



文章栏目：固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.202011143

中图分类号 X705

文献标识码 A

杨彬榕, 付川, 李波, 等. 铁修饰的污泥生物炭对污泥脱水性能的改善效果[J]. 环境工程学报, 2021, 15(6): 2046-2053.

YANG Binrong, FU Chuan, LI Bo, et al. Iron-modified sludge biochar as a filter aid to improve sludge dewaterability [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(6): 2046-2053.

铁修饰的污泥生物炭对污泥脱水性能的改善效果

杨彬榕¹, 付川¹, 李波², 王茂清¹, 吴彦^{1,3,*}, 平巍¹, 黄炼旗¹, 况薇¹

1. 重庆三峡学院三峡库区水环境演变与污染防治重庆市重点实验室, 万州 404020

2. 重庆水务集团公用工程咨询有限公司, 渝北 401147

3. 北京林业大学环境科学与工程学院, 北京 100083

第一作者: 杨彬榕(1993—), 女, 硕士研究生。研究方向: 污泥处理与处置技术。E-mail: yangbinrong910@163.com

*通信作者: 吴彦(1985—), 女, 博士, 副教授。研究方向: 污泥处理与处置、土壤重金属污染。E-mail: wuyan19850827@hotmail.com

摘要 为改善城市污水处理厂污泥的脱水性能, 采用铁修饰污泥生物炭作为助滤剂, 与 FeCl_3 一起对污泥进行联合调理。以污泥净产率、污泥比阻和泥饼含水率评价污泥脱水性能; 通过污泥 Zeta 电位、扫描电镜、EDS 和泥饼可压缩性系数分析该方法的机理; 同时, 通过对污泥胞外聚合物、重金属以及总氯含量的分析, 探究其调理污泥的环境风险, 以明确该方法用于改善污泥脱水性能的可行性。结果表明, 在 $500\text{ }^\circ\text{C}$ 下制备的铁修饰污泥生物炭(30%)和 FeCl_3 (12.82%)联合调理时, 污泥脱水的效果最佳; 与仅用 FeCl_3 (12.82%)调理的污泥相比, 污泥净产率升高了 73.38%、污泥比阻降低了 68.75%、泥饼含水率降低了 9.03%。在较高温度下制备的铁修饰污泥生物炭, 其孔隙结构更为发达、表面铁元素含量更高; 与 FeCl_3 联合调理污泥时, 更容易发生絮凝, 从而使泥饼的渗透性能更好。而且, 在联合调理的条件下, 污泥中溶解型、松散结合型和紧密结合型胞外聚合物的含量均有所降低; 污泥泥饼中重金属(Cd、Cr、Cu、Pb、Zn)更为稳定, 泥饼热解固相产物和非固相产物中总氯含量降低, 环境生态风险更小。采用铁修饰污泥生物炭作为助滤剂, 可改善污泥脱水性能, 并具有实际应用的潜力。

关键词 污泥脱水; 铁修饰污泥生物炭; 三氯化铁; 污泥调理; 助滤剂

污泥是城市污水处理厂用生物法处理污水的副产物^[1]。其中含有大量细菌、病毒及有机物, 还含有镉、铬、铜、锌、铅等重金属和多氯联苯等有毒有害物质^[2]; 且含水率高, 可达 99%^[3]。近年来, 随着污水处理厂的大量兴建, 随之产生的污泥量也在逐年增加, 污泥的处理处置问题日益突出^[4]。

国内污泥处置方式主要包括填埋、土地利用、焚烧等^[5]。然而这些常规的污泥处置方式已无法满足环保需求。近年来, 国内外学者已将研究的焦点转向环境友好、资源化利用度高的污泥处理处置新技术^[6-8]。其中, 污泥热解是受到业界关注的新技术之一。污泥热解是在厌氧环境下, 将污泥转换成生物气、生物油、水和生物炭的技术。该技术主要产物中的生物气和生物油, 可作为能源使用^[9-10]; 其固相产物——污泥生物炭, 因具有丰富的可溶性盐和大量的有机官能团以及合适的

收稿日期: 2020-11-25; 录用日期: 2021-04-23

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51808089, 31670467); 重庆市教委科学技术研究资助项目(KJZD-K201801202); 重庆三峡学院研究生科研创新资助项目(YJSKY1908)

孔隙结构^[11]，常被用作吸附剂和土壤改良剂。如 TANG 等^[12]将酸碱改性的磁性污泥生物炭用于去除废水中有机污染物；MÉNDEZ 等^[13]研究了污泥生物炭在地中海土壤中施用后对植物金属累积性的影响。WU 等^[14]发现，污泥生物炭能降低污泥泥饼的含水量，具有作为污泥调理脱水过程中助滤剂的潜力。

