

有机质对三峡库区水体中土壤胶体颗粒凝聚影响机制研究

丁武泉^{1,2}, 何家洪¹, 刘新敏², 胡斐南², 田锐², 李航², 朱华玲²

(1. 重庆文理学院环境材料与修复技术重庆市重点实验室, 重庆 402168;

2. 西南大学土壤多尺度界面过程与调控重庆市重点实验室, 重庆 400716)

摘要: 采用联合测定法和光散射技术分别研究了有机质对土壤颗粒表面电荷性质和水体中胶体颗粒凝聚过程的影响。结果表明: 添加有机质能显著改变土壤表面电荷性质, 使得土壤颗粒表面电荷数量降低 6.8%, 比表面积增加 12.3%, 使颗粒表面电荷密度减小, 表面电位降低; 进一步理论计算表明添加有机质降低了胶体颗粒间的静电排斥力, 使得净引力增大, 胶体颗粒更易发生凝聚。通过动态光散射分析水体中土壤胶体颗粒的凝聚特征, 发现有机质去除前后的临界聚沉浓度 (CCC) 分别为 91.6 mmol/L 和 139.3 mmol/L, 去除有机质土壤显著大于未去除有机质的土壤, 相应浓度下的临界电位值计算结果均为 -150 mV 左右, 与颗粒间出现净引力的临界浓度值基本一致。有机质对水体中胶体颗粒凝聚特性的影响主要是通过改变颗粒表面性质使得颗粒间的相互作用发生变化而引起。

关键词: 三峡库区; 有机质; 净作用力; 稳定性; 临界聚沉浓度

中图分类号: X153.3

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2017)04-0166-06

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2017.04.027

Effect of Organic Matter on Aggregation of Soil Colloidal Particles in Water Bodies of Three Gorge Reservoir Region

DING Wuquan^{1,2}, HE Jiahong¹, LIU Xinmin², HU Feinan², TIAN Rui², LI Hang², ZHU Hualing²

(Chongqing Key Laboratory of Environmental Materials & Remediation

Technologies, Chongqing University of Arts and Science, Chongqing 402168; 2. Chongqing Key

Laboratory of Soil Multi-scale Interfacial Process, Southwest University, Chongqing 400716)

Abstract: Based on the method of combined determination and light scattering, we studied the effect of organic matter on the surface charge properties of soil colloidal particles and condensation process of colloidal particles in water bodies. The results showed that the addition of organic matter significantly changed the surface charge properties of soils, because of the total charge number increased about 6.8%, the specific surface area decreased about 12.3%, and organic matter addition decreased the surface charge density of the particles and the surface potential. Further theoretical calculations showed that the addition of organic substance reduced the electrostatic repulsion between colloidal particles, which made the net gravity increase and aggregation of soil colloids become easier. The aggregation characteristics of soli colloids in the water bodies were studied by the method of light scattering, the results showed that the critical coagulation concentration (CCC) was 91.6 mmol/L before removing organic matter, and it was 139.3 mmol/L after organic matter was removed, and the difference between these two values was significant. The critical surface potentials for colloidal particle dispersive or aggregate were both about -150 mV at the corresponding concentrations. And the above concentrations were the critical concentrations that net gravitational attraction appeared between particles. The effect of organic matter on the aggregation characteristics of colloidal particles in water bodies was mainly through changing surface properties and the corresponding interactions of particles.

Keywords: Three Gorge Reservoir Region; organic matter; net pressure; stability; the critical coagulation concentration

有机质是土壤的重要组成部分之一, 其对土壤的形成、土壤肥力和土壤结构稳定性起着关键作用^[1]。

土壤胶体是土壤中最细小而最活跃的部分, 它的大小在 1~1 000 nm 之间。土壤胶体颗粒在水体中的凝

聚/分散过程是水环境体系中胶体颗粒物质的重要来源^[2]。吸附着营养物质(N和P)的土壤胶体颗粒随水体流动发生迁移,这也是水体产生富营养化的重要途径^[3]。土壤颗粒凝聚有助于营养元素的保蓄,减弱颗粒随水迁移程度,降低水土流失强度。

