

天然与改性膨润土组合处理难生物降解垃圾 渗滤液的实验研究

周建工¹, 王长秋¹, 鲁安怀¹, 刘学建²

(1. 北京大学 地球与空间科学学院, 造山带与地壳演化教育部重点实验室, 北京 100871;

2. 北京环卫工程集团 四清分公司 阿苏卫垃圾填埋场, 北京 102211)

摘要:以北京市阿苏卫垃圾填埋场中晚期渗滤液为研究对象,通过正交实验的方法分析了改性土、原土、明矾、改性土加明矾等的用量及搅拌速度、搅拌时间、静置时间等因素对垃圾渗滤液 COD_{cr}去除率的影响。通过对改性土、原土、明矾处理垃圾渗滤液的机理进行分析后,将改性土、原土分别用来处理垃圾渗滤液中可溶性物质中的疏水性物质和亲水性物质,并结合明矾的絮凝作用组合处理垃圾渗滤液。处理后垃圾渗滤液 COD_{cr}值从 4 700 mg/L 明显下降到 839 mg/L, COD_{cr}去除率为 82.15%, BOD₅ 从 700 mg/L 下降到 263 mg/L, BOD₅ 去除率为 62.43%。有机改性膨润土、明矾、原土组合处理是一种有效的处理垃圾渗滤液方法。

关键词:有机膨润土; 难生物降解垃圾渗滤液; COD_{cr}; 处理方法

中图分类号: P578.965; P579

文献标识码: A

文章编号: 1000-6524(2007)06-0499-06

An experimental study of the treatment of biorefractory landfill leachate by combination of natural bentonite and modified bentonite

ZHOU Jian-gong¹, WANG Chang-qi¹, LU An-huai¹ and LIU Xue-jian²

(1. School of Earth and Space Science, Key Laboratory of Orogenic Belts and Crustal Evolution, Ministry of Education, Peking University, Beijing 100871, China; 2. Beijing Siqing Environment Engineering Group Co., Ltd., Beijing 102211, China)

Abstract: Metaphase and late sanitary landfill leachate from Asuwei in Beijing was taken as the research object. By means of orthogonal experiments, the effects of dosage, stirring speed, stirring time and standing time of modified bentonite, natural bentonite, alum, and modified bentonite with alum on the COD_{cr} elimination rate of landfill leachate were analyzed. After analyzing the mechanism of landfill leachate treatment by using natural bentonite, modified bentonite and alum, modified bentonite and natural bentonite were used to treat hydrophobic compounds and hydrophilic compounds of dissolved organic matter (DOM) in landfill leachate respectively, and alum was also used to flocculate landfill leachate. The COD_{cr} and BOD₅ values of the treated landfill leachate were much lower than values of the untreated landfill leachate, decreasing from 4 700 mg/L to 839 mg/L and 700 mg/L to 263 mg/L, with the COD_{cr} and BOD₅ elimination rates of landfill leachate being 82.15% and 62.43%, respectively. It is shown that the treatment of landfill leachate by combination of modified bentonite, alum and natural bentonite is an effective method.

Key words: organic bentonite; biorefractory landfill leachate; COD_{cr}; treatment method

卫生填埋是目前我国广泛应用的垃圾处理方法之一。在垃圾填埋过程中,由于降雨和微生物的分解作用,垃圾层中会渗出渗滤液。我国城市生活垃圾以食品垃圾为主,其有机物含量大大高于发达国家城市生活垃圾。郑曼英等(1996)对广州大田山垃圾填埋场渗滤液的研究表明,渗滤液

中含主要有机物达 77 种。我国城市垃圾渗滤液含有大量有毒、有害物质,其 COD_{cr} 和 BOD₅ 值可高达数千甚至数万 mg/L,难于处理,造成地表水和地下水的污染。

