



郭艳, 桂和荣, 魏久传, 等. 区域注浆扰动下渗流场-化学场演化及耦合作用[J]. 煤炭科学技术, 2023, 51(7): 152-166.
GUO Yan, GUI Herong, WEI Jiuchuan, *et al.* Evolution and coupling of “seepage field and chemical field” under regional grouting disturbance[J]. Coal Science and Technology, 2023, 51(7): 152-166.

区域注浆扰动下渗流场-化学场演化及耦合作用

郭艳^{1,3}, 桂和荣^{1,3}, 魏久传², 胡满聪⁴, 郭祥东¹, 聂锋⁴, 陈永青⁵, 解建⁵, 叶爽⁵, 李俊^{1,3}

(1. 国家煤矿水害防治工程技术研究中心(宿州学院), 安徽 宿州 234000; 2. 山东科技大学 地球科学与工程学院, 山东 青岛 266590;
3. 矿井水资源化利用安徽普通高校重点实验室, 安徽 宿州 234000; 4. 淮北矿业股份有限公司, 安徽 淮北 235000;
5. 安徽恒源煤电股份有限公司, 安徽 宿州 234000)

摘要:在淮北煤田普遍采用地面定向钻高压注浆技术治理煤系底板岩溶水害。注浆后渗流场补径排路径发生变化, 且注浆实施中注浆高压以及浆液析水会在一定时期内改变受注目标含水层地下水渗流场和化学场的分布特征。以淮北煤田桃园煤矿为研究对象, 利用 Feflow 软件, 构建了区域注浆扰动下目标层渗流场与化学场(简称“双场”)演化模型, 探讨了“双场”耦合机制, 选择受环境影响较小的 Cl^- 为模拟因子, 开展了“双场”耦合作用下溶质运移影响因素分析, 在此基础上构建了区域注浆扰动下溶质扩散预测模型。研究表明: 识别验证后渗流场模型中, 模拟水位与实测水位误差小于 3 m 的点占 71.9%, 模拟效果较好; 识别验证后化学场模型中, II_4 采区溶质运移模拟效果较好, II_1 采区模拟值偏低约 14.4 mg/L, 误差约为实际值的 6.6%, 低于 10%, 总体模拟效果较好。渗透系数相对较大的 II_4 采区和 II_2 采区 Cl^- 较容易运移扩散; 而渗透系数较小的 II_1 采区岩石致密, 渗透性较差, 模型运行 50 a 期间, 其基本以“滞水”状态存在。基于注浆扰动下 II_4 采区局部渗流场演化特征, 认为溶质运移主要受渗透系数、弥散度、水力梯度、渗透流速、注浆时间、浆液相对密度等参数控制, 并发现在注浆结束后 18~22 a Cl^- 质量浓度达到峰值, 随后 Cl^- 质量浓度开始降低, 约在 40 a 后达到区域注浆之前的平衡状态。基于多次设参运行获得数据, 建立了“双场”耦合作用下溶质扩散的预测模型, 误差率小于 10% 的数据占比达 81.4%, 说明所建立的溶质扩散预测模型基本可靠。研究可为区域注浆扰动下受注目标含水层水环境演化研究以及煤矿水害预测预警提供科学依据, 具有重要的理论和实践意义。

关键词: 区域注浆扰动; 渗流场-化学场耦合模型; 溶质运移; 数值模拟; 底板水害

中图分类号: TD741 **文献标志码:** A **文章编号:** 0253-2336(2023)07-0152-15

Evolution and coupling of “seepage field and chemical field” under regional grouting disturbance

GUO Yan^{1,3}, GUI Herong^{1,3}, WEI Jiuchuan², HU Mancong⁴, GUO Xiangdong¹,
NIE Feng⁴, CHEN Yongqing⁵, XIE Jian⁵, YE Shuang⁵, LI Jun^{1,3}

(1. National Engineering Research Center of Coal Mine Water Hazard Controlling, Suzhou University, Suzhou 234000, China; 2. College of Earth Science and Engineering, Shandong University of Science and Technology, Qingdao 266590, China; 3. Key Laboratory of Mine Water Resource Utilization of Anhui Higher Education Institutes, Suzhou University, Suzhou 234000, China; 4. Huaibei Mining Co., Ltd., Suzhou 235000, China; 5. Anhui Hengyuan Coal & Electric Co., Ltd., Suzhou 234000, China)

Abstract: In Huaibei coalfield, the technology of ground directional drilling and high-pressure grouting is widely used to control the karst water disaster of coal measures floor. After grouting, the filling and drainage path of the seepage field changes, and the grouting high pres-

收稿日期: 2023-03-17 责任编辑: 宫在芹 DOI: 10.13199/j.cnki.cst.2023-0331

基金项目: 安徽省高校优秀科研创新团队资助项目(2022AH010081); 安徽省高校自然科学基金重点资助项目(2022AH051369); 安徽省公益性地质资助项目(2023-g-1-11)

作者简介: 郭艳(1985—), 女, 安徽宿州人, 高级实验师, 博士。E-mail: guoyan@ahszu.edu.cn

通讯作者: 桂和荣(1963—), 男, 安徽舒城人, 教授(二级), 博士。E-mail: guiherong@ahszu.edu.cn

sure and the slurry water will change the distribution characteristics of the groundwater seepage field and chemical field of the injected target aquifer in a certain period of time. Taking Taoyuan Coal Mine in Huaibei Coalfield as the research object, the evolution model of seepage field and chemical field (referred to as “double field”) of the target layer under regional grouting disturbance is built by using the software of Feflow, the coupling mechanism of “double field” is discussed, and the Cl^- which is less affected by the environment is selected as the simulation factor, and the analysis of the factors affecting solute transport under the “double field” coupling effect is carried out. On this basis, the mathematical model of solute diffusion under regional grouting disturbance is constructed. The results show that in the seepage field model after identification and verification, 71.9% of the points where the error between the simulated water level and the measured water level is less than 3m, and the simulation effect is good; Among the identified and verified chemical field models, the simulation effect of solute transport in mining area II_4 is good, and the simulation value in mining area II_1 is about 14.4 mg/L lower, with an error of about 6.6% of the actual value, less than 10%. The overall simulation effect is good. The Cl^- in mining area II_4 and II_2 with relatively high permeability coefficient is easy to migrate and diffuse, while the rock in mining area II_1 with low permeability coefficient is dense and has poor permeability. During the 50 years of model operation, it basically exists in the state of “stagnant water”. Based on the evolution characteristics of local seepage field in II_4 mining area under grouting disturbance, it is considered that solute transport is mainly controlled by permeability coefficient, dispersion, hydraulic gradient, seepage velocity, grouting time, slurry specific gravity and other parameters. It is found that the concentration of Cl^- reaches a peak within 18–22 years after the completion of grouting, and then begins to decrease, and reaching the equilibrium state before regional grouting approximately 40 years later. Based on the data obtained from multiple parameter setting operations, a mathematical model of solute diffusion under the “double field” coupling is established. The data with error rate less than 10% accounts for 81.4%, which indicates that the established mathematical model of solute diffusion is basically reliable. This study can provide scientific basis for the study of the water environment evolution of the injected target aquifer under the regional grouting disturbance and the prediction and early warning of coal mine water disasters, and has important theoretical and practical significance.

Key words: regional grouting disturbance; coupling of seepage field and chemical field; solute diffusion prediction model; solute diffusion prediction model; numerical simulation using Feflow software

0 引 言

我国东部煤系赋存区地质构造及水文地质条件较为复杂,是世界上煤矿水害最为严重的区域之一。随着浅部易采煤炭资源逐渐枯竭,深部煤炭资源将成为我国煤矿开采的主攻方向。深部资源开采面临高地压、高水压、高地温等问题,地质及水文地质条件复杂。随着深部煤炭资源的开发强度逐渐增大,面临的水害问题也愈加严重。据初步统计,全国重点煤矿中受水害威胁的矿井占 47.5%^[1-4]。

从煤矿水害事故统计分析看,华北煤田 95% 以上的特大型淹井事故均因底板岩溶水突水所致。如桃园矿 2013 年的“2·3”奥灰突水事故,最大突水量 29 000 m^3/h ,死亡 1 人^[5-6]。

长期以来,底板岩溶水害防治一直是华北煤田煤矿防治水的重点。特别是煤矿向深部延伸开采,高地压、高水压、高地温条件下,岩溶水突水威胁更大。目前,在淮北煤田普遍采用地面定向钻高压注浆技术,对太原群上组第三层薄层灰岩(简称“三灰”)进行区域性加固改造,在增加底板隔水层厚度和强度的同时,对穿过三灰岩溶裂隙及导水通道(如导水断层等)进行有效封堵^[7-9]。

底板区域注浆工程实施中,注浆高压以及浆液

析水会在一定时期内改变地下水流场的分布特征。多采区及多工作面区域高压注浆改造三灰,补径排路径遭到人为干扰,使太灰水及与之有水力联系的含水层渗流场发生变化。渗流场的变化必然会造成水化学场的改变。同时浆液析出水水量大(室内试验可知,煤矿常用浆液相对密度 1.2 ~ 1.4,析水率为 56% ~ 25%); pH 值通常为 10 ~ 12,甚至更高,地下水经强碱性水泥浆液碱性作用后,必然造成含水层的水化学组成变化。大规模区域注浆,对地下水化学场和渗流场如何影响? 耦合作用怎样? 这些均是亟待解决的科学问题。

在矿区地下水化学场-渗流场(简称“双场”)耦合研究方面,已有研究主要立足于特征离子和长观孔水位变化^[10-11]。近年来,有大量文献报道了利用 TDS、同位素等分析流场特征^[12-14]。许多软件(如 GMS、Feflow、Visual MODFLOW 等)在模拟采动影响下地下水流场演变方面发挥了重要作用^[15-18]。目前,关于渗流场与化学场耦合作用研究,基本都是基于原生自然环境下进行,关于人为防治水工程、突水灾害等扰动下的相关研究少有涉猎,特别是关于目前常用的地面定向钻高压注浆扰动下的“双场”耦合相关研究较少。

Feflow 软件较适用于裂隙介质三维地下水模拟,

且能对断层加密剖分,更适用于矿区地下水模拟^[19]。笔者基于 Feflow 软件,以桃园煤矿为研究对象,建立渗流场和溶质运移化学场模型,探讨“双场”耦合作用下溶质扩散影响因素并预测注浆结束后溶质浓度演变趋势,为煤矿开展区域注浆影响下矿井水害的水化学预警奠定基础,为煤矿有效开展水害防治提供科学依据,具有重要的理论和实践意义。

