

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

周少奇, 钟红春, 胡永春

(华南理工大学环境科学与工程学院, 广州 510640)

摘要: 联合运用聚铁混凝、Fenton 方法以及 SBR 生物法 3 种工艺对老龄垃圾场的渗滤液进行深度处理. 在综合考虑出水符合垃圾渗滤液国家一级排放标准以及运行成本经济性的前提下, 在进水主要污染物 COD 为 $640 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、色度为 500 的条件下, 推荐了聚铁混凝反应及 Fenton 反应的最优条件: 聚铁加药量为 $0.45 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$, $[\text{Fe}^{2+}]$ 投加量为 $0.006 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$, $[\text{H}_2\text{O}_2]$ 投加量为 $0.006 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$, 反应时间 4 h, Na_2CO_3 投加量约为 $0.7 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, 0.1% PAM 投加量为 $2 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$, 出水 COD 为 $68 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, BOD 为 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 同时研究证明, 在 Fenton 方法之前使用聚铁混凝法具有大幅度降低成本、省却 pH 调节步骤的优点. 聚铁混凝反应及 Fenton 反应总药剂成本低于 3.2 元/t, 实用价值高. Fenton 反应后使用 SBR 生物法处理, 其出水水质: $\text{COD} \leq 80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{BOD} \leq 8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+ - \text{N} \leq 3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 色度 ≤ 5 倍, $\text{SS} \leq 10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 符合垃圾渗滤液国家一级排放标准.

关键词: 聚铁; 混凝; Fenton 试剂; SBR; 垃圾渗滤液; 深度处理

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)08-2201-05

Fenton Oxidation Cooperated with PFS Coagulation and SBR for Deepen Treating a Mature Landfill Leachate

ZHOU Shao-qi, ZHONG Hong-chun, HU Yong-chun

(School of Environmental Science and Engineering, South China University of Technology, Guangzhou 510640, China)

Abstract: The method of Fenton oxidation cooperated with PFS coagulation and SBR for deep treating aged landfill leachate was investigated. The deep treatment based on the effluent need reach the landfill leachate national discharge standard I, and lower operating costs. Under the influent condition of COD concentration $640 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and chroma 500, the optimal reaction conditions of Fenton oxidation cooperated with PFS coagulation were recommended. Operating at the dosage of $\text{PFS} = 0.45 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$, the dosage of $[\text{Fe}^{2+}] = 0.006 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$, the dosage of $[\text{H}_2\text{O}_2] = 0.006 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$, reaction time 4 h, the dosage of $\text{Na}_2\text{CO}_3 = 0.7 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, the dosage of 0.1% PAM = $2 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$. After this technics, the effluent COD concentration $68 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, chroma reached 2, SS concentration $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, BOD concentration $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Besides, using PFS coagulation before the Fenton oxidation has the advantage of decreasing costs and canceling pH accommodation. All reagents costs of the PFS coagulation and the Fenton oxidation is ¥3.2 per ton. The effluent quality of SBR after the advanced oxidation: $\text{COD} \leq 80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{BOD} \leq 8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+ - \text{N} \leq 3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, chroma ≤ 5 , $\text{SS} \leq 10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, the final results reach the landfill leachate national discharge standard I (GB16889-1997).

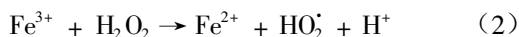
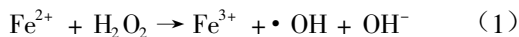
Key words: polymeric ferric sulfate; coagulation; Fenton reagent; sequence batch reactor; landfill leachate; deep treatment

垃圾卫生填埋作为最经济、最易被环境接纳的处理城市固体废物的主要和有效方法之一, 已被绝大多数国家使用^[1-2]. 垃圾卫生填埋以后, 由于垃圾的发酵、雨水的下渗以及地下水位的上升等, 导致垃圾填埋体内有相当数量的渗滤液. 它对垃圾场周围的地下水以及地表水都会造成严重的污染, 需要进行有效的处理, 引起了世界各国的重视^[3-5]. 垃圾渗滤液的处理也是一个世界性难题, 特别是中晚期渗滤液具有的高氨氮浓度, 直接导致低 C/N、处理过程中存在自由氨和亚硝酸盐抑制、反硝化碳源严重不足、含有多钟有害有毒并难以降解的有机物等^[6]. 这些问题仅靠处理早期渗滤液的生物法工艺无法达到排放标准^[7,8], 有必要寻找有效、可持续的处理方法.

