

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.01.002

# 原位生成铁锰复合氧化物在微絮凝/过滤工艺中除砷

黄政宇<sup>1</sup>, 吴霄龙<sup>1</sup>, 李昂臻<sup>2</sup>, 段常慧<sup>3</sup>, 李荣乐<sup>1</sup>, 吴 鹄<sup>1</sup>

(1. 西安建筑科技大学 环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055; 2. 中国城市规划设计研究院, 北京 100084; 3. 长治市城市河道事务中心, 山西 长治 046000)

**摘 要:** 针对传统吸附除砷(As)工艺所存在的吸附剂制备成本高、再生操作复杂以及固液分离困难等问题,开发了一种采用纤维球、锰砂作为填充滤料,使用在线加药原位生成的铁锰复合氧化物(FMBO)作为吸附剂的除砷新工艺。选用农村地区的砷污染地下水作为处理对象进行中试,在 $\text{Fe}^{3+}$ 、 $\text{Mn}^{7+}$ 、 $\text{Mn}^{2+}$ 投加量分别为1.75、0.1和0.15 mg/L,水力停留时间为15 min的最佳条件下运行了5个周期,出水砷、铁和锰浓度分别稳定在10  $\mu\text{g/L}$ 、0.3 mg/L和0.1 mg/L以下,均达到了《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)中的限值要求,且运行成本仅约为0.91元/ $\text{m}^3$ 。与其他地下水除砷工艺相比,该技术更加经济高效。

**关键词:** 砷; 地下水; 铁锰复合氧化物; 吸附; 过滤

**中图分类号:** TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)01-0008-07

## Arsenic Removal by in Situ Formed Iron-manganese Binary Oxide in Pilot-scale Microflocculation-Filtration Process

HUANG Zheng-yu<sup>1</sup>, WU Xiao-long<sup>1</sup>, LI Ang-zhen<sup>2</sup>, DUAN Chang-hui<sup>3</sup>, LI Rong-le<sup>1</sup>, WU Kun<sup>1</sup>

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 2. China Academy of Urban Planning & Design, Beijing 100084, China; 3. Changzhi City Urban River Affairs Center, Changzhi 046000, China)

**Abstract:** A novel arsenic (As) removal technology was developed in response to the shortcomings of traditional adsorption-based methods, such as high adsorbent preparation costs, complex regeneration procedures, and difficult solid-liquid separation. This new approach utilized fiber balls and manganese sand as filling materials, and employed an iron-manganese binary oxide generated in situ by online dosing as the adsorbent. The arsenic contaminated groundwater in rural areas was selected as the target in this pilot scale test. The results showed that after five cycles of operation under optimal conditions of  $\text{Fe}^{3+}$  dosing at 1.75 mg/L,  $\text{Mn}^{7+}$  dosing at 0.1 mg/L,  $\text{Mn}^{2+}$  dosing at 0.15 mg/L, and hydraulic retention time of 15 minutes, the concentrations of As, Fe, and Mn in the effluent were stable below 10  $\mu\text{g/L}$ , 0.3 mg/L and 0.1 mg/L, and were all below the limit values stipulated in the *Standards for Drinking Water Quality* (GB 5749-2022). Moreover, the operating cost of this technique was only about 0.91 yuan/ $\text{m}^3$ . Compared with

基金项目: 国家重点研发计划项目(2019YFD1100102-04); 住房和城乡建设部科学技术计划项目(2021-R-059); 长治市科技项目(1404992022CGK00545)

通信作者: 吴鹄 E-mail: wukun2012@xauat.edu.cn

other techniques for removing arsenic from groundwater, it was more cost-effective.

**Key words:** arsenic; groundwater; iron-manganese binary oxide; adsorption; filtration

砷(As)具有毒性,长期饮用含砷水会严重危害人体健康。目前,我国《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)中规定砷浓度限值为 $10\text{ }\mu\text{g/L}$ 。常见的地下水除砷技术主要有混凝沉淀、膜处理、吸附、离子交换等<sup>[1-4]</sup>,其中吸附法具有操作简便、除As效率高、占地面积小等优点,适用于农村地区小型砷污染地下水处理工程<sup>[5]</sup>。吸附剂一般需要加工成颗粒状材料,才能填装在固定床等吸附装置中使用。然而,颗粒状吸附剂存在制备成本较高、再生过程复杂等缺点,不利于其在农村地区的推广与应用。另外,大多数吸附剂往往还会因为“固液分离”困难而限制吸附工艺的大规模推广应用。为解决上述问题,一些学者对此进行了大量研究。Liu等人<sup>[6]</sup>研究发现,在吸附除砷过程中采用砂滤(以石英砂或锰砂为滤料)的方式能够将吸附剂有效截留从而实现固液分离,同时还可通过反冲洗恢复过滤器的截留能力。但砂滤因滤料本身的表面特性导致截留能力有限,可能发生出水砷浓度超标的情况。