垃圾渗滤液的处理一直是一个世界性的难题。目前,垃圾渗滤液的处理一般采用物化和生物处理相结合的方法。垃

圾渗滤液的水质在填埋的不同时期各不相同。填埋场早期渗滤液中有有机物含量高, COD_{Cr} 高的可达 4~5 万 mg/L, BOD_5/COD_{Cr} 值较高, 生化性强, 此时应用生物处理方法较为有效。随着填埋时间的延长中晚期垃圾渗滤液不断变化, 可生化降解性越来越差, 渗滤液的 BOD_5/COD_{Cr} 值从填埋初期的 0.4~0.8 降到了 ≤ 0.2 , 此时垃圾渗滤液很难生化降解, 比早期垃圾渗滤液更难处理。由于生物处理基本无效, 因此必须采用以物化为主的处理方法, 如化学氧化法以及反渗透技术等。化学氧化法常用的化学氧化剂有氯气、次氯酸钙、高锰酸钾和臭氧等, 其主要问题是由于投加药剂剂量很高而导致处理费用太高。反渗透法处理中晚期垃圾渗滤液非常有效, 但存在反渗透系统主要设备依赖进口、成本较高以及反渗透法产生的浓缩液难于处理等缺点。

吸附法是一种重要的水处理方法。研制价格低廉、吸附性能好的水处理吸附剂是环保产业发展的迫切需要。我国膨润土储量丰富、价格低廉。通过对膨润土进行有机化改性, 改性后的膨润土对有机污染物具有很强的吸附能力。近年来, 对改性膨润土水处理吸附剂的研究已成为废水处理研究领域的热门课题之一。因此, 将膨润土和改性膨润土用于垃圾渗滤液处理具有广阔的应用前景。

国内外学者对无机膨润土的有机改性方法进行了大量探索 (Jaynes *et al.*, 1991; Xu *et al.*, 1995; LeBaron *et al.*, 1999; Lee *et al.*, 2002; Slade and Gates, 2004; 韩丽荣等, 2001a; 周建工等, 2006)。目前, 有机改性膨润土在废水处理中的研究大多限于对含一种或几种有机污染物废水的处理 (Smith and Jafte, 1994; Alther, 1995; Irene *et al.*, 1996; Gitipour *et al.*, 1997; Shen, 2002; 朱利中等, 1997a, 1997b; 韩丽荣等, 2001b; 郑红等, 2001)。国内外学者 (Smith *et al.*, 2000; Voudrias, 2002; 陈廷君等, 2006) 大多将有机膨润土应用于垃圾填埋场的防渗衬层中, 有机膨润土直接用来处理垃圾渗滤液的研究较少 (于瑞莲等, 2003; 张富韬等, 2004)。目前的研究存在膨润土改性工艺复杂、处理垃圾渗滤液成本较高的问题, 不利于实际应用。

本实验直接用有机改性剂对钙基膨润土原土进行改性, 降低了改性成本, 通过正交实验的方法分析了改性土、原土、明矾、改性土加明矾等的用量及搅拌速度、搅拌时间、静置时间等因素对垃圾渗滤液 COD_{Cr} 去除率的影响, 并对有机改性土、明矾、原土组合处理垃圾渗滤液进行了探索。采用该处理方案, 由于废料与所处理的垃圾渗滤液相比所占的比例很小, 因此, 处理后的废料可以重新在该垃圾填埋场中填埋而不会增加垃圾填埋场中垃圾渗滤液量和垃圾填埋场的负担, 避免了废料所产生的二次污染。

1 实验

1.1 材料、试剂及主要仪器

本实验所用的膨润土原土是采自国内某地的天然膨润土。

经 X 射线衍射分析, $d(001) = 1.5286 \text{ nm}$, 确定为钙基膨润土。通过 X 射线衍射定量分析, 膨润土原土中蒙脱石含量低, 约为 60% (质量分数, 下同), 长石约为 26%, 石英约为 13%, 其余 1% 为杂质, 属于低品位钙基膨润土。有机改性剂为双十八烷基二甲基氯化胺, 由中国日用化学工业研究院提供。

