

氯化锌改性污泥基生物炭的制备及对As(III)的吸附特性研究

郭 硕, 潘红忠, 廉晶晶*

长江大学资源与环境学院, 湖北 武汉

收稿日期: 2026年8月5日; 录用日期: 2026年9月14日; 发布日期: 2026年9月28日

摘 要

为了改进城市剩余污泥的资源化利用方式, 本文以污水处理厂剩余污泥为原料, 在高温条件下制备污泥基生物炭(W₁), 同时通过氯化锌溶液进行改性获得污泥基生物炭(H₂), 并采用FTIR、SEM、BET等方法对污泥基生物炭进行表征, 研究了污泥基生物炭改性前后对As(III)的吸附特性。结果表明, H₂相比于W₁, 孔隙度和比表面积增大, 含氧官能团的数量增多, 表面所带电荷数增多等, 对As(III)的吸附效能更好。W₁更符合准一级反应动力学, 而H₂对准二级反应学拟合系数更高。污泥基生物炭对As(III)的吸附以Langmuir模型为主, 吸附过程主要是生物炭表面的单分子层吸附。

关键词

污泥基生物炭, 改性, 吸附, 砷

Preparation of Sludge-Based Biochar Modified by Zinc Chloride and Its Adsorption Characteristics for As(III)

Shuo Guo, Hongzhong Pan, Jingjing Lian*

College of Resources and Environment, Yangtze University, Wuhan Hubei

Received: August 5, 2026; accepted: September 14, 2026; published: September 28, 2026

Abstract

In order to improve the resource utilization of urban surplus sludge, this paper used the surplus

*通讯作者。

文章引用: 郭硕, 潘红忠, 廉晶晶. 氯化锌改性污泥基生物炭的制备及对 As(III)的吸附特性研究[J]. 地球科学前沿, 2026, 16(9): 1339-1349. DOI: 10.12677/ag.2026.169119

sludge of sewage treatment plant as raw material to prepare sludge based biochar (W_1) under high temperature conditions, and obtained sludge based biochar (H_2) through the modification of zinc chloride solution, using FTIR, SEM and BET to characterize sludge based biochar, and the adsorption characteristics of As(III) before and after modification of sludge based biochar were studied. The results showed that compared with W_1 , the porosity and the specific surface area of H_2 increased, the number of oxygen-containing functional groups and the number of surface charges increased, which improved the adsorption efficiency of As(III). W_1 was more consistent with the quasi-first-order reaction kinetics, while H_2 had a higher fitting coefficient of quasi-second-order reaction. The adsorption of As(III) by sludge based biochar was mainly based on Langmuir model, and the adsorption process was mainly the single-molecular layer adsorption on the surface of biochar.

Keywords

Sludge Based Biochar, Modification, Adsorbent, Arsenic

Copyright © 2026 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

砷(As)是一种具有急性毒性和慢性毒性的类金属污染物,被国际癌症研究机构(IARC)定义为 I 类致癌物质[1]。环境中砷的主要形态分为无机和有机形态两种,无机砷有三价砷[As(III)]和五价砷[As(V)] 2 种形态[2]。砷在自然界中存在非常广泛,其来源主要可以分为自然来源和人为来源两类[3]。砷能通过食物链的积累,对环境、食品以及人体的健康造成一定的损害。因此,砷污染问题亟待解决。

目前,去除砷的方法主要包括沉淀法[4]、离子交换法[5]、膜分离技术[6]、生物法和吸附法等[7]。吸附法相比于混凝沉淀法、离子交换法和生物法处理砷污染,具有操作工艺简单、经济环保、高效便捷等优点,受到了广泛关注,如用铁锰氧化物[8]、改性磁铁矿[9]、纳米羟基铝[10]作为吸附剂来去除砷。

生物炭是一种常见的吸附剂,它易于制备、原料来源广泛,拥有类似于活性炭的吸附特性,常被作为吸附剂应用于环境中重金属(Cr^{3+} 、 Cr^{6+} 、 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Hg^{2+} 、 As^{3+} 、 As^{5+} 等)污染的修复,具有良好的应用前景[11]。其吸附机理主要有静电吸附作用、离子交换作用、表面矿物组分的吸附作用、阳离子 π - π 作用、表面官能团的作用和沉淀作用[12]。为了提高生物炭吸附的性能,有不少学者通过不同方法对生物炭进行改性研究,并获得了较好的成果。张苏明等以农业废弃的椰壳作为原料,在 $300^{\circ}C$ 下利用硫酸及硫酸铁制备得到铁基改性生物炭,研究发现,当 $pH=5$ 时,铁基改性生物炭与椰壳生物炭相比对砷的吸附量提高了 238 倍[13]。

我国的污水排放量随着城市化进程的加速而逐年上升,污水处理行业快速发展,但是污水处理过程中会产生大量污泥[14]。根据“水 + 土”的要求,我国或将适度提高排污收费标准并扩大排污收费范围,将污泥处理纳入污水处理成本。因此,实现污泥的减量化处置和资源化利用就显得极为重要。基于此,本文以污水处理厂的剩余污泥为原料,在高温条件下制得生物炭,再用氯化锌溶液对其进行改性,对两种生物炭进行材料表征,开展等温吸附实验和吸附动力学实验,研究其对 As(III)的吸附特性,以期为提高污泥的资源化利用及污水处理效果提供一定的参考。