目前，许多污水处理厂使用铁盐作为絮凝剂调理污泥，以提高污泥脱水性能；然而，污泥泥饼的高度可压缩性，限制了其进一步脱水的能力。助滤剂的加入能降低污泥泥饼的可压缩性，从而达到提高污泥脱水性能的目的^[15]。本研究选用 FeCl₃ 单独调理后的含铁污泥泥饼进行热解，并对热解条件进行优化，以制备铁修饰污泥生物炭；将该铁修饰污泥生物炭作为助滤剂，与 FeCl₃ 联合调理污泥，探究铁修饰污泥生物炭对污泥脱水性能的影响及其机理，并分析联合调理后污泥的化学性质，研究其改善污泥脱水性能的可行性。

1 材料与方法

1.1 实验原料

供试污泥采自重庆市万州区新田镇污水处理厂污泥浓缩池，该厂设计日处理量为 3000 m³·d⁻¹。供试污泥基本性质为：污泥固体浓度为 8.08~15.05 g·L⁻¹、污泥含水率 (moisture content of sludge cake, MC) 为 98.48%~99.16%、污泥比阻 (sludge specific resistance to filtration, SRF) 为 1.85×10¹²~5.20×10¹² m²·kg⁻¹，污泥净产率 (net sludge solids yield, Y_N) 为 1.79~2.99 kg·(m²·h)⁻¹。

1.2 实验方法

1) 铁修饰污泥生物炭的制备。将 FeCl₃·6H₂O 配置成 10 g·L⁻¹ 的 FeCl₃ 溶液，以 12.82% 的投加量 (将 128.2 g FeCl₃ 投加到污泥干重为 1 kg 的供试污泥中) 单独调理供试污泥，过滤脱水后获得泥饼备用；将获得的泥饼于 105 °C 烘干至恒重，研磨过 10 目筛，盛于坩埚中压实上盖，并用锡箔纸密封；然后，置于马弗炉中，分别以 300、400、500 °C 热解 2 h，热解前先通氮气排除炉中空气，并将排气管液封；热解结束后研磨，获得 3 种粒径小于 180 目的铁修饰污泥生物炭颗粒，根据热解温度分别命名为 SB-300、SB-400、SB-500。

2) 污泥调理实验。将铁修饰污泥生物炭颗粒 (SB-300、SB-400、SB-500) (投加量为 0~90%) 与 FeCl₃ 溶液 (投加量为 12.82%)，依次加入污泥中进行调理，以 Y_N 为主要指标，以 SRF 和 MC 为辅助指标，评价污泥的脱水性能；将 FeCl₃ (12.82%) 单独调理的污泥记作 FeCl₃ 污泥，筛选出 FeCl₃ (12.82%) 与 3 种铁修饰污泥生物炭颗粒 (SB-300、SB-400、SB-500) 联合调理时，各自的最佳剂量后，将最佳剂量下调理的 3 种污泥分别记作 FeCl₃+SB-300 污泥、FeCl₃+SB-400 污泥、FeCl₃+SB-500 污泥。通过对污泥 Zeta 电位、污泥泥饼的微观结构、EDS 和泥饼可压缩性系数的分析来研究铁修饰污泥生物炭调理污泥的机理；同时，通过测定污泥的胞外聚合物 (extracellular polymeric substances, EPS) 含量、重金属 (Cd、Cr、Cu、Pb、Zn) 总量及形态、总氯含量，评价其调理污泥可能存在的环境风险。

1.3 分析方法

污泥比阻 (SRF) 是评价污泥脱水性能的常用指标，将 100 mL 污泥样品倒入具有预先润湿的 0.45 μm 滤纸的 9 cm 标准布氏漏斗中；然后，施加恒定的 0.03 MPa 真空压力，抽滤至真空破裂，或达到 6 min，记录滤液体积；根据吴彦等^[15]描述的方法计算 SRF。当加入助滤剂，使污泥固体通量发生变化时，引入 Y_N 评估污泥的脱水性能^[16]，Y_N 表示每单位过滤面积和单位时间过滤的污泥固体量，并通过公式 (1) 来计算。

$$Y_N = F \cdot \left(\frac{2P\omega}{\mu \cdot t} \cdot \frac{1}{R} \right)^{1/2} \quad (1)$$

式中： P 是实验压力， $\text{N}\cdot\text{m}^{-2}$ ； ω 是滤过单位体积的滤液在过滤介质上截留的固体质量， $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ； μ 是滤液动力黏滞度， $\text{N}\cdot\text{s}\cdot\text{m}^{-2}$ ； t 是过滤滤液体积增加到污泥体积的50%所需的时间， s ； R 是污泥比阻， $\text{m}\cdot\text{kg}^{-1}$ ； F 是校正因子，通过公式(2)来计算。

$$F = \frac{C_{\text{original}}}{C_{\text{original}} + C_{\text{conditioner}}} \quad (2)$$

