

添加生物质炭对红壤性水稻土 Cd²⁺ 吸附解吸特性的影响

胡世民, 陈效民, 景 峰, 杨之江, 刘 巍, 温 馨

(南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095)

摘要: 为探讨生物质炭对红壤性水稻土中镉(Cd)元素吸附解吸特性的影响, 采用一次平衡法研究添加生物质炭后 Cd²⁺ 在红壤性水稻土中的吸附动力学、等温吸附和解吸过程。结果表明: 施用 CK(0 t/hm²)、A10(10 t/hm²)、A20(20 t/hm²)、A30(30 t/hm²)和 A40(40 t/hm²)生物质炭后, 红壤性水稻土对 Cd²⁺ 的吸附过程是以化学吸附为主、非均匀的多表面吸附。施用 CK(0 t/hm²)、A10(10 t/h²)、A20(20 t/hm²)、A30(30 t/hm²)和 A40(40 t/hm²)生物质炭处理的最大吸附量和最大解吸量分别为 2 933~3 346 mg/kg 和 171~192 mg/kg。添加生物质炭可以提高红壤性水稻土对 Cd²⁺ 的吸附固持能力, 同时增强土壤对外源 Cd²⁺ 的缓冲能力。生物质炭添加量对红壤性水稻土的吸附解吸能力的改良效果具体表现为: A30>A40>A20>A10。高剂量的生物质炭处理使土壤吸附点位饱和, 生物质炭吸附能力相对降低。因此, 添加 30 t/hm² 生物质炭是一种有效预防和治理红壤性水稻土镉污染的措施。

关键词: 生物质炭; 动力学吸附; 等温吸附; 解吸

中图分类号: S158; X53 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-2242(2020)02-0360-05

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2020.02.051

Effects of Biochar Amendment on Adsorption and Desorption Characteristics of Cd²⁺ in Red Paddy Soil

HU Shimin, CHEN Xiaomin, JING Feng, YANG Zhijiang, LIU Wei, WEN Xin

(College of Resource and Environment Science, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095)

Abstract: In order to investigate the effects of biochar on the adsorption and desorption characteristics of cadmium (Cd) elements, the adsorption kinetics, isothermal adsorption and desorption of Cd²⁺ in red soil paddy soils amended with biochar were studied by a primary equilibrium method. The results showed that after applying biochar of CK (0 t/hm²), A10 (10 t/hm²), A20 (20 t/hm²), A30 (30 t/hm²) and A40 (40 t/hm²), the adsorption of Cd²⁺ in red paddy soil was dominated by chemical adsorption and heterogeneous multi-surface adsorption. The maximum contents of adsorption and desorption of each treatment were between 2 933~3 346 mg/kg and 171~192 mg/kg, respectively. The biochar enhanced the adsorption and fixation capacity for Cd²⁺ in red paddy soil and improved the buffer capacity for Cd²⁺. The improvement of adsorption and desorption capacity in red paddy soil amended with biochar was shown as follows: A30>A40>A20>A10. High addition of biochar could saturate the soil adsorption point. Therefore, the adsorption capacity of biochar was relatively low. In conclusion, addition of 30 t/hm² biochar was the most reasonable measure.

Keywords: biochar; kinetic adsorption; isothermal adsorption; desorption

土壤是地球上重要的自然资源之一,更是人类长期以来赖以生存的基础,然而长期的矿区开发、污水灌溉和化学农药的使用以及工业地区大气沉降等原因,使得重金属的污染问题更加严峻,且近年来其污染程度和速度均呈现加剧的趋势,令土壤质量和土壤安全难以保障^[1-3]。镉是重金属污染元素之一,其毒害性极强且污染程度较深。据《全国土壤污染状况调查公报》^[4]显示,国内耕地土壤资源重金属的总超标

率已经达到 16.1%,其中镉超标程度最为严重,超标率高达 7.0%,湖南地区土壤镉污染状况尤其严重。当土壤中镉积累较多时,大量的镉元素会被农作物吸收,并在食物链的传递作用下,最终对人们的身体健康造成危害^[5-6]。

