

河流渗滤系统中 BTEX 的吸附行为实验模拟研究

马 燕, 李志萍, 梁 珂, 刘明珠

(华北水利水电学院 资源与环境学院, 郑州 450011)

摘要:河流渗滤是一种自然净化过程,污染河水通过该过程在河流沉积层中发生物理、化学和生物作用,使得污染物浓度降低,入渗河水水质得到净化。为了研究 BTEX 污染河水通过河流渗滤系统时的吸附行为,进行了静态吸附模拟实验。结果表明 BTEX 4 种组分在 3 种河流沉积物样品中的吸附平衡均可以在 48 h 内完成。通过比较 BTEX 在 3 种不同河流沉积物样品中的吸附动力学曲线,可以发现 BTEX 在粉土中吸附速率最大,细砂中次之,粗砂中最小。BTEX 在粉土和细砂中的吸附等温线符合 Henry 等温吸附方程,而在粗砂中符合 Langmuir 等温吸附方程。3 种土壤中粉土和细砂具有较大的吸附容量,而粗砂吸附容量相对较小;粉土和细砂对苯的吸附能力最强,甲苯次之,乙苯和间二甲苯相对较小。从阻滞因子的计算结果来看,黄河花园口区采集的河流沉积物样品对 BTEX 各组分的迁移均具有较强的阻滞作用,在较高浓度范围内,河流渗滤系统能够通过吸附作用有效阻滞 BTEX 污染物,降低其对地下水的危害。

关键词:河流渗滤系统; BTEX; 吸附行为; 实验模拟

中图分类号:X523 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2012)06-1203-06

Experimental Simulation Study of Adsorption of BTEX in the River Filtration System

MA Yan, LI Zhi-ping, LIANG Ke, LIU Ming-zhu

(1.School of Resources and Environment, North China Institute of Water Conservancy and Hydroelectric Power, Zhengzhou 450011, China)

Abstract:River filtration system is a natural purification, which means while the river water passing through the soil and the aquifer material, potential contaminants in the river water are filtered and removed by a series of physical, chemical and biological actions. Based on static adsorption experiments, adsorption kinetic curve and adsorption isotherm of each component of BTEX in three different soil samples were plotted, and some conclusions were obtained as follow. (1)The results of experiments of adsorption dynamics showed that the adsorption reaction balance could be achieved within 48 hours.(2)Adsorption processes in the silt soil and the fine sand were corresponding with Henry model, namely the adsorption capacity was directly proportional to equilibrium concentration of the solution. While adsorption process in the coarse sand accorded with Langmuir model.(3)By comparison of the adsorption isotherm and the soil–water partition coefficient K_d of each BTEX component in different soil samples, it was found that the silt soil and the fine sand possessed relatively higher adsorption capacity than that of the coarse sand. The results also showed that the silt soil and fine sand samples displayed the strongest adsorption capacity to Benzene, to Toluene the second, and that to Ethyl–benzene and M–xylene were much weaker.(4)The retarding factors were relatively high, which showed that the samples of river sediments exhibited quite significant retarding action to BTEX components. BTEX could be removed rather efficiently through adsorption action within a quite high concentration range in the river filtration system.

Keywords: river filtration system; BTEX; adsorption; experimental simulation

河流渗滤是一种自然净化过程,它是指河水补给地下水时,河水中的溶质通过河流沉积层入渗进入两岸抽水井或地下水的过程^[1]。在这个过程中,可以对地

表水中存在的大多数污染物进行过滤和清除。河流渗滤系统是一种高效的净化方法,它对微生物有机体、复杂的自然有机物、杀虫剂、除草剂、烃类化合物、药物制剂和芳香族化合物具有很强的去除作用,而这些污染物通过常规的水处理方法很难去除。在该过程中,污染物与沉积层发生各种物理、化学和生物作用,包括过滤、吸附、沉淀、微生物降解以及与地下水混合稀释等作用,而使污染物浓度降低,入渗河水水质得

