Salix fragilis*)、小飞蓬(*Conyza canadensis*)和川滇盘果菊(*Prenanthes henryi*)等。未受损区设置在受损治理区附近,地表乔灌植被主要为刺槐(*Robinia pseudoacacia*)、水麻(*Debregeasia orientalis*)和扁桃(*Amygdalus communis*)等,草本植物以莎草(*Cyperus rotundus*)为主<sup>[10,22]</sup>,覆盖度高达80%。而受损未治理区设在汉旺镇清平乡的一处滑坡体上,地表裸露,植被稀少,植被覆盖度约为10%。样地概况见表1。

供试土样于2014年11月取自威州镇和汉旺镇的植被受损治理区、受损未治理区和未受损区6块研究样地。经过植被调查,在每个样地沿相同坡向划分上、中、下坡,坡位间相隔约20 m,每个坡位布设3个样方,样方大小为 $10 \times 10$  m。为降低土样采集过程中的空间异质性,样方内随机选点,采集表层土(0~20 cm),多点重复,并混合均匀,然后装入自封袋,用于测定土壤的理化性质。同时,利用 $100 \text{ cm}^3$ 环刀采集原状土,用于测定土壤容重、持水量、孔隙度等指标。

### 1.3 样品测定与分析

土壤物理性质测定:采用英国马尔文MS2000激光粒度仪分析测定土壤机械组成(不同粒径颗粒的含量);利用环刀法测定土壤容重、孔隙度和持水量等指标。土壤化学性质测定:有机质含量测定依据重铬酸钾氧化-外加热法;采用半微量凯氏定氮法测定全氮含量;全磷含量测定依据NaOH碱熔-钼锑抗比色法;每个样品测定重复3次,取平均值。

表 1 研究样地概况

Tab. 1 General situation of sample plots

样地 Sample plots	处理 Disposal	经度(E)/° Longitude	纬度(N)/° Latitude	海拔/m Elevation	植被盖度/% Coverage	基带土壤类型 Soil type	面积/m <sup>2</sup> Area
汶川 Wenchuan	UA	103.47	31.32	1347	70	河谷褐土	2500
	RA	103.57	31.32	1328	40	河谷褐土	3000
	DRA	103.42	31.33	1304	5	河谷褐土	2800
绵竹 Mianzhu	UA	104.16	31.46	726	80	黄棕壤	3400
	RA	104.16	31.46	719	55	黄棕壤	2400
	DRA	104.11	31.54	887	10	黄棕壤	2300

(注:UA:未受损区;RA:受损治理区;DRA:受损未治理区。)

土壤抗蚀指数的测定采用崩解法测定,即测定土壤团聚体在静水中的分散程度。将风干土样进行筛分,选取粒径为 3~5 mm 的土粒 50 粒,放入置于盛水容器的 2 mm 筛上,水面刚没过土粒,观察土粒的崩解数量,连续观察 10 min,然后记录崩塌的土粒总数量,计算抗蚀指数(S)<sup>[23]</sup>,公式为  $S = \frac{\text{总土粒数} - \text{崩塌土粒数}}{\text{总土粒数}} \times 100\%$ 。

#### 1.4 土壤抗蚀性评价方法

本研究采用多指标综合评价法评价土壤抗蚀性,所选指标主要为易度量、重现性好的指标。依据邓浩俊<sup>[22]</sup>、王俭成<sup>[23]</sup>等对地震灾区土壤物理性质的相关研究,结合研究区具体环境状况,选取容重( $X_1$ )、最大持水量( $X_2$ )、毛管孔隙度( $X_3$ )、总孔隙度( $X_4$ )、有机质含量( $X_5$ )、全氮含量( $X_6$ )、全磷含量( $X_7$ )、粘粒含量( $X_8$ )、粉粒含量( $X_9$ )、砂粒含量( $X_{10}$ )及抗蚀性指数( $X_{11}$ )共 11 个指标作为评价指标体系。对 11 个指标进行主成分分析,生成各因子得分系数和方差贡献率,进行相关计算,最终得出土壤抗蚀性综合指数。其中主成分划分依据包括三个方面:各成分的特征值 > 1;各成分所解释的方差占总方差的百分比较大;自上而下各因子方差占总方差的累积百分比达到 80%;满足上述三项即可将其选取作为主成分,进行分析<sup>[8]</sup>。

#### 1.5 数据分析处理

所有实验数据均采用 SPSS19.0 处理,利用单因素方差分析法(ANOVA)分析不同处理间各变量的差异性,并由 LSD 多重比较检验差异的显著性水平( $p < 0.05$ )。

## 2 结果与分析

### 2.1 地震灾区生态治理初期土壤理化性质变化特征

表层土壤理化性质直接决定了土壤抗蚀性的强

弱。由于研究区生态环境脆弱,土层较薄,因此,研究表层土壤理化性质对于分析土壤抗蚀性特征尤为重要。通过对汶川和绵竹地震灾区生态治理初期土壤理化性质进行分析,结果如表 2 所示。两受灾区域植被受损治理区土壤容重、最大持水量、孔隙度、机械组成、土壤养分含量及抗蚀性指数分别与未受损区、受损未治理区存在不同程度的差异。

