

易婷, 申婷婷, 李小明, 等. 2010. Fenton/SBR 组合工艺处理博落回提取废水研究[J]. 环境科学学报, 30(5): 959 - 964

Yi T, Shen T T, Li X M, et al. 2010. The application of a Fenton/SBR process in the treatment of wastewater from *Macleaya cordata* extraction[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 30(5): 959 - 964

## Fenton/SBR 组合工艺处理博落回提取废水研究

易婷, 申婷婷, 李小明\*, 曾光明, 魏成

湖南大学环境科学与工程学院, 长沙 410082

收稿日期: 2009-08-10 修回日期: 2009-11-06 录用日期: 2010-01-13

**摘要:** 在常温(25℃)条件下, 对 Fenton 与序批式活性污泥法(SBR)组合工艺处理博落回提取废水的特性进行了研究. 结果表明, 当进水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  为  $7300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时, 通过多个单因素试验确定的最佳 Fenton 反应条件为: 初始  $\text{pH}=3.0$ ,  $n(\text{H}_2\text{O}_2):n(\text{Fe}^{2+})=15$ ,  $\text{H}_2\text{O}_2$  投加量为  $7300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . 在此条件下反应 120min 后,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率为 65.3%,  $\text{BOD}_5/\text{COD}_{\text{Cr}}$  由原水的 0.14 上升到出水的 0.22, 可生化性得到提高. 同时, 研究证明, 出水 pH 不影响  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率, 但污泥体积指数(SVI)值随着出水 pH 的增大而减小. Fenton 氧化出水经 SBR 工艺处理后,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  可控制在  $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  以内, 达到国家三级排放标准.

**关键词:** 博落回; 废水; Fenton; SBR;  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ ;  $\text{BOD}_5$

文章编号: 0253-2468(2010)05-959-06 中图分类号: X703.1 文献标识码: A

## The application of a Fenton/SBR process in the treatment of wastewater from *Macleaya cordata* extraction

YI Ting, SHEN Tingting, LI Xiaoming\*, ZENG Guangming, WEI Cheng

College of Environmental Science and Engineering, Hunan University, Changsha 410082

Received 10 August 2009; received in revised form 6 November 2009; accepted 13 January 2010

**Abstract:** The characteristics of the treatment process for *Macleaya cordata* extraction wastewater by using Fenton/SBR (sequencing batch reactor) combined technology were investigated at room temperature. When the  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  concentration in the influent was at  $7300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , the optimal Fenton reaction conditions for the process were determined through single-factor tests to be: initial  $\text{pH} 3.0$ ,  $[\text{H}_2\text{O}_2]$  to  $[\text{Fe}^{2+}]$  molar ratio 15, and  $\text{H}_2\text{O}_2$  dosage  $7300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Under those conditions and after 120 min treatment, 65.3%  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  removal could be achieved and  $\text{BOD}_5/\text{COD}_{\text{Cr}}$  was increased from 0.14 to 0.22, which showed the biodegradability was improved. Following treatment by the SBR process, the  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  in the effluent could be controlled to less than  $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (the third class national discharge standard), which indicated that this combined Fenton/SBR process could be a competitive technology for treating *Macleaya cordata* extraction wastewater.

**Keywords:** *Macleaya cordata*; wastewater; Fenton; SBR;  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ ;  $\text{BOD}_5$

### 1 引言 (Introduction)

博落回 (*Macleaya cordata* (Willd) R. B) 又名号筒杆, 系罂粟科博落回属多年生植物, 全株可入药. 作为植物源农药, 其有效成分在使用后易降解, 对环境污染小, 且具有成分多元化、作用机理独特、病虫害对其不产生抗性、开发和利用成本较低等特点. 博落回提取物主要活性成分是生物碱类物质, 如血根碱 (Protopine)、白屈菜红碱 (Chelerythrine)、博落回碱 (Bocconoline)、原阿片碱 (Protopine)、小檗

碱 (Berberine) 等, 具有明显的抑菌、杀菌作用 (郁建平等, 2006; 郁建生等, 2007). 但有时限于生产工艺的要求, 博落回提取废水往往成分较复杂、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$  高、色度较大、可生化性差. 由于废水中所含的残余博落回对微生物的生长有很强的抑制作用, 使得传统生物处理法对博落回提取废水很难达到预期的处理效果. 在实际处理过程中, 博落回提取废水即使经厌氧折流板反应器 (ABR) 处理后仍属于高浓度难降解废水, 后期好氧处理无法正常运行. 因此, 有必要寻找一种有效、可持续的处理方法.

