

海泡石对镉污染土壤团聚体稳定性和有机碳含量的影响

王润珑^{1,2}, 王农^{2,3}, 徐应明^{2,3}, 孙约兵^{2,3}

(1. 东北农业大学资源与环境学院, 哈尔滨 150030; 2. 农业部环境保护科研监测所, 农业部产地环境污染防控重点实验室, 天津 300191; 3. 农业部环境保护科研监测所, 天津市农业环境与农产品安全重点实验室, 天津 300191)

摘要: 通过大田试验, 研究了在镉污染菜地原位钝化修复过程中海泡石对土壤团聚体组成和稳定性以及有机碳含量影响。结果表明, 与对照相比, 施用海泡石后整体上减少了 5~8 mm 和 <0.25 mm 级别团聚体的数量, 而 2~5, 1~2, 0.5~1, 0.25~0.5 mm 级别团聚体数量则不同程度增加, 且随着海泡石施用量增加, 其数量呈显著增加 ($P < 0.05$)。在 0—15 cm 土层中, 土壤团聚体的平均质量直径 (MWD) 和几何平均直径 (GMD) 随海泡石施加浓度增加呈现先增加后降低, 而在 15—20 cm 土层中则有所降低。施用低浓度海泡石 (0.5%) 时, 土壤有机碳 (SOC) 含量有所减少, 最大降低了 21.1%, 而当海泡石添加剂量达到 1% (H_1) 和 1.5% ($H_{1.5}$) 后, 土壤有机碳含量整体上有提高, 较对照相比, 最大增幅分别达到 2.9% 和 70.3%。与对照相比, 施用海泡石后增加了大团聚体中土壤有机碳的贡献率。

关键词: 海泡石; 土壤团聚体; 有机碳; 稳定性

中图分类号: S152.4 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-2242(2017)06-0176-07

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2017.06.029

Effects of Sepiolite on the Stability of Aggregate and Content of Organic Carbon in Cd Contaminated Soils

WANG Runlong^{1,2}, WANG Nong^{2,3}, XU Yingming^{2,3}, SUN Yuebing^{2,3}

(1. College of Resources and Environment, Northeast Agricultural University, Harbin 150030;

2. Key Laboratory of Original Agro-Environmental Pollution Prevention and Control, Ministry of Agriculture,

Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture, Tianjin 300191; 3. Tianjin Key Laboratory of Agro-Environment and Agro-Product, Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture, Tianjin 300191)

Abstract: Field experiments were conducted to investigate the effects of sepiolite on the composition and stability of soil aggregates and soil organic carbon content during the processes of *in situ* immobilization remediation for Cd contaminated vegetable field. The results showed that the amounts of 5~8 mm and <0.25 mm aggregates under the sepiolite treatments were decreased compared with the control. However, the contents of 2~5 mm, 1~2 mm, 0.5~1 mm and 0.25~0.5 mm soil aggregates were all significantly increased with the increment of sepiolite ($P < 0.05$). In 0—15 cm soil layers, mean weight diameter (MWD) and geometrical mean weight (GMD) of soil aggregates increased first and then decreased with the increase of the amount of sepiolite, whereas it was reduced in 15—20 cm soil layers. The concentration of soil organic carbon was reduced under the application of 0.5% sepiolite, with the maximum reduction up to 21.1%, while it was increased when the treatments of sepiolite was 1% (H_1) and 1.5% ($H_{1.5}$), with the maximum increase of 2.9% and 70.3%, respectively, when compared with the control. The soil organic carbon contribution rate in 5~8 mm, 2~5 mm and 1~2 mm of soil aggregates was enhanced under different treatments of sepiolite.

Keywords: sepiolite; soil aggregates; soil organic carbon; stability

土壤团聚体是土壤结构的基本单元, 是评价土壤肥力和质量的主要指标, 可以有效保障和协调土壤中

的水肥气热、影响土壤酶的种类和活性以及维持和稳定土壤结构^[1-3]。团聚体的大小、组成、稳定性等特征

收稿日期: 2017-05-18

资助项目: 公益性行业(农业)科研专项(201203045); 天津市自然科学基金重点项目(17J CZDJ C34200); 中国农科院基本科研业务费专项院级统筹项目

第一作者: 王润珑(1993—), 男, 在读硕士研究生, 主要从事农田污染土壤修复研究。E-mail: 1044464021@qq.com

通信作者: 孙约兵(1978—), 男, 研究员, 主要从事污染土壤修复技术与生态治理研究。E-mail: sunyuebing@aepo.org.cn

影响着土壤的持水性^[4]、通透性^[5]和抗蚀性^[4,6]。土壤有机碳的数量和质量与团聚体有密切联系,有机质是土壤团聚体形成的重要胶结物质^[7],一方面土壤有机碳对团聚体的形成起到促进作用^[8],有利于土壤结构的稳定性;另一方面,土壤团聚体是有机质转化和累积的关键场所,通过物理保护作用有效减少内部有机碳的生物分解,是土壤碳固定的重要机制^[9-11]。因此,研究土壤团聚体及其有机碳含量特征对于了解施用海泡石修复污染土壤的环境效应十分必要。