众多研究者发现^[4-8]电解质类型、浓度、pH、有机质和氧化还原电位等均会对土壤胶体凝聚过程产生影响,其中有机质是影响土壤胶体凝聚过程的一个重要因素。有研究表明^[9-11]土壤有机质可以通过分子引力、阳离子桥键和氢键或化学键的作用,影响土壤有机/无机胶体的凝聚和形成,这些研究主要采用经典胶体稳定理论解释胶体悬浮液中颗粒间范德华引力和静电斥力之间的关系^[12-13],但已有研究表明在土壤团聚体稳定性和颗粒流失研究中发现颗粒间相互作用还存在水合斥力^[14-16]。因此,在胶体颗粒凝聚研究中应同时考虑颗粒间水合斥力、静电斥力和范德华引力。近年来研究^[17-19]发现我国土壤中有有机质含量发生了显著变化,因此,开展有机质对土壤颗粒内部作用力变化规律及其凝聚过程影响具有十分重要意义。

紫色土是三峡库区最主要土壤类型之一,库区水体中紫色土胶体颗粒的凝聚对其在水体中的沉积、迁移等过程产生重要影响,对库区水体生态环境安全起

关键作用^[20-21]。因此,本研究以中性紫色土胶体颗粒为研究对象,测定有机质对土壤胶体颗粒表面电荷性质变化规律,理论分析土壤胶体颗粒间水合斥力、静电斥力和范德华引力等内部作用力特征,表征有机质对水体中紫色土胶体凝聚过程规律,阐明有机质对水体中胶体凝聚过程的影响机制。

1 材料与方法

1.1 供试材料

2014年10月,采集重庆市西南大学桑园的中性紫色土表层土壤,先风干,去除砾石和植物根系等,然后磨细过0.25 mm筛。称取50 g过0.25 mm筛风干土样到500 mL烧杯中,加少量水润湿土壤,再加入30%双氧水,放到电热板上加热(保持温度在79.85℃左右),不断搅拌,继续滴加双氧水,直到不产生气泡,土壤颜色变浅^[22],土壤有机质的去除率达到95%以上。69.85℃烘干研磨过0.25 mm筛。采用静水沉降方法^[22]提取<0.2 μm土壤无机胶体和有机无机复合胶体,pH(土水比为1:5)和有机质含量采用常规方法测定^[22];土壤胶体表面电荷性质采用联合测定法测定^[23],离心测定上清液中钙和钠离子浓度,然后计算电荷总量和比表面积参数,结果见表1。

表 1 供试土壤的基本理化性质

类型	采集地	层次	处理	pH	CEC/ (cmol·kg ⁻¹)	有机质含量/ (g·kg ⁻¹)	比表面积/ (m ² ·g ⁻¹)
中性紫色土	重庆北碚	A	未去除有机质	7.11	16.0	12.3	48.0
			去除有机质	6.98	17.1	0.47	42.1

1.2 水体中紫色土胶体颗粒凝聚过程测定

2015年11月,根据Jia等^[24]土壤胶体凝聚过程的技术方法,采用BI-200SM广角度激光光散射仪(美国Brookhaven公司)、BI-9000AT数字信号处理器(美国Brookhaven公司)在西南大学土壤多尺度界面过程与调控重庆市重点实验室测定了水体中土壤胶体颗粒有效粒径随时间的变化规律,去除有机质前后水体中胶体颗粒凝聚实验Na⁺浓度分别设为1,10,30,50,100,300,500,700 mmol/L和1,10,30,50,100,200,300,500,700 mmol/L。

1.3 数据处理和计算

未去除和去除有机质中性紫色土表面电位值可由方程(1)求得^[25]:

$$\varphi(0)=\frac{RT}{ZF}\ln\left[4\left(\frac{c_0S}{CEC\kappa}\right)^2\right] \tag{1}$$

式中:φ(0)为表面电位(V);R为气体常数(J/(mol·K));T为温度(K);Z为离子价态;F为法拉第常数(C/mol);c₀为本体溶液浓度(mol/m³);κ为Debye-Hückel参数(1/m);CEC为土壤阳离子交换量(mol/kg);S为土壤颗粒的比表面积(m²/kg)。通过联合

测定法可以测定得到土壤胶体表面电荷总量(CEC)和比表面积(S),将两个试验测定值带入方程(1)即可求得表面电位值。

土壤胶体颗粒总体平均凝聚速率(TAA)可由方程(2)求得^[26]:

$$\widetilde{v}_T(f_0)=\frac{1}{t_0}\int_0^{t_0}\widetilde{v}_T(t,f_0)dt=\frac{1}{t_0}\int_0^{t_0}\frac{d(t)-d_0}{t}dt \tag{2}$$