纤维球过滤被证实是一种优于砂滤的过滤方式,它具有产水量大、截污能力强、滤速高等优点,已被广泛应用于含油污水、医院污水等水处理领域<sup>[7-8]</sup>,但目前尚未见到应用于除砷吸附剂材料固液分离的研究报道。为降低吸附剂材料制备成本和操作难度,同时有效实现吸附剂的固液分离,采用纤维球和锰砂作为滤料,并以在线加药的方式构建了一套“微絮凝-过滤”除砷中试装置,对投药条件以及水力停留时间(HRT)等参数进行优化,并考察了装置的稳定运行效果,旨在为该技术的大规模推广应用提供技术支持和理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验水质

试验进水取自陕西省郊区某村的地下水井,pH为 $7.8\sim 8.0$ ,浊度为 $0\sim 0.3\text{ NTU}$ ,总砷( $\text{As}_{\text{tot}}$ )浓度为 $30.2\sim 41.7\text{ }\mu\text{g/L}$ ,As(Ⅲ)浓度为 $10.1\sim 16.4\text{ }\mu\text{g/L}$ ,As(V)浓度为 $20.1\sim 25.3\text{ }\mu\text{g/L}$ ,Fe浓度为 $0.05\sim 0.1\text{ mg/L}$ ,Mn浓度为 $0.78\sim 1.0\text{ mg/L}$ 。

### 1.2 药剂及分析方法

$\text{As}_{\text{tot}}$ 、As(Ⅲ)、Fe、Mn标准溶液购自国家标准物

质研究中心。所用药剂如柠檬酸、柠檬酸钠、硫脲、盐酸、氢氧化钠等均为分析纯,其他药剂如硼氢化钾均为优级纯,以上溶液均用去离子水配制。高锰酸钾为分析纯,四水合氯化锰、氯化铁均为工业纯,以上除砷药剂均用自来水配制。

As采用色谱原子荧光分析仪测定,Fe/Mn采用原子吸收火焰光谱仪测定,pH采用PHS-25酸度计测定,浊度采用WGZ-200B便携式浊度仪测定。

将水中的砷分为总砷、颗粒态砷和溶解态砷3种形态<sup>[9]</sup>。其中,样品经过 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 的醋酸纤维膜过滤处理后所测得的值为溶解态砷,样品未经 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 的醋酸纤维膜过滤处理所测得的值为总砷,总砷与溶解态砷的差值为颗粒态砷,其中颗粒态砷是指吸附砷的铁锰复合氧化物(FMBO)微粒。

### 1.3 中试装置

中试装置的处理规模为 $12\text{ m}^3/\text{d}$ ,含砷地下水经泵提升依次经过预处理单元、氧化吸附单元和过滤单元。每个单元的进水管处设有控制阀门和流量计,用于调节和观测进水流量。微絮凝-过滤除砷中试装置如图1所示。

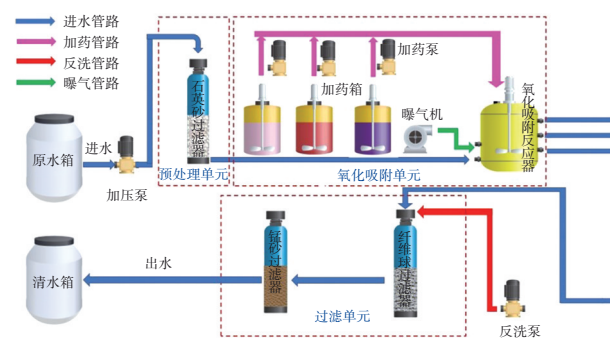


图1 微絮凝-过滤除砷中试装置

Fig.1 Pilot plant for arsenic removal by microflocculation-filtration process

预处理单元采用高度为 $1.65\text{ m}$ 、内径为 $0.3\text{ m}$ 的石英砂过滤器,石英砂滤料厚度为 $1\text{ m}$ ,粒径为 $1.4\sim 3.3\text{ mm}$ 。氧化吸附单元为圆柱形反应器,有效容积为 $0.5\text{ m}^3$ ,内径为 $0.8\text{ m}$ ,高为 $1\text{ m}$ 。反应器侧壁共设置3个出水口,可通过调节出水口位置来改变氧化吸附单元的水力停留时间。在反应器底部采用曝气的方式将药剂与地下水混合,其中曝气

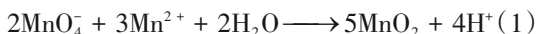
机的曝气量为40 L/min。采用100 L的塑料箱作为氧化吸附单元的加药箱。

过滤单元由两个过滤罐组成,罐子内径为0.3 m,高度为1.65 m,分别以纤维球和锰砂为滤料。纤维球滤料填充高度为1.2 m,粒径为40~50 mm;锰砂滤料填充高度为0.5 m,粒径为6~8 mm。中试装置每运行完一个周期,对过滤单元进行反冲洗,反洗强度为 $28 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ,反冲洗用水为装置产生的清水,反冲洗时间为30 min。