**基金项目:** 国家自然科学基金资助项目 (No. 50478054)

**Supported by** the National Natural Science Foundation of China (No. 50478054)

**作者简介:** 易婷 (1985—), 女, E-mail: yitty\_0@163.com; \* 通讯作者 (责任作者), E-mail: xmli@hnu.cn

**Biography:** YI Ting (1985—), female, E-mail: yitty\_0@163.com; \* Corresponding author, E-mail: xmli@hnu.cn

高级氧化技术利用活性极强的自由基(如 $\cdot\text{OH}$ ),可将许多难降解的高分子有机污染物如农药、药剂和染料等矿化(Evgenidou *et al.*, 2007; Lucas *et al.*, 2006; Pérez-Estrada *et al.*, 2005). 尽管在实验室条件下,这些目标污染物都能很好地被降解,但高级氧化技术的应用现大多局限于低浓度范围内. 对于高浓度有机废水,不仅处理费用大大增加,处理过程中生成的许多中间物质同时也是 $\cdot\text{OH}$ 的淬灭剂,使得有机物难以被完全矿化成 $\text{CO}_2$ 和 $\text{H}_2\text{O}$ . 因此,可考虑将高级氧化技术作为预处理工艺,将废水中难降解、有毒有害物质氧化成可生化降解的产物后,再利用运行成本较低的生物方法进行联合处理. 序批式活性污泥法(SBR)是一种已用于多种工业废水处理并取得显著效果的污水生化处理方法(金一中等, 2006). 目前,这种将高级氧化技术(如臭氧、Fenton、electro-Fenton、UV-Fenton、UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$ 等)与SBR工艺联合处理难降解废水的方法已经引起国内外专家的广泛关注(Christensen *et al.*, 2009; García-Montaño *et al.*, 2006; Lin *et al.*, 2000; Martín *et al.*, 2009).

Fenton氧化技术原理是 $\text{Fe}^{2+}$ 和 $\text{H}_2\text{O}_2$ 通过一系列链式反应产生高活性的羟基自由基( $\cdot\text{OH}$ ),羟基自由基( $\cdot\text{OH}$ )直接作用于各类有机物而将其氧化,从而快速有效地降低废水中的 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 和 $\text{TOC}$ . 作为高级氧化技术中的一种, Fenton氧化技术由于不受废水种类、成分和浓度的限制,已被广泛地应用于处理含高化学稳定性和低生化性化学物质的工业废水(Lee *et al.*, 2008; Zhang *et al.*, 2005). 近年来,对于Fenton-SBR组合工艺应用研究已有报道,周少奇等(2008)利用该组合工艺对成熟垃圾渗滤液进行深度处理,Rodrigues等(2009)将其应用于纺织厂废水处理当中,均取得了良好的效果. 鉴于此,本文将Fenton-SBR组合工艺应用于博落回提取废水,通过常温下Fenton氧化实验,研究Fenton工艺处理博落回提取废水的特性,探寻最佳反应条件及处理效果. 同时,在此基础上,对Fenton处理后的废水采用SBR工艺进行后续处理,以探讨Fenton-SBR组合工艺对该种废水治理的可行性.

## 2 材料及方法(Materials and methods)

### 2.1 试验装置与流程

试验工艺流程见图1. Fenton氧化试验过程如下:取1L废水水样于反应器中,用 $1.0\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $10.0\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 $\text{H}_2\text{SO}_4$ 溶液调节初始pH,加入一定量 $\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 粉末,充分溶解后,投加定量的 $\text{H}_2\text{O}_2$ ,反应时间为120 min,在特定时间取样,取出的样品用 $1.0\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $10.0\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 $\text{NaOH}$ 溶液调节样品pH值为8~9以终止Fenton反应,静止0.5h后取上清液进行水样分析.

SBR试验:反应容器采用容积为2L有机玻璃容器,采用烧结砂心和空压机曝气,控制反应期DO为 $2.0\sim 6.0\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ . SBR池进水量为 $2.0\text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$ ,每天分2个周期运行,每个周期12h,其中,进水后曝气8h,沉淀3h后排水,排水后闲置1h.