1 研究区概况

淮北煤田桃园煤矿位于安徽省北部,区内地势平坦,无基岩出露,均为厚层松散层所覆盖。其构造位置位于宿南向斜西翼、宿南背斜东翼,基底为奥陶系和寒武系地层,构造地质及水文地质条件复杂(图 1a)。矿井被 F₂ 断层切割分成南、北两块,并且以 F₂ 断层为界,地层走向发生变化,F₂ 断层以北为北

北西,以南为北北东。矿井总体为一走向近南北、倾向东的单斜构造。其中太灰含水层在矿井南部广大地区和北部接受补给,向中北部 F₂ 断层附近 II₄ 采区径流排泄(图 1b)。

矿井主要充水水源为煤层顶底板砂岩裂隙水、底板太原组灰岩水、奥陶系灰岩水。其中,太原组灰岩含水层发育 11 层薄层灰岩,三灰、四灰较厚,岩溶发育,富水性较强,是太灰水防控的重点。为消除水害威胁,桃园煤矿对物探、钻探和水文地质试验查明有垂向导水构造的区域,采取地面定向顺层钻孔对太原组三灰进行区域注浆改造(图 1c),变含水层为隔水层,同时阻断三灰与其下伏灰岩尤其是奥灰之间的水力联系^[20]。

针对 10 号煤层水害防治,桃园煤矿从 2014 年年底开始,分别针对 II₁、II₂ 及 II₄ 采区的多个工作面

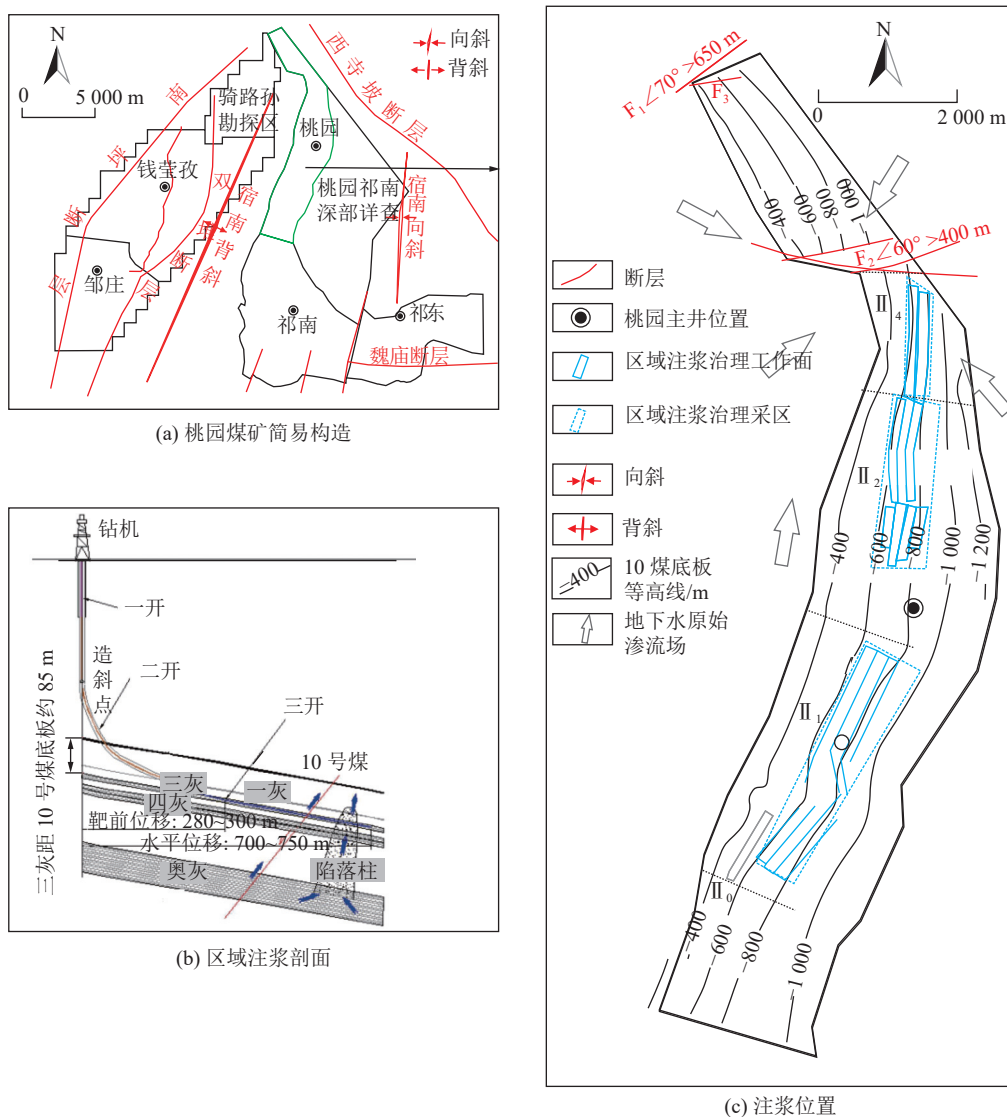


图 1 桃园煤矿概况

Fig.1 Overview of Taoyuan Coal Mine

进行注浆改造,至 2020 年 5 月底板区域注浆工程全部结束,治理区主要分布在矿井中部和南部,并相互衔接(图 1c)。区域注浆面积总计 4 587 459 m²,注浆量共计 798 052 t。

2 注浆扰动下“双场”演化分析

在全面分析桃园井田地质与水文地质条件的基础上,对客观地质体科学概化,首先利用 Feflow 软件建立渗流场模型,此基础上选定较为稳定的 CI 为模拟因子,建立溶质运移化学场模型,经识别验证后得到注浆扰动下含水层相关参数信息,并对模型的可靠性进行评价,为“双场”耦合作用研究奠定基础。

2.1 地质模型概化

由于部分太灰水水位观测孔分布在井田西侧,超出井田范围,为更好利用观测孔水位进行识别验证,在桃园矿井范围的基础上将模型范围向西延伸约 150 m,至虚线范围处。

从空间上看,研究区太灰水流整体上以水平运动为主、垂向运动为辅,地下水运动符合达西定律;考虑含水层之间的流量交换,灰岩水运动可以概化为空间三维流;灰岩水系统的垂向运动是含水层间构造裂隙导水造成水头差异引起的;地下水系统的输入输出随时间、空间变化,故地下水为非稳定流;参数随空间变化,体现了系统的非均质性,所以含水介质概化为非均质各向异性介质^[21]。

桃园煤矿与西部钱营孜煤矿、南部祁南煤矿处于同一个水文地质单元上,相互间有一定的水力联系,则桃园井田边界概化为流量边界,侧向流量随时间和位置的不同有所变化。灰岩含水层垂向边界包括 1 灰顶板和 4 灰底板,概化为隔水边界。

综上,概化的地质模型如图 2 所示。

2.2 渗流场演化模拟

太灰水渗流为三维非稳定流,可用 Feflow 软件建立注浆扰动下太灰水渗流场模型。该承压含水层运动方程如下:

$$\begin{cases} \frac{\partial}{\partial x} \left(k_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) \\ + \omega = S \frac{\partial H}{\partial t} & (x, y, z) \in \Omega, t \geq 0 \\ h(x, y, z, t)|_{t=0} = h_0 & (x, y, z) \in \Omega, t \geq 0 \\ K_n \frac{\partial h}{\partial n} \Big|_{\tau_2} = q(x, y, z, t) & (x, y, z) \in \tau_2, t \geq 0 \\ \frac{\partial h}{\partial n} \Big|_{\tau_4} = 0 & (x, y, z) \in \tau_4, t \geq 0 \end{cases} \quad (1)$$

式中: Ω 为灰岩水渗流区域; h 为含水层的水位, m;

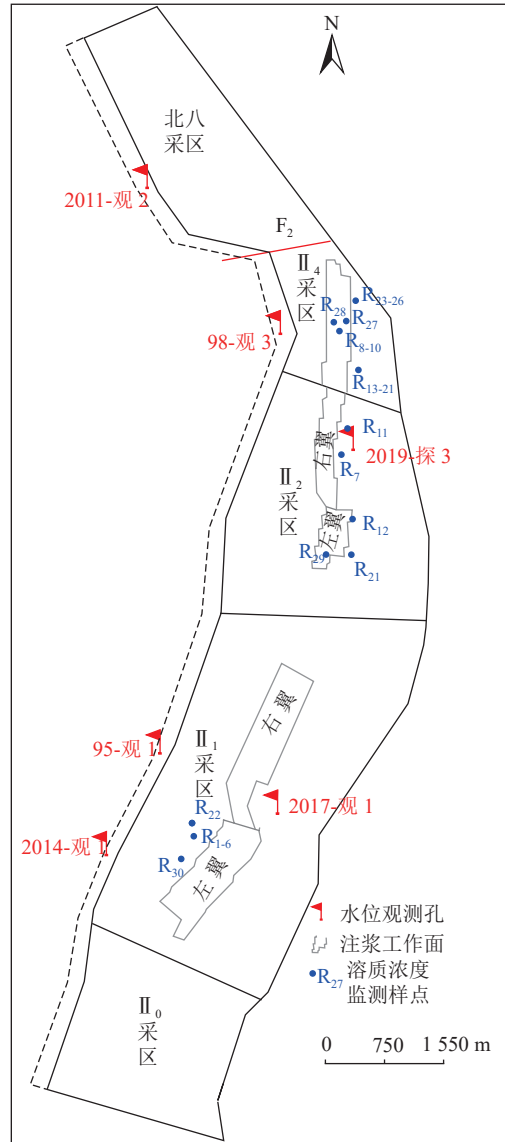


图 2 研究区地质模型

Fig.2 Geological model of study area

K_{xx} 、 K_{yy} 、 K_{zz} 为含水层沿 x 、 y 、 z 方向的渗透系数, m/d; K_n 为边界面法向渗透系数, m/d; S 为承压含水层贮水率, m⁻¹; ω 为含水层的源汇项代数, d⁻¹; H_0 为含水层的初始水位分布, m; τ_2 为渗流区域的侧向边界; τ_4 为渗流区域的下边界, 即承压含水层底部的隔水边界; \bar{n} 为边界面法线方向; $q(x, y, z, t)$ 为定义为侧向边界的单宽流量, m²/(d·m), 流入为正, 流出为负, 隔水边界为 0^[22]。

