

杨建, 陈家军, 李合莲, 等. 2009 基于孔隙网络模型的表面活性剂去除 LNAPLs 作用力分析 [J]. 环境科学学报, 29(8): 1684–1689
Yang J, Chen J J, Li H L, *et al.* 2009 Force analysis of light non-aqueous phase liquids removal during surfactant-related floods in a porous network model [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 29(8): 1684–1689

基于孔隙网络模型的表面活性剂去除 LNAPLs 作用力分析

杨建, 陈家军*, 李合莲, 解建波

环境模拟与污染控制国家重点实验室, 北京师范大学环境学院, 北京 100875
收稿日期: 2008-11-04 修回日期: 2009-04-27 录用日期: 2009-07-02

摘要: 通过多孔介质网络模型试验, 并采用可视化技术研究了可溶相液体注入条件下轻质非水相污染物 (Light non-aqueous phase liquids LNAPLs) 去除过程中多孔介质孔隙内毛细力和粘滞力的作用机理. 实验和理论分析发现, 可溶相液体去除孔隙内正十六烷在第一阶段 (0~17823 s) 去除率为 40%~50%, 第二阶段 (17823 s 之后) 去除率为 80%~95%, 即正十六烷残余饱和度 5%~20%; Triton X-100 溶液可以大大降低多孔介质孔隙中 LNAPLs 的残余饱和度, 最终正十六烷残留量为 4.4%, 是蒸馏水注入过程中正十六烷残留量的 22.3%. 蒸馏水注入过程中的毛细力比 1100 mg L⁻¹ Triton X-100 溶液驱替 NAPLs 的毛细力大 1 个数量级, 使得该毛细数位于毛细指进区 ($\log V_{Ca} \in 10^{-4}$), 多孔介质内所有滞留的 NAPLs 保持静止. 多孔介质内 NAPLs 主要被驱替去除; 毛细数小的蒸馏水注入条件下, 更多的 NAPLs 滞留在孔隙内; 注入液在孔隙内流动溶解了部分 NAPLs, 导致 NAPLs 残余饱和度小于孔隙内由于毛细作用滞留的 NAPLs 初始饱和度.
关键词: 表面活性剂; 网络模型; LNAPLs; 粘滞力; 毛细力

文章编号: 0253-2468 (2009) 08-1684-06 中图分类号: X53 文献标识码: A

Force analysis of light non-aqueous phase liquids removal during surfactant-related floods in a porous network model

YANG Jian, CHEN Jiajun*, LI Helian, XIE Jianbo
State Key Joint Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control School of Environment Beijing Normal University, Beijing 100875
Received 4 November 2008 **received in revised form** 27 April 2009 **accepted** 2 July 2009

Abstract Mechanisms of light non-aqueous phase liquids (LNAPLs) removal during surfactant flooding were studied using a model with a visible porous network. Viscous forces and capillary forces acting on n-hexadecane were analyzed to reveal the LNAPLs removal mechanisms. The experimental and theoretical analyses show that 40%~50% n-hexadecane was removed in the first stage (0~17823 s), and residual saturation of n-hexadecane reached 5%~20% in the second stage (17823~59008 s). Flooding with Triton X-100 solution reduced the residual saturation of n-hexadecane to 4.4%, which was 22.3% of the residual saturation of n-hexadecane after distilled water injection. The capillary force during distilled water injection was one order of magnitude larger than that during 1100 mg L⁻¹ Triton X-100 displacement of NAPLs. The capillary number of distilled water displacing NAPLs was within the capillary fingering domain ($\log V_{Ca} \in 10^{-4}$), so residual NAPLs remained immobile in the porous media. Most NAPLs were displaced from the porous media by the displacement phase. More NAPLs remained in the pores with lower capillary number during distilled water injection. The injecting phase dissolved some of the NAPLs as it flowed along the channels of the porous media, so capillary action reduced the residual NAPLs saturation below the initial saturation.
Keywords surfactant; network model; LNAPLs; viscous force; capillary force

1 引言 (Introduction)

石油开采和加工过程中产生的大量原油、石油制品和含油废水, 会以污灌、溢油、泄漏、大气污染和固体废物施用等形式进入土壤和地下水, 导致土壤物理化学性质发生改变, 进而威胁人类和动植物的健康 (Ting *et al.*, 1999; Vasudevan *et al.*, 2001). 非水相的石油污染物 (NAPLs) 因具有污染范围广、

