

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.19.003

# 碱预处理对剩余污泥 DOM 的溶出特征及平行因子分析

窦川川, 刘玉玲, 赵鹏鹤, 万鹏亮, 周 行, 王一帆  
(西安理工大学 水利水电学院, 陕西 西安 710048)

**摘 要:** 对污水处理厂的剩余污泥进行碱预处理,研究了碱解液的溶解性有机物(DOM)组成、三维荧光特性、溶解性有机碳变化以及污泥有机质的红外特性。结果表明,当  $\text{pH} = 12$  时污泥破解程度最大,达到了 44.69%。溶解性碳水化合物(SC)与溶解性蛋白质(SP)浓度随着  $\text{pH}$  值的升高基本呈增大趋势,并以  $\text{pH} = 11$  为分界点产生突变,当  $\text{pH} > 11$  后 SC 与 SP 浓度大幅增加。平行因子分析(PARAFAC)将碱预处理污泥中的 DOM 划分为 4 种组分,包括 2 种类蛋白组分和 2 种类腐殖质组分,其中类腐殖酸类物质在  $\text{pH} = 12$  时含量大幅提高。液相色谱-有机碳检测器联用仪(LC-OCD)分析表明,在  $\text{pH}$  值为 9~11 范围内,易生物降解的生物聚合物和中性低分子物质组分在 DOC 中占优势地位;而当  $\text{pH} = 12$  时,腐殖质和腐殖质前体物的含量急剧上升,一些难生物降解的腐殖质大量溶出,同时一些易生物降解有机物被转化为难生物降解的腐殖质。红外光谱分析表明,糖类和蛋白类物质基团吸收峰面积随着  $\text{pH}$  值的升高呈增加趋势,氨基酸基团在  $\text{pH} = 11$  时吸收峰面积达到最大,带有芳环结构的基团吸收峰面积在  $\text{pH} = 12$  时达到最大。综合考虑,污泥资源化宜选择  $\text{pH} = 11$  为最佳碱预处理条件。

**关键词:** 剩余污泥; 碱预处理; 溶解性有机物; 溶出特征; 平行因子分析

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)19-0014-08

## Effect of Alkaline Pretreatment on DOM Dissolution Characteristics of Excess Sludge and Parallel Factor Analysis

DOU Chuan-chuan, LIU Yu-ling, ZHAO Peng-he, WAN Peng-liang, ZHOU Xing,  
WANG Yi-fan

(Institute of Water Resources and Hydro-electric Engineering, Xi'an University of Technology,  
Xi'an 710048, China)

**Abstract:** The excess sludge from a sewage treatment plant was pretreated by alkali, and the dissolved organic matter (DOM) composition, three-dimensional fluorescence characteristics, dissolved organic carbon (DOC) concentration, and infrared characteristics of the sludge were investigated. When the  $\text{pH}$  was 12, the disintegration rate of the sludge reached the maximum of 44.69%. The concentrations of soluble carbohydrate (SC) and soluble protein (SP) basically increased with the increasing  $\text{pH}$ , and changed at the cut-off point of  $\text{pH}$  of 11. The concentrations of SC and SP increased significantly when the  $\text{pH}$  was higher than 11. The parallel factor analysis (PARAFAC) divided the DOM in the alkaline pretreated sludge into four components, including two kinds of protein-like components

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51578452); 陕西省重点研发计划项目(2020SF-354)  
通信作者: 刘玉玲 E-mail: liuyuling@xaut.edu.cn

and two kinds of humus-like components, among which the content of humic acid substances increased significantly when the pH was 12. The liquid chromatography-organic carbon detector (LC-OCD) analysis showed that the biodegradable biopolymer and neutral low molecule material (LMW) components were dominant in the DOC when the pH was in the range of 9–11. However, when the pH was 12, the content of humus and humus precursors increased sharply, and some non-biodegradable humus dissolved out in large quantity, while some biodegradable organic matters were converted into non-biodegradable humus. Infrared spectrum analysis showed that the absorption peak area of carbohydrate and protein increased with the increasing pH. The absorption peak area of the amino acid group reached the maximum when the pH was 11, and that of the group with aromatic ring structure reached the maximum when the pH was 12. After comprehensive consideration, pH of 11 was the optimal alkaline pretreatment condition for sludge resource recovery.

**Key words:** excess sludge; alkaline pretreatment; DOM; dissolution characteristics; parallel factor analysis

目前对剩余污泥的处置方式主要有填埋、焚烧、堆肥、油化、碳化、厌氧消化、制作动物饲料和建筑材料等。其中,厌氧消化技术因其性价比高、既能实现污泥资源化又能改善污泥性能的特点,成为比较受欢迎的技术之一。但是,细胞的刚性结构以及胞内有机物在厌氧消化过程中的难生物降解特性,是剩余污泥厌氧消化面临的主要挑战<sup>[1]</sup>。

