

外循环三相流化床-人工湿地系统处理渗滤液可行性研究

张金生¹, 袁兴中^{1*}, 曾光明¹, 董蓓蓓², 梁运珊¹

(1. 湖南大学环境科学与工程学院, 长沙 410082; 2. 中国科学院过程工程研究所, 北京 100190)

摘要: 采用外循环三相流化床-人工湿地的组合工艺对垃圾渗滤液进行处理, 主要探讨通过该组合工艺后, 出水水质的变化。结果表明, 进水 COD $4\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ $300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 通过外循环流化床后, COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 分别稳定在 $1\,500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右; Cd、Zn、Pb 含量也均稍有下降, 通过人工湿地后, COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 则分别下降到 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右。Cd、Zn、Pb 的含量在分别从进水的 $0.12\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $3.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下降到 $0.01\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右。通过不同植被的湿地进行横向比较, 发现无论何种植被的湿地, 对该组合工艺的处理效果影响不大。

关键词: 外循环流化床; 人工湿地; 重金属; 渗滤液; 本底值

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)11-3371-06

Feasibility of Treatment of Landfill Leachates by External Loop Three Phase Fluidized Bed-Constructed Wetland System

ZHANG Jin-sheng¹, YUAN Xing-zhong¹, ZENG Guang-ming¹, DONG Bei-bei², LIANG Yun-shan¹

(1. College of Environmental Science and Engineering, Hunan University, Changsha 410082, China; 2. Institute of Process Engineering, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100190, China)

Abstract: In this study, the system composed with the external loop fluidized bed reactor and constructed wetland was used to treat the landfill leachate. The change of water quality for the landfill leachate treated by this system was investigated. The experimental results indicated that the COD and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ of the influent reduced from $4\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and $300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ to $1\,500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and $150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ after the external loop three phase fluidized bed reactor and steady at $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ behind treated by the constructed wetland. The heavy metals of Cd, Zn, Pb were also reduced for treatment by external loop three phase fluidized bed reactor. They were steady at $0.01\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $0.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ from $0.12\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $3.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $1.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ because of the constructed wetland. We also compared the different plants for the efficiency, the results showed that whatever plants, there was little effects on the efficiency of the COD and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, but the effect of heavy metal was markedness.

Key words: external loop fluidized bed reactor; constructed wetland; heavy metal; landfill leachate; value of background

目前, 从经济角度考虑, 城市生活垃圾的处理方法主要有 2 种: 卫生填埋和焚烧。由于焚烧产生的飞灰和残渣依然要填埋^[1], 所以在我国卫生填埋成为处理垃圾的首选方法, 但是在卫生填埋过程中, 由于雨水的淋滤作用、垃圾发酵产生水分和垃圾自身含的水分等^[2]不可避免的有垃圾渗滤液产生。垃圾渗滤液中的有机污染物种类繁多, 而且浓度高^[3], 通常采用的是物理方法与生物方法的组合工艺进行处理^[4], 一种处理方法是无法取得理想的效果, 例如杭州天子岭填埋场采用的是“厌氧 + 好氧”的工艺, 苏州七子山填埋场采用的是“吹脱 + 焦炭吸附”的工艺, 这些工艺能耗高、工序繁杂, 因此, 需要开发新的工艺以降低能耗、简化工艺流程和提高处理效率。本实验针对垃圾渗滤液中有机负荷和氨氮含量高、重金属污染严重的特点, 采用外循环三相流化床的一级系统和人工湿地的二级系统对垃圾渗滤液进行处

理。采用该系统的主要优点在于, 用流化床的占地面积小的优点弥补人工湿地占地面积大的缺点; 用流化床的抗冲击负荷高^[5]的优点来弥补人工湿地的对进水水质要求稳定的缺点; 用人工湿地对重金属有较高的去除率来弥补流化床对重金属的无能为力, 最大程度上综合两者的优点, 达到较好地处理渗滤液的目的。

1 材料与方法

1.1 试验装置

实验采用外循环三相流化床^[6]和模拟人工湿地

收稿日期: 2008-12-06; 修订日期: 2009-02-12

基金项目: 国家自然科学基金项目(50678062); 高等学校博士学科点专项科研基金项目(20060532007)

