

棉花秸秆生物炭对聚苯乙烯微塑料-镉复合污染土壤的修复效应

古丽加依那·恩塔勒, 吉恒莹*

(新疆师范大学 化学化工学院, 新疆 乌鲁木齐 830054)

摘要: 文章研究分析了棉花秸秆生物炭在聚苯乙烯微塑料-镉复合污染土壤修复中的效果。采用棉花秸秆制备生物炭, 对镉的吸附特性进行分析, 评估生物炭含量及聚苯乙烯微塑料含量对吸附效率的影响, 结合 XPS、FT-IR 和 SEM 技术解析吸附和解吸机制。结果表明, 聚苯乙烯微塑料的存在降低了土壤对镉的吸附能力并提高了解吸量, 添加 1.5% 的生物炭可以显著提高土壤对镉的吸附能力, 最大吸附量可达 $546.84 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。吸附过程遵循 Langmuir 等温模型和准二级动力学模型。生物炭通过增强土壤层状结构和孔隙, 与镉离子形成络合物和沉淀, 促进镉的吸附并抑制其解吸。研究表明, 棉花秸秆生物炭能增强受污染土壤对微塑料和镉的吸附固定能力, 并改善聚苯乙烯微塑料造成的土壤结构性差的问题。

关键词: 棉花秸秆生物炭; 聚苯乙烯(PS)微塑料; 重金属镉(Cd); 土壤修复; 吸附机理

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1008-9659(2025)04-0047-09

微塑料(粒径 $<5 \text{ mm}$)会对土壤生态系统产生一定的负效应^[1-3]。微塑料利用其表面特性(如负电荷、含氧官能团等)与重金属相互作用^[4-6], 影响重金属在土壤中的分布, 改变土壤微生物的组成和理化性质, 进而影响各种重金属的迁移转化^[7-10]。研究表明, 紫外线照射会加速微塑料表面老化, 导致微塑料对重金属的吸附能力增强^[11], 影响土壤中重金属的有效态含量和生物利用率, 加剧植物对重金属的吸收积累^[12]。例如, 在重金属镉(Cd)污染的土壤中, 微塑料增加了土壤生物对Cd的生物积累, 并通过食物链向高营养级传递, 危害人类健康^[13-14]。

生物炭的物理化学特性可以降低重金属的活性^[15-17], 如高阳离子交换量(CEC)和丰富的羟基(-OH)、羧基(-COOH)、羰基(-C=O)官能团^[18-19], 可以通过离子交换吸附、金属-配体络合或(共)沉淀作用来固定重金属, 从而降低其生态毒性^[20-24]。此外, 生物炭能够改善微塑料污染土壤的理化特性与整体质量, 并降低土壤中重金属的活性与迁移性^[25-28]。目前有关生物炭在复合污染土壤中的作用机理研究较少。现有研究较多关注生物炭对单一重金属污染的修复效果, 而对其在微塑料和重金属共存条件下的修复机制了解不充分。因此, 研究生物炭对微塑料污染土壤中重金属的吸附-解吸行为具有重要的科学意义。

本研究选用棉花秸秆制备生物炭, 考察其对聚苯乙烯(PS)微塑料污染土壤中Cd的吸附和解吸特性。生物炭能够改善土壤的微观结构, 增加孔隙度和层状结构, 同时提升土壤中含氧官能团的含量, 从而增强其对Cd的固定作用。尽管PS微塑料会通过占据吸附位点而抑制Cd的吸附、促进其解吸, 但生物炭仍能发挥显著的修复功能。这些发现为解决微塑料-重金属复合污染提供了新的思路和科学依据。

1 材料与方法

1.1 实验材料

1.1.1 土壤

样品采自新疆乌鲁木齐市安宁渠国家灰漠土地(43°56'N, 87°25'E)。土样经自然风干后过2 mm筛备

[收稿日期] 2024-12-07

[修回日期] 2025-01-07

[基金项目] 新疆维吾尔自治区自然科学基金项目(2022D01A96)。

[作者简介] 古丽加依那·恩塔勒(1999-), 女, 硕士研究生, 主要从事土壤微塑料方面研究, E-mail: 2788594796@qq.com.

* [通讯作者] 吉恒莹(1978-), 女, 副教授, 主要从事土壤污染修复方面研究, E-mail: jihengying@126.com.

用。该土壤为砂壤土,基本理化性质为:土壤的有机质为 $11.34 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,含水量为 1.31% ,pH 值为 7.74 ,Cd 为 $0.49 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,土壤容重为 $1.3 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ [29]。

1.1.2 生物炭制备

以棉花秸秆为原料,在 450°C 条件下在马弗炉中燃烧 6 h 制备生物炭。将生物炭粉碎并过筛,获得 $0.15 \sim 1 \text{ mm}$ 粒径的颗粒,比表面积为 $4.0035 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$,制备的生物炭 pH 值为 9.26 ,总有机碳含量为 $99.16 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,主要官能团包括 $-\text{OH}$ 、 $-\text{COOH}$ 、 $-\text{C}-\text{O}-\text{C}-$ [29]。

1.1.3 其他材料

PS 微塑料(粒径为 500 nm ,粉末状),比表面积为 $0.9271 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$,购自东莞市皓邦塑胶科技有限公司,未检测出 Cd。Cd 的标准液浓度为 $1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (GSB 04-1721-2004)。