为了提高剩余污泥中有机物的溶出率及其可生化性,研究者开发了多种预处理方法,包括机械处理、热处理、臭氧氧化、超声处理、碱处理等。其中,碱预处理对污泥中有机物的溶出有较好的促进作用,是最常用的预处理技术之一。碱的加入能破坏污泥中的絮体结构以及细胞内的脂类物质,增加水解率,在实现污泥减量化的同时,使得其中的有机质最大限度地溶出<sup>[2-3]</sup>。很多学者对碱预处理技术的有机物溶出效果、机理和参数进行了研究,结果表明该技术对污泥的破解效果显著<sup>[4-6]</sup>。前期的研究表明,溶解性有机物(DOM)总量变化可以在一定程度上反映出污泥厌氧消化的潜力,但 DOM 的种类和结构特征才是决定其能否被微生物降解的关键因素。而目前对碱预处理过程中剩余污泥溶出 DOM 的结构特征变化研究较少。

鉴于此,笔者对某污水处理厂的剩余污泥进行碱预处理,分析了碱溶出液中 DOM 的组成、三维荧光特性、溶解性有机碳浓度及污泥有机质的红外特性,从而研究碱预处理过程中 DOM 结构特征的变化规律,以期为污泥资源化利用与碱预处理工艺优化提供参考。

## 1 试验材料和方法

### 1.1 剩余污泥泥质

试验用剩余污泥取自西安市某污水处理厂的浓缩池,取得污泥后,先过 40 目筛以去除大颗粒物,然后沉淀浓缩,置于 4 ℃ 冰箱保存备用。过筛浓缩后的污泥性质如下:含水率为 98.22%,VS/TS 为 49.12%,COD 为 12 433 mg/L,溶解性 COD(SCOD)为 144 mg/L,溶解性碳水化合物(SC)为 1.79 mg/L,溶解性蛋白质(SP)为 2.32 mg/L。

### 1.2 碱预处理试验方法

分批向 250 mL 锥形瓶中加入 100 mL 污泥,然后用 4 mol/L 的 NaOH 溶液分别调节 pH 值至 9、10、11、12,并以未调节 pH 值的污泥作为对照。锥形瓶采用双层保鲜膜和单层锡箔纸封口,控制摇床转速为 80 r/min,置于 25 ℃ 的恒温水浴锅中处理 12 h。

### 1.3 指标测试方法

取一定污泥样品经 9 000 r/min 离心 10 min 后倒出上清液,经 0.45 μm 滤膜过滤后用于测定表征指标。pH 值、COD、TS、VS 均采用国家标准方法测定。SC 浓度采用蒽酮法测定,以葡萄糖为标准物;SP 浓度采用考马斯亮兰 G250 法测定,以牛血清白蛋白为标准物。三维荧光光谱(3D-EEM)采用 FluoroMax-4 荧光光谱仪测定,测定前,碱预处理前、后的污泥用去离子水分别稀释 10 和 50 倍,光源为紫外灯,激发波长(Ex)和发射波长(Em)的狭缝宽度均为 4 nm,Ex 的扫描范围为 250~550 nm,Em 的扫描范围为 300~600 nm,扫描速度为 1 200 nm/min,数据采用 MATLAB 2014a 软件中 DOMFluor 工

具箱进行三维荧光光谱矩阵的平行因子分析 (PARAFAC)。红外光谱采用 VERTEX 70 型傅里叶变换红外光谱仪测定,数据利用 Origin 软件进行处理与分析。DOC 采用液相色谱-有机碳检测器联用仪 (LC-OCD) 测定。

为了进一步分析污泥的溶胞效果,选用污泥破解率 (DD) 来表征污泥的破解程度<sup>[7]</sup>:

$$DD = \frac{SCOD_{\text{after}} - SCOD_0}{TCOD_0 - SCOD_0} \times 100\% \quad (1)$$

式中:  $SCOD_{\text{after}}$  为碱预处理后的 SCOD 浓度;  $SCOD_0$  为未经处理时的 SCOD 浓度;  $TCOD_0$  为剩余污泥中的 TCOD 浓度。

## 2 结果与讨论

### 2.1 pH 值对污泥破解效果的影响

在碱预处理污泥过程中,碱浓度越高,越有利于污泥中的固态有机物转化为 DOM。试验条件下有机物的溶出情况及污泥破解率如图 1 所示。可以看出,随着 pH 值逐渐升高,SCOD 浓度逐渐增大,在 pH 值为 9 时 SCOD 为 392.49 mg/L,当 pH 值升至为 12 时 SCOD 浓度最大,达到 5 636.67 mg/L;污泥的破解率从 pH=9 时的 2.02% 上升到 pH=12 时的 44.69%。以上结果表明,碱浓度越大,剩余污泥中 DOM 的溶出量越多,污泥的破解程度越大,这与肖本益等人<sup>[8]</sup>的研究结果一致。这是因为随着碱浓度的增大,OH<sup>-</sup> 增多,OH<sup>-</sup> 破坏了污泥的絮体结构,并且还能水解部分蛋白质及核酸、分解菌体内的糖类,从而使得 DOM 溶出量增大<sup>[5]</sup>。

