

## 改性硅藻土对污水中重金属离子的吸附性能

秦娜<sup>1</sup>, 刘新民<sup>2</sup>

(1. 山西水利职业技术学院, 山西 太原 030032; 2. 桂林理工大学土木与建筑工程学院, 广西 桂林 541004)

**摘要:** 这是一篇矿业工程领域的论文。采用十二烷基磺酸钠和四氧化三铁对硅藻土进行改性, 分析外部因素对吸附效果的影响, 并开展改性硅藻土吸附重金属离子后物相成分变化以及微观结构变化的实验。结果表明: 改性硅藻土掺量为 4 g/L、吸附时间为 40 min、温度设置为 30 °C、pH 值设定为 5, 初始浓度均设定为 200 mg/L 时, 改性硅藻土的吸附效果达到较佳。Freundlich 模型对实验曲线的拟合度为 0.90 以上, 而 Langmuir 模型对实验曲线的拟合度均在 0.9 以下, 这就说明了 Freundlich 等温吸附模型更加适用于改性硅藻土吸附重金属铅离子吸附量的变化规律。改性硅藻土吸附铅离子前后的 XRD 图谱特征衍射峰并未有明显的差异, 只是衍射峰的峰强度有所减小, 但是改性硅藻土内部其他矿物成分却不变以及结构没有发生明显变化, 这也说明了改性硅藻土可以有效地吸附污水中的铅离子, 但是吸附过程基本属于物理吸附。

**关键词:** 矿业工程; 改性硅藻土掺量; 吸附时间; 温度; pH 值; 初始浓度; 吸附量

doi:10.3969/j.issn.1000-6532.2024.04.015

中图分类号: TD923;TD989 文献标志码: A 文章编号: 1000-6532 (2024) 04-0104-07

**引用格式:** 秦娜, 刘新民. 改性硅藻土对污水中重金属离子的吸附性能[J]. 矿产综合利用, 2024, 45(4): 104-110.

QIN Na, LIU Xinmin. Adsorption performance of modified diatomite for heavy metal ions in wastewater[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2024, 45(4): 104-110.

水资源对于人类的生存以及工业的发展都起到至关重要的作用, 它保证了人们生命的延续和工业行业的蓬勃发展<sup>[1]</sup>。但是作为重要的资源的水在近几十年受到了严重的污染, 尤其是工厂、造纸厂排除的工业污水以及人们日常生活排出的生活污水, 使得地下水或者地表河流都不同程度地受到重金属离子的污染, 这将严重破坏生态环境和威胁着人们的生命安全<sup>[2]</sup>。这些重金属离子具有毒性且在生物体内不可降解, 待到生物体内积聚到一定量时就会使得生物死亡或产生疾病<sup>[3]</sup>。例如, 金属铅离子和铬离子能破坏人体的神经系统, 金属镉离子和砷离子会对人体的肝脏系统造成严重的威胁, 故需要对重金属离子污水进行处理后才可以排放<sup>[4]</sup>。一般处理重金属离子污水的方法<sup>[5-6]</sup>有化学沉淀法、浮选法、离子交换法、电解法、膜分离法、生物法、吸附法等; 其中, 吸附

方法作为一种有效经济的重金属离子处理方法, 被各个国家广泛使用在污水处理上<sup>[7]</sup>。而吸附剂包括了矿物吸附剂、炭类吸附剂、高分子吸附剂以及生物吸附剂; 其中, 矿物吸附剂使用最为广泛且在自然界中的含量巨大, 例如膨润土、硅藻土、高岭土等粘土矿物都具有较好的吸附效果。

国内学者在采用矿物吸附剂来处理重金属离子污水的研究中取得丰硕的成果, 现列举一些典型的成果如下: 杜璨等<sup>[8]</sup>开展不同矿物吸附材料吸附含 Cs 废水中的离子, 对比分析每种矿物吸附剂的吸附效果, 发现了膨润土的效果要明显优于高岭土的吸附效果。胡潇等<sup>[9]</sup>对改性硅藻土吸附染料污水中离子的吸附效果进行了综合评价, 并对改性硅藻土处理重金属离子的未来发展方向做出了展望。董超超等<sup>[10]</sup>采用三嵌段聚合物对天然硅藻土进行改性, 分析了各种因素作用下改性硅