海泡石($Mg_8(H_2O)_4[Si_6O_{15}]_2(OH)_4 \cdot 8H_2O$)是链式层状结构的纤维状富镁硅酸盐黏土矿物,由于具有巨大的比表面积、丰富的孔隙结构和较强离子交换能力,广泛应用于重金属污染水体和土壤修复^[12-14]。研究发现,海泡石对不同类型土壤和不同污染类型重金属土壤都具有很强的修复潜力^[15-17],而且在大田条件仍具有很强的修复效果^[12,17],施用海泡石可以显著降低土壤 TCLP 提取态 Cd 的含量,降低水稻各部分重金属含量,增加稻谷和秸秆产量等。然而,大多数研究集中于污染土壤修复效应的评价方面和修复模式的构建,而对修复后的污染土壤是否健康未给予充分关注,尤其是钝化修复材料对土壤团聚体分布以及有机碳分布尚未涉及。本文以 Cd 污染菜地原位钝化修复长期定位试验为依托,研究施用海泡石后土壤团聚体分布特征与稳定性以及有机碳含量特征的影响,旨在为重金属污染土壤大面积示范推广提供技术支撑。

1 材料与方 法

1.1 试验区概况

大田试验点位于天津市某污灌菜地(39°08'N, 117°3'E),属暖温带半湿润大陆性季风气候,年均气温 11.8℃,年均降水量 598 mm,无霜期 188 d。土壤理化特征为:黏粒 24.9%,粉粒 53.0%,砂粒 22.1%,pH 7.61,有机质含量 16 g/kg。示范区域土壤中 Cd 含量范围为 0.70~2.75 mg/kg,均值 1.63 mg/kg。

1.2 试验设计

Cd 污染土壤钝化修复长期试验时间开始为 2013 年 4 月,共设 4 个处理,添加不同浓度的海泡石 3 个处理,添加海泡石的质量分数分别为 0.5%、1% 和 1.5%(分别标记为 H_{0.5}、H₁ 和 H_{1.5})以及不添加黏土材料对照处理(CK)。每个处理 3 次重复,总计 12 个小区,小区面积 30 m²。在种植作物前 40 天均匀撒施钝化材料,然后耙地(深度大约 0—15 cm),作物栽培管理措施和正常生产一致。

1.3 土样采集

采样时间为 2016 年 9 月中旬,在田间采集 0—5,5—10,10—15,15—20 cm 4 个土层原状土,装于硬质塑料保鲜盒内带回实验室内,在室内自然风干,

将可见的小石块、动植物残体挑除,沿土壤自然所形成的裂隙掰成 1 cm 左右的小块,全部通过 8 mm 孔径筛,保存备用。

1.4 分析方法

土壤团聚体的分级采用干筛法,具体方法为:将 5,2,1,0.5,0.25 mm 孔径的各土筛由上至下套合,准确称取过 8 mm 孔径土筛的土样 100 g 于最上面的土筛中,人工将风干土样筛分成 5~8,2~5,1~2,0.5~1,0.25~0.5,<0.25 mm 粒径范围的组分。将筛分后的各组分分别称量计重,用于计算团聚体粒径组成以及测量土壤有机碳。

土壤有机碳的测定采用水合热重铬酸钾氧化比色法^[18]。

1.5 数据处理

采用 Excel 2007 软件对数据进行初步处理和绘图统计分析,采用 SPSS 11.5 软件进行数据统计,显著性检验用 LSD 法进行分析。

各级团聚体质量百分比采用式(1)进行计算:

$$\text{各级团聚体质量百分比} = \frac{\text{该粒级团聚体质量}}{\text{团聚体总质量}} \times 100\% \quad (1)$$

团聚体稳定性采用平均质量直径(MWD)和几何平均直径(GWD)进行描述。MWD 和 GMD 采用邱莉萍等^[19]推导的公式确定:

$$MWD = \frac{\sum_{i=1}^n (\bar{R}_i \omega_i)}{\sum_{i=1}^n \omega_i} \quad (2)$$

$$GMD = \exp\left(\frac{\sum_{i=1}^n \omega_i \ln \bar{R}_i}{\sum_{i=1}^n \omega_i}\right) \quad (3)$$

式中: \bar{R}_i 为某级团聚体平均直径(mm); ω_i 为某级团聚体组分的干重(g)。

将>0.25 mm 团聚体含量称为土壤团粒结构体含量,用 $R_{0.25}$ 表示,用公式(4)进行计算:

$$R_{0.25} = M_{r>0.25} / M_T = 1 - M_{r<0.25} / M_T \quad (4)$$

式中: M_T 为团聚体总质量(g); $M_{r>0.25}$ 为粒径大于 0.25 mm 的团聚体质量(g); $M_{r<0.25}$ 为粒径小于 0.25 mm 的团聚体质量(g)。

各级团聚体有机碳对土壤有机碳的贡献率采用式(5)进行计算:

$$\text{贡献率} = \frac{\text{该级团聚体中有机碳含量}(\%) \times \text{该级团聚体的含量}(\%)}{\text{全土中有机碳含量}} \times 100 \quad (5)$$

