

H_2O_2 氧化/CaO 沉淀预处理化学镀镍废槽液 及其 FO 浓缩减量效果研究

蒋永伟^{1,2,3}, 潘 婷⁴, 丁博蕾⁵, 曹 蕾^{1,2,3}, 何佳颖⁴, 黄 建^{1,2,3}, 冯旭松⁶, 张 勇⁴

(1.江苏省环境工程技术有限公司,江苏 南京 210036)

(2.江苏省工业园区规范化建设及智慧化管控工程研究中心,江苏 南京 210036)

(3.江苏省重点行业减污降碳协同控制工程研究中心,江苏 南京 210036)

(4.南京师范大学环境学院,江苏 南京 210023)

(5.南京财经大学工商管理学院,江苏 南京 210023)

(6.江苏省环保集团有限公司,江苏 南京 210036)

[摘要] 为了降低高浓度化学镀镍废槽液处理成本,采用氧化-沉淀预处理-正渗透(FO)组合工艺对废槽液进行常温浓缩减量。FO膜为水通道蛋白膜(AQP),汲取液为 $4\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ NaCl溶液,FO过程采用活性层朝向原料液(AL-FS)的模式。当采用 H_2O_2 加CaO进行预处理时,废液电导率、TP、TOC和Ni的去除率远高于其他预处理方案。当CaO添加量为5%时,系统水通量可达到 $5.89\text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$;浓缩后污染物TP、Ni和TOC的截留率分别达到73.97%、92.90%和84.65%。三维荧光图谱(EEM)结果显示,有机物类腐殖酸组分比酪氨酸或色氨酸蛋白类物质更容易透过半透膜从原料液进入到汲取液中。适量的CaO预处理不仅可以有效的降低污染物的浓度和渗透压,有利于后续FO工艺浓缩减量,而且节约了经济成本。

[关键词] 正渗透,化学镀镍废槽液,氧化,沉淀,预处理

[中图分类号] X703 **[文献标志码]** A **[文章编号]** 1001-4616(2023)04-0131-07

Study on Pretreatment of Electroless Nickel Plating Waste Bath by H_2O_2 Oxidation/CaO Precipitation and the Effect of FO Concentration and Reduction

Jiang Yongwei^{1,2,3}, Pan Ting⁴, Ding Bolei⁵, Cao Lei^{1,2,3}, He Jiaying⁴,
Huang Jian^{1,2,3}, Feng Xusong⁶, Zhang Yong⁴

(1.Jiangsu Provincial Environmental Engineering Technology Co., Ltd., Nanjing 210036, China)

(2.Engineering Research Center of Standardized Construction and Intelligent Management of Industrial Parks, Nanjing 210036, China)

(3.Jiangsu Province Engineering Research Center of Standardized Construction and Intelligent
Management of Industrial Parks, Nanjing 210036, China)

(4.School of Environment, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China)

(5.School of Business Administration, Nanjing University of Finance & Economics, Nanjing 210023, China)

(6.Jiangsu Provincial Environmental Protection Group Co., Ltd., Nanjing 210036, China)

Abstract: In order to reduce the treatment cost of high concentration electroless nickel plating waste bath, the combined process of oxidation-precipitation pretreatment-forward osmosis (FO) was used to concentrate and reduce the waste bath at room temperature. The aquaporin membrane (AQP) was used as the FO membrane, the draw solution was the 4M NaCl solution, and the FO process adopted the mode that the active layer was facing to feed solution (AL-FS). When H_2O_2 and CaO were used for pretreatment, the removal rates of electrical conductivity, TP, TOC and Ni of the waste bath are much higher than those of other pretreatment schemes. When 5% of CaO was added, the system water flux could reach $5.89\text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$; the rejection ratio of pollutants TP, Ni and TOC after concentration were 73.97%, 92.90% and 84.65%, respectively. EEM results showed that organic-like humic acid fractions were more likely to pass through the semipermeable

收稿日期: 2023-03-30.

基金项目: 江苏省环保集团科技项目 (JSEP-TZ-2021-1001-RE).

通讯作者: 张勇, 博士, 副教授, 研究方向: 膜分离技术. E-mail: zy@njnu.edu.cn

membrane from the feed solution to the draw solution than tyrosine or tryptophan protein-like substances. Taking the appropriate amount of CaO for pretreatment can not only effectively reduce the concentration and osmotic pressure of pollutants, which is conducive to the concentration of the subsequent FO process, but also save the economic cost.