绵竹植被受损治理区和未受损区土壤容重均高于汶川,而受损未治理区土壤容重则低于汶川;在土壤最大持水量、孔隙度、全氮含量和全磷含量方面,两受灾区域之间无显著差异;在有机质含量方面,绵竹植被未受损区、受损治理区和受损未治理区均低于汶川,其中未受损区显著低于汶川,这可能与绵竹属于湿润季风气候,降水较多,土壤有机质流失比较严重有关;在机械组成方面,绵竹植被未受损区、受损治理区和受损未治理区土壤粘粒和粉粒含量均高于汶川,而砂粒含量则低于汶川,且彼此间差异显著;此外,在抗蚀性指数方面,绵竹植被未受损区、受损治理区和受损未治理区均高于汶川。

### 2.2 各指标的主成分分析

由于单一土壤理化性质在反映土壤抗蚀性时,存在一定的偶然性,不能全面而准确地反映土壤的抗蚀能力<sup>[8]</sup>,为提高土壤抗蚀性分析结果的准确性,本研究运用主成分分析将多个指标简化为几个综合指标,一方面可以减少数据的冗余,另一方面能够得出各因子在所有因子中的贡献率,以综合分析土壤抗蚀性<sup>[9]</sup>。对 11 个指标进行主成分分析(表 3),由特征值和累积方差贡献率可判断,前 3 个主成分(累积贡献率为 88.499%)可基本反映原来 11 个指标的整体信息,因此,选取前 3 个因子作为主成分进行分析。如表 4 所示,在第 1 主成分中,最大持水量、全氮、有机质的载荷值较大,分别为 0.934、0.907、0.842;在第 2 主成分中,粘粒、粉粒和砂粒含量的载荷值较大,分别为 0.962、0.928 和 -0.953,

表 2 地震灾区生态治理初期土壤理化性质

Tab.2 Soil physical and chemical properties at the initial stage of ecological restoration in the area affected by earthquake

土壤理化性质 Soil physical and chemical properties	汶川 Wenchuan			绵竹 Mianzhu		
	UA	RA	DRA	UA	RA	DRA
容重(Unit weight)/g · cm <sup>-3</sup>	1.06 ± 0.04a	1.39 ± 0.02b	1.61 ± 0.04c	1.40 ± 0.05b	1.49 ± 0.05bc	1.43 ± 0.04bc
最大持水量(Maximum water-holding capacity)/g · kg <sup>-1</sup>	582.81 ± 27.79c	339.03 ± 26.79ab	339.40 ± 16.65ab	473.92 ± 20.24bc	328.28 ± 29.09a	452.11 ± 50.06abc
总孔隙度(Total porosity)/%	54.23 ± 2.16b	43.02 ± 2.00a	48.15 ± 2.06ab	50.10 ± 2.19ab	40.12 ± 1.95a	50.06 ± 2.91ab
毛管孔隙度(Capillary porosity)/%	43.23 ± 2.01b	24.80 ± 2.90a	36.15 ± 2.03ab	36.55 ± 4.62ab	27.45 ± 2.54a	33.62 ± 2.26ab
有机质(Organic matter)/g · kg <sup>-1</sup>	53.54 ± 5.61c	19.45 ± 6.03ab	17.59 ± 1.27ab	27.14 ± 1.08b	10.14 ± 2.12a	6.29 ± 1.48a
全氮(Total nitrogen)/g · kg <sup>-1</sup>	2.81 ± 0.35c	0.84 ± 0.27a	0.97 ± 0.01a	2.33 ± 0.21bc	1.20 ± 0.31ab	0.76 ± 0.10a
全磷(Total phosphorus)/g · kg <sup>-1</sup>	1.09 ± 0.25bc	0.43 ± 0.09ab	0.40 ± 0.11a	1.10 ± 0.16c	0.54 ± 0.07abc	0.67 ± 0.04abc
粘粒(Clay)/%	3.21 ± 0.31b	1.47 ± 0.14a	1.30 ± 0.15a	8.50 ± 0.37c	11.94 ± 0.43d	9.04 ± 0.02c
粉粒(Silt)/%	43.14 ± 3.40bc	26.61 ± 0.44ab	24.92 ± 1.69a	64.62 ± 3.39d	61.97 ± 7.62d	58.90 ± 0.19cd
砂粒(Sand)/%	53.65 ± 3.16b	71.92 ± 0.32c	73.78 ± 1.74c	26.88 ± 3.44a	26.09 ± 7.51a	32.06 ± 0.21a
抗蚀性指数(Anti-erodibility index)/%	64.22 ± 9.24cd	35.56 ± 8.10ab	14.83 ± 3.27a	79.64 ± 2.52d	42.15 ± 2.96bc	26.43 ± 2.21ab

(注:UA:未受损区;RA:受损治理区;DRA:受损未治理区。不同小写字母表示处理间的差异显著性( $p < 0.05$ )。)