吸附解吸是土壤中一种十分重要的动态物理化学反应,当重金属进入土壤环境后首先会发生吸附解吸过程,这一过程直接决定着重金属元素在生态系统

中的循环,影响重金属元素在土壤环境中的迁移和转化^[7]。土壤对镉的吸附解吸特性与土壤自身的理化性质密切相关;同时,土壤改良剂的使用也会对土壤中镉元素的吸附解吸过程产生影响^[8-9]。目前,向土壤中添加生物质炭是具有应用前景的土壤重金属修复方法之一^[10]。经高温裂解生成的生物质炭具有良好的吸附特性,其表面大量的含氧功能团、内部孔隙结构以及巨大的比表面积等特点,都可以有效地将土壤中的重金属吸附并封存起来,从而最大程度地降低土壤中有效态重金属含量^[11-12]。除此之外,与石灰、磷酸盐和硅酸盐等传统的改良剂相比,生物质炭不会出现重金属固定效果不稳定或新重金属的引入等问题^[13]。

湖南省部分地区的土壤镉污染较为严重,水稻籽粒中的 Cd 含量严重超标,已经危及人体健康^[13]。尽管目前已有大量有关不同种类生物质炭对镉元素的吸附解吸的研究,然而大多数都集中于研究吸附材料本身对镉吸附解吸的影响,而有关生物质炭施用量以及水稻土对

镉吸附解吸特性的影响方面的研究还鲜有报道。因此,本文设置了 4 个不同添加量的生物质炭处理,以研究添加不同量的生物质炭对土壤镉元素吸附解吸特性的影响,探讨 Cd²⁺ 在红壤性水稻土中的吸附机理与生物质炭对重金属污染的改良效果,从而为研究区防治和控制土壤镉污染状况提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于湖南省长沙县春雷农业科技开发有限公司试验基地(28°23′23″N,113°1′37″E),该地属于南方较为典型的亚热带季风气候,平均气温 16.3~20.5℃,无霜期 285 天,日照时间为 1 750 h,常年降水量为 1 100 mm。土壤类型为红壤性水稻土,由第四纪红黏土发育而成。粮食作物以水稻为主。

采集的耕作层土壤为 0—20 cm。本试验研究所采用的生物质炭材料为小麦秸秆于无氧环境下经高温(450℃)裂解制成。供试土壤及生物质炭的基本性质测定结果见表 1。

表 1 供试土壤及生物质炭的基本性质

材料	黏粒含量/ (g·kg ⁻¹)	pH	有机碳/ (g·kg ⁻¹)	CEC/ (cmol·kg ⁻¹)	表面积/ (m ² ·g ⁻¹)	Cd 含量/ (mg·kg ⁻¹)
水稻土	49.60	4.71	25.07	14.95	—	0.19
生物质炭	—	10.40	467.30	217.20	8.90	0.34

1.2 试验设计

于 2017 年 5 月进行试验小区的布设,设置 5 个水平的生物质炭处理:CK(0 t/hm²)、A10(10 t/hm²)、A20(20 t/hm²)、A30(30 t/hm²)、A40(40 t/hm²)。每个处理重复 3 次,按照随机区组排列,共 15 个小区,小区面积为 12 m²(4 m×3 m),四周设有保护行和走道。水稻统一育秧 25 天后移栽入试验小区,于每年 6 月插秧,10 月收获。水稻种植期间的水分管理与当地农户的田间管理措施相同。

1.3 土壤样品采集

于 2018 年 10 月在水稻收获期采集 0—20 cm 土层的混合土样。所采的土样用于土壤基本理化性质和 Cd 含量的测定。

1.4 吸附试验

称取 1.000 0 g 土壤样品于 50 mL 塑料离心管中,加入 20 mL 0.01 mol/L NaNO₃ 的重金属 Cd²⁺ 溶液,放置在温度设为 25℃、速度为 160 r/min 的恒温振荡器中振荡,吸附完成后将离心管在 5 000 r/min 的速度下离心 10 min,吸取 10 mL 上清液过滤膜,然后测定溶液中 Cd²⁺ 的质量浓度。

动力学吸附试验:Cd²⁺ 浓度为 200 mg/L,恒温振荡器中振荡,分别在时间为 5,10,15,30,60,120,240,480,720,1 440 min 时各取出一组离心管,离心,

过滤,测定浓度。

等温吸附试验:振荡时间为 24 h,Cd²⁺ 溶液配置梯度分别为 5,10,20,40,80,120,150,200 mg/L,取吸附后样液,离心,过滤,测浓度。