#### 1.4 试验方法

##### 1.4.1 最优投药条件研究

① Mn盐药剂的筛选:分别在 $\text{KMnO}_4$ 投加量为0.25 mg/L(以 $\text{Mn}^{7+}$ 计)、新生态 $\text{MnO}_2$ 投加量为0.25 mg/L(以 $\text{Mn}^{4+}$ 计)的条件下进行试验。可通过向氧化吸附反应器进水管中同时投加 $\text{KMnO}_4$ 与 $\text{MnCl}_2$ ,经管道混合器混合后原位生成新生态 $\text{MnO}_2$ [反应式见式(1)],其中 $\text{KMnO}_4$ 投加量为0.1 mg/L(以 $\text{Mn}^{7+}$ 计), $\text{MnCl}_2$ 投加量为0.15 mg/L(以 $\text{Mn}^{2+}$ 计)。



其他运行条件:所用药剂均通过在线加药的方式在反应器进水管中投加;氧化吸附反应器的水力停留时间为15 min; $\text{Fe}^{3+}$ 的投加量为0.75 mg/L。

②  $\text{Fe}^{3+}$ 投加量的影响:改变 $\text{Fe}^{3+}$ 的投加量(1.25、1.75和2.5 mg/L),并在最优Mn盐药剂条件下进行试验,其他条件保持不变。

##### 1.4.2 水力停留时间的影响

改变氧化吸附反应器的水力停留时间(15、20和30 min),并在最优投药条件下进行试验,考察HRT对处理效果的影响。

##### 1.4.3 稳定运行试验

中试装置在最优运行条件下进行了5个周期的稳定性试验,每个运行周期为48 h,每隔4 h取一次水样进行检测。运行完一个周期,对过滤单元进行反冲洗,反冲洗时间为30 min。

## 2 结果与讨论

### 2.1 最优投药条件确定

#### 2.1.1 Mn盐药剂的筛选

地下水中的As(Ⅲ)通常为电中性,单一的铁基吸附剂对其吸附效果有限,因此需在铁基吸附剂中掺杂锰氧化物,制成具有氧化性能的FMBO吸附剂,可将As(Ⅲ)氧化为As(V)。考察了 $\text{KMnO}_4$ 和新生态

$\text{MnO}_2$ 分别与 $\text{FeCl}_3$ 联用时的除砷效果,两者的投加量均为0.25 mg/L(分别以 $\text{Mn}^{7+}$ 、 $\text{Mn}^{4+}$ 计),锰砷质量比即 $\text{Mn}/\text{As}(\text{Ⅲ})$ 均为20:1,结果见图2。

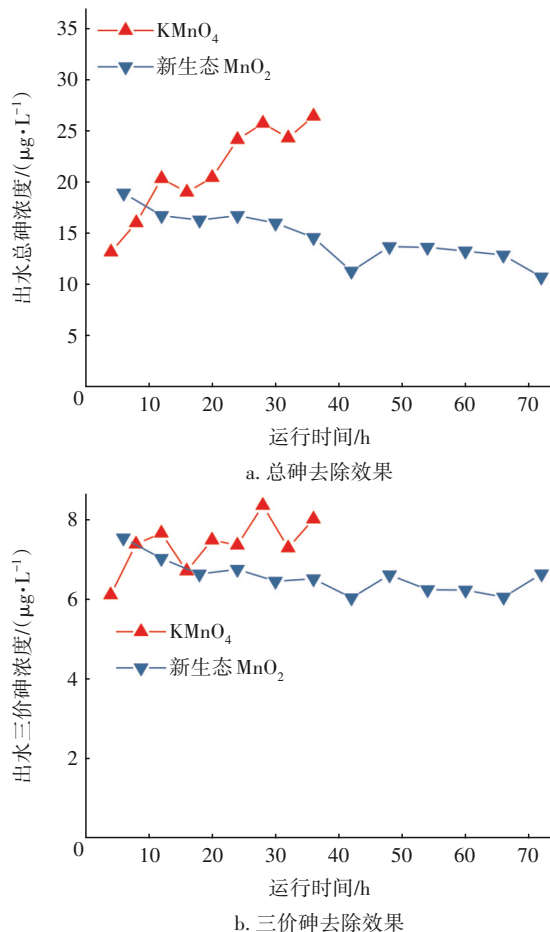
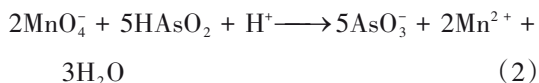
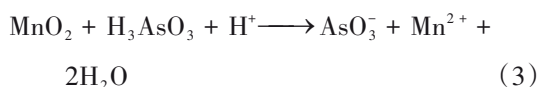


