

·环境矿物学·

包气带土壤组成对三氯乙烯的吸附影响研究

张 晶,何江涛,曲雪妍,张坤峰,韩 璐

(中国地质大学 水资源与环境学院,北京市重点实验室,北京 100083)

摘 要:有机质和矿物质是包气带土壤中的主要吸附介质,其吸附特性直接影响有机污染物在环境中的迁移、转化等过程。分别采用分析纯石英砂和典型粘土矿物高岭石模拟土壤的原生矿物和粘土矿物,利用批实验的方法研究土壤中各组成部分对三氯乙烯(TCE)的吸附行为。土壤有机质的吸附行为通过全土样和矿物质的对比得出。结果表明,粘土矿物是吸附氯代烃的主要矿物质,原生矿物对氯代烃的吸附量很小;土壤有机质含量和土壤吸附量之间有很好的正相关性;土壤有机碳含量与土壤粘土矿物含量的比值是影响吸附行为的另一重要因素,比值越小, K_{oc} 值越大,土壤对TCE的亲合力就越强。由于自然界中的土壤有机质大都与矿物质形成有机质-粘土矿物结合体,据此推测有机质-矿物质结合体会影响有机质的组成和形态,从而对其吸附行为有重要作用。

关键词:包气带;三氯乙烯;吸附;粘土矿物;有机碳

中图分类号:P579

文献标识码:A

文章编号:1000-6524(2010)04-0439-06

The influence of soil constitution on the sorption of trichloroethylene in the vadose zone

ZHANG Jing, HE Jiang-tao, QU Xue-yan, ZHANG Kun-feng and HAN Lu

(Beijing Key Laboratory of Water Resources and Environmental Engineering, China University of Geosciences, Beijing 100083, China)

Abstract: Chlorinated hydrocarbons (CHs) are widespread organic contaminants in the groundwater system. Among them, trichloroethylene (TCE) is most common. Since TCE is a typical DNAPL (dense non-aqueous phase liquids), it tends to migrate downward into the groundwater system where pools exist. During the migration of trichloroethylene in the vadose zone, soil sorption plays an important role in determining its mobilization, transportation and accommodation. Soil organic matter (SOM) and soil minerals are two major sorbents in the vadose zone which strongly affect sorption behaviors of organic contaminants. Based on batch experiments, the authors studied the adsorption behaviors of trichloroethylene (TCE) in four simulated mineral samples with different ratios of silica to kaolinite (representing respectively primary minerals and clay minerals) and six soil samples with different ratios of total organic matter (TOC) to clay minerals which were collected at different depths of the vadose soil profile. Instead of employing the isolation procedure of SOM which might cause changes in physicochemical properties of SOM, the sorption behaviors of TCE in SOM were predicted by the comparison between soil samples and simulated soil mineral samples. The results obtained show that both the sorption isotherm of soils and that of minerals fit Langmuir sorption model. The maximum sorption capacity of pure kaolinite is nearly 200 $\mu\text{g}/\text{kg}$, while that of pure silica is only about 15 $\mu\text{g}/\text{kg}$. The maximum sorption

收稿日期:2009-12-08;修订日期:2010-03-11

基金项目:国家自然科学基金(40702060);国家高技术研究发展计划“863”资助项目(2006AA100205-3)

作者简介:张 晶(1984-),男,江苏人,硕士研究生,E-mail:zhangjing-212300@163.com;通讯作者:何江涛(1974-),男,副教授,主要研究方向为土壤地下水污染控制与修复,E-mail:jthe@cugb.edu.cn。

