肖亮亮，丁园.药渣生物炭联合麦饭石对铜镉污染土壤修复研究[J].环境科学与技术,2019,42(2): 145-150. Xiao Liangliang, Ding Yuan. Study on remediation of Cu and Cd in contaminated soil with the combination of biochar and maifanite[J]. Environmental Science & Technology ， 2019， 42(2)： 145-150.

药渣生物炭联合麦饭石对铜镉污染土壤修复研究

肖亮亮， 丁园\*

(南昌航空大学环化学院，江西 南昌 330063)

**摘要**:期望以板蓝根药渣为原材料制备生物炭，用于修复重金属Cu、Cd污染土壤,实现以废治污。该研究探讨以板蓝根中药渣为 原材料制备的生物炭联合天然麦饭石对重金属Cu、Cd污染土壤的钝化修复效果及作用机理，采用室内土壤培养试验，研究钝化剂施加 量为2%土壤质量时,500 下制备的药渣生物炭(BC500)、天然麦饭石(MS)和等质量的生物炭与麦饭石组合钝化剂(BC500+MS)共3 种钝化剂处理对重金属Cu、Cd污染土壤pH、土壤养分、铜镉形态的影响。土壤培养30d研究结果表明,3种钝化剂均能提高土壤pH、土 壤养分;施加单一药渣生物炭对铜的钝化效果好于天然麦饭石，但天然麦饭石对镉的钝化比药渣生物炭的效果更优;采用修正BCR三 步连续提取法提取不同处理的Cu、Cd形态，与对照值(CK)相比,BC500处理的弱酸可提取态Cu、Cd含量分别降低了 9.00%和6.82%,残 渣态Cu、Cd含量分别增加了 16.08%和16.67%；MS处理的弱酸可提取态Cu含量较对照无变化，Cd的酸可提取态降低了 17.05%，残渣态 Cu、Cd含量分别增加7.75%和59.52%；BC500+MS处理的弱酸可提取态Cu、Cd含量分别降低4.44%和26.14%，残渣态Cu、Cd含量分别 增加10.16%和78.57%。通过表征分析表明，生物炭对Cu、Cd污染土壤钝化机制是吸附固定和形成沉淀作用，麦饭石对Cu、Cd污染土壤 钝化机制主要是吸附作用。

**关键词：**板蓝根药渣； 生物炭； 麦饭石； 重金属； 组合钝化； 修复机制

**中图分类号**：X53 **文献标志码:**A doi ：10.19672/j.cnki.1003-6504.2019.02.022 **文章编号：**1003—6504(2019)02—0145—06

Study on Remediation of Cu and Cd in Contaminated Soil with  
the Combination of Biochar and Maifanite  
XIAO Liangliang， DING Yuan\*

( College of Environmental and Chemical Engineering, Nanchang Aeronautic University, Nanchang 330063, China)

Abstract：It is expected that biochar will be prepared from *Radix Isatidis* dregs as a raw material for the remediation of heavy metals Cu, Cd contaminated soil and to achieve pollution control with waste. This study discusses the passivation effect and mechanism of biochar and natural maifanite prepared from *Radix Isatidis* as raw materials for the heavy metals Cu and Cd polluted soils. In order to study the application effect of biochar (BC500), natural maifanite (MS) and equal quality biochar and maifanite combination passivator (BC500+MS) on the pH value, soil nutrients, and Cu and Cd forms of heavy metals, an indoor soil incubation experiment was performed and the rate of passivation agents were 2% of the soil quality. The results of soil incubation for 30 days showed that all three passivating agents could increase soil pH and soil nutrient; the application of a single dreg biochar had better passivation effects on copper than natural maifanite, but the passivation on cadmium by natural maifanite was better. Using the modified BCR three—step continuous extraction method to extract Cu and Cd forms of differ­ent treatments, compared to the control treatment (CK), BC500 treatment decreased the weak acid extractable content of Cu, Cd by 9.00%, 6.82%, and increased the residual content by 16.08%, 16.67%, respectively. The extractable Cu content of weak acid in MS treatment did not change compared with CK, the acid extractable state of Cd was reduced by 17.05%, the contents of residual Cu and Cd were increased by 7.75% and 59.52%, respectively. BC500+MS treatment decreased the weak acid ex­tractable content of Cu, Cd by 4.44%, 26.14%, and increased the residual content by 10.16%, 78.57%, respectively. Character­ization analysis results show that passivation mechanism of biochar on Cu, Cd in contaminated soils is adsorption and sedi­mentation, while maifanite is mainly adsorption.

