



露天矿矿井水强化混凝与季节适应性研究

王淑璇, 张溪彧, 杨建

(中煤科工集团西安研究院有限公司, 陕西西安 710054)

[摘要] 为了研究适宜于季节性水质波动条件下矿井水处理的最优实验条件, 提出面向生态灌溉的矿井水处理方法, 进一步实现露天矿区矿井水资源化利用。以内蒙古某露天煤矿冬、夏两季矿井水为研究对象, 选取新型成核剂硅藻土与传统助凝剂阳离子型聚丙烯酰胺(CPAM)、混凝剂聚合氯化铝(PAC)联合投加, 对其进行强化混凝处理。结果表明: PAC单独投加条件下, 随着PAC投加量的增加, 出水TDS逐渐升高, HCO_3^- 浓度逐渐降低; 200 mg/L PAC+CPAM联合投加方式下, 投加4 mg/L CPAM时冬、夏两季矿井水出水浊度取得最低值0.46、1.04 NTU, 浊度去除率高达99.51%、99.71%。CPAM投加量的增加对总溶解固体(TDS)没有显著的影响, 对 HCO_3^- 浓度影响很小或没有影响, 去除效果不明显。矾花形成快速, 时间明显短于PAC单独投加与200 mg/L PAC+硅藻土联合投加, 此外, 随着CPAM投加量的递增, 矾花形成时间呈现依次变短的趋势; 200 mg/L PAC+硅藻土联合投加方式下, 投加400 mg/L硅藻土时冬、夏两季矿井水浊度分别为6.01、8.25 NTU, 达到《城市污水再生利用 绿地灌溉水质》(GB/T 25499—2010)限制性绿地的限值要求, 浊度去除率达93.58%、97.67%, TDS、 HCO_3^- 浓度变化基本不受硅藻土投加量的影响。

[关键词] 矿井水; 强化混凝; 助凝剂; 成核剂

[中图分类号] X523 **[文献标识码]** A **[文章编号]** 1005-829X(2022)09-0117-07

Enhanced coagulation and seasonal adaptability of open-pit mine water

WANG Shuxuan, ZHANG Xiyu, YANG Jian

(Xi'an Research Institute of China Coal Technology & Engineering Group Corp., Xi'an 710054, China)

Abstract: In order to study the optimum optimal experimental conditions that was suitable for mine water under the condition of seasonal water quality fluctuations, the mine water treatment methods oriented to ecological irrigation was proposed. The utilization of mine water resources in open-pit mining areas was further realized. Taking the winter and summer mine water of an open-pit coal mine in Inner Mongolia as the research object, the new nucleating agent kieselguhr combined dosing with the traditional coagulant-aid cationic polyacrylamide (CPAM), and the coagulant polyaluminum chloride (PAC) was used to enhance its coagulation treatment. Experiment results showed that the content of TDS increased successively and the concentration of HCO_3^- decreased gradually with the increase of PAC dosage under the condition of adding PAC separately. Under the combined addition method of 200 mg/L PAC+CPAM, the lowest values of turbidity of mine water in winter and summer were 0.46 NTU and 1.04 NTU respectively when dosing 4 mg/L CPAM, turbidity removal rate was as high as 99.51%, 99.71%. The content of TDS had no significant increase or decrease change with the increase of CPAM, meanwhile, the concentration of HCO_3^- had little or no effect, and the removal effect was not obvious. The mine water in winter and summer alum flowers form rapidly and the formation time was the shortest than adding PAC alone and 200 mg/L PAC+kieselguhr, combined dosing, furthermore, the formation time of alum flower is getting shorter with the increase of CPAM dosage. Adopt combined addition method of 200 mg/L PAC+kieselguhr, the turbidity of mine water in winter and summer were 6.01 NTU and 8.25 NTU respectively when dosing 400 mg/L kieselguhr, which reached the limit requirements for restricted access green space of the reuse of "urban recycling water-Water quality standard for green space irrigation (GB/T 25499—2010)", turbidity removal rates were 93.58%, 97.67%. The change of TDS content and HCO_3^-

[基金项目] 陕北煤炭基地风沙区矿井水人工回灌堵塞机制(2021JQ-948); 中煤科工集团西安研究院有限公司创新基金顶层设计项目(2020XAYDC03)

concentration was basically unaffected by the dosage of kieselguhr.