capacity of clay minerals is almost 13 times as large as that of primary minerals. The clay minerals contribute most of the sorption capacity of soil minerals, while the primary minerals only present negligible sorption of TCE. The content of TOC is the key factor affecting the sorption of TCE in soils, as the sorption capacity of TCE in SOM is several orders of magnitude larger than that in clay minerals, which accounts for the positive correlation between the content of TOC and the soil sorption capacity. The ratio of TOC to clay minerals is another factor affecting the sorption behaviors of TCE in soils. Soil with lower ratios of TOC to clay minerals would produce higher K_{oc} values. SOM has been reported to be intimately associated with the clay mineral fraction and widely distributed in the environment in the form of organo-clay complexes. The thickness of SOM coating on clay minerals decreases with the decrease of the ratio of TOC to clay minerals on the uniform organo-clay complexes, and the molecular layers close to the mineral surface may take a more compacted form due to the attractive power of mineral surface. Any SOM layer beyond this compacted region may be relatively intensely expanded as the attractive force becomes weaker with the increasing distance from the mineral surface. Therefore, the proportion of the bound SOM in the condensed form would be relatively high at the lower ratio of TOC to clay minerals. Soil with lower ratios of TOC to clay mineral is likely to produce higher K_{oc} values indicating an increasing affinity of TCE for the soil, which suggests that organo-mineral complexes potentially play an important role in regulating the accessibility and distribution of sorption sites for organic chemicals, and are thus important in the study of sorption mechanism.

Key words: vadose zone; trichloroethylene(TCE); sorption; clay minerals; organic carbon

土壤/沉积物对有机污染物的吸附主要是矿物质和有机质两部分共同作用的结果(Moder *et al.*, 1997; Chul *et al.*, 2008)。从土壤中提取出有机质, 研究其吸附特性的方法并不十分可取。因为有机质的提取过程主要是化学方法, 通过改变 pH 值, 利用有机质不同组分(富里酸、胡敏酸、胡敏素)在不同 pH 值下溶解性的不同而实现分离。这种化学提取方法会破坏土壤有机质原来的性质(Xing, 2001; Simpson *et al.*, 2003; Huang *et al.*, 2005)。另外, 在自然环境中, 土壤有机质(SOM, soil organic matters)大都会与土壤粘土矿物质结合, 以有机质-粘土复合体的形式分布在环境中(Zhou *et al.*, 1995; Ransom *et al.*, 1997; Mayer and Xing, 2001; Chen and Xing, 2005)。有机质与矿物质之间的相互作用也对 SOM 的吸附性能有重要影响(Jones and Tiller, 1999; Salloum *et al.*, 2002; Feng *et al.*, 2005, 2006; Tzou *et al.*, 2008)。

本文主要研究包气带土壤对三氯乙烯(TCE, trichloroethylene)的吸附行为。为了研究 SOM 在土壤环境中的吸附特性, 避免提取过程的影响, 尝试采用静态吸附批实验的方法, 以包气带土壤剖面不同深度的土壤样品和模拟土壤矿物样品为吸附剂, 研究其对 TCE 的吸附行为, 并通过两者之间的对比来反推 SOM 的吸附特性。同时, 本文也探讨了矿物质

的吸附特性, 以及有机质与粘土矿物的相互作用对吸附特性的影响。

1 材料与方法

1.1 实验材料和仪器

供试土壤采自北京市通州区高营村附近农田。基本理化性质如表 1 所示。土样取出后, 自然风干, 过 0.25 mm 筛用于吸附实验。

主要仪器和试剂有: Agilent 6820 气相色谱仪(美国安捷伦公司)带 7694E 顶空自动进样器(美国惠普公司), 低速台式离心机, 气浴恒温振荡器, 三氯乙烯(北京化工厂, 分析纯), 三氯乙烯标准溶液(0.95 mg/mL, 国家标准物质中心), 甲醇(Burdick & Jackson, 色谱纯), 石英砂(国药集团化学试剂公司),

表 1 采集土壤的基本理化性质

| 取样深度 /m | 有机碳 /% | CEC / $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 粒径组成 /% | | |
|---------|--------|--|---------|------|------|
| | | | 砂粒 | 粉砾 | 粘粒 |
| 0~0.5 | 0.64 | 6.28 | 12.3 | 56.4 | 31.3 |
| 1.0~1.5 | 0.40 | 7.15 | 4.8 | 63.3 | 31.9 |
| 1.5~2.0 | 0.78 | 12.00 | 2.0 | 35.3 | 62.7 |
| 3.0~3.5 | 0.16 | 10.48 | 5.1 | 62.5 | 32.4 |
| 3.5~4.0 | 0.12 | 6.20 | 14.9 | 58.7 | 26.4 |
| 4.5~5.0 | 0.10 | 7.47 | 13.1 | 65.4 | 21.5 |

