

# 天然土壤中菲的解吸行为特征研究

张先明, 潘波, 刘文新\*, 袁慧诗, 戴瀚程, 陶澍

(北京大学环境学院地表过程分析与模拟教育部重点实验室, 北京 100871)

**摘要:** 选取天然土壤样品, 以菲作为代表性污染物, 利用批量吸附-解吸实验考察不同初始浓度、不同吸附时间条件下菲解吸行为的滞后性特征. 实验数据采用 Freundlich 方程式拟合, 并由基于热力学的 TII 指数表征. 结果表明, 天然土壤吸持菲的比例随其初始浓度的增加而减少. 在土壤多次解吸过程中, 每次释放菲的比例随其初始浓度的升高而增加, 随解吸次数的增加而减少. 吸附过程的拟合指数  $n$  大于解吸过程的对应值, 并随初始固相浓度的加大而增加. 天然土壤吸附-解吸过程的滞后性特征表现为初始固相浓度越高, TII 值越接近 0, 滞后性越弱; 反之, 则 TII 值越接近 1, 滞后性越强. 另外, 吸附平衡时间 30 d 对应的  $n$  值小于 5 d 的, 而两者的 TII 值随初始浓度增高则呈现降低趋势. 就同一浓度而言, 吸附平衡 30 d 所对应的 TII 值高于 5 d 的.

**关键词:** 菲; 天然土壤; 吸附; 解吸; 滞后性

中图分类号: X13 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)02-0272-06

## Desorption Behavior Characteristics of Phenanthrene in Natural Soils

ZHANG Xian-ming, PAN Bo, LIU Wen-xin, YUAN Hui-shi, DAI Han-cheng, TAO Shu

(Laboratory for Earth Surface Processes, College of Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China)

**Abstract:** Batch sorption and desorption experiments were employed to investigate the desorption hysteresis of phenanthrene as a model compound at different initial concentrations and different sorption time using natural soils. The experimental data were fitted by the Freundlich empirical isotherms and described by a thermodynamic index TII ranged between 0 and 1. The results demonstrated that, the higher the initial concentration of phenanthrene, the greater the retention rate of the soil samples. The releasing rate of phenanthrene in each step of the multi-step desorption procedure increased with the initial concentration, and decreased with the desorption steps. The fitted  $n$  values in the Freundlich equations corresponding to the sorption stage were larger than those corresponding to the subsequent desorption stage, and rose with the increase in the initial soil particle concentration. The sorption-desorption hysteresis reduced with the higher initial concentration of soil solids and the TII values closer to 0, and vice-versa. Moreover, the  $n$  value corresponding to the sorption balance time of 30 days was less than that of 5 days, while TII values for both 5 days and 30 days showed a similar decreasing trend with the increase of initial concentrations. As to the same concentration, the TII value for 30 days was higher than that of 5 days.

**Key words:** Phenanthrene; natural soils; sorption; desorption; hysteresis

大量研究证实, 土壤和沉积物上吸附的有机污染物在解吸过程中表现出滞后性, 即吸附剂对化合物的亲和力由正向过程(吸附)转为反向过程(解吸)而增加, 表现为解吸等温线偏离吸附等温线. 这一现象直接影响到污染物的归趋、生物有效性以及污染土壤的修复效率<sup>[1~3]</sup>. 当前普遍认为导致滞后性的微观机理是吸附质在固体颗粒微孔隙中转变为亚稳态并造成吸附剂的不可逆转变<sup>[4]</sup>. 根据流行的双模式理论, 天然土壤有机质组份可分为无定形的橡胶态和紧密的玻璃态<sup>[5~7]</sup>, 在橡胶态区域内有机污染物表现为线性分配, 一般不产生滞后性; 而在玻璃态区域内主要发生孔隙填充, 存在滞后性, 而且滞后性与解吸开始时固相中吸附质的浓度有关. 就有机污染物而言, 许多研究发现解吸滞后性随污染物初始浓度的增加而减弱<sup>[3,8]</sup>, 但也有少数研究观察到相反结果<sup>[9]</sup>, 这种复杂性说明滞后现象可能还受其它因素的影响.