当前, 世界上已有很多地方使用 Fenton 方法或其组合处理工艺来处理各种难处理的废水^[9,10], 如焦化废水、染料废水、制药废水等. Fenton 方法是一种高级氧化技术, 能产生极强氧化性的 $\cdot\text{OH}$.

其氧化反应机制可表示如下^[11-13].

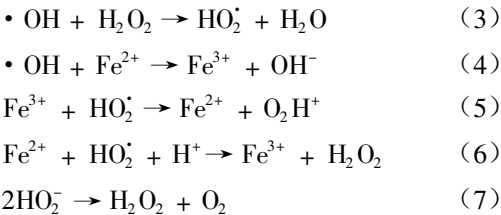
本身反应:



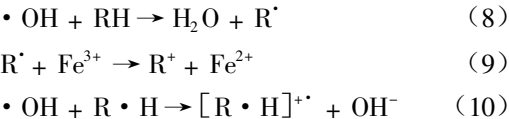
收稿日期: 2007-08-27; 修订日期: 2007-11-15

基金项目: 国家自然科学基金项目(20377013); 广东省自然科学基金重点项目(020959)

作者简介: 周少奇(1965~), 男, 教授, 主要研究方向为环境生物技术、水污染控制、固废资源化等, E-mail: fesqzhou@scut.edu.cn



对有机物氧化反应:



Fenton 反应能有效降解复杂有机物,提高废水的可生化性,反应后加碱中和并利用絮凝沉淀能较高幅度去除 COD、色度、氨氮等,对垃圾渗滤液深度处理有很高的利用价值.笔者经过长达几年的试验

摸索,初步建立了能有效深度处理垃圾渗滤液的聚铁混凝/Fenton 组合处理模型.为使该工艺应用到垃圾渗滤液深度处理并能使出水达到渗滤液国家排放一级标准上,做了一系列试验.

1 材料与方法

1.1 试验用水

试验地点为广东省某城市垃圾卫生填埋场,该场使用期超过 10 a,已经进入“老龄化”阶段,垃圾渗滤液原水水质情况如表 1 所示.原有的垃圾渗滤液处理工艺为氨氮吹脱和 SBR 生物法联合处理. SBR 运行条件:进水 2 h,水力搅拌 6 h,曝气 8 h,静置 6 h,排水 2 h,其出水水质如表 2 所示.

表 1 垃圾渗滤液水质
Table 1 Landfill leachate quality

颜色	色度	COD/mg•L ⁻¹	BOD ₅ /mg•L ⁻¹	NH ₄ ⁺ -N/mg•L ⁻¹	SS/mg•L ⁻¹	pH 值
黑色	2 000	2 000 ~ 5 750	200 ~ 400	1 000 ~ 1 800	30 ~ 100	7.98 ~ 8.80

表 2 垃圾渗滤液 SBR 处理后出水水质
Table 2 Leachate quality of effluent after SBR

颜色	色度	COD/mg•L ⁻¹	BOD ₅ /mg•L ⁻¹	NH ₄ ⁺ -N/mg•L ⁻¹	SS/mg•L ⁻¹	pH 值
红褐色	500	580 ~ 750	30 ~ 80	0 ~ 30	10 ~ 60	6.00 ~ 8.20

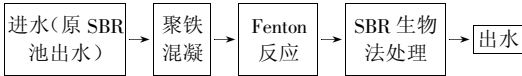
1.2 分析方法

分析方法见参考文献[14]. BOD₅: 稀释接种法; COD: 重铬酸钾法; 色度: 稀释倍数法; pH 值: pHS-9V 酸度计; NH₄⁺-N: 纳氏试剂光度法.

