净水技术 2022,41(6):103-110

高梅,李欣,刘志伟,等. 电絮凝处理高浓度含聚合物废水中的聚丙烯酰胺[J]. 净水技术, 2022, 41(6): 103-110. GAO M, LI X, LIU Z W, et al. Electrocoagulation process of high-concentration polymer-containing wastewater treatment for polyacrylamide (PAM) removal[J]. Water Purification Technology, 2022, 41(6): 103-110.



电絮凝处理高浓度含聚合物废水中的聚丙烯酰胺

高 梅¹,李 欣²,刘志伟²,张慧超²,安众一^{2,*} (1.水发规划设计有限公司,山东济南 250100;2.烟台大学土木工程学院,山东烟台 264000)

摘 要为了探讨电絮凝技术处理高浓度聚丙烯酰胺(PAM)废水的效能,该研究构建了一套电絮凝处理系统,分别考察了电极材料、电流密度、极板间距、初始 PAM 浓度和电解时间对电絮凝系统处理效果的影响。结果表明,在极板间距为 2 cm、极板材料为铝、电流密度为 15 mA/cm²、PAM 质量浓度为 800 mg/L 下,电解 35 min 后,PAM、黏度和 COD_{cr} 去除率分别为 98%、93%和 69%。电絮凝技术可以有效且快速地去除水中高浓度的 PAM,但对废水中 COD_{cr} 的去除效果有限,约 30%的 COD_{cr} 无法通过电絮凝去除。

关键词 电絮凝 含聚合物废水 聚丙烯酰胺 单因素 高浓度
中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2022)06-0103-08
DOI: 10.15890/j. enki. jsjs. 2022. 06. 014

Electrocoagulation Process of High-Concentration Polymer-Containing Wastewater Treatment for Polyacrylamide (PAM) Removal

GAO Mei $^{\rm i}$, LI Xin $^{\rm 2}$, LIU Zhiwei $^{\rm 2}$, ZHANG Huichao $^{\rm 2}$, AN Zhongyi $^{\rm 2,\,*}$

(1. Shuifa Planing and Design Co., Ltd., Jinan 250100, China;2. School of Civil Engineering, Yantai University, Yantai 264000, China)

Abstract In order to explore the effectiveness of electrocoagulation technology in the treatment of high-concentration polyacrylamide (PAM) wastewater, an electrocoagulation treatment system was constructed in this study, and the influence of four parameters of electrode material, current density, electrode spacing, initial PAM concentration and electrolysis time on the treatment effect of the system were studied. Rresults showed that when electrode plate spacing was 2 cm, electrode plate material was aluminum, current density was 15 mA/cm², PAM mass concentration was 800 mg/L and the electrolysis time was 35 min, the removal rates of PAM, viscosity and COD_{Cr} were 98%, 93% and 69%, respectively. Electrocoagulation technology could effectively and quickly remove high-concentration PAM in water, but its effect on COD_{Cr} removal in wastewater was limited, about 30% of COD_{Cr} could not be removed by electrocoagulation.

Keywords electrocoagulation polymer-containing wastewater polyacrylamide(PAM) single factor high concentration

目前,聚丙烯酰胺(PAM)在油田的三次采油过 程及水处理技术中被大量使用,致使含聚废水排放 量巨大,且其中 PAM 的浓度不断增加^[1-2]。含聚废 水具有污染物成分复杂、COD_c,高、黏度高、聚合物 浓度高、可生化性差的特点。此外,含聚废水中残留 的 PAM 可以在自然界光照作用下分解为丙烯酰胺 (AM)单体,毒理学研究表明,AM 会损害人和其他 动物的神经系统,且具有致癌、致畸、致突变的"三 致效应"^[3-5]。目前,含聚废水处理工艺主要为微生 物法和混凝沉淀法,这些工艺耗时长、易产生二次污

[[]收稿日期] 2020-07-09

[[]基金项目] 国家自然科学基金 (51704260);山东省重点研发计 划(2018GSF117045)

