海藻酸钠对蓝铁矿晶体生长和形态的影响分析

杨婷婷[1],李卫华[1*],张萍[1],陈智豪[1],刘怡心[2]

(1. 安徽建筑大学环境与能源工程学院,安徽省环境污染控制与资源化重点实验室,安徽　合肥　230601;2. 中国科学技术大学地球和空间科学学院,中国科学院壳幔物质与环境重点实验室,安徽　合肥　230026)

摘　要:以 NaH_2PO_4 模拟废水中的磷(P)源,$FeCl_2 \cdot 4H_2O$ 作为蓝铁矿结晶所需的铁源,海藻酸钠(SA)为胞外聚合物(EPS)进行蓝铁矿结晶试验,通过 XRD、FTIR、XPS、SEM、EDS 等表征手段考察 SA 对蓝铁矿晶体生长和形态的影响。结果表明:SA 分子可选择性地吸附和结合在 Fe 含量较高的晶面上,阻断活性生长位点,抑制蓝铁矿的生长,导致 P 回收率降低,使蓝铁矿晶体尺寸减小、形貌受损、结晶纯度下降。降低环境中 SA 浓度将更有利于蓝铁矿的结晶与回收。

关键词:蓝铁矿;海藻酸钠;胞外聚合物;磷回收;晶体形态

中图分类号:X703　　　**文献标志码**:B　　　**文章编号**:1006-2009(2025)06-0072-05

Research on the Influence of Sodium Alginate on the Growth and Morphology of Vivianite Crystals

YANG Tingting[1], LI Weihua[1*], ZHANG Ping[1], CHEN Zhihao[1], LIU Yixin[2]

(1. *School of Environmental and Energy Engineering, Anhui Jianzhu University, Anhui Provincial Key Laboratory of Environmental Pollution Control and Resource Recovery, Hefei, Anhui* 230601, *China*; 2. *School of Earth and Space Sciences, University of Science and Technology of China, Key Laboratory of Crust-Mantle Materials and Environments, Chinese Academy of Sciences, Hefei, Anhui* 230026, *China*)

Abstract: Vivianite crystallization experiments were conducted using NaH_2PO_4 to simulate the phosphorus source in wastewater, $FeCl_2 \cdot 4H_2O$ as the iron source, and sodium alginate(SA) as the extracellular polymeric substance(EPS). The influence of SA on the growth and morphology of vivianite crystals were investigated by XRD, FTIR, XPS, SEM and EDS characterization. The results showed that SA molecules could selectively adsorb and bind to the crystal faces with higher Fe content, blocking the active growth sites and inhibiting the growth of vivianite. This led to a decrease in the recovery rate of phosphorus, and a reduction in the size, morphology and purity of vivianite crystals. Reducing the concentration of SA in the environment would be more conductive to the crystallization and recovery of vivianite.

Key words: Vivianite; Sodium alginate; Extracellular polymeric substances; Phosphorus recovery; Crystal morphology

磷(P)是不可再生的有限资源,人们迫切关注的问题是怎样调节 P 过度开采造成的“P 危机”和 P 过量排放导致的“P 污染”两者之间的矛盾[1]。蓝铁矿[$Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$]是一种稳定的铁磷化合物,可用作 P 肥料和锂电池生产的原材料,并且颗粒大、纯度高的晶体具备较高收藏价值[2]。

目前,大量学者通过多方面工作和试验评估了

收稿日期:2024-07-31;**修订日期**:2025-10-20

基金项目:国家自然科学基金资助项目(52370021);安徽省教育厅创新团队基金资助项目(2022AH010019);安徽省教育厅重点基金资助项目(2022AH050258)