1.3 主要药剂以及设备

pH 值(pHS-25 型,上海雷磁仪器厂);聚铁(江门慧信化学药品有限公司);FeSO₄•7H₂O(分析纯,广州化学试剂厂);Na₂CO₃(分析纯,广州化学试剂厂);30% H₂O₂(分析纯,广州化学试剂厂);六联搅拌器(JJ-1 电动搅拌仪,金坛市富华仪器厂).

1.4 深度处理试验设计流程



2 结果与讨论

2.1 聚铁混凝试验

采用 2 L 烧杯 8 个,各加入试验水样(COD = 634 mg•L⁻¹,色度 = 500)1 L,分别加入不同量的聚铁溶液,使用六联搅拌器充分均匀搅拌 1 min,静置 1 h 后直接取上清液测量 COD,其变化曲线如图 1 所示.

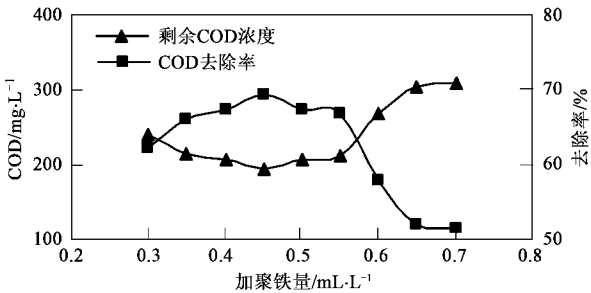


图 1 聚铁混凝后出水 COD 变化曲线

Fig.1 Variation of COD concentration after PFS coagulation

由图 1 可看出,当加药量为 0.45 mL•L⁻¹时,出水 COD = 204 mg•L⁻¹,COD 去除率达到 69.2%,去除效果最佳,且此时烧杯中水样沉淀情况最好,上清液色度为 50 倍,因此混凝试验的最佳聚铁加药量为 0.45 mL.8 个烧杯中 pH 值范围 3.46 ~ 4.71,其中在加药量为 0.45 mL 时 pH = 3.66.

2.2 Fenton 试验

采用 Fenton 工艺是为了进一步降解复杂难溶性有机物,降低渗滤液的 COD、氨氮以及色度,并提高处理水的可生化性,为后续生物法处理打下基础.在

不同的水质条件下, Fenton 反应具有不同的最优条件. 对试验水样进行初步研究并参考文献[11, 15], 针对初始 pH、反应时间、Fenton 药剂用量等因素设计试验.

2.2.1 初始 pH 值

Fenton 试剂在酸性的条件下发挥作用, 在中性或碱性环境中, $[Fe^{2+}]$ 很难催化 H_2O_2 产生 $\cdot OH$. 如公式(1)所示, Fenton 试验的关键在于产生 $\cdot OH$, 一般来说产生得越多, 就越能氧化并且有效降解有机物, 达到降低污水 COD、氨氮及色度, 并提高出水 BOD/COD 的目的. 根据具体原水水质, 并参考文献[16], 在混凝后的出水水样($COD = 220\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)中, $FeSO_4$ 和 H_2O_2 的投加量均为 0.006 mol/L , 利用 95% ~ 97% 浓硫酸或 30% NaOH 溶液将初始 pH 值调到 2.0、2.5、3.0、3.5、4.0、5.0、6.0 后进行 Fenton 试验, 反应时间为 2 h. 在 Fenton 反应完成后利用 Na_2CO_3 溶液将所测水样 pH 调至 7.0 左右, 之后再加入 $2\text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$ 0.1% PAM, 静置沉淀后取其上清液过滤测 COD. 该因素对渗滤液 COD 的影响如图 2 所示.