Key words: forward osmosis, electroless nickel plating waste bath, oxidative, precipitation, pretreatment

化学镀镍是化学镀中发展最快的一种镀件加工方法,庞大的化学镀镍产业在助长现代工业快速发展的同时,也带来了严重的环境污染问题^[1]. 化学镀镍废槽液组成成分复杂,处理难度大,所需的处置费用是一般废水的成百甚至上千倍,加重了电镀企业的负担^[2]. 因此提出以浓缩减量为核心的废液原位解决方案是十分必要的,将化学镀镍废槽液减量一方面可以减少危废的处置费用,另一方面也可以减小后续处理所需要的空间. 目前,传统的纳滤、微滤、反渗透和蒸发浓缩等分离技术普遍具有能耗高、膜污染严重的缺点^[3-5],绿色节能的高效低成本处理方法一直是众多研究者关注的对象. FO 技术是近年来发展起来的一种新型膜分离技术^[6-7],具有低能耗、高水通量和高截留率等优点,在海水淡化、污水处理和食品浓缩等领域具有良好的技术优势^[8-10]. 由于化学镀镍废槽液中存在大量的金属离子、有机物和高浓度磷酸盐,成分复杂,采用单一的 FO 工艺处理化学镀镍废槽液不仅需要极高渗透压的汲取液,而且会导致严重的膜污染.

本研究综合考虑废水水质及处理成本,选择常用的吸附、高级氧化、化学沉淀、絮凝以及多种工艺组合等方法,对废槽液进行预处理. 通过考察水通量和污染物的截留情况等特性,选出最有利于 FO 的工艺组合. 本研究为高浓度难降解危废减量提供了数据支持,实验结果对将来实际工业应用具有参考价值和指导作用.

1 实验材料与方法

1.1 实验材料与仪器

本实验所用化学镀镍废槽液取自江苏镇江某表面处理科技公司,表 1 为化学镀镍废槽液中各项常规水质指标.

本研究选取 4 mol·L⁻¹ 的 NaCl 为汲取液,并通过定时向汲取液中投加溶质来补充汲取液稀释所损失的浓度,汲取液和原料液的初始体积均为 1 L. 正渗透膜材料采用水通道蛋白(AQP)膜,购买自丹麦 Aquaporin A/S 公司,是一种改性聚酰胺复合薄膜,膜表面带负电性,膜孔径为 40 nm,最大膜承受压力 70.5 kPa.

FO 膜分离装置为实验室规模,流程示意如图 1 所示. 采用活性层朝向原料液(AL-FS)的模式,装置由两个对称的流道单元组成,两个单元被 FO 膜隔开,有效面积为 50 cm². 错流速度为 0.6 L·min⁻¹,实验在室温(23~25 ℃)下进行^[11].

表 1 镀镍废槽液的特性

Table 1 Characteristics of nickel plating waste bath solution

水质指标	单位	废槽液
pH	无量纲	5.05±0.10
电导率	ms·cm ⁻¹	50.00±0.50
TOC	g·L ⁻¹	12-15
Ni	g·L ⁻¹	2-3
Na	g·L ⁻¹	20-22
PO ₄ ³⁻	mg·L ⁻¹	55-60
TP	g·L ⁻¹	18-21
NH ₄ ⁺ -N	g·L ⁻¹	17-19

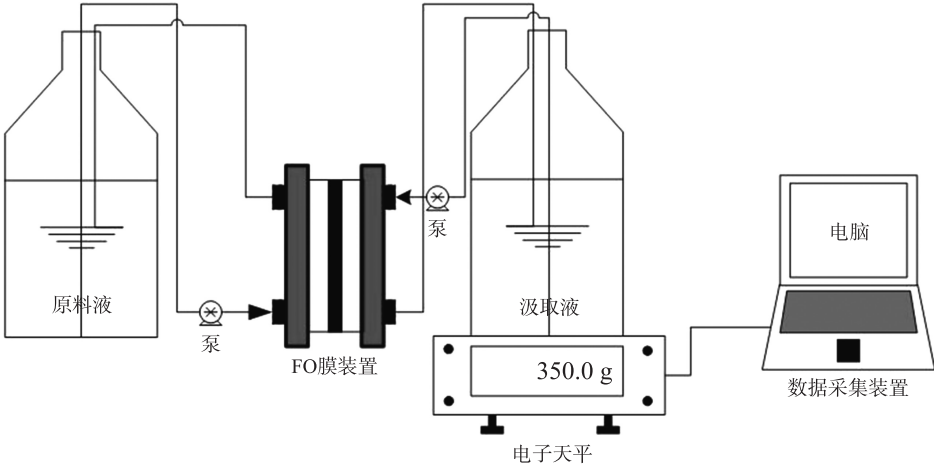


图 1 FO 装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the FO apparatus

1.2 分析方法

常规水质指标测定均按照《水和废水分析监测方法(第四版)》^[12] 操作. 电导率采用便携式电导率仪进行测定;TP 的测定方法为钼酸铵分光光度法;NH₄⁺-N 的测定采用水杨酸-次氯酸盐分光光度法;TOC 的测定采用非色散红外吸收法,在总有机碳分析仪上进行测定;Ni 的测定采用火焰原子吸收光谱法. 粒径分布特征使用马尔文激光粒度仪(Nano ZSE, Malvern Instruments)测量. 三维荧光光谱采用分子荧光光度计(Thermo scientific, 美国公司)测定,激发波长(Ex)设置范围为 240~400 nm,发射波长(Em)设置范围为 250~600 nm,并用 Origin 软件对所得三维矩阵数据进行等高线指纹图的绘制.

