

# 超声空化热效应破解剩余污泥的机制

由美雁<sup>1</sup>, 张秀秀<sup>2</sup>, 沈阳<sup>1</sup>, 朱彤<sup>1</sup>  
(1. 东北大学 机械工程与自动化学院, 辽宁 沈阳 110819; 2. 东北大学 理学院, 辽宁 沈阳 110819)

**摘 要:** 为探明超声方法破解剩余污泥时的热效应, 分别采用超声和水浴加热方法作用于有机大分子、细菌和剩余污泥. 研究表明: 超声作用酸性橙前后的 TC 和 TOC 含量降低, 验证超声空化存在高温热解作用; 对比三种情况下超声作用细菌和剩余污泥的破解效果为: 未通入循环冷却水时超声 > 通入循环冷却水时超声 > 水浴加热, 超声的热效应对细菌和剩余污泥的破解起促进作用; 超声破解剩余污泥时超声引起温升的能量占超声总能量的 10% 以上, 当温升达到 70 ℃ 后, 超声的热作用对剩余污泥的贡献率为 20% 左右.

**关 键 词:** 超声; 剩余污泥; 酸性橙; 细菌; 污泥破解; 热效应

中图分类号: X 705      文献标志码: A      文章编号: 1005-3026(2019)01-0126-06

## Mechanism of Thermal Effect of Ultrasonic Cavitation on Excess Sludge Disintegration

YOU Mei-yan<sup>1</sup>, ZHANG Xiu-xiu<sup>2</sup>, SHEN Yang<sup>1</sup>, ZHU Tong<sup>1</sup>  
(1. School of Mechanical Engineering & Automation, Northeastern University, Shenyang 110819, China;  
2. School of Sciences, Northeastern University, Shenyang 110819, China. Corresponding author: ZHU Tong, E-mail: tongzhu@me.neu.edu.cn)

**Abstract:** To ascertain the thermal effect of ultrasonic on disintegrating excess sludge, ultrasonic and water bath heating were used to treat organic macromolecules, bacteria and excess sludge. Results show that the TC and TOC content of acid orange are decreased after ultrasonic treatment, which proves the hyperthermia pyrolysis effect. The ultrasonic disintegrating effects on bacteria and excess sludge in three cases can be compared as: ultrasonic under no recirculating cooling water > ultrasonic under recirculation cooling water > water bath heating. The results show that ultrasound thermal effects can promote the disintegration of bacteria and the excess sludge. When the excess sludge is disintegrated, the temperature rise caused by energy from ultrasonic cavitation effect accounts for more than 10% of the total ultrasonic energy. When the temperature is up to 70 ℃, the contribution of ultrasonic heat to the excess sludge is about 20%.

**Key words:** ultrasonic; excess sludge; acid orange; bacteria; sludge disintegration; thermal effect

随着污水处理率的增加, 由此产生的巨量污泥亟待解决. 世界各国处置剩余污泥的措施均是经过减量化、稳定化和无害化处理后, 最终将剩余污泥作为资源加以综合利用. 但是, 剩余污泥中大多数有机质存在于微生物细胞中, 微生物的细胞壁是半刚性结构, 属于难降解惰性物质. 为此, 对剩余污泥进行破解, 使污泥菌胶团破碎、细胞壁破裂, 促进胞内物质释放<sup>[1]</sup>. 超声法是一种相对有

效的破解剩余污泥的方法, 其设备占地面积小、设备简单无污染、剩余污泥破解率高、破解污泥后的厌氧消化产生的甲烷量大、能耗相对较低<sup>[2]</sup>. 我国超声破解污泥技术, 在强化生物脱氮除磷方面的研究, 已通过住房和城乡建设部科技发展促进中心和中国环境科学学会组织的技术鉴定.