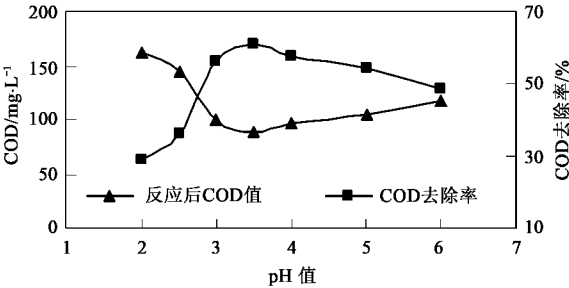


图 2 初始 pH 值对 COD 的影响

Fig.2 Influence of initial pH on COD concentration

由图 2 可以看出, 初始 pH 约为 3.5 时, COD 的去除效果最优, 去除率达到 65%. 当 pH 值过高时, $Fe(II)$ 将会以氧化物的形式存在, 降低其催化作用, 最终导致 Fenton 的作用效果降低; 当 pH 值过低时, 会对反应(2)产生抑制, $Fe(III)$ 不能顺利被还原成 $Fe(II)$, pH 太低甚至会形成复杂的含铁化合物以及 $[H_3O_2]^+$ 而使反应速率以及处理效果降低^[17], 催化作用同样受阻, 降低 Fenton 作用的效果.

据聚铁混凝试验可知, 加药量为 $0.45\text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$ 时水样混凝后 pH 值为 3.66, 基本符合最优初始 pH 值条件, 因此不需要再对混凝后水样进行 pH 调节即可直接进行 Fenton 反应. 以下 Fenton 试验均是直接利用聚铁混凝后的上清液进行.

2.2.2 反应时间

在不同水质条件下, 不同的 Fenton 反应时间对水质中的污染物的去除效果不一样. 参考文献[16], 在聚铁混凝后出水水样($COD = 224\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)中, $FeSO_4$ 和 H_2O_2 的投加量均为 0.006 mol/L , 在 Fenton 反应完成后利用 Na_2CO_3 溶液将所测水样 pH 调至 7.0 左右, 之后再加入 $2\text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$ 0.1% 的 PAM, 静置沉淀后取其上清液过滤测 COD. 该因素对渗滤液 COD 的影响如图 3 所示.

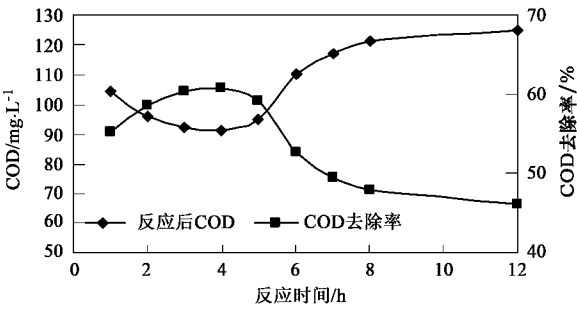


图 3 反应时间对 COD 的影响

Fig.3 Influence of reaction time on COD concentration

由图 3 可以看出, 反应时间为 4 h 时, 处理效果最优, 去除率达到 62%. 前 4 h 内随着反应时间的延长 COD 去除率提高. 4 h 后, 由于其氧化性的暂时稳定, 一般的难降解有机物已经被氧化分解使 COD 的去除率反而不再升高. 随着反应时间继续增加, $\cdot OH$ 持续氧化水质中的更复杂有机物质可能形成新的溶解性 COD, 因此 COD 的去除率在 4 h 后反而下降.

2.2.3 Fenton 正交试验

根据实际因素和图 3 中的实验结果, 取用聚铁混凝后的出水水样($COD = 220\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $pH = 3.65$), 设计了以 $[Fe^{2+}]$ 摩尔浓度(A)、 H_2O_2 与 $FeSO_4$ 的摩尔比率(B)、反应时间(C) 3 个因素 4 水平的正交试验如表 3 所示. 不改变水样温度, 在 Fenton 反应完成后利用 Na_2CO_3 溶液将 pH 调至 7.0 左右, 之后再加入 0.1% PAM $2\text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$, 静置沉淀后取其上清液过滤测 COD, 其正交试验结果如表 4 所示.