实验所用垃圾渗滤液取自北京市阿苏卫垃圾填埋场, 垃圾渗滤液呈黑色, 恶臭, $pH = 7.78$, $COD_{Cr} = 4700 \text{ mg/L}$, $BOD_5 = 700 \text{ mg/L}$, $BOD_5/COD_{Cr} = 0.15$, 属于中晚期垃圾渗滤液, 难以生物降解。

改性膨润土在上海申光仪器仪表有限公司 101AB-2 型电热鼓风干燥箱中烘干, 处理垃圾渗滤液在哈尔滨市东联电子技术开发有限公司 HZS-H 水浴振荡器中进行, 用承德华通环保仪器厂 CTL-12 型化学需氧量速测仪测定 COD_{Cr} , BOD_5 采用德国 WTW-OxiTop-6 瓶式 BOD 测定仪测定。

X 射线衍射分析在北京大学微构分析实验室的日本理学 (Rigaku-RA) 大功率 (12 kW) 转靶衍射仪上进行, $CuK\alpha$ 辐射, 扫描范围 $2.6^\circ \sim 70^\circ$, 扫描速度 $4^\circ/\text{min}$, 电压 40 kV, 电流 100 mA, 常温下扫描。

1.2 改性膨润土的制备

在装有 2500 mL 水的烧杯中加入 50 g 原土, 搅拌 40 min 后, 加入 15 g 有机改性剂, 搅拌 30 min, 抽滤, 去氯离子, 烘干, 研磨备用。原土及改性土 XRD 见图 1。由图 1 可以看出, 改性土的层间距明显增加, 由原土的 15.29 \AA 增加到 28.45 \AA 。

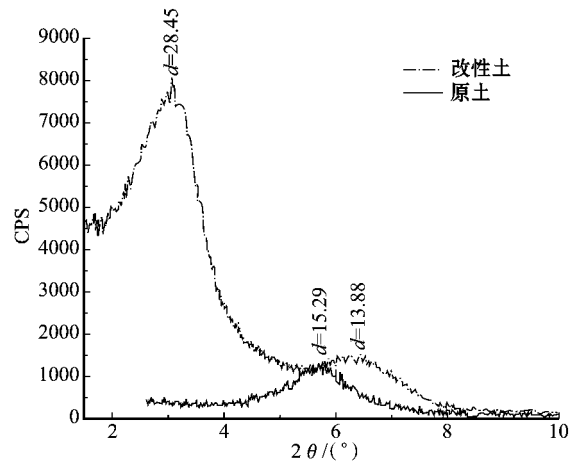


图 1 膨润土原土、改性土的 XRD 衍射图

Fig. 1 XRD patterns of original and modified bentonite

1.3 垃圾渗滤液的处理及指标测定方法

取 100 mL 垃圾渗滤液, 置于 250 mL 锥形瓶中, 分别加入一定量改性土、原土、明矾以及改性土加明矾, 将锥形瓶固定在水浴振荡器中, 在 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$ 的条件下, 在一定的转速下振荡一定时间, 静置一定时间, 取上清液测定。 COD_{Cr} 测定采用 $K_2Cr_2O_7$ 法。

1.4 垃圾渗滤液处理方法

用有机改性膨润土、明矾、原土组合处理垃圾渗滤液。

2 结果与讨论

2.1 正交实验结果

以处理后垃圾渗滤液 COD_{Cr} 去除率作为考察对象,分别用改性土、明矾、原土及改性土加明矾对它们的用量、搅拌速度、搅拌时间、静置时间 4 个影响因素做了 4 组正交实验。

i、ii、iii、iv 分别代表改性土、明矾、原土及改性土加明矾的正交实验,采用 L₁₆(4⁵) 正交实验表,见表 1。4 组正交实验,每组有 16 个实验,结果见表 2、图 2。