1.2 实验设计

1.2.1 实验处理

实验于 2024 年 3 月至 2024 年 7 月在新疆师范大学土壤实验室进行。PS 微塑料为 1% ,生物炭为 1.5% (与土壤质量比),Cd 浓度为 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,共 4 种处理:CK(对照)、MP(1% PS)、BC(1.5%)、MP+BC(1% PS+ 1.5% BC),每种处理重复 3 次。

1.2.2 吸附动力学实验

称取 1 g 土壤样品至振荡玻璃瓶中,加入 20 mL Cd(浓度为 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),在 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$ 恒温条件下,以 $200 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 的速率振荡,分别在 5 min 、 10 min 、 30 min 、 60 min 、 90 min 、 120 min 取样,离心后测定上清液中 Cd 的浓度。

根据初始浓度与平衡浓度的差值以及稀释倍数来计算土壤对 Cd 的吸附量 Q_e ,如式(1)所示

$$Q_e = \frac{(C_0 - C_e) \times V}{m} \quad (1)$$

其中, Q_e 为土壤吸附 Cd 的量($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$); C_0 和 C_e 为 t_0 和 t 时刻 Cd 的浓度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); V 为上清溶液体积(L); m 为土壤的质量(g)。

吸附动力学数据采用准一级(式(2))、准二级(式(3))拟合,依次如下:

准一级动力学非线性方程[30]

$$Q_t = Q_e(1 - e^{-K_1 t}) \quad (2)$$

准二级动力学非线性方程[30]

$$Q_e = \frac{K_2 Q_t^2 t}{1 + K_2 Q_e t} \quad (3)$$

其中, Q_t 为 t 时刻吸附量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); Q_e 为平衡吸附量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); t 为吸附时间(min); k_1 、 k_2 分别为一级和二级速率常数(min^{-1})。

1.2.3 吸附等温线

称取 1 g 土壤样品于具塞玻璃瓶中,加入 20 mL 不同初始浓度($10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)的 Cd 标准溶液。在 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$ 恒温条件下,以 $200 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 的速率振荡 120 min 。吸附等温线数据采用 Langmuir 和 Freundlich 方程进行拟合,依次如下:

Langmuir 模型的非线性方程[31]

$$Q_e = \frac{b Q_m C_e}{1 + b C_e} \quad (4)$$

Freundlich 模型的非线性方程[31]

$$Q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n}} \quad (5)$$

其中, Q_e 为平衡吸附量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); C_e 为吸附质的浓度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); K_F 为常数($\text{L} \cdot \text{mg}^{-1}$); n 为 Freundlich 方程常数; b 是吸附常数($\text{L} \cdot \text{mg}^{-1}$); Q_m 为最大吸附量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。

1.2.4 土培实验

分别称取 150 g 土壤样品置于塑料培养盆中,含水量为田间持水量的 60% ,在室温(25°C)、自然光照条

件下培养 60 d。每隔 30 d 取样,测定土壤中 Cd 的赋存形态。

1.3 分析测试方法

1.3.1 重金属 Cd 测定

土壤样品中 Cd 的测定采用 GB/T 17141-1997 进行前处理。具体步骤为采用硝酸-盐酸-氢氟酸-高氯酸消解法消解土壤样品。使用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICAP 6000 系列 ICP-OES)在 228.8 nm 波长处测定待测液中 Cd 的浓度。Cd 的赋存形态采用 GB/T 43363-2023《废弃化学品中铜、锌、镉、铅、铬等 12 种元素形态分布的测定 连续提取法》测定。

1.3.2 表征方法

通过 ZEISS Gemini 300 扫描电子显微镜(SEM)、TENSOR27 傅里叶变换红外光谱仪(FT-IR)和 Thermo ESCALAB 250XI 光电子能谱(XPS)技术对吸附前后材料的表面结构、官能团进行分析鉴定。

1.4 数据的处理与分析

实验采用 Excel 2010 对数据进行处理,使用 Origin 2021 和 Avantage 5.9 绘制图表,采用 IBM SPSS Statistics 27 软件进行方差分析和显著性检验。

2 结果与分析

2.1 生物炭和 PS 微塑料对土壤吸附 Cd 的影响

2.1.1 土壤对 Cd 的吸附动力学过程

由图 1 可知,生物炭存在条件下,PS 微塑料污染土壤吸附 Cd 经历三个时间段:0~10 min 时吸附速率迅速增加,10~30 min 吸附速率缓慢,60 min 后吸附趋于平衡。初期土壤表面吸附 Cd 的孔隙位点较多,吸附量迅速上升;之后随着土壤表面吸附位点逐渐减少,Cd 需向土壤内部扩散,吸附速率逐渐下降;最后可用孔隙位点被 Cd 填满,吸附达到平衡。

