

鄂西长江小流域土地利用方式对 土壤团聚体稳定性的影响

刘文景¹ 许文年¹ 夏露¹ 陈剑刚² 程虎³ 余飞^{1,4} 夏栋¹ 刘大翔¹ 余绍鹏⁴¹

(1. 三峡大学三峡库区地质灾害教育部重点实验室, 湖北 宜昌 443002;

2. 中国科学院山地灾害与地表过程重点实验室, 四川 成都 610041;

3. 华中师范大学生命科学学院, 湖北 武汉 430070;

4. 三峡大学生物与制药学院, 湖北 宜昌 443002)

【摘要】探究土地利用方式对长江中游小流域土壤团聚体稳定性的影响, 为鄂西地区土地合理利用与管理以及土壤结构改良提供借鉴。以下牢溪小流域5种不同土地利用方式(柏树林、蔬菜地、石坎农田、撂荒地、天然林)土壤为研究对象, 对比分析各土地利用方式间土壤团聚体粒径组成及稳定性差异。结果表明: (1)柏树林、石坎农田、撂荒地和天然林土壤团聚体以 $>2\text{mm}$ 为优势粒级, 平均为57.66%, 蔬菜地以 $<0.25\text{mm}$ 微粒径团聚体为主, 均值为60.86%; (2)林地(柏树林和天然林)土壤稳定性和抗蚀性要优于农用地(石坎农田和蔬菜地), 耕地撂荒提升团聚体稳定性; (3)分形维数D与破坏率PAD、可蚀性K呈正相关, 与团聚体直径(MWD和GMD)和水稳定性大团聚体WR_{0.25}呈负相关, 分形维数较好反映小流域土壤团聚体的稳定性和抗侵蚀性。对流域内林区的封育是提升土壤结构稳定性的最优管理方式。

【关键词】 小流域 土地利用方式 土壤团聚体 稳定性 分形维数

【中图分类号】: S143.1 **【文献标识码】**: A **【文章编号】**: 1004-8227(2021)04-0925-11

小流域是大尺度水域汇流过程和泥沙输出的基本单元, 也是面源污染的重点监测对象^[1]。在鄂西长江小流域受季风性气候、梅雨期的影响, 强降雨发生频繁, 通常为山洪、泥石流直接受灾区。另外, 流域内不合理的土地利用方式加剧土壤侵蚀, 侵蚀使土壤团聚结构脆弱化, 团聚体稳定性是土体抗侵蚀性的一个关键因素, 提高土壤团聚体稳定性是改善土壤质量、防治土壤侵蚀等环境问题的有效途径^[2~4]。相反, 团聚体稳定性下降易造成土地退化^[5]、泥沙运移受阻^[6]以及水体富营养化^[7]等生态失衡。因此, 在小流域尺度内, 探讨土地利用方式对土壤团聚体稳定性的影响, 对小流域综合治理具有指导意义。

¹**作者简介:** 刘文景(1996~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤生态学. E-mail:779294291@qq.com
夏栋 E-mail:xiadongsanxia@163.com

基金项目: 中国科学院山地灾害与地表过程重点实验室开放基金(2019001); 宜昌市自然科学研究项目基金(A20-3-010)

以小流域为单元,突出土地利用方式对土壤环境的影响引起学者的广泛关注。目前,主流研究区域集中在黄土高原干旱与半干旱区,如延河流域^[8]、纸坊沟小流域^[9, 10]、王茂沟典型流域^[11],研究认为退耕还林、农田水保措施的实施均有利于土壤大团聚体的形成以及稳定性的恢复。与之相比,南方地区小流域对应的研究相对欠缺,以云贵地区喀斯特小流域研究居多。张华渝等^[12]对滇中尖河小流域研究,发现人工造林增加 $>0.25\text{mm}$ 团聚体数量,提升原土结构稳定性。张倩等^[13]以贵州普定喀斯特小流域为研究对象,耕作造成农田土壤大团聚组分偏低,影响土壤磷素的积累。在长江流域,国内对大、中尺度区域土壤团聚体的研究较多,如岷江流域土地利用变化对团聚体有机碳稳定性的影响^[14];丹江口库区土壤可蚀性因子的空间分布格局^[15],而在小流域尺度内土壤团聚体的研究相对较少。鄂西长江小流域有关团聚体的研究主要在三峡库区内。如汝溪河小流域不同生态恢复阶段柏树林地土壤的抗蚀性特征^[16];童庄河消落带不同高程处水淹对土壤团聚体水稳定性的影响^[17]。然而,针对三峡库区下游的下牢溪小流域,不同土地利用下土壤团聚体特征的研究尚未有报道。