由表 4 可以看出, 正交试验所选定的影响因素中 H_2O_2 与 $FeSO_4$ 的摩尔比率对 COD 去除率影响最大, 其次是催化剂 $[Fe^{2+}]$ 的浓度, 反应时间影响最小. 由此确定最佳试验操作条件: H_2O_2 与 $FeSO_4$ 的摩尔比率为 1, $[H_2O_2]$ 和 $[Fe^{2+}]$ 均为 $0.006\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$, 反应时间为 4 h. 在此条件下所对应处理出水的 COD 为 $68\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率达到 69%, 色度为 2, SS 为 10

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 试验后水样的 BOD 为 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, B/C 为 0.29, 生化性均得到较大幅度的提高. 出水污染物均低于垃圾渗滤液国家一级排放标准 (GB 16889-1997).

表 3 正交试验因素水平
Table 3 Factors and level in orthogonal test

试验水样	$\text{FeSO}_4/\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$	A	反应时间/h
水平 1	0.002	0.8	1
水平 2	0.004	1.0	2
水平 3	0.006	1.2	3
水平 4	0.008	1.5	4

表 4 Fenton 正交试验结果

试验序号	$A/\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$	B	C/h	COD 去除率/%
1	0.002	0.8	1	40.91
2	0.002	1.0	2	56.36
3	0.002	1.2	3	50.45
4	0.002	1.5	4	50.91
5	0.004	0.8	2	32.73
6	0.004	1.0	1	56.36
7	0.004	1.2	4	63.18
8	0.004	1.5	3	52.73
9	0.006	0.8	3	43.64
10	0.006	1.0	4	69.09
11	0.006	1.2	1	66.82
12	0.006	1.5	2	58.18
13	0.008	0.8	4	56.36
14	0.008	1.0	3	63.18
15	0.008	1.2	2	61.36
16	0.008	1.5	1	55.45
$K_1/\%$	49.99	43.75	54.88	
$K_2/\%$	51.25	60.22	52.16	
$K_3/\%$	59.43	61.24	52.5	
$K_4/\%$	59.08	54.31	59.88	
极差 D_j	9.44	17.49	7.72	

2.2.4 分批加 Fenton 药剂的对比试验

试验考虑分批加入 Fenton 药剂对渗滤液 COD 的去除效果, 选用 2 个 2 L 烧杯, 取用聚铁混凝后的水样 1 L ($\text{COD} = 224\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 1 号烧杯投加 $[\text{H}_2\text{O}_2]$ 和 $[\text{Fe}^{2+}]$ 均为 $0.006\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$, 反应时间为 4 h. 2 号烧杯将此药量四等份后在 4 h 内每隔 1 h 投加 1 次, 反应后加碱中和并利用 PAM 药剂絮凝沉淀取其上清液测 COD, 试验结果如图 4 所示.

由图 4 可看出, 在第 3 h 时两者 COD 都是 $84\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率为 63%. 在第 4 h 时, 分批与未分批

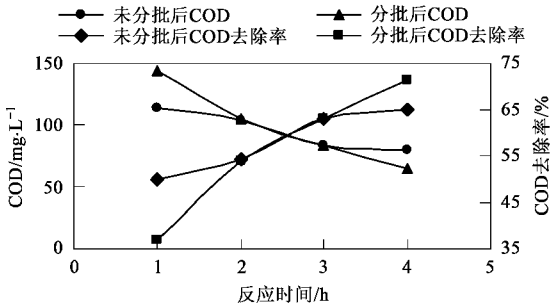


图 4 分批加药对 COD 的影响
Fig.4 Influence of reagent-adding in batches on COD concentration

的 COD 去除率分别为 71% 和 64%, 分批加药的 COD 进一步降低, 而未分批则基本不变. 经分析, 分批加药中的 $[\text{Fe}^{2+}]$ 催化利用率得到提高, 因此能更有效催化 H_2O_2 , 产生更多有效的 $\cdot\text{OH}$ 量, 而将复杂性有机物持续强化氧化, 能更加有效降解难处理有机物. 实际工程应用中, Fenton 药剂持续投加, 分批次数相当于无穷多, 更能将复杂性有机物强化氧化降解, 可以预见 COD 去除率将进一步提高, 从而降低 Fenton 药剂的使用量, 降低成本.