Key words: mine water; enhanced coagulation; coagulant-aid; nucleating agent

矿井水资源化利用是煤炭资源开采与水资源短缺矛盾驱动下的必由之路^[1]。煤炭资源开采过程中伴生出大量矿井水,顾大钊等^[2]指出:2018年我国矿井水总量为68.8亿m³,全国煤矿矿井水平均利用率约为35%。矿井水的直接外排不仅造成水资源的严重浪费,还会破坏生态环境,是煤炭工业行业性污染源之一^[3]。因而近年来我国十分重视煤矿矿井水资源综合利用,先后出台了《矿井水利用发展规划》、《关于进一步加强煤炭资源开发环境影响评价管理的通知》等政策法规,明确提出要把矿井水作为水资源开发利用,以提高矿井水的利用效率和利用水平^[4]。实现矿井水的资源化利用不仅可以缓解矿区缺水的窘境,同时也是推进矿区生态文明建设和高质量发展的重要途径。

制约矿井水资源化利用的首要问题则是水中部分污染物超标造成矿井水回用困难^[5]。全国煤矿矿井水检测分析表明:我国矿井水水质污染物成分主要是以煤粉、岩粉为主的悬浮物和可溶性无机盐类^[3]。目前针对矿井水悬浮物去除多采用城市给水处理中的混凝法^[6],混凝剂的种类和用量、投加方式、水温、pH、水力条件等诸多因素都对混凝效果有影响^[7-14]。

助凝剂可加速混凝进程并强化絮凝颗粒,矿井水常用的助凝剂是高分子聚丙烯酰胺(PAM)。混凝过程中投加助凝剂不仅能控制混凝剂用量,同时还能有效提高出水水质^[3,8]。

成核剂硅藻土是一种硅质岩石,其自身天然无毒。混凝过程中不仅密实絮凝体,改善絮凝体性状,还可以有效减少PAC与PAM的投加量,控制水中残余铝含量与降低过量AM产生的生态风险^[15]。

本研究以内蒙古某露天煤矿冬、夏两季矿井水为研究对象(以下简称“冬季水”与“夏季水”),其水温、浊度、SO₄²⁻浓度、悬浮物(SS)、化学需氧量(COD)等水质指标受季节变化影响,冬夏两季差异显著。基于此,分别考察PAC单独投加、PAC+PAM及PAC+硅藻土联合投加方式下不同投加量对水体浊度、总溶解固体(TDS)含量、HCO₃⁻浓度以及矾花形成时间的影响,以此寻求适宜于季节性波动水质条

件下矿井水处理的最优实验条件,旨在为矿井水强化混凝处理提供理论依据,并为面向生态灌溉的矿井水处理工程实践提供参考。

1 材料与方法

1.1 试剂与仪器

试剂:PAC、阳离子聚丙烯酰胺(CPAM)、硅藻土(分析纯,主要成分为SiO₂),购于福晨(天津)化学试剂有限公司;碳酸钠、盐酸、酚酞、甲基橙、纯水。

仪器:FA2004B型电子天平,上海越平;JJ-4A型六联电动搅拌器;2100便携式浊度仪,哈希;DZF-6020AB型真空干燥箱;实验室常用玻璃器皿。

1.2 实验用水

实验用水样取自内蒙古某露天矿矿井水,分别为1月份冬季水与7月份夏季水,其水质特征见表1。

表1 内蒙古某露天矿矿井水水质特征

Table 1 Water quality characteristics of an open-pit mine in Inner Mongolia

检测项目	冬季水	夏季水
pH	7.0	7.0
水温/℃	4	16
浊度/NTU	93.6	354.6
TDS/(mg·L ⁻¹)	835	764
HCO ₃ ⁻ /(mg·L ⁻¹)	546	482
SO ₄ ²⁻ /(mg·L ⁻¹)	72.0	33.6
SS/(mg·L ⁻¹)	48	84
COD/(mg·L ⁻¹)	29.7	220

1.3 实验方法

强化混凝实验:在6组烧杯中分别加入400 mL矿井水后,投加不同质量浓度的混凝剂PAC、助凝剂阳离子型聚丙烯酰胺与成核剂硅藻土,按照单独投加PAC、先投加PAC后投加CPAM、先投加PAC后投加硅藻土3种投加方式,分别置于JJ-4A型六联电动搅拌器上开展混凝沉淀烧杯实验。实验过程:在330 r/min下快速搅拌3 min,80 r/min下慢速搅拌15 min,静置15 min后取上清液测量3次浊度,取其平均值。

