

# 铁-钙-炭强化污泥深度脱水及污泥基生物炭制备

矫洪铭<sup>1,2</sup>, 付亮<sup>1,2,\*</sup>, 周盈盈<sup>1,2</sup>, 王叙溶<sup>1,2</sup>, 张蕾蕾<sup>1,2</sup>, 高永琳<sup>3</sup>, 周丹丹<sup>1,2</sup>

(1. 东北师范大学 东北水污染低碳治理与绿色发展教育部工程研究中心, 吉林 长春 130117;

2. 东北师范大学 环境学院 吉林省水污染控制与资源化工程实验室, 吉林 长春 130117;

3. 广东清境世嘉环境技术有限公司, 广东 珠海 519085)

**摘要:**污泥脱水是污泥处置及资源化的重要前提。在实际工程中,常规使用  $\text{FeCl}_3$  作为污泥调理剂时,对于一些剩余污泥的强化脱水效果较差,无法满足后续处置的含水率要求。本研究以脱水困难的剩余污泥为研究对象,探究了  $\text{FeCl}_3$ 、 $\text{CaO}$  和生物炭协同强化污泥深度脱水效果及其资源化利用途径。研究发现,在  $\text{FeCl}_3$  调理污泥污水的最佳条件下,引入  $\text{CaO}$  和生物炭可以进一步提高脱水效果。对于脱水困难的剩余污泥(单独  $\text{FeCl}_3$  调理,最佳脱水情况下泥饼含水率仍有 60%~70%),当  $\text{FeCl}_3$  浓度为 9%、 $\text{CaO}$  浓度为 2%、生物炭浓度为 2%,压滤时间为 7 min 时,机械脱水后泥饼含水率可降低至 44.08%,满足后续处置的含水率要求,并且滤液 pH 接近中性,不会增加滤液处理负担。脱水后的泥饼中含有 Fe、Ca 元素,在 400 °C 条件下制备高性能生物炭,具有较高的比表面积和孔容,表面富含含氧官能团,可以高效去除水中  $\text{Cr}^{6+}$ ,吸附量为 26.51 mg/g。本研究建立了铁-钙-炭协同强化污泥深度脱水及其制备高性能污泥生物炭的技术策略,为难脱水剩余污泥的处理和资源化利用提供了科学依据和技术参考。

**关键词:**污泥脱水;氯化铁;氧化钙;生物炭;响应曲面法

中图分类号:X705

文献标识码:A

## Iron-calcium-biochar enhanced sludge deep dewatering and sludge-based biochar preparation

JIAO Hongming<sup>1,2</sup>, FU Liang<sup>1,2,\*</sup>, ZHOU Yingying<sup>1,2</sup>, WANG Xurong<sup>1,2</sup>,  
ZHANG Leilei<sup>1,2</sup>, Gao Yonglin<sup>3</sup>, ZHOU Dandan<sup>1,2</sup>

(1. *Engineering Research Center of Low-Carbon Treatment and Green Development of Polluted Water in Northeast China, Northeast Normal University, Changchun 130117, China*; 2. *Ministry of Education and Jilin Engineering Lab for Water Pollution Control and Resources Recovery, School of Environment, Northeast Normal University, Changchun 130117, China*; 3. *Guangdong Qingjing Shijia Environmental Technology Co., Ltd., Zhuhai 519085, China*)

**Abstract:** Sludge dewatering is a crucial step in sludge disposal and resource recovery. While  $\text{FeCl}_3$  is commonly used to enhance sludge dewatering, it is ineffective for some residual sludges, resulting in a high moisture content in the sludge cake that fails to meet subsequent disposal requirements. In this study, we explored the synergistic effect of  $\text{FeCl}_3$ ,  $\text{CaO}$ , and biochar on the difficult dewatering residual sludge and its resource utilization. Under the optimal sludge dewatering with  $\text{FeCl}_3$  addition,  $\text{CaO}$  and biochar supplements could further enhance dewatering efficiency. When  $\text{FeCl}_3$  addition alone was used for the difficult-to-dewater residual sludge, the moisture content in the sludge cake was still as high as 60%~70% under optimal conditions ( $\text{FeCl}_3$  9%). However, at this  $\text{FeCl}_3$  optimal conditions,  $\text{CaO}$  (2%) and biochar (2%) were added and then pressure filtrated for 7 minutes, the moisture content of the sludge cake could reduce to 44.08%, meeting the disposal requirements. Further-

收稿日期:2023-11-29

DOI:10.20078/j.eep.20231209

基金项目:吉林省自然科学基金资助项目(YDZJ202201ZYTS482);国家级大学生创新创业训练计划资助项目(202310200087)

作者简介:矫洪铭(1997—),男,吉林四平人,硕士研究生,研究方向为固体废物处理与处置。E-mail: jhm\_nenu@163.com

通讯作者:付亮(1988—),女,吉林长春人,副教授,研究方向为污水处理与资源化理论与技术。E-mail: ful988@nenu.edu.cn

more, the pH of the filtrate remained close to neutral, thus avoiding additional burden on the filtrate treatment process. The dehydrated sludge cake containing Fe and Ca elements were utilized to produce high-performance biochar under 400 °C. This biochar have large surface area and pore volume, and the surfaces rich in oxygen-containing functional groups. Notably, it showed remarkable efficiency in removing  $\text{Cr}^{6+}$ , with an impressive adsorption capacity of 26.51 mg/g. This study has developed a comprehensive technical strategy to enhance the deep dewatering of difficult dewatering residual sludge and prepare high-performance sludge biochar, providing a valuable scientific basis and technical reference for the treatment and resource utilization of difficult dewatering residual sludge.