收稿日期:2011-12-31

基金项目:国家自然基金项目(40772165);华北水利水电学院高层次人才科研启动金项目

作者简介:马 燕(1978—),女,山西太原人,博士,讲师,主要研究方向为水资源与水环境。E-mail:mayan@ncwu.edu.cn

到净化,从而获得高质量的饮用水^[2-8]。

苯系物(benzene, toluene, ethylbenzene and xylene, BTEX)不仅是燃油的成分,还是应用极为广泛的化工原料,微溶于水,易挥发,毒性大,难降解,在地下水巾容易迁移,因此这类挥发性污染物的发生、分布及其在环境中的归趋得到国内外学者的关注^[9-13]。鉴于我国地表水及地下水 BTEX 污染的普遍性、危害性及复杂性,开展其在河流渗滤系统中的迁移转化机理研究,不仅有助于解决基础性研究中存在的问题,而且利用河流渗滤系统的自然净化功能,能有效保护地下水資源,可为地表及地下水环境有机污染治理、水资源规划、管理、保护提供基础资料。

吸附作用是 BTEX 在河流渗滤系统中最重要的环境行为之一,直接影响到其在环境中的微生物降解等环境化学行为及生物毒性效应。近年来,许多学者的研究表明,表层土壤或改良性土壤对石油类污染物的吸附,可有效阻滞污染物迁移,防止地下水污染^[14-17]。但针对河流沉积物对 BTEX 的吸附作用,特别是河流渗滤过程中吸附作用对 BTEX 污染物迁移的阻滞作用研究则较少。因此,本项研究通过静态吸附试验建立起 BTEX 各组分在不同粒径河流沉积物中的吸附模型,探讨其吸附规律及吸附作用对污染物迁移的阻滞作用。

1 材料与方法

1.1 实验材料

吸附实验采用的土壤样品为黄河花园口采集的 3 种不同河流沉积物样品,分别为粉土、细砂和粗砂。将土壤样品经过风干、除杂、筛分,并测定各种相关理化参数。实验所用 BTEX 单组分为苯、甲苯、乙苯和间二甲苯,所有样品均为色谱纯试剂。

1.2 实验方法

1.2.1 吸附动力学曲线方法

精确称取 2.000 g 土样于 20 mL 顶空瓶中,加入配制好的浓度为 30 mg·L⁻¹ 的 BTEX 混合溶液,置于恒温水浴振荡器中,设定温度(16±1)℃,振荡速度 480 r·min⁻¹,启动机器,开始计时。控制振荡时间为 1、2、4、6、10、12、24、30、36、48、54、60 h,达到相应振荡时间后立即将溶液和土样离心分离,并用顶空气相色谱法测定各组分含量,从而绘制出吸附动力学曲线。为保证实验精度,在实验过程中同时配制了两种空白溶液:土样空白和有机物空白,来扣除土壤溶出物和挥发的误差。另外控制溶液 pH 值在 3~4 之间,

抑制微生物的降解作用。

1.2.2 吸附等温线方法

分别精确称取 2.000 g 土壤样品于 20 mL 顶空瓶中,配制 8 个不同浓度的 BTEX 混合溶液,并分别量取上述溶液 20 mL 加入装有土壤样品的顶空瓶中,置于恒温振荡仪中。设定温度为(16±1)℃,振荡速度 180 r·min⁻¹,启动机器,开始计时。待到吸附平衡 48 h 后(其依据是通过吸附动力学实验获取的平衡时间——详见下文 2.1 节内容),将样品全部取出,以 3 200 r·min⁻¹ 离心 30 min,用注射器取上清液 10 mL 迅速注入 20 mL 顶空瓶中压盖密封,用顶空气相色谱法测定其中 BTEX 各组分浓度。为保证实验精度,每一 BTEX 浓度设置一个不加土样的空白溶液作为控制样,3 种土样分别设 3 个土样空白(2 g 土样和 2 g 纯水)以扣除土壤溶出物的影响。每一浓度进行 3 组平行实验,以避免由于土样不均及其他偶发因素的干扰。另外,调节溶液 pH 在 3~4 之间,抑制微生物的降解作用。