TDS的测定采用称量法^[16];HCO₃⁻浓度采用滴定法测定^[17]。

2 结果与分析

2.1 PAC联合助凝剂、成核剂脱浊效果

2.1.1 PAC单独投加的脱浊效果

分别按 100、200、300、400、500、600 mg/L 投加 PAC 溶液, PAC 单独投加后的脱浊效果见图 1。

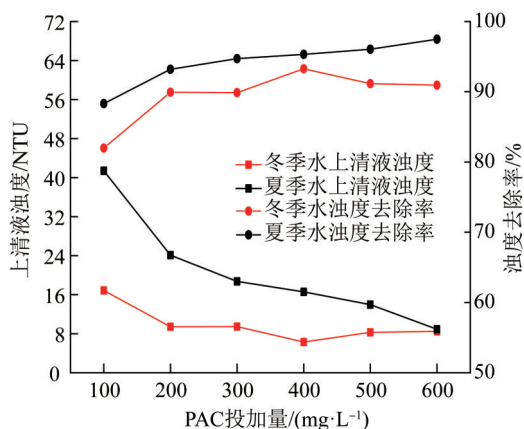


图1 PAC单独投加的脱浊效果

Fig. 1 Turbidity removal effect of adding PAC alone

由图 1 可知,当 PAC 投加量小于 200 mg/L 时,随 PAC 投加量增加,冬季水与夏季水浊度均呈现快速下降的趋势。水中 Al^{3+} 通过静电引力进入水中胶体颗粒表面置换出原来的低价正离子,双电层厚度变薄、胶体滑动面上 ζ 电位降低使颗粒间的静电斥力减小,相互引力占优势,颗粒相互靠近从而发生快速凝聚絮凝作用^[3]。继续增加 PAC 投加量至 400 mg/L 时,冬季水上清液浊度取得最低值 6.30 NTU,浊度去除率达到 93.27%。分析原因,冬季水中 PAC 投加量已接近发生凝聚的临界浓度,水中 Al^{3+} 水合作用逐渐增强,吸附作用逐渐减弱。此后再增加 PAC 投加量,水体浊度略微升高,分析认为是水中过多的 Al^{3+} 使胶体颗粒的电荷性质由负转正,再逐渐恢复到同性相斥的稳定状态,使水质呈现乳浊色的同时浊度逐渐升高。PAC 投加量大于 200 mg/L 而小于 600 mg/L 时,夏季水上清液浊度呈现下降的趋势且趋势变缓。PAC 投加量至 600 mg/L 时,夏季水上清液浊度取得最低值 8.91 NTU,浊度去除率高达 97.49%。这是因为混凝过程中混凝剂的投加量是由压缩双电层、吸附电中和所需用量以及构成矾花骨架的投加量这两部分组成^[3],夏季水相较冬季水浊度高,压缩双电层、吸附电中和

这部分所需混凝剂用量较大,为达到低浊度出水,故 PAC 投加量较大。考虑到水处理成本及残余铝含量控制的因素,选择 PAC 去除浊度的最佳投加量为 200 mg/L。

