

doi:10.3799/dqkx.2012.00

## 改性硅藻土对水中 DDTs 的吸附机理

谭凌智<sup>1</sup>, 祁士华<sup>1</sup>, 严春杰<sup>2</sup>, 张家泉<sup>1</sup>, 张小辉<sup>1</sup>, 柯艳萍<sup>1</sup>, 于佳<sup>1</sup>, 陈静<sup>1</sup>

1. 生物地质与环境地质国家重点实验室, 中国地质大学环境学院, 湖北武汉 430074

2. 中国地质大学教育部纳米矿物材料及应用工程研究中心, 湖北武汉 430074

**摘要:** 采用阳离子表面活性剂(十六烷基三甲基溴化铵)对硅藻土进行改性, 并以优选的改性方案为基础, 研究了该有机硅藻土对水中有机氯农药 DDTs( $p, p'$ -DDT、 $p, p'$ -DDE 和  $p, p'$ -DDD)的吸附过程及增强机理。结果表明, 十六烷基三甲基溴化铵能有效改变硅藻土的 Zeta 电位、比表面积和表面疏水性质, 从而提高硅藻土吸附有机氯农药的能力。改性硅藻土对水中 3 种有机氯农药的吸附能力依次为:  $p, p'$ -DDT >  $p, p'$ -DDE >  $p, p'$ -DDD。基于模型的准确性( $R^2$  值)考虑, Redlich-Peterson 方程能更好地用于拟合 DDTs 在改性硅藻土上的等温吸附曲线。

**关键词:** 硅藻土; 有机改性; 吸附; 有机氯农药。

中图分类号:

文章编号: 1000-2383(2012)03-0000-06

收稿日期: 2011-07-23

## Removal of DDTs from Water by Modified Diatomite

TAN Ling-zhi<sup>1</sup>, QI Shi-hua<sup>1</sup>, YAN Chun-jie<sup>2</sup>, ZHANG Jia-quan<sup>1</sup>,  
Zhang Xiao-hui<sup>1</sup>, KE Yan-ping<sup>1</sup>, YU Jia<sup>1</sup>, CHEN Jing<sup>1</sup>

1. School of Environmental Studies and State Key Laboratory of Biogeology and Environmental Geology, China University of Geosciences, Wuhan 430074, China

2. Engineering Research Center of Nano-Geo Materials of Ministry of Education, China University of Geosciences, Wuhan 430074, China

**Abstract:** This study investigates the adsorption behavior of organochlorine pesticides DDTs( $p, p'$ -DDT,  $p, p'$ -DDE and  $p, p'$ -DDD) onto organo-diatomite (OD), which was modified by Cetyltrimethylammonium Bromide (CTMAB). The strengthened mechanisms and optimization design of the adsorption process are also discussed. The results show that the cationic surfactant could change the Zeta potential, BET surface area and hydrophobic characteristics of diatomite, which lead to the better adsorption efficiency of DDTs. The adsorption efficiency of the three DDTs onto OD follows the order of  $p, p'$ -DDT >  $p, p'$ -DDE >  $p, p'$ -DDD. According to the value of  $R^2$ , it can be concluded that the Redlich-Peterson model fit best for the adsorption data.

**Key words:** diatomite; organic modification; adsorption; organochlorine pesticides.

有机氯农药是一类广泛存在于空气、水、沉积物和土壤等各类环境介质中的持久性有机污染物。它们具有的生物富集性、生物放大性和高毒性等特点(Wang and Wang, 2005; El-Shahawi *et al.*, 2010),使其受到了各国政府和科学家的极大重视。由于它们在水中的浓度一般以 ng/L 的浓度存在(Feng *et al.*, 2003; Zhang *et al.*, 2004; Imo *et al.*, 2006; Chen *et al.*, 2011),若使用常规方法进行处理,存在耗资大且处理效率较低等问题。因此,吸附法以其设备简单、效果稳定、投资少等优点,成为了目前处理水中痕量污染物研究中使用最为广泛