作者简介: 张金生(1982~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: jecalsamy@163.com

* 通讯联系人, E-mail: yxz@hnu.cn

为反应器,外循环三相流化床如图 1(a)所示,有效体积为 5.4 L,载体为椰壳活性炭,粒径为 0.5 ~ 1.0 mm.人工湿地装置材料为 PVC,长×宽×深为 53 cm×42 cm×30 cm,填充高度 18 cm,如图 1(b)所示,进水口由梳心管装置,均匀分布于湿地上游,距基质表面 5 cm 处,出水口处于湿地下游基质底部,形成水平潜流湿地.基质从下到上为砾石(粒径为 1.5 ~ 2.5 cm)、土壤(过孔径为 5 mm 的砂石筛)、细砂、土壤,厚度分别为 3、9、3、3 cm.湿地 A 种植的是宽叶香蒲^[7,9]、橙花美人蕉^[8],湿地 B 种植的是灯心草^[9]和橙花美人蕉.

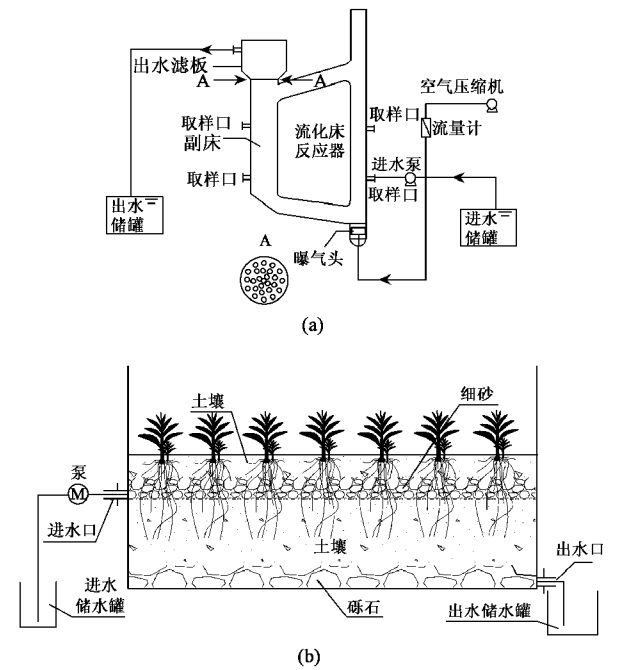


图 1 外循环流化床-人工湿地系统示意

Fig.1 External loop three phase fluidized bed-constructed wetland system

1.2 废水与接种污泥

废水取自长沙市垃圾填埋场的渗滤液,其组成如表 1 所示,实验接种污泥取自长沙市第一污水处理厂的剩余污泥,取回后连续曝气 3 d 以提高其中的生物活性.

表 1 垃圾渗滤液组成/(mg·L⁻¹)

Table 1 Component of the landfill leachate/(mg·L ⁻¹)					
项目	浓度范围	项目	浓度范围	项目	浓度范围
颜色	黑灰色	NH ₄ ⁺ -N	300 ~ 500	Cd	0.1 ~ 0.2
嗅	恶臭	COD	3 000 ~ 5 000	Zn	2.0 ~ 4.0
pH	7.0 ~ 8.5	Pb	1.5 ~ 1.8	SS	200 ~ 800

1.3 反应器的启动和运行

外循环三相流化床的启动采用的是快速排泥

法,接种污泥MLSS为10 g·L⁻¹,污泥投加量按反应器有效体积计为 0.2 g·L⁻¹,投加接种污泥体积为 1L,载体投加量为反应器有效体积 5% (270 mL),每日进水量控制在 12 L 左右即流化床的水力停留时间控制在 10 h 左右,人工湿地的水力停留时间约为 1 d.由于污泥取自生活污水处理厂,开始阶段无法适应高浓度的渗滤液,所以一开始将渗滤液稀释 100 倍驯化污泥中的微生物并开始载体挂膜,之后逐步降低稀释倍数,通过 COD 的去除情况和镜检判断载体挂膜和生物活性.湿地中的植物均购自上海泽龙水生植物有限公司,初期湿地所用水为自来水,待植物成活后将湿地中的水放出,开始加流化床出水.