解吸试验:待吸附反应结束后,向离心管中加入 20 mL 浓度为 0.1 mol/L 的 NH₄NO₃ 溶液。振荡过滤步骤同上,最后测定浓度。以上试验处理均重复 3 次。

1.5 数据处理

采用 Excel 2016 软件进行数据处理及作图;吸附数据拟合方程为:

准一级动力学吸附方程: $\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{K}{2.303}t$

准二级动力学吸附方程: $\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K \cdot q_e^2} + \frac{1}{q_e}t$

Langmuir 方程: $\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{Q_{\max}} + \frac{1}{K \cdot Q_{\max}}$

Freundlich 方程: $\ln q_e = \ln K + (\frac{1}{n})\ln C_e$

吸附量 q_e 计算公式: $q_e = (C_0 - C_e) \times V / m$

式中: K 为吸附或反应常数; $Q_{\max}$ 为拟合的土壤对 Cd²⁺ 的最大吸附量(mg/kg); $1/n$ 为吸附作用的强度指标; q_e 为土壤对 Cd²⁺ 的吸附量(mg/kg); C_0 为初始溶液中 Cd²⁺ 质量浓度(mg/L); C_e 为平衡时溶液的

Cd^{2+} 质量浓度(mg/L); V 为溶液的体积(mL); m 为称取的土壤质量(g)。

2 结果与分析

2.1 生物质炭添加对红壤性水稻土 Cd^{2+} 的动力学吸附特性的影响

从图 1 可以看出,红壤性水稻土对重金属 Cd^{2+} 吸附过程分为 3 个阶段:吸附开始 180 min 内,曲线斜率较大,吸附速度较快,此时处于快速吸附阶段;180~420 min 内,吸附曲线逐渐趋于平缓,吸附速度逐渐减小,此时反应处于慢速吸附阶段;420 min 之后,吸附曲线基本平缓,吸附速率不变,此时处于吸附平衡阶段。同处理间红壤性水稻土吸附达到平衡的时间不同,但在 420 min 内均能基本达到平衡。当土壤添加生物质炭后,生物质炭表面丰富的含氧官能团会与 Cd^{2+} 发生络合作用形成稳定的络合物,以及自身带有大量的负电荷基团可以与 Cd^{2+} 发生静电吸附作用,从而增加土壤对 Cd^{2+} 的吸附量。CK (0 t/ hm^2)、A10(10 t/ hm^2)、A20(20 t/ hm^2)、A30(30 t/ hm^2)和 A40(40 t/ hm^2)实际的平衡吸附量分别为 2 933,3 146,3 262,3 346,3 325 mg/kg ,吸附量大小顺序表现为 $\text{A30} > \text{A40} > \text{A20} > \text{A10} > \text{CK}$ 。与 CK 相比,A10、A20、A30 和 A40 的吸附量分别增加 7.26%,10.36%,12.68%和 11.72%,说明红壤性水稻土对 Cd^{2+} 的吸附量随着生物质炭添加量的增加而增加,但 A40 的吸附量略小于 A30,这说明添加 40 t/ hm^2 生物质炭时,红壤性水稻土对 Cd^{2+} 的吸附能力略微有所降低,可能原因是生物质炭用量较多,部分生物