作者简介:杨婷婷(2000—),女,安徽合肥人,在读研究生,研究方向为水处理理论与技术。

* **通信作者**:李卫华,教授 E-mail: liweihua9@126.com

以合成蓝铁矿来回收 P 的可行性。大多数研究集中于特定的物化参数如 pH 值、溶解氧、铁磷比(Fe/P)、铁源、外源离子等对蓝铁矿结晶的影响[3],较少涉及有机质。实际上,含 P 废水或污泥中 P 释放伴随着高浓度的溶解性有机质存在,以化学需氧量计,达到几百上千甚至上万 mg/L[4-5],其中胞外聚合物(EPS)是一种复杂的有机高分子聚合物,主要由多糖和蛋白质组成[6],影响多种矿物晶体的成核和生长,包括鸟粪石、羟基磷灰石、白云石和重晶石等[7]。然而,EPS 在蓝铁矿结晶和形态过程中发生的确切作用仍旧不明。EPS 组成极其复杂,海藻酸钠(SA)是一种天然存在的无毒多糖,表现出与 EPS 相似的性质[8]。今选取 SA 作为 EPS 的模型,从指标、晶体结构、形貌、作用机理等多种角度系统考察不同浓度 SA 对蓝铁矿形成过程的影响,以期为 EPS 在蓝铁矿结晶过程中的作用提供新的见解。

1　试验

1.1　主要仪器与试剂

Thermo Nicolet iS10 型傅里叶红外光谱仪,美国 Thermo Fisher Scientific;F-4600 型紫外分光光度计,日本日立公司;Smartlab XRD 型 X 射线衍射仪,日本 Rigaku;ESCALAB QXi 型 X 射线光电子能谱仪,美国 Thermo Fisher Scientific;Sigma 300 型扫描电镜和能谱仪,德国 Carl Zeiss AG;Zetasizer Nano ZS 型激光粒度分析仪,英国 Malvern Instruments;Zetasizer Nano ZS90 型电位分析仪,英国 Malvern。

SA、磷酸二氢钠(NaH_2PO_4)、四水合氯化亚铁($FeCl_2 \cdot 4H_2O$)、氢氧化钠(NaOH)、抗坏血酸、钼酸铵、盐酸羟胺、邻菲罗啉、乙酸,均为分析纯;盐酸(HCl)、硫酸(H_2SO_4)为优级纯;试验用水为去离子水。

1.2　结晶试验

使用 NaH_2PO_4 模拟废水中的磷源,蓝铁矿结晶所需的铁源选取污水厂中常用的 $FeCl_2 \cdot 4H_2O$ 混凝剂。配制 0.3 mol/L 的 PO_4^{3-} 储备液、0.45 mol/L 的 Fe^{2+} 储备液,以及 2 g/L 的 SA 储备液。模拟废水中 PO_4^{3-} 设定为 465 mg/L, Fe/P 摩尔比设为 1.5。一般污泥厌氧消化后,上清液中多糖在几十 mg/L 到上千 mg/L 区间内[9-10],故设定模拟废水中 SA 质量浓度梯度为 0 mg/L、50 mg/L、100 mg/L、300 mg/L、500 mg/L、700 mg/L、900 mg/L,用以探究 SA 质量浓度对蓝铁矿结晶的影响。

将模拟废水转移到 100 mL 血清瓶中,加入 Fe^{2+} 储备液(该过程在抗坏血酸环境或持续通氮气的环境下进行),用 NaOH 溶液快速调节 pH 值到 7.0,并用氮气吹扫 2 min 后旋紧瓶盖,磁力搅拌 30 min,静置沉淀 5 h。将反应结束后的混合溶液 8 000 r/min 离心 5 min,过滤后测定上清液中的 PO_4^{3-}、Fe^{2+}。将离心之后剩余的固体进行冷冻干燥处理,并研磨成粉末封存,用于后续检测分析。

1.3　测定与表征

PO_4^{3-} 和 Fe^{2+} 分别采用钼酸铵分光光度法和邻菲罗啉分光光度法测定;通过 X 射线衍射仪(XRD)测定回收产物的晶型来鉴别物质组成;将样品进行压片后用傅里叶红外光谱仪(FTIR)分析;采用 X 射线光电子能谱仪(XPS)对样品进行元素分析;通过激光粒度分析仪对回收产物进行粒径分析;用 Zeta 电位分析仪测定回收产物表面的 Zeta 电位;由场发射扫描电子显微镜(FE-SEM)对样品的形貌和结构进行分析。