污染物解吸研究通常采用转移-再加入方法, 固相吸附的溶质与新加入的无溶质的溶液之间进行动态平衡. 有关吸附-解吸过程滞后性的评价传统上多采用溶质异相间的分配系数<sup>[1]</sup>, 依赖于溶质浓度或模型拟合参数<sup>[2,3]</sup>. 这些指数都取决于具体模型或前提假设, 而选用基于热力学的滞后性指数 TII 来表征则比较独立, 可反映真实的滞后特征<sup>[4]</sup>. 目前, 国内有关天然土壤中有机污染物解吸滞后性的研究还比较缺乏. 本研究选择菲作为多环芳烃类污染物的代表, 考察在不同初始浓度、不同吸附时间条件下天然土壤中菲的解吸行为, 利用 TII 指数探讨菲解吸过程的滞后性特征, 这有助于深入了解天然土壤中有机污染物的锁定和生物降解等过程的微观机理,

收稿日期: 2006-03-16; 修订日期: 2006-05-30

基金项目: 教育部新世纪优秀人才支持计划; 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2003CB415004, 2002CB410810); 国家自然科学基金项目(40332015, 40021101)

作者简介: 张先明(1984~), 男, 主要研究方向为环境生物地球化学.

\* 通讯联系人, E-mail: wxliu@urban.pku.edu.cn

并进一步为污染土壤的生物修复和生态风险评价提供必要的参考。

1 材料与方法

1.1 土壤样品和试剂

天然土壤样品取自北京十三陵水库周边低背景区的表层土,剔除各种杂物后,研磨通过 2 mm 筛

网,样品保持一定湿度,在常温下避光保存。按常规方法测定土样的 pH 值、总有机碳(TOC 5000A, 岛津)、土壤有机质组份如富里酸(FA)、胡敏酸(HA)和胡敏素(HM)的含量、土壤含水率、粒度分布及菲背景含量等<sup>[10,11]</sup>,有关结果参见表 1。将分析纯(> 98%, Acros)的固体菲用甲醇配制成 1 000 mg/L 的储备液待用。

表 1 土壤样品的理化性质  
Table 1 Properties of the soil samples

样品	pH	TOC /%	FA /%	HA /%	HM /%	含水率 /%	菲背景值 / $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	DOC / $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	粘土/% <0.002 mm	粉砂/% 0.002~0.02 mm	细砂/% 0.02~0.2 mm	粗砂/% >0.2 mm
1 号	7.6	2.9	0.8	0.4	1.7	22	0.018	20.1	2.8	34.4	58.1	4.7
2 号	7.5	4.4	0.6	0.1	3.7	23	0.021	21.6	2.2	47.4	43.9	6.5

1.2 解吸过程动力学

根据预备性实验结果,选用 1 号土样开展解吸过程动力学实验。在 10 × 2 支(选择 10 个解吸时间点,每个时间点包括 1 个平行重复)10 mL 离心管中装入等量(0.2 g)1 号土样。依照吸附动力学实验,分别选取 2 d 和 5 d 作为吸附平衡时间进行考察,吸附实验的过程和方法参见相关文献<sup>[12]</sup>。到达平衡时间后,在经过离心(2 000 r/min, 10 min)、移去上清液的土壤颗粒中加入 10 mL 内含 0.01 mol·L<sup>-1</sup>的 CaCl<sub>2</sub> (用以调节离子强度)和 0.01 mol·L<sup>-1</sup>的 HgCl<sub>2</sub> (用以抑制微生物降解)的背景混合溶液,开始菲的解吸动力学实验。期间选取 10 min ~ 336 h 之间的 10 个间隔,从采样间隔所对应的样品中(含 1 个平行重复)汲取溶液,测定其中菲的浓度。

1.3 解吸过程等温线

分别称取 0.2 g 样品(土样 1 号和 2 号)置于 10 mL 离心管中,加入 10 mL 在对数坐标上均匀分布的 8 个浓度系列的菲溶液,各浓度系列利用上述背景混合溶液逐级稀释得到。同时,在不含土样的 10 mL 离心管中加入 8 个初始浓度系列的菲溶液作为参比对照。遵照常用的吸附实验流程<sup>[12]</sup>分别进行平衡时间为 5 d 和 30 d 的吸附实验。吸附过程完成后,离心(2 000 r/min, 10 min)分离固液 2 相组份,小心地全量转移出上清液而不带出土壤颗粒,并分析上清液中菲的浓度。需要指出,在运用转移-再加入方法进行土壤吸附-解吸的相关研究中,多采用转移部分上清液进行浓度分析,然后再加入等量背景溶液<sup>[9,13]</sup>以避免转移过程中上清液转移不完全或土壤颗粒流失;不过,对于本实验所采用的上清液全量转移,预备性实验和其他类似采取上清液全量转移的解吸研究都表明,若仔细操作不会对结果造成显著影

