

DOI: 10.11766/trxb202006300351

熊佰炼, 高扬, 彭韬, 颜雄. 喀斯特坡地浅层岩溶裂隙土壤团聚体稳定性与养分垂向变化特征[J]. 土壤学报, 2021, 58(5): 1472–1485.  
XIONG Bailian, GAO Yang, PENG Tao, YAN Xiong. Characteristics of Vertical Variation of Soil Aggregates Stability and Nutrients in Shallow Karst Fissures of Karst Sloping Fields[J]. Acta Pedologica Sinica, 2021, 58(5): 1472–1485.

# 喀斯特坡地浅层岩溶裂隙土壤团聚体稳定性与养分垂向变化特征\*

熊佰炼<sup>1</sup>, 高扬<sup>2</sup>, 彭韬<sup>3</sup>, 颜雄<sup>1</sup>

(1. 遵义师范学院资源与环境学院, 贵州遵义 563006; 2. 中国科学院地理科学与资源研究所, 生态网络观测与模拟重点实验室, 北京 100101; 3. 中国科学院普定喀斯特生态系统观测研究站, 中国生态系统研究网络, 贵州普定 562100)

**摘要:** 浅层岩溶裂隙 (SKF) 为植物提供生长空间、水分和养分, 是石漠化地区的重要生境类型。以矩形和漏斗形 SKF 剖面为研究对象, 采用干、湿筛分法和 Le Bissonnais 法, 分析了不同土层土壤团聚体稳定性特征和破坏机理, 测定了团聚体中土壤有机质 (SOM)、碱解氮 (AHN) 和有效磷 (AP) 的含量。结果表明: SKF 剖面粒径  $>0.25$  mm 的团聚体均超过 90%, PAD 值范围为 0.01%~4.75%。干、湿筛作用下, MWD 值变化范围分别为 4.63~7.69 mm 和 1.33~4.24 mm, 团聚体分形维数  $D$  范围分别为 1.57~2.18 和 1.55~2.15。SKF 土壤团聚体的稳定性随剖面深度加深而降低, 矩形 SKF 土壤团聚体的稳定性要强于漏斗形 SKF, 快速湿润产生的消散作用是造成团聚体破碎的主要机制。团聚体破坏率 (PAD)、团聚体分形维数 ( $D$ ) 和平均重量直径 (MWD) 这三类指标均表明, SKF 土壤团聚体水稳定性、通透性均较好。SKF 剖面 30 cm 以下土层, 团聚体 SOM、AHN 和 AP 含量相较 0~20 cm 土层大幅下降, 含量范围分别为  $13.27 \pm 0.94 \sim 37.53 \pm 3.47$  g·kg<sup>-1</sup>、 $71.58 \pm 3.27 \sim 198.54 \pm 22.63$  mg·kg<sup>-1</sup> 和  $0.15 \pm 0.03 \sim 0.38 \pm 0.10$  mg·kg<sup>-1</sup>, 土壤 AP 十分贫乏。SKF 形态会影响 SOM 含量随土层深度的变化, 矩形 SKF 30 cm 以下土层含量随深度加深而降低, 而漏斗形 SKF 则没有显著性差异。随土层深度加深, 矩形和漏斗形 SKF 剖面 AP 含量的变化趋势一致, AHN 含量的变化趋势则与 SKF 形态之间没有明显关联。SOM、AHN 和 AP 含量越高, SKF 剖面团聚体水稳定性越强。

**关键词:** 喀斯特坡地; 浅层岩溶裂隙; 剖面; 团聚体; 土壤养分

中图分类号: S154.1 文献标志码: A

## Characteristics of Vertical Variation of Soil Aggregates Stability and Nutrients in Shallow Karst Fissures of Karst Sloping Fields

XIONG Bailian<sup>1</sup>, GAO Yang<sup>2</sup>, PENG Tao<sup>3</sup>, YAN Xiong<sup>1</sup>

\* 国家自然科学基金地区科学基金项目 (41961047), 贵州省科技厅项目 (黔科合平台人才[2017 年]5727-12 号) 和贵州省教育厅贵州省黔北土壤资源与环境特色重点实验室项目 (黔教合 KY 字[2017]010 号) 资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 41961047), Department of Science and Technology of Guizhou Province (No. Qian Ke He Ping Tai Ren Cai [2017] 5727-12), Department of education of Guizhou Province Key Laboratory of Soil Resources and Environmental Characteristics in Northern Guizhou (No. Qian Jiao He KY Zi [2017] 010th)

作者简介: 熊佰炼 (1978—), 男, 湖南南县人, 博士, 副教授, 主要从事喀斯特关键带地球化学过程研究。E-mail: xblxnq@126.com

收稿日期: 2020-06-30; 收到修改稿日期: 2020-12-28; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2021-03-30

(1. College of Resources and Environment, Zunyi Normal University, Zunyi, Guizhou 563006, China; 2. Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 3. Puding Karst Ecosystem Research Station, Chinese Ecosystem Research Network, Chinese Academy of Sciences, Puding, Guizhou 562100, China)

**Abstract:** 【Objective】 A shallow karst fissure (SKF) is a significant habitat in rocky desertification areas that provides growing space, water, and nutrients for plant growth. To explore the differences in the stability of aggregates, the primary mechanism of aggregate decomposition in different soil horizons in SKF, and the vertical variation characteristics of nutrient contents in aggregates, an experiment was performed in the karst region of southwest China. 【Method】 Two typical forms of SKF (rectangle-type SKF and funnel-type SKF) were selected for this study and the particle size distribution and stability characteristics of soil aggregates in different soil horizons (0–20 cm, 30–50 cm, 50–70 cm, 70–90 cm, and 90–110 cm) were explored by the dry and wet sieving method. Also, the mechanisms of soil aggregate decomposition were analyzed by the Le Bissonnais method. Furthermore, the contents of soil organic matter (SOM), alkali-hydrolyzable nitrogen (AHN), and available phosphorous (AP) were determined in aggregates with different particle sizes, and the relationship between these nutrients and the stability of soil aggregates was analyzed. 【Result】 The aggregate fractal dimensions (D) under dry and wet sieving ranged from 1.57 to 2.18 and from 1.55 to 2.15, respectively. The stability and erosion resistance of SKF soil aggregates decreased with the depth of soil horizons, and the rectangle-type SKF soil aggregate was more stable than funnel-type SKF. The major mechanism observed for SKF soil aggregate decomposition was slaking generated by fast wetting. According to the indicators of percentage of aggregate disruption (PAD); the fractal dimension D and mean weight diameter (MWD), SKF soil aggregates have good water stability and permeability. In the 0–20 cm soil horizon, the variation of SOM, AHN, and AP contents in aggregates of different particle sizes were  $38.34 \pm 6.53$ – $90.91 \pm 10.02$  g·kg<sup>-1</sup>,  $208.09 \pm 24.10$ – $373.93 \pm 38.27$  mg·kg<sup>-1</sup>, and  $1.98 \pm 0.96$ – $8.13 \pm 6.45$  mg·kg<sup>-1</sup>, respectively. In soil 30 cm below the surface, the contents of SOM, AHN, and AP declined sharply compared to those in 0–20 cm soil horizon, which were  $13.27 \pm 0.94$ – $37.53 \pm 3.47$  g·kg<sup>-1</sup>,  $71.58 \pm 3.27$ – $198.54 \pm 22.63$  mg·kg<sup>-1</sup>, and  $0.15 \pm 0.03$ – $0.38 \pm 0.10$  mg·kg<sup>-1</sup>, respectively; with a very low AP content. Importantly, the particle size of aggregates was not an important factor governing the nutrient content of the aggregates. Additionally, SKF morphology had different effects on the variations in SOM, AHN, and AP contents with soil depth. SOM content below surface 30 cm horizons in rectangle-type SKF was significantly decreased with increasing depth of SKF, while no significant difference was observed in funnel-type SKF. The variation trends of AP content with increasing SKF depth were consistent in rectangular and funnel-type SKF profiles, while there was no significant correlation between the variation trends of AHN content and SKF morphology. According to the correlation analysis, higher SOM, AHN, and AP contents indicated stronger water stability of the SKF soil aggregates. 【Conclusion】 The water stability of SKF soil aggregates is an important factor for these soils and decreases as the soil horizons deepen, with the major mechanism of soil aggregate decomposition being slaking generated by fast wetting. Also, the morphology of SKF showed varied effects on the variations of SOM, AHN, and AP content at different soil depth.