2. 实验原理

污泥制备生物炭过程中,首先对污泥进行活化处理,是提高污泥生物炭比表面和吸附性能的一个常

用手段[15]。活化的主要作用是去除在炭化过程中产生的非晶质炭类、焦油类物质，防止对生物炭的孔隙造成堵塞。污泥基生物炭活化的方法，按原理主要分为两类：物理活化法和化学活化法[16]。

物理活化法是通过 800℃~1000℃ 的高温下通过 CO₂、水蒸气等气体对碳材料进行活化。使碳材料内部氧化形成大量微孔，形成生物炭[17]。化学活化法则是将各种含碳原料与化学药品均匀混合，在一定温度下，经历炭化、活化、回收化学药品、漂洗、烘干等过程制备生物炭。本实验采用 ZnCl₂ 活化法，在活化过程中使有机质原料发生脱氢反应并进一步芳构化，从而形成初步孔结构，水洗脱除氯化锌后即形成孔隙结构[18]-[20]。此外还有学者认为氯化锌在炭化时形成新生炭沉积的骨架，当其被洗去之后，炭的表面便暴露出来，构成了具有吸附力的活性炭内表面[21]。

3. 实验材料和方法

3.1. 试剂、材料和仪器

实验试剂：氯化锌、盐酸、As(III)溶液、氯化钠和氢氧化钠。

污泥：取自武汉市 XX 区污水处理厂剩余污泥，脱水后呈灰黑色，有异味。

实验仪器：管式炉(OTF-1200X)、pH 计(PHS-3E)、原子荧光分光光度计(TAS-900)、台式高速冷冻离心机(H2050R)、冷冻干燥仪(LC-12N-80A)、傅立叶红外光谱(FTIR, Thermo Scientific Nicolet 6700)、纳米粒度及 Zeta 电位分析仪(Malvern Zetasizer Nano series)、有机元素分析仪(Elmantar Vario EL cube)、全自动比表面积及孔隙分析仪(BET, 麦克 ASAP2460)、扫描电子显微镜(SEM, Zeiss Sigma 300)。

As(III)溶液的配制：准确称取经过干燥处理后的 As₂O₃ 药剂 0.1 g 于烧杯中，加入 5 mL NaOH 溶液进行溶解后，用稀硫酸调节 pH 值至中性，最后加入 10 mL 的稀硫酸，将溶液转入 1000 mL 容量瓶中并定容，得到 1000 mg/L 的 As(III)贮备液，低温保存备用。

3.2. 生物炭产率的计算

用分析天平将烘干冷却的干净石英舟精确称量，重量记为 m_1 ，再将待用的干燥污泥样品准确称至(1 ± 0.0002) g，重量记为 m_2 ，在石英舟中平摊，并放入管式炉内进行生物炭的制备。该过程结束后，待管式炉内温度降至室温，将石英舟取出，用分析天平称量石英舟与生物炭的总质量，记为 m_3 ，减去石英舟的质量 m_1 ，计算得出生物炭质量该过程 m_4 。最后，根据干燥污泥质量和制得生物炭质量计算产率($C, \%$)，计算公式为：

$$C = (m_4/m_2) \times 100\%$$

3.3. 污泥基生物炭的制备

将从污水处理厂取回的污泥进行自然风干，磨碎后制得基本原料(干燥污泥)。

3.3.1. 物理活化法制备生物炭

取 2 g 制得的干燥污泥平铺于石英舟内，放入管式炉，密闭仪器。以氮气作为保护气，以 10℃/min 的速率升温至 700℃，保持恒温 120 min 后关闭管式炉，在氮气气流中自然冷却至室温。将固体产物取出，经筛分后获得物理活化法的污泥基生物炭。

3.3.2. 化学活化法制备生物炭

将制得的干燥污泥与氯化锌以质量比为 1:3 (30 g:90 g)的配比对污泥进行密封浸渍 24 小时，然后把浸渍好的污泥放入烘箱进行烘干后取出，重复上述操作，将固体产物取出用纯水进行水洗，达到中性后进行低温干燥，经筛分后制得化学活化法的污泥基生物炭。

3.4. 吸附实验

3.4.1. 等温吸附实验

本实验设计了 8 个浓度的 As(III) 溶液, 分别为 20、40、60、80、100、150、250、500 mg/L, 取制备好的砷贮备液, 用 0.01 mol/L 的 NaCl 溶液作为背景溶液将浓度分别稀释至上述 8 个浓度, 混匀后用 0.1 mol/L HCl 和 NaOH 溶液调节 pH 至 5.0 (± 0.05)。

准确称取 50 mg 两种生物炭分别装入离心管, 加入配置好的 8 种浓度梯度 As³⁺ 溶液 15 mL, 放入恒温振荡器中, 在 30℃ 条件下以 150 r/min 转速振荡 48 小时, 取样并经 0.45 μm 滤膜过滤, 测定滤液中 As(III) 的浓度。为保证实验过程质量控制, 每个样品均设置平行样, 每组实验均设置空白对照组。