响<sup>[8,14]</sup>。

在移去上清液的土样颗粒中,分别加入 10 mL 与解吸动力学实验相同的背景混合溶液。密封后避光平衡反应 5 d。期间每隔 8 h 在垂直平面混匀器(Glas-Collab rotator, RD9924CE)上以 30 r/min 速率混合 1 h。5 d 后,按与吸附实验相同的方法离心分离,转移上清液并测定其中菲的浓度。类似的解吸过程顺序进行 4 次,每次样品与参比对照均做平行重复。

1.4 上清液相和土壤固相中菲的浓度测定

将土壤溶液混合体系离心分离后,转移上清液 10 mL 至 25 mL 比色管中,加入 5 mL 正己烷进行萃取,预备实验结果表明萃取的平均回收率大于 98%。利用荧光光度计(Hitachi, F-2500)在激发波长 293.0 nm、发射波长 364.5 nm、入射/出射狭缝 2.5 nm 条件下测定菲的浓度。

1.5 实验数据 Freundlich 方程拟合与 TII 指数计算

为比较吸附与解吸等温线之间的差异,本研究将吸附过程和随后的各次解吸过程所获数据利用 Freundlich 方程加以拟合<sup>[15]</sup>,相应的公式如下:

$$\lg S = \lg K_F + n \times \lg(c_w/c_{\text{scd}}) \tag{1}$$

其中,  $S$  是土壤固相吸附菲的浓度( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ),  $c_w$  是液相残留菲的浓度( $\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ ),  $c_{\text{scd}}$  代表超冷溶液中菲的溶解度( $5.973 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ ),  $K_F$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )和  $n$  分别为吸附容量参数和等温线非线性参数。

另外,为表征吸附-解吸的滞后性,研究人员采用过不同的滞后性指数。例如,基于吸附浓度的滞后性指数<sup>[1]</sup>、基于 Freundlich 方程参数的滞后性指数<sup>[2]</sup>、以及基于吸附-解吸等温线斜率的滞后性指数等<sup>[3]</sup>。本研究采用新近提出的热力学不可逆指数(TII)表征吸附-解吸的滞后性<sup>[4]</sup>:

$$THI = \frac{\ln c^{\gamma} - \ln c^D}{\ln c^S - \ln c^D} \quad (2)$$

其中,  $c^S$  和  $c^D$  为吸附或解吸实验后水相中溶质浓度,  $c^{\gamma}$  代表假定吸附-解吸过程完全可逆条件下解吸完成后水相中的溶质浓度.  $THI$  的取值范围为  $0 \sim 1$ , 即:  $THI = 0$ ,  $c^{\gamma} = c^D$ , 表明吸附-解吸过程完全可逆;  $THI = 1$ ,  $c^{\gamma} = c^S$ , 表明吸附-解吸过程完全不可逆.

与其它指数不同,  $THI$  是根据真实的解吸状态与理想的完全可逆状态之间的自由能差别得到的, 不依赖于任何模型和假设, 因而从热力学角度反映吸附-解吸的真实滞后性<sup>[6]</sup>. 将  $THI$  概念应用于 Freundlich 等温式(1)中,  $THI$  便可表示为:

$$THI_{\text{Freundlich}} \bigg|_{\frac{\partial THI}{\partial c}} = 1 - \frac{n_{\text{desorb}}}{n_{\text{sorb}}} \quad (3)$$

其中,  $n_{\text{sorb}}$  和  $n_{\text{desorb}}$  分别为 Freundlich 吸附和解吸等温式的参数.

2 结果与讨论

2.1 解吸动力学

不同初始浓度及吸附平衡时间条件下同一土样(1号)解吸菲的动力学结果如图1所示, 其中, 纵坐标代表菲的解吸比例, 即解吸量占解吸前土壤吸附菲总量的百分比.

