

邱文杰,周根茂,储建民,等.酸法地浸铀矿山退役采区地下水污染运移与水力控制模拟 [J]. 中国环境科学, 2025,45(5):2558-2568.

Qiu W J, Zhou G M. Numerical modeling of the groundwater contaminant transport and hydraulic control in a decommissioned acid in-situ leaching uranium mine [J]. China Environmental Science, 2025,45(5):2558-2568.

酸法地浸铀矿山退役采区地下水污染运移与水力控制模拟

邱文杰¹,周根茂²,储建民¹,丁印权²,杨蕴³,朱婷²,吴剑锋^{1*},吴吉春¹ (1.南京大学地球科学与工程学院,江苏南京 210023; 2.中核新疆矿业有限公司,新疆乌鲁木齐 830101; 3.河海大学地球科学与工程学院,江苏南京 211100)

摘要:以新疆某酸法地浸铀矿山退役采区为研究对象,通过分析退役采区长时间序列地下水监测数据,并采用数值模拟方法构建了三维非稳定含水层地下水流与污染组分(U(VI)和 SO_4^{2-})运移的模拟模型,为退役采区地下水环境安全提供合理的水力控制方案.研究表明,采区退役后的地下水流场总体上与天然流场方向一致;地下水中高浓度U(VI)和 SO_4^{2-} 在采区内部大量残留,并在地下水动力作用下逐渐往下游迁移和扩散.模型能较好地再现退役采区的地下水位变化趋势,并成功模拟了采区内部U(VI)和 SO_4^{2-} 往下游迁移扩散的过程,表明水力控制是保证未来条件下采区下游地下水环境生态安全的重要手段.通过对3种水力控制抽注模式的分析结果显示,内外兼抽方案的控制效果最好.进一步利用综合评价方法对各情景方案进行了定量评价,结果表明在采区内部及其下游分别设置3口抽水井和6口抽水井,并将抽水速率控制在 $60m^3/d$ 的方案相对最优,该方案以较低的成本实现了采区内部削源和下游水力截获的双重目标,使污染组分能够控制在50m范围以内.本研究利用构建的数值模型,针对未来规划条件下的水力控制方案进行了优选,为退役矿区地下水环境安全提供科学决策依据,同时也为类似地浸采铀退役矿山的治理提供示范参考.

关键词: 退役采区; 数值模拟; 溶质运移; 水力控制

中图分类号: X753.P641 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2025)05-2558-11

Numerical modeling of the groundwater contaminant transport and hydraulic control in a decommissioned acid in-situ leaching uranium mine. QIU Wen-jie¹, ZHOU Gen-mao², CHU Jian-min¹, DING Yin-quan², YANG Yun³, ZHU Ting², WU Jian-feng^{1*}, WU Ji-chun¹ (1.School of Earth Sciences and Engineering, Nanjing University, Nanjing 210023, China; 2.CNNC Xinjiang Mining Co., Ltd, Urumqi 830101, China; 3.School of Earth Science and Engineering, Hohai University, Nanjing 211100, China). *China Environmental Science*, 2025,45(5): 2558-2568

Abstract: This study focuses on a decommissioned mining area of acid *in-situ* leaching in Xinjiang. By analyzing long-term groundwater monitoring data, a three-dimensional transient groundwater flow and contaminant solute transport model was developed to simulate the migration of contaminant species (U(VI) and SO_4^{2-}) in the ore-bearing aquifer. The study aims to provide a reasonable hydraulic control strategy to ensure the groundwater environmental safety in the decommissioned mining area. The results indicate that the post-decommissioning groundwater flow field is generally consistent with the direction of the natural flow field. High concentrations of U(VI) and SO_4^{2-} remains extensively in the mining area and gradually migrate and diffuse downstream under the influence of groundwater dynamics. The constructed model successfully reproduces the observed groundwater level trends in the decommissioned mining area and accurately simulates the downstream migration and diffusion of U(VI) and SO_4^{2-} from within the mining area. This demonstrates that hydraulic control is a crucial measure for ensuring the ecological safety of the downstream groundwater environment in future conditions. Analysis of three hydraulic control pumping schemes revealed that a combined internal and external pumping strategy yielded the best control results. Using a comprehensive evaluation method to quantitatively assess each scenario, the optimal solution was determined to involve installing six pumping wells downstream and three pumping wells within the mining area, each operating at a pumping rate of $60m^3/day$. This approach achieves effective source reduction within the site and hydraulic containment downstream, keeping contaminant migration within a 50m range at relatively low cost. By employing the developed numerical model to compare and select hydraulic control strategies under future planning conditions, this study provides a scientific basis for decision-making on groundwater environmental safety in the mining area and offers valuable insights for the remediation of similar decommissioned in-situ leaching uranium mines.

Key words: decommissioned mining area; numerical simulation; solute transport; hydraulic control

收稿日期: 2024-09-05

基金项目: 国家自然科学基金-核技术创新联合基金重点项目(U2167212)

* 责任作者, 教授, jfwu@nju.edu.cn

天然铀是核军工“基石”、核电“粮仓”,铀资源供应能力是一个国家核工业发展的重要战略保障。目前,铀矿采冶最主要的方式是原地浸出采铀工艺,即地浸采铀,是集采、冶一体的铀矿采冶技术。按照溶浸剂的不同,地浸工艺主要可以分为酸法地浸、碱法地浸和 CO_2+O_2 (中性)地浸^[1-2]。进入 21 世纪,由于地浸采铀工艺的进步,酸法地浸和 CO_2+O_2 中性浸出工艺在我国实现大规模工业应用。尤其是近年来,随着在新疆和内蒙连续发现适合地浸的大型和特大型砂岩型铀矿床,地浸采铀成为我国铀矿开采的主要工艺,截至目前,我国地浸采铀产量占天然铀总产量的 90%以上。同时,随着早期一批铀矿采区正在逐步停采或退役,地浸退役采区的地下水污染控制和修复成为中国铀矿冶行业生态环境保护面临的一个重大问题。地浸结束后,天然地下水流域逐渐恢复,同时地下水中残余酸、铀及其它重金属超标,污染物在水动力作用下迁移扩散,在含矿含水层中形成酸性地下水污染羽,进而影响采区及周边的地下水生态环境^[3-4]。因此,如何有效控制地浸采区退役后地下水污染的影响范围是我国铀矿冶行业生态环境保护面临的一个重大问题。

近年来,国内外对地浸铀矿山退役后的环境问题开展了大量研究^[5]。相关研究主要围绕地浸采铀及其退役后地下水环境的影响评估、铀在地下水系统的迁移和归趋机制以及地下水修复技术的有效性及其潜在环境影响等方面^[6-11]。例如,Mudd^[12-13]系统分析和评价了世界各国地浸铀矿山对地下水的污染情况,Borch 等^[14]基于怀俄明州某铀矿的监测资料,揭示了修复措施的有效性和及其长期环境风险,Saunders 等^[15]进一步明确了铀在地下水系统中的运移和归趋过程,并强调水文地质特征在制定监测计划中的关键作用。针对地浸铀矿山地下水污染的修复,研究提出了多种治理技术,包括抽出-处理法、可渗透性反应墙法、微生物修复法及自然衰减法等^[16-19]。其中,Anderson 等^[17]通过刺激异化金属还原微生物的原位活性,评估去除铀污染的可行性,Ruiz 等^[20]通过批实验和柱实验,评估地浸后含水层恢复的化学和生物两种方法,并进一步强调了含水层恢复过程中地下水水动力学(特别是混合过程)的重要性。牛洁等^[21]的研究表明,抽出-处理技术虽然效率较高,但成本高、周期长,存在一定局限性。因此,目前尚无一种修复技术可

在所有条件下有效去除铀矿区的特征污染物,需根据场地实地情况,采用多种修复技术的联合方案以提升修复效果^[22]。此外,随着铀矿山的退役,地浸采铀对地下水环境的影响范围与程度尚不明确。地下水水化学特征的变化、污染组分的空间分布及其演化趋势仍缺乏系统研究。污染组分在地下水中的迁移和归趋受地球化学反应与水动力学过程的耦合作用控制,其机制仍需进一步探索,以预测污染组分的演变规律并优化修复策略。

