

doi: 10.3969/j.issn.1001-3849.2023.04.010

## 超声波/紫外光-纳米 Fe<sup>0</sup> 类芬顿法处理络合态重金属废水

马露<sup>1,2</sup>, 张鹏<sup>1,2</sup>, 肖棱<sup>2\*</sup>, 袁小超<sup>2</sup>, 唐杰<sup>1</sup>, 张运菊<sup>1</sup>

(1. 绵阳师范学院 资源环境工程学院, 四川绵阳 621000;

2. 四川银河化学股份有限公司, 四川绵阳 622656)

**摘要:** 研究了超声波/紫外光(US/UV)-纳米 Fe<sup>0</sup> 类芬顿法处理高浓度络合态重金属废水的适宜条件, 探究该方法对化学需氧量(COD)和络合态重金属的去除机理。实验结果表明: 在 US/UV 作用下, 纳米 Fe<sup>0</sup> 类芬顿法处理 COD 浓度 1738.86 mg/L、总铬 473.14 mg/L、总镍 43.35 mg/L、总铜 8.53 mg/L 的络合态重金属废水, 在 pH 值为 3、温度为 65 °C、振荡速度 150 r/min 时, 纳米 Fe<sup>0</sup> 最佳用量为 9.6 g/L、H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 投加量为 1 mL/L, 反应 20 min 后, COD、总铬、总镍和总铜的去除率分别为 96.75%、99.99%、99.94% 和 99.57%。相较于传统芬顿法, 该方法加快反应速率, 反应时间缩短了 66.6%, 去除效果提高 10%, 且污泥量减少 13%。纳米 Fe<sup>0</sup> 重复利用 3 次后, 对络合态重金属的去除率仍在 50% 以上, 可见纳米 Fe<sup>0</sup> 重复利用性好。因此, 纳米 Fe<sup>0</sup> 在处理高浓度络合态重金属废水方面具有良好的应用前景。

**关键词:** 络合态; 重金属废水; 紫外光; 超声波; 纳米零价铁; 化学需氧量(COD)

中图分类号: X703.1

文献标识码: A

## Treatment of complex heavy metal wastewater by ultrasonic/ultraviolet nano-Fe<sup>0</sup> Fenton-like process

Ma Lu<sup>1,2</sup>, Zhang Peng<sup>1,2</sup>, Xiao Ling<sup>2\*</sup>, Yuan Xiaochao<sup>2</sup>, Tang Jie<sup>1</sup>, Zhang Yunju<sup>1</sup>

(1. School of Resource and Environmental Engineering, Mianyang Teachers' College, Mianyang 621000, China; 2. Sichuan Yinhe Chemical Co., Ltd., Mianyang 622656, China)

**Abstract:** The suitable conditions of ultrasonic/ultraviolet (US/UV) nano-Fe<sup>0</sup> Fenton-like process for the treatment of high-concentration complex heavy metal wastewater were studied, and the removal mechanism of chemical oxygen demand (COD) and complex heavy metals by this process was explored. The experimental results show that under the action of US/UV, nano-Fe<sup>0</sup> Fenton-like process can treat the complex heavy metal wastewater with COD concentration of 1738.86 mg/L, total chromium of 473.14 mg/L, total nickel of 43.35 mg/L and total copper of 8.53 mg/L. When the pH value is 3, the temperature is 65 °C and the oscillation speed is 150 r/min, the optimum condition of nano-Fe<sup>0</sup> is 9.6 mg/L. After reaction for 20 min with 1 mL/L of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, the removal rates of COD, total chromium, total nickel and total copper were 96.75%, 99.99%, 99.94% and 99.57% respectively. Compared with the traditional Fenton method, the reaction rate was speeded up, the reaction time was shortened by 66.6%, the removal efficiency was improved by 10%, and the sludge amount was reduced by 13%. After repeated use of nano-Fe<sup>0</sup> for three times, the removal rate of complex heavy metals is still above 50%, which shows that nano-Fe<sup>0</sup> has good reusability. Therefore, nano-Fe<sup>0</sup> has a good application pros-

收稿日期: 2022-12-26

修回日期: 2023-02-17

作者简介: 马露(1995—), 女, 硕士, email: 466909848@qq.com

\*通信作者: 肖棱, email: 472570531@qq.com

基金项目: 绵阳师范学院研究生创新实践基金资助

pect in the treatment of high-concentration complex heavy metal wastewater.