3.4.2. 吸附动力学实验

本研究选取 As(III) 质量浓度为 100 mg/L 溶液进行吸附动力学实验。取 100 mL 砷贮备液于 1 L 容量瓶, 用 0.01 mol/L 的 NaCl 背景液定容得到 100 mg/L 的 As(III) 溶液。准确称取两种生物炭分别装入 50 mL 离心管内, 然后将所得溶液用 HCl 和 NaOH 溶液调节 pH 值至 5.0 (± 0.05), 移取 15 mL As(III) 溶液至离心管内, 混匀后放入恒温振荡器, 在 30℃、150 r/min 转速条件下振荡 1 h、3 h、6 h、12 h、24 h, 在对应时间内取样并经 0.45 μm 滤膜过滤, 测定滤液中 As(III) 的浓度。

3.5. 测试及分析方法

3.5.1. 样品测试方法

本研究中砷的测试参照《水质 汞、砷、硒、铋和锑的测定 原子荧光法》(HJ 694-2014)¹进行。

3.5.2. 数据分析方法

(1) 生物炭对 As(III) 的等温吸附过程

对实验数据进行分析, 利用 Origin 中 Langmuir 等温吸附模型和 Freundlich 模型分别对等温吸附数据进行拟合处理, Langmuir (式(1))和 Freundlich (式(2))方程如下:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L q_m} + \frac{1}{q_m} C_e \quad (1)$$

$$\ln q_e = \ln K_f + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (2)$$

上述两个等温吸附模型方程中, C_e 为平衡时溶液中 As³⁺ 的浓度, mg/L; q_e 和 q_m 分别为吸附达到平衡时的吸附量和最大吸附量, mg/g; K_L 和 K_f 分别为 Langmuir 和 Freundlich 吸附平衡常数; n 为 Freundlich 常数。

(2) 生物炭对 As(III) 的吸附动力学过程

本研究利用 Origin 中的准一级动力学方程和准二级动力学方程对数据进行拟合分析。准一级动力学方程(式(3))和准二级动力学方程(式(4))如下:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad (3)$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (4)$$

(3)式和(4)式中, q_e 为吸附达到平衡时的吸附量, mg/g; q_t 为 t 时刻吸附容量, mg/g; k_1 和 k_2 分别为准一级动力学吸附速率常数(min^{-1})和准二级动力学吸附速率常数($\text{g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$)。

¹https://www.mee.gov.cn/ywgz/fgbz/bz/bzwb/jcffbz/201403/t20140319_269361.htm

4. 结果与分析

4.1. 表征结果与分析

4.1.1. 生物炭的表面结构

图 1 中的(a)、(b)为在 5 kx 放大倍数条件下, 两种污泥基生物炭的扫描电镜(SEM)图。图(a)为物理活化法制得的生物炭样品, 图(b)为化学活化法制得的生物炭样品。可以看出经物理活化法处理的生物炭样品表面较为光滑, 经化学活化法处理的生物炭样品呈簇状并附有细小颗粒, 样品表面附着物应为 ZnCl_2 颗粒。

图 1 中的(c)、(d)为在 20 kx 放大倍数条件下, 两种污泥基生物炭的扫描电镜(SEM)图。图(c)为物理活化法制得的生物炭样品, 图(d)为化学活化法制得的生物炭样品。可以看出, 图 1(c)中经物理活化法处理的生物炭样品孔隙小且密集, 而图 1(d)中经化学活化法处理的生物炭样品孔隙较大且更稀疏, 表面粗糙程度更大。同时两种生物炭均呈多孔炭架结构, 由于静电吸引、离子交换和络合等作用, 实现对重金属的吸附[22]。