1.3 数据分析和质量保证

本研究的目标主要是要考查河流沉积物对目标污染物 BTEX 的吸附作用,因而实验过程中需要控制挥发和降解作用等质量损失。挥发作用和容器壁的吸附作用可以通过不加土样的空白控制样来确定,通过比对吸附实验样品,可以确定挥发损失和容器壁的吸附量,采用将溶液 pH 值控制在 3~4 之间来抑制微生物降解作用。为了避免土壤溶出物的影响,还设计了土样空白。

由于 BTEX 极易挥发,选用甲醇作为助溶剂,以保证实验溶液均一浓度稳定。所用 BTEX 单组分和甲醇均为色谱纯试剂,实验用水为实验室用纯水。本实验采用《水和废水监测分析方法》中推荐的顶空气相色谱法进行样品测定,分别测定 BTEX 4 种单组分浓度。所用气相色谱仪型号为岛津 GC-14C,带有 GC-14C 岛津色谱数据工作站,以及中兴汇利 DK-3001 顶空进样器,使用 FID 检测器。

2 结果与分析

2.1 吸附动力学

通过吸附动力学实验可以确定一定量的 BTEX 在吸附过程中随时间变化的情况,从而确定吸附平衡时间。当浓度随时间不再发生变化时,认为吸附达到平衡。但在实验过程中,由于吸附浓度是计算值,中间可能存在误差累积,而液相浓度是实测值,所以吸附

平衡时间通过液相浓度随时间变化曲线确定。实验结果见图 1。

从控制样的变化情况来看,在实验初期的几个小时内,BTEX 4 种组分浓度波动都比较大,这是由于存在容器壁吸附作用和一定的挥发空间,随着时间的推移,容器壁吸附不再发挥作用。另外,随着实验的进行,瓶内液面以上至瓶顶的狭小空间内积聚的各组分蒸汽越来越多,而实验中采用了各种方法尽量达到更好的密封效果,使得各组分蒸汽尽可能不向外部空间散逸,经过一定时间挥发作用也达到平衡,在试验的后期,控制样中各组分浓度均保持较为稳定的状态。因此,可以通过控制样的时间变化曲线得出由于瓶壁吸附和挥发造成的衰减量。

从在 3 种不同土壤介质中 BTEX 各组分液相浓度随时间变化曲线图可以看出,在吸附试验初期的 10 h 内,各组分浓度下降都比较迅速,特别是在粉土介质中 BTEX 各组分浓度下降幅度都很大,细砂次之,粗砂的吸附速率最小。比较 3 种土样的理化性质,其中粉土有机碳含量最高、粒度细小、表面积大,对 BTEX 的吸附速率最大,也说明土壤细粒含量和有机

质含量对吸附速率的影响较大。随着时间推移,10~40 h 期间各组分在液相中的浓度逐渐出现了小幅波动,但总体上是趋于下降的,也就是说从实验初期迅速下降到趋于稳定,3 种土壤介质对 BTEX 各组分吸附平衡需要较长的时间。40 h 之后各组分液相浓度趋于平衡。可以认为在 40~48 h 过程中,BTEX 各组分在 3 种土壤介质中的吸附都达到了平衡,因此在本实验条件下吸附平衡时间取 48 h。

2.2 吸附等温线

本实验分别配制了 8 个浓度级别的 BTEX 混合溶液,溶液浓度范围控制在 1~50 mg·L⁻¹,BTEX 各组分浓度都相同,分别为 1、5、10、15、20、30、40、50 mg·L⁻¹,通过静态吸附实验获得 3 种不同土壤中 BTEX 4 种组分的吸附等温线,见图 2。

各组分在 3 种土壤介质中的吸附等温线拟合方程见表 1 至表 3。

从 BTEX 4 种组分在粉土和细砂中的吸附等温线及其拟合方程来看,4 种单组分的吸附均符合线性吸附,其相关系数均在 0.9 以上,说明 Henry 直线型吸附等温模型能够很好地描述 BTEX 4 种组分在粉

