

煤田地质与勘探. 2020, 48(2): 64–70 <https://doi.org/10.3969/j.issn.1001-1986.2020.02.011>



移动阅读

董书宁, 于树江, 董兴玲, 等. 煤基固废与高盐废水“固液协同”充填处置关键技术[J]. 煤田地质与勘探, 2025, 53(1): 163–173. doi: [10.12363/issn.1001-1986.25.01.0032](https://doi.org/10.12363/issn.1001-1986.25.01.0032)

DONG Shuning, YU Shujiang, DONG Xingling, et al. A key technology for synergistic backfilling of coal-based solid waste and high-salinity wastewater[J]. Coal Geology & Exploration, 2025, 53(1): 163–173. doi: [10.12363/issn.1001-1986.25.01.0032](https://doi.org/10.12363/issn.1001-1986.25.01.0032)

# 煤基固废与高盐废水“固液协同”充填处置关键技术

董书宁<sup>1,2,3</sup>, 于树江<sup>4</sup>, 董兴玲<sup>1,2,3</sup>, 张步勤<sup>5</sup>, 郭小铭<sup>1,2,3</sup>, 王晓东<sup>1,2,3</sup>,  
王 凯<sup>4</sup>, 朱世彬<sup>1,2,3</sup>, 武博强<sup>1,2,3</sup>, 刘 磊<sup>1,2,3</sup>

(1. 中煤科工西安研究院(集团)有限公司, 陕西 西安 710077; 2. 煤矿灾害防控全国重点实验室, 陕西 西安 710077; 3. 陕西省煤矿水害防治技术重点实验室, 陕西 西安 710077; 4. 北京水木湛清环保科技有限公司, 北京 100041; 5. 飞翼股份有限公司, 湖南 长沙 410600)

**摘要:**【目的和背景】受地域、经济和技术水平等限制, 大部分煤基固废仍以露天堆填的形式积存而未进行处置, 不仅占用大量土地资源, 还会对环境造成二次污染。高盐废水(如矿井高盐水、煤化工高盐水)的妥善处置及减量化是实现废水“零排放”的关键环节, 然而现有高盐废水处理技术普遍存在工程初期投资大、运行费用较高等问题。【方法】提出煤基固废和高盐废水“固液”两废协同处理技术, 即使用高盐废水代替普通用水和早强剂等添加剂, 采用固废胶凝材料代替水泥材料, 将煤基固废和高盐废水搅拌混合后得到充填膏体, 泵送至煤矿井下空间。为了分析该技术的可行性, 以宁夏东煤炭基地某煤矿为研究区, 研究煤基固废充填膏体的力学性能及其对环境的潜在影响。采用单轴抗压强度测试试验(UCS)、扫描电镜(SEM)和电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)分析固化充填膏体的力学性能、微观结构及重金属浸出特征。【结果和结论】结果表明: 随着时间的延长, 固化充填膏体的强度不断增加, 而随着矿粉添加量的增多, 胶凝材料比例下降, 固化充填膏体的强度逐渐减小。值得注意的是, 随着时间延长, 所有使用高盐废水作为拌合水的充填膏体 3 d 强度都高于 0.5 MPa, 基本满足 NB/T 11432—2023《煤矿矸石基固废充填技术规范》中的最低要求, 14 d 强度达到 3.38~5.99 MPa, 能够满足绝大部分煤矿充填的各种场景要求。内梅罗污染指数法评价结果显示, 固化充填膏体浸出液中重金属的综合污染指数为 0.25, 评价分级标准为安全; 从固化充填膏体的浸出试验结果可以看出, 浸出液中主要污染物的浓度均低于 GB 5085.3—2007《危险废物鉴别标准 浸出毒性鉴别》及 GB/T 14848—2017《地下水质量标准》中所列的Ⅲ类水标准要求。因此, 煤基固废和矿井高盐水协同处理技术, 在力学性能和环境稳定性评估方面均满足相关标准, 可实现煤基固废及高盐废水的可循环、低成本和全量化利用, 具有显著的经济效益和环境生态效益, 在无废矿山、无废化工建设方面有较好的应用前景。

**关键词:** 煤基固废; 高盐废水; 固液协同; 井下充填; 地下水

中图分类号: TD823.7; X752 文献标志码: A 文章编号: 1001-1986(2025)01-0163-11

## A key technology for synergistic backfilling of coal-based solid waste and high-salinity wastewater

DONG Shuning<sup>1,2,3</sup>, YU Shujiang<sup>4</sup>, DONG Xingling<sup>1,2,3</sup>, ZHANG Buqin<sup>5</sup>, GUO Xiaoming<sup>1,2,3</sup>,  
WANG Xiaodong<sup>1,2,3</sup>, WANG Kai<sup>4</sup>, ZHU Shibin<sup>1,2,3</sup>, WU Boqiang<sup>1,2,3</sup>, LIU Lei<sup>1,2,3</sup>

(1. CCTEG Xi'an Research Institute (Group) Co., Ltd., Xi'an 710077, China; 2. Coal Mine Hazard Prevention and Control National Key Laboratory, Xi'an 710077, China; 3. Shaanxi Key Laboratory of Prevention and Control Technology for

收稿日期: 2025-01-05; 接收日期: 2025-01-15

基金项目: 陕西省自然科学基金基础研究计划重点项目(2023-JC-ZD-27); 陕西省自然科学基金基础研究计划面上项目(2024JC-YBMS-230); 国家自然科学基金面上项目(42472326); 天地科技股份有限公司科技创新创业资金专项重点项目(2022-2-TD-ZD005)

第一作者: 董书宁, 1961 年生, 男, 陕西蓝田人, 博士, 研究员, 博士生导师。E-mail: [dongshuning@cctegxian.com](mailto:dongshuning@cctegxian.com)

© Editorial Office of Coal Geology & Exploration. OA under CC BY-NC-ND

*Coal Mine Water Hazard, Xi'an 710077, China; 4. Beijing Symgreen Environmental Technology Group Co., Ltd., Beijing 100041, China; 5. Feny Co., Ltd., Changsha 410600, China)*

**Abstract: [Background and Objective]** Limited by locations, as well as economic and technical levels, most of the coal-based solid waste is still accumulated in the form of open-air landfills without treatment, thus occupying large quantities of land resources and causing secondary pollution to the environment. The proper treatment and reduction of high-salinity wastewater (e.g., high-salinity mine water and high-salinity water from the coal chemical industry) represent a key link in the achievement of zero liquid discharge. However, existing technologies for high-salinity wastewater treatment are generally confronted with issues such as great initial investment and high operation costs of the treatment engineering. **[Methods]** This study developed a technology for the synergistic treatment of coal-based solid waste and high-salinity wastewater (also referred to as solid-liquid synergistic waste backfilling). Specifically, high-salinity water, rather than ordinary water and additives such as early strength agent, and solid waste cementitious materials—used to replacing part of cement, were mixed while stirring to produce filling paste, which was then pumped to the underground goaves of coal mines. To analyze the feasibility of this technology, this study investigated the mechanical properties and potential environmental impacts of filling paste prepared using coal-based solid waste and high-salinity wastewater from a certain coal mine in the Ningdong coal base in Ningxia. The mechanical properties, microstructures, and heavy metal leaching characteristics of the solidified filling paste were analyzed using the uniaxial compressive strength (UCS) test, scanning electron microscopy (SEM), and inductively coupled plasma-mass spectrometry (ICP-MS). **[Results and Conclusions]** The results indicate that the strength of all the solidified filling paste increased over time but gradually decreased with an increase in the quantity of mineral powders added and a decrease in the proportion of cementitious materials. Notably, after some time, all filling paste prepared using high-salinity water as mixing water exhibited 3-day strength exceeding 0.5 MPa, meeting the minimum requirements specified in Technical specification for coal mine gangue-based solid waste filling (NB/T 11432—2023). Their 14-day strength reached 3.38–5.99 MPa, satisfying the requirements of various scenarios in most coal mine filling. The assessment results obtained using Nemerow's pollution index and extraction toxicity tests indicate that the leachate from the solidified filling paste exhibited a comprehensive pollution index of heavy metals of 0.25, rated as “Safety” according to the grading criteria for comprehensive pollution assessment. The leaching test results of the solidified filling paste indicate that the primary pollutant concentrations in the leachate all fell below the requirements of Class III water standard specified in Identification standards for hazardous wastes-Identification for extraction toxicity (GB 5085.3—2007) and Standard for groundwater quality (GB/T 14848—2017). Therefore, the technology for synergistic treatment of coal-based solid waste and mine high-salinity water can meet the relevant standards in the assessment of mechanical properties and environmental stability. This technology enables the recyclable, low-cost, and full quantitative utilization of coal-based solid waste and high-salinity water, enjoying significant economic and ecological benefits. The results of this study will provide technological support for the construction of waste-free mines, mining cities, and chemical industry.