采区退役后,污染物在对流-弥散-地球化学反应耦合驱动下经历复杂的迁移转化过程。地下水数值模拟已成为评估地下水污染及制定修复治理方案的重要工具^[23]。现有研究利用数值模拟对铀矿区污染物的迁移行为进行了模拟,并取得了一定成果。例如,Merkel^[24]利用 PHREEQC 成功模拟了德国 Koenigstein 矿区地下水中铀的反应运移过程。Bain 等^[25]基于反应性溶质运移模型,揭示了铀矿山退役后对下游含水层地球化学演变的潜在影响。李春光等^[26]对新疆某地浸采铀矿山地下水中污染物迁移规律进行了动力学模拟。此外, K_d 吸附模型被广泛应用于量化预测地下水中铀的运移范围,并考虑了生产时间对铀迁移行为的影响^[27];研究不同吸附模型(如表面络合模型和经验性吸附模型)的适用性,强调吸附机制在控制铀迁移过程中的关键作用^[28]。然而,当前研究仍存在以下不足,污染物在含水层中的迁移受到多种过程的耦合作用,尤其是流场变化、矿物溶解-沉淀、吸附-解吸及氧化-还原等地球化学反应的动态响应机制尚不明确。现有模拟在长期水文地质条件变化对污染迁移路径及污染物再释放过程中的表现较为薄弱,难以准确预测污染物的长期演变趋势。此外,由于现场监测数据获取难度较大,部分模型在参数校准和验证方面存在不足,影响模型结果的可靠性和应用推广。

我国目前砂岩型铀矿资源大部分集中在缺水和少数民族地区,环境和社会问题十分敏感,加之退役后地下水污染组分的控制与修复研究滞后于地浸采铀工艺的发展,已成为制约地浸采铀快速发展的瓶颈,地浸铀矿山退役采区地下水污染的水力控制是地浸采铀“全产业链”地下水环境保护的关键。然而,国内外在实际地浸退役采区地下水流场演化、污染组分迁移过程及其控制方面尚未形成系统的

研究.同时,对于酸法地浸采区退役后的地下水环境影响评价管理规范也亟待建立.本文选取新疆某酸法地浸铀矿山退役采区作为典型研究区,为我国较早采用酸法地浸工艺并已经面临终采或退役的采区.通过对采区地下水长期监测分析地下水污染状况,建立地下水流模拟和污染组分的溶质运移模型,以期揭示采区退役后的地下水中污染组分($U(VI)$ 和 SO_4^{2-})的迁移特征及演化规律,并从水力控制角度提出合理的控制方案,为类似地浸矿山退役采区的地下水污染羽的控制与治理提供技术指导.

1 地浸退役采区概况

1.1 研究区概况和水文地质条件

研究区为新疆某酸法地浸采铀矿山退役采区,矿区位于伊犁盆地南缘,南部背靠察布查尔山.气候类型为大陆性寒温带半干旱气候区,该区多年平均降水量为 300~450mm,年内降水多集中在 6~9 月,约占 48%.多年平均蒸发量为 2000~2580mm.

赋矿地层为中-下侏罗统水西沟群,为一套含煤碎屑岩建造,具有砂-泥(煤)互层岩石结构特征.第 V 含水层组 V_2^2 含矿含水层是地浸采铀的主要含矿含水层,其含矿含水砂体以中、粗粒砂岩为主,疏松;由泥岩、粉砂质泥岩及泥质粉砂岩构成隔水层顶底板,

平均厚度顶板 8m,底板 9m,分布较稳定;含水层厚度变化不大,沿走向上砂体发育较稳定,但不同地段情况有所不同.地下水流向一般为 $10\sim 27^\circ$,地下水位为 1150~1200m,水力梯度为 0.039~0.045,地下水流速 0.0373~0.50m/d.地下水类型为以 $SO_4\cdot HCO_3\text{-Na}\cdot Ca$ 型和 $HCO_3\cdot SO_4\text{-Na}\cdot Ca$ 型为主,pH 值 6.10~8.01.

1.2 地浸生产历史

研究区内包含 C1、C2 和 C3 共 3 个采区,于 2006 年正式投入运行,共计有 44 个抽液孔、87 个注液孔.酸法地浸采铀期间主要采用硫酸和双氧水作为溶浸剂,浸出环境 pH 值小于 2,注入地下水的硫酸浓度为 12~15g/L.从 2010 年开始,各采区陆续有抽注液井退役,至 2020 年采区完全退役,注液完全停止,每个采区内部仅保留一个抽水井持续抽水.其中 C1 采区 P1 孔的抽水速率为 $3.58\text{m}^3/\text{h}$,C2 采区 P2 孔的抽水速率为 $4.3\text{m}^3/\text{h}$,C3 采区 P3 孔的抽水速率为 $2.63\text{m}^3/\text{h}$.采区共有地下水长期监测井 8 口,监测井布设位置示意图见图 1(a),平均每月 1 次的监测,监测项目包括地下水位和 $U(VI)$ 、 SO_4^{2-} 、pH、 Cl^- 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等组分.图 1(c)为各采区 2020 年后月抽液量的变化,总体来看,2020 年 1 月~2021 年 10 月,各采区抽液量表现为先增加后降低的变化趋势;2021 年 10 月后,各采区抽水流量趋于稳定,按定流量持续抽水.

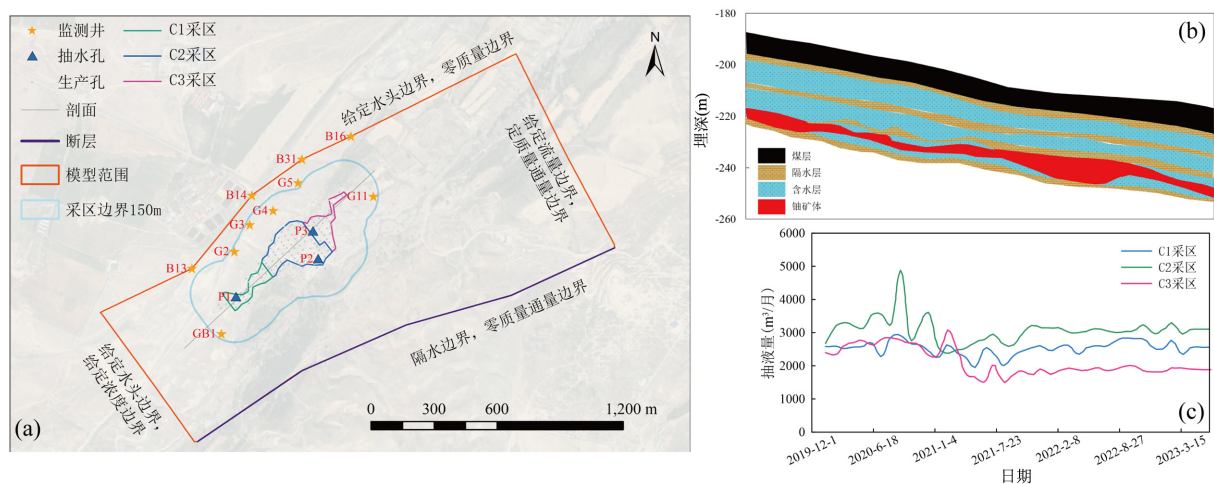


图 1 研究采区模型范围(a),含矿含水层剖面(b)及采区退役后抽液量变化(c)

Fig.1 The model extent in mining area(a), cross-section of the ore-bearing aquifer(b) and pumping rates over time after the decommissioning(c)

2 数值模拟

2.1 水文地质概念模型

本研究选取退役采区及其抽注影响下的周边地区作为建模范围.根据现场抽注井的布置情况,研究区西北部以外围 4 口地下水监测井(B13、B14、

B31、B16)作为边界,东南部以断层为边界,西南部和东北部的边界分别沿采区上游和下游方向适当延展.研究区范围如图 1(a)所示.