2 结果与分析

2.1 海泡石对土壤团聚体结构和稳定性的影响

2.1.1 不同海泡石处理对土壤团聚体粒径组成影响
表 1 为不同海泡石处理下土壤团聚体粒径分布特征。整体而言,施用海泡石后在不同土层中团聚体相对含量大小表现为随粒径的减少先增加后降低再增加的趋势,其中 2~5 mm 的土壤团聚体含量最高,5~8

mm 团聚体次之,两者数量之和超过 50%,再次为 1~2 mm 和 <0.25 mm 团聚体,而 0.25~0.5 mm 团聚体含量最低,最大仅为 8.26%。与对照相比, H₁ 和 H_{1.5} 处理后 5~8 mm 团聚体分别减少了 16.11% 和 10.20%, <0.25 mm 团聚体分别减少了 10.53% 和 13.91%, 而 2~5 mm 团聚体则有所促进,分别增加了 2.70% 和 5.23%。与对照相比,施用 1%~1.5% 海泡石后 1~2 mm 和 0.5~1 mm 团聚体含量分别增加了 9.97%~16.32% 和 7.02%~15.34% 和。H_{0.5} 处理后也表现出降低了 <0.25 mm 团聚体含量,而 2~5 mm 团聚体含量有所增加。显示出添加海泡石在一定程度上抑制了大团聚体(5~8 mm) 和微团聚体(<0.25 mm) 的数量,而中级团聚体

(0.25~5 mm) 含量则有所增加。

研究发现,外源物质输入、耕作方式的改变等都会对土壤结构状况和物理性质产生影响^[20]。本研究中,当施用海泡石达到 1% 时,在 0—5, 5—10, 10—15, 15—20 cm 土层的大团聚体(5~8 mm) 数量均有所减少,且随着海泡石添加剂量的增加而增加,中级团聚体(主要为 2~5 mm 和 1~2 mm) 的含量也呈现出不同程度增加,而微团聚体(<0.25 mm) 的数量则有所降低,这与吴鹏豹等和 Liu 等^[21-22] 的研究结果相似。其原因可能在于海泡石本身具有较大的比表面积,且吸附性强的性质,能促进微团聚体向中团聚体和大团聚体转化,从而使 0.25~1 mm 团聚体随海泡石施用量提高有一定程度的增加。

表 1 不同海泡石处理下土壤各级团聚体的百分含量

土层 深度/cm	处理	土壤团聚体百分含量/%					
		5~8 mm	2~5 mm	1~2 mm	0.5~1 mm	0.25~0.5 mm	<0.25 mm
0—5	CK	29.39±1.72b	29.31±3.67a	15.41±0.53b	9.61±1.26ab	6.22±1.20a	10.05±2.49ab
	H _{0.5}	35.28±3.12a	30.42±0.09a	13.32±1.17c	7.62±0.73b	5.22±1.00a	8.14±0.88b
	H ₁	22.95±3.04c	31.95±2.19a	17.14±0.80a	10.80±1.06a	8.26±2.82a	8.91±1.95b
	H _{1.5}	21.51±3.23c	29.69±2.21a	17.08±0.42a	11.21±1.26a	8.05±1.31a	12.46±1.60a
5—10	CK	31.43±4.80a	35.42±1.63a	14.73±1.43a	7.45±0.99a	3.96±1.14a	7.01±1.56a
	H _{0.5}	34.72±7.78a	32.44±4.08a	13.94±2.52a	7.24±1.39a	4.04±0.91a	7.62±1.52a
	H ₁	31.53±4.97a	33.98±4.61a	16.45±1.63a	8.25±0.94a	4.04±0.84a	5.75±1.51a
	H _{1.5}	30.89±7.16a	33.40±2.32a	15.34±2.00a	8.38±0.91a	4.65±1.50a	7.35±2.58a
10—15	CK	31.66±2.42b	33.67±0.65b	14.74±1.66b	7.61±0.34a	4.39±0.74a	7.91±1.59a
	H _{0.5}	39.94±2.95a	34.78±2.73b	12.28±0.95c	5.39±0.35b	2.73±0.49b	4.88±0.93b
	H ₁	28.29±1.00b	37.23±1.55ab	16.82±1.11ab	7.98±0.90a	3.79±0.89ab	5.89±1.62ab
	H _{1.5}	29.54±2.92b	39.92±2.20a	17.20±0.43a	7.20±1.39a	2.53±0.53b	3.62±1.57b
15—20	CK	35.92±6.48a	36.30±2.53ab	13.72±2.81a	6.12±0.99a	3.10±0.27ab	4.85±0.76ab
	H _{0.5}	32.64±14.23a	37.30±0.54ab	15.01±4.03a	5.79±2.64a	2.30±1.18b	3.95±1.56b
	H ₁	27.89±1.93a	35.26±0.80b	17.63±2.54a	8.52±0.52a	3.98±0.24a	6.47±0.54a
	H _{1.5}	34.71±3.33a	38.91±2.37a	14.91±1.93a	6.20±1.32a	2.50±1.17ab	2.77±1.36b
总体	CK	32.10±2.97ab	33.68±0.79b	14.65±0.71ab	7.70±0.74ab	4.42±0.70ab	7.46±1.18a
	H _{0.5}	35.65±5.60a	33.74±1.39ab	13.64±2.12b	6.551±0.92b	3.57±0.59b	6.15±0.58a
	H ₁	27.67±2.49b	34.61±0.82ab	17.01±1.35a	8.89±0.43a	5.02±0.73a	6.76±0.26a
	H _{1.5}	29.16±2.52ab	35.48±0.49a	16.13±0.49ab	8.225±0.83a	4.43±0.51ab	6.55±0.87a

