

煤矿酸性矿井水的治理方法与探讨

王莉娜

(神华集团有限责任公司,北京 100010)

摘要:煤矿酸性矿井水具有强腐蚀性,并含有多种重金属离子,直排对生态环境破坏严重。本文主要介绍了人工湿地法、微生物法与中和法处理酸性矿井水治理方法,并对目前国内技术最成熟、应用最广泛的石灰乳中和法进行了重点阐述和探讨。

关键词:酸性矿井水;石灰乳中和法;曝气

中图分类号:X703

文献标识码:A

文章编号:1006-8759(2014)06-0047-03

DISCUSSION ON ACID MINE DRAINAGE TREATMENT

WANG Li-na

(Shenhua Group Corporation Limited, Beijing 100010, China)

Abstract: Direct discharge of acid mine drainage, corrosive and containing a lot of heavy metal ions, causes serious pollution. This paper describes various treatments including constructed wetland, microbiology and neutralization. Lime milk neutralization is discussed as the most effective treatment for acid mine drainage.

Key words: Acid mine drainage; Lime milk neutralization; Aeration

1 概述

酸性矿井水一般指 pH 值小于 6 的矿井水。中高硫煤在开采过程中,煤系地层和煤中的硫铁矿与空气、水接触,在微生物作用下反应产生酸性矿井水。国内酸性矿井水主要分布在南方矿区,北方矿区较少,主要集中在宁夏石嘴山与石炭井、内蒙古乌海等中高硫煤区域。

酸性矿井水未经处理直接外排,对环境产生重大危害。酸性矿井水排入地表水体中,会造成鱼类、藻类等水生生物死亡,同时水中的大量重金属离子在生物食物链内富集,危害渔业生产;酸性矿井水排入土壤,破坏土壤结构,造成植物枯黄或死亡,同时重金属离子在农作物中富集;此外,酸性矿井水腐蚀性强,能够腐蚀铁质闸门、钢管、以及桥梁等构筑物。

2 酸性矿井水的主要治理方法

由于酸性矿井水直接外排不仅严重危害生态环境,同时也是水资源的极大浪费,因此治理后应尽可能综合利用,外排部分必须符合国家排放标准。目前研究与应用最多的矿井水治理方法主要包括人工湿地法、微生物法、中和法,国内酸性矿井水处理主要采用中和法。

2.1 人工湿地法

人工湿地处理法从 20 世纪 70 年代末逐渐应用于酸性矿井水的处理,目前在北美、欧洲许多国家得到了广泛应用,例如美国已建设了 400 多座人工湿地处理系统;国内人工湿地处理酸性矿井水技术还处于试验阶段,尚未形成成熟的设计参数。

人工湿地法综合利用物理、化学和生物方法,通过过滤、吸附、沉淀、离子交换、植物吸收和微生物分解实现对酸性矿井水的处理。基本方法是在一定面积的洼地中,填充填料(如土壤、砾石碎石、

砂等),培育可吸收污染物的水生植物或细菌,酸性矿井水以漫流或渗滤流等形式通过湿地并得到净化。该法对铜、铁、锰、锌、镁等金属离子和硫酸根离子具有较高的去除率,出水 pH 值可达到 6~9,平均总铁含量不大于 3 mg/L^[1]。

中国矿业大学对煤矸石作为人工湿地填料处理酸性矿井水进行了研究,研究结果^[2]表明,用煤矸石深层矸石作为填料对酸性矿井水进行处理,当停留时间为 5~10 d 时,出水 pH 可达到 6.18 至 7.07,水中金属离子和硫酸根离子的去除率达到 56% 至 97.8%,水质达标。充分利用矿区现有塌陷区自然形成的废坑或池塘作为人工湿地、利用煤矸石作为填料的人工湿地法对酸性矿井水治理、煤矸石的综合利用、以及矿区生态环境的综合治理具有重要意义。

人工湿地处理法的主要优点是投资少、运行费用低、易于管理、抗冲击力强、适于处理间歇排放的污水等,具有较大的发展潜力,其缺点主要是占地面积大,处理时间长。

2.2 微生物法

早在 20 世纪 90 年代开始,微生物法处理酸性矿井水就已经在美国和日本等国得到应用,我国目前对微生物处理酸性矿井水尚处于研究阶段。

微生物法处理煤矿酸性废水主要有硫酸盐还原菌处理技术和氧化亚铁硫杆菌处理技术^[3]。硫酸盐还原菌处理技术中,微生物在厌氧条件下消耗水和氢离子生产 H₂S,提高水的 pH 值,H₂S 与金属离子反应产生金属硫化物沉淀,从而去除金属离子;氧化亚铁硫杆菌处理技术中,氧化亚铁硫杆菌将水中的 Fe²⁺氧化成 Fe³⁺,去除铁等金属离子,并通过硫循环反应进一步处理酸性废水。

