

微生物在土壤中迁移物化参数的确定

张瑞玲, 隋红, 李洪, 李鑫钢*

(天津大学化工学院精馏技术国家工程研究中心, 天津 300072)

摘要:以甲基叔丁基醚高效降解菌 *Chryseobacterium* sp. A-3 为研究对象, 对污染场地生物修复中微生物在土壤中的重要相关物化参数做了详细的描述和实验研究, 包括土壤物性参数以及微生物在土壤中的吸附等温参数、吸附动力学、有效扩散系数和生长项系数。结果表明, 微生物在土壤中的吸附等温线可与 Freundlich 方程很好地拟合, 相关性达到 99.5%, 指数常数为 1.1, 该指数常数在统计上与 1 差别不大, 因此可以用线性方程来描述平衡吸附过程。实验测得该菌在砂质壤土中的平衡吸附系数为 0.98 mL/g。滞膜理论能够预测土壤中微生物的动力学吸附行为, 同时也说明吸附过程是可逆的, 得到土壤中微生物吸附的动力学参数, 即可逆吸附常数为 0.004 s^{-1} , 可逆解吸常数为 0.002 s^{-1} 。膜池理论与分形理论分析得到微生物在土壤中的扩散系数为 $3.66 \times 10^{-6}\text{ cm}^2/\text{s}$, 有效扩散系数为 $5.18 \times 10^{-7}\text{ cm}^2/\text{s}$ 。通过对微生物降解甲基叔丁基醚过程进行拟合得到微生物的最大比增长速率为 0.01 h^{-1} , 基质半饱和常数为 134 mg/L 以及细胞得率为 0.33。本研究所提出的微生物在土壤中物化参数的确定方法可普遍应用于实验室和现场的微生物迁移研究中。这些参数对后续微生物迁移模型的建立与研究有着重要意义。

关键词:微生物; 迁移; 污染土壤; 吸附参数; 有效扩散系数; 生长项系数

中图分类号: X53 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)03-0901-07

Determination the Parameters of Bacteria Transport in Soil

ZHANG Rui-ling, SUI Hong, LI Hong, LI Xin-gang

(National Engineering Research Center for Distillation Technology, School of Chemical Engineering and Technology, Tianjin University Tianjin 300072, China)

Abstract: The tested bacterial in this study is the efficient degrading bacteria *Chryseobacterium* sp. A-3 to methyl tert-butyl ether (MTBE). The bacterial transport parameters during the process of soil bioremediation were described and determined, which included the properties of soils, adsorption isothermal parameters, adsorption dynamics, effective diffusion coefficient and growth coefficients of bacterial. The results showed, compared with other adsorption isotherms, experimental data are correlated reasonably well by Freundlich isotherm models with correlation coefficient of 99.5%. The exponential coefficient is 1.1, which is close to 1. So linear isotherm model can be used to describe the adsorption isothermal process of bacterial in soil. The adsorption constant of *Chryseobacterium* sp. A-3 value is 0.98 mL/g. The bacteria adsorption dynamics can be well forecasted by the stagnant film theory, which showed the adsorption process is reversible. The microbial reversible attachment rate coefficient is 0.004 s^{-1} , and the microbial reversible detachment rate coefficient is 0.002 s^{-1} . Based on the membrane cell and fractal dimension model, the diffusion coefficient $3.66 \times 10^{-6}\text{ cm}^2/\text{s}$ and effective diffusion coefficient $5.18 \times 10^{-7}\text{ cm}^2/\text{s}$ can be obtained. Simulation of biodegradation process was carried out. The results showed the maximum bacterial growth rate is 0.01 h^{-1} , the half saturated constant of MTBE is 134 mg/L as well as the biology rate is 0.33. The proposed of determine methods of bacterial transport parameters can be widely used in laboratory and field studies of microbial migration during soil. These parameters are great significance for the model establishment and study of bacteria transport in soil.

Key words: bacteria; transport; polluted soil; adsorption constant; effective diffusion coefficient; growth coefficient

原位生物修复中向污染地投入有效降解微生物时, 从投入点到污染处的微生物迁移过程是决定治理方案是否成功的最关键因素^[1]。掌握了微生物在土壤地下水环境中的迁移规律对制定地下水的生物治理工程尤显必要^[2], 对分析计算注入微生物在污染场地中的浓度分布、微生物作用有效范围、污染物去除效率等有重要的理论意义与实际意义。

生物修复中微生物迁移规律的研究, 理论模型尚不完善, 对该过程的机制仍未形成完整和清晰的认识^[3]。这些方面仍需要做大量基础研究工作。通过实验方法和数学方法确定微生物迁移过程中涉及