水通量(L·(m²·h)⁻¹)的计算公式为式(1):

$$J_w = \frac{\Delta V}{A \times \Delta t}, \tag{1}$$

式中,ΔV 是汲取液的增加体积(L),A 为有效膜面积(m²),Δt 为时间间隔(h). 式(2)为汲取液侧的污染物截留率 R 的计算公式^[13]:

$$R = \frac{C_{F0} \times V_{F0} - (C_{Dt} \times V_{Dt} - C_{D0} \times V_{D0})}{C_{F0} \times V_{F0}} \times 100\%, \tag{2}$$

式中,C_{D0}、C_{Dt} 分别是 t=0 和 t=t 时汲取液中污染物的浓度(mg·L⁻¹);V_{D0}、V_{Dt} 分别为 t=0 和 t=t 时汲取液的体积(L);C_{F0}、V_{F0} 分别是 t=0 时原料液的污染物浓度和体积.

2 结果与讨论

2.1 预处理工艺筛选

如表 2 所示,为了考察不同的处理方法对废槽液电导率、TP、TOC 和 Ni 的去除效果,实验共设置了五个预处理组,包含了吸附、高级氧化、化学沉淀和絮凝等方法.

表 2 化学镀镍废槽液预处理方案
Table 2 Pretreatment scheme for waste bath solution of electroless nickel plating

序号	方案	反应参数
1	活性炭(C)	10%添加量,振荡反应 4 h
2	CaO	5%添加量,振荡反应 4 h
3	C+CaO	C 添加量 10%振荡反应 2h;过滤后添加 5% CaO 振荡反应 2 h
4	O ₃ +CaO	O ₃ 氧化 2 h(空气源,O ₂ 量 4 L·min ⁻¹);添加 5% CaO 振荡反应 2 h
5	H ₂ O ₂ +CaO	H ₂ O ₂ 浓度 400 mmol·L ⁻¹ 振荡反应 2 h;添加 5% CaO 振荡反应 2 h

在每组反应结束后各添加适量的助凝剂 PAM,过滤后取水样进行测定,预处理结果如图 2 所示. 对比前三组处理工艺,单独使用活性炭对废槽液进行预处理时,TP、Ni 和电导率的去除率均没有明显变化,但是对有机物有一定的吸附效果. 单独使用 CaO 时,废液中 TP 和 Ni 均显著降低,去除率分别是 49%和 23%,从而降低了废水中的电导率,去除效果优于单独添加活性炭组,而对有机物的去除与单独使用活性炭组时几乎一致. 活性炭和 CaO 组合后增加了对有机物的去除,但其它三种物质的去除主要依靠 CaO,先用活性炭吸附后加 CaO 沉淀,因为减少了 CaO 的反应时间,导致 P 和 Ni 的去除效果变差. 对比后三组处理工艺,CaO 分别与 C、O₃ 和 H₂O₂ 结合的处理效果,无论是 TP,还是 TOC 和 Ni 的去除率,H₂O₂ 组均高于其他两组. H₂O₂ 和 CaO 组合时,废槽液电导率、TP、TOC 和 Ni 的去除率分别是 32%、64%、31%和 32%,去除效果达到了最佳.

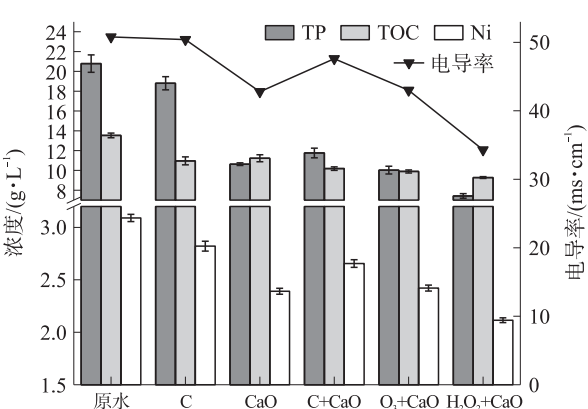


图 2 不同的处理工艺对废槽液水质的影响
Fig. 2 Effect of different treatment processes on the water quality of the waste tank liquid