[[]作者简介] 高梅(1986—),女,硕士,研究方向为水资源利用与 保护,E-mail:563624217@qq.com。

[[]通信作者] 安众一,讲师,博士,研究方向为难降解污染物处理技 术,E-mail:anzhongyi10000@163.com。

染、处理效果差,无法满足快速处理日益增多的含聚 废水的要求。因此,如何快速处理高浓度含聚废水 是亟需解决的问题^[6]。

近年来,电絮凝工艺因无需添加化学药剂、无二 次污染、处理速度快、出水效果好等优点,在处理含 油废水、纺织废水、含重金属废水等领域得到广泛研 究。侯韦竹等^[7]构建了电氧化-絮凝耦合工艺处理 垃圾渗滤液,结果表明,通过电氧化-电絮凝的耦 合,可以实现垃圾渗滤液中多种污染物的同步去除。 Aoudjehane 等^[8]以铁板为阳极处理油乳胶,最优条 件下 COD_{cr}、SS 的去除率分别达到 72%、98%。 Papadopoulos 等^[9]使用电絮凝工艺处理实际印刷油 墨废水,结果表明,电絮凝在多数操作条件下都具有 明显去除效果。COD_{cr}去除率和脱色率分别在 72.03%~85.81%和98.7%~100%。Zaroual 等^[10] 采用铁板为阴阳极处理纺织工业废水,发现电解时 间在 3 min、电压为 0.6 V 时, 色度和 COD。的去除 率分别为100%和84%。已有研究报道将电絮凝技 术运用到含聚废水处理中,并取得了较好的效果。 如王蓉沙等[11]用铁电极处理高含油的废水,除油率 可达100%。马敬环等[12]采用电絮凝法处理油田三 次采油污水,以铝、铁为阳极,石墨为阴极,最终确定 最佳试验条件为聚合物质量浓度在 270~290 mg/L、 电流密度为7 mA/cm²、极板间距为2.0 cm、pH 值为 9.1、处理时间为 40 min,此时聚合物和 COD cr 的去 除率分别达到 49.7% 和 68.5%, Liu 等^[13] 探究了电 流密度、初始 pH、聚合物浓度等因素对油田污水电 凝处理性能的影响,发现 pH 为中性时效果最好。

近年来,含聚合物废水量不断增加,而石油类废水排放标准中 COD_{cr} < 150 mg/L (DB 61/308—2003)。目前研究中,考察的 PAM 质量浓度普遍较低(<500 mg/L)^[14-15],对于高质量浓度(>500 mg/L)含聚废水的电絮凝研究较少。PAM 在实际废水中存在的浓度不断升高,如一些钻井废水中的COD_{cr}质量浓度已达到10 381 mg/L,PAM 质量浓度已达到715.52 mg/L^[16]。在自然水体中由于生物降解作用,高浓度有机废水会使受纳水体缺氧甚至厌氧,多数水生物将死亡,从而产生恶臭,恶化水质和环境,同理,使用生物法处理此类废水意味着高耗能(曝气)、低效率,因此,更高效、环保的电絮凝技术更适合作为此类废水的处理方法。为探明电絮凝对

高浓度含聚废水的作用效果,本文以电絮凝中的电极材料、电流密度、极板间距、聚合物浓度、电解时间为因素,以 PAM、COD_{cr}及黏度去除率为指标,探究电絮凝技术对质量浓度为 600~1 000 mg/L 的 PAM 的去除效能。

1 试验材料与方法

1.1 试验材料

试验原料包括分子量为1200万的阴离子 PAM、氯化钠(分析纯)、液体石蜡(分析纯)、淀粉碘 化镉(分析纯)、溴水饱和溶液、碘化钾(分析纯)、重 铬酸钾(优级纯)、硫酸汞(分析纯)、浓硫酸(优级 纯)、硫酸银(分析纯)、邻菲啰啉(分析纯)、硫酸亚 铁铵(分析纯)、醋酸钠(分析纯)。仪器为旋转黏度 计(上海昌吉:NDJ-8S)、分光光度计(Thermo AquaMate 8000)、磁力搅拌器(新瑞仪器:HJ-6)、 COD 消解仪(Thermo-奥立龙165),直流稳压电源 (UNI-T)、高纯铝、铁电极板(志诚金属:纯度为 99%)。试验所用水为去离子水。