到的吸附、扩散、生物降解等过程中的物化参数是研究微生物在土壤中的运移能力及规律的基础。

甲基叔丁基醚 (methyl tert-butyl ether, MTBE) 作为一种汽油添加剂, 广泛应用到汽油当中, 其对土壤地下水环境造成的危害已引起人们的高度重视^[4,5]。生物修复是一种 MTBE 有效去除的环境治

收稿日期: 2010-03-30; 修订日期: 2010-08-15

基金项目: 国家高技术研究发展计划 (863) 项目 (2009AA063102); 国家自然科学基金项目 (50708064)

作者简介: 张瑞玲 (1979 ~), 女, 博士后, 主要研究方向为土壤地下水生物修复, E-mail: ruilingzhang9@gmail.com

* 通讯联系人, E-mail: lxg@tju.edu.cn

理技术.

本研究以分离得到的 MTBE 高效降解菌 *Chryseobacterium* sp. A-3 为对象,采用实验方法和理论分析描述微生物迁移过程的主要参数. 这些参数对后续微生物迁移模型的建立与研究有着重要意义.

1 材料与方法

1.1 供试土壤

土壤取自天津塘沽开发区地表以下 1.2 ~ 1.4 m 深度的土壤,有关土壤物性参数见表 1.

表 1 土壤物性参数

Table 1 Properties of soils used in experiments

土壤类型	砂质壤土
砂粒 (1 ~ 0.05 mm) / %	19
粗粉粒 (0.05 ~ 0.01 mm) / %	21
细粉粒 (0.01 ~ 0.005 mm) / %	10
粗黏粒 (0.005 ~ 0.001 mm) / %	38
细黏粒 (< 0.001 mm) / %	12
土壤平均粒径 / μm	13.2
土壤水力传导系数 / m · s ⁻¹	4.73E-5
土壤渗透率 / m ²	4.83E-11
容重 / g · cm ⁻³	1.48
密度 / g · cm ⁻³	2.727
孔隙率	0.451
有机质 / %	1.175

1.2 供试微生物

微生物采用本课题组筛选到的汽油添加剂甲基叔丁基醚 (MTBE) 高效降解菌 *Chryseobacterium* sp. A-3^[6]. 该菌为长径 1.35 μm,短径 0.50 μm 的杆菌.

1.3 微生物平衡吸附参数的测定

1.3.1 平衡吸附实验方法

液体培养基中富集培养 24 h 后,即菌体处于对数生长期时,8 000 r/min,10 min 离心收集菌体,磷酸缓冲液洗涤,重悬于磷酸缓冲液中. 置于 250 mL 无菌锥形瓶中,配制由低到高,分别为 0.1 × 10⁸、0.5 × 10⁸、1.0 × 10⁸、1.5 × 10⁸、2.5 × 10⁸ CFU/mL 的 5 组不同初始浓度的菌液样品,每组设 3 个平行样. 之后,按一定的土水比 (1:2) 加入灭菌土样,置于恒温摇床中进行振荡 (恒温:20℃,转速 120 r/min). 经充分吸附平衡后,取出锥形瓶,静置 0.5 h,取上清液进行梯度稀释平板计数法对液相中微生物细胞进行计数.

1.3.2 平衡吸附模型

吸附被认为是含有黏粒的土壤去除细菌的重要

方式^[7]. 根据菌液平衡浓度的测定结果和质量衡算,可确定吸附类型. 常见的等温吸附可划分为线性平衡吸附、Freundlich 平衡吸附、Langmiur 平衡吸附、Temkin 平衡吸附等类型^[8].

(1) 线性平衡吸附模型

假如实验测定结果符合线性平衡吸附模型,则数据应符合下式:

$$s = kc \tag{4}$$

式中, s 为微生物的固相浓度, CFU/g; k 为微生物的吸附分配系数, mL/g; c 为微生物的液相浓度, CFU/mL.

由于液相浓度可直接由实验确定,根据质量衡算关系,即可得到固相浓度:

$$s = V(c_0 - c) / M = \xi(c_0 - c) \tag{5}$$

式中, V 为溶液的体积, mL; M 为土壤的质量, g; c_0 为液相微生物的初始浓度, CFU/mL; $\xi = V/M$ 反映液固比的大小, mL/g.

对一系列 s - c 作图,由式 (5) 可确定出分配系数的大小.

(2) Freundlich 平衡吸附模型

Freundlich 等温吸附方程形式如下:

$$s = kc^{1/n} \tag{6}$$

式中, k 、 n 为常数.

通过对数变换,可将 Freundlich 等温吸附方程线性化:

$$\lg s = \lg k + (1/n) \lg c \tag{7}$$

对 $\lg s$ 与 $\lg c$ 作图,若符合线性关系,则可由直线斜率及截距得到吸附参数 k 和 n .