图 3 为 H_2O_2 加 CaO 的组合工艺在预处理化学镀镍废槽液过程中多种物质粒径的分布变化,从图中可以看出,不同阶段的废槽液中均存在 1 nm 左右的金属离子和 1 000 nm 左右的胶体物质^[14]. 从图 3(a)可知原水中 1 nm 和 1000 nm 附近的粒径分布范围较宽且不均匀,占比分别为 11.9%和 88.1%. 经过 H_2O_2 氧化和 CaO 沉淀后,粒径范围进一步缩小,大颗粒胶体占比增加至 90.9%,原因可能是氧化破络和碱性化合物沉淀后,溶液中的金属镍离子转化成了氢氧化镍胶体,这也更有利于重金属的去除^[14-15]. 根据图 3(d)所示,添加絮凝剂 PAM 后,粒径分布更加均匀,且大颗粒的胶体物质比例增多,更有利于后期的 FO 浓缩减量.

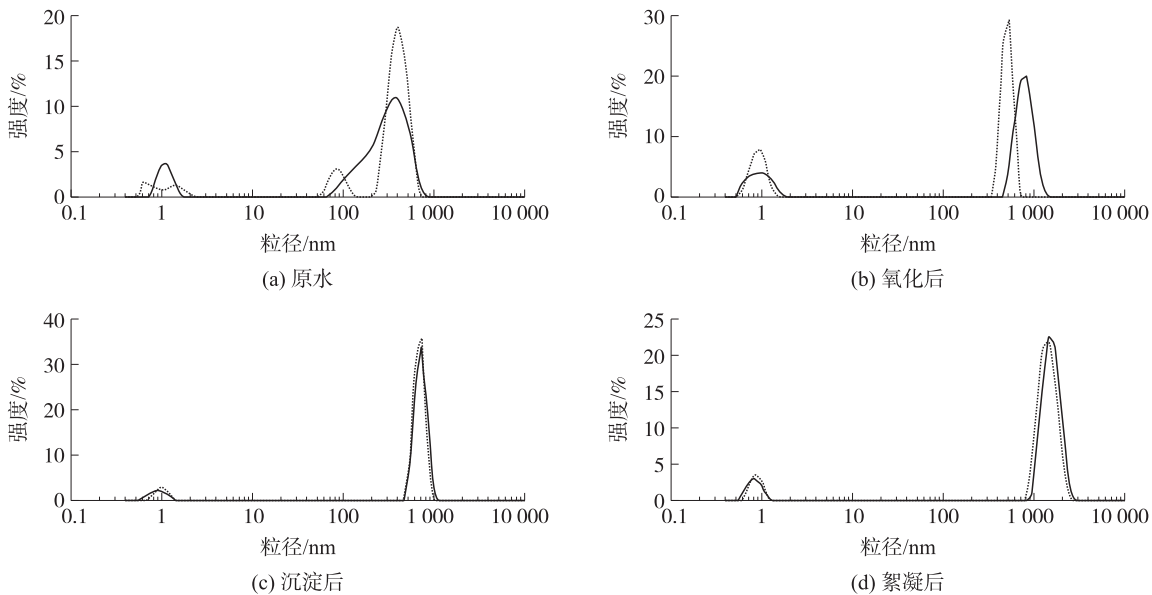


图 3 不同阶段水体的粒径分布特征

Fig. 3 Particle size distribution characteristics of water at different stages

总的来说,活性炭吸附法虽然操作简便,但处理效果不佳,且存在价格昂贵和吸附剂再生困难等问题^[16]. 其次,臭氧氧化技术的处理效果没有 H_2O_2 显著,且在处理过程中需要进行尾气处理和防泄漏等,操作较为繁琐. 最后, H_2O_2 氧化破络技术操作简便,对多种污染物的处理效果良好,且无二次污染等问题. CaO 作为沉淀剂,其中的钙离子可与磷酸根、有机物等反应生成不溶于水的钙盐,配合相应的混凝剂、絮凝剂沉淀去除;与水反应产生的 OH^- 可以很好地捕捉废水中重金属离子,使其生成不溶于水的沉淀物;同时, CaO 的投加不会引入新的溶解性阳离子或阴离子,因此不会导致渗透压的升高. 结合以上分析,本实验预处理工艺选用 H_2O_2 作氧化剂进行氧化破络,而后添加 CaO 作为沉淀剂,最后添加 PAM 絮凝.