收稿日期: 2022-09-05

作者简介: 秦娜 (1977-), 女, 硕士, 讲师, 主要研究方向为环境安全、工程图学和污水池处理等。

藻土对铯离子的吸附效果，并研究了改性硅藻土对铯离子吸附的二级动力学模型和 Freundlich 等温吸附模型。

上述研究成果对采用矿物吸附剂来吸附重金属离子污水的研究大多处于外部因素对吸附效果的影响以及建立等温吸附模型上，对于矿物吸附剂吸附重金属离子后物相成分变化以及微观结构变化的研究较少。本文采用十二烷基磺酸钠和四氧化三铁对硅藻土进行改性，分析外部因素对吸附效果的影响，并开展改性硅藻土吸附重金属离子后物相成分变化以及微观结构变化的实验。

## 1 原材料

硅藻土购买自浙江嵊州，采用 XRF 衍射仪对购买的硅藻土进行化学成分的分析，得到该硅藻土的化学成分和其占比分别为  $\text{SiO}_2$ (90.12%)、 $\text{Al}_2\text{O}_3$ (4.89%)、 $\text{Fe}_2\text{O}_3$ (2.65%)、 $\text{CaO}$ (1.38%)、 $\text{Na}_2\text{O}$ (1.02%) 和其他氧化物 (0.94%)。十二烷基磺酸钠纯度等级为 98.5%。实验所用具有  $\text{Pb}^{2+}$  的废水可以采用  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  配制，分别在上述材料中添加纯水配制出实验所需的重金属离子污水。

天然硅藻土改性的步骤如下：（1）将天然硅藻土放入温度为  $110\text{ }^\circ\text{C}$  的烤箱中，充分烘烤 4 h；

（2）将烘干后的硅藻土和超纯水放入烧杯中充分搅拌，得到硅藻土浆液；（3）以质量比为 1:10 的比例加入十二烷基磺酸钠，并充分振动搅拌 2 h；（4）由于硅藻土在水溶液中自然沉降效果不好，可以向溶液中加入四氧化三铁物质来改善硅藻土与溶液的固液分离效果；（5）将上述浆液放在温度为  $110\text{ }^\circ\text{C}$  的条件下进行烘干 6 h，即得到改性后的硅藻土。

采用激光粒度仪对改性硅藻土进行粒度分析，改性硅藻土的粒度分布的变化规律见图 1。

## 2 改性硅藻土的吸附实验

### 2.1 改性硅藻土用量的影响

初始浓度为  $100\text{ mg/L}$ ，pH 值为 6，吸附时间为 40 min，温度为  $30\text{ }^\circ\text{C}$ ，调整，进行静态吸附的硅藻土用量条件实验，取污水的上清液来检测重金属铅离子的含量，不同改性硅藻土用量与重金属铅离子的去除率与吸附量的变化规律见图 2。

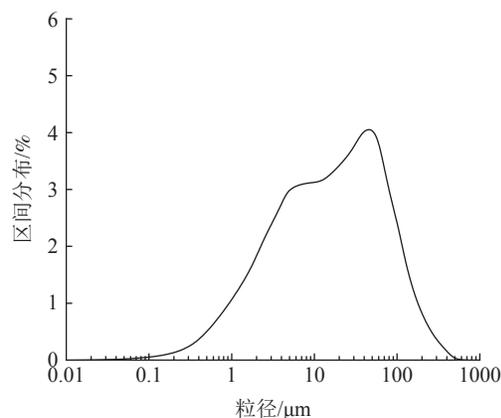


图 1 改性硅藻土的粒度分布的变化规律

Fig.1 Variation law of particle size distribution of modified diatomite

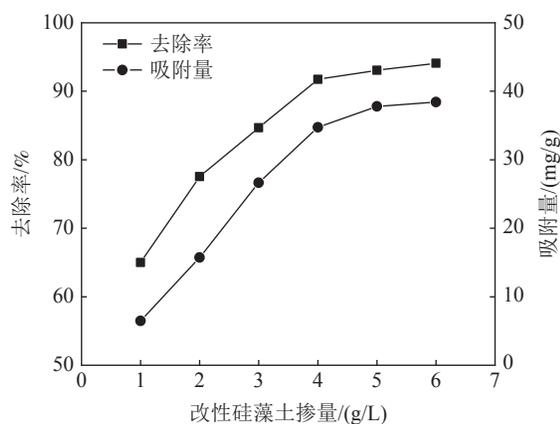


图 2 不同改性硅藻土用量下重金属铅离子的去除率与吸附量的变化规律

Fig.2 Variation law of heavy metal lead ion removal rate and adsorption capacity at different modified diatomite dosages