式中:~v_T(f₀)为t从0~t₀时间段内的总体平均凝聚速率(TAA)(nm/min);f₀为电解质浓度(mmol/L);d(t)为t时刻水体中土壤凝聚体的平均有效水力学直径(nm);d₀为水体中胶体颗粒的初始平均有效水力学直径(nm);根据方程(2)计算得到总体平均凝聚速率再与电解质浓度(f₀)作图,其拐点处所对应的浓度即为临界聚沉浓度(CCC)^[26]。

2 结果与分析

2.1 有机质对紫色土胶体表面电荷性质的影响

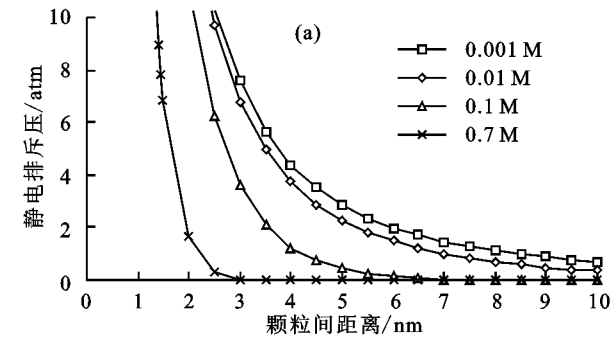
由表1可知,中性紫色土去除有机质去除率达到96.2%。中性紫色土电荷总量在去除有机质后增加6.8%,比表面积值减小12.3%。土壤颗粒比表面积

降低明显。中性紫色土为恒电荷土壤,根据联合法测得电荷数量和比表面积值,计算出去除有机质后土壤颗粒表面电位值结果见表 2。在相同电解质浓度下,去除有机质土壤颗粒表面电位绝对值高于未去除有机质土壤,主要是因为土壤颗粒去除有机质后电荷数量增加,比表面积降低,导致表面电荷密度增大,使得表面电位升高(绝对值)。有机质对胶体颗粒表面电荷性质产生的影响必将带来颗粒间静电作用力的差异,从而改变土壤颗粒间相互作用力的大小,因此进一步分析其对胶体颗粒静电斥力和相互作用力的影响。

2.2 有机质对紫色土胶体颗粒相互作用力的影响

有机质对胶体颗粒表面电荷性质产生的影响必将带来颗粒间静电作用力的差异,从而改变土壤颗粒间相互作用力的大小。采用 Li 等^[16]的方法计算了去除有机质前后水体中供试土壤颗粒间静电排斥力,采用 Leng^[26]的方法计算供试土壤颗粒间水合斥力和范德华引力变化特征。

由图 1 可见,随着水体中电解质浓度从 700 mmol/L 降低到 1 mmol/L 时,中性紫色土胶体颗粒



注:a 为未去除有机质;b 为去除有机质。下同。

图 1 不同浓度条件下有机质对中性紫色土胶体颗粒间静电斥力随距离的影响变化规律

进一步计算出 DLVO 力与水合斥力的合力(净作用力),在相同浓度条件下表现出去除有机质体系大于未去除有机质体系(图 2)。当颗粒间净作用力为负值时,表明为吸引,相反则为排斥。土壤颗粒出现净吸引时颗粒间距离随着电解质浓度的升高而降低,含有机质的土壤胶体颗粒间净吸引力强于去除有机质体系。例如在 100 mmol/L NaNO₃ 溶液中,在相同颗粒间距离(4~5 nm)时,未去除有机质土壤颗粒间净作用力为去除有机质土壤颗粒间的 24.0%~45.7%,并且该浓度条件下未去除有机质土壤颗粒间表现为净引力;同样,由图 2b 可见,在去除有机质体系中,土壤颗粒间表现为净引力的电解质浓度约为 200 mmol/L。表明有机质增大了胶体颗粒间的吸引会使水体中胶体颗粒更易凝聚,因此在较低电解质浓度条件下即出现引力。