表 1 正交实验因素水平设计表

Table 1 Factors and levels of orthogonal experiment

因素	水平 1	水平 2	水平 3	水平 4
A(改性土用量/g)	1.00	0.75	0.50	0.25
B(明矾用量/g)	1.00	0.75	0.50	0.25
C(原土用量/g)	1.00	0.75	0.50	0.25
D(A/B)	1.00/1.00	0.75/0.75	0.50/0.50	0.25/0.25
E(搅拌速度/r·min ⁻¹)	180	160	140	120
F(搅拌时间/h)	4	3	2	1
G(静置时间/h)	24	12	6	3

由图 2 可以看出改性土用量为 0.75 g 和 1.00 g、搅拌时间 2 h 和 3 h 对垃圾渗滤液 COD_{Cr} 去除率的影响不大。出于节约成本的考虑,改性土处理垃圾渗滤液的最佳因素水平组合为 0.75 g 改性土,搅拌速度 140 r/min,搅拌时间 2 h,静置时间 3 h。同样,改性土加明矾处理垃圾渗滤液时,改性土以及明矾用量分别为 0.75 g 和 1.00 g 对垃圾渗滤液 COD_{Cr} 去除率的影响不大,因此,改性土加明矾处理垃圾渗滤液最佳因素水平组合为 0.75 g 改性土,0.75 g 明矾,搅拌速度 160 r/min,搅拌时间 3 h,静置时间 3 h。

随着明矾用量的增加,明矾对垃圾渗滤液 COD_{Cr} 去除率的增加明显,因此,有必要继续增加明矾用量。增加明矾用量为 1.5 g、2 g、3 g,搅拌速度 120 r/min,搅拌时间 2 h,静置时间 3 h,处理后 COD_{Cr} 去除率分别为 37.32%、39.70%、39.95%。因此,明矾处理垃圾渗滤液的最佳因素水平组合为 2 g 明矾,搅拌速度 120 r/min,搅拌时间 2 h,静置时间 3 h。

表 3 列出了 i、ii、iii、iv 4 组处理垃圾渗滤液正交实验的影响因素大小及最佳因素水平组合。改性土和明矾共同作用并没有增加垃圾渗滤液 COD_{Cr} 去除率。分析原因是因为改性土和明矾之间发生了相互作用,抵消了它们对垃圾渗滤液的影响。因此,可以考虑改性土和明矾分别投放。

2.2 组合处理垃圾渗滤液及工艺流程

取 100 mL 垃圾渗滤液,利用表 3 中的最佳因素水平组合所列出的实验条件,将改性土和明矾分别投放并反复处理垃圾渗滤液,发现处理步骤 7、8 即加入改性土和明矾,垃圾渗

表 2 正交实验结果及极差分析表

Table 2 Results and range analyses of orthogonal experiment

序号/组	因素/极差值							垃圾渗滤液 COD _{Cr} 去除率/%			
	A	B	C	D	E	F	G	i	ii	iii	iv
1	A1	B1	C1	A1/B1	E1	F1	G1	36.98	32.43	25.66	39.79
2	A1	B2	C1	A1/B2	E2	F2	G2	40.98	30.72	32.13	42.04
3	A1	B3	C1	A1/B3	E3	F3	G3	39.62	28.13	25.49	36.47
4	A1	B4	C1	A1/B4	E4	F4	G4	36.21	25.09	22.30	34.79
5	A2	B1	C2	A2/B1	E2	F3	G4	39.04	34.51	23.40	39.23
6	A2	B2	C2	A2/B2	E1	F4	G3	34.55	30.85	27.70	36.64
7	A2	B3	C2	A2/B3	E4	F1	G2	34.51	29.34	22.91	35.68
8	A2	B4	C2	A2/B4	E3	F2	G1	43.45	26.43	30.09	38.26
9	A3	B1	C3	A3/B1	E3	F4	G2	36.98	34.60	26.30	37.83
10	A3	B2	C3	A3/B2	E4	F3	G1	34.98	32.89	24.38	34.98
11	A3	B3	C3	A3/B3	E1	F2	G4	36.43	31.49	21.74	38.26
12	A3	B4	C3	A3/B4	E2	F1	G3	38.60	27.36	23.64	38.30
13	A4	B1	C4	A4/B1	E4	F2	G3	35.02	33.02	22.26	37.11
14	A4	B2	C4	A4/B2	E3	F1	G4	41.02	31.57	27.19	38.13
15	A4	B3	C4	A4/B3	E2	F4	G1	30.51	25.62	23.28	34.13
16	A4	B4	C4	A4/B4	E1	F3	G2	39.87	27.11	23.19	32.68
i	1.842				5.087	4.408	1.695				
ii		7.143			0.918	1.620	1.322				
iii			2.415		4.304	2.440	2.476				
iv				2.760/2.482	2.785	3.078	0.812				