研究区总面积约为 2km^2 ,其中 C1、C2 和 C3 采区总面积为 78575m^2 ,模型的平面尺寸为 $2448\text{m} \times 1155\text{m}$,垂向上模拟范围为含矿含水层,埋深约 $180.40\sim 252.40\text{m}$.(图 1(b)).由于含矿含水层的底部和顶部相对稳定,越流影响可忽略不计.此外,由于含矿含水层为埋深较大的承压含水层,可忽略大气降水入渗与蒸发对地下水的影响.边界条件是影响地下水系统的重要因素.根据研究区的地质、水文地质条件以及相关资料,顶、底部边界可设为隔水边界,不考虑入渗与蒸发等影响.西北侧边界根据观测孔水位推断边界水位,设置为给定水头边界,东南边界因断层为阻水断层,可概化为隔水边界.此外,由于退役采区距离其它采区较远,因此西南和东北边界可分别在距采区一定距离处将上游边界概化为给定水头边界,下游边界概化为给定流量边界.溶质运移模型边界条件可概化为西北和东南方向为零质量通量边界,上游方向为给定浓度边界,下游方向为定质量通量边界.上游边界处溶质浓度不随时间变化,采用实测的背景浓度值.下游边界处溶质浓度可以自由离开模拟区域.此外,将采区内抽水井的月抽水量数据平均分配给月内每天,作为模型的源汇项.

2.2 数学模型

根据研究区水文地质概念模型,可将该区地下水水流系统概化成三维非稳定流.建立描述研究区中地下水数学模型,可以表述为:

$$\begin{cases} \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial H}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial H}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial H}{\partial z} \right) + \\ W = S_s \frac{\partial H}{\partial t} \\ H|_{t=0} = H_0(x, y, z) \\ H|_{\Gamma_0} = \varphi(x, y, z, t), K \frac{\partial H}{\partial n} \Big|_{\Gamma_1} = q \end{cases} \quad (1)$$

溶质运移问题可用以下数学模型表示:

$$\begin{cases} R_d \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i C) + \frac{q_s}{\theta} C_s \\ C(x, y, z, t) \Big|_{\Gamma_2} = 0, (x, y, z, t) \in \Gamma_2, t > 0 \\ C(x, y, z, t) \Big|_{t=0} = C_0(x, y, z), (x, y, z) \in \Omega \end{cases} \quad (2)$$

式中: Ω 为模拟区域; K 为渗透系数, m/d ; H 为水头, m ; S_s 为贮水率, m^{-1} ; W 为表示单位时间从单位体积含水层流入或流出的水量, d^{-1} ; H_0 为初始水头值, m ; Γ_0 和 Γ_1 分别为第一类和第二类边界; C 为地下水污染组分浓度, ML^{-3} ; θ 为介质孔隙度; R_d 为阻滞因子; D_{ij} 为水动力弥散系数张量, m^2/d ; v_i 为孔隙平均实际流速, m/d ; q_s 为源和汇所在单位体积含水层的水流通量; Γ_2 为零质量通量边界; C_0 为地下水污染组分初始浓度, mg/L .

2.3 数值模型的建立

2.3.1 地下水水流模型

研究区共 141 个钻孔,其中包含采区内 130 个抽注液孔和采区外围 11 个地下水监测井.基于钻孔岩性资料,对钻孔的岩性特征进行分层和剖面构建,随后通过空间插值方法建立三维水文地质结构模型.模型在水平方向上共剖分为 150 行、200 列,垂向上共剖分为 6 层,总计 60702 个有效单元格.其中,距离采区较远的计算单元大小为 $20\text{m} \times 12\text{m} \sim 16\text{m}$,而对采区所在网格进行了适当加密,单元大小约为 $8\text{m} \times 8\text{m}$.图 2(a)与图 2(b)分别为模型在水平方向和垂向上的网格划分及其对应的岩性分布.

模型模拟期为 2020 年 1 月 20 日~2023 年 9 月 20 日,应力期以月计,共有 45 个应力期.地下水水流模型采用 MODFLOW 程序,其中主要用到以下子程序包:LPF 包处理水文地质参数,GHB 包处理边界条件,WELL 包处理抽水井,最后利用 PCG 包,通过共轭梯度算法对水流模型进行求解.利用三维多组分迁移程序 MT3DMS 建立地下水溶质运移模型^[29].

2.3.2 溶质运移模型

通过对 2020 年 1 月至 2023 年 9 月长时间序列的地下水水质监测数据分析,退役采区 C1、C2 和 C3 内部 U(VI) 和 SO_4^{2-} 的范围分别为 $3000\sim 56000\mu\text{g/L}$ 和 $700\sim 14000\text{mg/L}$,平均值分别为 $39450\mu\text{g/L}$ 和 8470mg/L ,而地下水 U(VI) 和 SO_4^{2-} 浓度的天然背景值分别约为 $10\mu\text{g/L}$ 和 250mg/L ,采区内部地下水绝大部分组分含量均明显高于地下水本底值.退役阶段,采区 C1 中的 U(VI) 和 SO_4^{2-} 浓度存在衰减趋势,主要是在水动力驱动下产生对流-弥散作用;而采区 C2 和采区 C3 中的 U(VI) 和 SO_4^{2-} 浓度变化趋势较稳定,一方面两个采区内部浓度较大,另一方面不断接受来自采区 C1 的浓度负荷.由于监测井的滤管位置均位于模型第 5 层范围内,将 2020 年 1 月各监测点

浓度插值得到计算单元初始浓度输入到模型中,其各个组分的初始浓度空间分布如图 3 所示。

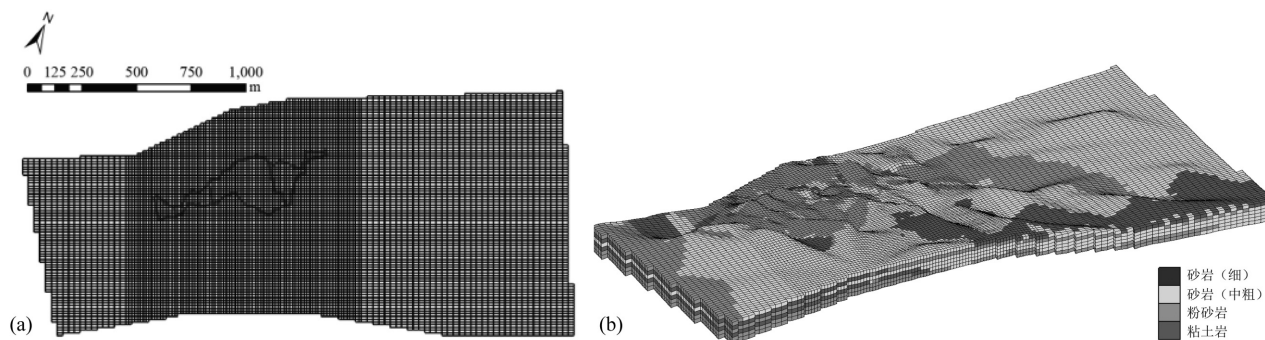


图 2 模型的水平方向剖分(a)和垂向剖分及岩性分布(b)

Fig.2 Horizontal splitting of the simulation area(a) and vertical splitting and lithology distribution(b)

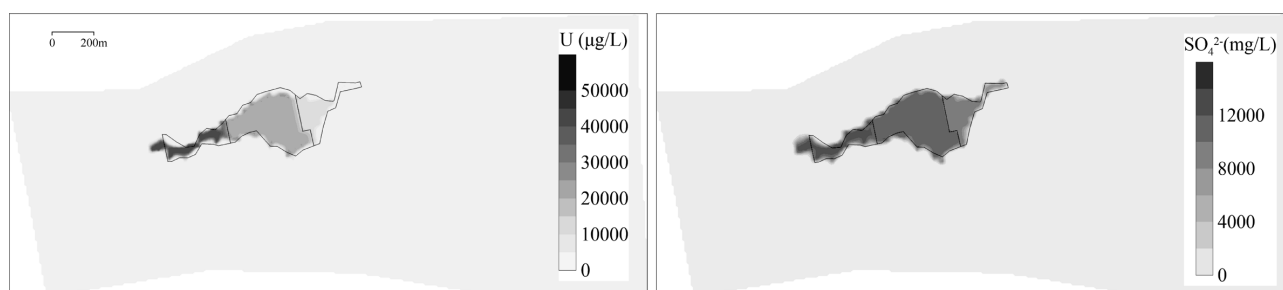


图 3 模型中 U(VI)和 SO_4^{2-} 组分初始浓度分布

Fig.3 Interpolated initial concentration of the U(VI) and SO_4^{2-} component in the model

2.4 模型校准

在依据前述步骤建立地下水流模型后,需要利用实测的地下水位和污染物浓度的长期监测数据对模型进行校准.模型校准主要通过调整模型中的水文地质参数来实现.在非稳定流模型校准阶段,需要对含矿含水层的水平渗透系数(K_h),垂向渗透系数(K_v)及贮水系数(S_s)等水文地质参数进行调整.根据水文地质勘察资料,含矿含水层的渗透系数在 0.53~0.57m/d 之间,贮水率为 $1.87 \times 10^{-4} \text{m}^{-1}$.由于 K_h 与 K_v 之间存在一个量级的差异,本研究中仅确定 K_h, K_v 则在此基础上乘以 0.1.