**Key words:** Karst sloping fields; Shallow karst fissure; Soil profile; Soil aggregate; Soil nutrient

我国西南喀斯特地区温热多雨，坡地水土经岩溶裂隙与地下管道大量漏失，石漠化问题严重。植被恢复是有效抑制石漠化发展的重要措施。然而，喀斯特地区土壤普遍浅薄，石漠化坡地地表土壤更是稀缺，植物难以从中获得充足的水分、养分和根系生长需要的空间。这导致移植植物成活率低、生长缓慢、生物量小，难以起到有效控制石漠化发展

的作用<sup>[1-2]</sup>。土壤养分储存与供给能力不足已成为石漠化坡地植被与生态恢复的关键限制因子之一<sup>[3]</sup>。

西南喀斯特地区表层岩溶带平均裂隙率可达 5.3% 左右<sup>[4-5]</sup>，浅层岩溶裂隙 (SKF, shallow karst fissure) 聚集由地表径流冲蚀带入的土壤，其面积可占到典型岩溶山地剖面的 5.3%~8.9%<sup>[6-7]</sup>。SKF 及填充于其中的土壤能为植物生长提供生长空间、

水分和养分, 是石漠化地区生态恢复必须依赖的宝贵自然资源和重要生境类型<sup>[8-9]</sup>。SKF 是喀斯特地区特殊地表-地下“二元三维”系统的重要组成部分和坡地水土流失的重要通道。填充于其中的土壤在存留环境、养分侵蚀淋溶过程和理化性质方面相较于非 SKF 土壤已发生较大变化<sup>[4, 6-7]</sup>。土壤团聚体是土壤结构的基本单元和养分贮存库, 其稳定性大小是评价土壤抗蚀性和土壤肥力的主要指标之一<sup>[10-11]</sup>。表征团聚体的稳定性和其养分状况是研究喀斯特地区地球化学过程以及生态系统服务功能的基础任务之一。随着对岩溶裂隙小生境土壤生态服务功能认识的加深, 学者开展了对其性质和肥力的初步探索。研究发现, 随土层深度增加, SKF 土壤砂粒减少, 粗粉粒、黏粒含量增加<sup>[6-7]</sup>, 有机质、总氮和总磷随着土层深度增加而降低<sup>[7, 12-13]</sup>。但是, 有关 SKF 剖面土壤团聚体的组成、稳定性以及团聚体养分含量的垂向变化规律尚不清楚, SKF 形态对团聚体稳定性及养分含量影响的相关研究未见报道。因此, 本研究在喀斯特石漠化坡地采集两种典型形态的 SKF, 分析其剖面土壤团聚体组成、稳定性、破坏机制, 以及团聚体中土壤有机质 (SOM)、碱解氮 (AHN) 和有效磷 (AP) 含量的垂向变化特征, 分析团聚体稳定性与养分含量的相关关系。研究结果将加深对 SKF 剖面土壤团聚体性质的认识, 为石漠化治理过程中采取合理的耕作方法和土壤改良措施提供一定的理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域概况

采样点位于贵州省普定县后寨河流域 (26°17'05.30"N, 105°39'21.44"E), 海拔 1 100~1 400 m, 亚热带季风湿润气候, 年平均气温 15.1 °C, 多年平均降雨量为 1 314.6 mm。研究区域碳酸盐岩广为分布, 表层岩溶带发育强烈, 石漠化面积超过 35%, 难利用的石山、裸岩占流域面积的 10%左右, 在南方喀斯特地区极具典型性和研究价值。

### 1.2 样品采集

以新近道路建设和住房建设开挖边坡断面出露的矩形和漏斗形 SKF 剖面为研究对象 (表 1 和图 1)。自下而上挖取 0~20 cm、30~50 cm、50~70 cm、70~90 cm、90~110 cm 层土壤, 装入硬质塑料盒中。为减少 0~20 cm 表层土对下层土壤性质的影响, 将 20~30 cm 土层作为缓冲层, 不采集土壤样品。土壤样品在实验室内自然风干, 捡出石块、落叶和根等杂物, 备用。

### 1.3 土壤团聚体分析

(1) 干筛分析<sup>[14]</sup>: 取风干土样 1 kg, 用孔径 5、3、2、1、0.5 和 0.25 mm 的土壤筛筛分, 称重。

表 1 采样点及 SKF 剖面概况

Table 1 Overview of sampling sites and SKF profile

序号 No.	地点 Sampling site	地理坐标 Latitude and longitude	SKF 形态 SKF type	岩性 Rock type	土壤类型 Soil group	顶孔孔径 Top aperture width /cm	迹长 Trace length /cm	采样深度 Sampling depth/cm
1	青山村	26°20'42.04"N, 105°48'10.54"E	矩形	灰岩	石灰土	30	90	0~90
2	陈旗堡	26°16'20.61"N, 105°45'21.39"E	矩形	灰岩	石灰土	10	120	0~110

3	陈旗堡	26°16'21.05"N, 105°45'21.77"E	漏斗	灰岩	石灰土	60	100	0~90
4	青山村	26°20'54.75"N, 105°48'12.75"E	漏斗	灰岩	石灰土	30	150	0~110



注：从左至右分别为 1~4 号。 Note: Number 1~4 from left to right.

图 1 SKF 小生境剖面照片

Fig. 1 Profile morphology of SKF microhabitat

(2) 湿筛分析<sup>[15]</sup>：将干筛获得的各级团聚体按其百分含量配制成 50 g 左右的待筛分土样，移入 1 L 量筒中，用水润湿并浸泡至水饱和状态后，沿量筒壁灌满水，封住筒口后颠倒至量筒中土样完全沉降，重复 10 次。将孔径为 5、3、2、1、0.5 和 0.25 mm 的土壤筛由上至下依次绑定成筛组，浸入水中。倒转沉降筒将土壤转至水中的土壤筛上，取出量筒，将筛组在水中上、下提动筛分 10 次，取出 5、3、2 mm 的土壤筛，将剩下土壤再上下提动筛分 5 次，转移各级水稳性团聚体至铝盒，烘干称重。(3) 不同破

碎机制下团聚体稳定性分析：选取干筛获得的 3~5 mm 团聚体，40°C 的烘 24 h，参照 Le Bissonnais 方法<sup>[16]</sup>进行快速湿润 (FW)、湿润震荡 (WS) 和缓慢湿润 (SW) 三种破碎处理，将团聚体移至孔径为 50 μm 筛上，浸入 95% 酒精中，2 cm 振幅上下振荡 20 次。取出土壤筛至 40°C 烘箱烘 20 min，将土粒移入铝盒，40°C 下烘 12 h 后称重，再用一组孔径为 3、2、1、0.5、0.25、0.1 和 0.05 mm 的套筛筛分，称重。土壤团聚体粒径分布与稳定性定参数及计算公式如表 2 所示：

表 2 土壤团聚体粒径分布与稳定性参数及计算公式

Table 2 Particle size distribution and stability parameters of soil aggregates and their calculation formulas

参数 Stability parameters of soil aggregates	公式 Calculation formulas	参数 Stability parameters of soil aggregates	公式 Calculation formulas
>0.25 土壤团聚体含量 ( $R_{>0.25}$ )	$R_{>0.25} = \frac{w_{>0.25}}{w_0} \times 100\%$	分形维数 (D) <sup>[17]</sup>	$D = 3 - \frac{\log(w_i/w_0)}{\log(d_i/d_{\max})} \times 100\%$
团聚体破坏率 (PAD)	$PAD = \frac{R_{>0.25}(\text{干筛}) - R_{>0.25}(\text{湿筛})}{R_{>0.25}(\text{干筛})} \times 100\%$	平均重量直径 (MWD)	$MWD = \sum_{i=1}^n w_i r_i$

相对糊化指数 (RSI)

$$RSI = \frac{MWD_{SW} - MWD_{FW}}{MWD_{SW}}$$

相对机械破碎指数 (RMI)

$$RMI = \frac{MWD_{SW} - MWD_{WS}}{MWD_{SW}}$$

表中,  $w_0$  为土壤样品总重量,  $w_{>0.25}$  为大于 0.25 mm 团聚体总质量,  $\bar{d}_i$  为两筛分粒径  $d_i$  与  $d_{i-1}$  间粒径的平均值,  $\bar{d}_{\max}$  为最大粒径土粒的平均值,  $w_i$  为小于  $d_i$  的累积土粒重量,  $w_0$  为土壤各粒径重量的总和,  $w_i$  为第  $i$  粒径团聚体质量百分数 (%),  $r_i$  指相邻两级团聚体的平均粒径,  $MWD_{FW}$ 、 $MWD_{SW}$ 、 $MWD_{WS}$  分别表示快速湿润、缓慢湿润和湿润振荡处理方式下的平均重量直径。

#### 1.4 土壤养分分析

SOM 用重铬酸钾容量法(外加热法)测定, AHN 采用碱解扩散法测定, AP 采用  $\text{NaHCO}_3$  浸提—钼锑抗比色法测定。

#### 1.5 数据处理

采用 SPSS 19.0 对实验数据进行单因素方差分析 (one-way ANOVA)、Pearson 相关性分析和显著性分析, OriginPro 8.5.1 进行内插值、数据归一化和绘图。