降解难度大、危害严重等特点, 已引起越来越多环境领域研究人员的关注。目前, 人们从理论和实验方面对 NAPLs 污染开展了大量研究, 其中, 实验研究从尺度上可分为巨观尺度、宏观尺度和微观尺度。巨观和宏观尺度研究可以获得 NAPLs 污染物运移、驱替的一般规律, 微观尺度研究则可以弄清 NAPLs 在多孔介质孔隙内微观机理。而微观孔隙网络模型实验是研究流体运移微观机理应用比较广泛且行之有效的方法。

Bear(1972)曾指出, 尽管多孔介质内孔道表面对流体流动起边界作用, 但任何试图以精确的方式对孔隙几何形状进行描述都是不可行的, 应该从影响多孔介质中污染物运移的主要因素方面着手研究。多孔介质孔隙结构是影响污染物运移的关键因素 (Tsakiroglou *et al.*, 2000), 决定着污染物的迁移距离、影响范围和污染程度。实际上, 多孔介质微观孔隙结构是指固结或非固结岩石孔隙的构成, 包括孔隙体、喉道大小 (直径) 及分布规律、孔喉比、孔隙配位数和孔道迂曲度等。而在网络模型研究中, 通常将实际多孔介质用一个假想的简化模型来代替, 它在保留介质宏观特征的基础上将孔隙结构理想化, 通过观察微观孔隙尺度上多孔介质内发生的流体运移来提高对多孔介质内流体流动和运移过程的认识。

自从 Fatt(1956a, 1956b) 首先提出网络模型的概念以来, 研究人员分别利用微观网络模型开展了残余油滴直径和分布变化 (Egbogah *et al.*, 1980)、气-NAPLs 不混溶驱替 (Campbell *et al.*, 1985)、滞留 (Wardlaw, 1985)、渗透率和弥散度 (Corapcioglu *et al.*, 1997; corapcioglu *et al.*, 1999)、相对渗透率-毛细压力关系 (Theodoropoulou *et al.*, 2005) 等方面的研究, 但这些研究都是基于提高石油开采率而开展的。近年来, 由于对环境问题的日益重视, 研究人员开展了表面活性剂去除残余 NAPLs 的网络模型研究。例如, Jeong 等 (2005) 研究了表面活性剂泡沫 (SF) 注入过程中 DNAPLs 的运移控制机理; Shamir 等 (2006) 通过注入不同流量表面活性剂溶液, 开展了 PCE 液滴的溶解实验。研究发现, 表面活性剂可降低 NAPLs 与可溶相之间的界面张力, 提高 NAPLs 的溶解度, 促进 NAPLs 残余油滴运移 (Pennell *et al.*, 1994), 而界面张力变化主要受毛细力和粘滞力的影响 (Bear, 1972)。支银芳等 (2006) 就曾通过降低多孔介质毛细力促进 NAPLs 运移; Martel 和

longino 分别通过增加残余流体粘滞力的聚合物, 提高了 NAPLs 的替换效率 (Martel *et al.*, 1998; longino *et al.*, 1999)。本研究通过开展微观孔隙尺度下去除 LNAPLs 实验, 对实验过程中毛细力和粘滞力作用关系进行分析, 以确定修复材料注入受污染多孔介质过程中的主传质规律。旨在为土壤和地下水中 NAPLs 污染治理提供理论依据和实验支持。

2 材料与方法 (Materials and methods)

2.1 实验材料

实验所用试剂包括: 正十六烷 (分析纯), Triton X-100 (化学纯), 蒸馏水和苏丹红。其他辅助材料包括: 10mL 烧杯 3~5 个, 用于盛放正十六烷和 Triton X-100 溶液; 100mL 锥形瓶 1 个, 用于盛放废液。

2.2 实验装置

实验使用的主要设备包括: SMZ-168 体视镜 (德国 Motic 实业集团有限公司), Motic Images Advanced 3.2 图像采集分析系统 (德国 Motic 实业集团有限公司), TJ-3A 注射泵 (保定兰格恒流泵有限公司), 微观孔隙网络模型板 (宜兴市新屹仪器有限公司), 1.5、10、20mL 玻璃注射器 (上海真鸽医用注射器有限公司), 硅胶管 (保定兰格恒流泵有限公司) 和 PC 机。网络模型实验装置如图 1 所示: 网络模型板放在体视镜视场内, 图像采集分析系统安装在 PC 机上, 将摄像头安置于体视镜上, 用硅胶管将网络模型板的一端与注射泵相连, 同时, 在另一端连出一根硅胶管通入废液收集瓶中。

