

陈望舒,房瑜静,秦端端,等. 几种材料钝化土壤重金属能力的生物学检验[J]. 江苏农业科学,2019,47(9):293-298.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.09.068

# 几种材料钝化土壤重金属能力的生物学检验

陈望舒<sup>1</sup>, 房瑜静<sup>1</sup>, 秦端端<sup>1</sup>, 马 帅<sup>1</sup>, 王小兵<sup>1,2,3</sup>, 王小治<sup>1,2,3</sup>, 王圣森<sup>1,2,3</sup>, 封 克<sup>1,2,3</sup>

[1. 扬州大学环境科学与工程学院, 江苏扬州 225127; 2. 江苏省(扬州)农业环境安全技术服务中心, 江苏扬州 225127;  
3. 江苏省有机固体废弃物资源化协同创新中心, 江苏南京 210095]

**摘要:**对土壤重金属污染的修复常采用添加钝化剂的方法,利用钝化剂对土壤重金属的吸持以减少植物的吸收。由于被钝化所吸附的重金属还存在再次释放的问题,因此对钝化材料实际钝化效果的评价应采用生物有效性的指标。采用向土壤中添加原始的或吸附过 Cu、Cd 后的材料,利用黑麦草可连续进行多茬收获的特点,对生物炭、凹凸棒和硅藻土抑制土壤原有重金属的释放以及抑制自身所吸附 Cu、Cd 的重新释放能力进行了研究,并采用重金属的“生物有效系数”概念对材料的修复能力进行评价。获得的主要结果如下:(1)材料对重金属吸附量的大小并不一定与田间实际的重金属钝化效果相一致;(2)被生物炭和凹凸棒所吸附的 Cu 和 Cd 可在 210 d 内持续释放;被硅藻土所吸附 Cu 主要在前 120 d 内释放,所吸附的 Cd 则难以重新释放;(3)生物炭对土壤原有 Cu 的释放和所吸附 Cu 的再次释放均有较强的抑制作用,故适合用于 Cu 污染土壤的修复;凹凸棒对土壤原有 Cd 的钝化效果较好,而硅藻土抑制自身吸附 Cd 再次释放的能力更强。

**关键词:**钝化材料;生物炭;凹凸棒;硅藻土;重金属;生物有效性

**中图分类号:** X53      **文献标志码:** A      **文章编号:** 1002-1302(2019)09-0293-05

据报道,我国受重金属污染的耕地约占耕地总面积的 1/5<sup>[1]</sup>。由于重金属可通过植物积累进入食物链,与生物体内有机分子结合,从而危害人类健康<sup>[2-3]</sup>,故土壤重金属污染已对我国的食品安全构成威胁<sup>[4-5]</sup>,成为重要的环境和社会问题。目前治理土壤重金属污染的主要思路之一是改变重金属元素在土壤环境中的迁移性及其生物可利用性,常用方法是向土壤中添加一些可吸附重金属的材料,通过降低重金属的移动性使重金属得以“钝化”<sup>[6-8]</sup>,最终减少植物对重金属的吸收。从降低成本和防治二次污染的角度出发,一些矿物材料如膨润土、沸石、凹凸棒土、蒙脱石等正被作为重金属钝化材料加以考虑和使用<sup>[9]</sup>。但多数钝化剂只是通过各种作用暂时性地降低了重金属的有效形态,随土壤环境的改变,重金属形态可能又恢复到之前的不稳定状态,被植物所吸收。在利用钝化剂修复土壤时,实际上存在着如下过程:土壤重金属↔材料表面吸附↔解吸→植物吸收。因此,实验室条件下材料对重金属的吸附、解吸结果并不一定能反映它们应用于土壤后的实际修复效果,其检验的最终标准应该是在植物体内的累积量。唐行灿等<sup>[10]</sup>和 Zama 等<sup>[11]</sup>也提出,对修复效果的认知应该综合考虑所吸附重金属在土壤中重新被植物吸收的难易程度,加强对钝化材料的田间实际效果研究。

近年来有人将生物炭、硅藻土和凹凸棒等作为水体或土

壤重金属污染修复材料<sup>[12-18]</sup>,对这些材料吸附重金属的特点以及添加入土壤后对土壤重金属形态的影响进行了研究<sup>[19-22]</sup>,也有较多研究者通过对这些材料的改性以进一步提高它们对重金属的吸附能力<sup>[18,23-26]</sup>。但到目前为止,对它们进入土壤后对土壤重金属生物有效性的影响以及被其所吸附的重金属的重新释放特点等研究还较少。为此,本试验选取生物炭、硅藻土、凹凸棒作为试验材料,利用黑麦草可以连续收割的特点,对以上问题进行了探讨。希望能明确回答以下问题:(1)3 种材料对土壤原有重金属(Cu、Cd)的钝化能力有何区别?(2)3 种材料吸附重金属后,在植物吸收条件下是否重新释放,以及释放的程度和动态如何?最终从生物有效性的角度,给出 3 种材料在土壤重金属污染修复方面的适用性评价。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