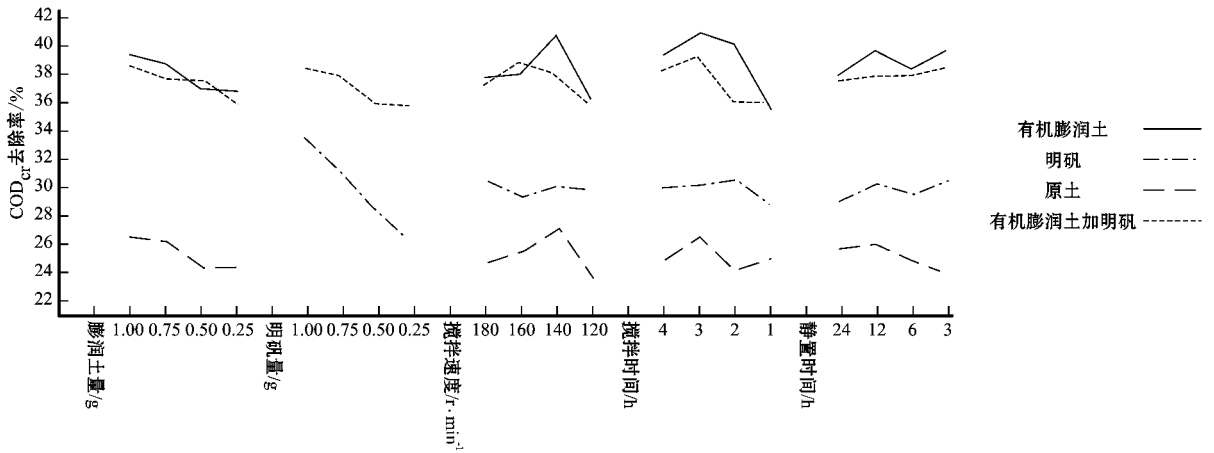


图 2 正交实验效应曲线图

Fig. 2 Effective curves of orthogonal experiment

表 3 因素影响大小及最佳因素水平组合表

Table 3 Order of influential factors and combinations of optimal factors and levels

组	因素影响大小	最佳因素水平组合
i	E>F>A>G	A ₂ E ₃ F ₃ G ₄
ii	B>F>G>E	B ₁ E ₄ F ₃ G ₄
iii	E>G>F>C	C ₁ E ₃ F ₂ G ₂
iv	F>E>A>B>G	A ₂ B ₂ E ₂ F ₂ G ₄

液,最终垃圾渗滤液 COD_{cr} = 839 mg/L, COD_{cr} 去除率为 82.15%。垃圾渗滤液 BOD₅ 为 263 mg/L, BOD₅ 去除率为 62.43%。改性膨润土、明矾、原土组合处理垃圾渗滤液见表 4, 根据表 4 设计工艺流程见图 3。从表 4、图 3 可以看出, 本实验工艺简单, 操作方便, 与化学氧化法处理效果相近, 但成本较低, 虽然没有反渗透法的处理效果好, 但是处理后不会产生浓缩液等问题, 有很好的应用前景。