分析纯),高岭石(国药集团化学试剂公司)。其余试剂均为分析纯。

1.2 模拟土壤矿物质和土样吸附批实验

依据表2土壤矿物X-射线衍射分析结果,石英砂和粘土矿物是土壤主要的矿物质,不同深度的土样粘土矿物占20%~50%不等。本实验以分析纯石英砂和典型粘土矿物高岭石模拟土壤的原生矿物和粘土矿物,分别按质量比石英砂:高岭石(1:1)和石英砂:高岭石(7:3)配置土壤模拟矿物质,以KW2和KW3表示,纯石英砂和高岭石分别用KW4和KW1表示。采用批量平衡实验方法,准确称取样品

4.00 g于20 mL顶空瓶中,加入不同浓度的TCE溶液19 mL(加入溶液的体积,使顶空瓶上部空余体积尽可能小,减少挥发),压盖密封,每一TCE浓度组设置一个不加土样的空白控制样。将顶空瓶置于空气浴振荡器中,在25℃下以200 r/min振荡48 h(吸附动力学实验表明,48 h吸附达到平衡)。平衡后,3 500 r/min离心10 min,用玻璃注射器取上清液3 mL注入10 mL顶空瓶中,压盖密封。在气相色谱仪中测试TCE溶液浓度。吸附达到平衡时,以空白控制样的TCE浓度作为液相的初始浓度(扣除挥发影响)。TCE浓度范围在40~500 μg/L之间。

表2 土样的矿物种类及含量
Table 2 Mineral composition of soil

| 取样深度/m | 矿物种类和含量/% | | | | | | 粘土矿物总量/% |
|---------|-----------|-----|------|------|-----|-----|----------|
| | 石英 | 钾长石 | 斜长石 | 方解石 | 白云石 | 角闪石 | |
| 0~0.5 | 40.5 | 3.8 | 18.2 | 6.8 | 2.8 | - | 27.9 |
| 1.0~1.5 | 42.8 | 5.3 | 14.6 | 5.7 | 1.5 | 0.8 | 29.3 |
| 1.5~2.0 | 25.8 | 1.9 | 9.1 | 8.3 | 1.4 | 0.7 | 52.8 |
| 3.0~3.5 | 46.1 | 7.8 | 20.8 | 2.5 | - | - | 22.8 |
| 3.5~4.0 | 42.1 | 5.3 | 21.6 | 7.0 | 1.8 | 1.3 | 20.9 |
| 4.5~5.0 | 38.1 | 2.5 | 9.7 | 12.5 | 3.1 | 0.4 | 33.7 |

注:-为未检出。

选择剖面上0、1.0、1.5、3.0、3.5、4.5 m 6个土样进行吸附批试验,分别用代码(S 0 m)、(S 1.0 m)、(S 1.5 m)、(S 3.0 m)、(S 3.5 m)、(S 4.5 m)表示。供试土样基本理化性质见表1。实验方法同上节。因土样的吸附量较矿物质大,所以配置较高的8个浓度梯度TCE溶液,经测定,TCE浓度范围在60~1 750 μg/L之间。

1.3 分析方法

土壤pH值、总有机碳、CEC测定均采用国家标准方法。土样全岩成分分析采用是X-射线衍射法,仪器型号D/Max-RC(日本理学电机公司)。有机物分析采用美国安捷伦带有7694E顶空进样器和CerityQA-QC化学工作站的Agilent 6820气相色谱仪,检出限为0.05 μg/L,使用灵敏度度较高的HP-624色谱柱,ECD检测器,进样口温度160℃,色谱柱柱流量1.0 mL/min,炉温70℃(保持10 min),检测器ECD温度300℃,顶空进样器条件:Vial 60℃(温度)、Loop 70℃(温度)、Triline 80℃(温度)(刘菲等,2007)。

1.4 数据分析

用Langmuir等温吸附模型拟合各样品的等温

吸附线。将Langmuir等温吸附模型变换为

$$1/q = 1/\alpha Q \times 1/C_e + 1/Q \quad (1)$$

式中: q 为平衡时吸附质在吸附剂中的浓度(μg/kg), C_e 为平衡时液相的浓度(μg/L), α 为某温度下的Langmuir常数, Q 为某温度下吸附介质对某化合物的吸附容量。