Key words：*Radix Isatidis* dregs；biochar；maifanite；heavy metal；combinatorial passivation；remediation mechanism

**《环境科学与技术》编辑部：（**网址）http://fjks.chinajournal.net.cn（电话）027-87643502（电子信箱）hjkxyjs@vip.126.com **收稿日期：**2018—07—11 ；修回2018—09—11

**基金项目：**江西省科技厅自然科学基金-面上项目：以中药渣生物炭为基质的组合钝化剂对污染土壤Cu、Cd的阻控机制（20171BAB203033）

**作者简介：**肖亮亮（1993—），男，硕士研究生，主要从事土壤重金属污染修复研究，（电子信箱）1170179629@qq.com；通讯作者，副教授，博士，主要 从事土壤重金属污染修复与控制的教学与研究工作，（电子信箱）1005803795@qq.com。

生物炭是一种应用广泛的有机钝化剂，因其具有 较大的比表面积和孔隙率，还有较丰富的官能团和稳 定性，可以降低土壤中重金属的活性，同时改良土 壤［1］。此外，目前已证实有效的黏土类矿物材料因其 碱性、硅氧四面体和铝氧八面体结构的配位能力和吸 附性可以有效提高土壤pH、发生重金属沉淀反应或 诱导重金属吸附，从而降低重金属的生物活性。此类 材料主要有海泡石、高岭石、蒙脱石、沸石、膨润土等 及其天然、改性或人工合成的相关材料。麦饭石是一 种对生物无毒、无害并具有一定生物活性的天然复合 矿物，在自然条件下易发生风化，形成高岭石、蒙脱石 等黏土矿物类矿物质［2］。因此，麦饭石具备钝化修复 土壤重金属Cu、Cd能力。当前的研究大都利用单一 钝化剂对重金属进行处理，将有机和无机组分组合进 行钝化处理的研究较少［3］。有研究表明，有机-无机复 合体对重金属的吸附、沉淀、凝聚、络合等能力一般大 于单一的有机物或无机物［4,5］。本文通过采用土壤培 养实验，探讨药渣生物炭、麦饭石及其组合对Cu、Cd 污染土壤的修复效果及作用机理,以期为Cu、Cd污染 土壤恢复生态功能提供参考。

1. 材料与方法
   1. 供试材料
      1. 供试土壤

供试水稻土采自江西某铜冶炼厂周边水稻土，采 集表层土壤，深度为0~20 cm左右，放在阴凉处自然 风干，并去除其中的杂质，然后过20目筛，充分混匀后 装袋备用。供试土壤基本理化性质:pH 4.96,有机质 2.04%，阳离子交换量68.34 mmol/kg,Cu全量239.98 mg/kg,Cd全量1.93 mg/kg。根据《土壤环境质量标 准》（GB 15618-2008）,供试土壤为铜镉三级污染土壤。

* + 1. 供试钝化剂

药渣生物炭:自制。制备方法如下:板蓝根药材 购自江西樟树葛玄中药饮片有限公司。板蓝根用去 离子水煮沸约30 min后取出，置于105贮烘箱24 h烘 干后用玛瑙碾钵碾成药渣粉末，即为板蓝根药渣。将 药渣粉末置于带盖瓷坩埚中，放入马弗炉,以5贮/min 的加热速率升温至500贮热解4h,自然冷却至室温。 将生物炭粉碎至0.25 mm（60 目）,密封于带盖试剂瓶 并置于干燥器储存备用。

供试生物炭pH为10.93,比表面积9.45 m2/g,总 孔容为0.009 92 cm3/g，平均孔径4.198 36 nm,直接灰 化法测定灰分为13.73%。