的方法之一。

现阶段矿物吸附材料的研究主要集中于使用有机柱撑剂(有机插层方式)对层状粘土(蒙脱土、凹凸棒等)进行改性处理,该方法能够很好地改变矿物材料表面的亲水性能,并在粘土矿物的内、外表面形成由表面活性剂组成的半胶束/有机胶束相(Sanchez-Martin *et al.*, 2006; Wang and Keller, 2008; 许银等, 2009),从而提高这类矿物材料对有机污染物的吸附能力。但鲜见对硅藻土这种非层状结构的多孔材料进行表面改性的研究及其对水中有机氯农药的吸附行为及机理的报道。本文以十六烷基三甲基溴

**基金项目:** 国家自然科学基金项目(No. 41073070); 生物地质与环境地质教育部重点实验室开放基金项目(No. BGEG1012)。

**作者简介:** 谭凌智(1982-),男,博士研究生,主要从事地球化学相关工作。E-mail: david4017@126.com

化铵(CTMAB)为改性剂,制得了有机硅藻土,并研究其在相同条件下对水体中 DDTs( $p, p'$ -DDT、 $p, p'$ -DDE 和  $p, p'$ -DDD)的吸附过程及增强机理,同时考察了该吸附过程的等温吸附曲线。

## 1 材料与方 法

### 1.1 实验仪器及试剂

使用的主要仪器有:HZ-9310K 摇床(泰纳,中国);RJ-TDL-25A 低速大容量离心机(诺基,中国);SH21-2 恒温磁力搅拌器(上海标仪,中国);6890 气相色谱(Agilent,美国);ASAP22020 V3.00H 型全自动比表面积机(麦克,美国);超声粒度及 Zeta 电位分析仪 DT-1200(康塔,美国)。

本研究所使用原始硅藻土化学成分为  $\text{SiO}_2$  (90.0%)、 $\text{Al}_2\text{O}_3$  (4.0%)、 $\text{Fe}_2\text{O}_3$  (1.5%)、其他 (4.5%),所使用化学试剂均为分析纯(国药集团,中国),其中用于气相色谱分析的正己烷,丙酮等有机试剂为色谱纯(Tedia,美国)。所使用 DDTs( $p, p'$ -DDT、 $p, p'$ -DDE 和  $p, p'$ -DDD)的标准溶液购自中国农业部环境保护科研监测所,其具体物理化学参数见表 1。

### 1.2 研究方法

**1.2.1 改性硅藻土的制备** 将干燥、过 100 目筛的硅藻土置于马弗炉中,在 500 °C 条件下活化 1 h,再取该硅藻土 100 g 置于到 500 mL 浓度为 1~25 mmol/L 的 CTMAB 溶液中,在常温下使用 1 000 r/min 速度搅拌 6 h,产物经石英滤膜抽滤,用 50%(体积分数)的乙醇水溶液、去离子水洗涤至用 0.1%(质量分数)的  $\text{AgNO}_3$  溶液检验不到滤液中有  $\text{Br}^-$  存在为止。最后将抽滤所得有机硅藻土在 100 °C 下烘干并活化 1 h,即制成有机硅藻土(DSY)(Lee and Kim, 2002; Li *et al.*, 2003)。硅藻土原样为(DS),

表 1 表面活性剂和有机氯农药(DDTs)的相关理化性质  
Table 1 The related physicochemical properties of DDTs and surfactants

化合物名称	分子式	摩尔质量 (g/mol)	溶解度 (mg/L)	辛醇分配系数 (log $K_{ow}$ )
$p, p'$ -DDE	$\text{C}_{14}\text{H}_8\text{Cl}_4$	318.03	0.12 <sup>a</sup>	5.70 <sup>b</sup>
$p, p'$ -DDT	$\text{C}_{14}\text{H}_9\text{Cl}_5$	354.49	0.025 <sup>a</sup>	6.36 <sup>b</sup>
$p, p'$ -DDD	$\text{C}_{14}\text{H}_{10}\text{Cl}_4$	320.05	0.090 <sup>a</sup>	5.50 <sup>b</sup>
CTMAB	$\text{C}_{16}\text{H}_{33}(\text{CH}_3)_3\text{NBr}$	364.45	13 000	-0.48