下牢溪在长江流域内的定位相当特殊,属于长江上、中游分界线处的小型一级支流。土地利用方式对流域内的土体抗蚀、泥沙以及氮、磷素的迁移,甚至长江水质水环境安全存在重要影响。同时,研究区地貌独特,属于我国西南喀斯特地区东端,地层出露以及碎石坡地广布导致耕地资源紧缺。为此,本文以宜昌市下牢溪小流域为研究对象,明确5种典型土地利用方式下土壤团聚体组成、水稳定性、可蚀性及分形维数特征,以期为鄂西小流域耕地资源可持续性发展、土壤侵蚀阻控及长江小流域的综合治理提供决策依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于鄂西长江西陵峡口,水流汇入葛洲坝库区。流域面积为 137.3km^2 ,全长 27.6km ,河床坡降1.7%,最枯流量 $0.4\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$,流域平均高程约550m。流域多年平均降雨量1164.1mm,属于鄂西南山地多雨区,径流主要由降雨形成,分布呈汛期大、枯期小的特点。受亚热带季风性气候影响,5~10月份降水量占年降水量的86.6%,其中7、8月份单点暴雨频发,此时河床水位抬升最高,极易形成山洪。境内多为沉积岩组成的喀斯特峡谷地貌,土壤成土层浅,砾石含量高。溪流沿岸聚集大量经营农家乐、农业生产的村民,土壤环境受人为干扰强。流域内常见的土地利用方式为林地和农田。农田以种植春玉米、柑橘等经济作物为主,石坎是三峡地区坡耕地常见的耕地类型,占到流域面积的9.89%。林地主要以乔木和灌木为主,柏树为该地区的优势种群,占比43.12%,天然混交林占24.12%。

1.2 土壤样品采集与制备

选取小流域内5种典型土壤利用方式的样地(图1),包括:天然林(NF)、柏树林(CF)、蔬菜地(VF)、石坎农田(ST)和撂荒地(AF)。排除地形、气温等因素对土壤特性的影响,所选取的样地均为西南坡向,海拔在220~240m之间,采样时间为2019年1月。样地概况见表1。每块样地等距布设3个平行样方,裸地和田地的样方大小为 $1\text{m}\times 1\text{m}$,灌木为 $5\text{m}\times 5\text{m}$,每个样方内按五点取样法布置取样点,采集各点的表层(0~10cm)和底层(10~20cm)原状土样。将同一样方中五个采样点的土壤合并成一个样品,共采集30个样品。剔除植物残根、石砾等碎屑,原状土自然风干过程中顺着土壤裂隙纹理掰成1cm的土块,供团聚体结构的测定。适量风干样过2、0.25mm标准筛,供土壤理化指标的测定。

1.3 样品测定与计算

1.3.1 土壤团聚体测定

采用改进的Yoder湿筛法^[17]测定水稳定性团聚体。称量通过10mm标准筛的田间风干样品300g,先经过干筛,计算各筛分粒级土壤质量占样品总质量的百分比。再依据干筛百分比配出50.00g湿筛样品4份。配好的样品置于100mL烧杯中,常压下倒入纯

水快速浸润 30min (驱逐气体, 防止后续湿筛爆气破坏团聚结构), 将土样缓慢洗入筛组(自上至下 2, 1, 0.5, 0.25mm 四组孔径标准筛), 筛组放置在盛水的容器中。在水中上下振动 5min, 维持振动频率每分钟 30 次, 整个过程保证上端筛子浸没在水中。静置后收集各筛上的土样并转移至培养皿中, 于 105°C 烘箱烘 6h 至恒重, 称量不同粒径团聚体质量。

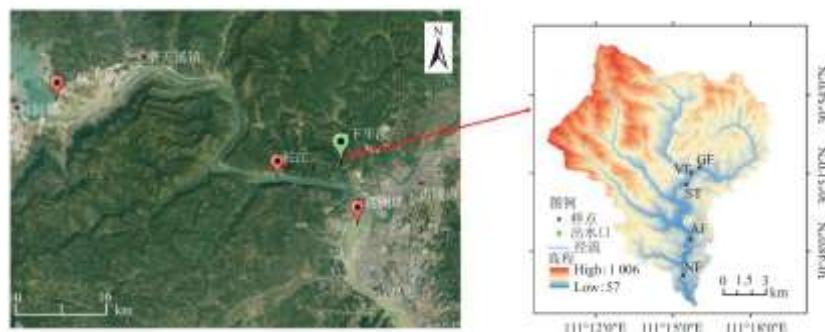


图 1 下牢溪流域地位置图

表 1 样地基本信息

土地利用方式	地理位置	主要植物种类	基本概况
CF	111° 16' 01.48" E 30° 51' 14.13" N	柏树+黄栌-类芦+青绿薹草	库区植被修复时飞播形成的次生林, 柏树已演替为优势种群
VF	111° 15' 41.67" E 30° 51' 01.04" N	白菜+南瓜+红薯	缓坡耕地, 耕作年限 10a 以上, 耕种强度高, 无埂坎等水保措施
ST	111° 15' 30.31" E 30° 50' 34.85" N	橘-玉米+芝麻+绿豆	石坎堆砌成阶梯式农耕地, 存在秸秆还田、 季节性休耕等保护性耕作
AF	111° 15' 41.02" E 30° 48' 27.70" N	牛筋草+荩草+千金子+龙葵	农户弃耕 5a 以上的坡耕地
NF	111° 15' 24.54" E 30° 47' 04.48" N	腊梅-山麻杆+水麻-刚莠竹	自然形成的乔灌混交林



图 2 样地实景

注: *为 ST 样地局部状况, 存在作物秸秆还田保护性耕作。

1.3.2 土壤基础指标测定

以 $0.5\text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}\text{NaOH}$ 溶液作为分散剂, 加热微沸 1h 后采用吸管法^[15]测定土机械组成, 土壤颗粒分级依据美国农部制土壤质地划分标准; SOM 测定外加热-重铬酸钾容量法测定; TN 采用凯氏定氮法进行测定, 分析方法参考《土壤农化分析》^[18]。