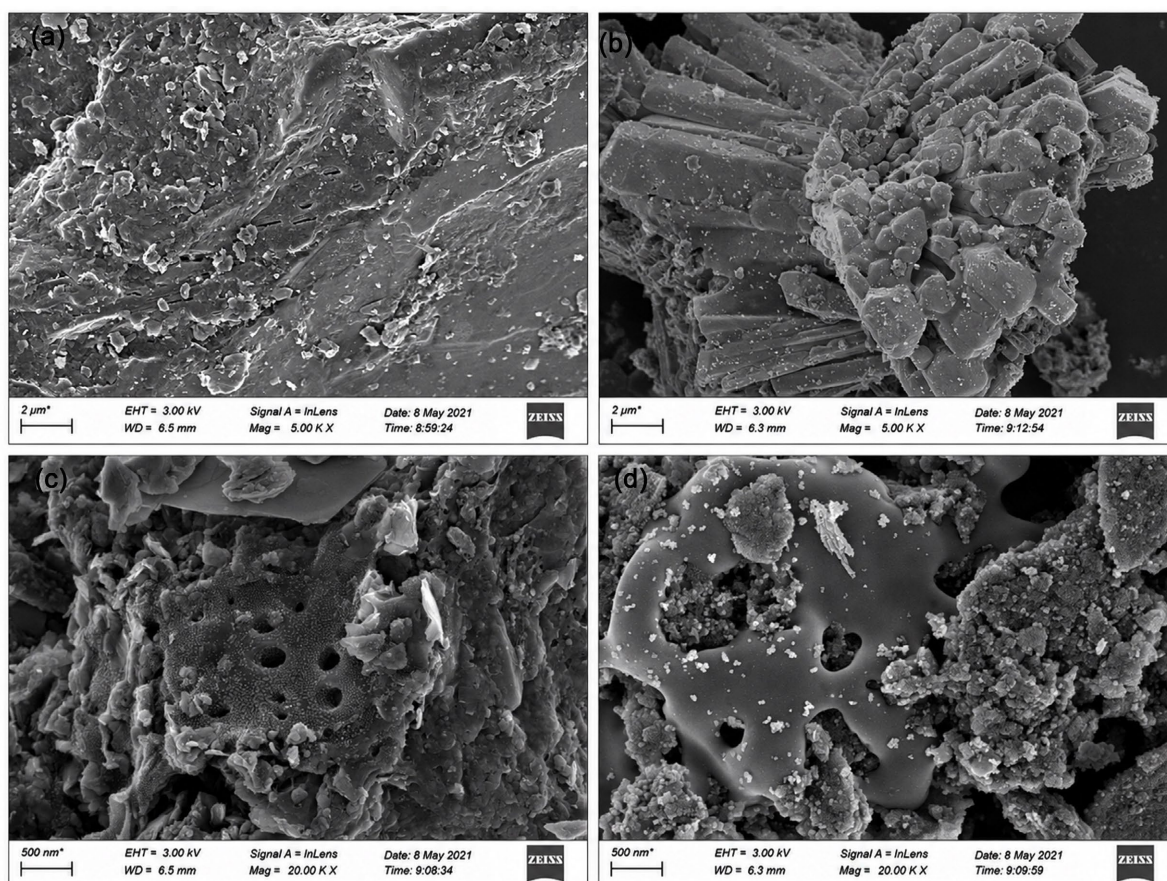


Figure 1. Scanned electron microscopy image of the sample

图 1. 样品放大电镜图

4.1.2. 生物炭的红外光谱

为研究两种制备方法下污泥基生物炭的官能团组成, 对两种样品进行了傅立叶红外光谱测试, 测试结果如图 2 所示。可知:

两种生物炭样品的官能团组成相近，对两种样品的红外光谱进行分析， 3400 cm^{-1} 左右宽而强的吸收峰代表-OH， 1627 cm^{-1} 附近的吸收峰代表 C=C 或者 C=O， 1097 cm^{-1} 处宽而弱的峰代表 C-O-C， 794 cm^{-1} 附近的吸收峰为长链饱和烃。污泥基生物炭经 ZnCl_2 改性后，在 3420 、 1605 、 1101 cm^{-1} 处的特征峰明显增强，说明污泥基生物炭改性后生物炭后其极性增强、芳香性增强。

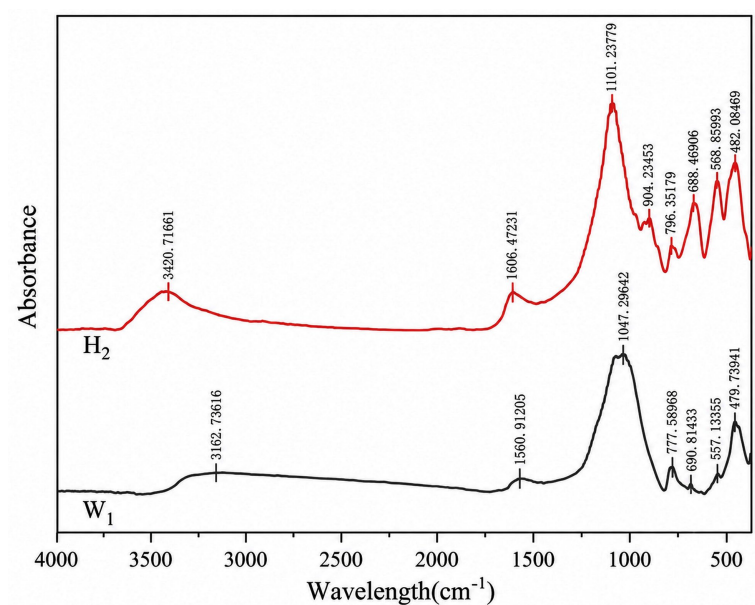


Figure 2. FTIR spectrum of biochar
图 2. 生物炭的 FTIR 谱图

4.1.3. 生物炭的有机元素组成

如表 1 所示，经化学法制备的生物炭样品 H/C 更小，O/C 和 (N+O)/C 更大，而 H/C 越小说明芳香化程度和稳定性越高，(N+O)/C 越大代表极性越大，故经化学法制得的污泥基生物炭样品的芳香化程度更高，含氧官能团的数量更多，极性更大。从而推测化学法制得的生物炭样品吸附性能更佳[23]。

Table 1. Elemental composition and elemental ratios of biochar
表 1. 生物炭的元素组成和元素比

方法	N (%)	C (%)	H (%)	O (%)	O/C	H/C	(O + N)/C
物理活化法	0.94	7.49	0.90	8.43	1.13	0.12	1.25
化学活化法	0.91	6.89	0.34	9.39	1.36	0.05	1.50

4.1.4. BET 比表面积分析及 Zeta 电位分析

表 2 为两种制备方法所得生物炭样品的比表面积及 zeta 电位。由表 2 可知，经化学活化法处理下生物炭样品的比表面积明显增大，结合扫描电镜图像结果，原因可能在于经氯化锌处理过的生物炭样品孔隙度增大。