2　结果与讨论

2.1　不同浓度 SA 条件下的参数变化

蓝铁矿结晶试验反应结束后,取一定量混合液离心获取上清液,发现随着 SA 投加量不断增大,上清液中 PO_4^{3-}、Fe^{2+} 值逐渐增高,说明 P 回收率及 Fe 利用率皆受到了影响。在不添加 SA 的情况下,反应后上清液 PO_4^{3-} 剩余量为 7.71 mg/L,P 回收率高达 98.34%;当 SA 添加量为 100 mg/L 时,反应后上清液 PO_4^{3-} 剩余量为 17.80 mg/L,P 回收率为 96.60%,指标影响波动不大;当 SA 添加量达到 900 mg/L 时,反应后上清液中 PO_4^{3-} 的剩余量高达 56.38 mg/L,P 回收率显著下降,仅为 88%。表明低质量浓度 SA 对 P 回收有轻微的抑制效果,高质量浓度(900 mg/L)时,SA 对 P 回收的抑制效果显著。Fe 利用率与 P 回收率变化规律相似,高质量浓度 SA 使 Fe 的利用率大幅降低。研究表明,SA 中的羧基(—COOH)对二价金属离子具有较强的吸附能力。当 SA 存在于水溶液中,一方面,羧基可与 Fe^{2+} 结合形成络合物[11],即通过与 PO_4^{3-} 竞争 Fe^{2+},消耗了可用于蓝铁矿结晶的 Fe^{2+} 量,导致上清液 P 残余量增多,即 P 回收率下降,对蓝铁矿结晶造成不利影响[12];另一方面,SA 可以吸附和掩

蔽晶体表面的活性生长位点,从而抑制晶体的生长[13],导致 P 回收率下降。

2.2　蓝铁矿结晶产物的表征与分析

2.2.1　结构与物相分析

为了确定不同 SA 浓度下回收产物的主要组成物质,采用 XRD 对其进行表征。结果表明,未添加 SA 组得到的 P 回收产物 XRD 图谱在 2θ 为 11.053°、13.052°、18.053°、23.146°、27.859°、30.061°和 33.024°处出现一系列清晰的衍射峰,通过 Jade 软件分析,对应的米勒指数分别为(110)(20)(200)(-201)(-131)(201)和(41)。与蓝铁矿晶体标准图谱的特征峰高度吻合(PDF#83-2453),该 P 回收产物为蓝铁矿得到验证。试验过程中加入不同质量浓度的 SA 后,得到的回收产物衍射峰位置未发生明显变动,说明回收产物的晶型并没有因 SA 的存在而发生改变。随着 SA 加入结晶介质中,在其低浓度时回收产物的图谱与标准图谱相似,随着质量浓度逐渐增高直至增加到 900 mg/L 时,衍射峰峰强发生变化,峰位出现轻微移动,蓝铁矿晶体(110)和(20)晶面的相对强度逐渐减弱,并且多处衍射峰宽度发生变化。这是由于 SA 分子吸附于晶体表面,通过抑制特定晶面生长,引发了晶格应变和缺陷,从而导致峰位移动和变化[14]。上述现象说明 P 回收产物的结晶度有所下降,即 SA 可以影响蓝铁矿晶体的形貌[15]。

2.2.2　官能团与元素分析

天然有机质通过官能团与阳离子络合来影响结晶过程[16]。采用 FTIR 探究析晶过程中蓝铁矿与 SA 中官能团的相互作用,天然蓝铁矿、SA、300 mg/L SA 条件下蓝铁矿结晶产物的 FTIR 分析结果分别见图 1(a)—(c)。由图 1(c)可见,蓝铁矿结晶产物 FTIR 谱图中出现的一系列吸收峰与天然蓝铁矿吸收峰一一对应,进一步证实该产物为蓝铁矿。3 700 cm^{-1} ~ 3 148 cm^{-1} 的宽峰是由于—OH 的伸缩振动引起[17],1 622 cm^{-1} 处的吸收峰是蓝铁矿结晶水中的氢键弯曲振动引起的;1 042 cm^{-1}、970 cm^{-1} 和 938 cm^{-1} 3 处的吸收峰为 P—O/P ═O 的伸缩振动区,而在 815 cm^{-1} 处的吸收峰则是由水分子中强氢键振动引起[18]。对比 SA 分子中有机官能团对应的谱带,发现随着 SA 的加入,P 回收产物在 1 416 cm^{-1} 处显现出新的吸收峰,经分析新峰是由于—COOH 的伸缩振动而产生,正好对应于 SA 谱带中的—COOH 基团[19],—COOH 可与阳离子发生络合反应,并且光谱中多处峰强发生变化。这可能是由于 SA 中的—COOH 与 Fe^{2+} 发生络合作用,体系中的 PO_4^{3-} 与吸附的 Fe^{2+} 相结合,最终形成不溶性 SA-蓝铁矿络合物。以上结果表明,SA 分子参与了蓝铁矿的结晶反应,与蓝铁矿共沉淀并保留在蓝铁矿晶体中,从而影响蓝铁矿在异相成核中的结晶。