**Keywords:** complex; heavy metal wastewater; ultraviolet; ultrasonic; nano-Fe<sup>0</sup>; chemical oxygen demand (COD)

电镀是由表面加工技术和制造业基础工艺相结合的技术<sup>[1]</sup>。我国电镀企业超4万家,电镀行业在工业中占有举足轻重的地位,其产生的重金属废水处理也是行业焦点<sup>[2-3]</sup>。电镀废水是以铬、镍、铜等为代表的重金属超标,毒性巨大。同时,废水中添加大量的络合剂、稳定剂、光亮剂等,与电镀重金属废水形成螯合物,使废水成分更加复杂,传统的方法难以去除多种重金属<sup>[4-6]</sup>。经处理但未达标就排放的废水,将会渗入地下,严重污染环境,造成饮用水污染和危害人类健康<sup>[7-8]</sup>。

处理电镀重金属废水的关键在于破除络合物,传统的废水处理技术很难去除络合态的重金属,需要更先进的方法进行处理<sup>[9-10]</sup>。传统芬顿法是一种常见的高级氧化技术,其缺点是反应时间长、化学沉淀多、去除率低等。因此,具有电位低、去除率高、沉淀少、反应时间短的纳米Fe<sup>0</sup>得到广泛的关注<sup>[11-13]</sup>。纳米Fe<sup>0</sup>因其还原性强、表面积大、反应活性高等优点,能有效地还原废水中的重金属离子、有机物等污染物,减低化学需氧量<sup>[14]</sup>。结合超声波/紫外光(US/UV)高级氧化技术,会激发更多的羟基自由基<sup>[15]</sup>,使络合态的重金属转化为游离态的金属离子,不仅加快反应过程,还提高了重金属废水的去除率。

综上,设计实验,分析电镀废水的化学组成,制定废水处理工艺,并探究实验原理和反应机理。实验通过单因素分析,选出最佳的工艺条件,并研究纳米Fe<sup>0</sup>的重复利用次数,以便资源的循环利用,为废水处理技术提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验材料

实验废水取自某电镀厂清洗镀铬构件的废水。采用随机原则进行取样,并装入密封桶中备用。废水检测结果如表1所示。

表1 电镀混合重金属废水的化学组成

Tab.1 Chemical composition of mixed heavy metal electroplating wastewater

项目	COD	Cr <sup>6+</sup>	Cr <sup>3+</sup>	总Ni	总Cu
含量/(mg·L <sup>-1</sup> )	1738.86	468.56	5.18	43.35	8.53

### 1.2 实验试剂、仪器及水质测定方法

(1)实验试剂:纳米Fe<sup>0</sup>(nZVI), 1 mol/L 氢氧化钠, 0.1 mol/L 稀硫酸, 30% 双氧水。

(2)实验仪器:A3AFG12原子吸收分光光度计, FA2204 电子天平, JJ-1 增力电动搅拌器, PHS-25 型 pH 计, F-100SD 超声波清洗机, 波长 365 nm 紫外灯, DL-1 电子电炉, DZKW-恒温水浴锅, SHZ-D(III) 循环水式多用真空泵。

(3)水质测定的方法

实验采用平行多样法,根据无机化工产品火焰原子吸收光谱法(GB/T 23768—2009)<sup>[16]</sup>测定混合重金属离子的浓度,COD测定方法采用重铬酸钾法(GB/T 22597—2014)<sup>[17]</sup>。

### 1.3 实验方法

取 100 mL 的重金属废水于烧杯中,使用电炉加热并放入水浴锅内保温,随后用稀硫酸酸化,加入一定量 nZVI,配合相应的转速搅拌,再投加少量双氧水,待反应完全后,加入一定量的氢氧化钠和聚丙烯酰胺(PAM),静置过滤沉淀后;取上清液测定废水中总铬、总镍、总铜和 COD。通过研究反应时间、反应温度、nZVI 投入量、pH 值、超声波/紫外线、振荡速度等因素的影响,分析得到超声波/紫外线-纳米Fe<sup>0</sup>类芬顿法还原络合态重金属的最佳因素。