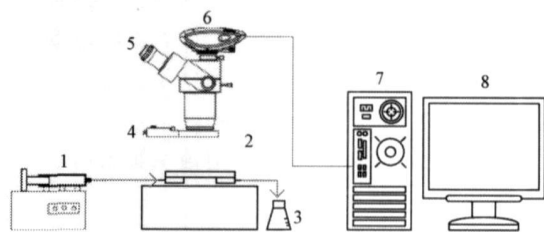


图 1 实验装置示意图 (1. 注射泵, 2. 网络模型, 3. 废液收集瓶, 4. 环形光源, 5. 体视镜, 6. 摄像头, 7. PC 机, 8. 显示器)

Fig 1 Diagram of the experimental installation (1. Syringe pump, 2. Network models, 3. Outflow collection, 4. Ring lamp, 5. Microscope, 6. Motixan device, 7. PC, 8. Monitor)

网络模型实验装置制作过程如下: ①使用 AutoCAD、CoreDRAW 等绘图软件设计出多孔介质孔隙结构的网络模型图。本研究中, 针对 0.5~1mm 粒径普通标准石英砂, 测得平均孔径为 0.21mm, 平均粒径为 0.61mm (图 2)。②在玻璃板上进行正形、

抛光和检验。根据图形在玻璃板上刻线,制作出网络模型基片;③对网络模型基片进行超声波清洗,使孔隙通道和玻璃面洁净。④将加工好凹槽的基片和另外一片相同材质的基片进行热键合,制作出网络模型(3cm×4cm),并注入染色的去离子水,检测网络模型的连通性。⑤将网络模型连上导出管(方便实验时与外部设备连接),完成网络模型的制作。⑥对网络模型的实际孔隙率进行测量,平均孔径为0.2166mm,平均粒径边长为0.611mm,实际加工结果与所设计网络模型参数值较接近。

由于体视镜的视场有一定的范围限制,为了能

够清楚地观察到各相流体在网络模型孔隙通道内的传质规律,实验中只选择了一部分区域进行观测。所选择的位置基本处于网络模型中间,面积为69.12mm²,孔隙所占面积为29.39mm²(图2)。实验过程中,首先用注射泵以0.13mL·h⁻¹的恒流量向网络模型孔隙内注入正十六烷,该过程持续24h使注入量和流出量达到平衡,此时网络模型孔隙内几乎完全被正十六烷饱和。开展驱替实验过程中,以蒸馏水和1100mg·L⁻¹ Triton X-100溶液作为驱替液分别开展实验,注入流量均为0.178mL·h⁻¹,直至所观测区域图像保持稳定。

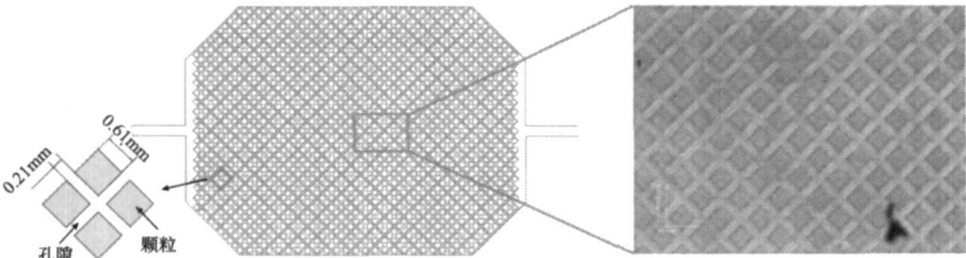


图 2 网络模型孔隙结构及研究区域

Fig. 2 The pore structure and investigated area of the network model

3 结果 (Results)