2.1.2 200 mg/L PAC+CPAM 联合投加的脱浊效果

将 200 mg/L PAC 加入实验水样后分别投加 1、2、3、4、5、6 mg/L 的 CPAM 溶液,联合投加后的脱浊效果见图 2。

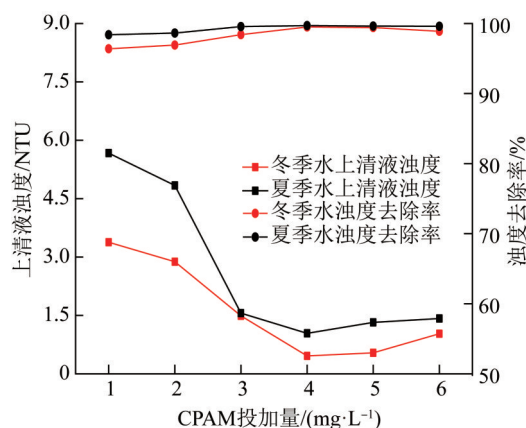


图2 200 mg/L PAC+CPAM联合投加的脱浊效果

Fig. 2 Turbidity removal effect of 200 mg/L PAC+CPAM combined dosing

由图 2 可知,200 mg/L PAC+CPAM 联合投加的脱浊效果明显优于 PAC 单独投加。助凝剂 CPAM 表面有大量的疏水性基团,能够更容易地吸附带有疏水性基团的煤粉颗粒,通过吸附架桥作用形成大而密实的矾花后快速沉降,从而去除悬浮物。CPAM 投加量少于 4 mg/L 时,随着 CPAM 投加量的增加,水体浊度下降明显。分析是因为先加入的 PAC 通过压缩双电层、吸附电中和作用,胶体颗粒表面电荷得到一定程度中和后电动电势降低,碰撞概率增加,随后加入的 CPAM 在吸附架桥、网捕或卷扫的双重作用下迅速聚集形成大而密实的矾花。当 CPAM 投加量为 4 mg/L 时,冬季水上清液浊度取得最低值 0.46 NTU,浊度去除率高达 99.51%,同时夏季水上清液浊度也在此点取得最低值 1.04 NTU,浊度去除率达到最高值 99.71%。CPAM 投加量超过 4 mg/L 时水体浊度反而呈现上升趋势,这是由于过量 CPAM 水解高分子包裹胶体颗粒吸附面,两胶体颗粒接近时就会受到 CPAM 水解高分子的阻碍而不能聚集,发生胶体保护现象。

2.1.3 200 mg/L PAC+硅藻土联合投加的脱浊效果

硅藻土是一种硅质岩石,其化学成分主要是 SiO_2 ,具有孔道分布均匀有序的硅质多孔构造,外观呈白色至浅灰色或米黄色。投加200 mg/L PAC后,再分别投加100、200、300、400、500、600 mg/L的成核剂硅藻土。200 mg/L PAC+硅藻土联合投加的脱浊效果见图3。

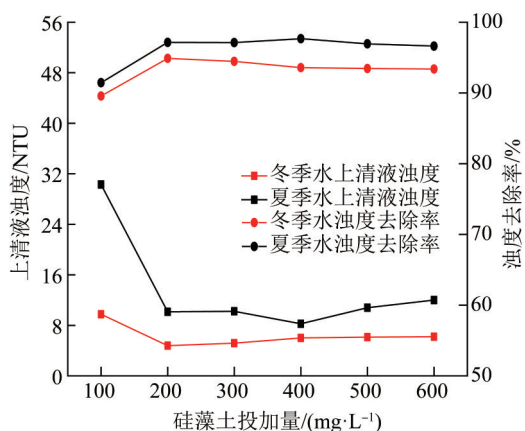


图3 200 mg/L PAC+硅藻土联合投加的脱浊效果

Fig. 3 Turbidity removal effect of 200 mg/L PAC+kieselguhr combined dosing

由图3可知,随着硅藻土投加量的增加,水体浊度去除率呈现先快速升高再平稳略有下降的趋势。硅藻土投加量为200 mg/L时,冬季水上清液浊度可达最低值4.78 NTU,浊度去除率为94.89%。投加量为400 mg/L时,夏季水上清液浊度为8.25 NTU,浊度去除率取得最高值,高达97.67%,冬季水上清液浊度为6.01 NTU,浊度去除率为93.58%。200 mg/L PAC+硅藻土联合投加的脱浊效果优于PAC单独投加,说明混凝剂PAC联合成核剂硅藻土可以强化混凝效果,提高浊度去除率。硅藻土具有大比表面积、高表面能以及很强的吸附性能,极易吸附聚集脱稳胶体。除此之外硅藻土还可以充当絮凝的骨架材料,可有效提高絮体的密度,侧重改良絮体沉降性能^[18]。硅藻土投加量超过400 mg/L时水体浊度呈现升高趋势,观察到水体中悬浮物变多,说明过量投加硅藻土反而不利于混凝沉淀。这有可能是因为过量的硅藻土离解后表面大量负电荷与矿井水中同样带负电荷的胶体颗粒同性相斥而影响絮凝体致密化,导致浊度升高。

2.2 PAC联合助凝剂、成核剂对TDS含量及 HCO_3^- 浓度的影响

2.2.1 PAC单独投加对TDS含量及 HCO_3^- 浓度的影响

在工业生产用水、农田灌溉用水及生活饮用水

水质标准中,对于水的TDS含量或含盐量都有明确而严格的限制性要求,TDS含量与 HCO_3^- 浓度是水质分析中的常用指标。测得冬季水与夏季水初始TDS分别为835、764 mg/L, HCO_3^- 质量浓度分别为546、482 mg/L。PAC单独投加后矿井水中TDS含量及 HCO_3^- 浓度见图4。