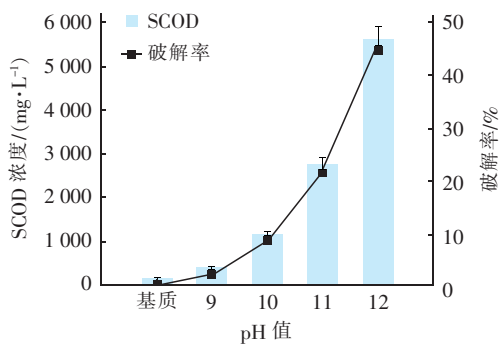


图 1 有机物溶出效果及污泥破解率

Fig. 1 Dissolution efficiency of organic matter and disintegration degree of excess sludge

蛋白质和碳水化合物是剩余污泥中 DOM 的主要成分,大量溶出有利于后续的污泥厌氧发酵。试验条件下,SC 和 SP 的溶出情况见图 2。可以看出,

SC 和 SP 浓度随碱预处理 pH 值的增加而增加,当 pH≤11 时,SC 与 SP 浓度呈缓慢增长趋势;当 pH=12 时,SC 与 SP 浓度急剧上升,分别达到了 212.07 和 227.2 mg/L,相比 pH=11 时分别提升了 3 倍和 4 倍。这可能是因为低浓度的碱虽然破坏了污泥的絮体结构,分解了胞外聚合物 (EPS),但是不足以破坏细胞结构,溶出的有机物浓度较低;当 pH 值达到 11 以上时,较高浓度的碱与细胞壁上的脂类物质发生皂化反应,进一步破坏了细胞结构,大量细胞内容物的释放使得有机物浓度迅速上升<sup>[9]</sup>。

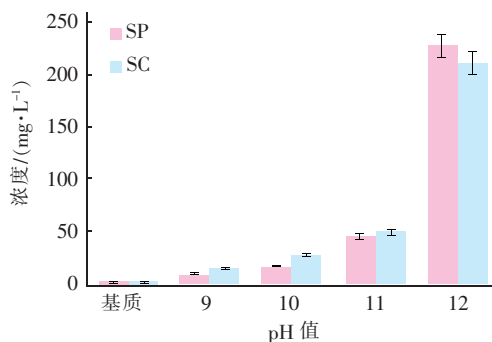


图 2 有机物组分的溶出效果

Fig. 2 Dissolution efficiency of organic components

综上可知,随着 pH 值的增大,SCOD 浓度和污泥破解率均不断增大,SC 和 SP 浓度在 pH≤11 时缓慢升高、pH>11 时迅速升高。碱量较低时污泥絮体结构遭到有效破坏,但是还不足以破坏微生物细胞壁,也不能让生物物质大分子解聚,当 pH>11 后细胞开始破壁,内容物开始释放,大分子开始解聚,而且随着碱性增强这种程度会大幅度加大。

### 2.2 三维荧光光谱特性变化

为深入研究碱预处理后剩余污泥中 DOM 的组分变化和荧光特性,利用 MATLAB 2014a 软件运行 DOMFluor 工具包对不同碱浓度下污泥的溶出物质 EEM 数据进行 PARAFAC 处理,确定四组分模型适用于分析该 EEM 数据。表 1 为不同 pH 值下污泥中的物质从固态转移到可溶态的 PARAFAC 模型分峰结果,包含 4 个荧光组分,具体位置见图 3,DOM 包括两个类蛋白质组分 C1 和 C3 以及两个类腐殖质组分 C2 和 C4。C1 属于类色氨酸类物质,与羧基官能团有关,主要为游离态或者结合态的蛋白质或氨基酸,可用以指示完整的蛋白质<sup>[10]</sup>。类色氨酸类物质被认为是由微生物降解代谢产生的溶解性微生物代谢产物,易与大分子蛋白质结合。C2 包含两个

激发峰和两个发射峰,属于长波性海源或陆源腐殖酸,分子质量大,结构稳定且复杂,不易被微生物利用,芳香性大于富里酸,其激发波长和发射波长存在

一定红移<sup>[11]</sup>。C3 属于类酪氨酸类物质<sup>[12]</sup>。C4 包含 3 个激发峰和 3 个发射峰,属于可见区类富里酸,与污泥中的羧基和羰基结构有关。

表 1 PARAFAC 法解析出的 4 个荧光组分

Tab.1 Four components of DOM by fluorescence PARAFAC				nm
荧光组分	本研究的 Ex/Em	荧光类型	文献的 Ex/Em	
C1	278/348	类色氨酸类物质	275/350 <sup>[13]</sup>	
C2	(318,294)/(384,392)	长波性海源或陆源腐殖酸	(290~310)/(370~410) <sup>[14]</sup>	
C3	282/324	类酪氨酸类物质	280/330 <sup>[12]</sup>	
C4	(358,254,318)/(484,472,548)	可见区类富里酸	(250~450)/(380~550) <sup>[15]</sup>	