## 2 结果

### 2.1 干、湿筛法处理下 SKF 剖面土壤团聚体特征

干、湿筛法分别得到抗机械力分散的力稳定性团聚体和抗水力分散的水稳定性团聚体<sup>[18]</sup>。从图 2 可知, 干筛作用下, SKF 剖面各土层土壤均以 >5 mm 团聚体为主, 并呈现出团聚体粒径越大含量越高的趋势。湿筛作用下, SKF 各土层 >5 mm 团聚体含量相较于干筛大幅下降, 随着土层加深小粒径团聚体含量增加。干筛不同土层团聚体粒径分布没有明显的规律性, 而湿筛则大体呈现出随着土层加深大粒径团聚体百分含量减少的趋势。

从表 3 可知, 干、湿筛法处理下 SKF 土壤中粒径 >0.25 mm 的团聚体超过 90%。各土层  $R_{>0.25\%}$  相差

不大且随土层加深没有明显的规律性, 湿筛法  $R_{>0.25\%}$  略小于干筛法。>0.25 mm 的团聚体被称为土壤团聚结构体, 是土壤中最好的结构体, 其数量大小与土壤的稳定性状况呈正相关关系<sup>[19]</sup>。PAD 可以较好地反映出 >0.25 mm 土壤团聚体在水力振荡作用下被破坏的程度。该值越大, 表明团聚体破碎的越剧烈, 土壤结构越不稳定, 也表明土壤退化程度增加<sup>[20]</sup>。4 个 SKF 各土层 PAD 范围为 0.01%~4.75%, PAD 随土层加深未表现出明显的规律性。MWD 是反映土壤团聚体大小分布状况的常用指标, 其值越低表示团聚体稳定性越低<sup>[21]</sup>。从表 3 可知, 干筛和湿筛 MWD 值变化范围分别为 4.63~7.69 mm 和 1.33~4.24 mm, 湿筛 MWD 明显小于干筛, MWD 随土层加深未表现出明显的规律性。根据 Le Bissonais<sup>[16]</sup> 的研究, MWD 为 1.3~2.0 mm 时团聚体稳定, 大于 2.0 mm 时团聚体非常稳定。因而, 干筛作用下, SKF 土壤团聚体极稳定, 湿筛作用下 SKF 土壤团聚体稳定。土壤团聚体分形维数  $D$  越小, 土壤相对越松散, 土壤结构、通透性与稳定性越好。分形维数  $D > 2.88$  属质地黏重、通透能力弱的土壤<sup>[17]</sup>。从表 3 可知, 4 个 SKF 干筛和湿筛团聚体分形维数  $D$  范围分别为 1.57~2.18 和 1.55~2.15, 两者之间没有显著性差异。从土层来看, 土壤团聚体分形维数  $D$  随土层加深未表现出明显的规律性。

### 2.2 不同破碎机制下 SKF 剖面团聚体稳定性

SKF 剖面团聚体在不同破碎机制下形成的颗粒质量分布如图 3 所示。从中可知, 不同土层团聚体对湿润处理的响应不同。FW 处理下, 4 个 SKF 剖面 0~20 cm 土层以粒径 >3 mm 的团聚体为主, 30 cm 以下土层以粒径 0.5~2 mm 的团聚体为主。随着土

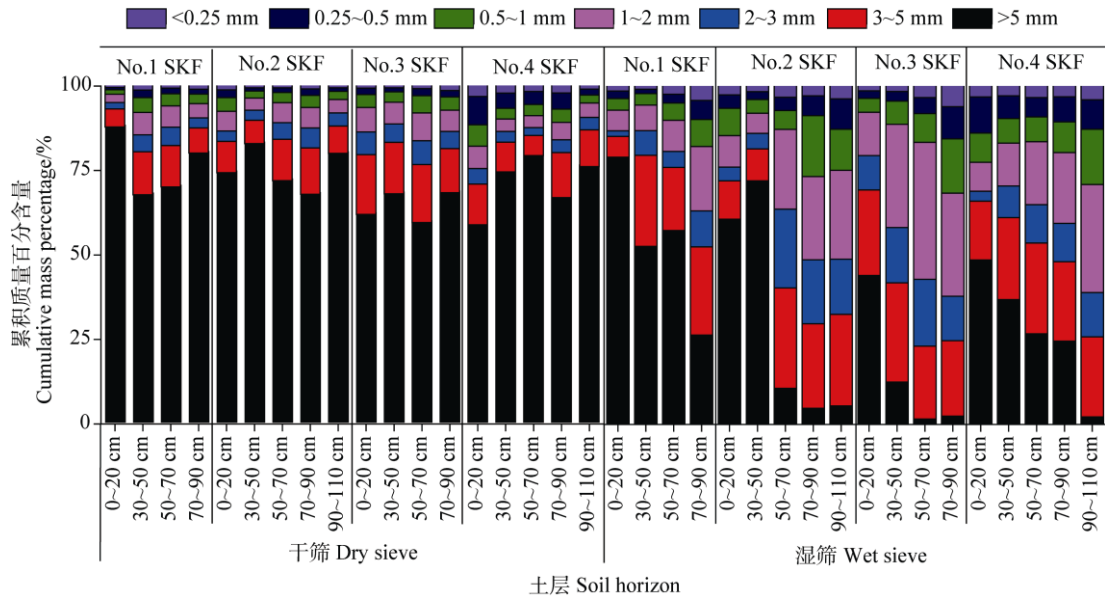


图 2 SKF 剖面土壤团聚体粒级质量分布

Fig. 2 Mass distribution in SKF profile soil aggregates with different particle sizes

表 3 干、湿筛处理下 SKF 剖面土壤团聚体分布与稳定性参数

Table 3 Distribution and stability parameters of SKF profile soil aggregates under dry and wet sieve treatments

SKF	土层 Soil horizon/cm	$R_{>0.25}$		PAD/%	MWD/mm		D	
		干筛	湿筛		干筛	湿筛	干筛	湿筛
		Dry sieve	Wet sieve		Dry sieve	Wet sieve	Dry sieve	Wet sieve
1 号 No.1	0~20	99.52	98.65	0.88	5.50	4.24	1.68	2.08
	30~50	99.18	98.81	0.37	5.14	3.76	1.89	1.63
	50~70	99.22	97.69	1.54	4.63	3.68	1.77	2.02
	70~90	99.02	95.84	3.20	4.74	2.53	1.85	2.03
2 号 No.2	0~20	96.93	96.92	0.01	7.81	3.58	1.90	2.08
	30~50	97.91	97.25	0.67	6.91	4.03	1.73	2.03
	50~70	98.36	96.73	1.66	6.93	1.99	1.65	1.83
	70~90	97.95	96.96	1.01	6.50	1.57	1.76	1.78
3 号 No.3	90~110	99.11	96.09	3.05	7.59	1.65	1.70	1.92
	0~20	99.37	98.73	0.64	5.94	3.30	1.63	1.71
	30~50	99.45	98.54	0.92	6.32	2.05	1.57	1.55
	50~70	99.24	96.735	2.52	5.55	1.33	1.66	1.78
4 号 No.4	70~90	98.69	93.99	4.75	6.59	1.33	1.88	2.05
	0~20	98.84	97.52	1.34	5.62	3.25	2.18	2.15
	30~50	99.46	98.47	0.99	7.13	2.95	2.15	1.99
	50~70	99.47	96.83	2.66	7.69	2.57	2.16	1.96
	70~90	99.15	97.26	1.90	6.57	2.36	2.09	1.94
	90~110	99.49	96.34	3.16	7.51	1.38	1.88	1.91