**Keywords:** Sludge dewatering;  $\text{FeCl}_3$ ;  $\text{CaO}$ ; Biochar; Response surface methodology

## 0 引言

2021 年我国城市污水处理厂的污水处理能力已达到 2.17 亿  $\text{m}^3/\text{d}$ 。根据经验,处理 1 万  $\text{m}^3$  污水可产生 1.5 t 干污泥,每天可产生干污泥 3.22 万 t,约合含水率 80% 的污泥 16.1 万 t/d。目前,我国剩余污泥年产量高达 4 592 万  $\text{t}^{[1]}$ 。“十四五”城镇污水处理及资源化利用发展规划提出要破解污泥处置难点,实现无害化、推进资源化,城市污泥无害化处理率达到 90%<sup>[2]</sup>。污泥处置方法主要有填埋、堆肥、自然干化、焚烧,占比分别为 65%、15%、6%、3%<sup>[3]</sup>。不同的污水处理技术对含水率要求也不同,通常要求含水率分别低于 30%、45%、60% 等限值。通常污泥浓缩后含水率仍有 80% 左右,因此污泥脱水是污泥处理处置的关键前提。

污泥中的水分为自由水与结合水,也可以细分为自由水、间隙水、表面结合水与细胞内部水<sup>[4]</sup>,其中结合水是影响污泥脱水性能的关键。直接机械脱水无法去除结合水,脱水后污泥含水率通常在 60%,深度脱水可将含水率降低至 45% 以下。由于污泥的耐压缩性、胞外聚合物的高亲水性导致污泥脱水困难<sup>[5-6]</sup>。添加化学调理剂可以改变污泥颗粒间的相互吸引和排斥力、污泥絮体结构,从而改善脱水性能、提高脱水速率。铁盐是最为常用的一类污泥调理剂,然而对于不同来源的污泥,其强化脱水效果存在明显差异<sup>[7]</sup>,某些污泥采用铁盐调理后脱水效果无法满足后续污泥处置含水率的要求。

理论上,多种化学调理剂与助滤剂协同使用可进一步提高污泥脱水效果。铁盐强化污泥脱水主要通过三价阳离子中和污泥负电荷,通过压缩双电层作用破坏污泥颗粒的稳定性,去除表面吸附水<sup>[8]</sup>。在此基础上,引入氧化钙可以增加 pH,

破坏细胞壁、酶、RNA、细胞组织等,破坏蛋白、多糖的结合水,将其转变为吸附水<sup>[9]</sup>。加入生物炭可使絮体形成骨架构建体,增强絮体强度,提高污泥的可压缩性,使污泥在高压下仍保持多孔结构,水分可以有效排出,提高污泥的脱水效率<sup>[10]</sup>。此外,污泥脱水后化学调理剂大部分残留在泥饼中,理论上将深度脱水后的泥饼制备成生物炭,获得的生物炭相当于是经过铁、钙改性的高性能生物炭,具有优越的吸附性能,可用于水处理等过程,以实现污泥处理和资源化利用。

基于上述的研究思路,本研究以脱水困难的市政污泥为例,开发了  $\text{FeCl}_3$ 、 $\text{CaO}$ 、生物炭强化污泥深度脱水方法,获得药剂用量、脱水时间等最佳条件参数。此外,从资源化角度出发利用泥饼制备污泥基生物炭,优化泥饼制备生物炭条件,表征其材料性能并探究其吸附重金属效果。本研究可以为脱水困难污泥的处理和资源化提供科学依据和技术参考。

## 1 材料方法

### 1.1 材料仪器

污泥来源于广东清境世嘉环境技术有限公司的实际工程项目, $\text{FeCl}_3$ 、 $\text{CaO}$  购自国药集团化学试剂有限公司,秸秆炭、稻壳炭购自河南利泽环保科技有限公司。污泥脱水采用的是自主研发的单柱式压滤机,最大压力为 25 MPa,采用水分快速测定仪(深圳市速塞电子科技有限公司,ZS-005)测定泥饼含水率。

### 1.2 污泥脱水实验设计

不同种类污泥脱水:选取实际脱水工程的不同种类污泥进行脱水实验,参照实际工程脱水条件,化学调理剂为浓度为 30%  $\text{FeCl}_3$  溶液,添加比例为 5% (调理剂溶液质量/污泥湿重),机械脱水压力为 8 MPa,压滤时间为 3 min,测定泥饼含水率。

铁-钙-炭强化污泥脱水:选取脱水效果差的污泥,考察 FeCl<sub>3</sub>投加比例和脱水时间的影响。在最佳的 FeCl<sub>3</sub> 投加量和压滤时间的条件下,以 FeCl<sub>3</sub>最佳投加剂量为基础,分别补充 CaO、秸秆炭、稻壳炭,考察 FeCl<sub>3</sub>-CaO、FeCl<sub>3</sub>-生物炭的强化污泥脱水效果;在优选的 FeCl<sub>3</sub>-CaO 最佳剂量下,添加不同剂量生物炭,考察 FeCl<sub>3</sub>-CaO-生物炭三者协同的脱水效果。