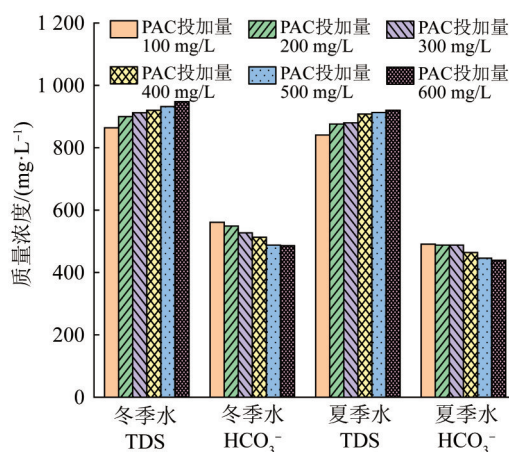


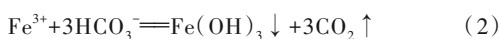
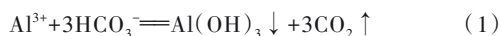
图4 PAC单独投加对TDS及 HCO_3^- 浓度的影响

Fig. 4 Effect of adding PAC alone on the TDS content and HCO_3^- concentration

由图4可知,PAC投加量分别为100、200、300、400、500、600 mg/L时,冬季水TDS依次为864、900、912、920、932、948 mg/L,夏季水TDS依次为841、876、880、908、913、920 mg/L。实验结果表明水中TDS含量随着PAC投加量增加呈现依次升高的趋势。分析其原因,所投加的PAC由铝酸钙粉、盐酸、铝矾土以及铁粉等原材料制成,化学通式为 $[\text{Al}_2(\text{OH})_n\text{Cl}_{6-n}]_m$ 。PAC被投加到原水中水解后大量的Al存在于絮体中被沉降,少量的Al存在于溶液中与水中杂质作用形成溶解态物质,与此同时投加PAC也会引入部分残留的 Cl^- 、 Fe^{3+} 与 Ca^{2+} ,对TDS含量升高起到一定作用。随着PAC投加量的增加,这种作用越明显。回用于绿地灌溉的矿井水中TDS最大限值为1 000 mg/L,过量投加PAC会导致水体中TDS含量升高接近临界值,甚至超过控制限值。TDS作为盐分指标,其含量应控制在灌溉绿地控制范围内,从而实现资源化利用,若在TDS含量超标下长时间灌溉将会对绿地土壤和植物产生不良的影响。

PAC投加量分别为100、200、300、400、500、600 mg/L时测得冬季水 HCO_3^- 质量浓度分别为561、549、

527、513、488、486 mg/L,夏季水 HCO_3^- 质量浓度分别为 491、488、488、464、446、439 mg/L。与 HCO_3^- 初始质量浓度相比有小幅度的变化。水中 HCO_3^- 浓度随着 PAC 投加量增加呈现逐渐降低趋势。分析原因可能是, PAC 投加量增加时存在 Al^{3+} 、 Fe^{3+} 与 HCO_3^- 发生双水解反应,降低 HCO_3^- 浓度的同时生成氢氧化铝、氢氧化铁,其反应过程如下:



2.2.2 200 mg/L PAC+CPAM 联合投加对 TDS 含量及 HCO_3^- 浓度的影响

200 mg/L PAC 与不同质量浓度的 CPAM 联合投加后 TDS 含量及 HCO_3^- 浓度见图 5。

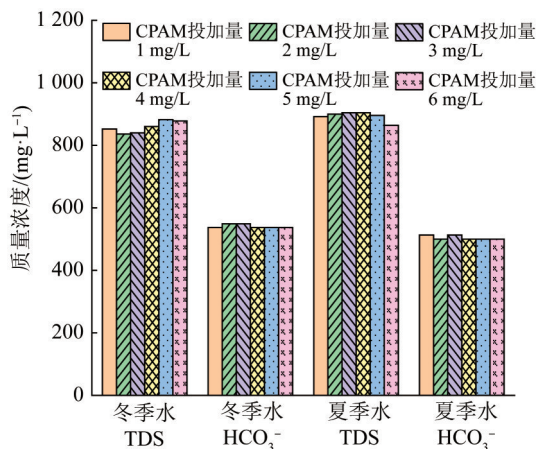


图 5 200 mg/L PAC+CPAM 联合投加对 TDS 含量及 HCO_3^- 浓度的影响

Fig. 5 Effect of 200 mg/L PAC+CPAM combined dosing on the TDS content and HCO_3^- concentration