2.2 CaO 对正渗透处理化学镀镍废槽液的影响

2.2.1 水通量分析

为了进一步探究 CaO 添加量对 FO 过程的影响,预处理采用浓度为 $400 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 H_2O_2 振荡反应 24 h 后,选择 3%、5%和 7%的 CaO 进行 12 h 沉淀反应,三组反应完成后添加适量助凝剂,过滤后将其分别作为原料液进行 FO 实验. FO 浓缩 24 h 运行过程中水通量的变化如图 4 所示.

原始废槽液在 FO 浓缩结束后,水通量从 $5.12 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 左右降至 $0.85 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$,通量波动较大,系统运行不稳定. CaO 添加量从低到高,运行过程的初始通量分别为 3.60 、 5.89 和 $5.32 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$,FO 运行结束后,通量分别降至 0.44 、 2.66 和 $2.43 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. 根据图 4 所示, CaO 添加量为 3%时的水通量比原始废槽液低,其他添加量下均优于直接浓缩原始废液;相较于

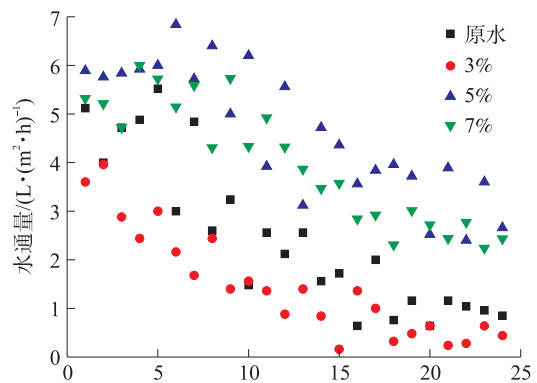


图 4 FO 浓缩过程中的水通量变化

Fig. 4 Water flux change during FO concentration

其它几种添加量,CaO为5%时,整个运行过程中的通量均维持在相对较高的水平.在FO反应器运行过程中,低渗原料液中的水分子会自发透过膜材料进入汲取液中,原料液不断被浓缩,汲取液逐渐被稀释,导致膜两侧渗透压差减小^[17],从而出现水通量下降的情况.此外,膜污染也会对膜通量造成影响,有研究表明钙离子会与有机污染物发生吸附架桥作用,使污染层变得更加密实,加重膜污染^[18-19].

2.2.2 截留率分析

图5为FO浓缩24 h后TP、NH₄⁺-N、Ni和TOC在浓缩前后原料液和汲取液中的浓度变化.根据图5(a)所示,随着CaO添加量从3%增加到7%,废槽液中TP的浓度逐渐降低,但当CaO增加至5%后,去除率没有明显变化.在FO浓缩结束后,随着CaO的增加,TP的截留率从原水的89.77%分别降到了72.36、73.59和56.80%.猜测可能是因为加入CaO沉淀预处理后,废液中Ca²⁺浓度相应增加,形成了更致密的膜表面污染层,使得浓缩后原料液中TP浓度降低.3%的CaO添加量对废槽液中污染物的破络效果不理想,7%的CaO会产生过量的Ca²⁺,导致膜污染加重,所以少量或过量的CaO添加均会使得FO浓缩效果降低.相比于其他两组CaO添加量,5%的CaO预处理对TP的截留效果最佳.

原料液中NH₄⁺-N的浓度在经过CaO沉淀预处理后,去除效果显著,均达到80%以上.然而,从图5(b)中可知,经过FO工艺浓缩后,NH₄⁺-N的截留率不稳定,浓缩后的原料液中NH₄⁺-N的含量不增加反而降低,这是因为在添加CaO后,废槽液的pH从原先的5升高至12,可能存在部分NH₄⁺-N以氨气的形式在FO运行过程中溢出.同时已有不少研究表明,AQP膜用于浓缩含氮废水时,对NH₄⁺-N的截留率普遍较低,这可能是由于存在阳离子交换现象^[20].

不同CaO添加量下,FO浓缩前后原料液和汲取液中Ni的浓度如图5(c)所示,Ni的去除率随着CaO含量的增加而升高.经过24 h的FO浓缩后,当CaO添加量为7%时,过量的钙离子加重了膜表面污染.值得注意的是,在5%的CaO添加量下截留效果最佳,为92.90%,这与TP的截留率特点相似.

如图5(d)所示,经氧化沉淀后原料液中TOC的去除效果不明显,随着CaO添加量从低到高,去除率略有增加.FO浓缩后,TOC的截留率在CaO添加后降低,同时在5%添加量下截留效果最显著,这与TP和Ni的规律类似.同样的,当添加5%的CaO对废槽液进行预处理后,原料液中污染物的平均含量较低.添加适量的CaO不仅增强了H₂O₂对废槽液中有机污染物的降解,达到理想的FO浓缩效果,而且节约了经济成本.

