

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.17.008

电化学氧化—絮凝系统协同去除水中砷的研究

司艳晓¹, 徐孝轩¹, 胡家硕²

(1. 中国石油化工股份有限公司石油勘探开发研究院 地面工程研究所, 北京 100083;
2. 北京科技大学 能源与环境工程学院, 北京 100083)

摘 要: 针对传统电絮凝所存在的曝气增氧、电极反应能耗高的关键问题, 研究开发了空气阴极, 并与铁阳极组成电化学氧化—絮凝协同除砷系统, 比较了在相同电压下, 新型电化学氧化—絮凝系统与传统电絮凝系统在砷去除效率、能耗上的区别。结果表明: 当给定相同电压时, 空气阴极电絮凝系统的电流密度较传统电絮凝系统要高得多。在 2.0 V 电压下, 空气阴极电絮凝系统对 As(Ⅲ) 与总砷的去除反应速率常数约为曝气电絮凝系统的 3 倍。与曝气电絮凝相比, 空气阴极电絮凝无需曝气, 能节省 50% 的电极反应能耗, 可节省 74% 的总能耗。

关键词: 高砷地下水; 电化学氧化; 电絮凝; 空气阴极

中图分类号: TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)17-0050-07

Synergistic Removal of Arsenic by Electrochemical Oxidation and Flocculation System

SI Yan-xiao¹, XU Xiao-xuan¹, HU Jia-shuo²

(1. Institute of Ground Engineering, Petroleum Exploration and Development Research Institute, China Petroleum & Chemical Corporation, Beijing 100083, China; 2. School of Energy and Environmental Engineering, University of Science and Technology Beijing, Beijing 100083, China)

Abstract: Aiming at the key problems of high energy consumption of aeration and electrode reaction in traditional electrocoagulation, an electrochemical oxidation – flocculation system composed of air cathode and iron anode was developed for arsenic removal. Arsenic removal efficiency and energy consumption of the new electrochemical oxidation – flocculation system and traditional electrocoagulation system at the same voltage was compared. Current density of air cathode electrocoagulation was much higher than that of traditional electrocoagulation system at the same voltage. When the voltage was 2.0 V, the reaction rate constant of As(Ⅲ) and total arsenic removal in air cathode electrocoagulation was three times of that in aerated electrocoagulation. Compared with aerated electrocoagulation, there was no aeration in air cathode electrocoagulation, which could save 50% energy consumption of electrode reaction and 74% total energy consumption.

Key words: groundwater with high arsenic concentration; electrochemical oxidization; electrocoagulation; air cathode

基金项目: 国家重点研发计划项目(SQ2019YFC180119); 中石化基础前瞻项目(JC-2020-KF008); 秦安县污水废水治理科技服务项目(FRF-DF-19-006)

通信作者: 司艳晓 E-mail: siyanxiao.syky@sinopec.com

世界上高砷地下水在 70 多个国家均有广泛分布,全球范围饮用砷含量 $>50 \mu\text{g/L}$ 水体的人口达到 5 700 万人,约有 1.37 亿人饮用砷含量超过 $10 \mu\text{g/L}$ 的地下水^[1-3]。世界卫生组织(WHO)推荐的饮用水砷含量安全标准为 $10 \mu\text{g/L}$ 。在我国《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2006)中,饮用水砷的标准限值从 $50 \mu\text{g/L}$ 降低至 $10 \mu\text{g/L}$ 。高砷地下水主要表现为还原环境,砷多以 As(III) 形式存在。我国北方典型高砷地下水的氧化还原电位为 $-300 \sim 20 \text{ mV}$ 、pH 值为 $7 \sim 9$,以还原性—中性或弱碱性地下水为主,砷多以中性分子 H_3AsO_3 存在,在总砷中所占比例为 $50\% \sim 90\%$ 。与 As(V) 相比, As(III) 对金属氢氧化物、吸附材料的亲和性差^[4],常规吸附方法对其去除效率低,需要采用预氧化工艺将其氧化为 As(V) 来提高去除率。而预氧化步骤增加了工艺的复杂程度,亟需更简易的氧化—吸附同步材料,如改性铁锰材料、合成菱铁矿、纳米零价铁或电絮凝技术^[5-9],其核心均在于利用铁的非均相催化反应催化氧化 As(III) 。然而有 O_2 的零价铁系统对砷的吸附去除十分缓慢,当 2.5 g/L 的零价铁被用来去除 $500 \mu\text{g/L}$ 的 As(III) 时,4 h 的去除率仅为 60% ^[10]。通过电化学手段加速铁腐蚀是一种能有效快速去除 As(III) 的方法^[11]。在 SONO 砂滤池强化除砷研究中,Xie 利用铁阳极代替零价铁加速铁的析出,当增强型 SONO 滤池用来处理砷初始浓度为 $196 \sim 472 \mu\text{g/L}$ 的地下水时,0.6 A 的电流能将连续出水的砷浓度降至 $10 \mu\text{g/L}$ 以下^[12]。然而曝气能耗较高,一般为 $0.04 \sim 0.5 \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$ ^[3,13-14],限制了曝气式电絮凝的应用。