超声能对剩余污泥进行破解主要是由于超声空化时产生的化学效应、热效应和机械效应共同

作用的结果<sup>[2]</sup>. 超声空泡在坍塌瞬间, 膨胀过程中蒸发进入空泡内的气体受到高速压缩, 瞬间产生极高温度, Merouani 等<sup>[3]</sup>通过声致发光光谱分析超声空泡产生的温度为 5 000 ~ 20 000 K, 对叔丁醇裂解定性分析超声空泡产生温度为 2 300 ~ 3 600 K. 虽然空化泡坍塌收缩是在一个极短的瞬间完成, 温度变化率达 109 K/s, 但在这样的高温下空泡溃灭时产生的数千摄氏度高温足以将任何有机物瞬间燃烧碳化. 为此, 把有机大分子酸性橙、细菌和剩余污泥一并作为研究对象, 通过分析超声作用酸性橙和细菌的碳含量来验证说明超声空化存在高温热解作用; 通过超声和单纯加热作用于细菌和剩余污泥, 分析对比超声空化造成的温升对细菌和剩余污泥的破解程度, 进一步解析超声空化破解剩余污泥的热效应机制.

## 1 实验材料与实验方法

### 1.1 实验装置与实验材料

实验装置是南京舜玛仪器设备有限公司生产的型号为 GM-1200D 超声细胞破碎仪, 超声频率为 28 kHz, 超声功率为 1 000 W, 该仪器超声形式是脉冲形式, 即连续工作几秒然后间歇几秒再继续超声, 实验时采用的脉冲比为 1:1. 该仪器配备测温探头, 把测温探头放入液体中可在超声发生器外的显示屏上显示出实时温度. 盛装被超声作用液体的容器是双层玻璃容器, 中间可以通入循环冷却水.

实验所用的酸性橙是分析纯级别, 细菌菌种为大肠埃希氏菌 ATCC25922 (批号: A1016B, 上海鲁微科技有限公司). 剩余污泥取自沈阳国电沈水湾污水处理厂的二沉池脱水后的污泥, 在实验室按比例施加 C 源、P 源、N 源、缓冲液和无机盐, 进行接种培养.

### 1.2 实验方法

超声作用酸性橙: 配制酸性橙质量浓度为 10 mg/L, 在通入和未通入循环冷却水条件下超声作用 0 ~ 120 min. 超声作用细菌: 将培养好的细菌菌液在离心机中以转速为 4 000 r/min 离心 10 min, 弃上清液留细菌沉淀; 在细菌沉淀中加入 0.01 mol/L pH 7 ~ 7.4 的磷酸盐缓冲液, 轻轻颠倒混匀, 在离心机中以 4 000 r/min 离心 10 min, 弃上清液留细菌沉淀, 重复洗涤 3 次, 收集沉淀; 将细菌沉淀重悬于 200 mL 无菌水中, 在通入和未通入循环冷却水条件下超声作用细菌 0 ~ 120 min. 超声作用污泥: 在通入和未通入循环冷

却水条件下超声作用剩余污泥 0 ~ 120 min. 单纯加热细菌和污泥: 采用水浴加热方法加热细菌和污泥, 分别将盛有 200 mL 细菌和剩余污泥的烧杯置于水浴锅中加热 30 min, 水浴温度为 20 ~ 80 ℃, 加热过程中用玻璃棒不断搅拌使其受热均匀.

超声作用酸性橙、细菌和剩余污泥时都是取 200 mL 混合液放入双层玻璃容器中, 把超声变幅杆放入到混合液液面下 1.5 cm 左右进行超声处理. 取破解前后的细菌和剩余污泥混合液 40 mL 放入离心管中, 室温下以转速为 4 000 r/min 离心 10 min, 取上层离心液进行相应水质参数的测量.

### 1.3 分析项目与方法

酸性橙的吸光度采用型号为 UV-5100 紫外可见分光光度计测量. 总碳 (TC) 和总有机碳 (TOC) 采用型号为 N/C3100 的总有机碳分析仪测量. 溶解性化学需氧量 (SCOD) 采用美国水与废水检测标准中的闭路回流比色法检测. 采用 Elson-Morgan 法测量肽聚糖浓度.