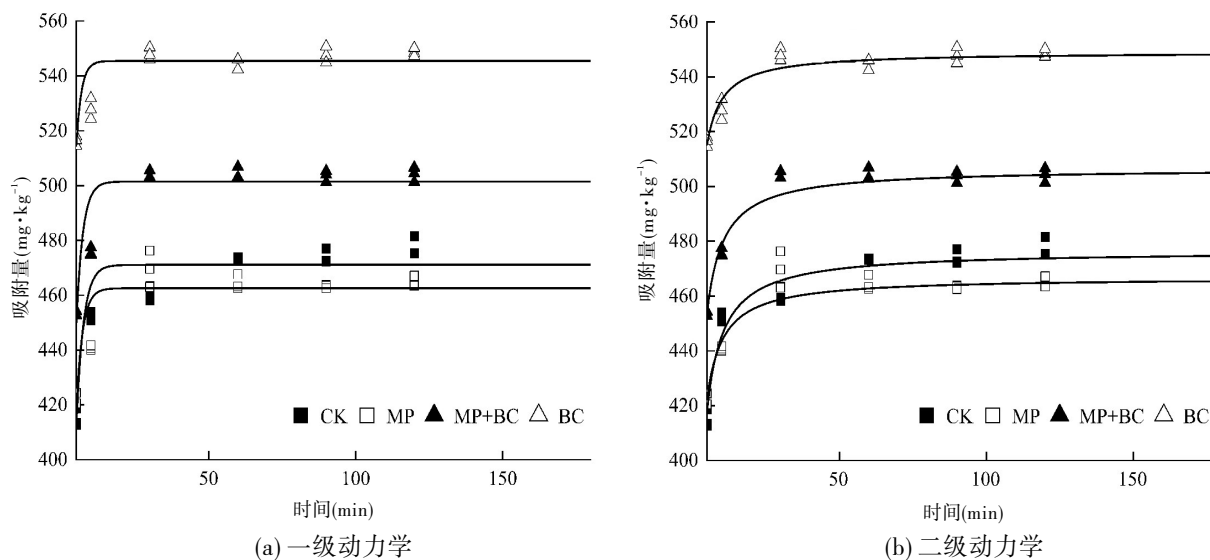


图 1 不同处理土壤对 Cd 的吸附动力学非线性图

通过准一级和准二级动力学模型对实验数据进行拟合(表 1),各处理对 Cd 的吸附遵循准二级动力学方程($R^2 > 0.99$),适用于化学吸附控制的过程。生物炭表面丰富的含氧官能团(如-COOH、-OH 等)与 Cd 发生化学反应,形成稳定的络合物。

实验结果表明,添加 1.5% 的生物炭显著提高了土壤对 Cd 的吸附能力,最大吸附容量达 $546.84 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,且在 30 min 时达到吸附平衡。这说明生物炭的存在改善了土壤的孔隙结构,增加了可用吸附位点的数量和总吸附容量。然而,在 PS 微塑料存在的条件下,生物炭对 Cd 的吸附量显著降低($P < 0.05$)。这主要归因于:

(1)PS 微塑料的疏水性表面占据了部分生物炭的活性吸附位点;(2)微塑料与生物炭之间的相互作用降低了生物炭表面官能团的可及性;(3)微塑料的存在改变了土壤的孔隙结构,影响了 Cd 的迁移路径。不同处理组的吸附效果表现为:BC > BC + MP > CK > MP。这一结果表明,在 PS 微塑料存在的条件下,生物炭的添加可以增强土壤对 Cd 的吸附能力。尽管 PS 微塑料在一定程度上削弱了土壤对 Cd 的吸附,但生物炭对 Cd 污染土壤的修复作用依然有效。

表 1 吸附动力学拟合参数

拟合参数	准一级动力学				准二级动力学		
	$Q_e \cdot exp$ ($mg \cdot kg^{-1}$)	$Q_{e1} \cdot cal$ ($mg \cdot g^{-1}$)	K_1 (min^{-1})	R^2	$Q_{e2} \cdot cal$ ($mg \cdot kg^{-1}$)	K_2 ($kg \cdot mg^{-1} \cdot min^{-1}$)	R^2
CK	483.27	480.14	0.3337	0.8326	485.37	0.0028	0.9750
MP	458.48	453.37	0.5131	0.7695	456.45	0.0054	0.9465
BC	546.84	545.69	0.5873	0.6276	546.19	0.0070	0.9681
MP+BC	504.75	503.34	0.4572	0.9354	503.82	0.0036	0.9799

注: $Q_{e,exp}$ 表示平衡固相吸附量的实验值, $Q_{e1,cal}$ 和 $Q_{e2,cal}$ 分别表示准一级动力学模型和准二级动力学模型中平衡固相吸附量的拟合值。

2.1.2 土壤对 Cd 的吸附热力学过程

Langmuir 和 Freundlich 模型均可描述微塑料污染土壤中 Cd 的吸附行为(图 2、表 2)。其中,Langmuir 模型的相关系数 R^2 (0.9014~0.9884)略高于 Freundlich 模型(0.8138~0.9091),表明各处理对 Cd 的吸附过程更符合单分子层吸附特征。