2.3 亲水和疏水可溶物去除机理

垃圾渗滤液可分为悬浮物 (>1.20 μm)、粗胶体 (0.45~1.20 μm)、细胶体 (0.45 μm~1000 μm) 和可溶性物质 (<1000

滤液 COD_{cr} 值不再变化。此时加入原土进一步处理垃圾渗滤

表 4 改性膨润土、明矾、原土组合处理垃圾渗滤液结果

Table 4 Treatment of landfill by combination of modified bentonite, alum and natural bentonite

处理步骤	矿物	用量/g	搅拌速度/r·min ⁻¹	搅拌时间/h	静置时间/h	处理后 COD _{cr} /mg·L ⁻¹	COD _{cr} 去除率/%
1	改性土	0.75	140	2	3	2 637	43.90
2	明矾	2.00	120	2	3	1 978	57.91
3	改性土	0.75	140	2	3	1 763	62.49
4	明矾	2.00	120	2	3	1 546	67.11
5	改性土	0.75	140	2	3	1 353	71.21
6	明矾	2.00	120	2	3	1 147	75.60
7	改性土	0.75	140	2	3	1 143	75.68
8	明矾	2.00	120	2	3	1 145	75.64
9	原土	1.00	140	3	12	839	82.15

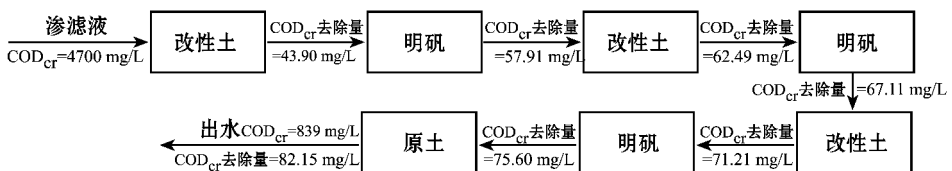


图 3 垃圾渗滤液处理工艺流程图

Fig. 3 Flowchart of treatment of landfill leachate

μ), Calace 等(2001)研究结果表明,在渗滤液中,可溶性物质所占比重最大,约占80%左右。Christian 等(2000)用XAD28色谱柱把渗滤液中可溶性部分物质分成疏水性物质、亲水性碱性物质、亲水性酸性物质和亲水性中性物质4部分。

天然膨润土中由于表面具有极强的亲水性使其表面通常存在一层薄的水膜,而不能有效地吸附疏水性有机污染物(Boyd *et al.*, 1988),但可以用来吸附垃圾渗滤液中可溶性物质中的亲水性物质。膨润土经过有机阳离子改性后,层间的金属阳离子变成有机阳离子,有机阳离子的水合作用明显小于无机阳离子,通常没有水膜存在于有机膨润土矿物表面。这样经过有机化改性后的粘土矿物具有很强的疏水性,使粘土矿物表面由亲水性变成亲油性,对疏水性有机物具有很好的吸附作用(周建工等, 2006)。因此,用改性膨润土能够有效地吸附垃圾渗滤液中可溶性物质中的疏水性物质。

2.4 明矾的作用

明矾常用作净水剂,不但能够将垃圾渗滤液中的悬浮物以及一些带负电的粗胶体、细胶体等絮凝沉淀下来,而且能将处理垃圾渗滤液后悬浮其中的有机膨润土颗粒絮凝,从而增加垃圾渗滤液 COD_{Cr} 去除率。如果将有机膨润土和明矾一起放入垃圾渗滤液中,有机膨润土会与明矾发生絮凝,降低有机膨润土和明矾对垃圾渗滤液 COD_{Cr} 去除率。