麦饭石购自某市夹津口多来净水材料厂, 60~80 目左右。pH为7.03,比表面积0.515 m2/go

* 1. 室内土壤培养试验设计

实验共设4个处理，分别为：1）对照（CK）；⑵添 加2%（与土壤质量比）生物炭BC500;（3）添加2%（与 土壤质量比）麦饭石（MS）;（4）生物炭和麦饭石以1 ：1 形成组合钝化剂并以 2%（质量比）添加到土壤中 （BC500+MS）。每个处理设3次重复。

取过20目筛的土样400 g,与各类钝化剂按比例 混匀,装入洗净塑料杯中。用称重法添加去离子水至 土壤含水量65%左右。老化培养30 d后取样，自然风 干,磨细过100目筛备用。

1.3 测定项目及方法

1. 土壤重金属的测定

重金属Cu、Cd全量的测定:使用屹尧科技WX- 6000型微波消解仪消解待测土壤样品,采用德国耶 拿*（*ContraAA700型）原子吸收光谱仪测定Cu、Cd 含量。

重金属形态分级提取及测定:采用改进 BCR 法［6］ 提取酸可提取态、可还原态、可氧化态3种形态,采用 上述仪器消解残渣态并测定。

1. 土壤基本理化性质的测定 土壤基本理化性质测定方法及具体步骤参考鲍

士旦《土壤农化分析》第三版［7］进行测定。

1. 生物炭与麦饭石的表征

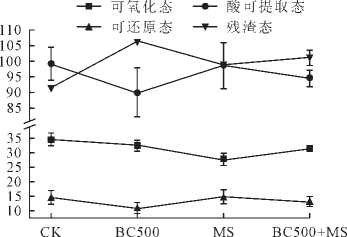
采用Tristar II 3020（V1.04）型比表面孔分布测定 仪测定生物炭与麦饭石比表面积;待测样经表面镀 金处理后，用日本日立公司SU1510型场发射扫描电 镜分析其表面形态和结构特征；晶相结构通过X射 线衍射仪（德国布鲁克D8 Advance X射线衍射仪）进 行分析。

1.4 数据处理和分析

用Microsoft Excel和Origin 9.0对数据进行处理、 作图以及分析。

1. 结果与分析
   1. 不同钝化处理对污染土壤Cu、Cd形态含量的影响 不同处理后土壤Cu的形态变化，如图1（a）所示。 随着钝化剂的加入，土壤Cu各形态均产生不同程度 的变化。BC500和BC500+MS处理下，土壤中Cu酸 可提取态由CK的98.98 mg/kg分别降低9.00%和 4.44%,而MS处理下Cu酸可提取态与CK相比仅减少 0.33 mg/kg,作用效果甚小;3种处理下,土壤中Cu可 氧化态含量均有所降低，较CK的34.67 mg/kg分别降 低20.36%、10.00%和5.94%，降幅大小依次为MS> BC500+MS>BC500;除MS处理下Cu可还原态含量 14.93 mg/kg较CK的14.65 mg/kg有所增加外,其余2种处理的Cu可还原态含量降低27.19%和11.72%,降 幅大小依次为BC500>BC500+MS;较CK处理下土壤 91.69 mg/kg Cu 的残渣态含量*,*BC500、MS 和 BC500+ MS处理均不同程度的增加，分别为16.08%、7.75%和 10.16%。总体上而言,单独添加生物炭以及组合添加 的处理,Cu形态从酸可提取态逐渐向可还原态、可氧 化态和残渣态转化;单独添加麦饭石处理,Cu形态从 可氧化态向可还原态和残渣态转化,但对酸可提取态 作用不明显。生物炭的整体钝化效果要优于麦饭石 两者组合施用效果更佳。