试验所用生物炭由北京北方永邦科技股份有限公司提供,由棕榈树的果壳在 500 ℃ 温度下裂解 4 h 后获得;硅藻土购自国药集团化学试剂有限公司,淡黄色粉末,灼烧失量 ≤ 2%,含量(以 SiO<sub>2</sub> 计) ≥ 85.0%;凹凸棒由江苏盱眙欧佰特粘土材料有限公司提供,性状为灰白色粉末。

表 1 供试材料基本理化性质

材料	颜色	粒径	可溶性	pH 值	CEC (cmol/kg)
生物炭	灰黑	<80 目	否	11.0	30.866
硅藻土	淡黄	<40 目	否	7.5	2.316
凹凸棒	灰白	<80 目	否	6.0	27.890

供试土壤采自江苏省扬州市近郊某蔬菜园区 0~20 cm 的耕作层土壤。土壤经自然风干,过孔径为 1 mm 的尼龙筛

收稿日期:2019-01-20

基金项目:国家自然科学基金(编号:41301308,31272228);江苏省农业科技自主创新资金[编号:CX(17)3043]。

作者简介:陈望舒(1992—),女,江苏扬州人,硕士研究生,主要从事土壤污染与修复研究。E-mail:342186002@qq.com。

通信作者:封 克,博士,教授,博士生导师,主要从事农业资源利用与土壤环境研究。E-mail:fengke@yzu.edu.cn。

后备用。土壤基本性质为:pH 值 7.87,EC 138.75  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ,有机质 9.63 g/kg,全氮 1.22 g/kg,硝态氮 0.037 g/kg,铵态氮 0.054 g/kg,速效磷 0.294 g/kg,速效钾 0.122 g/kg,土壤总

铅、总铜、总镉含量分别为 57.35、4.33、6.08 mg/kg。  
供试植物为多年生黑麦草(*Lolium perenne* L.)。

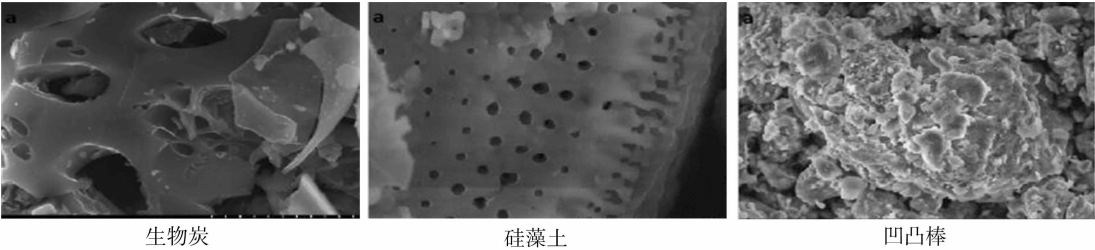


图1 3种材料表面结构扫描电镜图

1.2 试验方法

由于混合到土壤后的材料无法重新从土壤中分离出来,因此要观察材料对土壤原有重金属的钝化能力以及材料所吸附重金属的重新释放情况,无法通过对材料的直接测定获得。因此,本试验通过对盆栽试验中植物体内的重金属积累量的测定对此加以间接推断。

1.2.1 吸附重金属材料的制备 按照 1 g : 100 mL 的固液比将 3 种材料分别加入到浓度为 150 mg/L 的  $\text{Cu}^{2+}$  溶液(硫酸铜)和 500 mg/L 的  $\text{Cd}^{2+}$  溶液(氯化镉)中,室温下 160 r/min 振荡 24 h 后过滤,根据处理前后溶液中重金属浓度的差值,计算被材料吸附的重金属的量(表 2)。将吸附过重金属的材料在自然条件下风干老化备用。

表 2 不同材料吸附 Cu、Cd 的量

材料	Cu (mg/g)	Cd (mg/g)
生物炭	13.62	30.89
硅藻土	1.83	19.41
凹凸棒	23.56	19.57

1.2.2 盆栽试验 采用带有防漏托盘的塑料盆钵(195 mm×160 mm×175 mm)进行。每盆装风干土 3 000 g。试验共包括 10 个处理:不添加任何材料的空白对照( $\text{CK}_0$ ),分别添加质量分数为 2% 的 3 种材料(分别用  $\text{CK}_\text{生}$ 、 $\text{CK}_\text{硅}$ 、 $\text{CK}_\text{凹}$  表示),以及分别吸附过 Cu、Cd 重金属处理的 3 种材料(用  $\text{Cu}_\text{生}$ 、 $\text{Cu}_\text{硅}$ 、 $\text{Cu}_\text{凹}$  和  $\text{Cd}_\text{生}$ 、 $\text{Cd}_\text{硅}$ 、 $\text{Cd}_\text{凹}$  表示)。每个处理均设置 4 个重复。将土壤、材料和基肥(3.2 g 尿素、0.45 g 过磷酸钙、0.67 g 硫酸钾)混匀装盆后播种黑麦草。待黑麦草全部出齐后,每盆保留健壮苗 30 棵。试验期间采用称质量法维持土壤水分含量处于饱和持水量的 60% 左右。试验在露天条件下进行。黑麦草连续生长 210 d,其间每 30 d 收割 1 茬,共收获 7 茬。鉴于第 7 茬的生物量已很小,故将其与第 6 茬样品合并分析。每次收获的黑麦草经 105  $^{\circ}\text{C}$  杀青 0.5 h,75  $^{\circ}\text{C}$  下烘干 24 h,称质量后记录生物量。试验所设处理及各处理盆钵土壤中的重金属来源组成见表 3。