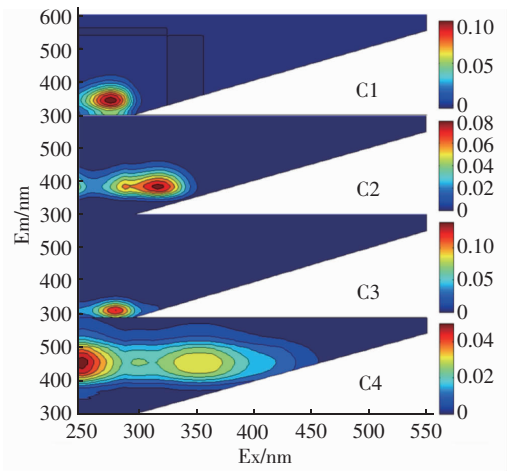


图 3 PARAFAC 模型确定的荧光组分

Fig.3 Fluorescent component determined by PARAFAC mode

图 4 为不同 pH 值条件下 DOM 的最大荧光强度分布。可以看出,不断增大碱浓度对剩余污泥中 DOM 的最大荧光强度影响明显。在碱性条件下,组分 C1 的最大荧光强度随着 pH 值的增加呈先增大后减小再增大的趋势。当 pH 值从 9 升至 10 时,C1 的最大荧光强度呈现增加趋势,污泥絮体结构解体,易溶的蛋白质溶解至液相中,并且一些大分子蛋白质还会继续水解为多肽、二肽和氨基酸等。当 pH = 11 时 C1 的最大荧光强度略有下降,这可能是由于氨基酸进一步被水解为低分子有机酸、氨及二氧化碳等<sup>[16]</sup>。而当 pH = 12 时 C1 的最大荧光强度大幅度升高,说明细胞壁被强碱破坏,大量内容物释放,因此蛋白质浓度急剧升高,这与前面研究结果一致。C3 的最大荧光强度在 pH 值为 9~11 范围内变化不明显,但在 pH = 12 时急剧下降,可能是因为类酪氨酸类物质溶解至液相中的速度不及其水解速度,导致其浓度下降<sup>[17]</sup>。C2 和 C4 的最大荧光强度在 pH 值为 9~11 范围内略有减小,而当 pH = 12 时,类富

里酸和腐殖酸浓度都有不同程度的升高,原因是溶出的蛋白质在强碱作用下与多糖发生美拉德反应,生成了腐殖酸<sup>[8]</sup>。

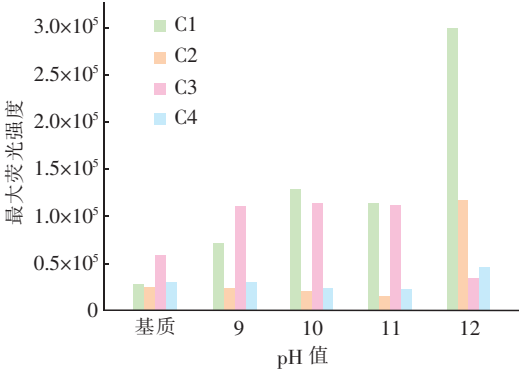


图 4 不同 pH 值条件下的最大荧光强度

Fig.4 Maximum fluorescence intensity under different pH values

对污泥碱解液的三维荧光光谱进行分析可知,当 pH ≤ 11 时,污泥絮体结构随着 pH 值的增加而溶解,当 pH = 12 时细胞发生了破壁,大量内容物被释放,这与 Dogan 等人<sup>[18]</sup>的研究结果一致。值得注意的是,当 pH = 12 时,伴随大量 DOM 的溶出,难生物降解的腐殖酸浓度也升高,而腐殖酸会影响生物降解性,类蛋白组分容易被腐殖酸组分捕获形成一种稳定的结合体,这种结合体使得蛋白质不易被生物降解<sup>[19]</sup>。因此在无有效抑制腐殖酸生成措施条件下,为追求 DOM 的溶出而加大碱的投加量是不合理的。就本研究而言,当 pH = 11 时,在保证较高蛋白质溶出量的基础上,难生物降解的腐殖酸类物质含量较少,是较为理想的碱预处理条件。

2.3 溶解性有机碳变化

图 5 是不同 pH 值条件下碱预处理污泥的 LC - OCD 图谱,对污泥上清液中的溶解性有机碳变化情况进行微观历程分析,可以通过样品的保留时间得



出污泥上清液中有机的分子大小及种类。LC-OCD 将水中溶解性有机碳(DOC)分为疏水性有机碳(HOC)和亲水性有机碳(CDOC)<sup>[20]</sup>。其中,HOC包括自然存在的烷烃和微溶于水的腐殖质,CDOC根据分子质量大小和化学性质分为生物聚合物(分子质量为20 ku,通常为多糖、蛋白质和氨基酸)、腐殖质(分子质量为1 ku,为含羧基和酚基的混合酸)、腐殖质前体物(分子质量为300~500 u,是由于氢键断裂和静电作用而脱聚的多酚类或多元酸的分子链,即腐殖质的分解产物)、中性低分子物质(分子质量<350 u,包括低分子质量的醇类、醛类、酮类和氨基酸)<sup>[21]</sup>。其中,生物聚合物和中性低分子物质为易生物降解的物质,腐殖质和腐殖质前体物为难生物降解的物质<sup>[22]</sup>。