(3) Langmiur 平衡吸附

该吸附类型的表达式为:

$$s = \frac{ks_{\max}c}{1 + kc} \tag{8}$$

式中, k 为常数, mL/g; $s_{\max}$ 为最大吸附容量, CFU/g.

采用线性化变化, Langmiur 等温吸附方程可转化为如下形式:

$$\frac{c}{s} = \frac{1}{ks_{\max}} + \frac{c}{s_{\max}} \tag{9}$$

通过 c/s 与 c 作图,由直线关系可确定吸附参数 $s_{\max}$ 和 k .

(4) Temkin 平衡吸附

Temkin 平衡吸附的基本形式为:

$$s = k \ln c + a \tag{10}$$

由 s 与 $\ln c$ 作图,由直线关系可确定吸附参数 k 和 a .

1.4 微生物吸附动力学研究

1.4.1 吸附动力学实验方法

用间歇法确定吸附平衡时间. 将在富集培养基上生长 24 h 后的菌以 8 000 r/min 离心 10 min 收集菌体,用磷酸缓冲液洗涤 2 次,重悬于磷酸缓冲液中,装入 250 mL 锥形瓶中,制得一定初始浓度的菌液. 之后,按 1:2 的土水比加入灭菌土样,置于恒温摇床中进行振荡(恒温 20℃,转速 150 r/min). 每 10 min 从中取出一次样品,静置 0.5 h,取上清液测定菌体个数. 每个浓度重复 3 次,取平均值. 用浓度比值(c/c_0)与时间做图,可确定达到平衡的时间.

1.4.2 吸附动力学模型

Sim 等^[9]提出了一般情况下等温过程可逆吸附形式:

$$\rho \frac{\partial s}{\partial t} = k_{att} \theta c - k_{det} \rho s \tag{11}$$

公式两边除以 ρ :

$$\frac{\partial s}{\partial t} = k_{att} \frac{\theta}{\rho} c - k_{det} s \tag{12}$$

式中, k_{att} 为可逆吸附常数, s^{-1} , k_{det} 为可逆解吸常数, s^{-1} , ρ 为土壤的容重, g/m^3 , θ 为土壤的孔隙度.

设 $k_1 = k_{att} \frac{\theta}{\rho}$, $k_2 = k_{det}$, 则式(12)变为以下公式:

$$\frac{\partial s}{\partial t} = k_1 c - k_2 s \tag{13}$$

以下采用滞膜理论进一步考虑土壤体系液-固吸附交换为推动力的一级方程形式,其中推动力为液相主体浓度对平衡浓度的偏离程度:

$$\frac{\partial s}{\partial t} = K(c - \frac{s}{k}) \tag{14}$$

式中, K 为传质动力学参数, $mL/(g \cdot s)$; k 为实验确定的分配系数, mL/g .

将实验体系的质量衡算关系式(5)代入上式,可得到:

$$- \frac{V}{M} \frac{dc}{dt} = K(c - \frac{c_0 V}{Mk} + \frac{cV}{Mk}) \tag{15}$$

对该式取定积分:

$$\int_{c_0}^c \frac{dc}{(\frac{M}{V} + \frac{1}{k})c - \frac{c_0}{k}} = \int_0^t -Kdt \tag{16}$$

将 $\xi = V/M$ 代入后,得到:

$$\ln \left| \frac{c}{c_0} - \xi(1 - \frac{c}{c_0})/k \right| = -K(1/\xi + 1/k)t \tag{17}$$

式中, c/c_0 为液相相对浓度.

1.5 微生物有效扩散系数的测定

在低渗透性的饱和土壤微生物修复过程中,扩散是物质迁移的关键过程. 有效扩散系数是描述物质在多孔介质中扩散特征的主要参数,细菌的扩散是指细菌在均质环境中由浓度高的区域向浓度低的区域迁移的过程^[10].

1.5.1 微生物有效扩散系数的测定方法

将斜面菌株接于富集培养基中,振荡培养 24 h,培养液以 6 000 r/min 离心 10 min,收集菌体,用 pH 为 7.0 的 0.02 mol/L 的磷酸缓冲液洗涤 3 次,悬浮菌体于无菌水中,配成一定浓度的菌悬液备用.

膜池自制,装置如图 1 所示. 将土壤用蒸馏水 3 次水洗后压制成圆形土壤膜,直径约 3.5 cm,厚度约 0.1 cm,左右室体积极约 70 cm³. 本实验在 25℃ 进行,膜池经过灭菌处理. 将一定浓度的菌悬液装入灭菌膜池一室,另外一室装入无菌去离子水,通过检测两室不同时刻的微生物浓度,测算出微生物在土壤中的扩散系数.