CPAM 投加量分别为 1、2、3、4、5、6 mg/L 时,冬季水 TDS 依次为 852、836、840、860、882、878 mg/L,夏季水 TDS 依次为 892、900、904、904、896、864 mg/L。TDS 含量与初始相比均有所升高,投加 PAC 会引入部分残留的 Cl^- 、 Fe^{3+} 与 Ca^{2+} ,贡献 TDS 含量。夏季水较冬季水增幅明显,推测其有可能是因为降雨量增加、温度升高引发有机物增加,与 TDS 含量存在着相关性。实验结果表明 CPAM 投加量变化时 TDS 含量没有显著的增减变化规律。

CPAM 投加量分别为 1、2、3、4、5、6 mg/L 时,冬季水 HCO_3^- 质量浓度分别是 537、549、549、537、537、537 mg/L,夏季水 HCO_3^- 质量浓度分别为 513、500、513、

500、500、500 mg/L。 HCO_3^- 浓度比初始浓度虽略有变化但变化很小,增加 CPAM 投加量对 HCO_3^- 浓度的影响很小或没有影响,去除效果不明显或基本没有去除。

2.2.3 200 mg/L PAC+硅藻土联合投加对 TDS 含量及 HCO_3^- 浓度的影响

投加 200 mg/L PAC 后依次投加不同质量浓度的硅藻土,混凝处理后水体中 TDS 含量及 HCO_3^- 浓度见图 6。

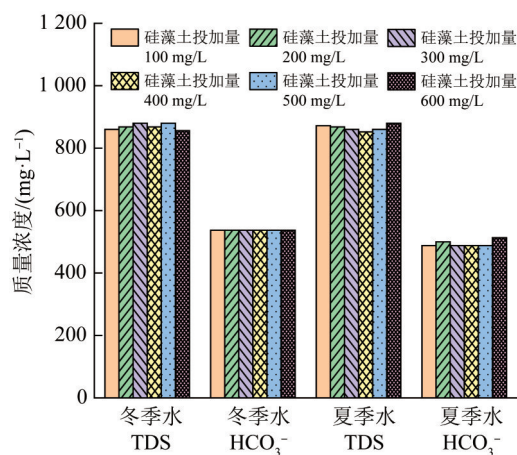


图 6 200 mg/L PAC+硅藻土联合投加对 TDS 含量及 HCO_3^- 浓度的影响

Fig. 6 Effect of 200 mg/L PAC+kieselguhr combined dosing on the TDS content and HCO_3^- concentration

由图 6 可知,硅藻土投加量分别为 100、200、300、400、500、600 mg/L 时,冬季水 TDS 质量浓度依次为 860、868、880、868、880、856 mg/L, HCO_3^- 质量浓度均为 537 mg/L;夏季水 TDS 质量浓度依次为 872、868、860、852、860、880 mg/L, HCO_3^- 质量浓度分别为 488、500、488、488、513 mg/L。200 mg/L PAC+硅藻土联合投加与 200 mg/L PAC+CPAM 联合投加方式下 TDS 含量变化表现出相似性:与初始含量相比 TDS 含量升高,硅藻土投加量增加时 TDS 含量没有显著的增减变化规律。 HCO_3^- 浓度没有显著变化,基本不受硅藻土投加量的影响。

2.3 不同投加方式下矾花形成时间

强化混凝实验过程中记录 PAC 单独投加、200 mg/L PAC+CPAM 与 200 mg/L PAC+硅藻土联合投加方式下矾花形成时间,结果见表 2。

由表 2 可知,混凝过程中冬、夏季水形成矾花外观颜色分别呈灰白色、黑褐色,形状较大而密实,下沉速度较快。PAC 单独投加时,冬季水和夏季水矾

表2 不同投加方式下矾花形成时间

Table 2 The formation time of alum blooms under different dosing methods

PAC投加量/ (mg·L ⁻¹)	PAC单独投加		CPAM 投加量/ (mg·L ⁻¹)	200 mg/L PAC+CPAM		硅藻土 投加量/ (mg·L ⁻¹)	200 mg/L PAC+硅藻土	
	冬季水矾花 形成时间/min	夏季水矾花 形成时间/min		冬季水矾花 形成时间/min	夏季水矾花 形成时间/min		冬季水矾花 形成时间/min	夏季水矾花 形成时间/min
100	5.18	10.82	1	0.72	1.57	100	1.93	7.58
200	4.28	3.80	2	0.67	1.38	200	0.20	2.62
300	4.03	4.37	3	0.62	1.02	300	1.68	3.13
400	3.92	3.82	4	0.38	0.87	400	1.57	3.78
500	3.32	3.43	5	0.28	0.63	500	0.72	4.33
600	4.15	3.07	6	0.15	0.55	600	1.90	4.45