注:同列不同土层中,不同字母表示在 $P<0.05$ 水平上差异显著。

2.1.2 施用海泡石对土壤团聚体稳定性的影响 土壤团聚体平均质量直径(MWD)和几何平均直径(GMD)是反映土壤团聚体大小分布状况的常用指标,MWD和GMD值越大,表示团聚体的平均粒径团聚度越高,稳定性越强^[23-24]。如图1所示,总体上来看,在0—5,5—10,10—15 cm 土层中,MWD和GMD都表现出先增加后降低的趋势,在15—20 cm 土层,MWD和GMD则先降低后增加。在5—10 cm 和15—20 cm 两个土层未达到显著差异水平($P>0.05$)。在0—15 cm 土层中,随着海泡石的施入量的增加团聚体稳定性表现为先增加后降低,在 H_{0.5} 处理时稳定性达到最高,在 1%~1.5% 海泡石处理下

土壤团聚体稳定性低于对照组处理;在15—20 cm 土层中,随着海泡石的施入量的增加,土壤团聚体稳定性先降低再增加,在 1.5% 海泡石(H_{1.5}) 时土壤团聚体稳定性达到最大。

目前关于海泡石对土壤团聚体稳定性影响方面研究较少,而对添加生物质炭等外源物质的研究较多,但研究结论不一。叶丽丽等^[25] 通过室内培养试验发现,添加外源物质生物质炭不能提高、甚至降低了土壤团聚体的稳定性^[26],但也有一些研究认为添加生物质炭能显著提高团聚体的稳定性^[27]。在本研究中,添加一定浓度的海泡石使团聚体的平均质量直径和几何平均直径减少,稳定性下降。这可能与海泡

石浸入土壤中后,阻碍黏粒之间的胶结作用,从而不利于大团聚体(5~8 mm)的形成有关,显示出在海泡石浓度到达一定浓度时会使耕层土壤结构体的力稳定性降低,这对某些质地偏黏的土壤而言有利于提高其耕性。而低浓度海泡石处理(0.5%)反而会使土壤团聚体

的平均质量直径和几何平均直径升高。对于在 15—20 cm 土层,随着海泡石的施入量的增加,稳定性反而先降低再增加,可能的原因是土层深度较深,人为扰动因素较少,海泡石进入深土层的量较少,固施加海泡石的量高于一定值时,才引起稳定性增加的趋势。

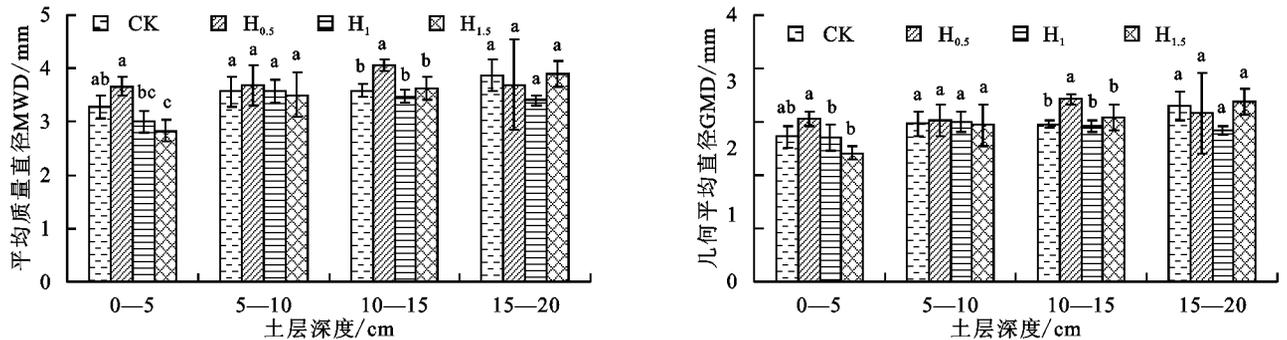


图 1 不同处理对土壤团聚体 MWD 和 GMD 的影响

一般把 >0.25 mm 的团聚体称为土壤团粒结构体^[28]。由表 2 可知,不同海泡石用量处理,对土壤团粒结构体有一定的影响。对照组和施加海泡石处理组,深层土壤的 $R_{0.25}$ 都处于较高的水平,且显著高于浅层土壤。在 0—5 cm 土层, $H_{0.5}$ 处理 $R_{0.25}$ 达到最高 92%; 在 5—10 cm 土层, H_1 处理 $R_{0.25}$ 达到最高 94%; 在 10—15 cm 土层, $H_{1.5}$ 处理 $R_{0.25}$ 达到最高 96%; 在 15—20 cm 土层, $H_{1.5}$ 处理 $R_{0.25}$ 达到最高 97%。随着土层深度的增加, $R_{0.25}$ 随着海泡石施加量的增加而增加,这可能是上层土壤收外力扰动因素多,大颗粒土壤团粒结构被破坏,而下层土壤收受外力因素扰动少,故 $R_{0.25}$ 值偏大。

表 2 不同处理下土壤团聚体 $R_{0.25}$

土层 深度/cm	$R_{0.25}/\%$			
	CK	$H_{0.5}$	H_1	$H_{1.5}$
0—5	0.90±0.02ab	0.92±0.01a	0.91±0.02a	0.88±0.02b
5—10	0.93±0.02a	0.92±0.02a	0.94±0.02a	0.93±0.03a
10—15	0.92±0.02b	0.95±0.01a	0.94±0.02ab	0.96±0.02a
15—20	0.95±0.01ab	0.96±0.02a	0.94±0.01b	0.97±0.01a