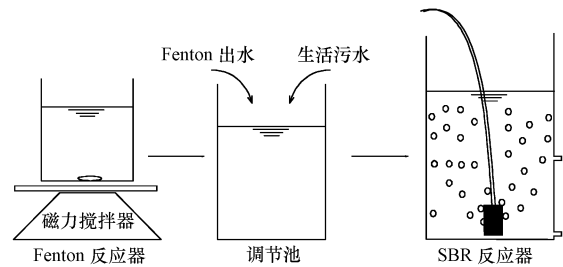


图1 化学生物处理博落回提取废水的反应流程

Fig. 1 Flow process of the chemical and biological treatment of *Macleaya cordata* extraction wastewater

### 2.2 废水水质和试剂

实验用废水来源于湖南某企业经厌氧折流板反应器(ABR)处理后的博落回提取废水. 原博落回提取废水是博落回草叶、茎经 $\text{H}_2\text{SO}_4$ 溶液煮浸,再加碱中和沉淀后的废液,其成分复杂、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 高(约 $20000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )、 $\text{BOD}_5/\text{COD}_{\text{Cr}}$ 较小(约0.1)、色度较大(深褐黑色)、弱碱性( $\text{pH}\approx 8.5$ ). 经ABR工艺处理后废水水质如表1所示.  $\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{H}_2\text{O}_2$ (体积分数为30%)、氢氧化钠、浓硫酸、聚合氯化铝均为分析纯.

表1 博落回提取废水 ABR 处理后出水水质

Table 1 *Macleaya cordata* extraction wastewater quality after ABR

颜色	SS/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\text{COD}_{\text{Cr}}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\text{TOC}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\text{BOD}_5/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	pH
褐灰色	350~500	7000~7500	680~870	900~1100	5.5~6.0

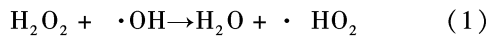
### 2.3 分析方法

水样 pH 值采用便携式 pH330i 型数显 pH 计(德国 WTW 公司)测定;  $COD_{Cr}$  用标准重铬酸钾法测定;  $BOD_5$  采用 OxiTop BOD 测定仪(德国 WTW 公司)测定。

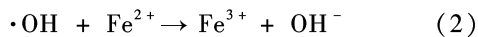
## 3 结果(Results)

### 3.1 Fenton 试剂常温下处理效果

3.1.1 单因素试验  $H_2O_2$  投加量、 $n(H_2O_2):n(Fe^{2+})$  及初始 pH 对  $COD_{Cr}$  去除率的影响如图 2 所示。由图 2a 可知,在  $[Fe^{2+}] = 800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  和初始 pH = 3.0 条件下, Fenton 反应在 60min 后趋于平衡。  $H_2O_2$  投加量由  $3650 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  增加到  $7300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  的过程中,  $COD_{Cr}$  去除率逐渐增大, 去除效果明显。 但再增加  $H_2O_2$  投加量,  $COD_{Cr}$  去除率反而下降。  $H_2O_2$  投加量为  $7300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  时去除效果最佳, 此时  $H_2O_2$  投加量与  $COD_{Cr}$  质量比为 1.0。 过多或过少的  $H_2O_2$  投加量都不利于  $COD_{Cr}$  的去除, 因为低于最佳投加量时,  $COD_{Cr}$  去除率受  $H_2O_2$  浓度限制, 而过高的  $H_2O_2$  投加量造成过多的  $H_2O_2$  和有机物竞争, 从而与  $\cdot OH$  发生反应(1), 淬灭  $\cdot OH$ , 影响去除效果。



$n(H_2O_2):n(Fe^{2+})$  ( $Fe^{2+}$  投加量) 对  $COD_{Cr}$  去除率的影响如图 2b 所示。 维持  $H_2O_2$  投加量为  $7300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 初始 pH = 3.0, 由图 2b 可知,  $n(H_2O_2):n(Fe^{2+})$  为 15:1 时,  $COD_{Cr}$  去除率最好。 过高或过低的  $Fe^{2+}$  投加量均使  $COD_{Cr}$  去除率下降。 其原因在于低于此投加量时, 激发的自由基浓度较低, 常温下的链发反应速度较慢, 去除率不高; 而投加量过高则会导致副反应(2)的作用明显, 影响去除效果。