## 2 实验原理

利用纳米Fe<sup>0</sup>还原性强和电位低的特点。先将废水进行酸化,有利于络合态的铬转化为离子态的Cr<sup>6+</sup>,且H<sup>+</sup>能将Fe<sup>0</sup>氧化为Fe<sup>2+</sup>,Fe<sup>2+</sup>将络合态中Cr<sup>6+</sup>还原为游离态Cr<sup>3+</sup>从而脱离骨架。再利用H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>的强氧化性,H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>在Fe<sup>2+</sup>催化下生成氧化性更强的羟基自由基,能将络合态的镍、铜、铁的骨架氧化成小分子物质,释放大量离子态镍、铜、铁,但在非酸性环境下,羟基自由基能将Cr<sup>3+</sup>氧化为Cr<sup>6+</sup>,因此,必须保证酸性条件和Fe<sup>0</sup>过量,以防Cr<sup>3+</sup>被氧化。反应过程中借助US冲击波和微射流会激发更多的羟基自由基,结合UV光氧化催化,使反应速率加快。上述反应过程如反应方程式(1)~(9)所示。反应 20 min

后,加入 NaOH 调节 pH 为 8~9,最后加入一定量的 PAM 絮凝沉淀。反应机理如图 1 所示<sup>[18]</sup>。

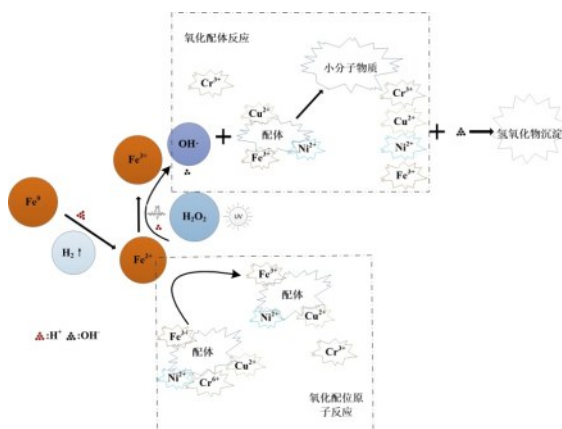
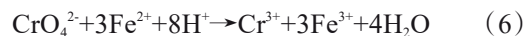
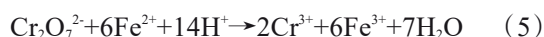
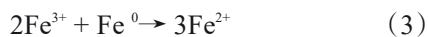
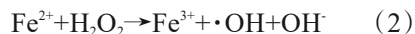


图 1 反应机理

Fig.1 Reaction mechanism

### 3 结果与分析

#### 3.1 重金属的标准曲线的绘制

根据无机化工产品火焰原子吸收光谱法(GB/T 23768—2009),绘制得到铬的标准曲线为  $y=0.3773x+0.0002$ ,相关系数为  $R^2=0.9994$ ,见图 2;镍的标准曲线为  $y=0.0906x+0.0007$ ,相关系数为  $R^2=0.99982$ ,见图 3;铜的标准曲线为  $y=0.2132x+0.0007$ ,相关系数为  $R^2=0.99982$ ,见图 4。