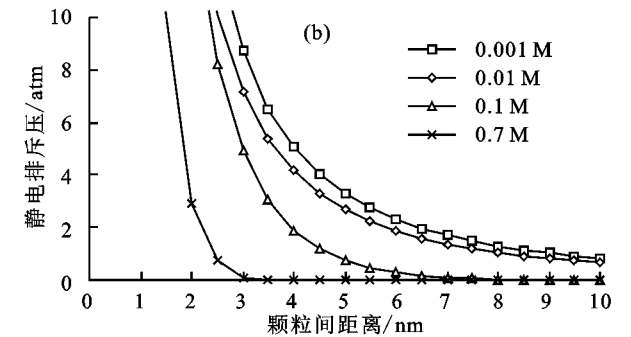
2.3 有机质对水体中紫色土胶体颗粒凝聚特征影响的动态光散射分析

利用动态光散射技术测定不同电解质浓度下去除

间静电排斥力均呈现增加规律,这与去除有机质无关。例如在颗粒间距离 2.5 nm 处,当水体中电解质浓度从 700 mmol/L 时,去除有机质前后胶体颗粒的静电斥力分别为 0.28,0.73 atm,当水体中电解质浓度为 1 mmol/L 时,去除有机质前后胶体颗粒的静电斥力分别为 10.28,12.23 atm,去除有机质后颗粒间静电斥力增加幅度变大。

表 2 不同 NaNO₃ 浓度体系下未去除有机质和去除有机质中性紫色土表面电位

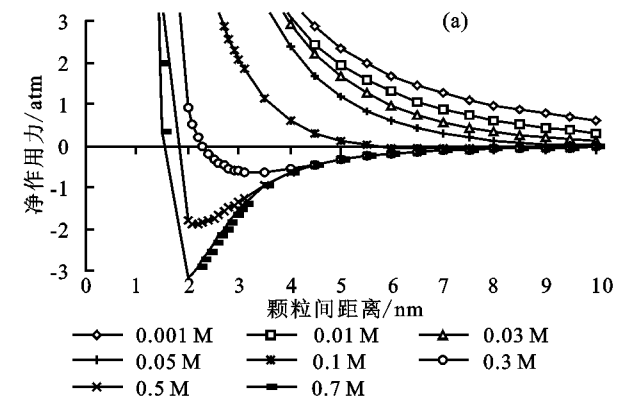
未去除有机质		去除有机质	
浓度/ (mmol · L ⁻¹)	表面电位 值/(mV)	浓度/ (mmol · L ⁻¹)	表面电位 值/(mV)
1	-265	1	-274
10	-207	10	-216
30	-179	30	-189
50	-169	50	-176
100	-150	100	-159
200	-133	200	-143
300	-124	300	-133
500	-113	500	-121
700	-105	700	-114



有机质前后水体中紫色土胶体颗粒凝聚体平均有效水力直径变化规律,结果见图 3。去除有机质前后水体中紫色土胶体凝聚体粒径随电解质浓度升高而增大,在低浓度条件下凝聚体粒径呈直线增长,在高浓度条件下先表现直线增长后趋于平缓。含有机质的土壤胶体体系中,在电解质浓度 1~700 mmol/L 时,凝聚体粒径范围为 220~2 030 nm,且主要集中在 1~100 mmol/L 浓度范围内,粒径增加了将近 9 倍;去除有机质的体系中,凝聚体粒径范围相似,但是凝聚体粒径增长的浓度范围增大到 200 mmol/L。从凝聚体大小变化规律可知,去除有机质前后的临界浓度范围分别为 50~100 mmol/L 和 100~200 mmol/L。临界电解质浓度在未去除和去除有机质条件下差异明显。

为进一步确定临界浓度值,分析了胶体颗粒临界聚沉浓度值(critical coagulation concentration,简称 CCC 值)(图 4)。在电解质浓度较低时,未去除与去除有机质体系中 TAA 随电解质浓度的增大均呈线

性增长,当电解质浓度增加到一定程度时(未去除与去除有机质体系分别为 100,200 mmol/L),TAA 几乎保持不变^[24]。图 4 表明未去除与去除有机质体系