模型网格剖分采用三角剖分, 剖分数量 10 000 个, 且对 F_2 断层加密剖分。经网格剖分后, 构建三维地质结构体, 顶板标高 -604.3 ~ -1 252.2 m, 底板埋深 -646.6 ~ -1 271.4 m, 矿井北部地层相对较厚(图 3, 因概念模型向西延伸, 图中顶板埋深浅至 -260.7 m)。

统筹考虑注浆扰动下长观孔水位数据、井下放

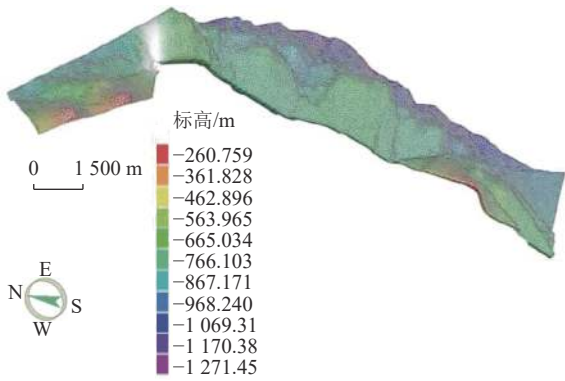


图3 模拟区网格剖分及三维地质结构体

Fig.3 Mesh generation and three-dimensional geological structure of simulation area

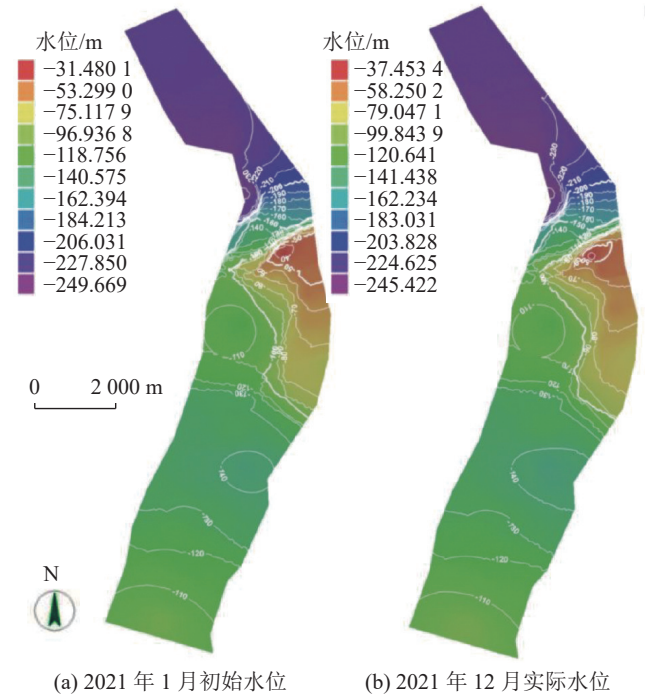
水孔水压、矿井涌水量、水文地质参数获取时间、后期水样测试等信息,太灰水渗流模型模拟时间选定为2021年1月至2021年12月(注浆结束后)。经多次调参,获得验证后渗流场模型。调整后参数见表1,调参后模型如图4所示。

表1 注浆期间验证后水文地质参数

Table 1 Hydrogeological parameters after verification during grouting

采区	模型参数/(m·d ⁻¹)			通过水文地质孔或放水试验获知/(m·d ⁻¹)
	K _{xx}	K _{yy}	K _{zz}	
北八	1.1	0.11	0.11	1.17~2.003
F ₂ 断层	0.05	0.005	0.005	0.0044
98-3	0.001	0.0001	0.0001	0.67
II ₄ 西	2.45	0.245	0.245	2.07~2.73, 平均2.45
II ₄ 东	0.03	0.003	0.003	0.0323
II ₂ 西	1.8	0.18	0.18	平均2.17
II ₂ 东	0.002	0.0002	0.0002	0.000029
II ₁ 右翼西	0.01	0.001	0.001	0.00466~0.0134
II ₁ 右翼东	0.003	0.0003	0.0003	
II ₁ 左翼	0.03	0.0003	0.0003	0.000274~0.00218
南三	0.002	0.0002	0.0002	—
注浆区域	0.0001	0.0001	0.0001	0.000046~0.002, 平均0.00029

注浆后初始水位(图4a)显示,矿井南部水位较高,多处于-110~-140 m之间;向北至矿井中部II₄、II₂采区水位变化较大,总体向II₄采区西北部径流排泄;矿井北部,水位较低,但变化不大。模型运行365 d后,2021年12月实际水位特征(图4b)与2021年1月的初始水位相近,期间太灰长观孔(98-观3、2019-探3、2017-观1、2014-观1)水位值波动不大。



(a) 2021年1月初始水位 (b) 2021年12月实际水位

图4 注浆后太灰渗流模型

Fig.4 Model of percolation after grouting

图5显示,各太灰水位长观孔模拟水位与实测水位变化趋势基本一致,相对来讲中北部的98-3太灰长观孔水位变化与实际水位差距最大(推测此处水文地质条件复杂,模型刻画不够精细),2014-观1和2019-探3模拟效果最好。通过对检测孔各月水位实测与模拟值统计结果显示,差值范围在|0-1|、|1-3|、>3| m的点分别占到38.6%、33.3%以及28.1%,总体来看,误差小于3 m的点占到了71.9%,表明模拟取得了良好的效果。

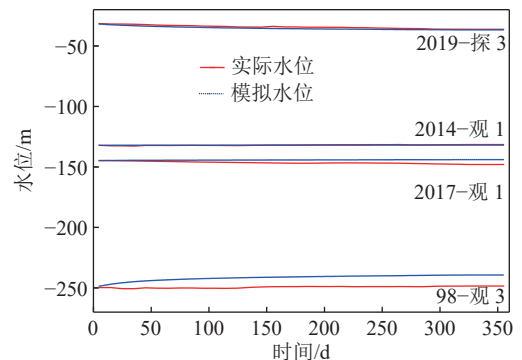


图5 注浆后太灰长观孔中实际水位与模拟水位历时演化
Fig.5 Temporal evolution of actual water level and simulated water level in long view hole after grouting

2.3 化学场演化模拟

基于线性弥散定律和溶质质量守恒定律,建立水动力弥散方程,采用对流弥散方程计算溶质在三维地下水流中的迁移,控制方程如下:

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{\partial(\theta c)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (q_i c) + q_s c_s + \sum_{k=1}^N R_k \\ c(x, y, z, t)|_{t=0} = c_0(x, y, z) \quad (x, y, z) \in D \\ c(x, y, z, t)|_{\tau_1} = c_1(x, y, z) \quad (x, y, z) \in \tau_1 \\ D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \Big|_{\tau_2} = -q_2(x, y, z, t) \quad (x, y, z) \in \tau_2 \\ \left(c v_i - D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) \Big|_{\tau_3} = -q_3(x, y, z, t) \quad (x, y, z) \in \tau_3 \end{array} \right. \quad (2)$$

式中： c 为选定溶质的质量浓度，mg/L； θ 为灰岩含水层孔隙率； t 为时间； q_i 为达西流速，m/d； q_s 为源汇项或者流出项的体积通量值， d^{-1} ； c_s 为源汇项或者流出项的质量浓度，mg/L； R_k 为表示各种反应的特定术语； D_{ij} 为水动力弥散系数张量， m^2/d ； c_0 为初始浓度，mg/L； τ_1 为定浓度边界条件； τ_2 为弥散通量边界条件； τ_3 为定溶质通量边界^[22]。

基于桃园煤矿区域注浆实况及水岩作用分析可知，地下水常规离子中 Cl^- 和 NO_3^- 是地下水环境中比较稳定的常规离子。原含水层中 NO_3^- 含量较低，可近似为 0，浆液析出水中 NO_3^- 稳定，如若注浆后地下水检测到 NO_3^- ，则说明受到浆液析出水的混合影响，但是由于 NO_3^- 质量浓度总体较低，实测浓度及模型结果等误差可能较大，所以此处选择地下水中含量较高

且比较稳定的 Cl^- ，作为本次模拟使用的溶质^[23]。

基于已建立渗流场模型，参数设置主要涉及灰岩含水层孔隙率、溶质初始浓度、边界条件和水动力弥散系数，其中含水层孔隙率和边界条件根据实际注浆工况，分别设为时间的函数。当渗流场确定后，水动力弥散系数取决于 3 个介质参数，分别是有效扩散系数 D_d 、纵向弥散度 α_L 、横向弥散度 α_T ^[24]。溶质运移模拟期设为 2015 年 1 月至 2021 年 11 月（2021 年最后一次水样采集时间是 2021 年 11 月，为便于模拟值与实测值的验证，此处模拟期截止至 2021 年 11 月），基于定期定点（图 2）取样测试的 Cl^- 含量，识别验证后主要参数见表 2，设溶质运移模型分别运行 1 a（365 d，至 2015 年 12 月，此时仅 II_2 采区有注浆）、3 a（1 085 d，至 2017 年 12 月，此时 II_2 、 II_4 采区注浆已结束）、7 a（2 525 d，至 2021 年 11 月，所有注浆均已结束），运行结果如图 6 所示。

运行 1 a 后（图 6a）， II_2 采区南部径流相对强烈地区溶质运移速度较快，浓度变化较大；运行 3 a 后（图 6b）， II_2 、 II_4 注浆区周边溶质扩散均较明显，且 II_4 注浆区西侧及东侧均为径流排泄区（东侧是 II_6 大巷抽放水所致），溶质扩散更为明显。运行 7 a 后（图 6c）， II_2 、 II_4 注浆区溶质扩散均较明显，且西侧溶质运移更为明显，溶质质量浓度变化较大，主要是