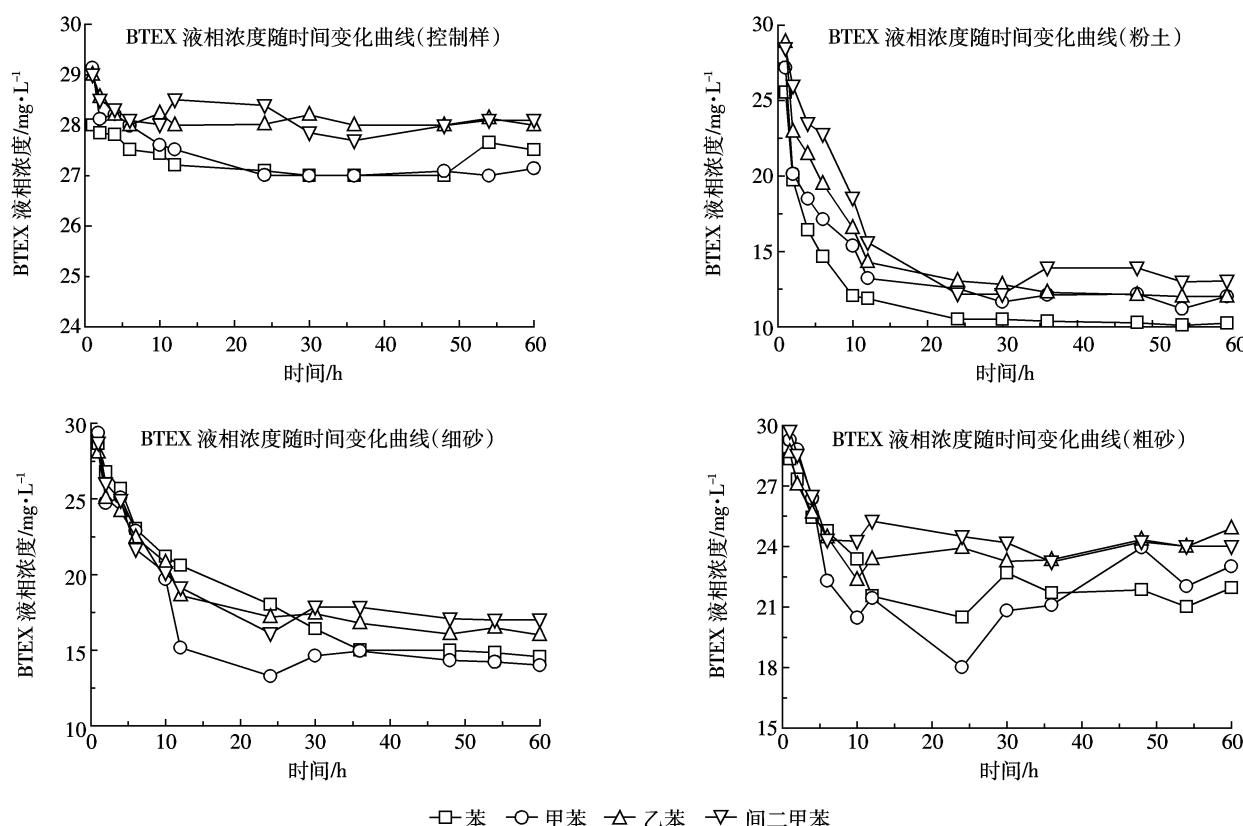


图 1 BTEX 液相浓度随时间变化曲线
Figure 1 Concentration curves of BTEX in liquid phases

土和细砂中的吸附。粗砂中吸附呈现出非线性特点, Langmuir 吸附等温方程对其拟合度较高。混合 BTEX 中含有多种化合物, 虽然相对于其他石油类组分溶解

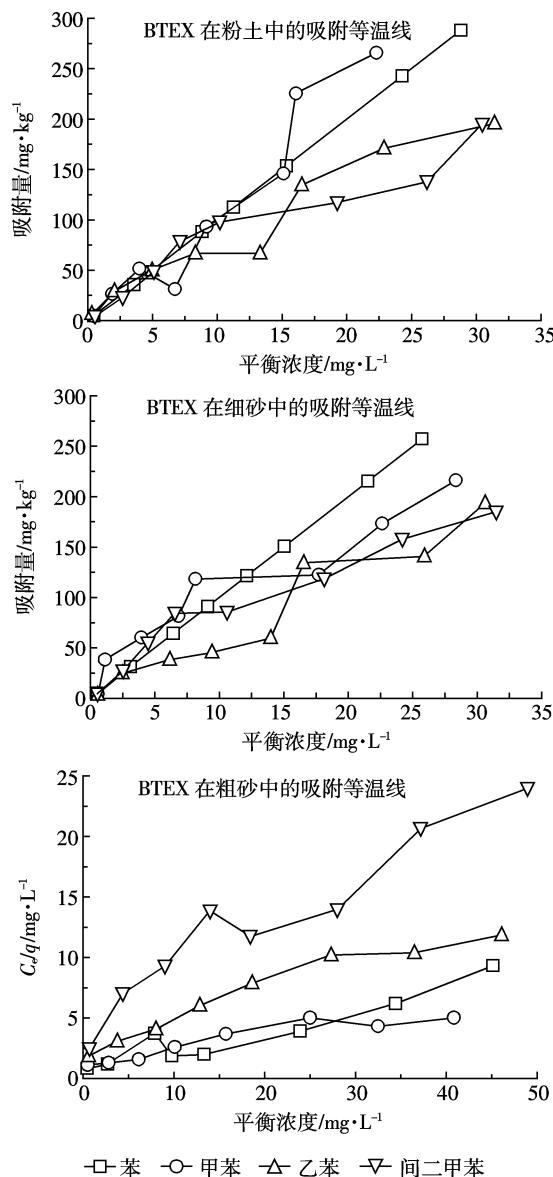


图 2 BTEX 各组分在 3 种土壤中的吸附等温线

Figure 2 Adsorption isotherms of BTEX components in three different soil samples

表 1 BTEX 各组分在粉土中吸附等温线拟合方程

Table 1 Fitting equations of adsorption isotherms of BTEX in the silt soil sample

组分	拟合方程	R ²	lg K _d	lg K _{oc}
苯	$q=13.643C_e-2.1705$	0.9605	1.1233 ± 0.139	1.8354
甲苯	$q=12.222C_e-10.143$	0.9319	1.018 ± 0.145	1.7300
乙苯	$q=6.2038C_e+12.736$	0.9482	0.9582 ± 0.188	1.6704
间二甲苯	$q=5.3896C_e+19.374$	0.9238	0.8907 ± 0.104	1.6030