1.3.3 土壤团聚体指标参数

粒径 0.25mm 以上的结构单位称为土壤大团聚体, 以 $>0.25\text{mm}$ 团聚体在静水中破碎程度作为团聚结构破坏率(Percentage of Aggregate Destruction, PAD)^[19]。计算公式为:

$$\begin{aligned} WR_{0.25} &= M_{i>0.25} / M_T \times 100\% \\ PAD &= (DR_{0.25} - WR_{0.25}) / DR_{0.25} \end{aligned} \quad (1)$$

式中: $M_{i>0.25}$ 为 $>0.25\text{mm}$ 水稳定性团聚体质量(g); M_T 团聚体烘干总质量(g)。 $WR_{0.25}$ 指湿筛 $>0.25\text{mm}$ 水稳定性团聚体的质量分数(%) ; $DR_{0.25}$ 为干筛 $>0.25\text{mm}$ 力稳定性团聚体质量分数(%)。

团聚体平均质量直径(Mean Weight Diameter, MWD)和几何平均直径(Geometric Mean Diameter, GMD)计算公式^[19]为:

$$MWD = \sum_{i=1}^n \bar{d}_i \omega_i \quad GMD = \exp \left(\sum_{i=1}^n \omega_i \ln \bar{d}_i \right) \quad (2)$$

式中: \bar{d}_i 为团聚体各粒级的平均直径(mm); ω_i 是 i 粒级水稳定性团聚体的质量百分数(%)。

土壤分形维数(Fractal Dimension, D)。基于土壤颗粒的粒径数量分布来描述土壤分形特征, 杨培岭等^[20]提出粒径的重量分布来表征土壤的分形特征。前提是忽略各粒级间土粒比重的差异, 推导出分形维数(D)计算公式为:

$$\frac{M(R < \bar{d}_i)}{M_T} = \left(\frac{\bar{d}_i}{\bar{d}_{\max}} \right) (3 - D) \quad (3)$$

式中: $M(R < \bar{d}_i)$ $M(R < \bar{d}_i)$ 为直径小于 \bar{d}_i 团聚体累积质量和(g); M_T 同公式(1); \bar{d}_i 表示相邻两筛分粒级 d_i 和 d_{i+1} 间粒径的平均值; \bar{d}_{\max} 为最大粒级土粒的平均直径。

Shirazi 等^[21]提出只需考虑几何平均直径(GMD)来计算土壤可蚀性 K 公式为:

$$K = 7.954 \times \left\{ 0.0017 + 0.0494 \times \exp \left[-0.5 \times \left(\frac{1.675 + \lg GMD}{0.6986} \right)^2 \right] \right\} \quad (4)$$

1.4 数据处理

使用Office2010对实验数据进行初步统计分析,图形绘制采用Origin2016,单因素方差分析(one-way ANOVA)和Pearson相关性分析采用SPSS22.0进行处理。

2 结果与分析

2.1 不同土地利用方式土壤理化特征

土壤颗粒组成以粉粒为主(46.09%~78.53%),柏树林地土壤为黏壤土,其他均属于粉砂质壤土,土壤质地在不同用地方式间无明显区分。0~10cm表土层中,农用地土壤黏粒均显著低于林地;蔬菜地黏粒含量(8.87%)最少,显著低于石坎农田(14.73%)。土地利用方式显著影响深层土壤的黏粒发育($p<0.05$)。由于翻耕带来的机械破碎,加上缺乏地被层的保护,农用地土壤黏粒易随降雨径流迁移,而乔灌植被覆盖下,林地土壤发育出良好的黏粒结构。土地利用也影响土壤有机质和总氮的累积($p<0.05$)。整体上,林地土壤SOM和TN含量相对丰富。天然林SOM显著低于柏树林,但是显著高于农业用地和撂荒地;农用地和撂荒地TN含量均显著低于林用地。另外,随土层加深,各样地的养分含量存在不同程度的减少。尤其是天然林的SOM和TN主要集中在0~10cm浅层土中,而柏树林在深土层中仍维持丰富的有机质,这符合样地调查情况。人工柏树林下腐殖层比天然林厚,并且林下的草本植物盖度高(图2CF),根系和凋落物残体向深层土壤供给大量养分。

表2 不同土地利用方式土壤理化指标

土层(cm)	土地利用方式	Sand(2~0.05mm)(%)	Silt(0.05~0.002mm)(%)	Clay(<0.002mm)(%)	SOM(g•kg ⁻¹)	TN(g•kg ⁻¹)
0~10	CF	30.00±4.38a	46.09±5.69c	23.91±2.57a	156.92±6.38a	5.50±0.03a
	VF	23.46±0.98ab	67.68±0.83b	8.87±0.15c	24.88±1.51d	1.64±0.19b
	ST	16.56±2.79bc	68.72±3.66b	14.73±0.88b	33.40±1.12c	1.69±0.06b
	AF	9.89±0.35c	78.53±1.41a	11.58±1.77bc	26.40±1.12d	1.23±0.04b
	NF	25.64±3.83a	53.20±2.87c	21.16±1.07a	144.49±0.97b	6.56±1.68a
10~20	CF	21.60±5.09AB	49.65±2.87B	28.75±2.22A	125.53±1.96A	2.87±0.40A
	VF	23.89±1.56A	65.89±2.55A	10.23±1.00C	23.28±1.65D	1.24±0.11C
	ST	13.16±4.38B	69.88±5.06A	16.97±0.68B	31.40±0.36C	1.67±0.06B
	AF	29.68±4.23A	65.37±4.03A	4.95±0.63D	23.28±0.17D	1.15±0.12C