孔隙度与弥散度是溶质运移模型中的关键参数,弥散度通常分为纵向弥散度和横向弥散度.在本研究中,弥散度的取值参考了前人研究中的经验值,并结合区域地下水流速估算得出的.纵向弥散度设为 1m,横向弥散度为纵向弥散度的 0.1 倍,即 0.1m,垂向弥散度设为 0.01m,有效孔隙度取值为 0.18.根据 SO_4^{2-} 和 U(VI)在地下水中涉及的地球化学反应,本次模拟将 SO_4^{2-} 当作保守溶质,而 U(VI)组分的迁移

过程一方面受到对流-弥散作用的影响,另一方面受吸附反应的控制.本研究采用等温线性吸附模型(K_d 模型),并利用 Wang 等^[30]在该区采集的岩芯样品开展的吸附实验数据,计算得出分配系数 K_d 为 0.054L/g.

3 结果与讨论

3.1 模型识别

在建立水文地质概念模型过程中,主要划分了三种岩性,分别为砂岩、粉砂岩和粘土岩.其中,矿层的主要岩性为中粗砂岩和细砂岩.为识别模拟区含矿含水层各种岩性的水平渗透系数值,利用 PEST 进行参数率定.首先,通过试错法进行手动调参,以确定各参数的变化上下限.由于手动调参具有较大的不确定性,参数敏感性分析可以识别出对模型影响较大的参数,为后续参数变化区间的设置提供参考.

目前最常用的敏感性分析方法是因子变换法.其原理是保持其它参数不变,仅对某一个参数进行

上下浮动,随后将两次模拟得到的水位结果代入式(3)进行计算,得到敏感系数.

$$\gamma_{j,k} = \frac{\partial H_j}{\partial \beta_k} \quad (3)$$

式中: $\gamma_{j,k}$ 为水头 H 对第 k 个参数在第 j 个观测点上的敏感系数; H_j 为 j 点的水头; β_k 为第 k 个参数值.由于

本次研究中的四个参数均为渗透系数,量纲一致,无需进行归一化处理.

最终,各参数敏感性排序如图 4(a)所示.结果表明,模型对不同岩性水平渗透系数的敏感性大小依次为中粗砂岩,粉砂岩,其后是粘土岩和细砂岩,这一结果主要是由于中粗砂岩在含矿含水层中所占比例最大.

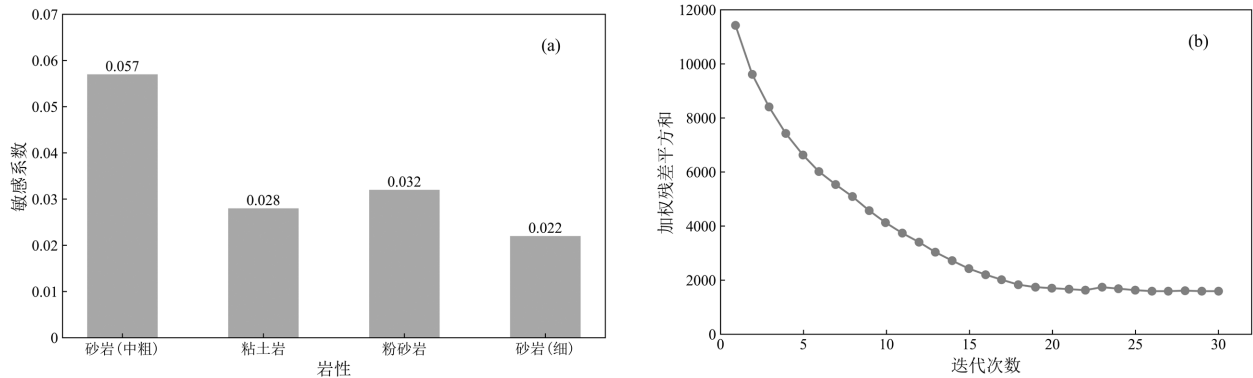


图 4 各岩性水平渗透系数敏感系数(a)和 PEST 寻优过程(b)

Fig.4 Sensitivity coefficient of horizontal permeability coefficient of each lithology(a) and PEST optimization process(b)

在敏感性分析的基础上不断手动试错,确定各参数初始值和水平渗透系数的变化区间.整个 PEST 优化模型共运行 30 次,图 4(b)为优化过程中加权残差平方和的变化过程,当模型运行到第 20 次时,加权残差平方和已逐渐趋于稳定,经过校准的地下水水流模型参数见表 1.校准结果如图 6 所示,模拟出 2020 年 1 月至 2023 年 9 月的逐月地下水水位与观测值基本一致,水位拟合的均方根误差 RMSE 为 1.28m,决定系数 R^2 为 0.945.由于水力参数、井场运行条件和长序列地下水水位观测数据等关键资料

不足导致少部分模拟水位与观测水位仍存在一定的偏差,但从总体拟合情况而言,模拟水位与观测水位的拟合精度较高.

表 1 模型参数识别结果

Table 1 Final identification results of model parameters

岩性	水平渗透系数 K_h (m/d)	垂直渗透系数 K_v (m/d)	贮水率 S_s (m^{-1})
粘土岩	0.005	0.0005	
粉砂岩	0.02	0.002	1.87×10^{-4}
砂岩(细)	0.35	0.035	
砂岩(中粗)	0.61	0.061	

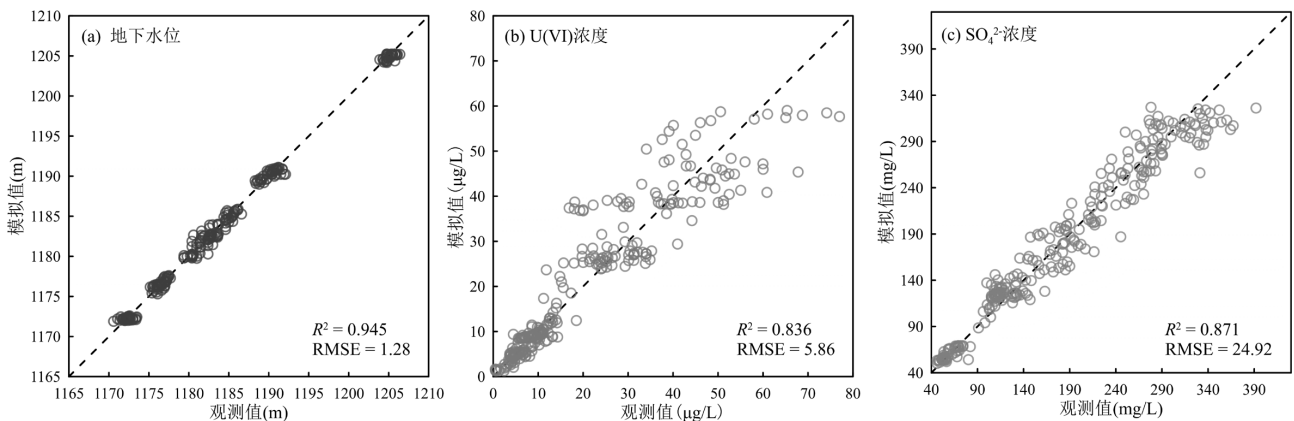


图 5 地下水水位,U(VI)浓度和 SO_4^{2-} 浓度模拟拟合结果

Fig.5 Scatter diagrams of the groundwater level, U(VI) and SO_4^{2-} concentration