## 2 结果与分析

### 2.1 超声作用酸性橙的结果分析

在通入和未通入循环冷却水时超声作用酸性橙 0 ~ 120 min 过程中, 观察到酸性橙的颜色变浅. 酸性橙的脱色率 =  $(1 - c/c_0) \times 100\%$ , 式中  $c_0$  为酸性橙的初始浓度,  $c$  为超声作用后酸性橙的浓度. 两种条件下超声作用 0 ~ 120 min 酸性橙的脱色率变化如图 1 所示, 酸性橙的脱色率随着超声作用时间的延长而逐渐升高, 说明超声对酸性橙有降解作用, 但在通入循环冷却水条件下酸

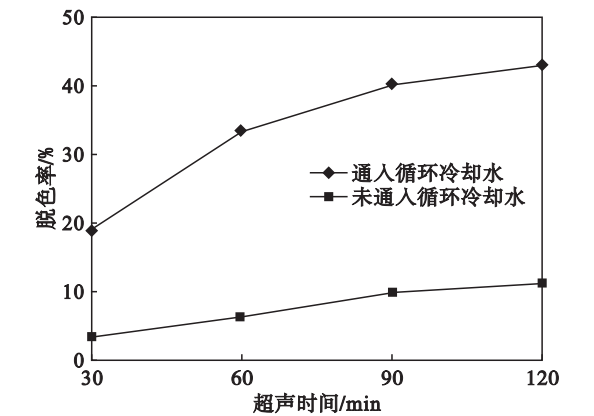


图 1 酸性橙的脱色率随超声作用时间变化  
Fig. 1 Effect of ultrasonic time on decolourization ratio of acid orange

性橙的降解效果更佳,在未通入循环冷却水时超声作用酸性橙 30 ~ 120 min 内测量酸性橙溶液的温度皆达到 70 ℃ 以上,但这种超声空化引起的酸性橙液体的温升并未对酸性橙的降解起到促进作用,这与文献[4]中超声降解酸性橙时当温度超过20 ℃ 时,酸性橙降解率开始下降的结论一致.

测量酸性橙原液、超声作用酸性橙 60 和 90 min 的 TC 和 TOC 的质量浓度见图 2. 通过计算可知,超声作用酸性橙 60 min 时的矿化率为 33. 9%, 90 min 时的矿化率为 39. 8%, 超声作用酸性橙 60 min 时 TC 去除率为 51. 8%, 90 min 时 TC 去除率为 57. 1% .

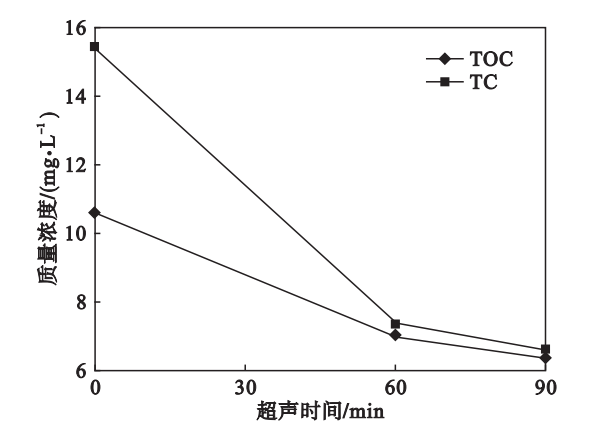


图2 酸性橙中碳含量随超声作用时间变化  
Fig. 2 Effect of ultrasonic time on carbon content of acid orange

超声能降解水中污染物主要有三种途径:①超声空化时产生的高压冲击会打断污染物的化学键;②超声空化时产生的具有强氧化性的自由基将污染物氧化;③超声空化时空化泡的内部和空化泡与溶液气液相界面内, 污染物被高温热解<sup>[5]</sup>. 在未通入循环冷却水时超声在酸性橙液体中传播造成分子间的摩擦,使超声的部分声能转换成热能,引起酸性橙液体的温升,但液体的温度越高,空化泡内的温度和压强会越低,气体溶解度减小、表面张力降低和饱和蒸汽压增大<sup>[6]</sup>,导致空化强度降低,产生的自由基量减少,这就引起酸性橙的降解效率下降,故超声降解酸性橙时宜控制温度. 通过 GC - MS 对超声作用酸性橙中间产物的分析,推测酸性橙的降解过程为:酸性橙的偶氮键被断裂,再被氧化成有机酸,最终矿化为 CO<sub>2</sub> 和 H<sub>2</sub>O<sup>[7]</sup>. 酸性橙若被高温热解就是酸性橙分子通过燃烧方式变成 CO<sub>2</sub> 和 H<sub>2</sub>O,检测到超声作用酸性橙 60 min 和 90 min 的 TC 和 TOC 之间存在差值,从这一角度可验证超声作用酸性橙过程中产生的空化作用中存在高温热解作用.