由图1可以看出, 对吸附平衡2 d的高初始浓度土样和吸附平衡5 d的土样, 其解吸比例呈增加趋势; 而吸附平衡2 d的低初始浓度土样的解吸比例随时间略有降低. Braidia 等人曾观察到, 当溶质浓度较低时, 土壤对多环芳烃的吸附平衡需要更长时间<sup>[16]</sup>. 因此, 吸附平衡2 d的低初始浓度土样可能是由于菲在土壤有机质各组分之间的分配尚未达到平

衡便开始进行解吸, 随着时间推移, 原本吸附在胡敏酸 HA 组份中的菲可能转而优先吸附在更加稳定的胡敏素 HM 组份中, 致使胡敏酸组分吸附的菲减少<sup>[17]</sup>, 并进一步导致菲在水相与土壤固相之间发生再分配, 固相解吸所释放的比例随时间延长反而减小. 另一方面, 在高初始浓度情形下, 土壤有机质的吸附位点可能达到饱和, 再分配过程的作用不再显著, 解吸比例随时间推移而增加. 对于吸附平衡5 d的土样, 虽然其解吸的初始固相浓度比2 d低初始浓度的土样略低, 但吸附平衡时间的延长, 使得菲有可能在土壤有机质各组份间的分配达到相对平衡, 因而表现出解吸比例随解吸时间推移而增加.

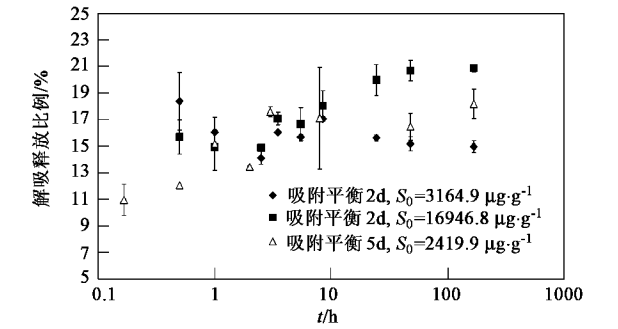


图1 不同初始浓度  $S_0$ 、不同吸附平衡时间条件下土样1号的菲解吸比例的动态变化

Fig.1 Kinetics of desorption ratio of phenanthrene in soil sample No.1 at different initial concentrations  $S_0$  and aging times

2.2 吸附-解吸滞后性

图2显示不同初始浓度下菲在各次解吸过程中的释放比例. 根据图2, 在4次解吸之后, 约有30%~60%的菲仍结合于土壤固相, 解吸释放的比例随初始浓度的增加而增加. 这与其它文献所报道的随

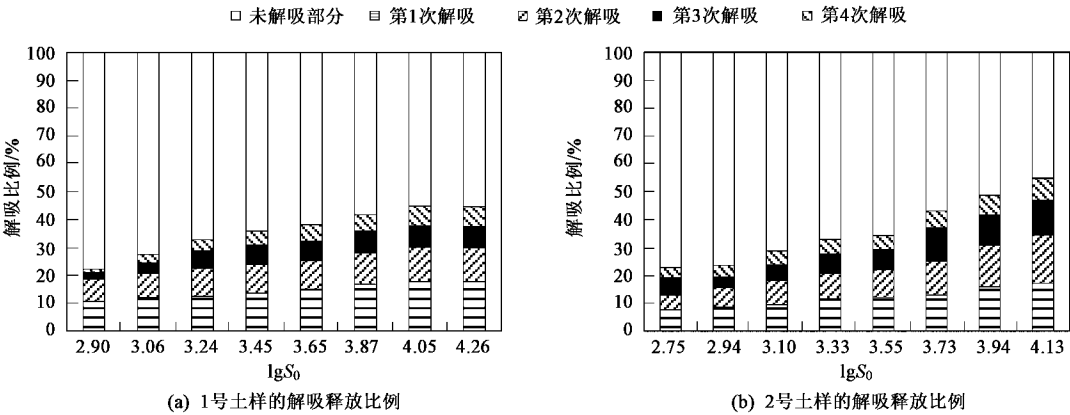


图2 不同初始浓度条件下菲逐次解吸的释放比例

Fig.2 Releasing rate of phenanthrene in each step of desorption at different initial concentrations

初始浓度增加,吸附剂对多环芳烃的亲性和性减弱是一致的<sup>[18]</sup>.对于不同的初始浓度,逐次解吸释放比例随初始浓度的增加而增加;而在同一初始浓度条

件下,解吸比例随解吸次数的增加而减小.图 3 为 1 号土样吸附平衡 5 d 和 30 d 的实验数据由 Freundlich 方程拟合得到的典型结果.