不同处理后土壤Cd的形态变化，如图1(b)所示。 加入钝化剂后，土壤中的Cd主要由酸可提取态和可 还原态向残渣态转化。较CK处理的0.88 mg/kg酸可

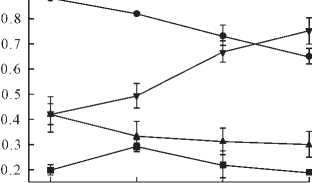


(一史• "UEFFe逞

提取态含量,BC500、MS和BC500+MS 3种处理均明 显降低，降幅分别为6.82%、17.05%和26.14%;3种处 理下，土壤中Cd可还原态含量均有所降低，较CK的 0.42 mg/kg 降至 BC500 处理的 0.33 mg/kg、MS 处理的 0.31 mg/kg 以及 BC500 + MS 处理的 0.30 mg/kg； BC500处理Cd可氧化态含量有所增加,MS和BC500+ MS 2种处理的有所降低；BC500、MS和BC500+MS 3种处理下Cd的残渣态较CK的0.42 mg/kg含量均有 明显增加,增幅分别为16.67%、59.52%和78.57%。总 体上而言,生物炭和麦饭石以及组合处理,都使酸可 提取态和可还原态逐渐向残渣态转化,或酸可提取态 和可还原态向可氧化态和残渣态转化。麦饭石及组 合的钝化效果要优于单一生物炭。

T-可氧化态 -•-酸M提耳乂态

0.9「- T-町还原态 T-残渣态



CK BC500 MS BC500+MS

-兰•岂)、詔紇B

(a)Cu (b)Cd

图1不同钝化处理后丄壤Cu、Cd形态的变化

Fig. 1 Different passivation treatment to the change of soil Cu and Cd morphology

* 1. 不同钝化处理对污染土壤理化性质的影响 不同钝化处理后土壤pH值变化，如表1所示。相 比于CK处理,BC500、MS、BC500+MS 3种处理pH值 分别提高了 0.57、0.88和0.73个单位,土壤pH值发生 了极显著的变化(***P***<0.01)。生物炭施入能提高土壤 pH可能是因为生物炭含有较多的K、Na、Mg、Ca等盐 基离子,可以通过吸持作用降低土壤的交换性氢离子 和交换性铝离子的水平,同时也中和部分土壤酸度, 使土壤pH值升高［8］。麦饭石提高土壤pH主要是由于 麦饭石中的硅铝酸盐和硅酸盐矿物在水中的溶解度 达到溶度积时,因“同离子效应”而保持平衡［9］。本实 验所用土壤pH为4.96, 土壤溶液中OH「浓度较低，麦饭石中的成分溶解，直至达到溶度积值为止，以提高 OH「浓度,从而提高土壤pH值。

如表1所示，加入不同钝化剂后的污染土壤有机 质变化。相比于CK处理,BC500处理后的土壤有机 质含量增加了 34.02%,达到了极显著水平(***P***<0.01); 而MS处理的土壤有机质含量有微弱的减小,BC500+ MS处理有所增加,但都没有达到显著水平(***P***<0.05)。 生物炭处理的土壤有机质含量的提高主要由于生物 炭较高的含碳量，施入土壤后能给土壤带来更多的碳 源。而麦饭石含碳量相对较低，对土壤有机质含量作 用不明显，组合钝化剂处理由于生物炭的加入，较单 一麦饭石处理，对土壤有机质含量增加更大。

| 测定项目 | CK | BC500 | MS | BC500+MS |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| pH | 5.4 5±0.04D | 5.985±0.0 C | 6.295±0.0 A | 6. 5±0.0 B |
| 有机质含量/(g・kg-) | 2 .75± . 0B | 29. 5±0.73A | 2 .58±0.38B | 22. 2±0.63B |
| 阳离子交换/(mmobkg-) | 70. 0±0.90cB | 74.54± .98bA | 8 .99±0.90aA | 78.34± .99aA |
| 脲酶 NHb-N/( mg • g-1 • d-1) | 5.2 ±0.32a | 5.39±0.70a | 4.48± .22a | 5.26±0.38a |
| 磷酸酶/(mg・gT\*d-) | 0.049 7±0.000 9a | 0.048 6±0.004a | 0.039 9±0.0 4 8b | 0.060 6±0.00 2a |
| 速效磷/(mg・kg-) | 5.82±0.42a | 5.05±0.39a | 4.93±0.47b | 4.59±0. 0b |
| 碱解氮/(mg・kg-) | 4 .40±3.66aA | 27.39±3.84bA | 20. 9±3.5 bB | 3.23±5. 0cC |