质炭与土壤颗粒相互结合,从而使得土壤表面吸附点位趋于饱和,导致土壤对 Cd^{2+} 吸附量相对减少,这也与郑慧的研究结果类似^[14]。

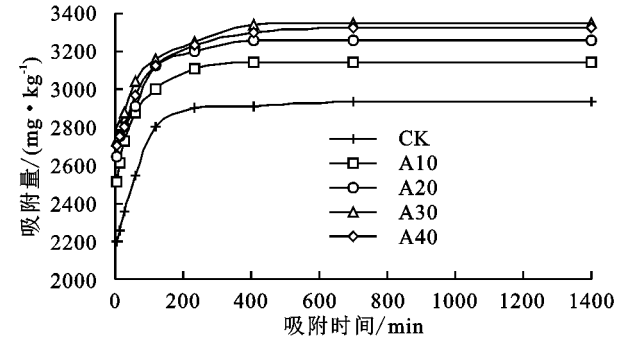


图 1 Cd^{2+} 在红壤性水稻土中的吸附动力学曲线

动力学吸附拟合参数见表 2。2 种拟合模型均能较好地模拟红壤性水稻土对 Cd^{2+} 的动力学吸附过程,且均达显著水平。其中准二级吸附动力学模型模拟效果较好,拟合系数 R^2 高达 0.98 以上。准一级动力学模型中 K_1 值表示重金属到达平衡点的难易程度^[15]。 K_1 值越小,土壤对 Cd^{2+} 吸附反应越难进行。由表 2 可知,添加生物质炭后,红壤性水稻土的 K_1 值均大于 CK,说明添加生物质炭有利于 Cd^{2+} 吸附反应的进行,这也与吴文卫等^[16]的研究结果一致。准二级动力吸附模型中,试验所得结果接近于方程模拟最大吸附值, $Q_{e,cal}$ (模型的理论最大吸附值)与 $Q_{e,exp}$ (试验测得的平衡吸附值)相差只有 2.70%,也可以说明与准一级动力学模型相比,准二级动力学模型模拟效果更佳。红壤性水稻土对 Cd^{2+} 的吸附过程遵循准二级动力学反应,并以化学吸附为主,通过电子共用或电子转移来完成吸附过程^[17]。

表 2 红壤性水稻土吸附 Cd^{2+} 的动力学参数

生物质炭 处理	准一级动力学模型			准二级动力学模型		
	$Q_{e,cal}/$ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	$K_1/$ ($1 \cdot \text{h}^{-1}$)	R^2	$Q_{e,cal}/$ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	$K_2/$ ($\text{kg} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)	R^2
CK	408	0.15	0.90 **	2965	0.046	1.00 **
A10	611	0.25	0.95 **	3200	0.040	1.00 **
A20	722	0.27	0.93 **	3352	0.038	0.98 **
A30	843	0.34	0.98 **	3400	0.036	0.99 **
A40	937	0.29	0.95 **	3369	0.035	1.00 **

注: * 表示在 0.05 水平显著相关; ** 表示在 0.01 水平显著上相关。下同。

2.2 生物质炭添加对红壤性水稻土 Cd^{2+} 的等温吸附特性的影响

从图 2 可以看出,不同生物质炭处理下的红壤性水稻土对 Cd^{2+} 吸附量均随平衡液中 Cd^{2+} 浓度的增加而增大,呈现非线性增长趋势。在浓度较低时,各处理对 Cd^{2+} 的吸附曲线均呈快速上升的趋势,但随着平衡溶液 Cd^{2+} 浓度的增加,上升趋势逐渐减缓,吸附速率逐渐减小。吸附试验开始时,低浓度的 Cd^{2+} 首先会与红壤性水稻土中的高能吸附位点相结合,这

时红壤性水稻土对 Cd^{2+} 的亲合力较大,吸附速度相对较快,吸附过程以专性吸附为主,并随着平衡液中 Cd^{2+} 浓度的增加,红壤性水稻土的高能吸附位点逐渐被占据, Cd^{2+} 只能被低能吸附位点吸附,此时红壤性水稻土的非专性吸附能力开始增强。当红壤性水稻土中的吸附位点全都被覆盖,溶液中的 Cd^{2+} 和红壤性水稻土中的 Cd^{2+} 形成了动态平衡^[18]。

由表 3 可知,2 种模型均能较好地模拟土壤对 Cd^{2+} 的吸附过程,但 Freundlich 模型对土壤吸附

Cd²⁺ 的拟合度更高,说明红壤性水稻土对 Cd²⁺ 的吸附过程属于表面非均匀的多层吸附。在 Freundlich 模型中,1/*n* 可以作为衡量土壤对重金属的吸附能力的强度指标,其值越大,土壤对重金属的吸附能力越弱。本文中的处理对 Cd²⁺ 的吸附 1/*n* 值的范围为 0.59~0.79,较易发生吸附反应^[19]。其大小顺序为 CK>A10>A20>A40>A30,即吸附能力的大小顺序为 A30>A40>A20>A10>CK。Langmuir 模型中的吸附系数 *K*₂ 值反映土壤的吸附性能,其值越大,说明土壤的吸附性能越强,生成物性质也就越稳定,即土壤吸附能力大小顺序为 A30>A40>A20>A10>CK,与 2 种模型模拟的结果一致。同时,最大吸附量与吸附系数的乘积可以反映土壤对 Cd²⁺ 的最大缓冲容量(MBC=*Q*_{max}×*K*₂)。最大缓冲容量表示土壤对重金属元素的缓冲性能,可以作为环境重金属