**Keywords:** coal-based solid waste; high-salinity water; solid-liquid synergism; downhole filling; groundwater

煤基固体废物(简称煤基固废)是煤炭资源在开采、加工、燃烧等过程中的附属产物,主要包括煤矸石、粉煤灰、锅炉渣以及煤气化灰渣、煤液化残渣和烟气脱硫石膏等。据统计,我国煤基固废累计排放超过数百亿吨,并以每年约 18 亿 t 增加,常以地表堆积、填埋等方式处理,累计占地超 2 200 km<sup>2</sup><sup>[1-2]</sup>。煤基固废中以煤矸石最为常见,也是现阶段我国排放量最大的工业废弃物之一,累积堆存量已接近 70 亿 t<sup>[3-4]</sup>。目前,煤基固废的综合利用途径主要有发电、制作建筑材料、筑路、土地复垦、制作化工原料以及煤基固废井下充填等方法<sup>[5-12]</sup>。但是受地域、经济和技术水平等限制,大部分煤基固废仍以露天堆填的形式堆存而未进行处置,不仅占用大量土地资源,还会对环境造成二次污染<sup>[13-15]</sup>。因此,综合考虑煤基固废的处置与利用、地表沉陷控制及矿区生态环境保护等因素,兼顾经济性及安全性,寻找适用于煤基固废协同处置利用技术,根本上解决煤基固废堆存问题,已成为目前众多专家学者的研究热点。

另外,生态环境部、国家发改委和国家能源局于 2020 年 11 月联合发布《关于进一步加强煤炭资源开发环境影响评价管理的通知》中已明确规定:矿井水在充分利用后确需外排的,水质应满足或优于受纳水体环境功能区划规定的地表水环境质量对应值,且含盐量不得超过 1 000 mg/L<sup>[16]</sup>。然而,高盐矿井水主要集中于我国水资源极度匮乏、自然生态环境较为脆弱但煤炭资源丰富的西部地区,水量巨大且分布广泛。因此,在当前“零排放”及煤炭与水资源逆向分布背景下,高盐矿井水若不进行合理处置,不仅对当地生态环境及工农业生产造成不可估量的破坏,而且与国家政策要求相悖,最终将制约西部矿区的煤炭绿色开发乃至生态文明建设<sup>[17]</sup>。因此,高盐废水的妥善处置及减量化是实现废水“零排放”的关键环节。目前,高盐废水的处理技术主要有 3 种<sup>[18-20]</sup>:地下深井灌注、蒸发塘与蒸发结晶。地下深井灌注技术对环境风险仍不明确,尚无明确的政策法规,现阶段很少采用。蒸发塘受自然环境影响,且存在底泥



处置及母液处理等问题<sup>[21-22]</sup>。蒸发结晶技术将高盐废水转化为固态的结晶盐,在一定程度上可以实现废水“零排放”,也是现阶段较为常用的工艺,高盐废水结晶盐作为危废处置的成本多数高于3 000~5 000元/t,典型企业的结晶盐年处理费用高达数千万元甚至几亿元。因此,现有高盐废水的处理技术普遍存在工程初期投资大、运行费用较高等问题,仍缺乏更经济可行的处理技术。

综上所述,针对煤基固废大量堆存高效率处理和高盐废水处理两大难题,国内大多是单独以固废或液废处置为主。已有研究表明,煤基固废井下充填在规模化利用煤基固废途径中具有一定优势,可有效减少煤基固废的存放量<sup>[23-24]</sup>。因此,笔者提出利用煤基固废和矿井高盐水或煤化工高盐水“固液协同”处理后,再用于井下空间充填的“固液协同”充填处置技术,介绍了此技术反应原理,并进行充填膏体制备,在此基础上,开展工程案例可行性分析,通过抗压强度测试试验分析煤基固废固化充填膏体的力学性能,采用浸出毒性试验及内梅罗污染指数法,探究充填膏体浸出液中的重金属特征及其对环境的潜在影响,以期为煤基固废和高盐废水的再利用奠定新的思路和方法。具体方法及工艺流程可参考团队申请的发明专利《一种固液两废协同处理方法、系统及应用》(专利号 ZL2024 1 0144041.1)。

## 1 “固液协同”充填处置技术

### 1.1 技术概况

“固液协同”膏体充填技术,即以固体废物(如煤矸石、粉煤灰、尾矿砂、脱硫石膏、气化渣等)和液体废物(如矿井高盐水、煤化工高盐水、燃煤电厂脱硫废液等)并经过预处理识毒、消毒后达到无害化材料的标准,以下统称为高盐废水)(简称两废)进行协同处理,将固、

液废中的物质成分协同诱导后有效激发利用,提高其化学结合能力形成钙矾石产物体系,产生如水化硅酸钙  $C-S-H$ 、 $C-A-S-H$ 、 $N-A-S-H$  等凝胶材料。同时在反应过程中利用一系列技术手段将有害因子固化,使其稳定化、无害化,达到井下充填材料的特定环境、特定标准的一种创新型技术。具体到煤矿区的“固液协同”充填处置技术是指以煤基固废和高盐废水为主,制备低扩散膏体材料用于井下充填,利用综采工作面移架时的架后采出空间即时开放充填,辅以两巷滞后加压充填,达到高充填率的要求,技术路线如图1所示。采用固废胶凝材料替代水泥,使凝胶材料成本降低1/2,同时使用高盐废水代替普通用水和早强剂等添加剂,从而降低高盐废水处置成本,大幅度降低充填成本。将填充过程由生产导向型转变为生态导向性,两废协同处置过程中还可以实现上覆煤岩减沉、保水开采、置换煤柱、保护上覆煤层、防止自燃发火(可替代黄泥注浆)及原位恢复,利用井下采空区、废弃巷道空间消纳固液“两废”并科学固化,在保持生产规模和效益的同时可大幅度降低环境治理成本。

### 1.2 反应原理

“固液协同”处置将富含硅铝酸盐成分的煤基固废与高盐废水(替代制备膏体的普通用水)、改性剂等进行配比混合搅拌,并结合一系列活化手段通过“解聚—重构”反应,将固、液废中的有效成分“诱导溶出—协同配伍—激发活性—高效利用”,提高其化学结合能力形成“复盐—凝胶”产物体系,生成AFt(钙矾石)、 $C-S-H$ (水化硅酸钙凝胶)、 $C-A-S-H$ (水化硅铝酸钙凝胶)、 $N-A-S-H$ (水化硅铝酸钠凝胶)等水化产物(图2)。

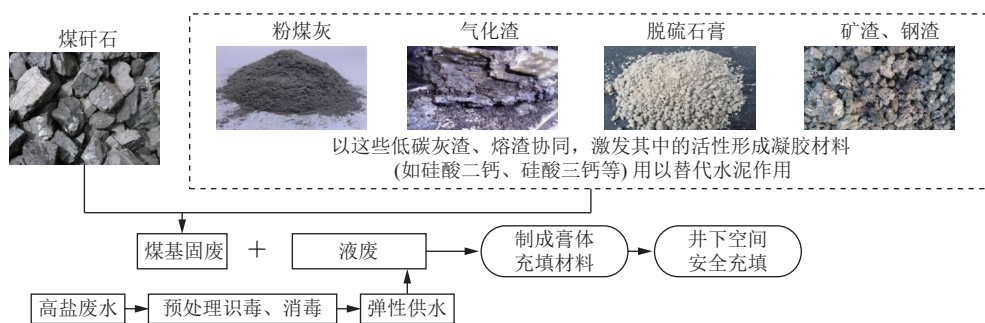


图1 “固液协同”充填处置技术路线

Fig.1 Technical route for “solid-liquid waste synergistic” backfilling

高盐废水中一些成分具有早强剂作用,以 $SO_4^{2-}$ 为例,其与煤矸石、胶结材料中的碱土金属成分反应生成硫酸盐(高分散性),极易与铝酸三钙反应迅速形成水化硫铝酸钙晶体,使膏体凝结加速、强度增加,与此同时有害元素得到固化。高盐废水中的 $Cl^-$ 和 $Ca^{2+}$ ,有较强

