

酸处理海泡石负载 Fe_3O_4 复合粉体增强对 Sb(V) 的吸附性能

于生慧, 张元诏, 王 艳, 冯馨怡, 郭军康

(陕西科技大学环境科学与工程学院, 西安 710021)

摘 要: 重金属 Sb 污染水体的处理一直是环境领域关注的重要课题。以天然纳米棒状粘土矿物海泡石为基础材料, 通过酸处理和微波冷却回流法制备具有大比表面积和良好磁性的酸处理海泡石负载 Fe_3O_4 复合粉体。并通过批量吸附实验系统研究初始 pH 值、反应时间、 Sb(V) 溶液初始浓度、吸附剂用量、异质离子(SO_4^{2-} 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Fe^{3+} 和腐殖酸)等因素对复合粉体吸附 Sb(V) 的影响规律。研究表明, 酸处理海泡石负载 Fe_3O_4 复合粉体对 Sb(V) 展现出优秀的吸附性能, 复合粉体对 Sb(V) 的最大吸附容量达到 92.3 mg/g, 远高于未被负载的 Fe_3O_4 (79.2 mg/g)、酸处理海泡石(42.3 mg/g)和海泡石原样(35.6 mg/g)对 Sb(V) 的吸附量。复合粉体对 Sb(V) 的吸附主要为静电吸引和化学吸附, 吸附动力学过程更符合拟二级动力学模型, 热力学更符合 Langmuir 吸附等温线模型。

关键词: 海泡石; 酸处理; 四氧化三铁; 复合粉体; 锑(V); 吸附

中图分类号: X509 文献标志码: A 文章编号: 0454-5648(2024)01-0143-11

网络出版时间: 2023-11-16



锑(Sb)在自然界中主要以 3 价 $[\text{Sb(III)}]$ 或 5 价 $[\text{Sb(V)}]$ 的形态存在^[1], Sb(V) 主要存在于有氧环境中, 并在环境中稳定存在^[2]; Sb(III) 大多存在于缺氧环境中, 并且极易被氧化为 Sb(V) ^[3-4]。Sb 由于自然和人为活动过程(如岩石风化、土壤径流、Sb 开采和冶炼)而进入到环境中。我国是 Sb 的生产大国, 产量约占世界总量的 84%, Sb 及其化合物被广泛应用^[5]。环境中的 Sb 经蔬菜、粮食等作物富集, 再通过食物链直接或间接地进入人体, 对人体健康产生影响^[6]。Sb 的毒性、吸附行为和其他化学性质与砷(As)相似, 会对人体其肺功能以及血压造成不良影响^[7-8], 长期接触被 Sb 污染的水或食物会增加患癌症和其他疾病的风险^[9]。美国、欧盟和中国等国家地区的环保机构已将其列为优先污染物, 重金属 Sb 造成的污染问题引起广泛关注^[10-11]。

目前 Sb(V) 的去除技术主要包括吸附法^[12]、混凝沉淀法^[13]、膜法^[14]、离子交换法^[15]、电沉积法^[16]、生物处理法^[17]等, 其中, 吸附法是去除水中重金属最为有效且经济的方法, 在 Sb(V) 污染水处理方面得到广泛应用^[18]。纳米材料, 包括纳米零价铁

(nZVI)^[19]、氧化石墨烯^[20]、活性氧化铝^[21]和沸石^[22]等吸附材料已被应用于污染水体中 Sb(V) 的去除, 尤其是纳米级的铁基磁性材料, 如 nZVI 、磁铁矿(Fe_3O_4)、磁赤铁矿等($\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$), 由于其良好的吸附性和易于回收, 在环境领域被广泛应用^[23-24]。研究表明, 纳米材料的粒径对污染物的去除容量有着显著的影响^[25]。例如, 平均粒径为 8 nm 尺度的纳米磁铁矿对 Cr(VI) 的去除容量是粒径为 50 μm 磁铁矿去除容量的 7 倍多^[26]。当 ZVI 的尺寸从 500 nm 降低到 100 nm 尺度, 其对染料去除能力能够提升 50~90 倍^[27]。然而, 纳米材料粒径越小, 其自身所具有的表面自由能越大, 越容易发生聚集, 从而影响纳米材料对重金属的去除性能。近年来通过多孔负载材料作为支撑材料, 负载纳米颗粒制备复合材料可以有效提高纳米材料的分散性, 从而提升其对重金属离子的去除效果^[28]。例如, 以羧甲基纤维素钠改性的凹凸棒石为载体负载 nZVI , 有效改善了 nZVI 易氧化钝化和团聚的问题, 并且提升了复合材料对 Zn(II) 的吸附量^[29]。以 Y 分子筛为载体, 所合成的 Y 分子筛颗粒负载纳米铁材料对 Cu(II)-Cr(VI)

收稿日期: 2023-05-12。 修订日期: 2023-06-25。

基金项目: 国家自然科学基金(41702038); 陕西省自然科学基金(2019JM-375); 陕西省科技创新团队项目(2022TD-09); 陕西省重点产业链项目(2022ZDLNY02-02)。

第一作者: 于生慧(1989—), 男, 博士, 讲师。

Received date: 2023-05-12. Revised date: 2023-06-25.

First author: YU Shenghui (1989—), male, Ph.D., Lecturer.

E-mail: yu2008hefei@163.com

体系中 Cu(II) 的吸附量大幅提升^[30]。海泡石 $[\text{Si}_{12}\text{Mg}_8\text{O}_{30}(\text{OH})_4(\text{OH}_2)_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}]$ ，是一种天然的纳米棒状黏土，具有层链型结构，储量丰富、易于开采、比表面积大，被认为是良好的吸附材料和纳米材料的支撑材料^[31]。然而，海泡石在处理水体中有毒、有害物质，依然具有相当大的局限性，如载荷能力低、结合常数低、选择性差等，限制了其应用^[32]。尤其是黏土矿物本身带负电荷，导致黏土矿物对 Cr(VI)、As(III)/As(V)、Sb(V) 等阴离子重金属表现不佳。通过对海泡石进行酸改性能够有效地提升海泡石基本性能，酸化过程中将海泡石结构中八面体内的部分金属阳离子不同程度地置换，从而提高天然黏土的比表面积和孔体积^[33]。

本工作以海泡石(Sep)为原料，首先对海泡石进行酸处理，获得具有大比表面积的酸处理海泡石(Acid-Sep)；然后以 Acid-Sep 为负载材料，采用微波冷却回流法制备酸处理海泡石负载纳米磁铁矿复合粉体(Acid-Sep- Fe_3O_4)，并系统研究 pH 值、接触时间、Sb(V) 的初始浓度、异质离子等因素对复合粉体吸附 Sb(V) 的影响，阐明复合材料对 Sb(V) 的强化去除机制。

1 实验

1.1 试剂与原料

海泡石购置于美国 Sigma-Aldrich 公司，海泡石中 Mg 的质量分数为 13%；其他所用试剂六水合三氯化铁($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)、四水合氯化亚铁($\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$)、乙二醇($\text{C}_2\text{H}_6\text{O}_2$)、无水乙醇($\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$)、氢氧化钠(NaOH)、焦锑酸钾($\text{K}[\text{Sb}(\text{OH})_6]$)均为分析纯，购置于国药集团化学试剂有限公司；实验用水为去离子水。实验中所用的微波化学反应器(河南巩义予华仪器有限公司 WBFY-201 型)，输出功率为 800 W，工作频率为 2.45×10^9 Hz。

1.2 试样制备

1.2.1 海泡石酸处理 首先量取 100 mL 浓度为 1.2 mol/L (体积分数 10%) 盐酸加入到 250 mL 烧杯中；然后称取 1.0 g 海泡石加入上述烧杯中，在 60 °C 条件下搅拌反应 12 h。反应完成后将产物进行离心，使用去离子水洗涤 pH 值至 7，烘干保存，以备使用。

1.2.2 酸处理海泡石负载纳米磁铁矿复合粉体的制备 称取 1.0 mmol (0.27 g) 的六水合三氯化铁和 0.5 mmol (0.1 g) 的四水合氯化亚铁通过超声溶解于装有 20 mL 乙二醇的烧杯中；称取 0.25 g 酸处理海泡石加入烧杯中，超声分散，使其均匀分散，获

得溶液 A；称取 0.16 g (4 mmol) 的氢氧化钠溶解于 3 mL 去离子水中，获得溶液 B。将溶液 A 转移到 100 mL 圆底烧瓶中，加入溶液 B 并充分混匀。将圆底烧瓶放置于微波反应器中，在 80% 的功率(输出功率 640 W)条件反应 20 min。反应完成后用无水乙醇进行洗涤 3 次，将生成物在 60 °C 真空条件下烘干，研磨、备用。称取所制备材料 0.10 g 经 HNO_3 充分溶解后定容到 250 mL 容量瓶，通过电感耦合等离子体-原子发射光谱法(ICP-AES, optima 7300 DV, PerkinElmer, 美国)测定溶液中 Fe 的含量，计算复合材料中 Fe_3O_4 的负载率，经过测定所制备复合粉体中 Fe_3O_4 的质量分数为 27.8%。