响应曲面设计优化污泥脱水参数:根据单因素实验结果,选择 FeCl<sub>3</sub>投加比例为 0~12%、CaO 投加比例 0~8%、生物炭投加比例 0~8%、压滤时间 0~16 min 为设计变量和参数区间,以含水率、滤液 pH、成本为响应值,采用 Desgin-Expert 8.0.6 软件,中心组合设计方法 (Central Composite Desgin, CCD) 设计四因素五水平的响应曲面实验,优化最佳的污泥脱水参数。

1.3 泥饼生物炭制备及应用

污泥生物炭制备:污泥脱水后泥饼置于 105 ℃烘箱中烘干。干污泥放入瓷舟置于马弗炉制备生物炭,考察不同温度 200、400、700 ℃对生物炭制备的影响。具体条件如下:抽真空至 -0.1 Pa,充氮气至 0 Pa 保持无氧状态,程序升温速度为 5 ℃/min,在特定温度下烧制 3 h,然后以 10 ℃/min 的速度降温。

污泥生物炭分析表征:采用扫描电子显微镜 (TESCAN MIRA LMS, 捷克) 分析生物炭的形貌;

采用 X 射线光电子能谱仪 (Thermo Scientific K-Alpha, 美国) 分析铁、钙、炭元素分布;采用红外光谱仪 (赛默飞 IS50) 分析生物炭表面官能团;采用全自动比表面及孔隙度分析仪 (Quantachrome Autosorb IQ3) 测定生物炭比表面积、孔容的孔径。

污泥生物炭吸附除铬:采用 K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> 配制 Cr<sup>6+</sup> 浓度为 20 mg/L 的溶液,分别投加不同剂量的污泥生物炭,考察 6 h 内 Cr<sup>6+</sup> 的吸附去除效果。采用电感耦合等离子体光谱仪 (铂金埃尔默 Avio 200, 美国) 测定水中 Cr<sup>6+</sup> 浓度,用于评估污泥生物炭除铬的应用潜力。

2 结果讨论

2.1 常规氯化铁调理剂对不同类型污泥的脱水效果

基于实际工程应用中强化污泥脱水的调理剂剂量,对比了 5% FeCl<sub>3</sub> 投加剂量对混凝污泥、煤泥、市政污泥、钻井泥浆的脱水效果。总体上, FeCl<sub>3</sub>对混凝污泥、煤泥、钻井泥浆有很好的强化脱水效果,含水率可降低至 40% 以下,而 FeCl<sub>3</sub>对污水处理厂剩余污泥脱水效果并不稳定,部分污泥脱水效果较差,脱水后含水率为 59.95% 和 67.98%,无法满足后续处置要求 (<45%)。FeCl<sub>3</sub> 对不同污泥的脱水效果差异较大,对于脱水困难的污泥,可以在 FeCl<sub>3</sub> 中和污泥表面负电的基础上<sup>[8]</sup>,引入作用机制互补的其他药剂协同强化污泥脱水效果<sup>[9-10]</sup>。

表 1 FeCl<sub>3</sub>对不同污泥类型强化脱水效果

Table 1 Effects of FeCl<sub>3</sub> enhanced dewatering for different sludge

编号	污泥类型	调理剂	投加比例/%	污泥含水率/%	泥饼含水率/%
1	某净水厂混凝污泥	—	—	82.88	26.33
2	某选煤厂煤泥	30% FeCl <sub>3</sub> 溶液	5	56.88	37.89
3	某污水厂剩余污泥-1	30% FeCl <sub>3</sub> 溶液	5	85.76	59.95
4	某污水厂剩余污泥-2	30% FeCl <sub>3</sub> 溶液	5	85.49	44.42
5	某污水厂剩余污泥-3	30% FeCl <sub>3</sub> 溶液	5	83.83	67.98
6	某油田钻井泥浆	30% FeCl <sub>3</sub> 溶液	5	72.74	27.52

2.2 氧化钙、生物炭强化难脱水污泥的深度脱水

对于脱水效果较差的剩余污泥,随着 FeCl<sub>3</sub> 投加剂量的增加,泥饼含水率呈现先降后升的趋势,在投加剂量为 5% 时脱水效果最佳,含水率可降低至 59.95% (图 1(a))。机械脱水的压滤时间影响脱水效果,前 4.5 min 泥饼含水率快速下降,继续延长压滤时间含水率下降趋于缓慢 (图 1(b)),因此压滤时间选取 4.5 min 以内为宜。为了进一步提高污泥脱水效果,在 FeCl<sub>3</sub> 剂量为 5%,压滤时间

为 3 min 的基础上,引入 CaO 或生物炭与 FeCl<sub>3</sub> 协同强化污泥脱水。随着 CaO 投加剂量的增加,泥饼含水率逐渐降低,秸秆炭和稻壳炭呈现相同的变化趋势,并且稻壳炭的强化脱水效果优于秸秆炭 (图 1(c))。由于 CaO 添加量过多会导致成本增加,滤液碱性增强难处理<sup>[2,11]</sup>,因此选取在 5% FeCl<sub>3</sub> 和 2% CaO 的条件下添加稻壳炭,考察铁-钙-炭三者协同强化污泥脱水效果,当稻壳炭投加量为 8% 时,泥饼含水率可降低至 45% (图 1(d))。

铁-钙-炭强化污泥脱水中,  $\text{FeCl}_3$  主要通过  $\text{Fe}^{3+}$  中和污泥表面的负电, 通过压缩双电层作用破坏污泥颗粒的稳定性, 有助于去除污泥表面的吸附水<sup>[8]</sup>;  $\text{CaO}$  碱性强, 破坏细胞壁、酶、RNA、细胞组织等, 破坏蛋白、多糖的结合水, 将其转变为