由图 2 可知，随着改性硅藻土含量的不断增大，重金属铅离子的去除率与吸附量的变化规律都呈现出先不断增大后趋于稳定的趋势，且在改性硅藻土含量为  $4\text{ g/L}$  时去除率和吸附量的增大程度均开始减小，这是由于此时污水中重金属离子含量是固定不变的，当不断增大改性硅藻土的含量，就会使得溶液中改性硅藻土可以吸附更多的游离重金属离子，且改性硅藻土含量的增多会增大其比表面积，使得改性硅藻土吸附活性点位的数量增多，但是当改性硅藻土含量为  $4\text{ g/L}$  时，溶液中重金属铅离子几乎被改性硅藻土吸附，故持续增大改性硅藻土含量，只有少数游离的重金属铅离子仍然会被吸附，这就导致了改性硅藻土含量超过  $4\text{ g/L}$  时，改性硅藻土去除率与吸附量的变化规律都趋于稳定。综上所述，改性硅藻土含量宜选定为  $4\text{ g/L}$ 。

### 2.2 吸附时间的影响

初始浓度为 100 mg/L，pH 值为 6，改性硅藻土含量为 4 g/L，温度为 30 ℃，进行静态吸附时间条件实验，不同吸附时间下重金属铅离子的去除率与吸附量的变化规律见图 3。

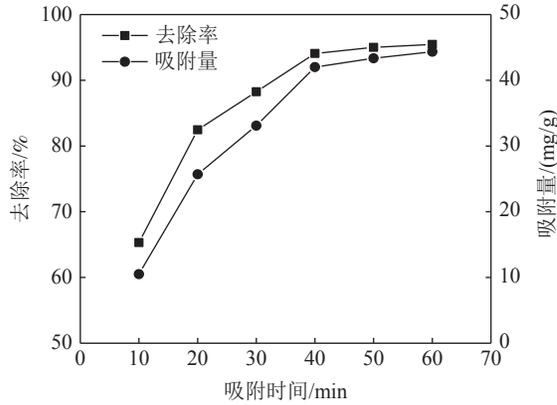


图 3 不同吸附时间下重金属铅离子的去除率与吸附量的变化规律

Fig.3 Change rule of heavy metal lead ion removal rate and adsorption amount at different adsorption time

由图 3 可知，随着吸附时间的不断增大，重金属铅离子的去除率与吸附量的变化规律都呈现出先不断增大后趋于稳定的趋势，且在吸附时间为 40 min 时去除率和吸附量的增大幅度均开始减小，这是由于在初始吸附时，游离在溶液中的重金属铅离子会依附到改性硅藻土表面和部分微孔内部，此时大部分游离的重金属铅离子已经依附了，改性硅藻土的活性吸附位数量有限，会导致后期少量重金属铅离子产生的斥力增强，使得这些少量游离的重金属铅离子更难吸附在改性硅藻土上，故导致了吸附时间超过 40 min 时，改性硅藻土去除率与吸附量的变化规律都趋于稳定。综上所述吸附时间宜选定为 40 min。

### 2.3 温度的影响

初始浓度为 100 mg/L，pH 值为 6，改性硅藻土含量为 4 g/L，吸附时间为 30 min，进行静态吸附温度条件实验，不同温度下重金属铅离子的去除率与吸附量的变化规律见图 4。

由图 4 可知，随着温度的不断增大，重金属铅离子的去除率与吸附量的变化规律都呈现出先不断增大后趋于稳定的趋势，且在温度为 30 ℃ 时去除率和吸附量的增大幅度均开始减小，这是由于随着温度不断升高，改性硅藻土表面被激活硅羟基的数目也不断增多，进而改性硅藻土表面可