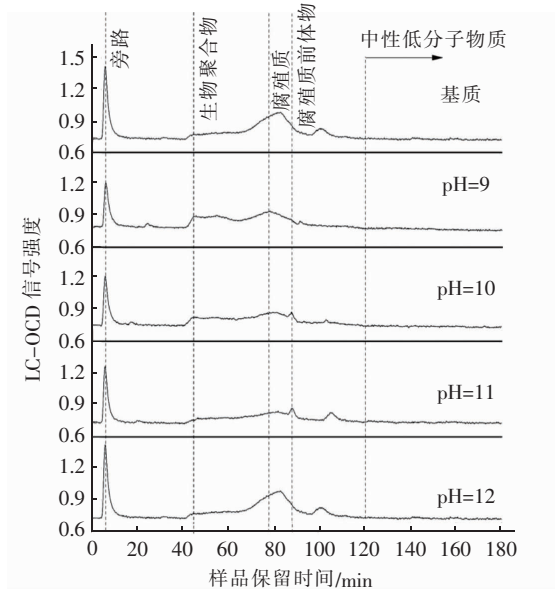


图5 不同pH值条件下污泥的LC-OCD图谱

Fig.5 LC-OCD of alkaline pretreated sludge under different pH values

图6为不同pH值条件下污泥预处理过程中DOC、HOC和CDOC的浓度变化情况。DOC、HOC和CDOC浓度都随着pH值的增大而增大,在pH=9~12条件下污泥碱解液中的DOC浓度分别为43.56、119.52、289.6和757.3 mg/L,分别是原泥的4.27、11.7、28.36和74.17倍。说明碱处理可以有效促进污泥破解,大量有机物被溶解。随着pH值的增加,CDOC在DOC中的占比逐渐减小,HOC的占比则逐渐增大,全坤等人<sup>[20]</sup>研究发现,HOC比较容易被微生物降解,因此碱预处理在使大量DOM

溶出的同时也改善了污泥的可生化性能。图7为CDOC中各组分随pH值的变化,可以看出,随着pH值的增加,4种组分的浓度均大幅增加,在pH=9~11范围内生物聚合物和中性低分子物质组分在DOC中占优势地位,在pH=11时这两种易生物降解组分在DOC的占比分别为18%和23%,而腐殖质和腐殖质前体物这两种难生物降解组分的占比只有13%和14%。而当pH=12时,腐殖质和腐殖质前体物的含量急剧上升,类腐殖质物质含量上升。这表明在强碱作用下一些难生物降解的腐殖质大量溶出以及一些易生物降解的有机物被转化为难生物降解的腐殖质,而这是不利于后续厌氧消化的,因此pH=11是较为理想的污泥碱处理条件。

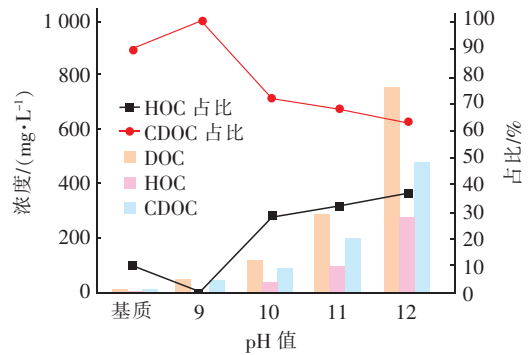


图6 不同pH值条件下DOC、CDOC和HOC的变化

Fig.6 Change of DOC, CDOC and HOC under different pH values

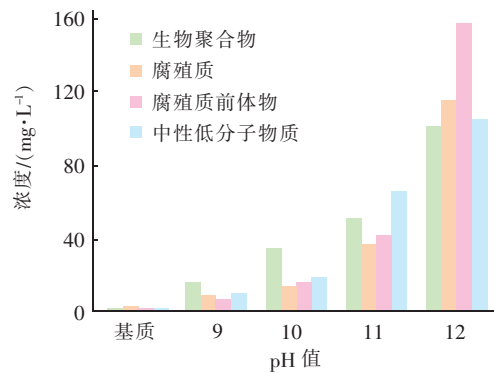


图7 不同pH值条件下CDOC中各组分的变化

Fig.7 Change of components in CDOC under different pH values

## 2.4 红外光谱特性变化

为探讨碱预处理对污泥中DOM溶出结构的影响,对各pH值条件下碱解后的污泥进行红外光谱分析,如图8所示,并根据文献报道<sup>[23-24]</sup>将波数与其对应的基团列于表2。在红外光谱分析中,依据

朗伯 - 比尔定律通过测定特征吸收峰的峰高或者峰面积对有机物进行定量分析<sup>[24]</sup>,图 9 为相应基团在不同 pH 值下的特征吸收峰面积,通过 Origin 软件进行积分计算。