1.2.3 测定方法 黑麦草经粉碎后,采用干灰化法<sup>[27]</sup>进行前处理,Cu、Cd 的测定采用等离子体质谱仪 ICAP-6000 MS (USA,Thermo)进行。

表 3 盆栽试验处理及试验土壤中的重金属来源

处理	土壤 (g)	添加钝化剂 (g)	土壤原有重金属 (mg/盆)	材料带入重金属 (mg/盆)	重金属总量 (mg/盆)
$\text{CK}_0$	3 000	—	—	—	—
$\text{CK}_\text{生}$	3 000	60	—	—	—
$\text{Cu}_\text{生}$	3 000	60	Cu 4.33	Cu 817.2	Cu 821.5
$\text{Cd}_\text{生}$	3 000	60	Cd 6.08	Cd 1 853.4	Cd 1 859.5
$\text{CK}_\text{硅}$	3 000	60	—	—	—
$\text{Cu}_\text{硅}$	3 000	60	Cu 4.33	Cu 109.8	Cu 114.1
$\text{Cd}_\text{硅}$	3 000	60	Cd 6.08	Cd 1 164.6	Cd 1 170.7
$\text{CK}_\text{凹}$	3 000	60	—	—	—
$\text{Cu}_\text{凹}$	3 000	60	Cu 4.33	Cu 1 413.6	Cu 1 417.9
$\text{Cd}_\text{凹}$	3 000	60	Cd 6.08	Cd 1 174.2	Cd 1 180.3

1.2.4 数据处理 采用 SPSS 19.0 统计软件对所得数据进行差异显著性检验(LSD 法),采用 OriginPro 8.5 进行绘图。

2 结果与分析

2.1 3 种材料对重金属的吸附能力比较

为便于比较,将不同材料所吸附重金属量采用 mmol/g 表示。表 4 结果显示,在初始浓度相同的 Cu 溶液中,对 Cu 的吸附量:凹凸棒>生物炭>硅藻土,前者分别是后两者的 1.73 倍和 12.79 倍;在初始浓度相同的 Cd 溶液中,对 Cd 的

吸附量:生物炭>凹凸棒≈硅藻土,前者分别是后两者的 1.59 倍和 1.58 倍,即不同材料之间对同种重金属的吸附能力相差较大。从表 4 还可以看出,同种材料在吸附不同重金属时所表现出的吸附能力也不一样,如对 Cu 的吸附能力表现为凹凸棒大于生物炭和硅藻土,而对 Cd 的吸附能力表现为生物炭大于凹凸棒和硅藻土。一般认为,材料表面对溶液中阳离子的吸附主要受表面负电荷(即阳离子代换量)的影响,但从本试验看,生物炭的阳离子代换量>凹凸棒>硅藻土(表 1),而吸附总量是凹凸棒>生物炭>硅藻土。显然,这里

表 4 不同材料对重金属的吸附能力

材料	Cu 吸附量 (mmol/g)	Cd 吸附量 (mmol/g)
生物炭	0.214	0.275
硅藻土	0.029	0.173
凹凸棒	0.371	0.174

注:初始吸附液浓度为:Cu 150 mg/L、Cd 500 mg/L。

的“吸附”应该不仅是一般意义上的吸附,而很可能包括了重金属在其表面上发生的沉淀<sup>[28]</sup>。

2.2 添加材料对土壤原有重金属生物有效性的影响

不同材料进入土壤后,可能对土壤的理化性质产生影响,

表 5 不同矿物材料对黑麦草积累 Cu 的影响

处理	土壤 Cu 总量 (mg/盆)	黑麦草体内 Cu 累积总量 (μg/盆)	体内 Cu 累积变化量 (μg/盆)	土壤 Cu 生物有效系数 (%)
CK <sub>0</sub>	12.99	243.5 ± 13.6a		1.875
CK <sub>生</sub>	12.99	178.0 ± 14.5c	-65.5	1.370
CK <sub>硅</sub>	12.99	218.4 ± 46.5b	-25.1	1.681
CK <sub>凹</sub>	12.99	182.6 ± 15.3c	-60.9	1.406

注:同列数据后不同小写字母表示差异显著(P<0.05)。下表同。

表 6 显示,与 CK<sub>0</sub> 相比,添加生物炭、硅藻土和凹凸棒后,黑麦草体内的 Cd 累积总量分别减少 2.13、2.12、3.83 μg/盆,即 3 种材料均限制了土壤原有 Cd 的释放,最终

