

不同质地土壤对填埋场渗滤液的吸收净化效能

姜必亮, 王伯荪, 蓝崇钰, 林里 (中山大学生命科学学院, 广州 510275, E-mail: jbliang@public.guangzhou.gd.cn)

摘要: 用沙土、粘土和壤土为材料, 研究不同质地土壤对填埋场渗滤液的吸收净化效能。结果表明, 不同质地土壤净化效能差异较大, 壤土和粘土各处理第 1 周内对 COD 的去除率达到 90% 以上, 对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率为 87% ~ 97% 之间, 而沙土各处理对 COD 的去除率在 84% ~ 89% 之间, 对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率在 45% ~ 78% 之间。各处理对 COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率逐步下降, 4 周后有的呈波动反弹。粘土对 P 的去除效果最好, 几乎全部吸收。对金属的去除效果也以粘土和壤土较好。不同质地土壤净化效能随土层厚度的增加而增强, 栽植狗牙根能促进土壤对 COD、P、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 以及金属等吸收与净化, 对毒性的去除能力也增强, 体现了植物对土壤净化系统的增效作用。

关键词: 土壤; 垃圾填埋场; 渗滤液; 净化作用

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2000)05-0032-06

The Purification Potentials of Different Soil with Different Depths to Leachate from Li Keng Landfill in Guangzhou City

Jiang Biliang, Wang Baisun, Lan Chongyu, Lin Li (School of Life Science, Zhongshan University, Guangzhou 510275, China, E-mail: jbliang@public.guangzhou.gd.cn)

Abstract: Soil with different texture (sandy soil, clay soil and loamy soil) were used to attenuate leachate from Li Keng landfill in Guangzhou city. They were employed to pack columns of different depths of 0.3, 0.5 and 1.0m, soil columns were respectively treated by growing *Cynodon dactylon* and not growing *C. dactylon*. Leachate was drained into the soil columns each day for 8 weeks. The percolated leachates were collected weekly and their properties were analyzed. It was revealed that the purification efficiency of all soil columns decreased as the soil depth decreased, growing plant (*C. dactylon*) could improve the efficiency. Clay soil and loamy soil had higher capacity to remove COD and ammonia, clay soil had the highest ability in absorption of P, and the metal contents of leachate percolated from the clay soil columns were lower than that of loamy soil. However, loamy soil had significantly higher ability to absorb metal in leachate, especially for heavy metals. Toxicity test of percolated from soil columns in the different stages indicated that the removal of toxicity of the same depth soil with different textures showed significantly difference ($P < 0.01$), but that of the 1.0m columns with different textures displayed significantly difference ($P < 0.01$).

Keywords: landfill, leachate, soil; purification

土壤有较大的吸收面积, 较强的离子交换容量, 以及含有种类和数量可观的微生物种群可供生物降解作用。因此, 用土壤吸收系统来处理垃圾填埋场渗滤液, 在理论和运作技术方面愈来愈受到人们的重视。国外和我国的香港在这方面做了不少研究工作^[1-5]。徐迪民和李建华等研究了渗滤液的回灌技术, 其中研究了混合不同沙砾比例的亚粘土对渗滤液净化作用的影响^[6-7]。但有关不同质地土壤对渗滤液的净

化效能的研究, 到目前为止鲜见报道。本实验选用了南方较为常见的粘土、壤土和沙土作为材料, 研究不同质地土壤对渗滤液的净化效能, 希望能为填埋场覆土层的选择与设计以及土壤净化系统的使用提供理论依据。

基金项目: 国家自然科学基金项目 (39830310, 39970144); 广东省自然科学基金及华南生物科学与技术研究中心研究基金资助项目 (990248)

作者简介: 姜必亮 (1967~), 男, 博士研究生, 主要从事植物生态、环境生态与生态工程等方面研究。

收稿日期: 1999-11-09

1 材料与方法

1.1 试验材料

用沙土、粘土(均取自广州市李坑垃圾填埋场附近)和壤土(取自中山大学竹园)做试验材料,3种土壤的基本理化性质见表1.