下 TAA 最大值分别为 30.1,31.4 nm/min,对应的 CCC 值分别为 91.6,139.3 mmol/L,表现为去除有机质大于未去除有机质体系。

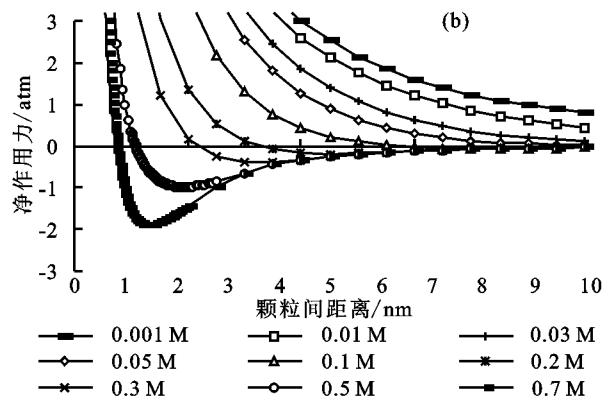


图 2 不同浓度条件下有机质对中性紫色土胶体颗粒间水合作用力、静电斥力、范德华引力及净作用力随距离的影响变化

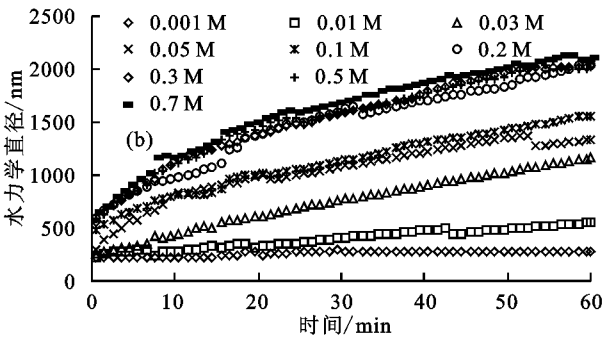
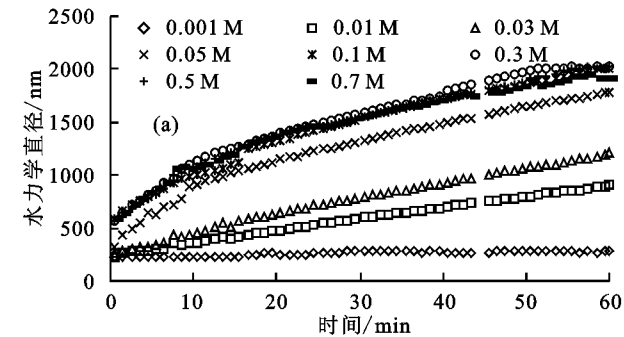


图 3 不同电解质浓度条件下有机质对中性紫色土凝聚体粒径随时间变化

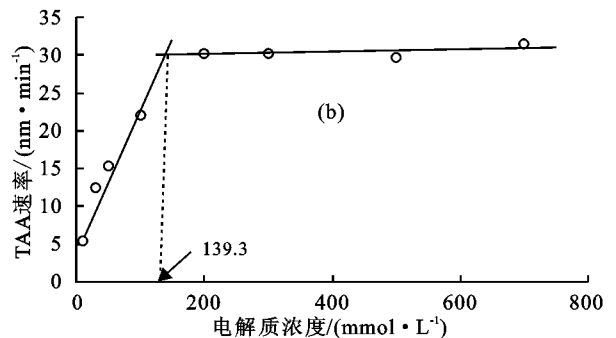
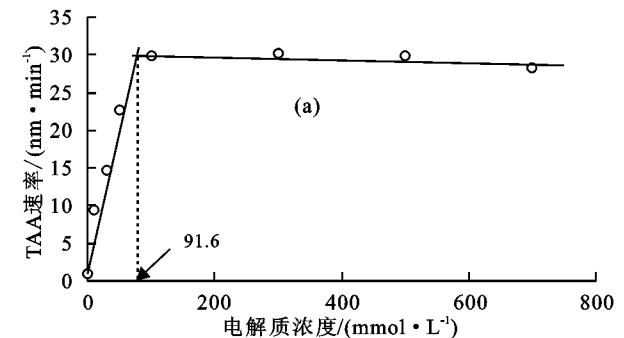


图 4 不同电解质浓度条件下有机质对 TAA 速率影响

虽然有机质对颗粒临界絮凝浓度有显著影响,但从前面的分析可知,有机质是通过表面电位来影响颗粒间的静电排斥作用,进而影响着 CCC 值。TAA 速率随着表面电位的降低而增大,当电位绝对值降低到一临界点时,TAA 速率达到最大。将图 4 中获得的中性紫色土去除有机质前后的 CCC 值代入到方程(1)中,计算得到两种条件下 CCC 值对应表面电位值分别为-152.3,-151.7 mV,即临界表面电位值均约-150 mV,从而证明了有机质影响土壤颗粒凝聚机制是受改变胶体表面电荷性质控制。