的扩散作用,能够穿过煤基固废颗粒表层,与其内部被激发后释放的活性 $Al^{3+}$ 反应,生成水化氯铝酸钙, $Cl^-$ 还可以与 $Ca(OH)_2$ 反应生成氧氯化钙复盐,不溶于水,使试样中固相增多,提高材料强度。主要反应方程式如下:

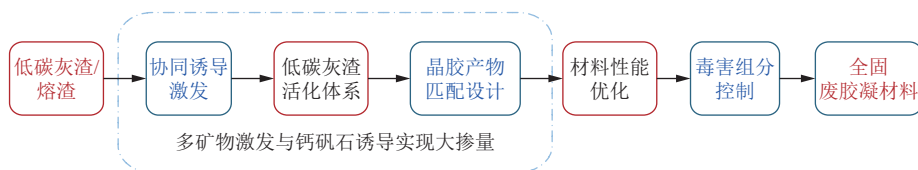
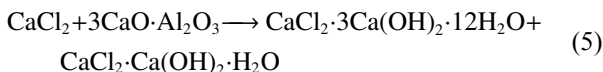
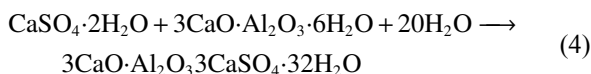
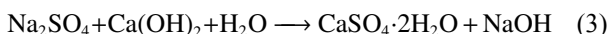
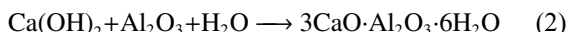
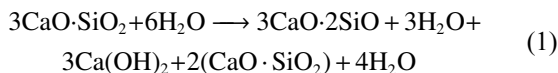


图 2 构建钙矾石产物体系技术路线

Fig.2 Technical route for producing ettringite product system



通过以上反应生成的复盐与胶凝组分,成为“固液协同”的主要产物。煤基固废常用的活化手段有物理和化学 2 种,物理活化常用的方法为机械粉磨和高温煅烧,化学活化常用的方法为添加酸碱激发剂,合理的利用活化手段将有利于激发煤基固废中的铝硅酸盐组分活性,使其生成具有胶凝性质的无机聚合物<sup>[25]</sup>(图 3),其结构式由  $[\text{SiO}_4]$  和  $[\text{AlO}_4]$  四面体通过桥氧连接而成,碱金属或碱土金属离子分布在网络结构中以平衡 Al 代替 Si 产生的电价差。

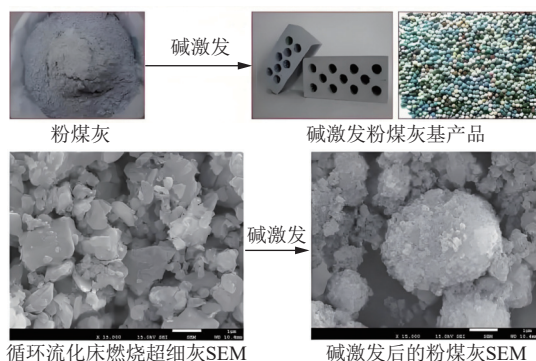
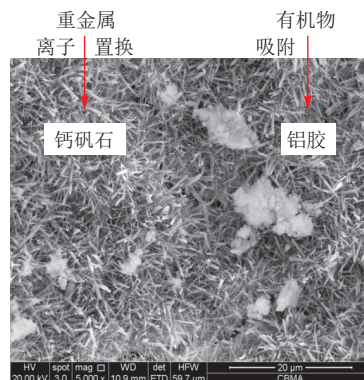


图 3 碱激发利用原理

Fig.3 Principle for alkali excitation and its utilization

钙矾石体系为三方晶系结构,主要通过离子置换、化学沉淀和表面吸附作用固化污染物<sup>[26]</sup>。有机物通过钙矾石的三维锚片、纤维交叉结构(该结构具有物理固封和吸附作用)包裹住而被固化。C—S—H 凝胶材料本身具有高比表面积和强离子交换能力,通过吸附和置换作用固化污染物,这种作用不仅限于表面,还包括重金属离子进入水化硅酸钙的晶格内部,从而实现重金属的有效固定(图 4)。



1. 钙矾石离子置换和表面吸附

$\text{Ca}^{2+}$  置换:  $\text{Br}^{2+}$ ,  $\text{Ba}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ;  
 $\text{Al}^{3+}$  置换:  $\text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Si}^{4+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Mn}^{3+}$ ,  $\text{Ni}^{3+}$ ,  $\text{Co}^{3+}$ ,  $\text{Ti}^{3+}$ ;  
 $\text{SO}_4^{2-}$  置换:  $\text{B}(\text{OH})_4^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{OH}^-$ ,  $\text{CrCO}_4^{2-}$ ,  $\text{AsO}_4^{3-}$ ,  $\text{SeO}_4^{2-}$ ,  $\text{VO}_4^{3-}$ ,  $\text{BrO}_3^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{MoO}_4^{2-}$ ,  $\text{ClO}_3^-$ ,  $\text{SO}_3^-$ ,  $\text{IO}_3^-$ ;

2. 铝柱吸附: Cs, I, Np, Sn;

3. 铝胶物理固封/吸附

图 4 凝胶材料吸附、固化反应原理

Fig.4 Principles of the adsorption and curing reactions of gel materials

### 1.3 可“固液协同”充填技术及工艺流程

井下充填技术是将井下或地面煤基固废(主要是煤矸石)充填入井下空间,达到处理煤矸石以及控制岩层移动和地表沉陷的目的。“固液协同”充填技术的核心是将所制备的凝胶材料进行井下充填,基于现有的井下充填技术<sup>[27-31]</sup>,其中膏体充填和浆体充填可满足固液协同的充填要求,具体包括工作面膏体充填、短壁胶结充填(连采连充)、采空区嗣后胶结充填、离层区胶结充填等。此外,“固液协同”处置技术,除开采充填外,还可以推广的应用场景包括:(1) 地面堆填固废—液废综合处置;(2) 蒸发塘地面就地固化处置;(3) 尾矿库固废—液废地面就地固化处置;(4) 井下注浆防灭火协同固废—液废处理。

依据现有充填技术特点分析,具体见表 1。

根据表 1 中充填技术对比分析,可以看出综合机械化工作面低扩散膏体开放充填技术能够较好地满足生产、成本、环保等各方面的需要。该技术采用充填与循环脱钩方式,拉架同时喷射充填,短时间凝固,无水析出,在满足充填量的同时达到强度和低泌水率要求,具体方案如图 5 所示。该技术将液压支架进行简单改造即可进行膏体充填开采,混凝土喷射装置均布于液压支架后,在架后开放空间进行膏体喷射充填。喷射装置中配备的混流器可以保证在末端添加速凝剂,保证喷射出的膏

表 1 可“固液协同”的充填技术分析  
Table 1 Analysis of technologies allowing for “solid-liquid waste synergistic” mining and backfilling

序号	充填技术	特点
1	老采空区胶结充填	用井下大口径长钻或地面钻孔寻找地下空间充填，老采空区嗣后注浆充填，采场覆岩形成“O”形空间，受压实影响，充注空间存在差异
2	离层区胶结充填	受地层条件影响，离层空间差异很大，充填量有限
3	架后袋式膏体充填	需要专用支架、专用设备、挂袋。工艺较复杂，充填期间支架不能移动，充填能力受循环限制
4	条带膏体充填	条带膏体充填可回收部分边角区域的煤，工艺成熟，充填能力受限于掘进速度
5	综合机械化工作面低扩散膏体开放充填	对较厚的倾斜煤层有较好适应性，尤以可胶结的膏体充填优势更为明显。充填的膏体增加胶结材料即可制出高强度矸石混凝土作工程结构体等使用，送达方便。采用充填与循环脱钩方式，拉架同时喷射充填，短时间凝固，无水析出，在满足充填量的同时达到强度和低泌水率要求