2.3 SBR 生物法处理

水样经过 Fenton 氧化后生化性有较大幅度提高, 引入生物法能进一步去除水样中的污染物. 垃圾渗滤液深度处理试验在化学方法后连接了生物法以充分去除水样中的可降解污染物.

采用一套 50 L 的 SBR 反应器, 在利用面粉培泥 7 d 后, 再逐渐加入 Fenton 处理后水样进行污泥微生物驯化 6 d, 驯化后每天进水 10 L, 运行周期为 24 h, 其中搅拌 4 h、曝气 12 h、静置 8 h. 其进出水 COD 变化如图 5 所示.

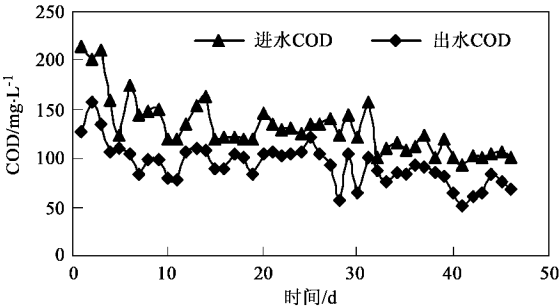


图 5 SBR 池进出水 COD 变化曲线
Fig.5 Variation of COD concentration in influent and effluent of SBR

由图 5 可以看出, 聚铁混凝与 Fenton 氧化都需要进行固液两相分离, 操作不当可能会使化学处理后的水质得不到保证, 每天在取用 Fenton 后的上清

液时,不可避免带入沉淀物,使得 SBR 进水 COD 高于之前的 Fenton 试验出水,有必要引入生物法处理来确保深度处理后渗滤液能达一级标准排放.46 d 内进出水的 COD 平均值分别为 130 和 93 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,去除率为 29%,大于 Fenton 试验后的 B/C.运行的 27~46 d 出水 COD 基本低于 80 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均值为 77 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; BOD $\leq 8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $\text{NH}_4^+-\text{N} \leq 5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,表明后续生物法使用 SBR 工艺可行.

3 经济性分析

本试验对试验原水在先使用聚铁混凝处理的基础上再进行 Fenton 氧化处理,具有 2 个优点,①大幅度降低成本.目前含量 27.5% 的工业用双氧水价格约 1 600 元/t,工业用硫酸亚铁药粉价格约 400 元/t,聚铁药剂价格约 700 元/t, Na_2CO_3 的价格约 1 200 元/t, PAM 药剂价格约 20 000 元/t.将 1 t 原水的 COD 从 640 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降到 220 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,按一般处理的 Fenton 药剂用量^[10],需要双氧水药剂成本约 1.6 元,硫酸亚铁药剂成本 0.8 元,而先使用聚铁混凝处理,只需要聚铁药剂成本 0.3~0.4 元,就可以使 COD 去除率达到 65%,剩余 COD 的范围 200~240 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.大大降低第 2 步 Fenton 反应的药剂加入量以及总药剂成本;②省却 pH 调节操作及其费用. Fenton 反应需要在酸性条件下进行,从试验得知最佳初始 pH 约为 3.5,而聚铁反应后上清液的 pH 处于此范围,聚铁加药量为 0.45 $\text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$ 时其 pH = 3.56,基本符合最优初始 pH 值条件,因此不需要再对混凝后水样进行 pH 调节即可直接进行 Fenton 反应.

