

蒋俊杰,曹文翰,刘汉乐.三维砂槽中 DNAPL 入渗过程电阻率成像及数值模拟 [J]. 中国环境科学, 2025,45(5):2513-2519.

Jiang J J, Cao W H, Liu H L. Electrical resistivity tomography and numerical simulation of DNAPL infiltration process in three-dimensional sand box [J]. China Environmental Science, 2025,45(5):2513-2519.

三维砂槽中 DNAPL 入渗过程电阻率成像及数值模拟

蒋俊杰,曹文翰,刘汉乐* (桂林理工大学,广西环境污染控制理论与技术重点实验室,流域保护与绿色发展广西高校工程研究中心,广西 桂林 541006)

摘要: 在三维砂箱中进行了饱和多孔介质中重非水相液体(DNAPL)的污染实验,并利用电阻率成像法(ERT)进行了同步的动态监测,获得 DNAPL 污染物空间分布的电阻率变化值图像,再根据砂箱实验建立数值模拟模型,与 ERT 测得的电阻率结果进行对比验证.结果表明:在不同空间上由数值模拟得到 DNAPL 污染物分布区域与 ERT 监测圈定的 DNAPL 污染物分布区域范围直径相对误差的绝对值为 2.00%~27.50%. 在不同时间点上由数值模拟得到 DNAPL 污染物分布区域与 ERT 监测圈定的 DNAPL 污染物分布区域范围直径相对误差的绝对值为 2.7%~40.58%.结果说明了 Petrasim 程序预测三维饱和砂土中 DNAPL 污染分布范围的可行性.

关键词: 重非水相液体; 电阻率成像; 饱和砂土; 数值模拟

中图分类号: X523 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2025)05-2513-07

Electrical resistivity tomography and numerical simulation of DNAPL infiltration process in three-dimensional sand box.

JIANG Jun-jie, CAO Wen-han, LIU Han-le* (Engineering Research Center of Watershed Protection and Green Development, Guangxi Key Laboratory of Environmental Contaminant Control Theory and Technology, Guilin University of Technology, Guilin 541006, China). *China Environmental Science*, 2025,45(5): 2513~2519

Abstract: This research conducted an experiment on DNAPL contamination in a saturated porous medium within a three-dimensional sandbox and performed synchronized dynamic monitoring using electrical resistivity tomography (ERT). The resistivity images obtained from ERT were used to determine the spatial distribution of DNAPL contaminants, which were then compared with the numerical simulation model established in the sandbox experiment. The absolute value of the relative error in the diameter of the DNAPL distribution area obtained from the numerical simulation and the DNAPL distribution area determined by the ERT monitoring ranged from 2.00% to 27.50% across different spatial locations. The absolute value of the relative error in the diameter of the DNAPL distribution area obtained from the numerical simulation and the DNAPL distribution area determined by the ERT monitoring ranged from 2.7% to 40.58% at different time points. The results demonstrate the feasibility of using the numerical simulation software Petrasim to predict the distribution range of DNAPL contamination in saturated sandy soil.

Key words: DNAPL; electrical resistivity tomography; saturated sand; numerical simulation

随着有机化合物在工业中的广泛应用,越来越多的重非水相液体(DNAPL)在有机物的释放和运输过程中进入土壤和地下水环境,造成了严重的环境污染问题^[1].DNAPL 由于其特殊的物理性质和化学性质^[2],到达并聚积在底部基岩上形成污染池,成为稳定的长期污染源^[3],因此,对地下水中 DNAPL 监测的研究得到国内外学者的广泛重视^[4].由于野外复杂地质条件的不确定性,国内外大部分对 DNAPL 的研究都在实验室尺度下二维砂箱中进行^[5-10].电阻率成像法(ERT)是一种地球物理勘探方法,用于探测地下岩石或土壤的电阻率分布,从而推断地下结构和物性的变化^[11].在 DNAPL 饱和污染位点区域使用 ERT,可以通过 ERT 监测的电阻变化来预测

DNAPL 分布、迁移^[12-15]和修复^[16-19]过程.

TOUGH2 是可渗透(多孔或裂缝)介质中多相、多组分流体非等温流动的数值模拟器^[20].该代码已用于许多应用,包括地热储层工程^[21]、碳封存^[22]和有机污染物迁移^[23]问题.PetraSim 是 TOUGH2 代码的图形后处理程序,它可以通过创建三维网格,应用复杂的边界和初始条件,并指定井用于注入/提取流体或加热,实现对多孔介质和裂隙介质中多组分、多相流体的非等温流动模拟^[24-25].相关研究利用

收稿日期: 2024-11-20

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(42277192);第三期广西高等学校千名中青年骨干教师培养计划

* 责任作者, 教授, liuhanle@glut.edu.cn

PetraSim 模拟 DNAPL 在二维多孔介质模型中的入渗过程,并用 DNAPL 在二维砂箱中的入渗过程图像进行对比验证,证明使用 Petrasim 程序探究饱和和多孔介质中 DNAPL 运移行为与污染展布范围是可行的^[26],但是没有对 Petrasim 程序在三维条件下的可行性进行研究。