注:a. Howard and Meylan(1997); b. Schwarzenbach *et al.* (2003);  
 $T=25\pm 0.5$  °C,  $\text{pH}=7.0$ 。

吸附过有机氯农药的有机硅藻土为(CDSY-次数)。

**1.2.2 DDTs 原水的配置和静态吸附试验** 取一定量去离子水加硫酸调整 pH 值至中性,加入一定浓度的 DDTs 的标准溶液,再加入适量的去离子水稀释并摇匀,即配制成浓度为 22.6 ng/L 的 DDTs 模拟原水。

静态试验:分别取 500 mL 模拟原水倒入已经放有一定量的未改性或改性硅藻土的烧瓶中,并用玻璃塞将瓶口塞紧,然后置于振荡器中。在 25 °C 下,以 100 r/min 的速度震荡 24 h,静置 1 h。最后使用 50 mL 大容量离心机,在 4 000 r/min 条件下离心 20 min,用移液管吸取上层清液共 400 mL。使用 USEPA 8080A 方法检测水中 DDTs 的含量。实验中所有溶液浓度均重复测试 2 次取平均值,并保证 2 次重复测试的差值不超过 1%。

## 2 结果与讨论

### 2.1 硅藻土的比表面积分析

硅藻土原样、改性硅藻土和吸附过有机氯农药的改性硅藻土的 BET 比表面积( $S_{\text{BET}}$ )和微孔容积( $V_{\text{mi}}$ )见表 2。由表 2 可知,经过 CTMAB 改性后,硅藻土的比表面积较原样明显增大,从 0.433 2  $\text{m}^2/\text{g}$  增大到 0.713 8  $\text{m}^2/\text{g}$ ,有利于提高硅藻土吸附有机氯农药的能力。但经过改性后,其微孔容积较原土呈现一定程度的下降,这可能是改性剂在制造新孔过程中,使大量的微孔转变成中孔,减小了其微孔体积。

而吸附有机氯农药后,硅藻土的比表面积分别从 0.713 8  $\text{m}^2/\text{g}$  降低为 0.603 8  $\text{m}^2/\text{g}$  和 0.585 6  $\text{m}^2/\text{g}$ ,微孔容积分别从 0.000 353  $\text{cm}^3/\text{g}$  升高至 0.000 555  $\text{cm}^3/\text{g}$  和 0.000 585  $\text{cm}^3/\text{g}$ 。这可能是因为硅藻土表层的有机相被模拟水样反复冲刷过程中出现了解吸现象,该过程会产生新的微孔,从而减小了比表面积,增大了微孔体积。

### 2.2 改性硅藻土的 Zeta 表面电位

胶体粒子表面的亲疏水性对粒子在界面区域

表 2 改性硅藻土的表面结构特征

孔参数	DS	DSY	CDSY	CDSY-5
$S_{\text{BET}}$ ( $\text{m}^2/\text{g}$ )	0.433 2	0.713 8	0.603 8	0.585 6
$V_{\text{mi}}$ ( $\text{cm}^3/\text{g}$ )	0.001 148	0.000 353	0.000 555	0.000 585

的分布起着决定性的作用. 据报道,在一定电解质浓度范围内,对于大小和表面电荷密度都完全相同的胶体粒子,粒子表面亲水性不同会导致其 Zeta 电位不同. 这主要是因为当表面电荷被疏水层包围时,疏水表面降低了离子的键合能和表面电导,而导致剪切平面缩小和 Zeta 电位升高(Roy *et al.*, 1998; McNeil-Watson *et al.*, 1998). 改性硅藻土以及重复吸附 5 次后的改性硅藻土表面电位的变化与以上结论相吻合,变化趋势如图 1 所示.