容量的评价指标^[20]。施用 CK(0 t/hm²)、A10(10 t/hm²)、A20(20 t/hm²)、A30(30 t/hm²)和 A40(40 t/hm²)生物质炭土壤对 Cd²⁺ 的最大缓冲量分别为 144,186,221,249,233 mg/kg,这说明随着生物质炭施用量的增加,土壤对 Cd²⁺ 的缓冲能力明显提升,其中 A30 的缓冲能力最强。

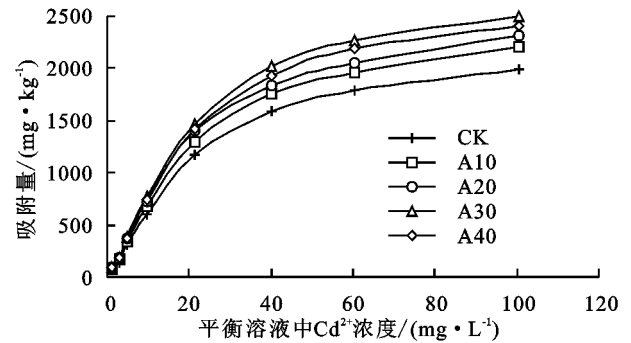


图 2 红壤性水稻土对 Cd²⁺ 的等温吸附曲线

表 3 红壤性水稻土吸附 Cd²⁺ 的等温方程拟合参数

生物质炭 处理	Freundlich 模型			Langmuir 模型		
	1/ <i>n</i>	<i>K</i> _{<i>f</i>}	<i>R</i> ²	<i>Q</i> _{max} /(mg·kg ⁻¹)	<i>K</i> ₂	<i>R</i> ²
CK	0.79	76.69	0.96**	2898	0.050	0.94**
A10	0.71	132.17	0.97**	3005	0.062	0.94**
A20	0.60	235.03	0.99**	3116	0.071	0.93**
A30	0.52	386.60	0.99**	3242	0.077	0.95**
A40	0.59	269.48	0.99**	3238	0.072	0.95**

2.3 生物质炭添加对解吸特性的影响

解吸量和解吸率可作为供试土壤对 Cd²⁺ 吸附强度的衡量指标,并用来反映土壤对 Cd²⁺ 的固持能力^[21]。解吸量或解吸率越小,说明 Cd²⁺ 被土壤中胶体吸附的越牢固,表面活性物质的吸附位点与 Cd²⁺ 的结合的稳定性也就越高。由图 3 可知,在同一处理中解吸量随着红壤性水稻土吸附量的增大而增大。与 CK 相比,添加生物质炭后的各处理的解吸量有所减少,添加 30 t/hm² 生物质炭时,红壤性水稻土的解吸量最小,解吸的滞后作用最明显。这说明施用生物质炭可以有效降低红壤性水稻土对 Cd²⁺ 的解吸能力。已有研究^[22]发现,添加生物质炭可以显著地降低土壤对 Cd²⁺ 的解吸量,增强土壤的固持能力。除此之外,与土壤有机质相比,生物质炭有更强的封存固定能力,当生物质炭施入土壤后,一部分 Cd²⁺ 因为络合作用以及沉淀作用难以再被释放出来^[23]。同时,施用生物质炭后,土壤的解吸滞后现象会更加明显^[24]。因此,施用生物质炭可以减少红壤性水稻土对 Cd²⁺ 的解吸量,降低 Cd²⁺ 的生物有效性,改善红壤性水稻土的重金属污染状况。