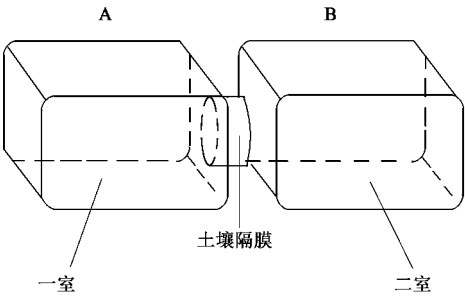


图 1 膜池装置示意

Fig. 1 Schematic view of membrane cell

1.5.2 微生物扩散系数模型

以土壤多孔介质为隔膜材料使用膜池理论测量了微生物在饱和区土壤中的扩散系数. 膜池理论介绍如下.

根据 Fick 定律:

$$J = -D \frac{\partial c}{\partial x} \tag{18}$$

式中, J 为扩散通量(MT/L^2); D 为扩散系数(L^2/T); x 为扩散距离(L).

由于隔膜的体积远小于其相邻溶液的体积,隔膜中的浓度分布基本上是线性的稳态值. 因此假设穿过隔膜的通量迅速达到稳定. 在此似稳态下,穿过隔膜的通量与膜扩散时的相同^[11]:

$$\frac{d}{dt}(c_1 - c_2) = D\beta(c_1 - c_2) \tag{19}$$

式中, c_1, c_2 为膜池两室溶液浓度(M/L^3); β 为与特

定膜池有关的几何常数,表达式为:

$$\beta = \frac{A_{\text{eff}}}{l_{\text{eff}}} \left(\frac{1}{V_1} + \frac{1}{V_2} \right) \quad (20)$$

式中, A_{eff} 为膜的有效扩散面积 (L^2); l_{eff} 为膜的有效厚度 (L); V_1, V_2 为膜池两室体积 (L^3).

将式 (20) 代入到式 (19) 中, 经积分运算, 可得到:

$$D = \frac{1}{\beta t} \ln \left[\frac{c_1^0 - c_2^0}{c_1 - c_2} \right] \quad (21)$$

式中, c_1^0 和 c_2^0 为 $t = 0$ 时刻两池的浓度 (M/L^3).

根据多孔介质理论, 物质在纯水中的扩散系数与多孔介质中有效扩散系数存在如下关系:

$$D_{\text{eff}} = \frac{\theta}{\tau} D \quad (22)$$

式中, θ 为孔隙度; τ 为曲折因子.

1.6 微生物生长项参数的确定

1.6.1 微生物生长项参数测定方法

微生物生长项参数以微生物降解 MTBE 实验进行拟合求解. 降解条件为: 温度 $28 \sim 30^\circ\text{C}$, 摇床转速 150 r/min , 装液量 50 mL , pH 值为 7.0 , 初始菌浓 y 度 45 mg/L , 底物浓度 (即 MTBE 浓度) 50 mg/L . 底物浓度采用气相色谱检测.

1.6.2 微生物生长项模型

土壤中微生物的生长代谢是与污染物的生物降解相互联系的, Monod 动力学模型能够将该过程很好的进行模拟. 假设溶解氧不是限制因素. Monod 方程则可简化为如下形式:

$$\sigma = \frac{\sigma_{\text{max}} c_s}{k_s + c_s} \quad (23)$$

式中, σ 为微生物的比增长速率 (T^{-1}); σ_{max} 为微生物的最大比增长速率 (T^{-1}); c_s 为基质浓度 (M/L^3); k_s 为基质半饱和常数 (M/L^3).

2 结果与讨论

2.1 平衡吸附参数

微生物在土壤中的吸附属于物理化学过程. 微生物细胞表面和多孔介质表面之间存在各种相互化学作用, 主要有静电作用、疏水作用和范德华力. 一般来说, 细胞和颗粒表面的静电作用是排斥的, 因为细胞和颗粒表面都是带负电荷的^[12,13]. 疏水作用和范德华力趋于相互吸引. 当引力超过斥力时, 吸附就会发生.