1.4 分析方法

COD: 重铬酸钾法; NH₄⁺-N: 纳氏试剂分光光度法; 重金属: 原子吸收分光光度法.

2 结果与讨论

2.1 外循环流化床-人工湿地对 COD 和 NH₄⁺-N 去除效果

为了防止流化床中生物不能承受高的冲击负荷,实验第一阶段采用稀释 5 倍渗滤液作为进水,稀释水为自来水,观察效果良好后,第二阶段采用渗滤液原液作为进水^[10]. 2 个阶段的 COD 和 NH₄⁺-N 的处理效果如图 2 和图 3 所示.

由图 2 和图 3 可知,第一阶段时,无论是 COD 还是 NH₄⁺-N 的去除效果都非常好,流化床出水中的 COD 保持在 230 ~ 370 mg·L⁻¹ 之间,湿地 A 的出水 COD 保持在 10 ~ 150 mg·L⁻¹ 之间,湿地 B 的出水 COD 维持在 10 ~ 100 mg·L⁻¹ 之间,流化床对 COD 的平均去除率为 77%,湿地 A 对 COD 的平均去除率为 78%,湿地 B 对 COD 的平均去除率为 81%;流化床出水中的 NH₄⁺-N 在 150 ~ 180 mg·L⁻¹ 之间波动,湿地 A 的出水 NH₄⁺-N 维持在 0.5 ~ 3.0 mg·L⁻¹,湿地 B 的出水 NH₄⁺-N 保持在 0.33 ~ 14.5 mg·L⁻¹ 之间.第二阶段时,流化床反应器中 COD 和 NH₄⁺-N 的平均去除率分别达到 60% 和 50%,湿地 A 的 COD 和 NH₄⁺-N 的平均去除率分别为 96.1% 和 90%,湿地 B 的 COD 和 NH₄⁺-N 的平均去除率分别为 86% 和 90%. 第一阶段中的 COD 和 NH₄⁺-N 的去除率均没有第二阶段高. 分析原因可能有 2 个: ① 湿地中植物在第一阶段还处于适应阶段,到第二阶段时,湿地中植物基本适应了污水水质,② 第一阶段的进水的浓度比第二阶段的要低,但去除率反而低一点,仔细分析湿地 A 和

湿地 B 出水数据,发现第一阶段和第二阶段中,出水中 COD 和 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的绝对值基本相当,但第二阶段的进水中 COD 和 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的基数大,所以第二阶段去除率的数据明显优于第一阶段的.由此可知,虽然第

二阶段的进水的浓度增大很多,但并没有影响出水的水质.由此有理由相信,无论是湿地 A 还是湿地 B 和流化床组合在处理 COD 和 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的过程中均具有非常大的潜力.

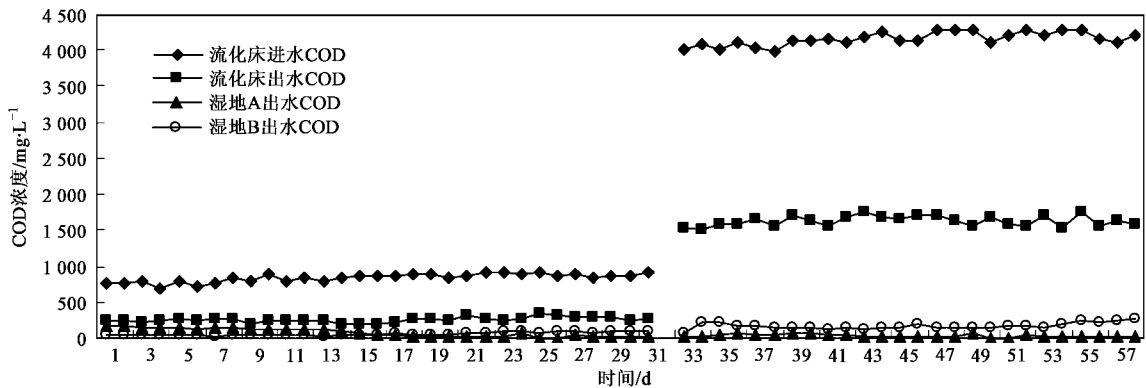


图 2 外循环流化床-人工湿地对 COD 的去除效果

Fig.2 Effects on COD removals of the external loop fluidized bed reactor and constructed wetland system

