

Study on Preparation of Functional Ceramsite (GTL) from Paper Sludge and Its Adsorption Properties for Cu^{2+}

Bochen Fu, Caisheng Dai*

School of Chemistry and Chemical Engineering, Hunan University of Science and Technology, Xiangtan Hunan
Email: *715291319@qq.com

Received: Apr. 20th, 2020; accepted: May 7th, 2020; published: May 14th, 2020

Abstract

Using paper sludge as the main raw material, the porous ceramsite (TL530) was prepared by sintering method. Subsequently, the TL530 was modified with NaOH to manufacture the functional ceramsite (GTL) with promising adsorption performance for heavy metals. In this work, the efficiency and influencing factors of the Cu^{2+} adsorption in simulated wastewater by the GTL was explored. The mechanism of the Cu^{2+} adsorption by GTL was revealed through SEM and infrared spectroscopy. The results showed that the suitable conditions for the preparation of TL530 based on paper sludge were as follows: the ratio of paper sludge to bentonite, calcium carbonate, and sodium silicate was 5:3:1:1 under the preheating temperature of 450°C with a preheating time of 25 min. The optimal ceramsite sintering temperature and duration were 1000°C and 25 min, respectively. To manufacture the GTL from TL530, the desirable technical conditions can be summarized as 1 g of TL530 loaded with 30 mL NaOH (2.5 mol/L) for 6 h reaction time. The GTL exhibited strong adsorption capability for Cu^{2+} . When the dosage of GTL was 0.0025 g/mL simulated wastewater, the Cu^{2+} removal efficiency reached up to 98.13%. The primary mechanism of Cu^{2+} removal by GTL is chemical adsorption.

Keywords

Paper Sludge, Ceramsite, Heavy Metal Adsorption

造纸污泥制备功能陶粒(GTL)及其对 Cu^{2+} 吸附性能的研究

付博宸, 戴财胜*

*通讯作者。

湖南科技大学化学化工学院, 湖南 湘潭
Email: 715291319@qq.com

收稿日期: 2020年4月20日; 录用日期: 2020年5月7日; 发布日期: 2020年5月14日

摘要

以造纸污泥为主要原料, 利用烧结法制备多孔陶粒(TL530), 然后用NaOH对TL530进行改性, 得到对重金属具有良好吸附性能的功能陶粒(GTL), 并分析GTL对模拟废水中Cu²⁺的吸附效果与影响因素。以SEM、红外光谱等方式阐明GTL吸附Cu²⁺的机理。发现造纸污泥制备TL530适宜条件是: 造纸污泥与膨润土、碳酸钙、硅酸钠的配比是5:3:1:1, 陶粒预热温度是450℃、预热时间是25 min、陶粒烧结温度是1000℃、烧结时间为25 min; TL530改性制备GTL的适宜技术条件为: 1 g TL530添加浓度为2.5 mol/L的NaOH 30 mL反应6 h, 获得吸附重金属性能可靠的GTL; GTL对Cu²⁺具有良好的吸附作用, 当GTL投加量是0.0025 g/mL模拟废水时, Cu²⁺去除率可达98.13%; GTL吸附铜离子的机理主要表现为化学吸附。

关键词

造纸污泥, 陶粒, 重金属吸附

Copyright © 2020 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

造纸污泥是造纸废水处理产生的固态/半固态产物, 其最主要特征为含有大量有机物, 占比处在40%~60%之间, 含水量高, 基本不含重金属, 是亟待开发利用的生物质资源[1] [2] [3] [4]。在中国境内, 造纸行业平均每年会产出高达1.25亿t的污泥[5]。然而, 大部分均是以直接填埋、随意堆放的形式来处置[6] [7] [8], 不但要占据大量的土地, 还会导致严重的二次污染问题, 引起生态环境的破坏[9]。因此, 如何实现造纸污泥的资源化利用, 保护生态环境, 引起了业内专家、学者的特别关注。

针对目前的污泥资源利用技术, 主要是: 土地利用、制堆肥、厌氧消化、建筑材料以及能源转换等[10] [11] [12]。笔者所在课题组针对污泥转换利用展开相关研究过程中, 意识到造纸污泥经过热解反应之后所产生的生物炭, 有着活性位点数量多、孔隙良好、高位热值等优势。它不但能够用于调理污泥脱水, 促使经脱水后的泥饼含水率从80%减少到40%, 获得生物质燃料, 快速达到污泥利用目标[13] [14], 还能够利用污泥中的有机和无机成分, 高温烧结制备功能材料。高温烧结能够分解有机污染物, 杀死病菌以及寄生虫, 有效固化重金属, 防止产生不必要的二次污染问题[15]。本文以造纸污泥为主要原料, 制备造纸污泥功能陶粒, 意在探讨功能陶粒对Cu²⁺的吸附程度, 为造纸污泥的有效利用以及相关技术提升, 提供新思路与方法。