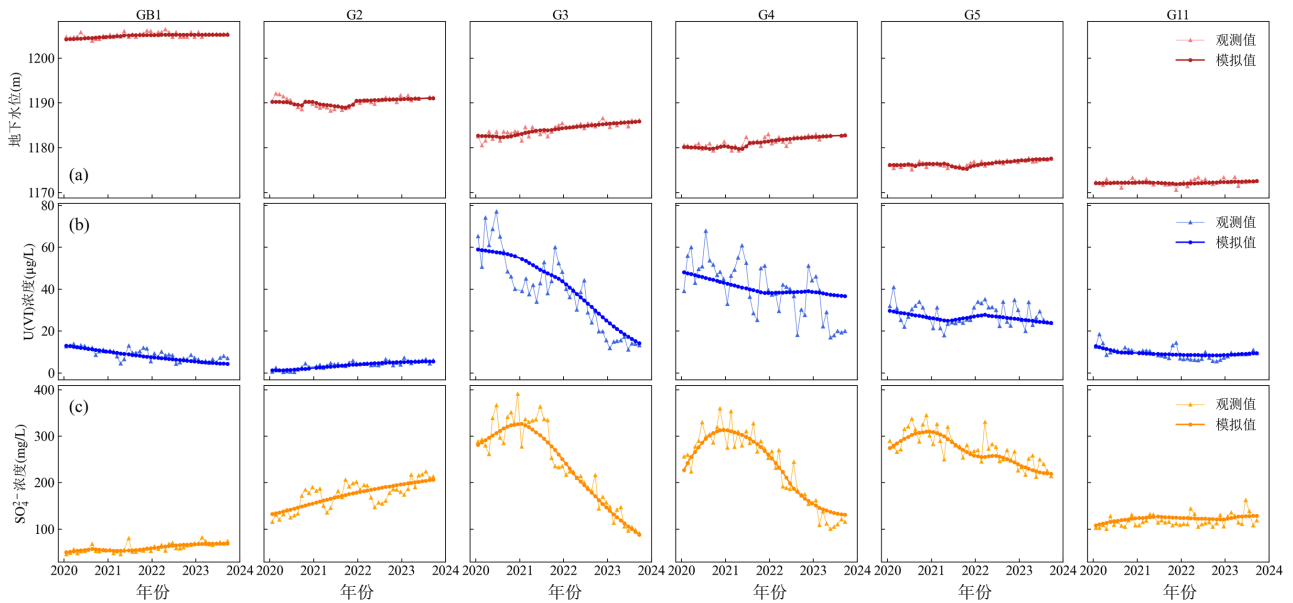


图 6 监测孔中地下水位, U(VI)浓度和 SO_4^{2-} 浓度拟合曲线

Fig.6 Fitting curves showing the dynamic groundwater levels, U(VI) and SO_4^{2-} concentration in the monitoring well

3.2 地下水水流场和污染组分演化

图 7(a)分别为模拟出 2020 年 7 月、2021 年 10 月、2022 年 10 月和 2023 年 9 月时采区周边地下水流场.模拟出流场总体符合研究区的实际流场情况,和研究区地下水总体流动规律一致,且能够反映终采区内地下水流场的动态变化特征.在采区内部在抽水活动的影响下,局部地下水位波动较大.利用采区外围 6 口监测井的 U(VI)和 SO_4^{2-} 浓度数据对溶质运移模型进行校正,模型模拟结果与实际结果的拟

合情况如图 5(b)和图 5(c)所示.图 6(b)和图 6(c)反映了 U(VI)和 SO_4^{2-} 浓度的总体拟合情况,总体上看,各监测井的 U(VI)和 SO_4^{2-} 浓度模拟值与监测值变化趋势一致性较好,但由于实测数据的观测误差较大,因此部分点拟合较差.图 7(b)和图 7(c)模拟结果显示,在采区内部 3 口抽水井的作用下,采区内部 U(VI)和 SO_4^{2-} 污染羽范围有所缩减,由于地下水流场方向仍是西南-东北,采区内部的 U(VI)和 SO_4^{2-} 整体沿着流场方向往下游迁移.

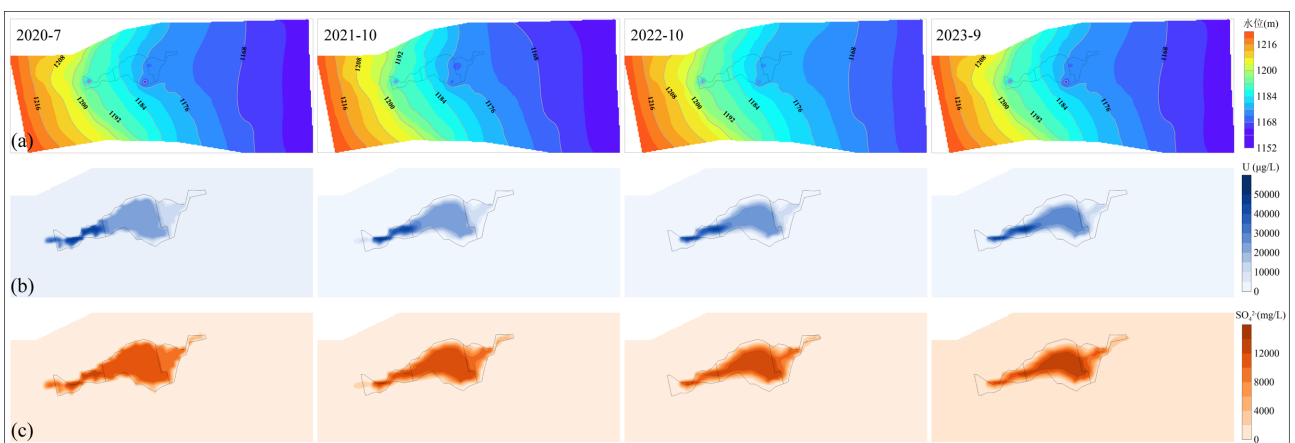


图 7 模拟时段地下水流场(a), U(VI)浓度(b)和 SO_4^{2-} 浓度(c)

Fig.7 Simulation results showing groundwater flow field(a), U(VI) concentration(b) and SO_4^{2-} concentration(c)

3.3 退役采区水力控制研究

3.3.1 情景分析 为了控制采区内部 U(VI)和 SO_4^{2-} 污染羽往下游方向迁移,需改变地下水水动力条件,

才能最大程度地控制特征组分的运移.目前水动力控制措施中,利用抽水井抽水或注水井注水是最常用且见效最快的手段.本次研究中,将从这一控制措

施出发,对不同抽注模式下的水力控制效果进行分析评价.本研究中共设计了 2 种抽注模式,并考虑井数和抽水速率对控制效果的影响(表 2),具体内容如下:采区下游边界处水力截获,通过在下游边界处设置抽水井,控制溶质向下游方向的扩散,抽取的溶液通过地表蒸发池处置.采区下游边界处水力截获,通过在下游边界处设置抽水井,同时在采区内部利用原抽水井,控制溶质向下游方向扩散,抽取的溶液通过地表蒸发池处置.为了更加直观地显示采区内外 $U(VI)$ 和 SO_4^{2-} 浓度变化,分别在 C1、C2 和 C3 采区内各选一个监测点(O1、O2、O3)以及在采区边界下游 50m 处选了监测点 O4,位置如图 8 所示.