本文运用 ERT 对 DNAPL 在三维均质饱和砂箱中的入渗过程进行了动态监测,获得 DNAPL 入渗过程的三维动态变化图像,并将其监测结果图像与 Petrasim 程序的模拟结果图像进行对比,验证模拟结果的可行性,旨在为野外三维条件下预测 DNAPL 污染迁移和分布提供参考。

1 实验材料和方法

1.1 实验装置与材料

室内实验装置是由玻璃制成的三维砂箱,其尺寸为长 100cm,宽 80cm,高 50cm,槽壁厚度 0.5cm,实验装置如图 1 所示。砂箱的左侧设计有 9 个进水孔,三排三列,最底下的三个孔距离底部 12cm,两边的孔与边缘相距 20cm,右侧在相同位置也有 9 个排水孔,用于平衡装置饱水程度。砂箱内主要由粒径为 20~60 目(0.250~0.850mm)的砂土填充,砂土的干密度为 1.86g/cm³。为了防止 DNAPL 运移至砂箱底部时腐蚀玻璃胶导致漏水,在砂箱底部填充一层 1cm 厚的黏土。

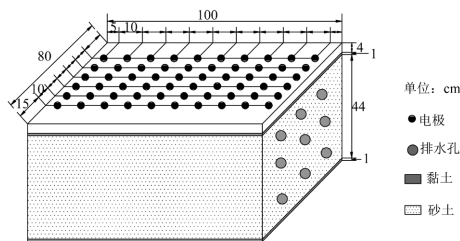


图 1 三维砂箱实验示意

Fig.1 Schematic diagram of the three-dimensional sandbox model set-up

DNAPL 污染物为三氯乙烯(TCE),为了更好地观测 TCE 的迁移过程,用苏丹III染色剂对 TCE 进行染色。监测设备为高密度电阻率成像仪(型号 ERT21B)。为了对实验砂箱进行监测,在砂箱表面埋设了 60 个高 6cm,直径 0.7cm 的电极,每排 10 个电极,共 6 排,电极间距为 10cm。

1.2 DNAPL 入渗实验

实验之前,使用蠕动泵对砂箱进行注水,以每根进水管 8mL/min 的速率进行注水。在注水结束后,将砂箱静置 12h,使其形成稳定的饱和水带,同时使用高密度电阻率仪对砂箱进行第一次电阻值监测。

砂箱静置稳定后,使用注射泵将 TCE 以 3mL/min 的速率从砂箱中心距顶部 5cm 处注入,为了使砂箱水位保持稳定,同时在排水口处排出水。在注入 TCE 之前先用高密度电阻仪测试砂箱中的电阻率分布,并将其作为注入 TCE 过程的背景电阻率。在注入 TCE 过程中使用高密度电阻率仪进行实时监测,每 20min 测定一组电阻率值,同时记录每组 TCE 注入的量。整个注入过程共注入了 TCE 1000mL,电阻率监测过程持续 420min。

1.3 电阻率反演成像

利用 Zhou 等^[27]所提出的反演计算方法进行电阻率反演成像,该方法将使用相同电流电极和相同输入电流的所有测量点被定义为一个测量事件,对于每个事件,只需要计算一次前向问题即可得到势。如果测定事件 i 有 m_i 个测量值,则可以获得模型和测量之间的 m_i 个电位差值,因此,事件 i 的第 k 个测量所产生的扰动值可以表示为:

$$\Delta\rho_{kj}^i = S_{kj}^i \Delta d_k^i \quad (k=1,2,\dots,m_i; j=1,2,\dots,s) \quad (1)$$

式中: S 为剖分单元总数,元素 j 处的总的扰动值是各个测量点的总扰动值的叠加,即:

$$\Delta\rho_j^i = \sum_{k=1}^{m_i} \Delta\rho_{kj}^i S_{kj}^i \Delta d_k^i \quad (j=1,2,\dots,s) \quad (2)$$

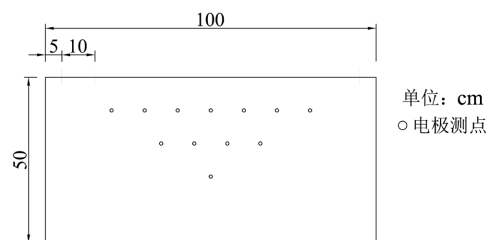


图 2 电极测点示意

Fig.2 Schematic diagram of electrode measuring points

这样就得到了事件 i 产生的扰动向量 $\Delta\rho^i$ 。经过平滑处理后,将扰动向量 $\Delta\rho^i$ 添加到初始模型参数中,以更新模型参数。然后对下一个事件重复模型参数的扰动。这样,通过使用每个事件的测量数据来顺序更新模型参数。事件的一个循环构成一次反演迭代。重复此过程,直到总测量数据和建模数据之间的失配减少到可接受的均方根(RMS)水平。在进行反演