空气阴极是气体扩散电极的一种,是由氧气还原催化材料、粘结材料与集流体组成的膜电极,多孔结构有利于氧气在电极表面的传递。近年来空气阴极在微生物燃料电池领域得到了广泛应用,活性炭材料作为氧气还原催化剂不仅能提高空气阴极的性能,还能降低电极造价。碳材料空气阴极的氧气传递系数为 $7.7 \sim 16.1 \text{ m}^2/\text{s}$,说明空气阴极能够利用被动扩散输送足够的氧气参与反应,从而替代曝气,节省曝气能耗^[15]。本研究利用空气阴极替代传统阴极,构建了一种新型空气阴极电絮凝节能系统(AIEC),协同氧化去除 As(III) ,并考察了新型空气阴极电絮凝系统(AIEC)与传统电絮凝系统(EC/ O_2)对 As(III) 的去除率和能耗。

1 实验部分

1.1 实验材料和仪器

溶液中 As(III) 由 NaAsO_2 配制而成;聚偏二氟乙烯(PVDF,分析纯);炭黑;活性炭;Ag/AgCl 电极;电化学工作站(VMP3);紫外可见分光光度计;SA20 原子荧光形态分析仪。

依照高砷地下水含砷特性配制模拟水体,模拟地下水的化学特性如下:pH 值 = 8.1,电导率为 $1500 \mu\text{S}/\text{cm}$, $c(\text{SiO}_3^{2-}) = 18.7 \text{ mg/L}$, $c(\text{H}_2\text{PO}_4^-) = 2.4 \text{ mg/L}$, $c(\text{HCO}_3^-) = 500 \text{ mg/L}$, $c(\text{Na}^+) = 200.5 \text{ mg/L}$, $c(\text{Ca}^{2+}) = 100 \text{ mg/L}$, $c(\text{Mg}^{2+}) = 38.4 \text{ mg/L}$, $c(\text{Cl}^-) = 29.1 \text{ mg/L}$ 。

1.2 实验方法

将活性炭粉、炭黑振荡混匀,并加入 10% 的 PVDF 溶液,搅拌均匀,用药匙平缓涂布在 60 目不锈钢网上。活性炭的最佳负载比为 $26.5 \text{ mg}/\text{cm}^2$,活性炭粉、炭黑、PVDF 的质量比为 $30:3:10$ 。电极是直径为 3.8 cm 的不锈钢网(60 目)。电极放至深为 $10 \sim 15 \text{ cm}$ 且装满超纯水的水槽中进行相转化,涂布碳材料一面朝向水槽底部,在这个过程中 PVDF 迅速析出,并在电极表面生成一层致密的多孔膜,即为空气扩散层。电极静置 $15 \sim 20 \text{ min}$ 取出,在通风橱中干燥不少于 12 h,得到空气阴极。

空气阴极电絮凝系统的构建如图 1 所示。制备的空气阴极竖向安装并作为反应器的侧壁,由依次分层布置的催化层、集电体和扩散层组成;扩散层面向反应器外部的空气一侧,另一面即催化层面向腔体一侧;对电极采用 5 cm^2 的不锈钢网,阴、阳极置于体积为 100 mL 的单室反应器。

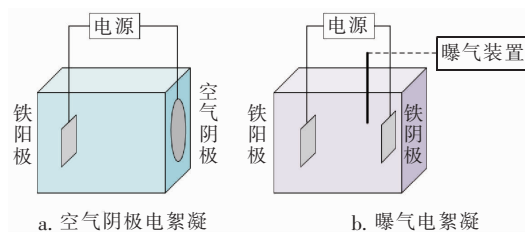


图1 空气阴极电絮凝及曝气电絮凝系统示意

Fig.1 Schematic diagram of air cathode electrocoagulation and aerated electrocoagulation

曝气电絮凝系统所使用的反应器与空气阴极电絮凝一致,阳极同样为 5 cm^2 的不锈钢网,曝气电絮凝所采用的阴极为不锈钢网,与空气阴极面积相同。曝气电絮凝采用通入 $40 \text{ mL}/\text{min}$ 的空气而曝气,为