1.3 复合粉体对 Sb(V) 的吸附

使用 $\text{K}[\text{Sb}(\text{OH})_6]$ 溶于去离子水配置含 Sb(V) 的贮备液(600.0 mg/L)。使用时稀释到实验所需要的浓度[除 Sb(V) 初始浓度影响实验外，通常为 60.0 mg/L]，溶液中 Sb 的准确浓度使用 ICP-AES 测定。在典型的 Sb(V) 吸附实验中，量取 50 mL 浓度为 60.0 mg/L 的 Sb(V) 溶液于 100 mL 烧杯中，在加入吸附剂之前，使用 HCl 和 NaOH 溶液调节 Sb(V) 溶液初始 pH 值，之后加入 50 mg 吸附剂，在 25 °C 转速为 180 r/min 的摇床中震荡反应。反应结束后，首先使用磁铁将吸附剂与溶液分离，然后将此溶液以 10 000 r/min 转速离心分离 10 min，最后将离心所得的上清液通过 0.22 μm 孔径的滤膜过滤。溶液中 Sb 的浓度首先使用 ICP-AES 进行测定，如果浓度低于 0.1 mg/L，再使用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, Plasma Quad3, VGElemental, 英国)进行测定。有关 pH 值、接触时间、吸附剂的剂量、Sb(V) 的初始浓度、异质离子(Ca^{2+} 、 Fe^{3+} 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、腐殖酸钠)对 Sb(V) 吸附的影响，均采用相似步骤研究。所有的实验均进行了 2 次，文中取其平均值。

1.4 分析方法

利用 SU8220 型场发射扫描电子显微镜(SEM, Hitachi, 日本)观察复合材料的形貌特征，并使用能谱仪(EDS)对材料成分、元素种类与含量进行分析，加速电压为 0.02~30.00 kV。采用 Smart Lab 9 kW 型 X 射线衍射仪(XRD, Rigaku, 日本)分析材料的物相组成，采用正压法压片，测试靶材为铜靶，扫描范围为 5°~90°，扫描速率为 10 (°)/min。使用 ASAP2460 型比表面积测试仪(BET, Micromeritics, 美国)对其比表面积和孔径进行测定，脱气温度为 200 °C，脱气时间为 6 h。采用 410 型振动样品磁强计(Lake Shore, 美国)测试磁滞回线，分析饱和磁化强度。

使用采用 ESCALAB 250Xi 型光电子能谱仪(XPS, Thermo Fisher Scientific, 美国)分析材料的元素及价态,以 C 1s 的结合能(284.80 eV)为标准进行荷电校准。

2 结果与讨论

2.1 酸处理海泡石负载纳米磁铁矿复合粉体的表征

图 1 分别为海泡石原样(Sep)、酸处理海泡石(Acid-Sep)和酸处理海泡石负载纳米磁铁矿复合粉体(Acid-Sep- Fe_3O_4)的 SEM 照片。从图 1 可见, Sep 为表面光滑的纳米棒状形貌, 分散性较好(图 1a 和图 1b)。能谱分析结果(图 2a)显示海泡石含有 Si、O、Mg 元素(Cu 来自于扫描观测时制样的底片)。Acid-Sep 所得获得产物中的纳米棒发生明显聚集(图 1c 和图 1d), 并且能谱分析结果(图 2b)显示产

物中 Mg 元素信号消失, 只含有 Si 和 O 元素, 表明海泡石结构中的 Mg 被浸出, 海泡石转化为 SiO_2 。Acid-Sep 在经过微波冷却回流负载反应后, 从宏观来看, Acid-Sep- Fe_3O_4 整体形貌未发生明显变化, 依然呈现聚集现象(图 1e)。然而, 高倍率 SEM 照片显示 Acid-Sep- Fe_3O_4 表面分散着大量的纳米级颗粒(图 1f); 并且能谱分析结果显示产物中除了 Si 和 O 元素外, 探测到了 Fe 元素(图 2c), 推测 Fe_3O_4 被负载到 Acid-Sep 的表面, 制备出酸处理海泡石负载纳米 Fe_3O_4 复合粉体。

对 Sep、Acid-Sep 和 Acid-Sep- Fe_3O_4 进行物相分析发现, Sep 呈现海泡石典型结构(JCPDS 13-0595)(图 3); Acid-Sep 的 XRD 谱显示, 海泡石典型特征峰完全消失, 呈现出非晶的驼峰, 进一步表明海泡石

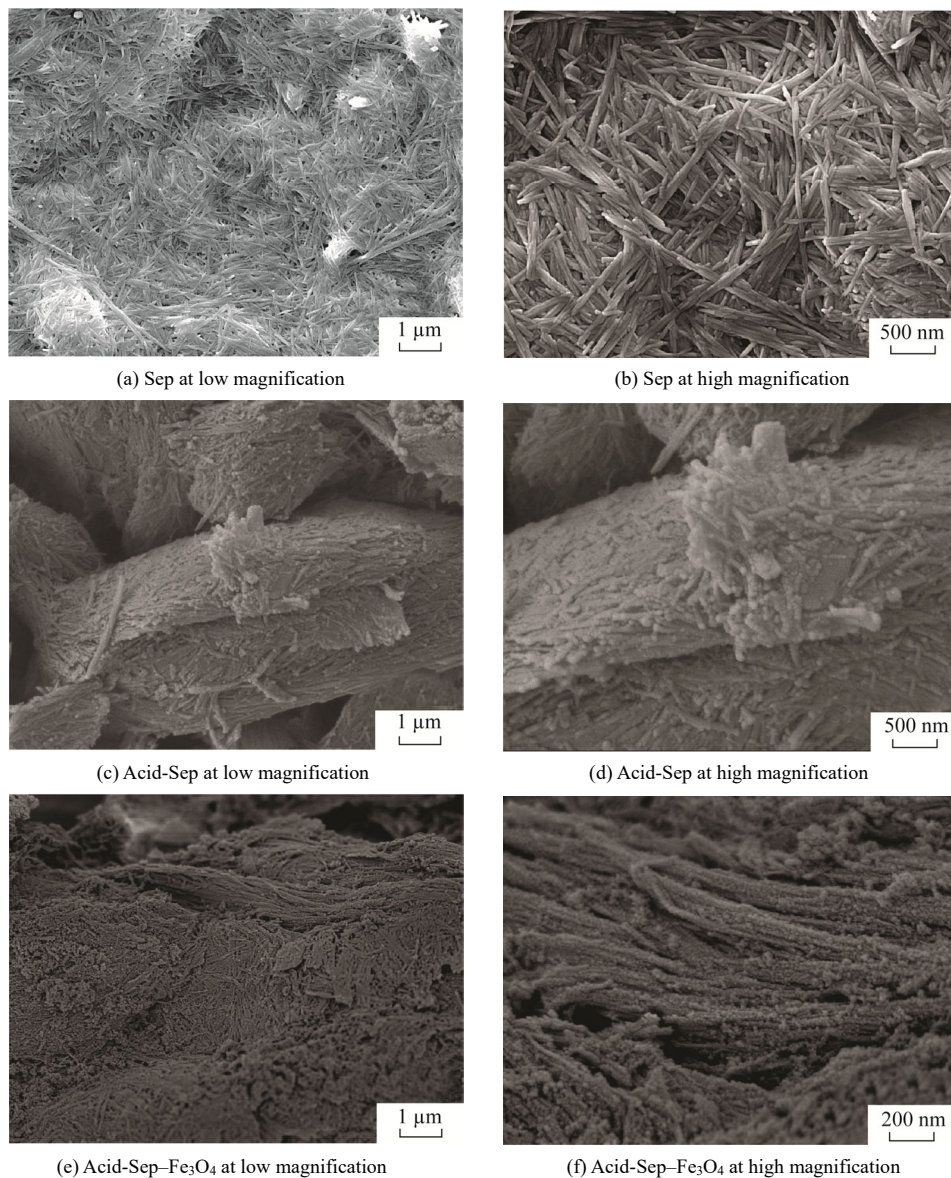


图 1 Sep、Acid-Sep 和 Acid-Sep- Fe_3O_4 的 SEM 照片

Fig. 1 SEM images of sepiolite (Sep), acid treated sepiolite (Acid-Sep) and Acid-Sep- Fe_3O_4