2. 实验部分

2.1. 实验原料及仪器

造纸污泥: 选自广东省某造纸厂, 测算发现含水率是33.92%, 其具体数据见下表1所示:

Table 1. Industry analysis of sludge**表 1.** 污泥工业分析

样品	工业分析/%				$Q_{net,ad}$ (MJ·kg ⁻¹)
	M_{ad}	V_{ad}	A_{ad}	FC_{ad}	
污泥泥饼	0.99	46.49	47.28	5.24	4.04

试剂：硅酸钠、碳酸钙、氢氧化钠、OP 乳化剂、铜试剂、氨水等，均为分析纯[14]。

仪器：101 型电热鼓风干燥箱；尤尼柯 2100 型分光光度计；SHA-B 恒温振荡器；STM-3-14 高温箱式电阻炉[14]；Nicolet 6700 型傅里叶变换红外光谱仪；JSM-6380LV 型扫描电子显微镜；Thermo escalab 250Xi 型 X-射线光电子能谱仪。

2.2. 造纸污泥制备功能陶粒(GTL)的方法

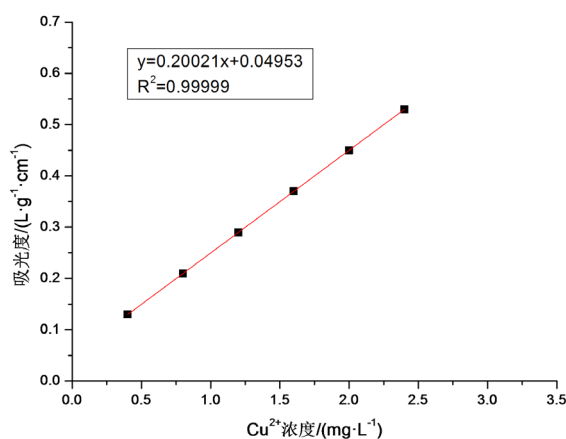
首先，将造纸污泥干燥并破碎至粒度小于 200 目，与膨润土、碳酸钙、硅酸钠按一定的比例混合均匀，人工造粒成粒径为 50 ± 5 mm 的球粒；然后将造粒球体送入恒温鼓风干燥箱中干燥至水分小于 5%；把经干燥处理之后的球粒置于马弗炉内进行预热，高温烧结得到多孔陶粒(TL530)；最后用氢氧化钠对陶粒改性，获得对重金属有较好吸附效果的 GTL。

2.3. 含 Cu^{2+} 模拟废水的配制及 Cu^{2+} 浓度的测定方法

模拟废水中需要一定量的 Cu^{2+} ， Cu^{2+} 质量浓度是 100 mg/L，试验过程中依据需要进行稀释，采用可见分光光度方法来测算 Cu^{2+} 的实际浓度，并求出陶粒对于 Cu^{2+} 的去除率以及吸附容量值的大小，采用 GTL 对 Cu^{2+} 的去除率以及吸附容量的大小评价其实际吸附水平[14]。

Cu^{2+} 标准溶液的配制：事先称取出约 0.3765 g $\text{CuNO}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 固体放置烧杯内实现溶解，而后放置于 1000 mL 容量瓶内实现定容，振荡摇匀，可获得 100 mg/L Cu^{2+} 标准溶液，其 pH 值 = 5.23，放置于安全地方等待使用。

Cu^{2+} 浓度的测定：事先将一定量的测溶液放置在 25 mL 比色管内，而后分别添加 5 mL pH = 9 的铵—氯化铵缓冲液、1 mL 2% OP 乳化剂、13 mL 1 g/L 铜试剂。在每一次添加结束之后，都要进行适度振荡操作。添加适量去离子水物质，使其与刻度线视线相平行，摇匀之后，置于一旁(时间控制在 18 min)。采用分光光度计于 443 nm 波长，以去离子水作为参照物体，测算该溶液的吸光度，按照 Cu^{2+} 标准曲线来测算浓度水平[14]。

**Figure 1.** Cu^{2+} standard curve**图 1.** Cu^{2+} 标准曲线

Cu^{2+} 标准曲线绘制: 配制 20 mg/L 的 Cu^{2+} 标准溶液, 分别取 0.5、1、1.5、2、2.5 mL 于 25 mL 比色管内, 参考 Cu^{2+} 浓度测算公式, 得到 Cu^{2+} 标准曲线, 其纵坐标是吸光度, 横坐标是 Cu^{2+} 浓度。见图 1。