充分模拟地下水环境,每次实验前,溶液中充入氮气,直至溶解氧浓度 $<1\text{ mg/L}$ 。

1.3 分析方法

电化学性能表征采用线性扫描伏安法(LSV),采用 pH 值 $=7$ 、 50 mmol/L 的磷酸盐缓冲溶液,对电极为铂电极,参比电极为 Ag/AgCl [相对标准氢电极(SHE)电势为 0.198 V],空气流量为 40 mL/min 。样品过完 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 滤膜后取出 0.2 mL ,并加入 0.2 mL 的 $\text{EDTA}-\text{Na}_2$ (0.2 mol/L),然后加入 0.6 mL 超纯水定容到 1 mL 。 As(III) 与 As(V) 含量采用原子荧光形态分析仪进行测定。能耗($W_E, W \cdot \text{h/m}^3$)计算见式(1),去除每一个数量级总砷的能耗($E_{\text{EO}}, W \cdot \text{h/m}^3$)计算见式(2)。

$$W_E = \frac{UIt}{V} \times 10^6 \quad (1)$$

$$E_{\text{EO}} = \frac{W_E + W_0}{\lg\left(\frac{C}{C_0}\right)} \quad (2)$$

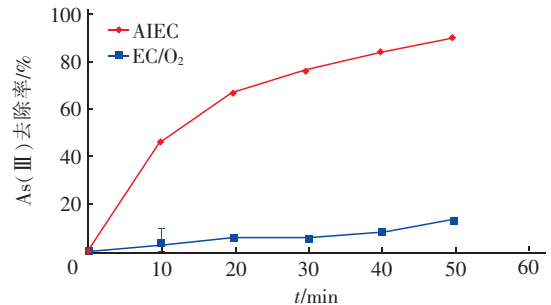
式中: U 为电压, V ; I 为电流, A ; t 为时间, h ; V 为反应器体积, mL ; C_0 为砷的初始浓度, $\mu\text{g/L}$; C 为出水稳定时砷的浓度, $\mu\text{g/L}$; W_0 为曝气能耗,根据污水厂曝气一般能耗,该值设定为 $40\text{ W} \cdot \text{h/m}^3$ 。

2 结果与讨论

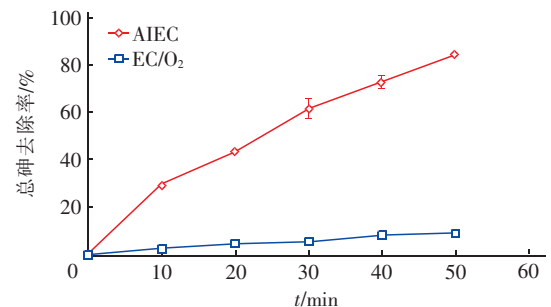
2.1 电压对除砷性能的影响

空气阴极电絮凝(AIEC)与曝气电絮凝(EC/O_2)在 1.0 、 2.0 V 电压下对三价砷与总砷的去除率如图2所示。结果表明,与曝气电絮凝相比,空气阴极电絮凝在相同电压下能取得更高的砷去除率。在 1.0 V 电压下,空气阴极电絮凝在 50 min 时对 As(III) 的去除率为 $(90.0 \pm 0.3)\%$ 、对总砷的去除率为 $(84.4 \pm 0.9)\%$;曝气电絮凝的砷去除率较低,对 As(III) 的去除率为 $(12.8 \pm 0.7)\%$ 、对总砷的去除率为 $(8.8 \pm 0.7)\%$ 。电压升至 2.0 V ,空气阴极电絮凝在 20 min 时对 As(III) 的去除率为 $(99.4 \pm 0.1)\%$ 、对总砷的去除率为 $(98.8 \pm 0.1)\%$;而曝气电絮凝在 20 min 时对 As(III) 的去除率为 $(88.7 \pm 1.9)\%$ 、对总砷的去除率为 $(84.5 \pm 1.8)\%$ 。 1.0 V 电压下空气阴极电絮凝除砷过程为一级反应,其去除 As(III) 与总砷的一级反应速率常数分别为 0.0656 、 0.0277 min^{-1} ,而曝气电絮凝除砷过程不满足一级反应,去除速率较慢。 2.0 V 电压下两种系统去除 As(III) 与总砷都满足一级反应,而空气阴