运用线性回归分析拟合得到两者之间的关系方程(表 4),可知解吸量与吸附量之间呈现显著的线性正相关关系。已有研究^[25]表明,金属离子被土壤吸

附后,其中的大部分会被土壤固定,只有少量的金属离子才会被释放出来,这些未被释放的部分代表土壤的固定金属的能力。

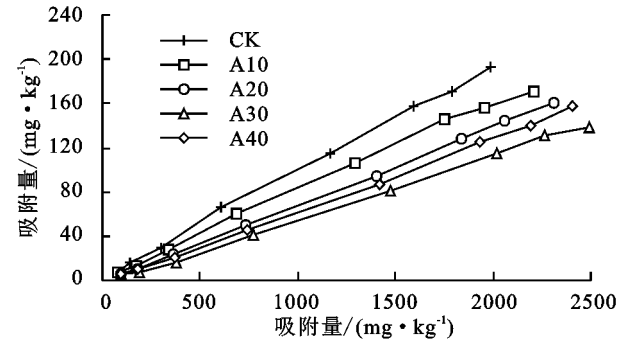


图 3 红壤性水稻土对 Cd²⁺ 解吸等温曲线

表 4 解吸量与吸附量拟合方程及相关性

生物质炭处理	拟合方程	<i>R</i> ²
CK	<i>Y</i> =0.0955 <i>X</i> +2.67	0.99**
A10	<i>Y</i> =0.0788 <i>X</i> +2.30	0.98**
A20	<i>Y</i> =0.0700 <i>X</i> -1.50	0.99**
A30	<i>Y</i> =0.0579 <i>X</i> -3.25	0.99**
A40	<i>Y</i> =0.0652 <i>X</i> -2.10	0.99**

2.4 生物质炭添加对红壤性水稻土吸附量和解吸量的影响

由图 4 可知,土壤各处理对 Cd²⁺ 的吸附量和解吸量分别为 1 988~2 493,160~192 mg/kg,吸附率和解吸率分别为 49.72%~62.33%和 5.56%~

9.67%。与 CK 相比,吸附增加量为 10.97%~21.79%,吸附率可提高 12.61%;解吸减少量为 10.94%~23.24%,解吸率可降低 4.11%,这说明施用生物质炭后提高了红壤性水稻土对 Cd^{2+} 的固持能力,增加红壤性水稻土的吸附量,且降低红壤性水稻土的解吸量,但生物质炭施用量不同,对红壤性水稻土吸附解吸能力的影响程度不同,这也与郭文娟等^[26]的研究结果相类似。本研究处理中,当红壤性水稻土的生物质炭施用量为 30 t/hm^2 时,红壤性水稻土对 Cd^{2+} 的吸附量和解吸量分别达到最大值和最小值,此处理下的红壤性水稻土对 Cd^{2+} 的固持能力最强,生物质炭施用效果最佳。红壤性水稻土对 Cd^{2+} 的吸附量和吸附率随着生物质炭施用量的增加而增加,解吸量和解吸率随着生物质炭施用量的增加而降低,说明生物质炭对红壤性水稻土的固持能力存在一定的强化作用。

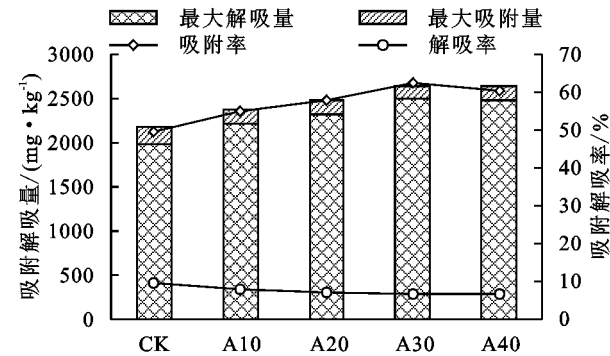


图 4 施加物质炭对水稻土 Cd^{2+} 吸附量和解吸量的影响

3 结论

(1) 吸附试验结果表明,红壤性水稻土对 Cd^{2+} 的吸附反应是以化学吸附为主导的非均匀多表面的吸附过程。

(2) 向红壤性水稻土中添加不同量的生物质炭均可以增强土壤对 Cd^{2+} 的固持能力和土壤对外源 Cd^{2+} 的缓冲能力。

(3) 解吸试验结果证明,红壤性水稻土吸附的大部分 Cd^{2+} 会被固持在土壤中,不会被再次释放出来。土壤解吸量与其吸附量呈正相关关系,解吸率低于 10%。

总之,添加生物质炭可以增强红壤性水稻土对 Cd^{2+} 的吸附固持能力以及对外源 Cd^{2+} 的缓冲能力。对研究区土壤的镉污染现状而言,添加 30 t/hm^2 的生物质炭是一种有效的预防和治理措施。

参考文献:

[1] Kundzewim Z W. Some for all, forever-sustainable development and management of water resources[J]. International Journal of Sustainable Development and World Ecology, 2001, 8(4): 290-298.