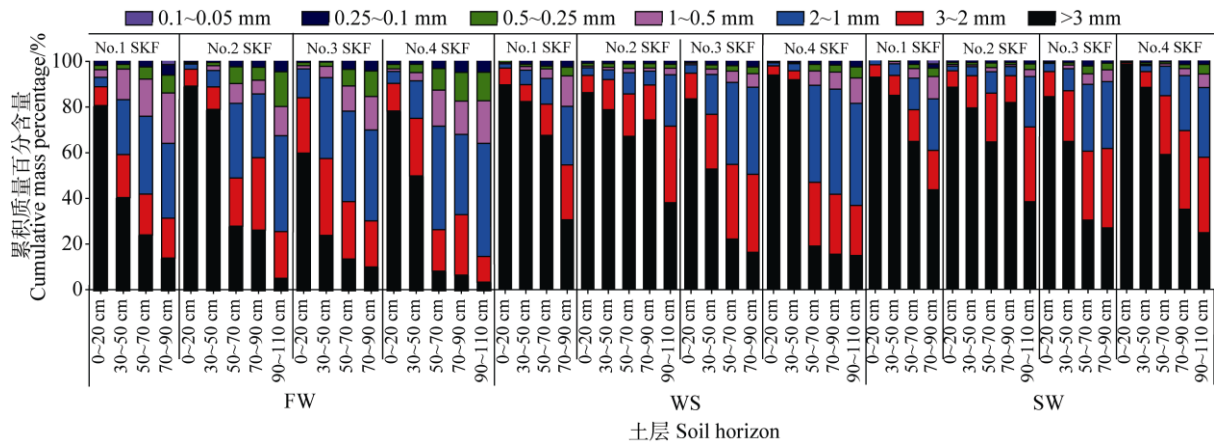


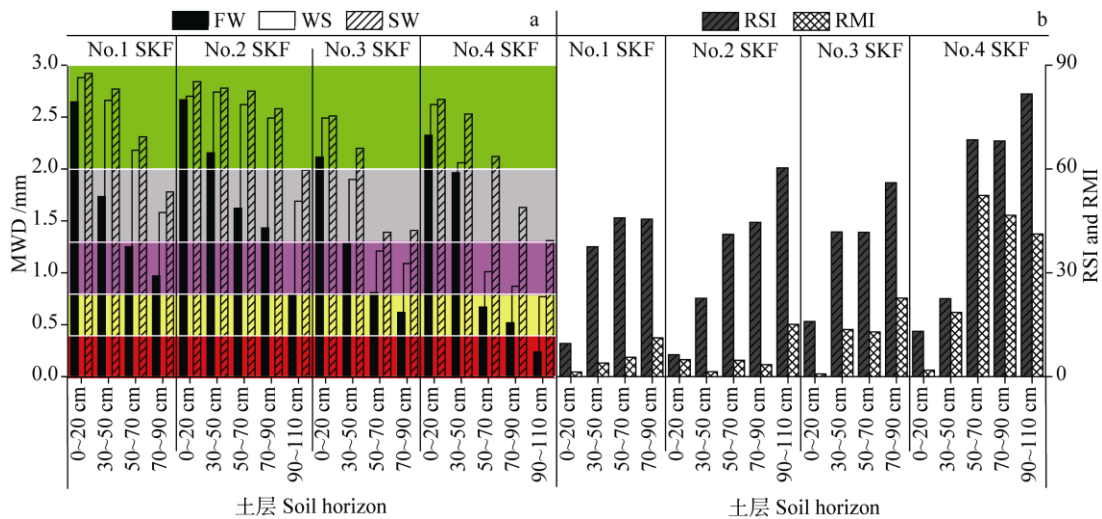
图 3 SKF 剖面不同破碎机制下土壤团聚体粒级质量分布

Fig. 3 Mass distribution of SKF profile soil aggregates with different particle sizes under different crushing mechanisms

层的加深,小粒径团聚体所占比重相应增加,FW 处理对团聚体的破坏作用逐渐加强。SW 处理和 WS 处理也表现出相同的规律。对比发现,矩形和漏斗形 SKF 团聚体对同一湿润处理的响应有一定的差别。FW 处理下,1 号矩形 SKF 的 0~90 cm 土层和 2 号矩形 SKF 的 0~110 cm 土层粒径 >3 mm 的团聚体质量百分含量变化范围分别为 80.64%~13.82% 和 89.21%~4.94%,3 号和 4 号漏斗形 SKF 的值则分别为 59.88%~9.95% 和 78.29%~3.30%。统计分析表明,FW 处理下矩形 SKF 剖面中粒径 >3 mm 的团聚体占比要显著大于漏斗形 SKF ( $P < 0.05$ ),团聚体破碎化程度也相对更小。WS 处理下也表现出相同的规律。SW 处理矩形和漏斗形 SKF 土壤团聚体的破碎化程度则没有显著性差异。这说明,在 FW 和 WS 处理下,漏斗形 SKF 团聚体的水稳性较矩形 SKF 的差。

从图 4a 可以看出,随着土层的加深,各处理

MWD 均呈现出减少趋势。这表明,SKF 土壤团聚体的稳定性随深度垂直降低。不同处理条件下土壤团聚体 MWD 的大小为  $FW < WS < SW$  ( $P < 0.05$ )。这表明,FW 处理模拟的土壤遇暴雨或灌溉下的崩解过程对 SKF 团聚体的破坏能力最强,快速湿润产生的消散力是 SKF 团聚体主要破碎机制。因而,在 SKF 中种植农作物和植树造林时,不宜大水漫灌,应采用滴灌方式,避免快速湿润对 SKF 团聚体的破坏。在 FW 处理下,4 个 SKF 的 0~20 cm 土层团聚体的  $MWD_{FW}$  范围为 2.32~2.66 mm,按 Le Bissonnais<sup>[16]</sup>的标准评价均非常稳定。1 号和 2 号矩形 30 cm 以下土层团聚体的稳定性均在中等以上。4 号漏斗形 SKF 的 50~70 cm 和 70~90 cm 土层和 3 号漏斗形 SKF 的 70~90 cm 土层不稳定,4 号的 90~110 cm 土层团聚体极不稳定。统计结果表明,矩形 SKF 的  $MWD_{FW}$  显著大于漏斗形 SKF,表明在径流冲蚀和雨水浸泡作用下,矩形 SKF 土壤团聚体的稳定性强于漏斗形 SKF。



注：红、黄、紫、灰和绿色色块区域分别表示团聚体非常不稳定 ( $MWD < 0.4$  mm)、不稳定 ( $MWD 0.4 \sim 0.8$  mm)、中等稳定 ( $MWD 0.8 \sim 1.3$  mm)、稳定 ( $MWD 1.3 \sim 2.0$  mm) 和非常稳定 ( $MWD > 2.0$  mm)。Note: Red, yellow, purple, gray, and green patches represent very unstable ( $MWD < 0.4$  mm), unstable ( $MWD 0.4 \sim 0.8$  mm), moderately stable ( $MWD 0.8 \sim 1.3$  mm), stable ( $MWD 1.3 \sim 2.0$  mm), and very stable aggregates ( $MWD > 2.0$  mm), respectively.

图 4 湿润处理下 SKF 剖面土壤团聚体 MWD、RSI 和 RMI 值

Fig. 4 MWD, RSI and RMI values of SKF profile soil aggregates under wetness treatment

RSI 反映了快速湿润时土壤孔隙中空气受压产生的消散作用 (slaking) 下团聚体的稳定性, RMI 反映了雨滴打击、耕作、根系穿透等外应力作用下的团聚体稳定性。RSI 和 RMI 值越高代表团聚体稳定性越低<sup>[21]</sup>。由图 4b 可知, RSI 和 RMI 范围分别为 6.34~81.68 和 0.80~52.36, SKF 各土层的 RSI 均高于相应的 RMI。这说明, 径流通过 SKF 时快速湿润产生的消散作用对团聚体的破坏作用大于雨滴打击、耕作和根系穿透等外应力对团聚体产生的机械破坏作用。从土层来看, 各 SKF 团聚体 RSI 大致呈现出随着土层加深而增加的趋势, 深层土壤团聚体更易受消散作用的破坏。从裂隙类型来看, 矩形 SKF 土壤 RSI 和 RMI 值均显著小于漏斗形 SKF 团聚体的相应值 ( $P < 0.05$ )。这说明, 漏斗形 SKF 更易受消散作用和机械破碎作用的破坏, 稳定性要低于前者。

### 2.3 SKF 剖面土壤团聚体养分含量

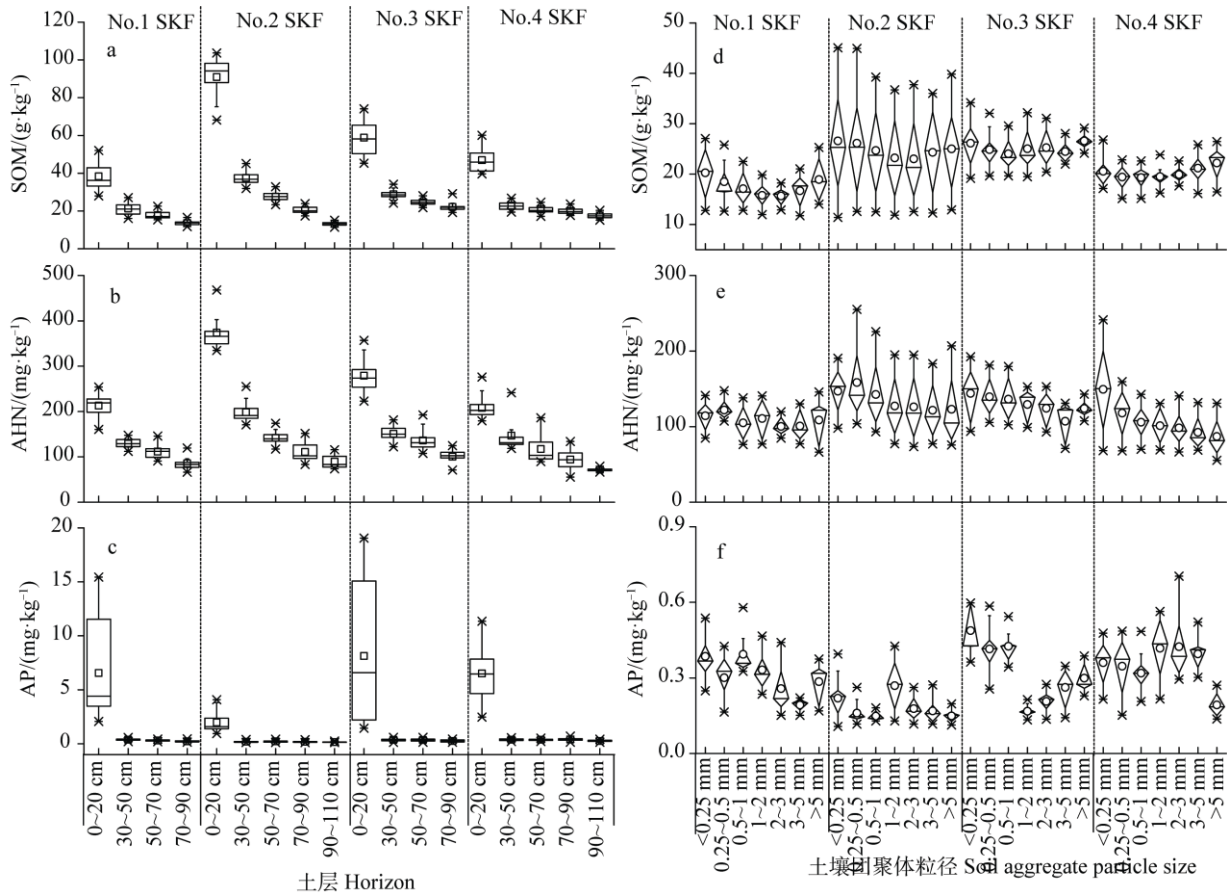
图 5a 为 SKF 剖面土壤团聚体 SOM 含量的变化情况。从中可知, 各 SKF 剖面 0~20 cm 土层 SOM

