

生物膜对饱和多孔介质渗透性影响的实验和模型研究

杨靖, 叶淑君*, 吴吉春

(南京大学水科学系, 南京 210093)

摘要: 为了解微生物生长过程中生物堵塞对二维饱和多孔介质渗透性的影响, 采用 C190 石英砂箱 (55 cm × 45 cm × 1.28 cm) 进行室内渗流实验, 研究混合菌群 KB-1 在充足营养源条件下的生长情况及生物膜对饱和多孔介质渗透性的影响. 实验监测了砂箱水溶液中悬浮生物量及颗粒表面附着生物量, 利用共焦激光扫描技术观测了颗粒表面形成的生物膜及其厚度, 利用渗流实验测量渗透率. 结果表明, 砂箱中微生物量随时间不断增加; 砂箱底部微生物量的增长大于砂箱上部; 高生物量区颗粒表面生物膜厚度比低生物量区厚. 渗流实验结果表明, 生物膜导致实验砂箱多孔介质的平均渗透率减少为初始渗透率的 12%. 为了解二维实验砂箱多孔介质渗透率的空间变化, 以实验所得生物膜和生物量数据为基础, 采用 Taylor、Seki、Clement 这 3 种模型分别计算了生物膜影响下的渗透率. 计算结果表明, Taylor 模型预测渗透率减小 2 ~ 5 个数量级; Clement 模型预测渗透率为初始渗透率的 3% ~ 98%; Seki 模型则不适用于本实验结果. 可见, 二维条件下生物膜会明显降低饱和多孔介质的渗透性, 但和前一维条件下的研究结果相比, 渗透率的变化要小得多. 此外, 在二维饱和多孔介质且营养源充足条件下预测生物膜对渗透率的影响, Seki 模型不适用, Taylor 模型计算的 k_b 值偏小, Clement 模型计算的 k_b 值涵盖了实验结果.

关键词: 生物堵塞; 渗透率; 生物膜; 二维; 多孔介质; 模型

中图分类号: X523 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301 (2011) 05-1364-08

Study on the Influence of Bioclogging on Permeability of Saturated Porous Media by Experiments and Models

YANG Jing, YE Shu-jun, WU Ji-chun

(Department of Hydrosociences, Nanjing University, Nanjing 210093, China)

Abstract: This paper studied on the influence of bioclogging on permeability of saturated porous media. Laboratory hydraulic tests were conducted in a two-dimensional C190 sand-filled cell (55 cm wide × 45 cm high × 1.28 cm thick) to investigate growth of the mixed microorganisms (KB-1) and influence of biofilm on permeability of saturated porous media under condition of rich nutrition. Biomass distributions in the water and on the sand in the cell were measured by protein analysis. The biofilm distribution on the sand was observed by confocal laser scanning microscopy. Permeability was measured by hydraulic tests. The biomass levels measured in water and on the sand increased with time, and were highest at the bottom of the cell. The biofilm on the sand at the bottom of the cell was thicker. The results of the hydraulic tests demonstrated that the permeability due to biofilm growth was estimated to be average 12% of the initial value. To investigate the spatial distribution of permeability in the two dimensional cell, three models (Taylor, Seki, and Clement) were used to calculate permeability of porous media with biofilm growth. The results of Taylor's model showed reduction in permeability of 2-5 orders magnitude. The Clement's model predicted 3% -98% of the initial value. Seki's model could not be applied in this study. Conclusively, biofilm growth could obviously decrease the permeability of two dimensional saturated porous media, however, the reduction was much less than that estimated in one dimensional condition. Additionally, under condition of two dimensional saturated porous media with rich nutrition, Seki's model could not be applied, Taylor's model predicted bigger reductions, and the results of Clement's model were closest to the result of hydraulic test.

Key words: bioclogging; permeability; biofilm; two dimensional; porous media; model

生物修复是环境友好替代技术之一^[1], 其效果受多种因素^[2-4]影响, 生物堵塞 (bioclogging) 是其中之一. 生物降解过程中形成的生物膜占据土壤原有孔隙^[5], 造成生物堵塞, 使地下水流和污染物避开生物富集区和活跃区, 导致渗透性及修复效率降低^[6]. 前人的研究工作多基于室内一维土柱实验^[7,8], 其结果表明, 在生物富集区和活跃区, 生物膜引起土壤渗透率的降低可达 3 ~ 4 个数量级^[9].