前,先对砂箱进行六面体微元剖分,剖分单元为 $0.1\text{m}\times 0.1\text{m}\times 0.1\text{m}$ 的六面体,单元总数为 400 ($10\times 8\times 5$),由于电极测点主要集中在上面三层(图 2),所以导出电阻率图像时只使用上面三层的数据。

1.4 数值模拟

本研究使用多相流模拟软件 PetraSim 对三维砂箱中 DNAPL 污染物迁移过程进行数值模拟。根据室内砂箱实验,本研究建立了一个长 100cm,宽 80cm,高 50cm 的网格模型,模型通过均匀剖分形成了 10 行,8 列,5 层,共 400 个网格,每个网格的长宽高均为 10cm。模型的顶部为大气边界,底部为零通量边界。在模型 X 方向上左右侧各设置 4 个源汇项网格,作为入水口和排水口,在模型顶部中心位置设置污染物的注入点。

本研究使用相对渗透率函数 Stone 模型^[28]和毛细管压力函数 Parker^[29]模型来进行多相流模拟,模型主要参数设置如表 1 所示。数值模拟使用的孔隙度与颗粒比重参数与实验用砂保持一致,渗透率由 Kozeny-Carman^[30]公式确定。

$$K = \frac{F^3}{S^2 C (1-F)^2} \quad (3)$$

式中: K 为渗透率, Φ 为孔隙度, C 为常数取 5, S 为比表面积,对于球形颗粒,比表面积可近似为:

$$S = \frac{6}{d_p} \quad (4)$$

式中: d_p 为颗粒平均粒径,则渗透率的表达式可写为:

$$K = \frac{F^3 d_p^2}{180(1-F)^2} \quad (5)$$

对于 20~60 目(粒径 0.250~0.850mm),假设其均匀分布,取平均粒径 d_p 为 0.55mm,则渗透率为 2×10^{-10} ,而实验砂的粒径并不是绝对均匀分布的,因此模拟渗透率参数通过多次模拟试验选取。

模拟假定污染物从模型顶部以的速率发生泄漏,泄漏过程持续 420min,模拟过程的污染物泄漏速率与泄漏时长与实际砂箱的污染物注入平均速率与时间保持一致,保证 DNAPL 泄漏停止后模型区域内 DNAPL 的总质量与实际砂箱 DNAPL 的总质量相同。

表 1 数值模型中主要参数

Table 1 Main parameters in numerical model

孔隙度	饱和渗透率(m^2)	颗粒比重($\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$)	相对渗透率函数 Stone 模型				毛细管压力 Parker 模型			
			S_{wr}	S_{nr}	S_{gr}	n_1	S_m	n_2	a_{gn}	a_{nw}
0.36	7.8×10^{-11}	1860	0.1	0.02	0.01	3	0.1	1.5	100	50

2 结果与讨论

2.1 电阻率变化值图像和模拟图像结果

为了探讨 ERT 监测 DNAPL 迁移的有效性,使用 surfer 软件得到的电阻率变化值图像与模拟得到的饱和度图像进行对比,电阻率变化值的定义为

$$\rho_r = \rho_t - \rho_0 \quad (6)$$

式中: ρ_0 为电阻率的初始背景值,即 DNAPL 污染物注入之前介质的电阻率值, ρ_t 为注入 DNAPL 污染物之后 t 时刻介质的电阻率值,得到的电阻率变化值减去了原背景电阻率值的影响,可以更清晰的反映污染物的空间和时间变化情况。分别选取电阻率变化值图像和饱和度图像在空间和时间上的分布进行对比。

2.1.1 电阻率图像和饱和度图像空间分布对比 在空间分布上选取第 420min 时的电阻率变化值图像与饱和度图像进行对比,此时已停止注入污染物,砂箱

中的 DNAPL 质量达到最大。由于 DNAPL 具有高电阻率的特性,所以在电阻率变化值图像中的高电阻率区域即为有 DNAPL 污染物的区域。从图 3 可以看出,电阻率变化值图像中心区域的电阻率变化值要高于周边区域的电阻率变化值,在 $z=0.05\text{m}$ 时,图像中心的电阻率变化值在 $4.2\sim 5\Omega\cdot\text{m}$ 之间,随着深度逐渐降低,中心区域的电阻率变化值逐渐减少,在 $z=0.25\text{m}$ 时中心区域的电阻率变化值降至 $1.8\sim 2.6\Omega\cdot\text{m}$ 之间。与之相对应,模拟得到的饱和度图像在 $z=0.05\text{m}$ 时中心区域油饱和度位于 $0.13\sim 0.15$ 之间,在 $z=0.25\text{m}$ 时中心区域的油饱和度位于 $0.09\sim 0.11$ 之间。

在 $x=0.5\text{m}$ 和 $y=0.4\text{m}$ 分别选择一条横剖面线 $a-a_1$ 和一条纵剖面线 $b-b_1$ 进行分析(图 4),通过 surfer 软件获取每个剖面线上的电阻率变化值和饱和度值对比,如图 5 所示。同一剖面线上电阻率变化值的变化趋势与 DNAPL 饱和度的变化趋势大致相似,电阻率变化

值的峰值位置与 DNAPL 饱和度的峰值位置大致相同. 为了进一步定量分析,在剖面线上取电阻率变化值的二阶导数与模拟的 DNAPL 饱和度进行对比.