3. 实验结果与讨论

3.1. 造纸污泥制备 GTL 的最佳工艺条件

3.1.1. 造纸污泥煅烧多孔陶粒(TL530)的最佳工艺条件

造纸污泥制备 TL530 的关键影响因素为原料(造纸污泥、膨润土、碳酸钙、硅酸钠)配比、预干燥 T、预干燥 t、烧结 T、烧结 t。以陶粒比表面积最大化为目标, 采用正交实验方法, 最终获得造纸污泥制备多孔陶粒的最佳工艺条件是: 污泥、膨润土、碳酸钙、硅酸钠比例是 5:3:1:1, 预热温度是 450℃、预热时长是 25 min、烧结温度是 1000℃、烧结时长是 25 min, 所得陶粒比表面积是 11.43 $\text{m}^2\cdot\text{g}^{-1}$ 。

3.1.2. TL530 改性制备 GTL 的技术条件

用 NaOH 对 TL530 改性制备 GTL 的关键影响因素为 NaOH 浓度、NaOH 的添加量、NaOH 与 TL530 的作用时间。以 GTL 吸附模拟废水中的 Cu^{2+} 最大化为目标, 采用正交实验方法, 得到 TL530 改性制备 GTL 的适宜技术条件为: 1 g TL530 添加浓度是 2.5 mol/L 的 NaOH 30 mL, 放置反应 6 h, 得到吸附重金属性能良好的 GTL。

具体而言, 造纸污泥制备 GTL 的方法如下: 用粒径小于 200 目的造纸污泥(干基) 50 g 与膨润土 30 g、碳酸钙 10 g、硅酸钠 10 g 混合均匀, 加入一定量的水, 手动制成粒径为 50 ± 5 mm 的球粒, 然后将球粒在 450℃ (升温速率控制在 15℃/min)下恒温进行预热, 时间控制在 25 min 左右。随后, 在 1000℃下恒温进行烧结, 时间控制在 20min 左右。接着, 借助于炉使其降低到室温, 获得多孔陶粒 TL530; 称取 50 g TL530, 加入摩尔浓度为 2.5 mol/L 的 NaOH 溶液 1500 mL, 放入 30℃恒温摇床里进行振荡, 反应时间控制在 6 h。使其冷却到室温, 并以去离子水将其转变成中性, 置于 105℃烘箱内进行干燥, 得到改性陶粒 41.3 g。

3.2. GTL 对 Cu^{2+} 的吸附性能

3.2.1. GTL 的投加量对 GTL 吸附 Cu^{2+} 效果的影响

为了了解吸附时长和陶粒吸附 Cu^{2+} 水平的内在关联性, 在自然 pH 条件中, 将 40 mL 100 mg/L 的 Cu^{2+} 模拟废水放置到 100 mL 烧杯内, 添加 0.1 g 陶粒, 再放置到 30℃恒温摇床内进行振荡, 发生吸附反应, 当吸附时间依次是 0.5、1、1.5、2、2.5、4、6、8、12、14 h 时, 测定烧杯里模拟废水的 Cu^{2+} 去除率, 具体见下图 2。

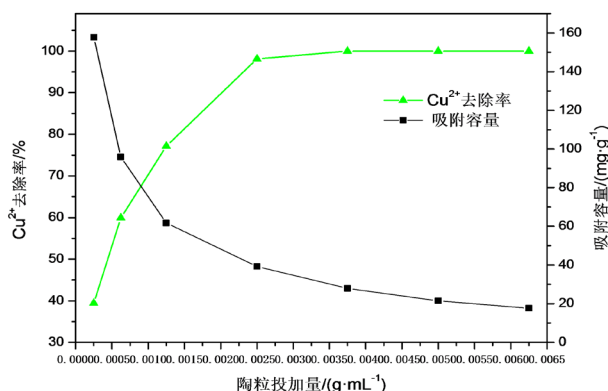


Figure 2. Relationship between adsorption time and GTL adsorption of Cu^{2+}
图 2. GTL 的投加量和 GTL 吸附 Cu^{2+} 效果的关系