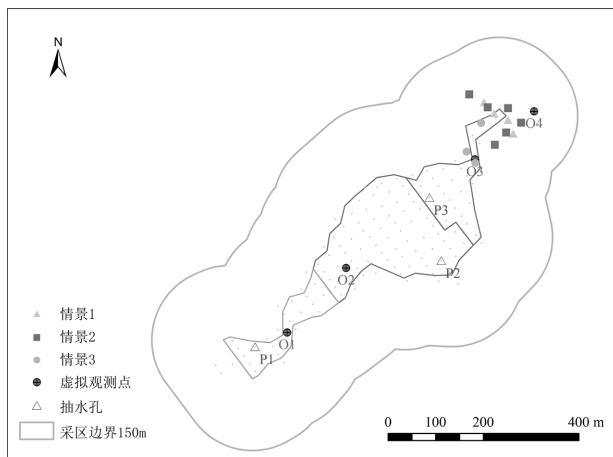


图 8 不同模拟情景下抽水井的布局

Fig.8 Layout of pumping wells in different modeling scenario

表 2 不同模式下的抽注情景

Table 2 Pumping scenarios in different models

模式	水力控制	模拟情景	井数	抽水流量(m^3/d)
模式 1	水力截获	S1	4	60/90/120
		S2	6	50/80/110
模式 2	水力截获+削源控制	S3	6(外)+ 3(内)	40/60/80

现状条件下,4 个监测点处 $U(VI)$ 和 SO_4^{2-} 浓度的预测结果如图 9 所示.在现有 3 口抽水井按照计划流量持续抽水时,C1、C2 和 C3 采区内的两者浓度都出现不同程度的衰减,会起到削源的作用.但是由于整个采区上下游的水动力条件并未发生改变,采区内部的 $U(VI)$ 和 SO_4^{2-} 继续沿着地下水流场方向往下游迁移,这使得 C1 和 C2 采区前沿带的 $U(VI)$ 和 SO_4^{2-} 浓度衰减更快,而 C3 采区则较慢;同时采区下游 50m 范围内的 $U(VI)$ 和 SO_4^{2-} 浓度不断上升.

根据情景 S1 方案,分别模拟抽水速率为 60,90 和 $120m^3/d$ 的 $U(VI)$ 和 SO_4^{2-} 的迁移过程,由图 9 可以发现 $U(VI)$ 和 SO_4^{2-} 浓度的变化与下游抽水流量存在着以下规律:与现状条件相比,在采区下游边界处设置抽水井使得采区内部的 $U(VI)$ 和 SO_4^{2-} 浓度衰减程度加快;在采区下游边界处设置抽水井后,采区下游监测点的 $U(VI)$ 和 SO_4^{2-} 浓度开始逐渐降低,并且随着抽水流量的加大,降低幅度越大;C1 和 C2 采区监测点处的 $U(VI)$ 和 SO_4^{2-} 浓度受下游抽水影响,浓度不断降低,而 C3 采区 $U(VI)$ 和 SO_4^{2-} 浓度不断升高.针对情景 S1 中井数可能过少的情况,情景 S2 在 S1 基础上增加了 2 口抽水井,井位也进行了微调,最终下游边界处 6 口抽水井的位置如图 8 所示.另外,考虑到增加井数会带来经济成本的增加,在情景 S2 中适当降低每口井的抽水速率,即分别设置抽水流量为 50,80 和 $110m^3/d$.模拟结果显示,增加 2 口抽水井后各观测点处 $U(VI)$ 和 SO_4^{2-} 浓度的变化规律与情景 S1 一致,但与情景 S1 相比,由于在下游处的抽水总量和水力截获区的范围变大,污染羽的控制效果更加明显,各观测点处 $U(VI)$ 和 SO_4^{2-} 浓度降低幅度均比情景 S1 中大.为达到采区外部水力截获和内部削源控制双重目的,在情景 S2 的基础上,情景 S3 中考虑选择 C3 采区内部已退役的 3 口抽液井将其作为内部抽水井.情景 S3 中布置下游 6 口抽水井和内部 3 口抽水井,设置抽水速率为 40,60 和 $80m^3/d$.由图 9 可以得出,在采区内部增加了 3 口抽水井后,监测孔 O1 和 O2 处的 $U(VI)$ 和 SO_4^{2-} 浓度较情景 S2 下降幅度更大,且与内部抽水井的抽水速率有关,抽水速率越大,两者浓度降低幅度越大;O3 处浓度变化总体表现为先升高后降低的趋势且抽水速率越大,达到峰值的时间越短;O4 处浓度均表现为逐渐降低的趋势,降低幅度上略大于情景 S2.

上述研究表明,三种情景下的每种抽注方案在一定程度上均控制了采区内部 $U(VI)$ 和 SO_4^{2-} 的迁移,但从实际应用出发,每种方案各有优劣.总结得出以下规律:采区下游边界处的集中抽水可以改变下游边界处的地下水流场,增加采区上下游间的水力梯度,加速 $U(VI)$ 和 SO_4^{2-} 的迁移过程,且随抽水总量越大,下游 $U(VI)$ 和 SO_4^{2-} 的控制效果越好;采区内外同时抽水不仅在采区下游起到水力截获的作用,而且在采区内部起到削源作用,且最大程度利用了采区内的现有抽液井.

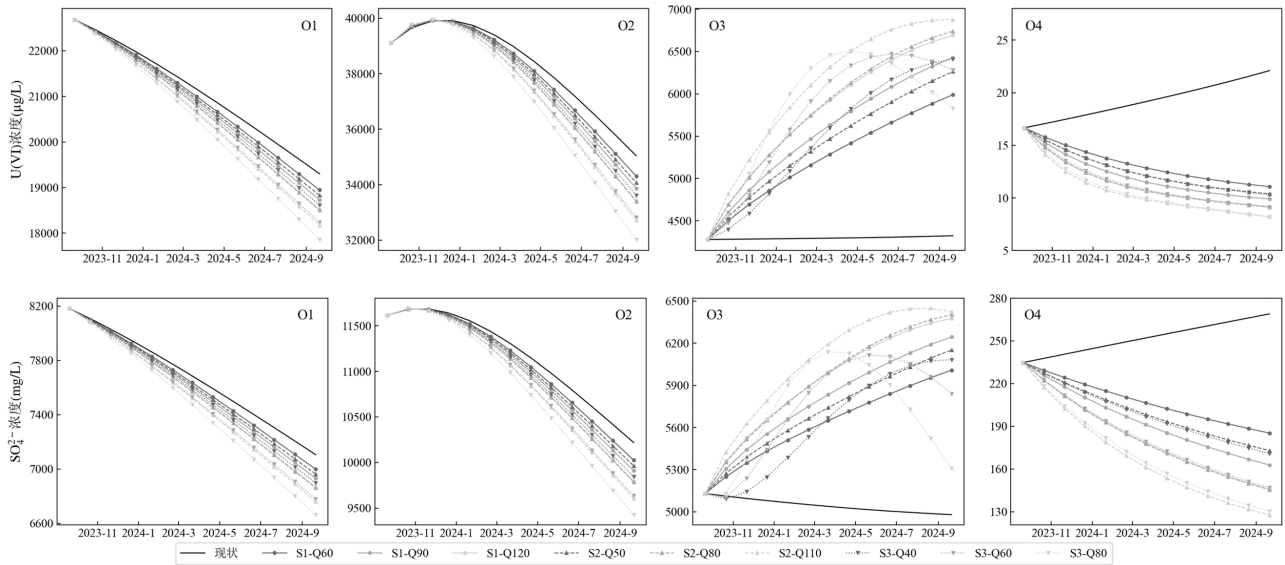


图 9 不同模拟情景下各监测点处 U(VI)和 SO₄²⁻ 浓度变化

Fig.9 Changes of U(VI) and SO₄²⁻ concentration at different observation points for each scenario

3.3.2 综合评价 为在实际应用中合理选择水力控制方案,本文提出一种综合评价方法用于评估各方案实施一年后的控制效果.评价体系中的决策变量包括:下游 50m 范围内的 U(VI)和 SO₄²⁻ 浓度,采区内部两者浓度及经济成本.然后,根据每一决策变量对控制目标的贡献级别赋以相应的权重,最终得出每种方案的综合评价价值.其计算公式可表示为:

$$W=A \sum_{i=1}^{50} \left(\frac{X_{0i}-X_i}{X_{0i}} + \frac{Y_{0i}-Y_i}{Y_{0i}} \right) + B \sum_{j=1}^{820} \left(\frac{X_{0j}-X_j}{X_{0j}} + \frac{Y_j-Y_j}{Y_{0j}} \right) - C \left(\frac{Z-Z_0}{Z_0} \right) \quad (4)$$