图2 不同Mn盐药剂对除砷效果的影响

Fig.2 Influence of Mn reagents on arsenic removal

从出水As(Ⅲ)浓度来看,投加 $\text{KMnO}_4$ 时,出水As(Ⅲ)浓度可降至 $6.13 \sim 8.39 \mu\text{g/L}$ ,即As(Ⅲ)的氧化并不彻底。考虑到实际投加的锰砷质量比已远大于 $\text{KMnO}_4$ 与As(Ⅲ)反应的理论值[见式(2)],导致该比值较高的原因可能是由于水体中存在一些还原性物质与As(Ⅲ)形成竞争,不利于As(Ⅲ)向As(V)的转化。因此不能以 $\text{KMnO}_4$ 与As(Ⅲ)反应所需锰砷质量比作为投药量标准,这与姚娟娟等人<sup>[10]</sup>所得结论一致。据此推测, $\text{KMnO}_4$ 的消耗一部分源于与As(Ⅲ)的氧化还原反应,一部分源于与 $\text{Mn}^{2+}$ 的氧化还原反应,其中 $\text{KMnO}_4$ 与 $\text{Mn}^{2+}$ 反应生成的 $\text{MnO}_2$ 对As(Ⅲ)也具有氧化作用,见式(3)。





投加新生态  $\text{MnO}_2$  时,出水  $\text{As(III)}$  浓度可降至  $6.06 \sim 7.57 \mu\text{g/L}$ ,这与  $\text{KMnO}_4$  对  $\text{As(III)}$  的氧化效果相似。从出水总砷浓度看,新生态  $\text{MnO}_2$  对总砷的去除效果要优于  $\text{KMnO}_4$ 。这是由于新生态  $\text{MnO}_2$  不仅对  $\text{As(III)}$  具有氧化作用,还具有较大的羟基化表面,能够通过共价键的方式将  $\text{As(III)}$  与  $\text{As(V)}$  固定在表面,形成配位结构<sup>[11]</sup>。同时,生成的  $\text{MnO}_2$  也能对  $\text{As(III)}$  与  $\text{As(V)}$  起到包埋作用。如图3所示,当投加  $\text{KMnO}_4$  时,装置仅运行了 28 h 就出现了出水浊度超标的现象(浊度  $>1.0 \text{ NTU}$ )。而投加新生态  $\text{MnO}_2$  时,装置可运行长达 72 h,且出水浊度均在  $1.0 \text{ NTU}$  以下。因此,采用新生态  $\text{MnO}_2$  进行后续试验,其投加量为  $0.25 \text{ mg/L}$ (以  $\text{Mn}^{7+}$  与  $\text{Mn}^{2+}$  反应生成的  $\text{Mn}^{4+}$  计,其中  $\text{Mn}^{7+}=0.1 \text{ mg/L}$ ,  $\text{Mn}^{2+}=0.15 \text{ mg/L}$ )。