以吸附更多的游离在溶液中重金属铅离子；同时，温度的升高可以有效地提升游离重金属铅离子的活性和移动速率以及更好地克服了扩散阻力，使得游离的重金属铅离子可以更多地与改性硅藻土颗粒接触，使得改性硅藻土可以很好地吸附重金属铅离子。但是温度的持续增大，使得游离重金属铅离子的活性、移动速率和克服了扩散阻力的能力更强，但是改性硅藻土含量和表面的活性吸附位数量固定，故此时改性硅藻土去除率与吸附量的变化规律都趋于稳定。综上所述温度宜选定为 30 ℃。

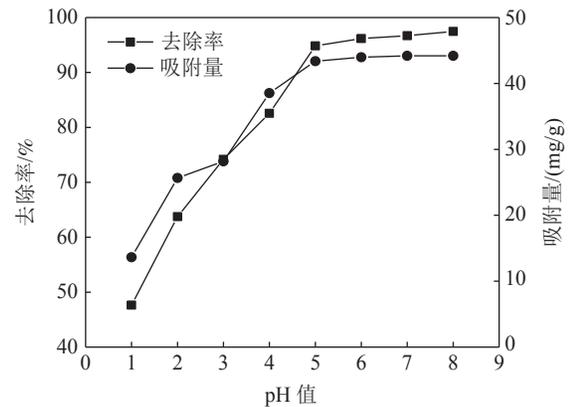


图 4 不同温度下重金属铅离子的去除率与吸附量的变化规律

Fig.4 Change rule of heavy metal lead ion removal rate and adsorption capacity at different temperatures

### 2.4 pH 值的影响

初始浓度为 100 mg/L，改性硅藻土含量为 4 g/L，吸附时间为 30 min，温度为 30 ℃，pH 值设定为 1、2、3、4、5、6、7 和 8，在进行静态吸附 pH 值条件实验，不同 pH 值下重金属铅离子的去除率与吸附量的变化规律见图 5。

由图 5 可知，随着 pH 值的不断增大，重金属铅离子的去除率与吸附量的变化规律都呈现出先不断增大后趋于稳定的趋势，且在 pH 值为 5 时去除率和吸附量的增大幅度均开始减小，这是由于 pH 值越低溶液的酸性越强，在强酸性条件下改性硅藻表面的硅羟基不易溶解以及表面的负电性很低，这就使得改性硅藻土表面硅羟基与溶液中游离的重金属铅离子的吸附作用很弱，但是随着 pH 值的不断增大，改性硅藻表面的硅羟基解离越来越容易且表面的负电性也变强，这就使得改性硅藻土表面硅羟基与溶液中游离的重金属铅离子的吸附作用增强。但是随

随着 pH 值的持续增大，改性硅藻土含量和表面的活性吸附位数量固定，故此时改性硅藻土去除率与吸附量的变化规律都趋于稳定。综上所述 pH 值宜选定为 5。

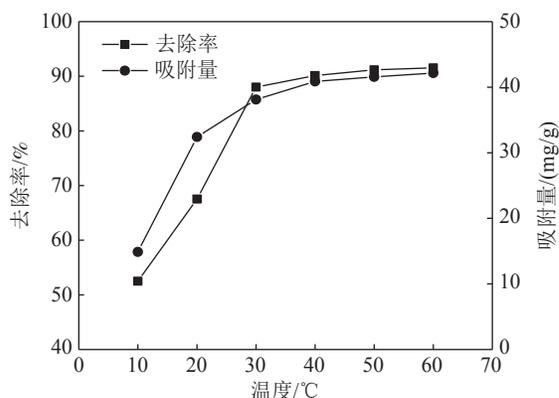


图5 不同 pH 值下重金属铅离子的去除率与吸附量的变化规律

Fig.5 Changes in the removal rate and adsorption capacity of heavy metal lead ions at different pH values

### 2.5 初始浓度的影响

改性硅藻土含量为 4 g/L，吸附时间为 30 min，温度为 30 °C，pH 值为 5，进行静态吸附的初始浓度条件实验，不同初始浓度下重金属铅离子的去除率与吸附量的变化规律见图 6。