	NF	25.63±3.58A	61.32±4.48A	13.05±2.35C	37.02±3.22B	1.72±0.01B
--	----	-------------	-------------	-------------	-------------	------------

2.2 不同土地利用方式下土壤团聚体的分布特征

在0~10和10~20cm两个土层中,土壤团聚体含量表现为随粒径的减小呈现先降低后升高的趋势。同一土地利用方式不同粒径团聚体含量存在差异。蔬菜地以<0.25mm团聚体为主,其含量显著高于其他粒径($p<0.05$),其他4种用地方式土壤以>2mm团聚体为主,0.25~0.5mm粒级团聚体占比最少。另外,同一粒径的团聚体在各用地方式之间含量不同。在0~10cm土层中,柏树林>2mm团聚体含量显著高于农业用地(蔬菜地、石坎农田);在<0.25mm微团聚体部分,农业用地显著高于撂荒地和林地。从团聚体分布差异的显著性水平来看,受农业活动等人为因素的干扰,土地利用方式主要影响>2mm大团聚体和<0.25mm微团聚体含量,而对中间粒级团聚体(0.25~1mm)影响较弱。研究还发现,表层土中,柏树林地>2mm团聚体含量显著高于天然林。蔬菜地在<0.25mm团聚体含量显著高于石坎农田和撂荒地,而在>2mm却显著低于其他,不同的林分类型和农业管理方式对团聚体粒径分布存在影响。

2.3 不同土地利用方式下土壤团聚体的稳定性特征

2.3.1 团聚体水稳定性特征

分析两个土层水稳定性大团聚体($WR_{0.25}$)在不同用地方式之间的差异如下表4。总体上,除蔬菜地外,土壤均以>0.25mm团聚体为主,占据水稳定性团聚体总量的68.72%~91.26%。0~10cm土层中,各土地利用方式间 $WR_{0.25}$ 差异显著($p<0.05$),以林地最多,蔬菜地最少,表明自然林地土壤抗侵蚀能力较强,更利于大团聚体的形成。团聚体破坏率(PAD)在两土层中,各用地方式间表现为:蔬菜地>石坎农田>撂荒地>天然林>柏树林。底层土 PAD 在不同土地利用方式间差异性达到显著水平($p<0.05$)。表明蔬菜地土壤大团聚体最易受到雨水冲刷而产生破碎。

表3 不同土地利用方式土壤水稳定性团聚体组成(%)

土层(cm)	土壤粒径(mm)	土地利用方式				
		CF	VF	ST	AF	NF
0~10	>2	72.26±0.66aA	11.07±3.40bD	48.02±0.71aC	62.93±3.40aB	45.29±4.47aC
	2~1	10.72±0.92bBC	10.02±1.26bBC	14.75±1.60cB	7.83±1.33cC	26.46±3.82bA
	1~0.5	4.55±0.51cB	5.90±2.79bB	6.74±1.05dB	4.51±1.28cB	11.21±1.03cA
	0.5~0.25	1.40±0.22dB	6.14±1.36bA	2.67±1.12eB	1.44±0.04dB	2.31±0.22dB
	<0.25	11.08±0.46bE	66.88±0.51aA	27.82±1.28bB	23.30±0.83bC	14.73±1.90cD
10~20	>2	71.23±5.95aA	20.18±6.69bB	32.14±3.99aB	68.79±5.33aA	60.65±3.13aA
	2~1	13.86±1.38bB	6.95±1.28cC	21.10±4.69bA	7.13±0.65cC	17.85±1.45bAB
	1~0.5	4.93±2.85cAB	9.34±2.29bcAB	11.06±2.66cA	3.06±0.15cB	6.61±3.23bcAB
	0.5~0.25	1.24±0.95cB	8.70±1.32bcA	4.42±2.15cAB	1.21±0.11cB	5.21±2.54cAB

	<0.25	8.74±0.78bC	54.84±2.38aA	31.28±3.57aB	19.81±4.72bBC	9.68±3.00bcC
--	-------	-------------	--------------	--------------	---------------	--------------

表 4 不同用地方式下团聚体水稳定性指标

项目	土层(cm)	土地利用方式				
		CF	VF	ST	AF	NF
WR _{0.25}	0~10	88.92±0.46a	33.12±0.51e	72.18±1.28d	76.70±0.83c	85.27±1.90b
	10~20	91.26±0.78a	45.16±6.38c	68.72±3.57b	80.19±4.72ab	90.32±6.00a
PAD	0~10	14.78±3.13d	73.46±2.54a	45.17±2.98b	40.21±3.38b	32.63±2.51c
	10~20	15.55±2.15e	74.18±2.47a	58.37±1.76b	44.94±1.88c	22.65±3.08d

2.3.2 团聚体直径分析

从图 3 看出, 蔬菜地土壤团聚体直径(MWD 和 GMD) 均显著低于其他用地。在 0~10cm 表土层中, 柏树林土壤团聚体的 MWD 值(4.55mm) 显著高于石坎农田(3.20mm) 和蔬菜地(0.97mm); 撂荒地 MWD 值(3.96mm) 显著高于农用地, 说明随着耕地荒废后, 土壤团聚结构得到恢复。10~20cm 底土层不同用地方式间 MWD 呈现规律与表土层基本一致, 农业用地的 MWD 值均显著低于林地和撂荒地, 且柏树林、天然林以及撂荒地之间差异不显著($p>0.05$)。对于几何平均直径(GMD), 0~10cm 表土层中, 柏树林 GMD 值(2.95mm) 最大, 蔬菜地土壤团聚体的 GMD(0.29mm) 最小, 与其他土地利用方式差异性显著($p<0.05$)。在底土层中, 蔬菜地和石坎农田的 GMD 显著低于林地和撂荒地。