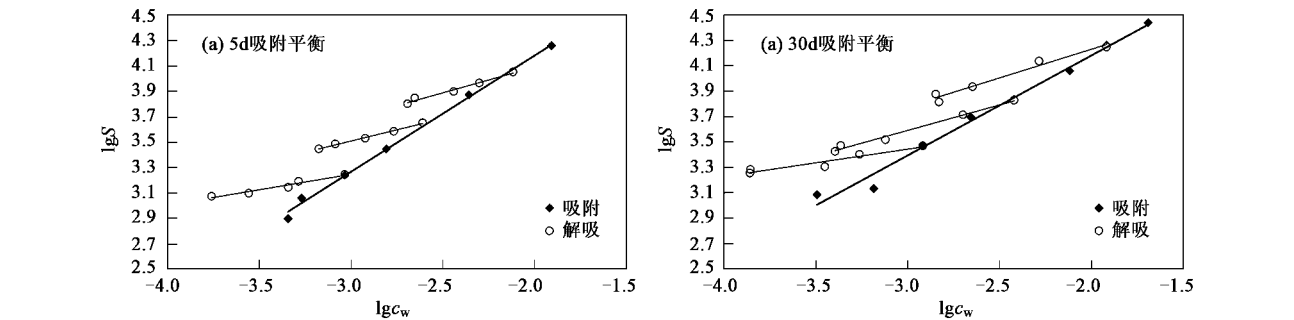


图 3 菲在 1 号土样上吸附和解吸的 Freundlich 等温线

Fig.3 Freundlich isotherms for the sorption and desorption of phenanthrene on soil sample No.1

由图 3 可知,解吸等温线的斜率(即  $n$  值)低于吸附等温线,并且随初始固相浓度的降低而减小.这种吸附过程等温线与解吸过程等温线不重合性可作为吸附-解吸存在滞后性的判据<sup>[13]</sup>.当解吸过程开始时,土样固相中不同浓度的菲所对应的  $TII$  值如图 4 所示.伴随固相中菲浓度的增高, $TII$  值从大于 0.8 降低至 0.5 以下,说明吸附-解吸过程存在滞后性,而且随有机污染物初始浓度的增加,滞后性逐渐减弱,这一趋势与文献报道结果相符<sup>[3,8]</sup>.一般地,滞后性越强,吸附在吸附剂上的有机污染物分子越难以解吸释放<sup>[8]</sup>,解吸比例随  $TII$  值增大而减小.目前,流行的有关土壤吸附有机污染物的双模式理论将土壤有机质划分为溶胀且无定形的橡胶态和紧密交联的玻璃态 2 部分,在橡胶态组份区域内的吸附是通过分配作用实现的;在玻璃态组份区域内的吸附一部分是通过分配作用,而另一部分则是通过孔隙填充方式实现的<sup>[5,6]</sup>.许多研究表明,在橡胶态组份上菲的吸附完全可逆,而在玻璃态组份上菲的吸附却表现出很强的滞后性<sup>[19]</sup>.在玻璃态有机质组份的结构中存在不规则的微孔,并具有极强的疏水性,因此,吸附于微孔内的疏水性有机物分子表现出吸附-解吸热力学的滞后性<sup>[15,20]</sup>.伴随溶质浓度的上升,孔隙填充方式所占吸附的比例相应减小<sup>[21]</sup>,造成滞后性减弱,这可能是缘于高浓度条件下适于孔隙填充的吸附位点已达到饱和.不过,也有少数研究得到不一致的结果<sup>[9]</sup>.这说明吸附-解吸过程的滞后性还可能受到其它因素,如化合物理化性质、微环境条件等的影响,有待进一步深入研究才能明确.