注:同行不同小写字母表示差异显著($P<0.05$)。

研究发现添加海泡石可以提高土壤团粒结构体

的量,这是由于海泡石具有较大的比表面积和较强的吸附性能,能促进微团聚体(<0.25 mm)向 >0.25 mm 粒径团聚体转化,从而使 $R_{0.25}$ 随海泡石施用有一定程度的增加。深层土壤的 $R_{0.25}$ 都处于较高的水平,且显著高于浅层土壤,可能是与人为扰动因素有关,人为扰动越少,大颗粒团聚体结构完好,未被破坏,故 $R_{0.25}$ 值偏大。

2.2 添加海泡石对团聚体中有机碳(SOC)含量的影响

2.2.1 不同海泡石处理下土壤 SOC 含量特征 由图 2(a)可知,从总体上看,随着海泡石施用剂量的增加,土壤 SOC 含量呈现出先降低再增加的趋势,其中 $H_{1.5}$ 处理组中有机碳含量达到最大,为 2.35%,且显著高于对照 $H_{0.5}$ 和 H_1 处理($P<0.05$),而在 $H_{0.5}$ 处理时 SOC 含量最低,较对照处理降低了 21.1%, H_1 处理时土壤有机碳含量比 CK 处理提高了 2.9%,但差异不明显($P>0.05$),这与安艳等^[29]研究结果相同。土壤团聚体是土壤有机碳的储存的场所,团聚体的粒径不同,储存的有机碳的组分和能力也不同^[30],向土壤中添加海泡石引起土壤团聚体各粒径组分含量发生变化,使得土壤有机碳含量也随之改变。

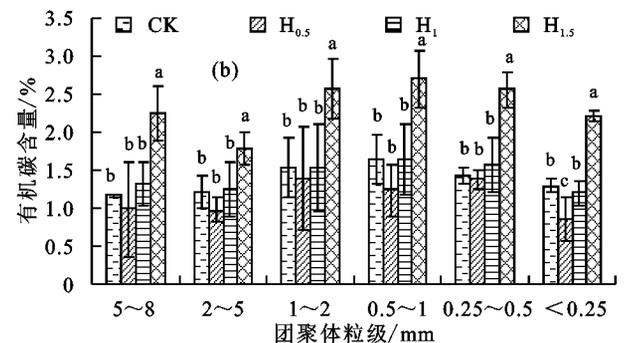
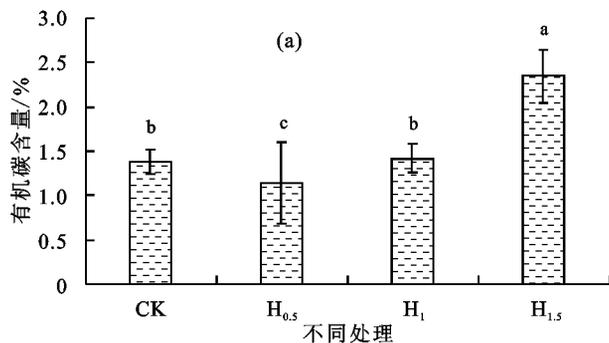


图 2 不同海泡石处理下土壤团聚体中有机碳含量

2.2.2 不同团聚体粒径中 SOC 含量特征 由图 2 (b)可知,团聚体中 SOC 含量主要分布在中间粒径

(0.25~2 mm)团聚体中,而在大颗粒团聚体(2~8 mm)和微团聚体(<0.25 mm)团聚体中占得比例较低。总体

来看,在不同团聚体的粒径中,随着海泡石施入量的增加呈现出先降低后增加趋势。与对照处理相比,0.5%海泡石处理下不同粒径团聚体含量均有所抑制,降低了3.0%~34.8%,但不显著($P>0.05$);而投加1%~1.5%海泡石下,不同粒径团聚体中SOC含量有所增加(<0.25 mm粒径下 $H_{1.5}$ 处理除外),其中在 $H_{1.5}$ 处理下均显著增加($P<0.05$),5~8,2~5,1~2,0.5~1,0.25~0.5 mm粒径团聚体下分别较对照增加了13.1%~93.8%,2.5%~47.1%,0.3%~67.1%,0.3%~64.5%和10.6%~80.3%,SOC含量变化不明显。

2.2.3 不同土层中SOC含量特征 土壤结构和团聚程度与土壤有机碳含量关系密切^[31],而团聚体的形成和分布影响其中的有机碳含量及稳定性^[32],添加海泡石后0—20 cm土层中SOC含量产生了不同影响(图3),随着海泡石的质量分数的增加,同一土层下,SOC含量呈先减小后增加的趋势,0—5,5—10,10—15,15—20 cm 4个土层均为添加 $H_{1.5}$ 质量分数海泡石的处理SOC含量最高。高剂量的海泡石对土壤的胶结物质才会产生影响,并对其使土壤颗粒以及微团聚体胶结形成大级别团聚体^[33],且主要影响其0.5~2 mm级别的团聚体的形成^[31]。在0—5 cm土层, $H_{1.5}$ 处理下土壤SOC含量较对照增加了63%,且差异显著($P<0.05$), $H_{0.5}$ 和 H_1 处理均低于CK处理,降低幅度最大为2%,但差异不显著($P>0.05$);在5—10 cm土层, $H_{1.5}$ 与 H_1 显著高于对照处理,SOC含量分别增加了82.6%和29%,但 $H_{0.5}$ 处理下有所降低;在10—15 cm土层,土壤SOC含量表现为 $H_{1.5}>H_1>CK>H_{0.5}$,与对照相比, $H_{1.5}$ 和 H_1 下SOC含量分别增加了110%和26.1%,而 $H_{0.5}$ 处理下SOC含量减少了14.4%;在15—20 cm土层中,土壤SOC含量大小趋势为 $H_{1.5}>CK>H_{0.5}>H_1$,与对照相比, $H_{1.5}$ 处理下SOC增加了34.7%,而 $H_{0.5}$ 和 H_1 下土壤SOC含量则下降了42.9%和51.5%,且差异显著($P<0.05$)。另外,当海泡石的量添加到一定程度时,添加海泡石在深度为5—10 cm和10—15 cm土层中土壤有机碳有明显增加的趋势,深层土壤和浅层土壤中的有机碳向中间土层土壤中迁移^[5]以及施用海泡石后土壤团聚体稳定性增加,通过包被作用使得土壤有机碳较为稳定。数量到达一定值时,土壤有机碳含量会增加,且1~2 mm和0.5~1 mm粒径团聚体有机碳含量增幅较大。