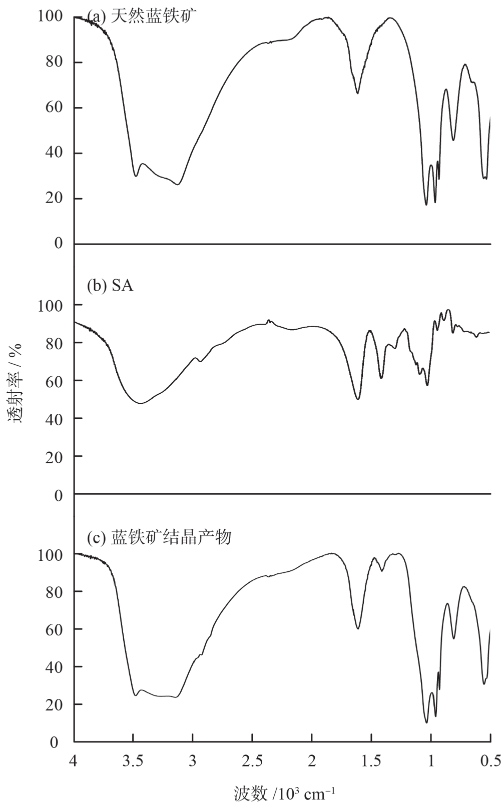

图 1　FTIR 分析结果

Fig. 1　Analysis results by FTIR

采用 XPS 分析无 SA 和有 SA(900 mg/L)条件下蓝铁矿晶体表面的元素状态。除蓝铁矿中的 O、P、Fe 元素外,还检测到 C 和 Na 元素,推测大部分来自 SA。根据峰强和结合能位移分析,有 SA 组的不定碳(C—C/C ═C)、C ═O 和—COOH 3 个峰强度皆高于无 SA 组,—COOH 峰差更为显著,表明投加 SA 后蓝铁矿表面富集了更多有机物,且 SA 中大量—COOH 参与到蓝铁矿的结晶反应中,与回收产物共沉淀。此外,有 SA 组蓝铁矿晶体的 C ═O 结合能往高值方向位移,而 P—OH 和 P ═O 基团结合能则皆往低值方向位移。这可能归因于 SA 中的 C ═O 与蓝铁矿晶体的—OH 之间产生了分

子内氢键[20]。添加 SA 后 Fe 的去卷积峰结合能也发生了偏移,很可能是 SA 中—COOH 与蓝铁矿中 Fe 基团发生了一定的相互作用[21]。这些峰的位移可以作为 C ═O 和—COOH 与蓝铁矿晶体之间相互作用的证据之一,导致 SA 在晶体表面的吸附[14]。

2.2.3　Zeta 电位和粒径分析

通常情况下,颗粒表面的 Zeta 电位(绝对值)越高,颗粒之间的静电斥力越强,从而削弱了颗粒之间的引力,导致颗粒之间结合能力越弱,体系更趋向于分散[22];反之,Zeta 电位(绝对值)越低,体系内分散颗粒越趋向于凝聚[23],有利于晶体生长。上述研究中,未添加 SA 的纯介质中制备的蓝铁矿晶体 Zeta 电位为-18.5 mV,呈电负性;添加 SA 后 Zeta 电位随着 SA 质量浓度的升高而降低,质量浓度达到 900 mg/L 时,晶体表面的 Zeta 电位下降至-58.1 mV,变化显著。这可能是由于 SA 吸附和掩蔽了蓝铁矿晶体表面的生长位点,导致晶体表面 Zeta 电位降低,增强了溶液中蓝铁矿晶体之间的静电斥力,影响了颗粒之间的碰撞、聚集、沉降,从而导致晶体生长受到抑制[24]。