由图 1 可知,改性硅藻土的 Zeta 电位明显提高. 这是由于硅藻土原土表面带有负电荷 ( $-2.5 \text{ mV}$ ),且由于硅藻土表面羟基的存在,使其具有亲水性. 而阳离子表面活性剂含有烷基疏水基和带正电荷的亲水基团,根据有关学者的研究表明,其容易被吸附于硅藻土的固液界面上(张彩香等, 2008). 同时,亲水基团能被稳定地吸附于硅藻土表面,从而引起硅藻土 Zeta 电位升高,并使硅藻土表面转变为疏水性,提高了其吸附有机氯农药的能力. 此外,图 1 还显示经 5 次重复吸附的改性硅藻土的表面电位基本没有变化,仅相对未吸附前发生了微小下降. 该现象表明,硅藻土表面的有机层发生微量解吸,但未对其吸附性能造成较大影响,说明该吸附材料能反复用于吸附有机氯农药.

### 2.3 红外光谱 (FTIR) 分析

硅藻土原土、改性硅藻土和经 5 次重复吸附的改性硅藻土的红外光谱如图 2 所示.

如图所示,原土中  $1096.30 \text{ cm}^{-1}$  为 Si—O—Si 键的不对称伸缩振动,  $1096.30 \text{ cm}^{-1}$  为 —COOH 的对称弯曲振动吸收峰;  $793.68 \text{ cm}^{-1}$  为 Si—O 的弯曲振动峰,  $472.42 \text{ cm}^{-1}$  为 Si—O—Si 键的弯曲振动峰,两者均为二氧化硅的吸收特征峰.  $2925.66 \text{ cm}^{-1}$  为 O—H 的伸缩振动吸收峰,  $1454.50 \text{ cm}^{-1}$  和  $1376.09 \text{ cm}^{-1}$  为 O—H 的变形振动. 该结果表明,硅藻土的主要成分为  $\text{SiO}_2$ ,且存在表面羟基和羧基. 因此水分子可以与这种 SiOH 以氢键结合,导致硅藻土表面极易形成一层水膜,从而限制了硅藻土吸附疏水性物质的能力. 当硅藻土经 CTMAB 改性后,在  $3500 \text{ cm}^{-1}$  附近出现了一个趋于明显 —NH<sub>2</sub> 的伸缩振动峰,  $1629.29 \text{ cm}^{-1}$  处出现 —NH 键的变形振动峰. 并且在重复吸附 5 次的改性硅藻土表面仍然存在上述的吸收峰. 以上结果表明,CTMAB 能很好被吸附于硅藻土表面并形成一层稳定的疏水膜,从而提高硅藻土吸附有机物的能力.

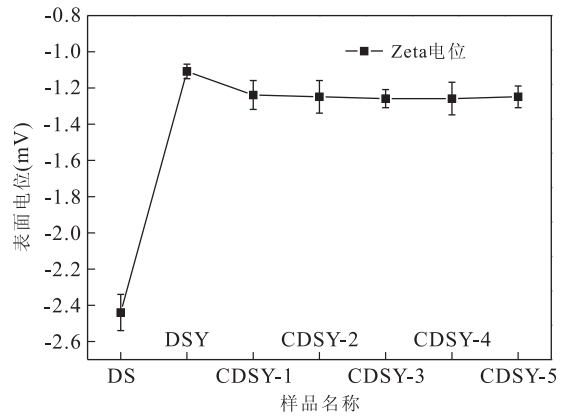


图 1 有机硅藻土在吸附过程中 Zeta 电位的变化  
Fig. 1 The variety of Zeta potential while adsorption by organo-diatomite

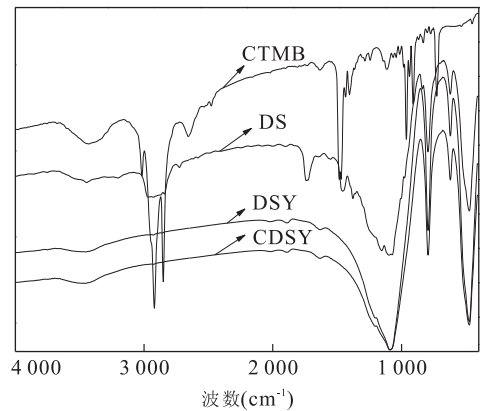


图 2 实验所使用硅藻土及改性剂的红外光谱 FTIR  
Fig. 2 FTIR spectra of diatomite, organo-diatomite and surfactant