2.3 不同处理下土壤团聚体与土壤有机碳含量相关性

表3为土壤总有机碳与各粒径团聚体在单位土壤中有有机碳含量的相关关系。随土壤总有机碳含量的递增,各粒径团聚体土壤中有有机碳含量总体呈增加趋势,并且土壤总有机碳与团聚体有机碳出现一定的

正相关关系, R^2 为0.366~0.611。对土壤总有机碳和各粒径团聚体有机碳的研究显示,团聚体粒径为<0.25,0.5~1,2~5 mm间相关性较高,是土壤有机碳累积的关键团聚体。谭文峰等^[34]研究可以将2~20 μm 团聚体作为汉江平原土壤有机碳的特征团聚体,孙天聪等^[35]研究表明在黄土高原地区2~5 mm团聚体是土壤养分的主要载体。

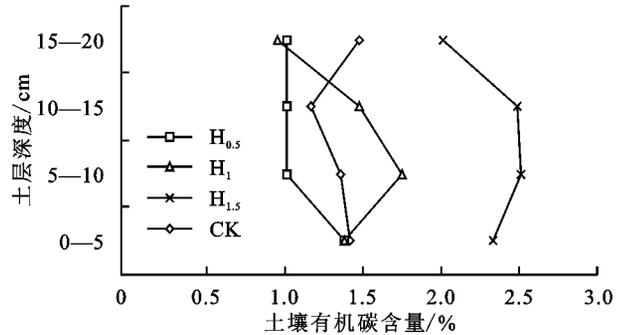


图3 不同土层土壤团聚体有机碳含量

表3 土壤各粒径团聚体有机碳与总有机碳的相互关系

土壤团聚体 粒径/mm	土壤各粒径团聚体有机碳与总有机碳的 相互关系拟合曲线	R^2
5~8	$y=0.7532x-0.1973$	0.4067
2~5	$y=1.3841x-0.9377$	0.5106
1~2	$y=0.8535x-0.6155$	0.4772
0.5~1	$y=0.7819x-0.5295$	0.5365
0.25~0.5	$y=0.7234x-0.3728$	0.3660
<0.25	$y=0.8990x-0.3713$	0.6110

由表4可知,添加不同质量分数海泡石下各粒径团聚体对土壤有机碳的贡献率表现出一定的差异。从总体上看,不同粒径下土壤团聚体贡献率大小依次表现为2~5,5~8,1~2,0.5~1,<0.25,0.25~0.5 mm,显示出大团聚体是土壤有机碳的主要载体。随着海泡石施用量的增加,各级别团聚体中有机碳含量对土壤有机碳含量的贡献率向大团聚体方向增加。与对照相比,施用不同浓度海泡石后<0.25 mm粒径团聚体中有机碳贡献率则有所抑制,降低了12.5%~34.9%; $H_{0.5}$ 处理下5~8 mm和1~2 mm团聚体对土壤有机碳贡献率升高了14%和2.2%;施用1%海泡石后2~5 mm和1~2 mm团聚体对土壤有机碳贡献率升高了2.3%和13.3%;当海泡石浓度达到1.5%时,5~8 mm和1~2 mm团聚体对土壤有机碳贡献率增加了3.3%和8%。安艳等^[29]研究也发现,在0—10 cm土层中,添加生物炭后均增加2~5 mm和1~2 mm团聚体对土壤有机碳的贡献率,本试验还在一定程度上增加了5~8 mm团聚体对土壤有机碳的贡献率,这是由于海泡石作用下,大团聚体的形成(数量增加)和有机碳含量升高双重作用的结果^[36-37]。当然,海泡石本身存在的物质和土壤自身存在的有机碳的性质、功能上的差异的影响还需进一步研究。

表4 土壤各粒径团聚体对土壤有机碳含量的贡献率

单位: %

处理	团聚体粒径/mm					
	5~8	2~5	1~2	0.5~1	0.25~0.5	<0.25
CK	27.06±2.50	29.82±0.70	16.24±0.78	9.13±0.88	4.53±0.72	7.04±1.12
H _{0.5}	30.87±4.86	29.05±1.20	16.60±2.58	7.08±1.00	4.33±0.71	4.58±0.43
H ₁	25.61±2.31	30.50±0.73	18.42±1.46	10.23±0.49	5.57±0.81	5.72±0.22
H _{1.5}	27.96±2.42	27.12±0.37	17.54±0.54	9.46±0.95	4.82±0.56	6.16±0.82