2. 2 超声与水浴加热作用细菌的结果分析  
对比通入与未通入循环冷却水条件下超声作用细菌 0 ~ 120 min,细菌破解液中的 SCOD 和肽聚糖浓度见图 3,肽聚糖是细菌细胞壁的主要成分,从肽聚糖浓度的增加可知细菌细胞壁被超声所破坏,未通入循环冷却水时细菌的破解率更高,对于超声作用细菌时这种液体的温升对细菌的破解起到促进作用.

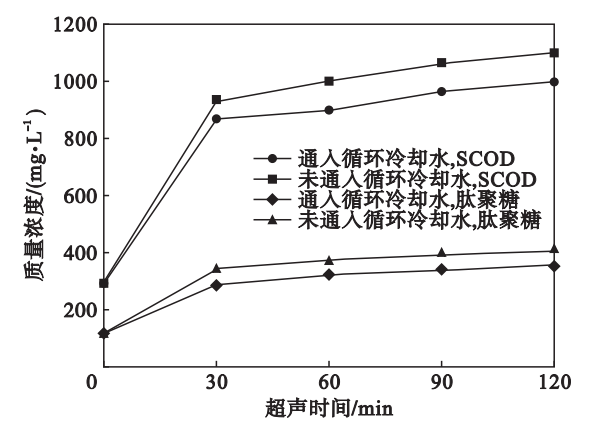


图3 细菌的破解程度随超声作用时间变化  
Fig. 3 Effect of ultrasonic time on bacteria disintegration degree

在通入循环冷却水条件下, 超声作用细菌 60 min 后细菌中 TOC 由原液的 24 200 mg/L 降为 307. 8 mg/L, 90 min 后细菌中的 TOC 降为 297. 8 mg/L,可知超声作用细菌 60 min 内超声对细菌的破坏强烈,超声空化的高温热解效应较强,导致细菌的 TOC 显著下降,60 ~ 90 min 时超声的高温热解作用不显著,这从图 3 也可看出 0 ~ 60 min 内细菌的破解显著增加,60 ~ 90 min 内趋于平缓.

用水浴加热细菌 20 ~ 80 ℃,细菌破解液中的 SCOD 和肽聚糖质量浓度如图 4 所示,可知随着水浴温度的增加细菌的破解程度也增加.

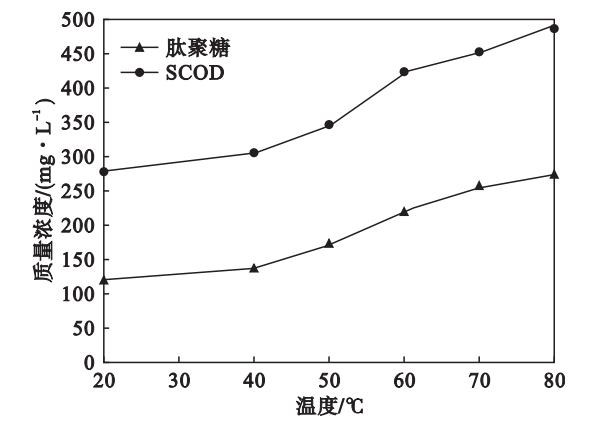


图4 细菌的破解程度随水浴加热温度变化  
Fig. 4 Effect of water bath temperatures on bacteria disintegration degree

不同实验条件下细菌的 SCOD 与肽聚糖的变化情况见表 1.