伴随吸附时长的增加, Cu^{2+} 去除率也在逐步增加, 直到完全饱和状态。通常情况下, 可将吸附划分成以下几个部分: 1) 4 h 之前: 主要是外表面活性位点进行吸附, 整体速度较快; 2) 4~6 h, 这个阶段, 外表面活性位点大部分均已经充分吸附, 转变成内部吸附, 整体速度放慢, 即处在缓慢过渡期; 3) 6~12 h, Cu^{2+} 经表面空隙逐步深入内部细孔的过程, 速度也有所放缓; 4) 12~18 h, 大部分均已经形成平衡, Cu^{2+} 去除率超过 99%。与其他 Cu^{2+} 吸附材料相比, 具有吸附容量高等优势, 如表 2 所示。

Table 2. Comparison of GTL adsorbability for copper with other adsorbents in the literature

表 2. GTL 对铜的吸附能力与其他文献的吸附剂的比较

吸附剂	吸附容量(mg/g)	参考文献
GTL	44.30	本文
剩余污泥	32.40	[16]
污泥颗粒	3.27	[17]
赤泥质陶粒	11.29	[18]
SZ	10.56	[19]
AS	30.59	[20]
氧化铁涂层污泥	17.3	[21]

3.2.2. 吸附时间对 GTL 吸附 Cu^{2+} 效果的影响

为了了解吸附时长和陶粒吸附 Cu^{2+} 水平的内在关联性, 在自然 pH 条件中, 将 40 mL 100 mg/L 的 Cu^{2+} 模拟废水放置到 100 mL 烧杯里, 添加 0.1 g 陶粒, 而后放置到 30℃ 恒温摇床内进行振荡, 发生吸附反应。发现, 如果吸附时长是 0.5、1、1.5、2、2.5、4、6、8、12、14 h 时, 通过测算模拟废水的 Cu^{2+} 去除率可见图 3 所示。

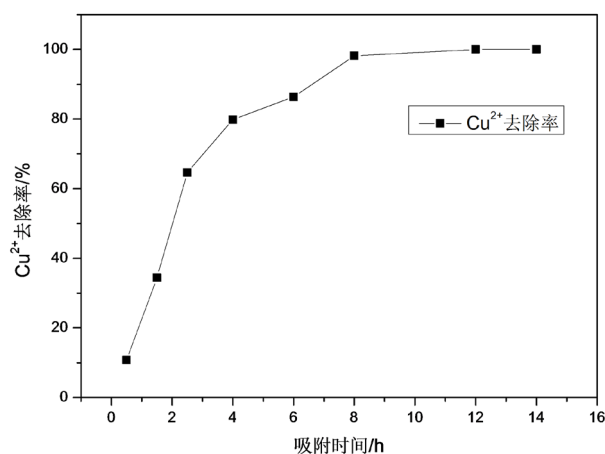


Figure 3. Relationship between adsorption time and GTL adsorption of Cu^{2+}

图 3. 吸附时间和 GTL 吸附 Cu^{2+} 效果的关系

伴随吸附时长的增加, Cu^{2+} 去除率也在逐步增加, 直到完全饱和状态。通常情况下, 可将吸附划分成以下几个部分: 1) 4 h 之前: 主要是外表面活性位点进行吸附, 整体速度较快; 2) 4~6 h, 这个阶段, 外表面活性位点大部分均已经充分吸附, 转变成内部吸附, 整体速度放慢, 即处在缓慢过渡期; 3) 6~12 h, Cu^{2+} 经表面空隙逐步深入内部细孔的过程, 速度也有所放缓; 4) 12~18 h, 大部分均已经形成平衡, Cu^{2+} 去除率超过 99%。

3.2.3. Cu^{2+} 初始浓度对 GTL 吸附 Cu^{2+} 作用的影响

为了求证模拟废水里 Cu^{2+} 初始浓度对于陶粒吸附 Cu^{2+} 的水平, 本次研究基于自然 pH 值条件限制, 向 9 个内装 40 mL Cu^{2+} 初始质量浓度依次是为 60、80、100、120、140、160、180、200、220 mg/L 的锥形瓶内各投入 0.1 g 陶粒, 置于 30°C 恒温摇床中进行振荡吸附, 把握在 12 h 左右, 依次计算 9 个锥形瓶里的 Cu^{2+} 去除率, 具体结果见下图 4。