2 结果与讨论

2.1 模拟土壤矿物质样品对TCE的吸附

不同模拟土壤矿物质样品的等温吸附线如图1所示。用(1)式进行线性拟合,就可以得到Langmuir等温吸附模型的参数 Q (表3)。可以看出,随着粘土含量的增加,模拟矿物质样品最大吸附容量 Q 也逐渐增大。最大吸附容量与粘土百分含量之间有很好的正相关性。表明,土壤矿物质中,粘土矿物是TCE等氯代烃主要的吸附介质,非粘土矿物的吸附容量很有限。从表3中可知,KW1的最大吸附容量 Q_{KW1} 达到将近200 μg/kg,而 Q_{KW4} 值仅约为15 μg/kg,原生矿物的最大吸附量不到粘土矿物的1/13。根据石英砂和高岭石的最大吸附容量,可以大

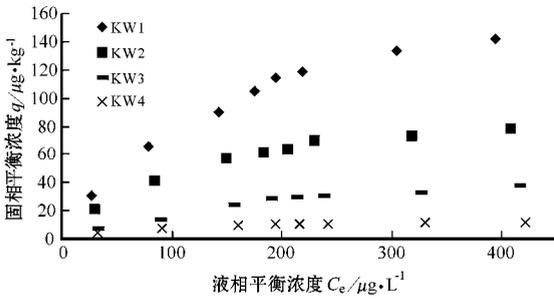


图 1 4 种不同组分矿物质 TCE 的等温吸附线
Fig. 1 Sorption isotherms of TCE on mineral samples

致预测粘土矿物和原生矿物对土壤吸附 TCE 的贡献。吸附饱和时,当土壤粘土矿物含量超过 7% 时,粘土矿物的吸附量就超过原生矿物,成为主要的矿物质吸附介质。当粘土矿物含量超过 41% 时,原生矿物质吸附量占整个矿物质吸附量的比例就不到 10% 相对与整个土壤的吸附量,所占比例就更小,可以认为几乎没有吸附作用。

2.2 包气带介质对 TCE 的吸附

包气带土样的等温吸附线呈非线性(图 2),用(1)式进行线性拟合,得到 Langmuir 等温吸附模型

表 3 Langmuir 等温吸附线参数及 TCE 的 K_d 和 K_{oc} 值

Table 3 Langmuir isotherm parameters and measured TCE K_d and K_{oc} values

| 样品 | $K_d/L \cdot kg^{-1}$ | $K_{oc}/L \cdot kg^{-1}$ | $Q/\mu g \cdot kg^{-1}$ | r^2 | 有机碳/% | C/M |
|----------|-----------------------|--------------------------|-------------------------|-------|-------|------|
| KW1 | 0.478 ± 0.031 | | 192.30 | 0.998 | | |
| KW2 | 0.238 ± 0.028 | | 98.04 | 0.999 | | |
| KW3 | 0.130 ± 0.006 | | 60.61 | 0.992 | | |
| KW4 | 0.038 ± 0.004 | | 15.34 | 0.998 | | |
| S(0 m) | 1.607 ± 0.086 | 272.37 ± 13.44 | 2000 | 0.985 | 0.64 | 2.29 |
| S(1.0 m) | 1.090 ± 0.095 | 272.25 ± 23.75 | 1667 | 0.991 | 0.40 | 1.36 |
| S(1.5 m) | 1.917 ± 0.062 | 245.77 ± 7.95 | 2500 | 0.994 | 0.78 | 1.48 |
| S(3.0 m) | 0.693 ± 0.028 | 433.12 ± 17.50 | 833 | 0.991 | 0.16 | 0.70 |
| S(3.5 m) | 0.595 ± 0.040 | 495.83 ± 33.33 | 714 | 0.978 | 0.12 | 0.57 |
| S(4.5 m) | 0.556 ± 0.023 | 556.00 ± 23.00 | 625 | 0.997 | 0.10 | 0.30 |