式中： C_{original} 是原污泥中的固体含量， $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ； $C_{\text{conditioner}}$ 是投加至原污泥中的调理剂固体含量， $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

污泥的Zeta电位用Zeta电位仪(ZEN3690, 英国)测定；污泥泥饼的可压缩性系数指污泥泥饼受单位压力作用的体积变化率，根据QI等^[17]描述的方法测定并计算；污泥泥饼的微观结构采用环境扫描电镜(ESEM)(Quanta200, 美国)进行测定；污泥生物炭表面铁元素含量采用能谱仪(EDS)(EDAX genesisxm-2, 美国)进行测定；污泥胞外聚合物(EPS)采用热处理法进行提取^[18]，将其分为溶解型胞外聚合物(S-EPS)、松散结合型胞外聚合物(LB-EPS)和紧密结合型胞外聚合物(TB-EPS)，含量由多糖和蛋白质含量之和表示^[19]，其中多糖采用蒽酮-硫酸比色法测定^[20]、蛋白质采用快速Lowry法蛋白含量测定试剂盒(品牌：LabAide)测定^[21]；重金属(Cd、Cr、Cu、Pb、Zn)形态采用Tessier五步提取法^[22]，将其分为可交换态(EXC)、碳酸盐结合态(CA)、铁锰氧化物结合态(Fe-Mn)、有机结合态(OM)、残渣态(RES)；污泥重金属含量的分析采用微波消解仪(Speedwave Xpert, 德国)消解后，用电感耦合等离子体发射光谱仪(Optima7000DV, 美国)进行测定；重金属生态风险评价采用RAC(Risk Assessment Code)法^[23]；固体中的总氮采用电位滴定法(GB/T 30729-2014)。

2 结果与讨论

2.1 铁修饰污泥生物炭对污泥脱水性能的影响

图1显示了铁修饰污泥生物炭投加量对污泥脱水性能的影响。由图1可知，3组实验中，SB-500与 FeCl_3 (12.82%)联合调理时污泥的 Y_N 值最高，SRF和MC值最低。由此可知，SB-500与 FeCl_3 联合调理污泥脱水性能更佳。而且，随着铁修饰污泥生物炭投加量的变化，3组实验 Y_N 、SRF和MC的变化趋势基本一致，随着铁修饰污泥生物炭投加量的增加， Y_N 先逐渐升高，当投加量达到30%时 Y_N 达到最大值，之后 Y_N 又逐渐减小并趋于平稳；SRF的变化趋势与 Y_N 基本相反，MC值随着铁修饰生物炭投加量的增加而不断减小。由图1(c)可以计算出，1 L含固率为 $9.97\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 FeCl_3 单独调理的污泥脱水后，泥饼总质量为91.84 g，而由SB-500(30%)和 FeCl_3 (12.82%)联合调理的污泥脱水后，泥饼总质量为70.60 g。因此，加入铁修饰污泥生物炭后，泥饼总质量下降，后续处理成本降低。综上所述，SB-500(30%)和 FeCl_3 (12.82%)联合调理污泥脱水效果最佳，且与仅用 FeCl_3 (12.82%)调理的污泥相比， Y_N 升高了73.38%、SRF降低了68.75%、MC降低了9.03%。