然而野外实际的地下水流动是二维甚至三维

的. 本研究针对二维条件下饱和多孔介质中生物膜对介质渗透性的影响开展分析. 通过二维砂箱的生物堵塞和渗流实验, 获取砂箱水中及颗粒表面生物量、颗粒表面生物膜厚度分布、渗透率变化等实验数据. 一方面从实验角度研究无氧条件下二维饱和

收稿日期: 2010-05-10; 修订日期: 2010-08-25

基金项目: 国家自然科学基金项目 (40872155, 40725010)

作者简介: 杨靖 (1982 ~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为水化学与水环境, E-mail: yangjingnju@gmail.com

* 通讯联系人, E-mail: sjye@nju.edu.cn

多孔介质中由于生物生长导致平均渗透率的变化。另一方面,为了解二维砂箱中渗透率的空间变化,采用广泛应用的 3 种模型^[10~13],即 Taylor^[14]、Seki^[15]和 Clement^[16]模型分别对实验所得的生物膜和生物量数据进行分析计算。研究结果对二维饱和多孔介质中地下水污染的生物修复技术应用具有理论指导意义。

1 材料与方法

1.1 砂箱

实验用的二维砂箱尺寸为 55 cm × 45 cm × 1.28 cm (图 1)。该砂箱由 3 个铝框与 2 块强化玻璃板组成。中心铝框厚 1.28 cm,内框长 55 cm,高 45 cm。中心框两侧为 2 块强化玻璃板,玻璃板外侧为外铝框。2 个外铝框间以螺钉连接固定。玻璃板与中心铝框间用橡胶条(55 cm × 2 cm × 1.6 cm)和玻璃胶(GE Silicone II)密封。中心框的顶盖因实验需要设计为可拆卸。中心框的左右两侧各有一条凹槽分别作为进水井和出水井,体积皆为 2.8 cm³,井壁周围包裹 100 目不锈钢筛网。砂箱中 1~3 号孔为入水孔,12~14 号孔为排水孔。砂箱顶部有 8 个取样孔(4~11 号孔),每个取样孔中各有一根内径 0.30 cm 但长短不一的不锈钢取样针,可达砂箱不同深度取样。砂箱底部有 4 个取样孔(15~18 号孔),实验过程中底部 4 个取样孔,也用于加入甲醇溶液。此外,实验中从底部的 17 号孔接种 KB-1 菌液,18 号和 15 号孔与压力计相连,分别监测砂箱两侧进水井和出水井的水头。

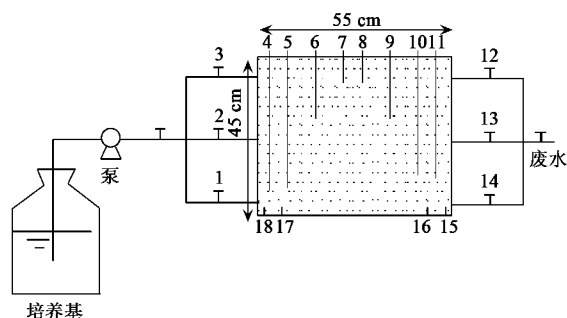


图 1 砂箱示意

Fig. 1 Configuration of the two-dimensional cell

实验砂箱中多孔介质为半透明石英砂,选用 C190 Accusand (20/30 目,美国 Unimin 公司生产)。该石英砂平均粒径(d_{50})为 0.073 cm,均一指数为 1.21,使用前需用 0.25 mol/L HNO₃ 溶液浸泡 24 h,然后用 0.25 mol/L NaOH 溶液浸泡 24 h,再用蒸馏

水漂洗至 pH 值为 7,最后烘干灭菌。将石英砂装入砂箱的过程中,每装入 1~2 cm,都需搅拌压实。砂箱中多孔介质的孔隙率为 33.8% (通过石英砂颗粒密度为 2.65 g/cm³ 以及石英砂容重测量值计算所得),渗透率为 3.56×10^{-5} cm² (通过渗流实验测得)。

1.2 无氧培养基

在 20 L 的玻璃瓶中配制实验使用的无氧培养基。培养基的配方,根据实验条件对 Edwards^[17] 和 Ye^[18] 等的配方做了一些修改,即将硫酸亚铁改为氯化亚铁。玻璃瓶顶部用橡皮塞塞住,将培养基注入砂箱前,需用 80% N₂/20% CO₂ 混合气曝气除氧 60 min,培养基注入砂箱过程中,用 80% N₂/20% CO₂ 混合气始终保持瓶内 3 psi 的顶空压力。培养基由蠕动泵以 15 mL/min 的速度从 1~3 号孔注入砂箱,12~14 号孔排出。砂箱中砂粒孔隙完全被培养基饱和后,停止注入培养基,并关闭砂箱所有 18 个孔口。然后从砂箱底部 4 个取样孔每天加入 500 mg/L 的甲醇溶液 50 mL。500 mg/L 的甲醇溶液在实验中使系统出现明显的生物堵塞。

1.3 接种物

实验中选用的接种物 KB-1 是一种混合菌群,来自于南安大略湖被 TCE 和甲醇污染的含水层土壤^[19,20],其中至少有 7 种产甲烷菌^[20],可以将甲醇转化为甲烷和二氧化碳。本实验用到的 KB-1 由 Dr. Elizabeth Edwards 实验室(加拿大多伦多大学化学工程系)提供。室温条件下,KB-1 在含有 1.2 节所述培养基的 160 mL 血清瓶中培养 2 个月。然后从 17 号口向砂箱注入 KB-1 菌液 62 mL。