表 1 不同钝化处理对污染土壤理化性质的影响

Table 1 Effects of different passivation treatments on physicochemical properties of contaminated soil

注:用Duncan法进行多重比较。同行标有不同大写字母者表示组间差异极显著(*P*<0.01);标有不同小写字母者表示组间差异显著(*P*<0.05)。标有 相同小写字母者表示组间差异不显著(*P*>0.05)。

不同钝化处理后土壤阳离子交换量的变化表1所 示。相比于CK处理，BC500、MS、BC500+MS 3种处 理后土壤阳离子交换量分别提高了6.46%、17.02%和 11.88%，且都达到了极显著水平(***P***<0.01)*。*

不同钝化处理后土壤脲酶和磷酸酶活性的变化 表 1 所示。与 CK 处理相比， BC500 处理和 BC500+ MS 2种 处理的土壤脲酶活性分别提高了 3.45% 和 0.96%，而 MS 处 理 下 则 降 低 了 13.98%，土 壤 脲 酶 活性的变化均未达到显著水平(***P***<0.05)o较CK 处 理， BC500 和 MS 2 种 处理下的土壤磷酸酶活 性 有所降低，组合处理则有所提高，且均未达 到 显 著 水平。

如表 1 所示，加入不同钝化剂后的污染土壤速效 磷和碱解氮变化。较CK处理,BC500、MS和BC500+ MS 3 种 处理土壤速效磷 含量分别减少了 13.23%、 17.01%和 21.13%，BC500 处理速效磷降低未达到显著 水平(***P***<0.05)，而MS和BC500+MS 2种处理降低量 达到了显著水平。与速效磷变化规律相似， BC500、 MS 和 BC500+MS 3 种处理土壤碱解氮含量较 CK 处 理分别减少了 9.91%, 15.00%和19.92%,其中BC500处 理下土壤碱解氮减少量达到显著水平， MS 和 BC500+ MS 2种处理则达到了极显著水平(***P***<0.01)。

* 1. 生物炭与麦饭石的钝化作用结构剖析 2.3.1生物炭及麦饭石的扫描电镜(SEM)表征

电镜分析的结果表明(图 2)，生物炭呈不规则 的微观结构，表面凸凹不平，孔道分布密集，主要以 微孔和中孔结构组成，具有很强的吸附势；麦饭石有 明显的层状结构，层与层之间结构清晰，且有海绵状 结构以及微孔存在(图3)，因而具备一定的吸附能力， 麦饭石表面附着大量的疑似具有特殊结构的金属氧 化物细小颗粒，在与土壤溶液接触时更容易提供吸 附位点。

(町**X40 000 (b)X80 000**

图**3**供试麦饭勺的扫描电镜**(SEM)**图片

**Fig.3 Scanning electron microscope (SEM) image of maifanitc**

2.3.2生物炭及麦饭石的X射线衍射(XRD)表征

利用XRD测定板蓝根药渣材料制成的生物炭的 晶型结构,结果如图4。生物炭2*0*=22~36。范围内出现 的宽缓的弥散峰，为***d***”2衍射峰，主要是单原子碳层在 微晶中的层叠[10];在*20*为42°附近有个宽而缓的非晶 衍射峰，主要为结晶碳纤维的衍射峰。生物炭 X 射线 衍射说明生物炭主要含有大量的类石墨微晶纤维素 炭，其他晶结构物质很少。

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
|  | 1. 石豊**III**碳**(002)**衍射峰及些杂峰 2. 结品碳纤维衍射邮 | | |
|  | 4 |  | R—- |