表 2 溶质运移模型相关参数

Table 2 Relevant parameters of solute transport model

分区	$K_{xx}/$ ($m \cdot d^{-1}$)	$K_{yy}/$ ($m \cdot d^{-1}$)	$K_{zz}/$ ($m \cdot d^{-1}$)	孔隙率	纵向 弥散度/m	横向 弥散度/m	注浆 时间/d	注浆起始 时间/d	注入浆液 流量/($m^3 \cdot d^{-1}$)	放水孔 流量/($m^3 \cdot d^{-1}$)
北八	1.1	0.11	0.11	0.3			—	—	—	
F ₂ 断层	0.05	0.005	0.005	0.3			—	—	—	
98-3区	0.001	0.000 1	0.000 1	0.3			—	—	—	
II ₄ 西	2.45	0.245	0.245	0.3			—	—	—	
II ₄ 东	0.03	0.003	0.003	0.3			—	—	—	
II ₂ 西	1.8	0.18	0.18	0.3	10	1	—	—	—	
II ₂ 东	0.002	0.000 2	0.000 2	0.3			—	—	—	
II ₇ 右翼西	0.01	0.001	0.001	0.15			—	—	—	
II ₇ 右翼东	0.003	0.000 3	0.000 3	0.15			—	—	—	
II ₁ 左翼	0.003	0.000 3	0.000 3	0.15			—	—	—	3~10
南三采区	0.002	0.000 2	0.000 2	0.15			—	—	—	
II ₄ 注浆区	注前	2.45	0.245	0.245	0.3	10	1	5	635	251.04
	注后	0.000 1	0.000 1	0.000 1	0.015	5	0.5	5	155	67.7
II ₂ 注浆区	注前	1.8	0.18	0.18	0.3	10	1	5	1 625	17.3
	注后	0.000 1	0.000 1	0.000 1	0.015	5	0.5	5	1 415	6.5
II ₇ 右注浆区	注前	0.01	0.001	0.001	0.15	10	1	5	1 415	6.5
	注后	0.000 1	0.000 1	0.000 1	0.015	5	0.5	5	1 415	6.5
II ₁ 左注浆区	注前	0.003	0.000 3	0.000 3	0.15	10	1	5	1 415	6.5
	注后	0.000 1	0.000 1	0.000 1	0.015	5	0.5	5	1 415	6.5

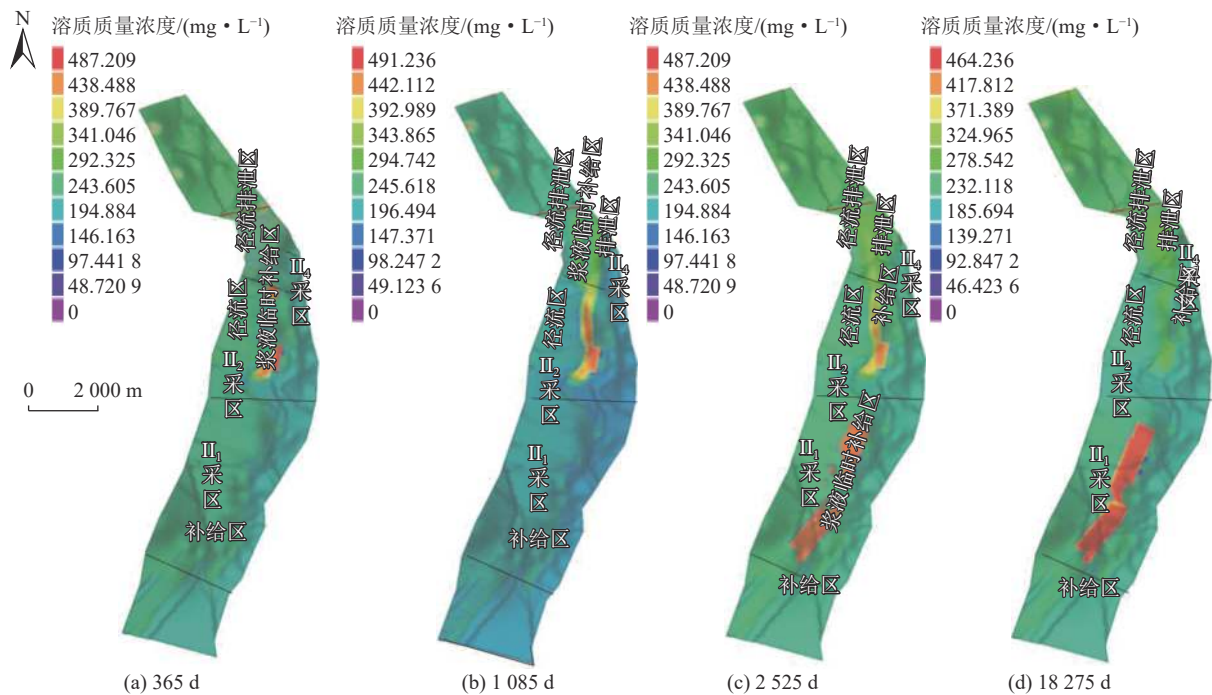


图6 溶质运移模拟结果

Fig.6 Simulation results of solute transport

由于两采区西部渗透系数较大,地下水流动性较好。虽然 II_4 注浆区注浆时间较晚,但其溶质扩散更为明显,首先由于两采区东部渗透性差异, II_4 采区东部渗透系数为 II_2 采区东部的15倍(II_4 采区东部渗透系数0.03, II_2 采区东部为0.002);然后 II_4 采区东部 II_6 大巷放水量较大,其它采区放水量相对较少。 II_1 采区相对注浆时间较晚,且渗透系数较小,则溶质运移较慢。

继续运行至50 a(图6d),结果显示, II_4 采区 CI 已均匀运移扩散开来, II_2 采区 CI 也已基本扩散,与周边色阶差异不大,而 II_1 注浆区 CI 与周边色差较明显,主要由于 II_4 、 II_2 采区渗透系数较大,而 II_1 采区岩石致密,渗透性较差,浆液析出水基本以“滞水”状态存在。

模型运行期间,各监测点水位如图7所示,其中太灰长观孔监测点水位,已通过前述渗流场模型验证; R 开头图例均表示水样采集点处水位,无水位监测数据。由图7可以看出, II_4 、 II_2 采区注浆时,注浆工作面内监测点(如R27检41孔、R28 II_{1029} 老空水、R8-10 II_{1042} 轨道、R12北二灰岩、R29 II_{1027} 底抽巷)灰岩水位上升明显。注浆区周边监测点(如 II_4 采区东部R13-21 II_6 大巷检50孔、 II_2 采区东部R11 II_{1026} 泄水巷、 II_1 采区西部南大巷放水孔等)以及距离较远的太灰水位长观孔水位(如995-观1、98-观3等)受注浆扰动不够明显,其中太灰98-观3水位波

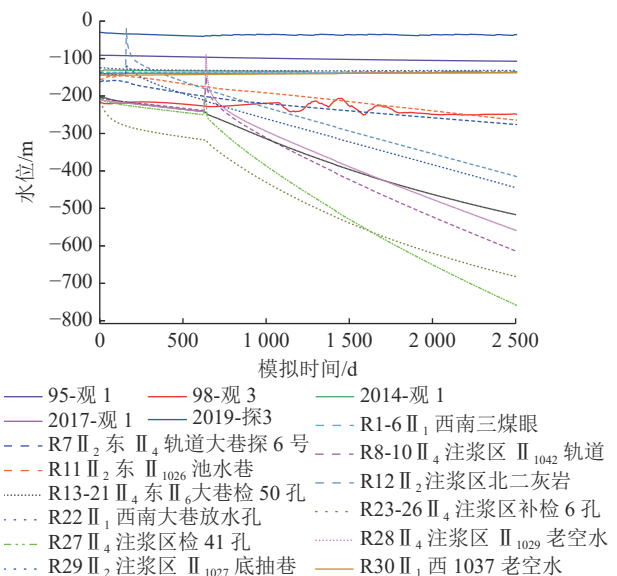


图7 模型运行期间部分监测点太灰水位动态变化

Fig.7 Dynamic change of limestone water level in Taiyuan Formation at some monitoring points during model operation

动主要是由于开采期间,不定量抽水引起的水位正常波动。注浆结束后即进入开采期,随巷道内灰岩放水量增加,太灰含水层下降致安全水位。

通过2021年每隔1个月采集的太灰水样中 CI 质量浓度验证可知(图8),5次采集的 II_4 采区 II_6 大巷检50孔太灰水 CI 实测质量浓度为254.7~271.5 mg/L,平均267.5 mg/L,而模拟所得 CI 质量浓度为256.3~279.9 mg/L,平均269.6 mg/L,模拟期内

随时间增加, Cl^- 质量浓度呈降低趋势; 5 次采集的 II_4 采区 II_6 大巷补检 6 孔太灰水中 Cl^- 实测质量浓度为 220.1 ~ 270.8 mg/L, 平均 256.3 mg/L, 而模拟所得 Cl^- 质量浓度为 243.6 ~ 286.2 mg/L, 平均 260.4 mg/L, 模拟期内随时间增加, Cl^- 质量浓度呈降低趋势; II_1 采区南三煤眼太灰水中 Cl^- 实测质量浓度为 209.8 ~ 231.4 mg/L, 平均 218.5 mg/L, 该模拟期内 Cl^- 模拟质量浓度为 203.7 ~ 204.3 mg/L, 平均 204.1 mg/L, 模拟

期内随时间增加, 质量浓度呈降低趋势, 但降低较慢。综上, II_4 采区溶质运移模拟效果较好, II_1 采区模拟浓度偏低约 14.4 mg/L, 误差约为实际值的 6.6%, 仍低于 10%, 总体上模拟效果较好。其中, 中北部的 II_4 采区 Cl^- 质量浓度多高于南部的 II_1 采区, 主要由于桃园煤矿南部太灰水水位较高, 多处于补给径流区, 中北部水位较低, 处于排泄区, 而沿地下水补给、径流、排泄路径, 地下水中溶解固体物质总量呈增大趋势。