含量明显高于其他土层。其中, 1 号和 2 号 SKF 剖面 0~20 cm 土层 SOM 含量分别为  $38.34 \pm 6.53 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $90.91 \pm 10.02 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 30 cm 以下的含量范围分别为  $13.58 \pm 1.25 \sim 21.33 \pm 3.36 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $13.27 \pm 0.94 \sim 37.53 \pm 3.47 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。3 号和 4 号 SKF 剖面 0~20 cm 土层 SOM 含量分别为  $58.81 \pm 9.84$  和  $46.90 \pm 6.05 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 30 cm 以下的含量范围分别为  $22.19 \pm 2.51 \sim 28.83 \pm 2.45 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $17.61 \pm 1.52 \sim 22.83 \pm 2.11 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。进一步分析表明, 1、2 号矩形 SKF 30 cm 以下土层 SOM 含量随土层加深而显著降低 ( $P < 0.05$ ), 而 3、4 号漏斗形 SKF 则没有显著性差异 ( $P > 0.05$ )。图 5d 为 SKF 剖面 30 cm 以下不同粒径土壤团聚体 SOM 含量的变化情况。单因素方差分析表明, 1~3 号 SKF 剖面 30 cm 以下土层不同粒径团聚体 SOM 含量没有显著性差异, 只有 4 号 SKF  $> 5$  mm 团聚体 SOM 含量显著大于 0.25~3 mm。因而, 粒径不是影响 SKF 剖面 30 cm 以下土层团聚体 SOM 含量的重要因素。而对于 0~20 cm 土层, 1 号 SKF 的 SOM 含量呈现出随着团聚体粒径的减小



而显著增加的趋势 ( $P<0.05$ ), 2~4号 1~5 mm 粒

径团聚体 SOM 含量显著大于其他粒径 ( $P<0.05$ )。



注: 图 a、b、c 为不同土层养分含量的变化情况, 图 d、e、f 为 30 cm 以下土层不同粒径团聚体养分含量变化情况。Note: Figures a, b, and c show the changes in nutrient content in different soil horizons. Figures d, e, and f show the changes in the nutrient content of aggregates with different particle sizes in the soil horizon below 30 cm.

图 5 SKF 剖面团聚体中养分含量变化

Fig. 5 Changes of nutrient contents in SKF profile soil aggregates

图 5b 为 SKF 剖面土壤团聚体 AHN 含量变化情况。从中可知, 0~20 cm 土层 AHN 含量明显高于其他土层。1 号和 2 号 SKF 剖面, 0~20 cm 土层 AHN 含量分别为  $212.92 \pm 23.66 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $373.93 \pm 38.27 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ; 30 cm 以下含量范围分别为  $85.79 \pm 13.39 \sim 129.21 \pm 9.71 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $89.31 \pm 13.19 \sim 198.54 \pm 22.63 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , AHN 含量随着深度增加均显著降低 ( $P<0.05$ )。3 号和 4 号 SKF 剖面, 0~20 cm 土层 AHN 含量分别为  $279.18 \pm 33.66 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $208.09 \pm 24.10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 30 cm 以下的含量范围分别为  $100.67 \pm 14.17 \sim 150.78 \pm 16.56 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  和

$71.58 \pm 3.27 \sim 146.85 \pm 34.55 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。30 cm 以下土层, 3 号除 30~50 cm 土层和 50~70 cm 土层外, 其他各土层之间的含量差异显著 ( $P<0.05$ ); 4 号 AHN 含量随着深度增加均显著降低 ( $P<0.05$ )。图 5e 为 SKF 剖面 30 cm 以下土层不同粒径土壤团聚体 AHN 含量的变化情况。单因素方差分析表明, 1~4 号 SKF 剖面 30 cm 以下土层不同粒径团聚体 AHN 含量没有显著性差异, 粒径对其没有显著影响。而对于 0~20 cm 土层, 1 号 SKF 的 AHN 含量呈现出随着团聚体粒径的减小而显著增加的趋势 ( $P<0.05$ ), 2~4 号 1~5 mm 粒径团聚体 AHN 含量

显著大于其他粒径 ( $P < 0.05$ )。

图 5c 为 SKF 剖面土壤团聚体 AP 含量变化情况。从中可知, 0~20 cm 土层 AP 含量明显高于其他土层, 30 cm 以下土层 AP 含量大幅下降。这与张倩等<sup>[22]</sup>对普定非 SKF 0~90 cm 土层的研究结果一致。1~4 号 SKF 剖面 0~20 cm 土层各粒径团聚体 AP 平均含量分别为  $6.55 \pm 4.51$ 、 $1.98 \pm 0.96$ 、 $8.13 \pm 6.45$  和  $6.51 \pm 2.46 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。1~4 号 SKF 30 cm 以下土层 AP 平均含量范围分别为  $0.23 \pm 0.08 \sim 0.38 \pm 0.10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $0.15 \pm 0.03 \sim 30.22 \pm 0.08 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $0.26 \pm 0.10 \sim 0.36 \pm 0.13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $0.26 \pm 0.08 \sim 0.38 \pm 0.10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。同一 SKF 中, 30 cm 以下土层 AP 含量随土层加深变化无显著性差异 ( $P > 0.05$ )。图 5f 为 SKF 剖面 30 cm 以下土层不同粒径土壤团聚体 AP 含量的变化情况。从中可知, 30 cm 以下土层 AP 含量随团聚体粒径大小的变化没有表现出明显的规律性。而对于 0~20 cm 土层, 1~4 号 0.25~0.5 mm 和 <0.25 mm 粒径团聚体速效磷的含量较其他粒径团聚体含量高。

### 3 讨论

#### 3.1 SKF 剖面土壤团聚体稳定性与养分含量变化特征

Yan 等<sup>[23]</sup>将  $RSI \times RMI$  的值定义为团聚体稳定性特征参数 ( $A_s$ ), 用其来综合表征土壤团聚体稳定性和对径流冲蚀下消散和剪切破坏的敏感性。 $A_s$  值越大, 团聚体的稳定性越差, 土壤抗蚀性越弱<sup>[23-24]</sup>。为更直观展示 SKF 土壤团聚体稳定性、养分含量随 SKF 剖面深度的变化情况, 采用内插值法获得连续土层  $A_s$  值和归一化的养分含量 (图 6)。从中可知, 随着 SKF 剖面加深,  $A_s$  值增大, 团聚体稳定性降低。1 号和 2 号 SKF 剖面  $A_s$  值的范围为  $0.0013 \sim 0.0512$  和  $0.0031 \sim 0.0909$ , 3 号和 4 号的范围为  $0.0013 \sim 0.1272$  和  $0.0024 \sim 0.3367$ 。矩形、漏斗形 SKF 表层 10~20 cm 土层  $A_s$  值相差不大, 而漏斗

形 SKF 80 cm 和 100 cm 处的  $A_s$  较矩形 SKF 相应值高出一个数量级。这说明, 漏斗形 SKF 土壤团聚体的稳定性和抗蚀性随剖面深度加深而大幅降低, 而矩形 SKF 的这种降低程度则相对要小得多, 20 cm 以下土层漏斗形 SKF 剖面团聚体的稳定性和抗蚀性要低于矩形 SKF。