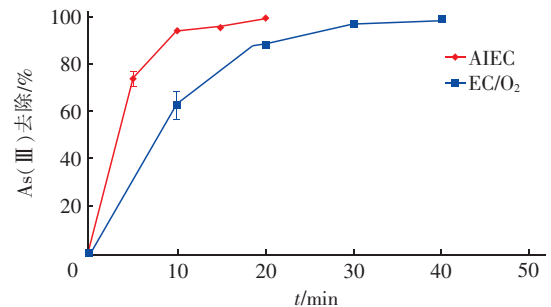
极电絮凝去除 As(III) 与总砷的反应速率常数(0.2824 、 0.2444 min^{-1})约为曝气电絮凝的(0.0984 、 0.0849 min^{-1})3倍。这些结果表明,在相同电压下,空气阴极电絮凝系统较传统曝气电絮凝系统具有更优良的除砷性能。



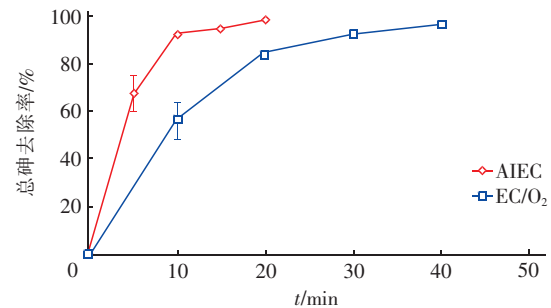
a. 1.0 V 下 As(III) 去除率



b. 1.0 V 下 总砷去除率



c. 2.0 V 下 As(III) 去除率



d. 2.0 V 下 总砷去除率

图2 不同电压下不同系统的除砷效果

Fig. 2 Arsenic removal efficiency at different voltage by different systems

不同电压下空气阴极电絮凝与曝气电絮凝中 As(V) 含量变化如图 3 所示。可以看出,在 1.0 V 电压下,空气阴极电絮凝中 As(V) 含量先升高后下降,在 20 min 时达到最高值,为 $(117 \pm 6.2) \mu\text{g/L}$ 。当电压升高至 2.0 V 时,As(V) 含量在 5 min 时达到最高值,为 $(28.8 \pm 4.0) \mu\text{g/L}$ 。随着电压升高,As(V) 含量的最高值降低,且达到最高值的时间提前,表明 As(V) 去除速率随电压的升高而加快,这与 As(III) 的去除速率随电压升高而提高一致。在 1.0 V 电压下,曝气电絮凝中 As(V) 含量基本没有变化;随着电压升高至 2.0 V,As(V) 含量在 10 min 时达到最高值,为 $(30.8 \pm 6.5) \mu\text{g/L}$ 。As(V) 含量是 As(III) 氧化量与总砷去除量的差值。As(III) 氧化越快、总砷去除越慢,会使得 As(V) 含量积累,这可能是导致 1.0 V 电压下空气阴极电絮凝中 As(V) 含量比 2.0 V 电压下高约 4 倍的原因。电流随电压升高而升高,阳极铁析出速率加快,使氧化后的 As(V) 得到快速去除,因此系统中 As(V) 含量维持在较低水平。