其中砂粒含量的载荷值为负值,表明土壤抗蚀性随砂粒含量增加而减弱;在第 3 主成分中,总孔隙度和毛管孔隙度载荷值较大,分别为 0.53 和 0.518。

表 3 总方差分析结果

Tab.3 Total variance results of principal component analysis

主成分 Principal components	特征值 Eigen values	方差贡献率/% % of variance	累积方差贡献率/% Cumulative percent
1	5.509	50.078	50.078
2	3.220	29.269	79.347
3	1.007	9.152	88.499

### 2.3 土壤抗蚀性综合分析

为计算土壤抗蚀性综合指数,首先,根据特征值和因子得分系数的拟合关系,建立各主成分  $Y_i (i = 1, 2, 3)$  与各指标间的线性模型:

$$Y_1 = -0.142X_1 + 0.170X_2 + 0.139X_3 + 0.139X_4 + 0.153X_5 + 0.165X_6 + 0.141X_7 + 0.001X_8 + 0.054X_9 - 0.044X_{10} + 0.137X_{11} \quad (1)$$

$$Y_2 = 0.038X_1 - 0.019X_2 - 0.094X_3 - 0.086X_4 - 0.128X_5 + 0.002X_6 + 0.067X_7 + 0.299X_8 + 0.288X_9 - 0.296X_{10} + 0.108X_{11} \quad (2)$$

表 4 因子载荷矩阵及得分系数矩阵

Tab.4 Eigen vectors and score coefficient matrix

指标 Indicator	主成分载荷 Eigen vectors			得分系数 Component score coefficient		
	1	2	3	1	2	3
$X_1$	-0.783	0.121	0.395	-0.142	0.038	0.393
$X_2$	0.934	-0.061	0.186	0.17	-0.019	0.185
$X_3$	0.765	-0.304	0.530	0.139	-0.094	0.527
$X_4$	0.768	-0.278	0.518	0.139	-0.086	0.515
$X_5$	0.842	-0.411	-0.235	0.153	-0.128	-0.233
$X_6$	0.907	0.007	-0.183	0.165	0.002	-0.182
$X_7$	0.775	0.217	-0.117	0.141	0.067	-0.116
$X_8$	0.004	0.962	0.148	0.001	0.299	0.147
$X_9$	0.295	0.928	0.088	0.054	0.288	0.087
$X_{10}$	-0.243	-0.953	-0.102	-0.044	-0.296	-0.101
$X_{11}$	0.754	0.346	-0.352	0.137	0.108	-0.349

(注: $X_1$  为容重, $X_2$  为最大持水量, $X_3$  为毛管孔隙度, $X_4$  为总孔隙度, $X_5$  为有机质, $X_6$  为全氮, $X_7$  为全磷, $X_8$  为粘粒, $X_9$  为粉粒, $X_{10}$  为砂粒, $X_{11}$  为抗蚀性指数。)

$$Y_3 = 0.393X_1 + 0.185X_2 + 0.527X_3 + 0.0515X_4 - 0.233X_5 - 0.182X_6 - 0.116X_7 + 0.147X_8 + 0.087X_9 - 0.101X_{10} - 0.349X_{11} \quad (3)$$

其次,根据方差贡献率  $\lambda_i (i = 1, 2, 3)$  占累积贡献率的比重,确定各主成分的权重  $\frac{\lambda_i}{\lambda_1 + \lambda_2 + \lambda_3} (i = 1, 2, 3)$ ,最终得出土壤抗蚀性综合指数的公式为:  $Y = \frac{\lambda_1}{\lambda_1 + \lambda_2 + \lambda_3} \times Y_1 + \frac{\lambda_2}{\lambda_1 + \lambda_2 + \lambda_3} \times Y_2 + \frac{\lambda_3}{\lambda_1 + \lambda_2 + \lambda_3} \times Y_3$ ,依据表 3 和表 4 可推算出  $Y = 0.566Y_1 + 0.331Y_2 + 0.103Y_3$ 。

土壤抗蚀性综合指数计算结果如表 5 所示,两受灾区植被受损治理区土壤抗蚀性综合指数均显著低于其未受损区;汶川植被受损治理区较受损未治

理区有所增加,但增加幅度较小,而绵竹植被受损治理区较受损未治理区则有所下降。在受灾区之间,绵竹植被受损治理区和受损未治理区土壤抗蚀性综合指数均高于汶川,而在未受损区,两者无显著差异。

## 2.4 各评价指标与土壤抗蚀性综合指数的相关性

Pearson 相关性分析显示(表 6),土壤最大持水量( $X_2$ )、全氮( $X_6$ )、全磷( $X_7$ )、毛管孔隙度( $X_3$ )、抗蚀性指数( $X_{11}$ )、总孔隙度( $X_4$ )、有机质( $X_5$ )和粉粒( $X_9$ )均与土壤抗蚀性综合指数呈显著正相关,表明研究区土壤持水性越好,养分含量、孔隙度和抗蚀性指数越高,则土壤抗蚀性越强;而土壤容重( $X_1$ )和砂粒( $X_{10}$ )含量与抗蚀性综合指数则呈极显著负相关,表明土壤容重和砂粒含量越高,土壤抗蚀性越差。