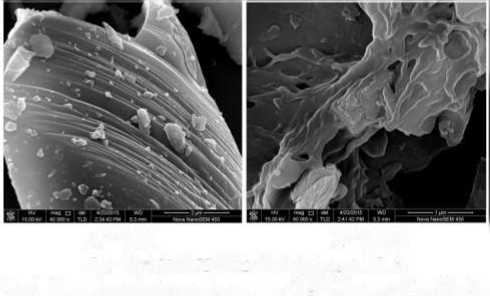
**10 20 30 40 50 60 70**

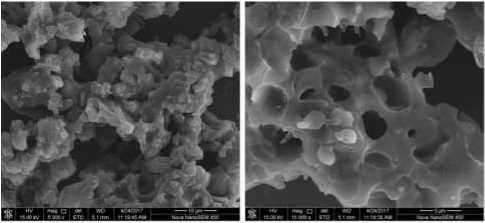
**20/°**

图**4**牛物炭的**X**射线衍射**(XRD)**分析图

**Fig.4 X-ray diffraction (XRD) analysis of biochar**

图5为麦饭石的XRD衍射峰图。经过衍射图特

征峰对比分析，供试样有S©、钠长石(NaAlSi；Q”)、蒙 脱石(A12Si2O5(OH)4 )等物质存在,SiO2 和 Al2Si2O5(OH)4 衍 射 峰 强 度 较 弱 ，峰 形 较 宽 ，说 明 晶 粒 较 细 小 ； NaAlSi；Q”衍射峰强度较强,峰形尖锐、清晰，说明晶 粒较大，颗粒晶面有序生长纯度高，结晶效果良好，具



**(a)X5 000 (b)X 10 000**

有比较完整的晶型结构。

**A(C)**

**5 10 20 30 40 50 60**

ier

图**2**供试生物炭的扫描电镜**(SEM)**图片

**Fig.2 Scanning electron microscope (SEM) image of biochar** 对比2种材料扫描电镜图可知，生物炭具有更丰 富的孔结构，这与比表面积测定生物炭为 9.45 m2/g， 麦饭石比表面积为0.515 m2/g 相一致。单论2 种材料 表面吸附能力，生物炭比麦饭石更具优势。

1. **SiO,**
2. 钠长石**(NaAISi,O()**
3. 镇脱右**(AI：Si：O,(OH)J**

图**5**麦饭行的**X**射线衍射**(XRD)**分析图

**Fig.5 X ・ ray diffraction (XRD) analysis of maifanitc**

1. 讨论

3.1 单一生物炭/麦饭石对Cu、Cd的钝化机制

生物炭具有较大比表面、孔隙度和较小的孔径, 添加生物炭后,土壤中Cu、Cd的酸可提取态分别降低 9.00%和6.82%,与Houben等［11］研究结果相似。添加 生物炭后重金属形态向着更稳定的可氧化态（Cd形 态）和残渣态（Cu、Cd形态），降低了重金属Cu、Cd活 性，钝化效果明显。目前关于生物炭修复重金属机制 的研究较多。刘冲等［12］研究发现,生物炭由于其碱 性、表面官能团等能够提高土壤的pH,促使土壤中阳 离子的释放,增加土壤表面的活性吸附位点,使土壤 对重金属离子的吸附能力增强。生物炭表面带有大 量的负电荷,金属离子能与生物炭的表面电荷产生 静电作用,从而影响其在土壤中的迁移转化［13］。本 研究中添加生物炭后土壤pH和阳离子交换量均有 显著提高,因此可能增加土壤表面的活性吸附位点, 从而吸附固定住部分游离的Cu、Cd离子;其次，对生 物炭SEM表征分析发现，生物炭表面存在着大量微 孔及中孔，能吸附固定住土壤中部分Cu、Cd；再者， 从对生物炭的XRD表征分析发现除C外其他晶型结 构物质甚少，因此生物炭表面主要带有CO32-,与Cu、 Cd离子作用形成沉淀物。此外，添加生物炭能显著 提高土壤有机质含量,说明生物炭的施入能明显提 高土壤肥力;施入生物炭对土壤磷酸酶、脲酶及碱解 氮含量没有显著影响,不会影响土壤基本理化性质。 因此，板蓝根药渣生物炭是很好的Cu、Cd污染土壤 的钝化材料。