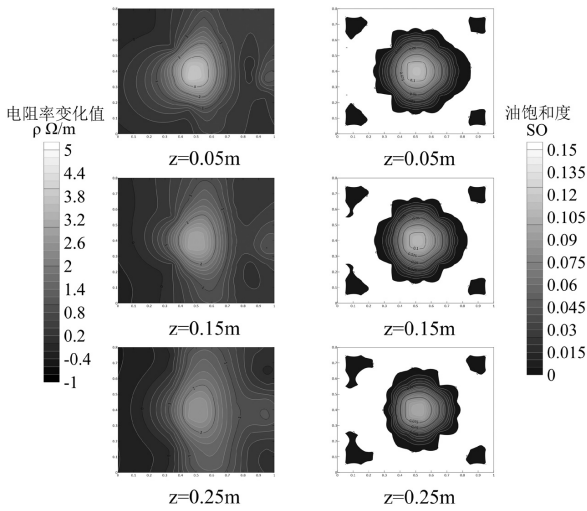


图3 420min 时 z 方向上电阻率变化值图像与模拟的 DNAPL 饱和度图像对比

Fig.3 Comparison of resistance change value image in the z-direction with the simulated DNAPL saturation image at 420min

二阶导数是一个数学概念,指的是函数的导数的导数.它反映了函数变化速率的变化情况,即描述了函数图像的凹凸性质.二阶导数的极大值意味着函数图像的弯曲程度或凹凸性在该点发生了显著

的变化,即函数图像由凹变凸.本文通过二阶导数来反映电阻率变化值图像上各数值点的变化趋势. ρ_x 和 ρ_y 分别代表横剖面线和纵剖面线上电阻率变化值的二阶导数,剖面线上电阻率变化值的一阶导数反映了电阻率变化值的变化速率,而二阶导数则表示该变化速率的变化情况.在电阻率变化值的分布中,污染物区域与周围非污染区域的边界是电阻率变化值变化速率最快的位置,即二阶导数达到最大值的位置.因此可以通过寻找电阻率变化值二阶导数的最大值来确定“边界点”.通过二阶导数的最大值,可以确定剖面线上非污染区域与污染区域“边界点”的具体位置,两“边界点”之间的距离即为污染区域的直径^[19].

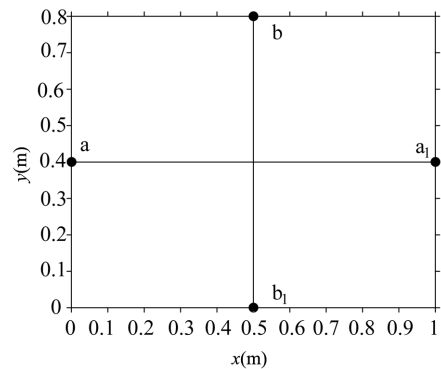


图4 砂箱剖面线示意

Fig.4 Schematic diagram of sand box section line

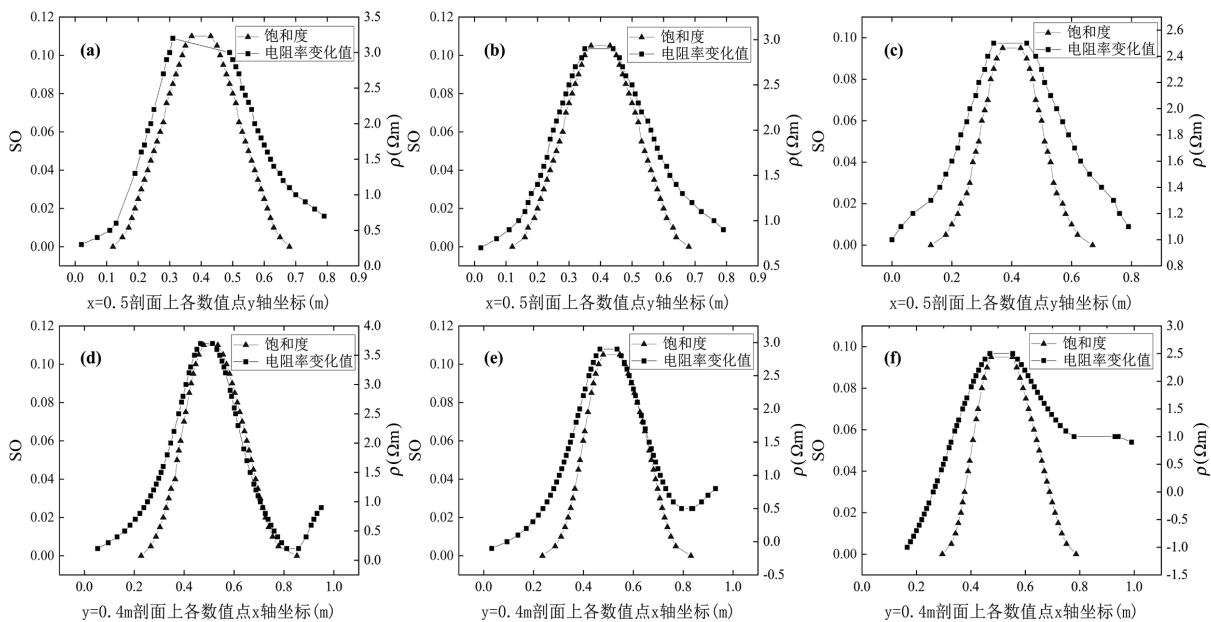


图5 剖面线上电阻率变化值与饱和度值对比

Fig.5 Comparison chart of resistance change value and saturation values on the profile line