容易去除的吸附水<sup>[8]</sup>; 生物炭加入污泥中可形成骨架结构, 增加污泥的可压缩性, 形成丰富的通道有助于水分排出<sup>[14]</sup>。因此, 铁-钙-炭协同强化可实现难脱水污泥的深度脱水, 达到后续污泥处置的含水率要求。

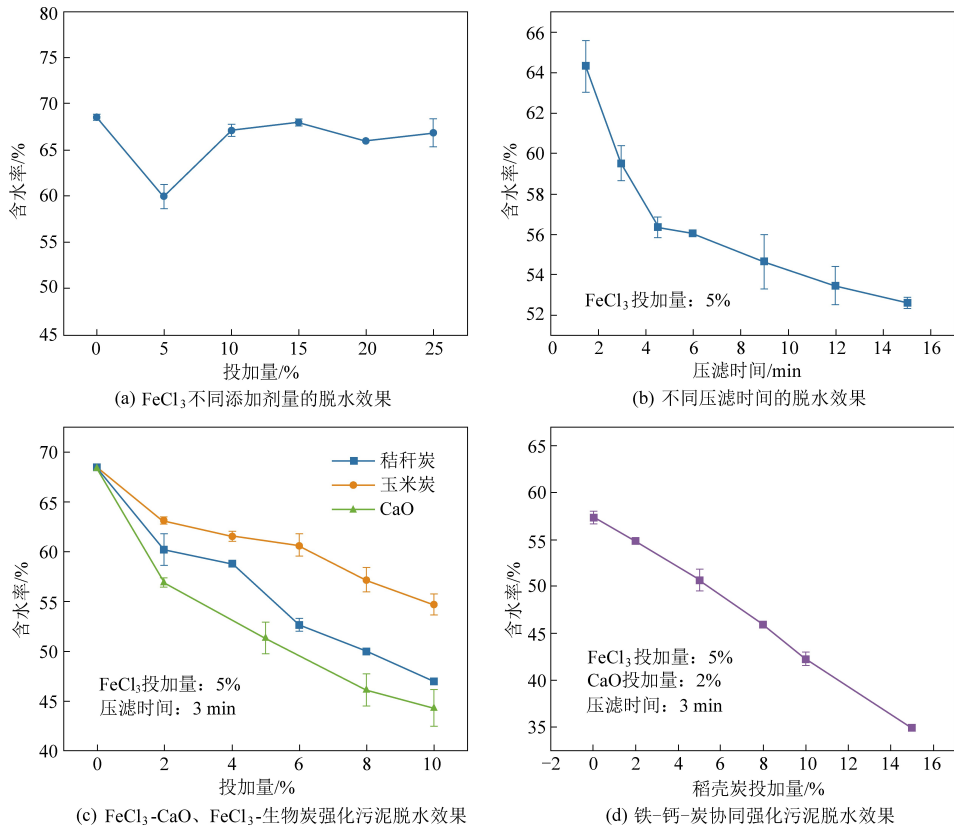


图 1 化学调理剂和助滤剂强化污泥脱水效果

Fig. 1 Effects of chemical conditioner and filter aid enhance sludge dewatering

### 2.3 氯化铁-氧化钙-生物炭强化污泥深度脱水条件优化

为了增强污泥脱水效果、降低成本, 在单因素实验结果的基础上, 利用响应曲面法进一步优化设计污泥脱水的关键参数。通过 30 组实验数据的响应曲面分析(表 2, 图 2(a)), 得出污泥脱水的最佳参数为化学调理剂投加剂量为 9%  $\text{FeCl}_3$ 、2%  $\text{CaO}$ , 助滤剂投加量为 2% 稻壳生物炭, 压滤脱水时间为 7 min, 预期泥饼含水率可降低至 43.5%, 滤液 pH 为 8.8, 污泥脱水成本为 124.38 元/吨污泥。泥饼含水率和脱水条件的关系可用如下回归模型方程(1)表示, 其中,  $Y$  代表泥饼含水率, %;  $A$  代表  $\text{FeCl}_3$  投加量, %;  $B$  代表  $\text{CaO}$  投加量, %;  $C$  代表稻壳炭投加量, %;  $D$  代表压滤时间, min。

$$Y = -0.67A^2 + 0.063B^2 - 0.79C^2 + 4.31D^2 - 0.82AB + 0.11AC + 0.099AD - 0.83BC + 0.1BD + 0.17CD - 1.12A + 1.6B + 1.37C + 0.88D + 4.35 \quad (1)$$

为了验证模型预测结果的可靠性, 在上述最优组合条件下(9%  $\text{FeCl}_3$ 、2%  $\text{CaO}$ 、2% 生物炭, 压滤时间为 7 min)进行污泥脱水实验。实验结果为泥饼含水率为 44.08%(图 2(b)), 滤液 pH 为 7.6, 处理成本为 124.38 元/吨污泥, 与模型预测值接近, 表明优化得到的污泥脱水最佳参数结果可靠。由此认为, 铁-钙-炭协同强化可实现难脱水污泥的深度脱水, 具有脱水效果最佳、滤液接近中性易处理、成本低廉的优势。

### 2.4 深度脱水污泥制备污泥基生物炭及其在水中污染物的去除效果

在泥饼制备生物炭的过程中, 生物炭产率随温度升高而降低。制备温度为 200  $^{\circ}\text{C}$  时, 泥饼产率高达 92.56%, 温度提升至 700  $^{\circ}\text{C}$  时生物炭产率仅为 54.80%(图 3(a)), 可能是由于温度过高生物物质分解为生物油或气体, 导致生物炭产率降低<sup>[15]</sup>。普遍炭化温度设置在 300~1 000  $^{\circ}\text{C}$  之间<sup>[16]</sup>,