试验过程中,无 SA 和低质量浓度 SA 组的晶体沉降性能良好,沉淀后上清液较清澈。推测是由于少量的 SA 与 Fe^{2+} 形成胶状物,可以发挥絮凝剂的作用,有利于形成晶体沉降物[25]。SA 质量浓度较高时,蓝铁矿晶体沉降性能变差,上清液浊度增高。对比观察,低质量浓度 SA 对回收产物的粒径影响较小,当 SA 的质量浓度逐渐增加至较高区间时,产物粒径开始逐渐变小,尤其当质量浓度达到 900 mg/L 时,回收产物粒径显著减小。较小的粒径可能归因于负的 Zeta 电位使晶体无法团聚,且高浓度 SA 导致溶液黏稠度提高,细小晶体之间的碰撞机会及碰撞强度均大幅减小,影响了晶体之间的聚合,也导致回收产物整体趋向于小粒径分布。

2.2.4　形貌分析

蓝铁矿晶体形貌可以是棒状、条状、蝴蝶状、枝状和板状[26],这与生长参数密切相关。0 mg/L、50 mg/L、300 mg/L、700 mg/L、900 mg/L 的 SA 条件下蓝铁矿晶体 SEM 表征分别见图 2(a)—(e)。

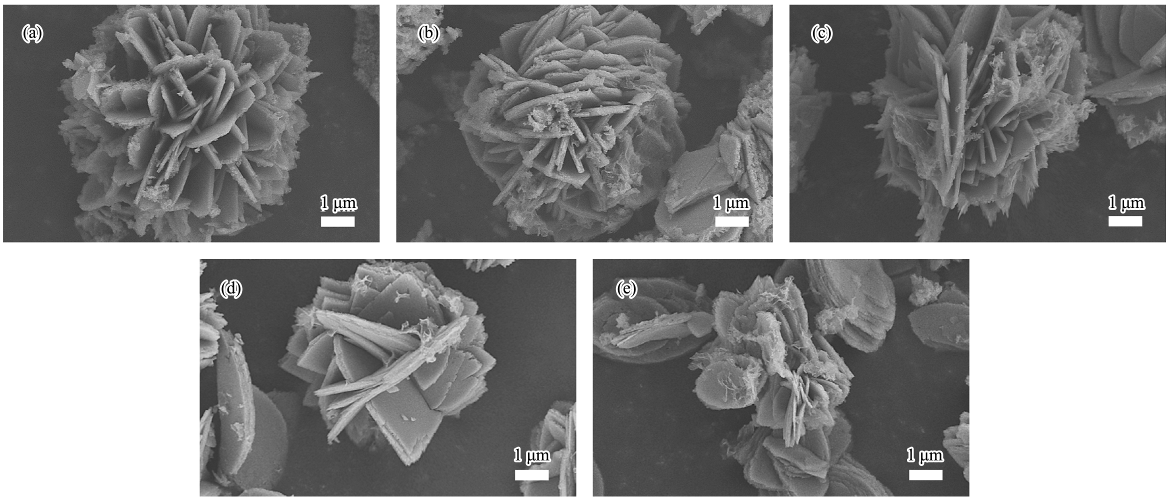

图 2　不同 SA 质量浓度下回收产物的 SEM 表征

Fig. 2　SEM characterization of the recovered products at different SA mass concentrations

由图 2 可见,未添加 SA 时,合成的蓝铁矿主要由高均匀性的分枝花梗状晶体组成,晶体为光滑干净的单层板状聚合物;当 SA 为 50 mg/L 时,得到的蓝铁矿晶体形状几乎未发生变化;当 SA 为 300 mg/L 时,可能少量 SA 与 Fe^{2+} 形成胶状物,起到絮凝剂的作用,形成的蓝铁矿个体体积减小,个体与个体之间相互粘附,回收产物整体形貌不再是边界清晰的花状晶体;当 SA 为 700 mg/L 时,部分蓝铁矿晶体变成光滑的板状,晶瓣层数稀薄,晶体体积减小;当 SA 增加到 900 mg/L 时,蓝铁矿晶体体积明显减小,维度降低,形状扭曲,大小不均,还观察到少量无规则絮状的非晶态物质附着在晶体表面,推测其为结晶反应过程中共沉淀的有机物[18]。综上所述,高浓度 SA 不仅显著影响蓝铁矿