花形成时间最长出现在投加量为100 mg/L时,分别为5.18、10.82 min。投加量为500 mg/L时冬季水矾花形成时间最短,600 mg/L时夏季水矾花形成时间最短,分别为3.32、3.07 min;200 mg/L PAC+CPAM联合投加方式下,CPAM投加量为1 mg/L时水中矾花形成时间最长,随着其投加量的递增矾花形成时间呈变短趋势,投加量为6 mg/L时水中矾花形成快速、时间最短,分别仅有0.15、0.55 min。200 mg/L PAC+硅藻土联合投加方式下,冬、夏季水在硅藻土投加量为100 mg/L时矾花形成时间最长,分别为1.93、7.58 min,在其投加量为200 mg/L时矾花形成时间最短,分别为0.20、2.62 min。显而易见,200 mg/L PAC+CPAM联合投加时矾花形成时间明显短于PAC单独投加以及200 mg/L PAC+硅藻土联合投加。

3 结论

(1)基于内蒙古某露天矿矿井水水温、浊度、悬浮物等水质指标受季节变化影响、冬夏季差异大,单独投加混凝剂PAC及其联合助凝剂CPAM、成核剂硅藻土的3种投加方式中,200 mg/L PAC+4 mg/L CPAM实验条件下冬、夏两季矿井水出水浊度取得最低值0.46、1.04 NTU,浊度去除率高达99.51%、99.71%。采用200 mg/L PAC+400 mg/L硅藻土联合投加时冬、夏两季矿井水浊度分别为6.01、8.25 NTU,浊度去除率分别为93.58%、97.67%。在浊度去除率接近的前提下从混凝剂选取、矿井水处理及生态灌溉绿色安全角度出发,采用强化混凝法处理该露天矿冬夏两季矿井水的最优实验条件:投加200 mg/L PAC后再投加400 mg/L硅藻土。在此条件下处理后出水浊度达到《城市污水再生利用 绿地灌溉水质》

(GB/T 25499—2010)限制性绿地的限值要求。

(2)投加PAC对TDS含量升高起一定作用,在单独投加PAC条件下,随着PAC投加量增加,TDS含量依次升高,HCO₃⁻浓度逐渐降低。200 mg/L PAC+CPAM与200 mg/L PAC+硅藻土联合投加方式下,CPAM与硅藻土投加量增加时TDS没有显著的增减变化规律,对HCO₃⁻浓度影响很小或没有影响,去除效果不明显。

(3)200 mg/L PAC+CPAM联合投加方式下,水中矾花形成快速,时间明显短于PAC单独投加与200 mg/L PAC+硅藻土联合投加。矾花形成时间随CPAM投加量的递增呈现依次变短的趋势,投加6 mg/L CPAM时冬、夏季水形成时间分别仅有0.15、0.55 min。

参考文献

- [1] 白乐,李恩宽,郭欣伟,等. 矿井水资源开发利用现状及潜力评价方法[J]. 人民黄河,2021,43(2):73-78.
BAI Le, LI Enkuan, GUO Xinwei, et al. Evaluation method for status and potential of mine water resources development and utilization[J]. Yellow River, 2021, 43(2): 73-78.
- [2] 顾大钊,李井峰,曹志国,等. 我国煤矿矿井水保护利用发展战略与工程科技[J]. 煤炭学报,2021,46(10):3079-3089.
GU Dazhao, LI Jingfeng, CAO Zhiguo, et al. Technology and engineering development strategy of water protection and utilization of coal mine in China[J]. Journal of China Coal Society, 2021, 46(10): 3079-3089.
- [3] 崔玉川,曹昉. 煤矿矿井水处理利用工艺技术与设计[M]. 北京:化学工业出版社,2016:90-100.
- [4] 顾大钊,张勇,曹志国. 我国煤炭开采水资源保护利用技术研究进展[J]. 煤炭科学技术,2016,44(1):1-7.
GU Dazhao, ZHANG Yong, CAO Zhiguo. Technical progress of wa-