图3表明,蒸馏水去除网络模型孔隙中正十六烷的过程可以分为两个阶段:第一阶段(0~17823s)是从正十六烷完全占据网络模型孔隙空间到剩余50%~60%,这个过程主要受注入流体对正十六烷所施加压力的作用,其去除量逐渐减少;第二阶段(17823s之后)是从正十六烷剩余50%~60%到正十六烷几乎完全被去除(形成各自新的残余饱和度),这个过程中去除量也呈逐渐减少的趋势。1100 mg·L⁻¹ Triton X-100溶液去除正十六烷的

过程中,第一阶段与蒸馏水实验的规律相似,第二阶段去除正十六烷的能力则明显强于蒸馏水,孔隙中正十六烷的残余饱和度大大降低,比蒸馏水实验的正十六烷残余饱和度(19.7%)低15%。这说明Triton X-100溶液可以大大降低多孔介质孔隙中LNAPLs的残余饱和度。

4 讨论 (Discussion)

去除LNAPLs实验过程中,多孔介质孔隙内NAPL液滴周围存在3种作用力(粘滞力、毛细力和重力)。已知毛细力在固体颗粒之间吸持有机相,而粘滞力和重力则有助于NAPL液滴运移。对作用在NAPL液滴上的这些作用力进行分析,有助于弄清NAPL运移特征。本研究中所有粘滞力和毛细力都以压力形式表现。

4.1 表观粘度

多孔介质孔隙内进行单向牛顿(Newtonian)流动过程中,Darcy定律可将流动比率与势能梯度相联系,多孔介质中液体流动就可用Darcy定律表示。同时,采用相对渗透率概念,可在多孔介质中将Darcy定律扩展到多相流。本研究中,微观网络模型为均质各向同性多孔介质结构,Darcy定律可表示

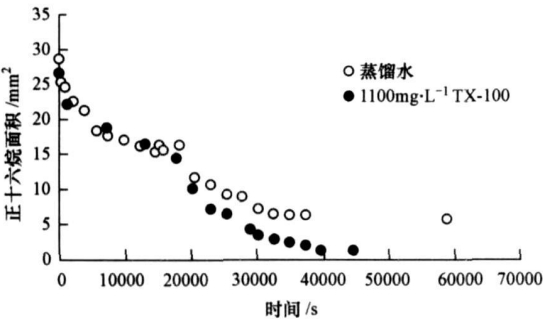


图 3 可溶相液体注入过程中正十六烷面积变化图

Fig. 3 The area of n-hexadecane during injection of aqueous phase liquids

如下:

$$q_i = - \frac{k_0 k_{ri}}{\mu_i} \cdot \nabla P_i \quad (1)$$

式中, i 是指多孔介质孔隙内不同相液体, 包括湿润相 (wetting phase) 和非湿润相 (non-wetting phase); q_i 是 i 相的容积通量 (即每单元面积的容积通量比, $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$); k_0 是介质的固有渗透率 (m); μ_i 是 i 相的粘度 ($\text{N} \cdot \text{s} \cdot \text{m}^{-2}$); k_{ri} 是 i 相的相对渗透率; Φ_i 是 i 相的势能:

$$\Phi_i = P_i + \rho_i g z \quad (2)$$

式中, P_i 是 i 相的压力 ($\text{N} \cdot \text{m}^{-2}$), ρ_i 是 i 相的密度 ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$), g 是重力加速度常数 ($9.8 \text{N} \cdot \text{kg}^{-1}$), z 是垂向距离 (m). 通常用严格的方法来确定牛顿流体的表观粘度 (Fall *et al*, 1989; Lee *et al*, 1990). 对于水平放置的微观网络模型, 根据公式 (1), 驱替液表观粘度 μ_a 可表示为:

$$\mu_a = - \frac{k_0 k_w \cdot \nabla P}{q_w} \quad (3)$$

式中, ∇P 是压力梯度 ($\text{N} \cdot \text{m}^{-2}$), 本研究中网络模型装置水平放置, 且将压力梯度看作势能梯度; q_w 是稳态条件下驱替液注入过程中流量与单元面积之比 ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$).