体能够迅速凝固。架后开放空间充填可以实现采充平行作业，采煤过程无需等待膏体凝固，提高矿井生产效率，实现边采边充，从根本上克服了采后地面注浆充填的诸多不足。该技术提高了充填能力及生产能力，生产循环不再受膏体凝固时间影响，使全量化处理煤基固废成为可能。

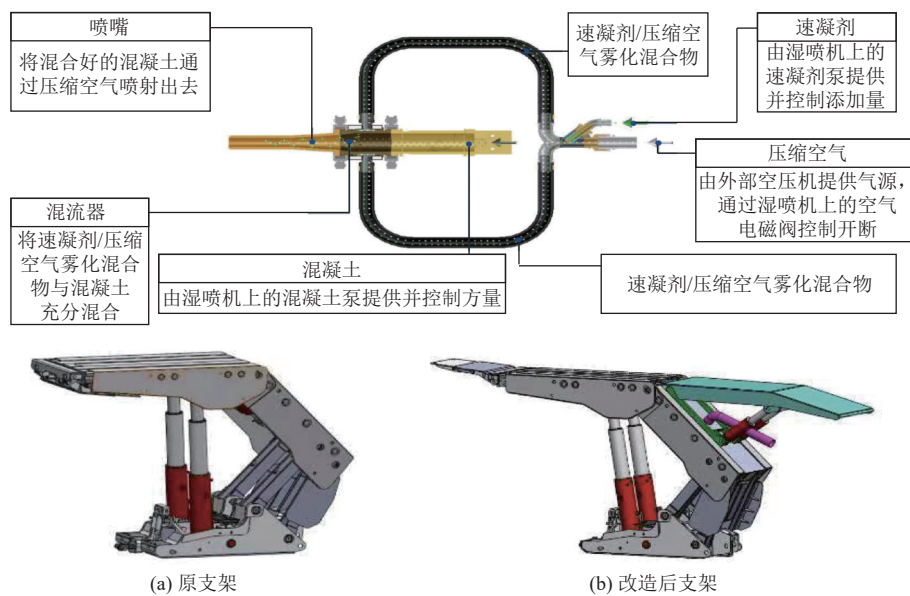


图 5 新型膏体开放式综采架后充填方案

Fig.5 New open post-support paste filling scheme under fully mechanized mining

煤基固废协同高盐废水固化膏体充填技术工艺流程如图 6 所示。

2 工程可行性案例分析

2.1 试验材料及方法

2.1.1 原材料性质

1) 煤矸石和粉煤灰

试验所用煤矸石取样于宁夏宁东煤炭基地某煤矿。采用 XRD 衍射仪来测定煤矸石的矿物组成，测试结果见表 2。其中矿物含量相对较大的有高岭石、石英、云母、钠长石。使用前，使用破碎机将矸石破碎，粒径组成如下：5 mm 以下煤矸石质量分数(下同)约为 45%，5~<15 mm 约为 35%，15~<20 mm 约为 15%。

试验所用粉煤灰取样于宁东煤炭基地某煤矿。采

用 XRD 衍射仪来测定矿物组成，测试结果见表 2。根据表中数据显示，粉煤灰中的主要矿物是石英、方解石、斜长石、钠长石等。在使用时，粉煤灰不做预处理，其粒径分布：74 μm(200 目以下)占 91.64%，38 μm(400 目以下)占 70.16%。试验所用胶结材料主要为 PSA42.5 硅酸盐水泥，为市场购买。

2) 矿井高盐水

试验所用高盐废水为宁东煤炭基地某煤矿矿井水，经双膜法处理后的二级反渗透浓盐水，主要水质指标见表 3。根据表 3 分析结果，矿井高盐水中含有多重金属污染物，特别是砷和汞，超过地下水Ⅲ类标准的 3.50 倍和 4.00 倍。矿井所排放的高盐废水中 Cl<sup>-</sup>、F<sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 和氨氮的超标情况较为严重；在高盐废水中，超标最为严重的是化学需氧量(COD)，COD 多为综采设备



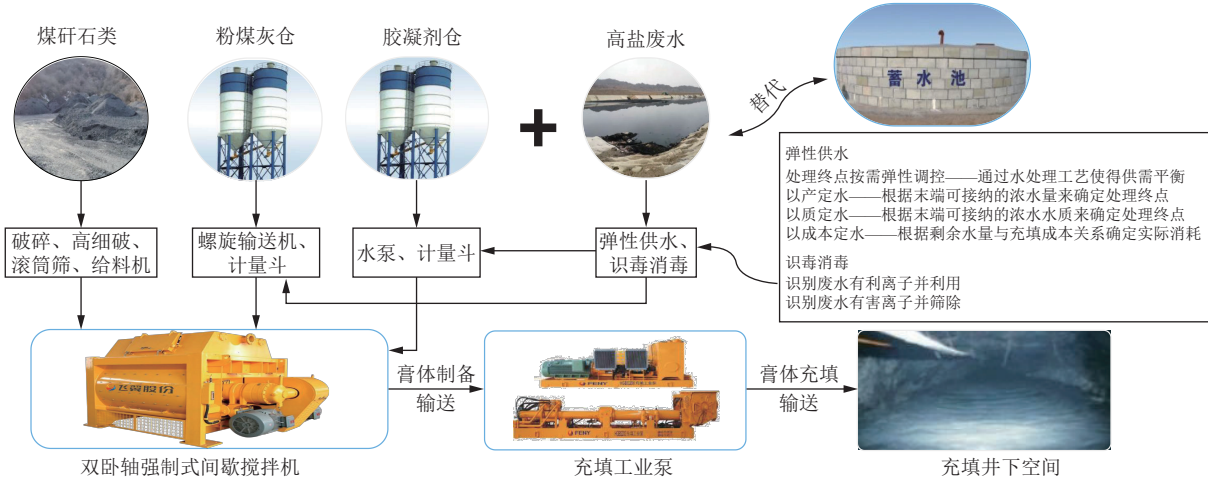


图 6 “固液协同”充填技术工艺流程

Fig.6 Process of “solid-liquid waste synergistic” backfilling technology

表 2 煤矸石和粉煤灰的矿物成分质量分数

Table 2 Mass fractions of mineral components in coal gangue and fly ashes

材料	白云石	高岭石	氢氧钙石	云母	绿泥石	石英	钠长石	斜长石	方解石	赤铁矿	未知物
煤矸石		25.37		14.41	9.86	21.46	14.02	10.88			4.00
粉煤灰	1.27		0.70	3.11		12.01	14.21		5.57	1.47	61.66

表 3 固化充填膏体用矿井高盐水质特征

Table 3 Water quality characteristics of high-salinity mine water used for solidified filling paste

污染物	质量浓度/(mg·L <sup>-1</sup> )	控制标准/(mg·L <sup>-1</sup> )	超标倍数
铬(六价)	<0.046	≤0.05	0.92
铜	0.113	≤1.0	0.11
锰	0.178	≤1.0	0.18
锌	0.331	≤1.0	0.33
砷	0.035	≤0.01	3.50
镉	0.003	≤0.005	0.60
铅	0.031	≤0.05	0.62
硒	0.006	≤0.01	0.60
汞	0.004	≤0.001	4.00
氯化物	19 427.600	≤250	77.71
氟化物	24.342	≤1.0	24.34
硫酸盐	17 827.680	≤250	71.31
化学需氧量	902.812	≤3.0	300.98
氨氮	9.828	≤0.5	19.66

检修过程中产生的多环芳烃类油污以及煤泥中大分子有机物<sup>[32]</sup>。

3) 煤化工高盐水

试验所用高盐废水为山西某焦化企业膜处理后水经蒸发处理后的高盐有机废液,并经过预处理识毒、消毒后达到制备材料标准。预处理识毒、消毒是指对废水中无法参与协同反应、难以控制其析出的有毒有害、可能随水迁移的及国家强制性规定不得入井的物质提