(a)横剖面线 $x=0.5m, z=0.05m$; (b)横剖面线 $x=0.5m, z=0.15m$; (c)横剖面线 $x=0.5m, z=0.25m$; (d)纵剖面线 $y=0.4m, z=0.05m$; (e)纵剖面线 $y=0.4m, z=0.15m$; (f)纵剖面线 $y=0.4m, z=0.25m$

$$\rho_x = \frac{\partial^2 \rho}{\partial x^2} \tag{7}$$

$$\rho_y = \frac{\partial^2 \rho}{\partial y^2} \tag{8}$$

计算得到的电阻率变化值的二阶导数图像如图 6 所示,以两个二阶导数的极大值点之间的距离 D_p 为电阻率变化值图像确定的污染物直径.以饱和度图像上饱和度为 0 的点之间的距离 D_H 为饱和度图像确定的污染物直径.两种方法获取的污

染区域直径对比如表 2 所示.由电阻率变化值图像确定的污染区域直径在 0.40~0.51m 之间,由模拟的饱和度图像确定的污染区域直径在 0.42~0.51m 之间,两者的相对误差的绝对值为 2.00%~27.50% 之间.

2.1.2 电阻率变化值图像和饱和度图像时间变化对比 在 $y=0.35m, z=0.05m$ 剖面上,以 60min 为时间间隔分别选取 7 个时间点的电阻率变化值图像与 DNAPL 饱和度图像进行对比,如图 7、8 所示.

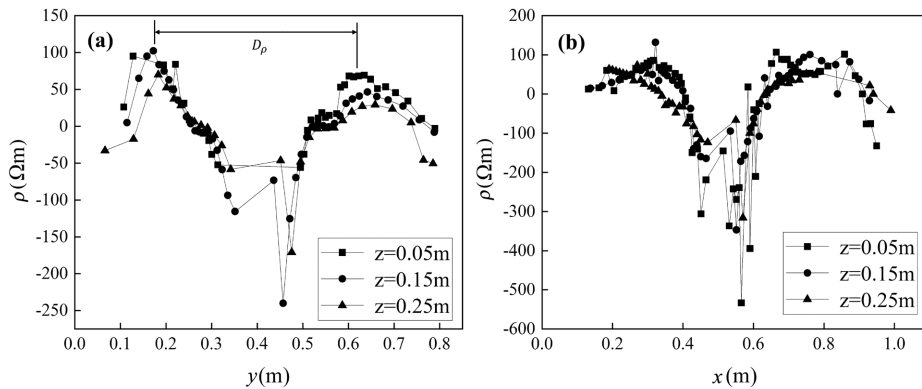


图 6 ERT 确定污染区域直径

Fig.6 The diameters of the contaminated area estimated from ERT

(a)横剖面线 a-a₁; (b)纵剖面线 b-b₁

表 2 $t=420min$ 时剖面上电阻率变化值和饱和度确定的污染区直径对比

Table 2 Comparison of pollution zone diameters determined by resistance change value and saturation on the profile line at $t=420min$

z 深度 (m)	剖面线	电阻率变化值二	模拟饱和度确定	绝对误差(m)	相对误差(%)
		阶导确定污染区直径 D_p (m)	污染区直径 D_H (m)		
0.05	$x=0.5m$	0.50	0.51	0.01	2.00
0.05	$y=0.4m$	0.40	0.51	0.11	27.50
0.15	$x=0.5m$	0.47	0.48	0.01	2.13
0.15	$y=0.4m$	0.46	0.48	0.02	4.35
0.25	$x=0.5m$	0.48	0.44	-0.04	-8.33
0.25	$y=0.4m$	0.51	0.42	-0.09	-17.65

从图 7 可以看出,在砂箱模型 $y=0.35m$ 剖面中,砂箱 DNAPL 注入点处的电阻率变化值随着时间的推移而不断的增大,在第 60min 时, DNAPL 注入点处的电阻率变化值为 $1.4\sim 2.2\Omega\cdot m$,到第 420min 时, DNAPL 注入点处的电阻率变化值升至 $3.4\sim 4.2\Omega\cdot m$ 之间.在由模拟得到的 DNAPL 饱和度图像中, DNAPL 注入点处的油饱和度变化特征与电阻率变