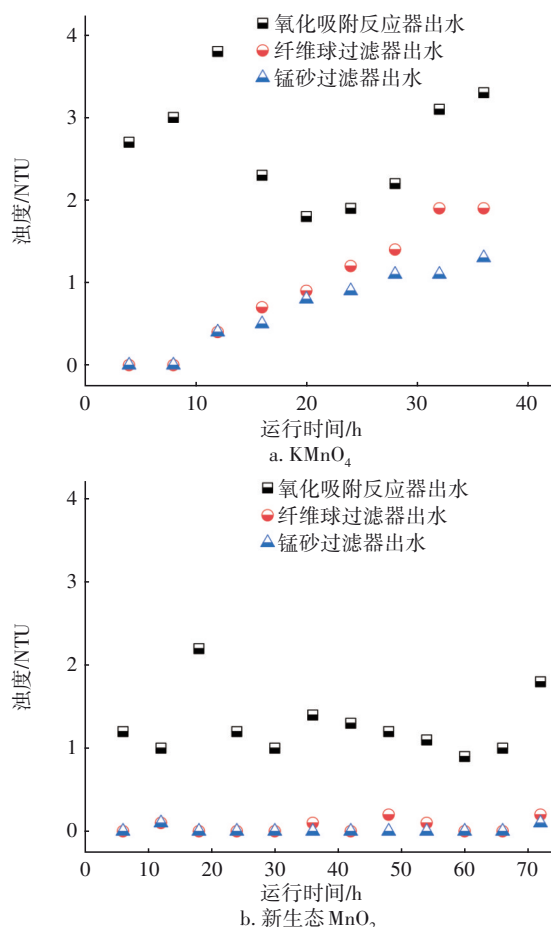


图3 不同Mn盐药剂条件下各单元出水浊度

Fig.3 Effluent turbidity of each unit under different Mn reagents

## 2.1.2 $\text{Fe}^{3+}$ 投加量的影响

在投加新生态  $\text{MnO}_2$  的条件下,考察不同  $\text{Fe}^{3+}$  投加量对除砷效果的影响,结果见图4。可见,随着  $\text{Fe}^{3+}$  投加量的逐渐增加,出水总砷浓度与  $\text{As(III)}$  浓度逐渐降低,这是由于  $\text{Fe}^{3+}$  水解生成的  $\text{Fe(OH)}_3$  增多,提供了更多的  $\text{As}$  吸附位点<sup>[12]</sup>。当  $\text{Fe}^{3+}$  投加量为  $1.75 \text{ mg/L}$  时,出水总砷浓度为  $7.19 \sim 8.83 \mu\text{g/L}$ ,能够达到 GB 5749—2022 的限值要求。继续提高  $\text{Fe}^{3+}$  投加量,虽然能使出水总砷浓度进一步降低,但会增加药剂成本。在不同  $\text{Fe}^{3+}$  投加量下,氧化吸附单元出水经过滤之后,出水浊度均可降至  $1.0 \text{ NTU}$  以下。综合上述,确定  $\text{Fe}^{3+}$  的最佳投加量为  $1.75 \text{ mg/L}$ 。

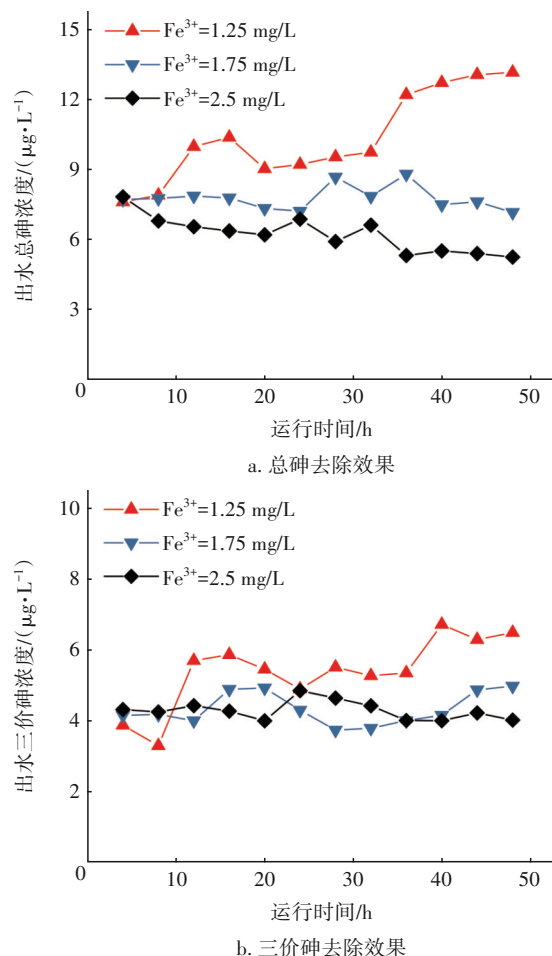


图4  $\text{Fe}^{3+}$ 投加量对除砷效果的影响

Fig.4 Influence of  $\text{Fe}^{3+}$  dosage on arsenic removal effect

## 2.2 HRT的影响

HRT是地下水除砷技术重要的工艺参数,它在很大程度上决定了除砷反应器的去除效果。HRT对氧化吸附反应器除砷效果的影响如图5所示。可以看出,氧化吸附反应器在HRT为15、20、30 min的



条件下,出水总砷浓度均在  $10 \mu\text{g/L}$  以下。其中,出水  $\text{As(III)}$  浓度并没有随着停留时间的延长而出现明显变化,这可能是因为曝气条件下,原位生成的 FMBO 吸附剂在短时间内即可完成对  $\text{As(III)}$  的氧化。当 HRT 从 15 min 提升至 20 min 时,平均出水总砷浓度从  $8.13 \mu\text{g/L}$  下降至  $6.41 \mu\text{g/L}$ ; 当 HRT 延长至 30 min 时,平均出水总砷浓度反而上升至  $7.31 \mu\text{g/L}$ 。刘成等人<sup>[13]</sup>认为过长的停留时间会使已生成的 FMBO 絮体发生破碎,进而导致原本已吸附在其表面的砷重新进入水中,还会影响后续过滤截留效果。考虑到中试装置的除砷效果与产水速率,确定氧化吸附反应器的最佳 HRT 为 15 min。