表 5 地震灾区生态治理初期土壤抗蚀性综合指数

Tab. 5 Comprehensive index of soil erosion durability at the initial stage of ecological restoration in the area affected by earthquake

样地 Sample plots	处理 Disposal	主成分分值 Principal component score			抗蚀性综合指数 Soil anti-erodibility comprehensive index
		$Y_1$	$Y_2$	$Y_3$	
汶川 Wenchuan	UA	130.055	-22.186	122.359	78.91 ± 3.07c
	RA	73.187	-24.370	76.833	41.30 ± 4.07a
	DRA	72.225	-28.918	92.818	40.90 ± 1.83a
绵竹 Mianzhu	UA	110.329	1.595	102.939	73.60 ± 2.08c
	RA	74.799	4.677	83.760	52.53 ± 4.16ab
	DRA	94.870	-3.863	122.124	65.03 ± 5.76bc

(注:UA:未受损区;RA:受损治理区;DRA:受损未治理区。不同小写字母表示处理间的差异显著性( $p < 0.05$ )。)

表 6 各评价指标与抗蚀性综合指数的相关系数

Tab. 6 Correlation matrix between indicators and comprehensive index of soil erosion durability

项目 Item	$X_1$	$X_2$	$X_3$	$X_4$	$X_5$	$X_6$	$X_7$	$X_8$	$X_9$	$X_{10}$	$X_{11}$
$X_1$	1										
$X_2$	-0.784 **	1									
$X_3$	-0.441	0.848 **	1								
$X_4$	-0.363	0.774 **	0.909 **	1							
$X_5$	-0.779 **	0.744 **	0.619 **	0.665 **	1						
$X_6$	-0.710 **	0.762 **	0.581 *	0.620 **	0.867 **	1					
$X_7$	-0.560 *	0.656 **	0.446	0.510 *	0.499 *	0.596 **	1				
$X_8$	0.155	-0.026	-0.238	-0.166	-0.412	-0.029	0.211	1			
$X_9$	-0.118	0.254	0.003	-0.011	-0.136	0.291	0.328	0.879 **	1		
$X_{10}$	0.067	-0.204	0.045	0.042	0.193	-0.234	-0.311	-0.920 **	-0.996 **	1	
$X_{11}$	-0.529 *	0.536 *	0.306	0.341	0.557 *	0.749 **	0.762 **	0.262	0.474 *	-0.441	1
$Y$	-0.692 **	0.928 **	0.716 **	0.670 **	0.602 **	0.780 **	0.717 **	0.309	0.582 *	-0.539 *	0.691 **

(注: $Y$ 为土壤抗蚀性综合指数。\*表示差异显著性水平为 $p < 0.05$ , \*\*表示差异显著水平为 $p < 0.01$ 。)

## 2.5 土壤抗蚀性指标优化与评价模型构建

综合以上分析,并结合研究区具体情况,可将评价地震灾区生态治理初期土壤抗蚀性指标优化为最大持水量( $X_1$ )、总孔隙度( $X_2$ )、有机质含量( $X_3$ )、全氮含量( $X_4$ )、粉粒含量( $X_5$ )、砂粒含量( $X_6$ )6个指标,并建立评价模型为: $Y = 0.096X_1 + 0.332X_2 + 0.198X_3 - 0.040X_4 - 0.062X_5 - 0.398X_6 + 20.499$ ,其中 $Y$ 为土壤抗蚀性综合指数,线性拟合优度 $R^2 = 0.9977$ ,各因子间极显著相关( $p < 0.001$ )。

## 3 讨论与结论

### 3.1 地震灾区生态治理初期土壤理化性质变化及其对土壤抗蚀性的影响

汶川地震发生后,汶川和绵竹地区产生滑坡、崩塌和泥石流等次生灾害,原有植被大量被掩埋,表层土壤结构遭到严重破坏,水土流失严重,在雨水作用下,大量泥土被冲刷至河流中,导致该地区土壤沙化,长期处于松散和贫瘠状态,抗侵蚀能力弱,经过近几年的治理与恢复,植被覆盖度逐渐增加。对汶川和绵竹受灾生态恢复治理初期土壤理化性质分析发现,汶川与绵竹植被受损区经过治理与恢复,土壤理化性质发生不同程度的变化,进而影响其土壤抗蚀性。前人研究认为,土壤容重增大会增强土壤紧实性,降低土壤被冲刷量<sup>[24]</sup>,但在张建辉等研究中,土壤抗蚀性并未随土壤容重的增大而增强,容重低、结构稳定性良好的土壤反而表现出较强的抗蚀性<sup>[25]</sup>,本研究发现,受灾区土壤抗蚀性与土壤容重呈极显著负相关,与张建辉等的研究结果<sup>[25]</sup>较为一致,此外,笔者前期对不同林龄新银合欢林地土壤抗蚀性的研究也得出相似的结果<sup>[9]</sup>;比较两受灾区土壤容重发现,汶川植被未受损区土壤容重显著低于绵竹未受损区,但二者的抗蚀性综合指数无显著差异,进一步验证了张建辉等的研究结果。土壤持水性和结构通透性状况可通过其持水量和孔隙度状况来表征,持水量越大、孔隙度状况越好,其持水性和结构通透性越好<sup>[26]</sup>。本研究发现,两受灾区植被受损治理区土壤最大持水量、总孔隙度和毛管孔隙度显著低于未受损区,但与受损未治理区间无显著差异,表明两地区生态治理初期土壤持水能力和结构通透性未得到显著提高。相关性分析发现,最大持水量、总孔隙度、毛管孔隙度均与抗蚀性综合指数呈