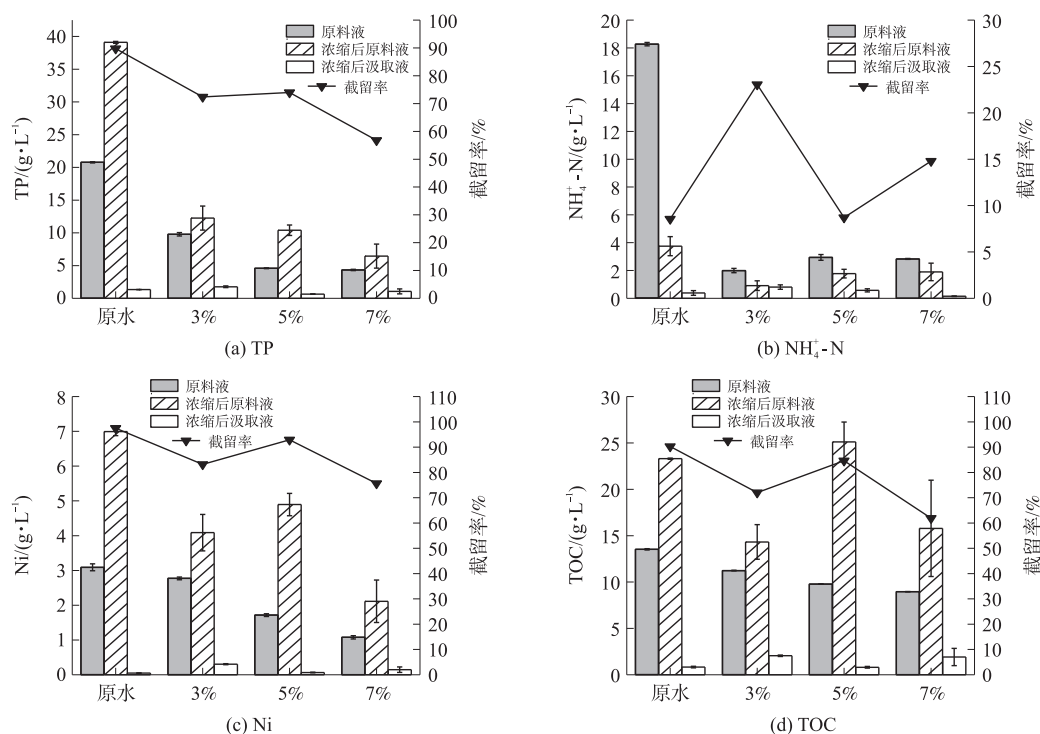


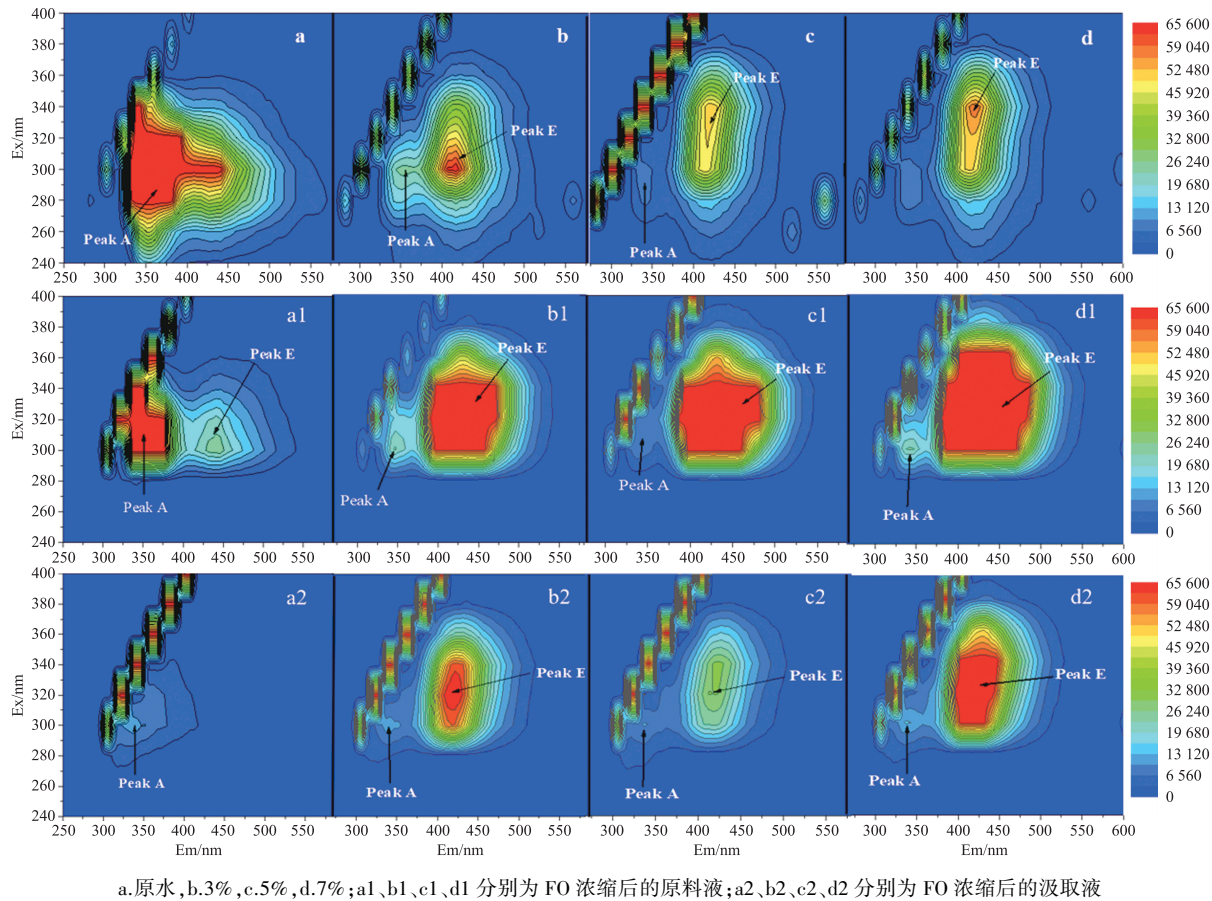
图5 FO浓缩前后溶液中的污染物浓度和截留率

Fig. 5 Concentration and retention rate of pollutants in the solution before and after FO concentration

2.2.3 三维荧光分析

对预处理前后化学镀镍废槽液以及 FO 工艺浓缩后的原料液和汲取液进行 EEM 扫描分析,扫描结果如图 6 所示. 图 6(a) 显示原始废槽液的荧光峰 A 面积较大,Ex 在 280~340 nm 范围内,Em 在 330~450 nm 范围内,这可能与酪氨酸或色氨酸蛋白类物质和类腐殖酸组分有关^[21-22]. 图 6(b)、(c) 和 (d) 分别是 3%、5% 和 7% CaO 预处理后废槽液的 EEM 图谱,废液中的主要吸收峰为 A 峰和 E 峰. 随着 CaO 的增加 A 峰峰强逐渐降低,峰面积逐渐减小直至消失. 预处理后 E 峰开始出现,并且随着 CaO 的增加中心位置的 Ex 发生 40 nm 的红移,红移后峰强增加. 这说明废水中羰基(C=O)、羧基(COOH)等官能团数量有所增加,难降解的酪氨酸或色氨酸蛋白类物质和类腐殖酸组分被分解. 这可能与碱性条件下, H₂O₂ 氧化降解效率提高有关.