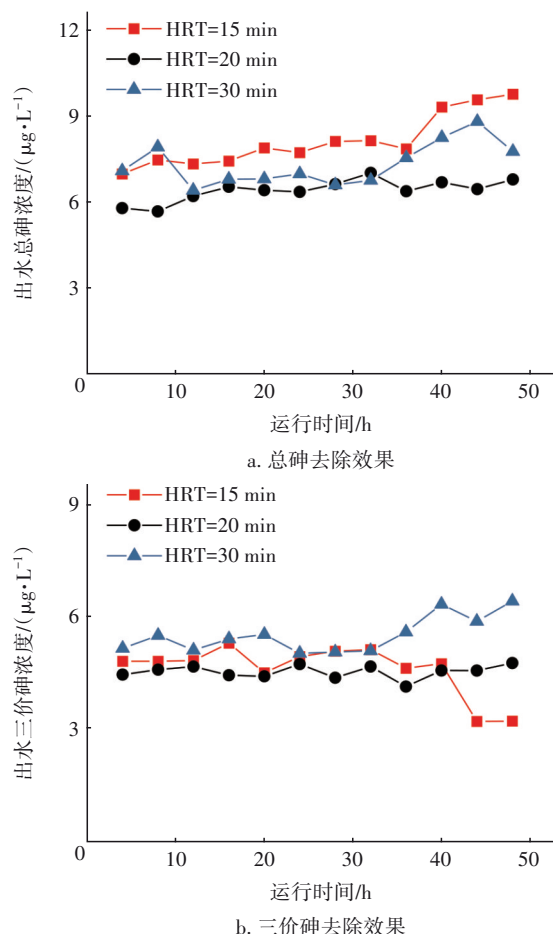


图5 氧化吸附反应器水力停留时间对除砷效果的影响  
Fig.5 Influence of hydraulic retention time on arsenic removal in oxidation adsorption reactor

## 2.3 稳定运行试验

### 2.3.1 除砷性能

在确定中试装置的最优运行条件后,进行了5个周期的稳定运行试验。结果表明,除砷效果良

好,进水总砷浓度为  $26.2 \sim 41.1 \mu\text{g/L}$ ,最终出水总砷浓度均能够稳定保持在  $10 \mu\text{g/L}$  以下,其中平均出水  $\text{As(III)}$  和  $\text{As(V)}$  浓度分别为  $3.91$ 、 $4.96 \mu\text{g/L}$  (见图6),这表明该装置除砷安全有效,适用于农村地区小规模砷污染地下水的处理。

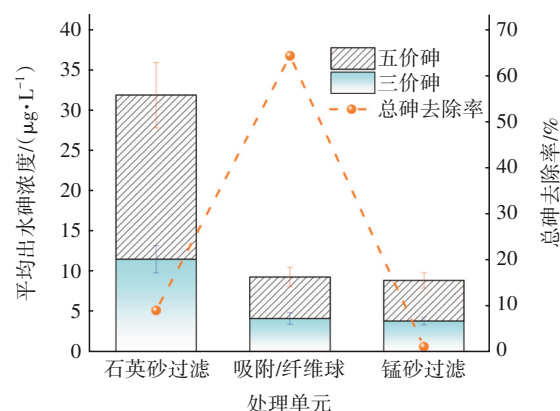


图6 中试装置稳定运行后砷的去除情况

Fig.6 Arsenic removal after stable operation of pilot plant

中试装置各单元对总砷都有不同程度的去除效果,当氧化吸附反应器与纤维球过滤器联合使用时,对总砷的去除率可达 64.43%。在纤维球过滤器出水中,颗粒态 As 在总 As 中的占比仅为 2.47%;在锰砂过滤器出水中,这一占比降至 1.08%,说明纤维球过滤器能够将大部分颗粒 As 有效截留,锰砂过滤器可进一步截留去除纤维球过滤器出水中残留的颗粒态 As,使最终出水总砷浓度能够达标。

在 5 个运行周期中,所处理地下水的总砷量约为 4 214.4 mg,出水总砷量约为 1 068.2 mg,因此去除的总砷量约为 3 146.2 mg。根据所投加的药剂总量,采用的 Fe/As (铁砷比) 仅为 50:1,其中每消耗 1 g Fe 可以去除约 14.98 mg 的砷。而之前刘刚等人<sup>[14]</sup>以氯化铁为除砷药剂,采用混凝-过滤法进行地下水除砷动态试验时,Fe/As 高达 108:1,其中每消耗 1 g Fe 仅能去除约 8.14 mg 的砷,这说明原位生成的 FMBO 吸附剂的除砷效率要高于氯化铁。

### 2.3.2 其他出水水质指标

为进一步验证中试装置的可靠性,还对其他出水水质指标进行了监测。中试装置稳定运行后出水 Fe、Mn 离子浓度变化如图 7 所示。在前两个运行周期中,石英砂过滤器出水 Mn 离子浓度范围为  $0.06 \sim 0.25 \text{ mg/L}$ ,并有逐渐下降的趋势,而在后续的运行过程中石英砂过滤器出水 Mn 离子浓度均可降至  $0.1 \text{ mg/L}$  以下。这是由于在石英砂表面逐渐

形成一层锰质滤膜,可通过化学催化氧化作用将水中的 $\text{Mn}^{2+}$ 去除。在整个装置稳定运行的过程中,出水 $\text{Fe}$ 、 $\text{Mn}$ 离子浓度均满足《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)要求。故该技术无二次污染,具有良好的工程应用前景。