3 结论

(1)用改性膨润土能够有效地吸附垃圾渗滤液中可溶性物质中的疏水性物质,膨润土原土可以吸附垃圾渗滤液中可溶性物质中的亲水性物质。

(2)明矾不但能够将垃圾渗滤液中的悬浮物以及一些带负电的粗胶体、细胶体等絮凝沉淀下来,而且能够将处理垃圾渗滤液后悬浮其中的有机膨润土颗粒絮凝。

(3)处理后的垃圾渗滤液 COD_{Cr} 从 4 700 mg/L 下降到 839 mg/L, COD_{Cr} 去除率为 82.15%, BOD_5 从 700 mg/L 下降到 263 mg/L, BOD_5 去除率为 62.43%, COD_{Cr} 与 BOD_5 值均达到我国现行的生活垃圾填埋污染物控制标准(GB16889-1997)中的三级排放标准。 $\text{BOD}_5/\text{COD}_{\text{Cr}}$ 值从原来 0.15 提高到 0.31, 垃圾渗滤液可生化性提高,有利于垃圾渗滤液的进一步降解。

(4)提出的改性膨润土、明矾、原土组合处理中晚期垃圾渗滤液的工艺流程具有成本相对较低、工艺简单、处理效果好的特性,应用前景广阔。

References

Alther G R. 1995. Organically modified clay removes oil from water [J]. *Waste Management* 8: 623~628.
Boyd S A, Lee J F and Mortland M M. 1988. Attenuating organic contaminant mobility by soil modification[J]. *Nature*, 333: 345~347.

Calace N, Liberatori A, Petronio B M, *et al.* 2001. Characteristics of different molecular weight fractions of organic matter in landfill leachate and their role in soil sorption of heavy metals[J]. *Environmental Pollution*, 113: 331~339.
Chen Yanjun, Wang Hongqi and Zhao Yongsheng. 2006. Study on modified bentonite performance and the analysis of its influencing factors [J]. *Research of Environmental Sciences*, 19(2): 90~94 (in Chinese with English abstract).
Christian G N, Jette B C, Dorthe L J, *et al.* 2000. Organic halogens in landfill leachate[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 120: 331~345.
Gitipour S, Bowers M T, Huff W, *et al.* 1997. The efficiency of modified bentonite clays for removal of aromatic organics from oily liquid waste[J]. *Spill Science & Technology Bulletin* 3: 155~164.
Han Lirong, Lu Anhuai, Chen Congxi, *et al.* 2001a. Modified conditions of organobentonite for adsorbing organic contaminant[J]. *Acta Petrologica et Mineralogica*, 20(4): 455~460 (in Chinese with English abstract).
Han Lirong, Lu Anhuai, Zheng Hong, *et al.* 2001b. The properties for organobentonites to adsorb phenol from refuse percolate[J]. *Environmental Chemistry*, 20(5): 460~465 (in Chinese with English abstract).
Irene M C L, Lee C H and Howard M L. 1996. Tricaprylmethylammonium bentonite complexes as adsorbents for benzene, toluene, ethylbenzene and xylene [J]. *Water Science and Technology*, 34(7~8): 319~325.
Jaynes W F and Boyd S A. 1991. Clay minerals type and organic compound sorption by hexadecyltrimethylammonium-exchanged clays [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 55: 43~48.
LeBaron P C, Wang Z and Pinnavaia T J. 1999. Polymer-layered silicate nanocomposites: an overview [J]. *Applied Clay Science*, 15(1~2): 11~29.
Lee S Y and Kim S J. 2002. Expansion of smectite by hexadecyltrimethylammonium [J]. *Clays and Clay Minerals* 50: 435~445.
Shen Y H. 2002. Removal of phenol from water by adsorption-flocculation using organobentonite [J]. *Water Research*, 36(5): 1107~1114.
Slade P G and Gates W P. 2004. The swelling of HDTMA smectites as influenced by their preparation and layer charges [J]. *Applied Clay Science*, 25(1~2): 93~101.
Smith J A and Jaffe P R. 1994. Benzene transport through landfill liners containing organophilic bentonite [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 120(6): 559~575.
Smith J A, Li J and Galan A. 2000. Organobentonites as components of earthen landfill liners to minimize contaminant transport [J]. *Geoenvironment*, 11: 806~814.
Voudrias E A. 2002. The concept of a sorption chemical barrier for improving effectiveness of landfill liners [J]. *Waste Management and Research* 20: 251~258.
Xu S H and Boyd S A. 1995. Cationic surfactant adsorption by swelling and nonswelling layer silicates [J]. *Langmuir*, 11: 2508~2514.