极显著正相关,因此,受损治理区土壤持水能力和结构通透性未得到有效改善,进而影响其土壤抗蚀性的增强速率。

前人研究表明,土壤有机质含量的增加可促进土壤胶结,强化颗粒间的吸附作用,提高土壤中的大团聚体含量,进而改善土壤结构,提高土壤透气透水性能,增强土壤抗侵蚀能力<sup>[3]</sup>。本研究发现,两受灾区植被受损治理区土壤有机质含量显著低于未受损区,较受损未治理区有所增加,表明地震后生态治理和恢复对提高土壤有机质含量具有一定效果,但未恢复至未受损状态。相关性分析显示,有机质含量与抗蚀性综合指数呈极显著正相关,进一步验证有机质含量增加可促进土壤抗蚀性增强。

有研究表明,粘粒和粉粒在促进土团或土块状结构形成中发挥着重要作用,粘粒和粉粒含量高的土壤具有较强的抗冲、抗蚀性<sup>[27]</sup>。本研究发现,汶川植被受损治理区土壤粘粒、粉粒含量较受损未治理区虽有所增加,但低于未受损区,表明震后生态治理和恢复对土壤粘粒、粉粒含量的提高具有一定效果,但未恢复至未受损状态。比较两受灾区土壤粉粒含量发现,汶川植被受损治理区和受损未治理区低于绵竹,而在未受损区两地区间无显著差异,这表明绵竹植被受损治理区和受损未治理区土壤较汶川易形成团块结构。由相关性分析可知,土壤粉粒含量与抗蚀性综合指数呈显著正相关,而粘粒含量与抗蚀性综合指数无显著相关性,因此,研究区土壤粉粒含量的增加可增强土壤抗蚀性。

抗蚀性指数可有效反映土壤团聚体在静水中的分散程度,通常用于表征土壤抗蚀性能强弱<sup>[23]</sup>。在本研究中,两受灾区植被受损治理区土壤抗蚀指数显著低于未受损区,但较受损未治理区有上升趋势,这表明植被受损区经治理土壤团聚状况有所改善。比较两受灾区土壤抗蚀性指数发现,绵竹整体高于汶川,说明绵竹受灾区土壤团聚状况优于汶川。相关性分析发现,抗蚀性指数与抗蚀性综合指数呈显著正相关,因此,植被受损治理区土壤团聚状况的改善提高了其抗蚀性。

两受灾区植被受损治理区土壤有机质含量、抗蚀性指数较受损未治理区有所增加,但其土壤抗蚀性综合指数并未显著提高,甚至在绵竹受灾区有所降低,表明单一指标不能全面反映土壤的抗蚀性强弱。

### 3.2 地震灾区生态治理初期土壤抗蚀性变化及差异

本研究运用主成分分析法综合探讨了地震灾区生态治理初期土壤抗蚀性状况。结果表明:两受灾地区植被受损治理区土壤抗蚀性综合指数显著低于未受损区,但与受损未治理区间无显著差异,尤其是绵竹植被受损治理区土壤抗蚀性综合指数较受损未治理区未升反降。这表明两受灾地区生态治理初期,土壤抗蚀性改善效果不佳,特别是在绵竹土壤抗蚀性出现了减弱的趋势,这可能与治理初期次生灾害频发和人为干扰较多有关,由于汶川地震后,余震频繁,造成土层持续松动,土壤结构不稳定,生态恢复措施虽促进土壤养分归还,但归还养分易受雨水冲刷而大量流失<sup>[28]</sup>;另外,在治理初期,次生灾害发生后的后续工程治理对土层造成扰动、人为活动频繁等因素不利于提高土壤抗蚀性。

比较两受灾地区的土壤抗蚀性状况得出,绵竹植被受损治理区和受损未治理区土壤抗蚀性总体高于汶川,这主要是由于亚热带湿润季风气候区的绵竹市气候温和湿润,有利于植被恢复生长,增加覆盖度,提高土壤有机质含量,增强持水能力,减少土壤粘粒、粉粒的流失,促进土壤结构改善。