表 1 不同实验条件下细菌的破解程度比较  
Table 1 Comparison of bacteria disintegration degree under different experimental conditions

| 实验条件                          | SCOD<br>增长倍数 | 肽聚糖<br>增长倍数 |
|-------------------------------|--------------|-------------|
| 未通入循环冷却水<br>超声细菌 0 ~ 30 min   | 3. 16        | 2. 83       |
| 通入循环冷却水<br>超声细菌 0 ~ 30 min    | 2. 94        | 2. 41       |
| 水浴加热细菌 20 ~ 70 ℃              | 1. 63        | 2. 13       |
| 未通入循环冷却水<br>超声细菌 30 ~ 120 min | 1. 18        | 1. 2        |
| 通入循环冷却水<br>超声细菌 30 ~ 120 min  | 1. 16        | 1. 23       |
| 水浴加热细菌 70 ~ 80 ℃              | 1. 09        | 1. 07       |

在未通入循环冷却水时, 超声作用细菌 30 min 时温度就达到 72 ℃, 温升很快, 在 30 ~ 120 min 时液体温度在 81 ℃左右, 不再继续增加. 从表 1 可知在超声作用细菌的前 30 min 内细菌的 SCOD 和肽聚糖浓度增长迅速, 即细菌被快速破解, 单纯的水浴加热也会造成细菌的 SCOD 增加, 而且肽聚糖的增加也很快. 分析其原因, 是因为大肠杆菌是革兰氏阴性菌, 其细胞壁分为内外两层, 为外膜和薄的肽聚糖层, 外膜主要由脂多糖和外膜蛋白组成. 而当细菌温度达到 45 ~ 65 ℃时, 细菌的细胞膜会破裂; 当温度达 50 ~ 70 ℃时细菌内的 DNA 被破坏; 当温度达到 70 ~ 95 ℃时蛋白质就会变性<sup>[8]</sup>. 故用水浴加热时也会造成细菌破解, 则细菌破解程度为: 未通入循环水条件下超声 > 通入循环冷却水条件下超声 > 水浴加热. 即超声产生的热效应对细菌的破解起到促进作用.

在超声中添加碳酸氢钠, 可以消除超声空化产生的氧化剂的氧化作用, 用透射电镜的高分辨率来观察细菌的形态, 细菌的透射电镜检测图如图 5 所示, 从图 5a 可看出, 细菌形态基本完整; 从图 5b 中①处所指的细菌破损可看出, 细菌细胞壁有烧熔或氧化的缺口, 有可能是被氧化剂或者是高温热解作用所破坏, 有细菌细胞坍塌, 可能被超声空化产生的高压冲击作用造成的缺口; 图 5c 是添加了氧化剂消除剂, 从②处所指的细菌破坏形式能看出细胞壁上的缺口, 内部细胞质有一通道, 像是被超声空化时产生的射流作用而形成的冲击破坏.

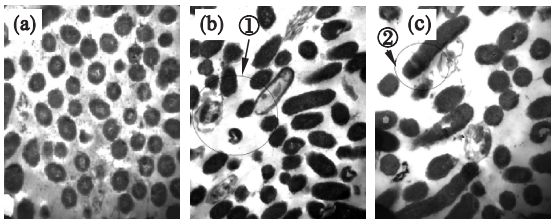


图 5 细菌的透射电镜图  
Fig. 5 Transmission electron microscope photos of bacteria

(a)—细菌原样; (b)—超声 10 s;  
(c)—添加碳酸氢钠超声 10 s.

2. 3 超声与水浴加热作用剩余污泥的结果分析

未通入循环水时, 超声作用剩余污泥 30 min 时温度达 73 ℃, 120 min 后液体温度达到 81 ℃. 剩余污泥的破解率 ( $DD_{SCOD}$ ) 如图 6 所示, 可知未通入循环冷却水时剩余污泥的破解率更高. 破解率  $DD_{SCOD}$  的计算式为

$$DD_{SCOD} = (SCOD_{US} - SCOD_0) / (SCOD_{NaOH} - SCOD_0) \times 100\% .$$

式中:  $SCOD_{US}$  是破解污泥的溶解性 COD 值;  $SCOD_0$  是原生污泥中溶解性 COD 值;  $SCOD_{NaOH}$  是 NaOH 碱解处理后污泥的溶解性 COD 值.