1.4 生物量分析

取 1 mL 水样保存在 1.5 mL 的离心管中,在 15 400 r/min 下离心 20 min 后弃置上层溶液,加入 0.7 mL 0.66 mol/L NaOH 溶液,摇匀,在 37℃ 条件下静置 24 h。取 1.0 g 砂样放置在 1.5 mL 的离心管中,加入 1 mL 0.66 mol/L NaOH 溶液,同样在 37℃ 条件下静置 24 h。静置后的样品在 15 400 r/min 下离心 5 min,取 600 μL 上层清液放入新的离心管中,在新离心管中加入 200 μL 2 mol/L HCl 和 200 μL 反应染色剂(Bio-Rad 蛋白分析试剂盒),摇匀,利用紫外分光光度计,在波长 595 nm 下分析样品中所含蛋白数量。标准样品的变化范围为 0~21 μg。假设每个微生物细胞重 10^{-13} g,其中蛋白含量为 55%,可以通过测量蛋白量获得微生物细胞数量。

1.5 生物膜厚度分析

实验砂箱中颗粒表面生物膜厚度分布通过共聚焦激光扫描显微镜 (CLSM) 直接观测. 实验结束后拆开砂箱, 在砂箱不同位置分别采集 1 g 左右的石英砂粒置于 1.5 mL 的离心管并冷藏保存. 用 CLSM 观测前, 从 1.5 mL 离心管中任意取几颗砂粒, 用 0.75% 琼脂糖将其固定在浮游生物计数框上, 然后用核酸染色剂 SYTO17 对砂粒表面的生物细胞染色. 细胞染色后, 用 LSM510 型共聚焦激光扫描显微镜 (德国 Zeiss) 观测样品. 实验中显微镜的物镜参数为倍率 63 及数值孔径 0.9 和倍率 10 及数值孔径 0.25, 两道光源参数分别为 18% 功率的 663 nm Ar⁺ 激光光源和 23% 功率的 488 nm He-Ne 激光光源.

2 结果与分析

2.1 生物量

实验过程中, 分别监测了水中和砂粒表面的生物量. 砂箱中水溶液的悬浮生物量数据是在 KB-1 混合菌接入砂箱后, 每隔 3~5 d 从 12 个取样孔取 2 mL 水样连续监测得到. 砂粒表面的生物量分析是在整个实验结束后, 打开砂箱, 在砂箱不同位置取砂样作分析, 反映的是实验最终时刻砂粒表面的生物量. 通过该实验, 发现实验砂箱水溶液中悬浮微生物量随着时间不断增加 (图 2), 而且底部微生物增长远大于砂箱上部. 如位于砂箱底部的 17 号孔处, 生物量在接种约 120 d 后增加到 1.8×10^8 cell/mL, 位于砂箱下部的 4 号孔处生物量增加到约 1.0×10^7 cell/mL, 而位于砂箱中部的 6 号孔处生物量只增加到约 0.6×10^7 cell/mL. 这一结果和 KB-1 混合菌群接种 90 d 后液相中生物量空间分布 (图 3) 一致. 原

因是 KB-1 混合菌群是从砂箱底部接入的, 而且刺激 KB-1 生长的甲醇溶液也只是从底部 4 个取样孔注入砂箱. 固体颗粒表面的生物量与液相中的生物量具有相似的空间分布特征 (图 4).

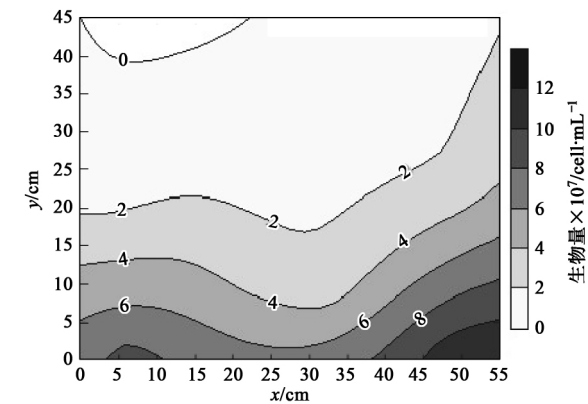


图 3 接种 90 d 后砂箱内水中悬浮生物量空间分布
Fig. 3 Biomass in water in the cell 90 days after inoculation

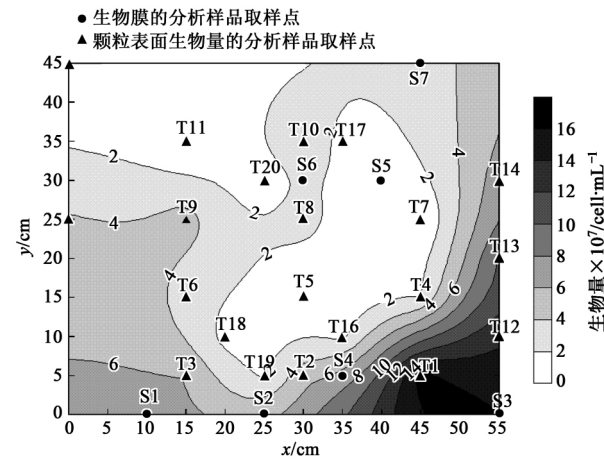
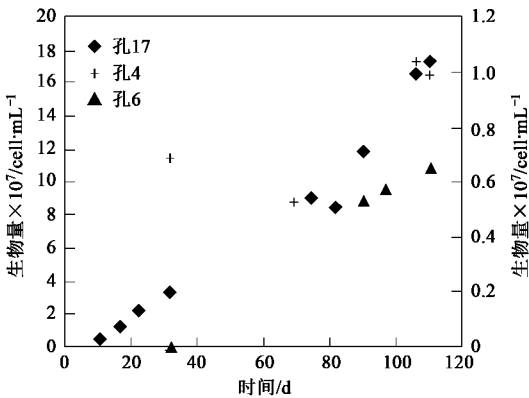