表 2 响应曲面优化污泥脱水参数的实验结果

Table 2 Results of response surface optimization of sludge dewatering parameters

编号	FeCl <sub>3</sub> 投加比例 /%	CaO 投加比例 /%	生物炭投加比例 /%	时间 /min	相对含水率 W/%	相对 pH P	预估成本 M/元
1	3	2	2	4	1.75	5.20	-30.5
2	9	2	2	4	1.23	1.59	95.5
3	3	6	2	4	7.40	4.90	41.5
4	9	6	2	4	1.00	0.49	167.5
5	3	2	6	4	5.26	3.10	193.5
6	9	2	6	4	3.80	0.90	319.5
7	3	6	6	4	8.65	3.02	265.5
8	9	6	6	4	2.44	1.69	391.5
9	3	2	2	12	6.20	5.40	46.5
10	9	2	2	12	3.22	2.25	172.5
11	3	6	2	12	11.82	5.04	118.5
12	9	6	2	12	7.05	1.38	244.5
13	3	2	6	12	11.15	3.18	270.5
14	9	2	6	12	8.90	1.21	396.5
15	3	6	6	12	11.35	4.24	342.5
16	9	6	6	12	8.34	2.37	468.5
17	0	4	4	8	3.60	5.86	93
18	12	4	4	8	3.96	1.58	345
19	6	0	4	8	1.20	3.83	147
20	6	8	4	8	12.19	3.82	291
21	6	4	0	8	0.14	5.07	-5
22	6	4	8	8	6.46	3.58	443
23	6	4	4	0	38.05	5.36	142
24	6	4	4	16	9.29	5.25	296
25	6	4	4	8	5.55	5.71	219
26	6	4	4	8	4.77	4.89	219
27	6	4	4	8	4.89	5.03	219
28	6	4	4	8	3.33	5.29	219
29	6	4	4	8	3.86	4.77	219
30	6	4	4	8	3.69	4.92	219

注:相对含水率 W=测得含水率与 42%差值的绝对值,相对 pH P=测得滤液 pH 与 7 差值的绝对值,预估成本 M(元)=药剂成本+能耗成本-生物炭收入

400 ℃ 和 700 ℃ 制备的生物炭呈黑色,200 ℃ 制备的生物炭呈棕色,可能是制备温度低导致炭化程度较低(图 3(b))。扫描电子显微镜(SEM)和比表面积分析仪(BET)分析发现,与200 ℃ 的相比,400 ℃ 和 700 ℃ 制备的生物炭表面的孔隙更为丰富(图 3(c)),并且随着制备温度升高,生物炭的孔容和比表面积随之增大,而孔径与之呈负相关,700 ℃ 制备的生物炭比表面积最大,达到 63.82

m<sup>2</sup>/g,平均孔径为 5.62 nm(图 3(d)),良好的孔隙结构有利于提升生物炭吸附性能<sup>[17]</sup>。

制备的生物炭均含有 Fe、Ca 元素,由于制备温度不同,生物炭炭化程度存在差异。200 ℃ 温度下各元素比例最高,达到 57.28%,400 ℃ 温度下制备的生物炭中 Ca 元素占比最高(47.43%),700 ℃ 温度下制备的生物炭中 Fe 元素比例最高(40.53%)(图 3(d))。200 ℃ 和 400 ℃ 温度下制



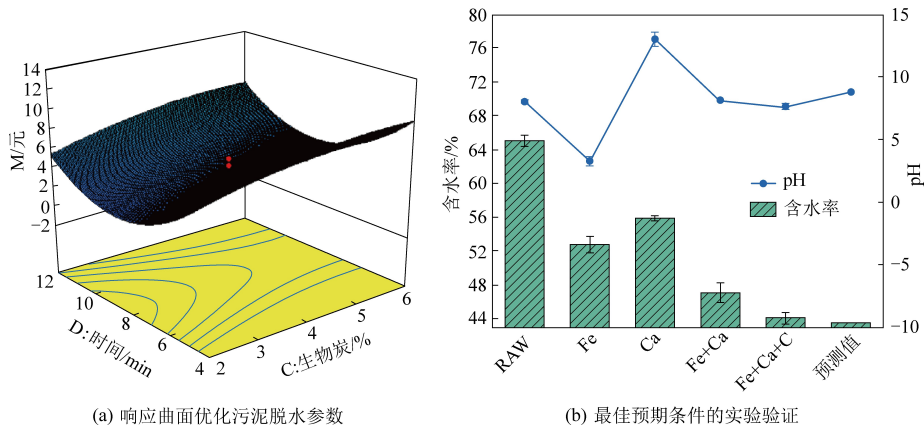


图 2 响应曲面优化铁-钙-炭强化污泥脱水参数及最佳条件验证

Fig. 2 Response surface optimization of iron-calcium-biochar enhanced sludge dewatering parameters and verification of optimal conditions