表 2 BTEX 各组分在细砂中吸附等温线拟合方程

Table 2 Fitting equations of adsorption isotherms of BTEX in the fine sand sample

组分	拟合方程	R ²	lg K _d	lg K _{oc}
苯	$q=10.035C_e+20.016$	0.9684	1.1191 ± 0.099	2.2618
甲苯	$q=6.6731C_e+25.19$	0.9194	0.9978 ± 0.142	2.1405
乙苯	$q=6.0072C_e+0.8411$	0.9265	0.8006 ± 0.111	1.9433
间二甲苯	$q=5.4049C_e+23.167$	0.9478	0.9301 ± 0.123	2.0777

表 3 BTEX 各组分在粗砂中吸附等温线拟合方程

Table 3 Fitting equations of adsorption isotherms of BTEX in the coarse sand sample

组分	拟合方程	R ²	lg K _d	lg K _{oc}
苯	$q=\frac{C_e}{0.6622+0.1727C_e}$	0.9013	—	—
甲苯	$q=\frac{C_e}{1.3531+0.104C_e}$	0.8667	—	—
乙苯	$q=\frac{C_e}{2.6523+0.2229C_e}$	0.9375	—	—
间二甲苯	$q=\frac{C_e}{4.8328+0.401C_e}$	0.9266	—	—