2.3.3 团聚体分形及可蚀性特征

如图 4 所示, 土地利用方式显著影响土壤团聚体分形特征, 分型维数 D 变化范围在 2.27~2.90。除石坎农田外, 随着土层深度的增加, 其他用地方式 D 值呈减小的趋势。在 0~10cm 土层蔬菜地土壤团聚体分形维数较高, 分别较柏树林、石坎农田、撂荒地、天然林土壤团聚体 D 值增加了 24.43%, 10.58%, 13.99%, 17.44%, 土地利用显著影响表层土壤团聚体的分形特征($p<0.05$)。在 10~20cm 土层各用地方式土壤团聚体分形维数 D 值表现为: 蔬菜地(2.85)>石坎农田(2.68)>撂荒农田(2.48)>天然林(2.35)>柏树林(2.27), 且农用地土壤 D 值显著高于撂荒地和林地。土壤可蚀性与分形维数呈现团聚体稳定性规律相同, 除石坎农田外, 土层深度增加, 土壤可蚀性 K 值降低, 说明表层土壤对侵蚀更敏感。两个土层中, K 值从高到底依次为: 蔬菜地>石坎农田>天然林≈撂荒地>柏树林, 菜地土壤 K 值显著高于其他 4 种用地方式($p<0.05$), 表明菜地土壤最容易受到外营力侵蚀而使土壤稳定性结构破坏。

2.4 分形维数与土壤团聚体及理化性质相关性分析

本研究以不同用地方式团聚体稳定性指标与土壤团聚体分形维数在置信度 95% 水平下做 Pearson 相关性分析, 结果发现分形维数与某些因子相关性呈一致性规律, 并不受土地利用方式的影响。如表 5 所示, 分形维数与 >2mm 粒级大团聚体含量呈负相关, 其中, 蔬菜地和撂荒地达到显著性水平($p<0.05$); 而与 <0.25mm 微粒径团聚体含量呈显著正相关。所有用地方式下团聚体的 MWD、GMD 与分形维数 D 存在显著或极显著负相关; D 与 PAD 和土壤可蚀性 K 值呈正相关, 其中石坎农田、蔬菜地达到极显著水平($p<0.01$); D 与土壤黏粒含量(<0.002mm) 呈显著负相关。

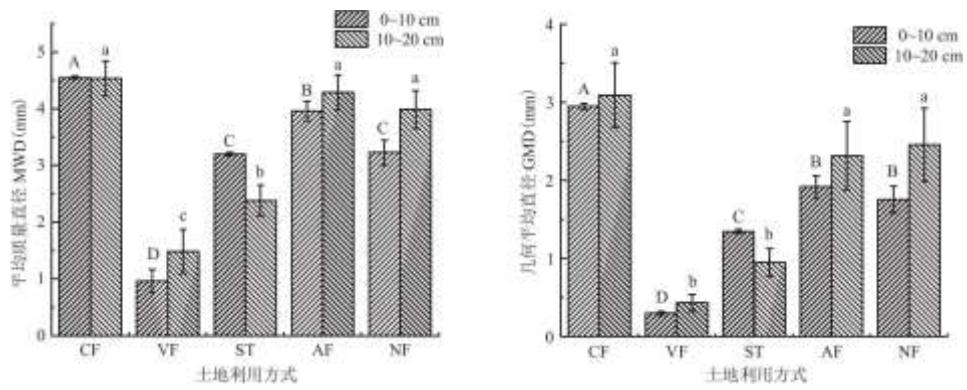


图 3 不同土地利用方式土壤团聚体直径

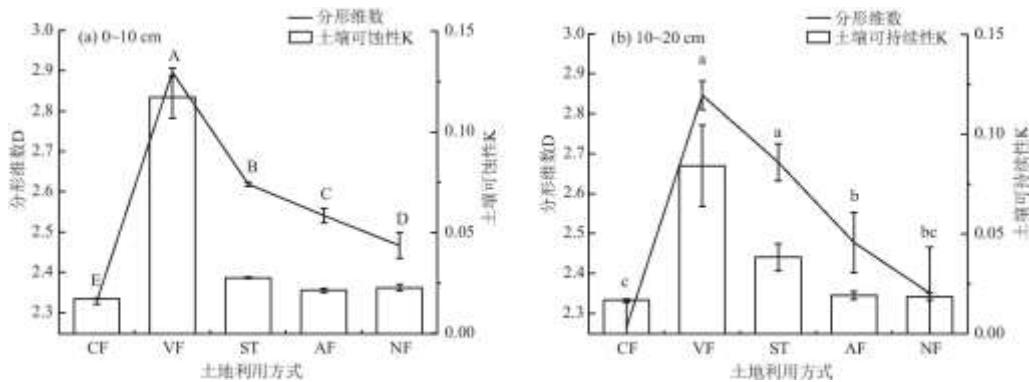


图 4 不同土地利用方式土壤可蚀性及分形特征

表 5 不同土地利用方式土壤团聚体分形维数与团聚结构相关性

指标	不同土地利用方式团聚体分形维数				
	D_{CF}	D_{VF}	D_{ST}	D_{AF}	D_{NF}
>2mm 粒级团聚体	-0.581	-0.991**	-0.914	-0.966*	-0.922
2~1mm 粒级团聚体	-0.327	0.843	0.304	0.718	0.810
1~0.5mm 粒级团聚体	0.584	-0.729	0.985*	0.531	0.918
0.5~0.25mm 粒级团聚体	0.774	-0.338	0.878	0.862	-0.965*
<0.25mm 粒级团聚体	0.957*	0.984*	0.973*	0.998**	0.995**
$WR_{0.25}$	-0.957*	-0.984*	-0.973*	-0.998**	-0.995**
PAD	0.154	0.204	0.644	0.193	0.889
MWD	-0.675	-0.991**	-0.942	-0.975*	-0.933
GMD	-0.902	-0.999**	-0.972*	-0.997**	-0.983*