生物炭的 zeta 电位如表 2 所示，在 $\text{pH} = 5$ 的条件下，生物炭表面带负电[24]，从而对废水中带正电荷的金属离子产生吸附，同时，zeta 电位越高，其所带电荷越多，对吸附过程更有利[25]。因此，zeta 电位的高低可用于重金属吸附效果的预测。由表中数据得知，经化学改性后生物炭的电位更高，对重金属离子的吸附更有优势。

Table 2. BET specific surface area and zeta potential
表 2. BET 比表面积及 zeta 电位

方法	比表面积/(m ² /g)	Zeta Potential (mV)
物理活化法	50.346	-27.8
化学活化法	68.985	-4.87

4.2. 等温吸附

采用等温吸附模型能很好地研究污泥基生物炭吸附金属离子这一动态过程[26]。在溶液 pH 为 5，污泥基生物炭投加量为 6 g/L 的条件下，等温吸附曲线和拟合参数结果见图 3 和表 3。

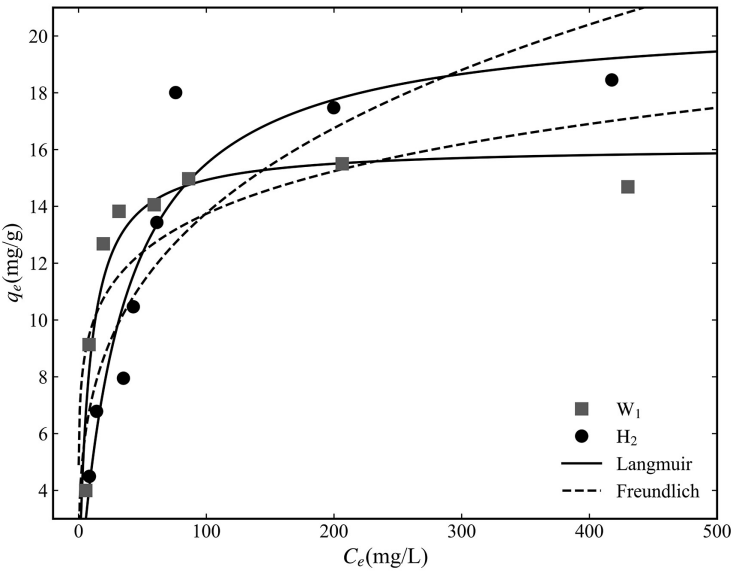


Figure 3. Fitting curves of different biochars for the adsorption of As(III)
图 3. 不同生物炭对 As(III)的吸附等温拟合曲线

Table 3. Fitting parameters of adsorption isotherms of As(III) by different biochars
表 3. 不同生物炭对 As(III)的吸附等温模型拟合参数

吸附材料	金属离子	Freundlich 模型			Langmuir 模型		
		<i>n</i>	<i>K</i>	<i>R</i> ²	<i>Q_e</i> (mg/g)	<i>K</i> (L/mg)	<i>R</i> ²
W ₁	As ³⁺	0.149	6.899	0.531	16.117	7.967	0.872
H ₂	As ³⁺	0.284	3.717	0.740	20.778	34.105	0.875

由表 3 可知，Langmuir 和 Freundlich 模型的 *R*² 分别为 0.997，0.997 和 0.558，0.713，说明污泥基生物炭对 As(III)的吸附更符合 Langmuir 模型，即吸附过程以生物炭表面的单分子层吸附为主[27]。此外，根据 Langmuir 等温吸附模型可知，在 30℃ 条件下经 ZnCl₂ 改性后吸附材料的理论最大吸附量为 20.78 mg/g，而未改性的吸附材料的最大吸附量为 16.12 mg/g。由此得知，经 ZnCl₂ 改性后，污泥基生物炭对 As(III)的去除率增大。

表 4 为本研究和其他改性材料的除砷效果对比。可以看出，本研究所制备的氯化锌改性生物炭较其他文献研究的材料具有很好的吸附效果。

Table 4. Kinetic results of As(III) affected by different biochar
表 4. 不同生物炭对 As(III)的准动力学结果

生物炭	准一级动力学			准二级动力学		
	q_e	K_1	R^2	q_e	K_2	R^2
W ₁	13.15994	0.24344	0.99779	15.79968	0.01658	0.98634
H ₂	15.70394	0.51276	0.98511	17.74161	0.03575	0.9895

4.3. 吸附动力学

为研究改性污泥基生物炭对 As(III)的吸附机理,运用动力学模型[32]对实验数据进行分析。图 4 为不同生物炭对 As(III)的吸附动力学曲线,可以看出 W₁、H₂ 对 As(III)的吸附量在前 12.5 个小时的增长速度较快,随后吸附增长速率趋于平缓,吸附逐渐达到平衡。

通过准一级、准二级动力学方程拟合不同生物炭对 As³⁺的吸附状况。由图 4 可知,准一级与准二级对实验数据拟合效果均较好,对比实验数据,准二级动力学方程相较于准一级动力学方程计算出的平衡吸附量 q_e 更接近实际最大吸附量,故准二级动力学模型更符合吸附过程,这与 Zan Zhou 等人研究结果一致[33]。