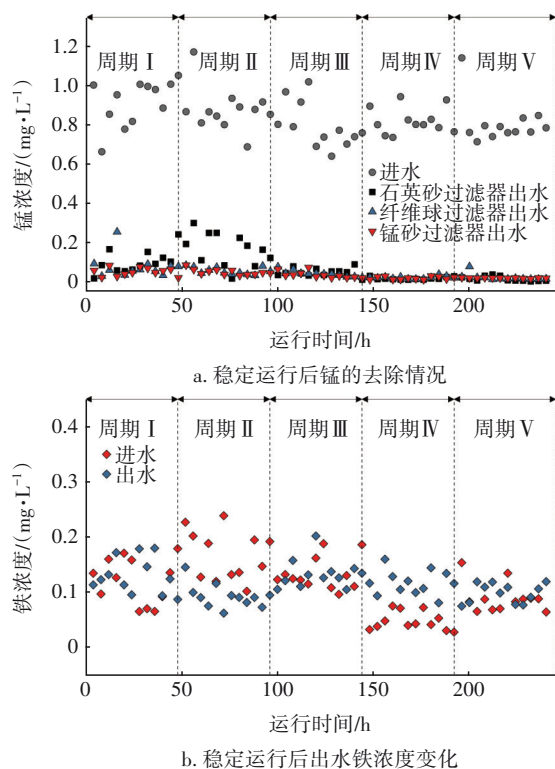


图7 稳定运行后出水铁、锰离子浓度变化

Fig.7 Iron and manganese ion concentration in effluent after stable operation

### 2.3.3 含砷污泥回收

中试装置每运行完一个周期,采用反冲洗泵对过滤单元进行反冲洗。反洗废水通过管路进入到1号回收箱中储存,并通过自然沉降作用实现泥水分离,含砷污泥可由回收箱底部排水管排出。采用滤袋对含砷污泥进行自然过滤干化,将过滤过程中产生的废水收集至2号回收箱。干化后的含砷污泥含水率为54.1%,满足《危险废物填埋污染控制标准》(GB 18598—2019)中填埋废物的入场限值要求(含水率<60%)。将干化污泥收集至3号回收箱储存,达到一定量后进行无害化处理处置。污泥脱水过程所需滤袋的数量为1条,该滤袋(直径为80 cm,高度为1 m)的购置成本为300元/条,使用寿命为一年,则该装置的污泥脱水成本约为0.07元/ $\text{m}^3$ 。

经计算,中试装置处理地下水所产生的干污泥

为2.5  $\text{g}/\text{m}^3$ 。根据《政府定价的经营服务性收费目录清单(2022版)》可知,危险废物无害化处理处置成本约为4 000元/t(包含运费),将此成本折算到单位地下水处理费用中,则含砷污泥的无害化处理处置成本约为0.01元/ $\text{m}^3$ 。

含砷污泥自然沉降后产生的上清液以及过滤后产生的废水水质如表1所示,两者可通过泵回流到氧化吸附单元进行处理。

表1 上清液及过滤废水水质

Tab.1 Quality of supernatant and filtration wastewater

水质指标	上清液	过滤废水
pH	7.8 ~ 8.0	7.8 ~ 8.0
浊度/NTU	0 ~ 0.1	0 ~ 0.1
$\text{Fe}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	0.11 ~ 0.26	0.14 ~ 0.28
$\text{Mn}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	0.03 ~ 0.08	0.05 ~ 0.08
总砷/ $(\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$	9.8 ~ 14.5	11.5 ~ 16.6

### 2.4 经济成本核算

在中试装置最优运行条件(流量为0.5  $\text{m}^3/\text{h}$ )的基础上进行评估,运行成本主要包括电力成本、药剂成本和污泥处理成本,分别为0.81、0.016、0.08元/ $\text{m}^3$ ,合计约为0.91元/ $\text{m}^3$ ,而在相同规模下,康英等<sup>[15]</sup>采用“氯化铁絮凝-直接过滤”工艺处理农村地区砷污染地下水的药剂成本需达到0.081元/ $\text{m}^3$ ,才能使出水总砷浓度稳定降至10  $\mu\text{g}/\text{L}$ 以下。

## 3 结论

① 采用 $\text{FeCl}_3$ 和新生态 $\text{MnO}_2$ 为除砷药剂时除砷效果较好,且提高 $\text{Fe}^{3+}$ 投加量可进一步增强除砷效果。基于降本增效原则, $\text{Fe}^{3+}$ 、 $\text{Mn}^{7+}$ 、 $\text{Mn}^{2+}$ 的最佳投加量分别为1.75、0.1、0.15  $\text{mg}/\text{L}$ 。

② 氧化吸附反应器的最佳HRT为15 min,继续延长HRT对砷的去除效果影响较小。

③ 在进水总砷为26.2 ~ 41.1  $\mu\text{g}/\text{L}$ 的条件下,中试装置的除砷效果良好,出水砷、铁和锰浓度均能达到《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)的限值要求,且运行成本仅约为0.91元/ $\text{m}^3$ 。

### 参考文献:

[1] 雷成,黄文凤,章慧,等. 砷化镓芯片行业含砷废水深度处理中试研究[J]. 中国给水排水,2023,39(5): 101-105.