[2] Zhang C X, Liao X, Li J L, et al. Influence of long-

term sewage irrigation on the distribution of organochlorine pesticides in soil-groundwater systems[J]. Chemosphere, 2013, 92(4): 337-343.

[3] Lottermoser B G. Effect of long-term irrigation with sewage effluent on the metal content of soils, Berlin, Germany[J]. Environmental Geochemistry and Health, 2012, 34(1): 67-76.

[4] 环境保护部,国土资源部.全国土壤污染状况调查公报[J].中国环保产业, 2014, 36(5): 1689-1692.

[5] Poniedziałek M, Sekara A, Jedrzejczyk E, et al. Phytoremediation efficiency of crop plants in removing cadmium, lead and zinc from soil[J]. Folia Horticulture, 2010, 22(2): 25-31.

[6] Geng M S, Hou Y Y, Gao W Y, et al. Impact of inorganic anions on cadmium fractions in the soils[J]. Applied Mechanics and Materials, 2014, 522/524: 276-280.

[7] Mureseanu M, Cioatera N, Trandafir I, et al. Selective Cu^{2+} adsorption and recovery from contaminated water using mesoporous hybrid silica bio-adsorbents [J]. Microporous and Mesoporous Materials, 2011, 146(1): 141-150.

[8] Pelleria F M, Gidarakos E. Effect of dried olive pomace-derived biochar on the mobility of cadmium and nickel in soil[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2015, 3(2): 1163-1176.

[9] Chen C, Chen D, Shu K L. Simulation of nitrous oxide emission and mineralized nitrogen under different straw retention conditions using adenitrification-decomposition model[J]. Clean-Soil Air Water, 2015, 43(4): 577-583.

[10] 董心亮,林启美.生物质炭对土壤物理性质影响的研究进展[J].中国生态农业学报, 2018, 26(12): 1846-1854.

[11] Cui H B, Ma K Q, Fan Y C, et al. Stability and heavy metal distribution of soil aggregates affected by application of apatite, lime, and charcoal[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(11): 10808-10817.

[12] 刘晶晶,杨兴,陆扣萍,等.生物质炭对土壤重金属形态转化及其有效性的影响[J].环境科学学报, 2015, 35(11): 3679-3687.

[13] 杨阳,陈卫平,李艳玲,等.基于不确定性分析的土壤-水稻系统镉污染综合风险评估[J].环境科学, 2016, 37(12): 4800-4805.

[14] 郑慧.生物质炭对水中 Cd^{2+} 的吸附行为研究[J].化学研究与应用, 2015(5): 754-759.

[15] Ho Y S, McKay G. The kinetics of sorption of divalent metal ions onto sphagnum moss peat[J]. Water Research, 2000, 34(3): 735-742.

[16] 吴文卫,周丹丹.生物炭老化及其对重金属吸附的影响机制[J].农业环境科学学报, 2019, 38(1): 13-19.

cal Journal,2009,91(1):94-99.

[22] 李振国,余光辉,张勇,等.施肥与农田重金属累积的关联性分析:以湖南省为例[J].吉林农业,2017(16):68-69.

[23] 万蕾,张曼玉,陆晟,等.污染水灌溉对土壤影响的研究进展及问题分析[J].生态环境学报,2015,24(5):906-910.

[24] 段飞舟,何江,高吉喜,等.城市污水灌溉对农田土壤环境影响的调查分析[J].华中科技大学学报(城市科学版),2005(增刊 1):181-183,192.

[25] 解文艳,樊贵盛,周怀平,等.太原市污灌区土壤重金属污染现状评价[J].农业环境科学学报,2011,30(8):1553-1560.

[26] Ortega-Larrocea M P, Siebe C, Bécard G, et al. Impact of a century of wastewater irrigation on the abundance of arbuscular mycorrhizal spores in the soil of the Mezquital Valley of Mexico[J]. Applied Soil Ecology, 2001,16(2):149-157.

[27] 蒋凯,邓潇,周航,等.湘中典型稻田系统 Cd 平衡分析[J].环境科学,2019,40(7):3324-3330.

[28] Yi K, Fan W, Chen J, et al. Annual input and output fluxes of heavy metals to paddy fields in four types of contaminated areas in Hunan Province, China[J].Science of The Total Environment,2018,634:67-76.