废水为实验室模拟高浓度废水,在1L去离子 水中加入0.2g液体石蜡(模拟石油类物质)、5000 mg氯化钠、800 mg的PAM,经磁力搅拌器以150 r/min搅拌24h,配置PAM质量浓度为800 mg/L的 均一溶液。经过检测,模拟废水中COD_{cr}质量浓度 为690~720 mg/L,PAM质量浓度为810~820 mg/L,黏度为2.67~2.80 mPa·s。

1.2 试验装置、分析方法

该反应装置主要由直流电源、电解池、电极板 3 个部分组成(图1)。反应容器尺寸为140 mm×100 mm×100 mm,壁厚为5 mm,装置有效容积为1.2 L; 极板尺寸为50 mm×50 mm,板厚为3 mm,极板入水 面积为20 cm²,通过铜线与鳄鱼夹连接直流电源。 极板固定于有机玻璃支架(高为60 mm,宽为40 mm)上的凹槽中,每个凹槽相距10 mm,共5槽,磁 力搅拌器转速为120 r/min。每次试验,在反应器中 加入1 L模拟废水,将铁、铝电极插入反应器中,每 块极板在每次使用前用砂纸打磨后,再用0.1 mol/L 的稀盐酸和去离子水清洗。试验中定时接取水样, 过滤后测黏度、PAM及COD_{Cr}。

试验中 COD_{Cr} 的测定采用重铬酸钾消解法^[17], 主要步骤为取 2 mL 水样于消解管中,加入 0.04 g 硫酸汞掩蔽 Cl⁻,加入 1 mL 重铬酸钾溶液(0.25

— 104 —





图 1 电絮凝反应装置 Fig. 1 Electrocoagulation Reaction Device

mol/L),加人3 mL 硫酸-硫酸银(催化剂),放入消 解仪消解 120 min,消解完成后经冷却至室温倒入锥 形瓶中,用去离子水清洗管壁,加入1~2 滴试亚铁 灵,用硫酸亚铁铵(0.1 mol/L)于滴定管中进行滴 定,观察颜色变化,由黄经蓝绿至红褐色为滴定终点 (30 s 内不褪色),记录数值。计算如式(1)。

$$C_{\text{COD}_{C_{2}}} = (V_{0} - V_{1}) \times C \times 8 \times 1000/V \quad (1)$$

其中: C_{COD_{cr}}——溶液中 COD_{cr} 的质量浓度, mg/L;

C——硫酸亚铁铵标准溶液的质量浓度, mg/L;

V----水样体积,L;

*V*₀——滴定空白时硫酸亚铁铵标准溶液的用量,L;

*V*₁——滴定水样时硫酸亚铁铵标准溶液的用量,L。

PAM采用淀粉碘化镉法^[18]测定,主要步骤为 用移液管移取5 mL 醋酸钠缓冲溶液于50 mL 比色 管中,加入2 mL 水样及 20 mL 去离子水,混匀后加 入1 mL 饱和溴水,反应 10 min 后,加入 1%甲酸钠 溶液5 mL,摇匀静止,反应5 min 后,加入5 mL 淀粉 -碘化镉试剂,用去离子水稀释至刻度,摇匀溶液, 静止 10 min 后,使用1 cm 比色皿在 580 nm 处测定 吸光度。计算如式(2)。

 $C_{\text{PAM}} = \left[\left(A - A_0 \right) / K \right] \times 50 \tag{2}$

K——校准曲线灵敏度。

黏度由黏度计测定^[19],主要步骤为在室温下 (20~25 ℃),取水样 30 mL,并在零号转子下测定。

本试验中试验指标以去除率表示,去除率计算 如式(3)~式(4)。

$$R_1 = \left[\left(C_0 - C_1 \right) / C_0 \right] \times 100\%$$
 (3)

$$R_2 = \left[\left(\eta_0 - \eta \right) / \left(\eta_0 - \eta_{\star} \right) \right] \times 100\% \quad (4)$$

其中:R1----测定污染物的去除率;