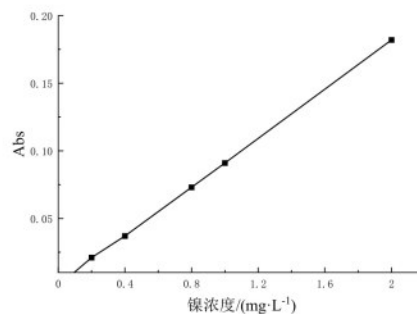


图 3 镍的标准曲线

Fig.3 Standard curve of nickel

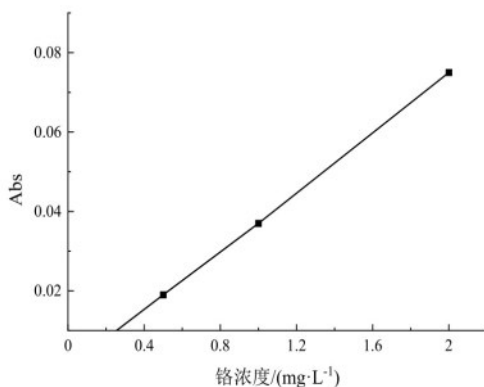


图 2 铬的标准曲线

Fig.2 Standard curve of chromium

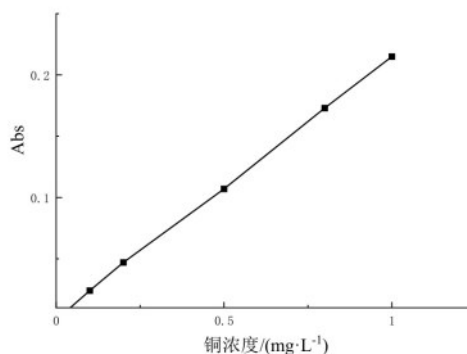


图 4 铜的标准曲线

Fig.4 Standard curve of copper

### 3.2 单因素试验

#### 3.2.1 反应时间的影响

pH 值为 3, 反应温度为 65 °C, 振荡转速 150 r/min, 纳米 Fe<sup>0</sup> 投加量为 9.6 g/L, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 投加量 1 mL/L, 酸液投加量 35%, 探究反应随时间变化对络合态重金属废水的去除效果, 结果如图 5 所示。从图 5 看出: 随着反应时间的增加, COD 和重金属的去除率增加。反应 20 min, COD、总铬、总镍和总铜的质量浓度分别为 56.56 mg/L、0.051 mg/L、0.026 mg/L 和 0.037 mg/L, 均满足排放标准<sup>[19]</sup>。当反应 1.5 h, COD 和重金属去除效果达到最好, 去除率见表 2 所示。但是综合考虑到成本和工程实际运用等情况, 确定实验反应 20 min 较合适。

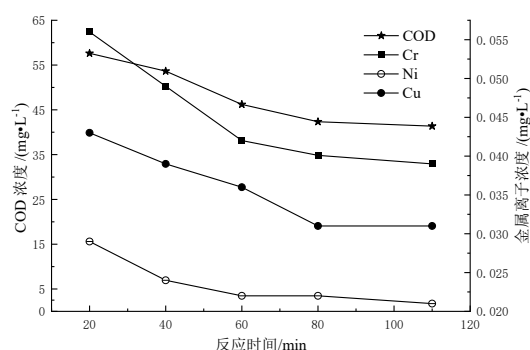


图 5 反应时间对反应的影响

Fig. 5 Effect of reaction time on the reaction

表 2 Fe<sup>0</sup>处理络合态重金属的去除效果

Tab.2 Removal effect of complex heavy metals by Fe<sup>0</sup>

项目	总铬浓度/ (mg·L <sup>-1</sup> )	总镍浓度/ (mg·L <sup>-1</sup> )	总铜浓度/ (mg·L <sup>-1</sup> )	COD 浓度/ (mg·L <sup>-1</sup> )
电镀污染物 排放标准	1.500	1.000	1.000	100.000
处理前	473.740	43.350	8.530	1738.860
处理后	0.039	0.021	0.031	41.370
去除率/%	99.990	99.930	99.500	97.670

#### 3.2.2 纳米 Fe<sup>0</sup> 投加量的影响

pH 为 3, 反应温度为 65 °C, 振荡转速 150 r/min, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 投加量 1 mL/L, 酸液投加量 35%, 反应时间为

20 min, 考察纳米 Fe<sup>0</sup> 投加量对络合态重金属废水的影响, 结果如图 6 所示。当纳米 Fe<sup>0</sup> 投加量少于 0.96 g/L 时, 纳米 Fe<sup>0</sup> 投加量增加, 对 COD 和重金属去除率增加, 这是由于纳米 Fe<sup>0</sup> 投加量增加所产生的 Fe<sup>2+</sup> 增多, 有利于与 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 反应, 产生更多 ·OH, 促进反应过程。当纳米 Fe<sup>0</sup> 过量, 在短时间内会生成过量的 Fe<sup>2+</sup>, 多余的 Fe<sup>2+</sup> 又会与 ·OH 反应, 反应式如式 (10), 实验所产生的 ·OH 被消耗, 不利于反应进行。因此, 最佳的纳米 Fe<sup>0</sup> 投加量为 9.6 g/L。