图 4 接种 120 d 后砂箱内颗粒表面生物量空间分布
Fig. 4 Biomass on the sand in the cell 120 days after inoculation



孔 4 与孔 6 生物量采用图右侧纵坐标轴
图 2 实验各阶段不同取样孔水样中生物量
Fig. 2 Biomass in the water at different ports

2.2 生物膜

生物膜的分析样品是在实验结束打开砂箱后, 在砂箱中 7 个位置 S1~S7 (图 4) 采集的. 砂粒表面的生物膜分布如图 5, 红色部分为染色后的生物膜. 中心区为砂粒样品在 CLMS 下沿 z 轴的剖面, 上方为沿 y 轴剖面, 右侧为沿 x 轴剖面, 图中标注的 200 μm [图 5(a)] 和 179 μm [图 5(b)] 为生物膜的最大厚度, 922 μm 为所扫描砂粒的尺寸. 从图 5 中两颗砂粒的 x 轴和 y 轴剖面上的生物膜分布来看, 微生物分布很不均匀. 图 5(a) 取样位置为 S1, 颗粒表面

的生物量大约为 7×10^7 cell/g,生物膜厚度范围为 $2 \sim 200 \mu\text{m}$. 图 5(b) 取样位置为 S6,颗粒表面的生物量大约为 3×10^7 cell/g,生物膜厚度范围为 $0 \sim 179 \mu\text{m}$. 砂粒表面生物膜厚度在砂箱高生物量处比低生物量处稍厚. 所测样品均未形成统一厚度“生物膜”(如表 1). 经数据分析发现,砂粒表面的生物膜厚度变化符合正态分布,表 1 中生物膜均值为其正态分布均值.

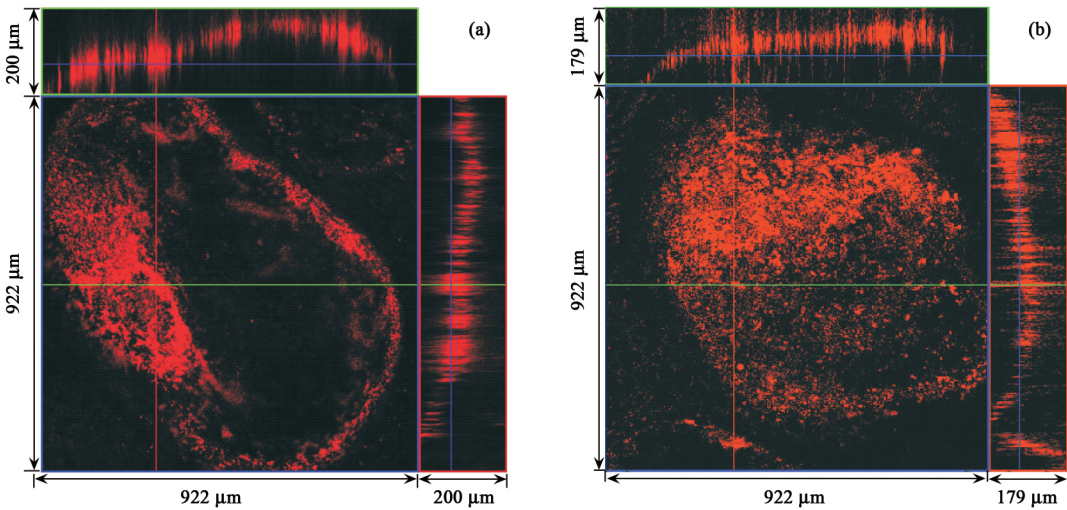


图 5 CLSM 下颗粒表面生物膜分布
Fig. 5 Biomass distribution on the grain of sand

2.3 渗透率

实验砂箱的 15 号和 18 号孔分别和压力计相连监测砂箱出水端与进水端的压力水头,通过出水口测得流量,利用 Darcy 定律计算渗透系数:

$$\frac{Q}{A} = -K \frac{dh}{dx}$$

(1)

式中, Q 为渗流量, A 为实验中砂箱的横截面积, K 为渗透系数, h 为水头.