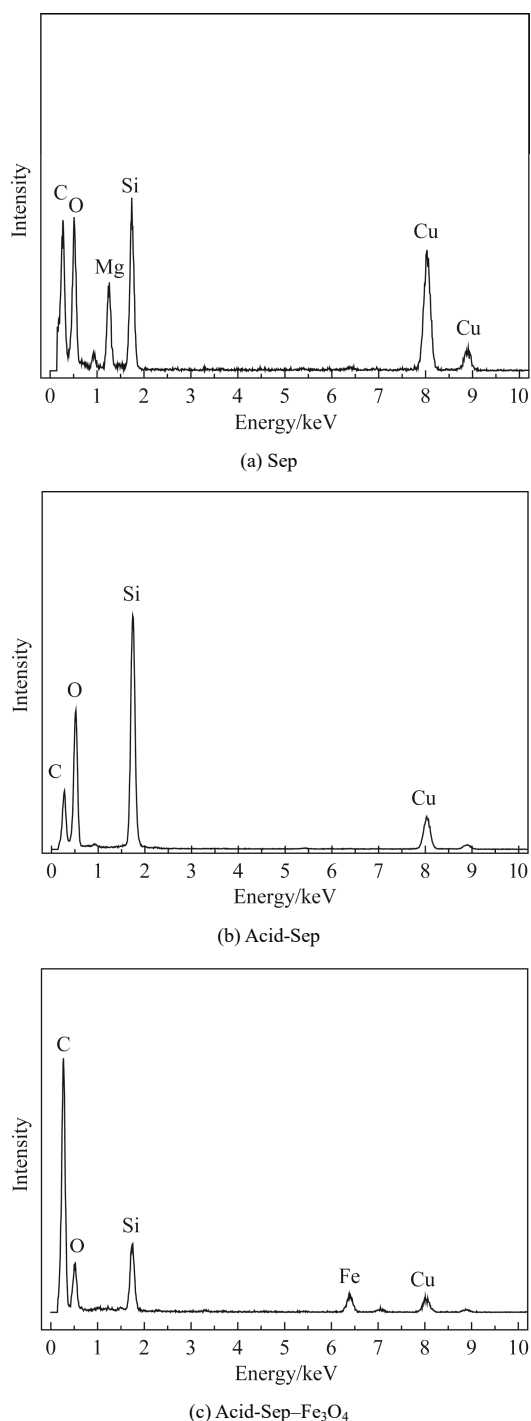


图2 Sep、Acid-Sep 和 Acid-Sep-Fe₃O₄ 的能谱
Fig. 2 EDS spectra of Sep, Acid-Sep and Acid-Sep-Fe₃O₄

结构被破坏, O—Mg 八面体中的 Mg 被完全浸出^[34], 转化为非晶 SiO₂; Acid-Sep-Fe₃O₄ 经微波反应所获得的产物在 35.5°、43.3°和 62.8°附近出现了 Fe₃O₄ (JCPDS 85-1436) 的典型特征峰, 并且未发现其他晶体的衍射峰, 表明产物中有 Fe₃O₄ 生成。Fe₃O₄ 的特征峰出现宽化可能是由于颗粒尺寸较小导致^[35], 根据 Scherrer 公式计算, Fe₃O₄ 颗粒尺寸为 3.6 nm, 该尺寸与所报道的通过微波辅助反应制备的海泡石所负

载的 Fe₃O₄ 尺寸相当^[31]。XRD 分析结果进一步证明通过微波辅助反应, 成功获得酸处理海泡石负载的 Fe₃O₄ 复合粉体。

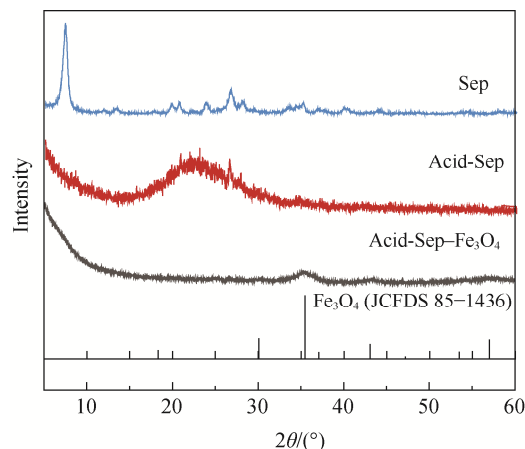
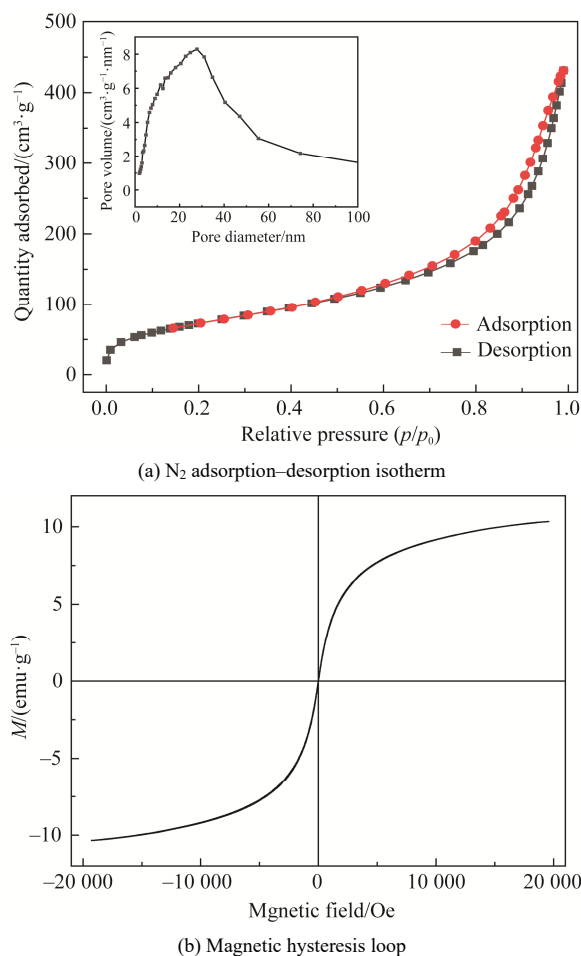


图3 Sep、Acid-Sep 和 Acid-Sep-Fe₃O₄ 的 XRD 谱
Fig. 3 XRD patterns of Sep, Acid-Sep and Acid-Sep-Fe₃O₄

Acid-Sep-Fe₃O₄ 的氮气吸附-解吸等温线如图 4a 所示, 为 IV 型吸附等温线, 同时具有 H3 型滞后回环^[26], 表明 Acid-Sep-Fe₃O₄ 具有介孔结构。Acid-Sep-Fe₃O₄ 的比表面积和孔容积分别为 269.0 m²/g 和 0.96 cm³/g, 相较于非晶 SiO₂ 的比表面积和孔容积 (377.3 m²/g, 0.96 cm³/g)^[34], 由于 Fe₃O₄ 负载于非晶 SiO₂ 表面, Acid-Sep-Fe₃O₄ 的比表面积和孔容积都有所降低。此外, Acid-Sep-Fe₃O₄ 表现出较好的磁性, 饱和磁化强度为 10.4 emu/g (1 emu/g = 1 A·m²/kg) (图 4b), 根据文献[36–37]报道, 该磁化强度足以保证通过磁性分离技术对吸附后 Acid-Sep-Fe₃O₄ 的分离。总的来说, 以海泡石为基础材料, 通过酸处理和微波冷却回流法成功制备出具有良好磁性和比表面积的复合粉体。大的比表面积和孔容积有利于离子交换和污染物的吸附, 良好的磁性有利于环境应用后的分离, 避免二次污染。

2.2 复合粉体对 Sb(V) 吸附的影响因素

pH 值被认为是影响吸附材料对重金属吸附的重要因素, 因此, 批量吸附实验首先研究体系 pH 值对 Sb(V) 吸附的影响, pH 值设定范围为 2~9, Sb(V) 初始质量浓度为 60 mg/L, 反应时间 6 h。从图 5a 可以发现, Acid-Sep 和 Acid-Sep-Fe₃O₄ 吸附剂在 pH 值 2~6 的范围内对 Sb(V) 去除效率均随溶液初始 pH 值的增高而下降, 从 93.6% 的去除率降低到 56.2%, 在 pH 值 6~9 范围内基本保持稳定。与复合材料相比, Acid-Sep 在广泛的 pH 值 2~5 之间基本保持稳定, 去除率维持在 50% 左右, 从 pH 值 5~7 逐渐降低到 40.6%, 此后保持稳定。以上实验结果表明,



M is the magnetic moment; $1 \text{ emu/g} = 1 \text{ A} \cdot \text{m}^2/\text{kg}$.