前识别并剔除或改性,也是煤化工高盐水入井的必要前置条件。主要水质指标见表 4,水质中各项指标与矿井高盐水质相似。

表 4 固化充填膏体用煤化工高盐水质特征

Table 4 Water quality characteristics of high-salinity water from coal chemical industry used for solidified filling paste

污染物	质量浓度/(mg·L <sup>-1</sup> )	控制标准/(mg·L <sup>-1</sup> )	超标倍数
银	0.01	≤0.05	0.20
铍	0.008	≤0.002	4.00
砷	0.005 4	≤0.01	0.54
铬	0.03	≤0.05	0.60
锰	0.01	≤1.0	0.01
镍	0.007	≤0.02	0.35
镉	0.000 3	≤0.005	0.06
铅	0.007 4	≤0.05	0.15
汞	0.000 26	≤0.001	0.26
硒	1.04	≤0.01	104.00
氯化物	11 700	≤250	46.80
氟化物	32.1	≤1.0	32.10
硫酸盐	39 900	≤250	159.60
化学需氧量	1 370	≤3.0	456.67
氨氮	16.6	≤0.5	33.20

2.1.2 充填膏体制备及试验方案

充填膏体制备过程中,通过调节煤基固废如煤矸石、矿粉、粉煤灰与高盐废水的比例,可以获得符合不同工况下的充填材料,原料中高钙体系矿渣和煤灰水化产物—

般为有利于固氯的水化产物如 F 盐及 C—(A)—S—H 等,凝胶可固封放射性或有毒金属离子等诸多优异性能。另加入减水剂等情况下,高盐废水中的硫酸根与水泥反应生成硫酸钙(具有高度分散性),极易与铝酸三钙反应迅速形成水化硫铝酸钙晶体,使得凝结加速,强度增加,具体制备流程如图 7 所示。

以煤矸石为主要充填材料,破碎至粒径 12 mm 以下,矿粉比表面积 $\geq 400\text{ m}^2/\text{kg}$ ,胶结料为 PSA42.5 硅酸盐水泥、粉煤灰(煤粉炉原灰即可),矸石粒径级配满足料浆输送和充填要求。其中,制备充填膏体各项物质的质量配比为(以每立方米膏体计算):煤矸石 45%~52%,粉煤灰 8%~10%,化工渣改性胶结材料 5%~7%,减水剂(胶凝材料总量)1%~2%,速凝剂(胶凝材料总量)5%~6%,高盐废水 30%。通过物料平衡计算,确定是否需要补充添加剂。本试验中固定煤矸石、粉煤灰和高盐废

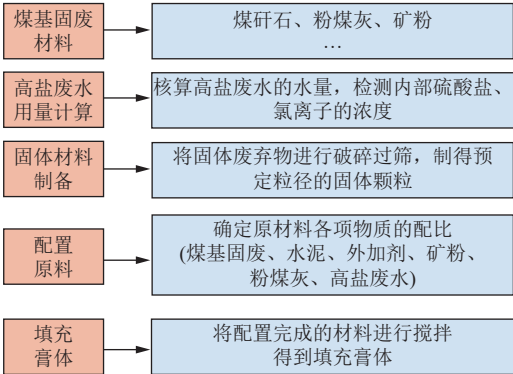


图 7 固化充填膏体制备流程  
Fig.7 Preparation process of solidified filling paste

水的掺入量,通过调节水泥和矿粉的比例设计出 5 组试验(编号 CFCS-1—CFCS-5),并设计了 2 组空白试验,以蒸馏水作为溶液。另外,还设计了 1 组煤化工高盐水纵向对比试验,具体试验方案设计见表 5。

表 5 充填膏体制备试验方案设计  
Table 5 Experimental schemes designed for filling paste preparation

样品编号	煤矸石/mg	粉煤灰/mg	胶结料/mg	矿粉/mg	矿井高盐水/mL	煤化工高盐水/mL	蒸馏水/mL
CFCS-1	1 440	360	180	0	495	495	0
CFCS-2	1 440	360	140	40	495	495	0
CFCS-3	1 440	360	100	80	495	495	0
CFCS-4	1 440	360	180	0	0	0	495
CFCS-5	1 440	360	100	80	0	0	495

试验中,首先将煤矸石、粉煤灰、胶结料以及矿粉按比例加到搅拌锅,随后缓慢倒入高盐废水或蒸馏水,再次充分搅拌,制成具有一定黏稠度的膏体;将膏体注入 100 mm×100 mm×100 mm 模具中,振实后,放入养护箱内养护 24 h 后脱模,然后放到温度为 20 ℃、相对湿度为 95% 的恒温恒湿养护箱内养护 1、3 和 14 d,待到规定的养护时间,将试样取出,进行抗压强度测试。

2.1.3 物理力学特性测试

单轴抗压强度是充填材料固化效果的重要指标,因此,本文使用微机控制电液伺服万能实验机对养护后的胶结充填膏体进行抗压强度测试。采用位移控制(0.1 mm/min)进行加载,直至材料破坏,记录材料破坏时的最大压力,计算出煤基固废胶结充填膏体的单轴抗压强度(图 8)。

2.1.4 浸出毒性测定试验

浸出毒性是评估固化充填膏体对矿区地下水环境影响的重要指标,为此开展浸出毒性试验,分析固化体对地下水环境可能产生的影响,浸出毒性试验仅对抗压强度最优的试样开展。整个浸出毒性试验参照 HJ 557—2010《固体废物 浸出毒性浸出方法 水平振荡法》执行。试验中,取一完整固化试样,将其放至提取容器中,按照液固比为 10 : 1(L/kg) 添加蒸馏水;随后,将提取容器固

定在水平振荡器上,将振荡频率设定为(110±10) 次/min,振幅为 40 mm,在室温下振荡 8 h 后,取下提取容器,静置 7 h。随后,取出浸出液使用 0.45 μm 滤膜过滤,测定浸出液的 pH、Cr<sup>6+</sup>、Cu<sup>2+</sup>、Mn<sup>2+</sup>、Zn<sup>2+</sup>、As、总 Cr、Cd<sup>2+</sup>、Pb<sup>2+</sup>、Ag、Ni、Se、Be、Hg<sup>2+</sup>、Na<sup>+</sup>、全盐量、Cl<sup>-</sup>、F<sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>。根据 GB 5085.3—2007《危险废物鉴别标准 浸出毒性鉴别》和 GB/T 14848—2017《地下水质量标准》对固化充填膏体中典型污染物的浸出毒性进行判断(图 9)。



图 8 抗压强度测试试验  
Fig.8 Compressive strength test

2.1.5 环境风险评估

充填膏体浸出液中同时存在多种重金属,其对环境



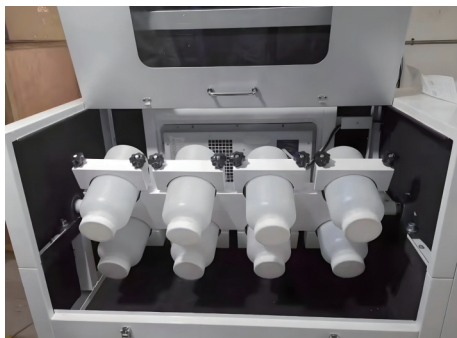


图 9 浸出毒性试验

Fig.9 Leaching toxicity test

造成的影响程度需要明确。为此,研究采用内梅罗污染指数法<sup>[33]</sup>评价充填膏体浸出液中多种重金属污染物对矿区地下水环境可能造成的影响,评价分级标准见表 6。内梅罗综合污染指数法能够反映多种重金属对复合污染的贡献,是水溶液中重金属污染评价常用的方法<sup>[33]</sup>。

$$P = \sqrt{\frac{\left(\frac{C_n}{S_n}\right)_{\max}^2 + \left(\frac{C_n}{S_n}\right)_{\text{ave}}^2}{2}} \quad (6)$$

表 6 内梅罗综合污染评价分级标准

Table 6 Grading criteria for comprehensive pollution assessment based on Nemerow's pollution index