从图 6 可知, 随土层深度加深, 同一形态 SKF 剖面 SOM 含量变化趋势基本一致。1 号和 2 号矩形 SKF 中 40 cm 处 SOM 含量约为 10 cm 处含量的 30%, 3 号和 4 号漏斗形 SKF 则约为 20%。40 cm 以上土层矩形 SKF 剖面 SOM 含量随深度的变化幅度小于漏斗形 SKF, 40 cm 以下则相反。综上可得出, SKF 形态会影响 SOM 含量随土层深度的变化。从图 6 可知, 不同 SKF 剖面 AHN 含量随深度的变化趋势差异明显。1 号 SKF 剖面 AHN 含量随深度的变化趋势与 SOM 几乎一致, 2 号 AHN 含量变化趋势除在 40 cm 处无明显转折外也与 SOM 类似。3 号 SKF 剖面 AHN 含量在 40 cm 以上土层与 SOM 变化趋势一致, 40 cm 以下区别较大。4 号 AHN 含量随土层深度加深呈线性下降趋势。综上可得出, SKF 形态与 AHN 含量随土层深度的变化之间没有明显关联。从图 6 可知, 4 个 SKF 剖面中 AP 含量随深度的变化趋势具有一致性。AP 含量在 40 cm 以上土层随着深度增加而快速降低, 40 cm 处含量降低为 10 cm 处含量的 2% 左右, 40 cm 以下含量变化不大。综上可得出, SKF 形态对 AP 含量随土层深度的变化没有影响。

#### 3.2 SKF 剖面团聚体稳定性特征影响因素

SKF 是在基岩中形成的、与周围环境有一定隔离度的微地形, 土壤来源、赋存环境及受径流的侵蚀作用较喀斯特地区非 SKF 有较大区别, 使得其团聚体的稳定性与非 SKF 土壤有所不同。多项研究中,

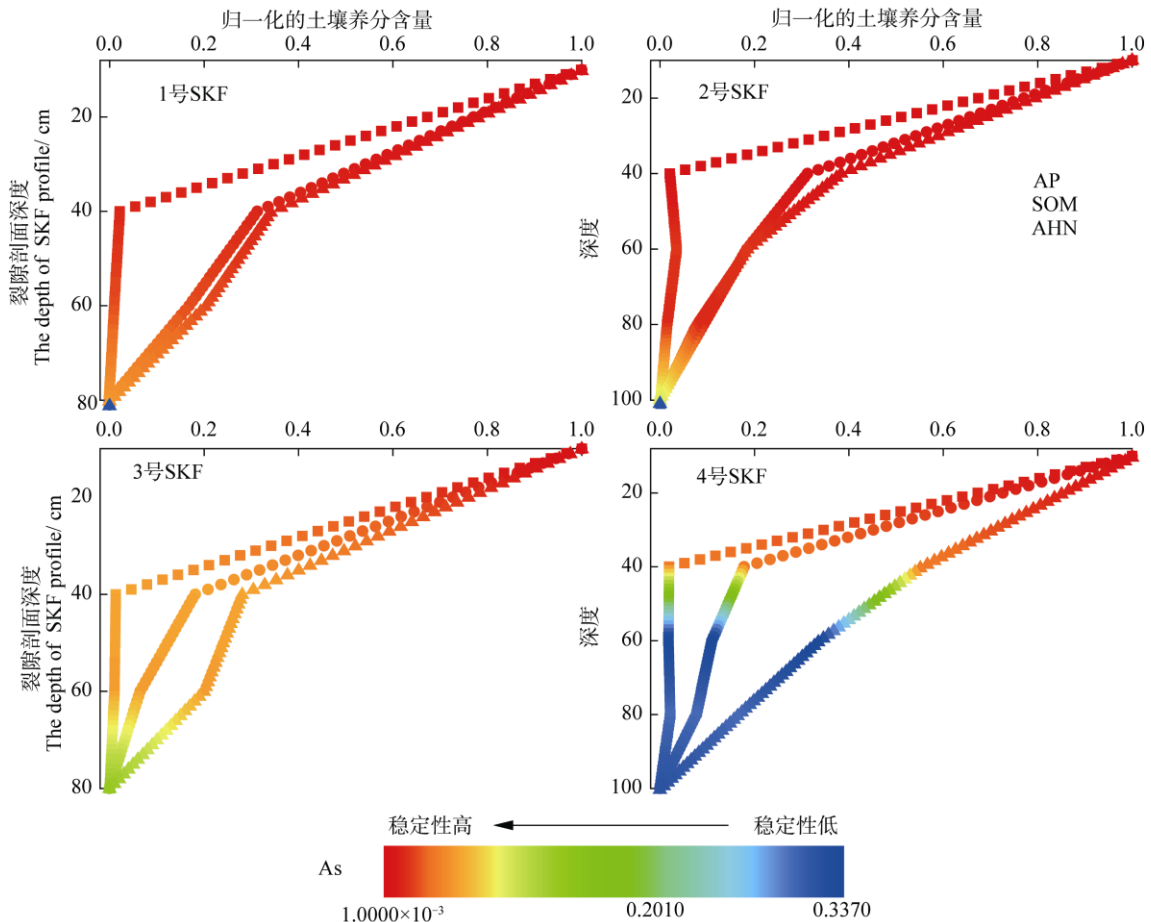


图6 团聚体稳定性与归一化的土壤养分含量随 SKF 剖面深度的变化

Fig. 6 Aggregate stability and normalized soil nutrient contents varied with the depth of SKF profile

喀斯特地区非 SKF 土壤团聚体 PAD 值的范围为 7.5%~68.10%<sup>[25-27]</sup>, 干、湿筛分形维数 D 范围为 2.67~2.92<sup>[14, 26]</sup>, 均远大于本研究的 SKF 剖面各土层土壤的相应值。研究表明, 贵州普定陈旗堡喀斯特地区非 SKF 土壤 0~90 cm 剖面水稳性团聚体 MWD 值小于 1.0<sup>[28]</sup>, 贵州关岭县喀斯特地区该值的均值为 1.9<sup>[29]</sup>, 均小于本研究所得值。以上对比分析表明, 与喀斯特地区的非 SKF 土壤相比, SKF 剖面团聚体水稳定更好, 通透能力和抗蚀性可能要强于非 SKF 土壤。

消散作用 (slaking) 和非均匀膨胀作用 (differential swelling) 是引起团聚体破裂的重要机制<sup>[30]</sup>。干燥条件下, 团聚体内部的孔隙被土壤空气占据。降雨或径流冲刷时, 水将团聚体快速包覆, 外部水进入孔隙压缩闭蓄于其中未能及时排出的空

气, 巨大的压力使团聚体消散破裂。土壤初始含水量高时, 孔隙多被水占据, 闭蓄的空气少, 消散作用相应减弱<sup>[16, 31]</sup>。SKF 汇集一定面积岩土界面径流向下输送, 加上与周围环境一定程度的隔离, 使 SKF 填充土壤初始含水量大于非 SKF 土壤, 孔隙闭蓄空气体积少于非 SKF 土壤, 消散作用相应较弱<sup>[31]</sup>。研究发现, 土壤初始含水量对非均匀膨胀作用的影响与消散作用一致<sup>[16, 31]</sup>。因而, 非均匀膨胀作用对 SKF 土壤团聚体的破坏作用也较非 SKF 土壤小。此外, 干-湿循环可导致团聚体的崩解, 干-湿循环次数越多, 水稳性团聚体崩解率越高<sup>[32-33]</sup>。SKF 土壤湿度大, 干湿交替没有非 SKF 土壤频繁。这也是 SKF 土壤团聚体的稳定性强于非 SKF 的原因之一。

黏粒含量对团聚稳定性有重要影响<sup>[16]</sup>。研究发现, SKF 剖面土壤黏粒含量大于非 SKF 土壤, 随土

层深度增加,黏粒含量增加<sup>[7]</sup>。黏粒比表面积大,吸附性强,易聚集成黏团。黏团和粉粒、砂粒在有机质的胶结作用下形成稳定性团聚体<sup>[34]</sup>。当有机质含量低时,分散的黏粒将使土壤孔隙堵塞,降低土壤的通风和透水性能。本研究中,SKF剖面SOM含量较普定非SKF剖面无明显降低。在含量更高的黏粒作用下,造成SKF剖面团聚体的稳定性较非SKF高。SKF土壤有机质含量随剖面加深而降低,胶结作用减小,虽然SKF下层剖面的黏粒含量更高,但团聚体的水稳定性更小。Yan等<sup>[7]</sup>发现,漏斗形SKF剖面土壤颗粒分型维数明显高于其他形态SKF类型。这佐证了本研究得出的漏斗形的SKF团聚体水稳性要较矩形SKF差的结论,但相关机理还有待进一步研究。

### 3.3 SKF剖面土壤养分含量及其与团聚体稳定性的关系

研究表明,普定喀斯特非SKF剖面0~90 cm土层SOM含量范围为7.89~239.29 g·kg<sup>-1</sup><sup>[22]</sup>,贵州喀斯特石漠化地区非SKF土壤AHN含量范围为64.0~508.0 mg·kg<sup>-1</sup><sup>[35]</sup>。本研究中SKF剖面土壤SOM和AHN含量位于以上两个浓度范围之内。研究表明,普定喀斯特非SKF剖面0~90 cm土层AP含量范围为2.26~40.88 mg·kg<sup>-1</sup><sup>[22]</sup>,本研究各SKF剖面0~20 cm土层AP含量在这个范围之内,30 cm以下土层AP含量却较该范围的最小值小一个数量级。因而,SKF剖面30 cm以下土层AP的含量显著小于非SKF剖面。其原因可能是淋溶作用是土壤