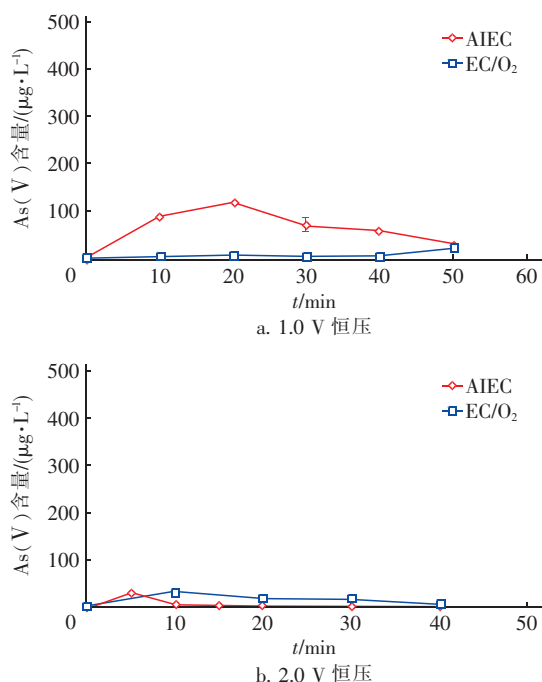


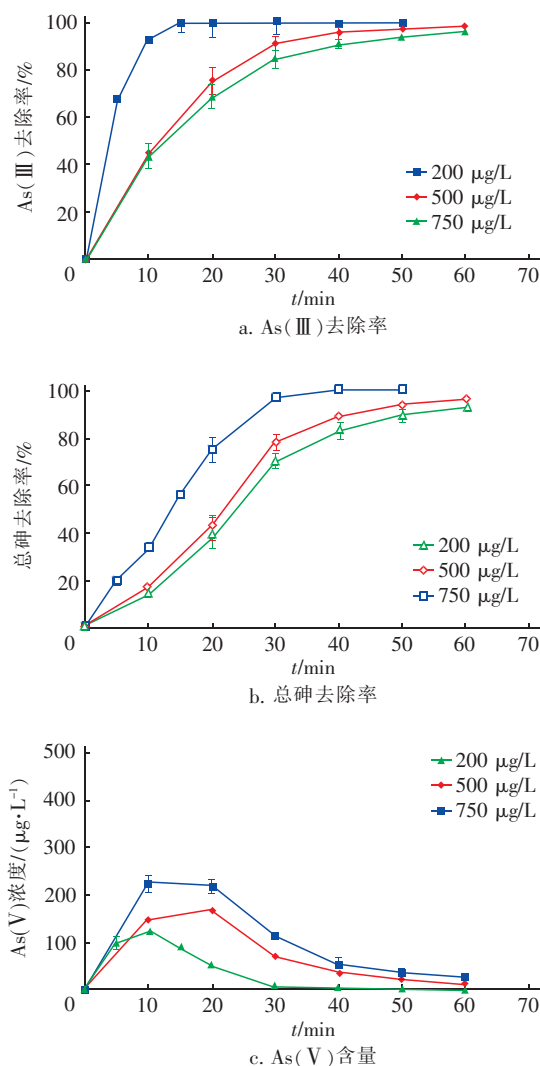
图3 不同电压下 As(V) 含量变化

Fig. 3 Variation of As(V) content under different voltages

2.2 初始浓度对除砷性能的影响

不同初始砷浓度对空气阴极电絮凝除砷性能的影响如图 4 所示。结果表明,随着初始 As(III) 浓度的提高,As(III) 与总砷的去除速率均减慢。在 20

min 时,随着初始 As(III) 浓度的升高,As(III) 去除率从 $(99.0 \pm 2.4)\%$ 降至 $(68.6 \pm 4.7)\%$ 、总砷去除率则从 $(74.9 \pm 5.3)\%$ 降至 $(39.7 \pm 6.7)\%$ 。在 50 min 时,初始 As(III) 浓度为 $200 \mu\text{g/L}$ 的总砷接近全部去除。初始 As(III) 浓度为 500、750 $\mu\text{g/L}$ 的总砷去除率在 60 min 时分别为 $(96.3 \pm 0.4)\%$ 与 $(96.5 \pm 1.5)\%$,剩余总砷浓度分别为 18.5、26.2 $\mu\text{g/L}$ 。如图 4(c) 所示,随着初始 As(III) 浓度的提高,溶液中 As(V) 含量的最高值从 $(121.0 \pm 7.1) \mu\text{g/L}$ 提高至 $(221.8 \pm 17.2) \mu\text{g/L}$ 。不同初始 As(III) 浓度的除砷效果表明,空气阴极电絮凝具有快速除砷的潜力。

图4 4 A/m^2 电流密度下初始 As(III) 浓度对除砷效果的影响Fig. 4 Influence of initial As(III) concentration on arsenic removal efficiency at current density of 4 A/m^2

2.3 空气阴极电絮凝高效除砷的原因

为了进一步分析空气阴极电絮凝实现高效氧化的原因,采用线性扫描测试(LSV)将曝气与未曝气条件下的空气阴极与铁阴极的电化学性能进行了表征,结果见图5。可以看出,当给定相同阴极电势时,空气阴极所产生的电流密度比传统铁阴极高。这是由于在两种电极上发生的反应不同导致的,空气阴极发生氧气还原反应(ORR)的电势为0.65 V,而铁阴极发生析氢反应(HER)的电势为-0.7 V。结果还显示,曝气对两种阴极的影响均较小,这是由于对于空气阴极,氧气的传递方式由被动扩散转变为主动曝气,并没有改变阴极的电化学性能,依靠空气阴极的被动扩散能提供与曝气相近的氧气反应量。对于铁阴极,曝气对电流响应的影响同样较小,是由于在曝气条件下,铁阴极仍发生的是析氢反应。

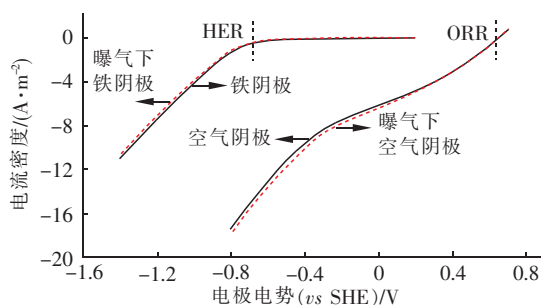


图5 空气阴极与铁阴极在曝气与未曝气条件下的 LSV 曲线

Fig. 5 LSV curves of air cathode and iron cathode with or without aeration

电流是决定两个电化学系统除砷效果存在差异的重要因素。为了研究电极的电化学性能不同对系统产生电流的影响,将空气阴极与铁阴极置于相同的条件下,设定相同的电压,测定系统电流变化,结果如图6所示。