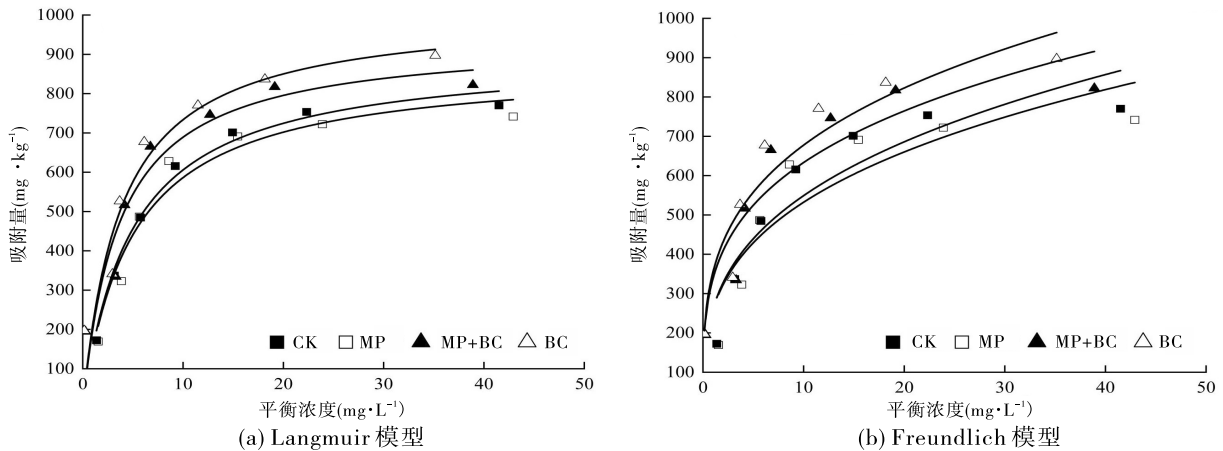


图 2 不同处理的土壤对 Cd 的吸附等温非线性图

从 Langmuir 模型拟合参数可知,添加生物炭处理组的最大吸附容量(Q_m)达 1010.6506 $mg \cdot kg^{-1}$,显著高于其他处理组。这是由于生物炭表面丰富的含氧官能团(如-COOH、-OH 等)增加了对 Cd 的络合位点。然而,在添加 PS 微塑料的条件下,土壤对 Cd 的最大吸附容量降低至 874.5018 $mg \cdot kg^{-1}$,较 CK 处理(901.0060 $mg \cdot kg^{-1}$)降低了 2.94%。这表明 PS 微塑料的存在显著抑制了土壤对 Cd 的吸附能力,这是由于微塑料占据了部分吸附位点,并改变了土壤的孔隙结构所致。

Freundlich 模型中的 n 值(0.2715~0.3211)均小于 1,说明各处理对 Cd 的吸附过程属于有利吸附。 K_f 值的排序为:BC(355.2818 $mg \cdot kg^{-1}$)>BC+MP(338.9035 $mg \cdot kg^{-1}$)>CK(262.1227 $mg \cdot kg^{-1}$)>MP(260.3662 $mg \cdot kg^{-1}$),这表明添加生物炭能够增强土壤对 Cd 的吸附亲和力。综上所述,生物炭的添加能显著提高土壤对 Cd 的吸附容量,但其效果会受到 PS 微塑料存在的影响。

表2 吸附等温线拟合参数

拟合参数	Langmuir 模型			Freundlich 模型		
	Q_m ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	b ($\text{L}\cdot\text{mg}^{-1}$)	R^2	K_F ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	$1/n$	R^2
CK	901.0060	0.2052	0.9884	262.1227	0.3211	0.8713
MP	874.5018	0.2034	0.9538	260.3662	0.3106	0.8138
BC	1010.6506	0.2648	0.9014	355.2818	0.2804	0.9091
MP+BC	940.6494	0.2740	0.9032	338.9035	0.2715	0.8712

2.2 生物炭对土壤理化特性的影响

2.2.1 土壤微观结构和官能团变化

SEM 结果(图 3)表明,生物炭、PS 微塑料、Cd 的存在能够对土壤微观结构产生影响。由图 3(a)可知,存在 Cd 的土壤变得疏松和松散,且出现轻微土壤板结现象,减少了孔隙空间。在 PS 微塑料和 Cd 共存的污染土壤中(图 3(b)),土壤结构的恶化更为明显,孔隙度降低,土壤的致密性增强。向被 Cd 污染的土壤中施加生物炭后(图 3(c)),土壤的微观结构出现了显著改善,土壤表面变得凹凸不平,孔隙数目和片状结构有所增加,形成了更多团聚体。在 Cd 和 PS 微塑料污染物共存的土壤中施加生物炭后(图 3(d)),生物炭能够修复 PS 微塑料污染土壤的层状结构,孔隙数量增加,但与无 PS 微塑料的 Cd 污染的土壤相比(图 3(c)),层状结构不明显。

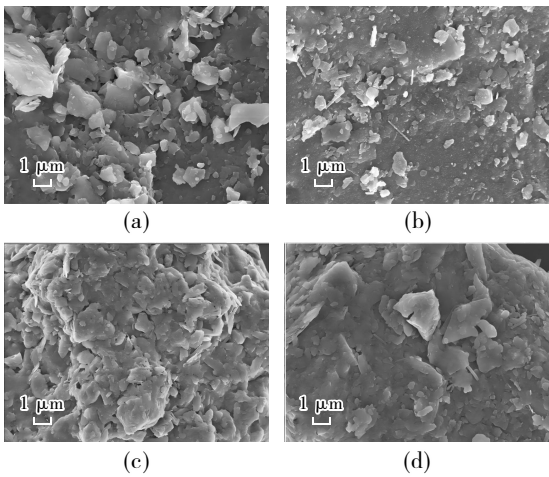


图3 不同处理土壤扫描电镜图(×10000倍)