公式 (3) 中 k_w 是未知参数, Paker等 (1987) 在 Van Genuchten (1980) 毛细压力-饱和度关系基础上, 利用 Mualem 的相对渗透率模型得出两相系统中湿润相和非湿润相的相对渗透率分别为:

$$k_{rw} = \overline{S_w}^{1/2} \left\{ 1 - \left[1 - \overline{S_w}^{1/m} \right]^m \right\}^2 \quad (4)$$

$$k_{rm} = \overline{S_{nw}}^{1/2} \left[1 - \overline{S_w}^{1/m} \right]^{2m} \quad (5)$$

式中, k_{rw} 和 k_{rm} 分别为湿润相和非湿润相的相对渗透率, $\overline{S_w}$ 和 $\overline{S_{nw}}$ 分别为湿润相和非湿润相饱和度,

$$m = 1 - 1/n \quad (6)$$

式中, n 为曲线形状参数. 则由公式 (4) 和 (5) 可以求出两相系统中湿润相和非湿润相的相对渗透率计算值.

4.2 粘滞力和毛细力

驱替液粘滞力使 NAPLs 发生运移, 其粘滞力 (P_V) 可根据下式获得:

$$P_V = - \frac{\mu_a q_w L}{k_0 k_w} \quad (7)$$

式中, μ_a 在本研究中采用驱替液的粘度 ($\text{N} \cdot \text{s} \cdot \text{m}^{-2}$); L 是多孔介质的长度 (m).

多孔介质中的毛细力起到滞留固体颗粒间 NAPLs 的作用, 对于多孔介质, 毛细力用整体毛细

力 P_c 来表示 (Lenormand *et al*, 1988). 在残余正十六烷系统中, 整体毛细力是驱替液体穿过没有被正十六烷所占据孔隙喉道的压力, 定义为:

$$P_c = - \frac{2\sigma \cos\theta}{r} \quad (8)$$

式中, σ 是两不混溶液体间的界面张力 ($\text{mN} \cdot \text{m}^{-1}$), θ 是固体上两相间的接触角 ($^\circ$), r 是多孔介质的喉道半径 (m).

支银芳 (2006) 测得 0.5~1mm 石英砂的曲线形状参数 $n = 3.0$. Ma等 (2006) 发现, 光滑二氧化硅涂层上水和正十六烷的接触角分别是 31° 和 10° , 水的粘度为 $1.00 \times 10^{-3} \text{N} \cdot \text{s} \cdot \text{m}^{-2}$, 实际 0.5~1mm 石英砂渗透率为 $5.19 \times 10^{-5} \text{mm}^2$, 根据灌注流量和网络模型横截面积获得 $q = 0.008 \text{mm} \cdot \text{s}^{-1}$.

根据公式 (7) 可计算获得 Triton X-100 溶液注入过程中的粘滞力 (图 4). 从图 4 可以看出, 在实验的第一阶段 (0~17823s), 两种浓度注入过程中的粘滞力大小和变化规律相当; 在第二阶段 (17823s 之后), $1100 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Triton X-100 溶液注入过程中所产生粘滞力小于蒸馏水注入过程中产生的粘滞力. 这是由于在第二阶段, $1100 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Triton X-100 溶液在网络模型孔隙中占据空间更多, 即 Triton X-100 溶液饱和度 (50.7%~95.6%) 比蒸馏水的饱和度 (44.5%~80.3%) 大, 根据公式 (3) 求得的相对渗透率就较大.

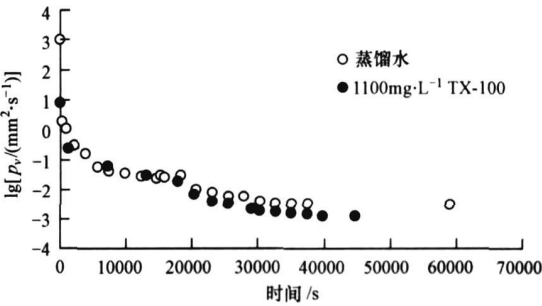


图 4 注入 Triton X-100 溶液和蒸馏水粘滞力变化规律
Fig. 4 Viscous forces during injection of Triton X-100 solution and distilled water

不混溶驱替中, 驱替液粘滞力和多孔介质毛细力在驱替 NAPLs 形式上起主导作用. Lenormand 等 (1988) 将不混溶驱替现象分为 3 个范围, 采用两个无量纲数对驱替基本形式进行特征化, 分别是驱替液相对于被驱替液的毛细数 (N_{ca}) 和粘度比 (M), 并采用公式 (9) 和 (10) 计算. 同时, 将 NAPLs 的相转变图分为 3 个优势范围: 粘滞指进、毛细指进和稳