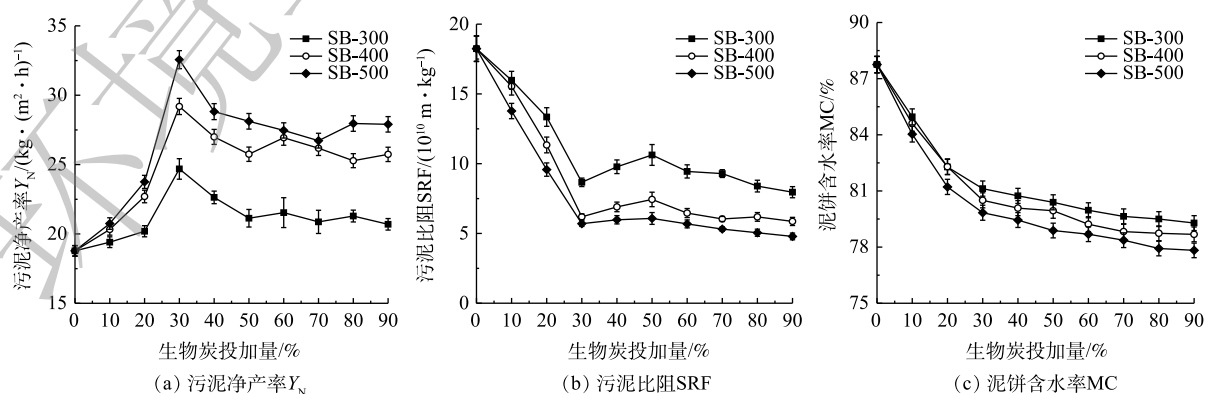


图1 铁修饰污泥生物炭投加量对污泥脱水性能的影响

Fig. 1 Effect of iron-modified sludge biochar dosage on sludge dewaterability

2.2 铁修饰污泥生物炭对污泥 Zeta 电位的影响

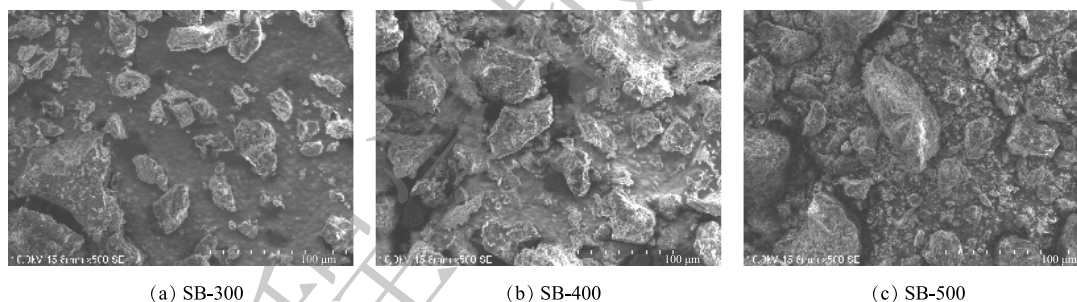
表 1 为不同调理方式下污泥的 Zeta 电位。由该表可知, 与原污泥和 FeCl_3 单独调理的污泥之 Zeta 电位相比, FeCl_3 分别与 SB-300、SB-400、SB-500 联合调理后污泥的 Zeta 电位更趋近于零。其中, FeCl_3 和 SB-500 联合调理后的污泥 Zeta 电位值最趋近于零。这表明, 此时污泥最不稳定, 污泥颗粒之间的吸引力超过了排斥力, 污泥颗粒分散被破坏而更容易发生絮凝, 脱水性能更好^[24]。这一结果与第 2.1 节报告的结果相吻合。

表 1 不同调理方式下污泥的 Zeta 电位
Table 1 Zeta potential of sludge under different conditioning methods mV

原污泥	FeCl_3 污泥	FeCl_3 +SB-300污泥	FeCl_3 +SB-400污泥	FeCl_3 +SB-500污泥
-10.80±0.54	-1.31±0.07	1.19±0.06	1.04±0.05	0.89±0.04

2.3 铁修饰污泥生物炭对污泥泥饼微观结构的影响

1) 铁修饰污泥生物炭的微观结构。图 2 显示, 在 SB-300、SB-400、SB-500 表面均有明显空隙结构, 但各处理下的污泥间存在较明显的差异。其中, SB-500 表面微孔数量最多, 且结构最为粗糙, 这更有利于将细小的污泥颗粒吸附聚集以提高污泥的脱水性能^[25-26]。同时, 如表 2 所示, SB-500 表面铁元素含量最高, 因此将 SB-500 添加到污泥后, 在 Fe^{3+} 的作用下, 会使污泥颗粒更容易发生絮凝^[27], 这也印证了第 2.1 节报告的结果。



(a) SB-300 (b) SB-400 (c) SB-500

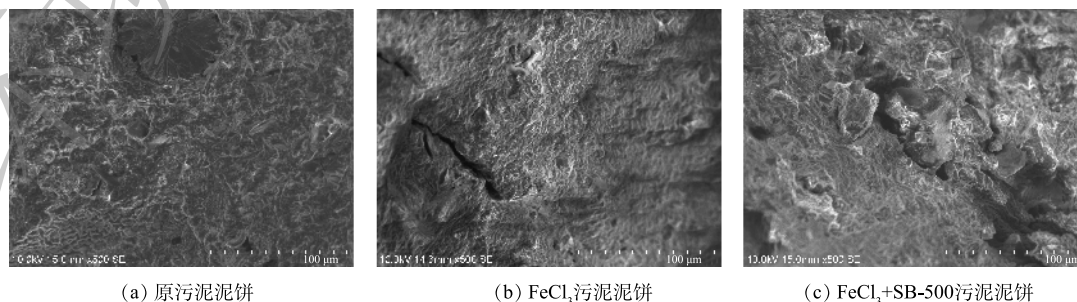
图 2 铁修饰污泥生物炭微观结构

Fig. 2 Microstructure of iron-modified sludge biochar

2) 铁修饰污泥生物炭对污泥泥饼微观结构的影响。由图 3 可见, 3 种泥饼中原污泥泥饼最为致密, FeCl_3 调理的污泥泥饼出现少许裂缝, 而投加 SB-500 之后的泥饼表面出现了较多明显的大裂缝。由图 4 可知, FeCl_3 和 SB-