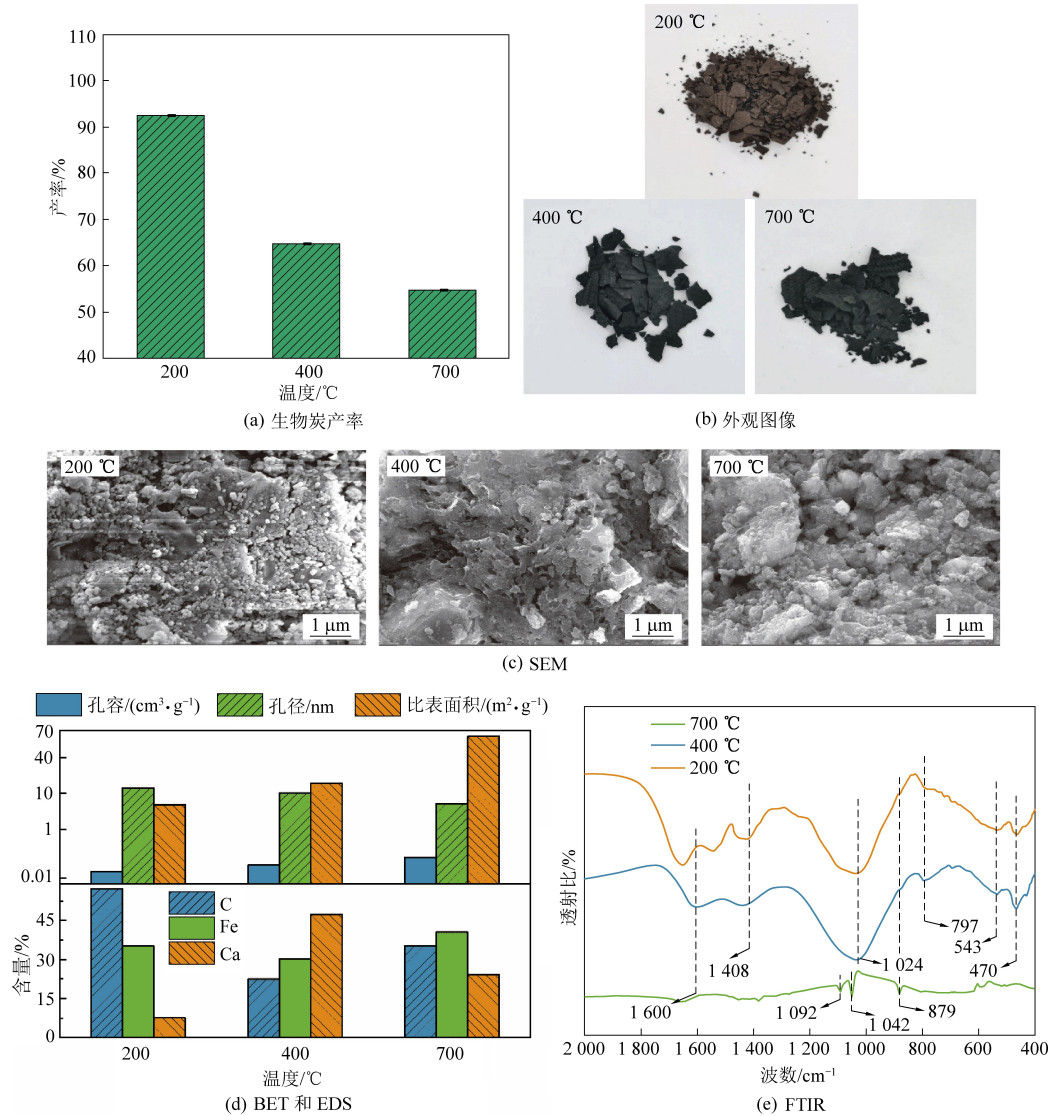


图 3 不同温度下制备的生物炭产率、表观形貌及性质分析

Fig. 3 Biochar yield, apparent morphology and characterization analysis of biochar prepared at different temperatures

备的生物炭的官能团种类较为相似,主要有  $1\,600\text{ cm}^{-1}\text{C}=\text{C}$ 、 $1\,408\text{ cm}^{-1}\text{C}=\text{O}$ 、 $1\,024\text{ cm}^{-1}\text{C}=\text{H}$ 、 $543\text{ cm}^{-1}\text{Fe}-\text{O}^{[18-19]}$ 、 $470\text{ cm}^{-1}\text{Si}-\text{O}-\text{Si}^{[20]}$ ;700 °C 温度下制备的生物炭由于高温导致

含氧官能团破坏,低温生物炭的官能团消失,出现了 $1\,042\text{ cm}^{-1}$ 和 $1\,092\text{ cm}^{-1}$ 的 $\text{C}=\text{O}$ 伸缩振动峰, $879\text{ cm}^{-1}$   $\text{C}-\text{H}$ 键的伸缩振动峰<sup>[21]</sup>。污泥脱水过程中添加的化学调理剂 $\text{FeCl}_3$ 和 $\text{CaO}$ 大部分进入泥饼,在制备生物炭时,生物质在高温条件下裂解,产生大量气体,基质破坏形成了大量孔径较小的孔隙结构<sup>[22]</sup>,因此制备得到高比表面积、 $\text{Fe}$ 和 $\text{Ca}$ 修饰的高性能污泥生物炭材料。

为了探究污泥生物炭在水处理中应用的可能性,考察了三种温度条件制备的生物炭吸附去除 $\text{Cr}^{6+}$ 的潜力。200、400和700℃制备的生物炭对 $\text{Cr}^{6+}$ 的饱和吸附量分别为16.30、21.23和26.51 mg/g (图4(a)),表明700℃制备的生物炭对 $\text{Cr}^{6+}$ 的吸