式中: X_i 和 Y_i 分别表示某方案实施一年后采区下游 50m 范围内各网格的 U(VI)和 SO₄²⁻ 的浓度; X_{0i} 和 Y_{0i} 分别表示现状条件一年后采区下游 50m 范围内各网格两者的浓度; X_j 和 Y_j 分别表示某方案实施一年后采区内部各网格两者的浓度; X_{0j} 和 Y_{0j} 分别表示现状条件一年后采区内部各网格两者的浓度; Z 表示某方案实施后一年的总经济成本, Z_0 表示现有条件下运行一年后的总经济成本; A 表示下游观测点的两者浓度的贡献权重; B 表示内部观测点的两者浓度的贡献权重; C 表示总经济成本的贡献权重.其中,决策变量的贡献权重需根据实际目标需求进行赋值.本研究目的在于采取水力控制方法对采区外部 U(VI)和 SO₄²⁻ 的影响范围进行控制,因此,下游地下

水中 U(VI)和 SO₄²⁻ 浓度应作为首要关注对象,而采区内部 U(VI)和 SO₄²⁻ 浓度的权重相对较低.对两组不同的 3 个权重参数进行总评价值分析,分别为 $A=60\%$, $B=10\%$, $C=30\%$ 和 $A=70\%$, $B=10\%$, $C=20\%$.另外经济成本也是影响方案选择的重要因素,总经济成本中包含打井费用、抽水费用和注水费用.根据市场均价赋值,每口井费用定为 7.5 万元,抽水费用为 2 元/m³,注水费用为 1.5 元/m³.

表 3 水力控制方案评价计算

Table 3 Evaluation calculation table for hydraulic control scheme

模拟情景	井数	抽水速率 (m ³ /d)	外部监测井评价价值	内部监测井评价价值	经济成本评价价值	总评价值	
						(0.6, 0.1, 0.3)	(0.7, 0.1, 0.2)
S1	4	60	1.82	0.06	2.58	0.37	0.46
		90	2.12	0.16	3.06	0.42	0.60
		120	2.34	0.26	3.53	0.42	0.69
S2	6	50	2.29	0.11	3.63	0.35	0.35
		80	2.65	0.26	4.35	0.36	0.49
		110	2.91	0.43	5.06	0.32	0.56
S3	9	40	2.51	0.29	3.81	0.44	0.39
		60	2.83	0.56	4.51	0.45	0.61
		80	3.07	0.78	5.21	0.41	0.75

根据提出的方案评价价值计算公式,表 3 列出了 3 种情景下每种方案的计算结果.结果表明,情景 S3 中方案总体最能满足目标要求,既从内部达到削源控制,又在采区下游进行水力截获,起到了双重控制目的.针对本项研究,情景 S3 中抽水速率为 60m³/d 的

方案是相对最优解.图 10 是该方案下运行 1 年后的地下水水流场和水力截获范围,可以发现,在内外同时抽水的控制模式下,C3 采区及采区下游 100m 范围内形成水力截获区.在水力截获作用下,研究区 U(VI)

和 SO_4^{2-} 的浓度分布如图 11(b)和 11(d)所示.与现状条件(图 11(a)和 11(c))相比,C1 和 C2 采区高浓度 U(VI)和 SO_4^{2-} 往 C3 采区迁移,且在抽水作用下内部 U(VI)和 SO_4^{2-} 浓度总体表现为降低趋势.



图 10 水力控制下 1 年后的地下水水流场和水力截获范围

Fig.10 Groundwater flow field and hydraulic capture zone after one year of hydraulic control

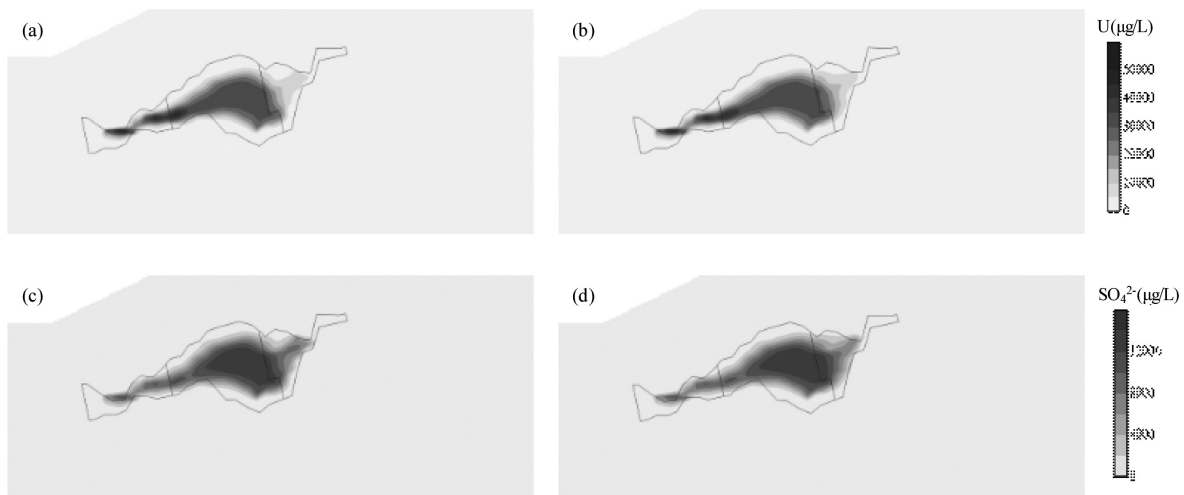


图 11 现状条件((a)和(c))和水力控制下((b)和(d))1 年后 U(VI)和 SO_4^{2-} 浓度分布对比

Fig.11 Comparison of U(VI) and SO_4^{2-} concentration distributions after one year under current conditions ((a) and (c)) and with hydraulic control ((b) and (d))

3.3.3 研究展望 未来需进一步研究地浸铀矿山水下水中污染组分的迁移转化动力学机理,深入揭示污染组分在复杂水文地质条件下的迁移、转化及归趋机制,构建耦合复杂地球化学过程的反应运移模型.此外,后期研究也将围绕地下水污染组分的水力控制方案优化展开,利用智能寻优算法,探寻不同控制模式下最优抽/注液井布局方案及其经济、高效的运行策略.

4 结论

4.1 通过对新疆某酸法地浸铀矿山退役后的地下水长期监测数据进行地下水环境现状分析,构建退

役采区含矿含水层中的地下水流模型和污染组分运移模型.校正后的模型能够定量模拟地下水中污染组分(U(VI)和 SO_4^{2-})的演化规律.研究表明,采区退役后地下水流场整体上仍与天然流场方向一致,但采区内部的抽水活动会导致局部流场的改变.采区内部高浓度的 U(VI)和 SO_4^{2-} 沿地下水流场方向逐步向采区下游迁移.尽管采区内部 3 口抽水井的持续抽水起到一定的削源作用,但对采区下游污染组分迁移的控制效果不理想.

4.2 从水力控制角度出发,设置了不同抽注模式并对其控制效果进行模拟分析.结果表明,内外兼抽的方案

可以同时发挥削源和截获作用,对控制采区内部U(VI)和 SO_4^{2-} 往下游迁移效果最好.同时,提出了一种评价价值计算公式,用于对各抽注方案的综合效果进行量化评价.结果表明,在下游边界处布设6口抽水井,并利用采区内靠近边界的3口原有抽液井,以抽水速率 $60\text{m}^3/\text{d}$ 运行时,能够达到最佳控制效果,满足度最高,由此可为实际应用中抽注方案的优选提供参考.