3 结论

(1)添加海泡石后,不同粒径团聚体相对含量大小表现为随粒径的减少先增加后降低再增加趋势;随着土层深度的增加,5~8 mm和2~5 mm粒径团聚体呈增加趋势,而中低粒径团聚体有所降低;随着海泡石用量增加,在5~8 mm和2~5 mm粒径团聚体数量表现为先增加后降低趋势,在1~2,0.5~1,0.25~0.5 mm粒径团聚体中,表现为先降低后增加;而<0.25 mm粒径团聚体数量则有所降低。在不同土层中,随海泡石施用量的增加, $R_{0.25}$ 值也随之升高。

(2)增加海泡石施入量,土壤团聚体中总有机碳含量表现为先减少后增加的趋势,最大可增加70.3%;不同粒径团聚体中,有机碳含量随海泡石施用浓度增加先降低后增加,且在H_{1.5}处理下显著高于对照处理,而在海泡石处理浓度为0.5%时,有机碳含量较对照降低3.0%~34.9%;在不同土层中,团聚体中有机碳含量随海泡石施用量的增加,先降低再增加,并随着土层深度的增加,有机碳含量先增加后降低,最大分别可增加82.5%和14.4%。

(3)海泡石对土壤5~8,2~5,1~2 mm级别团聚体有机碳贡献率有不同程度增加,随着海泡石施用量的增加,增加了大粒径团聚体有机碳的贡献率,增加幅度为2.2%~14.0%。

参考文献:

[1] Šimansky V, Balashov E, Horák J. Water stability of soil aggregates and their ability to sequester carbon in soils of vineyards in Slovakia[J]. Archives of Agronomy & Soil Science, 2016, 62(2): 177-197.

[2] 李景, 吴会军, 武雪萍, 等. 长期保护性耕作提高土壤大团聚体含量及团聚体有机碳的作用[J]. 植物营养与肥料学报, 2015, 21(2): 378-386.

[3] 张家春, 刘盈盈, 贺红早, 等. 土壤团聚体与有机碳固定关系研究进展[J]. 福建农业学报, 2016, 31(3): 319-325.

[4] 林培松, 高全洲. 不同土地利用方式下紫色土结构特性变化研究[J]. 水土保持研究, 2010, 17(4): 134-138.

[5] 李鉴霖, 江长胜, 郝庆菊. 土地利用方式对缙云山土壤团聚体稳定性及其有机碳的影响[J]. 环境科学, 2014, 35(12): 4695-4704.

[6] Rachman A, Anderson S H, Gantzer C J, et al. Influence of long-term cropping systems on soil physical properties related to soil erodibility[J]. Soil Science So-

ciety of America Journal, 2003, 67(2): 637-644.

[7] Ahmadi A, Neyshabouri M R, Rouhipour H, et al. Fractal dimension of soil aggregates as an index of soil erodibility[J]. Journal of Hydrology, 2011, 400(3/4): 305-311.

[8] Pulleman M M, Marinissen J. Physical protection of mineralizable C in aggregates from long-term pasture and arable soil[J]. Geoderma, 2004, 120(3/4): 273-282.

[9] 莫艳华, 汤佳, 张仁铎, 等. 外加营养源作用下微生物黏结剂对土壤团聚体的影响[J]. 环境科学, 2012, 33(3): 952-957.

[10] 侯晓娜, 李慧, 朱刘兵, 等. 生物炭与秸秆添加对砂姜黑土团聚体组成和有机碳分布的影响[J]. 中国农业科学, 2015, 48(4): 705-712.

[11] 毛霞丽, 陆扣萍, 何丽芝, 等. 长期施肥对浙江稻田土壤团聚体及其有机碳分布的影响[J]. 土壤学报, 2015, 52(4): 828-838.

[12] Sun Y B, Xu Y M, Xu Y, et al. Reliability and stability of immobilization remediation of Cd polluted soils using sepiolite under pot and field trials[J]. Environmental Pollution, 2016, 208(B): 739-746.

[13] Sun Y B, Sun G H, Xu Y M, et al. Evaluation of the effectiveness of sepiolite, bentonite, and phosphate amendments on the stabilization remediation of cadmium-contaminated soils [J]. Journal of Environmental Management, 2016, 166(4/6): 204-210.

[14] Liang X F, Xu Y M, Wang L, et al. Sorption of Pb²⁺ on mercapto functionalized sepiolite[J]. Chemosphere, 2013, 90(2): 548-555.

[15] Sun Y B, Li Y, Xu Y M, et al. In situ stabilization remediation of cadmium (Cd) and lead (Pb) co-contaminated paddy soil using bentonite[J]. Applied Clay Science, 2015, 105/106(3): 200-206.

[16] 王林, 徐应明, 梁学峰, 等. 广西刁江流域Cd和Pb复合污染稻田土壤的钝化修复[J]. 生态与农村环境学报, 2012, 28(5): 563-568.

[17] Liang X, Xu Y, Xu Y, et al. Two-year stability of immobilization effect of sepiolite on Cd contaminants in paddy soil[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(13): 12922-12931.

[18] 尹宝重, 甄文超, 郭丽果. 海河低平原不同耕作方式下麦田土壤生态环境特征[J]. 水土保持学报, 2015, 29(1): 186-194.