初始 pH 值对  $COD_{Cr}$  去除率的影响如图 2c 所示。 由图 2c 可知, 在固定  $H_2O_2$  投加量为  $7300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $[Fe^{2+}] = 800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  的条件下, Fenton 氧化博落回提取废水受初始 pH 值影响较大, 最佳初始 pH 值为 3.0。 这与反应(1)的最佳 pH 值为 2.8 (Sun *et al.*, 1993) 相符, 而反应(1)正是产生  $\cdot OH$  的最主要反应之一。 当初始 pH 值低于初始最佳 pH 值时, 一般可从 3 个方面抑制 Fenton 氧化反应: ①  $[Fe(H_2O)_5OH]^{2+}$  在强酸性条件形成  $[Fe(H_2O)_6]^{2+}$ , 而  $[Fe(H_2O)_6]^{2+}$  催化  $H_2O_2$  产生  $\cdot OH$  的能力较  $[Fe(H_2O)_5OH]^{2+}$  弱, 使得产生的  $\cdot OH$  减少; ② 在低 pH 值条件下,  $H^+$  对  $\cdot OH$  的淬灭作用会更明显;

③ 强酸条件下阻碍了  $Fe^{3+}$  与  $H_2O_2$  的反应。 当初始 pH 值高于最佳初始 pH 值时,  $H^+$  的减少会抑制  $H_2O_2$  的分解, 从而减少  $\cdot OH$  的产生 (Deng *et al.*, 2006; 吴进华等, 2008)。

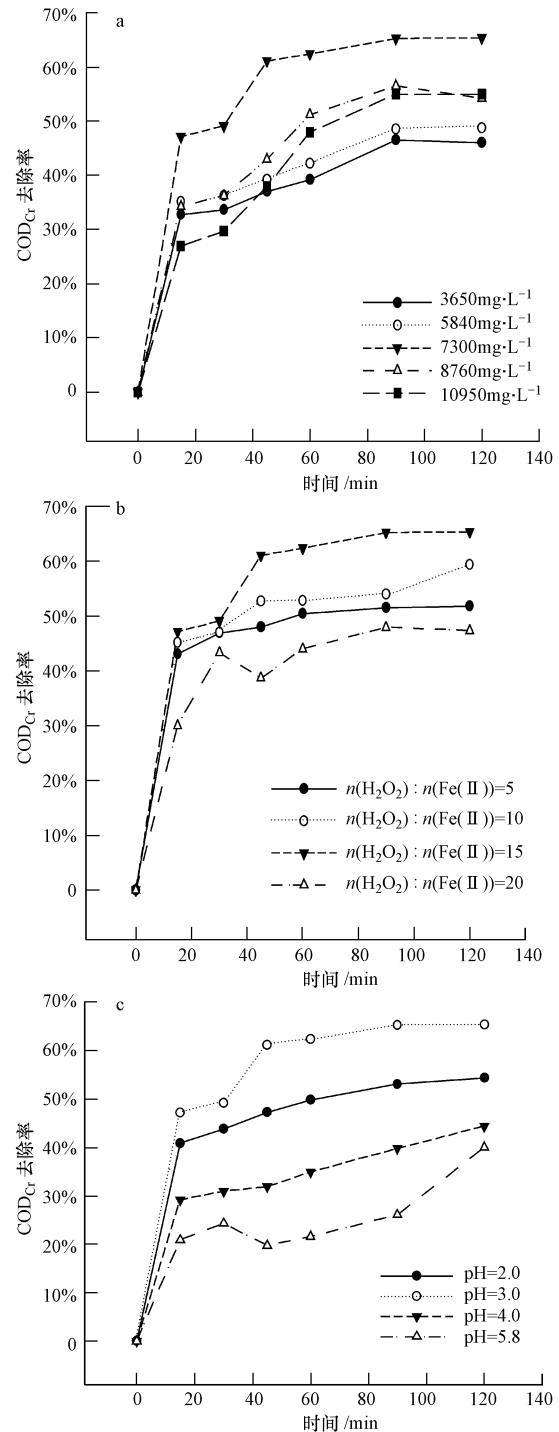


图 2 Fenton 反应条件对  $COD_{Cr}$  去除率的影响 (a.  $H_2O_2$  投加量, b.  $n(H_2O_2):n(Fe^{2+})$ , c. 初始 pH)