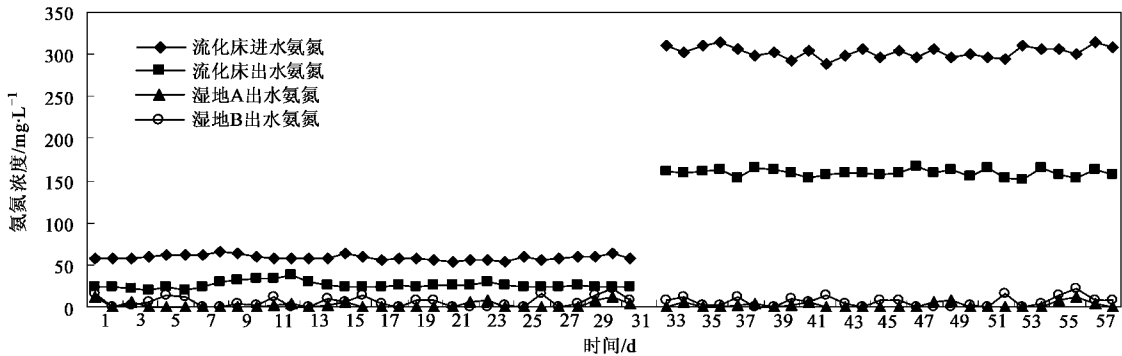


图 3 外循环流化床-人工湿地对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除效果

Fig.3 Effects on $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ removals of the external loop fluidized bed reactor and constructed wetland system

比较湿地 A 和湿地 B 对 COD 和 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除效果,可以看出, COD 的去除效果在第一阶段开始时湿地 B 的要优于湿地 A 的,10 d 以后,湿地 A 的效果均优于湿地 B 的.分析原因是,湿地 A 中的香蒲在一开始是幼苗,而湿地 B 中灯心草为成熟植株,香蒲在成活后生命力旺盛,对 COD 和 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除效果显著.而从 2 个湿地对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除效果来看,两者没有明显区别,只是湿地 A 的出水一直都比较稳定,波动范围小,而湿地 B 的波动范围大.但不管是湿地 A 还是湿地 B,总体来说,对 COD 和 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 均有很好的去除效果,香蒲对 COD 的去除略有优势;对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除两者无显著区别.

2.2 外循环流化床-人工湿地对重金属(Cd、Zn、Pb)的去除效果

由于重金属是渗滤液中一类十分普遍的污染物,对重金属的去除效果是处理关键^[11],实验选取了渗滤液中浓度较高的几种金属(Cd、Zn、Pb)进行了研究,结果见图 4. 第一阶段流化床对 Cd、Zn、Pb 的去除非常有限,进水与出水的浓度差非常小,平均分别为 0.007 8、0.19、0.09 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$;第二阶段流化床对 Cd、Zn、Pb 的去除明显优于第一阶段,进水与出水的浓度差分别为 0.013、0.41、0.165 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.湿地 B 对 Cd 的处理效果优于湿地 A 的处理效果,两湿地的处理效果稳定,在第二阶段进水 Cd 的浓度达到 0.13 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 出水时的浓度依然稳定在 0.01 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,无论是湿地 A 还是湿地 B 对金属 Cd 的去除能力都相当可观;湿地 A 对 Zn 的去除效果明显优于湿地 B,湿地 A 的去除效果显著,即便是进