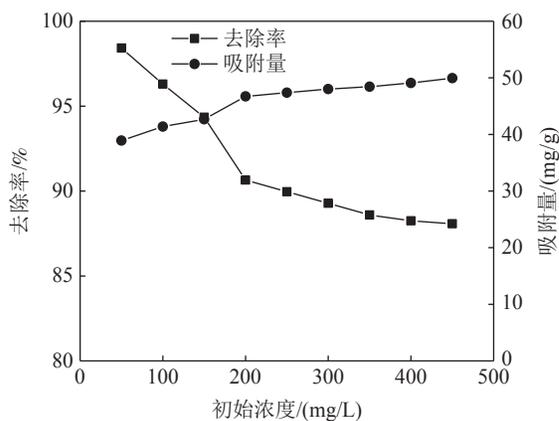


图6 不同初始浓度下重金属铅离子的去除率与吸附量的变化规律

Fig.6 Change rule of heavy metal lead ion removal rate and adsorption capacity at different initial concentrations

由图 6 可知，随着初始浓度的不断增大，重金属铅离子的吸附量的变化规律都呈现出先不断增大后趋于稳定的趋势，但是重金属铅离子的去除率的变化规律都呈现出先不断减小后趋于稳定的趋势，且在初始浓度为 200 mg/L 时去除率和吸附量的增大幅度均开始减小，这是由于当溶液的

初始浓度较低时，改性硅藻土表面大量的活性吸附位可以较好地吸附溶液游离的重金属铅离子，且静电作用可以使得重金属铅离子的去除率也增大；但是当初始浓度持续增大时，溶液中游离的重金属铅离子含量也不断增大，而改性硅藻土表面活性吸附位的数量却是固定不变的，其表面大量的硅羟基和不饱和离子会被铅离子占据，进而使得改性硅藻土吸附重金属铅离子的能力逐渐趋于饱和，剩余游离在溶液中的重金属铅离子也只能在溶液中以游离状态存在。

### 3 等温吸附模型研究

Langmuir 等温线模型的表达式为

$$Q = \frac{Q_{\max} K C_e}{1 + K C_e} \quad (1)$$

式中： $Q$  为吸附量； $Q_{\max}$  为最大吸附量； $C_e$  为浓度； $K$  为 Langmuir 常数。

Freundlich 等温吸附方程可以表示为

$$Q = K_F C_e^n \quad (2)$$

式中： $K_F$  和  $n$  为吸附常数。

根据不同初始浓度下重金属铅离子吸附量的变化规律，采用 Langmuir 和 Freundlich 等温线模型对吸附量进行拟合，得到两种不同等温吸附模型曲线和实验曲线见图 7。

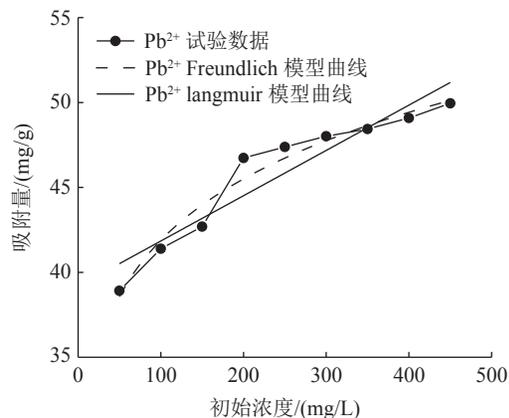


图7 两种不同等温吸附模型曲线和实验曲线

Fig.7 Two different adsorption isotherm model and test curves

由图 7 可知，Freundlich 模型对实验曲线的拟合度为 0.90 以上，而 Langmuir 模型对实验曲线的拟合度均在 0.9 以下，这就说明了 Freundlich 等温吸附模型更加适用于改性硅藻土吸附重金属铅离子吸附量的变化规律。

## 4 改性硅藻土吸附铅离子的微观机理

### 4.1 改性硅藻土吸附铅离子的红外光谱

采用 Nexus-470 型傅里叶红外光谱仪对吸附铅离子前后改性硅藻土进行 FTIR 表征<sup>[11]</sup>, 吸附前后改性硅藻土吸附铅离子的红外光谱见图 8。

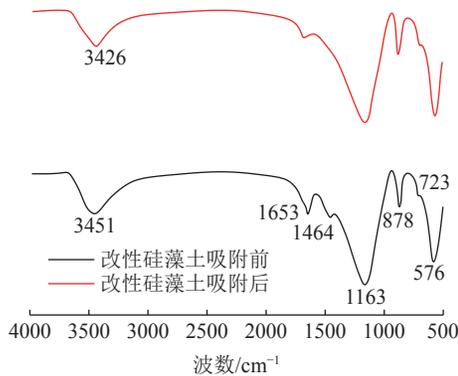


图 8 吸附前后改性硅藻土吸附铅离子的红外光谱  
Fig.8 Infrared spectra of modified diatomite before and after adsorption of lead ions