3 讨论

胶体颗粒表面电荷性质显著影响其在水体中的凝聚和分散过程。有机质作为胶体颗粒的重要组成部分,其含量必将影响胶体颗粒表面电荷性质,由此影响水体

中有机/无机胶体的凝聚过程。本研究结果表明紫色土胶体电荷总量在去除有机质后增加6.8%,比表面积值减小 12.3%。根据于天仁等^[27]研究表明,土壤有机质一般带负电荷,每增加 1%有机质含量,可增加 1 c mol/Kg 负电荷量。研究表明^[1,27-28]有机质表面带有电荷高于本研究中土壤颗粒的电荷总量(17.1 cmol/kg),如果按照土壤颗粒电荷总量为有机质胶体和无机质胶体两组分电荷数量简单加和,那么去除有机质后土壤颗粒表面电荷数量应呈现减小的规律。但是,本研究中土壤颗粒去除有机质后,负电荷数量出现增长规律。这主要是由于土壤有机质胶体和无机胶体并非以机械方式结合,而是存在分子引力、高价阳离子桥键作用、化学键或氢键等方式相结合^[27]。同时,土壤有机/无机复合胶体电荷数量并不是有机胶体和无机胶体电荷数量简单加和,

有机质可以通过各种作用屏蔽土壤无机胶体电荷,所以去除有机质后,被屏蔽的负电荷释放出来,表现出负电荷数量略有增加^[22]。土壤有机质组成中的腐殖质比表面积约为 $800\sim 900\text{ m}^2/\text{g}$,为一般无机矿物的近 10 倍。因此在中性紫色土去除有机质后,使得土壤颗粒比表面积降低明显。中性紫色土为恒电荷土壤,在相同电解质浓度下,中性紫色土颗粒表面电位表现为去除有机质高于未去除有机质(表 2),主要是因为土壤颗粒去除有机质后电荷数量增加,比表面积减小(表 1),导致表面电荷密度增大,使得表面电位升高(绝对值),说明胶体表面电荷性质受有机质的强烈影响。

有机质对胶体颗粒表面电荷性质产生的影响带来颗粒间静电作用力的差异,从而改变土壤颗粒间净作用力的大小。本研究结果表明当电解质浓度高于临界浓度时,胶体颗粒间表现为净的吸引压,去除有机质前后当水体中电解质浓度分别为 100, 200 mmol/L 时,胶体颗粒间距离在 $4\sim 5\text{ nm}$ 处出现净的吸引力,这主要是由于含有机质的胶体颗粒在较低浓度下即可发生凝聚。颗粒间范德华引力和水合斥力均只与颗粒间的距离有关,电解质浓度的影响可以忽略。因此在去除有机质前后土壤颗粒间相同距离条件下净作用力大小只与胶体颗粒间静电斥力有关。Li 等^[16]在土壤团聚体稳定性内力作用和水土流失的颗粒相互作用中也得到颗粒间净作用力主要受静电斥力控制。由上述分析可从理论推论得到,去除有机质前后当水体中电解质浓度分别为 100, 200 mmol/L 时,胶体颗粒间表现为净引力,即颗粒不断靠近接触而发生凝聚过程。

Tian 等和朱华玲等^[7-8]研究了不同电解质体系和浓度对土壤胶体凝聚过程,发现了不同价态离子和浓度对水体中胶体凝聚速率产生重要影响。水体中紫色土去除有机质前后的 CCC 值(胶体颗粒临界聚沉浓度值)分别为 91.6, 139.3 mmol/L,表现为去除有机质大于未去除有机质体系,与理论计算得到两种体系胶体颗粒间表现为净引力的临界浓度值一致。水体中胶体颗粒间表现为净引力,胶体颗粒不断靠近发生凝聚过程,符合胶体颗粒相互作用的 DLVO(Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek)理论^[13]。胶体颗粒间表现为净引力主要受颗粒静电排斥力控制,颗粒表面电位值决定着静电斥力的大小。本研究分析了去除有机质前后水体中胶体颗粒凝聚 CCC 值对应表面电位值,其值分别为 $-152.3, -151.7\text{ mV}$,即临界表面电位值均约 -150 mV ,这就从胶体颗粒凝聚光散射实验角度进一步验证了有机质影响水体中胶体颗粒凝聚机制是受其改变胶体表面电荷性质控制。本研究从理论上