[29] Ye L, Huang M J, Zhong B Q, et al. Wet and dry deposition fluxes of heavy metals in Pearl River Delta Region (China): Characteristics, ecological risk assessment, and source apportionment[J].Journal of Environmental Sciences,2018,70(8):106-123.

[30] Liu J L, Bi X Y, Li F L, et al. Source discrimination of atmospheric metal deposition by multi-metal isotopes in the Three Gorges Reservoir region, China[J]. Environmental Pollution,2018,240:582-589.

[31] 韩欣笑.灌溉水—土壤系统中重金属镉的输入与输出通量的研究[D].长沙:湖南农业大学,2017.

[32] 王继宇.污染红壤重金属随地表径流迁移特征及影响因素研究[D].荆州:长江大学,2014.

[33] Shi T R, Ma J, Wu F Y, et al. Mass balance-based inventory of heavy metals inputs to and outputs from agricultural soils in Zhejiang Province, China[J].Science of The Total Environment,2019,649:1269-1280.

[34] Cornu J Y, Denaix L, Lacoste J, et al. Impact of temperature on the dynamics of organic matter and on the soil-to-plant transfer of Cd, Zn and Pb in a contaminated agricultural soil[J].Environmental Science and Pollution Research,2016,23(4):2997-3007.

[35] 李欣阳,龙坚,王树兵,等.典型土壤双季稻对 Cd 吸收累积差异[J].环境科学,2018,39(1):406-414.

[36] 蔡佳佩,朱坚,彭华,等.不同镉污染消减措施对水稻—土壤镉累积的影响[J].生态环境学报,2018,27(12):2337-2342.

[37] Bai Y C, Gu C h, Tao T Y, et al. Straw incorporation increases solubility and uptake of cadmium by rice plants[J].Acta Agricultural Scandinavica, Section B- Soil and Plant Science,2013,63(3):193-199.

[38] 蔡彦明,师荣光,张浩,等.土水界面污染物迁移转化的影响机制研究[J].安徽农业科学,2009,37(2):800-804.

[39] 刘鹏,胡文友,黄标,等.大气沉降对土壤和作物中重金属富集的影响及其研究进展[J].土壤学报,2019,56(5):1048-1059.

[40] 叶艾玲,程明超,张璐,等.太原市夏季降水中溶解态重金属特征及来源[J].环境科学,2018,39(7):3075-3081.

(上接第 364 页)

[17] Peng X Y, He Z J, Yang K, et al. Correlation between donating or accepting electron behavior of the adsorbed CO or H₂ and its oxidation over TiO₂ under ultraviolet light irradiation[J].Applied Surface Science,2016,360 (Part B):698-706.

[18] Huang B, Li Z W, Huang J Q, et al. Adsorption characteristics of Cu and Zn onto various size fractions of aggregates from red paddy soil[J].Journal of Hazardous Materials,2014,264:176-183.

[19] 杨潞,张智,李余杰,等.西南地区典型农田土壤中 Cd²⁺、Pb²⁺ 的吸附特性研究[J].土壤通报,2018,49(4):235-242.

[20] 龙新宪,倪吾钟,杨肖娥.菜园土壤铜吸附—解吸特性的研究[J].生态与农村环境学报,2000,16(3):39-41.

[21] Zhang Q, Li Z W, Huang B, et al. Effect of land use pattern change from paddy soil to vegetable soil on the adsorption-desorption of cadmium by soil aggregates [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017,24(3):1-10.

[22] Uchimiya M. Screening biochar for heavy metal retention in soil: Role of oxygen functional groups[J].Journal of Hazardous Materials,2011,190(1):432-441.

[23] 王廷廷.生物质炭施用对土壤中氯虫苯甲酰胺吸附及消解行为的影响[J].环境科学,2012,33(4):1339-1345.

[24] 关连珠,周景景,张昀,等.不同来源生物炭对砷在土壤中吸附与解吸的影响[J].应用生态学报,2013,24(10):2941-2946.

[25] Dreifuss J J, Grau J D, Nordmann J J. Effects on the isolated neurohypophysis of agents which affect the membrane permeability to calcium[J].The Journal of Physiology,1973,231(2):96-98.

[26] 郭文娟,梁学峰,林大松,等.土壤重金属钝化修复剂生物炭对镉的吸附特性研究[J].环境科学,2013,34(9):3716-3721.