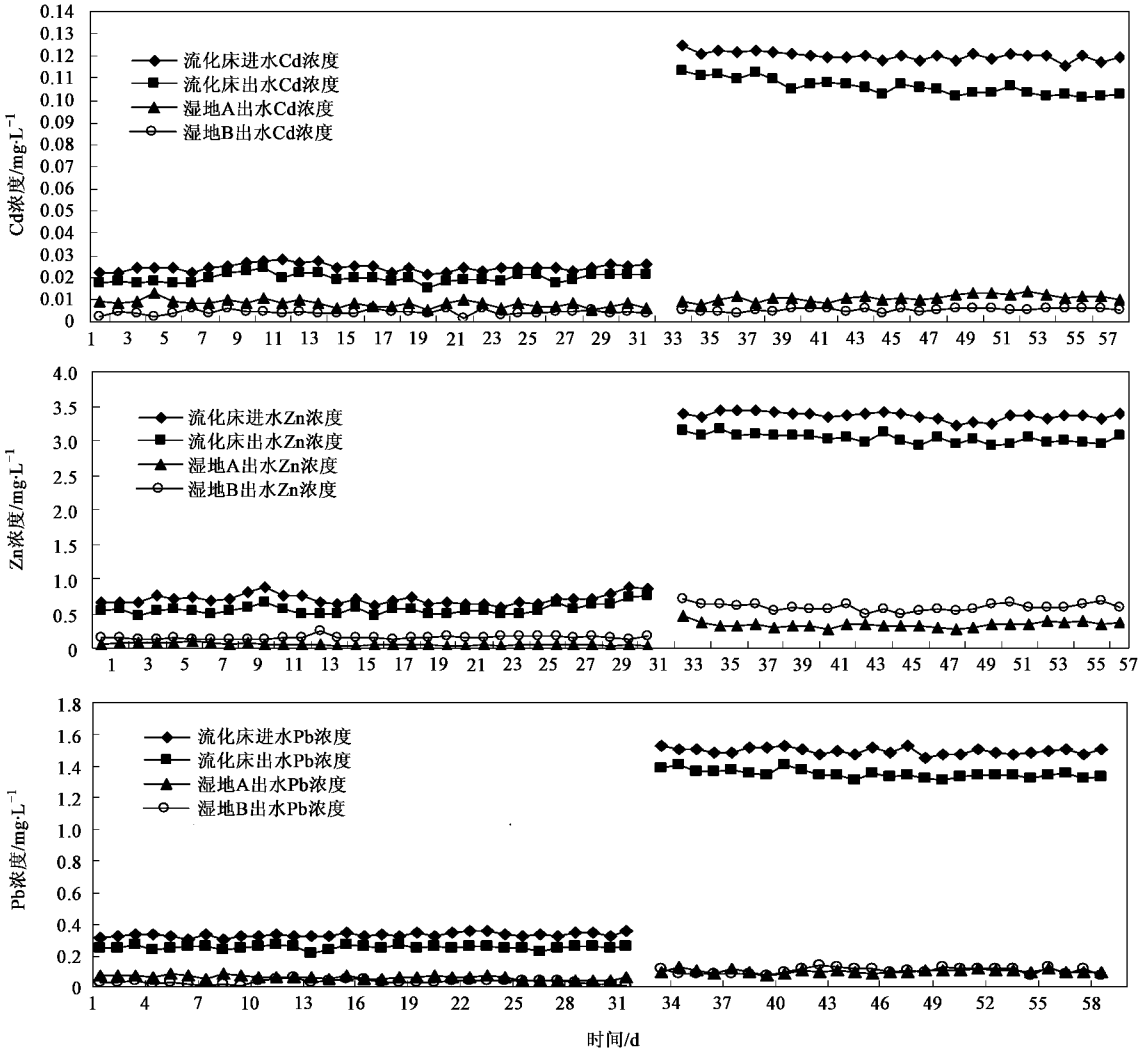


图 4 外循环流化床-人工湿地对重金属(Cd、Zn、Pb)去除效果

Fig.4 Effects on heavy metal(Cd,Zn,Pb) removals of the external loop fluidized bed reactor and constructed wetland system