对本研究中使用的麦饭石材料进行扫描电镜及 XRD表征分析可以得出，因麦饭石有海绵状结构以及 微孔存在,具有一定的表面吸附能力,特别是麦饭石 中的A12Si2O5（OH）4（蒙脱石）对污染土壤中的Cu、Cd 钝化能起到关键作用。单独添加麦饭石后,可显著提 高土壤pH和阳离子交换量,土壤Cd的弱酸提取态含 量降低了 17.05%，残渣态增加了 59.52%，有效降低了 土壤中Cd的有效性，麦饭石对Cu形态的作用主要是 由可氧化态到残渣态的转化，而可还原态与弱酸提取 态变化不明显。可能是因为麦饭石中的蒙脱石对金 属离子的吸附作用是由Si—O-、A1—O-基团与金属离 子的电子层之间的静电引力形成的,对于同等价位的 Cu2+、Cd2+离子,Cd2+的离子半径相对较大（为0.97X10-1" m） 因而外层电子云密度低，离子交换时负电子基团与 离子之间的吸引力相对较弱，因此受Si—O-、Al—O-基 团质子化影响明显;而Cu2+在水溶液中以［Cu（HQ）F 的形式存在，［Cu（HQ）6『+为八面体结构，电子层受几 何结构影响发生扭曲,分布不均匀，其中***x***和***y***轴向的 电子密度大，而***z***向电子密度小，因而***x***和***y***轴向的键 合能力强,***z***向键合能力弱「14］，在Si—O-、A1-O-基团 质子化的情况下,与Si—O-、Al—O-基团结合的能力 就低，因此，蒙脱石对Cu2+、Cd2+的吸附机理主要是吸 附作用［15］。

3.2 组合钝化剂对Cu、Cd钝化的影响 将麦饭石与生物炭组合后加入土壤中可以避免 因为单独加入有机物或者无机物而对土壤环境产生 的巨大影响，两者组合可以同时发挥作用。由于生物 炭与麦饭石2种材料具有较高的pH和阳离子含量,组 合添加处理能明显提高Cu、Cd污染土壤的pH和阳离 子交换量，其提高量介于单一生物炭与麦饭石之间; 组合添加处理磷酸酶活性较单一处理有所提高;生物 炭的高含碳量弥补了单一添加麦饭石对土壤有机质 的减少量，从而使土壤有机质含量增加，且麦饭石可 以在短时间内提高土壤的pH,而生物炭对土壤pH的 提升并不明显,pH和有机质含量能直接影响钝化修 复效果因子。无论单一或组合处理对土壤其他理化 性质影响不大。

根据钝化后土壤中重金属的形态变化可知组合 添加处理重金属Cu的酸可提取态减少量与残渣态的 增加量介于单一生物炭和麦饭石之间;组合添加处理 可使重金属Cd的酸可提取态减少26.14%较生物炭处 理减少的6.82%更多*,*组合添加处理残渣态Cd增加的 78.57%较生物炭和麦饭石分别增加的16.67%、59.52% 更大。说明生物炭和麦饭石对土壤Cu形态变化的影 响表现出叠加效果,对土壤Cd形态变化则具有协同 作用。总言之,组合处理比单一处理对Cu、Cd污染土 壤效果更好。

1. 结论

药渣生物炭和麦饭石均可有效地钝化污染土壤 Cu、Cd，药渣生物炭作用的土壤Cu、Cd的形态主要表 现为由弱酸提取态向残渣态转化;麦饭石作用的土壤 Cd的形态与生物炭相似,作用土壤Cu主要表现为可 氧化态向残渣态转化，且两者等比例组合的作用效果 优于单一钝化处理。

药渣生物炭对Cu、Cd污染土壤钝化机制主要是 表面吸附固定以及通过提高土壤pH、有机质、阳离子 交换量从而吸附沉淀重金属Cu、Cd；麦饭石对Cu、Cd 污染土壤钝化机制主要是麦饭石中含有的蒙脱石成 分对Cu、Cd离子的吸附作用。

［参考文献］

［1］ Lehmann J. Bio-energy in the B1ack［R］. The Ecological So­ciety of America, 2007:5.

［2］ 丁园,张宝林,吴余金 . 麦饭石对复合污染土壤 Cu、Cd 的固

持阻控[J].环境科学与技术,2018,41(1):52-56.

Ding Yuan, Zhang Baolin, Wu Yujing. Immobilization of Cu and Cd in contaminated soil by use of maifanite[J]. Envi­ronmental Science & Technology, 2018,41(1):52-56.