W₁、H₂ 关于吸附 As³⁺的准一级、准二级动力学模型参数如表 4 所示。表中列举出 W₁、H₂ 的准一级动力学与准二级动力学实验结果,得知二者的准一级与准二级拟合相关系数相差较小,二者的吸附动力学过程都能够较好地符合准二级动力学模型及准一级动力学模型。

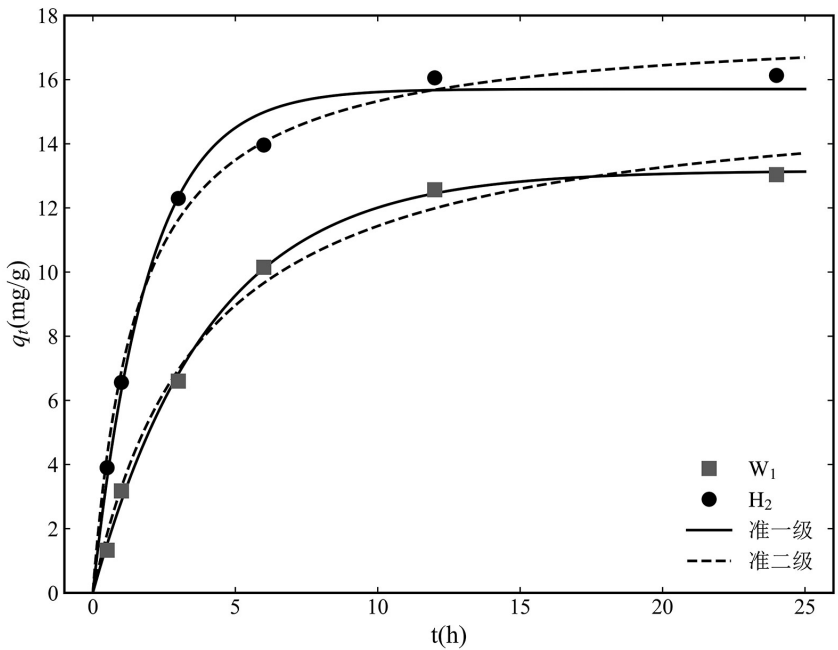


Figure 4. Adsorption kinetic curves of As(III) by different biochar materials
图 4. 不同生物炭对 As(III)的吸附动力学曲线

5. 讨论

等温吸附拟合结果显示,两种污泥基生物炭对 As(III)的吸附行为均与 Langmuir 等温模型匹配度较

高，该模型表征单分子层吸附过程，由此可推断，本体系中 As(III)在生物炭界面主要发生表面单分子层吸附。从 Langmuir 模型拟合的最大吸附量来看，改性后的污泥基生物炭的吸附量较高。生物炭的吸附效能一方面与其物理性质(表面面积和孔结构)和化学性质(表面化学性能)有关，另一方面与生物炭中含有的碳酸盐、磷酸盐等灰分以及二氧化硅等无机矿物组分有关[34]，董霞等人的研究表明改性后的污泥基生物炭孔隙度及比表面积增大，对砷的吸附能力增强[35]。安强等人的研究表明改性后的污泥基生物炭含氧官能团的数量增多[36]。同时改性引入的 Zn^{2+} 可与体系内 As(III)发生氧化还原反应，改变砷的存在形态，进一步实现水溶液中砷的去除，物理孔隙、表面官能团、静电效应、矿物组分、氧化还原多机制协同，共同促成改性生物炭吸附性能的提升。

动力学拟合结果表明，两种生物炭的 As(III)吸附过程同时契合准一级与准二级动力学模型。吸附反应在前 12.5 h 速率较快，这一阶段对应材料表面大量空余吸附位点与孔隙通道尚未被占据[37]，孔隙丰富，而后期随着吸附进行，结合位点与孔隙减少，增长趋于平缓，吸附逐渐达到平衡。两者的动力学吸附过程都能够较好地符合准二级动力学模型和准一级动力学模型，且 H_2 对重金属 As(III)的吸附效果更好，可能是由于在吸附过程中发生化学吸附，通过生物炭与 As(III)之间的共享或交换电子形成共价键[38]，从而产生吸附。化学络合作用和前述 Zeta 电位表征反映的静电吸附、孔隙提供的物理吸附位点共同构成完整动力学过程。物理扩散主导前期快速吸附阶段，而表面化学相互作用则是改性样品实现更高吸附容量的核心内因。

污泥基生物炭是一种绿色环保型吸附材料。本研究结果表明，由于种种作用机理，改性后污泥基生物炭对 As(III)的吸附效能增大，这也再次印证了改性污泥基生物炭在重金属的吸附方面有着良好的应用前景。由表 5 可知，与其他改性材料的除砷效果相比，本研究所制备的氯化锌改性生物炭具有很好的吸附效果。实验室阶段的污泥基生物炭制备技术已相对成熟，但要想改性污泥基生物炭投入实际生产应用，也需要考虑相应的一些实际问题。比如，改性污泥基生物炭的制备成本、收益等经济问题；又比如，在改性污泥基生物炭实现污泥的资源化利用的同时，也要提高污泥基生物炭的稳定性和回收利用率，被用于吸附重金属的污泥基生物炭的后续处理也需要考虑在内，避免造成更大的环境污染。