 C_0 ——污染物的初始质量浓度,mg/L;

 C_1 ——出水中污染物质量浓度,mg/L;

R2----黏度的去除率;

 η_0 ——初始黏度,mPa·s;

η----出水黏度,mPa·s;

 η_{k} ——同条件下去离子水的黏度,mPa·s, 取 0.9 mPa·s。

2 结果和讨论

2.1 电极材料的影响

本试验采用铝-铝、铁-铁为电极材料,极板间 距为1 cm,电流密度为 20 mA/cm²,电解 800 mg/L 的 PAM 溶液 60 min,试验结果如图 2 所示。

由图 2 可知,在 PAM 与 COD_{cr} 去除方面,以铝 为电极的电絮凝表现出了更优异的去除效果。电解 60 min 对 PAM、COD_{cr}、黏度的去除率为 97%、72%、 91%。在黏度降低方面,铁电极表现更为出色(5 min 时去除率比铝电极多出 52%)。试验观察发现, 铝电极电解开始便产生大量絮体,絮体体积大,不易 破碎,具有极好的上浮性,铁电极在电解开始后 25 min 内没有明显絮体产生,25 min 后产生大量絮体, 絮体破碎细小,具有上浮性。由 PAM 的去除率可知, 铁电极在前 25 min 的去除率基本不变,推测是因为 使用铁电极时先发生了电氧化反应裂解了聚合物(5 min 时黏度降低接近 80%)。电解会产生原子态氢, 原子态氢具有更强的还原性,同时阴极具有还原作 用,这些都会减缓 Fe²⁺的氧化,导致 Fe³⁺生成较缓慢, 减缓了絮体产生,这与以前的研究结果相似^[13]。

2.2 极板间距的影响

极板间距与电解电压、电流及能耗有着密切关系。极板采用铝电极,极板间距为1、2、3 cm,电流 密度为20 mA/cm²,电解800 mg/L的PAM 溶液60 min,试验结果如图3所示。

高 梅,李 欣,刘志伟,等. 电絮凝处理高浓度含聚合物废水中的聚丙烯酰胺

Vol. 41, No. 6, 2022



Electrocoagulation Reaction System

极板间距为1 cm 时, PAM、COD_{cr}、黏度在反应 60 min 的去除率分别为97%、72%、91%;2 cm 时,去 除率分别为98%、70%、91%;3 cm 时,去除率分别为 98%、65%、92%。在5 min 时,3 cm 间距的条件下 COD_{cr} 去除率仅为12%左右,远低于其他两组(1 cm



为 39%、2 cm 为 30%)。在 PAM、黏度去除率中,极 板间距的去除率排序为 1 cm>2 cm>3 cm,因为初始 施加电流密度过大,且磁力搅拌器的搅拌使溶液处 于流动状态,一定程度上弥补了极板间距的影响,所 以 PAM 与黏度的去除率总体差别不大。在 COD_G

— 106 —

的去除率中,间距为3 cm 的处理效果明显低于1、2 cm,但在实际操作中,极板间距过小可能会引起短路现象,实际操作困难^[20],并且会导致电解场和溶液接触减少,流通减慢,在高浓度的废水中更会加剧浓差极化,不利于电解效率的提升。因此,综合考虑,选取2 cm 为最优间距。

2.3 电流密度的影响

电絮凝过程中,电流密度是一项重要的影响因素,它不仅决定了絮体的尺寸和微气泡的形成速率,还决定了气泡的大小、产生过程以及形成羟基络合物的形态结构^[21-22]。初始电流密度为 20 mA/cm²,在实际工程应用中能耗过高,因此,改变电流密度为 20、15、10、5 mA/cm²,使铝电极极板间距为 2 cm,电解800 mg/L 的 PAM 溶液 60 min,试验结果如图 4 所示。