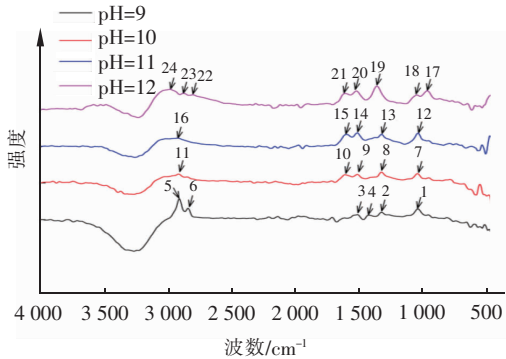


图 8 不同 pH 值条件下碱解污泥的红外光谱  
Fig. 8 Infrared spectra of alkaline pretreated sludge under different pH values

表 2 红外光谱波数对应的基团  
Tab. 2 Groups corresponding to wave number of infrared spectrum

序号	归属	波数/cm <sup>-1</sup>
1、7、12、17、18	糖类 C—O—C 伸缩振动	1 000 ~ 1 150
2、8、13、19	糖类 CH <sub>3</sub> 、CH <sub>2</sub> 、CH 变角振动	1 300 ~ 1 480
3、4、9、14、20	芳环碳骨架振动	1 365 ~ 1 625
10、15、21	氨基酸 NH <sub>2</sub> <sup>+</sup> 变角振动	1 620 ~ 1 640
5、6、11、16、22、23、24	烃类以及糖类 CH、CH <sub>2</sub> 、CH <sub>3</sub> 伸缩振动	2 850 ~ 3 000

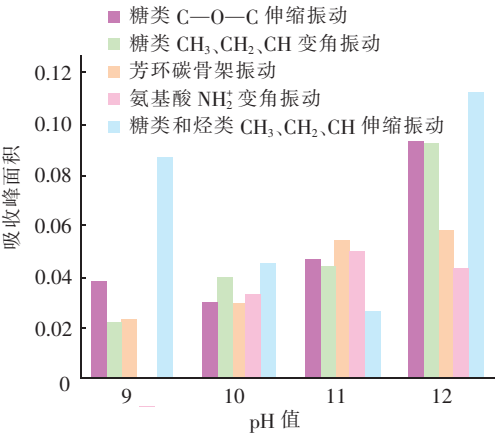


图 9 不同 pH 值条件下各基团的吸收峰面积  
Fig. 9 Absorption peak area of each group under different pH values

序号为 1、7、12、17 和 18 的特征吸收峰为糖类 C—O—C 伸缩振动特征吸收峰,序号 2、8、13、19 为糖类 CH<sub>3</sub>、CH<sub>2</sub>、CH 变角振动吸收峰,根据图 9 发现

这两个区域的峰面积均随着 pH 值的增大而呈增加趋势,说明在碱处理过程中产生大量的 C—O—C 键,表明碱处理过程中 EPS 解体,大量多糖类物质被释放。序号 5、6、11、16、22、23、24 的特征吸收峰为烃类及糖类 CH<sub>3</sub>、CH<sub>2</sub>、CH 伸缩振动,这些单键主要存在于醇类、脂肪类和糖类等有机物中,在 pH = 9 时该类吸收峰具有较大的峰面积,随着 pH 值的增大该类峰面积急剧减少,在 pH = 11 时达到最低,表明随着碱量的增加大分子有机物水解为小分子有机物的程度在增加,这与 LC - OCD 的分析结果一致。序号 10、15、21 表示氨基酸 NH<sub>2</sub><sup>+</sup> 变角振动特征吸收峰,该类峰在 pH = 9 条件下未检出,表明此时蛋白质的水解程度较低,pH 值升至 10 后蛋白质被进一步水解为氨基酸,并在 pH = 11 时达到最大,而在 pH = 12 时峰面积有所下降,原因是强碱条件促进了氨基酸水解平衡的正向移动,导致其生成速率低于水解速率,被水解为二氧化碳和氨<sup>[16]</sup>。序号 3、4、9、14、20 代表芳环碳骨架振动,其吸收峰面积随着 pH 值的增加而增加,在 pH = 12 时达到最大,这与三维荧光分析中腐殖酸的最大荧光强度变化相吻合。污泥中的大分子有机物如腐殖酸和一些蛋白质都含有大量的芳环结构,而这种结构的有机物大都是不易被生物直接利用的<sup>[11]</sup>。总体来看,因为碱性条件下增强了羧基和类似基团的离子化程度,从而使得带负电的胞外聚合物与羧基等基团发生了同性相斥作用,使 EPS 与生物细胞产生了很强的排斥作用,致使污泥絮体结构松散或解体,导致 DOM 含量随着 pH 值的增大而增加<sup>[7]</sup>,当 pH = 12 时虽然污泥破解程度更彻底,但是同时也生成了大量芳环结构的难降解有机物,例如腐殖质等,这会严重影响污泥的可生化性,因此确定 pH = 11 是较为合理的碱预处理条件。