Fig. 2 The influence of reaction conditions on  $COD_{Cr}$  removal rate (a.  $H_2O_2$  dosage, b.  $H_2O_2$  to  $Fe^{2+}$  molar ratio, c. initial pH)

同时,从图 2b 和 2c 中可以观察到,随着反应时间的推进,各有 1 条  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率曲线出现下降的现象,这种现象在其它文献中也有报道(杨春光等, 2005;周少奇等,2008). 由于这种现象均出现在去除率相对较低的情况下,结合文献资料和实验结果,可以从以下 5 个方面来解释这种反应特性的可能性:①实验过程中的失误造成了个别特殊点的存在;②由于被测水质  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  过大,导致操作上不可避免的误差,加上数值相近而造成数据的不规则波动;③不利条件使得 Fenton 无法产生足够的  $\cdot\text{OH}$  氧化某些难降解中间产物,从而阶段性的抑制了  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的去除;④不利条件使得  $\text{H}_2\text{O}_2$  大量残留,未发生反应的  $\text{H}_2\text{O}_2$  与重铬酸钾发生作用影响测量结果;⑤由于不利条件的好转,如初始 pH 为 5.8 时,随着时间的延长,溶液 pH 逐渐减小,形成有利于 Fenton 氧化的酸性环境,持续生成的  $\cdot\text{OH}$  氧化水质中的更复杂有机物质,可能形成新的溶解性  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ .

3.1.2  $\text{BOD}_5/\text{COD}_{\text{Cr}}$  变化 在  $[\text{H}_2\text{O}_2] = 7300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $[\text{Fe}^{2+}] = 800 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、初始 pH = 3.0 的条件下,Fenton 处理过程中的废水  $\text{BOD}_5/\text{COD}_{\text{Cr}}$  变化见图 3. 由图 3 可知,反应初始, $\text{BOD}_5$  在 30min 之内去除较快,60min 后  $\text{BOD}_5$  值趋于平衡,但  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  仍在减小,使得  $\text{BOD}_5/\text{COD}_{\text{Cr}}$  随着处理时间的增加而增大. 废水经 Fenton 处理 120min 后, $\text{BOD}_5/\text{COD}_{\text{Cr}}$  由原水的 0.14 上升到出水的 0.22,可生化性得到提高.

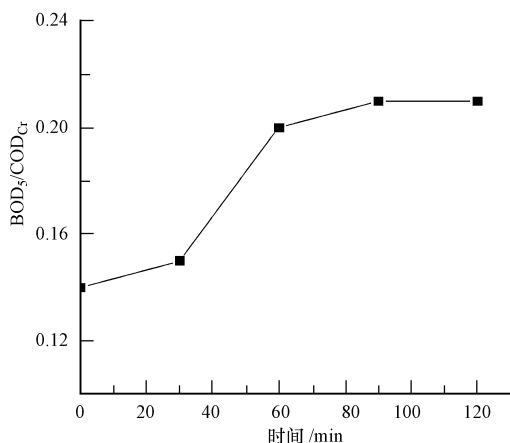


图 3 Fenton 处理过程中  $\text{BOD}_5/\text{COD}_{\text{Cr}}$  变化曲线

Fig. 3  $\text{BOD}_5/\text{COD}_{\text{Cr}}$  in the Fenton process

3.1.3 出水 pH 在  $[\text{H}_2\text{O}_2] = 7300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $[\text{Fe}^{2+}] = 800 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、初始 pH = 3.0 的条件下,调节出水 pH 在 5.5 ~ 9.5 之间,发现  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率没

有明显的变化. 污泥体积指数 (SVI) 值反映了铁泥的沉降性,当 SVI 值小于 100 时,铁泥具有良好的沉降性. 由图 4 可知,除出水 pH = 4.5 外,其余 pH 下出水的 SVI 值均小于 100,且 SVI 值随着出水 pH 的增大而减小. 这说明出水 pH 越大,沉降性能越好. 这主要是由于在碱性环境下形成更多且更稳定的  $\text{Fe}(\text{OH})_n$  絮凝体 (Atmaca *et al.*, 2009). 为了满足废水后续 SBR 生物处理,调节出水 pH 到 8.5.