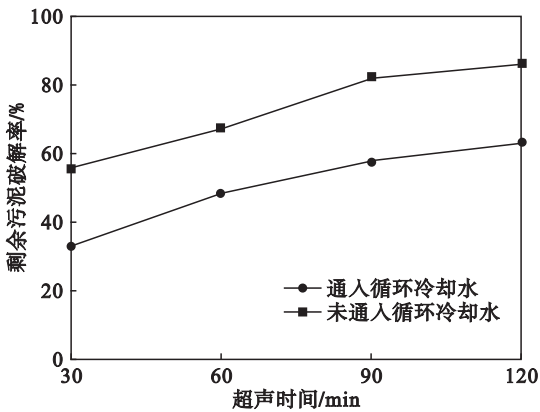


图 6 超声破解污泥 30 ~ 120 min 时的破解率  
Fig. 6 Sludge disintegration degree of ultrasonic treatment within 30 ~ 120 min

水浴加热剩余污泥 40 ~ 80 ℃, 剩余污泥的破解率  $DD_{SCOD}$  见图 7, 可知随着水浴温度的增加剩余污泥的破解率也增加.

三种情况下剩余污泥的破解率为: 未通入循环水条件下超声 > 通入循环冷却水条件下超声 > 水浴加热. 超声引起的剩余污泥的热效应对剩余污泥的破解起到促进作用.

在通入循环冷却水条件下, 超声作用剩余污泥 60 min 后剩余污泥中 TOC 为 4 136 mg/L, 作用 90 min 后降为 3 805 mg/L, 综合前面超声作用酸性橙和细菌的 TC 和 TOC 含量降低的分析, 超

声在作用剩余污泥时也存在高温热解作用。

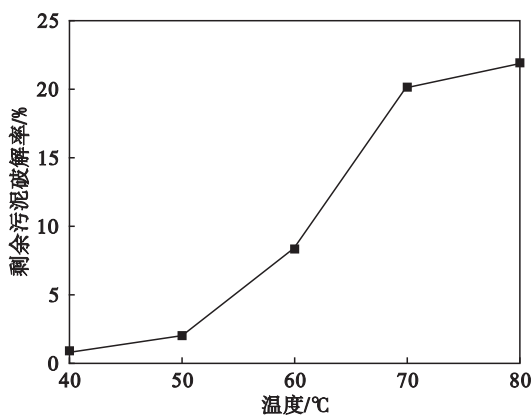


图 7 水浴加热剩余污泥 40 ~80 ℃时的破解率  
Fig. 7 Sludge disintegration degree of water bath treatment within 40 ~80 ℃

### 2.4 超声空化热效应对剩余污泥破解影响的分析

研究者在做超声破解污泥实验时皆发现随着超声作用时间延长污泥温度会上升,王芬<sup>[9]</sup>用超声(声能密度为 1.44 W/mL)破解 30 min 时,污泥温度值升至最高为 67.9 ℃,但认为这种温升对污泥破解没有显著作用. Appels 等<sup>[10]</sup>做污泥低温热解,认为 70 ℃左右即可促进污泥破解,故温度也是影响剩余污泥破解的一个因素. 分析超声作用剩余污泥引起的温升以及热作用对剩余污泥的贡献,可以对超声破解剩余污泥工程应用时合理安排工艺流程、是否需要考虑温升对设备的高温作用、是否需要安装通风装置等、如何合理利用污泥的温升促进污泥破解提供借鉴作用.

对超声作用剩余污泥时超声的热效应所引起温升所用的能量占超声总输入能量的比值进行估算. 超声作用单位体积的剩余污泥时输入的总能量为

$$E = Pt/V.$$

其中: $P$  是超声输入剩余污泥中的功率; $t$  是超声作用时间; $V$  是超声破解剩余污泥的体积.