由图 8 可知, 改性硅藻土在吸附铅离子前后的红外光谱曲线具有明显的区别, 即改性铅离子在吸附铅离子之前的特征吸收峰有 7 个, 而在改性铅离子在吸附铅离子之后的特征吸收峰只有 6 个。每个特征吸收峰代表的含义如下: 在波数为  $3\ 451\ \text{cm}^{-1}$  时, 红外光谱出现特征吸收峰代表了此处 O-H 键发生了伸缩振动; 在波数为  $1\ 653\ \text{cm}^{-1}$  时, 红外光谱出现特征吸收峰代表了此处  $\text{N-O}_3$  键发生了平面外弯曲振动; 在波数为  $1\ 464\ \text{cm}^{-1}$  时, 红外光谱出现特征吸收峰代表了此处 Fe-O 键发生了伸缩振动; 在波数为  $1\ 163\ \text{cm}^{-1}$  时, 红外光谱出现特征吸收峰代表了此处 O-Si-O 键发生了反对称振动; 在波数为  $878\ \text{cm}^{-1}$  处产生吸收峰的原因可能发生了累积双键, 在波数为  $723\ \text{cm}^{-1}$  和  $576\ \text{cm}^{-1}$  时, 红外光谱出现特征吸收峰代表了此处 Si-O-Si 键发生了伸缩振动。每个吸收峰对应波数在吸附铅离子前后的波数却保持不变, 但波数为  $3\ 451\ \text{cm}^{-1}$  的特征吸收峰波数发生了变化, 这说明了改性硅藻土中的 O-H 键参与了铅离子的吸附过程; 而特征吸收峰数量的减少, 说明了改性硅藻土在吸附铅离子时发生化学吸附造成的, 但是改性硅藻土在吸附铅离子还是以物理吸附为主。

### 4.2 改性硅藻土吸附铅离子的 XRD

对于改性硅藻土吸附铅离子而言, 为了更好地研究吸附过程的机理, 需要对改性硅藻土吸附铅

离子前后的物相成分进行分析<sup>[12]</sup>。采用布鲁克 D8 型号的 X 射线衍射仪对所采用的改性硅藻土吸附实验前后进行矿物成分的测定, 得到吸附前后改性硅藻土吸附铅离子的 XRD 见图 9。

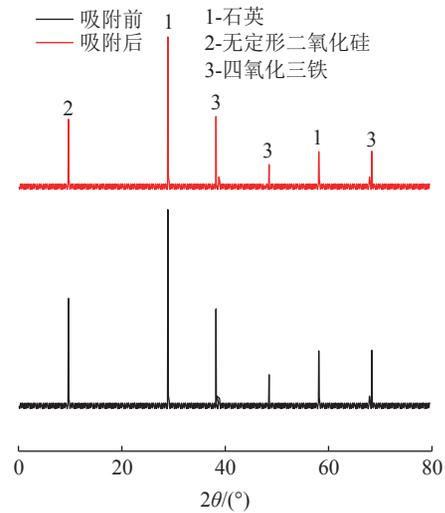


图 9 吸附前后改性硅藻土吸附铅离子的 XRD  
Fig.9 XRD patterns of modified diatomite before and after adsorption of lead ions

由图 9 可知, 改性硅藻土吸附铅离子前后的 XRD 特征衍射峰并未有明显的差异, 只是衍射峰的峰强度有所减小, 但是改性硅藻土内部其他矿物成分却不变以及结构没有发生明显变化, 这也说明了改性硅藻土可以有效地吸附污水中的铅离子, 但是吸附过程基本属于物理吸附。

## 5 结 论

(1) 综上所述所有因素对改性硅藻土的吸附效果而言, 改性硅藻土掺量为  $4\ \text{g/L}$ 、吸附时间为  $40\ \text{min}$ 、温度设置为  $30\ ^\circ\text{C}$ , pH 值设定为 5, 初始浓度均设定为  $200\ \text{mg/L}$  时, 改性硅藻土的吸附效果达到较佳。