### 2.4 改性剂使用浓度对吸附的影响

由于硅藻土不是层状结构,不存在层间可交换阳离子,无法利用 CEC(阳离子交换容量)对改性剂 CTMAB 的负载进行定量计算. 因此,为确定改性剂 CTMAB 的最佳使用量,实验设计了改性剂浓度对吸附效果的影响曲线,如图 3 所示. 其中吸附百分率为吸附前后的吸附系数  $AI$ :

$$AI = \frac{C_0 - C_c}{C_0}$$

其中:  $C_0$  为初始时水中有机氯农药的浓度 ( $\text{ng/L}$ ),  $C_c$  为经改性硅藻土吸附后离心所得水样中的有机氯农药浓度 ( $\text{ng/L}$ ).

结果表明,硅藻土原土对 3 种 DDTs 的吸附量均较低 ( $<20\%$ ). 其中对  $p, p'$ -DDD 的吸附效率最低,仅为  $12.56\%$ . 而 CTMAB 的加入能有效提高硅藻土吸附有机氯农药的能力. 此外,3 种有机氯农药

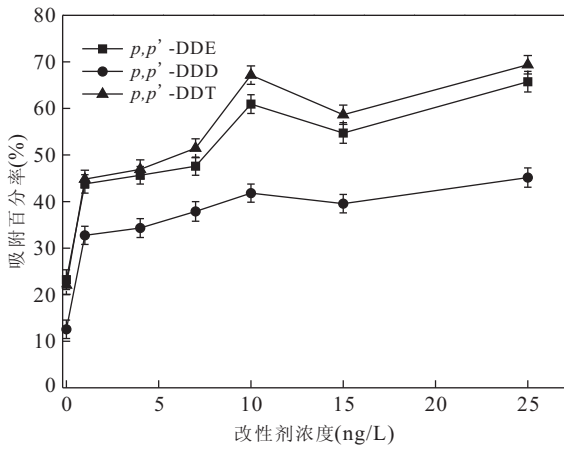


图 3 负载不同浓度改性剂的硅藻土对 DDTs 的吸附量

Fig. 3 Amount of DDTs adsorbed on differently surfactant loaded diatomite samples

在该吸附系统中呈现出极其相似的吸附特点,即在实验选取的改性剂浓度范围内,改性硅藻土对 3 种 DDTs 的吸附效果均呈现出先上升后下降,最后又上升的过程.其中当改性剂浓度增大至 10 mmol/L 时达到前期高点,其吸附率分别达到了 41.81% ( $p,p'$ -DDD)、60.93% ( $p,p'$ -DDE) 和 67.16% ( $p,p'$ -DDT).当 3 种 DDTs 的吸附达到最大时,其吸附于硅藻土表面的行为以单分子膜表面覆盖占主导地位.这种行为应被认为是改性硅藻土表面的疏水物质与水体中有机物发生了剧烈的化学反应.而随着 CTMAB 的负载量不断增大,3 种 DDTs 的吸附率又会随之降低,则可能是由于 DDTs 以双层结构模式吸附于硅藻土表面,该结构中的分子间力和微弱反离子之间的排斥力会导致吸附效率下降 (Lemic *et al.*, 2006).

## 2.5 有机硅藻土加入量对吸附的影响

将 CTMAB 的使用量定为 10 mmol/L,改变有机硅藻土的加入量,按静态吸附试验方法重复以上实验,得到吸附剂加入量对单位质量吸附量和吸附系数 AI 的影响曲线,如图 4 所示.