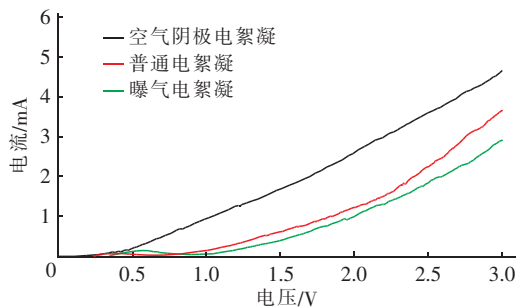


图6 电絮凝系统在不同电压下产生的电流

Fig. 6 Current generated by electrocoagulation system at different voltages

结果显示,在相同电压下,空气阴极电絮凝所产生的电流最高,而曝气电絮凝产生电流较低,这是由于空气阴极发生氧还原反应而不是析氢反应。实验过程中同样出现类似现象,在1.0 V电压下,空气阴极电絮凝的电流保持在0.9~1.0 mA,而曝气电絮凝的电流仅为0~0.2 mA;2.0 V电压下,空气阴极电絮凝的电流在2.6~3.0 mA范围波动,而曝气电絮凝的电流仅为1.0~1.2 mA。由于电流与阳极Fe(II)生成速率成正比,因此在空气阴极电絮凝系统中能产生较多的Fe(II),并生成足够多的氢氧化铁絮体而促进As(III)的吸附去除。

2.4 空气阴极电絮凝系统除砷能耗

空气阴极电絮凝与传统电絮凝的能耗计算结果表明,空气阴极电絮凝反应的 E_{EO} 为 $(17.0 \pm 0.7) \text{ W} \cdot \text{h}/\text{m}^3$,占曝气电絮凝能耗 $[(65.1 \pm 0.8) \text{ W} \cdot \text{h}/\text{m}^3]$ 的26%。仅考虑电极反应能耗,曝气电絮凝为 $(34.4 \pm 0.8) \text{ W} \cdot \text{h}/\text{m}^3$,是空气阴极电絮凝电极反应的2倍。空气阴极电絮凝对不同初始浓度(200~750 $\mu\text{g}/\text{L}$)砷的去除能耗 E_{EO} 表明,当砷浓度从200 $\mu\text{g}/\text{L}$ 提高至500 $\mu\text{g}/\text{L}$ 时,所消耗的 E_{EO} 从 $(7.2 \pm 0.2) \text{ W} \cdot \text{h}/\text{m}^3$ 增加到 $(17.0 \pm 0.7) \text{ W} \cdot \text{h}/\text{m}^3$,提高了约2.4倍。随着砷浓度继续增长至750 $\mu\text{g}/\text{L}$, E_{EO} 继续增长至 $(20.3 \pm 0.9) \text{ W} \cdot \text{h}/\text{m}^3$,提高了约1.2倍。

不同系统的除砷能效比较如表1所示。131 $\mu\text{g}/\text{L}$ 的As(III)浓度下,曝气电絮凝除砷能耗 E_{EO} 为51.1~56.5 $\text{W} \cdot \text{h}/\text{m}^3$,而本研究200 $\mu\text{g}/\text{L}$ 的初始As(III)浓度下除砷能耗 E_{EO} 仅为 $(7.2 \pm 0.1) \text{ W} \cdot \text{h}/\text{m}^3$;与As(V)浓度为150 $\mu\text{g}/\text{L}$ 的去除能耗 E_{EO} (25.7 $\text{W} \cdot \text{h}/\text{m}^3$)相比,降低能耗约为72%;与较高初始As(III)浓度(196~1 000 $\mu\text{g}/\text{L}$)下文献报道的除砷能耗 E_{EO} (194.1~390.0 $\text{W} \cdot \text{h}/\text{m}^3$)相比,本研究砷去除能耗 E_{EO} (17.0~20.3 $\text{W} \cdot \text{h}/\text{m}^3$)低1个数量级。结果表明,空气阴极电絮凝针对不同砷浓度的除砷过程,均表现出较高的能量利用。可能的原因有两点:①利用碳材料发生的氧气还原反应替代传统铁阴极的氢析出反应,氧气还原反应电势为0.283 V和0.816 V,比析氢反应电势(-0.414 V)要高。因此,空气阴极电絮凝系统达到相同电流时所需的外加电压更低,相应的电极反应能耗更低。②碳材料空气阴极的氧气传递系数为7.7~16.1

m²/s,说明空气阴极能够利用被动扩散输送足够的 氧气参与反应,从而替代曝气,节省曝气能耗。

表 1 曝气系统和空气阴极系统的砷去除率与能耗比较

Tab.1 Comparison of arsenic removal rate and energy consumption in aeration system and air cathode system