Clay	-0.986*	-0.970*	-0.877	-0.977*	-0.980*
SOM	-0.972*	0.523	-0.643	0.178	-0.966*
TN	0.866*	0.558	-0.707	0.534	0.885
K	0.880	0.993**	0.996**	0.979*	0.928

同时,团聚体分形维数与各因子的相关性分析在不同用地方式间存在差异。柏树林2~1mm粒级团聚体含量与分形维数呈负相关,其他在该粒级团聚体与分形维数呈正相关;蔬菜地不同于其他用地方式,1~0.5mm粒级团聚体含量与分形维数呈负相关。因此,分形维数反映不同用地方式对土壤团聚状况及抗蚀性的影响存在差异。

3 讨论

3.1 土地利用方式对团聚体分布的影响

在小流域范围内,土地利用方式不能改变研究区域的土壤质地。土壤质地属于粉砂质壤土,与西南其他喀斯特地区的报道一致^[22,23]。土地利用主要影响土壤黏粒发育、有机质和总氮的积累,从而影响团聚体的分布。Tisdall^[24]认为大团聚体是由微团聚体加多糖、微生物真菌菌丝、根系等有机胶结剂组成。土地利用方式主要影响>2mm团聚体和<0.25mm团聚体的分布,林地(柏树林、天然林)土壤以>2mm团聚体含量均值最高(62.36%),显著高于农业用地(蔬菜地和石坎农田)对应值(27.85%)。由于林下凋落物、根系残体归还土壤大量的C和N(表2),根系分泌物能吸附土壤细黏粒,并与根系缠绕促进土粒聚合形成大团聚体^[25]。相反,农作物自身凋落物归还少,耕作活动为土壤有机质的分解转化创造了有利条件,土壤团聚作用受到抑制。大粒径团聚体易受耕作物理破坏从而瓦解成微团聚体,内部裹挟不稳定SOM释放,会加速土壤C的矿化,不利于大团聚体的形成^[14],故蔬菜地土壤在<0.25mm团聚体含量显著高于>2mm的。尽管石坎农田表层土>2mm团聚体是蔬菜地的4.34倍,但<0.25mm团聚体含量却不足菜地的50%(表3)。可能源自该地区冬季低温少雨,石坎农田存在秸秆还田,保留作物残茬以度过冬闲期,保护性耕作措施提高大团聚体稳定性^[26]。另一方面,三峡地区坡耕地多以梯田地埂形式,在适应位置垒石筑埂,坡改梯田能削弱径流冲刷能量,利于大粒径团聚体的富集^[27]。

3.2 土地利用方式对团聚体稳定性特征的影响

Six^[2]认为>0.25mm团聚体数量及浸水消散破坏率能表征土壤的抗蚀性,水稳定性团聚体愈多,土壤的抗蚀性越强,团聚体结构不易分散,径流带走的泥沙侵蚀量就少。0~10cm土层中WR_{0.25}和PAD从林地、撂荒地到农用地,团聚体稳定性依次下降(表4)。说明大团聚体对土壤外部环境响应敏感,受人为干扰越频繁,土壤的抗蚀性越弱。团聚体的稳定性本质上是由单一颗粒之间的胶结物质决定,有机质是喀斯特地区浅层土壤维系团聚结构的主要胶结剂^[28]。不同土地利用方式下,植物生物量以及作物残茬归还量对SOM和团聚体的分布造成差异,也影响MWD和GMD^[29]。本研究中,柏树林和撂荒地MWD和GMD值显著高于农业用地。可能柏树林属于四季常青的乔木,冠层郁闭度高。林冠层能适当阻截降雨,削弱坡面径流对大粒径团聚体的剥蚀^[27]。相较之下,蔬菜地近地表特征较差,频繁耕作扰动降低土壤团聚度。本研究发现,石坎农田团聚体稳定性显著高于蔬菜地。可能与作物的根系有关。石坎农田主要经营玉米、柑橘等经济作物,根系覆盖范围较广,扎入土层深度远超过蔬菜的根系,增强表层土大团聚体的稳定性^[30]。此外,不同于菜地一年四季的攫取式耕作模式,受休耕等保护性耕作的影响,石坎农田在0~20cm耕层的SOM和黏粒组分显著高于蔬菜地(表2)。可能秸秆中腐殖酸等胶结质与黏粒的结合,加强土壤颗粒间的团聚作用,水稳定性大团聚体含量增加,稳定性也相应增强^[31]。