表 1 3 种土壤的基本理化性质

土壤	质地/%			pH	有机质 /%	TN /%	TP /%
	砂粒	粉粒	粘粒				
沙土	88.25	8.86	2.89	6.32	1.07	0.087	0.051
粘土	22.42	24.17	53.41	5.36	1.67	0.116	0.076
壤土	44.26	40.72	15.02	7.53	3.82	0.195	0.169

1.2 试验设计

用直径110mm的PVC管做成长度不等的土柱.管的底端垫有2层孔径为1mm的尼龙网和两层纤维布,再套上口径相当漏斗,PVC

管安于特制的木架上,漏斗下方用三角锥瓶承接经土壤过滤的渗滤液.为减少三角锥瓶渗滤液蒸发,三角锥瓶用带有玻璃管的塞子塞住,并用胶管与漏斗相连.每种土壤分栽植狗牙根(*Cynodon dactylon*)和不栽植狗牙根2组处理,设3个重复,具体见表2.待栽植的狗牙根存活2周后进行浇灌试验.在广州市李坑垃圾填埋场一次性采集足够量的渗滤液,用孔径为2mm尼龙网过滤以去除树叶、碎屑等物,并进行理化分析,之后于4℃冷柜中冷藏备用.每天每个处理浇灌100ml的渗滤液,每星期对三角锥瓶中的部分渗滤液进行常规的理化分析,另一部分用于毒性测定.

1.3 土壤及渗滤液的测试

试验后的土壤样品按10cm分层取样,再混成一个样品.样品风干过筛后,进行理化测

表 2 实验设计

编号	处理	编号	处理	编号	处理
0.3S	0.3m 沙土土柱	0.3C	0.3m 粘土土柱	0.3L	0.3m 壤土土柱
0.3S+	0.3m 沙土土柱栽植狗牙根	0.3C+	0.3m 粘土土柱栽植狗牙根	0.3L+	0.3m 壤土土柱栽植狗牙根
0.5S	0.5m 沙土土柱	0.5C	0.3m 粘土土柱	0.5L	0.5m 壤土土柱
0.5S+	0.5m 沙土土柱栽植狗牙根	0.5C+	0.5m 粘土土柱栽植狗牙根	0.5L+	0.5m 壤土土柱栽植狗牙根
1.0S	1.0m 沙土土柱	1.0C	1.0 粘土土柱	1.0L	1.0m 壤土土柱
1.0S+	1.0m 沙土土柱栽植狗牙根	1.0C+	1.0m 粘土土柱栽植狗牙根	1.0L+	1.0m 壤土土柱栽植狗牙根

定^[8].用比重法测定土壤质地;用Model 210A酸度计测定pH(土:蒸馏水=1:2.5);用重铬酸钾氧化-外加加热法测定有机质;用半微量开氏法测定TN;用硫酸高氯酸消煮-钼锑钨比色法测定TP;用硝酸-高氯酸消煮-原子吸收光谱法测定Cu、Zn、Pb和Cd等重金属.

渗滤液鲜液和经土壤过滤后的渗滤液,用Model 201A酸度计测定pH;用高锰酸钾法测定COD;用滴定法测定TN;用硝酸-硫酸消煮-钼锑钨比色法测定TP;用原子吸收光谱法测定K、Na、Mg、Fe、Cu、Zn、Pb和Cd.

1.4 毒性测定

以小白菜种子24h的发芽率作为指标.每培养皿垫3张滤纸,用每星期收集到的渗滤液浸湿滤纸,均匀铺放100粒饱满的白菜种子,置于28℃恒温培养箱内,每处理4个重复,24h后记录发芽率.