3 结论

- ① 经碱预处理后,剩余污泥中的 SCOD 浓度、污泥破解度均随着 pH 值的增大而增加,当 pH = 12 时污泥的破解程度最大,达到了 44. 69%。溶解性碳水化合物、蛋白质浓度在 pH ≤ 11 时随着 pH 值的增大而呈缓慢上升趋势,当 pH > 11 时随 pH 值的增大呈急剧上升趋势。
- ② 采用 PARAFAC 将碱预处理污泥中的 DOM 划分为 4 种组分,即类色氨酸类物质(C1)、长波性海源或陆源腐殖酸(C2)、类酪氨酸类物质

(C3)和可见区类富里酸(C4)。C1和C3随着pH值的增大基本呈增加趋势,C2和C4在pH=9~11范围略有减少,在pH=11~12范围显著增加。

③ LC-OCD分析表明,在pH=9~11范围,生物聚合物和中性低分子物质组分在DOC中占优势地位,而当pH=12时,腐殖质和腐殖质前体物含量急剧上升,类腐殖质物质含量增加,说明强碱作用下一些难生物降解的腐殖质大量溶出,而且一些易生物降解的有机物被转化为难生物降解的腐殖质。

④ 红外光谱分析表明,C—O—C伸缩振动和糖类CH<sub>3</sub>、CH<sub>2</sub>、CH变角振动特征吸收峰面积随着pH值的增加而增大,氨基酸NH<sub>2</sub><sup>+</sup>变角振动特征吸收峰的最大吸收面积出现在pH=11条件下,而芳环碳骨架振动吸收峰则在pH=12时达到最大,糖类以及烃类CH<sub>3</sub>、CH<sub>2</sub>、CH伸缩振动吸收峰面积在pH=11时达到最低,大分子有机物被有效水解,因此综合考虑确定pH=11为剩余污泥的最佳碱预处理条件。

#### 参考文献:

- [1] WANG S, YU S, LU Q, *et al.* Development of an alkaline/acid pre-treatment and anaerobic digestion (APAD) process for methane generation from waste activated sludge[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 708: 134564.
- [2] 李卓君,王旭东,吕永涛,等. 碱热处理对污泥颗粒及脱水性能的影响特性[J]. *中国给水排水*, 2019, 35(13): 11-15.  
LI Zhuojun, WANG Xudong, LÜ Yongtao, *et al.* Influence of alkaline-thermal treatment on sewage sludge particle and dewatering performance[J]. *China Water & Wastewater*, 2019, 35(13): 11-15 (in Chinese).
- [3] KIM T H, NAM Y K, PARK C, *et al.* Carbon source recovery from waste activated sludge by alkaline hydrolysis and gamma-ray irradiation for biological denitrification[J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(23): 5694-5699.
- [4] CHEN Y, JIANG S, YUAN H, *et al.* Hydrolysis and acidification of waste activated sludge at different pHs[J]. *Water Research*, 2007, 41(3): 683-689.
- [5] 彭永臻,邢立群,金宝丹,等. 强碱预处理和碱性强度对剩余污泥发酵的影响[J]. *北京工业大学学报*, 2016, 42(2): 277-284.  
PENG Yongzhen, XING Liqun, JIN Baodan, *et al.* Effect of super-alkali pretreatment and alkaline intensity on the waste activated sludge fermentation[J]. *Journal of Beijing University of Technology*, 2016, 42(2): 277-284 (in Chinese).
- [6] 刘亚利,袁一星,杜茂安,等. 碱预处理污泥产酸效果及其生物群落研究[J]. *环境工程学报*, 2013, 7(7): 2685-2688.  
LIU Yali, YUAN Yixing, DU Mao'an, *et al.* Studies on microbial structure and volatile fatty acids accumulation with different alkaline pretreatment[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2013, 7(7): 2685-2688 (in Chinese).
- [7] LI H, LI C, LIU W, *et al.* Optimized alkaline pretreatment of sludge before anaerobic digestion[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 123: 189-194.
- [8] 肖本益,刘俊新. 不同预处理方法对剩余污泥性质的影响研究[J]. *环境科学*, 2008, 29(2): 327-331.  
XIAO Benyi, LIU Junxin. Impacts of different pretreatments on characteristics of excess sludge[J]. *Environmental Science*, 2008, 29(2): 327-331 (in Chinese).
- [9] 郝晓地,蔡正清,甘一萍. 剩余污泥预处理技术概览[J]. *环境科学学报*, 2011, 31(1): 1-12.  
HAO Xiaodi, CAI Zhengqing, GAN Yiping. Review of pretreatment technologies for excess sludge[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, 31(1): 1-12 (in Chinese).
- [10] 牛天浩,周振,胡大龙,等. 污水处理厂污泥水溶性有机物的光谱特性分析[J]. *环境科学*, 2016, 37(4): 1460-1466.  
NIU Tianhao, ZHOU Zhen, HU Dalong, *et al.* Spectral characteristics of dissolved organic matters in reject water from wastewater treatment plants[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(4): 1460-1466 (in Chinese).
- [11] 张广彩,于会彬,徐泽华,等. 基于三维荧光光谱结合平行因子法的蘑菇湖上覆水溶解性有机质特征分析[J]. *生态与农村环境学报*, 2019, 35(7): 933-939.  
ZHANG Guangcai, YU Huibin, XU Zehua, *et al.* The characteristics of dissolved organic matter in the overlying water of Moguhu Lake based on three dimensional fluorescence spectrum and parallel factor method[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2019, 35(7): 933-939 (in Chinese).
- [12] 陈毅忠,杜尔登,王聿琳,等. 三维荧光组合PARAFAC分析评估城市水体DOM特征分布与来源