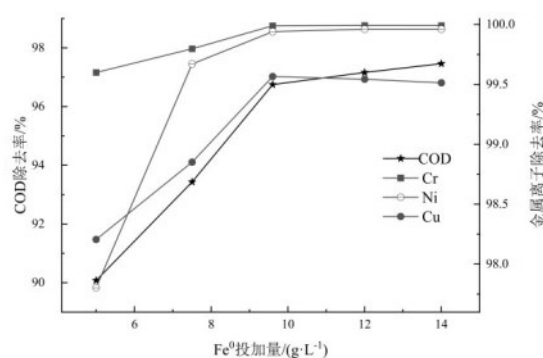


图 6 纳米 Fe<sup>0</sup> 投加量对反应的影响

Fig. 6 Effect of the dosage of nanometer Fe<sup>0</sup> on the reaction

#### 3.2.3 酸液投加量的影响

pH 为 3, 反应温度为 65 °C, 振荡转速 150 r/min, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 投加量 1 mL/L, 纳米 Fe<sup>0</sup> 投加量为 9.6 g/L, 振荡反应 20 min, 探究酸液投加量对络合态重金属废水的影响, 结果如图 7 所示。随着酸液投加量增加, 重金属的去除率显著上升。但是当溶液达到饱和, 即使投入再多的酸液也对反应没有影响。当酸液投加量为 10% (废水体积分数) 时, COD、总铬、总镍和总铜的去除率分别为 78.03%、70.21%、97.62% 和 89.87%; 随着酸液投加量增加, 而当酸液投加量达到 35% 时, COD、总铬、总镍和总铜去除分别高达 96.55%、99.99%、99.94% 和 99.57%, COD 和重金属离子的去除率最高。因此, 酸液投加量选择 35% 较为合适, 此时废水 pH 为 2 左右。



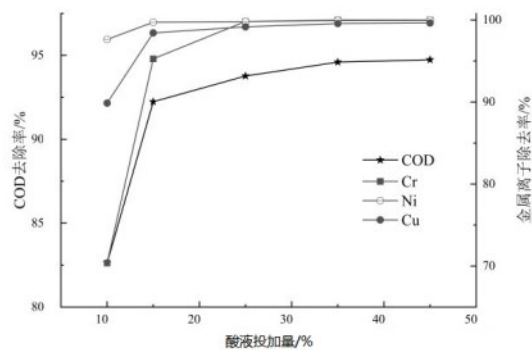
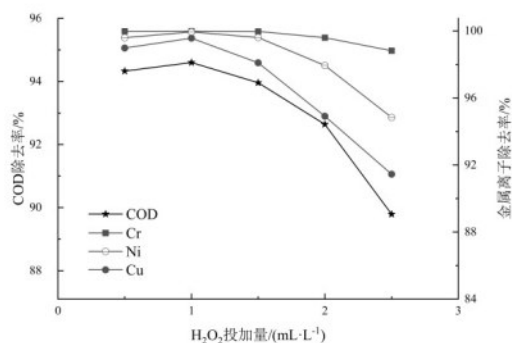
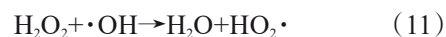


图 7 酸液投加量对反应的影响

Fig. 7 The effect of acid dosage on the reaction

### 3.2.4 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>投加量的影响

pH 为 3, 反应温度为 65 °C, 振荡转速 150 r/min, 纳米 Fe<sup>0</sup> 投加量为 9.6 g/L, 酸液投加量 35%, 振荡反应 20 min, 探究 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 投加量对络合态重金属废水的影响, 结果如图 8 所示。COD、总铬、总镍和总铜的去除率会随着 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 的增加呈现先增加后降低的趋势, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 投加量为 1 mL/L 时, 去除率达到最大, COD、总铬、总镍和总铜的去除率分别为分别为 96.5%、99.99%、99.91% 和 98.98%。当 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 投加量少于 1 mL/L 时, 所产生的 ·OH 较少, 不利于将络合态重金属分离为游离态, 这导致 COD 和金属离子的去除率低。而随着 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 投加量增加, 污染物的去除率上升, 但 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 过量加入后, 过量的 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 会与 ·OH 反应, 让 ·OH 减少, 使 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 的投加无效, 反应方程式如式 (11) 和 (12)。综上所述, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 投加量为 1 mL/L 较合适。