反应 60 min 后,在电流密度为 20 mA/cm² 时, 装置对 PAM、COD_{Cr}、黏度的去除率分别为 98%、 68%、91%;电流密度为 15 mA/cm² 时,去除率分别 为 97%、70%、94%;电流密度为 10 mA/cm² 时,去除 率分别为 94%、68%、91%。在电流密度为 10、5 mA/cm² 的情况下,短时间内对污染物去除率很低, 电解 15 min 时,PAM、COD_{Cr}、黏度的去除率仅为 42%、18%、25%与 22%、16%、19%。电流密度增大 时,净化效果较好的原因主要是此时阳离子产生量 增加,絮凝效果明显,同时阴极产生的气泡逐渐增 多,增加了装置内的传质效果,促进了高聚物的快速 形成,提高了处理效果^[6],但处理后期过大的电流密度易形成细小且不易分离的悬浮絮体,导致测定时黏度略有增加(电流密度为 20、15 mA/cm² 时试验后期黏度开始上升)。电流密度在 15、20 mA/cm² 时不同反应时间的处理效果基本相同,电流密度在 10 mA/cm² 下最终结果虽然与前两者相似,但过程中去除效果缓慢,耗时较长,结合实际工程应用及成本问题,选取 15 mA/cm² 为最佳电流密度。

2.4 PAM 浓度的影响

以铝电极在电流密度为15 mA/cm²下,极板间 距为 2 cm,聚合物质量浓度设为 600、800、1 000 mg/L,电解 60 min 探究不同聚合物的浓度对最终净 化效果的影响,结果如图5所示。减少聚合物的浓 度对各项指标的影响并不大(均能快速达到去除最 大值),原因可能是聚合物质量浓度在 800 mg/L 以 下时,中、高浓度试验条件均适用,降低到 600 mg/L 时处理效果并未有显著区别,但增大聚合物浓度处 理效果下降明显。聚合物质量浓度达到1000 mg/L,5 min 时 COD_{Cr}、黏度的去除率仅为 7%、4%, 更高浓度下处理效果降低的原因可能是废水黏度过 大,即使在磁力搅拌器搅拌下也不能增加废水流动 性,进而降低传质效果,另外,较高的黏度会使聚合 物黏附于电极表面影响絮凝离子的生成。因此,本 试验处理聚合物质量浓度为 600~800 mg/L 时较 好,在聚合物浓度更高或更低时应重新确定其最佳 操作条件。

2.5 电解时间的影响

以铝为极板材料,极板间距为2 cm,聚合物质 量浓度为800 mg/L,电流密度为15 mA/cm²,其他 条件不变,探究最佳处理时间,试验结果如图6 所示。

PAM 在 35 min 时的去除率达98%,接近完全去除;黏度在 35 min 时的去除率达到93%;COD_{Cr} 的 去除率在 35 min 时达到69%。剩余部分COD_{Cr} 为 处理过程中发生的电氧化作用将 PAM 分解成的小 分子物质,通过絮凝已无法有效去除,此时废水中大 部分污染物已被去除,剩余部分可考虑结合生物法 进行深度处理。35 min 后处理效果增幅较小(35~ 60 min 时 PAM 去除率仅增加2%,黏度去除率反而 下降3%,黏度去除率下降原因见2.4 小节),综合 考虑实际工程中的效率,试验最佳处理时间为35



min。经过长时间电解后,电极阳极会遇到过度消耗 且钝化的问题,目前常用的方法为电解一段时间进 行阴阳极倒换,保证阴阳极损耗速度一致,而阳极形 成的氧化膜会慢慢溶解恢复活性。



图 6 电解时间对电絮凝反应体系的影响 Fig. 6 Effect of Electrolysis Time on Electrocoagulation Reaction System

3 结论

文中采用单因素分析法分别探讨了电极材料、 极板间距、电流密度、聚合物浓度等因素对高浓度含 聚废水净化效果的影响。最佳试验条件为:极板材 料为铝、极板间距为2 cm、电流密度为 15 mA/cm²、 电解时间为 35 min、合适的废水处理质量浓度为 800 mg/L。在最佳试验条件下,含聚废水经处理后, 黏度由 2.8 mPa·s 左右降低至接近同等试验条件下 去离子水的黏度,去除率达到93%,CODc 质量浓度 由初始 676 mg/L 降低至 208 mg/L,去除率达到 69%, PAM 质量浓度由 884.0 mg/L 降低至 15.6 mg/L,去除率达到 98%。对于高浓度的含聚废水, 电絮凝是一种快速有效去除其中聚合物以降低黏度 的方法,但 COD_{cr} 去除效果不理想,约 30%的 COD_{cr} 无法通过电絮凝去除,针对这部分 COD_{cr} 可考虑采 用物化-生化耦合工艺,利用微生物进行后续深度 处理。