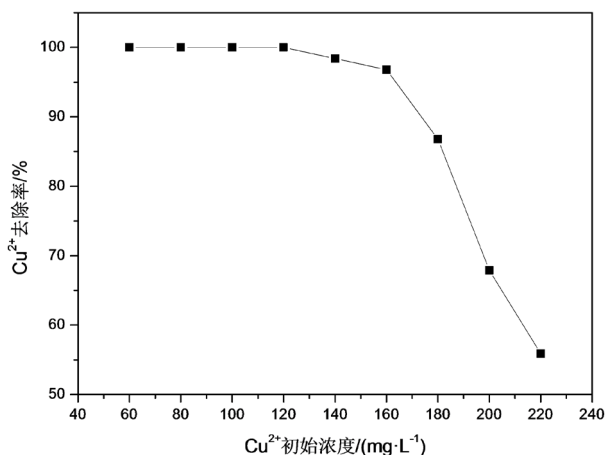


Figure 4. Effect of Cu^{2+} initial concentration on Cu^{2+} removal rate

图 4. Cu^{2+} 初始浓度对 Cu^{2+} 去除率的作用

在 Cu^{2+} 初始浓度 ≤ 120 mg/L, Cu^{2+} 去除率都超过了 99%; 但是, 如果 Cu^{2+} 浓度 >100 mg/L, Cu^{2+} 去除率伴随浓度的提升而下降。这是由于陶粒增加值固定时, 吸附位点也保持不变, 吸附充分饱和时, 提升 Cu^{2+} 浓度, 使得单位质量吸附剂周边的 Cu^{2+} 增加, 从而提高平衡浓度, Cu^{2+} 去除率下降, 对 Cu^{2+} 吸附容量不产生影响。因此, 在 Cu^{2+} 初始浓度设置成 120 mg/L 时, 增加值等于 0.0025 g/mL 的吸附作用最明显。

3.2.4. pH 值对 GTL 吸附 Cu^{2+} 作用的影响

为了求证模拟废水里 pH 对 GTL 吸附 Cu^{2+} 的作用效果, 依次取 40 mL 100 mg/L Cu^{2+} 模拟废水 7 份放入锥形瓶内, 调整 pH 值依次是 1、2、3、4、5、6、7, 都加入 GTL 质量是 0.0025 g/mL, 置于 40°C 恒温摇床内进行振荡, 控制在 12 h 左右, 具体结果见下图 5。

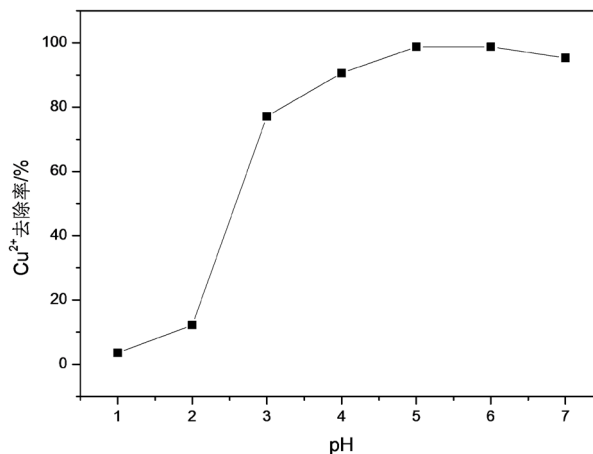


Figure 5. Effect of pH of Cu^{2+} simulated wastewater on Cu^{2+} removal rate

图 5. Cu^{2+} 模拟废水的 pH 对 Cu^{2+} 去除率的影响

伴随 pH 值的提升, Cu^{2+} 去除率也逐步增加。在较低的 pH 值时, 其酸性较强, H^+ 和 GTL 里的羟基相作用, 耗费了许多羟基位点, 抑制 GTL 对 Cu^{2+} 的吸附能力; 伴随 pH 值的提升, 酸性慢慢减弱, H^+ 浓度下降, 耗费的羟基位点变少, GTL 对 Cu^{2+} 的吸附能力回升至高点, Cu^{2+} 去除率增加。当 pH 值 = 5~6, Cu^{2+} 去除率逐步偏向稳定。因此, 可取 pH = 5~6 时, Cu^{2+} 去除率达到最佳为 98.74%。

3.3. GTL 吸附 Cu^{2+} 的机理探讨

3.3.1. GTL 对 Cu^{2+} 的吸附模型

为了更好地阐述 GTL 对 Cu^{2+} 的吸附过程, 在此借助于 Langmuir 吸附等温模型拟合曲线来展开进一步的研究, 表达式见下式(1) [14]:

$$\frac{C_e}{Q_e} = \frac{1}{Q_0 \times K_a} + \frac{C_e}{Q_0} \quad (1)$$

其中: C_e 是平衡质量浓度, mg/L; Q_e 是平衡容量, mg/g; Q_0 是最大容量, mg/g; K_a 是常数, L/mg。

向 8 个内装 40 mL Cu^{2+} 浓度依次是 60、80、100、120、140、160、180、200、220 mg/L 的模拟废水里, 添加 GTL 质量是 0.0025 g/mL, 将其放置于 40°C 恒温摇床内进行振荡, 发生吸附时间控制在 12 h。 C_e 是横坐标, C_e/Q_e 是纵坐标, 可得图 6, 拟合方程是式(2) [14], 方程线性相关度 $R^2 = 0.99819$ 。意味着, Langmuir 等温式可用来阐述 GTL 对 Cu^{2+} 的吸附过程。

$$C_e/Q_e = 0.02348C_e + 0.06068 \quad R^2 = 0.99819 \quad (2)$$

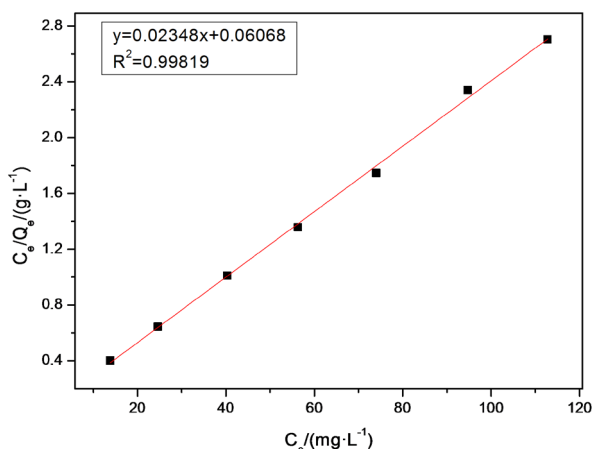


Figure 6. Langmuir adsorption isothermal model fitting curve
图 6. Langmuir 吸附等温模型拟合曲线

3.3.2. 机理探讨

1) 红外光谱分析

采用美国 Nicolet 公司生产的 Nicolet6 700 型红外光谱仪来对 TL530、GTL 进行官能团的表征, 相关数据见下图 7。在图 7 中, 从下到上依次是 GTL (改性后陶粒)、TL530 (未改性陶粒)。

通过分析红外光谱图发现, 陶粒与改性后陶粒在波长 922、1012、3432 cm^{-1} 处都有吸收峰, 但是所发挥的作用效果不一。具体而言, 于 3432 cm^{-1} 处是宽峰, 于 1012 cm^{-1} 处属于中强度, 提示有羟基。且就吸收强度而言, 改性前 < 改性后, 提示改性后羟基官能团数量多于改性前。也正是因为改性后存在大量的羟基官能团, Cu^{2+} 可以和羟基转变为络合物, 基于化学键作用而固定, 进而实现去除铜离子的目标。

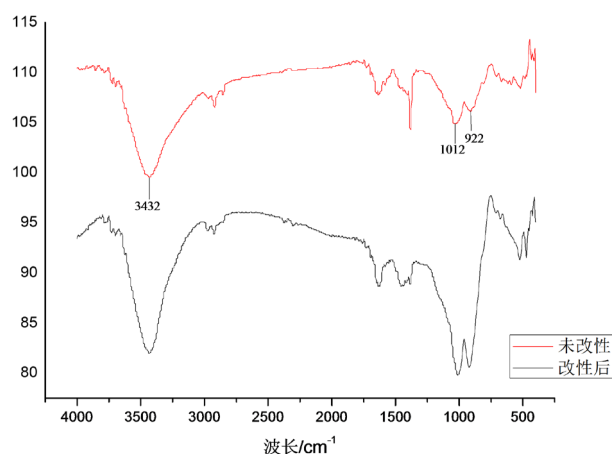


Figure 7. Infrared spectrum of TL530 and GTL

图 7. TL5300 及 GTL 的红外光谱图

2) 扫描电镜及能谱图

以 JSM-6 380LV 型显微镜对改性陶粒和吸附 Cu^{2+} 的改性陶粒表面形态进行表征, 可见下图 8。通过观察下图 8(a) 发现, 吸附前样品表面大多出现聚集型微小颗粒, 结晶熔融状态呈现较好, 主要以微孔为主, 图 8(b) 为改性吸附后, 样品表面有许多球状颗粒结构, 这是由于改性后的羟基和铜离子产生吸附反应, 形成含铜离子沉淀物质, 经过絮凝作用, 转变成体积较大的沉淀团, 基于化学键被固定吸附于样品表面及孔内。