态驱替, 分别在不混溶驱替过程中给出了主作用力. 毛细指进区域的最主要作用力是多孔介质的毛细力, 粘滞指进和稳态驱替区域的最主要作用力则分别是被驱替液体和驱替液体的粘度; 而当驱替液的粘滞力与多孔介质的毛细力接近时, 驱替液开始对 NAPLs 进行驱替.

$$N_{Ca} = \frac{q_w \mu_a}{\sigma \cos \theta} \quad (9)$$

$$M = \frac{\mu_a}{\mu_{hex}} \quad (10)$$

多孔介质多相运移驱替过程中, 只有当毛细数 (粘滞力与界面张力之比) 远高于 2×10^{-5} , 残余油才会运移; 而当毛细数超过 5×10^{-3} 时, 理论上所有的油都可以被驱替 (Hunt *et al.*, 1988). 蒸馏水注入过程中, 虽然在第二阶段的驱替液粘滞力较大, 但由于此过程中的毛细力比 $1100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Triton X-100 溶液驱替 NAPLs 的毛细力大 1 个数量级, 使得该毛细数处于毛细指进区 ($\log N_{Ca} \in 10^{-4}$), 多孔介质中所有滞留的 NAPLs 保持静止. 蒸馏水注入过程中, 网络模型孔隙内正十六烷液滴不发生运移不但证实了毛细力优势的存在, 而且正十六烷体积减小表明残余正十六烷沿蒸馏水流动通道被部分溶解. 残留正十六烷液滴被滞留或溶解而没有被驱替, 是蒸馏水注入过程中多孔介质内毛细力作用的结果. $1100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Triton X-100 溶液注入过程中毛细数大于蒸馏水注入产生的毛细数, 有更多的正十六烷被驱替, 最终残留的正十六烷为 4.4%, 是蒸馏水注入过程中正十六烷残留量的 22.3%.

去除正十六烷过程中, 注入表面活性剂的变化规律与注入蒸馏水规律相似. 在相同注入流量条件下, 多孔介质内 NAPLs 主要被驱替去除; 最终 NAPLs 残余饱和度不同, 是由于注入液性质的差异导致毛细数不相同, 在低毛细数条件下, 更多的 NAPLs 滞留在孔隙中; NAPLs 残余饱和度要小于孔隙中滞留的 NAPLs. 这是注入液在孔隙中流动使 NAPLs 溶解的结果; 另外, 在粘滞力小于毛细力的多孔介质区域, 会发生正十六烷液滴相对较小的运移, 该区域内主要发生正十六烷的溶解.

5 结论 (Conclusions)

1) 去除孔隙中正十六烷的过程中, 第一阶段可去除 40% ~ 50% 正十六烷, 第二阶段正十六烷最终残余饱和度达到 5% ~ 20%; Triton X-100 溶液可大大降低多孔介质孔隙中 LNAPLs 的残余饱和度.

$1100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Triton X-100 溶液注入过程中, 孔隙内正十六烷残余饱和度比蒸馏水低 15%.

2) 蒸馏水注入过程中的毛细力比 $1100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Triton X-100 溶液驱替 NAPLs 的毛细力大 1 个数量级, 使该毛细数处于毛细指进区 ($\log N_{Ca} \in 10^{-4}$), 多孔介质中所有滞留的 NAPLs 保持静止. $1100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Triton X-100 溶液注入过程中则与此相反, 有更多的正十六烷被驱替, 最终正十六烷残留量为 4.4%, 是蒸馏水注入过程中正十六烷残留量的 22.3%.

3) 多孔介质内 NAPLs 主要被驱替去除. 毛细数小的蒸馏水注入条件下, 更多的 NAPLs 滞留在孔隙内; 注入液在孔隙内流动使 NAPLs 溶解, 导致 NAPLs 残余饱和度要小于孔隙内由于毛细作用滞留的 NAPLs 初始饱和度.

责任作者简介: 陈家军 (1962—), 男, 教授, 主要从事环境模拟、土壤污染修复及固体废物处置研究.