参考文献

- [1] 孙野. 序批工艺与微生物工艺处理含聚污水适应性评价 [D]. 大庆: 东北石油大学, 2017.
- [2] 许冬玲. 提高含聚污水水质的达标率[D]. 大庆: 大庆石油 学院, 2007.
- [3] TYL R W, FRIEDMAN H A. Effects of acrylamide on rodent reproductive performance [J]. Reproductive Toxicology, 2003, 17(1): 1-13.
- [4] ALBALAWI A, ALHASANI R H A, BISWAS L, et al. Carnosic acid attenuates acrylamide-induced retinal toxicity in zebrafish embryos [J]. Experimental Eye Research, 2018, 175: 103 114. DOI: 10.1016/j. exer. 2018. 06. 018.
- [5] HAMDY S M, SHABAAN A M, ABDEL-LATIF A K M, et al. Protective effect of hesperidin and tiger nut against acrylamide toxicity in female rats [J]. Experimental and Toxicologic Pathology, 2017, 69(8): 580-588.
- [6] 武峡岳,陈义美,陈明灿,等.电絮凝净化含聚污水影响因素研究[J].装备环境工程,2018,15(8):10-15.
- [7] 侯韦竹,丁晶,赵庆良,等.响应面法优化电氧化-絮凝耦合
 工艺深度处理垃圾渗滤液[J].中国环境科学,2017,37
 (3):948-955.
- [8] AOUDJEHANE M, CHAFOU A, KELLIL A, et al. Treatment of cutting oil emulsion by electrocoagulation with iron electrodes
 [J]. Water Quality Research Journal of Canada, 2010, 45(4): 499-508.
- [9] PAPADOPOULOS K P, ARGYRIOU R, ECONOMOU C N, et al. Treatment of printing ink wastewater using electrocoagulation
 [J]. Journal of Environmental Management, 2019, 237: 442-448. DOI: 10.1016/j. jenvman. 2019. 02. 080.
- ZAROUAL Z, AZZI M, SAIB N, et al. Contribution to the study of electrocoagulation mechanism in basic textile effluent [J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, 131 (1/2/3): 73-78. DOI: 10.1016/j.jhazmat. 2005. 09. 021.
- [11] 王蓉沙,邓皓,肖遥,等. 电絮凝法处理油田废水[J]. 环境
 科学研究, 1999, 2(4): 30-32.
- [12] 马敬环,李强,裴孝君,等. 电絮凝法处理含聚采油污水的 研究[J]. 天津科技大学学报,2009,24(4):54-56.
- [13] LIU F, ZHANG Z X, WANG Z L, et al. Experimental study on treatment of tertiary oil recovery wastewater by electrocoagulation
 [J]. Chemical Engineering & Processing: Process Intensification, 2019, 144: 107640. DOI: 10.1016/j. cep. 2019.107640.
- [14] ZHAO L M, CHENG Y, YIN Z C, et al. Insights into the effect of different levels of crude oil on hydrolyzed polyacrylamide biotransformation in aerobic and anoxic biosystems: Bioresource

production, enzymatic activity, and microbial function [J]. Bioresource Technology, 2019, 293: 122023. DOI: 10.1016/j. biortech. 2019. 122023.

- SONG T W, LI S S, JIN J F, et al. Enhanced hydrolyzed polyacrylamide removal from water by an aerobic biofilm reactor-ozone reactor-aerobic biofilm reactor hybrid treatment system: Performance, key enzymes and functional microorganisms [J]. Bioresource Technology, 2019, 291: 121811. DOI: 10.1016/j. biortech. 2019. 121811.
- [16] ZHANG L, SU F, WANG N, et al. Biodegradability enhancement of hydrolyzed polyacrylamide wastewater by a combined Fenton-SBR treatment process [J]. Bioresource Technology, 2019, 278: 99-107. DOI: 10.1016/j. biortech. 2019.01.074.
- [17] 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.