2 结果与分析

2.1 对渗滤液的净化效能分析

(1)对COD的去除效果 土壤对渗滤液的净化作用与微生物关系密切,土壤是微生物生存与繁殖的良好载体,土壤的通气状况、渗透性能和有机质含量都影响着微生物活性.试验表明,通气性较好、有机质含量较高的壤土对COD去除效果最好,所有处理在第1周和第2周内的平均去除率都达到90%以上,到第8周时,0.3L、0.3L+、0.5L、0.5L+、1.0L和1.0L+等处理的平均去除率尚有62%、74%、69%、79%、73%和78%.粘土的去除效果次之,虽第1周的平均去除率达90%以上,但每2周普遍降至90%以下,第8周时,0.3R、0.3R+、0.5R、0.5R+、1.0R和1.0R+等处理的平均去除率分别为56%、68%、66%、72%、70%

和 77%。沙土的去除效果最差,第 1 周 0.3S、0.3S+、0.5S、0.5S+、1.0S 和 1.0S+ 等处理的平均去除率分别为 84%、88%、86%、89%、89% 和 92%。第 8 周的平均去除率降至 48%、66%、55%、67%、62% 和 74%。但不同土壤对 COD 的去除格局相似,栽植狗牙根处理的去除率均比不栽植的要高些,栽植狗牙根的处理大

多到第 4 周时,对 COD 的去除效率跌至低谷,而后呈波动反弹,如图 1 所示。而没有栽植狗牙根的处理,去除效率低谷延迟到第 5 周,个别到第 6 周。去除率低谷提前出现,表明总体净化效能较好,也说明了植物对 COD 的去除具有一定的增效作用。

(2) 对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除效果 渗滤液一般含

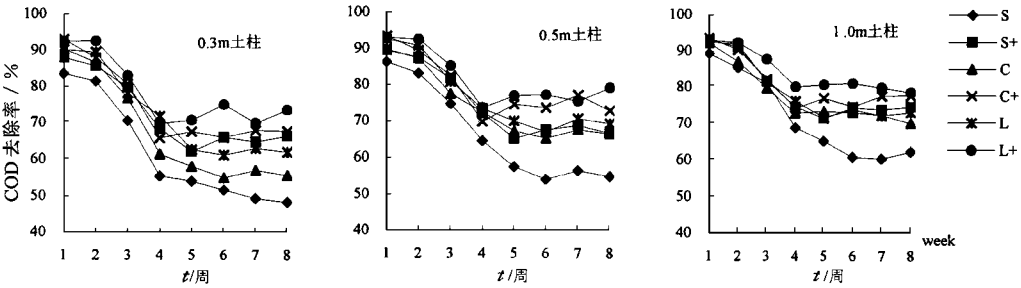


图 1 不同土壤对 COD 去除率的变化趋势

有高浓度的氨氮,而硝态氮和各种有机氮相对低得多。所以,土壤对渗滤液 N 的去除主要表现在对氨氮的去除。虽然土壤中硝化和反硝化作用能把部分氮转化成氮气,但大部分氮以各种形式积累在土壤中^[3]。试验表明,不同土壤对 N 的去除效能差别较大,土层厚度和有无栽植狗牙根也影响着去除效果,土层越厚去除效果越好,栽植狗牙根处理要好于不栽植狗牙根的。壤土去除效果最好,粘土次之,沙土最差。

0.3L、0.3L+、0.5L、0.5L+、1.0L 和 1.0L+ 等处理第 1 周的平均去除率达 88%、87%、91%、90%、96% 和 96%。第 8 周的平均去除率尚有 54%、66%、55%、70%、87% 和 89%。而 0.3S、0.3S+、0.5S、0.5S+、1.0S 和 1.0S+ 等处理第 1 周的平均去除率分别为 45%、66%、56%、70%、69% 和 78%,到第 8 周降至 22%、31%、30%、44%、46% 和 59%。去除氨氮的格局与去除 COD 的格局相似,如图 2 所示。