2.3 吸附平衡时间对解吸滞后性的影响

利用 Freundlich 方程(1)拟合 1 号土样吸附平衡

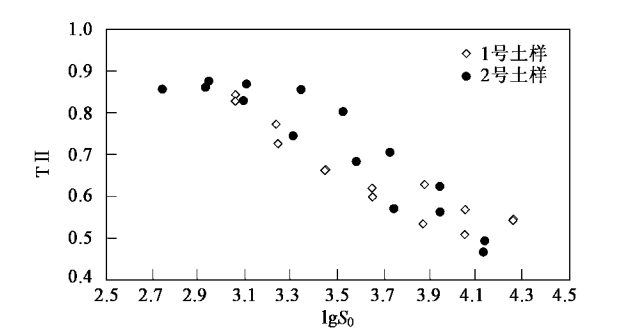


图 4 解吸过程开始时土样固相中不同浓度( $S_0$ )菲对应的  $TII$  值分布

Fig.4 Distribution of  $TII$  values at different phenanthrene concentration ( $S_0$ ) in soils when desorption procedure started

5 d 和 30 d 的数据结果,如图 5 所示.可以看出,吸附 30 d 对应的参数  $n$  值小于 5 d 的,即吸附-解吸过程的非线性更强,表明经 30 d 吸附后,孔隙填充机制的贡献增强<sup>[21]</sup>.

图 6 显示在不同吸附时间情况下,各初始浓度对应的  $TII$  值分布特征.5 d 和 30 d 吸附过程的  $TII$

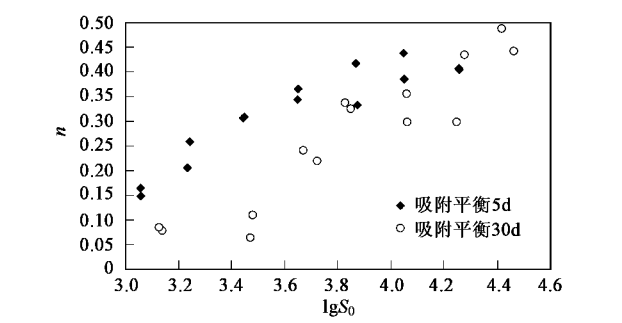


图 5 不同吸附时间条件下  $n$  值的变化

Fig.5 The  $n$  values at different sorption contact times

数值均呈现随浓度增高而降低的趋势.就同一初始浓度而言,30 d 吸附对应的  $T_{II}$  数值高于 5 d 的,说明伴随吸附时间的延长,吸附-解吸的滞后性有所加强.通常,土壤有机质中玻璃态组份位于颗粒结构的内层<sup>[6]</sup>,当吸附位点尚未饱和时,吸附时间的延长有可能使更多的吸附质到达玻璃态区域内的吸附位点,从而产生较强的滞后性.另一方面,有机污染物分子与土壤有机质的作用方式包括穿越和(或)改变有机质结构<sup>[22]</sup>.这种由吸附质的诱导作用致使土壤有机质在吸附过程中发生的变化涉及原有孔隙的溶胀和新孔隙的形成,进一步造成有机污染物分子在吸附和解吸阶段所处的微环境条件不同,从而产生滞后作用<sup>[18]</sup>.由此,可以推测土壤颗粒与有机污染物分子相互作用的时间越长,土壤有机质微观结构的变化也将越大,将会出现更多的微孔隙,而随着微孔隙的增加,基于孔隙填充方式的吸附比例也越大<sup>[21]</sup>,从而强化吸附-解吸的滞后性.

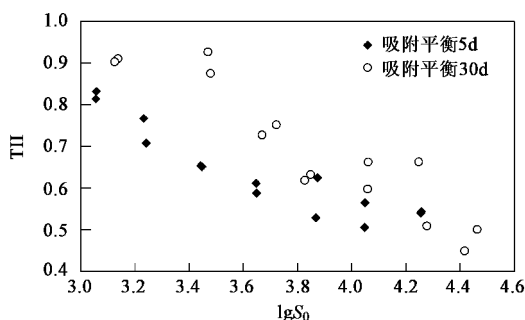


图6 不同吸附时间条件下  $T_{II}$  值的变化

Fig.6 The  $T_{II}$  values at different sorption contact time

### 3 结论

(1) 在同一初始固相浓度条件下,逐次解吸比例随解吸次数的增加而减小;对不同的初始固相浓度,每次解吸释放的比例随初始浓度的增加而增加.

(2) 拟合结果显示,解吸等温线的斜率小于相应的吸附等温线,而且随初始浓度的降低而减小,即初始浓度越低,解吸等温线越偏离吸附等温线.