- [J]. 常州大学学报(自然科学版),2017,29(6): 55-62.
- CHEN Yizhong, DU Erden, WANG Yulin, *et al.* Distribution and source of DOM in urban water bodies by EEMs spectrum and PARAFAC analysis[J]. Journal of Changzhou University (Natural Science Edition), 2017, 29(6):55-62 (in Chinese).
- [13] 吕晶晶,于水利,张列宇,等. 基于 3D-EEMs 和 PARAFAC 的土壤渗滤系统 DOM 垂直分布特征[J]. 光谱学与光谱分析,2018,38(8):2549-2555.
- LÜ Jingjing, YU Shuili, ZHANG Lieyu, *et al.* Vertical distribution characteristics of DOM in soil infiltration system based on 3D-EEMs and PARAFAC [J]. Spectroscopy and Spectral Analysis, 2018, 38(8):2549-2555 (in Chinese).
- [14] COBLE P G. Marine optical biogeochemistry: the chemistry of ocean color[J]. Chemical Reviews, 2007, 107(2):402-418.
- [15] 吕晶晶,龚为进,窦艳艳,等. PARAFAC 和 FRI 解析 ISI 中 DOM 分布[J]. 中国环境科学,2019,39(5): 2039-2047.
- LÜ Jingjing, GONG Weijin, DOU Yanyan, *et al.* The distribution of DOM in aeration pretreatment improved soil infiltration system based on FRI and PARAFAC [J]. China Environmental Science, 2019, 39(5): 2039-2047 (in Chinese).
- [16] 高源,韩芸,韩露,等. 不同温度水热处理对高含固污泥有机物转化及组分的影响[J]. 环境工程学报, 2020,14(10):2823-2830.
- GAO Yuan, HAN Yun, HAN Lu, *et al.* Effect of thermal hydrolysis treatment temperature on transformation and composition of organic matter in high solid content sludge [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(10):2823-2830 (in Chinese).
- [17] 欧阳二明,王伟. 污泥热水解过程中有机物分子量和荧光特征变化规律[J]. 中国环境科学,2008,28(12):1062-1067.
- OUYANG Erming, WANG Wei. The change of spectroscopic characterization and molecular weight distribution in sludge thermal hydrolysis process [J]. China Environmental Science, 2008, 28(12):1062-1067 (in Chinese).
- [18] DOGAN I, SANIN F D. Alkaline solubilization and microwave irradiation as a combined sludge disintegration and minimization method [J]. Water Research, 2009, 43(8):2139-2148.
- [19] GONZALEZ A, HENDRIKS A T W M, VAN LIER J B, *et al.* Pre-treatments to enhance the biodegradability of waste activated sludge: elucidating the rate limiting step [J]. Biotechnology Advances, 2018, 36(5):1434-1469.
- [20] 全坤,蔺爱国,宋启辉,等. LC-OCD 分析活性焦吸附-生物降解去除稠油废水中 DOC 的历程[J]. 环境工程学报,2015,9(11):5432-5438.
- TONG Kun, LIN Aiguo, SONG Qihui, *et al.* Analyses of DOC removal process in heavy oil wastewater treated by LAC adsorption couple with biodegradation by LC-OCD [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2015, 9(11):5432-5438 (in Chinese).
- [21] RUTLIDGE H, ANDERSEN M S, BAKER A, *et al.* Organic characterisation of cave drip water by LC-OCD and fluorescence analysis [J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2015, 166:15-28.
- [22] HUBER S A, BALZ A, ABERT M, *et al.* Characterisation of aquatic humic and non-humic matter with size-exclusion chromatography-organic carbon detection-organic nitrogen detection (LC-OCD-OND) [J]. Water Research, 2011, 45(2):879-885.
- [23] 韩芸,王晓飞,卓杨,等. 预处理条件对高含固污泥热水解有机物组分转化的影响[J]. 安全与环境学报, 2018,18(4):1527-1532.
- HAN Yun, WANG Xiaofei, ZHUO Yang, *et al.* Impact of the pretreating conditions on the conversion of the organic compounds in the THP of the high solid sludge [J]. Journal of Safety and Environment, 2018, 18(4): 1527-1532 (in Chinese).
- [24] 翁诗甫. 傅里叶变换红外光谱分析[M]. 2 版. 北京: 化学工业出版社,2010.
- WENG Shifu. Fourier Transform Infrared Spectroscopy [M]. 2nd ed. Beijing: Chemical Industry Press, 2010 (in Chinese).

作者简介:窦川川(1995-),男,陕西榆林人,博士研究生,主要研究方向为市政污泥资源化。

E-mail:1484556799@qq.com

收稿日期:2020-06-30

修回日期:2020-09-22

(编辑:刘贵春)