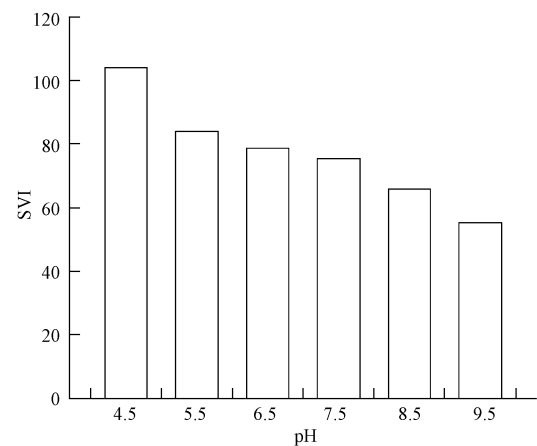


图 4 出水 pH 值对 SVI 值的影响

Fig. 4 Effect of effluent pH on SVI

3.1.4 回收利用铁泥的研究 在铁泥回收利用的研究中,反应容器为 1L,第 1 轮反应的初始 pH 为 3.0、 $\text{Fe}^{2+}$  投加量为  $800 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $\text{H}_2\text{O}_2$  投加量为  $7300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,反应 120min 后调节 pH 为 8.5 (第 1 轮反应结束). 沉淀 12 h 后移出上清液 500 mL,加入废水 500 mL,调节 pH 为 3.0,加入  $\text{H}_2\text{O}_2$  (浓度为  $7300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) 开始第 2 轮反应,120 min 后调节 pH 到 8.5 (第 2 轮反应结束). 沉淀 12h 后移出上清液 500 mL,加入废水 500 mL,调节 pH 为 3.0,加入  $\text{H}_2\text{O}_2$  (浓度为  $7300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) 进行第 3 轮反应. 以此类推. 测定第 1 ~ 5 轮上清液的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  分别为 2720、3690、3494、3537、3734  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . 尽管相较第 1 轮的效果而言,其余反应的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率下降了约 13%,但其结果表明铁泥可以重复利用.

### 3.2 SBR 工艺

经 Fenton 处理后的废水剩余  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  波动较大,在  $2300 \sim 4000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  之间. 出水  $\text{BOD}_5/\text{COD}_{\text{Cr}}$  虽有所增加,但仍在 0.3 以下,不满足可生化处理的条件 (Lin *et al.*, 2000),所以,在废水进入 SBR 工艺之前将其与生活污水混合,以提高其可生化性. SBR 工艺运行实验结果见图 5. 由图 5 可知,装置运行的

起始阶段,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率起伏较大; 随着运行时间的延长, 进水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  不断增大, 但该工艺的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  总去除率趋于稳定, 维持在 90% 左右. 运行数据为: 当进水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  小于  $1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  时, 出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  维持在  $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  左右; 增大进水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ , 出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  也有所增加, 但一直维持在  $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  以下, 并且  $\text{SS} \leq 110 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $\text{BOD}_5 \leq 60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 符合国家三级排放标准(《污水综合排放标准》(GB 8978 - 1996)).

SBR 运行 15d 后, 将回收铁泥实验后出水与生活污水以 9:1 (体积比) 混合, 投加入 SBR 反应器内. 尽管其进水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  达  $3000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  以上, 但出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  除第 17d 为  $535 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  外, 其余出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  均在  $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  以下, 且  $\text{SS} \leq 130 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $\text{BOD}_5 \leq 110 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 符合国家三级排放标准.