推理和试验验证两方面均得到有机质影响水体中胶体颗粒凝聚机制是受其改变胶体表面电荷性质控制。

4 结 论

(1)有机质明显改变胶体表面电荷性质,去除有机质后,中性紫色土表面颗粒电荷总量增加了 6.8%;比表面积减小了 12.3%,表面电位升高(绝对值)。

(2)有机质对胶体表面电荷性质的影响进一步控制着颗粒间静电斥力和净作用力强弱,有机质减小了胶体颗粒间静电斥力而增大了吸引力,使水体中胶体颗粒呈现更易发生凝聚趋势。

(3)有机质影响水体中胶体颗粒凝聚是通过改变颗粒表面电荷性质起作用,它显著降低了水体中胶体颗粒凝聚 TAA 值,即含有有机质胶体只需较低的电解质浓度就发生凝聚,与理论推测相符。有机质去除前后水体中胶体颗粒发生凝聚临界电位均为 -150 mV ,进一步表明有机质对水体中胶体颗粒凝聚影响是通过颗粒表面性质起作用的。

参考文献:

- [1] 黄昌勇. 土壤学[M]. 北京:中国农业出版社,2000:32-34.
- [2] Kinnell P I A. Raindrop-impact-induced erosion processes and prediction: A review[J]. Hydrological Processes,2005,19(14):2815-2844.
- [3] Boardman J, Poesen J. Soil erosion in Europe[M]. London: John Wiley & Sons, Ltd Press,2006:775-789.
- [4] Zhang X C, Norton L D. Effect of exchangeable Mg on saturated hydraulic conductivity, disaggregation and clay dispersion of disturbed soils[J]. Journal of Hydrology,2002,260(1/4):194-205.
- [5] Saejiew A, Grunberger O, Arunin S, et al. Critical coagulation concentration of paddy soil clays in Sodium - Ferrous iron electrolyte[J]. Soil Science Society of America,2004,68(3):789-794.
- [6] 丁武泉,张智,覃宏华,等. 三峡库区紫色土颗粒凝聚临界粒径的动态光散射研究[J]. 水土保持学报,2013,27(5):149-153.
- [7] Tian R, Li H, Zhu H L, et al. Ca and Cu induced aggregation of variably charged soil particles: A comparative study[J]. Soil Science Society of America Journal, 2013,77(3):774-781.
- [8] 朱华玲,李航,贾明云,等. 土壤有机/无机胶体凝聚的光散射研究[J]. 土壤学报,2012,49(3):409-416.
- [9] Huang L, Wang C Y, Tan W F, et al. Distribution of organic matter in aggregates of eroded Ultisols, Central China[J]. Soil and Tillage Research,2010,108(1):59-67.
- [10] Zhou H, Fang H, Mooney S J, et al. Effects of long-term inorganic and organic fertilizations on the soil micro and macro structures of rice paddies[J]. 2016, Geoderma,266(3):66-74.