等级	$P$	污染程度	清洁水平
1	$P \leq 0.7$	安全	清洁
2	$0.7 < P \leq 1.0$	警戒线	尚清洁
3	$1.0 < P \leq 2.0$	轻污染	超过背景值,视为轻污染,作物开始受污染
4	$2.0 < P \leq 3.0$	中污染	土壤、作物均受到中度污染
5	$P > 3.0$	重污染	污染已相当严重

本研究中采用矿区地下水质量标准Ⅲ类水质作为计算标准。

## 2.2 结果与讨论

### 2.2.1 抗压强度分析

图 10 是固化充填膏体的抗压强度试验结果。从图中可以看出,随着时间的延长,所有固化充填膏体的强度都在不断增加。这是因为随着试验时间延长,试样内部水化产物不断增加,凝胶体形成。值得注意的是,所有使用高盐废水作为拌合水的固化体的 3 d 强度都高于 0.5 MPa,基本满足 NB/T 11432—2023《煤矿矸石基固废充填技术规范》提出的最低要求;其 14 d 强度则达到了 3.38~5.99 MPa,能够满足绝大部分煤矿充填的各种场景要求。

对比 CFCS-1、CFCS-2 和 CFCS-3 的抗压强度可以发现,随着矿粉添加量的增多,试样强度逐渐减小。这种现象在 2 个对照试样中也得到了体现:添加矿粉的 CFCS-5 试样的抗压强度低于未添加矿粉的 CFCS-4

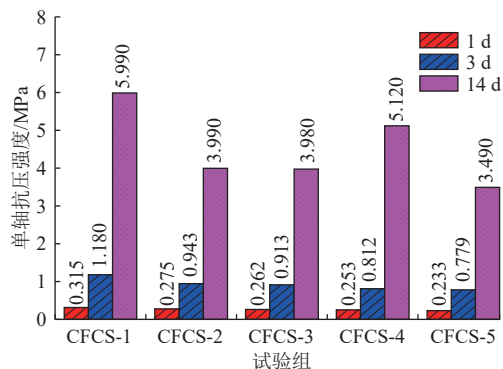


图 10 煤基固废固化充填膏体的单轴抗压强度

Fig.10 Uniaxial compressive strength of solidified filling paste prepared using coal-based solid waste

试样。这是因为充填膏体制备过程中没有添加激发剂,无法破坏矿粉表面,导致矿粉无法发挥胶凝材料的作用,最终强度降低。另外,矿粉的添加还导致胶结料的比例下降(胶结料是固结体强度的主要来源),也会造成固化体强度下降。

比较 CFCS-1 和 CFCS-4、CFCS-1 和 CFCS-5 后可以发现,使用浓盐水作为拌合水的固化体强度要高于使用蒸馏水作为拌合水的固化体,这一试验结果与朱庚杰等<sup>[34]</sup>的研究类似,他们的试验结果显示,使用高矿化度矿井水制备的充填体强度要高于使用蒸馏水制备的充填体强度。矿井高盐水之所以促进固化体强度提升,应该是高盐废水中大量存在  $\text{Cl}^-$  和硫酸盐(表 3),促进了钙矾石和弗雷德盐(六水合三氯化铝)生成,增加了固结体内部的凝结作用,促使固结体强度增大<sup>[34]</sup>。

纵向试验对比,因煤化工高盐水成分(经预处理消毒后)与矿井高盐水成分相似,试验结果基本一致,其中,对于煤化工高盐水中有机物等难处理指标,采用预处理后确保达到无害化材料标准后再制备固化充填膏体。

### 2.2.2 环境稳定性评价

#### 1) 充填膏体潜在生态环境风险评价

表 7 是充填膏体浸出液生态环境风险评价结果。计算结果显示,矿井高盐水与煤化工高盐水的固化充填膏体浸出液中重金属的综合污染指数分别为 0.25 和 0.22,根据表 6 中内梅罗综合污染评价分级标准,其属于安全,这说明固化充填膏体浸出液对环境的污染较小,主要是因为原井下矿井水及二级反渗透浓盐水中重金属的浓度较低(表 3)。

#### 2) 充填膏体浸出毒性分析

表 8 是固化充填膏体的浸出试验结果。从表中可以看出,浸出液中重金属及其他典型污染物质量浓度不仅低于危险废物鉴别标准 GB 5085.3—2007《危险废物鉴别标准 浸出毒性鉴别》,同时低于 GB/T 14848—2017《地下水质量标准》中所列的Ⅲ类水标准,显然,煤基

表 7 充填膏体浸出液潜在生态环境风险评价  
Table 7 Assessment of potential ecological risks caused by the leachate of filling paste

检测项目	矿井高盐水协同后浸出液中 重金属质量浓度 $C_w/(10^{-3}\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1})$	煤化工高盐水协同后 浸出液中重金属质量浓度 $C_w/(10^{-3}\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1})$	III类地下水中 重金属质量浓度 $S_w/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	矿井高盐水协同后 浸出液中重金属 综合污染指数 $P_1$	煤化工高盐水协同后 浸出液中重金属 综合污染指数 $P_2$
六价铬	17.00	4.0	$\leq 0.05$	0.25	0.22
铜	2.96	4.5	$\leq 1.00$		
锌	$<0.67$	3.2	$\leq 1.00$		
砷	2.20	2.5	$\leq 0.01$		
镉	$<0.05$	0.3	$\leq 0.005$		
铅	$<0.09$	0.7	$\leq 0.01$		
镍	0.44	0.4	$\leq 0.02$		
总汞	$<0.04$	0.3	$\leq 0.001$		

表 8 充填膏体的浸出毒性  
Table 8 Extraction toxicity of filling paste

指标	检测项目		浸出毒性标准*		III类地下水质量标准**	
	协同矿井高盐水 质量浓度/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	协同煤化工高盐水 质量浓度/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	质量浓度/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	是否达标	质量浓度/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	是否达标
pH	10	12.2	2.0~12.5	达标		
六价铬	0.017	0.004	5	达标	$\leq 0.05$	达标
铜	$2.96\times 10^{-3}$	0.004 5	100	达标	$\leq 0.05$	达标
锌	$<0.67\times 10^{-3}$	0.003 2	100	达标	$\leq 1.0$	达标
砷	$2.2\times 10^{-3}$	0.002 5	5	达标	$\leq 0.01$	达标
总铬	$19.1\times 10^{-3}$	0.038 8	5	达标		
镉	$<0.05\times 10^{-3}$	0.000 3	1	达标	$\leq 0.005$	达标
铅	$<0.09\times 10^{-3}$	0.000 7	5	达标	$\leq 0.05$	达标
银	$<0.04\times 10^{-3}$	0.000 05	5	达标	$\leq 0.05$	达标
镍	$0.44\times 10^{-3}$	0.002 1	5	达标	$\leq 0.02$	达标
硒	$2.46\times 10^{-3}$	0.006 8	1	达标	$\leq 0.01$	达标
铍	$<0.04\times 10^{-3}$	0.000 03	0.02	达标	$\leq 0.002$	达标
总汞	$<0.04\times 10^{-3}$	0.000 3	0.1	达标	$\leq 0.001$	达标

注：\*表示GB 5085.3—2007《危险废物鉴别标准 浸出毒性鉴别》；\*\*表示 GB/T 14848—2017《地下水质量标准》。

“固废协同”矿井高盐水形成的固化充填膏体对环境的影响较小。这是因为煤基固废等制成的固化添加剂中含有大量 CaO 等先驱体,在与矿井浓盐水混合后,将生成硅酸三钙、铝酸三钙以及硅铝酸三钙等,见反应式(1)、式(2)和式(3)。这些新生成物质会形成结构完整的凝胶体,从物理形态上限制了高盐废水中重金属离子迁移。

需要指出的是,由于煤化工高盐水与矿井高盐水的部分指标不同、处理难度更大,需要进行预处理识毒、消毒处理,达到制备材料的要求后,再进一步进行协同处置。如有机污染物在水处理前端采用生化、高级氧化等工艺去除,氟离子超标时可以采用沉淀法投加钙盐去除等,确保达到无害化材料标准后再制备可固化材料要求,使有机物及重金属等永久固化、无害化利用,彻底阻断有害物质循环进入地下水、生物链。