(2) Freundlich 模型对实验曲线的拟合度为 0.90 以上, 而 Langmuir 模型对实验曲线的拟合度均在 0.9 以下, 这就说明了 Freundlich 等温吸附模型更加适用于改性硅藻土吸附重金属铅离子吸附量的变化规律。

(3) 每个吸收峰对应波数在吸附铅离子前后的波数却保持不变, 但是波数为  $3\ 451\ \text{cm}^{-1}$  的特征吸收峰波数发生了变化, 这说明了改性硅藻土中的 O-H 键参与了铅离子的吸附过程; 而特征吸收峰数量的减少, 说明了改性硅藻土在吸附铅离子

时发生化学吸附造成的, 但是改性硅藻土在吸附铅离子还是以物理吸附为主。

(4) 改性硅藻土吸附铅离子前后的 XRD 图谱特征衍射峰并未有明显的差异, 只是衍射峰的峰强度有所减小, 但是改性硅藻土内部其他矿物成分却不变以及结构没有发生明显变化, 这也说明了改性硅藻土可以有效地吸附污水中的铅离子, 但是吸附过程基本属于物理吸附。

### 参考文献:

[1] 蒋博龙, 史顺杰, 蒋海林, 等. 金属有机框架材料吸附处理苯酚污水机理研究进展[J]. 化工进展, 2021, 40(8):4525-4539.

JIANG B L, SHI S J, JIANG H L, et al. Research progress in phenol adsorption mechanism over metal-organic framework from wastewater[J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2021, 40(8):4525-4539.

[2] 赵连兵, 先永骏, 文书明, 等. 铅锌选矿废水净化处理研究概述[J]. 矿产综合利用, 2022(3):100-106.

ZHAO L B, XIAN Y J, WEN S M, et al. Brief introduction of lead and zinc beneficiation wastewater treatment[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2022(3):100-106.

[3] 白玉琦, 安燕, 陈娇, 等. MGO/SA 制备及其对含 Cr(VI) 污水吸附处理研究[J]. 应用化工, 2021, 50(3):697-701.

BAI Y Q, AN Y, CHEN J, et al. Preparation of MGO/SA and study on adsorption of Cr(VI) in water[J]. Applied Chemical Industry, 2021, 50(3):697-701.

[4] 白润英, 宋博文, 张彧, 等. 一步法 La@MgFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub> 的制备及其吸附水中磷的性能[J]. 环境科学, 2021, 42(3):1461-1468.

BAI R Y, SONG B W, ZHANG Y, et al. One-step preparation of lanthanum-magnesium ferrite and its phosphate adsorption capacity in aqueous solutions[J]. Environmental Science, 2021, 42(3):1461-1468.

[5] 王昊, 赵霞, 李博文, 等. 微生物吸附固定化技术在污水处理中的研究进展[J]. 应用化工, 2020, 49(9):2341-2345.

WANG H, ZHAO X, LI B W, et al. Advances in the study of adsorptive immobilized microorganisms in wastewater treatment[J]. Applied Chemical Industry, 2020, 49(9):2341-

2345.

[6] 马立群, 李爽, 王雅珍, 等. 污水中重金属离子吸附材料研究进展[J]. 化工新型材料, 2020, 48(10):290-293.

MA L Q, LI S, WANG Y Z, et al. Research progress on adsorption material of heavy metal ions in sewage[J]. New Chemical Materials, 2020, 48(10):290-293.

[7] 闫英师, 李玉凤, 赵礼兵. 改性钢渣吸附重金属离子的研究现状[J]. 矿产综合利用, 2021(1):8-13.

YAN Y S, LI Y F, ZHAO L B. Research status of heavy metal ions adsorption by modified steel slag[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2021(1):8-13

[8] 杜璨, 左锐, 马啸, 等. 典型吸附材料对含 Cs 废水的吸附效能对比研究[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2020, 56(2):188-194.

DU C, ZUO R, MA X, et al. Adsorption of cesium-containing wastewater by typical materials[J]. Journal of Beijing Normal University(Natural Science), 2020, 56(2):188-194.

[9] 胡潇, 梁虎南, 于大禹. 硅藻土处理染料废水的研究进展[J]. 硅酸盐通报, 2018, 37(1):160-165.

HU X, LIANG H N, YU D Y. Research progress of diatomite used in dye wastewater treatment[J]. Bulletin of the Chinese Ceramic Society, 2018, 37(1):160-165.