化值变化特征一致.在第 60min 时, DNAPL 注入点处的油饱和度为 0.09~0.1 之间,第 420min 时, DNAPL 注入点处的油饱和度上升至 0.1~0.11 之间.在第 120min 和第 180min 时,砂箱左侧部分区域存在电阻率异常区域,可能是受到介质装填的影响,介质存在非均质性.由图 8 可以看出,在砂箱模型 $z=0.05m$ 剖面中,第 60min 时,砂箱中心处的电阻率变化值在 $1.4\sim 2.2\Omega\cdot m$ 之间,随着时间的推移,砂箱中心处的电阻率变化值逐渐升高,到第 420min 时,砂箱中心处的电阻率变化值升至 $3.4\sim 4.4\Omega\cdot m$ 之间.而由模拟得到的 DNAPL 饱和度图像在第 60min 时,砂箱中心处的 DNAPL 饱和度在 0.08~0.1 之间,到第 420min 时,砂箱中心处的饱和度升至 0.12~0.14 之间.同样将 $z=0.05m$ 剖面上各时间点的图像作剖面线进行电阻率变化值的二阶导数与饱和度对比,如表 3 所示,由电阻率变化值图像确定的污染区域直径为 0.36~0.69m,由模拟的饱和度图像确定的污染区域直径为 0.32~0.49m,两者的相对误差的绝对值在 2.7%~40.58% 之间.

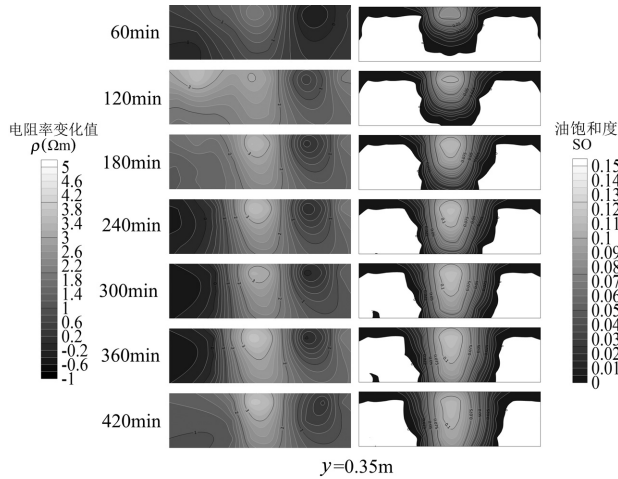


图 7 剖面电阻率变化值和 DNAPL 饱和度对比(y=0.35m)

Fig.7 Comparison of resistance change value and DNAPL saturation (y=0.35m)

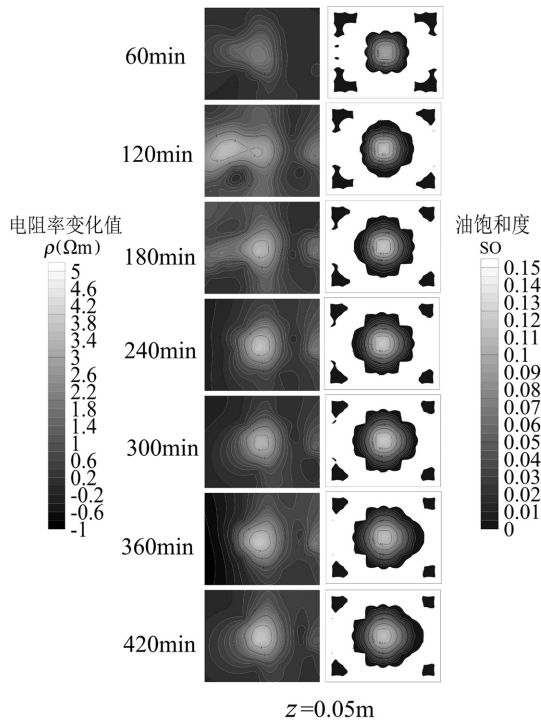


图 8 剖面电阻率变化值和 DNAPL 饱和度对比(z=0.05m)

Fig.8 Comparison of resistance change value and DNAPL saturation(z=0.05m)

2.1.3 误差原因分析 由电阻率图像圈定的污染物范围与模拟得到的饱和度图圈定的污染物范围存在误差,可能由以下几点引起:(1)反演剖分网格的精度较低,不足以准确反映污染物分布的实际情况。(2)多相流模拟通常假设孔隙结构均匀或按一定模式分布,但实际砂土介质中的孔隙度分布并不均匀,电阻率变化也会因此不均匀。为了减少误差,实现实际场地中的预测,可以考虑通过增加电极数量和测量密度,优化反演

算法^[31],联合其他监测技术^[32]等减少误差。

表 3 剖面线上电阻率变化值和饱和度确定的污染区直径对比(z=0.05m)

Table 3 Comparison of pollution zone diameters determined by resistance change value and saturation on the profile line (z=0.05m)