根据图 6 所示,汲取液中均存在一个强度较弱的峰 A,峰 A 中心位于 Ex/Em=300 nm/330 nm,说明少量酪氨酸或色氨酸蛋白类物质可透过 FO 膜进入汲取液中. 经过预处理和浓缩后的原料液和汲取液中均存在两个吸收峰 A 和 E,且峰 E 的强度远大于峰 A,说明更多的类腐殖酸组分透过半透膜进入到汲取液中. 随着 CaO 含量的增加,汲取液中峰 A 和峰 E 的强度呈现降低的趋势,但当 CaO 添加量超过 5% 后,峰强又开始增强,说明在 5% 的 CaO 添加量下,酪氨酸或色氨酸蛋白类物质和类腐殖酸组分的截留效果显著.



a.原水,b.3%,c.5%,d.7%;a1、b1、c1、d1 分别为 FO 浓缩后的原料液;a2、b2、c2、d2 分别为 FO 浓缩后的汲取液

图 6 EEM 光谱图

Fig. 6 EEM spectrogram

3 结论

(1) 采用 400 mmol·L⁻¹ H₂O₂ 和 5% 的 CaO 组合方法预处理化学镀镍废槽液,废液电导率、TP、TOC 和 Ni 的去除率分别是 32%、64%、31% 和 32%,远高于活性炭吸附或臭氧氧化与 CaO 沉淀结合的处理效果. 添加助凝剂 PAM 后,溶液中的粒径分布范围变窄,粒径分布更加均匀.

(2) FO 浓缩原始镀镍废槽液时,系统运行不稳定,水通量波动大. 在 5% 的 CaO 添加量下,系统水通量为 5.89L·(m²·h)⁻¹,可达到较高水平.