表 2 污泥生物炭表面铁元素质量分数
Table 2 Surface Fe element content of sludge biochar %

SB-300	SB-400	SB-500
5.63	6.25	7.44



(a) 原污泥泥饼 (b) FeCl_3 污泥泥饼 (c) FeCl_3 +SB-500污泥泥饼

图 3 不同调理方式下污泥泥饼的微观结构

Fig. 3 Microstructure of sludge cakes under different conditioning methods

500联合调理的污泥泥饼可压缩性系数最小,表明加入SB-500后,泥饼不可压缩性最高,不容易发生形变。有研究^[15]表明,铁修饰污泥生物炭在污泥脱水过程中起骨架支撑作用,可使泥饼保持较好的渗透性,提高污泥的脱水性能。

2.4 铁修饰污泥生物炭对污泥化学性质的影响

1) 铁修饰污泥生物炭对污泥EPS的影响。

S-EPS在溶液中处于游离状态,主要包含的是一些高分子物质、胶体和黏液,他们是活性污泥法处理系统中BOD和COD的主要来源^[28]。从图5可知,与FeCl₃单独调理的污泥相比,FeCl₃和SB-500联合调理后的污泥S-EPS明显较低。这可能是因为,SB-500孔隙结构最为发达,因此其比表面积最大,能有效吸附溶液中游离的S-EPS,从而可降低污泥滤液后续的处理成本。

LB-EPS结构松散,具有流动性,会对污泥絮凝、沉降和脱水等性能产生直接影响;而TB-EPS则与细胞壁结合紧密不易脱落,对污泥絮体性质的影响相对较小^[28]。与FeCl₃单独调理的污泥相比,FeCl₃和SB-500联合调理后的污泥LB-EPS、TB-EPS均有明显的降低。这可能是因为,SB-500吸附溶液中的S-EPS后,促使LB-EPS、TB-EPS溶解;同时,对LB-EPS、TB-EPS也有一定的吸附作用,从而降低了污泥中LB-EPS、TB-EPS质量浓度,提高了污泥的脱水性能^[29]。

2) 铁修饰污泥生物炭对污泥泥饼中重金属的影响。图6表示不同调理方式下污泥泥饼中的重金属质量分数,总体而言,泥饼重金属质量分数均未超过《农用污泥污染物控制标准》(GB 4284-2018)中的限值。SB-500中的Cd、Cr、Cu、Pb、Zn的质量分数相对原污泥泥饼有所增加。这可能是因为,污泥热解有机物的减少量远大于重金属的减少量^[25]。但SB-500中Cd、Cr、Cu、Pb、Zn的RAC值均明显小于原污泥。这说明,SB-500中重金属更为稳定,其释放到环境中的风险更低。由图6还可看出,在FeCl₃和SB-500联合调理后的污泥泥饼中,Cd、Cr、Cu、Pb、Zn的质量分数与原污泥相比,虽有所增加,但增幅较小;而且,Cd、Cr、Cu、Pb、Zn的RAC值相较原污泥明显较低。由此可知,经FeCl₃和SB-500联合调理污泥后,其重金属的生态风险较小。

3) 铁修饰污泥生物炭对污泥中氯质量分数的影响。表3为在不同调理方式下,干污泥中总氯的质量分数。由于本研究的污泥为热解处置,因此通过对热解后总氯的归属分布进行分析,可以阐明总氯可能带来的后续环境影响。由表3可知,与单加FeCl₃的污泥泥饼相比,加入SB-500的干污泥中所含的总氯质量分数较低。这可能是因为,SB-500进一步提高了污泥的脱水性能,一部分的氯也随水分脱除;而加入SB-500的泥饼热解固相产物和非固相产物(差额)中总氯的质量分数都

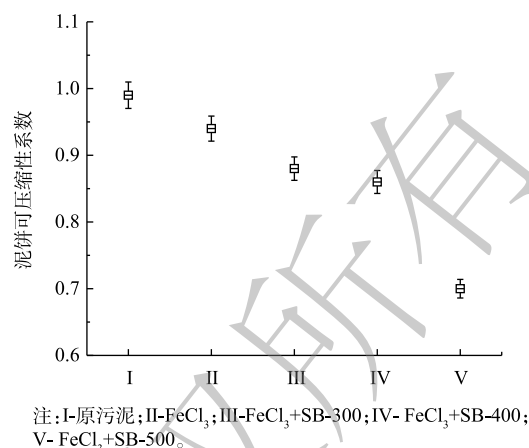


图4 不同调理方式下污泥泥饼的可压缩性系数

Fig. 4 Coefficient of compressibility of sludge cakes under different conditioning methods