根据超声仪器厂家提供超声的电功率转换,声能为 70%,故  $P = 700$  W. 当未通入循环冷却水条件下超声作用剩余污泥 15 min 液体温度达 70 ℃,  $t = 15$  min,  $V = 200$  mL,则超声作用使剩余污泥温度达到 70 ℃时输入单位体积剩余污泥的总能量  $E_v = 3\,150$  kJ/L.

超声引起剩余污泥由 20 ℃达到 70 ℃时的热量为

$$Q = c\Delta T\rho.$$

其中: $c$  是剩余污泥的比热容; $\Delta T$  是剩余污泥温

度变化量; $\rho$  是剩余污泥的密度.

本实验剩余污泥含水率为 90% 左右. 根据文献[11]可知,干污泥比热容  $c_1 = 0.84$  kJ/(kg·℃),水的比热容  $c_2 = 4.2$  kJ/(kg·℃),则含水率为 90% 的剩余污泥比热容为  $c = c_1 + 90\%(c_2 - c_1) = 3.86$  kJ/(kg·℃),含水率为 90% 的剩余污泥密度为 8 900 kg/m<sup>3</sup>. 则单位体积内超声传递给剩余污泥的热量为  $Q = 171.77$  kJ/L.

超声作用剩余污泥过程中还应考虑散热问题,剩余污泥放置在玻璃器皿内所散失的热量为

$$\Phi = \lambda A \Delta T / \Delta t.$$

其中: $\lambda$  是水的热导率; $A$  是玻璃器皿的换热面积; $\Delta T$  是剩余污泥和外界空气的温差; $\Delta t$  是玻璃器皿厚度.

$\lambda = 0.6$  W/(m·K),  $A = 392.5$  cm<sup>2</sup>,  $\Delta T = 50$  ℃,  $\Delta t = 0.1$  cm,则  $\Phi = 117.75$  kJ/L. 则超声的热效应所消耗的能量占超声输入剩余污泥中的总能量百分比为  $(Q + \Phi)/E \times 100\% = 9.9\%$ ,若再计入超声作用剩余污泥过程中的热量散失,则超声空化作用引起温升效应的能量占超声总能量的 10% 以上,曹秀芹等<sup>[12]</sup>通过实验结果分析出超声热效应所消耗掉的功率约为其输出功率的 32%. 分析二者数值有差别的原因是曹秀芹等实验时考察超声的声能密度为 0.25 W/mL,污泥温升后的温度为 80 ℃,超声作用污泥的时间为 30 min,所以其数值高于本文. 当超声作用剩余污泥时间为 30 ~ 120 min,剩余污泥的温度皆达到 70 ~ 80 ℃,从图 6 和图 7 中可知,单纯水浴加热剩余污泥达到 70 ℃时剩余污泥的破解率为 21%,而在未通入循环冷却水条件下超声作用污泥 30 ~ 120 min 内的破解率,比通入循环冷却水条件下的剩余污泥破解率皆高 20% 多,可知当超声作用剩余污泥引起的温升达到 70 ℃以后,超声的热作用对剩余污泥的贡献率为 20% 左右. Kim 等<sup>[13]</sup>考察了低温热水解和加碱破解污泥,当未加入碱单纯 70 ℃热水解污泥,污泥的破解率为 22.7%. 此结果与本文实验结果相近,说明当超声作用污泥温升超过 70 ℃时,污泥的破解效果较明显,温升对污泥破解有促进作用.

## 3 结 论

1) 超声作用酸性橙 60 和 90 min 时 TC 和 TOC 含量比原液皆降低,验证了超声空化存在高温热解作用,同样超声作用细菌和剩余污泥 60 min 和 90 min 时其 TOC 含量也相应减少,即

超声在破解细菌和剩余污泥中也存在高温热解作用。

2) 未通入循环冷却水条件下超声作用细菌和剩余污泥的破解效果 > 通入循环冷却水条件下 > 单纯水浴加热条件。即超声空化产生的热作用对细菌和剩余污泥的破解起到促进作用。

3) 超声作用剩余污泥时,超声空化作用引起温升效应的能量占超声总能量的 10% 以上。当超声作用剩余污泥引起的温升达到 70 ℃ 以后,超声的热作用对剩余污泥的贡献率为 20% 左右。

参考文献：

[ 1 ] Xie G J, Liu B F, Wang Q, et al. Ultrasonic waste activated sludge disintegration for recovering multiple nutrients for biofuel production[ J ]. *Water Research*, 2016, 93 ( 15 ) : 56 – 64.