渗透率与渗透系数的关系为:

$$K = \frac{\rho g k}{\mu}$$

(2)

式中, k 为渗透率, ρ 为实验中液体的密度, g 为重力加速度, μ 为动力黏度. 根据此关系计算出 KB-1 混合菌群未接种前和接种 120 d 后砂箱中多孔介质的渗透系数与渗透率(表 2). 需要说明的是,这种方法得到的是整个实验砂箱中多孔介质的渗透系数和渗透率的平均值. 从表 2 可知,KB-1 接种 120 d 后整个砂箱多孔介质的平均渗透率与渗透系数比实验前降低了约 88%,减小了近一个数量级. 但实际上接种 120 d 后,实验砂箱中不同位置多孔介质的渗透

表 1 实验 120 d 后砂样表面生物膜厚度/ μm

Table 1 Thickness of biofilm on sand 120 days after inoculation/ μm

采样位置	生物膜厚度范围	生物膜均值
S1	2. 23 ~ 200. 51	106. 87
S2	0 ~ 137. 79	66. 67
S3	0 ~ 116. 54	66. 33
S4	4. 24 ~ 287. 79	148. 04
S5	0 ~ 158. 24	79. 29
S6	0 ~ 178. 73	72. 39
S7	0 ~ 125. 21	58. 74

率由于生物量不同而发生了显著差异.

表 2 实验前后砂箱多孔介质的实测渗透率
和渗透系数平均值比较

Table 2 Permeability and hydraulic conductivity
before and after inoculation

渗透率与渗透系数	KB-1 混合菌 群接种前	接种 120 d 后
砂箱渗透率平均值 k/cm^2	3.56×10^{-5}	4.72×10^{-6}
砂箱渗透系数平均值 $K/\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$	34. 89	4. 63

3 模型计算与讨论

通过上述实验,得出了二维砂箱多孔介质平均渗透率在生物膜堵塞影响下减小了约 88.3%. 前人研究多集中于一维柱状实验^[21-24],根据一维实验研究结果提出了很多生物堵塞与渗透率变化之间的模型. 此处将根据本研究二维砂箱实验所获得的相关数据,分别应用 Taylor、Seki、Clement 这 3 种模型计算实验砂箱中饱和多孔介质渗透率的空间分布,讨论其在二维空间上的差异.

3.1 Taylor 模型

Taylor 等^[14]假定颗粒表面的生物膜是等厚的,

认为使用 random cut and rejoin 孔隙模型与 Mualem 渗透率模型推导出的生物膜和渗透率关系式适用范围较广,这也就是本研究所采用的 Taylor 模型. 具体形式如式(3)所示.

$$k_b = \frac{\kappa n_b^{1/2} \beta^2 L_f^2}{8} \left(\frac{L_f}{R} \right)^{2\lambda} \cdot \left[I_3 \left(\frac{R}{L_f} - 1, \lambda \right) - I_3 \left(\frac{r_{0b}}{L_f}, \lambda \right) \right]^2 \quad (3)$$

其中:

$$\beta = \lambda n_0 \left[1 - \left(\frac{r_0}{R} \right)^\lambda \right]^{-1} \quad (4)$$

$$I_3(u, \lambda) = \int_0^u \frac{x^3}{(1+x)^{3-\lambda}} dx \quad (5)$$

式中, k_b 为生物膜影响下的渗透率, κ 为无量纲常数, n_0 、 n_b 分别为生物膜未形成时与生物膜影响下多孔介质的孔隙率, L_f 为生物膜厚度, r_0 、 R 分别为孔隙的最小半径和最大半径, r_{0b} 为生物膜影响下孔隙的最小半径, λ 为孔隙大小分布指数, 用于衡量孔隙大小均一程度. 为方便计算引入函数 $I_3(u, \lambda)$, 式(5)中的 x 为自变量.

本研究应用该模型,对砂箱中 S1 ~ S7 这 7 个取样点处的渗透率进行计算. 根据实验,计算中取 λ 为 2, κ 为 4.73, 各个取样点处砂粒表面生物膜平均厚度见表 1. 表 3 中 k_b 为接种 120 d 后 Taylor 模型渗透率预测值, k_0 为介质初始渗透率. 二维砂箱介质渗透率减小了约 2 ~ 5 个数量级. 图 6 为 Taylor 模型计算的砂箱内介质渗透率空间变化图. 砂箱中渗透率的变化并不相同,砂箱下部,颗粒表面生物量较大区域(如图 4),渗透率较初始值减少 5 个数量级,受生物膜影响显著. 颗粒表面生物量较少的砂箱上部渗透率减少约 2 个数量级. 砂箱中介质渗透率由于微生物生长的空间不均一性而出现显著的空间差异. 根据 Taylor 模型,接种 120 d 后介质渗透率在砂箱内经 Kriging 插值后的算术平均值为 1.63×10^{-7}

表 3 Taylor 模型 k_b 以及 k_b/k_0 预测值

Table 3 Predictive value of k_b and k_b/k_0 by Taylor's model

采样点	$k_b^{1)}/\text{cm}^2$	$k_b/k_0^{2)}$
S1	1.65×10^{-8}	4.63×10^{-4}
S2	2.70×10^{-7}	7.58×10^{-3}
S3	2.76×10^{-7}	7.75×10^{-3}
S4	3.17×10^{-10}	8.90×10^{-3}
S5	1.21×10^{-7}	3.40×10^{-3}
S6	1.89×10^{-7}	5.31×10^{-3}
S7	4.36×10^{-7}	1.22×10^{-2}

1) 生物膜影响下的渗透率; 2) 生物膜影响下的渗透率与初始渗透率比值

cm^2 , 和砂箱实测初始渗透率相比, 仅为初始值的 5.0×10^{-3} .