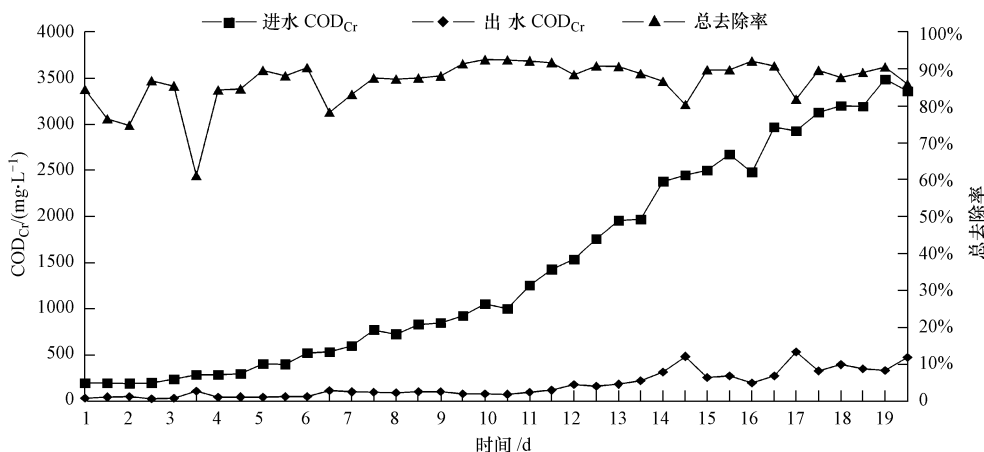


图5 SBR 阶段进、出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  及总去除率

Fig. 5 Changes of the  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  of influent, effluent and total removal rate in the SBR process

### 3.3 Fenton-SBR 组合工艺的可行性

该企业博落回提取废水原实际处理流程是先经 ABR 工艺后再运用好氧生物膜法处理, 投入运行后由于废水成分复杂且可生化性差, 造成生物膜脱落, 后期处理无法有效运行. 因此, 将 ABR 出水直接采用 SBR 工艺处理能否有效运行还需要进一步的研究. 同时, 对于该类型废水, 虽然单独运行 Fenton 工艺无法达标排放, 但 Fenton-SBR 组合工艺可使出水水质满足排放要求.

## 4 结论 (Conclusions)

1) 应用 Fenton-SBR 组合工艺对博落回提取废水进行处理是可行的.

2) 当博落回提取废水的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  约为  $7300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  时, 常温 Fenton 试剂氧化该废水的最佳条件为:  $\text{H}_2\text{O}_2$  投加量为  $7300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $n(\text{H}_2\text{O}_2):n(\text{Fe}^{2+})$  为 15:1, 初始 pH 值为 3.0, 在此条件下反应 120min 后,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率达 65.3%. 过高或过低的  $\text{H}_2\text{O}_2$  投加量、 $\text{Fe}^{2+}$  投加量或初始 pH 值都会使氧化效果有不同程度的降低. 同时, 在最佳条件下, 废水经

Fenton 处理 120min 后,  $\text{BOD}_5/\text{COD}_{\text{Cr}}$  由初始的 0.14 升高到 0.22, 可生化性得到提高; 出水 pH 不影响  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率; SVI 值随着出水 pH 的增大而减小.

3) 回收铁泥试验表明, 铁泥的重复利用是可行的, 且试验后出水经 SBR 处理后满足国家三级排放标准.

4) 经 Fenton 处理后的废水  $\text{BOD}_5/\text{COD}_{\text{Cr}}$  仍小于 0.3, 不满足可生化处理的条件, 加入生活污水使其生化性得到提高. 当进水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  值小于  $1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  时, 出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  可控制在  $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  以下; 当进水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  值大于  $1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  时, 出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  可控制在  $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  以下.

责任作者简介: 李小明 (1966—), 男, 教授, 博士生导师. 主要从事水污染控制工程、环境生物技术和固体废弃物资源化等方面的研究. Tel: 0731-8823967, E-mail: xmli@hnu.cn.

### 参考文献 (References):

- Atmaca E. 2009. Treatment of landfill leachate by using electro-Fenton method [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 163:109—114
- Christensen A D, Gurol M, Garoma T. 2009. Treatment of persistent