[ 2 ] Zhen G Y, Lu X Q, Kato H, et al. Overview of pretreatment strategies for enhancing sewage sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion; current advances, fullscale application and future perspectives [ J ]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2017, 69 : 559 – 577.

[ 3 ] Merouani S, Hamdaoui O, Rezgui Y, et al. Theoretical estimation of the temperature and pressure within collapsing acoustical bubbles [ J ]. *Ultrasonics Sonochemistry*, 2014, 21 ( 1 ) : 53 – 59.

[ 4 ] 杜文乐. TiO<sub>2</sub> 粉末催化超声降解有机染料[ D ]. 沈阳: 沈阳师范大学, 2013.

( Du Wen-le. TiO<sub>2</sub> powder and ultrasonic degradation of organic dyes [ D ]. Shenyang: Shenyang Normal University, 2013. )

[ 5 ] Dukkanc M, Vinatoru M, Mason T J. The sonochemical decolourisation of textile azo dye orange II; effects of fenton type reagents and UV light [ J ]. *Ultrasonics Sonochemistry*, 2014, 21 ( 2 ) : 846 – 853.

[ 6 ] Shen Y, Yasui K, Sun Z C, et al. Study on the spatial

distribution of the liquid temperature near a cavitation bubble wall [ J ]. *Ultrasonics Sonochemistry*, 2016, 29 ( 3 ) : 394 – 400.

[ 7 ] 韩春霞, 塔娜, 李城镐. 染料降解产物鉴定方法及降解机理研究进展[ J ]. 环境化学, 2017, 36 ( 5 ) : 1156 – 1164.

( Han Chun-xia, Ta Na, Li Cheng-gao. Research progress on identification methods and degradation mechanism of dye degradation products [ J ]. *Environmental Chemistry*, 2017, 36 ( 5 ) : 1156 – 1164. )

[ 8 ] Hamer A, Mason C A, Hamer G. Death and lysis during aerobic thermophilic sludge treatment; characterization of recalcitrant products [ J ]. *Water Research*, 1994, 28 ( 4 ) : 863 – 869.

[ 9 ] 王芬. 超声破解对污泥特性的影响机制与零剩余污泥排放工艺研究[ D ]. 天津: 天津大学, 2006.

( Wang Fen. Influence of ultrasonic disintegration on sludge characteristics and zero waste activated sludge production process [ D ]. Tianjin: Tianjin University, 2006. )

[ 10 ] Appels L, Degreve J, Van Der B, et al. Influence of low temperature thermal pre-treatment on sludge solubilisation, heavy metal release and anaerobic [ J ]. *Bioresource Technology*, 2010, 101 ( 15 ) : 5743 – 5748.

[ 11 ] 余敏. 剩余污泥在生物干化过程中的热特性研究[ D ]. 沈阳: 沈阳建筑大学, 2013.

( Yu Min. Study on the thermal characteristics of residual sludge in the process of biological drying [ D ]. Shenyang: Shenyang Jianzhu University, 2013. )

[ 12 ] 曹秀芹, 陈珺, 刘雷. 污泥超声溶胞的温度效应分析[ J ]. 环境科学与技术, 2010, 33 ( 12 ) : 149 – 152.

( Cao Xiu-qin, Chen Jun, Liu Lei. Analysis on temperature effect of sludge disintegration with ultrasonication [ J ]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 33 ( 12 ) : 149 – 152. )

[ 13 ] Kim J, Yu Y S, Lee C S. Thermo-alkaline pretreatment of waste activated sludge at low-temperatures; effects on sludge disintegration, methane production, and methanogen community structure [ J ]. *Bioresource Technology*, 2013, 144 ( 6 ) : 194 – 201.