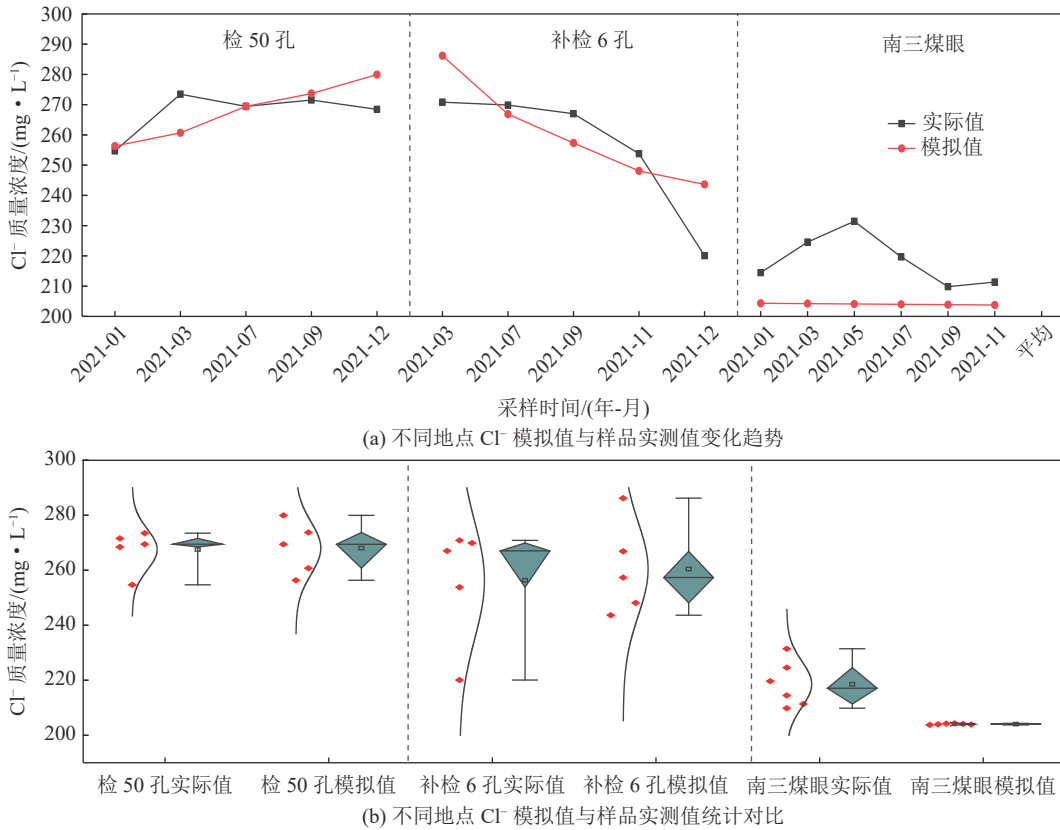


图 8 溶质运移模拟值与实测值验证分析

Fig.8 Verification analysis of simulated and measured values of solute transport

自 2021 年每隔一个月取桃园煤矿太灰水样, 因井下采样条件有限, 每次取样地点稍有不同。其中自 2022 年以来涉及 II_4 采区 II_6 大巷补检 6 孔、检 50 孔及 II_1 采区南三煤眼太灰水中 Cl^- 实测质量浓度见表 3, 可知水质监测点实测值与模拟值基本相近, 进一步证明了构建模型的正确性。

模型运行期间, 各监测点 Cl^- 质量浓度动态变化如图 9 所示, 其中太灰长观孔 Cl^- 质量浓度无实测数据; R 开头的监测点表示水样采集处 Cl^- 质量浓度, 部分时间节点处浓度已通过验证。可以看出注浆时, II_4 、 II_2 采区注浆工作面内监测点 Cl^- 质量浓度瞬时增加(如 R27、R8-10、R29、R12), 变化明显, 随时间增加 Cl^- 质量浓度逐渐降低。随与注浆区距离的增

大, 监测点 Cl^- 质量浓度瞬时动态响应减弱(如 R7、R11、R30 等)。距离注浆区较远处, Cl^- 质量浓度瞬

表 3 2022 年以来相关水质监测点 Cl^- 实测质量浓度
Table 3 Measured concentration of Cl^- at relevant water quality monitoring sites since 2022

取样日期(年-月)	取样点	$\rho(\text{Cl}^-)$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{Cl}^-)$ 平均值/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
2022-01	补检6	220.1	220.1
2022-01	检50号	268.4	266.1
2022-03		255.4	
2022-05		266.4	
2023-03		274.0	
2022-03	南三煤眼	204.5	213.9
2022-05		219.5	
2022-08		217.8	

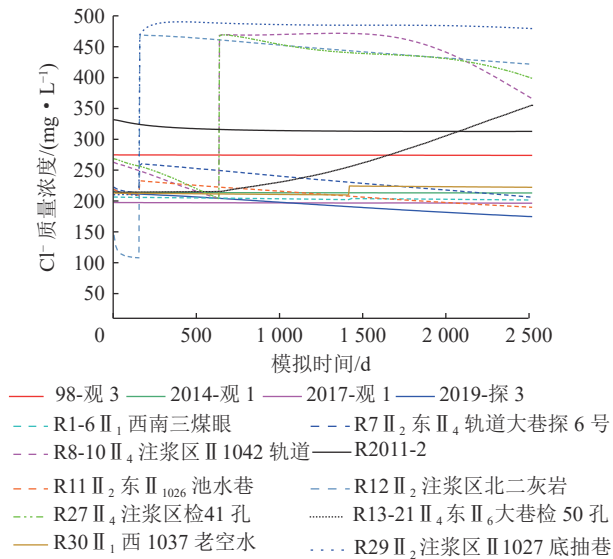


图9 模型运行期间部分监测点处 Cl⁻ 质量浓度变化
Fig.9 Changes of Cl⁻ concentration at some monitoring points during model operation

时响应不明显(如 R1-6、R8-10、98-观 3、2014-观 1 等),且短期内随时间增加,质量浓度变化不明显。

3 注浆扰动下“双场”耦合作用分析

注浆扰动下地下水环境的演化是由渗流场与化学场耦合作用引起的。为此,在上述渗流场与化学场演化分析基础上,进一步研究地下水渗流路径上溶质演化及其渗透系数、孔隙率等水力参数的影响机制,进而构建区域注浆扰动下基于“双场”耦合作用的溶质扩散预测模型。

3.1 渗流路径上溶质演化

以注浆扰动下 II₄ 采区为例(图 10),模型运行初期(图 10a),渗流较强区域位于 II₄ 采区西部,向西北方向径流排泄;随着 II₄ 采区 II₆ 大巷排水增加,II₄ 采区太灰水径流方向逐渐由向西变为向东(图 10b),注浆期间(第 635 ~ 639 天)太灰水由注浆区向周边径流排泄(图 10c),特别向东西两侧及西北部排泄较多(西部渗透系数大于东部);注浆后短期内,太灰水仍是由注浆区向东西两侧特别是西侧径流排泄,由于注浆区渗透系数减小,随时间增加,径流强度减弱(图 10d);随时间延长,II₆ 大巷排水增加,II₄ 采区西部太灰水径流方向逐渐由注浆区向西部排泄,变为由西部向东部排泄,但强度较弱(图 10e),只要 II₆ 大巷持续排水,II₄ 采区西部接受补给向东部径流排泄的局部流场特征便会保持下去(图 10f 为 II₄ 采区注浆后约 5 a 时间)。

图 10 中 D1-D5 及 X1-X6 分别为注浆区东部和

西部径流路径,基于 II₄ 采区局部流场演化分析,分别选择注浆后 1 ~ 5 a 两路径处 Cl⁻ 质量浓度进行分析,具体如图 11 所示。可以看出,II₄ 采区东部 D1-D5 路径上,补给区 D1-D3 Cl⁻ 质量浓度较高,注浆结束后约 2 a 后,D1-D3 处 Cl⁻ 质量浓度开始明显下降,且 D1 下降最明显,随时间运移,下降幅度减小;D4-D5 径流排泄处 Cl⁻ 质量浓度逐渐增加,且位于 II₆ 大巷径流排泄处的 D5 监测点增加较快,随时间延长,D4 增加幅度逐渐加大,即径流排泄区 Cl⁻ 质量浓度均逐渐增大,且排泄区 Cl⁻ 质量浓度最大。

II₄ 采区西部 X1 ~ X6 路径上,补给区 X1、X2 Cl⁻ 质量浓度较高,而 X2 处 Cl⁻ 质量浓度下降较快,主要是由于其西部未注浆区渗透系数相对较大,渗流相对较强,随时间延长,Cl⁻ 下降变缓,并逐渐稳定;随径流路线延长,X3 ~ X6 监测点 Cl⁻ 质量浓度依次增加,但随时间延长,其变化趋势特点不同,主要是由于期间径流排泄路线有所变化而致。

由此可知,随渗流场补径排路径发生变化,溶质浓度也会相应发生变化,一般情况下沿补径排路径,溶质浓度呈增大趋势。

3.2 溶质运移与水力参数的关系

基于该溶质运移模型,将某一参数按一定倍数调整,其它参数不变,运行模型,观察监测点处溶质质量浓度,进而研究相关参数对溶质运移的影响机理。

根据前述分析,溶质运移影响因素主要包括地层渗透系数、孔隙率、弥散度、水力梯度等。下面以矿井中部的 II₄ 采区 II₆ 大巷检 50 孔(图 2 中 R13-21)和矿井南部的 II₁ 采区南三煤眼(图 2 中 R1-6)为例,予以阐述。

1) 渗透系数。图 12a 显示,当 II₄ 采区东部和 II₁ 采区西部渗透系数在 0.003 ~ 0.075 m/d 变化时,R13-21 点 Cl⁻ 质量浓度为 167.3 ~ 288.0 mg/L,R1-6 点 Cl⁻ 质量浓度为 197.4 ~ 206.7 mg/L。即随渗透系数的增加,监测点溶质浓度均增加,但是不同监测点增加幅度不一样,其中 R13-21 点浓度增加较为明显。图 12b 为模型运行至 2021 年底多个监测点多个时间节点处 Cl⁻ 质量浓度统计结果(下同),可以看出,渗透系数较小时(小于 0.01 m/d),Cl⁻ 质量浓度变化幅度较大,说明此时 Cl⁻ 运移受渗透系数影响较大;而当渗透系数大于 0.1 m/d 时,Cl⁻ 质量浓度受渗透系数影响较小,但是随渗透系数增加,Cl⁻ 质量浓度变化幅度增大。即当渗透系数大于 0.1 m/d 时,随渗透系数增加,Cl⁻ 运移受渗透系数影响逐渐增大。