生态系统磷输出的重要途径<sup>[36]</sup>,SKF是连通喀斯特地表与地下的重要通道,强烈的淋溶作用导致30 cm以下土层AP大量流失。土壤中AP含量是影响植物生长的两大主要因素之一<sup>[37]</sup>,自然生态系统普遍受到磷素限制<sup>[38]</sup>。本研究中SKF剖面0~20 cm土层土壤AP含量处于较低水平,30 cm以下土层AP十分贫乏,加上喀斯特地区全磷不易转化为速效磷<sup>[39]</sup>,因而在农业生产过程中要增加AP的供给。

表4为SKF剖面土壤养分含量和团聚体稳定性参数MWD<sub>FW</sub>、D<sub>湿筛</sub>、RSI和RMI之间的相关性。从中可知,SKF中SOM、AHN和AP含量呈显著正相关关系。由于SOM是土壤中氮、磷的主要来源之一<sup>[39]</sup>,这三种养分的来源具有一致性,进而可以推测SKF土壤中这三种养分的流失行为可能具有一致性。SOM、AHN与PAD呈显著负相关,与MWD<sub>FW</sub>呈显著正相关,而AHN还与RMI呈显著负相关。这意味着,SOM和AHN的含量越高,SKF土壤团聚体抗径流冲蚀能力和耕作、根系穿透等外应力侵蚀的能力越强。研究表明,有机物对土壤团聚体稳定性的长期影响是由腐殖质引起的,免耕有利于农田土壤中作物残体的缓慢分解和腐殖质的累积,提高深层土壤团聚体稳定性<sup>[40-41]</sup>。SKF土壤是“被岩石包围着的土壤”,翻耕难度较大。进行植被恢复和农业生产时宜实行免耕,并将作物秸秆、根系留存在SKF土壤中,以提高团聚体的稳定性和养分保持能力。AP含量分别与MWD<sub>FW</sub>和RSI呈极显著正相关和极显著负相关关系,表明SKF土壤团聚体水稳

表4 SKF剖面土壤养分含量和团聚体水稳定性各参数之间的相关性

Table 4 Correlations between parameters of water-stable aggregates and the contents of soil nutrients in SKF profile

	土壤有机质 SOM	碱解氮 AHN	有效磷 AP	团聚体破坏率 PAD	湿筛分形维数 D <sub>wet</sub>	平均重量直径(快速湿润) MWD <sub>FW</sub>	相对糊化指数 RSI	相对机械破碎指数 RMI
土壤有机质 SOM	1							
碱解氮 AHN	0.979**	1						
有效磷 AP	0.566*	0.610**	1					
团聚体破坏率 PAD	-0.570*	-0.660**	-0.357	1				

湿筛分形维数 $D_{wet}$	0.184	0.149	0.156	0.230	1			
平均重量直径 (快速湿润) $MWD_{FW}$	0.726**	0.819**	0.611**	-0.793**	0.185	1		
相对糊化指数 RSI	-0.727**	-0.823**	-0.628**	0.704**	-0.176	-0.960**	1	
相对机械破碎指数 RMI	-0.398	-0.490*	-0.387	0.531*	0.063	-0.736**	0.778**	1

\*:  $P < 0.05$ ; \*\*:  $P < 0.01$

定性和抗径流冲蚀能力越强, 土壤中 AP 含量越高。土壤胶体颗粒吸附作用越强, 是 AP 迁移的重要载体<sup>[42-43]</sup>。土壤团聚体稳定性越好, 胶体颗粒含量越高<sup>[44]</sup>, 被吸附的 AP 越多, 随径流流失量就越小。这可能是土壤团聚体稳定性与 AP 含量呈正相关的原因之一。

## 4 结论

SKF 土壤团聚体的稳定性随剖面深度加深而降低, 矩形 SKF 土壤团聚体的稳定性要强于漏斗形 SKF, 快速湿润产生的消散作用是引起 SKF 土壤团聚体破碎的主要机制。PAD、团聚体分形维数 D 和 MWD 这三类指标均表明, SKF 土壤团聚体水稳定性、通透性均较好。SKF 剖面 30 cm 以下土层, 团聚体 SOM、AHN 和 AP 含量较 0~20 cm 土层大幅下降, 土壤 AP 贫乏, 粒径对团聚体中养分含量影响不大。SKF 形态对 SOM、AHN 和 AP 含量随剖面深度变化的影响不同。SKF 形态会影响 SOM 含量随土层深度的变化, 矩形 SKF 30 cm 以下土层团聚体中 SOM 含量随深度加深而降低, 而漏斗形 SKF 则没有显著性差异。随土层深度加深, 矩形和漏斗形 SKF 剖面 AP 含量的变化趋势一致, AHN 含量的变化趋势则与 SKF 形态之间没有明显关联。SOM、AHN 和 AP 含量越高, SKF 土壤团聚体水稳定性能力越强。

## 参考文献 (References)

- [1] Xiao K C, He T G, Chen H, et al. Impacts of vegetation restoration strategies on soil organic carbon and nitrogen dynamics in a Karst area, southwest China[J]. Ecological Engineering, 2017, 101: 247-254.
- [2] Zhang W, Wang K L, Liu S J, et al. Soil nutrient accumulation and its affecting factors during vegetation succession in Karst peak-cluster depressions of South China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2013, 24 (7): 1801-1808. [张伟, 王克林, 刘淑娟, 等. 喀斯特峰丛洼地植被演替过程中土壤养分的积累及影响因素[J]. 应用生态学报, 2013, 24 (7): 1801-1808.]
- [3] Cao J H, Yuan D X, Tong L Q. Features of Karst ecosystem and integrating measure for rock desertification in Southwest China[J]. Pratacultural Science, 2008, 25 (9): 40-50. [曹建华, 袁道先, 童立强. 中国西南岩溶生态系统特征与石漠化综合治理对策[J]. 草业科学, 2008, 25 (9): 40-50.]
- [4] Dai Q H, Yan Y J. Research progress of Karst rocky desertification and soil erosion in southwest China[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2018, 32 (2): 1-10. [戴全厚, 严友进. 西南喀斯特石漠化与水土流失研究进展[J]. 水土保持学报, 2018, 32 (2): 1-10.]
- [5] Zhang Z C, Chen X, Cheng Q B, et al. Hydrogeology of epikarst in Karst mountains-A case study of the Chenqi catchment[J]. Earth and Environment, 2011, 39 (1): 19-25. [张志才, 陈喜, 程勤波, 等. 喀斯特山体表层岩溶带水文地质特征分析——以陈旗小流域为例[J]. 地球与环境, 2011, 39 (1): 19-25.]
- [6] Lei L, Wei X H, Xu X Z, et al. Vertical distribution of migration channels and grain-size change features of soil in Karst mountainous areas of northern Guangdong[J]. Geographical Research, 2013, 32 (12): 2204-2214. [雷俐, 魏兴琥, 徐喜珍, 等. 粤北岩溶山地土壤垂直渗漏与粒度变化特征[J]. 地理研究, 2013, 32 (12): 2204-2214.]
- [7] Yan Y J, Dai Q H, Jin L, et al. Geometric morphology and soil properties of shallow Karst fissures in an area of Karst rocky desertification in SW China[J]. Catena, 2019, 174: 48-58.
- [8] Rong L, Wang S J, Yu G S, et al. Stable isotope analysis of water sources of four woody species in the libo Karst forest[J]. Scientia Silvae Sinicae, 2012, 48 (7): 14-22. [容丽, 王世杰, 俞国松, 等. 荔波喀斯特森林 4 种木本植物水分来源的稳定同位素分析[J]. 林业科学, 2012, 48 (7): 14-22.]
- [9] Wang J X, Zou B P, Liu Y, et al. Erosion-creep-collapse mechanism of underground soil loss for the Karst rocky desertification in Chenqi village, Puding County,