图 4 Acid-Sep- Fe_3O_4 的 N_2 吸附-脱附等温线和磁滞回线
Fig. 4 N_2 adsorption-desorption isotherm and hysteresis loop of Acid-Sep- Fe_3O_4

Acid-Sep 在广泛的 pH 值范围内对 Sb(V) 的吸附维持在较为稳定的状态, 然而在负载磁铁矿后, 复合粉体对 Sb(V) 的吸附明显提升, 并且吸附行为受 pH 值影响较大, 推测 Fe_3O_4 能够显著提升对 Sb(V) 的吸附效率。 Sb(V) 在环境中较为稳定, 主要以 Sb(OH)_6^- 形式存在于水溶液中^[38]。吸附剂在低 pH 值条件下带正电荷, 有利于对重金属阴离子的吸附, 因此, 复合粉体对 Sb(V) 的吸附主要是由于带正电荷的吸附剂与带负电荷的 Sb(V) 的阴离子之间强的静电吸引产生的^[39-41]。此外, 在酸性条件下 Acid-Sep- Fe_3O_4 中 Fe_3O_4 部分溶解产生 Fe^{3+} , Fe^{3+} 与 Sb(V) 发生络合作用导致复合粉体对 Sb(V) 的去除能力增强。

在 pH 值为 3, Sb(V) 质量浓度为 60 mg/L 条件下, 分别研究了吸附剂量为 10、30、50、70 mg 和 90 mg 时, Acid-Sep- Fe_3O_4 和 Acid-Sep 对 Sb(V) 的吸附效率, 结果如图 5b 所示。从图 5b 可见, 尽管 Acid-Sep 的比表面积远高于 Acid-Sep- Fe_3O_4 , 然而

在二者剂量使用相同条件下, Acid-Sep- Fe_3O_4 对 Sb(V) 的吸附率明显高于 Acid-Sep, 表明 Fe_3O_4 的负载提高了复合粉体对 Sb(V) 的吸附性能。进一步分析发现, 随着吸附剂的投加量从 10 mg 增加到 50 mg, 溶液中 Sb(V) 的去除率迅速升高; 而后随着吸附剂的量进一步增加到 90 mg 时, Acid-Sep- Fe_3O_4 和 Acid-Sep 对 Sb(V) 的吸附率相对趋于平稳, 整体上升幅度较小。吸附剂表面的吸附位点和表面的官能团随着投加量的增加而增加, 并且在初始阶段, 吸附剂和吸附质的 Sb(V) 浓度的差值较大, 因此, 吸附剂投加量从 10 mg 增加到 50 mg 时, 吸附剂对 Sb(V) 的去除率迅速升高, 此后随着反应体系中 Sb(V) 浓度的降低, 吸附率增长变缓。通常情况下吸附剂的吸附容量会随着吸附剂投加量的增加而增大, 当吸附剂的投加量增大后, 单位质量吸附剂的吸附容量会随之降低。因此, 从使用经济性考虑, 选择吸附剂质量浓度为 1.0 g/L (即 50 mL 溶液体系下投加 50 mg 吸附剂) 进行后续实验。

在 pH 值为 3, Sb(V) 质量浓度为 60 mg/L, 吸附剂质量浓度为 1.0 g/L 条件下, 时间反应序列 (0~360 min) 实验显示 (图 5c), Acid-Sep- Fe_3O_4 对 Sb(V) 的吸附反应迅速, 反应 10 min 后对 Sb(V) 的吸附率即达到 56%, 此后吸附率缓慢上升, 在接触时间 240 min 后基本达到平衡 (81.4%), 为保证反应中吸附平衡, 采用 6 h 作为吸附平衡时间。图 5d 对比了 Acid-Sep- Fe_3O_4 、Acid-Sep、Sep 和纳米 Fe_3O_4 在不同 Sb(V) 初始浓度下对 Sb(V) 的吸附量。实验结果显示, Acid-Sep- Fe_3O_4 对 Sb(V) 的吸附容量高于未被负载的 Fe_3O_4 , 同时也远高于 Acid-Sep 和 Sep。在相同使用剂量条件下, Acid-Sep- Fe_3O_4 、纳米 Fe_3O_4 、Acid-Sep、Sep 对 Sb(V) 的最大吸附容量分别为 92.3、79.2、42.3 mg/g 和 35.6 mg/g。 Fe_3O_4 被非晶 SiO_2 负载后, 增加了 Fe_3O_4 的分散性, 从而提高了 Acid-Sep- Fe_3O_4 对 Sb(V) 的吸附容量。

为了进一步探究异质离子影响下对 Acid-Sep- Fe_3O_4 吸附 Sb(V) 的影响, 选用常见的阴离子 (SO_4^{2-}) 和阳离子 (Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Fe^{3+}) 以及腐殖酸钠作为实验过程中的共存离子, 图 6 为共存离子浓度为 0.5 mmol/L, Sb(V) 初始质量浓度为 60 mg/L, 初始 pH 值为 3 条件下 Acid-Sep- Fe_3O_4 和 Acid-Sep 对 Sb(V) 的吸附率。实验结果显示, SO_4^{2-} 、 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 对 Acid-Sep- Fe_3O_4 和 Acid-Sep 吸附 Sb(V) 的影响较小。然而, Fe^{3+} 的存在能够显著促进吸附剂对 Sb(V) 的去除效果, Acid-Sep 对 Sb(V) 的吸附率由 45.8%

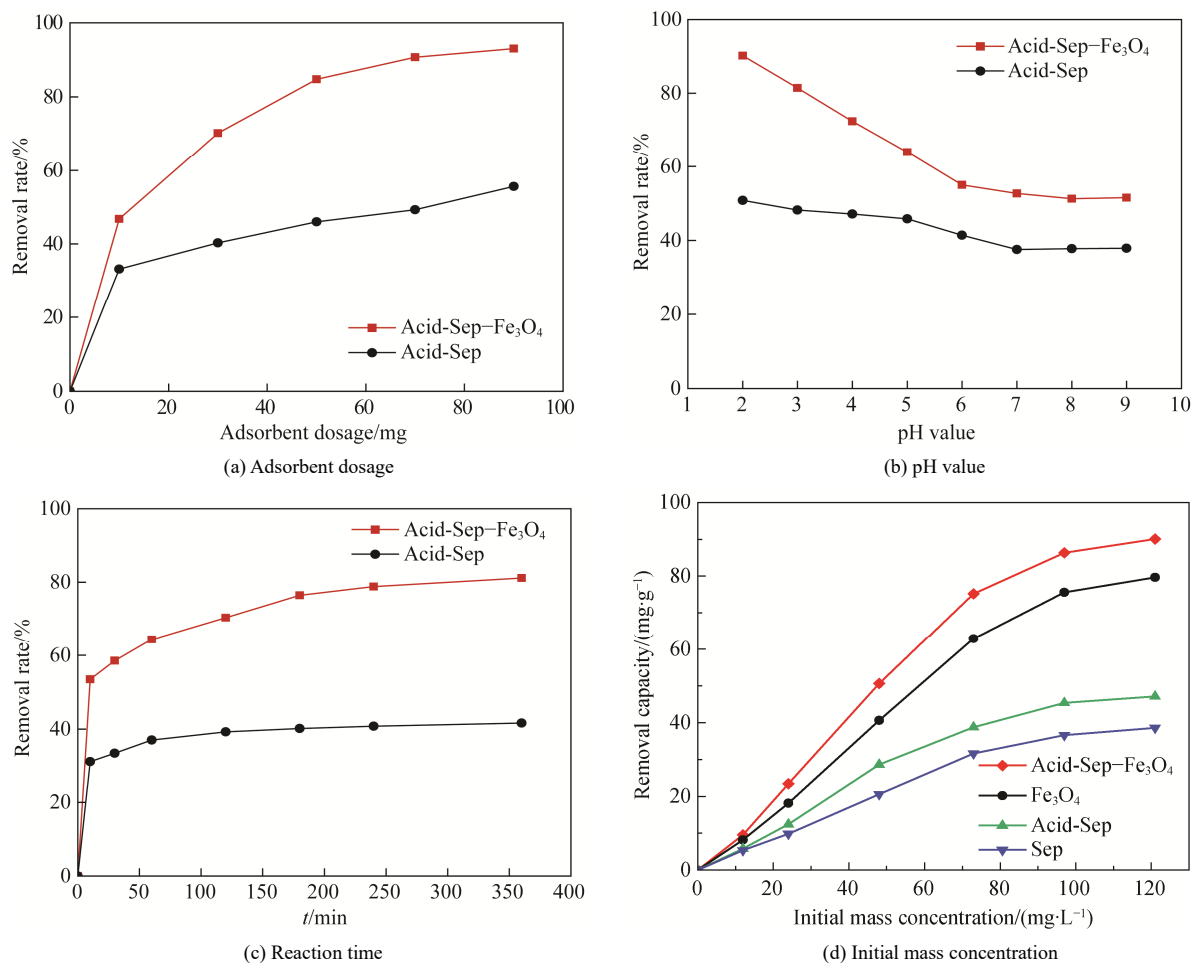
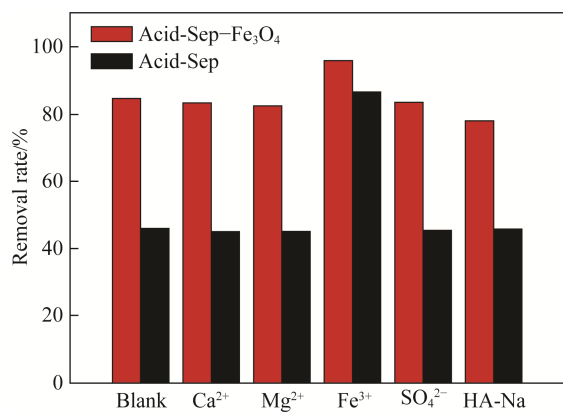


图5 溶液 pH 值、吸附剂用量、反应时间和 Sb(V) 初始质量浓度对吸附过程的影响

Fig. 5 Effects of solution pH values, adsorbent dosage, reaction time and initial mass concentration of Sb(V) on the adsorption process



HA-Na is sodium humate.