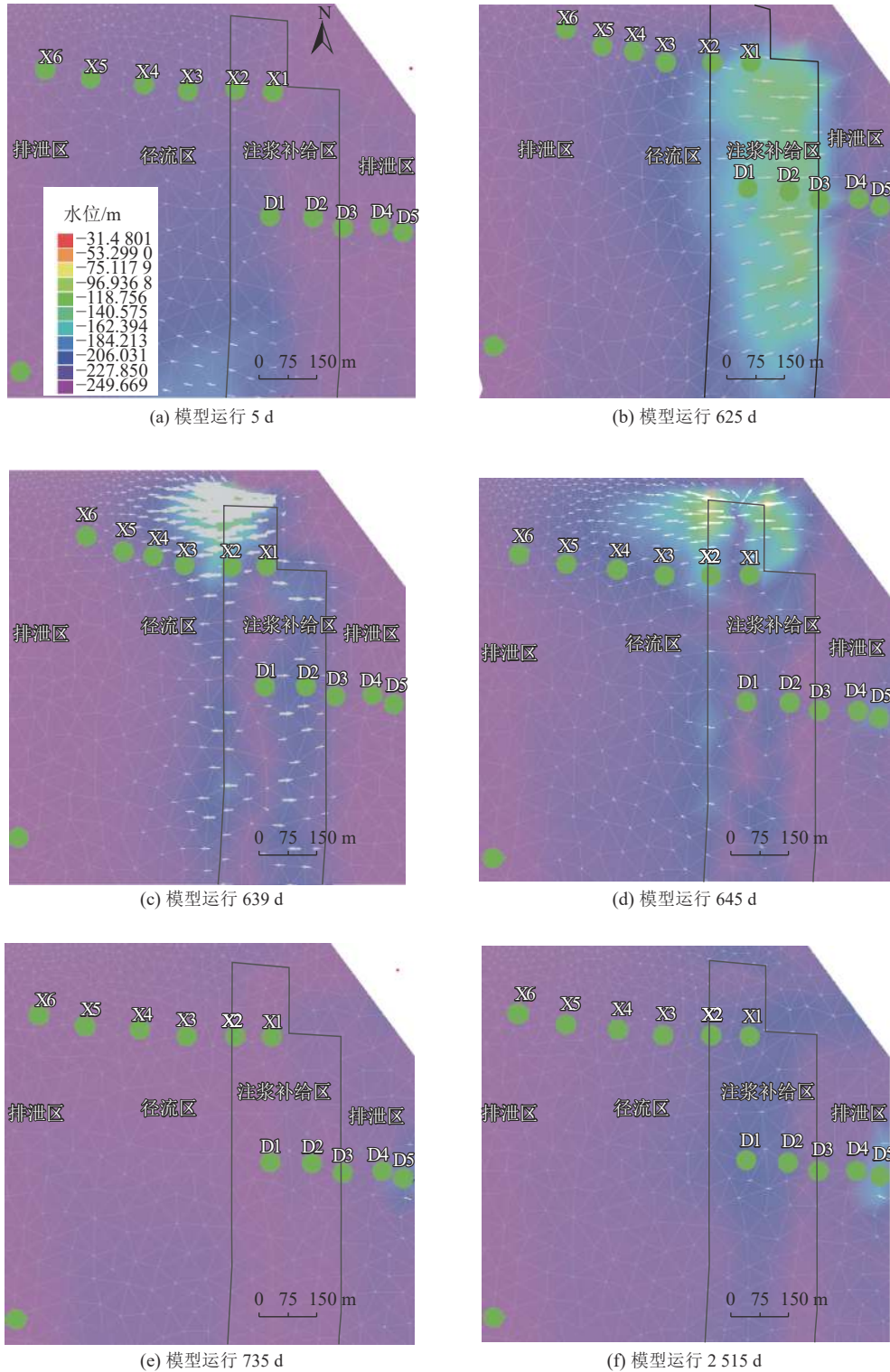


图 10 模型运行过程中 II₄ 采区局部“双场”演化(箭头代表径流的方向和强度)

Fig.10 Local “dual field” evolution in II₄ mining area during model operation (Arrows represent the direction and intensity of runoff)

2) 孔隙率。图 13a 显示, 当 II₄ 采区东部和 II₁ 采区西部渗透系数在 0.03 ~ 0.75 m/d 变化时, R13-21 点 Cl⁻ 质量浓度为 368.0 ~ 192.8 mg/L, R1-6 点 Cl⁻ 质量浓度为 207.5 ~ 158.3 mg/L。即随孔隙率的增加, 监测点溶质浓度均减小, 但是减小幅度不一样, R13-21 点 Cl⁻ 质量浓度减小较快, R1-6 点 Cl⁻ 质量浓度减

小较慢。即在其他条件相同时, 随孔隙率增加, 注入的浆液储存于流经岩石的量增多, 结果使向前运移扩散的量减少, 造成距离注浆区稍远的监测点 Cl⁻ 浓度减小。图 13b 显示, 孔隙率较小时(小于 0.15), Cl⁻ 质量浓度变化范围较大, 此时 Cl⁻ 运移受孔隙率影响较大。总体上随孔隙率增大, Cl⁻ 质量浓度变化范围

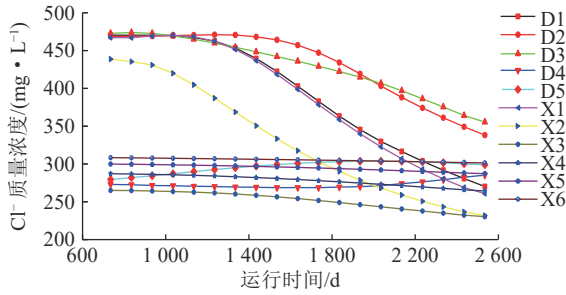


图 11 两径流路径上监测点 Cl⁻ 质量浓度
Fig.11 Cl⁻ concentration at monitoring points on two runoff paths

越来越小, 即对 Cl⁻ 运移影响越小。

3) 弥散度。图 14a 显示, 当 II₄ 采区东部和 II₁ 采区西部弥散度在 5 ~ 125 m 之间变化时, R13-21 点 Cl⁻ 质量浓度为 189.1 ~ 294.1 mg/L, R1-6 点 Cl⁻ 质量浓度为 195.3 ~ 208.7 mg/L。即随弥散度的增加, 监测点溶质浓度均增加, 不同监测点增加幅度不一样, R13-21 点浓度增加较为明显, R1-6 点浓度增加不够

明显。图 14b 显示, 随矿井范围内弥散度同步增大, 其对 Cl⁻ 质量浓度的影响逐渐增大。

4) 达西流速和水力梯度。模型运行期间地下水渗透流速可以监测得到, 而某监测点渗透系数是一定的, 根据达西定律公式 $v=ki$, 可获得水力梯度^[25]。以 R13-21 (II₄ 采区东部检 50 孔) 为例, 期间渗透流速为 0.004 5 ~ 0.005 6 m/d (图 15a), 渗透流速与水力梯度同步变化, 经换算水力梯度为 0.145 ~ 0.190 (图 15b)。图 15a、15b、15c 显示, 注浆后一定时间内随水力梯度和渗透流速的增加, Cl⁻ 质量浓度增加 (281.07 ~ 411.48 mg/L)。另外, 随时间运移, 不同监测点 Cl⁻ 质量浓度变化不同, 总的变化趋势基本一致, 先增大后减小。不同地点增大幅度不同, 浓度峰值出现的时间也不同, 一般在注浆后 18 ~ 22 a 的时间内 Cl⁻ 质量浓度达到峰值, 随后 Cl⁻ 质量浓度开始降低, 即该区注浆的影响作用开始减弱, 约在 40 a 后达到平衡状态。就 R13-21 监测点而言, 从开始注浆至 2033 年间 (约注浆后 18 a 内), 区域注浆对桃园井田化学场

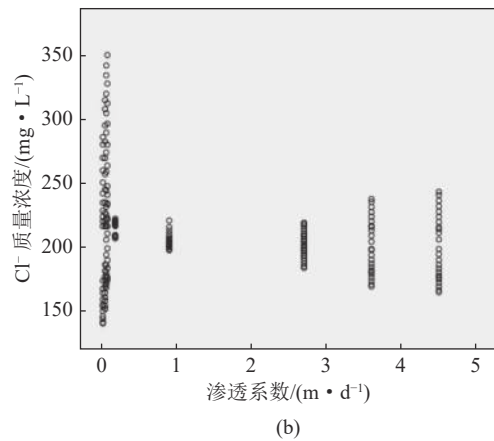
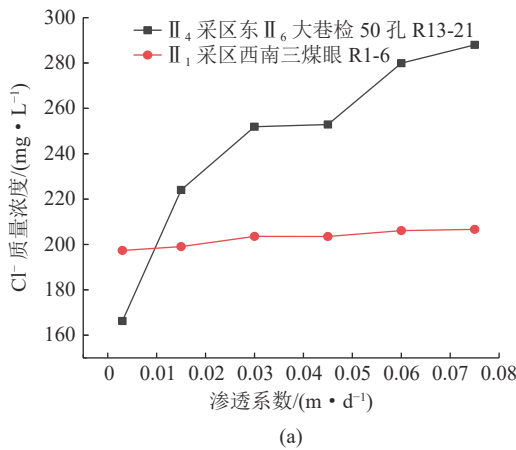


图 12 渗透系数对溶质运移的影响
Fig.12 Influence of permeability coefficient on solute transport

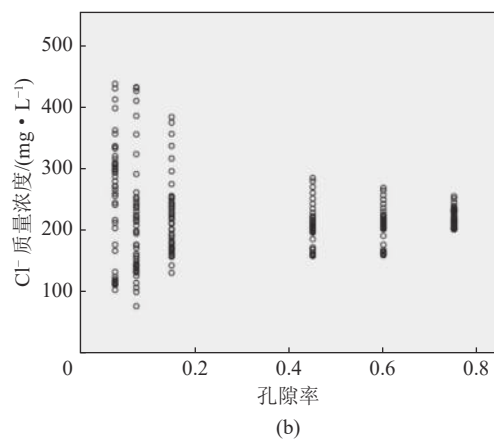
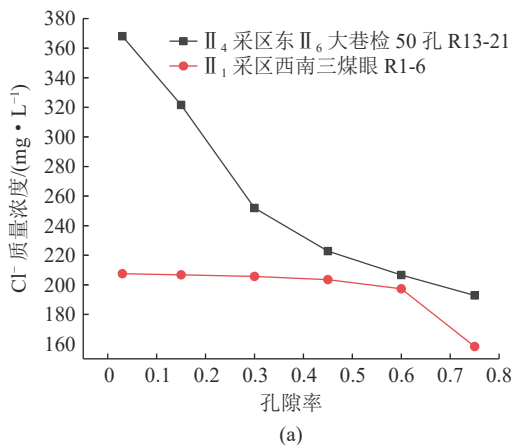