进而影响到土壤原有重金属的形态和迁移行为。通过对添加材料后黑麦草体内重金属积累量增减,可间接推断出所添加材料对土壤原有重金属的钝化效果。为方便起见,本研究采用“生物有效系数”的定义对此加以描述:土壤中某重金属生物有效系数 = 植物生长期间所积累该重金属总量 ÷ 土壤中该重金属总量。该值越小,说明重金属受钝化程度越高。表 5 显示,与 CK<sub>0</sub> 相比,添加生物炭、硅藻土和凹凸棒后,黑麦草体内的 Cu 累积总量分别减少 65.5、25.1、60.9 μg/盆,可推测 3 种材料均限制了土壤原有 Cu 的释放,最终使原土中 Cu 的生物有效系数都得到下降。从抑制效果来看,生物炭 ≈ 凹凸棒 > 硅藻土。

使原土中 Cd 的生物有效系数都得以下降,抑制效果凹凸棒 > 生物炭 ≈ 硅藻土。

表 6 添加不同矿物材料对黑麦草积累 Cd 的影响

处理	土壤 Cd 总量 (mg/盆)	黑麦草体内 Cd 累积总量 (μg/盆)	体内 Cd 累积变化量 (μg/盆)	土壤 Cd 生物有效系数 (%)
CK <sub>0</sub>	18.24	10.78 ± 2.15a		0.059
CK <sub>生</sub>	18.24	8.65 ± 2.58a	-2.13	0.047
CK <sub>硅</sub>	18.24	8.66 ± 1.36a	-2.12	0.047
CK <sub>凹</sub>	18.24	6.95 ± 0.58b	-3.83	0.038

2.3 材料吸附重金属的再释放

材料对土壤重金属的最终钝化效果,除涉及材料对重金属的吸附能力外,还取决于被材料所吸附的重金属重新释放后被植物吸收潜力的大小。由于无法将已混入土壤的材料重新分离出来进行分析,因此本试验将事先吸附过大量重金属的材料添加到土壤后种植黑麦草。由于黑麦草所积累的重金属中一部分来自原土壤重金属的释放,另一部分则来自材料所吸附重金属的释放,因此将添加吸附重金属材料处理的黑麦草所积累的重金属总量减去对照(仅添加未吸附重金属的材料)黑麦草所积累的重金属量,增加的那部分重金属则可视作为来自于材料吸附重金属的释放。将增量除以材料吸附重

金属的量,即作为材料吸附重金属的生物有效系数,它反映了被材料所吸附重金属在试验期间的生物有效性:材料吸附某重金属生物有效系数 = 植物吸收来自材料的重金属总量 ÷ 材料吸附的重金属总量。表 7 显示,3 种吸附 Cu 材料处理的黑麦草体内 Cu 积累增量顺序为 Cu<sub>凹</sub> > Cu<sub>生</sub> ≈ Cu<sub>硅</sub>,但生物有效系数的顺序则为 Cu<sub>硅</sub> > Cu<sub>凹</sub> > Cu<sub>生</sub>。该结果显示,仅从材料对某重金属的吸附量来推测其钝化能力是片面的。如生物炭的吸 Cu 量约为硅藻土吸 Cu 量的 7.44 倍,但释放出的量却相近,说明生物炭对所吸附 Cu 的吸持力较强,被其吸附后的 Cu 生物有效性较低。

由表 8 可见,3 种吸 Cd 材料处理的黑麦草体内 Cd 积累

表 7 3 种材料所吸附 Cu 的生物有效性

处理	黑麦草 Cu 累积量 (μg/盆)	Cu 累积增量 (μg/盆)	材料吸附 Cu 量 (mg/盆)	材料吸附 Cu 生物有效系数 (%)
CK <sub>生</sub>	178.0 ± 14.5e			
Cu <sub>生</sub>	375.5 ± 37.7b	97.5	817.2	0.011 9
CK <sub>硅</sub>	218.4 ± 46.5d			
Cu <sub>硅</sub>	316.9 ± 21.9c	98.5	109.8	0.089 7
CK <sub>凹</sub>	182.6 ± 15.3e			
Cu <sub>凹</sub>	495.8 ± 66.8a	313.2	1 413.6	0.022 2

表 8 3 种材料所吸附 Cd 的生物有效性

处理	黑麦草 Cd 累积量 ( $\mu\text{g}/\text{盆}$ )	Cd 累积增量 ( $\mu\text{g}/\text{盆}$ )	材料吸附 Cd 量 ( $\text{mg}/\text{盆}$ )	材料吸附 Cd 生物有效系数 (%)
CK <sub>生</sub>	8.65 ± 2.58c			
Cd <sub>生</sub>	286.0 ± 62.6a	277.4	1 853.4	0.015 0
CK <sub>硅</sub>	8.66 ± 1.36c			
Cd <sub>硅</sub>	88.3 ± 9.2b	79.6	1 164.6	0.006 8
CK <sub>凹</sub>	6.95 ± 0.58c			
Cd <sub>凹</sub>	292.6 ± 40.7a	285.7	1 174.2	0.024 3