Table 5. Comparison of Adsorption capacity of arsenic by different materials
表 5. 不同材料对砷的吸附能力比较

材料	吸附量(mg/g)	参考文献
改性海泡石	1.43	[28]
羟基硫酸铁改性生物炭	4.77	[29]
氯化锌改性生物炭	20.78	本研究
氢氧化钾改性生物炭	30.98	[30]
载钼生物炭	38.02	[31]

6. 结论

- (1) H_2 相比于 W_1 ，表面更粗糙，比表面积更大，表面所带负荷数更多，且附着许多细小颗粒。同时，改性过的污泥基生物炭提高了生物炭表面含氧官能团数量。
- (2) 两种生物炭对 As(III)均具有较好吸附效果，其吸附量和去除率随时间增长而增大，在 13 h 时达到吸附平衡。并在前 12.5 小时内增长较快，后期增长趋于平缓，逐渐达到吸附平衡。
- (3) 物理活化处理的污泥基生物炭更符合准一级反应动力学，而化学改性后的生物炭对准二级反应动力学拟合系数更高。在等温吸附模型中，与 Freundlich 模型相比，Langmuir 模型能够更好地拟合污泥

基生物炭对 As^{3+} 的吸附过程, 说明吸附过程以生物炭表面的单分子层吸附为主。

(4) 根据 Langmuir 等温吸附模型可知, 在 30°C 下的改性后吸附材料的理论最大吸附量为 20.778 mg/g , 而未改性的吸附材料的最大吸附量为 16.117 mg/g 。因此, 经氯化锌改性后, 污泥基生物炭对 As^{3+} 的去除率增加。

基金项目

湖北省教育厅科学研究计划指导性项目(项目编号: B2020034)。

参考文献

- [1] 安礼航, 刘敏超, 张建强, 等. 土壤中砷的来源及迁移释放影响因素研究进展[J]. 土壤, 2020, 52(2): 234-246.
- [2] 李美蓉, 唐晨柳, 张伟贤, 等. 纳米零价铁去除水体中砷的效能与机理[J]. 化学进展, 2022, 34(4): 846-856.
- [3] 王金翠, 孙继朝, 荆继红, 等. 砷污染与生态环境的关系[J]. 中国人口·资源与环境, 2011, 21(S1): 540-542.
- [4] Ahmed, S.F., Kumar, P.S., Rozbu, M.R., Chowdhury, A.T., Nuzhat, S., Rafa, N., *et al.* (2022) Heavy Metal Toxicity, Sources, and Remediation Techniques for Contaminated Water and Soil. *Environmental Technology & Innovation*, **25**, Article 102114. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.102114>
- [5] Ortega, A., Oliva, I., Contreras, K.E., González, I., Cruz-Díaz, M.R. and Rivero, E.P. (2017) Arsenic Removal from Water by Hybrid Electro-Regenerated Anion Exchange Resin/Electrodialysis Process. *Separation and Purification Technology*, **184**, 319-326. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.04.050>
- [6] Alka, S., Shahir, S., Ibrahim, N., Ndejiko, M.J., Vo, D.N. and Manan, F.A. (2021) Arsenic Removal Technologies and Future Trends: A Mini Review. *Journal of Cleaner Production*, **278**, Article 123805. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123805>
- [7] 李聪, 钟溢健, 解庆林, 等. 不同吸附材料处理水中砷的效应分析[J]. 现代化工, 2018, 38(7): 21-25.
- [8] 谭文汐, 郭小惠. 超声对铁锰氧化物吸附废水中无机砷的强化效应[J]. 无机盐工业, 2022, 54(3): 102-108.
- [9] 吴昆明, 郭华明, 魏朝俊. 改性磁铁矿对水体中砷的吸附特性研究[J]. 岩矿测试, 2017, 36(6): 624-632.
- [10] 叶枫. 基于掺锰水铁矿新材料的砷污染治理[D]: [硕士学位论文]. 武汉: 武汉大学, 2020.
- [11] 凌冉冉, 段毅, 周书葵, 等. MnO_2 改性稻壳生物炭高效去除水溶液中的 U(VI) [J]. 水处理技术, 2026, 52(6): 64-69.
- [12] 汤芹. 基于路面径流溶解态污染物去除的路用生物炭复合滤料吸附特性及机理研究[D]: [博士学位论文]. 扬州: 扬州大学, 2025.
- [13] 张苏明, 张建强, 周凯, 等. 铁基改性椰壳生物炭对砷的吸附效果及机制研究[J]. 生态环境学报, 2021, 30(7): 1503-1512.
- [14] 国家环保总局. 2015 年中国环境公报[R]. 北京: 国家环保总局, 2016.
- [15] 常思宇. 生物质炭基光热耐久性户外木材涂层的制备及性能研究[D]: [博士学位论文]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2025.
- [16] Shao, J., Zhang, J., Zhang, X., Feng, Y., Zhang, H., Zhang, S., *et al.* (2018) Enhance SO_2 Adsorption Performance of Biochar Modified by CO_2 Activation and Amine Impregnation. *Fuel*, **224**, 138-146. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.03.064>
- [17] 曾绍扬, 吴秀森, 陈江涛, 等. 石油沥青基碳材料研究进展[J]. 广州化工, 2025, 53(11): 1-3+11.
- [18] 王炳杰, 解强, 沙雨桐, 等. CO_2 吸附用竹基活性炭制备研究进展[J]. 新型炭材料(中英文), 2025, 40(2): 317-332.
- [19] 高硕. 改性板栗壳生物炭的制备及其对铀(VI)的吸附性能研究[D]: [硕士学位论文]. 抚州: 东华理工大学, 2025.
- [20] 卑诗淳. 基于氯化锌与碳酸盐体系制备的污泥基活性炭的对比研究[D]: [硕士学位论文]. 沈阳: 沈阳建筑大学, 2025.
- [21] 蒋剑春, 孙康. 活性炭制备技术及应用研究综述[J]. 林产化学与工业, 2017, 37(1): 1-13.
- [22] Lu, K., Yang, X., Gielen, G., Bolan, N., Ok, Y.S., Niazi, N.K., *et al.* (2017) Effect of Bamboo and Rice Straw Biochars on the Mobility and Redistribution of Heavy Metals (Cd, Cu, Pb and Zn) in Contaminated Soil. *Journal of Environmental Management*, **186**, 285-292. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.068>
- [23] Trakal, L., Šigut, R., Šillerová, H., Faturíková, D. and Komárek, M. (2014) Copper Removal from Aqueous Solution