参考文献:

- [1] Su X B, Liu Z B, Yao Y X, et al. Petrology, mineralogy, and ore leaching of sandstone-hosted uranium deposits in the Ordos Basin, North China [J]. *Ore Geology Reviews*, 2020,127,103768.
- [2] Zhou Y P, Li G R, Xu L L, et al. Uranium recovery from sandstone-type uranium deposit by acid in-situ leaching—An example from the Kujieertai [J]. *Hydrometallurgy*, 2020,191,105209
- [3] 崔迪,杨冰,郭华明,等.砂岩含水介质中铀的吸附和迁移行为研究 [J]. *地学前缘*, 2022,29(3):217–226.
Cui D, Yang B, Guo H M, et al. Adsorption and transport of uranium in porous sandstone media [J]. *Earth Science Frontiers*, 2022,29(3):217–226.
- [4] 连国玺,孙娟,李梦姣,等.我国地浸采铀地下水修复若干问题的思考 [J]. *中国矿业*, 2023,32(10):80–87.
Lian G X, Sun J, Li M J, et al. Thoughts about the groundwater restoration of in-situ leaching uranium mining in China [J]. *China Mining Magazine*, 2023,32(10):80–87.
- [5] 孙占学,马文洁,刘亚洁,等.地浸采铀矿山水环境修复研究进展 [J]. *地学前缘*, 2021,28(5):215–225.
Sun Z X, Ma W J, Liu Y J, et al. Research progress on groundwater contamination and remediation in in situ leaching uranium mines [J]. *Earth Science Frontiers*, 2021,28(5):215–225.
- [6] 左维,谭凯旋.新疆某地浸采铀矿山退役井场地下水污染特征 [J]. *南华大学学报(自然科学版)*, 2014,28(4):28–34.
Zuo W, Tan K X. The characteristics of groundwater contamination of a decommissioned wellfield in some in situ leaching uranium mine, Xinjiang, China [J]. *Journal of University of South China(Science and Technology)*, 2014,28(4):28–34.
- [7] 陈约余.西北某酸法地浸采铀矿山退役采区的岩芯样特征及地下水理化性质分析 [D]. 衡阳:南华大学, 2020.
Chen Y Y. The characteristics of core samples and physicochemical properties of groundwater of a decommissioned area in some in acid in-situ leaching uranium mine, Northwest, China [D]. Hengyang: University of South China, 2020.
- [8] 何成垚,谭凯旋,李咏梅,等.新疆某铀矿酸法和 CO_2 地浸采区地下水的污染特征及机理 [J]. *有色金属(冶炼部分)*, 2021,(6):53–59.
He C Y, Tan K X, Li Y M, et al. Pollution characteristics and mechanism of groundwater of acid and CO_2 in-situ leaching mining area of uranium deposit in Xinjiang, China [J]. *Nonferrous Metals (Extractive Metallurgy)*, 2021,(6):53–59.
- [9] Abdelouas A. Uranium mill tailings: Geochemistry, mineralogy, and environmental impact [J]. *Elements*, 2006,2(6):335–341.
- [10] Lagneau V, Regnault O, Descostes M. Industrial deployment of reactive transport simulation: An application to uranium in situ recovery [J]. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 2019,85(1):499–528.
- [11] Liu Z Z, Li C G, Tan K X, et al. Study of natural attenuation after acid in situ leaching of uranium mines using isotope fractionation and geochemical data [J]. *Science of the Total Environment*. 2023,865,161033.
- [12] Mudd G M. Critical review of acid in situ leach uranium mining: 1. USA and Australia [J]. *Environmental Geology*, 2001,41(3/4):390–403.
- [13] Mudd G M. Critical review of acid in situ leach uranium mining: 2. Soviet Block and Asia [J]. *Environmental Geology*, 2001,41(3/4):404–416.
- [14] Borch T, Roche N, Johnson T E. Determination of contaminant levels and remediation efficacy in groundwater at a former in situ recovery uranium mine [J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 2012,14(7):1814–1823.
- [15] Saunders J A, Pivetz B E, Voorhies N, et al. Potential aquifer vulnerability in regions down-gradient from uranium in-situ recovery (ISR) sites [J]. *Journal of Environmental Management*, 2016,183:67–83.
- [16] 胡南,刘晶晶,马建洪,等.微生物群落修复酸法地浸采铀矿山退役采区地下水 [J]. *中国有色金属学报*, 2023,33(6):2031–2042.
Hu N, Liu J J, Ma J H, et al. Remediation of groundwater in decommissioned mining area of acid in-situ leaching uranium mine by microbial community [J]. *The Chinese Journal of Nonferrous Metals*, 2023,33(6):2031–2042.
- [17] Anderson R T, Vrionis H A, Ortiz-Bernad I, et al. Stimulating the in situ activity of *Geobacter* species to remove uranium from the groundwater of a uranium-contaminated aquifer [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2003,69(10):5884–91.
- [18] Newsome L, Morris K, Lloyd J R. The biogeochemistry and bioremediation of uranium and other priority radionuclides [J]. *Chemical Geology*, 2014,363:164–184.
- [19] Reimus P W., Dangelmayr M A., Clay J T, et al. Uranium natural attenuation downgradient of an in situ recovery mine inferred from a cross-hole field test [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019,53(13):7483–7493.
- [20] Ruiz O, Thomson B, Cerrato J M, et al. Groundwater restoration following in-situ recovery (ISR) mining of uranium [J]. *Applied Geochemistry*, 2019,(109):1–12.
- [21] 牛洁,张学礼,捷克 Straz 地浸铀矿山水恢复治理介绍 [J]. *铀矿冶*, 2016,35(2):110–117.
Niu J, Zhang X L. Introduction to groundwater remediation after ISL mining of uranium at Straz pod Ralskem, Czech Republic [J]. *Uranium Mining and Metallurgy*, 2016,35(2):110–117.
- [22] 孟童,杨冰,连国玺,等.地浸采铀矿山水修复技术研究进展 [J]. *铀矿冶*, 2023,42(4):39–46.
Meng T, Yang B, Lian G X, et al. Research progress on groundwater remediation technology at in-situ leaching uranium mines [J]. *Uranium Mining and Metallurgy*, 2023,42(4):39–46.
- [23] 薛禹群,谢春红.地下水数值模拟 [M]. 北京:科学出版社, 1997.
- [24] Xue Y Q, Xie C H. Numerical simulation for groundwater [M]. Beijing: Science Press, 1997.
- [24] Merkel B.地下水中铀的反应运移模拟 [J]. *地球科学*, 2000,25(5):451–455.
Merkel B. Reactive transport modeling of uranium in groundwater [J]. *Earth Science*, 2000,25(5):451–455.
- [25] Bain J G, Mayer K U., Blowes D W, et al. Modelling the closure-related geochemical evolution of groundwater at a former uranium mine [J]. *Journal of Contaminant Hydrology*. 2001,52(1):109–135.
- [26] 李春光,谭凯旋.地浸采铀地下水中放射性污染物迁移的模拟 [J]. *南华大学学报(自然科学版)*, 2011,25(3):25–30.
Li C G, Tan K X. Modeling the migration of radioactive contaminants in groundwater of in situ leaching uranium mine [J]. *Journal of University of South China (Science and Technology)*, 2011,25(3):25–30.
- [27] 杨冰,孟童,郭华明,等.基于 K_d 的某酸法地浸铀矿山水铀运移模拟 [J]. *地学前缘*, 2024,31(3):381–391.
Yang B, Meng T, Guo H M. K_d -based transport modeling of uranium in groundwater at an acid leaching uranium mine [J]. *Earth Science Frontiers*, 2024,31(3):381–391.
- [28] 焦友军,施小清,吴吉春.铀尾矿库渗漏地下含水层中六价铀的几种吸附反应运移模型对比 [J]. *环境科学学报*, 2015,35(10):3193–3201.
Jiao Y J, Shi X Q, Wu J C. Comparison of uranium(VI) adsorption models in uranium mill tailings aquifer [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2015,35(10):3193–3201.
- [29] Zheng C M, Wang P P. MT3DMS: A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; documentation and user's guide [R]. U S Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, Mississippi. 1999.
- [30] Wang P. Tan K X, Li Y M, et al. The adsorption of U(VI) by albite during acid in-situ leaching mining of uranium [J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2022,331(5):2185–2193.

作者简介: 邱文杰(1996-),男,江西九江人,南京大学博士研究生,主要研究方向为地下水数值模拟.发表论文5余篇.wjqiu@smail.nju.edu.cn.