4 结论

(1)聚铁混凝与 Fenton 工艺协同深度处理垃圾渗滤液的推荐使用条件:聚铁加药量为 0.45 $\text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$, $[\text{Fe}^{2+}]$ 为 0.006 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$, $[\text{H}_2\text{O}_2]$ 为 0.006 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$,反应时间 4 h, Na_2CO_3 为 0.7 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 0.1% PAM 为 2 $\text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$.出水 COD 为 68 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,总去除率达 90% 以上,色度为 2 倍,总去除率达 99% 以上,SS 为 10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, BOD 为 20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

(2)与垃圾渗滤液出水水质能达到相同排放标准的其他工艺(如反渗透)相比,聚铁混凝与 Fenton 工艺协同处理药剂使用成本低.聚铁药剂成本低于 0.4 元/t,双氧水药剂成本低于 1.2 元/t,硫酸亚铁药剂低于 0.7 元/t, Na_2CO_3 药剂成本 0.8 元/t, PAM 成本低于 0.1 元/t,总药剂成本低于 3.2 元/t.

(3)后续使用 SBR 池生物法处理后出水 COD $\leq 80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, BOD $\leq 8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+-\text{N} \leq 3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,色度 ≤ 5 倍, SS $\leq 10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,能确保出水水质达到垃圾渗滤液国家一级排放标准.

参考文献:

- [1] 周少奇.垃圾渗滤水同时好氧厌氧生物处理的生化反应机理[J].石河子大学学报(自然科学版),2005,23(3):276-279.
- [2] O'leary P R, Tchobanoglous G. Handbook of solid waste management [M]. New York: McGraw-Hill, 2002.
- [3] Mikac N, Djikiya A N. Assessment of groundwater contamination in the vicinity of a municipal waste landfill[J]. Wat Sci Tech, 1998, 37(8): 37-44.
- [4] Jokelaa J P Y, Kettunen R H, Sormunen K M, et al. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale *in-situ* denitrification[J]. Water Research, 2002, 36(16): 4079-4087.
- [5] 周少奇,杨志泉.广州垃圾填埋渗滤液中有机污染物的去除效果[J].环境科学,2005,26(3):186-191.
- [6] 赵宗升,李炳伟,张洪亮,等.晚期渗滤液脱氮过程中的抑制现象以及消除[J].中国环境科学,2004,24(4):484-488.
- [7] Judith S, Tomas L, Ormad P, et al. Characterization and photo-Fenton treatment of used tires leachate[J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, B136(1):874-881.
- [8] Lopez A, Pagano M, Volpe A, et al. Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate[J]. Chemosphere, 2004, 54(11):1005-1010.
- [9] 左晨燕,何苗,张彭义,等. Fenton 氧化/混凝协同处理焦化废水生物出水的研究[J].环境科学,2006,27(11):2201-2205.
- [10] Tekin H, Bilkay O, Ataberk S S, et al. Use of Fenton Oxidation to improve the biodegradability of a pharmaceutical wastewater[J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, B136(12):258-265.
- [11] 陈传好,谢波,任源,等. Fenton 试剂处理废水中各影响因子的作用机制[J].环境科学,2000,21(3):93-96.
- [12] Yang D. Physical and oxidative removal of organics during Fenton treatment of mature municipal landfill leachate[J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, B136(12):1-7.
- [13] Panizza M, Cerisola G. Removal of organic pollutants from industrial wastewater by electrogenerated Fenton's reagent[J]. Water Research, 2001, 35(16):3987-3992.
- [14] 国家环保局.水和废水监测分析方法[M].(第四版).北京:中国环境科学出版社,2000.
- [15] Daniel T, Xavier F, Antoni S. Use of Fenton for the treatment of leachate from composting of different wastes[J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, B136(12):201-204.
- [16] Claudio D I, Roberti R, Lopez A. Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate[J]. Biochemical Engineering Journal, 2006, 31(7):118-124.
- [17] Kwon B G, Lee D S, Kang N, et al. Characteristics of pchlorophenol oxidation by Fenton's reagent[J]. Water Research, 2002, 33(10):2110-2118.