注 :C/M 为土壤有机碳(TOC, total organic carbon)与粘土矿物含量之比=[TOC(%)/粘矿物含量(%)] \times 100。

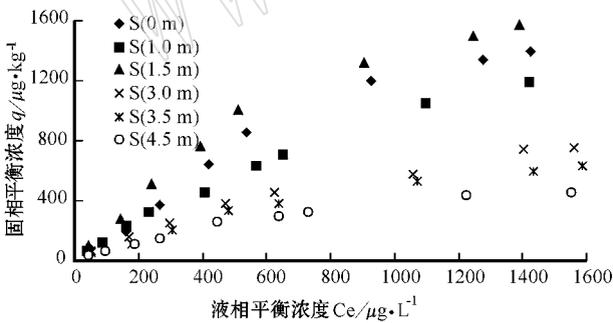


图 2 包气带土样对 TCE 的等温吸附线

Fig. 2 Sorption isotherms of TCE on soil samples

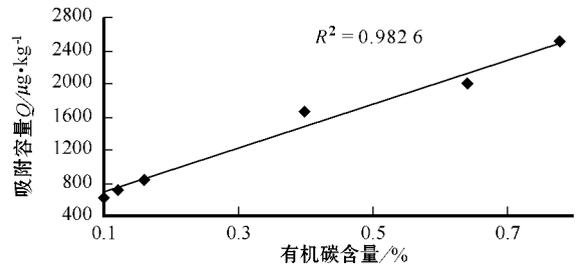
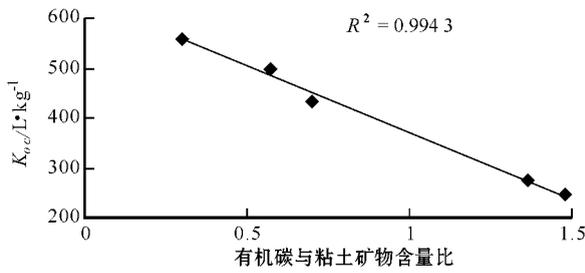


图 3 有机碳含量与最大吸附容量的相关性

Fig. 3 Relationship between f_{oc} and maximum sorption capacity of soils

的参数 Q (表 3),发现,6 个土样 S(0 m) S(1.0 m) S(1.5 m) S(3.0 m) S(3.5 m) S(4.5 m) 的最大吸附容量分别为 2000、1667、2500、833、714、625 $\mu g/kg$ 。有机碳含量越高,土样对 TCE 的吸附量就越大(图 3),表明同一包气带剖面上土壤对 TCE 的吸附行为主要由土壤有机质含量决定。这与 Weber 等(1992)的结论是一致的。分配系数(K_d)通过等温吸附线的线性拟合得出,有机碳标准分配系数(K_{oc})通

过 K_d 与土样中有机碳百分含量(f_{oc})的比值得出(Julia and Simpson, 2007)。对比各土样的 K_{oc} 值发现(不包括表土,因为表土为耕作层,其 SOM 的结构和组成受到耕作影响),有机碳与粘土含量比值(C/M)越小, K_{oc} 值就越大(图 4),而 K_{oc} 值正反映了 SOM 吸附 TCE 的亲合力。由于自然界中 SOM 大都与粘土矿物结合形成有机质-矿物复合体(Maurice and Namjesnik, 1999), C/M 值的不同反映了有机质与矿物质结合的差异。这表明有机质-矿物质复合

图4 有机碳和粘土矿物比值与 K_{oc} 的相关性Fig. 4 Relationship between K_{oc} and ratio of TOC to clay minerals

体对吸附行为有很重要的影响,两者之间的结合会影响 SOM 的组成和结构。Gunasekara 等(2003)提出,土壤中有有机质大分子,尤其是最先与土壤矿物质结合的无定形区域的分子层,其结构会重排形成更加紧密的结构,这样的结构会增加其吸附的亲合力。据此推测, C/M 值小的土样可能含有较多比例的紧密态的土壤有机质。因为土壤有机质主要“包裹”在粘土矿物的表面, C/M 值越小,“包裹”的 SOM 的厚度就越薄,与矿物表面距离越近,其受到矿物引力的作用就越大,从而形成较紧密的形态,距离矿物表面较远的 SOM 分子层,其结构相对“膨松”。因此,土样的 C/M 值越小,其含紧密态 SOM 的比例就越高,从而导致反映吸附亲和力的 K_{oc} 值就越大。