图 2 为微生物在土壤中按 1.3.2 节方法所述 4

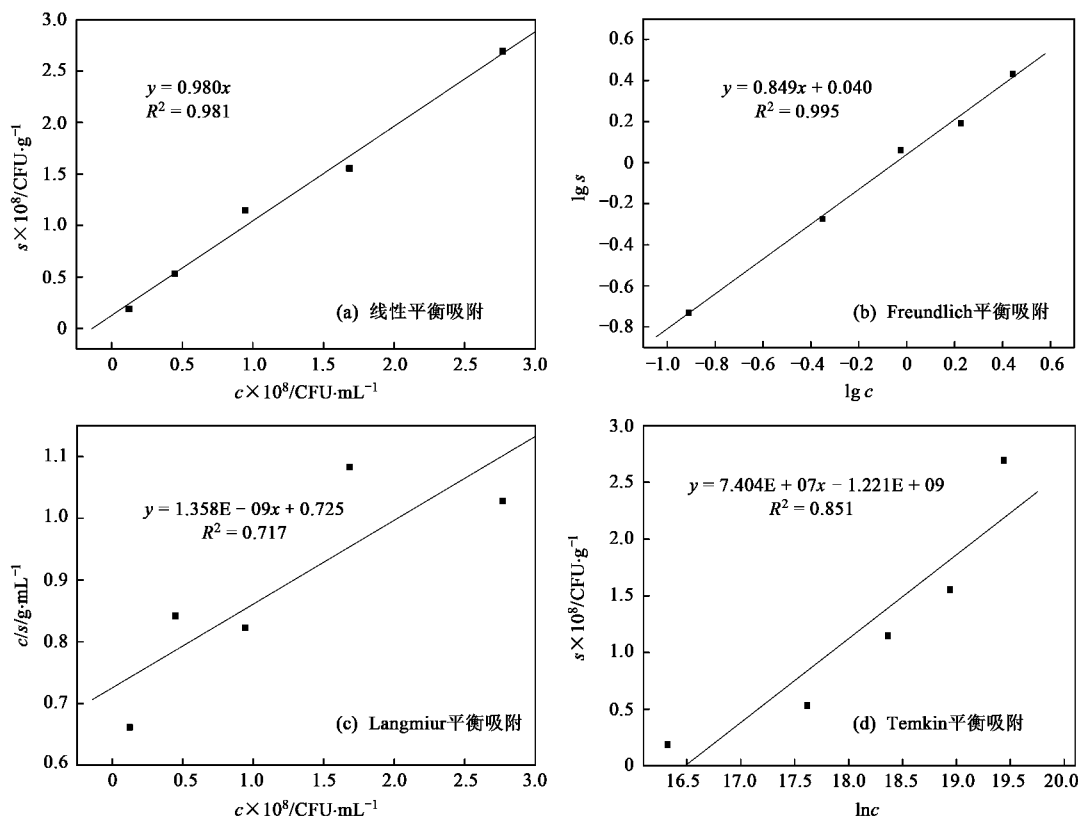


图 2 微生物在土壤中的吸附等温线

Fig. 2 Adsorption isotherm line of bacterial in sand

种平衡吸附类型的回归曲线。由图 2 可以看出, 比较以上 4 个回归模型, 微生物在土壤中的平衡吸附特征比较符合 Freundlich 吸附方程, 相关性达到 99.5%, 该结果与 Huysman 等^[14]和 Burge 等^[15]用不同菌所得的吸附特性结果相同。Freundlich 吸附方程中指数常数 n 为 1.1, 该指数常数在统计上与 1 差别不大, 因此可以用线性方程来描述平衡吸附过程, 因此可以得到微生物 *Chryseobacterium* sp. A-3 在砂质壤土中的平衡吸附系数为 0.98 mL/g。Gannon 等^[16]测得的不同微生物在壤土中的平衡吸附系数变化范围为 0 ~ 45 mL/g 间。Ogram 等^[17]测得的微生物在砂质黏土中的平衡吸附系数为 0 ~ 66 mL/g。Zhao 等^[18]测得病毒在铁质湿润锥形土上的平衡吸附也符合 Freundlich 吸附模型, 其结果表明平衡吸附系数为 0.228 mL/g。关于平衡吸附系数的值在不同的实验中测得的结果产生较大的差异, 分析可能是由于土壤和菌或病毒本身的特性如疏水性、亲水性、电荷等不同而引起。除此之外, 有结果表明测定方法中土水比对于吸附系数的测定也有较大的影响^[19]。菌液量越大, 土壤吸附对菌浓度的影响越小, 吸附结果受菌数误差的影响越大。公式中的土水比 $\xi = V/M$ 项使误差扩大或缩小了 $\xi = V/M$ 倍, V/M 值越大, 吸附系数值受的影响越大。另外在测定时, 如果土水比太小, 则在保证菌和土壤充分混合的条件下, 难以吸收足够的上清液用于计数。因此, 测定细菌吸附系数时, 需要选择合适的土水比, 本实验采用 1:2 作为实验条件。

2.2 吸附动力学研究

按照 1.4.1 节的方法描述, 对微生物在土壤中的吸附平衡时间进行确定。根据吸附随时间的变化情况表明, 土壤对微生物的吸附在 1 h 时基本达到平衡。结果如图 3 所示, 这与 Tan 等^[20]得到的结果基本相似。