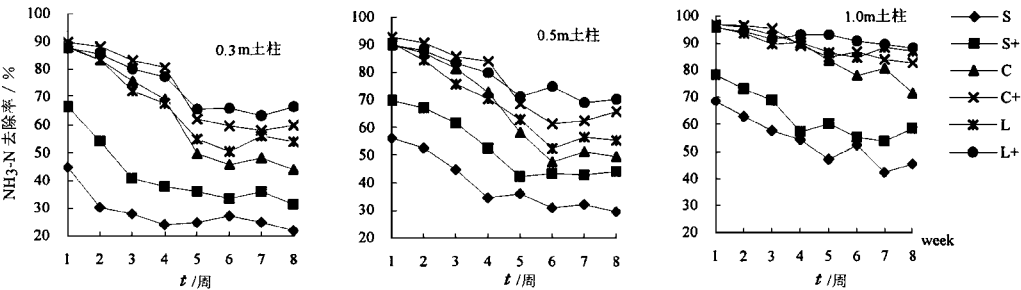


图 2 不同土壤对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率的变化趋势

(3) 对磷的去除效果 不同土壤对渗滤液 P 的去除效果都不错,这可能与渗滤液 P 含量相对较低有关。粘土对 P 的去除效果最好,所有采集到的水样均测定不到 P 的含量,这是否说明了酸性土壤利于对渗滤液 P 的吸收,由于本研究缺乏平行改变土壤 pH 值的对比实验,

该推论有待于进一步验证。去除效果其次者为沙土,壤土最差,经壤土过滤后的渗滤液 P 含量最高,这可能与壤土 P 的本底值较高有关,不断浇灌渗滤液,也可能把 P 淋溶下来。图 3 显示,沙土和壤土对 P 的去除效能很不规律。尽管如此,栽植狗牙根处理的去除效果比不栽植

狗牙根的要好些.

(4)对金属离子的去除效果 上述分析表

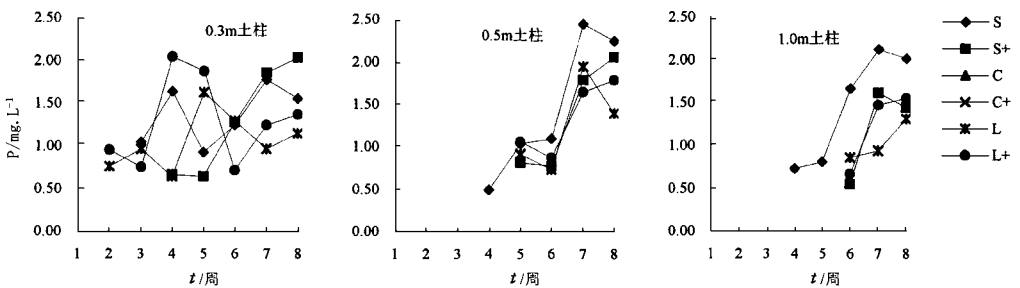


图3 不同土壤对P去除率的变化趋势

明,不同土壤的净化格局相似,各处理大多到第4周时,净化效能跌至低谷,之后有的呈波动反弹,有的继续呈下降趋势,到第8周时,不同处理的净化效能分异较大.为了从总体上比较不同处理对渗滤液中金属离子的去除效果,文中只分析了第1周和第4周各处理所收集到的样品,表3列举了0.5m土柱各处理对金属的去

除结果.渗滤液经不同土柱后,pH下降,其中粘土各土柱导致的下降强度较大,显然是由于酸性粘土与碱性渗滤液正好中和.粘粒含量较多的粘土和有机质含量较高的壤土对渗滤液各种金属的去除效能较好,而沙土较差.就同种土壤而言,土层越厚净化效果越好,栽植狗牙根处

表3 不同土壤0.5m土柱对渗滤液金属离子的去除效果比较/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