图 8 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>投加量的影响对反应的影响Fig. 8 The effect of the H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> dosage on the reaction

### 3.2.5 反应温度的影响

pH 为 3, 反应温度为 65 °C, 振荡转速 150 r/min, 纳米 Fe<sup>0</sup> 投加量为 9.6 g/L, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 投加量 1 mL/L, 酸液投加量 35%, 振荡反应 20 min, 探究反应温度对络合态重金属废水的影响, 结果如图 9 所示。从图 9 看出, 随着反应温度的上升, 重金属的去除率增加。当温度 65 °C 以上时, COD 和重金属的去除率上升缓慢, 这是由于温度为 65 °C 时, 反应 20 min, 反应过程趋于平衡, 升高温度对重金属的去除率影响小。但在温度 50 °C 以下时, 会使反应不充分, 影响反应的速率, 废水处理未达标。因此, 考虑到经济成本和工程的实际运用, 选择反应温度为 65 °C。

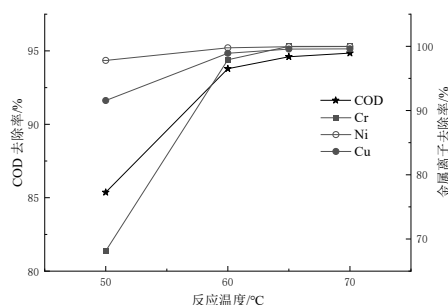


图 9 温度对反应的影响

Fig. 9 The effect of temperature on the reaction

### 3.2.6 振荡转速的影响

其他条件不变, 以振荡转速为实验变量, 探究振荡转速对络合态重金属废水的影响, 结果如图 10 所示。振荡转速对 COD 和重金属去除效果有显著的影响。这是由于纳米 Fe<sup>0</sup> 在反应过程中容易发生团聚, 加快振荡转速能促进反应。当振荡转速超过 150 r/min, 去除效果减缓, 从工程的实际运用考虑, 应选择转速为 150 r/min。

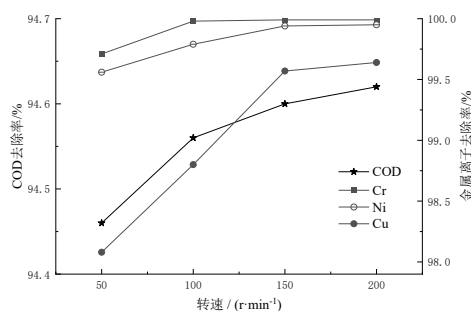


图 10 转速对反应的影响

Fig. 10 The effect of rotational speed on the reaction

### 3.2.7 UV/US的影响

从表3可看出,其他因素不变,加上UV/US技术,对络合态重金属的去除有一定的效果,这是由于 $\text{H}_2\text{O}_2$ 在UV/US作用下会产生比之前更多的羟基自

由基,加快络合态变为游离态,加快反应速率。从工程的实际运用考虑,UV/US是一种辅助废水处理的清洁手段。

表3 US/UV对反应的影响

Tab.3 Effect of US/UV on the reaction

方法	COD含量/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	总Cr含量/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	总Ni含量/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	总Cu含量/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	反应时间/min
Fenton	180.250	28.557	7.943	0.194	60
US/UV- $\text{Fe}^0$ -Fenton	50.890	0.049	0.025	0.036	20

### 3.3 对比分析

取3组100 mL络合态重金属废水,分别使用US/UV- $\text{Fe}^0$ -Fenton法、 $\text{Fe}^0$ -Fenton法和传统芬顿法处理,对其COD、重金属的去除率进行比较。在pH为3、 $\text{H}_2\text{O}_2$ 投加量为1 mL/L、反应温度为65℃、振荡转速150 r/min、酸液投加量35%的条件下,两组加入0.96 g纳米 $\text{Fe}^0$ ,另一组加入1.25 g的 $\text{FeSO}_4$ 对废水进行处理,结果如表4。由表4可见US/UV- $\text{Fe}^0$ -Fenton