微生物法的最大优点是处理 Fe²⁺效果好、成本低、无二次污染,处理后的沉积物可以生产氧化铁红和聚合硫酸铁;主要缺点是处理速度慢,由于酸性矿井水成分复杂,常含有一些对微生物具有抑制作用的重金属离子,如铅、锌等离子。

2.3 中和法处理

目前国内煤矿酸性矿井水处理方法基本采用中和法。

中和法利用石灰石或石灰等碱性物质作为中和剂处理酸性矿井水,提高 pH 值,同时去除大部分金属离子。国内对中和法的处理工艺研究较多,如中和滚筒过滤法、升流式膨胀法等,混凝超滤法

等,其中技术最成熟、应用最广泛的方法为石灰乳中和法。

3 石灰乳中和法的工程应用

石灰乳中和法是将生石灰(CaO)加水配置成 5% 左右的石灰乳后,加入酸性矿井水进行中和反应,生产 CaSO₄ 沉淀。

3.1 工艺流程

石灰乳中和法主要由中和反应、曝气预沉、混凝沉淀或澄清、过滤工序组成,工艺见图 1 所示。

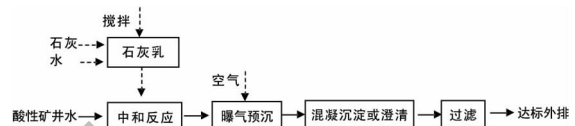


图1 石灰乳中和处理酸性矿井水基本工艺流程

3.2 工艺说明

(1)中和反应:主要作用是利用石灰乳中和酸性矿井水,同时产生大量的 Fe(OH)₂、Fe(OH)₃、CaSO₄ 等沉淀物,去除绝大部分重金属离子。为使中和反应充分进行,中和反应池水力停留时间应在 1 h 以上,并设置机械搅拌装置保证石灰乳与矿井水的混合均匀。

(2)曝气预沉:主要作用是通过曝气进一步将水中的 Fe²⁺氧化成 Fe³⁺并形成 Fe(OH)₃ 沉淀。曝气预沉池前段曝气,后段预沉淀,池内应设机械清泥渣装置。

(3)混凝沉淀或澄清:加入适量的聚合氯化铝和聚丙烯酰胺,与残留在矿井水中的 Fe(OH)₃ 胶体混合、絮凝,反应后产生大量矾花,并通过沉淀去除,出水水质可以实现达标。

(4)过滤:对沉淀或澄清出水进行过滤,确保在沉淀池无法承受超负荷等各种工况下出水水质稳定。

(5)污泥处置:中和反应、曝气预沉、混凝沉淀或澄清单元产生的大量污泥应及时排入污泥浓缩池,由于浓缩后的沉渣体积庞大(约占废水总量的 10%~60%),含固率低,处理困难,需要经过压滤机脱水后处置。酸性矿井水处理后产生的泥渣中含有制造建筑材料的主要原料,添加一定量的粘土和硅砂即可。

3.3 自动控制系统

石灰乳中和法治理酸性矿井水的关键环节在于药剂投加量的控制和系统排泥量的控制。石灰

乳根据中和反应池的进水水量和出水 pH 值自动调节投加, 混凝剂的自动投加量根据工艺过程现场模拟实验结果确定, 或者采用浊度在线监测自动控制加药量, 进一步优化药剂投加量; 自动排泥根据中和反应池和沉淀池或澄清池中产生的污泥量, 通过设定参数实现。例如, 朱留生等人^[4]在煤矿酸性矿井水处理工程中应用 SIEMENS PLC 和 IFIX 组态软件组成的自动系统, 实现了全工艺过程的集中控制和自动化控制, 具有操作简单、适应性强、安全可靠高等特点。