图6 共存离子对 Acid-Sep-Fe₃O₄ 和 Acid-Sep 吸附 Sb(V) 的影响

Fig. 6 Effect of coexisting ions on the adsorption of Acid-Sep-Fe₃O₄ and Acid-Sep to Sb(V)

提升到 86.5%，吸附率提升约 40.9%；Acid-Sep-Fe₃O₄ 对 Sb(V) 的吸附率由 82.3% 升高到 93.4%。腐殖酸钠的存在轻微抑制了 Acid-Sep-Fe₃O₄ 复合材料对 Sb(V) 的吸附率，吸附率下降约 6.6%。Fe³⁺ 对 Sb(V)

的显著增强作用可能是由于 Fe³⁺ 水解产生的铁的沉淀物对 Sb(V) 具有吸附作用，导致 Acid-Sep-Fe₃O₄ 和 Acid-Sep 对 Sb(V) 的去除作用增强^[42-43]。

2.3 吸附动力学拟合

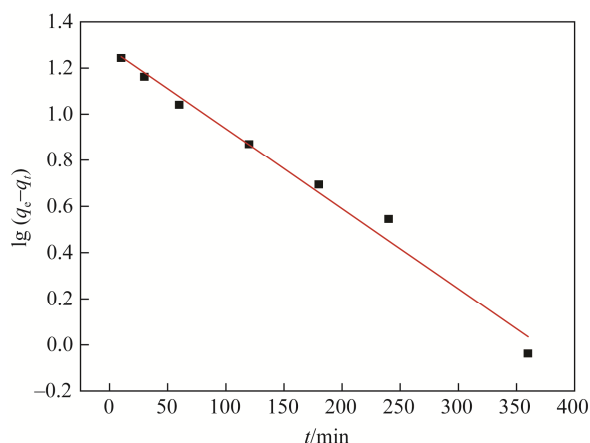
吸附动力学参数对实际应用中吸附单元的设计和参数优化具有重要作用，采用拟一级[式(1)]、拟二级动力学模型[式(2)]对 Acid-Sep-Fe₃O₄ 吸附 Sb(V) 的数据进行拟合。

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad (1)$$

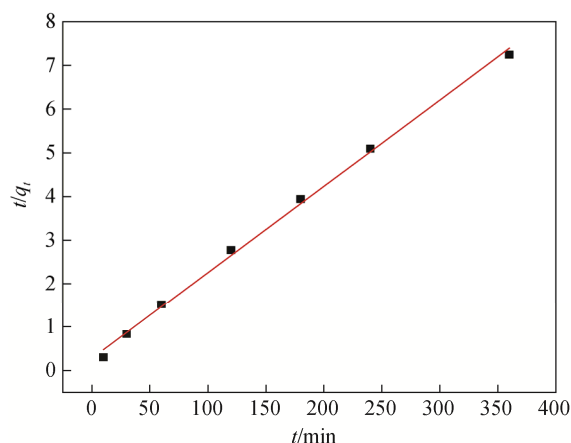
$$\frac{t}{q_e} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (2)$$

式中： t 为取样时间(min)； q_e 为反应平衡时的吸附量(mg/g)； q_t 为 t 时刻的吸附量(mg/g)； k_1 为拟一级动力学常数(min⁻¹)； k_2 为拟二级动力学常数(g·mg·min⁻¹)。

动力学拟合结果如图 7 所示，拟合参数见表 1，综合图 7 和表 1 可以看出，2 种动力学模型拟合度都较高，相较于拟一级动力学模型($R^2=0.985$)，拟二级



(a) Pseudo-first-order kinetic model



(b) Pseudo-second-order kinetic model

q_e is the amount of Sb(V) sorbed on the sorbent at equilibrium; q_t is amount of Sb(V) sorbed on the sorbent at any time.

图 7 Acid-Sep- Fe_3O_4 对 Sb(V) 吸附动力学模型Fig. 7 Adsorption kinetic models of Acid-Sep- Fe_3O_4 to Sb(V) 表 1 Acid-Sep- Fe_3O_4 吸附 Sb(V) 的拟一级和拟二级动力学模型拟合参数Table 1 Pseudo-first-order and pseudo-second-order fitting parameters of Acid-Sep- Fe_3O_4 for Sb(V) adsorption

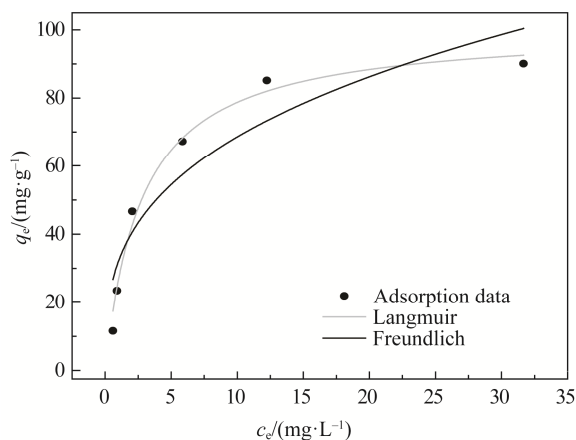
Pseudo-first-order			Pseudo-second-order		
k_1/min	$q_e/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	R^2	$k_2/(\text{g}\cdot\text{mg}\cdot\text{min}^{-1})$	$q_e/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	R^2
0.003	3.608	0.985	0.001	50.607	0.997

k_1 , k_2 is adsorption rate constant; R^2 is correlation coefficient.

动力学模型($R^2=0.997$)拟合度更好, 表明复合粉体对 Sb(V) 的吸附过程主要为化学吸附^[44]。

2.4 吸附等温线

利用 Langmuir 和 Freundlich 等温吸附模型^[29, 31], 对 Acid-Sep- Fe_3O_4 吸附 Sb(V) 的数据进行拟合, 所得结果如图 8 所示, 拟合参数见表 2。Langmuir 等温吸附模型线性拟合的 R^2 值为 0.983, Freundlich 等



c_e is the concentration of Sb at equilibrium.

图 8 Acid-Sep- Fe_3O_4 对 Sb(V) 吸附的等温线模型拟合Fig. 8 Thermodynamic models of Acid-Sep- Fe_3O_4 to Sb(V)

表 2 等温吸附模型拟合参数

Table 2 Fitting parameters of thermodynamic models of Acid-Sep- Fe_3O_4 to Sb(V)

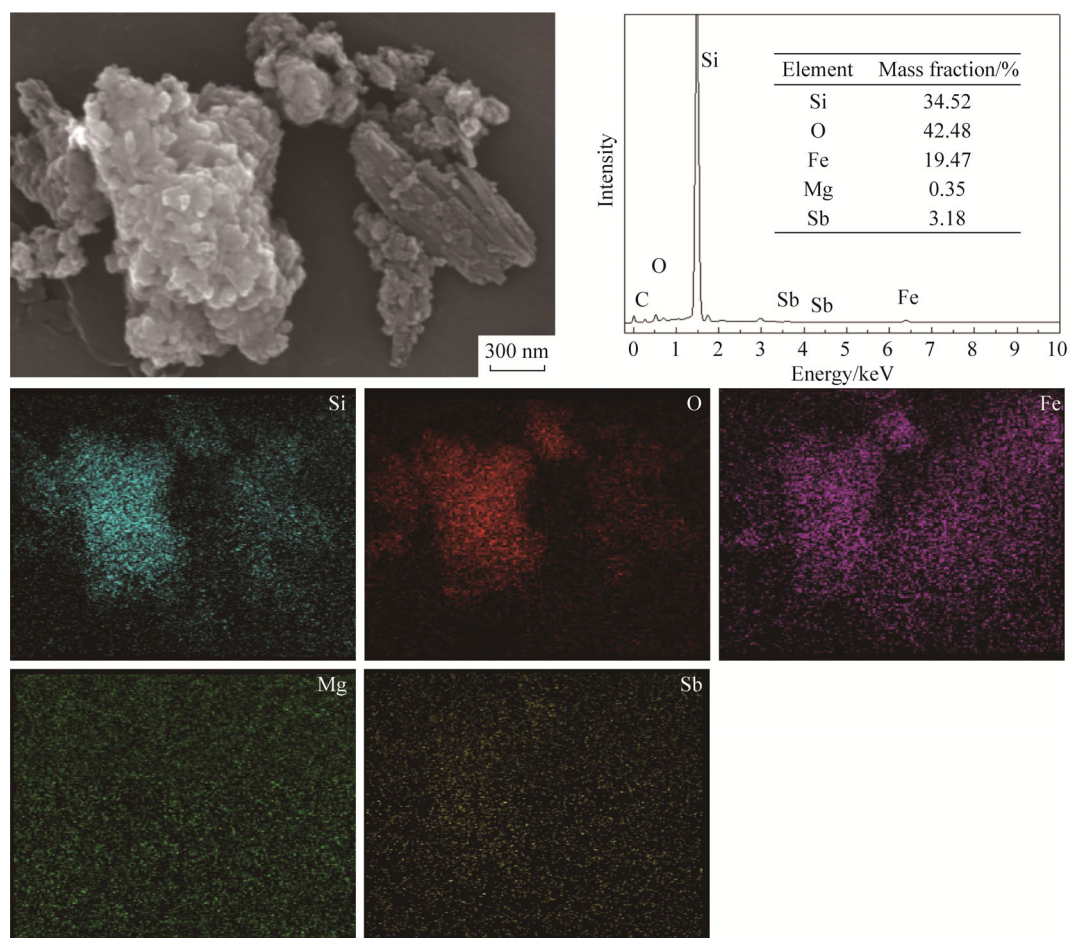
Langmuir			Freundlich		
$q_m/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	$K_L/(\text{L}\cdot\text{mg}^{-1})$	R^2	$K_F/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	n	R^2
105.160	3.215	0.983	38.592	0.405	0.841