以煤化工高盐水(经预处理消毒后)协同处理后,浸出液中主要污染物的浓度均低于标准要求,浸出液中重金属及其他典型污染物浓度不仅低于危险废物鉴别标准 GB 5085.3—2007《危险废物鉴别标准 浸出毒性鉴

别》,同时低于 GB/T 14848—2017《地下水质量标准》中所列的III类水标准,显然,煤基固废协同煤化工高盐水(经预处理消毒后)形成的充填膏体固化稳定性效果良好。

### 3 技术应用前景

随着各级政府对煤矿区水资源保护利用要求不断提高,以安全为核心的水害防治逐步向水害防治与水资源协同保护利用转变。目前西部矿区吨煤排水量约 1.87 m<sup>3</sup>,矿井水产生量高达 42.8 亿 m<sup>3</sup>,但矿井水利用率较低,总体尚未达到相关要求。然而,随着煤炭开采向下组煤和深部转移,矿井涌水量大幅增加,矿井水含盐量不断升高,例如神东中心矿区单个矿井涌水量达到 1 300 m<sup>3</sup>/h, TDS 高达 2 000 mg/L 左右;蒙陕接壤区单个矿井最大涌水量达到 3 050 m<sup>3</sup>/h, TDS 达到 10 000 mg/L 以上,高盐矿井水洁净化规模利用压力日益增大。因此,煤基固废与高盐废水“固液协同”充填处置技术不仅能够解决矿井高盐水“零排放”难题,也

解决煤基固废无法全量化消纳并低成本利用的难题,是煤炭行业“治保结合、治用结合”的科学实践。

此外,随着我国工业化进程的加快,煤炭转产、火电厂脱硫、煤化工等生产领域通常会产生大量的高盐废水,其对环境的危害远大于城市生活污水,但由于污染治理成本高、环保监管难度大,其无序排放可能会导致水体污染、土壤盐碱化、水生生物死亡、生态平衡破坏等问题。因此,利用煤基固废和煤化工高盐水“固液协同”处置技术,可实现煤基固废及高盐废水的可循环、低成本和全量化利用,具有显著的经济效益和环境生态效益,在环境循环经济与生态矿区建设中具有重要意义。

#### 4 结论

(1) 提出煤基固废和高盐废水“固液协同”充填处置技术,利用煤基固废和矿区高盐废水制备充填膏体并置于井下空间,以减少煤基固废占地污染问题,并节约高盐废水的处置费用,使煤基固、液两废可循环、低成本、全量化利用。

(2) 以宁东煤炭基地某煤矿为研究区,分析了固化充填膏体的力学性能,结果显示所有使用高盐废水作为拌合水的充填膏体 3 d 强度都高于 0.5 MPa,基本满足 NB/T 11432—2023《煤矿矸石基固废充填技术规范》中的最低要求,而 14 d 强度则达到了 3.38~5.99 MPa,能够满足绝大部分煤矿充填的各种场景要求。

(3) 采用内梅罗污染指数法和浸出毒性试验评价浸出液中重金属的污染风险,初步验证了固化充填膏体的环境安全性能,表明浸出液中主要污染物的浓度均低于相关环境标准要求,可达到安全利用煤基固、液废弃物的目的。

(4) 系统介绍了煤基固废和高盐废水“固液协同”处置技术总体框架,指出了技术的应用前景,提出该技术在高盐及缺水地区、煤矿及煤化工发达地区环境循环经济与生态矿区建设中的重要意义。

#### 参数注释:

$P$  为综合污染指数;  $C_n$  为实测的煤矸石固化体浸出液中重金属污染物质量浓度, mg/L;  $S_n$  为矿区地下水重金属污染物控制标准质量浓度, mg/L。

#### 利益冲突声明/Conflict of Interests

所有作者声明不存在利益冲突。

All authors disclose no relevant conflict of interests.

#### 参考文献(References)

[1] 刘峰, 郭林峰, 赵路正. 双碳背景下煤炭安全区间与绿色低碳技术

路径[J]. 煤炭学报, 2022, 47(1): 1–15.

LIU Feng, GUO Linfeng, ZHAO Luzheng. Research on coal safety range and green low-carbon technology path under the dual-carbon background[J]. Journal of China Coal Society, 2022, 47(1): 1–15.

[2] 董兴玲, 董书宁, 王皓, 等. 古土壤层对煤矸石淋滤液中典型污染物的防污性能[J]. 煤炭学报, 2021, 46(6): 1957–1965.

DONG Xingling, DONG Shuning, WANG Hao, et al. Antifouling property of the paleosol layer to the contaminants in the coal gangue leachate[J]. Journal of China Coal Society, 2021, 46(6): 1957–1965.

[3] 王玉涛. 煤矸石固废无害化处置与资源化综合利用现状与展望[J]. 煤田地质与勘探, 2022, 50(10): 54–66.

WANG Yutao. Status and prospect of harmless disposal and resource comprehensive utilization of solid waste of coal gangue[J]. Coal Geology & Exploration, 2022, 50(10): 54–66.

[4] 张吉雄, 张强, 周楠, 等. 煤基固废充填开采技术研究进展与展望[J]. 煤炭学报, 2022, 47(12): 4167–4181.

ZHANG Jixiong, ZHANG Qiang, ZHOU Nan, et al. Research progress and prospect of coal based solid waste backfilling mining technology[J]. Journal of China Coal Society, 2022, 47(12): 4167–4181.

[5] LI Huajian, SUN Henghu, XIAO Xuejun, et al. Mechanical properties of gangue-containing aluminosilicate based cementitious materials[J]. Journal of University of Science and Technology Beijing, 2006, 13(2): 183–189.

[6] 杨科, 赵新元, 何祥, 等. 多源煤基固废绿色充填基础理论与技术体系[J]. 煤炭学报, 2022, 47(12): 4201–4216.

YANG Ke, ZHAO Xinyuan, HE Xiang, et al. Basic theory and key technology of multi-source coal-based solid waste for green backfilling[J]. Journal of China Coal Society, 2022, 47(12): 4201–4216.

[7] 徐培杰, 朱毅菲, 曹永丹, 等. 煤矸石资源高值化利用研究进展[J]. 环境工程学报, 2023, 17(10): 3137–3147.

XU Peijie, ZHU Yifei, CAO Yongdan, et al. Research progress of high-value utilization of coal gangue resources[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(10): 3137–3147.

[8] 邱景平, 李小庆, 孙晓刚, 等. 煤矸石资源化利用现状与进展[J]. 有色金属(矿山部分), 2014, 66(1): 47–50.

QIU Jingping, LI Xiaoqing, SUN Xiaogang, et al. Status and progress in the utilization of coal gangue resources[J]. Nonferrous Metals (Mining Section), 2014, 66(1): 47–50.

[9] 张吉雄, 屠世浩, 曹亦俊, 等. 煤矿井下煤矸智能分选与充填技术及工程应用[J]. 中国矿业大学学报, 2021, 50(3): 417–430.

ZHANG Jixiong, TU Shihao, CAO Yijun, et al. Coal gangue intelligent separation and backfilling technology and its engineering application in underground coal mine[J]. Journal of China University of Mining & Technology, 2021, 50(3): 417–430.

[10] 杨方亮, 许红娜. “十四五”煤炭行业生态环境保护与资源综合利用发展路径分析[J]. 中国煤炭, 2021, 47(5): 73–82.

YANG Fangliang, XU Hongna. Analysis on the development path of ecological environment protection and resources comprehensive utilization in coal industry during the 14th Five-Year Plan period[J]. China Coal, 2021, 47(5): 73–82.

[11] 黄艳利, 王文峰, 卞正富. 新疆煤基固体废物处置与资源化利用研究[J]. 煤炭科学技术, 2021, 49(1): 319–330.

HUANG Yanli, WANG Wenfeng, BIAN Zhengfu. Prospects of resource utilization and disposal of coal-based solid wastes in Xinjiang[J]. Coal Science and Technology, 2021, 49(1): 319–330.

[12] 董猛, 李江山, 陈新, 等. 煤系固废基绿色充填材料制备及其性能研究[J]. 煤田地质与勘探, 2022, 50(12): 75–84.