注:(a)(b)(c)(d)分别为 CK 组、MP 组、BC 组和 MP+BC 组。

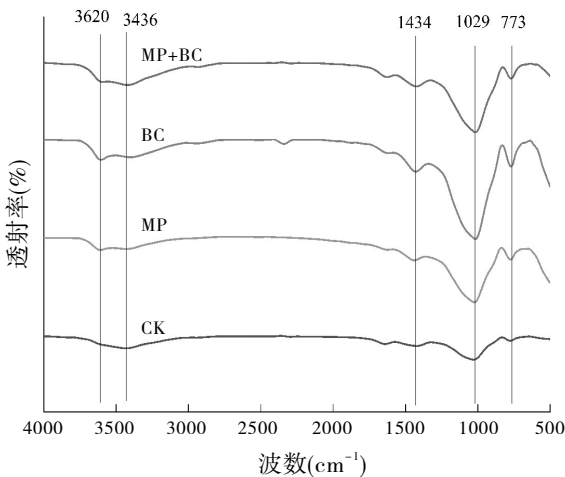


图4 不同处理的土壤红外光谱图

如图 4 所示,施加生物炭后,土壤中含氧官能团的数量增多,三处振动峰(O-H:3620 cm^{-1} ;C=O:1630 cm^{-1} ;C-O:1384 cm^{-1})强度增强,表明生物炭提升了土壤对 Cd 的化学吸附能力。这主要是因为生物炭中的羧基(-COOH)和羟基(-OH)官能团与 Cd 配位形成络合物,Cd 在土壤中以更稳定的形式存在,生物可用性降低。在 PS 微塑料存在的条件下,生物炭同样增强了土壤中 O-H 键和 C-O 键的红外吸收峰,但是减弱了施加生物炭后土壤对 Cd 的吸附能力。因此,生物炭可以缓解 PS-Cd 复合污染所导致的土壤结构退化问题,但 PS 微塑料的存在会削弱生物炭对 Cd 污染土壤的修复作用。

2.2.2 X 射线光电子能谱(XPS)分析

X 射线光电子能谱(XPS)分析揭示了 Cd 在不同土壤中的吸附机制。碳谱(C1s)图结果显示,Cd 被土壤吸附后(图 5(a)),O-C=O 峰几乎消失,而 C=O 或 O-C-O 峰面积减少,并在 284.8 eV 处形成了新的 C-C 或 C-H 峰。这表明 Cd 与-OH、O-C-O 和 C=O 等含氧官能团发生表面络合。施加生物炭后,土壤中的 C=O、C-C 和 C-H 峰增加,增强了土壤对 Cd 的吸附能力。PS 存在时,土壤中含氧官能团(C-O)的含量增加,但是 C-C 或者 C-H 化学峰消失。PS 微塑料的存在降低土壤亲水性,致使 Cd 吸附减弱。

氧谱(OIs)图(图5(b))显示,土壤吸附Cd后,在529.98(C-C=O-mtl)、530.58(M-OAc)和530.88(OH-mtl)等能谱处出现新峰,表明Cd与土壤中羧基、羟基和酚羟基等含氧官能团结合形成沉淀。施加生物炭后,含氧官能团和以M-OH形式存在的重金属含量明显增加,这说明生物炭有效促进Cd在土壤中的固定。

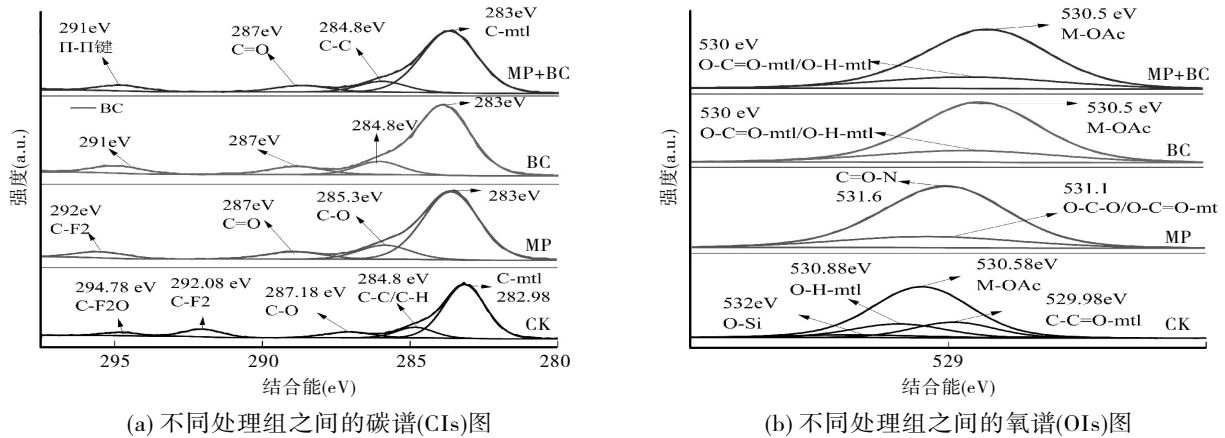
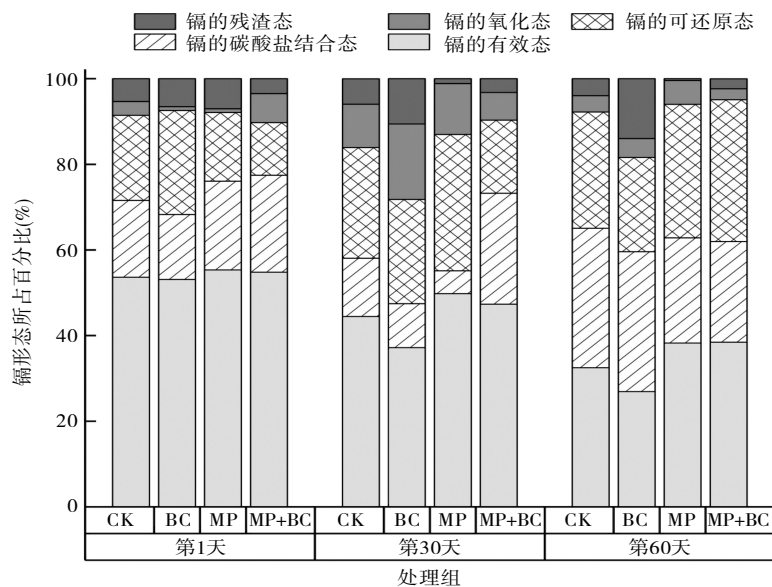