的形貌,还有效抑制蓝铁矿晶体生长。

根据能量色散 X 射线光谱(EDS)结果反馈,回收产物 Fe/P 的平均摩尔比均为 1.6 左右,这与蓝铁矿的化学计量 Fe/P 摩尔比 1.5 相近。随着 SA 浓度升高,回收产物中 C 占比增大,P、Fe 占比减小,说明 SA 不断加入,蓝铁矿表面富集了更多有机物,并且 SA 参与到蓝铁矿结晶反应,抑制了结晶效果。由此可推测,造成蓝铁矿晶体形貌变化的主要原因可能是 SA 通过静电、化学键和疏水性等吸附在蓝铁矿表面[27],影响了晶体形状和纯度,并掩蔽活性生长位点,抑制了晶体生长。此外,蓝铁矿晶体形貌变化会影响蓝铁矿的利用,值得进一步研究。

2.3　作用机理分析

通过 FTIR 和 XPS 分析发现有机物会参与蓝铁矿结晶的合成,SA 中与蓝铁矿晶体相互作用的主要官能团是—COOH 和 C ═O。一方面,SA 中的 C ═O 会与蓝铁矿晶体的—OH 形成氢键;另一方面,SA 中的—COOH 侧链可以富集 Fe^{2+} 形成 COOH—Fe^{2+} 络合物,这部分 Fe^{2+} 活性虽然降低但并未失活,PO_4^{3-} 可与络合物固定的 Fe^{2+} 相结合,即形成不溶性的 SA-蓝铁矿络合物。SA 的存在还可以作为基底,调节产物形态,当浓度升高时,大量 SA 吸附在晶体表面,会掩蔽活性生长位点,降低晶体表面 Zeta 电位,晶体生长受到抑制。此外,高浓度 SA 会增加溶液黏度,影响小晶体之间的碰撞、聚集、沉降。综上所述,高浓度 SA 的存在会抑制 P 回收效率,并显著负面影响蓝铁矿结晶形貌和体积,不利于从废水中可持续回收蓝铁矿。

3　结语

本研究系统阐明了 SA 作为 EPS 模型对蓝铁矿结晶过程的抑制效应与作用机理。结果表明,SA 的存在对蓝铁矿结晶普遍表现为抑制作用。当 SA 质量浓度低于 100 mg/L 时,其对 P 回收效率与晶体形貌的影响较弱,且有利于在含有机质废水中实现高效的蓝铁矿结晶回收;当 SA 质量浓度高于 300 mg/L 并持续升高至 900 mg/L 时,将导致 P 回收率显著下降、晶体结晶度降低、粒径变小、纯度下降及形貌恶化。该研究结果为 EPS 在废水蓝铁矿结晶中的作用提供了新的见解,这将有助于改进蓝铁矿结晶技术。

［参考文献］

[1] 甘曼琴,荚力,黄瑜,等.合肥市环巢湖地区种植业面源污染监测与评价[J].环境监测管理与技术,2021,33(1):28-32.

[2] 郝晓地,周健,王崇臣,等.污水 P 回收新产物——蓝铁矿[J].环境科学学报,2018,38(11):4223-4234.

[3] 刘怡心,夏琼霞,李卫华.从污泥中回收蓝铁矿的研究进展[J].环境科学与技术,2023,46(9):129-137.

[4] CHEN Y F,PING Q,LI D J,et al. Comprehensive insights into the impact of pretreatment on anaerobic digestion of waste active sludge from perspectives of organic matter composition,thermodynamics, and multi-omics [J]. Water Research, 2022, 226:119240.