法和 $\text{Fe}^0$ -Fenton法较传统芬顿法COD去除率提高7%~8%。总铬、总镍和总铜的去除率分别提高6%~7%、17%~18%、2%~3%,过滤后通过污泥量对比减少11%~13%,且纳米 $\text{Fe}^0$ 可重复性使用。结果说明:US/UV- $\text{Fe}^0$ -Fenton法和 $\text{Fe}^0$ -Fenton法处理该类废水明显优于传统芬顿法。 $\text{Fe}^0$ -Fenton法到达反应平衡终点需要25 min,使用US/UV后,10 min到达平衡终点,缩短了反应时间,提升了反应速率。

表4 类芬顿法与传统芬顿法去除率对比

Tab.4 Comparison of removal rate between Fenton-like method and traditional Fenton method

方法	$\text{Fe}^0$ 消耗量/( $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\text{FeSO}_4$ 消耗量/( $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	COD去除率/%	总Cr去除率/%	总Ni去除率/%	总Cu去除率/%
Fenton	0.000	1.250	89.634	93.972	81.676	97.730
$\text{Fe}^0$ -Fenton	9.600	0.000	96.747	99.989	99.940	99.566
US/UV- $\text{Fe}^0$ -Fenton	9.600	0.000	97.073	99.988	99.555	99.931

### 3.4 纳米 $\text{Fe}^0$ 重复性实验

pH为3,反应温度65℃,振荡转速150 r/min,纳米 $\text{Fe}^0$ 投加量9.6 g/L,  $\text{H}_2\text{O}_2$ 投加量1 mL/L,反应时间20 min,酸液投加量35%,利用US/UV- $\text{Fe}^0$ -Fenton处理络合态重金属废水,将实验前一次反应后的纳米 $\text{Fe}^0$ ,用蒸馏水清洗过滤后投入下一次反应,探究纳米 $\text{Fe}^0$ 的重复使用情况,结果如图11。从图11可知,随着纳米 $\text{Fe}^0$ 的重复使用次数增多,COD和重金属的去除率在逐渐降低。纳米 $\text{Fe}^0$ 经过5次重复性实验,重复利用3次后COD和重金属的去除率仍然在50%以上,说明纳米 $\text{Fe}^0$ 可作为 $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ 的供体。因此,纳米 $\text{Fe}^0$ 可重复利用。

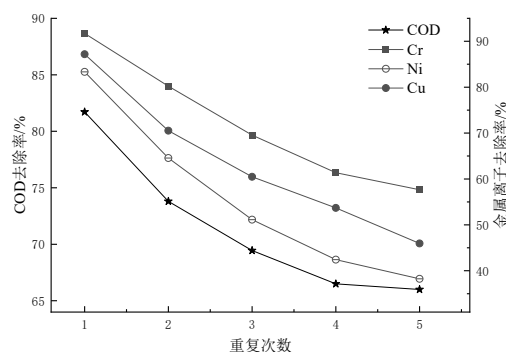


图11 纳米 $\text{Fe}^0$ 重复性实验后的去除率

Fig. 11 Removal rate of nano- $\text{Fe}^0$  after repeatability experiment

## 4 结 语

选用某电镀厂的络合态重金属废水, COD 为 1738.86 mg/L、总铬、总镍和总铜的质量浓度分别为 473.14 mg/L、43.35 mg/L、和 8.53 mg/L。利用 UV/US-Fe<sup>0</sup>-Fenton 法处理其废水, 探究反应时间、纳米 Fe<sup>0</sup> 投加量、反应温度、纳米 Fe<sup>0</sup> 投加量等影响因素。结果表明: 酸液投加量、反应温度、振荡转速、纳米 Fe<sup>0</sup> 投加量对去除效果影响大。pH 为 3, 温度为 65 °C, 振荡速度 150 r/min, 纳米 Fe<sup>0</sup> 用量为 9.6 g/L, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 投加量为 1 mL/L, 反应时间 20 min, 酸液投加量 35% 的条件下, COD、总铬、总镍和总铜的去除率分别为 96.75%、99.99%、99.94% 和 99.57%。US/UV-Fe<sup>0</sup>-Fenton 法对 Cr(VI) 和 Ni(II) 去除效果较好, 经处理后均满足排放标准。