水浓度在 $3.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,出水浓度依然稳定在 $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,湿地 B 的出水浓度比湿地 A 的出水浓度平均高出 $0.25\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,这说明在对 Zn 的去除方面,湿地 A 中的香蒲比湿地 B 中的灯心草更有潜力.在第一阶段前期,湿地 A 对 Pb 的去除不及湿地 B,一段时间后,两者去除 Pb 的能力相当,这种情况一直持续到第二阶段.分析原因可能是由于流化床去除重金属的机制是吸附,而吸附一个重要影响因素就是底物的浓度,在吸附剂量一定的情况下,底物浓度越高被吸附的量越大^[12].关于湿地 A 和湿地 B 对各种重金属的去除能力的差别,可能是由于湿地 A 和湿地 B 中的植物对重金属的吸附吸收的能力不同^[13,14],为验证这个可能,检测了湿地基质中金属本底值、几种植物根茎叶的金属本底值和实验后的土基质中金属浓度和根茎叶中的金属浓度,结果

如表 2 所示.

从表 2 可以看出,金属 Cd 主要被富集在植物的根和茎上,Zn 主要被富集在茎和叶,而 Pb 则主要被富集在茎上.这很好地解释了在第一阶段前期湿地 A 出水中 Pb 的含量高于湿地 B 的现象,因为购买的宽叶香蒲是幼苗,其茎短小不壮实,经过一段时间宽叶香蒲高度达到 1m 以上,其对 Pb 的富集起到了重要作用,灯心草购置的时候是成熟植株,成活后对 Pb 的富集一直稳定.植物和土壤相比,起主导作用的是植物,灯心草对 Cd 的富集效果非常好,这与湿地 B 出水中铅的含量低于湿地 A 的结果是符合的.同时可以发现基质对重金属的吸附作用并不强烈,绝大部分的重金属是被植被吸收的.因此重金属可通过收割植被的方式转移出人工湿地,从而延长人工湿地的使用寿命.

表 2 土壤、植被重金属本底值与实验后值/mg•kg⁻¹

Table 2 Heavy metal values of background and experiment for soil and vegetation/mg•kg⁻¹

载体	位置	本底值			实验后值		
		Cd	Zn	Pb	Cd	Zn	Pb
基质采样点位置	3 cm				0.20	98.7	29.2
	25 cm	0.13	95.11	26.43	0.15	96.3	27.1
	50 cm				0.14	95.7	26.8
宽叶香蒲	根	0.08	9.5	0.10	0.13	11.6	0.14
	茎	0.24	35.5	0.71	0.26	48.5	0.96
	叶	0.09	20.6	0.12	0.12	30.6	0.14
灯心草	根	0.09	13.2	0.13	0.16	14.4	0.20
	茎	0.21	34.2	0.7	0.34	38.6	0.84
橙花美人蕉	根	0.13	10.7	0.14	0.17	13.8	0.15
	茎	0.21	31.8	0.72	0.28	37.9	1.00
	叶	0.09	12.5	0.12	0.10	14.2	0.18

3 外循环三相流化床-人工湿地系统处理垃圾渗滤液的效益分析

3.1 环境效益分析

在人工湿地系统中,垃圾渗滤液在湿地床的内部流动,一方面可以充分利用填料表面生长的生物膜、丰富的植物根系及表层土和填料截留等的作用而提高其处理效果和处理能力;另一方面则由于水流在地表以下流动,故具有保温性较好、处理效果受气候影响小、卫生条件好的特点.试验期间,湿地周围没有出现蝇蚊滋生的现象,出水水质较清澈、无味,不像其他工艺处理产生较严重的臭气臭味而对周围环境造成污染.同时,渗滤液经过湿地系统处理后,其有机物、氨氮浓度等大大降低,pH 值也达到排放要求,出水溶解氧(DO)也得到上升,因此经过外循环三相流化床-人工湿地系统处理后的渗滤液对受纳水体二次污染小尤其是不会造成受纳水体的富营养化.

3.2 生态效益分析

人工湿地是一个完整的生态系统,系统内部生物体和非生物体间可以进行连续的能量和物质的交换.与一般的农业生态系统不同,它是以污水处理为目标,包括资源再生和再利用的良性循环系统.废水中的营养物质可被湿地植物吸收利用,湿地牧草可作为青饲料,或晒制干草,调制配合饲料;进入种植田中作为肥料;种植业的玉米可作为牛、羊和猪等的青贮饲料贮存起来,冬季喂养牛、羊,牧草作为夏季饲料.整个系统除猪、鸡需要输入部分饲料外,其它都是内部循环,系统向外输出的有:猪、牛、羊、鱼和蔬菜等.因此,湿地系统处理废水具有显著的生态效益和经济效益.