参考文献 (References):

- Bear J. 1972. Dynamics of fluids in porous media [M]. New York: Elsevier. 27
- Campbell B T, Orr F M. 1985. Flow visualization for CO_2 /crude-oil displacement [J]. Society of Petroleum Engineers Journal. 25: 665—678
- Corapcioglu M Y, Chowdhury S, Roosevelt S E. 1997. Micromodel visualization and quantification of solute transport in porous media [J]. Water Resources Research. 33 (11): 2547—2558
- Corapcioglu M Y, Fedirchuk P. 1999. Glass bead micromodel study of solute transport [J]. Journal of Contaminant Hydrology. 36: 209—230
- Egbogah E O, Dawe R A. 1980. Microvisual studies of size distribution of oil droplets in porous media [J]. Bulletin of Canadian Petroleum Geology. 28: 200—203
- Falls A H, Musters J J, Ratukowski R. 1989. The apparent viscosity of foams in homogeneous bead packs [J]. SPE Reservoir Engineering. 4: 155—164
- Fatt I. 1956a. The network model of porous media I. Capillary characteristics [J]. Petroleum Transactions AIME. 207: 144—159
- Fatt I. 1956b. The network model of porous media II. Dynamic properties of a single size tube network [J]. Petroleum Transactions AIME. 207: 160—163
- Hunt J R, Sitar N, Uddell K S. 1988. Nonaqueous phase liquid transport and cleanup I. Analysis of mechanisms [J]. Water Resources Research. 24: 1247—1258
- Jeong S W, Corapcioglu M Y. 2005. Force analysis and visualization of NAPL removal during surfactant-related floods in a porous medium

- [J]. Journal of Hazardous Materials A, 126: 8—13
- Lee H O, Heller J P, Hofer M W. 1991. Change in apparent viscosity of CO₂-foam with rock permeability [C]. SPE/DOE Seventh Symposium on Enhanced Oil Recovery: Tulsa: 421—428
- Lenormand R, Touboul E, Zarcone C. 1988. Numerical models and experiments on immiscible displacements in porous media [J]. Journal of Fluid Mechanics Digital Archive, 189: 165—187
- Longino B I, Kueper B H. 1999. Effects of capillary pressure and use of polymer solutions on dense, non-aqueous-phase liquid retention and mobilization in a rough-walled fracture [J]. Environmental Science and Technology, 33(14): 2447—2455
- Ma J, Yang Z L, Qu X Z, *et al*. 2006. Supra-amphiphilic transparent mesoporous silica coating [J]. Chinese Science Bulletin, 21: 2572—2575
- Martel K E, Martel R, Lefebvre R, *et al*. 1998. Laboratory study of polymer solutions used for mobility control during in situ NAPL recovery [J]. Groundwater Monitoring and Remediation, 18: 103—113
- Pennell K D, Jin M, Abriola L M, *et al*. 1994. Surfactant enhanced remediation of soil columns contaminated by residual tetrachloroethylene [J]. Journal of Contaminant Hydrology, 16: 35—53
- Shamir R, Loannidis M A, Legge R L. 2006. Effect of nonionic surfactant partitioning on the dissolution kinetics of residual perchloroethylene in a model porous medium [J]. Journal of Contaminant Hydrology, 82: 145—164
- Theodoropoulou M A, Sygouni V, Karoutsos V, *et al*. 2005. Relative permeability and capillary pressure functions of porous media as related to the displacement growth pattern [J]. International Journal of Multiphase Flow, 31: 1155—1180
- Ting Y P, Hu H L, Tan H M. 1999. Bioremediation of petroleum hydrocarbons in soil microcosms [J]. Resource and Environmental Biotechnology, 2: 197—218
- Tsakoglou C D, Payatake A C. 2000. Characterization of the pore structure of reservoir rocks with the aid of serial sectioning analysis, mercury porosimetry and network simulation [J]. Advances in Water Resources, 23: 773—789
- Vasudevan V, Rajaram P. 2001. Bioremediation of oil sludge contaminated soil [J]. Environment International, 26: 409—411
- Wardlaw N. 1982. The effects of geometry, wettability, viscosity and interfacial tension on trapping in single pore-throat pairs [J]. Journal of Canadian Petroleum Technology, 21: 21—27
- 支银芳. 2006. 表面活性剂冲洗治理土壤轻油污染多相流试验研究 [D]. 北京: 北京师范大学, 65—67
- Zhi Y F. 2006. Experimental study on multiphase flow related to remediation of LNAPL-polluted soil by surfactant flushing [D]. Beijing: Beijing Normal University, 65—67 (in Chinese)