图5 不同处理土壤X射线光电子能谱图

由以上可知,Cd主要以Cd-O、Cd=O、Cd和Cd-O-形式吸附在土壤表面,这进一步证明Cd能够与土壤中含氧官能团羟基、酚羟基和羧基形成络合物。相比之下,PS微塑料表面结构相对简单,主要由C-H、C-C和少量C-O组成,从而降低其对Cd的亲合力。因此,添加PS微塑料会降低土壤对Cd的吸附能力。结果说明离子交换、静电吸附、络合以及沉淀是土壤固定Cd的主要方式,并且PS微塑料的存在并没有改变施加生物炭的土壤对Cd吸附机制。

2.3 PS微塑料和生物炭对土壤中Cd赋存形态的影响

研究结果表明,土壤中Cd的形态转化呈现明显的时间依赖性和处理效应(图6)。对照组(CK)在60 d培养期间表现出自然老化过程中稳定化的趋势,有效态Cd含量降低21.15%,主要以碳酸盐结合态和可还原态为主要赋存形态。生物炭处理土壤(BC)显著促进了Cd向稳定态的转化,有效态Cd降低26.71%,且残渣态的比例明显增加。相比之下,微塑料处理土壤(MP)抑制了Cd的稳定化过程,有效态Cd降低率仅为17.09%,低于对照组的自然降低率。当生物炭与微塑料共存(MP+BC)时,有效态Cd降低16.35%,残渣态含量介于BC和MP之间,表明PS微塑料的存在削弱了施加生物炭的土壤对Cd的固定效果。



从土壤化学角度分析,这种形态转化规律主要受控于土壤胶体表面性质和微环境条件的变化。生物炭通过其丰富的含氧官能团和高比表面积,增强了土壤对重金属的吸附和络合作用,促进了活性态向稳定态

的转化。PS微塑料能够降低土壤对Cd的吸附,增加土壤中有效态的含量,干扰了施加生物炭的土壤对Cd的固定作用。这种拮抗效应在复合处理中表现尤为明显,说明在实际土壤修复应用中,需要综合考虑微塑料污染对修复效果的影响,适当调整生物炭的添加量以实现最优的重金属稳定化效果。

3 讨论

本研究探讨生物炭对PS微塑料-Cd复合污染土壤的修复效应,重点关注Cd的形态转化特征,阐明了其作用机理,为复合污染土壤修复提供了新思路。

3.1 生物炭促进Cd向稳定态的转化机制

棉花秸秆生物炭通过物理和化学双重作用促进土壤中的Cd向稳定态转化。从物理结构来看,SEM结果显示生物炭显著改善了土壤的致密平滑状态,增加了孔隙度和层状结构,为重金属提供了更多吸附位点。从化学性质来看,吸附过程遵循准二级动力学方程($R^2 > 0.90$)和Langmuir等温式,采用单层化学吸附机制固定Cd,该结果与曾祥峰等人的研究结果一致^[32-33]。XPS和FT-IR分析进一步证实,生物炭表面-OH、-COOH等含氧官能团是Cd的主要络合位点。这些特性使得生物炭处理显著降低了土壤中有效态Cd的含量(降低26.71%),同时促进了碳酸盐结合态和可还原态Cd向残渣态的转化,增强了Cd的稳定性。

3.2 微塑料对Cd形态转化的干扰机制

研究发现,PS微塑料通过多种途径影响Cd的形态转化过程。首先,微塑料与重金属竞争生物炭表面的活性吸附位点,导致有效态Cd含量的降低率(17.09%)低于对照组的自然降低率(21.15%);其次,微塑料改变了土壤的孔隙结构和连通性,不利于Cd向残渣态转化,增加了重金属的迁移风险,前人研究也得出相似的结论^[31,34-35]。此外,微塑料的疏水性降低了土壤-重金属的相互作用强度。这些发现揭示了微塑料-重金属复合污染体系中形态转化的复杂性,为优化修复策略提供了理论依据。