相比传统芬顿法, 该法处理络合态重金属废水具有更高的去除率、更短反应时间、更少污泥量和药品投加量等优势。纳米 Fe<sup>0</sup> 作为 Fe<sup>2+</sup>/Fe<sup>3+</sup> 的供体具有一定的可重复使用性, 在处理高浓度铬废水方面有良好的应用前景。

## 参考文献

- [1] 刘喜梅. 沉淀/吸附法在电镀废水重金属处理中的应用[J]. 农业灾害研究, 2022, 12(2): 146-148.
- [2] 蒋涛. 电解法处理含镍废水及回收镍的实验研究[D]. 重庆: 重庆工商大学, 2022.
- [3] 耿继光. 重金属络合螯合剂的制备与性能研究[D]. 西安: 西安工程大学, 2021.
- [4] 徐小凤. 络合镍废水的芬顿-臭氧氧化及电化学破络技术研究[D]. 衡阳: 南华大学, 2021.
- [5] Lee C G, Song M K, Ryu J C, et al. Application of carbon foam for heavy metal removal from industrial plating wastewater and toxicity evaluation of the adsorbent[J]. Chemosphere, 2016, 153: 1-9.
- [6] 崔丽娜. 化学镀铜镍废水的处理研究[D]. 青岛: 青岛理工大学, 2019.
- [7] 夏俊方, 方小琴, 胡君杰. UV/过硫酸钾-沉淀工艺深度处理含镍电镀废水[J]. 工业用水与废水, 2018, 49(2): 19-23.
- [8] Zhang Y, Lin S, Qiao J, et al. Malic acid-enhanced chitosan hydrogel beads (mCHBs) for the removal of Cr(VI) and Cu(II) from aqueous solution[J]. Chemical Engineering Journal, 2018, 353: 225-236.
- [9] 邹亚辰, 李春琴, 张庆芳, 等. 高级氧化法处理含络合态重金属废水研究进展[J]. 应用化工, 2022, 51(7): 2064-2068, 2073.
- [10] 马忠贺, 王竹梅, 贾明. 芬顿处理低浓度络合态镍铬(Cr<sup>6+</sup>)铜混合电镀废水的小试研究[J]. 当代化工研究, 2018(11): 26-27.
- [11] Mu Y, Ai Z, Zhang L. Phosphate shifted oxygen reduction pathway on Fe@Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> core-shell nanowires for enhanced reactive oxygen species generation and aerobic 4-chlorophenol degradation[J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(14): 8101-8109.
- [12] Sun Y, Li J, Huang T, et al. The influences of iron characteristics, operating conditions and solution chemistry on contaminants removal by zero-valent iron: A review[J]. Water Research, 2016, 100: 277-295.
- [13] Fu F, Xie L, Tang B, et al. Application of a novel strategy-Advanced Fenton-chemical precipitation to the treatment of strong stability chelated heavy metal containing wastewater[J]. Chemical Engineering Journal, 2012, 189: 283-287.
- [14] 刘晓龙, 张宏. 纳米零价铁在污水处理中的应用及研究进展[J]. 化工管理, 2018(4): 90-91.
- [15] Jiraroj D, Unob F, Hagege A. Degradation of Pb-EDTA complex by a H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV process[J]. Water Research, 2006, 40(1): 107-112.
- [16] 中国石油和化学工业协会. 无机化工产品 火焰原子吸收光谱法通则: GB/T 23768—2009[S]. 北京: 中国国家标准化管理委员会, 2009.
- [17] 中国石油和化学工业联合会. 再生水中化学需氧量的测定 重铬酸钾法: GB/T 22597—2014[S]. 北京: 中国国家标准化管理委员会, 2014.
- [18] 邹亚辰, 贾小宁, 冉浪, 等. 零价铁类芬顿法处理含低浓度重金属离子有机废水[J]. 化学反应工程与工艺, 2021, 37(2): 167-174.
- [19] 国家环境保护局. 污水综合排放标准: GB/T 8979—1996[S]. 北京: 国家环境保护局科技标准司, 1996.