(3) 伴随解吸过程中初始浓度的增加, $T_{II}$  指数值逐渐降低,解吸比例逐渐增加.

(4) 更长的吸附时间表现出更强的滞后性,这可能与不可逆吸附位点的形成和更多的吸附质分子到达不可逆吸附位点有关.

### 参考文献:

[1] Huang W L, Yu H, Weber Jr W J. Hysteresis in the sorption and desorption of hydrophobic organic contaminants by soils and

sediments-1. A comparative analysis of experimental protocols [J]. J. Contamin. Hydrol., 1998, **31**(1~2): 129~148.

[2] Pusino A, Fiori M G, Braschi I, *et al.* Adsorption and desorption of triasulfuron by soil [J]. J. Agr. Food Chem., 2003, **51**(18): 5350~5354.

[3] Braida W J, Pignatello J J, Lu Y, *et al.* Sorption hysteresis of benzene in charcoal particles [J]. Environ. Sci. Technol., 2003, **37**(2): 409~417.

[4] Sander M, Lu Y, Pignatello J J. A thermodynamically based method to quantify true sorption hysteresis [J]. J. Environ. Qual., 2005, **34**(3): 1063~1072.

[5] Xing B, Pignatello J J, Gigliotti B. Competitive sorption between atrazine and other organic compounds in soils and model sorbents [J]. Environ. Sci. Technol., 1996, **30**(8): 2432~2440.

[6] Xing B, Pignatello J J. Dual-mode sorption of low-polarity compounds in glassy poly(vinyl chloride) and soil organic matter [J]. Environ. Sci. Technol., 1997, **31**(3): 792~799.

[7] LeBoeuf E J, Weber W J. A distributed reactivity model for sorption by soil and sediments. 9. Sorbent organic domains: Discovery of a humic acid glass transition and an argument from a polymer-based model [J]. Environ. Sci. Technol., 1997, **31**(6): 1697~1702.

[8] Gunasekara A S, Xing B. Sorption and desorption of naphthalene by soil organic matter: importance of aromatic and aliphatic Components [J]. J. Environ. Qual., 2003, **32**(1): 240~246.

[9] Chefetz B, Bilkis Y I, Polubesova T. Sorption-desorption behavior of triazine and phenylurea herbicides in Kishon river sediments [J]. Water Res., 2004, **38**(20): 4383~4394.

[10] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海: 上海科技出版社, 1978. 136~141.

[11] 崔艳红, 朱雪梅, 郭丽青, 等. 天津污灌区土壤中多环芳烃的提取、净化和测定[J]. 环境化学, 2002, **21**(4): 392~396.

[12] 潘波, 刘文新, 林秀梅, 等. 水溶性有机碳对非吸附系数测定的影响[J]. 环境科学, 2005, **26**(3): 162~166.

[13] Kan A T, Fu G, Tomson M B. Adsorption/desorption hysteresis in organic pollutant and soil/sediment interaction [J]. Environ. Sci. Technol., 1994, **28**(5): 859~867.

[14] Weber W J Jr, Kim S H, Johnson M. Distributed reactivity model for sorption by soils and sediments. 15. High-concentration co-contaminant effects on phenanthrene sorption and desorption [J]. Environ. Sci. Technol., 2002, **36**(16): 3625~3634.

[15] Weber W J Jr, Huang W, Yu H. Hysteresis in the sorption and desorption of hydrophobic organic contaminants by soils and sediments-2. Effects of soil organic matter heterogeneity [J]. J. Contamin. Hydrol., 1998, **31**(1~2): 149~165.

[16] Braida W J, White J C, Ferrandino F J, *et al.* Effect of solute concentration on sorption of polyaromatic hydrocarbons in soil: Uptake rates [J]. Environ. Sci. Technol., 2001, **35**(13): 2765~2772.

[17] 林秀梅, 潘波, 刘文新, 等. 天然土壤有机质中非的分配行为[J]. 环境科学, 2006, **27**(4): 748~753.

[18] Sander M, Pignatello J J. An isotope exchange technique to assess mechanisms of sorption hysteresis applied to naphthalene in kerogenous organic matter [J]. Environ. Sci. Technol., 2005, **39**

(19): 7476 ~ 7484.