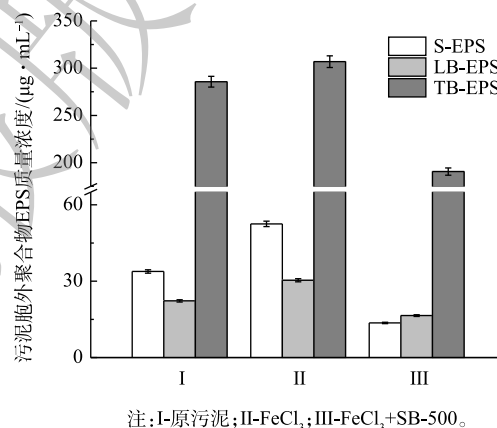


图5 不同调理方式下污泥的EPS质量浓度

Fig. 5 EPS concentration of sludge under different conditioning methods

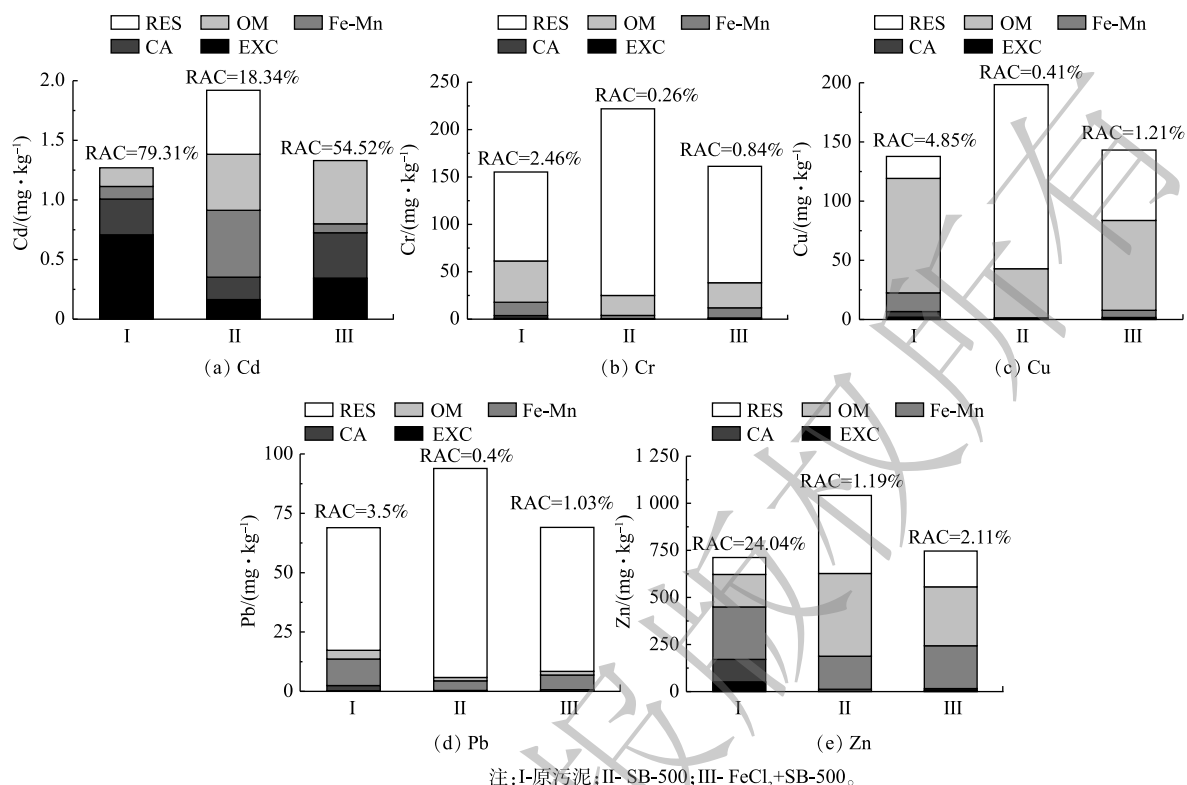


图 6 不同调理方式下污泥泥饼中的重金属质量分数

Fig. 6 Heavy metals concentration of sludge cakes under different conditioning methods