4 结论与展望

4.1 结论

生物炭通过改善土壤物理结构,增加孔隙度与层状结构,并依靠表面含氧官能团的络合作用,显著降低土壤中有效态Cd含量,推动Cd向稳定态转化。然而,PS微塑料通过竞争吸附位点、改变土壤结构及表面性质,干扰生物炭修复效果,微塑料处理组虽降低了有效态Cd,但抑制了Cd的残渣态转化。在复合污染体系中,1.5%生物炭展现出一定的修复能力,促进了碳酸盐结合态和可还原态Cd向残渣态转化,降低了有效态Cd含量。这表明通过优化生物炭投加量可部分缓解微塑料对修复的干扰,揭示了微塑料-重金属复合污染体系中Cd形态转化机制,为农田土壤复合污染修复提供了新思路与理论支撑。

4.2 展望

当生物炭添加量为1.5%时,即使在PS微塑料存在的条件下仍能促进Cd向稳定态转化(有效态降低16.35%),这说明通过优化添加剂量可以阻止微塑料的干扰。本研究仍存在一些局限性:(1)缺乏长期条件下对Cd形态稳定性进行评估;(2)未涉及植物对不同形态Cd的生物有效性研究;(3)土壤微生物对Cd形态转化的影响有待深入探讨。未来研究应着重关注以下方面:一是开展长期野外实验,评估Cd形态转化的持久性;二是研究植物-土壤-微生物系统对Cd形态转化的调控机制;三是探索生物炭促进Cd稳定化的优化方案。

参考文献:

- [1] 刘治君,杨凌肖,王琼,等. 微塑料在陆地水环境中的迁移转化与环境效应[J]. 环境科学与技术,2018,41(04):59-65.
- [2] YU Y, MO W Y, LUUKKONEN T. Adsorption Behavior and Interaction of Organic Micropollutants with Nano and Microplastics: A Review[J]. Sci Total Environ, 2021, 797: 140-149.
- [3] MACHADO A A D, KLOAS W, ZARFL C, et al. Microplastics as an Emerging Threat to Terrestrial Ecosystems[J]. Global Change Biology, 2018, 24(04): 1405-1416.
- [4] 张宇恺. 上海农田土壤中微塑料分布及对重金属吸附特征研究[D]. 上海:上海第二工业大学,2021.
- [5] GUI Q Z, KAI Y, XIANG Y N, et al. the Types of Microplastics, Heavy Metals, and Adsorption Environments Control the Microplastic Adsorption Capacity of Heavy Metals[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2023,

- 30(33):80807–80816.
- [6] LI F, GONG Y, YANG X, et al. Distribution Characteristics and Integrated Ecological Risks Evaluation Modelling of Microplastics and Heavy Metals in Geological High Background Soil[J]. the Science of the Total Environment, 2024, 944: 173602.
- [7] BAYO J, MARTENIZ A, GUILLEN M, et al. Microbeads in Commercial Facial Cleansers: Threatening the Environment Microplastic Contamination in Natural Mussel Beds from a Brazilian Urbanized Coastal Region: Rapid Evaluation through Bioassessment[J]. Clean – Soil, Air, Water, 2017, 45(07): 183–189.
- [8] YU H, ZHANG Z, ZHANG Y, et al. Metal Type and Aggregate Microenvironment Govern the Response Sequence of Speciation Transformation of Different Heavy Metals to Microplastics in Soil[J]. Science of the Total Environment, 2021, 752: 235–240.
- [9] KULIK N V, ZOBKOV M B, EFREMENKO N A, et al. Features of Heavy Metals Sorption by Microplastics in Environmentally Relevant Conditions[J]. Water Resources, 2023, 50(06): 925–938.
- [10] BAO R Q, FU D D, FAN Z C, et al. Aging of Microplastics and their Role as Vector for Copper in Aqueous Solution[J]. Gondwana Research, 2022, 108: 81–90.
- [11] LI X Y, LIN J Y, ZHANG J, et al. Response of Occurrence in Microplastics and its Adsorbed Cadmium Capacity to Simulated Agricultural Environmental Scenarios in Sludge-amended[J]. Soil Environmental Research, 2023, 222: 115346–115346.
- [12] CHEN L, CHANG N, QIU T, et al. Meta-analysis of Impacts of Microplastics on Plant Heavy Metal Accumulation[J]. Environmental Pollution, 2024, 348: 123787–123787.
- [13] XU G H, YANG Y, YU Y. Size Effects of Polystyrene Microplastics on the Accumulation and Toxicity of (Semi-) Metals in Earthworms[J]. Environmental Pollution, 2021, 291: 118194–118194.
- [14] YUAN Y, YANG L, WAN X, et al. Microplastics in Heavy Metal-contaminated Soil Drives Bacterial Community and Metabolic Changes[J]. the Science of the Total Environment, 2024, 948: 174770.
- [15] 张云霞, 周浪, 肖乃川, 等. 鬼针草(*Bidens Pilosa* L.)对镉污染农田的修复潜力[J]. 生态学报, 2020, 40(16): 785–789.
- [16] BIAN R, CHEN D, LIU X, et al. Biochar Soil Amendment as a Solution to Prevent Cd-Tainted Rice from China: Results from a Cross-site Field Experiment[J]. Ecological Engineering, 2013, 58: 378–383.
- [17] NIROSHIKA K P, KYUNG M S, DESHANI A I, et al. Biochar Alters Chemical and Microbial Properties of Microplastic-contaminated Soil[J]. Environmental Research, 2022, 209: 112807.
- [18] JI M Y, WANG X X, MUHAMMAD U, et al. Effects of Different Feedstocks-based Biochar on Soil Remediation: A Review[J]. Environmental Pollution, 2022, 294: 118655.
- [19] CHAO X, QIAN X, HAN H Z, et al. Effect of Biochar from Peanut Shell on Speciation and Availability of Lead and Zinc in an Acidic Paddy Soil[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2018, 164: 554–561.
- [20] 许仁智, 赵保卫, 马锋锋, 等. 不同生物质炭对铅污染灰钙土的性质与铅形态变化的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(03): 455–462.
- [21] PENG Z Y, ZHAO H, LIU H H et al. UV Modification of Biochar for Enhanced Hexavalent Chromium Removal from Aqueous Solution[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2018, 25(11): 10808–10819.
- [22] WANG H, HAN W, TANG Y H. Research Progress of Biochar Materials for Remediation of Heavy Metal Contaminated Soil[J]. Journal of Physics: Conference Series, 2020, 1676(01): 012–081.
- [23] CUI S, CUI X M, ZHANG Q K, et al. Research Progress of Biochar in Memediation of Contaminated Soil[J]. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 2019, 358(02): 022036.
- [24] WANG Q, ZHANG W, HE L, et al. Increased Biomass and Quality and Reduced Heavy Metal Accumulation of Edible Tissues of Vegetables in the Presence of Cd-tolerant and Immobilizing *Bacillus Megaterium* H₃ [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2018, 148: 269–274.
- [25] CHENG S, CHEN T, XU W, et al. Application Research of Biochar for the Remediation of Soil Heavy Metals Contamination: A Review[J]. Molecules, 2020, 25(14): 31–67.
- [26] LAHORI H A, ZHAN Y G, ZENG Q Z, et al. Use of Biochar as an Amendment for Remediation of Heavy Metal-contaminated Soils: Prospects and Challenges[J]. Pedosphere, 2017, 27(06): 991–1014.
- [27] WANG M, ZHU Y, CHENG L, et al. Review on Utilization of Biochar for Metal-contaminated Soil and Sediment Remediation[J]. Journal of Environmental Sciences, 2018, 63: 156–173.
- [28] XU M, WU J, LUO L, et al. the Factors Affecting Biochar Application in Restoring Heavy Metal-polluted Soil and its Potential Applications[J]. Chemistry and Ecology, 2017, 34(02): 177–197.
- [29] 杨明瑶, 吉恒莹, 李磐. 富里酸对聚乙烯微塑料污染土壤水分入渗过程的影响[J]. 农业环境科学学报, 2024, 43(05): 1092–1099.
- [30] YINGHUA L, YUE Z, FEI S, et al. Adsorption Behavior of Microplastics on the Heavy Metal Cr(Vi) Before and After Ageing[J].