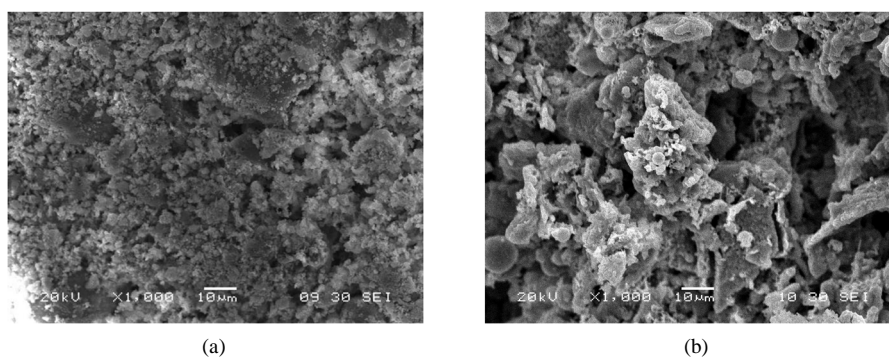


Figure 8. Scanning electron micrograph of GTL (a) and GTL (b) Adsorbing Cu^{2+}
图 8. GTL (a) 及吸附 Cu^{2+} (b) 的 GTL 扫描电镜图

另外, 改性后陶粒和吸附 Cu^{2+} 的陶粒的能谱图见下图 9, 表 3 是能谱图中的元素重量百分比。根据表 3 可得, 改性陶粒里含有许多氧元素, 且氧元素含量增加, 验证了改性后的羟基增加(可能含有其它含氧基团), 有利于 Cu^{2+} 的吸附。由于羟基是吸附反应过程里的关键基团, 氧元素的含量可以体现出构成的基团含量比例, 而铜元素重量百分比由发生吸附之前的 0% 提高到 3.39%, 可进一步证实 Cu^{2+} 被吸附固定于改性陶粒。

Table 3. Element weight percentage of GTL and GTL adsorbing Cu^{2+}

表 3. GTL 与吸附 Cu^{2+} 的 GTL 的元素重量百分比

样品	重量百分比/%						总量/%
	O K	Al K	Si K	Ca K	Fe K	Cu K	
改性陶粒	45.72	6.44	14.39	30.25	3.2	0	100
吸附 Cu^{2+} 的陶粒	36.42	10.88	20.17	25.08	4.06	3.39	100

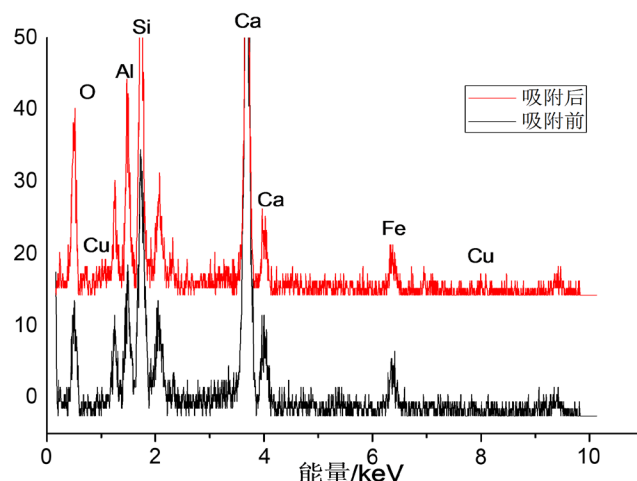


Figure 9. Energy spectrum of GTL (a) and GTL (b) adsorption Cu^{2+}
图 9. GTL (a)及吸附 Cu^{2+} 的 GTL (b)能谱图

4. 结论

1) 用粒径小于 200 目的造纸污泥(干基) 50 g 与膨润土 30 g、碳酸钠 10 g、硅酸钠 10 g 混合均匀, 加入一定量的水, 手动制成粒径为 50 ± 5 mm 的球粒, 然后将球粒在 450°C 下恒温预热 25 min, 随后, 在 1000°C 条件下进行恒温烧结, 时间控制在 20min。而后, 借助于炉使其降低到室温, 获得多孔陶粒 TL530; 用 50 g TL530, 加入摩尔浓度为 2.5 mol/L 的 NaOH 溶液 1500 mL, 置于 30°C 恒温摇床内进行振荡, 时间控制在 6 h, 而后将其降低到室温, 以去离子水将其转变为中性, 放置 105°C 烘箱内进行干燥, 可得到吸附性能良好的 GTL 41.3 g。

2) GTL 对于 Cu^{2+} 具备较强的吸附作用, 如果将 GTL 添加量控制在 0.0025 g/mL 模拟废水, 则 Cu^{2+} 去除率接近 98.13%。