度较高, 但实际上其绝对溶解度都很低, BTEX 在天然土壤中固相和液相之间的分配呈线性或接近于线性^[15~16]。

从实验结果来看, 在黄河花园口采集的 3 种河流沉积物样品对 BTEX 都具有较大的吸附容量, 可以达到每千克数百毫克。比较 3 种土壤的吸附等温线形式和分配系数 K_d 可以看出, 粉土和细砂具有较大的吸附容量, 而粗砂吸附容量相对较小。从 3 种土样的理化性质来看, 粉土的颗粒最细, <0.075 mm 的粘粒含量高达 67.55%, 细砂次之, 而粗砂颗粒最粗, <0.075 mm 的粘粒含量仅为 1.63%, 因此可以说土壤中细粒含量对不同土壤的吸附容量具有较大的影响。

实验获取的 BTEX 不同组分在粉土和细砂中的 lg K_{oc} 的数值介于 1.7~2.4 之间, 这与理想状态下 BTEX 4 种组分的 lg K_{oc} 值非常接近。这说明土壤有机碳含量是吸附作用的控制因素。有机物在地下水中的迁移能力通常可以用 K_{oc} 的大小进行描述, 其数值越大, 含水层介质的阻滞能力越强, 有机物的迁移能力越弱。粉土中的有机碳含量较高, 溶液中的 BTEX 在分配作用的驱动下大量进入土壤有机质中, 因此表现出良好的吸附能力。而在粗砂中的吸附表现出非线性, 可能是由于粗砂中有机碳含量相对较低, 在实验浓度范围内, 随着吸附浓度的增大, 吸附位逐渐被 BTEX 占据, 空余吸附位不断减少, 从而表现出随液

相浓度增加而吸附浓度增加较缓的现象。

另外,本实验采用的是BTEX混合溶液,当BTEX共同存在时,由于烃的吸附能够有效增加有机粘土中有机质的含量,从而促进粘土对其他BTEX组分的进一步吸附,表现出共吸附效应^[14]。因此,BTEX混合物的共吸附效应可能也是促使实验用土壤表现出较高吸附容量的原因之一。

通过比较BTEX 4种组分在粉土和细砂中的分配系数 K_d ,可以看到这两种土壤对苯的吸附能力最强,对甲苯次之,对乙苯和间二甲苯相对较小。这是由于疏水性有机污染物与在土壤中的吸附作用不仅发生在土壤颗粒表面,而且会进入土壤颗粒内部,被表面吸附的有机污染物比较容易发生解吸,因而能够被释放下来,成为可逆吸附部分;同时,进入颗粒内部有机碳部分的有机污染物土壤对其锁定性很强,难以解吸,大多成为不可逆吸附的部分,表现为解吸过程的滞后现象和污染物在土壤中的老化过程^[18]。在BTEX 4种组分当中,虽然苯溶解度较大,但分子最小,更容易进入土壤微孔内部,被吸附后滞留于土壤颗粒内部,不容易被解吸,因此土壤对分子较小的苯表现出较强的吸附能力。Hawthorne等在利用人造煤气厂土壤进行超临界二氧化碳萃取和土-水分配实验中也发现,苯比甲苯、乙苯、二甲苯和多环芳烃在土壤中的锁定性更强^[19]。

3 讨论

在河流渗滤系统中土壤吸附作用是引起污染物迁移滞后的主要原因之一,通常可以用阻滞因子 R 来反映其影响,阻滞因子以下式表示:

$$R = \frac{V}{V_c} \quad (1)$$

式中: R 为阻滞因子; V 为地下水平均线性流速; V_c 为浓度为初始浓度一半时溶质峰平均迁移速度。

阻滞因子 R 也是地下水水质模型的重要参数, R 越大,表明吸附作用对有机污染物产生的阻滞越大,污染物越不容易迁移。多数情况下,有机污染物的吸附符合线性吸附等温方程时,阻滞因子可以通过以下方式来计算^[20]:

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{n} \cdot K_d = 1 + \frac{\rho_b}{n} K_\infty \cdot f_\infty \quad (2)$$

式中: ρ_b 为土壤或含水层介质的容重 $g \cdot cm^{-3}$; n 为土壤或含水层介质的孔隙度,无量纲; K_d 为有机污染物在固相和液相之间的分配系数, $L \cdot kg^{-1}$ 。