q_m is maximum monolayer capacity of adsorbate; K_L is Langmuir isotherm constant; K_F is Freundlich isotherm constant which indicates the capacity; n is Freundlich isotherm constant which indicates the intensity of the adsorption.

温吸附模型拟合出的 R^2 值为 0.841, 说明复合粉体对 Sb(V) 的吸附过程要为单分子层的化学吸附, 与吸附动力学拟合结果相吻合。对吸附过程使用 Langmuir 等温吸附模型进行拟合时, 复合粉体对 Sb(V) 的理论最大吸附量可达到 105.16 mg/g , 进一步表明 Acid-Sep- Fe_3O_4 对 Sb(V) 有着较强的吸附能力。

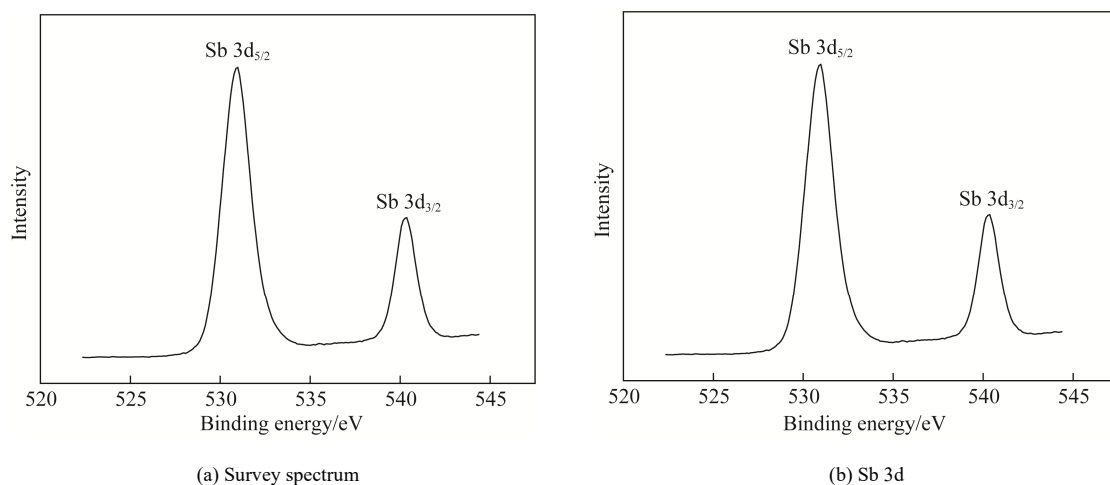
2.5 机理分析

为了进一步阐释 Acid-Sep- Fe_3O_4 对 Sb(V) 的去除机制, 采用 SEM 和 XPS 对吸附 Sb(V) 之后的磁性复合粉体进行分析。图 9 为 Acid-Sep- Fe_3O_4 吸附 Sb(V) 后的 SEM 照片及 EDS 面扫描结果。SEM 照片显示, Acid-Sep- Fe_3O_4 吸附 Sb(V) 后, 粉体的整体形貌特征未发生明显变化, 依然表现为棒束状聚合体形态(图 9)。EDS 面扫描结果进一步显示, O、Fe 和 Si 元素分布于复合粉体表面, Sb 的质量分数为 3.18%; 复合粉体中 Mg 的质量分数不足 0.50%, 进一步表明海泡石经过酸处理后, 海泡石内部的 Mg 被近乎完全浸出。

图 9 Acid-Sep-Fe₃O₄ 吸附 Sb(V) 后的 SEM 照片及 EDS 面扫描结果Fig. 9 SEM and EDS mapping analysis results of Acid-Sep-Fe₃O₄ after the adsorption of Sb(V)

采用 XPS 对吸附后的复合粉体进行进一步表征, 结果如图 10 所示。Acid-Sep-Fe₃O₄ 吸附 Sb(V) 之后, XPS 全谱中出现了明显的 Sb 的特征峰(图 9a), 证明 Sb 被复合粉体所吸附; Sb 3d 的 XPS 谱进一步显示(图 9b) Sb 的特征峰主要出现在 530.9 eV 和

540.3 eV 的位置, 为 Sb 的 +V 特征峰^[22–23], 表明在 Acid-Sep-Fe₃O₄ 吸附 Sb(V) 的过程中, Sb(V) 未被还原为毒性更强的 Sb(III), 分析结果表明 Sb(V) 被化学吸附于复合粉体表面。XPS 分析结果与动力学拟合结果相一致。

图 10 Acid-Sep-Fe₃O₄ 吸附 Sb(V) 后产物的 XPS 谱Fig. 10 XPS spectra of Acid-Sep-Fe₃O₄ after the adsorption of Sb(V)

3 结论

以海泡石为原材料, 通过酸处理获得具有大比表面积的非晶 SiO_2 , 进一步通过微波辅助法制备酸处理海泡石负载纳米磁铁矿复合粉体, 所制备的复合材料具有大的比表面积和良好磁性。由于酸处理海泡石所获得非晶 SiO_2 的支撑作用和纳米磁铁矿的对 Sb(V) 的吸附作用, 复合粉体对 Sb(V) 表现出良好的吸附性能, 最大吸附容量为 92.3 mg/g , 远高于相同质量的磁铁矿、酸处理海泡石和海泡石原样。 Fe^{3+} 能够促进复合粉体对 Sb(V) 的吸附效率, 腐殖酸钠对 Sb(V) 的吸附产生一定的抑制作用。复合粉体对 Sb(V) 的吸附机制主要为静电吸引和化学吸附为主, 吸附过程符合拟二级动力学模型, 吸附热力学更符合 Langmuir 模型。由于复合粉体对重金属 Sb(V) 有着优秀的去除性能, 使用后吸附剂容易通过磁分离技术与液体分离, 同时海泡石黏土矿物来源丰富, 基于海泡石酸处理制备的复合粉体在水体重金属处理领域将有着较大的潜在的应用价值。

参考文献:

- [1] KONG L H, HE M C, HU X Y. Rapid photooxidation of Sb(III) in the presence of different Fe(III) species[J]. *Geochim Cosmochim Acta*, 2016, 180: 214–226.
- [2] CHENG K A, WU Y N, ZHANG B R, et al. New insights into the removal of antimony from water using an iron-based metal-organic framework: Adsorption behaviors and mechanisms[J]. *Colloids Surf A Physicochem Eng Aspects*, 2020, 602: 125054.
- [3] GUO X J, WU Z J, HE M C. Removal of antimony(V) and antimony(III) from drinking water by coagulation-flocculation-sedimentation (CFS)[J]. *Water Res*, 2009, 43(17): 4327–4335.
- [4] MITSUNOBU S, TAKAHASHI Y, TERADA Y, et al. Antimony(V) incorporation into synthetic ferrihydrite, goethite, and natural iron oxyhydroxides[J]. *Environ Sci Technol*, 2010, 44(10): 3712–3718.
- [5] 张心怡, 龚斌, 李庆旭, 等. 零价铁基材料除锑性能及影响因素研究进展[J]. *化工环保*, 2023, 43(2): 143–152.
ZHANG Xinyi, GONG Bin, LI Qingxu, et al. *Environ Prot Chem Ind*, 2023, 43(2): 143–152.
- [6] 沈城, 朱旭东, 吴健, 等. 上海城郊农田土壤锑含量分布及生态风险[J]. *环境污染与防治*, 2023, 45(4): 544–548.
SHEN Cheng, ZHU Xudong, WU Jian, et al. *Environ Pollut Contr*, 2023, 45(4): 544–548.
- [7] WILSON S C, LOCKWOOD P V, ASHLEY P M, et al. The chemistry and behaviour of antimony in the soil environment with comparisons to arsenic: A critical review[J]. *Environ Pollut*, 2010, 158(5): 1169–1181.
- [8] 周雪, 吴贵亮, 陈国和. 铁铜氧化物改性生物炭对锑的吸附性能研究[J]. *绍兴文理学院学报(自然科学)*, 2022, 42(3): 55–62.
ZHOU Xue, WU Guiliang, CHEN Guohe. *J Shaoxing Univ Nat Sci*, 2022, 42(3): 55–62.
- [9] WANG T N, JIAO Y H, HE M C, et al. Deep insight into the Sb(III) and Sb(V) removal mechanism by Fe-Cu-chitosan material[J]. *Environ Pollut*, 2022, 303: 119160.
- [10] JOHNSON M D, LORENZ B B. Antimony remediation using ferrate(VI)[J]. *Sep Sci Technol*, 2015, 50(11): 1611–1615.
- [11] HUA L, WU C, ZHANG H, et al. Biochar-induced changes in soil microbial affect species of antimony in contaminated soils[J]. *Chemosphere*, 2021, 263: 127795.
- [12] SARı A, ŞAHINOĞLU G, TÜZEN M. Antimony(III) adsorption from aqueous solution using raw perlite and Mn-modified perlite: Equilibrium, thermodynamic, and kinetic studies[J]. *Ind Eng Chem Res*, 2012, 51(19): 6877–6886.
- [13] 张燕, 庞志华, 雷育涛, 等. 混凝沉淀法处理锑离子的影响因素及动力学研究[J]. *安全与环境学报*, 2013, 13(3): 50–53.
ZHANG Yan, PANG Zhihua, LEI Yutao, et al. *J Saf Environ*, 2013, 13(3): 50–53.
- [14] GUO W J, FU Z Y, ZHANG Z Y, et al. Synthesis of Fe_3O_4 magnetic nanoparticles coated with cationic surfactants and their applications in Sb(V) removal from water[J]. *Sci Total Environ*, 2020, 710: 136302.
- [15] UNGUREANU G, SANTOS S, BOAVENTURA R, et al. Arsenic and antimony in water and wastewater: Overview of removal techniques with special reference to latest advances in adsorption[J]. *J Environ Manage*, 2015, 151: 326–342.
- [16] ZHU J, WU F C, PAN X L, et al. Removal of antimony from antimony mine flotation wastewater by electrocoagulation with aluminum electrodes[J]. *J Environ Sci (China)*, 2011, 23(7): 1066–1071.
- [17] MADRID Y, ESTHER BARRIO-CORDOBA M, CÁMARA C. Biosorption of antimony and chromium species by *Spirulina platensis* and *Phaseolus*. Applications to bioextract antimony and chromium from natural and industrial waters[J]. *Analyst*, 1998, 123(7): 1593–1598.
- [18] XI J H, HE M C. Removal of Sb(III) and Sb(V) from aqueous media by goethite[J]. *Water Qual Res J*, 2013, 48(3): 223–231.
- [19] XU C H, ZHANG B L, ZHU L J, et al. Sequestration of antimonite by zerovalent iron: Using weak magnetic field effects to enhance performance and characterize reaction mechanisms[J]. *Environ Sci Technol*, 2016, 50(3): 1483–1491.
- [20] LENG Y Q, GUO W L, SU S N, et al. Removal of antimony(III) from aqueous solution by graphene as an adsorbent[J]. *Chem Eng J*, 2012, 211–212: 406–411.
- [21] XU Y H, OHKI A, MAEDA S. Adsorption and removal of antimony from aqueous solution by an activated alumina[J]. *Toxicol Environ Chem*, 2001, 80(3–4): 133–144.
- [22] WINGENFELDER U, FURRER G, SCHULIN R. Sorption of antimonate by HDTMA-modified zeolite[J]. *Microporous Mesoporous Mater*, 2006, 95(1–3): 265–271.
- [23] 谢宇雷. 纳米零价铁材料对于水中 Sb(III) 和 Sb(V) 的去除性能及机理研究[D]. 上海: 华东理工大学, 2017.
XIE Yulei. Performance and mechanism of nanoscale zerovalent iron materials remove Sb(III) and Sb(V) in water[D]. Shanghai: East China University of Science and Technology, 2017.
- [24] 郭斌斌, 欧阳静, 杨华明. 埃洛石管内负载纳米四氧化三铁复合材料对亚甲基蓝的吸附性能[J]. *硅酸盐学报*, 2016, 44(11): 1655–1661.
GUO Binbin, OUYANG Jing, YANG Huaming. *J Chin Ceram Soc*, 2016, 44(11): 1655–1661.
- [25] TANG S C N, LO I M C. Magnetic nanoparticles: Essential factors for sustainable environmental applications[J]. *Water Res*, 2013, 47(8): 2613–2632.

- [26] SHEN Y F, TANG J, NIE Z H, et al. Tailoring size and structural distortion of Fe_3O_4 nanoparticles for the purification of contaminated water[J]. *Bioresour Technol*, 2009, 100(18): 4139–4146.
- [27] LIN Y, WENG C, CHEN F. Effective removal of AB24 dye by nano/micro-size zero-valent iron[J]. *Sep Purif Technol*, 2008, 64(1): 26–30.
- [28] 黄开友, 申英杰, 王晓岩, 等. 生物炭负载纳米零价铁制备及修复六价铬污染土壤技术研究进展[J]. *环境工程*, 2020, 38(11): 203–210. HUANG Kaiyou, SHEN Yingjie, WANG Xiaoyan, et al. *Environ Eng*, 2020, 38(11): 203–210.
- [29] 范先媛, 刘红, 龚璇, 等. 羧甲基纤维素改性凹凸棒黏土负载纳米铁去除水中 Zn(II) 性能和机制[J]. *硅酸盐学报*, 2019, 47(10): 1450–1457. FAN Xianyuan, LIU Hong, GONG Xuan, et al. *J Chin Ceram Soc*, 2019, 47(10): 1450–1457.
- [30] 程顺, 刘红, 张靖, 等. Y 分子筛颗粒负载纳米铁同步去除水中 Cu(II) 和 Cr(VI) 的性能及机理[J]. *硅酸盐学报*, 2022, 50(1): 244–253. CHENG Shun, LIU Hong, ZHANG Jing, et al. *J Chin Ceram Soc*, 2022, 50(1): 244–253.
- [31] YU S H, LI H, YAO Q Z, et al. Microwave-assisted preparation of sepiolite-supported magnetite nanoparticles and their ability to remove low concentrations of Cr(VI) [J]. *RSC Adv*, 2015, 5(103): 84471–84482.
- [32] ZAICHICK S, ZAICHICK V, KARANDASHEV V, et al. Accumulation of rare earth elements in human bone within the lifespan[J]. *Metallomics*, 2011, 3(2): 186–194.
- [33] ZHANG Y H, HE M A, XU M B, et al. Effect of modified sepiolite and carbon fiber composite on performance of oil-well cement and mechanism analysis[J]. *Constr Build Mater*, 2020, 239: 117837.
- [34] YAO Q Z, YU S H, ZHAO T L, et al. Enhanced potential toxic metal removal using a novel hierarchical $\text{SiO}_2\text{-Mg(OH)}_2$ nanocomposite derived from sepiolite[J]. *Minerals*, 2019, 9(5): 298.
- [35] JIANG S D, YAO Q Z, ZHOU G T, et al. Fabrication of hydroxyapatite hierarchical hollow microspheres and potential application in water treatment[J]. *J Phys Chem C*, 2012, 116(7): 4484–4492.
- [36] DOS SANTOS J M N, PEREIRA C R, FOLETTO E L, et al. Alternative synthesis for ZnFe_2O_4 /chitosan magnetic particles to remove diclofenac from water by adsorption[J]. *Int J Biol Macromol*, 2019, 131: 301–308.
- [37] CHEN Y, CUI J J, LIANG Y N, et al. Synthesis of magnetic carboxymethyl cellulose/graphene oxide nanocomposites for adsorption of copper from aqueous solution[J]. *Int J Energy Res*, 2021, 45(3): 3988–3998.
- [38] SIMEONIDIS K, KALAITZIDOU K, KAPRARA E, et al. Uptake of Sb(V) by nano Fe_3O_4 -decorated iron oxy-hydroxides[J]. *Water*, 2019, 11(1): 181.
- [39] YU S H, WANG Y, WAN Y Y, et al. Enhance antimony adsorption from aquatic environment by microwave-assisted prepared Fe_3O_4 nanospherulites[J]. *Environ Sci Pollut R*, 2023, 30: 94401–94413.
- [40] ZHU K C, DUAN Y Y, WANG F, et al. Silane-modified halloysite/ Fe_3O_4 nanocomposites: Simultaneous removal of Cr(VI) and Sb(V) and positive effects of Cr(VI) on Sb(V) adsorption[J]. *Chem Eng J*, 2017, 311: 236–246.
- [41] BISWAS B K, INOUE J I, KAWAKITA H, et al. Effective removal and recovery of antimony using metal-loaded saponified orange waste[J]. *J Hazard Mater*, 2009, 172(2–3): 721–728.
- [42] LIU Y L, LOU Z M, YANG K L, et al. Coagulation removal of Sb(V) from textile wastewater matrix with enhanced strategy: Comparison study and mechanism analysis[J]. *Chemosphere*, 2019, 237: 124494.
- [43] WU Z J, HE M C, GUO X J, et al. Removal of antimony(III) and antimony(V) from drinking water by ferric chloride coagulation: Competing ion effect and the mechanism analysis[J]. *Sep Purif Technol*, 2010, 76(2): 184–190.
- [44] YANG G X, JIANG H. Amino modification of biochar for enhanced adsorption of copper ions from synthetic wastewater[J]. *Water Res*, 2014, 48: 396–405.