由图 4 可得,DDTs 的吸附曲线呈现相似的增长规律,即吸附剂的单位吸附量随着吸附剂的加入量增大而逐渐降低.但吸附剂浓度的提高与吸附效率的增长并不成正比例关系,这与类似报道中的结果相吻合 (Dakovi *et al.*, 2003).其中单位质量的吸附剂对  $p,p'$ -DDT 效果最佳,其最大吸附量和最小吸附量为别为 110 ng/g 和 10.00 ng/g;相同的条件下,对其他 2 种 DDT 的最大吸附量和最小吸附量则为 63.26 ng/g 和 7.84 ng/g ( $p,p'$ -DDE) 以及

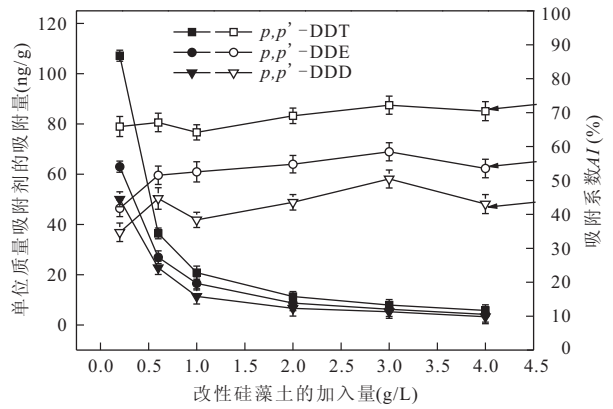


图 4 改性剂加入量对单位质量吸附量和 AI 的影响曲线  
Fig. 4 The concentration of suspension versus amount of DDTs adsorbed and adsorption index

51.36 ng/g 和 7.89 ng/g ( $p,p'$ -DDD).

此外,吸附系数 AI 则随着吸附剂浓度的增加不断增大,呈现出上升趋势.当吸附剂的浓度增大到 3.0 g/L 时,3 种 DDTs 吸附量均达到最大值,AI 分别为: $p,p'$ -DDT (86.57%), $p,p'$ -DDE (69.17%), $p,p'$ -DDD (58.17%).结合上节中,改性硅藻土对  $p,p'$ -DDT 的吸附百分率均高于  $p,p'$ -DDE 和  $p,p'$ -DDD 的吸附率.可推断,改性硅藻土对有机氯农药的吸附效果与它们的辛醇分配系数 ( $K_{ow}$ ) 密切相关.被吸附物质的  $K_{ow}$  值越高,也就表示该物质更容易因分配作用而被“萃取”到改性硅藻土表面的有机相中.由表 1 可得,实验室采用的  $p,p'$ -DDT 的  $K_{ow}$  为 6.36 高于  $p,p'$ -DDE 和  $p,p'$ -DDD 的  $K_{ow}$  的值 5.70 和 5.50.这一数据也与本实验中  $p,p'$ -DDE 和  $p,p'$ -DDD 的吸附效率和单位质量吸附量结果相一致.

## 2.6 等温吸附曲线

本实验采用以下 4 种等温模型,研究了改性硅藻土对水溶液 (25 °C、pH 为 7) 中的 DDTs 的吸附平衡过程,各项拟合参数见表 3:

$$\text{Linear: } C_s = M + KC_w, \quad (1)$$

$$\text{Freundlich: } C_s = KC_w^{\beta}, \quad (2)$$

$$\text{Langmuir: } C_s = KC_w M / (1 + KC_w), \quad (3)$$

$$\text{Redlich-Peterson: } C_s = KMC_w^{\beta} / (1 + KC_w^{\beta}), \quad (4)$$

其中: $C_s$  为单位质量上吸附的最大吸附质量 (ng/g), $C_w$  是吸附平衡时溶液中 DDTs 的浓度 (ng/L), $K$  是吸附平衡常数 (L/ng), $M$  为常数.(1)~(4) 方程中 Linear、Langmuir 和 Freundlich 比较常见,适用条件也相对较广.而 Redlich-Peterson 则主要适

表 3 不同等温曲线的各项指数和相关系数

Table 3 Adjustable parameters and correlation coefficients for various isotherms

Parameters	$R^2$	$K$	$M$	$\beta$
$p, p'$ -DDE				
Linear	0.98	3.92	-9.48	
Freundlich	0.95	0.72		1.66
Langmuir	0.90	3.85E-10	7.79E9	
Redlich-Peterson	0.99	96.7	0.0052	3.12
$p, p'$ -DDE				
Linear	0.97	3.97	-22.81	
Freundlich	0.98	0.74		1.42
Langmuir	0.92	3.41E-9	9.29E8	
Redlich-Peterson	0.99	7720.28	0.00009	1.43
$p, p'$ -DDT				
Linear	0.99	4.01	-27.27	
Freundlich	0.98	0.67		1.43
Langmuir	0.93	3.9109E-10	7.99E9	
Redlich-Peterson	0.99	488.95	0.00061	1.74