- [18] 关淑霞,范洪富,段吉国,等.聚丙烯酰胺质量浓度的测定-淀粉碘化镉法[J].大庆石油学院学报,2007,31(2):110-112,131.
- [19] RONG J F, ZHU K X, CHEN M G. Study on purification technology of polyacrylamide wastewater by non-thermal plasma
 [J]. Plasma Science and Technology, 2019, 21(5): 68-74.
- [20] MOLLA M Y A, MORKOVSKY P, GOMES J A G, et al. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation[J]. Hazardous Materials, 2004, 114 (1/2/ 3): 199-210. DOI: 10.1016/j.jhazmat. 2004. 08.009.
- [21] WANG C, HUANG Y K, ZHAO Q, et al. Treatment of secondary effluent using a three-dimensional electrode system: COD removal, biotoxicity assessment, and disinfection effects
 [J]. Chemical Engineering Journal, 2014, 243: 1-6. DOI: 10.1016/j. cej. 2013. 12. 044.
- [22] 张石磊, 江旭佳, 洪国良, 等. 电絮凝技术在水处理中的应用[J]. 工业水处理, 2013, 33(1): 10-14, 19.

(上接第14页)

- [46] PITAKTEERATHAM N, HAFUKA A, SATOH H, et al. High efficiency removal of phosphate from water by zirconium sulfatesurfactant micelle mesostructure immobilized on polymer matrix [J]. Water Research, 2013, 47(11): 3583-3590.
- [47] REN Z M, SHAO L N, ZHANG G S. Adsorption of phosphate from aqueous solution using an iron-zirconium binary oxide sorbent [J]. Water Air and Soil Pollution, 2012, 223 (7): 4221-4231. DOI: 10.1007/s11270-012-1186-5.
- [48] CHEN L, ZHAO X, PAN B C, et al. Preferable removal of phosphate from water using hydrous zirconium oxide-based nanocomposite of high stability [J]. Journal of Hazardous Materials, 2015, 284: 35 - 42. DOI: 10.1016/j. jhazmat. 2014. 10.048.
- [49] QIU H, LIANG C, ZHANG X L, et al. Fabrication of a biomass-based hydrous zirconium oxide nanocomposite for preferable phosphate removal and recovery [J]. Acs Applied Materials and Interfaces, 2015, 7(37); 20835-20844. DOI: 10.1021/acsami.5b06098.
- [50] WURSS, LAMKH, LEEJMN, et al. Removal of phosphate from water by a highly selective La (III)-chelex resin [J]. Chemosphere, 2007, 69(2): 289-294.

- [51] XI Y, HUANG M H, LUO X B. Enhanced phosphate adsorption performance by innovative anion imprinted polymers with dual interaction[J]. Applied Surface Science, 2019, 467: 135-142. DOI: 10.1016/j.apsusc. 2018. 10.095.
- [52] BUI T H, HONG S P, YOON J. Development of nanoscale zirconium molybdate embedded anion exchange resin for selective removal of phosphate[J]. Water Research, 2018, 134: 22-31. DOI: 10.1016/j.watres.2018.01.061.
- [53] DONG S X, WANG Y L, ZHAO Y W, et al. La³⁺/La(OH)₃
 loaded magnetic cationic hydrogel composites for phosphate removal; Effect of lanthanum species and mechanistic study[J].
 Water Research, 2017, 126; 433 441. DOI; 10.1016/j. watres. 2017. 09. 050.
- [54] 王哲. 几种新型磷吸附剂的制备和性能研究[D]. 上海:上海交通大学, 2017.
- [55] 吴丽瑞,陈进峰,王海玲,等. 秸秆基 Li/Al 层状双金属氢氧 化物纳米复合吸附剂的制备及其除磷性能研究[J]. 环境污 染与防治,2019,41(2):155-159.
- [56] 黄培,章云龙.载锆活性炭在处置富营养污染水源中的应用 研究[J].吉林水利,2021(1):20-23.