[5] LU Q H,YU Z H,WANG L,et al. Sludge pre-treatments change performance and microbiome in methanogenic sludge digesters by releasing different sludge organic matter[J]. Bioresource Technology,2020,316:123909.

[6] SHENG G P, YU H Q, LI X Y. Extracellular polymeric substances(EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems:A review[J]. Biotechnology Advances,2010, 28(6):882-894.

[7] LI H,ZHAO T L,QIAN F J,et al. A model of extracellular polymeric substances on crystal growth and morphogenesis of struvite: Effects of sodium alginate[J]. Powder Technology,2021,380: 80-88.

[8] LIN Y M, SHARMA P K, VAN LOOSDRECHT M C M. The chemical and mechanical differences between alginate-like exopolysaccharides isolated from aerobic flocculent sludge and aerobic granular sludge[J]. Water Research,2013,47(1): 57-65.

[9] GAO J,LI L,YUAN S J,et al. The neglected effects of polysaccharide transformation on sludge humification during anaerobic digestion with thermal hydrolysis pretreatment[J]. Water Research,2022,226:119249.

[10] 刘宝村,周集体,金若菲,等.热碱法处理污泥沼渣及其厌氧发酵性能研究[J].环境工程,2023,41(9):166-173.

[11] RATHINAM K,SANKARAN M. Removal of Cr(Ⅵ) ions by adsorption onto sodium alginate-polyaniline nanofibers[J]. International Journal of Biological Macromolecules,2015,72:711-717.

[12] 王维,邵翔,叶飞,等.典型因素对含锌废盐酸制备磷酸锌的影响机制研究[J].环境监测管理与技术,2022,34(6): 43-46.

[13] LIN W,HONG T Q,LI X Y,et al. New insights into the adsorption behavior and mechanism of alginic acid onto struvite crystals[J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 358: 1074-1082.

[14] SEVGI P,PERVIZ S. Preparation,characterization and kinetic evaluation of struvite in various carboxylic acids[J]. Journal of Crystal Growth,2020,531:125339.

(下转第 87 页)

[J]. Clinical Toxicology,2014,52(4):446-447.

[4] 衷从强,梁林玥,韩卫清,等. 电催化氧化处理三唑类杀菌剂模拟废水[J]. 环境工程学报,2016,10(2):755-760.

[5] 葛梦圆,刘真真,狄伟轩,等. 三维 Al-TCPP MOF 纳米片对 16 种三唑类杀菌剂的吸附去除研究[J]. 农药学学报,2024,26(2):380-389.

[6] DENG H Y, MA X Y, WANG Y F, et al. Preparation of multi-modified/carbonized/gelatinized starch and its de-risking effect on Cd(Ⅱ) and hymexazol in wastewater[J]. International Journal of Biological Macromolecules,2024,278:134768.

[7] SHADMEHR J, SEDAGHATI F, ZEINALI S. Efficient elimination of propiconazole fungicide from aqueous environments by nanoporous MIL-101(Cr): process optimization and assessment[J]. International Journal of Environmental Science and Technology,2021,18(10):2937.

[8] 陈慧萍,许春丽,上官文杰,等. 金属有机骨架材料用于农药吸附和负载的最新研究进展[J]. 现代农药,2024,23(3):23-32.

[9] ZHEN X T, YU Y L, SHI M Z, et al. Activated carbon derived from hawthorn kernel waste for rapid adsorption of fungicides[J]. Surfaces and Interfaces,2022,28:101700.

[10] LI G, LI J, TAN W, et al. Effectiveness and mechanisms of the adsorption of carbendazim from wastewater onto commercial activated carbon[J]. Chemosphere,2022,304:135231.

[11] LI K, NI X, WU Q, et al. Carbon-based fibers: fabrication, characterization and application[J]. Advanced Fiber Materials, 2022,4(4):631-682.

[12] ELIZALDE-MATA A, TREJO-CABALLERO M E, YÁNEZ-JIMÉNEZ F, et al. Assessment of *Caribbean sargassum* species for nanocellulose foams production: An effective and environmentally friendly material to water-emerging pollutants removal[J]. Separation and Purification Technology,2024,341:126627.

[13] 周剑,刘勇琼,廖英强. 炭纤维应用的研究进展[J]. 炭素技术,2018,37(2):8-12.