低于单加 FeCl_3 后的污泥泥饼。因此，加入 SB-500 之后，氯离子对环境的影响有所降低。

3 结论

1) 在 $500\text{ }^\circ\text{C}$ 下制备的铁修饰污泥生物炭 (SB-500)(30%) 和 FeCl_3 (12.82%) 联合调理下，污泥脱水的效果最佳。SB-500 的投加，使污泥的 Zeta 电位更趋近于零，污泥更容易发生絮凝；SB-500 表面铁元素含量高，调理后的泥饼孔隙结构发达，其在污泥脱水过程中能使污泥泥饼保持较好的渗透性，从而提高污泥的脱水性能。

2) SB-500 的投加，降低了污泥 S-EPS、LB-EPS、TB-EPS 的含量；且泥饼中 Cd、Cr、Cu、Pb、Zn 形态更为稳定，生态风险较小；氯离子对环境的影响也较 FeCl_3 单独调理时有所降低，且处理成本较低。

参考文献

- [1] WU Y, ZHANG P, ZENG G, et al. Combined sludge conditioning of micro-disintegration, floc reconstruction and skeleton building ($\text{KMnO}_4/\text{FeCl}_3/\text{Biochar}$) for enhancement of waste activated sludge dewaterability[J]. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 2017, 74: 121-128.
- [2] WU Y, ZHANG P, ZENG G, et al. Enhancing sewage sludge dewaterability by a skeleton builder: Biochar produced from sludge cake conditioned with rice husk flour and FeCl_3 [J]. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 2016, 4(10): 5711-5717.

表 3 干污泥中总氯的质量分数

Table 3 Total chlorine content of dry sludge %

污泥种类	泥饼中	热解后固相中
原污泥	0.21	0.12
FeCl_3 污泥	1.16	0.65
FeCl_3 +SB-500污泥	1.02	0.53

- [3] 李晶. 壳聚糖絮凝剂对污泥脱水性能影响的研究[D]. 济南: 山东大学, 2008.
- [4] 冯宪凤, 丁杰伟. 剩余污泥处理处置过程中的流变学问题[J]. 环境科学与技术, 2019, 42(4): 88-93.
- [5] 郝晓地, 陈奇, 李季, 等. 污泥干化焚烧乃污泥处理/处置终极方式[J]. 中国给水排水, 2019, 35(4): 48-55.
- [6] 王耘, 曹敏颖. 城镇污水处理厂污泥处理处置问题及资源化利用探讨: 以HTU技术研究与应用为例[J]. 环境污染与防治, 2012, 34(4): 79-83.
- [7] 何强, 吉芳英, 李家杰. 污泥处理处置及资源化途径与新技术[J]. 给水排水, 2016, 52(2): 1-3.
- [8] GHERGHEL A, TEODOSIU C, DE GISI S. A review on wastewater sludge valorisation and its challenges in the context of circular economy[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 228: 244-263.
- [9] CAO Y, PAWŁOWSKI A. Sewage sludge-to-energy approaches based on anaerobic digestion and pyrolysis: Brief overview and energy efficiency assessment[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2012, 16(3): 1657-1665.
- [10] 庞赞估, 刘心明, 陈义胜, 等. 生物炭负载Ca和Fe催化玉米秸秆热解挥发分重整提高产气率[J]. 农业工程学报, 2019, 35(3): 219-225.
- [11] ZIELIŃSKA A, OLESZCZUK P. Evaluation of sewage sludge and slow pyrolyzed sewage sludge-derived biochar for adsorption of phenanthrene and pyrene[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 192: 618-626.
- [12] TANG L, YU J, PANG Y, et al. Sustainable efficient adsorbent: Alkali-acid modified magnetic biochar derived from sewage sludge for aqueous organic contaminant removal[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 336: 160-169.
- [13] MÉNDEZ A, GÓMEZ A, PAZ-FERREIRO J, et al. Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil[J]. *Chemosphere*, 2012, 89(11): 1354-1359.
- [14] WU J, LU T, BI J, et al. A novel sewage sludge biochar and ferrate synergetic conditioning for enhancing sludge dewaterability[J]. *Chemosphere*, 2019, 237: 124339.
- [15] 吴彦, 平巍, 王翔, 等. 稻壳粉添加剂提高污泥的脱水效果研究[J]. 农业工程学报, 2019, 35(2): 229-234.
- [16] REBHUN M, ZALL J, GALIL N. Net sludge solids yield as an expression of filterability for conditioner optimization[J]. *Water Pollution Control Federation*, 1989, 61: 52-54.
- [17] QI Y, THAPA K B, HOADLEY A. Application of filtration aids for improving sludge dewatering properties: A review[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2011, 171(2): 373-384.
- [18] DOMÍNGUEZ L, RODRÍGUEZ M, PRATS D. Effect of different extraction methods on bound EPS from MBR sludges. Part I: Influence of extraction methods over three-dimensional EEM fluorescence spectroscopy fingerprint[J]. *Desalination*, 2010, 261(1/2): 19-26.
- [19] 罗曦, 雷中方, 刘翔. 胞外聚合物的提取、组成及其对污泥性质的影响[J]. 城市环境与城市生态, 2005(5): 42-45.
- [20] DUBOIS M, GILLES K A, HAMILTON J K, et al. Colorimetric method for determination of sugars and related substances[J]. *Analytical Chemistry*, 1956, 28(3): 350-356.
- [21] FRØLUND B, PALMGREN R, KEIDING K, et al. Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin[J]. *Water Research*, 1996, 30(8): 1749-1758.
- [22] 蓝巧娟, 吴彦, 闫彬, 等. 三峡库区(万州段)消落区沉积物重金属污染评价及来源分析[J]. 环境工程, 2018, 36(8): 193-197.
- [23] JAIN C K. Metal fractionation study on bed sediments of River Yamuna, India[J]. *Water Research*, 2004, 38(3): 569-578.
- [24] LV S, SUN T, ZHOU Q, et al. Synthesis of starch-g-p(DMDAAC) using HRP initiation and the correlation of its structure and sludge dewaterability[J]. *Carbohydrate Polymers*, 2014, 103: 285-293.
- [25] 刁韩杰, 张进, 王敏艳, 等. 高温热解对污泥炭特性及其重金属形态变化的影响[J]. 环境工程, 2019, 37(3): 29-34.
- [26] CHEN C, ZHANG P, ZENG G, et al. Sewage sludge conditioning with coal fly ash modified by sulfuric acid[J]. *Chemical*