- Using Biochar: Effect of Chemical Activation. *Arabian Journal of Chemistry*, **7**, 43-52.
<https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.08.001>
- [24] 吴飞, 任伟, 程成, 等. 基于生物炭的高级氧化技术降解水中有机污染物[J]. 化学进展, 2022, 34(4): 992-1010.
- [25] Cui, X.Q., Fang, S.Y., Yao, Y.Q., Li, T.Q., *et al.* (2016) Potential Mechanisms of Cadmium Removal from Aqueous Solution by Canna Indica Derived Biochar. *Science of the Total Environment*, **562**, 517-525.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.248>
- [26] 许思雨. 剩余污泥基生物炭制备及处理黑臭水体研究[D]: [硕士学位论文]. 北京: 中国矿业大学, 2025.
- [27] 胡嘉俊. 金属改性生物炭对生物滞留设施中氮磷的去除效果研究[D]: [硕士学位论文]. 南昌: 南昌大学, 2021.
- [28] 余少波, 黄永炳, 李颜政, 等. 改性海泡石对水体中砷的吸附研究[J]. 武汉理工大学学报, 2020, 42(2): 55-61.
- [29] 秦松岩, 夏迪, 赵立新. 污泥基生物炭对砷污染土壤的稳定修复[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(11): 1481-1486.
- [30] 陆一新, 丁怡, 陈婷婷, 等. 生物炭对水中 PPCPs 的去除研究进展[J]. 水处理技术, 2026, 52(6): 28-34+40.
- [31] 许巧玲, 肖静江, 何雪梅, 等. 载铜生物炭对低浓度磷的吸附行为及机理研究[J]. 地球与环境, 2025, 53(3): 431-439.
- [32] Hu, X.J., Wang, J.S., Liu, Y.G., *et al.* (2010) Adsorption of Chromium (VI) by Ethylenediamine-Modified Cross-Linked Magnetic Chitosan Resin: Isotherms, Kinetics and Thermodynamics. *Journal of Hazardous Materials*, **185**, 306-314.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.09.034>
- [33] Zhou, Z., Liu, Y.G., Liu, S., *et al.* (2017) Sorption Performance and Mechanisms of Arsenic(V) Removal by Magnetic Gelatin-Modified Biochar. *Chemical Engineering Journal*, **314**, 223-231. <https://doi.org/10.1016/j.ccej.2016.12.113>
- [34] 李瑞月, 陈德, 李恋卿, 等. 不同作物秸秆生物炭对溶液中 Pb~(2+)、Cd~(2+) 的吸附[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(5): 1001-1008.
- [35] Xia, D., Tan, F., Zhang, C., Jiang, X., Chen, Z., Li, H., *et al.* (2016) ZnCl₂-Activated Biochar from Biogas Residue Facilitates Aqueous As(III) Removal. *Applied Surface Science*, **377**, 361-369.
<https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2016.03.109>
- [36] 安强, 乔卢阿里·科阿里, 金琳, 等. 氯化锌改性玉米秸秆生物炭对 Cr(VI) 的吸附特性研究[J]. 重庆大学学报, 2020, 43(10): 104-113.
- [37] Hu, H., Zhang, X., Wang, T., Sun, L., Wu, H. and Chen, X. (2018) Bamboo (*Acidosasa longiligula*) Shoot Shell Biochar: Its Potential Application to Isolation of Uranium(VI) from Aqueous Solution. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **316**, 349-362. <https://doi.org/10.1007/s10967-018-5731-6>
- [38] Tan, G., Sun, W., Xu, Y., Wang, H. and Xu, N. (2016) Sorption of Mercury (II) and Atrazine by Biochar, Modified Biochars and Biochar Based Activated Carbon in Aqueous Solution. *Bioresource Technology*, **211**, 727-735.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.147>