3.4 常见问题探讨

(1) 投药系统问题。如采用人工投加石灰乳, 石灰乳的投加量与中和池进水水量及进出水水质不匹配; 人工投加混凝剂, 混凝剂的投加量未经过试验确定, 加药量不准确; 自动加药系统不可靠。这些问题会导致出水水质不稳定、系统运行效果差。设计阶段应充分考虑自控系统设计, 包括变频、电动阀、液位计、流量计、pH 计等硬件设备, 以及软件系统设计; 运行过程中, 通过试验方式确定混凝剂加药量, 并及时调整自控系统设计参数。

(2) 设备腐蚀问题。如设备及管道未做防腐或防腐措施不力, 运行一段时间后跑冒滴漏现象严

重。由于酸性或碱性水对混凝土具有一定的腐蚀性, 因此需要对中和反应池、曝气预沉池及相应的管道设备采取耐酸碱措施。

(3) 缺少曝气环节。酸性矿井水中和反应后直接进入混凝沉淀单元, 缺少曝气环节, Fe^{2+} 未能有效转化为 Fe^{3+} , 出水颜色发黄, 铁超标。

4 结语

由于人工湿地法与微生物法在国内尚未形成成熟的工艺技术参数, 没有工程经验支撑, 石灰乳中和法在近期仍将是煤矿矿井水处理的主流方法。

在采用石灰乳中和工艺时, 控制主要单元水力停留时间、加强自动控制系统投药与排泥系统功能, 是决定酸性矿井水出水水质的关键。

参考文献

- [1]徐志诚.酸性矿井水的人工湿地处理方法综述[J].矿业安全与环保, 2005, 32(2):40-42.
- [2]邵武.煤矸石用于人工湿地处理酸性矿井水的研究[J].中国煤炭, 2010, 36(3):83-85.
- [3]崔树军、张建云等人, 微生物技术在煤矿酸性水处理中的应用[J].中国给水排水, 2010, 26(16):27-28.
- [4]朱留生.酸性矿井水处理自控系统设计[J].能源环境保护, 2009, 23(4):38-40.

(上接第 60 页)

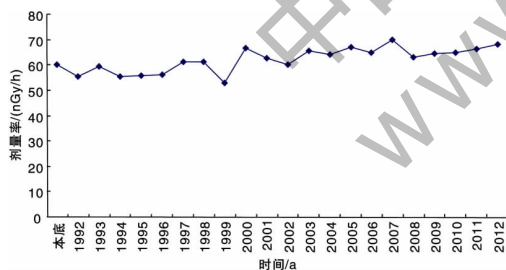


图 4 1992~2012 年秦山核电基地外围环境陆地 γ 辐射剂量率 (瞬时测量) 曲线图

3 结束语

从 1992~2012 年秦山核电基地外围 γ 辐射水平监测结果可知:

1992~2002 年秦山核电基地周围环境 2.5 km 范围内高压电离室连续监测系统测得的环境 γ 辐射剂量率年均值范围为 63~119 nGy/h, 平均值为 95 nGy/h, 接近于核电厂运行前的平均本底值(93 nGy/h)。2002~2012 年周围环境 5 km 范围内高压电离室连续监测系统测得的环境 γ 辐射剂量率年

均值范围为 90~116 nGy/h, 平均值为 102 nGy/h, 低于同期杭州对照点监测平均值 (107 nGy/h)。1992~2012 年周围环境 50 km 范围内测得的陆地瞬时环境 γ 辐射剂量率 (已扣除宇宙射线响应值) 年均值测量范围为 52.7~69.9 nGy/h, 平均值为 62.1 nGy/h, 与运行前本底调查值和对照点监测值相比, 处于同一水平。

监测结果表明, 20 年来秦山核电基地在正常运行情况下, 其周围环境 γ 辐射剂量率处于正常水平, 未见升高。

参考文献

- [1]曾广建, 叶际达, 马永福, 等. 秦山核电基地外围环境 γ 辐射水平[J]. 辐射防护通讯, 2006, 26(2):21.
- [2]刘建, 郑国栋. 秦山核电基地环境 γ 辐射剂量率监测结果的分析[J]. 辐射监测工作通讯.
- [3]M.C.Wong, H.Y.Mok and H.K.Lam. Effects of weather on the ambient gamma radiation levels in HongKong [J]. International congress of the International Radiation Protection Association. Vienna(Austria).14-19 Apr 1996
- [4]叶际达, 曾广建, 陈彬, 等. 秦山核电站周围环境沉降物总 β 放射性水平监测[J]. 辐射防护通讯, 2005, 25(1):36.