Yu Ruilian, Hu Gongren, Wang Qiong, *et al.* 2003. Test on treatment of landfill leachate using compound modified bentonite [J]. Environmental Sanitation Engineering, 12(2): 73 ~ 75(in Chinese with English abstract).

Zhang Futao, Fang Shaoming, Song Quanyuan, *et al.* 2004. Combined modification technology of Ca-bentonite and its treatment of garbage leachate [J]. Non-metallic Mines 27(5): 39 ~ 41 (in Chinese with English abstract).

Zheng Hong, Han Lirong, Lu Anhuai, *et al.* 2001. The properties and application for organobentonites to adsorb aniline [J]. Environmental Chemistry 20(5): 466 ~ 469 (in Chinese with English abstract).

Zheng Manying and Li Litao. 1996. Approach on organic pollutants in leachate of waste landfill site [J]. Chongqing Environmental Science, 18(4): 41 ~ 43 (in Chinese with English abstract).

Zhou Jianguo, Lu Anhuai and Wang Changqiu. 2006. Study on the preparation of low cost organoclay from low-level Ca-bentonite [J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinesis 42(4): 457 ~ 461 (in Chinese with English abstract).

Zhu Lizhong, Chen Shuguang, Chen Zhong, *et al.* 1997a. Ctmab-clays as adsorbents for phenol, aniline and 4-nitrophenol and their application in water treatment [J]. Technology of Water Treatment, 23(5): 291 ~ 295 (in Chinese with English abstract).

Zhu Lizhong, Li Yimin, Zhang Jianying, *et al.* 1997b. The properties for organobentonites to adsorb naphthylamine, naphthol and its application in wastewater treatment [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 17(4): 445 ~ 449 (in Chinese with English abstract).

附中文参考文献

陈延君, 王红旗, 赵勇胜. 2006. 改性膨润土作为防渗层材料的性能研究及影响因素分析 [J]. 环境科学研究, 19(2): 90 ~ 94.

韩丽荣, 鲁安怀, 陈从喜, 等. 2001a. 有机膨润土制备条件对其吸附有机污染物性能的影响 [J]. 岩石矿物学杂志, 20(4): 455 ~ 460.

韩丽荣, 鲁安怀, 郑红, 等. 2001b. 有机膨润土吸附垃圾渗滤液中苯酚的研究 [J]. 环境化学, 20(5): 460 ~ 465.

于瑞莲, 胡恭任, 王琼, 等. 2003. 用复合改性膨润土处理垃圾渗滤液的实验 [J]. 环境卫生工程, 12(2): 73 ~ 75.

张富韬, 方少明, 松全元, 等. 2004. 钙基膨润土的组合改性及对垃圾渗滤液的处理 [J]. 非金属矿, 27(5): 39 ~ 41.

郑红, 鲁安怀, 韩丽荣, 等. 2001. 有机膨润土对苯胺的吸附性能及应用研究 [J]. 环境化学, 20(5): 466 ~ 469.

郑曼英, 李丽桃. 1996. 垃圾渗液中有有机污染物初探 [J]. 重庆环境科学, 18(4): 41 ~ 43.

周建工, 鲁安怀, 王长秋. 2006. 利用低品位天然钙基膨润土制备低成本有机粘土实验研究 [J]. 北京大学学报(自然科学版), 42(4): 457 ~ 461.

朱利中, 陈曙光, 陈中, 等. 1997a. CTMBA - 粘土吸附处理水中苯酚、苯胺和对硝基苯酚的性能及其应用研究 [J]. 水处理技术, 23(5): 291 ~ 295.

朱利中, 李益民, 张建英, 等. 1997b. 有机膨润土吸附水中苯胺、苯酚的性能及其应用 [J]. 环境科学学报, 17(4): 445 ~ 449.