与实验结果相比, Taylor 模型算出的 k_b/k_0 偏小, 这一方面是因为 Taylor 模型是基于一维实验结果推导的, 另外也和该模型假设连续等厚的生物膜有关, 实际上微生物在颗粒表面的分布是不连续、不均一的.

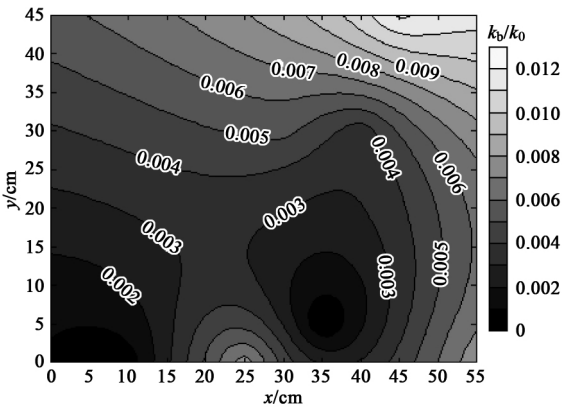


图 6 Taylor 模型预测 k_b/k_0 的空间分布

Fig. 6 Predictive value of k_b/k_0 by Taylor's model

3.2 Seki 模型

Seki 模型^[15]认为在土壤颗粒表面微生物以菌落形式存在, 并假设颗粒表面有一层等厚的菌落包络空间, 厚度为 L_b . L_b 为土壤颗粒上最大菌落的厚度, 与菌落的形状无关. 实际菌落在所谓的菌落包络空间所占百分比, Seki 模型中用参数 β 表示. $0 < \beta < 1$, 即当 β 远小于 1 时, 颗粒表面微生物以离散的菌落形式存在; 当 β 接近于 1 时, 颗粒表面则接近于形成了一层等厚的生物膜.

$$\frac{k_b}{k_0} = \left[1 - \left\{ \left(\frac{\alpha n_0}{\beta(1-n_0)} + 1 \right)^{1/3} - 1 \right\} \left\{ \left(\frac{\tau}{1-n_0} \right)^{1/3} - 1 \right\}^{-1} \right]^3 \quad (6)$$

式中, k_0 、 k_b 分别为初始渗透率和生物膜影响下的渗透率, n_0 为多孔介质初始孔隙度, α 为单位初始孔隙中微生物体积所占的比例, β 为实际菌落在菌落包络空间所占百分比, τ 多孔介质的形状因子. α 、 β 难以准确获得, Seki 等^[15]提到其比值与菌落的最大厚度 L_b 相关, 如式(7):

$$\frac{\alpha}{\beta} = \frac{n_0}{1-n_0} \left\{ \left(1 + \frac{2L_b}{S} \right)^3 - 1 \right\}^{-1} \quad (7)$$

式中, L_b 为菌落的最大厚度, S 为多孔介质颗粒的特征长度. 将式(7)代入式(6), 可得:

$$\frac{k_b}{k_0} = \left[1 - \frac{2L_b}{S} \left\{ \left(\frac{\tau}{1 - n_0} \right)^{\frac{1}{3}} - 1 \right\}^{-1} \right]^3 \quad (8)$$

根据实验条件 n_0 为 0.34, S 为 0.073 cm, τ 为 1. k_b/k_0 计算结果见表 4, 结果均为负值, 没有物理意义. 说明 Seki 模型不适用于本研究了的实验结果. 分析 Seki 模型发现, 在模型推导过程中假定介质孔隙孔喉处堵塞造成渗透率降低. 这种假设下, 很少的生物量会导致渗透率的显著降低. 该模型适用于生物量少菌落厚度小的情况下, 如文献[15]中涉及到的最大菌落厚度 L_b 范围为 0 ~ 80 μm , 远小于本实验测得的 L_b : 116.54 ~ 287.79 μm (表 4). 因此, Seki 模型不能用于多孔介质中生物量多菌落大厚度条件下的渗透率估计.

表 4 Seki 模型 k_b/k_0 预测值

Table 4 Predictive value of k_b/k_0 by Seki's model

采样点	$L_b/\mu\text{m}$	k_b/k_0
S1	200.51	-860.42
S2	137.79	-581.24
S3	116.54	-502.56
S4	287.79	-506.13
S5	158.24	-664.32
S6	178.73	-755.16
S7	125.21	-533.73

3.3 Clement 模型

实际上, 微生物的生长模式更接近于生物膜与菌落模型的混合^[25]. 在使用 Taylor 模型与 Seki 模型时, 砂样的生物膜厚度或菌落厚度是必须的分析数据, 而这种数据往往较难获得. Clement 模型没有对微生物生长模式进行假设, 不需要具体颗粒表面生物膜生长的厚度, 它使用的是颗粒表面生物量数据, 该数据比生物膜厚度更易获得.