项 目	砷浓度/ (μg·L ⁻¹)	电流密度/ (A·m ⁻²)	氧化类型	能耗/ (W·h·m ⁻³)	去除率/%	E _{EO} /(W· h·m ⁻³)	来源
Fe-Fe	As(Ⅲ),131	15~30	空气曝气	56~62	92	51.1~56.5	文献[16]
Fe-Al-Al-Fe	As(Ⅴ),150	2.5	—	36	96	25.7	文献[17]
Fe-空气阴极	As(Ⅲ),200	4	空气阴极	12.3	97.1±2.5	7.2±0.1	本研究
Fe-空气阴极	As(Ⅲ),500	4	空气阴极	23.6	96.3±0.4	17.0±0.7	本研究
Fe-Fe	As(Ⅲ),500	4	空气曝气	87.0	95.4±3.6	65.1±0.8	本研究
Fe-Fe	As(Ⅲ),500	4	—	45.5	78.7±4.8	67.8±0.9	本研究
Fe-Fe	As(Ⅲ),196~472	10	空气曝气	330	95~98	194.1~253.8	文献[18]
Fe-Fe	As(Ⅲ),449~667	1.5	空气曝气	720~780	99	360.0~390.0	文献[19]
Fe-Fe	As(Ⅲ),1 000	2.2	空气曝气	375	99	187.5	文献[18]
Fe-空气阴极	As(Ⅲ),750	4	空气阴极	28.1	92.9±3.2	20.3±0.9	本研究

2.5 空气阴极表面形貌变化

采用扫描电镜(SEM)表征空气阴极在反应前后的微观形貌,结果如图 7 所示。可以看出,空气阴极的电极表面较为粗糙和多孔,孔道相互贯通,使得电极的孔隙率较高。因此,当电极置于溶液与气体的界面时,氧气由于在空气与溶液中分压不同,能快速通过孔道进入溶液,在气、固、液三相界面发生氧气还原反应。当电极在除砷系统中使用后,表面会吸附部分沉淀,如图 7(b)所示的晶体状结构。

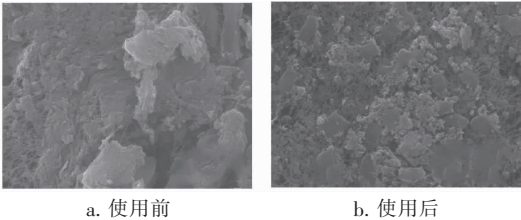


图 7 空气阴极扫描电镜照片

Fig.7 SEM image of air cathode before and after use

为进一步分析晶体结构的成分,采用能谱分析(EDS)来表征表面成分的变化。结果表明,吸附在空气阴极表面的固态成分主要为铁。这是由于在电絮凝过程中,生成的氢氧化铁沉淀吸附在电极表面。当沉淀吸附过多时,可能会导致空气扩散孔道堵塞,影响后续氧气还原反应,因此需要通过酸洗等手段去除表面吸附的铁沉淀,避免影响电极效果。

3 结论

① 当给定相同阴极电势时,空气阴极所产生的电流密度比传统铁阴极产生的电流密度大,这主要由于空气阴极发生的是氧气还原反应,比铁阴极

发生的析氢反应的电势高。

② 2.0 V 电压下空气阴极电絮凝对 As(Ⅲ)与总砷的去除反应速率常数约为曝气电絮凝的 3 倍;电流是决定两个电化学系统除砷效果存在差异的重要因素。

③ 不同初始 As(Ⅲ)浓度(250~750 μg/L)下,空气阴极电絮凝除砷效率均可超过 95%,表明空气阴极电絮凝具有快速除砷的潜力。

④ 空气阴极电絮凝能实现高效低耗除砷的原因有两个:一是空气阴极的使用提高了电极性能,降低了反应电压;二是空气阴极利用氧气的被动扩散,能节省主动曝气的能耗。因此,空气阴极电絮凝比曝气电絮凝能节省 50% 的电极反应能耗,再加上无需曝气,除砷总能耗可节省 74%。

参考文献:

[1] SINGH R, SINGH S, PARIHAR P, *et al.* Arsenic contamination, consequences and remediation techniques: a review [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*,2015,112:247-270.