[19] Qiu L, Zhang X, Zhang J. Distribution of nutrients and enzymes in Loess Plateau soil aggregates after

- longterm fertilization[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(2):364-372.
- [20] 韩凤朋,郑纪勇,李占斌,等. PAM对土壤物理性状以及水分分布的影响[J]. *农业工程学报*, 2010, 26(4):70-74.
- [21] 吴鹏豹,解钰,漆智平,等. 生物炭对花岗岩砖红壤团聚体稳定性及其总碳分布特征的影响[J]. *草地学报*, 2012, 20(4):643-649.
- [22] Liu X, Han F, Zhang X. Effect of Biochar on Soil Aggregates in the Loess Plateau: Results from Incubation Experiments[J]. *International Journal of Agriculture and Biology*, 2012, 14(6):975-979.
- [23] 王丽,李军,李娟,等. 轮耕与施肥对渭北旱作玉米田土壤团聚体和有机碳含量的影响[J]. *应用生态学报*, 2014, 25(3):759-768.
- [24] Wang S, Li T, Zheng Z. Effect of tea plantation age on the distribution of soil organic carbon and nutrient within micro-aggregates in the hilly region of western Sichuan, China [J]. *Ecological Engineering*, 2016, 90(5):113-119.
- [25] 叶丽丽,王翠红,周虎,等. 添加生物质黑炭对红壤结构稳定性的影响[J]. *土壤*, 2012, 44(1):62-66.
- [26] 陈红霞,杜章留,郭伟,等. 施用生物炭对华北平原农田土壤容重、阳离子交换量和颗粒有机质含量的影响[J]. *应用生态学报*, 2011, 22(11):2930-2934.
- [27] 史奕,陈欣,沈善敏. 土壤团聚体的稳定机制及人类活动的影响[J]. *应用生态学报*, 2002, 13(11):1491-1494.
- [28] 李景. 长期耕作对土壤团聚体有机碳及微生物多样性的影响[D]. 北京:中国农业科学院, 2014.
- [29] 安艳,姬强,赵世翔,等. 生物质炭对果园土壤团聚体分布及保水性的影响[J]. *环境科学*, 2016, 37(1):293-300.
- [30] 王洋,刘景双,王全英. 冻融作用对土壤团聚体及有机碳组分的影响[J]. *生态环境学报*, 2013, 22(7):1269-1274.
- [31] Mrabet R. Stratification of soil aggregation and organic matter under conservation tillage systems in Africa[J]. *Soil & Tillage Research*, 2002, 66(2):119-128.
- [32] 赵世伟,苏静,吴金水,等. 子午岭植被恢复过程中土壤团聚体有机碳含量的变化[J]. *水土保持学报*, 2006, 20(3):114-117.
- [33] 王清奎,汪思龙. 土壤团聚体形成与稳定机制及影响因素[J]. *土壤通报*, 2005, 36(3):415-421.
- [34] 谭文峰,朱志锋,刘凡,等. 江汉平原不同土地利用方式下土壤团聚体中有机碳的分布与积累特点[J]. *自然资源学报*, 2006, 21(6):973-980.
- [35] 孙天聪,李世清,邵明安. 长期施肥对褐土有机碳和氮素在团聚体中分布的影响[J]. *中国农业科学*, 2005, 38(9):1841-1848.
- [36] Gunina A, Ryzhova I, Dorodnikov M, et al. Effect of plant communities on aggregate composition and organic matter stabilisation in young soils[J]. *Plant and Soil*, 2015, 387(1/2):265-275.
- [37] Cates A M, Ruark M D, Hedtcke J L, et al. Long-term tillage, rotation and perennialization effects on particulate and aggregate soil organic matter[J]. *Soil & Tillage Research*, 2016, 155(S1):371-380.
- [8] 沈海鸥,郑粉莉,卢嘉,等. 黄土坡面细沟侵蚀形态试验[J]. *生态学报*, 2014, 34(19):5514-5521.
- [9] 王龙生,蔡国强,蔡崇法,等. 黄土坡面细沟形态变化及其与流速之间的关系[J]. *农业工程学报*, 2014, 30(11):110-117.
- [10] 李占斌,秦百顺,亢伟,等. 陡坡面发育的细沟水动力学特性室内试验研究[J]. *农业工程学报*, 2008, 24(6):64-68.
- [11] 张攀,姚文艺,唐洪武,等. 模拟降雨条件下坡面细沟形态演变与量化方法[J]. *水科学进展*, 2015, 26(1):51-58.
- [12] 刘前进,蔡国强,方海燕,等. 基于GIS的次降雨分布式土壤侵蚀模型构建:以晋西王家沟流域为例[J]. *中国水土保持科学*, 2008, 6(5):21-26.
- [13] 和继军,宫辉力,李小娟,等. 细沟形成对坡面产流产沙过程的影响[J]. *水科学进展*, 2014, 25(1):90-97.
- [14] 山西省水土保持科学研究所. 晋西黄土高原土壤侵蚀规律实验研究文集[M]. 北京:水利电力出版社, 1990:87.
- [15] 郭明明,王文龙,李建明,等. 野外模拟降雨条件下矿区土质道路径流产沙及细沟发育研究[J]. *农业工程学报*, 2016, 32(24):155-163.
- [16] 沈海鸥,郑粉莉,温磊磊,等. 降雨强度和坡度对细沟形态特征的综合影响[J]. 2015, 46(7):162-170.
- [17] 牛耀彬,高照良,李永红,等. 工程堆积体坡面细沟形态发育及其与产流产沙量的关系[J]. *农业工程学报*, 2016, 32(19):154-161.
- [18] 汪晓勇,郑粉莉. 黄土坡面坡长对侵蚀—搬运过程的影响研究[J]. *水土保持通报*, 2008, 28(3):1-4.

(上接第 84 页)