2.3 模拟介质与实际土壤样品的对比分析

土壤样品(SS)是由原生矿物(PM)、粘土矿物(CM)和土壤有机质(SOM)3种吸附介质的结合体。达到吸附饱和时,可以认为:

$$Q_{SS} = aQ_{PM} + bQ_{CM} + cQ_{SOM} \quad (2)$$

a 、 b 、 c 分别表示原生矿物、粘土矿物和土壤有机质在土样中的质量分数, Q 表示最大吸附容量(mg/kg)。那么可以得到土壤有机质的最大吸附容量:

$$Q_{SOM} = (Q_{SS} - aQ_{PM} - bQ_{CM})/c \quad (3)$$

6个包气带土样(S(0 m)、S(1.0 m)、S(1.5 m)、S(3.0 m)、S(3.5 m)、S(4.5 m)),其 SOM 的最大吸附容量分别是 175、230、180、280、320 和 323 mg/kg 。可以发现,同一包气带中不同深度的土壤有机质,其最大吸附容量可以相差将近一倍,平均而言,包气带 Q_{SOM} 约为土壤粘土矿物最大吸附容量 Q_{CM} 的一千多倍。当吸附饱和时,根据土壤中原生矿物、粘土矿物和土壤有机质的含量及其吸附容量,可以计算出三部分对土壤吸附 TCE 的贡献百分比(图5)。6个

土样中,有机质对全土吸附 TCE 的贡献百分比都在 90%左右,粘土矿物对全土吸附 TCE 贡献只有 10%左右;原生矿物的贡献非常小,最高为土样 S(4.5 m),仅有 2.7%。由于 SOM 对氯代烃的吸附容量比土壤矿物质的吸附容量大好几个数量级,所以尽管研究区包气带深处的土壤有机碳含量最低仅为 0.12%,但依然是占主导地位的吸附质。 Q_{SOM} 与上文所提到的 K_{oc} 值的变化趋势一致,并且都和 C/M 值负相关。 K_{oc} 值代表了 SOM 吸附 TCE 的亲合力,亲合力越大,吸附量就越大。 Q_{SOM} 与 C/M 之间的相关性也证实了 C/M 值的变化会引起 SOM 的结构和形态的变化,从而影响 SOM 的吸附特性。

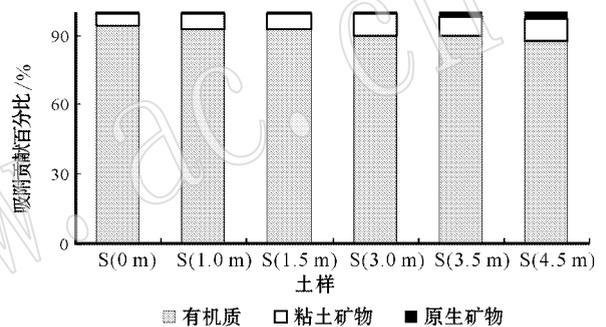


图5 土壤各组分对 TCE 吸附贡献百分比

Fig. 5 Contribution percentage of soil components to the sorption of TCE on soil

3 结论

(1) 粘土矿物是包气带土壤中主要的矿物质吸附介质,本实验中粘土矿物的最大吸附容量为 200 $\mu\text{g}/\text{kg}$,原生矿物最大吸附容量仅为 15 $\mu\text{g}/\text{kg}$,两者相差一个数量级。

(2) SOM 对氯代烃的吸附容量比土壤矿物质的吸附容量大好几个数量级,所以尽管研究区包气带深处的土壤有机碳含量最低仅为 0.12%,但依然是占主导地位的吸附质,其对土壤吸附 TCE 的贡献百分比达到 90%左右。

(3) 在自然界中, SOM 大都与粘土矿物结合形成有机质-矿物结合体,两者之间的相互作用对土壤的吸附行为有重要作用。有机碳与粘土矿物含量的比值(C/M)是影响包气带土壤对氯代烃吸附行为的重要影响因子, C/M 值可以影响 SOM 吸附氯代烃的亲合力。实验发现, C/M 值约小, K_{oc} 值及 Q_{SOM} 值就越大,而 K_{oc} 值和 Q_{SOM} 值正反映了吸附亲

和性的大小。究其原因,可能是 C/M 值较小的土壤含有较多紧密态的 SOM,而紧密的 SOM 吸附氯代烃的亲合力较强。总之,有机质-矿物质结合体会影响 SOM 的组成和形态从而对其吸附行为有重要作用。