基于上述分析,两地区应做好次生灾害预测和及时治理工作,以减少次生灾害再次发生对生态恢复和治理工程的破坏;同时要加强管理、封育治理,对于治理后遭到损坏的设施进行修缮,加强生态恢复保护宣传,以提高民众保护意识,减少人为干扰;在植被恢复的物种选择方面,注重选取适应性强且更新速度快的植物,主要以草本和灌木为主,增加土壤有机质含量,促进团聚体形成,改善表层土壤结构和持水性,以有效增强土壤的抗侵蚀能力。

### 3.3 土壤抗蚀性评价指标的筛选与模型的建立

本研究总结得出,土壤最大持水量、总孔隙度、有机质含量、全氮含量、粉粒含量、砂粒含量6个指标可作为反映地震灾区生态治理初期土壤抗蚀性特征的最优指标。郑子成等研究发现,土壤酶活性等生物学指标也可较好地反映土壤抗蚀性<sup>[29]</sup>,因此在地震灾区关于土壤抗蚀性的后续研究中,可增加土壤酶活性、微生物碳氮等指标。以上述6个最优指标为自变量,以土壤抗蚀性综合指数为因变量,进行回归拟合建立的评价模型为: $Y = 0.096X_1 + 0.332X_2 + 0.198X_3 - 0.040X_4 - 0.062X_5 - 0.398X_6 + 20.499$ ,模型拟合程度较好,可为地震灾区土壤抗蚀

性的后续研究及评价指标体系的构建提供参考。

### 参考文献(References)

- [1] 郑粉莉,王占礼,杨勤科. 我国土壤侵蚀科学研究回顾和展望[J]. 自然杂志, 2008, **30**(1): 12 - 16 [ZHENG Fenli, WANG Zhanli, YANG Qinke. The retrospection and prospect on soil erosion research in China [J]. Chinese Journal of Nature, 2008, **30**(1): 12 - 16]
- [2] 张振国,黄建成,焦菊英,等. 安塞黄土丘陵沟壑区退耕地群落土壤抗蚀性分析[J]. 水土保持研究, 2008, **15**(1): 28 - 31 [ZHANG Zhenguo, HUANG Jiancheng, JIAO Juying, et al. Analysis on erosion resistance of different vegetation communities in abandoned lands in An'sai hilly-gully Loess Region [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2008, **15**(1): 28 - 31]
- [3] 沈慧,姜凤岐,杜晓军,等. 水土保持林土壤抗蚀性能评价研究[J]. 应用生态学报, 2000, **11**(3): 345 - 348 [SHEN Hui, JIANG Fengqi, DU Xiaojun, et al. Evaluation on soil anti-erodibility of soil and water conservation forest [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2000, **11**(3): 345 - 348]
- [4] Martha M B, Gerard G, Anne V D, et al. The response of soil erosion and sediment export to land-use change in four areas of Europe: the importance of landscape pattern [J]. Geomorphology, 2008, **98**(3 - 4): 213 - 226
- [5] Le Bissonnais Y. Aggregate stability and assessment of soil crust ability and erodibility: I. Theory and methodology [J]. European Journal of Soil Science, 1996, **47**(4): 425 - 437
- [6] 薛莲,李占斌,李鹏,等. 不同植被恢复模式对黄土丘陵区土壤抗蚀性的影响[J]. 农业工程学报, 2009, **25**(增刊1): 69 - 72 [XUE Sha, LI Zhanbin, LI Peng, et al. Effects of different vegetation restoration models on soil anti-erodibility in loess hilly area [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2009, **25**(Supp. 1): 69 - 72]
- [7] 张超,刘国彬,薛莲,等. 黄土丘陵区不同林龄人工刺槐林土壤抗蚀性演变特征[J]. 中国水土保持科学, 2010, **8**(2): 1 - 7 [ZHANG Chao, LIU Guobin, XUE Sha, et al. Evolution of soil anti-erodibility of *Robinia pseudoacacia* L plantation at different ages in hilly-gully region of Loess Plateau [J]. Science of Soil and Water Conservation, 2010, **8**(2): 1 - 7]
- [8] 吴丽丽,张仁陟,康立军. 紫色丘陵区坡耕地生物埂的土壤抗蚀性综合评价[J]. 中国生态农业学报, 2014, **22**(11): 1310 - 1317 [WU Lili, ZHANG Renzhi, KANG Lijun. Comprehensive evaluation of soil erosion durability of bio-banks on slope lands in purple hilly areas [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2014, **22**(11): 1310 - 1317]
- [9] 陈爱民,严思维,林勇明,等. 泥石流频发区不同林龄新银合欢土壤抗蚀性评价[J]. 北京林业大学学报, 2016, **38**(9): 62 - 70 [CHEN Aimin, YAN Siwei, LIN Yongming, et al. Evaluation of soil anti-erodibility at different ages of *Leucaena leucocephala* forests in the area with high-frequency debris flow. Journal of Beijing