的增量顺序为 Cd<sub>凹</sub> > Cd<sub>生</sub> > Cd<sub>硅</sub>, 生物有效系数的顺序为 Cd<sub>凹</sub> > Cd<sub>生</sub> > Cd<sub>硅</sub>, 两者顺序一致, 即吸附 Cd 多的材料, 所吸附的 Cd 也容易释放。这与吸附 Cu 的情况有所不同。硅藻土与凹凸棒相比, 吸附 Cd 的能力相近, 但被吸附 Cd 的再释放量却大大低于后者。

2.4 土壤重金属和材料所吸附重金属在植物生长期间的释放动态

植物全生长期的重金属积累总量仅大体反映了土壤和材料吸附重金属释放量的大小, 但并未反映其控制释放的时间范围, 如主要集中在生长前期、中期、后期, 还是始终保持平稳的释放。为对此进行了解, 对各茬收获黑麦草所吸收的重金属分别进行了测定(由于第 7 茬收获的黑麦草生物量很少, 与第 6 茬合并分析)。由于各茬次生物量不一, 因此本研究采用黑麦草体内重金属的“含量”进行不同茬次间的比较。图 2 显示, CK<sub>生</sub>、CK<sub>硅</sub>、CK<sub>凹</sub> 3 个处理的黑麦草体内 Cu 含量在第 3、4 茬次时有所升高, 第 5 茬次时回落, 即土壤中的原有 Cu 在中期释放较多, 后期可释放部分减少; 对 Cu<sub>生</sub>、Cu<sub>凹</sub> 处理来说, 后 3 茬体内的 Cu 含量仍保持中等水平, 意味着被生物炭和凹凸棒所吸附的 Cu 可持续释放时间较长; Cu<sub>硅</sub> 处理黑麦草体内 Pb 含量在第 5 茬收获后明显降低, 意味着硅藻土所吸附 Cu 主要释放是在 120 d 内, 再往后释放较少。

图 3 显示, 整个生长期中, CK<sub>生</sub>、CK<sub>硅</sub>、CK<sub>凹</sub> 处理的黑麦草体内 Cd 含量均很低, 这是因为土壤中原有 Cd 含量低, 释放量少。对 Cd<sub>生</sub>、Cd<sub>凹</sub> 处理来说, 前 5 茬的黑麦草体内 Cd 含量都保持较高水平, 至 150 d 后才明显降低, 意味着被生物炭和凹凸棒所吸附的 Cd 可持续释放时间较长; 而 Cd<sub>硅</sub> 处理的黑麦草 Cd 含量始终很低, 说明被硅藻土所吸附的 Cd 在很长时间内都难以重新释放。

3 讨论

向土壤添加修复材料是为了将重金属吸附至材料表面后加以原位“钝化”, 从而减少提供给植物吸收的量。然而, 同种材料对不同重金属或不同材料对同种重金属的钝化能力相差很大<sup>[22, 29-30]</sup>。本试验中, 生物炭对土壤原有 Cu 的钝化效果较好, 而凹凸棒对土壤原有 Cd 的钝化效果较好。但添加吸附材料后, 大量土壤重金属被材料吸附, 这些被材料吸附的重金属仍有可能在植物生长期重新释放出来被植物所吸收。本试验中, 黑麦草生长 210 d 后, 体内仍可检测到较高的重金属浓度(图 2、图 3)就说明了这一点。因此, 在选择污染土壤的修复材料时, 应该对其长期的效果采用生物学试验加以评价。