附能力最强,吸附量随着生物炭的投加量增加而降低可能是生物炭吸附位点的利用率降低所导致的<sup>[23]</sup>,在浓度为20 mg/L的 $\text{Cr}^{6+}$ 溶液中投加2.5 g/L的700℃条件下制得的生物炭,在6 h内即可实现97.7%的去除率,400℃下制备的生物炭对 $\text{Cr}^{6+}$ 的去除率为95.3%,而200℃条件下制得的生物炭对 $\text{Cr}^{6+}$ 的最大去除率显著降低,仅为87%(图4(b))。生物炭通过丰富的孔隙、较大的比表面积和还原性对 $\text{Cr}^{6+}$ 进行物理吸附、化学吸附还原,具有较好的 $\text{Cr}^{6+}$ 去除能力<sup>[24-27]</sup>。综合考虑制备污泥生物炭的能耗及产率,400℃下制备的生物炭适合作为高效去除水中 $\text{Cr}^{6+}$ 的吸附剂。

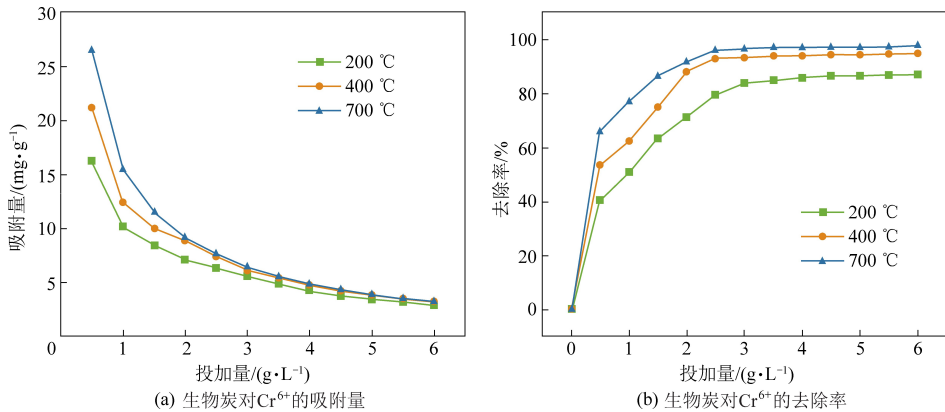


图4 不同温度下制备污泥生物炭吸附去除水中 $\text{Cr}^{6+}$ 效果

Fig. 4 Removal of  $\text{Cr}^{6+}$  from water by sludge biochar prepared at different temperatures

### 3 结 论

本研究建立了铁-钙-炭协同强化剩余污泥的深度脱水方法,对常规 $\text{FeCl}_3$ 调理污泥脱水不达标的情况,引入 $\text{CaO}$ 和生物炭协同强化污泥脱水效果,最佳脱水参数为9%  $\text{FeCl}_3$ 、2%  $\text{CaO}$ 、2%生物炭,压滤时间为7 min,机械脱水后泥饼含水率可降低至44.08%,并且滤液pH接近中性不会增加后续处理负担。污泥深度脱水后,泥饼在400℃条件下制备的 $\text{Fe}$ 、 $\text{Ca}$ 修饰的生物炭,具有较高的比表面积和孔容,表面富含含氧官能团,可以高效去除水中 $\text{Cr}^{6+}$ ,吸附量为26.51 mg/g。本研究提出铁-钙-炭协同强化污泥深度脱水及其制备高性能污泥生物炭策略,为难脱水剩余污泥的处理和资源化利用提供了科学依据和技术参考。

#### 参考文献 (References):

[1] 中华人民共和国中央人民政府生态环境部. 2021年中国生态环境统计年报[R]. 北京:中国环境出版集团有限公司, 2022: 36-37.

[2] 中华人民共和国中央人民政府. 中华人民共和国国民经济和社会发展第十四个五年规划和2035年远景目标纲要[R]. 北京:新华社, 2021: 48-49.

[3] 陈丹丹, 窦昱昊, 卢平, 等. 污泥深度脱水技术研究进展[J]. 化工进展, 2019, 38(10): 4722-4746.

CHEN Dandan, DOU Yuhao, LU Ping, et al. A review on sludge deep dewatering technology[J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2019, 38(10): 4722-4746.

[4] 于晓, 李衍博, 张文哲, 等. 化学调理法改善污泥脱水的研究进展[J]. 工业水处理, 2018, 11(38): 1-6.

YU Xiao, LI Yanbo, ZHANG Wenzhe, et al. Research progress in the improvement of sludge dewatering by chemical conditioning method[J]. Industrial Water Treatment, 2018, 11(38): 1-6.

[5] 林凤. 胞外聚合物对污泥深度脱水性能的影响及水分迁移转化机制的研究[D]. 广州: 华南理工大学, 2021: 2-8.

LIN Feng. Effect of extracellular polymeric substances on sludge deep dewatering performance and the transformation mechanism of water[D]. Shanghai: South China University of Technology, 2021: 2-8.

[6] 冯国红, 马赫, 李云涛, 等. 城市污泥脱水特性的试验研究[J]. 能源环境保护, 2018, 32(1): 20-23.