- Guizhou, China[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2014, 72 (8): 2751–2764.
- [ 10 ] Mikha M M, Rice C W. Tillage and manure effects on soil and aggregate-associated carbon and nitrogen[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2004, 68 (3): 809–816.
- [ 11 ] Barthès B, Roose E. Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion, validation at several levels[J]. *Catena*, 2002, 47 (2): 133–149.
- [ 12 ] Chen H, Li D J, Xiao K C, et al. Soil microbial processes and resource limitation in Karst and non-Karst forests[J]. *Functional Ecology*, 2018, 32 (5): 1400–1409.
- [ 13 ] Sheng M Y, Xiong K N, Wang L J, et al. Response of soil physical and chemical properties to Rocky desertification succession in South China Karst[J]. *Carbonates and Evaporites*, 2018, 33 (1): 15–28.
- [ 14 ] Wang S S, Huang X Z, Shi D M, et al. Study on soil aggregates stability of mulberry ridge in Rocky Desertification based on Le Bissonnais method[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33 (18): 5589–5598. [汪三树, 黄先智, 史东梅, 等. 基于 Le Bissonnais 法的石漠化区桑树地埂土壤团聚体稳定性研究[J]. *生态学报*, 2013, 33 (18): 5589–5598.]
- [ 15 ] Department of Soil Physics, Nanjing Institute of Soil Research, Chinese Academy of Sciences. Determination of soil physical properties [M]. Beijing: Science Press, 1978. [中国科学院南京土壤研究所土壤物理研究室. 土壤物理性质测定法[M]. 北京: 科学出版社, 1978.]
- [ 16 ] Le Bissonnais Y, Arrouays D. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents[J]. *European Journal of Soil Science*, 1997, 48 (1): 39–48.
- [ 17 ] Yang P L, Luo Y P, Shi Y C. Fractal characteristics of soil characterized by particle size weight distribution[J]. *Chinese Science Bulletin*, 1993, 38 (20): 1896–1899. [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.]
- [ 18 ] Li J, Han J C, Chen C, et al. Effects of land use types on soil aggregate characteristics in hilly-gully region of loess plateau[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2017, 31 (1): 248–253, 259. [李娟, 韩霁昌, 陈超, 等. 黄土高原丘陵沟壑区土地利用方式对土壤团聚体特征的影响[J]. *水土保持学报*, 2017, 31 (1): 248–253, 259.]
- [ 19 ] Shrestha B M, Sitaula B K, Singh B R, et al. Soil organic carbon stocks in soil aggregates under different land use systems in Nepal[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2004, 70 (2): 201–213.
- [ 20 ] Qi Y C, Wang Y Q, Liu J, et al. Comparative study on composition of soil aggregates with different land use patterns and several kinds of soil aggregate stability index[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2011, 27 (1): 340–347. [祁迎春, 王益权, 刘军, 等. 不同土地利用方式土壤团聚体组成及几种团聚体稳定性指标的比较[J]. *农业工程学报*, 2011, 27 (1): 340–347.]
- [ 21 ] Peng X H, Zhang B, Zhao Q G. Effect of soil organic carbon on aggregate stability after vegetative restoration on severely eroded red soil[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23 (10): 2176–2183. [彭新华, 张斌, 赵其国. 红壤侵蚀裸地植被恢复及土壤有机碳对团聚体稳定性的影响[J]. *生态学报*, 2003, 23 (10): 2176–2183.]
- [ 22 ] Zhang Q, Han G L, Liu M, et al. Spatial distribution of soil phosphorus and controlling factors from Puding Karst critical zone, Guizhou Province, Southwest China[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2019, 38 (2): 321–328. [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.]
- [ 23 ] Yan F L, Shi Z H, Li Z X, et al. Estimating interrill soil erosion from aggregate stability of Ultisols in subtropical China[J]. *Soil and Tillage Research*, 2008, 100 (1/2): 34–41.
- [ 24 ] Xiao H, Liu G, Zhang Q, et al. Quantifying contributions of slaking and mechanical breakdown of soil aggregates to splash erosion for different soils from the Loess plateau of China[J]. *Soil and Tillage Research*, 2018, 178: 150–158.
- [ 25 ] Ren W, Xie S Y, Xie D T. Changes of soil moisture ecoeffects during process of typical ecosystem restoration in Karst mountain[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2009, 23 (5): 128–132. [任伟, 谢世友, 谢德体. 喀斯特山地典型植被恢复过程中的土壤水分生态效应[J]. *水土保持学报*, 2009, 23 (5): 128–132.]
- [ 26 ] Zhang L, Wang J X, Dai Y C, et al. Study on stability and influential factors on surface-layer aggregates of red bare soil in Karst area of east Yunnan, China[J]. *Soils*, 2015, 47 (4): 790–796. [张磊, 王嘉学, 代云川, 等. 滇东喀斯特地区红裸土表层团聚体稳定性及其影响因素研究[J]. *土壤*, 2015, 47 (4): 790–796.]
- [ 27 ] Wei Y W, Su Y R, Chen X B, et al. Responses of soil properties to ecosystem degradation in Karst region of northwest Guangxi, China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2010, 21 (5): 1308–1314. [魏亚伟, 苏以荣, 陈香碧, 等. 桂西北喀斯特土壤对生态系统退化的响应[J]. *应用生态学报*, 2010, 21 (5): 1308–1314.]
- [ 28 ] 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 (20): 3809.

- [ 29 ] Tang F K, Cui M, Lu Q, et al. Effects of vegetation restoration on the aggregate stability and distribution of aggregate-associated organic carbon in a typical Karst gorge region[J]. *Solid Earth*, 2016, 7 (3): 141–151.
- [ 30 ] Xiao H, Gao F, Shao Y Y, et al. Influence of native soil particles on soil aggregate stability relative to breaking-down mechanism[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2021, 58 (3), DOI: 10.11766/trxb201910150481. [肖海, 高峰, 邵艳艳, 等. 土壤原始颗粒对不同破碎机制下团聚体稳定性的影响[J]. *土壤学报*, 2021, 58 (3), DOI: 10.11766/trxb201910150481.]
- [ 31 ] Panabokke C R, Quirk J P. Effect of initial water content on stability of soil aggregates in water[J]. *Soil Science*, 1957, 83 (3): 185–196.
- [ 32 ] Xu J, Tang Y Q, Zhou J. Effect of drying-wetting cycles on aggregate breakdown for yellow-brown earths in Karst areas[J]. *Geoenvironmental Disasters*, 2017, 4 (1): 1–13.
- [ 33 ] Pires L F, Bacchi O O S, Reichardt K. Assessment of soil structure repair due to wetting and drying cycles through 2D tomographic image analysis[J]. *Soil and Tillage Research*, 2007, 94 (2): 537–545.
- [ 34 ] Wang J K, Xu Y D, Ding F, et al. Process of plant residue transforming into soil organic matter and mechanism of its stabilization: A review[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2019, 56 (3): 528–540. [汪景宽, 徐英德, 丁凡, 等. 植物残体向土壤有机质转化过程及其稳定机制的研究进展[J]. *土壤学报*, 2019, 56 (3): 528–540.]
- [ 35 ] Liu Y L, Li Y, Zhang M, et al. Analysis of soil nutrient conditions under different rocky desertification grades in Guizhou Karst region by the bibliometrics method[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2019 (2): 171–180. [刘彦伶, 李渝, 张萌, 等. 基于文献计量的贵州喀斯特地区石漠化等级土壤养分状况分析[J]. *中国土壤与肥料*, 2019 (2): 171–180.]
- [ 36 ] Liu C Q. Biogeochemical processes and cycling of nutrients in the earth's surface: Cycling of nutrients in soil-plant systems of karstic environments, southwest China[M]. Beijing: Science Press, 2009. [刘丛强. 生物地球化学过程与地表物质循环: 西南喀斯特土壤-植被系统生源要素循环[M]. 北京: 科学出版社, 2009.]
- [ 37 ] Niklas K J, Owens T, Reich P B, et al. Nitrogen/phosphorus leaf stoichiometry and the scaling of plant growth[J]. *Ecology Letters*, 2005, 8 (6): 636–642.
- [ 38 ] Aerts R, de Caluwe H, Beltman B. Is the relation between nutrient supply and biodiversity co-determined by the type of nutrient limitation?[J]. *Oikos*, 2003, 101 (3): 489–498.
- [ 39 ] Yang H, Cao J H, Sun L, et al. Fractions and distribution of inorganic phosphorus in different land use types of Karst area[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2010, 24 (2): 135–140. [杨慧, 曹建华, 孙蕾, 等. 岩溶区不同土地利用类型土壤无机磷形态分布特征[J]. *水土保持学报*, 2010, 24 (2): 135–140.]
- [ 40 ] Abiven S, Menasseri S, Chenu C. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability - A literature analysis[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41(1): 1–12.
- [ 41 ] Modak K, Ghosh A, Bhattacharyya R, et al. Response of oxidative stability of aggregate-associated soil organic carbon and deep soil carbon sequestration to zero-tillage in subtropical India[J]. *Soil and Tillage Research*, 2019, 195: 104370.
- [ 42 ] Liang X Q, Jin Y, Zhao Y, et al. Release and migration of colloidal phosphorus from a typical agricultural field under long-term phosphorus fertilization in southeastern China[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2016, 16 (3): 842–853.
- [ 43 ] Hens M, Merckx R. Functional characterization of colloidal phosphorus species in the soil solution of sandy soils[J]. *Environmental Science & Technology*, 2001, 35 (3): 493–500.
- [ 44 ] Laegdsmand M, de Jonge L W, Moldrup P. Leaching of colloids and dissolved organic matter from columns packed with natural soil aggregates[J]. *Soil Science*, 2005, 170 (1): 13–27.

(责任编辑: 檀满枝)