处理	时间	pH	K	Na	Mg	Fe	Cu	Zn	Pb	Cd
原液		8.87	725.28	515.60	78.48	22.85	0.42	0.83	0.13	0.06
0.5S	第1周	7.75	472.70	329.00	68.25	15.77	0.33	0.60	0.07	tr
		± 0.23	± 56.34	± 29.75	± 5.26	± 1.78	± 0.08	± 0.22	± 0.03	
	第4周	8.26	657.26	460.17	153.24	17.60	0.49	1.20	0.05	0.03
		± 0.41	± 61.05	± 32.63	± 6.82	± 2.01	± 0.13	± 0.20	± 0.03	
0.5S+	第1周	7.42	437.05	289.46	58.27	12.95	0.32	0.53	0.07	tr
		± 0.18	± 48.25	± 27.27	± 7.05	± 2.23	± 0.07	± 0.16	± 0.04	
	第4周	7.84	490.05	355.51	155.20	19.15	0.49	1.06	0.04	tr
		± 0.33	± 51.17	± 31.12	± 4.18	± 2.56	± 0.16	± 0.28	± 0.02	
0.5C	第1周	6.68	143.20	100.10	57.50	15.42	0.08	tr	0.04	tr
		± 0.20	± 50.01	± 24.54	± 5.12	± 2.32	± 0.07		± 0.04	
	第4周	7.25	325.36	245.65	109.33	23.60	0.09	0.18	tr	tr
		± 0.25	± 41.05	± 20.04	± 3.33	± 3.24	± 0.07	± 0.06		
0.5C+	第1周	6.82	125.00	97.25	58.00	14.32	0.08	tr	tr	tr
		± 0.30	± 38.95	± 18.79	± 6.67	± 4.20	± 0.07		tr	
	第4周	7.86	269.74	210.01	100.20	22.90	0.05	tr	tr	tr
		± 0.42	± 46.52	± 26.53	± 7.66	± 4.22	± 0.02	tr	tr	
0.5L	第1周	8.25	170.06	170.03	60.20	22.35	0.18	tr	0.4	tr
		± 0.19	± 23.56	± 18.57	± 5.33	± 3.09	± 0.07		± 0.01	
	第4周	8.26	480.10	244.58	110.23	31.98	0.24	0.30	tr	tr
		± 0.23	± 32.17	± 21.16	± 5.15	± 2.08	± 0.07	± 0.13		
0.5L+	第1周	7.24	124.67	148.32	53.67	16.45	0.15	tr	0.04	tr
		± 0.27	± 25.11	± 22.23	± 4.15	± 3.78	± 0.08		± 0.03	
	第4周	7.51	397.5	212.73	88.78	25.70	0.17	0.31	tr	tr
		± 0.20	± 38.45	± 17.78	± 3.02	± 4.65	± 0.10	± 0.09		

2.2 渗滤液浇灌后的土壤重金属积累效应

表4列举了渗滤液浇灌前后土壤的Cu、

Zn、Pb 和 Cd 的含量。粘土对重金属的截留量最大,其次是壤土,沙土最差。对金属的积累量都随土层厚度的增加而减少,这主要是由于稀释作用的结果。本试验对各处理所浇灌的渗滤液量一样,即给每个处理的重金属负荷量一样,土层越厚自然稀释作用越强。沙土栽植狗牙根的处理,对 Cu 和 Pb 的积累表现出增强趋势,而对 Zn 和 Cd 的积累却表现出减弱趋势,其原因有待进一步研究。粘土和壤土栽植狗牙根的处理几乎都表现出减弱趋势,体现了植物对重

金属的吸收作用。

2.3 不同土壤处理后的渗滤液毒性评价

试验表明,沙土对毒性的去除效果最差,壤土次之,粘土最好。前 1 周对毒性的去除效果很好,发芽率都达到了 100%,土壤对渗滤液毒性的去除因渗滤液的不断浇灌逐渐减弱,但植物对毒性的去除起明显的增进作用。以沙土为例,到第 8 周时,0.3S 和 0.3S+ 的发芽率分别为 28.25% 和 63.25%;0.5S 和 0.5S+ 分别为 68.75% 和 82.25%;但随土层的增加差异减