[19] Walter W J Jr, Huang W, Eugene J L. Geosorbent organic matter and its relationship to the binding and sequestration of organic contaminants [J]. Colloids Surfaces A: Physicochem. Eng. A., 1999, **151**(1 ~ 2): 167 ~ 179.

[20] Huang W, Weber W J Jr. A distributed reactivity model for sorption by soils and sediments. 10. Relationships between desorption, hysteresis, and the chemical characteristics of organic domains [J]. Environ. Sci. Technol., 1997, **31**(9): 2562 ~ 2569.

[21] Pignatello J J. Soil organic matter as a nanoporous sorbent of organic pollutants [J]. Adv. Colloid Interface Sci., 1998, **77**: 445 ~ 467.

[22] Schulten H R. The three-dimensional structure of humic substances and soil organic matter studied by computational analytical chemistry [J]. Fresen. J. Anal. Chem., 1995, **351**(1): 62 ~ 73.

《环境科学》征稿简则

1. 来稿报道成果要有创新性,论点明确,文字精炼,数据可靠.全文不超过 8000 字(含图、表、中英文摘要及参考文献).国家自然科学基金项目、国家科技攻关项目、国际合作项目或其它项目请在来稿中注明(在首页以脚注表示).作者投稿时请先登陆我刊网站(www.hjcx.ac.cn)进行注册,注册完毕后以作者身份登录,按照页面给出的提示信息投稿即可.
2. 稿件请按 GB 7713-87《科学技术报告、学位论文和学术论文的编写格式》中学术论文的规范撰写.论文各部分的排列顺序为:题目;作者姓名;作者工作单位、地址、邮政编码;中文摘要;关键词;中图分类号;英文题目;作者姓名及单位的英译名;英文摘要;关键词;正文;致谢;参考文献.
3. 论文题目应简练并准确反映论文内容,一般不超过 20 字,少用副标题.
4. 中文摘要不少于 300 字,以第三人称写.摘要内容包括研究工作的目的、方法、结果(包括主要数据)和结论,重点是结果和结论.英文摘要与中文对应,注意人称、时态和语言习惯,以便准确表达内容.
5. 前言包括国内外前人相关工作(引文即可)和本工作的目的、特点和意义等.科普知识不必赘述.
6. 文中图表应力求精简,同一内容不得用图表重复表达,要有中英文对照题目.图应大小一致,曲线粗于图框,图中所有字母、文字字号大小要统一.表用三线表.图表中术语、符号、单位等应与正文一致.
7. 计量单位使用《中华人民共和国法定计量单位》(SI).论文中物理计量单位用字母符号表示,如 mg(毫克),m(米),h(小时)等.科技名词术语用国内通用写法,作者译的新名词术语,文中第一次出现时需注明原文.
8. 文中各级标题采用 1,1.1,1.1.1 的形式,左起顶格书写,3 级以下标题可用(1),(2)……表示,后缩 2 格书写.
9. 文中外文字母、符号应标明其大小写,正斜体.生物的拉丁学名为斜体.缩略语首次出现时应给出中文全称,括号内给出英文全称和缩略语.
10. 未公开发表资料不列入参考文献,可在出现页以脚注表示.文献按文中出现的先后次序编排.常见文献书写格式为:  
**期刊**:作者(外文也要姓列名前).论文名[J].期刊名,年,卷(期):起页 ~ 止页.  
**图书**:作者.书名[M].出版地:出版社,年.起页 ~ 止页.  
**会议文集**:作者.论文名[A].见(In):编者.文集名[C].出版地:出版社(单位),年.起页 ~ 止页.  
**学位论文**:作者.论文名[D].保存地:保存单位,年份.  
**报告**:作者.论文名[R].出版地.出版单位,出版年.  
**专利**:专利所有者.专利题名[P].专利国别:专利号,出版日期.
11. 来稿文责自负,切勿一稿多投.编辑对来稿可作文字上和编辑技术上的修改和删节.在 3 个月内未收到本刊选用通知,可来电询问.对未刊稿件一般不退,请作者自留底稿.
12. 投稿请附作者单位详细地址,邮编,电话号码,电子邮箱等.编辑部邮政地址:北京市 2871 信箱;邮编:100085;电话:010-62941102,010-62849343;传真:010-62849343;E-mail: hjcx@rcees.ac.cn; 网址: www. hjcx. ac. cn