- Forestry University, 2016, **38**(9): 62-70]
- [10] 包维楷. 汶川地震重灾区生态退化及其恢复重建对策[J]. 中国科学院院刊, 2008, **23**(4): 324-329 [BAO Weikai. Ecological degradation and restoration and reconstruction countermeasures for severe calamity regions in Wenchuan earthquake in Sichuan [J]. Bulletin of Chinese Academy of Science, 2008, **23**(4): 324-329]
- [11] 崔鹏, 韩用顺, 陈晓清. 汶川地震堰塞湖分布规律与风险评估[J]. 四川大学学报: 工程科学版, 2009, **41**(3): 35-42 [CUI Peng, HAN Yongshun, CHEN Xiaoqing. Distribution and risk analysis of dammed lakes reduced by Wenchuan earthquake [J]. Journal of Sichuan University: Engineering science edition, 2009, **41**(3): 35-42]
- [12] 崔鹏, 韦方强, 陈晓清, 等. 汶川地震次生山地灾害及其减灾对策[J]. 中国科学院院刊, 2008, **23**(4): 317-323 [CUI Peng, WEI Fangqiang, CHEN Xiaoqing, et al. Geo-hazards in Wenchuan earthquake area and countermeasures for disaster reduction [J]. Bulletin of Chinese Academy of Science, 2008, **23**(4): 317-323]
- [13] Zhang Jindong, Hull V, Huang Jinyan, et al. Natural recovery and restoration in giant panda habitat after the Wenchuan earthquake [J]. Forest Ecology and Management, 2014, 319: 1-9
- [14] 吴春生, 王文杰, 刘孝富, 等. 基于 TM 遥感数据的汶川地震极重灾区生态恢复研究[J]. 地球信息科学学报, 2012, **14**(5): 666-672 [WU Chunsheng, WANG Wenjie, LIU Xiaofu, et al. Research on ecological restoration in Wenchuan Earthquake badly-damaged region based on TM [J]. Journal of Geo-information science, 2012, **14**(5): 666-672]
- [15] 徐小军. 汶川地震区新生水土流失对土壤与植被的影响[D]. 西南大学, 2012 [XU Xiaojun. Effect of seismic soil and water loss on soil and vegetation in Wenchuan earthquake area [D]. Southwest University, 2012]
- [16] 林勇明, 俞伟, 刘奕, 等. 汶川震区典型区不同受损阶段群落多样性特征——以北川县为例[J]. 北京林业大学学报, 2012, **34**(6): 75-79 [LIN Yongming, YU Wei, LIU Yi, et al. Community diversity features of different damaged stages in typical regions of Wenchuan earthquake affected area: A case study in Beichuan, Sichuan Province of southwestern China [J]. Journal of Beijing forestry University, 2012, **34**(6): 75-79]
- [17] 林勇明, 吴承祯, 洪伟, 等. 汶川地震灾区典型区不同植被类型土壤种子库特征——以北川县苏保河、魏家沟流域为例[J]. 中国生态农业学报, 2012, **20**(1): 99-104 [LIN Yongming, WU Chengzhen, HONG Wei, et al. Soil seed bank characteristics of different vegetation in typically affected regions of Wenchuan Earthquake-A case study in Subaohe and Weijiagou Basins [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2012, **20**(1): 99-104]
- [18] 邓浩俊, 张广帅, 俞伟, 等. 震后植被受损治理区土壤基本性状和分形维数变化及其相关性分析[J]. 植物资源与环境学报, 2015, **24**(1): 12-18 [DENG Haojun, ZHANG Guangshuai, YU Wei, et al. Change in basic characters and fractal dimension of soil in destroyed vegetation management region after earthquake and their correlation analysis [J]. Journal of Plant Resources and Environment, 2015, **24**(1): 12-18]
- [19] 王俭成, 杨建英, 史常青, 等. 北川地区典型林分土壤抗蚀性分析[J]. 水土保持学报, 2013, **27**(1): 71-75 [WANG Jiancheng, YANG Jianying, SHI Changqing, et al. Analysis of soil anti-erodibility of different typical forests in Beichuan area [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2013, **27**(1): 71-75]
- [20] 丛日亮, 黄进, 张金池, 等. 苏南丘陵区主要林分类型土壤抗蚀性分析[J]. 生态环境学报, 2010, **19**(8): 1862-1867 [CONG Riliang, HUANG Jin, ZHANG Jinchi, et al. Analysis of soil anti-erodibility of main forest types in the south hilly region of Jiangsu province [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2010, **19**(8): 1862-1867]
- [21] 欧阳志云, 徐卫华, 王学志, 等. 汶川大地震对生态系统的影响[J]. 生态学报, 2008, **28**(12): 5801-5809 [OUYANG Zhiyun, XU Weihua, WANG Xuezhi, et al. Impact assessment of Wenchuan Earthquake on ecosystems [J]. Acta Ecologica Sinica, 2008, **28**(12): 5801-5809]
- [22] 张广帅, 邓浩俊, 杜锬, 等. 汶川地震生态治理区土壤种子库及其与地上植被的关系[J]. 中国生态农业学报, 2015, **23**(1): 69-79 [ZHANG Guangshuai, DENG Haojun, DU Ku, et al. Soil seed bank and its correlations with aboveground vegetation in ecological restoration zones of Wenchuan Earthquake Region [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2015, **23**(1): 69-79]
- [23] 任改, 张洪江, 程金花, 等. 重庆四面山几种人工林地土壤抗蚀性分析[J]. 水土保持学报, 2009, **23**(3): 20-24 [REN Gai, ZHANG Hongjiang, CHEN Jinhua, et al. Analysis of soil anti-erodibility of different plantation lands in Simian mountain, Chongqing [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2009, **23**(3): 20-24]
- [24] 景可, 王万忠, 郑粉莉. 中国土壤侵蚀与环境[M]. 北京: 科学出版社, 2005: 87-91 [JING Ke, WANG Wanzhong, ZHENG Fenli. Soil erosion and its environment in China [M]. Beijing: Science Press, 2005: 87-91]
- [25] 张建辉, 刘刚才, 倪师军, 等. 紫色土不同土地利用条件下的土壤抗冲性研究[J]. 中国科学 E 辑, 2003, **33**(增刊): 61-68 [ZHANG Jianhui, LIU Gangcai, NI Shijun, et al. Study on soil anti-scouribility of different land uses in purple area [J]. Science in China Series Edition, 2003, **33**(Suppl.): 61-68]
- [26] 陈明, 陈继平, 陈昌利. 土壤最大持水量与环境因子的关系[J]. 西南科技大学学报(哲学社会科学版), 1991, **8**(4): 26-30 [CHEN Ming, CHEN Jiping, CHEN Changli. Study on relationship between maximum capacity of soil moisture and environmental forest [J]. Journal of Southeast of Science and Technology (Philosophy and Social Science Edition), 1991, **8**(4): 26-30]
- [27] 王一峰, 张平仓, 朱兵兵, 等. 长江中上游地区土壤抗冲性特征研究[J]. 长江科学院院报, 2007, **24**(1): 12-15 [WANG Yifeng, ZHANG Pingcang, ZHU Bingbing, et al. Features of soil