- DONG Meng, LI Jiangshan, CHEN Xin, et al. Preparation of coal-series solid-waste-based green filling materials and their performance[J]. *Coal Geology & Exploration*, 2022, 50(12): 75–84.
- [13] 董兴玲, 董书宁, 王宝, 等. 黄土淋滤液作用下土工合成黏土衬垫的渗透特性研究[J]. *煤炭学报*, 2018, 43(1): 228–235.
- DONG Xingling, DONG Shuning, WANG Bao, et al. Hydraulic conductivity of geosynthetic clay liners to loess leachate[J]. *Journal of China Coal Society*, 2018, 43(1): 228–235.
- [14] QURESHI A, CHRISTIAN M, ÖHLANDER B. Potential of coal mine waste rock for generating acid mine drainage[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2016, 160: 44–54.
- [15] STEPHANIE N J, BORA C. Evaluation of waste materials for acid mine drainage remediation[J]. *Fuel*, 2017, 188: 294–309.
- [16] 郭强, 宋喜东, 虎晓龙, 等. 高矿化度矿井水井下深度处理与浓盐水封存技术研究[J]. *煤炭工程*, 2020, 52(12): 16–19.
- GUO Qiang, SONG Xidong, HU Xiaolong, et al. Treatment of high salinity mine water and storage of concentrated brine[J]. *Coal Engineering*, 2020, 52(12): 16–19.
- [17] SONG Qi, CHEN Xiaoguang, ZHOU Weizhu, et al. Application of a spiral symmetric stream anaerobic bioreactor for treating saline heparin sodium pharmaceutical wastewater: Reactor operating characteristics organics degradation pathway and salt tolerance mechanism[J]. *Water Research*, 2021, 205: 117–123.
- [18] 熊日华, 何灿, 马瑞, 等. 高盐废水分盐结晶工艺及其技术经济分析[J]. *煤炭科学技术*, 2018, 46(9): 37–43.
- XIONG Rihua, HE Can, MA Rui, et al. Process introduction and techno-economic analysis on pure salt recovery crystallization for high salinity wastewater[J]. *Coal Science and Technology*, 2018, 46(9): 37–43.
- [19] 李鑫, 孙亚军, 陈歌, 等. 高矿化度矿井水深部转移存储介质条件及影响机制[J]. *煤田地质与勘探*, 2021, 49(5): 17–28.
- LI Xin, SUN Yajun, CHEN Ge, et al. Medium conditons and influence mechanism of high salinity mine water transfer and storage by deep well recharge[J]. *Coal Geology & Exploration*, 2021, 49(5): 17–28.
- [20] 谢丽清, 王可, 刘琼. 基于零排的高盐废水处理技术经济比选分析[J]. *水科学与工程学报*, 2024(2): 65–67.
- XIE Liqing, WANG Ke, LIU Qiong. Technical and economic analysis of high-salinity wastewater treatment based on zero discharge[J]. *Water Science and Engineering Technology*, 2024(2): 65–67.
- [21] 王彦飞, 杨静, 王婧莹, 等. 煤化工高浓盐废水蒸发处理工艺进展[J]. *无机盐工业*, 2017, 49(1): 10–14.
- WANG Yanfei, YANG Jing, WANG Jingying, et al. Progress in evaporation of high-salinity wastewater from coal chemical industry[J]. *Inorganic Chemicals Industry*, 2017, 49(1): 10–14.
- [22] 姜兴涛, 姜成旭. 利用蒸发塘处置煤化工浓盐水技术[J]. *化工进展*, 2012, 31(增刊1): 276–278.
- JIANG Xingtao, JIANG Chengxu. Technology of disposal of condensed coal chemical saltwater by evaporation-pool[J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2012, 31(Sup.1): 276–278.
- [23] 古文哲, 杨宝贵, 朱磊, 等. 矸石浆体充填空间特征研究与工程实践[J]. *矿业科学学报*, 2023, 8(3): 409–418.
- GU Wenzhe, YANG Baogui, ZHU Lei, et al. Study on spatial characteristics of gangue slurry filling mining and engineering practice[J]. *Journal of Mining Science and Technology*, 2023, 8(3): 409–418.
- [24] 刘建功, 王翰秋, 赵家巍. 煤矿固体充填采煤技术发展回顾与展望[J]. *煤炭科学技术*, 2020, 48(9): 27–38.
- LIU Jiangong, WANG Hanqiu, ZHAO Jiawei. Review and prospect of development of solid backfill technology in coal mine[J]. *Coal Science and Technology*, 2020, 48(9): 27–38.
- [25] 汪澜, 颜碧兰, 王昕, 等. 不同重金属离子对 C—S—H 凝胶影响及其固化稳定性[J]. *建筑材料学报*, 2014, 17(5): 790–796.
- WANG Lan, YAN Bilan, WANG Xin, et al. Research on effect of different heavy metal ions on C—S—H gel and its stability[J]. *Journal of Building Materials*, 2014, 17(5): 790–796.
- [26] 李肽脂, 吴锋, 李辉, 等. 复合激发煤气化渣基胶凝材料的制备[J]. *环境工程学报*, 2022, 16(7): 2356–2364.
- LI Taizhi, WU Feng, LI Hui, et al. Preparation and microscopic mechanism of composite activated coal gasification slag-based cementitious materials[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2022, 16(7): 2356–2364.
- [27] ZHAO Xinyuan, YANG Ke, HE Xiang, et al. Mix proportion and microscopic characterization of coal-based solid waste backfill material based on response surface methodology and multi-objective decision-making[J]. *Scientific Reports*, 2024, 14(1): 5672–5672.
- [28] 谢和平, 张吉雄, 高峰, 等. 煤矿负碳高效充填开采理论与技术构想[J]. *煤炭学报*, 2024, 49(1): 36–46.
- XIE Heping, ZHANG Jixiong, GAO Feng, et al. Theory and technical conception of carbon-negative and high-efficient backfill mining in coal mines[J]. *Journal of China Coal Society*, 2024, 49(1): 36–46.
- [29] 孙希奎. “三下”采煤膏体充填开采技术研究[J]. *煤炭科学技术*, 2021, 49(1): 218–224.
- SUN Xikui. Research on paste backfilling mining technology of coal mining under buildings, water bodies and railways[J]. *Coal Science and Technology*, 2021, 49(1): 218–224.
- [30] YANG Ke, ZHAO Xinyuan, WEI Zhen, et al. Development over-view of paste backfill technology in China's coal mines: A review[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28: 67957–7969.
- [31] 吴少康, 张俊文, 徐佑林, 等. 煤矿高水充填材料物理力学特性研究及工程应用[J]. *采矿与安全工程学报*, 2023, 40(4): 754–763.
- WU Shaokang, ZHANG Junwen, XU Youlin, et al. Research and engineering application on physical and mechanical properties of coal mine high water filling materials[J]. *Journal of Mining & Safety Engineering*, 2023, 40(4): 754–763.
- [32] 杨建, 王强民, 刘基, 等. 煤矿井下不同区域矿井水有机污染特征[J]. *煤炭学报*, 2018, 43(增刊2): 546–552.
- YANG Jian, WANG Qiangmin, LIU Ji, et al. Fluorescence characteristics of dissolved organic matter in underground different position of coal mine[J]. *Journal of China Coal Society*, 2018, 43(Sup.2): 546–552.
- [33] 丁婷婷, 李强, 杜士林, 等. 沙颍河流域水环境重金属污染特征及生态风险评价[J]. *环境化学*, 2019, 38(10): 2386–2401.
- DING Tingting, LI Qiang, DU Shilin, et al. Pollution characteristics and ecological risk assessment of heavy metals in Shaying River Basin[J]. *Environmental Chemistry*, 2019, 38(10): 2386–2401.
- [34] 朱庚杰, 朱万成, 孙显腾, 等. 高矿化度矿井水制备尾砂胶结充填体的强度性能[J]. *金属矿山*, 2023(3): 36–43.
- ZHU Genjie, ZHU Wancheng, SUN Xianteng, et al. Strength properties of cemented tailings backfill mixed by high salinity underground mine water[J]. *Metal Mine*, 2023(3): 36–43.

(责任编辑 周建军)