(3) CaO 的添加量对污染物的截留效果有影响,当添加量为 5% 时,TP、Ni 和 TOC 的截留率分别为 73.97%、92.90% 和 84.65%,而 NH₄⁺-N 的截留率不稳定且低于其他污染物。

(4) EEM 结果显示,类腐殖酸组分比色氨酸或酪氨酸等蛋白类物质更容易从原料液进入汲取液中,在 5% CaO 添加量下,截留效果最佳。

[参考文献]

- [1] ZHANG J,DJELLABI R,ZHAO S,et al. Recovery of phosphorus and metallic nickel along with HCl production from electroless nickel plating effluents;the key role of three-compartment photoelectrocatalytic cell system[J]. Journal of hazardous materials, 2020,394:122559.
- [2] 梁智聪. 电镀废水处理技术研究进展[J]. 山东化工,2021,50(22):77-79.
- [3] 严苹方,叶茂友,孙水裕,等. 整合沉淀联合微滤法脱除电镀废水中的低浓度络合金属[J]. 环境工程学报,2017,11(2):769-777.
- [4] SVETLOZAR H. Treatment of electroplating wastewater using NF pH-Stable membranes;characterization and application[J]. Membranes,2020,10(12):399.
- [5] YANG J,ZHANG C,ZHANG Z,et al. Electroplating wastewater concentration system utilizing mechanical vapor recompression[J]. Journal of environmental engineering,2018,144(7):1-6.
- [6] GOLGOLI M,KHIADANI M,SEN TK,et al. Synergistic effects of microplastics and organic foulants on the performance of forward osmosismembranes[J]. Chemosphere,2023,311:136906.
- [7] ZHU L,DING C,ZHU T,et al. A review on the forward osmosis applications and fouling control strategies for wastewater treatment[J]. Frontiers of chemical science and engineering,2022,16(5):661-680.
- [8] ANG W L,MOHAMMAD A W,JOHNSON D HN. Forward osmosis research trends in desalination and wastewater treatment;a review of research trends over the past decade[J]. Journal of water process engineering,2019,31:100886.
- [9] EZUGBE EO,TETTEH EK,RATHILAL S,et al. Desalination of municipal wastewater using forward osmosis[J]. Membranes, 2021,11(2):1-12.
- [10] 吴思邈,陈建明,王爱廉,等. 正渗透技术浓缩苹果汁过程中反向溶质扩散的研究[J]. 食品工业科技,2021,42(24):172-180.
- [11] ZHANG Y,WANG K T,JIANG W L,et al. Black odorous water concentrating by forward osmosis(FO) with aquaporin biomimetic membranes: pollutants concentrating and membrane fouling characteristics [J]. Chemical engineering journal, 2020,400:125938.
- [12] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京:中国环境科学出版社,2002.
- [13] 王美玲,王策,李咏梅. 利用水通道蛋白正渗透膜浓缩生活污水[J]. 中国环境科学,2020,40(1):269-279.
- [14] 曹志斌,张俊,王伟,等. 典型生活污水颗粒物粒径分布及沉降性能研究[J]. 能源环境保护,2022,36(1):72-76.
- [15] ARABGOL R,VANROLLEGHEM P A,DELATOLLA R. Influence of MBBR carrier geometrical properties and biofilm thickness restraint on biofilm properties,effluent particle size distribution,settling velocity distribution,and settling behaviour[J]. Journal of environmental sciences,2022,122:138-149.
- [16] 齐延山,陈晶晶,高灿柱. 活性炭吸附处理化学镀镍废液的研究[J]. 电镀与精饰,2011,33(6):39-43.
- [17] QIU M,HE C. Efficient removal of heavy metal ions by forward osmosis membrane with a polydopamine modified zeolitic imidazolate framework incorporated selective layer[J]. Journal of hazardous materials,2019,367:339-347.
- [18] LI L,WANG X,XIE M,et al. EDTA-based adsorption layer for mitigating FO membrane fouling via *in situ* removing calcium binding with organic foulants[J]. Journal of membrane science,2019,578:95-102.
- [19] SHE Q,WANG R,FANE AG,et al. Membrane fouling in osmotically driven membrane processes:A review[J]. Journal of membrane science,2016,499:201-233.
- [20] CHENG W,LU X,YANG Y,et al. Influence of composition and concentration of saline water on cation exchange behavior in forward osmosis desalination[J]. Water research,2018,137:9-17.
- [21] ZHOU J,WANG J,BAUDON A,et al. Improved fluorescence excitation-emission matrix regional integration to quantify spectra for fluorescent dissolved organic matter[J]. Journal of environmental quality,2013,42(3):925-930.
- [22] 韩琦. 基于平板陶瓷超滤膜的多工艺耦合深度处理电镀废水[D]. 济南:济南大学,2020.

[责任编辑:杜忆忱]