3.3 经济效益分析

本试验由于规模小与运行时间短的原因,因此无法从试验工程造价和运行费用来对湿地系统处理废水进行基建和运营的经济分析.但由于人工湿地的土建施工比较简单而且基本不需耗电能,因而其造价和运行费用无疑要比传统的二级生物处理工艺要节省.国外资料报道,人工湿地工程造价和运行费用仅为传统工艺的 10%~50%,再加上湿地产出产生的经济价值,因此采用人工湿地处理渗滤液应具有比传统的二级处理工艺优越得多的经济效益.

4 结论

- (1)流化床和湿地的组合很好地去除了渗滤液中的 COD、NH₄⁺-N和重金属,尤其是经流化床处理后的 COD 和 NH₄⁺-N经过湿地后出水中含量非常低.
- (2)流化床反应器对重金属的去除效果不明显,但以湿地作为其后续处理工艺效果有很大改观.
- (3)湿地中的重金属主要被植物富集,重金属被向地面转移,有利于湿地长期运作.
- (4)以流化床对 COD 和 NH₄⁺-N的高处理效率和湿地对重金属的高处理效率相结合,获得了对垃圾渗滤液较高的处理效率,因此采用该工艺来处理垃圾渗滤液是完全可行的.

参考文献:

[1] Poznyak T, Bautista G L, Chafrez I, *et al.* Decomposition of toxic pollutants in landfill leachate by ozone after coagulation treatment[J]. J Hazard Mater, 2008, 152: 1108-1114.

[2] 沈东升,何若,刘宏远.生活垃圾填埋生物处理技术[M].北京:化学工业出版社,2003. 153-155.

[3] Yang D, James D E. Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment [J]. Waste Manage, 2007, 27: 380-388.

[4] 卢平,曾丽璇,张秋云,等.高浓度氨氮垃圾渗滤液处理方法研究[J].中国给水排水,2003,19: 44-45.

[5] 叶正芳,李彦锋,李贤真,等.曝气生物流化床(ABFB)处理煤气化废水的研究[J].中国环境科学,2002, 22 (1): 32-35.

[6] 张金生,袁兴中,曾光明,等.外循环三相流化床载体挂膜特性研究[J].环境科学,2008,29(10):2794-2797.

[7] Zhang H X, Tapia M, Webb J B, *et al.* Molecular signatures of two cattail species, *Typha domingensis* and *Typha latifolia* (Typhaceae), in South Florida[J]. Phylogenetics Evolution, 2008, 49(1): 368-376.

[8] Bose S, Jain A, Rai V, *et al.* Chemical fractionation and translocation of heavy metals in *Canna indica* L. grown on industrial waste amended soil[J]. J Hazard Mater, 2008, 160(1):187-193.

[9] 成水平,况琪军,夏宜.香蒲、灯心草人工湿地的研究——I.净化污水的效果[J].湖泊科学,1997,9(4):351-357.

[10] Tao W D, Hall K J, Ramey W. Effects of influent strength on microorganisms in surface flow mesocosm wetlands[J]. Wat Res, 2007,41:4557-4565.

[11] Peverly J H, Surface J M, Wang T G. Growth and trace metal absorption by *Phragmites australis* in wetlands constructed for landfill leachate treatment [J]. Ecolog Eng, 1995,5: 21-35.

[12] 高廷耀,顾国维.水污染控制工程(下册)[M].北京:高等教育出版社,2004.224-225.

[13] Li J B, Wen Y, Zhou Q, *et al.* Influence of vegetation and substrate on the removal and transformation of dissolved organic matter in horizontal subsurface-flow constructed wetlands [J]. Bioresour Technol, 2008,99:4990-4996.

[14] Deng H, Ye Z H, Wong M H. Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China [J]. Environ Pollut, 2004,132:29-40.