3.3 土地利用方式下团聚体分形特征的影响

分形维数(fractal dimension D)是表征土壤团粒结构分布状况的地统计学指标, D 值越大, 说明团聚体分散度越大, 稳定性越差^[20]。Castrignano 等^[32]提出当 D 接近 2 时, 表明团聚体以大粒径为主, 随着 D 值的增大, 土壤中小级别的团聚体数量随之增加。本研究印证此观点, 林地 D 值小, 大团聚结构体居多, 农用地 D 值大, 微团聚体占比高。D_{NP} 显著高于 D_{CF}($p<0.05$), 但姜敏等^[33]对丹江口库区相关研究发现人工林分形维数高于天然林, 与本研究结果相反。此差异可能与林下凋落物对 SOM 的影响有关。本研究区属于喀斯特丘陵地貌, 天然林土壤来源于沉积岩风化成土, 土壤上松下实, 地表凋落物仅大幅提升了表土层 SOM(表 2), 天然林 SOM 含量总体上显著低于人工柏树林。林地 SOM 含量越高, 分形维数越低(表 5)。柏树林为三峡库区植被恢复飞播形成的次生林, 林冠层郁闭度高, 由于针叶林凋落物分解速率慢, 地表枯枝落叶层相对天然林更密实。完整的凋落层保护土壤大团聚体免受雨滴的溅蚀分散^[34]。此外, 柏树林下薹草等草本植物起到生物胶结的作用, 根茬的穿插挤压以及腐殖酸把土壤颗粒缠绕形成稳定的团聚体^[35]。

相关性结果显示(表 5), D 与 $>2\text{mm}$ 团聚体呈负相关, 但与 $<0.25\text{mm}$ 团聚体呈显著正相关, 表明维系土壤稳定性结构, 大团聚体起主导作用。这与张曼夏等^[36]研究结果一致。WR_{0.25}、MWD 和 GMD 与 D 存在显著负相关, PAD 与 D 呈正相关, 水稳定性大团聚体含量越高, 分形维数越小, 意味土壤团聚结构越稳定。土壤可蚀性 K 量化土壤遭受侵蚀破坏难易程度, 土地利用方式改变土壤团粒分布, 潜在影响土壤可蚀性^[37]。本研究中, 林地和撂荒地受扰动少, K 值相对较低, 而农用地频繁的翻耕, 土壤更易发生侵蚀。这与王敬贵等^[38]对尖河小流域土壤可蚀性研究结果相似。分析表明 K 与 D 存在较高的相关性, 尤其以农业活动干扰程度强烈的用地类型, 蔬菜地和石坎农田土壤 K 与 D 呈极显著正相关。因此, 在小流域尺度, 土壤团聚体的水稳定性与壤可蚀性关系密切, 分形维数可以作为土壤可蚀性和团聚体稳定性的评价指标。

4 结论

(1) 柏树林、石坎农田、撂荒地和天然林土壤团聚体 $>2\text{mm}$ 为优势粒级, 蔬菜地以 $<0.25\text{mm}$ 微粒径团聚体为主。土地利用方式主要影响 $>2\text{mm}$ 大团聚体和 $<0.25\text{mm}$ 微团聚体含量, 而对中间粒级团聚体($0.25\sim1\text{mm}$)影响较弱。

(2) 综合 $>0.25\text{mm}$ 水稳定性团聚体、PAD、团聚体直径、分形维数 D 和土壤可蚀性 K 作为衡量团聚体稳定性指标, 各用地方式间土壤结构稳定性表现为: 柏树林>天然林>撂荒地>石坎农田>蔬菜地。

(3) 小流域不同土地利用方式土壤分形维数 D 与团聚体指标存在较好的线性关系, D 不单反映了大团聚体数量特征, 还能表征土壤抗侵蚀能力的强弱。

综合小流域区土地利用方式的管理, 对流域内柏树林及天然林区的保育, 耕地以石坎的形式能够增加大团聚体数量, 改善土壤团聚体稳定性结构, 从而减缓水土流失。

参考文献:

- [1] 王超, 贾海燕, 汪涛, 等. 丹江口库区典型小流域水体氮素分布特征研究[J]. 长江流域资源与环境, 2020, 29(3):696-705.
- [2] SIX J, PAUSTIAN K, ELLIOTT E T, et al. Soil structure and organic matter i. distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon[J]. Soil Science Society of America Journal, 2000, 64(2):681-689.
- [3] 李肖, 陈晨, 林杰, 等. 侵蚀强度对淮北土石山区土壤团聚体组成及稳定性的影响[J]. 水土保持研究, 2019, 26(4):57-61, 67.
- [4] LIU M, HAN G L, ZHANG Q. Effects of agricultural abandonment on soil aggregation, soil organic carbon storage

and stabilization:Results from observation in a small karst catchment, Southwest China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2020, 288:106719.

[5] 江仁涛, 李富程, 沈淞涛. 川西北高寒草地退化对土壤团聚体组成及稳定性的影响[J]. *水土保持研究*, 2018, 25(4):36-42.

[6] 陈佩岩, 马岚, 薛孟君, 等. 华北土石山区不同粒径土壤团聚体特征及其与坡面侵蚀定量关系[J]. *北京林业大学学报*, 2018, 40(8):64-71.

[7] 杨华, 龙健, 李兆君, 等. 土地利用方式对红枫湖入湖流域土壤团聚体磷含量及其形态的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(11):2214-2220.

[8] ZENG Q C, DARBOUX F, MAN C, et al. Soil aggregate stability under different rain conditions for three vegetation types on the Loess Plateau (China) [J]. *Catena*, 2018, 167(5):276-283.