对微生物达到吸附平衡之前微生物吸附动力学进行考察。图 4 为微生物在土壤中的吸附动态图。

从图 4 可以看出, $\ln |c/c_0 - \xi(1 - c/c_0)/k|$ 与时间 t 之间存在较好的直线关系, 相关系数达到 91.7%, 采用滞膜理论能够预测土壤中微生物的动力学吸附行为, 同时也说明吸附过程是可逆的。从而得到土壤中微生物吸附的动力学参数, 可逆吸附常数为 0.004 s^{-1} , 可逆解吸常数为 0.002 s^{-1} 。

对于微生物来说, 土壤除了对液相微生物有吸附作用以外, 还存在过滤滞留作用。过滤是指当细菌流经某一空隙时, 由于菌体体积太大而不能穿过该

空隙产生的滞留现象^[21], 被认为是微生物在土壤中的一种不可逆吸附作用。

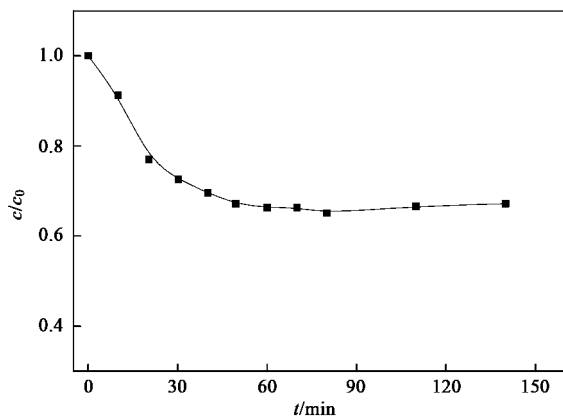


图 3 吸附随时间的变化

Fig. 3 Change of adsorption with time

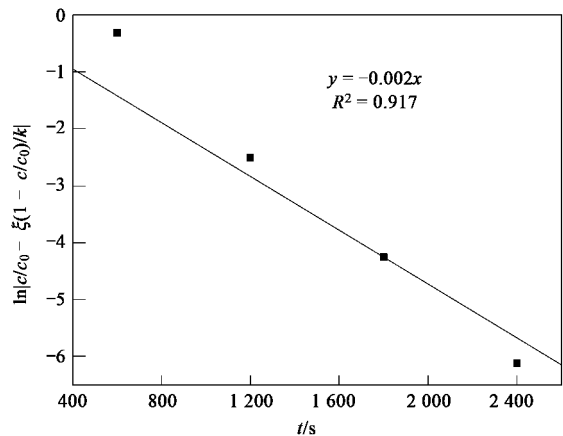


图 4 微生物在土壤中的吸附动态

Fig. 4 Kinetic characteristics of adsorption in soil

2.3 微生物有效扩散系数的测定

隔膜池测量扩散系数时, 扩散面积和膜厚度应为有效扩散面积和有效膜厚度, 并非表观面积与厚度。而这 2 个参数不能准确测量, 因此本实验用已知扩散系数的氯化钾溶液标定获得占用隔膜全部孔隙度的膜池常数。

由于 KCl 在一定温度下的扩散系数为已知的, 可通过测定该土壤膜池条件下 KCl 的扩散系数得到相应的膜池系数, 从而能够在应用该膜池测定菌液扩散系数时进行换算。由于细菌的个体远大于 K^+ 和 Cl^- , 多孔介质中 K^+ 和 Cl^- 能够通过孔隙并并不能全部允许大体积的细菌通过, 因此由 KCl 测得的膜池常数不能直接用于细菌扩散系数的测定, 采用土壤分形理论对膜池常数重新计算, 从而得到微生物所对应的有效膜池系数, 计算出微生物的扩散系

数及有效扩散系数. 详细分析可参见文献[22].

$$D_{\text{bacteria}} = 3.66 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$$

$$D_{\text{bacteria eff}} = 5.18 \times 10^{-7} \text{ cm}^2/\text{s}$$

冯杰等^[23]报道了非能动菌的扩散系数小于能动菌,最多可相差2个数量级,毛细管法测得的9种能动菌扩散系数范围为 $3.2 \times 10^{-7} \sim 6.9 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$. 本实验测得的微生物在饱和土壤中扩散系数为 $3.66 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$.

采用隔膜池方法(似稳态法)和分形方法相结合的手段得到微生物在饱和土壤中的有效扩散系数,为进一步研究微生物在饱和土壤中的运移规律提供基础数据.

2.4 微生物生长项参数拟合

微生物能够在应用环境中存活和旺盛的生长繁殖是工程上应用微生物的前提条件. 微生物以污染物为碳源和能源进行生长繁殖,从而降解环境中污染物的含量,是生物修复土壤和地下水过程的关键部分. 微生物的生长繁殖、衰亡过程与污染物的生物降解过程相耦合.