Clement 模型如式(9)所示, 预测因微生物积聚引起的渗透率的变化:

$$\frac{k_b}{k_0} = \left(1 - \frac{n_f}{n_0} \right)^{19/6} \quad (9)$$

式中, k_0 和 k_b 分别为原始渗透率和微生物影响下多孔介质的渗透率, n_0 为原始孔隙率; n_f 为固体颗粒表面的微生物所占的体积分数, 可根据式(10)求得:

$$n_f = \frac{X_f \rho_k}{\rho_f} \quad (10)$$

式中, X_f 为每单位重量含水层颗粒上微生物细胞的干重; ρ_k 为含水层颗粒密度, 为 2.65 g/cm^3 ; ρ_f 为固体颗粒上微生物的密度, 为 0.19 g/cm^3 (假设每个微生物细胞皆为球形, 直径为 10^{-4} cm).

接种 120 d 后, 打开砂箱, 在 20 个不同位置 (图 4 中 T1 ~ T20) 取砂样分析了颗粒表面附着的生物量. 20 个采样点处渗透率为初始渗透率的 0.03 ~ 0.98 (表 5). 图 7 为 Clement 模型计算出的 k_b/k_0 在砂箱内的分布图. 参照图 4 和表 5 可知, 砂箱下部颗粒表面生物量较大区域 T1 处, 渗透率较初始值减少近 2 个数量级, 生物堵塞影响显著. 颗粒表面生物量较少的砂箱上部 T7 与 T11 处, 渗透率减少约 2%, 生物堵塞影响很小. 整个砂箱中多孔介质渗透率变化差异显著. 根据 Clement 模型, 接种 120 d 后介质渗透率在砂箱内经 Kriging 插值后的算术平均值为 $2.15 \times 10^{-5} \text{ cm}^2$, 减小为砂箱实测初始渗透率的 60%.

表 5 Clement 模型 k_b/k_0 预测值

Table 5 Predictive value of k_b/k_0 by Clement's model

采样点	X_f	k_b/k_0
T1	0.016 6	0.03
T2	0.005 3	0.46
T3	0.005 9	0.41
T4	0.002 0	0.76
T5	0.001 2	0.85
T6	0.003 4	0.62
T7	0.000 1	0.98
T8	0.002 7	0.69
T9	0.004 8	0.51
T10	0.003 8	0.58
T11	0.000 1	0.98
T12	0.013 4	0.08
T13	0.010	0.18
T14	0.007 0	0.34
T15	0.004 1	0.56
T16	0.001 6	0.81
T17	0.001 3	0.84
T18	0.001 4	0.83
T19	0.001 8	0.79
T20	0.000 9	0.89

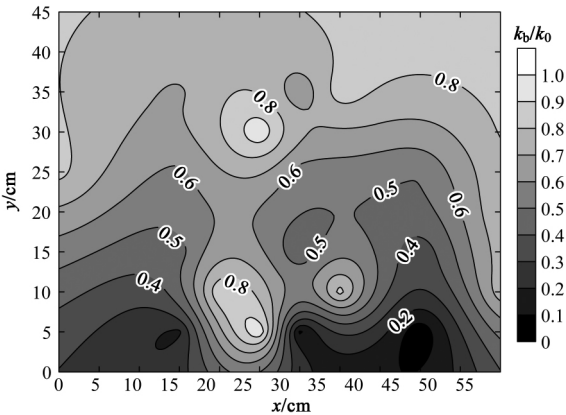


图 7 Clement 模型预测 k_b/k_0 的空间分布

Fig.7 Predictive value of k_b/k_0 by Clement's model

Clement 模型算出的 k_b/k_0 涵盖了渗流实验测得的结果,均值也与实测结果比较接近,并且,该模型所需的生物量数据容易获得,更适合于实际应用。

上述 3 种模型都存在不足。首先这 3 种模型都假定只有固体颗粒表面的微生物才会对多孔介质孔隙率和渗透性产生影响,忽略了水中悬浮微生物对渗透率的影响。此外 3 种模型都假定固体颗粒表面附着的微生物无渗透性。但实际上,微生物所占据的体积中有高达 50% 的空隙,这些空隙中存在对流^[26]。

4 结论

(1) 二维饱和多孔介质中生物量的空间分布不均匀,颗粒表面微生物的分布也不均匀,并非以均一厚度的生物膜形式存在。

(2) 渗流实验表明,生物膜影响下的二维饱和多孔介质的平均渗透率为初始渗透率的 12%。二维条件下生物堵塞对多孔介质的渗透性有明显影响,但和前人一维条件下的研究结果比起来,渗透率的变化要小得多。

(3) 二维多孔介质且营养源充足条件下预测生物膜对渗透率的影响, Seki 模型不适用, Taylor 模型计算的 k_b 值偏小, Clement 模型计算的 k_b 值涵盖了实验结果。

(4) Taylor 模型需要生物膜厚度数据,这种数据难以获取,使得模型的实际应用受限制。Clement 模型所需的生物量数据容易获得,因此该模型更适用于实际应用。

(5) 3 种模型都忽略了水中悬浮微生物对渗透率的影响,都假定固体颗粒表面附着的微生物无渗透性。将来有必要研究和提出考虑上述机制的新模型。

参考文献:

- [1] 宋玉芳,宋雪英,张薇. 污染土壤生物修复中存在问题的探讨[J]. 环境科学, 2004, **25**(2): 129-133.
- [2] 邢维芹,骆永明,李立平. 影响土壤中 PAHs 降解的环境因素及促进降解的措施[J]. 土壤通报, 2007, **38**(1): 173-178.
- [3] Pathak H, Kantharia D, Malpani A, *et al.* Naphthalene degradation by *Pseudomonas* sp. HOB1: *In vitro* studies and assessment of naphthalene degradation efficiency in simulated microcosms[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, **166**(2-3): 1466-1473.
- [4] 张宏波,林爱军,林爽,等. 茈萜高效降解菌的分离鉴定及其降解特性研究[J]. 环境科学, 2010, **31**(1): 243-248.
- [5] Brovelli A, Malaguerra F, Barry D A. Bioclogging in porous media: Model development and sensitivity to initial conditions [J]. Environmental Modeling and Software, 2009, **24**(5): 611-626.
- [6] Baveye P, Vandevivere P, Hoyle B L, *et al.* Environment impact and mechanisms of the biological clogging of saturated soils and aquifer materials[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 1998, **28**(2): 123-191.
- [7] Taylor S W, Jaffe P R. Biofilm growth and the related changes in the physical-properties of a porous-medium. 1. experimental investigation[J]. Water Resources Research, 1990, **26**(9): 2153-2159.
- [8] Vandevivere P, Baveye P. Saturated hydraulic conductivity reduction caused by aerobic-bacteria in sand columns [J]. Soil Science Society of America Journal, 1992, **56**(1): 1-13.
- [9] Vandevivere P, Baveye P. Relationship between transport of bacteria and their clogging efficiency in sand columns [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1992, **58**(8): 2523-2530.
- [10] Chun J A, Cooke R A, Eneart J W, *et al.* Estimation of flow and transport parameters for woodchip-based bioreactors: I. laboratory-scale bioreactor [J]. Biosystems Engineering, 2009, **104**(3): 384-395.
- [11] 于涛,吴振斌,徐栋,等. 潜流型人工湿地堵塞机制及其模型化[J]. 环境科学与技术, 2006, **29**(6): 74-77.
- [12] Chapwanya M, Stockie J M, Liu W. A model for reactive porous transport during re-wetting of hardened concrete[J]. Journal of Engineering Mathematics, 2009, **65**(1): 53-73.
- [13] Da Silva M L B, Ruiz-Aguilar G M L, Alvarez P J J. Enhanced anaerobic biodegradation of BTEX-ethanol mixtures in aquifer columns amended with sulfate, chelated ferric iron or nitrate[J]. Biodegradation, 2005, **16**(2): 105-114.
- [14] Taylor S W, Milly P C D, Jaffe P R. Biofilm growth and the related changes in the physical-properties of a porous-medium. 2. Permeability[J]. Water Resource Research, 1990, **26**(9): 2161-2169.
- [15] Seki K, Miyazaki T. A mathematical model for biological clogging of uniform porous media [J]. Water Resources Research, 2001, **37**(12): 2995-2999.
- [16] Clement T P, Hooker B S, Skeen R S. Macroscopic models for predicting changes in saturated porous media properties caused by microbial growth[J]. Ground Water, 1996, **34**(5): 934-942.
- [17] Edwards E A, Grbicgalic D. Anaerobic degradation of toluene and o-xylene by a methanogenic consortium [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1994, **60**(1): 313-322.
- [18] Ye S J, Sleep B E, Chien C. The impact of methanogenesis on flow and transport in coarse sand [J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2009, **103**(1-2): 48-57.
- [19] Major D. Intrinsic dechlorination of trichloroethene to ethene in a bedrock aquifer[M]. Columbus: Battelle Press, 1995. 197-203.
- [20] Duhamel M A. Community structure and dynamics of anaerobic chlorinated ethene-degrading enrichment cultures [D]. Toronto: University of Toronto, 2005.
- [21] Seifert D, Engesgaard P. Use of tracer tests to investigate

- changes in flow and transport properties due to bioclogging of porous media[J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2007, **93**(1-4): 58-71.
- [22] Singhal N, Islam J. One-dimensional model for biogeochemical interactions and permeability reduction in soils during leachate permeation[J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2008, **96**(1-4): 32-47.
- [23] VanGulck J F, Rowe R K. Parameter estimation for modeling clogging of granular medium permeated with leachate [J]. Canadian Geotechnical Journal, 2008, **45**(6): 812-823.
- [24] Rowe R K, Babcock D. Modeling the clogging of coarse gravel and tire shreds in column tests [J]. Canadian Geotechnical Journal, 2007, **44**(11): 1273-1285.
- [25] Rittmann B E. The significance of biofilms in porous-media[J]. Water Resources Research, 1993, **29**(7): 2195-2202.
- [26] De Beer D, Schramm A. Micro-environments and mass transfer phenomena in biofilms studied with microsensors [J]. Water Science and Technology, 1999, **39**(7): 173-178.