用于那些同时具有 Langmuir 和 Freundlich 的某些特征,但却不能完全利用后两者进行模拟和解释的环境。

由表 3 中  $R^2$  的值可得,使用 Redlich-Peterson 模型对 DDTs 的吸附过程进行模拟时, $R^2$  的值均达到了 0.99,且高于其他 3 种模型.说明与 Linear, Langmuir 和 Freundlich 模型相比,Redlich-Peterson 能更好地用于描述改性硅藻土对水中痕量 DDTs 的吸附行为.由于 Redlich-Peterson 模型既可用于单分子层吸附,也用于多分子层吸附(李坤权等,2010).可推测得到以下结论:改性硅藻土吸附 DDTs 时既存在单分子层吸附过程,同时也伴随着多分子层吸附过程。

### 3 结论

(1)通过红外光谱、Zeta 电位和 BET 比表面积的实验数据可知:改性硅藻土表面出现了疏水性结构,该疏水层能有效提高硅藻土吸附有机物的能力;此外,经过改性后,硅藻土的比表面积有所增加,证明改性硅藻土具有更好的吸附性能。

(2)通过比较改性硅藻土对 DDTs 的吸附效率,并考虑实际使用的经济收益,本研究将 CTMAB 的最优使用浓度设计为 10 mmol/L。

(3)实验表明,吸附剂的浓度对 DDTs 的吸附曲线呈现相似的增长规律,它们的吸附系数(AI)均随着吸附剂的浓度增加而不断提高,而吸附剂的单位

吸附量则呈现出逐渐降低趋势。

(4)基于模型准确性( $R^2$  值)考虑,Redlich-Peterson 方程能更好地用于拟合 DDTs 在改性硅藻土上的等温吸附曲线.该结果也表明改性硅藻土对 DDTs 的吸附是一个双重吸附过程,即单分子层和多分子层吸附同时进行。

### References

- Chen, W., Jing, M. M., Bu, J. W., et al., 2011. Organochlorine pesticides in the surface water and sediments from the Peacock River Drainage basin in Xinjiang, China; a study of an arid zone in Central Asia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 177(1-4): 1-21. doi:10.1007/s10661-010-1613-2
- Daković, A., Tomasević-Čanović, M., Rottinghaus, G., et al., 2003. Adsorption of ochratoxin A on octadecyldimethyl benzyl ammonium exchanged-clinoptilolite-heulandite tuff. *Colloids and Surfaces, B: Biointerfaces*, 30(1-2): 157-165. doi:10.1016/S0927-7765(03)00067-5
- El-Shahawi, M. S., Hamza, A., Bashammakh, A., et al., 2010. An overview on the accumulation, distribution, transformations, toxicity and analytical methods for the monitoring of persistent organic pollutants. *Talanta*, 80(5): 1587-1597. doi:10.1016/j.talanta.2009.09.055
- Feng, K., Yu, B. Y., Ge, D. M., et al., 2003. Organochlorine pesticide (DDT and HCH) residues in the Taihu Lake region and its movement in soil-water system I. Field survey of DDT and HCH residues in ecosystem of the region. *Chemosphere*, 50(6): 683-687.
- Howard, P. H., Meylan, W. M., 1997. Handbook of physical properties of organic chemicals. CRC Press, Lewis Publishers, Boca Raton.
- Imo, T. S., Hirosawa, E., Ali, S. M., et al., 2006. Persistent organochlorine pesticides (OCPs) in river waters of southern part of Okinawa Island, Japan. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 70(18): A276. doi:10.1016/j.gca.2006.06.560
- Lee, S. Y., Kim, S. J., 2002. Adsorption of naphthalene by HDTMA modified kaolinite and halloysite. *Appl. Clay Sci.*, 22(1-2): 55-63. doi:10.1016/S0169-1317(02)00113-6
- Lemić, J., Kovačević, D., Tomašević-Čanović, M., et al., 2006. Removal of atrazine, lindane and diazinone from water by organo-zeolites. *Water Research*, 40(5): 1079-1085. doi:10.1016/j.watres.2006.01.001
- Li, K. Q., Zheng, Z., Luo, X. Z., 2010. Adsorption behavior