- ter resource protection and utilization by coal mining in China[J]. Coal Science and Technology, 2016, 44(1): 1-7.
- [5] 张溪彧,杨建,王皓,等. 基于平行因子法的黄河流域中段矿井水中DOM特征及来源研究[J]. 煤炭学报, 2021, 46(S2): 936-947. ZHANG Xiyu, YANG Jian, WANG Hao, et al. DOM characteristics and sources of mine water in the middle Yellow River Basin based on parallel factor method[J]. Journal of China Coal Society, 2021, 46(S2): 936-947.
- [6] 刘永峰,石炳兴,徐旭峰,等. 高寒地区露天矿坑水混凝试验研究[J]. 能源环境保护, 2021, 35(3): 24-30. LIU Yongfeng, SHI Bingxing, XU Xufeng, et al. Experimental study on pit water coagulation of open-pit mine in alpine area[J]. Energy Environmental Protection, 2021, 35(3): 24-30.
- [7] 陈永春,高杰,谢毫,等. 含特殊悬浮物矿井水正交混凝试验研究[J]. 能源环境保护, 2013, 27(1): 17-20. CHEN Yongchun, GAO Jie, XIE Hao, et al. Investigation of orthogonal experiments of coagulation for mine drainage water with particular suspended solids[J]. Energy Environmental Protection, 2013, 27(1): 17-20.
- [8] 高杰,周如禄,郑彭生. 高浊度矿井水处理中混凝剂投加方式研究[J]. 煤炭科学技术, 2015, 43(3): 142-145. GAO Jie, ZHOU Rulu, ZHENG Pengsheng. Study on feeding mode of coagulant in high turbidity mine water treatment[J]. Coal Science and Technology, 2015, 43(3): 142-145.
- [9] 张溪彧,杨建,张全. 高悬浮物矿井水电化学特性分析及污染物去除效果研究[J]. 矿业安全与环保, 2020, 47(3): 37-41. ZHANG Xiyu, YANG Jian, ZHANG Quan. Analysis of electrochemistry characteristics and pollutant removal effect in the high suspension mine water[J]. Mining Safety & Environmental Protection, 2020, 47(3): 37-41.
- [10] 汪伟,贾宝山,祁云,等. 高浊度矿井水资源化处理条件优选试验研究[J]. 非金属矿, 2019, 42(1): 81-84. WANG Wei, JIA Baoshan, QI Yun, et al. Experimental research on optimization of water resources treatment conditions for high turbidity mines[J]. Non-Metallic Mines, 2019, 42(1): 81-84.
- [11] 王勇,吴丽,王雪冬. 化学混凝法处理阜新矿区矿井水试验研究[J]. 煤炭科学技术, 2017, 45(2): 203-208. WANG Yong, WU Li, WANG Xuedong. Experimental study on chemical coagulation of mine water in Fuxin Mining Area[J]. Coal Science and Technology, 2017, 45(2): 203-208.
- [12] GAUTHIER E, FORTIER I, COURCHESNE F, et al. Aluminum forms in drinking water and risk of Alzheimer's disease[J]. Environmental Research, 2000, 84(3): 234-246.
- [13] 崔晓春. 再生水中余铝对生物堵塞和生物膜形成的影响与作用机制[D]. 长春: 东北师范大学, 2017. CUI Xiaochun. Effects and mechanisms of residual Al-coagulant in reclaimed wastewater on bioclogging and biofilm formation[D]. Changchun: Northeast Normal University, 2017.
- [14] 李思敏,崔妍琰,唐锋兵. 河北南部南水北调原水强化混凝效果及残余铝含量[J]. 中国给水排水, 2020, 36(3): 39-44. LI Simin, CUI Yanyan, TANG Fengbing. Enhanced coagulation and residual aluminum content of source water from south-to-north water diversion project in southern Hebei Province[J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(3): 39-44.
- [15] 张瑶瑶. 油田压裂废水的核晶凝聚诱导造粒混凝技术研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2015. ZHANG Yaoyao. Study on the nucleation-induced pellet in the coagulation process and its application in the oilfield fracturing wastewater treatment[D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2015.
- [16] GB/T 5750.1—2006 生活饮用水标准检验方法 总则[S].
- [17] DZ/T 0064—2021 地下水水质分析方法[S].
- [18] 姚鑫迪,黄金阳,李昭,等. 不同助凝剂对地表水的混凝效果的影响研究[J]. 山东化工, 2016, 45(12): 173-175. YAO Xindi, HUANG Jinyang, LI Zhao, et al. The research of coagulation and settlement on the effect of different coagulant for the surface water[J]. Shandong Chemical Industry, 2016, 45(12): 173-175.
- [作者简介] 王淑璇(1992—), 硕士, 工程师. 电话: 15229208126, E-mail: 137285281@qq.com.
- [收稿日期] 2022-07-13(修改稿)