1. 吴烈善,曾东梅,莫小荣,等 . 不同钝化剂对重金属污染土壤 稳定化效应的研究[J].环境科学,2015,36(1):309-313.

Wu Lieshan, Zeng Dongmei, Mo Xiaorong, et al. Immobili­zation impact of different fixatives on heavy metals contami­nated soil[J]. Chinese Journal of Environmental Science, 2015,36(1):309-313.

1. 荆林晓. 重金属污染土壤的有机—无机复合体原位钝化修 复技术研究[D].济南:山东师范大学,2009.
2. 陶雪,杨琥,季荣,等 . 固定剂及其在重金属污染土壤修复中 的应用[J]. 土壤,2016,48(1):1-11.

Tao Xue, Yang Hu, Ji Rong, et al. Stabilizers and their appli­cations in remediation of heavy metal—contaminated soil[J]. Soils, 2016,48(1):1-11.

1. 张朝阳，彭平安,宋建中，等.改进BCR法分析国家土壤标准 物质中重金属化学形态[J].生态环境学报，2012,21(11): 1881-1884.

Zhang Chaoyang, Peng Ping'an, Song Jianzhong, et al. Uti­lization of modified BCR procedure for the chemical specia­tion of heavy metals in Chinese soil reference material[J]. Ecology and Environmnet, 2012,21(11):1881-1884.

1. 鲍士旦.土壤农化分析[M].第三版.北京:中国农业出版 社, 1999:25-29.
2. Novak J M, Frederick J R, Bauer P J, et al. Rebuilding or­ganic carbon contents in coastal plain soils using conserva­tion tillage systems[J]. Soil Science Society of America Journal, 2009,73:622-629.
3. 李娟,张盼月,高英,等 . 麦饭石的理化性能及其在水质优化 中的应用[J].环境科学与术,2008,31(10):63-66,75.

Li Juan, Zhang Panyue, Gao Ying, et al. Overview of mai- fanshi: its physi—chemical properties and nutritious function in drinking water[J]. Environmental Science & Technology,

2008,31(10):63-66，75.

1. 郑庆福,王志民,陈保国,等 . 制备生物炭的结构特征及炭化 机理的XRD光谱分析[J].光谱学与光谱分析,2016,36 (10):3355-3359.

Zheng Qingfu, Wang Zhimin , Chen Baoguo, et al. Analysis of XRD spectral structure and carbonization of the biochar preparation[J].Spectroscopy and Spectral Analysis, 2016,36 (10):3355-3359.

1. Houben D, Evrard L, Sonnet P. Beneficial effects of biochar application to contaminated soils on the bioavailability of Cd, Pb and Zn and the biomass production of rapeseed (*Brassica napus* L.) [J]. Biomass and Bioenergy, 2013, 57: 196—204.
2. 刘冲,吴文成,刘晓文,等 . 制备条件对生物质炭特性及修复 重金属污染农田土壤影响研究进展[J]. 土壤，2016,48(4): 641-647.

Liu Chong, Wu Wencheng, Liu Xiaowen, et al. Influence of production conditions on characteristics of biochar and re­mediation of heavy metals in agriculture soil: a review[J]. Soils, 2016,48(4):641-647.

1. Liang J, Yang Z, Tang L, et al. Changes in heavy metal mo­bility and availability from contaminated wetland soil reme­diated with combined biochar—compost[J]. Chemosphere, 2017,181:281.
2. Altin O, Ozbelge O H, Dogu T. Effect of pH, flow rate and concentration on the sorption of Pb and Cd on montmorillon- ite[J]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 1999,74(12):1131-1138.
3. 刘廷志，田胜艳，商平，等.蒙脱石吸附Cr"、Cd2+、Cu2+、Pb2+、 Zn2+的研究:pH值和有机酸的影响[J].生态环境，2005(3): 353-356.

Liu Tingzhi, Tian Shengyan, Shang Ping, et al. Adsorption of heavy metals on Na — montmorillonite: effects of pH and organic acid[J]. Ecology and Environment, 2005(3): 353 - 356.