References

- Chen B and Xing B. 2005. Sorption and conformational characteristics of reconstituted plant cuticular waxes on mineral surfaces[J]. *Org. Geochem.*, 36: 1553~1556.
- Chul Jin Joo, Shackelford Charles D and Kenneth F. 2008. Sorption of nonpolar neutral organic compounds to humic acid-coated sands: Contributions of organic and mineral components[J]. *Chemosphere*, 70(7): 1290~1297.
- Feng X, Simpson A J and Simpson M J. 2005. Chemical and mineralogical controls on humic acid sorption on humic acid sorption to clay mineral surfaces[J]. *Org. Geochem.*, 36: 1553~1556.
- Feng X, Simpson A J and Simpson M J. 2006. Investigating the role of mineral-bound humic acid in phenanthrene sorption[J]. *Environ. Sci. Technol.*, 40: 3260~3266.
- Gunasekara A S, Simpson M J and Xing B. 2003. Identification and characterization of sorption domains in soil organic matter using structurally modified humic acids[J]. *Environ. Sci. Technol.*, 37: 852~858.
- Huang Yingying, Wang Shanli and Liu Jenchi. 2005. Influences of preparative methods of humic acids on the sorption of 2,4,6-trichloropheno[J]. *Chemosphere*, 70: 1218~1227.
- Jones K D and Tiller C L. 1999. Effect of solution chemistry on the extent of binding of phenanthrene by a soil humic acid: a comparison of dissolved and clay bound humic[J]. *Environ. Sci. Technol.*, 33: 580~587.
- Julia L B and Simpson M J. 2007. Variation in phenanthrene sorption coefficients with soil organic matter fraction: the result of structure or conformation[J]. *Environ. Sci. Technol.*, 41: 153~159.
- Liu Fei, Liu Mingliang and He Jiangtao. 2007. The adsorption of

trichlorinated hydrocarbon in unsaturated zone[J]. *Acta Petrologica et Mineralogica*, 26(6): 549~552 (in Chinese with English abstract)

- Maurice P A and Namjesnik-Dejaovic K. 1999. Aggregate structures of sorbed humic substances observed in aqueous solution[J]. *Environ. Sci. Technol.*, 33: 1538~1541.
- Moder B T, Uwe-Goos K and Eisenreich S J. 1997. Sorption of Nonionic hydrophobic organic chemicals to mineral surfaces[J]. *Environ. Sci. Technol.*, 31: 1079~1086.
- Simpson M J, Chefetz B and Hatcher P G. 2003. Phenanthrene sorption to structurally modified humic acids[J]. *Environ. Qual.*, 32: 1750~1758.
- Tzoua Yumin, Wang Shanli, Liu Jenchi, *et al.* 2008. Removal of 2,4,6-trichlorophenol from a solution by humic acids repeatedly extracted from a peat soil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 152: 812~819.
- Weber W J, McGinley P M. and Katz L E. 1992. A distributed reactivity model for sorption by soil and sediments: Conceptual basis and equilibrium assessments[J]. *Environ. Sci. Technol.*, 26: 1956~1962.
- Xing B. 2001. Sorption of naphthalene and phenanthrene by soil humic acids[J]. *Environ. Pollut.*, 111: 303~309.
- Zhou J L, Rowland J, Braven B, *et al.* 1995. Tefluthrin sorption to mineral particles: Role of particle organic coatings[J]. *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, 58: 275~285.
- Mayer L M and Xing B. 2001. Organic matter-surface area relationship in acid soils[J]. *Soil Sci. Soc. Am.*, 65: 250~258.
- Ransom B, Bennett R J, Bairwald R, *et al.* 1997. Study of in situ organic matter on continental shelf margins: occurrence and the monolayer hypothesis[J]. *Mar. Geol.*, 138: 1~9.
- Salloum M J, Chefetz B and Hatcher P G. 2002. Phenanthrene sorption by aliphatic-rich natural organic matter[J]. *Environ. Sci. Technol.*, 36: 1953~1958.

附中文参考文献

- 刘菲,刘明亮,何江涛. 2007. 包气带对三氯乙烯的吸附行为研究[J]. *岩石矿物学杂志*, 26(6): 549~552.