[9] WANG H, ZHANG G H, LI N N, et al. Variation in soil erodibility under five typical land uses in a small watershed on the Loess Plateau, China [J]. *Catena*, 2019, 174(3):24-35.

[10] DOU Y X, YANG Y, AN S S, et al. Effects of different vegetation restoration measures on soil aggregate stability and erodibility on the Loess Plateau, China [J]. *Catena*, 2020, 185(2):1-9.

[11] 张祎, 时鹏, 李鹏, 等. 小流域生态建设对土壤团聚体及其有机碳影响研究[J]. *应用基础与工程科学学报*, 2019, 27(1):50-61.

[12] 张华渝, 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.

[13] 张倩, 韩贵琳, 柳满, 等. 贵州普定喀斯特关键带土壤磷分布特征及其控制因素[J]. *生态学杂志*, 2019, 38(2):321-328.

[14] 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.

[15] 朱明勇, 谭淑端, 张全发. 南水北调中线工程水源地的土壤可蚀性特征[J]. *长江流域资源与环境*, 2014, 23(8):1161-1165.

[16] 王铁浩, 耿养会. 三峡库区小流域不同生态恢复阶段的水土流失特征[J]. *水土保持学报*, 2013, 27(4):78-82.

[17] YODER R E. A direct method of aggregate analysis of soil and a study of the physical nature of erosion losses [J]. *Journal of the American Society of Agronomy*, 1936, 28(5):337-351.

[18] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.

[19] 闫思宇, 王景燕, 龚伟, 等. 川南山地林分变化对土壤物理性质和抗蚀性的影响[J]. *长江流域资源与环境*, 2016, 25(7):1112-1120.

-
- [20] 杨培岭, 罗远培, 石元春. 用粒径的重量分布表征的土壤分形特征[J]. 科学通报, 1993, 38(20):1896-1899.
- [21] SHIRAZI M A, BOERSMA L. A unifying quantitative analysis of soil texture[J]. Soil Science Society of America Journal, 1984, 48(1):142-147.
- [22] HAN G L, LI F S, TANG Y. Variations in soil organic carbon contents and isotopic compositions under different land uses in a typical karst area in Southwest China[J]. Geochemical Journal, 2015, 49(1):63-71.
- [23] LIU M, HAN G L, ZHANG Q. Effects of soil aggregate stability on soil organic carbon and nitrogen under land use change in an erodible region in Southwest China[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2019, 16(3):1-14.
- [24] TISDALL J M. Possible role of soil microorganisms in aggregation in soils[J]. Plant and Soil, 1994, 159(1):115-121.
- [25] 苑亚茹, 韩晓增, 李禄军, 等. 低分子量根系分泌物对土壤微生物活性及团聚体稳定性的影响[J]. 水土保持学报, 2011, 25(6):96-99.
- [26] 王碧胜, 于维水, 武雪萍, 等. 添加玉米秸秆对旱作土壤团聚体及其有机碳含量的影响[J]. 中国农业科学, 2019, 52(9):1553-1563.
- [27] 殷庆元, 王章文, 谭琼, 等. 金沙江干热河谷坡改梯及生物地埂对土壤可蚀性的影响[J]. 水土保持学报, 2015, 29(1):41-47.
- [28] LIU M, HAN G L, LI Z C, et al. Soil organic carbon sequestration in soil aggregates in the karst Critical Zone Observatory, Southwest China[J]. Plant, Soil and Environment, 2019, 65(5):253-259.
- [29] LIU M, HAN G L, LI Z C, et al. Effects of slope position and land use on the stability of aggregate associated organic carbon in calcareous soils[J]. Acta Geochimica, 2017, 36(3):456-461.
- [30] 王婷, 李永梅, 王自林, 等. 间作对玉米根系分泌物及团聚体稳定性的影响[J]. 水土保持学报, 2018, 32(3):185-190.
- [31] 田慎重, 王瑜, 李娜, 等. 耕作方式和秸秆还田对华北地区农田土壤水稳定性团聚体分布及稳定性的影响[J]. 生态学报, 2013, 33(22):7116-7124.
- [32] CASTRIGNANO A, STELLUTI M. Fractal geometry and geostatistics for describing the field variability of soil aggregation[J]. Journal of Agricultural Engineering Research, 1999, 73(1):13-18.
- [33] 姜敏, 刘毅, 刘闯, 等. 丹江口库区不同土地利用方式土壤团聚体稳定性及分形特征[J]. 水土保持学报, 2016, 30(6):265-270.
- [34] LIU W J, ZHU C J, WU J N, et al. Are rubber-based agroforestry systems effective in controlling rain splash erosion?[J]. Catena, 2016, 147(12):16-24.

-
- [35] 史奕, 陈欣, 沈善敏. 有机胶结形成土壤团聚体的机理及理论模型[J]. 应用生态学报, 2002, 13(11):1495-1498.
- [36] 张曼夏, 季猛, 李伟, 等. 土地利用方式对土壤团聚体稳定性及其结合有机碳的影响[J]. 应用与环境生物学报, 2013, 19(4):598-604.
- [37] WANG H, ZHANG G H, LI N N, et al. Variation in soil erodibility under five typical land uses in a small watershed on the Loess Plateau, China[J]. Catena, 2019, 174(3):24-35.
- [38] 王敬贵, 亢庆, 邝高明, 等. 尖山河小流域土壤可蚀性K值空间变异研究[J]. 生态环境学报, 2014, 23(4):555-560.