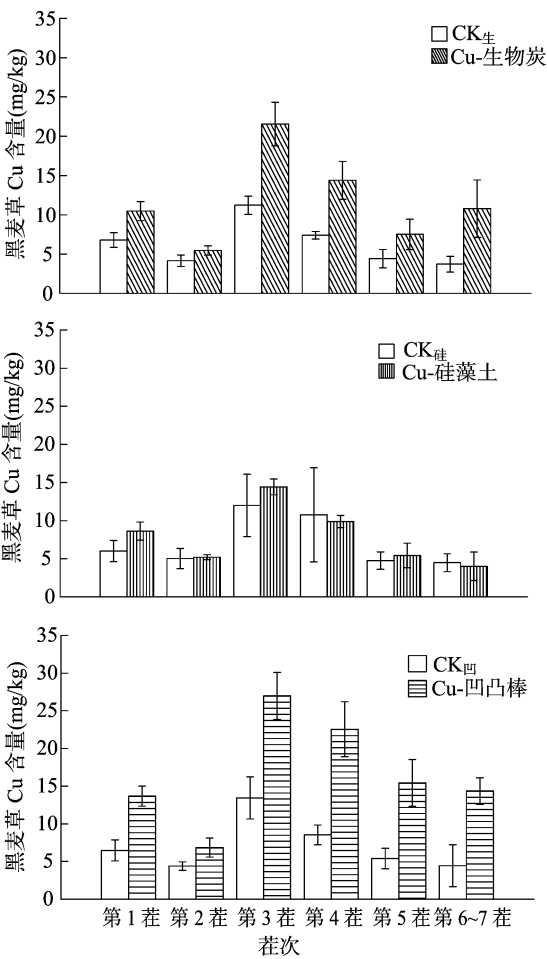


图2 黑麦草生长期间对土壤 Cu 和材料吸附 Cu 的吸收

对材料吸附的重金属在一段时间内的再释放潜力可采用“生物有效系数”来进行评价。3 种材料所吸附 Cu 的生物有效系数是硅藻土 > 凹凸棒 > 生物炭(表 7), 即硅藻土所吸附的 Cu 最容易重新释放, 而被生物炭吸附的 Cu 最难重新释放; 3 种材料所吸附 Cd 的生物有效系数是凹凸棒 > 生物炭 > 硅藻土(表 8), 即硅藻土所吸附的 Cd 最难以重新释放。由生物有效系数可以得出, 生物炭既可明显抑制土壤原有 Cu 的释放, 也可明显抑制自身所吸附 Cu 的重新释放; 凹凸棒虽然对土壤原有 Cd 的抑制效果很好, 但对自身所吸附 Cd 的抑制作用却较差, 其原因还有待探讨。

硅藻土所吸附 Cu 的生物有效性较高(表 7), 而所吸附 Cd 的生物有效性较低(表 8), 这可能与硅藻土对 Cu 和 Cd 之间的吸引力不同有关。赵芳玉等发现, 硅藻土吸附 Cu<sup>2+</sup> 的

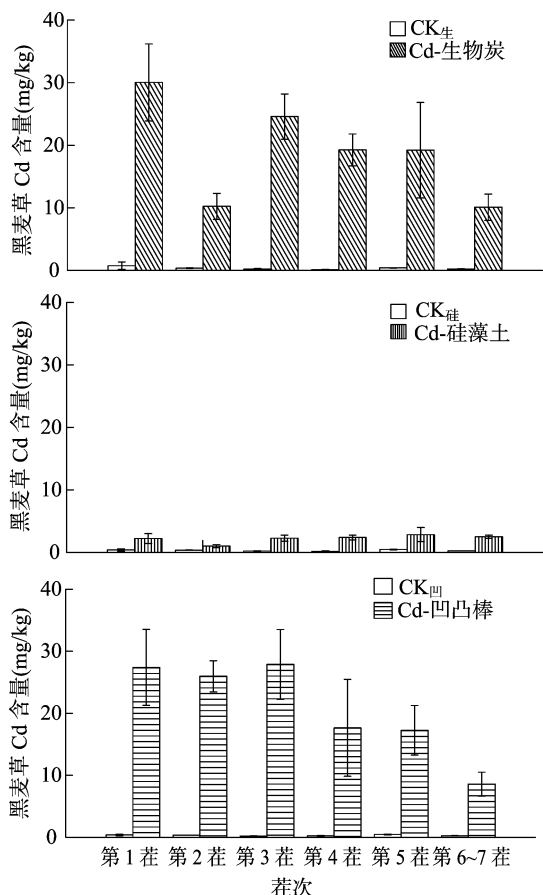


图3 黑麦草生长期间对土壤 Cd 和材料吸附 Cd 的吸收

$\Delta G$  为 10.06 kJ/mol, 属于非自发反应, 两者间吸引力小, 容易解吸, 但它吸附  $Cd^{2+}$  的自由能变化 ( $\Delta G$ ) 为 -6.174 kJ/mol, 属于自发反应, 两者间吸引力大, 难以解吸<sup>[31]</sup>。从理论上讲, 材料与重金属间的吸引力越强, 则被吸附的重金属离子就越难以释放, 其生物有效性也就越低。由此可见, 在选择土壤修复材料和预估其对土壤重金属的实际钝化效果时, 重金属吸附过程中的热力学参数也是重要的参考指标。

#### 4 结论

(1) 单纯的实验室吸附试验不能代表材料在田间条件下对重金属的实际钝化效果。(2) 在预测不同材料对土壤重金属的实际钝化效果时, 也应参考该材料对重金属吸附的热力学参数。(3) 被生物炭和凹凸棒所吸附的 Cu 和 Cd 可在较长时间内持续释放; 被硅藻土所吸附 Cu 主要在前 120 d 内释放, 所吸附的 Cd 则难以重新释放。(4) 生物炭抑制土壤原有 Cu 的释放, 也抑制自身所吸附的 Cu 的再次释放, 故适合用于 Cu 污染土壤的修复; 凹凸棒对土壤原有 Cd 的钝化效果较好, 而硅藻土对自身吸附 Cd 再次释放的抑制能力更强。

#### 参考文献:

- [1] 宋伟, 陈百明, 刘琳. 中国耕地土壤重金属污染概况[J]. 水土保持研究, 2013(4): 293-298.
- [2] 马彦. 土壤重金属污染及其植物修复研究综述[J]. 甘肃农业科技, 2016(2): 69-75.