[2] 郭华明,倪萍,贾永锋,等. 原生高砷地下水的类型、化学特征及成因[J]. *地学前缘*,2014,21(4):1-12. GUO Huaming, NI Ping, JIA Yongfeng, *et al.* Types, chemical characteristics and genesis of geogenic high-arsenic groundwater in the world [J]. *Earth Science Front*,2014,21(4):1-12 (in Chinese).

[3] 赵凯,郭华明,高存荣. 北方典型内陆盆地高砷地下水的水化学特征及处理技术[J]. *现代地质*,2015(2):351-360. ZHAO Kai, GUO Huaming, GAO Cunrong. Chemical

- characteristics and remediation of high arsenic groundwater in typical inland basins of North China[J]. *Geoscience*, 2015(2):351–360(in Chinese).
- [4] MENG X, KORFIATIS G P, BANG S, *et al.* Combined effects of anions on arsenic removal by iron hydroxides[J]. *Toxicology Letters*, 2002, 133(1):103–111.
- [5] KATSOYIANNIS I A, RUETTIMANN T, HUG S J. pH dependence of Fenton reagent generation and As(III) oxidation and removal by corrosion of zero valent iron in aerated water [J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 42(19):7424–7430.
- [6] 孙佳文, 席北斗, 康得军, 等. 铁改性活性氧化铝的制备及其除 As(V) 性能[J]. *中国给水排水*, 2019, 35(7):15–20.
- SUN Jiawen, XI Beidou, KANG Dejun, *et al.* Preparation of iron-modified activated alumina and its adsorption characteristics of As(V) [J]. *China Water & Wastewater*, 2019, 35(7):15–20(in Chinese).
- [7] PRUCEK R, TUCEK J, KOLARIK J, *et al.* Ferrate(VI)-induced arsenite and arsenate removal by in situ structural incorporation into magnetic iron(III) oxide nanoparticles [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(7):3283–3292.
- [8] ZHANG G S, LIU F D, LIU H J, *et al.* Respective role of Fe and Mn oxide contents for arsenic sorption in iron and manganese binary oxide: an X-ray absorption spectroscopy investigation[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(17):10316–10322.
- [9] ZHANG G S, QU J H, LIU H J, *et al.* Preparation and evaluation of a novel Fe–Mn binary oxide adsorbent for effective arsenite removal[J]. *Water Research*, 2007, 41(9):1921–1928.
- [10] SUN H W, WANG L, ZHANG R H, *et al.* Treatment of groundwater polluted by arsenic compounds by zero valent iron[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2006, 129(1/3):297–303.
- [11] NIDHEESH P V, SINGH T S A. Arsenic removal by electrocoagulation process: recent trends and removal mechanism[J]. *Chemosphere*, 2017, 181:418–432.
- [12] XIE S, YUAN S, LIAO P, *et al.* Iron-anode enhanced sand filter for arsenic removal from tube well water[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(2):889–896.
- [13] ROSSO D, LARSON L E, STENSTROM M K. Aeration of large-scale municipal wastewater treatment plants: state of the art [J]. *Water Science and Technology*, 2008, 57(7):973–978.
- [14] PANEPINTO D, FIORE S, ZAPPONE M, *et al.* Evaluation of the energy efficiency of a large wastewater treatment plant in Italy[J]. *Applied Energy*, 2016, 161:404–411.
- [15] CHENG S A, LIU H, LOGAN B E. Increased performance of single-chamber microbial fuel cells using an improved cathode structure [J]. *Electrochemistry Communications*, 2006, 8(3):489–494.
- [16] MARTINEZ-VILLAFANE J F, MONTERO-OCAMPO C, GARCIA-LARA A M. Energy and electrode consumption analysis of electrocoagulation for the removal of arsenic from underground water[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 172(2/3):1617–1622.
- [17] KOBAYASHI M, AKYOL A, DEMIRBAS E, *et al.* Removal of arsenic from drinking water by batch and continuous electrocoagulation processes using hybrid Al–Fe plate electrodes [J]. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 2014, 33(1):131–140.
- [18] WAN W, PEPPING T J, BANERJI T, *et al.* Effects of water chemistry on arsenic removal from drinking water by electrocoagulation [J]. *Water Research*, 2011, 45(1):384–392.
- [19] XIE S, YUAN S, LIAO P, *et al.* Iron-anode enhanced sand filter for arsenic removal from tube well water[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51:889–896.

作者简介: 司艳晓(1991–), 女, 山东聊城人, 博士, 助理研究员, 研究方向为电化学处理技术与应用。

E-mail: siyanxiao_syky@sinopec.com

收稿日期: 2020–08–24

修回日期: 2020–11–06

(编辑: 任莹莹)