表 4 不同处理土壤在渗滤液浇灌后的重金属积累情况/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$

处理		Cu	Zn	Pb	Cd
沙土	原土	8.26±1.23	53.20±2.02	7.95±1.10	tr
	0.3S	4.57±2.35	47.82±1.75	21.30±3.16	0.92±0.13
	0.3S+	5.43±2.41	47.68±1.13	22.15±4.02	0.78±0.22
	0.5S	4.05±3.01	47.35±1.52	18.43±1.56	0.66±0.23
	0.5S+	5.86±3.11	43.58±1.71	18.56±1.12	0.66±0.13
	1.0S	6.25±2.27	52.25±1.50	12.45±4.78	0.48±0.17
	1.0S+	7.84±1.78	51.60±1.23	13.20±3.01	0.46±0.18
粘土	原土	22.34±4.62	163.10±4.51	63.81±2.45	tr
	0.3C	56.83±5.40	267.26±6.58	136.90±8.39	1.24±0.16
	0.3C+	52.47±4.72	266.57±7.29	130.41±9.15	1.26±0.18
	0.5C	45.32±3.35	258.65±8.10	124.70±7.64	0.87±0.12
	0.5C+	43.65±2.97	255.70±6.15	124.80±6.04	0.81±0.10
	1.0C	40.50±2.80	236.48±5.49	95.24±3.18	0.66±0.13
	1.0C+	38.67±3.12	240.47±3.67	94.62±2.05	0.56±0.13
壤土	原土	16.78±3.18	65.20±5.56	24.67±2.01	tr
	0.3L	45.40±4.10	117.86±7.12	74.25±3.09	0.72±0.17
	0.3L+	44.37±3.25	113.46±4.28	73.01±4.11	0.67±0.18
	0.5L	42.50±2.67	105.80±5.20	65.60±3.47	0.56±0.10
	0.5L+	43.56±2.50	98.47±3.00	63.00±5.48	0.55±0.11
	1.0L	36.69±3.10	88.75±2.15	46.37±4.75	0.42±0.13
	1.0L+	33.70±3.41	86.40±3.21	40.65±3.05	0.43±0.11

表 5 不同处理对渗滤液毒性去除的 F 检验结果

变异来源	0.3m 土柱		0.5m 土柱		1.0m 土柱	
	不栽狗牙根	栽植狗牙根	不栽狗牙根	栽植狗牙根	不栽狗牙根	栽植狗牙根
不同土壤	8.24 ²⁾	7.95 ²⁾	16.85 ²⁾	10.35 ²⁾	5.40 ¹⁾	6.04 ¹⁾
不同时段	4.04 ¹⁾	8.82 ²⁾	6.60 ²⁾	12.58 ²⁾	8.07 ²⁾	5.85 ²⁾

1)表示 0.05 水平下差异显著; 2)表示 0.01 水平下差异显著。

少,1.0S 和 1.0S+ 分别为 90.25% 和 94%。粘土表现出相似的结果,0.3R 和 0.3R+ 分别为 85.25% 和 88.75%;0.5R 和 0.5R+ 分别为 88.75% 和 92.75%;1.0S 和 1.0S+ 分别为

94% 和 98%。

F 检验表明,不同土壤,因土层厚度不同,对小白菜种子发芽率影响的差异显著度不同。0.3m 和 0.5m 土柱的不同处理对发芽率的影

响在 $P = 0.01$ 水平下差异显著. 1.0m 土柱的不同处理对发芽率的影响在 $P = 0.05$ 水平下才差异显著. 不同土壤的不同处理在不同时间内, 发芽率在 $P = 0.05$ 水平下差异显著, 说明了土壤对毒性的去除效果因渗滤液毒性的逐步积累而不断减弱.

3 结 论

(1) 不同类型土壤对渗滤液 COD、P 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 净化效能不同, 有机质含量较高的壤土和粘粒含量较高的粘土净化效果明显好于沙土. 粘土对 P 的去除效果良好, 8 周内, 所有样品都没有测定到 P 的含量. 栽植植物能促进土壤对渗滤液中 N、P 等有机物质的吸收净化.

(2) 沙土对重金属的积累效应较差, 壤土和粘土二者对重金属的吸收积累量较大. 栽植狗牙根土柱的重金属含量略有减少, 说明了植物对重金属的吸收固定作用. 小白菜种子的发芽试验表明, 沙土对毒性的去除效果最差, 壤土次之, 粘土最好. 对毒性的去除效果随时间而逐渐下降, 植物在去除毒性方面起一定的增效作用.