- [11] Bronick C J, Lal R. Soil structure and management: A review[J]. *Geoderma*, 2005, 124(1/2): 3-22.
- [12] Voelkner A, Holthusen D, Horn R. Determination of soil dispersion caused by anaerobic digestates: Interferences of pH and soil charge with regard to soil texture and water content[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2015, 15(7): 1491-1499.
- [13] Shang X Y, Hu N, Zhou G Q. Calculation of the repulsive force between two clay particles[J]. *Computers and Geotechnics*, 2015, 69(9): 272-278.
- [14] Hu F N, Li H, Liu X M, et al. Quantitative characterization of non-classic polarization of cations on clay aggregate stability [J]. *Plos One*, 2015, 10 (4): e0122460.
- [15] Xu C Y, Li H, Hu F N, et al. Non-classical polarization of cations increases the stability of clay aggregates: Specific ion effects on the stability of aggregates[J]. *European Journal of Soil Science*, 2015, 66(3): 615-623.
- [16] Li S, Li H, Hu F N, et al. Effects of strong ionic polarization in the soil electric field on soil particle transport during rainfall[J]. *European Journal of Soil Science*, 2015, 66(5): 921-929.
- [17] 潘根兴, 李恋卿, 张旭辉, 等. 中国土壤有机碳库量与农业土壤碳固定动态的若干问题[J]. *地球科学进展*, 2003, 18(4): 609-618.
- [18] 何毓蓉, 徐祥明, 吴晓军. 成渝经济区的耕地土壤质量特点及保护对策[J]. *地理科学*, 2009, 29(3): 375-380.
- [19] Li S Y, Gu X, Zhuang J, et al. Distribution and storage of crop residue carbon in aggregates and its contribution to organic carbon of soil with low fertility[J]. *Soil and Tillage Research*, 2016, 155(2): 199-206.
- [20] 刘刚才. 紫色土侵蚀规律及其防治技术[M]. 四川: 四川大学出版社, 2008: 1-5.
- [21] 沈雅飞, 王娜, 刘泽彬, 等. 三峡库区消落带土壤化学性质变化[J]. *水土保持学报*, 2016, 30(3): 190-195.
- [22] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1978: 474-490.
- [23] Li H, Hou J, Liu X M, et al. Combined determination of specific surface area and surface charge properties of charged particles from a single experiment[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2011, 75(6): 2128-2135.
- [24] Jia M Y, Li H, Zhu H L, et al. An approach for the critical coagulation concentration estimation of poly-disperse colloidal suspensions of soil and humus[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2013, 13(2): 325-335.
- [25] Liu X M, Hu F N, Ding W Q, et al. A how-to approach for estimation of surface/stern potentials considering ionic size and polarization[J]. *Analyst*, 2015, 140(21): 7217-7224.
- [26] Leng Y S. Hydration force between mica surfaces in aqueous KCl electrolyte solution[J]. *Langmuir*, 2012, 28(12): 5339-5349.
- [27] 于天仁, 季国亮, 丁昌璞, 等. 可变电荷的电化学[M]. 北京: 科学出版社, 1996: 16-24.
- [28] Kleber M, Eusterhues K, Keiluweit M, et al. Chapter one-mineral-organic associations: Formation, properties, and relevance in soil environments[J]. *Advances in Agronomy*, 2015, 130: 1-140.
- (上接第 140 页)
- [22] 国家林业局. LY/T 1952—2011 森林生态系统长期定位观测方法[S]. 北京: 中国林业出版社, 2011.
- [23] 黄从德, 张健, 杨万勤, 等. 四川森林土壤有机碳储量的空间分布特征[J]. *生态学报*, 2009, 29(3): 1217-1225.
- [24] 武小刚, 郭晋平, 杨秀云, 等. 芦芽山典型植被土壤有机碳剖面分布特征及碳储量[J]. *生态学报*, 2011, 31(11): 3009-3119.
- [25] 刘金福, 苏松锦, 何中声, 等. 格氏栲天然林土壤有机碳空间分布及其影响因素[J]. *山地学报*, 2011, 29(6): 641-648.
- [26] 武丽, 戴万宏. 土壤养分剖面分布规律及影响因素研究进展[J]. *安徽农业科学*, 2009, 37(5): 2078-2080.
- [27] 祖元刚, 李冉, 王文杰, 等. 我国东北土壤有机碳、无机碳含量与土壤理化性质的相关性[J]. *生态学报*, 2011, 31(18): 5207-5216.
- [28] 丁咸庆, 马慧静, 朱晓龙, 等. 大围山不同海拔森林土壤有机碳垂直分布特征[J]. *水土保持学报*, 2015, 29(2): 258-262.
- [29] 周慧杰, 莫丽萍, 刘云东, 等. 广西钦州湾红树林湿地土壤有机碳密度与土壤理化性质相关性分析[J]. *安徽农业科学*, 2015, 43(17): 120-123, 240.
- [30] 徐薇薇, 乔木. 干旱区土壤有机碳含量与土壤理化性质相关分析[J]. *中国沙漠*, 2014, 34(6): 1558-1561.
- [31] 王丹, 王兵, 戴伟, 等. 杉木生长及土壤特性对土壤呼吸速率的影响[J]. *林业科学研究*, 2009, 22(5): 667-671.
- [32] 李萍. 毛竹林土壤有机碳变化及其与土壤性质的关系[D]. 北京: 北京林业大学, 2010.
- [33] 袁彦婷, 丁振华, 张玲, 等. 土地利用方式改变对红树林沉积物中营养元素含量的影响[J]. *地球与环境*, 2012, 40(3): 385-390.
- [34] 赵瑞华, 昌蕊蕊, 贺晓龙. 延安不同种植年限枣园土壤微生物、养分及 pH 的相关性[J]. *安徽农业科学*, 2014, 42(28): 9479-9751.
- [35] 曹小玉, 李季平, 张彩彩, 等. 不同龄组杉木林土壤有机碳和理化性质的变化特征及其通径分析[J]. *水土保持学报*, 2014, 28(4): 200-205.