- anti-scourability in upper-middle reaches of Yangtze River [J]. Journal of Yangtze River Scientific Research Institute, 2007, **24** (1): 12 - 15
- [28] 罗慧芬, 苗放, 叶成名, 等. 汶川地震前后茂县植被覆盖度变化研究 [J]. 水土保持通报, 2013, **33** (3): 202 - 205 [LUO Huifen, MIAO Fang, YE Cheng Ming, et al. Vegetation coverage change of Maoxian county before and Wenchuan earthquake [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2013, **33** (3): 202 - 205]
- [29] 郑子成, 杨玉梅, 李廷轩. 不同退耕模式下土壤抗蚀性差异及其评价模型 [J]. 农业工程学报, 2011, **27** (10): 199 - 205 [ZHENG Zicheng, YANG Yumei, LI Tingxuan. Difference and evaluation model of soil anti-erodibility with different de-farming patterns [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2011, **27** (10): 199 - 205]

## Characteristics of Soil Anti-erodibility at the Initial Stage of Ecological Restoration in the Earthquake Affected Regions

—A Case Study in Wenchuan, China

CHEN Aimin<sup>1</sup>, YAN Siwei<sup>1</sup>, LIN Yongming<sup>1, 2\*</sup>, SUN Fan<sup>1</sup>, DENG Haojun<sup>1</sup>, DU Kun<sup>1</sup>

(1. College of Forestry, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China;

2. Key Laboratory for Forest Ecosystem Process and Management of Fujian province, Fuzhou 350002, China)

**Abstract:** Soil anti-erodibility is one of the significant parameters for evaluating the ability of soil resistance to erosion. Aiming to understand the effect of ecological restoration on soil erosion durability at the initial stage after earthquake, soil anti-erodibility was studied by using principal component analysis. The results showed that: (1) After ecological restoration, soil physical and chemical properties of the disturbed areas in Wenchuan and Mianzhu exhibited distinct changes, and soil anti-erodibility was considerably affected; The soil organic matter, soil mechanical composition and anti-erodibility index between the two shock-affected regions were different. (2) Single indicator could not reflect the soil anti-erodibility comprehensively in this region. (3) The soil anti-erodibility comprehensive index (SAECI) of the recovered areas in Wenchuan and Mianzhu was respectively significantly lower than those of the undisturbed area. Compared with the disturbed areas, the SAECI of the recovered areas not significantly increased; instead, it declined in Mianzhu. However, in the two affected regions of earthquake, the SAECI of the recovered areas and destroyed without restoration in Mianzhu was higher than those in Wenchuan. (4) All the eleven anti-erodibility indicators could be simplified by six coefficients, maximum water-holding capacity, total porosity, organic matter, total nitrogen, silt content and sand content. Soil anti-erodibility model was obtained by linear regression, where  $X$  = independent variables (the six soil indices) and  $Y$  = dependent variables (SAECI). The value of  $R^2$  was 0.9977. This result could provide a reference for the building of soil anti-erodibility assessment index system and support follow-up research on the shock-affected areas.

**Keywords:** Wenchuan earthquake; ecological restoration; soil anti-erodibility; principal component analysis