时间 (min)	剖面线	电阻率二阶导数 D_{ρ} (m)	模拟污染物范围 DH(m)	绝对误差 (m)	相对误差 (%)
60	x=0.5m	0.36	0.32	-0.04	-11.11
60	y=0.4m	0.48	0.33	-0.15	-31.35
120	x=0.5m	0.37	0.38	0.01	2.7
120	y=0.4m	0.69	0.41	-0.28	-40.58
180	x=0.5m	0.42	0.44	0.02	4.76
180	y=0.4m	0.62	0.44	-0.18	-29.03
240	x=0.5m	0.51	0.44	-0.07	-13.73
240	y=0.4m	0.44	0.46	0.02	4.55
300	x=0.5m	0.41	0.48	0.07	17.07
300	y=0.4m	0.45	0.48	0.03	6.67
360	x=0.5m	0.49	0.48	-0.01	-2.04
360	y=0.4m	0.39	0.49	0.1	25.64

3 结论

3.1 在不同空间上由数值模拟得到 DNAPL 污染物分布区域与 ERT 监测圈定的 DNAPL 污染物分布区域范围直径相对误差的绝对值在 2.00%~27.50% 之间.说明使用 PetraSim 模拟软件可以较好地预测 DNAPL 污染物的空间分布。

3.2 在不同时间点上由数值模拟得到 DNAPL 污染物分布区域与 ERT 监测圈定的 DNAPL 污染物分布区域范围直径相对误差的绝对值在 2.7%~40.58% 之间.说明使用 PetraSim 模拟软件可以较好地预测 DNAPL 污染物随时间变化的趋势.为野外三维条件下监测和预测 DNAPL 污染物分布奠定了基础,具有重要的应用价值。

参考文献:

[1] Engelmann C, Händel F, Binder M, et al. The fate of DNAPL contaminants in non-consolidated subsurface systems-Discussion on the relevance of effective source zone geometries for plume propagation [J]. Journal of Hazardous Materials, 2019,375:233-240.

[2] You X, Liu S, Dai C, et al. Contaminant occurrence and migration between high- and low-permeability zones in groundwater systems: A review [J]. Science of the Total Environment, 2020,743:140703.

[3] 高燕维,郑菲,徐红霞,等.基于透射光法探讨水流流速对 DNAPL 运移分布的影响 [J]. 环境科学, 2015,36(7):2532-2539.

Gao Y, Zheng F, Xu H, et al. Laboratory investigation of DNAPL migration behavior and distribution at varying flow velocities based on light