Enhanced Sb(V) Adsorption by Acid-Sepiolite Supported Magnetite Nanocomposite Powder

YU Shenghui, ZHANG Yuanzhao, WANG Yan, FENG Xinyi, GUO Junkang

(School of Environmental Science and Engineering, Shaanxi University of Science & Technology, Xi'an 710021, China)

Extended Abstract

Introduction Antimony mainly exists in the oxidation states of Sb(III) and Sb(V) , where Sb(V) is the predominant species and exists as Sb(OH)_6^- in oxidic environments. The environmental contamination of Sb has received much attention due to the toxicity and adverse effect on the hematic, gastrointestinal, and respiratory systems of human-beings. Treatment of antimony-contaminated water is a prominent topic. Adsorption is considered as one of the most attractive and practical approaches for Sb remediation in aqueous media because of its operation simplicity, cost-effectiveness, high efficiency, and less sludge production. Magnetite (Fe_3O_4) as one of the most promising magnetic materials is extensively investigated. However, some previous studies showed that the removal capacity and reactivity for pollutants of the iron-based magnetic nanoparticles are size dependent. A high surface free energy results in a greater aggregation for nanoparticles. The formation of aggregates can decrease the surface area of the magnetic nanoparticles, thereby restricting the treatment performance for contaminants. Recent technologies are developed using some porous materials as mechanical supports to enhance the dispersibility of magnetic nanoparticles. Herein, acid-treatment sepiolite was prepared as support materials, and acid-sepiolite supported magnetite nanocomposite powder was obtained for Sb(V) adsorption. In addition, the effects of initial pH value, reaction time, initial mass concentration of Sb(V) , adsorbent dosage, and coexisting ions (SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} , and humic acid) on the adsorption of Sb(V) were also investigated.

Methods For acid-treatment of sepiolite, all chemical reagents used were of analytical grade. Acid-treatment sepiolite was firstly prepared, i.e., 1.0 g of sepiolite was added into 100 mL of 1.2 mol/L HCl solution and reacted at 60 °C. After 12 h of stirring, the

suspension was centrifuged, and washed with deionized water until the pH value was 7.0. Finally, the precipitate was collected and dried at $50\text{ }^\circ\text{C}$.

For preparation of acid-sepiolite supported magnetite nanocomposite powder, the acid-sepiolite supported magnetite nanocomposite powder was prepared by a microwave-assisted reflux method. In the synthesis process, 1 mmol (0.27 g) of $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ and 0.5 mmol (0.10 g) of $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ were dissolved in 20 mL of ethylene glycol, and then 0.25 g of acid-treatment of sepiolite was dispersed in the solution under ultrasonication to form solution A. Afterwards, 0.16 g (4 mmol) of NaOH was dissolved in 3 mL of deionized water to form solution B. Solution B was introduced into solution A in a 100 mL round-bottomed flask. Subsequently, the round-bottomed flask with the reactants was equipped on the microwave reactor, and irradiated for 20 min at 80% of the full power (640 W). After cooling to room temperature, the precipitates were collected and washed with alcohol for several times, and finally dried in a vacuum oven at $60\text{ }^\circ\text{C}$ for overnight.

A stock solution containing Sb(V) (600.0 mg/L) was prepared via dissolving $\text{K}[\text{Sb(OH)}_6]$ with deionized water, and a series of solutions used were prepared via diluting the stock to the desired concentrations—actual concentrations measured by inductive coupled plasma—atomic emission spectroscopy (ICP—AES). In a typical adsorption run, 50 mg of adsorbent was added into 50 mL of solution containing 60.0 mg/L Sb(V) with constantly stirred at 180 r/min at $25\text{ }^\circ\text{C}$. The initial pH of the solution was adjusted with HCl and/or NaOH solutions before the addition of adsorbent. The effect of pH value, contact time, adsorbent dosage, and initial concentration of Sb, coexisting anions (Ca^{2+} , Fe^{3+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , and humic acid) on the Sb adsorption were investigated in the same procedures. After adsorption, the residual level of Sb in solution was determined by ICP—AES.

Results and discussion After the microwave irradiation, the prepared Acid-Sep- Fe_3O_4 composite powder maintains a nanorod-like structure of sepiolite, and massive magnetite nanoparticles appear on the surface of the powder. The corresponding energy dispersive X-ray spectroscopy and X-ray diffraction patterns indicate the preparation of Acid-Sep- Fe_3O_4 composite powder. The BET surface area and total pore volume of the composite powder are $269.00\text{ m}^2/\text{g}$ and $0.96\text{ cm}^3/\text{g}$, respectively. Moreover, the magnetic saturation of the powder is 10.4 emu/g . The obtained composite powder has high surface area and good magnetic nature, which are beneficial for Sb(V) adsorption and adsorbent recovery.

The Sb(V) adsorption by nanocomposite powder is dependent on the pH value with the maximum adsorption under acidic conditions and decreases with the increase of pH value. The adsorption percentage of Sb(V) increases with the increase of adsorbent dosage, and over 85% of Sb(V) is removed at the adsorbent dosage of 50 mg/50 mL. The prepared powder has a great adsorption rate to Sb(V) due to its high specific surface area. 81.4% of Sb(V) is adsorbed after 240 min of agitation. Moreover, the maximum removal capacity of the powder toward Sb(V) is 92.3 mg/g, which is greater than that of the nanoscale magnetite (79.2 mg/g), acid-treatment sepiolite (42.3 mg/g), and raw sepiolite (35.6 mg/g). The results indicate that the adsorption capacity of magnetite toward Sb(V) is enhanced after the support of acid-treatment sepiolite. The presence of SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , and humic acid has a negligible effect on the adsorption of Sb(V) , while the Sb(V) sorption process is enhanced with the addition of Fe^{3+} , due to the formation of Fe precipitates. The adsorption behavior of nanocomposite powder toward Sb(V) fits the pseudo-second-order kinetic model and the Langmuir model. The XPS analysis reveal that the adsorption of composite powder toward Sb(V) mainly occurs via electrostatic interaction followed by chemical reactions.

Conclusions Acid-treatment sepiolite supported Fe_3O_4 nanocomposite powder was prepared via acid-treatment of sepiolite and microwave-assisted reflux method with a natural nanorod-like sepiolite. The prepared composite powder exhibited a superior adsorption capacity toward Sb(V) with the maximum adsorption capacity of 92.3 mg/g, which was greater than that of the unsupported Fe_3O_4 nanoparticles (i.e., 79.2 mg/g), acid-treatment sepiolite (i.e., 42.3 mg/g), and raw sepiolite (i.e., 35.6 mg/g). The adsorption behavior of Sb(V) followed the pseudo-second-order kinetic model and Langmuir model. The Sb(V) adsorption by magnetic nanocomposites mainly occurred via electrostatic interaction followed by chemical reactions. The prepared acid-treatment sepiolite supported Fe_3O_4 nanocomposite powder could be used as an ideal adsorbent for Sb(V) due to the facile fabrication, efficient adsorption performance and easy magnetic separation.

Keywords sepiolite; acid-treatment; magnetite; composite powder; antimony(V); adsorption

※ ※ ※ ※ ※ ※ ※ ※ ※ ※ ※ ※



于生慧，陕西科技大学环境科学与工程学院讲师，硕士生导师，陕西秦岭生态保护青年学者。主持和参国家自然科学基金、陕西省自然科学基金、秦岭生态科学考察等项目及科研课题 7 项。国内外学术刊物发表研究论文 20 余篇。主要研究方向为秦岭矿区生态保护与矿冶固废资源化。