图 13 孔隙率对溶质运移的影响
Fig.13 Effect of porosity on solute transport

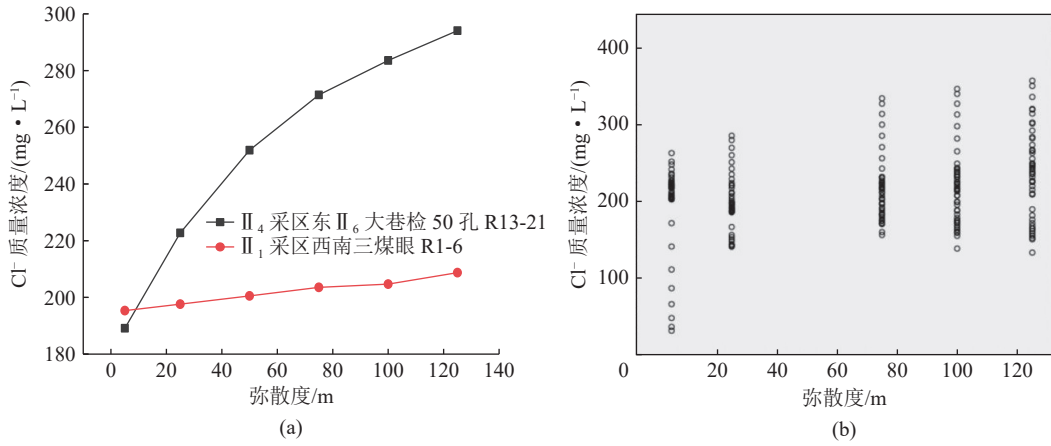


图 14 弥散度对溶质运移的影响

Fig.14 Effect of dispersion on solute transport

的影响呈增加趋势, 2033 年后(区域注浆结束 18 a 后), 其影响逐渐减弱。图 15c 中 R23-26 监测点 Cl^- 质量浓度先降低再增大, 主要是由于前期抽放水影响大于注浆扰动影响所致; 注浆后约 10 a 开始, 注浆扰动影响大于抽放水。图 15d 也可以看出, 由于抽放水影响, R23-26 监测点水力梯度变化较大。

浆液相对密度对溶质运移也有一定的影响。比

重不同, 浆液析出水 Cl^- 质量浓度也不同。室内浆液析水试验可知, 相对密度 1.2、1.3、1.4、1.5、1.6 的浆液, 其析出水 Cl^- 质量浓度分别为 395.2、439.3、496.5、501.6、513.1 mg/L, 模型中注入浓度分别输入不同比重浆液 Cl^- 质量浓度, 运行至 2021 年 12 月(图 16, 以 II_4 采区东部检 50 孔监测点为例)。可以看出, 随浆液相对密度增加, 监测点 Cl^- 质量浓度增加。2021 年

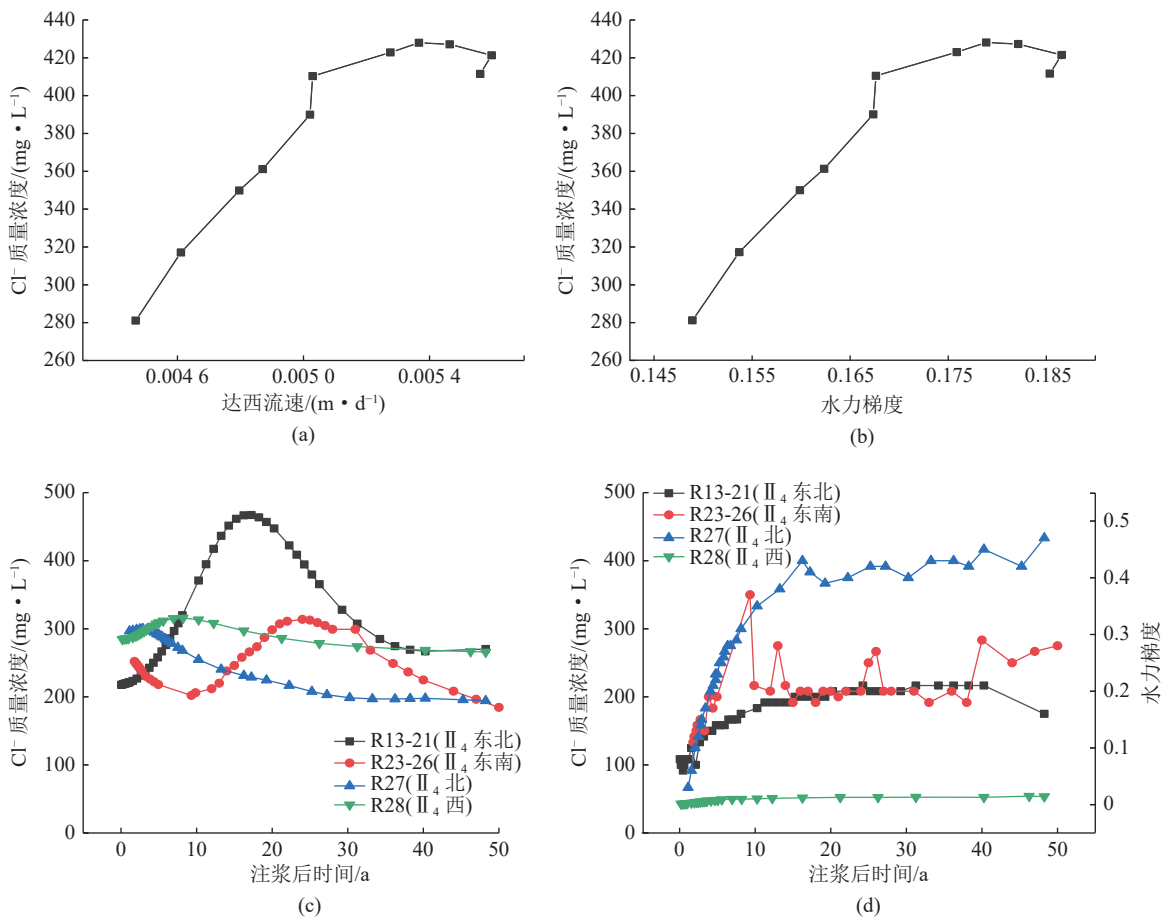


图 15 达西流速和水力梯度对溶质运移的影响

Fig.15 Effects of Darcy flow rate and hydraulic gradient on solute transport

在Ⅱ₄采区东部检50孔所取的6个太灰水测试结果显示, Cl⁻质量浓度为224.8~290.7 mg/L, 平均为

253.4 mg/L, 在相应模拟应力期(2021年)的 Cl⁻质量浓度范围内(247.0~266.1 mg/L)。

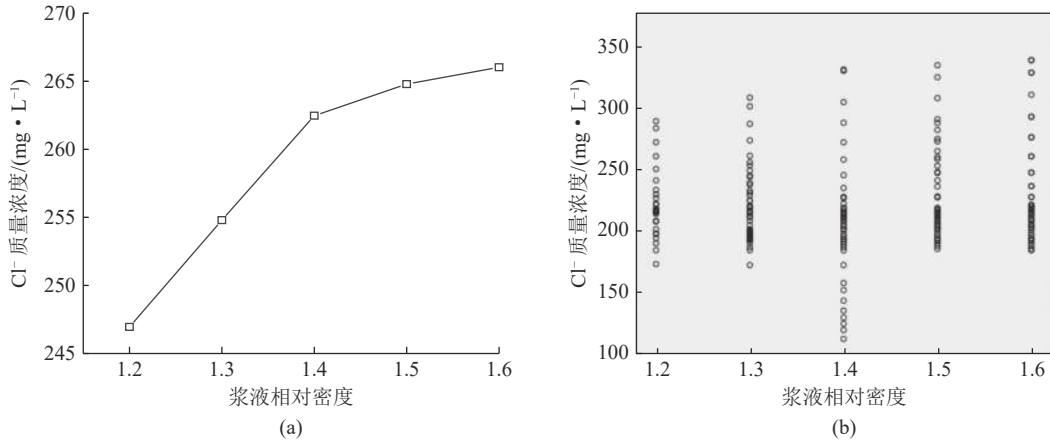


图16 浆液相对密度对溶质运移的影响

Fig.16 Effect of slurry specific gravity on solute transport

3.3 “双场”耦合作用下溶质扩散预测模型

通过上述分析可知,某监测点溶质质量浓度除与渗透系数、孔隙率、弥散度、水力梯度、注入溶质浓度等参数有关外,还与注浆时间、与注浆点距离等参数有关。基于验证后模型多次设参运行所获取的约690组数据,借助SPSS软件拟合分析,建立了溶质扩散预测模型,以期预测分析区域注浆扰动情况:

$$C(\text{Cl}^-) = 57.326 \times \sqrt{\frac{C_z k^{0.48} I^{0.84} \alpha_T \ln(t/365)^{2.929}}{nd^{2.840}}} + C_0$$

式中: $C(\text{Cl}^-)$ 为预测某监测点 Cl⁻质量浓度, mg/L; C_z 为注浆区所注入浆液析出水中 Cl⁻质量浓度, mg/L; k 为监测点处地层渗透系数, m/d; I 为监测点处水力梯度, 无量纲; α_T 为监测点处横向弥散度, m; t 为注浆结束后时间, a; n 为监测点处孔隙率, 无量纲; d 为监测点距注浆区的距离, m; C_0 为监测点处 Cl⁻初始质量浓度, mg/L。

该模型将渗流场模型涉及参数(渗透系数)、溶质运移化学场模型涉及参数(孔隙率、弥散度、水力梯度等)与注浆工况(注入浓度、注浆时间等)集合在一起,可以预测得出注浆扰动下某监测点溶质浓度。该模型变异系数分析(表4)显示,决定系数 R^2

为0.807, 接近于1, 可知其拟合效果较好。

4 结 论

1)验证后的注浆扰动下太灰含水层渗流场模型和溶质运移模型,其模拟值与实测值相差均较小,模拟效果均较好。

2)溶质运移主要受渗透系数、弥散度、水力梯度、渗透流速、注浆时间、浆液比重等参数控制,并发现在注浆后18~22 a内 Cl⁻质量浓度达到峰值,随后 Cl⁻质量浓度降低,约在40 a后达到平衡状态。

3)建立的“双场”耦合作用下溶质扩散预测模型,误差率小于10%的数据达81.4%,说明所建立的预测模型基本可靠。

研究具有较好的理论与实践意义,可为区域注浆扰动下受注目标含水层水环境演化研究及煤矿水害预测预警提供科学依据。

参考文献(References):

[1] 武 强. 我国矿井水防控与资源化利用的研究进展、问题和展望[J]. 煤炭学报, 2014, 39(5): 795-805.
WU Qiang. Progress, problems and prospects of prevention and control technology of mine water and reutilization in China[J]. Journal of China Coal Society, 2014, 39(5): 795-805.