微生物在土壤中的迁移过程本身是一个非常复杂的过程. 在研究微生物迁移模型时通常会忽略微生物的生长衰亡项. 即使有也仅以简单的一级动力学方程来描述. 本研究采用能够较好描述微生物与污染物关系的复杂的 Monod 方程来描述微生物在土壤中迁移过程的生长,以期对该过程进行更为合理的描述. Monod 参数用非线性最小二乘法拟合得到,拟合结果见图5.

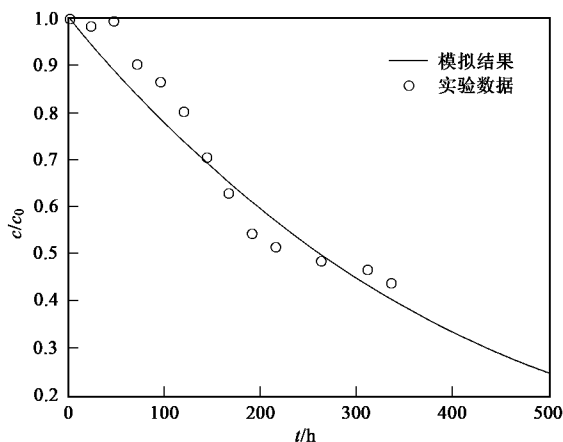


图5 MTBE 降解实验数据与 Monod 模型拟合结果

Fig.5 Experimental data and simulation results of MTBE degradation

根据图5 MTBE 降解实验数据与 Monod 模型拟合可以得到微生物的最大比增长速率 $\sigma_{\max}$ 为 0.01 h^{-1} ;基质的半饱和常数 k_s 为 134 mg/L .

细胞得率为初始微生物量和实验结束后微生物量之差与所消耗基质的比率. 因为确定生物参数的整个实验过程比较短,可以假定在确定生物参数的整个实验过程处于生长阶段,还没有开始衰减,因此设生物衰减系数为0. 则细胞得率 Y 可由式(24)得到^[24]:

$$Y = \Delta c / \Delta c_s \quad (24)$$

式中, Δc 为实验开始和结束时微生物量之差; Δc_s 为所消耗的基质量.

根据实验数据可以得到微生物的细胞得率 Y 为0.33. 据报道^[25~28], MTBE 高效降解菌 *Rubrivivax gelatinosus* PM1 在降解 MTBE 过程中的细胞得率仅为0.18, *β -Proteobacteria*. UC1 的细胞得率为0.098, *Hydrogenophaga flava* ENV735 的细胞得率为0.4, *M. austroafricanum* IFP2012 的细胞得率为0.44. 可见,在目前的 MTBE 微生物降解研究中,降解的生物质得率低是一普遍问题. 这可能是 MTBE 的降解消耗了大量的能量所致,使得微生物的生长不能获得足够的能量支持.

3 结论

(1) Freundlich 吸附方程可以更好地描述微生物在土壤中的吸附行为,指数常数为1.1,该指数常数在统计上与1差别不大,因此可以用线性方程来描述平衡吸附过程. 实验得到微生物在砂质壤土中的平衡吸附参数为 0.98 mL/g . 土壤对微生物的吸附在1h时基本达到平衡,土壤中微生物吸附的动力学参数中可逆吸附常数为 0.004 s^{-1} ,可逆解吸常数为 0.002 s^{-1} .

(2) 采用隔膜池方法(似稳态法)和分形方法相结合的手段得到微生物在饱和土壤中的有效扩散系数为 $3.66 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$,有效扩散系数为 $5.18 \times 10^{-7} \text{ cm}^2/\text{s}$.

(3) 利用微生物对污染物质的降解利用,关于微生物在土壤中迁移所涉及的生长项参数也可以被模拟计算出. 微生物的最大比增长速率 $\sigma_{\max}$ 为 0.01 h^{-1} ;基质的半饱和常数 k_s 为 134 mg/L . 微生物的细胞得率 Y 为0.33.

(4) 本研究所提出的微生物在土壤中物化参数的确定方法具有重要意义,可普遍应用于实验室和现场的微生物迁移研究过程中. 这些参数对后续微生物迁移模型的建立与研究有重要意义.

参考文献:

[1] 张甲耀,宋碧玉,译. 环境微生物学[M]. 北京:科学出版

- 社,2004.
- [2] Sandra J,Harry V,Erwin K. On the role of metabolic activity on the transport und deposition of *Pseudomonas fluorescens* in saturated porous media [J]. Water Research,2010,**44**(4):1288-1296.
- [3] Bekhita H M,Mohamed A E,Ahmed E H. Contaminant transport in groundwater in the presence of colloids and bacteria: Model development and verification [J]. Journal of Contaminant Hydrology,2009,**108**(9):152-167.
- [4] Deeb R A, Scow K M, Alvarez C L. Aerobic MTBE biodegradation: an examination of past studies,current challenges and future research directions [J]. Biodegradation,2000,**11**(2-3):171-186.
- [5] Volpea A,Moroa G D,Rossettib S,*et al.* Enhanced bioremediation of methyl *tert*-butyl ether (MTBE) by microbial consortia obtained from contaminated aquifer material [J]. Chemosphere, 2009,**75**(2):149-155.
- [6] Zhang R L,Huang G Q,Jiang B,*et al.* Degradation of MTBE and TBA by a new culture obtained from MTBE-contaminated soil [J]. Journal of Environmental Sciences,2007,**19**(8):1120-1124.
- [7] 郭笃发,姜爱霞. 微生物在土壤中的迁移及其影响机制[J]. 土壤通报,1998,**29**(4):188-190.
- [8] 李国希,译. 吸附科学[M]. 北京:化学工业出版社,2006.
- [9] Sim Y. Virus transport in unsaturated porous media [J]. Water Resources Research,2000,**36**(1):173-179.
- [10] Segel L A, Chet I, Henis Y. A simple quantitative assay for bacterial motility [J]. Journal of General Microbiology,1977,**98**(2):329-337.
- [11] 王宇新,姜忠义,译. 扩散流体系统中的传质[M]. (第二版). 北京:化学工业出版社,2002.
- [12] 周德庆. 微生物学教程[M]. 北京:高等教育出版社,2002.
- [13] 黄昌勇. 土壤学[M]. 北京:中国农业出版社,2000.
- [14] Huysman F,Verstraete W. Effect of cell surface characteristics on the adhesion of bacteria to soil particles [J]. Biology and Fertility of Soils,1993,**16**(6):21-26.
- [15] Burge W D, Enkiri N K. Virus adsorption by five soils [J]. Journal of Environmental Quality,1978,**7**(1):73-76.
- [16] Gannon J,Tan Y H,Baveye P,*et al.* Effect of sodium chloride on transport of bacteria in a saturated aquifer material [J]. Applied and Environmental Microbiology,1991,**57**(9):2497-2501.
- [17] Ogram A V, Jessup P, Ou L T, *et al.* Effects of sorption on biological degradation rates of (2,4-dichlorophenoxy) acetic acid in soils [J]. Applied and Environmental Microbiology,1985,**49**(2):582-587.
- [18] Zhao B Z, Zhang H, Zhang J B, *et al.* Virus adsorption and inactivation in soil as influenced by autochthonous microorganisms and water content [J]. Soil Biology & Biochemistry,2008,**40**(3):649-659.
- [19] 李桂花. 大肠杆菌和沙雷菌在砂土和砂质壤土中的迁移特性 [D]. 北京:中国农业大学,2002.
- [20] Tan Y,Gannon J T,Baveye P. Transport of bacteria in an aquifer sand: Experiments and model simulations [J]. Water Resources Research,1994,**30**(12):3243-3252.
- [21] Bradford S A, Simunek J, Bettahar M, *et al.* Modeling colloid attachment, straining and exclusion in saturated porous media [J]. Environmental Science & Technology,2003,**37**(10):2242-2250.
- [22] 王卓先,黄国强,张瑞玲. 应用隔膜池及分形理论测算细菌在土壤中的有效扩散系数 [J]. 化工学报,2007,**8**(11):2906-2910.
- [23] 冯杰,张佳宝,朱安宁. 论分形几何在土壤大孔隙研究中的应用 [J]. 灌溉排水学报,2000,**22**(5):6-9.
- [24] Schirmer M,Bulter B J, Roy J W, *et al.* A relative-least-squares technique to determine unique Monod kinetic parameters of BTEX compounds using batch experiments [J]. Journal of Contaminant Hydrology,1999,**37**(1-2):69-86.
- [25] Hanson J R,Ackerman C E,Scow K M. Biodegradation of methyl *tert*-butyl ether by a bacterial pure culture [J]. Applied and Environmental Microbiology,1999,**65**(11):4788-4792.
- [26] Pruden A,Suidan M. Effect of benzene, toluene, ethylbenzene and *p*-xylene (BTEX) mixture on biodegradation of methyl *tert*-butyl ether (MTBE) and *tert*-butyl alcohol by pure culture UCI [J]. Biodegradation,2004,**15**(4):213-227.
- [27] Hatzinger P B, McClay K, Vainberg S, *et al.* Biodegradation of methyl *tert*-butyl ether by a pure bacterial culture [J]. Applied and Environmental Microbiology,2001,**67**(12):5601-5607.
- [28] François A, Mathis H, Godeefroy D, *et al.* Biodegradation of methyl *tert*-butyl ether and other fuel oxygenates by a new strain, *Mycobacterium austroafricanum* IFP 2102 [J]. Applied and Environmental Microbiology,2002,**68**(6):2754-2762.