从式(2)可以看出, ρ_b 、 f_∞ 和 n 为土壤或含水层介质参数,而 K_∞ 为有机化合物本身的性能参数。对于同一种有机污染物、不同的土壤或含水层介质而言, ρ_b 、 f_∞ 和 n 决定着有机污染物在水中的迁移能力,而对不同的有机污染物在同一种土壤或含水层介质的迁移而言,污染物本身的性能参数 K_∞ 则决定其在地下水中的迁移能力。因此,有机物在地下水中的迁移性能通常可以用 K_∞ 的大小进行描述, K_∞ 数值越大,含水层介质的阻滞能力越强,有机物的迁移能力越弱。

由于实验结果显示本研究采用的粉土和细砂样品对BTEX 4种组分的吸附作用表现为线性吸附,可用式(2)计算出两种不同土壤对各组分的阻滞因子,结果见表4和表5。从阻滞因子的计算结果来看,黄河花园口区采集的河流沉积物样品对BTEX 各组分的迁移均具有较强的阻滞作用。

表4 粉土中BTEX各组分的阻滞因子

Table 4 Retardation factors of BTEX components in the silt soil sample

组分	苯	甲苯	乙苯	间二甲苯
阻滞因子	51.616	40.371	37.238	29.838

表5 细砂中BTEX各组分的阻滞因子

Table 5 Retardation factors of BTEX components in the fine sand sample

组分	苯	甲苯	乙苯	间二甲苯
阻滞因子	50.224	39.245	24.825	33.331

4 结论

本研究应用室内模拟试验方法,对BTEX这种挥发性有机污染物在河流渗滤系统中的吸附机理进行了系统深入的研究,证明在河流渗滤系统中吸附作用能够有效阻滞BTEX污染迁移,从而净化入渗的污染河水。所得的主要结论包括:

(1)BTEX 4种组分在3种沉积物样品中的吸附平衡均可以在48 h内完成。吸附速率粉土>细砂>粗砂,由此推测细粒含量和有机碳含量是影响吸附速率的主要因素。

(2)BTEX 在粉土和细砂中的吸附等温线符合Henry直线型模型,而在粗砂中的吸附等温线符合Langmuir等温吸附方程。

(3)从黄河花园口采集的3种河流沉积物样品对BTEX 都具有较大的吸附容量,其值可以达到每千克数百毫克。比较3种土壤的吸附等温线形式和分配系

数 K_d 可以看出,3种土壤中粉土和细砂具有较大的吸附容量,而粗砂吸附容量相对较小。

(4)通过比较BTEX 4种组分在粉土和细砂中的分配系数 K_d ,可以看到这两种土壤对苯的吸附能力最强,甲苯次之,乙苯和间二甲苯相对较小。

(5)从阻滞因子的计算结果来看,黄河花园口区采集的河流沉积物样品对BTEX各组分的迁移均具有较强的阻滞作用,证明在较高浓度范围内,河流沉积物能够通过吸附作用有效阻滞BTEX污染物,从而降低其对地下水的危害。

参考文献:

- [1] Ray C, Grischek T, Schubert J, et al. A Perspective of riverbank filtration[J]. *Journal of AWWA*, 2002, 94(4):149–160.
- [2] Wett B, Jarosch H, Ingerle K. Flood induced infiltration affecting a bank filtrate well at the river Enns, Austria[J]. *Hydrol*, 2002, 266, 222–234.
- [3] Kuehn W, Mueller U. Riverbank filtration an overview[J]. *Journal of AWWA*, 2000, 92(12):60–69.
- [4] Ray C, Soong T W, Lian Y Q, et al. Effect of flood-induced chemical load on filtrate quality at bank filtration sites[J]. *Journal of Hydrology*, 2002, 266:235–258.
- [5] Bornick H, Eppinger P, Grischek T, et al. Simulation of biological degradation of aromatic amines in riverbed sediments[J]. *Water Res*, 2001, 35:619–624.
- [6] Liu Z, Yang H, Huang Z, et al. Degradation of aniline by newly isolated, extremely aniline-tolerant *Delftia* sp. AN3[J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2002, 58:679–682.
- [7] Verstraeten I M, et al. Changes in concentrations of triazine and acetamide herbicides by bank filtration, ozonation, and chlorination in public water supply[J]. *Journal of Hydrology*, 2002, 266:190–208.
- [8] Dillon P J, Miller M, Fallowfield H, et al. The potential of river bank filtration for drinking water supplies in relation to microcystin removal in brackish aquifers[J]. *Journal of Hydrology*, 2002, 266:209–221.
- [9] 沈学优,孙俊杰,马战宇,等.表面活性剂对苯系物在静水面挥发的影响[J].环境科学,2005,26(1):122–126.
SHEN Xue-you, SUN Jun-jie, MA Zhan-yu, et al. Effect of surfactant on the evaporation of BTEX from static water[J]. *Environmental Science*, 2005, 26(1):122–126.
- [10] 李志萍,陈肖刚,郝仕龙,等.污染河流中苯系物对浅层地下水影响的室内模拟试验[J].地球科学与环境学报,2007,29(1):70–74.
LI Zhi-ping, CHEN Xiao-gang, HAO Shi-long, et al. Lab-Scale experiment of influence on shallow groundwater by BTEX in polluted river[J]. *Journal of Earth Sciences and Environment*, 2007, 29(1):70–74.
- [11] 豆俊峰,刘翔.苯系化合物在硝酸盐还原条件下的生物降解性能[J].环境科学,2006,27(9):1846–1852.
DOU Jun-feng, LIU Xiang. Biodegradation of benzene series compounds under nitrate reducing conditions[J]. *Environmental Science*, 2006, 27(9):1846–1852.
- [12] 李玉瑛,李冰.影响石油污染物挥发行为的因素[J].生态环境,2007,16(2):327–331.
LI Yu-ying, LI Bing. Effects of factors on volatilization of petroleum contaminants[J]. *Ecology and Environment*, 2007, 16(2):327–331.
- [13] Lee S C, Chiu M Y, Ho K F, et al. Volatile organic compounds (VOCs) in urban atmosphere of HongKong[J]. *Chemosphere*, 2002, 48 (3):375–382.
- [14] Sharmasarkar S, Jaynes W F, Vance G F. BTEX sorption by montmorillonite organo-clays: TMPA, ADAM, HDT-MA[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2000, 119:257–273.
- [15] 郑西来,钱会,席临平.地下水系统中石油污染物的吸附转移研究[J].勘察科学技术,1998,1:26–29.
ZHENG Xi-lai, QIAN Hui, XI Lin-ping. Absorption transference study of petroleum contaminant in groundwater system[J]. *Site Investigation Science and Technology*, 1998, 1:26–29.
- [16] 吴俊文,郑西来,李玲玲,等.沙土对可溶性油的吸附作用及其影响因素研究[J].环境科学,2006,27(10):2019–2023.
WU Jun-wen, ZHENG Xi-lai, LI Ling-ling, et al. Adsorption of aqueous oil on sands and its studies of effective factors[J]. *Environmental Science*, 2006, 27(10):2019–2023.
- [17] 张景环,曾溅辉.表面活性剂对北京土壤中甲苯和萘吸附的影响[J].农业环境科学学报,2006,25(增刊):512–517.
ZHANG Jing-huan, ZENG Jian-hui. Influence of several surfactants on sorption of toluene and naphthalene in soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(Suppl):512–517.
- [18] Walter W J, Huang W L. A distributed reactivity model for sorption by soils and sediments. 4. Intra-particle heterogeneity and phase-distribution relationships under non-equilibrium conditions[J]. *Environmental Sci Technol*, 1996, 30(3):881–888.
- [19] Hawthorne S B, Miller D J. Evidence for very tight sequestration of BTEX compounds in manufactured gas plant soils based on selective supercritical fluid extraction and soil-water partitioning[J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37:3587–3594.
- [20] 沈照理,朱宛华,钟佐燊.水文地球化学基础[M].北京:地质出版社,1993:45–62.
SHEN Zhao-li, ZHU Wan-hua, ZHONG Zuo-shen. Basis of hydrogeochemistry[M]. Beijing: Geological Publishing House, 1993:45–62.