FENG Guohong, MA He, LI Yuntao, et al. Experimental study

- on dewatering characteristics of municipal sludge [J]. *Energy Environmental Protection*, 2018, 32(1): 20–23.
- [7] NIU Meiqing, ZHANG Weijun, WANG Dongsheng, et al. Correlation of physicochemical properties and sludge dewaterability under chemical conditioning using inorganic coagulants [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 144: 337–343.
- [8] LIANG Yankai, WANG Rui, SUN Wenquan, et al. Advances in chemical conditioning of residual activated sludge in China [J]. *Water*, 2023, 15(2): 345.
- [9] JESSIELEENA A Angel, M PRIYANKA, MP Saravanakumar. Comparative study of Fenton,  $\text{Fe}^{2+}/\text{NaOCl}$  and  $\text{Fe}^{2+}/(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$  on tannery sludge dewaterability, degradability of organics and leachability of chromium [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 402: 123495.
- [10] 陈坤, 朱艳红, 康婷婷, 等.  $\text{H}_2\text{O}_2$  联合 PAC 对剩余污泥减量化的研究 [J]. *能源环境保护*, 2020, 34(2): 70–73.  
CHEN Kun, ZHU Yanhong, KANG Tingting, et al. Research on  $\text{H}_2\text{O}_2$  coupled with PAC for reduction of residual sludge [J]. *Energy Environmental Protection*, 2020, 34(2): 70–73.
- [11] LI Huan, JIN Yiyi, MAHAR Rasool Bux, et al. Effects and model of alkaline waste activated sludge treatment [J]. *Biore-source Technology*, 2008, 99(11): 5140–5144.
- [12] CHEN Na, TAO Shuangyi, XIAO Keke, et al. A one-step acidification strategy for sewage sludge dewatering with oxalic acid [J]. *Chemosphere*, 2020, 238: 124598.
- [13] LUO Haichao, GUO Wanqian, ZHAO Qi, et al. Compared effects of "solid-based" hydrogen peroxide pretreatment on disintegration and properties of waste activated sludge [J]. *Chinese Chemical Letters*, 2022, 33(3): 1293–1297.
- [14] ZHANG Xiaochun, KANG Huashan, ZHANG Qingrui, et al. The porous structure effects of skeleton builders in sustainable sludge dewatering process [J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 230: 14–20.
- [15] ZHOU Jun, WU Lei, ZHOU Jingjing, et al. Products optimization by  $\text{FeS}_2$  catalyst for low-rank coal microwave pyrolysis [J]. *Fuel*, 2019, 255: 115759.
- [16] 朱兰保, 盛蒂. 生物质炭制备技术及其对土壤的环境效应 [J]. *蚌埠学院学报*, 2018, 7(2): 23–27.  
ZHU Lanbao, SHENG Di. Research progress of biochar preparation technology and soil environmental effect [J]. *Journal of Bengbu University*, 2018, 7(2): 23–27.
- [17] JIA Xiaocen, ZHOU Jianwei, LIU Jianwei, et al. The antimony sorption and transport mechanisms in removal experiment by Mn-coated biochar [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 724: 138158.
- [18] WEN Zhipan, XI Jiangbo, LU Jun, et al. Porous biochar-supported  $\text{MnFe}_2\text{O}_4$  magnetic nanocomposite as an excellent adsorbent for simultaneous and effective removal of organic/inorganic arsenic from water [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 411: 124909.
- [19] ZHOU Qiwen, LIAO Bohan, LIN Lina, et al. Adsorption of Cu(II) and Cd(II) from aqueous solutions by ferromanganese binary oxide-biochar composites [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 615: 115–122.
- [20] ECHEVERRÍA J, INDURAIN J, CHURIO E, et al. Simultaneous effect of pH, temperature, ionic strength, and initial concentration on the retention of Ni on illite [J]. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2003, 218(1): 175–187.
- [21] 赵海谦, 刘城昊, 韩瑞, 等. 温度对  $\text{SiO}_2$  气凝胶表面疏水官能团数量及疏水性的影响 [J]. *化工新型材料*, 2019, 47(3): 207–210.  
ZHAO Haiqian, LIU Chenghao, HAN Rui, et al. Influence of temperature hydrophobic function a group and hydrophobicity of silica aerogel [J]. *New Chemical Material*, 2019, 47(3): 207–210.
- [22] 张丽萍. 共热解法制备载铁生物炭及其对水中锑的吸附性能与机理 [D]. 北京: 北京科技大学, 2023: 20–22.  
ZHANG Liping. Synthesis of iron-loaded biochar by co-pyrolysis method and its adsorption performance and mechanism of antimony from aqueous solution [D]. Beijing: University of Science and Technology Beijing, 2023: 20–22.
- [23] WANG Bing, MA Yuenan, LEE Xinqing, et al. Environmental-friendly coal gangue-biochar composites reclaiming phosphate from water as a slow-release fertilizer [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 758: 143664.
- [24] ZHOU Lu, LIU Yunguo, LIU Shaobo, et al. Investigation of the adsorption-reduction mechanisms of hexavalent chromium by ramie biochars of different pyrolytic temperatures [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 218: 351–359.
- [25] CHEN Feng, ZHANG Mou, MA Lulu, et al. Nitrogen and sulfur codoped micro-mesoporous carbon sheets derived from natural biomass for synergistic removal of chromium(VI): Adsorption behavior and computing mechanism [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 730: 138930.
- [26] ZHANG Xueyang, MIAO Xudong, XIANG Wei, et al. Ball milling biochar with ammonia hydroxide or hydrogen peroxide enhances its adsorption of phenyl volatile organic compounds (VOCs) [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 403: 123540.
- [27] TAN Xuefei, ZHU Shishu, WANG Rupeng, et al. Role of biochar surface characteristics in the adsorption of aromatic compounds: Pore structure and functional groups [J]. *Chinese Chemical Letters*, 2021, 32(10): 2939–2946.