3) GTL 对于 Cu^{2+} 的吸附表现, 与 Langmuir 吸附等温模型相类似, 提升 GTL 对于 Cu^{2+} 的吸附。

4) GTL 吸附铜离子的机理是化学吸附, 也就是 GTL 里富含羟基官能团, Cu^{2+} 可以和羟基共同作用转化为络合物, 基于化学键固定于 GTL 的表面或是孔内, 进而实现祛除模拟废水内铜离子的目标。

基金项目

国家自然科学基金资助项目(No. 51478182)。

参考文献

- [1] 丛高鹏, 施英乔, 丁来保, 等. 造纸污泥生物质资源化利用[J]. 生物质化学工程, 2011, 45(5): 37-45.
- [2] 李仕文, 宁寻安, 邓忠良, 等. 造纸污泥固化/稳定化处理技术研究[J]. 环境工程学报, 2010, 4(8): 1911-1915.
- [3] 张荣伟. 造纸污泥及其资源化利用的进展[J]. 纸和造纸, 2015(6): 69-74.
- [4] 刘琳, 张安龙, 罗清, 等. 造纸固体废弃物的性质与资源化利用[J]. 中国造纸, 2015(6): 52-58.
- [5] Priadi, C., Wulandari, D., Rahmatika, I., et al. (2014) Biogas Production in the Anaerobic Digestion of Paper Sludge. *APCBEE Procedia*, 9, 65-69.
- [6] 张勇. 我国污泥处理处置现状及发展前景[J]. 中国资源综合利用, 2014, 32(10): 23-26.
- [7] 彭咏梅, 刘建华. 造纸污泥处理处置与土地利用[J]. 河北化工, 2007(5): 72-74.
- [8] 范述捷, 文飏, 苏振华, 等. 造纸污泥脱水工艺的研究概述[J]. 纸和造纸, 2017, 36(5): 32-35.
- [9] 崔荣煜, 周天水, 王东田, 等. 国内污泥成分特性的研究进展[J]. 环境科学与技术, 2016, 39(S2): 256-261.

- [10] 章婷婷, 刘霞, 何群彪. 城市污水污泥处置技术及资源化利用研究进展[J]. 轻工科技, 2019, 35(6): 94-95 + 106.
- [11] 钱觉时, 谢从波, 谢小莉, 陈伟, 杨海林. 城市生活污水污泥建材利用现状与研究进展[J]. 建筑材料学报, 2014, 17(5): 829-836 + 891.
- [12] 王鹤, 李芬, 张彦平, 王新, 李梁, 王奇飞. 污水厂剩余污泥材料化和能源利用技术研究进展[J]. 材料导报, 2016, 30(13): 119-124.
- [13] 王英伍, 杨皓, 宁平, 等. 污泥基活性炭的制备及其在环境污染治理中的应用进展[J]. 材料导报, 2017, 31(15): 50-59.
- [14] 戴财胜, 张玉东. 造纸污泥制备功能吸附材料及其对 Cu~(2+)吸附性能的研究[J]. 环境污染与防治, 2019, 41(6): 621-625 + 630.
- [15] 刘爽, 白锡庆, 张鹏宇, 孙井梅. 污水厂污泥烧结砖污染物排放及处理的探讨[J]. 中国建材, 2016(6): 130-132.
- [16] 李雨霏, 王英伟, 马小凡, 孙文田. 剩余污泥吸附 Cu~(2+)、Cd~(2+)试验[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2010, 42(8): 1282-1286.
- [17] 龙元源. 给水厂污泥颗粒制备及对铜离子的吸附行为[J]. 中国环境科学, 2019, 39(4): 1672-1677.
- [18] 王芳, 罗琳, 易建龙, 刘富安, 张琪, 魏建宏. 赤泥质陶粒吸附模拟酸性废水中铜离子的行为[J]. 环境工程学报, 2016, 10(5): 2440-2446.
- [19] Zhang, Y.-L. (2011) Adsorption of Copper(II) onto Sewage Sludge-Derived Materials via Microwave Irradiation. *Journal of Hazardous Materials*, **192**, 1226-1233. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.06.030>
- [20] Gulnaz, O. (2012) A Study: Removal of Cu(II), Cd(II), and Pb(II) Ions from Real Industrial Water and Contaminated Water Using Activated Sludge Biomass. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **40**, 1273-1283. <https://doi.org/10.1002/clen.201100443>
- [21] Phuengprasop, T., Jarinya, S. and Fuangfa, U. (2011) Removal of Heavy Metal Ions by Iron Oxide Coated Sewage Sludge. *Journal of Hazardous Materials*, **186**, 502-507. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.11.065>