Chemosphere, 2022, 302: 134865.

- [31] PENG H, LIN Z, LU D, et al. How do Polystyrene Microplastics Affect the Adsorption of Copper in Soil?[J]. The Science of the Total Environment, 2024, 924: 171545.
- [32] 曾祥峰, 王祖伟, 魏树和, 等. 碱性条件下胡敏酸吸附镉的特征研究[J]. 生态环境学报, 2014, 23(10): 1691–1696.
- [33] ZHANG S, HAN B, SUN Y, et al. Microplastics Influence the Adsorption and Desorption Characteristics of Cd in an Agricultural Soil[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 388: 121775.
- [34] JING F, CHEN C, CHEN X, et al. Effects of Wheat Straw Derived Biochar on Cadmium Availability in a Paddy Soil and its Accumulation in Rice[J]. Environmental Pollution, 2020, 257: 113–592.
- [35] BEHROOZ S, DEGHANI M G, FARID M, et al. Exploring the Interaction Between Microplastics and Heavy Metals: Unveiling the Impact of Microplastics on Lead Sorption and Desorption in Soil[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2023, 195 (09): 1017.

The Impact of Cotton Straw Biochar on the Remediation of Soil Contaminated with Polystyrene Microplastics and Cadmium

GULIJIAYINA·Entale, JI Heng-ying*

(College of Chemistry and Chemical Engineering, Xinjiang Normal University, Urumqi, Xinjiang, 830054, China)

Abstract: The research examined the efficacy of cotton straw-derived biochar in remediating soil contaminated with polystyrene microplastics and cadmium. Biochar was synthesized from cotton straw, and its cadmium adsorption properties were assessed, focusing on the influence of biochar and polystyrene microplastic concentrations on adsorption efficiency. The mechanisms of adsorption and desorption were elucidated through X-ray photoelectron spectroscopy (XPS), Fourier-transform infrared spectroscopy (FT-IR), and scanning electron microscopy (SEM). The findings indicated that the presence of polystyrene microplastics diminished the soil's cadmium adsorption capacity while enhancing desorption. The incorporation of 1.5% biochar markedly increased the soil's cadmium adsorption capacity, reaching a peak value of $546.84 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. The adsorption mechanism conformed to the Langmuir isotherm model and exhibited pseudo-second-order kinetics. Biochar improved cadmium retention in the soil by enhancing the soil's laminar structure and porosity, as well as by forming complexes and precipitates with cadmium ions, which facilitated adsorption and inhibited desorption. This study demonstrated that biochar derived from cotton straw effectively augmented the adsorption and immobilization of microplastics and cadmium in contaminated soils.

Keywords: Cotton straw biochar; Polystyrene (PS) microplastics; Heavy metal cadmium (Cd); Soil remediation; Adsorption mechanism