[10] 董超超, 邓小川, 王斌, 等. 以硅藻土为原料制备铯吸附剂及其吸附性能初探[J]. 无机盐工业, 2021, 53(6):134-139.

DONG C C, DENG X C, WANG B, et al. Preparation of cesium adsorbent from diatomite and its adsorption properties[J]. Inorganic Chemicals Industry, 2021, 53(6):134-139.

[11] 林志茂, 鲜东帆, 周万强, 等. U(VI) 在缓冲回填材料高庙子膨润土胶体上的吸附[J]. 核化学与放射化学, 2021, 43(2):176-182.

LIN Z M, XIAN D F, ZHOU W Q, et al. Investigation of U(VI) sorption on GMZ bentonite colloid[J]. Journal of Nuclear and Radiochemistry, 2021, 43(2):176-182.

[12] 胡啸龙, 孟昭福, 王新欣, 等. 双子型复配增强两性膨润土吸附 Cr(VI) 的效应[J]. 中国环境科学, 2020, 40(5):2087-2094.

HU X L, MENG Z F, WANG X X, et al. Enhancement of the effect of amphoteric bentonite on Cr(VI) adsorption by baryonic complexes[J]. China Environmental Science, 2020, 40(5):2087-2094.

## Adsorption Performance of Modified Diatomite for Heavy Metal Ions in Wastewater

QIN Na<sup>1</sup>, LIU Xinmin<sup>2</sup>

(1. Shanxi Conservancy Technical Institute, Taiyuan 030032, Shanxi, China; 2. School of Civil and Architectural Engineering, Guilin University of Technology, Guilin 541004, Guangxi, China)

**Abstract:** This is an article in the field of mining engineering. The diatomite was modified with sodium dodecyl sulfonate and ferroferric oxide, and the influence of external factors on the adsorption effect was analyzed. And the experiment of the phase composition change and the microstructure change after the modified diatomite adsorbs heavy metal ions was carried out. The results show that when the modified diatomite content is 4 g/L, the adsorption time is 40 min, the temperature is set to 30 °C, the pH value is set to 5, and the initial concentration is set to 200 mg/L, the adsorption of the modified diatomite is relatively good. The fitting degree of the Freundlich model to the test curve is above 0.90, and the fitting degree of the Langmuir model to the test curve is below 0.9, which shows that the Freundlich isotherm adsorption model is more suitable for the change law of the adsorption of heavy metal lead ions on modified diatomite. There is no significant difference in the characteristic diffraction peaks of the XRD pattern before and after the adsorption of lead ions on the modified diatomite. Only the peak intensity of the diffraction peak is reduced. However, the other mineral components inside the modified diatomite remain unchanged and the structure does not change significantly. This also shows that modified diatomaceous earth can effectively adsorb lead ions in sewage. However, the adsorption process is basically physical adsorption.

**Keywords:** Mining engineering; Modified diatomite content; Adsorption time; Temperature; pH value; Initial concentration; Adsorption capacity



(上接第 98 页)

## Research Progress of Three Typical Industrial Solid Wastes Passivated Heavy Metal Contaminated Soils

DENG Zongyi<sup>1,2</sup>, ZHU Lixin<sup>2</sup>, SUN Tichang<sup>1</sup>, HAN Wenli<sup>1,2</sup>, LIAN Xiaoxiao<sup>1</sup>, XU Hongda<sup>1</sup>

(1. School of Civil and Resource Engineering, University of Science and Technology Beijing, Beijing 100083, China; 2. Nanjing Academy of Resources and Ecology Sciences, Nanjing 210000, Jiangsu, China)

**Abstract:** This is an article in the field of environmental engineering. The problem of soil heavy metal pollution is closely related to the security of arable land area and food security in China, and the application of industrial solid waste to passivate heavy metal contaminated soil is a low-cost and high-yield solution. This article combs the progress of research on the passivation of heavy metal contaminated soil by three typical industrial solid wastes, namely, red mud, fly ash and steel slag, systematically reviews the effects of red mud, fly ash and steel slag on the occurrence form of heavy metals in soil and crop growth, and analyzes the disadvantages and potential problems in the use of red mud, fly ash and steel slag as soil passivation agents.

**Keywords:** Industrial solid waste; Heavy metals; Soil; Passivation repair; Environmental engineering