- organic compounds by integrated advanced oxidation processes and sequential batch reactor [J]. *Water Research*, 43:3910—3921
- Deng Y, Englehardt J D. 2006. Treatment of landfill leachate by the Fenton process [J]. *Water Research*, 40: 1308—1319
- Evgenidou E, Konstantinou I, Fytianos K, *et al.* 2007. Oxidation of two organophosphorous insecticides by the photo-assisted Fenton reaction [J]. *Water Research*, 41:2015—2027
- García-Montaño J. 2006. Combining photo-Fenton process with aerobic sequencing batch reactor for commercial hetero-bireactive dye removal [J]. *Applied Catalysis (B: Environmental)*, 67:86—92
- 金一中,魏岩岩,陈小平. 2004. 水解酸化-SBR 工艺处理印染废水的研究[J]. *中国环境科学*, 24(4):489—491
- Jin Y Z, Wei Y Y, Chen X P. 2004 Studies on treatment of printing and dyeing wastewater by hydrolysis and acidification-SBR technology [J]. *China Environmental Science*, 24 ( 4 ): 489—491 ( in Chinese)
- Lee H, Shoda M. 2008. Removal of COD and color from livestock wastewater by the Fenton method [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 153:1314—1319
- Lin S H, Chang C C. 2000. Treatment of landfill leachate by combined electro-Fenton oxidation and sequencing batch reactor method [J]. *Water Research*, 34:4243—4249
- Lucas M S, Peres J A. 2006. Decolorization of the azo dye reactive black 5 by Fenton and photo-Fenton oxidation [J]. *Dyes Pigments*, 71 ( 3 ):236—244
- Martín M B, *et al.* 2009. Effect of pesticide concentration on the degradation process by combined solar photo-Fenton and biological treatment [J]. *Water Research*, 43:3838—3848
- Pérez-Estrada L A, Malato S, Gernjak W, *et al.* 2005. Photo-Fenton degradation of diclofenac: identification of main intermediates and degradation pathway [J]. *Environmental Science and Technology*, 39(21):8300—8306
- Rodrigues C S D, Madeira L M, Boaventura R A R, *et al.* 2009. Treatment of textile effluent by chemical (Fenton's Reagent) and biological (sequencing batch reactor) oxidation [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 172:1551—1559
- Sun Y F, Pignatello J J. 1993. Photochemical reactions involved in the total mineralization of 2, 4-D by  $Fe^{3+}/H_2O_2/UV$  [J]. *Environmental Science and Technology*, 27:304—310
- 吴进华,李小明,曾光明,等. 2008. 含乐果废水的循环电 Fenton 氧化过程及其影响因素研究 [J]. *环境科学学报*, 28 ( 8 ): 1534—1541
- Wu J H, Li X M, Zeng G M, *et al.* 2008. Oxidation treatment of dimethoate containing wastewater by circulating electro Fenton method [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 28 ( 8 ): 1534—1541 ( in Chinese)
- 杨春光,张立强,许烈,等. 2005. 甘氨酸厂工业废水蒸发冷凝液的治理 [J]. *中国环境科学*, 25(1):84—87
- Yang C G, Zhang L Q, Xu L, *et al.* 2005. Treatment of condensed liquid of industrial waste water evaporated from glycine factory [J]. *China Environmental Science*, 25(1):84—87 ( in Chinese)
- 郁建平,赵东亮,孟祥斌,等. 2006. 博落回生物碱对 8 种真菌的抑菌作用 [J]. *山地农业生物学报*, 25(1):89—91
- Yu J P, Zhao D L, Meng X B, *et al.* 2006. The antibacterial effect of the alkaloids from *Macleaya cordata* on eight kinds of fungi [J]. *Journal of Mountain Agriculture and Biology*, 25 ( 1 ): 89—91 ( in Chinese)
- 郁建生,郁建平. 2007. 博落回总生物碱分离纯化工艺研究 [J]. *中草药*, 30(8):1008—1012
- Yu J S, Yu J P. 2007. Study on Separation and purification of total alkaloids from *macleaya cordata* [J]. *Journal of Chinese Medicinal Materials*, 30(8):1008—1012 ( in Chinese)
- Zhang H, Choi J H, Huang C P. 2005. Optimization of Fenton process for the treatment of landfill leachate [J]. *Journal of Hazardous Materials B*, 125:166—174
- 周少奇,钟红春,胡永春. 2008. 聚铁混凝-Fenton 法-SBR 工艺对成熟垃圾场渗滤液深度处理的研究 [J]. *环境科学*, 29 ( 8 ): 2200—2205
- Zhou S Q, Zhong H C, Hu Y C. 2008. Fenton oxidation cooperated with PFS coagulation and SBR for deepen treating a mature landfill leachate [J]. *Environmental Science*, 29 ( 8 ): 2200—2205 ( in Chinese)