Engineering Journal, 2010, 158(3): 616-622.

[27] WU Y, ZHANG P, ZHANG H, et al. Possibility of sludge conditioning and dewatering with rice husk biochar modified by ferric chloride[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 205: 258-263.

[28] 宋悦, 魏亮亮, 赵庆良, 等. 活性污泥胞外聚合物的组成与结构特点及环境行为[J]. *环境保护科学*, 2017, 43(2): 35-40.

[29] 同帜, 王瑞露, 曹秉帝, 等. 炭材料调理改善活性污泥脱水性能的影响机制[J]. *环境工程学报*, 2018, 12(7): 248-259.

(责任编辑: 金曙光)

Iron-modified sludge biochar as a filter aid to improve sludge dewaterability

YANG Binrong¹, FU Chuan¹, LI Bo², WANG Maoqing¹, WU Yan^{1,3,*}, PING Wei¹, HUANG Lianqi¹, KUANG Wei¹

1. Chongqing Key Laboratory of Water Environment Evolution and Pollution Control in Three Gorges Reservoir, Chongqing Three Gorges University, Wanzhou 404020, China

2. Chongqing Water Group Public Works Consulting Co., Ltd, Yubei 401147, China

3. College of Environmental Science and Engineering, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China

*Corresponding author, E-mail: wuyan19850827@hotmail.com

Abstract Iron-modified sludge biochar was used as a filter aid to synergistically improve FeCl₃ sludge in municipal sewage treatment plants conditioning and dewatering. Sludge dewaterability was evaluated by net sludge solid yield, sludge specific resistance to filtration and moisture content of sludge cakes. The conditioning mechanism was studied by the analysis of Zeta potential, scanning electron microscope, EDS and coefficient of compressibility of sludge cakes. At the same time, the environmental risk of conditioned sludge was studied through the analysis of extracellular polymeric substances, heavy metals and total chlorine content of sludge, to confirm the feasibility of improving sludge dewaterability with iron-modified sludge biochar. The results showed that the synergetic sludge conditioning with iron-modified sludge biochar(30%)prepared at 500 °C and FeCl₃(12.82%)presented the best sludge dewaterability, and the net sludge solid yield increased by 73.38%, the sludge specific resistance to filtration decreased by 68.75%, and the moisture content of sludge cake decreased by 9.03%, compared with the sludge conditioning with FeCl₃(12.82%)alone. The pore structure of iron-modified sludge biochar prepared at higher temperature was richer, and its surface iron content was higher. When it was used for sludge conditioning combined with FeCl₃, led to easier sludge particle flocculation and better permeability of sludge cake. Moreover, with the synergetic sludge conditioning, the content of soluble, loosely bound- and tightly bound- extracellular polymeric substances reduced, the heavy metals (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) in sludge cakes were more stable, and the total chlorine content in solid and non-solid pyrolysis products of sludge cake reduced, therefore, the environmental ecological risk was lower. Iron-modified sludge biochar as a filter aid to improve sludge dewaterability had the potential of practical application.

Keywords sludge dewatering; iron-modified sludge biochar; ferric chloride; sludge conditioning; filter aid