- [3] 周建军, 周桔, 冯仁国. 我国土壤重金属污染现状及治理战略[J]. 中国科学院院刊, 2014, 29(3): 315-320, 350.
- [4] 樊霆, 叶文玲, 陈海燕, 等. 农田土壤重金属污染状况及修复技术研究[J]. 生态环境学报, 2013, 22(10): 1727-1736.
- [5] 范拴喜, 甘卓亭, 李美娟, 等. 土壤重金属污染评价方法进展[J]. 中国农学通报, 2010, 26(17): 310-315.
- [6] 赵昕欣, 李军, 刘洋, 等. 钢渣对辽宁地区水稻土壤镉素吸收的影响[J]. 中国农学通报, 2006, 22(7): 507-511.
- [7] Cao X, Ma L Q, Rhue D R, et al. Mechanisms of lead, copper, and zinc retention by phosphate rock[J]. Environmental Pollution, 2004, 131: 435-444.
- [8] 杨秀红, 胡振琪, 高爱林, 等. 凹凸棒石修复铜污染土壤[J]. 辽宁工程技术大学学报, 2006, 25(4): 629-631.
- [9] 曾卉, 徐超, 周航, 等. 几种固化剂组配修复重金属污染土壤[J]. 环境化学, 2012, 31(9): 1368-1374.
- [10] 唐行灿, 张民. 生物炭修复污染土壤的研究进展[J]. 环境科学导刊, 2014, 33(1): 17-26.
- [11] Zama E F, Reid B J, Arp H P H, et al. Advances in research on the use of biochar in soil for remediation; a review[J]. Journal of Soils and Sediments, 2018, 18(7): 2433-2450.
- [12] Ulmanu M, Marañón E, Fernández Y, et al. Removal of copper and cadmium ions from diluted aqueous solutions by low cost and waste material adsorbents[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2003, 142: 357-373.
- [13] 陈浩, 赵杰. 凹凸棒与酸化凹凸棒对 Pb(II) 和 Zn(II) 的选择吸附性差异[J]. 材料工程, 2008, 10: 154-157.
- [14] 王宇霞, 郝秀珍, 苏玉红, 等. 不同钝化剂对 Cu、Cr 和 Ni 复合污染土壤的修复研究[J]. 土壤, 2016, 48(1): 123-130.
- [15] 孟梅, 华玉妹, 朱端卫, 等. 生物炭对重金属污染沉积物的修复效果[J]. 环境化学, 2016, 35(12): 2543-2550.
- [16] Sogut E G, Caliskan N. Removal of lead, copper and cadmium ions from aqueous solution using raw and thermally modified diatomite[J]. Desalination and Water treatment, 2017, 58: 154-167.
- [17] 胡雪芳, 田志清, 梁亮, 等. 不同改良剂对铅镉污染农田水稻重金属积累和产量影响的比较分析[J]. 环境科学, 2018, 39(7): 3409-3417.
- [18] Jing Q X, Wang Y Y, Chai L Y, et al. Adsorption of copper ions on porous ceramsite prepared by diatomite and tungsten residue[J]. Transactions of Nonferrous Metal Society of China, 2018, 28(5): 1053-1060.
- [19] 沈岩柏, 朱一民, 王忠安, 等. 硅藻土对水相中  $Pb^{2+}$  的吸附[J]. 东北大学学报(自然科学版), 2003, 24(10): 982-985.
- [20] 史明明, 刘美艳, 曾佑林, 等. 硅藻土和膨润土对重金属离子  $Zn^{2+}$ 、 $Pb^{2+}$  及  $Cd^{2+}$  的吸附特性[J]. 环境化学, 2010, 31(2): 162-167.
- [21] 曾冬萍, 颜远烽, 林芳, 等. 重金属钝化修复剂对镉和铅吸附及解吸特征的影响研究[J]. 实验技术与管理, 2015, 32(9): 54-58.
- [22] 高瑞丽, 朱俊, 汤帆, 等. 水稻秸秆生物炭对镉、铅复合污染土壤中重金属形态转化的短期影响[J]. 环境科学学报, 2016, 36(1): 251-256.
- [23] Xue Y, Gao B, Yao Y, et al. Hydrogen peroxide modification enhances the ability of biochar (hydrochar) produced from hydrothermal carbonization of peanut hull to remove aqueous heavy metals: Batch and column tests[J]. Chemical Engineering Journal, 2012, 200/201/202(34): 673-680.

朱甜甜,朱玉伟,张云,等.伊犁河谷农田防护林生物量及碳储量研究[J].江苏农业科学,2019,47(9):298-302.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.09.069

# 伊犁河谷农田防护林生物量及碳储量研究

朱甜甜<sup>1</sup>,朱玉伟<sup>2</sup>,张云<sup>1</sup>,桑巴叶<sup>2</sup>,王秀梅<sup>1</sup>

(1.新疆农业大学林学与园艺学院,新疆乌鲁木齐 830052; 2.新疆林业科学院造林治沙所,新疆乌鲁木齐 830063)