[14] VUKČEVIĆ M M, KALIJADIS A M, VASILJEVIĆ T M, et al. Production of activated carbon derived from waste hemp(*Cannabis sativa*) fibers and its performance in pesticide adsorption[J]. Microporous and Mesoporous Materials, 2015, 214: 156-165.

[15] 张雪平,俞杰,李永国,等. 活性炭纤维疏水改性对其吸附性能影响的研究进展[J]. 应用化工,2021,50(S1):329-332.

[16] 张淑娟,顾鹏,张鹏,等. 表面改性碳纤维对肼类废水吸附研究[J]. 应用化工,2016,45(S2):294-297.

[17] 王尹菲,邓红艳,李文斌,等. 入侵植物凋落物浸提液对紫色土吸附金霉素的影响[J]. 环境监测与管理技术,2023,35(1):55-58.

[18] DENG H Y, SONG Y T, LI W B, et al. Performance and economy of antibiotic adsorption by the composite of plant decomposed liquid, chemical modifier, and clay[J]. Process Safety and Environmental Protection,2024,192:1408-1419.

[19] 许京倩,宋点雨,李文斌,等. 有机-无机酸复合改性生物炭对 3 种抗生素的吸附[J]. 环境监测与管理技术,2024,36(5):79-82.

本栏目编辑　吴珊

(上接第 76 页)

[15] ZHEN Z, HU D L, REN W C, et al. Effect of humic substances on phosphorus removal by struvite precipitation[J]. Chemosphere, 2015,141:94-99.

[16] LIAO P, PAN C, DING W Y, et al. Formation and transport of Cr(Ⅲ)-NOM-Fe colloids upon reaction of Cr(Ⅵ) with NOM-Fe(Ⅱ) colloids at anoxic-oxic interfaces[J]. Environmental Science & Technology,2020,54(7):4256-4266.

[17] 欧洋洋,冯丽娟,刘安蓉,等. 酸改性污泥基复合陶粒对 Pb^{2+} 的吸附性能研究[J]. 环境监测管理与技术,2024,36(2):60-63.

[18] 李长玉. 基于蓝铁矿结晶法的污水及污泥中 P 回收技术研究[D]. 烟台:中国科学院大学(中国科学院烟台海岸带研究所),2021.

[19] 王笑成,马林,马云,等. 壳聚糖季铵盐改性膨润土-海藻酸钠-甲草胺复合凝胶缓释颗粒的制备、表征及其释放性能研究[J]. 农药学学报,2024,26(3):570-582.

[20] ZHOU S B, ZHENG X T, YU X J, et al. Hydrogen bonding interaction of poly(*D*,*L*-lactide)/hydroxyapatite nanocomposites[J]. Chemistry of Materials: A Publication of the American Chemistry Society,2007,19(26):247-253.

[21] LI Q, LIU X C, HOU N N, et al. Roles of humic acid on vivianite crystallization in heterogeneous nucleation for phosphorus recovery[J]. Journal of Cleaner Production,2022,367:133056.

[22] 王钦清. 二氧化钛改性及其性能研究[D]. 无锡:江南大学,2010.

[23] ZHANG C, HU D X, YANG R J, et al. Effect of sodium alginate on phosphorus recovery by vivianite precipitation[J]. Journal of Environmental Sciences,2020,93:164-169.

[24] JOPHAT E, MAREK P. Adsorption of anionic polymers on hematite-A study of zeta potential distributions[J]. Minerals Engineering,2020,148:106225.

[25] WU J, ZHENG H, ZHANG F, et al. Iron-carbon composite from carbonization of iron-crosslinked sodium alginate for Cr(Ⅵ) removal[J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 362: 21-29.

[26] ZELIBOR J L, SENFTLE F E, REINHARDT J L. A proposed mechanism for the formation of spherical vivianite crystal aggregates in sediments[J]. Sedimentary Geology, 1988, 59(1/2):125-142.

[27] LIN W, TIAN Q H, LIU H B, et al. The effect of sodium alginate on struvite crystallization in aqueous solution: A kinetics study[J]. Journal of Crystal Growth,2017,473:60-65.