LEI Cheng, HUANG Wenfeng, ZHANG Hui, et al. A

- pilot study on advanced treatment of arsenic-containing wastewater in gallium arsenide chip industry [J]. *China Water & Wastewater*, 2023, 39 (5): 101–105 (in Chinese).
- [2] SIDDIQUE T A, DUTTA N K, CHOUDHURY N R. Nanofiltration for arsenic removal: challenges, recent developments, and perspectives [J]. *Nanomaterials*, 2020, 10(7): 1–37.
- [3] ABBAS N, DEEBA F, IRFAN M, *et al.* Treatability study of arsenic, fluoride and nitrate from drinking water by adsorption process [J]. *Journal of the Chemical Society of Pakistan*, 2014, 36(5): 837–840.
- [4] OEHMEN A, VIEGAS R, VELIZAROV S, *et al.* Removal of heavy metals from drinking water supplies through the ion exchange membrane bioreactor [J]. *Desalination*, 2006, 199(1): 405–407.
- [5] 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.
- [6] LIU R, SUN L, QU J, *et al.* Arsenic removal through adsorption, sand filtration and ultrafiltration: in situ precipitated ferric and manganese binary oxides as adsorbents [J]. *Desalination*, 2009, 249 (3): 1233–1237.
- [7] 庞维亮, 冯丽霞, 张志扬, 等. 水解/接触氧化/消毒工艺处理医院污水并回用 [J]. *中国给水排水*, 2011, 27(4): 69–71.
- PANG Weiliang, FENG Lixia, ZHANG Zhiyang, *et al.* Hydrolysis acidification/biological contact oxidation/NaClO disinfection process for treatment and reuse of hospital wastewater [J]. *China Water & Wastewater*, 2011, 27(4): 69–71 (in Chinese).
- [8] 王彬蔚, 樊新斌, 权旭东, 等. 气浮在两级过滤工艺处理油田回注水中的应用 [J]. *中国给水排水*, 2013, 29(13): 94–96.
- WANG Binwei, FAN Xinbin, QUAN Xudong, *et al.* Application of air flotation to treatment of oily wastewater by two-stage filtration process [J]. *China Water & Wastewater*, 2013, 29(13): 94–96 (in Chinese).
- [9] WU K, WANG H, LIU R, *et al.* Arsenic removal from a high-arsenic wastewater using in situ formed Fe-Mn binary oxide combined with coagulation by poly-aluminum chloride [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 185(2/3): 990–995.
- [10] 姚娟娟, 高乃云, 夏圣骥, 等. As(Ⅲ)污染源应急处理技术的中试研究 [J]. *环境科学*, 2010, 31(2): 324–330.
- YAO Juanjuan, GAO Naiyun, XIA Shengji, *et al.* Pilot scale study on emergent treatment for As(Ⅲ) pollution in water source [J]. *Environmental Science*, 2010, 31(2): 324–330 (in Chinese).
- [11] LENOBLE V, LACLAUTRE C, SERPAUD B, *et al.* As(V) retention and As(Ⅲ) simultaneous oxidation and removal on a MnO<sub>2</sub>-loaded polystyrene resin [J]. *Science of the Total Environment*, 2004, 326 (1/3): 197–207.
- [12] MITRAKAS M G, PANTELIDIS P C, KERAMIDAS V Z, *et al.* Predicting Fe<sup>3+</sup> dose for As(V) removal at pHs and temperatures commonly encountered in natural waters [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2009, 155 (3): 716–721.
- [13] 刘成, 崔彪, 王杰. 针对高砷地下水的强化除砷技术优化及效能研究 [J]. *中国给水排水*, 2014, 30(21): 64–70.
- LIU Cheng, CUI Biao, WANG Jie. Optimization and performance of technology to remove arsenic from groundwater [J]. *China Water & Wastewater*, 2014, 30 (21): 64–70 (in Chinese).
- [14] 刘刚, 吴俊奇, 徐丽, 等. 农村及边远地区饮用水除砷研究 [J]. *北京建筑工程学院学报*, 2007, 23(1): 44–48.
- LIU Gang, WU Junqi, XU Li, *et al.* Study on removal of arsenic in drinking water for rural districts [J]. *Journal of Beijing Institute of Civil Engineering and Architecture*, 2007, 23(1): 44–48 (in Chinese).
- [15] 康英, 段晋明, 景传勇. 氯化铁絮凝—直接过滤工艺对地下水中As(V)的去除机制研究 [J]. *环境科学*, 2015, 36(2): 523–529.
- KANG Ying, DUAN Jinming, JING Chuanyong. Mechanism of groundwater As(V) removal with ferric flocculation and direct filtration [J]. *Environmental Science*, 2015, 36(2): 523–529 (in Chinese).

作者简介: 黄政宇(1997–), 男, 贵州黔东南人, 硕士, 主要从事物化法净水技术研究。

E-mail: woshihzy6@163.com

收稿日期: 2023-05-30

修回日期: 2023-06-14

(编辑: 李德强)