- transmission method [J]. *Environment Science* 2015,36:2532-2539.
- [4] Abhay Guleria, Pankaj Kumar Gupta, et al. Unraveling the Fate and Transport of DNAPLs in Heterogeneous Aquifer Systems—A Critical Review and Bibliometric Analysis [J]. *Sustainability*, 2023,15,8214.
- [5] 王慧婷,徐红霞,郭琼泽,等.饱和多孔介质中 DNAPL 污染源区结构及质量溶出 [J]. *中国环境科学*, 2019,39(8):3474-3483.
Wang H, Xu H, Guo Q, et al. Dense non-aqueous phase liquid source zone architecture and dissolution in saturated porous media [J]. *China Environmental Science*, 2019,39(8):3474-3483.
- [6] 程 洲,徐红霞,吴吉春,等.地下水中 Tween80 对 DNAPL 运移和分布的影响 [J]. *中国环境科学*, 2019,39(3):1068-1077.
Chen Z, Xu H X, Wu J C, et al. Effects of Tween 80 in groundwater on DNAPL migration and distribution [J]. *China Environmental Science*, 2019,39(3):1068-1077.
- [7] 郭琼泽,张 焯,姜蓓蕾,等.表面活性剂增强修复地下水中 PCE 的砂箱实验及模拟 [J]. *中国环境科学*, 2018,38(9):3398-3405.
Guo Q Z, Zhang Y, Jiang B L, et al. Experiment and numerical simulation of surfactant-enhanced aquifer remediation in PCE contaminated laboratory sandbox [J]. *China Environmental Science*, 2018,38(9):200-207.
- [8] Wu M, Yang Y, Lin J, et al. The co-effect of heterogeneity and solute concentration on representative elementary volume of DNAPL in groundwater [J]. *Journal of Hydrology*, 2020,585:124795.
- [9] Feo A, Celico F, Zanini A. Migration of DNAPL in saturated porous media: Validation of high-resolution shock-capturing numerical simulations through a sandbox experiment [J]. *Water*, 2023,15(8):1471.
- [10] Shi J, Chen X, Ye B, et al. A comparative study of DNAPL migration and transformation in confined and unconfined groundwater systems [J]. *Water Research*, 2023,245:120649.
- [11] Christopher P, Jason I G, Marios K, et al. Evaluating four-dimensional time-lapse electrical resistivity tomography for monitoring DNAPL source zone remediation [J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2014,162:27-46.
- [12] Kang X, Shi X, Deng Y, et al. Coupled hydrogeophysical inversion of DNAPL source zone architecture and permeability field in a 3D heterogeneous sandbox by assimilation time-lapse cross-borehole electrical resistivity data via ensemble Kalman filtering [J]. *Journal of Hydrology*, 2018,567:149-164.
- [13] Deng Y P, Shi X, Xu H, et al. Quantitative assessment of electrical resistivity tomography for monitoring DNAPLs migration - Comparison with high-resolution light transmission visualization in laboratory sandbox [J]. *Journal of Hydrology*, 2017,544:254-266.
- [14] Koohbor B, Deparis J, Leroy P, et al. DNAPL flow and complex electrical resistivity evolution in saturated porous media: A coupled numerical simulation [J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2022, 248:104003.
- [15] 刘汉乐,周启友,吴华桥.轻非水相液体污染过程的高密度电阻率成像法室内监测 [J]. *地球物理学报*, 2008,(4):1246-1254.
Liu H, Zhou Q, Wu H. Laboratorial monitoring of the NAPL contamination process using electrical resistivity tomography. [J]. *Chinese J. Geophys*, 2008,51(4):1246-1254.
- [16] Xia T, Ma M, Huisman J A, et al. Monitoring of in-situ chemical oxidation for remediation of diesel-contaminated soil with electrical resistivity tomography [J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2023,256:104170.
- [17] 柳 迪,宋权威,李 玲,等.ERT 法监测高压旋喷修复 PAHs 污染现场试验研究 [J]. *中国环境科学*, 2023,43(11):5933-5943.
Liu Di, Song Q, Li L, et al. Field study on ERT monitoring high-pressure rotary jet repairing PAHs pollution [J]. *China Environmental Science*, 2023,43(11):5933-5943.
- [18] Caterina D, Flores Orozco A, Nguyen F. Long-term ERT monitoring of biogeochemical changes of an aged hydrocarbon contamination. [J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2017,201:19-29.
- [19] Trento L M, Tsourlos P, Gerhard J I. Time-lapse electrical resistivity tomography mapping of DNAPL remediation at a STAR field site [J]. *Journal of Applied Geophysics*, 2021,184:104244.
- [20] Pruess, K. The TOUGH codes—A family of simulation tools for multiphase flow and transport processes in permeable media [J]. *Vadose Zone Journal*, 2004,3:738-746.
- [21] Suzuki A, Shi S, Sakai T, et al. Automated parameter estimation for geothermal reservoir modeling using machine learning [J]. *Renewable Energy*, 2024,224:120243.
- [22] Zhang L, Yang Q, Zhang S, et al. Enhanced CO₂ storage efficiency due to the impact of faults on CO₂ migration in an interbedded saline aquifer [J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2024,133:104104.
- [23] Chen L, Ding G, Lu J, et al. Gas tube effect: A transport mode of deeply buried volatile DNAPLs to shallow strata [J]. *Journal of Hydrology*, 2024,630:130696.
- [24] Yamamoto H. PetraSim: A graphical user interface for the TOUGH2 family of multiphase flow and transport codes [J]. *Groundwater*, 2008,46(4):525-528.
- [25] 常 兴,骆乾坤,邓亚平,等.裂隙宽度空间变异性及泄漏条件对网络裂隙中 DNAPLs 运移影响研究 [J]. *水文地质工程地质*, 2022,49(3): 174-181.
Chang X, Luo Q K, Deng Y P, et al. Effects of spatial variability of fracture width and leakage conditions on the migration of DNAPLs in network fractures [J]. *Hydrogeology & Engineering Geology*, 2022, 49(3):174-181.
- [26] 肖 鹏,刘汉乐.饱和砂土中 DNAPL 污染物迁移过程及数值模拟 [J]. *中国环境科学*, 2024,44(1):386-395.
Xiao P, Liu H L. Transport processes and numerical simulation of DNAPL contaminants in saturated sandy soils [J]. *China Environmental Science*, 2024,44(1):386-395.
- [27] Zhou Q Y, Shimada J, Sato A. Three-dimensional soil resistivity inversion using patching method [J]. *Journal of the Japan Society of Engineering Geology*, 1999,39(6):524-532.
- [28] Stone H L. Probability model for estimating three-phase relative permeability [J]. *Journal of Petroleum Technology*, 1970,22(2):214-218.
- [29] Parker J C, Lenhard R J, Kuppasamy T. A parametric model for constitutive properties governing multiphase flow in porous media [J]. *Water Resources Research*, 1987,23(4):618-624.
- [30] Carman P C. Permeability of saturated sands, soils and clays [J]. *The Journal of Agricultural Science*, 1939,29(2):263.
- [31] 能昌信,孙晓晨,徐 亚,等.基于深度卷积神经网络的场地污染非线性反演方法 [J]. *中国环境科学*, 2019,39(12):5162-5172.
Nai C X, SUN X C, Xu Y, et al. A site pollution nonlinear inversion method based on deep convolutional neural network [J]. *China Environmental Science*, 2019,39(12):5162-5172.
- [32] Almpanis A, Gerhard J, Power C. Mapping and monitoring of DNAPL source zones with combined direct current resistivity and induced polarization: A field-scale numerical investigation [J]. *Water Resources Research*, 2021,57(11):e2021WR031366.

作者简介: 蒋俊杰(1999-),男,广西桂林人,桂林理工大学硕士研究生,主要从事砂土有机污染修复研究.发表论文 1 篇,jiangjunjie0330@sina.com.