(3) 粘土和壤土有较好的净化效能. 对土壤吸收系统的设计与垃圾填埋场覆土层土壤的选择提供方便. 植物对土壤系统净化效能起促进作用, 所以在设计土壤净化系统, 以及对渗滤液进行回灌处理时, 应重视土壤地表的植被重建.

参考文献:

1 Chan K Y et al. Interaction of treated sanitary landfill leachate with soil. J. Environ. Qual., 1978, 7(2): 306~310.

2 Labauve J M et al. The effect of soil properties and a synthetic municipal landfill leachate on the retention of Cd, Ni, Pb and Zn in soil and sediment material. J. Water Pollut. Control Fed., 1988, 60(4): 379~385.

3 Winant W M et al. Effects of sanitary landfill leachate on some soil chemical properties. J. Environ. Qual., 1981, 10(2): 318~322.

4 Wong M H et al. Decontamination of landfill leachate by soil infiltration. Biomed. Environ. Manage. Sci., 1989, 2(2): 341~357.

5 Wong M H et al. Decontamination of landfill leachate by soil with different textures. Biomed. Environ. Manage.

Sci., 1990, 3(3): 429~442.

6 徐迪民等. 垃圾填埋场渗滤水回灌技术的研究. I. 垃圾渗滤水填埋场回灌的影响因素. 同济大学学报, 1995, 23(4): 371~375.

7 李国建等. 垃圾填埋场渗滤水回灌技术的研究. II. 填埋场对渗滤水净化能力的研究. 同济大学学报, 1997, 25(2): 195~199.

8 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析. 上海: 上海科学技术出版社, 1983.

9 王罗春等. 垃圾填埋场渗滤液回灌综述. 重庆环境科学, 1999, 21(4): 48~50.

10 Bagchi A. Natural attenuation mechanisms of landfill leachate and effects of various factors on the mechanism. Waste Manage. Res., 1987, 5(4): 453~464.

11 Diamadopoulos E et al. Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate. Water Res., 1994, 28(12): 2439~2445.

12 Johanson O J et al. Characterization of sanitary landfill leachate. Water Res., 1976, 10(6): 1129~1134.

13 Jonathan H et al. Effects of pulp mill effluent irrigation on the distribution of elements in the profile of an arid region soil. Environ. Pollut., 1999, 105(1): 129~135.

14 Kuajara O et al. Environmental monitoring of the North Porto Alegre landfill, Brazil. Water Environ. Res., 1997, 69(6): 1170~1177.

15 McClellan J K et al. Pretreating landfill leachate with peat to remove metals. Water Air Soil Pollut., 1987, 37(2): 203~215.

16 Miller W E et al. Comparative toxicology of laboratory organisms for assessing hazardous waste sites. J. Environ. Qual., 1985, 14(4): 569~574.

17 Merozek E. Effect of mercury and cadmium on germination of *Spartina alterniflora* Loisel seeds at various salinities. Environ. Exp. Bot., 1980, 20(2): 367~377.

18 Merozek E. Effect of zinc and lead on germination of *Spartina alterniflora* Loisel seeds at various salinities. Environ. Exp. Bot., 1982, 22(1): 23~32.

19 Reinhart D R et al. The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. Waste Manage. Res., 1996, 14(4): 337~346.

20 Rolle E et al. Effects of leachate salinity on the aerobic and anaerobic mineralization of the municipal solid waste organic fraction. Environ. Tech., 1997, 18(2): 203~209.

21 Scott M D. Leachate treatment options. Solid Waste Manage., 1981, 10(1): 18~24.

22 Thomas K et al. Municipal landfill leachate management. Environ. Progress., 1998, 17(4): 278~284.

23 Wong M H et al. Landfill leachate as irrigation water for tree and vegetable crops. Waste. Manage. Res., 1989, 7(3): 311~324.