[2] 曾一凡, 刘晓秀, 武 强, 等. 双碳背景下“煤-水-热”正效协同共采理论与技术构想[J]. 煤炭学报, 2023, 48(2): 538-550.
ZENG Yifan, LIU Xiaoxiu, WU Qiang, et al. Theory and technical conception of coal-water-thermal positive synergistic co-extraction under the dual carbon background[J]. Journal of China Coal Society, 2023, 48(2): 538-550.

[3] GUI H R, LIN M L. Types of water hazards in China coal mines and regional characteristics[J]. Natural Hazards, 2016, 84:

表4 变异系数分析

Table 4 Analysis of variance

来源	平方和	自由度	均方
回归	36 953 748.147	8	4 619 218.518
残差	330 222.493	683	483.488
未校正总数	37 283 970.640	691	
校正后总数	1 706 633.256	690	

$$R^2 = 1 - (\text{残差平方和}) / (\text{校正平方和}) = 0.807$$

- 1501–1512.
- [4] 郭 艳, 桂和荣, 魏久传, 等. 注浆工程扰动下煤系水砂岩含水层水岩作用机理—以桃园煤矿为例[J]. 煤田地质与勘探, 2021, 49(1): 226–232.
- GUO Yan, GUI Herong, WEI Jiuchuan, *et al.* Mechanism of water rock interaction in coal measure sandstone aquifer disturbed by grouting engineering: a case study of taoyuan coalmine[J]. *Coal Geology & Exploration*, 2021, 49(1): 226–232.
- [5] GUO Y, WEI J C, GUI H R, *et al.* Evaluation of changes in groundwater quality caused by a water inrush event in Taoyuan coal mine, China[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2020, 79(24): 528.
- [6] 郭 艳. 煤矿区域注浆扰动下地下水水文地球化学演化与识别—以淮北煤田桃园煤矿为例[D]. 青岛: 山东科技大学, 2022.
- GUO Yan. Hydrogeochemical evolution and identification of groundwater under regional grouting disturbance in coal mine—taking Taoyuan coal mine in Huaibei coalfield as an example[D]. Qingdao: Shandong University of Science and Technology, 2022.
- [7] 沈 冰. 基于定向钻进的高承压底板水害防治研究[J]. 煤炭技术, 2018, 37(11): 174–176.
- SHEN Bing. Research on water inrush prevention of high pressure floor mine based on directional drilling[J]. *Coal Technology*, 2018, 37(11): 174–176.
- [8] 郑士田. 两淮煤田煤层底板灰岩水害区域超前探查治理技术[J]. 煤田地质与勘探, 2018, 46(4): 142–146, 153.
- ZHENG Shitian. Advanced exploration and control technology of limestone water hazard in coal seam floor in Huainan and Huaibei coalfields[J]. *Coal Geology & Exploration*, 2018, 46(4): 142–146, 153.
- [9] 郑士田. 地面顺层孔探注成套技术在底板高压岩溶水害治理中的应用[J]. 中国煤炭地质, 2018, 30(8): 53–57.
- ZHENG Shitian. Application of complete set of surface bedding borehole exploration and grouting technology on floor high pressure karst water hazard governance[J]. *Coal Geology of China*, 2018, 30(8): 53–57.
- [10] 胡雨柔. 某铅锌矿区水文地质特征与地下水中锌离子运移特征研究[D]. 成都: 成都理工大学, 2018.
- HU Yurou. The research of hydrogeological characteristics and zinc ion migration features in groundwater of a Lead-Zinc mining area[D]. Chengdu: Chengdu University of Technology, 2018.
- [11] 杨 军, 孙兆军, 王 旭. 龟裂碱土地下水埋深、矿化度和盐分离子年内时空变化特征研究[J]. 节水灌溉, 2016, 247(3): 45–48, 51.
- YANG Jun, SUN Zhaojun, WANG Xu. Analysis of annual spatial and temporal variation characteristics of groundwater depth, salinity and salt ions of crack alkaline land[J]. *Water Saving Irrigation*, 2016, 247(3): 45–48, 51.
- [12] 张保建, 张 克, 高宗军, 等. 鄂尔多斯盆地侏罗系地下水系统及矿井防治水对策[J]. 煤炭科学技术, 2016, 44(3): 122–128.
- ZHANG Baojian, ZHANG Ke, GAO Zongjun, *et al.* Jurassic underground water system in Ordos Basin and mine water prevention and control countermeasures[J]. *Coal Science and Technology*, 2016, 44(3): 122–128.
- [13] 韩鹏飞, 王旭升, 蒋小伟, 等. 氢氧同位素在地下水流系统的重分布: 从高程效应到深度效应[J]. 水文地质工程地质, 2023, 50(2): 1–12.
- HAN Pengfei, WANG Xusheng, JIANG Xiaowei, *et al.* Redistribution of hydrogen and oxygen isotopes in groundwater flow system: from elevation effect to depth effect[J]. *Hydrogeology & Engineering Geology*, 2023, 50(2): 1–12.
- [14] 许 蓬, 王 明. 环境同位素技术在判定矿井含水层间水力联系的应用[J]. 煤炭科学技术, 2018, 46(S1): 227–230.
- XU Peng, WANG Ming. Application of environmental isotopes technology in determining hydraulic connection between mine aquifer[J]. *Coal Science and Technology*, 2018, 46(S1): 227–230.
- [15] 刘建国, 许光照, 马学礼, 等. 不同模拟软件在地下水环评中的应用对比研究[J]. 环境科学与技术, 2018, 41(S1): 359–362.
- LIU Jianguo, XU Guangzhao, MA Xueli, *et al.* Study on comparative application of different simulation software in groundwater environmental impact[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 41(S1): 359–362.
- [16] 范立民, 马万超, 常波峰, 等. 榆神府矿区地下水水化学特征及形成机理[J]. 煤炭科学技术, 2023, 51(1): 383–394.
- FAN Limin, MA Wanchao, CHANG Bofeng, *et al.* Hydrochemical characteristics and formation mechanism of groundwater in Yushenfu mining area[J]. *Coal Science and Technology*, 2023, 51(1): 383–394.
- [17] 吕情绪, 狄军贞, 李 果, 等. 高强度采矿活动对地下水影响的数值模拟研究[J/OL]. 煤炭科学技术: 1–7[2023-03-12]. <https://doi.org/10.13199/j.cnki.cst.2021-0721>
- LYU Qingxu, DI Junzhen, LI Guo, *et al.* Numerical simulation study on the impact of high intensity mining activities on groundwater[J]. *Coal Science and Technology*: 1–7[2023-03-12]. <https://doi.org/10.13199/j.cnki.cst.2021-0721>
- [18] 曾一凡, 梅傲霜, 武 强, 等. 基于水化学场与水动力场示踪模拟耦合的矿井涌(突)水水源判识[J]. 煤炭学报, 2022, 47(12): 4482–4494.
- ZENG Yifan, MEI Aoshuang, WU Qiang, *et al.* Source discrimination of mine water inflow or inrush using hydrochemical field and hydrodynamic field tracer simulation coupling[J]. *Journal of China Coal Society*, 2022, 47(12): 4482–4494.
- [19] 胡 健, 张祥达, 魏志诚. 基于FEFLOW在地下水数值模拟中的应用综述[J]. 地下水, 2020, 42(1): 9–13.
- HU Jian, ZHANG Xiangda, WEI Zhicheng. Literature review of the groundwater numerical simulation method based on the application of feFLOW[J]. *Ground water*, 2020, 42(1): 9–13.
- [20] 郭 艳, 桂和荣, 魏久传, 等. 区域注浆影响下煤层底板太原组灰岩水水文地球化学演化规律[J/OL]. 煤炭学报: 1–14[2023-03-12]<http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.2190.TD.20230222.0917.002.html>
- GUO Yan, GUI Herong, WEI Jiuchuan, *et al.* Hydrogeochemical evolution law of Taiyuan Formation limestone water under coal seam floor caused by the influence of regional grouting[J/OL]. *Journal of China Coal Society*: 1–14[2023-03-12]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.2190.TD.20230222.0917.002.html>

- [21] 林 塆. 大区域地下水流模拟研究及FEFLOW的建模方法[D]. 北京: 中国地质大学, 2006.
LIN Mu. Characteristics of large regional groundwater modeling and the applied FEFLOW technique—a case study of North China Plain[D]. Beijing: China University of Geosciences, 2006.
- [22] 冯源升. 多场耦合作用下隧址区垃圾渗滤液迁移规律及其对围岩稳定性的影响[D]. 重庆: 重庆大学, 2019.
FENG Yuansheng. The migration law of landfill leachate in the tunnel area multi-field coupling and its influence on the stability of surrounding rock[D]. Chongqing: Chongqing University, 2019.
- [23] 赵春虎, 杨 建, 王世东, 等. 矿井水深层回灌过程量质耦合模拟分析[J]. *煤田地质与勘探*, 2021, 49(5): 36–44.
ZHAO Chunhu, YANG Jian, WANG Shidong, *et al.* Coupling simulation of groundwater dynamics and solute transfer in the process of deep reinjection of mine water[J]. *Coal Geology & Exploration*, 2021, 49(5): 36–44.
- [24] 张兴昊, 林丹彤, 胡黎明. 基于等效孔隙网络模型的水动力弥散数值模拟[J]. *清华大学学报(自然科学版)*, 2022, 62(12): 1906–1914.
ZHANG Xinghao, LIN Dantong, HU Liming. Numerical simulations of hydrodynamic dispersion based on an equivalent pore network model[J]. *Journal of Tsinghua University(Science and Technology)*, 2022, 62(12): 1906–1914.
- [25] 张人权, 梁 杏, 靳孟贵, 等. *水文地质学基础*[M]. 6版. 北京: 地质出版社, 2011: 59–65.