- and influence factors of *p*-nitroaniline on high Surface area activated carbons prepared from plant stems. *Environmental Science*, 31(8): 1877—1883 (in Chinese with English abstract).
- Li, Z. H., Willms, C. A., Kniola, K., 2003. Removal of anionic contaminants using surfactant-modified palygorskite and sepiolite. *Clays and Clay Miner.*, 51(4): 445—451. doi:10.1346/CCMN.2003.0510411
- McNeil-Watson, F., Tscharnuter, W., Miller, J., 1998. A new instrument for the measurement of very small electrophoretic mobilities using phase analysis light scattering(PALS). *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 140(1—3): 53—57. doi:10.1016/S0927-7757(97)00267-7
- Roy, M. T., Gallardo, M., Estelrich, J., 1998. Influence of size on electrokinetic behavior of phosphatidylserine and phosphatidylethanolamine lipid vesicles. *Journal of Colloid and Interface Science*, 206(2): 512—517. doi:10.1016/j.cis.1998.5715
- Sanchez-Martin, M. J., Rodriguez-Cruz, M. S., Andrades, M. S., et al., 2006. Efficiency of different clay minerals modified with a cationic surfactant in the adsorption of pesticides; influence of clay type and pesticide hydrophobicity. *Applied Clay Science*, 31(3—4): 216—228. doi:10.1016/j.clay.2005.07.008
- Schwarzenbach, R. P., Gschwend, P. M., Imboden, D. M., 2003. *Environmental organic chemistry*, 3ed. Wiley-Interscience, New York.
- Wang, P., Keller, A. A., 2008. Partitioning of hydrophobic organic compounds within soil-water-surfactant systems. *Water Research*, 42(8—9): 2093—2101. doi:10.1016/j.watres.2007.11.015
- Wang, X. H., Wang, W. X., 2005. Uptake, absorption efficiency and elimination of DDT in marine phytoplankton, copepods and fish. *Environmental Pollution*, 136(3): 453—464. doi:10.1016/j.envpol.2005.01.004
- Xu, Y., Ge, F., Tao, N. G., et al., 2009. Growth inhibition and mechanism of cetyltrimethyl ammonium chloride on *Chlorella vulgaris*. *Environmental Science*, 30(6): 1767—1772 (in Chinese with English abstract).
- Zhang, C. X., Wang, Y. X., Qi, S. H., et al., 2008. Adsorption mechanisms between dissolved organic matter and endocrine disruptors from Landfill leachate. *Earth Science—Journal of China University of Geosciences*, 33(3): 399—404 (in Chinese with English abstract).
- Zhang, Z. L., Huang, J., Yu, G., et al., 2004. Occurrence of PAHs, PCBs and organochlorine pesticides in the Tonghui River of Beijing, China. *Environmental Pollution*, 130(2): 249—261. doi:10.1016/j.envpol.2003.12.002

#### 附中文参考文献

- 李坤权, 郑正, 罗兴章, 2010. 高比表面植物基活性炭吸附水中对硝基苯胺的性能及影响因素. *环境科学*, 31(8): 1877—1883.
- 许银, 葛飞, 陶能国, 等, 2009. 十六烷基三甲基氯化铵抑制小球藻生长的效应及作用机制. *环境科学*, 30(6): 1767—1772.
- 张彩香, 王焰新, 祁士华, 等, 2008. 垃圾渗滤液中溶解有机质与内分泌干扰物的吸附机理. *地球科学——中国地质大学学报*, 33(3): 399—404.