**摘要:**研究 3 种主要农田防护林树种杨树(*Populus* sp.)、榆树(*Ulmus pumila*)和沙枣(*Elaeagnus angustifolia*)不同林龄的生物量、碳储量、碳密度及其分布规律,为今后估算新疆伊犁河谷农田防护林生态系统碳储空间提供基础。根据 2014 年新疆的森林资源二类调查数据,利用研究区三大树种的样本数据,估算各树种的生物量、碳储量及碳密度变化特征,讨论三大树种的固碳能力。结果表明,3 种主要农田防护林树种的面积以幼龄林和中龄林为主,占总面积的 82.72%,其中杨树占绝对优势,为总面积的 92%;各树种碳储量大小杨树( $3\,690.72 \times 10^3$  t) > 榆树( $382.68 \times 10^3$  t) > 沙枣( $261.49 \times 10^3$  t);各树种不同龄组的碳密度大小为幼龄林( $129.41$  t/hm<sup>2</sup>) < 中龄林( $388.16$  t/hm<sup>2</sup>) < 近熟林( $639.36$  t/hm<sup>2</sup>) < 成熟林( $2\,012.04$  t/hm<sup>2</sup>)。这说明伊犁河谷农田防护林的生长潜力和未来的固碳空间巨大,研究结果可为伊犁河谷农田防护林经营管理和碳汇功能评价提供参考。

**关键词:**农田防护林;林龄;生物量;碳储量;碳密度

**中图分类号:** S718.5 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2019)09-0298-05

如何解决温室气体不断积累造成的恶果已经成为近 30 年来国际上广泛关注的课题之一,各国积极签署气候变化协定(巴黎协定)也进一步表明人类应对气候变化的决心。研究学者曾在 2013 年政府间气候变化专门委员会(IPCC)报告中明确提出,若是不顾气候变化自由发展,它将对人类和生态系统造成严重、普遍和不可逆转的影响<sup>[1]</sup>,为此,各国都在积极寻求将温室气体浓度控制在安全水平内的途径。逐步扩大森林面积是近 50 年内各国公认的低成本“碳吸收”手段。随着我国国际影响力的日益增强,来自国际社会的“减排”压力也越来越大,经济发展与生态气候环境之间的平衡关系受到了更多限制。为实现可持续发展,我国除了严格控制工业的节能减排和开展清洁能源的利用外,更投入大量资金发展造

林和再造林产业,作为改善生态气候环境、扩大森林资源的有力手段,人工造林的成果也逐渐显现<sup>[2]</sup>。新疆维吾尔自治区是全国面积最大的干旱区域,生态自然环境较差,造林减排见效慢,伊犁河谷作为干旱区生态环境条件较好的“湿地”,是新疆绿洲的主要组成部分,其人工林碳汇能力的强弱直接影响着新疆森林生态系统碳储量的大小。

农田防护林是新疆人工林的主要组成部分,在保证农作物丰产、稳产的同时,在周围一定范围内形成的小气候对改善当地生态气候条件也起到了很大的促进作用,分析伊犁河谷农田防护林的生物量以及碳储量特征对今后进一步开展干旱区碳储量研究工作具有重大的意义<sup>[3-4]</sup>。生物量是反映森林生态功能高低最直观的表现,定量估算生物量的大小是进一步研究碳储量的基础。经过几十年的发展,已经有大量学者对不同气候环境、不同地域以及不同造林树种的各个器官的生物量和碳储量进行了大量的研究分析对比<sup>[5-10]</sup>,但是关于农田防护林方面的研究,学者们主要关注点在其生态服务价值以及其与农田关系方面<sup>[11-14]</sup>,而关于生物量与碳储量分布特征方面的研究报道还不够完善。本研究以伊犁河谷主要农田防护林树种杨树(*Populus* sp.)、榆树(*Ulmus pumila* L.)、沙

收稿日期:2018-01-02

基金项目:国家重点研发计划(编号:2016YFD0600403)。

作者简介:朱甜甜(1992—),女,新疆吐鲁番人,硕士研究生,研究方向为森林培育。E-mail:536552081@qq.com。

通信作者:朱玉伟,研究员,主要从事森林培育和防护林方面的研究。E-mail:1339674472@qq.com。

- [24] Wang H, Gao B, Wang S, et al. Removal of Pb(II), Cu(II), and Cd(II) from aqueous solutions by biochar derived from KMnO<sub>4</sub> treated hickory wood[J]. Bioresource Technology, 2015, 197: 356-362.
- [25] Ye X, Kang S, Wang H, et al. Modified natural diatomite and its enhanced immobilization of lead, copper and cadmium in simulated contaminated soils[J]. Journal of Hazardous Materials, 2015, 289: 210-218.
- [26] Salman T, Temel F A, Turan N G, et al. Adsorption of lead(II) ions onto diatomite from aqueous solutions: mechanism, isotherm and kinetic studies[J]. Global Nest Journal, 2016, 18(1): 1-10.

- [27] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 257-263.
- [28] 孙卫玲, 倪晋仁. 兰格缪尔等温式的适用性分析——以黄土吸附 Cu 离子为例[J]. 环境化学, 2002, 21(1): 37-44.
- [29] 侯艳伟, 曾月芬, 安增莉. 生物炭施用对污染红壤中重金属化学形态的影响[J]. 内蒙古大学学报(自然科学版), 2011, 42(4): 460-466.
- [30] 杨璋梅, 方战强. 生物炭修复 Cd、Pb 污染土壤的研究进展[J]. 化工环保, 2014, 34(6): 525-531.
- [31] 赵芳玉, 薛洪海, 李哲, 等. 低品位硅藻土吸附重金属的研究[J]. 生态环境学报, 2010, 19(12): 2978-2981.