

厌氧池 - 缺氧池 - 生物滤池处理 养猪废水中试研究

徐振龙^{1,2}, 陈繁荣¹

(1.中国科学院广州地球化学研究所, 广东 广州 510640; 2.中国科学院大学 北京 100049)

摘要 针对养猪场水冲粪工艺悬浮物含量高、水量不稳定的特性, 采用二级沉淀的前处理工艺, 选择厌氧池 - 缺氧池 - 好氧生物滤池作为主体单元, 通过好氧出水回流方式强化系统的脱氮性能。根据实验数据分析比较不同进水负荷、回流比条件下污染物的去除情况, 并且对不同实验参数的能耗进行了量化。启动后, COD 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 容积负荷分别可达 $12 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 与 $0.64 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。在 300% 回流体积比的运行条件下, 系统整体效能最高, COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 去除率分别为 97.6%、82.8%、85.0%, 能耗为 $0.95 \text{ kWh}/\text{m}^3$ 。

关键词 生物滤池; 养猪废水; 回流比; 脱氮

中图分类号 X713

文献标识码 A

文章编号 :1000-3770(2014)12-0100-04

养猪场作为一种新型污染源逐渐被大家熟知^[1]。未经处理的养猪废水随意排放可污染水体与土地, 引发严重的生态问题, 环境影响恶劣。且养猪废水排放总量仍呈上升趋势^[2]。养猪废水中 COD、BOD 和 SS、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量高, 处理难处比较大, 在常规活性污泥系统中易引发堵塞问题^[3]。

生物滤池作为生物膜法工艺典型代表, 在城镇生活污水、食品加工废水、造纸废水等多种类型废水的处理方面均有应用。生物滤池可采用多种材料为填料, 集生物氧化和截留悬浮固体于一体, 节省了后续二次沉淀池, 在保证处理效果的前提下可使处理工艺简化。与超氧化和微生物燃料电池等技术相比, 操作性更强^[4-5]。生物滤池中填料表面可附着大量生物膜, 具有去除 SS、COD、BOD 以及硝化、脱氮除磷、去除有害物质 (AOX) 的作用, 生物膜的表面均带负电荷, 可吸附大量带正电荷的 NH_4^+ , 在处理养猪废水方面具有很大的潜力。

为了探求出一套可行性方案, 笔者在佛山市高明区某规模化养猪场建立一套间歇性运作模式的厌氧池 - 前置反硝化缺氧池 - 好氧生物滤池中试装置。通过调整回流比、水力负荷等参数不断优化出水水质。根据实验数据分析了比较不同进水负荷、回流比条件下污染物的去除情况, 并且对不同实验参数的

能耗进行了量化, 以期为该工艺在养猪废水处理方面的应用提供可行性论证。

1 材料与方法

1.1 实验装置

中试装置在养猪场建设运行。该养猪场采用水冲粪工艺, 实验用水引流自其沉淀池。养猪场水冲粪工艺悬浮物含量高, 水量不稳定, 经过二次沉淀固液分离后, 废水中粪便等固体含量大为降低, 有效地减小了后续单元的处理负荷和风险。中试装置主要包括厌氧池、前置反硝化缺氧池、好氧生物滤池 3 个处理单元, 如图 1 所示, 均为砖混结构。

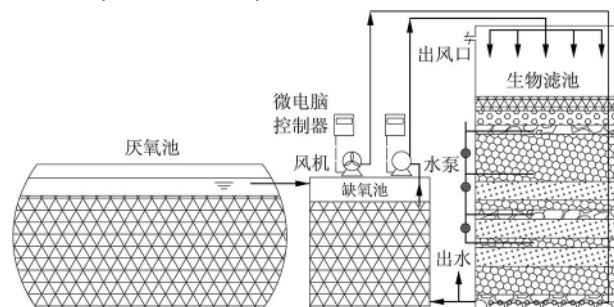


图 1 中试装置

Fig.1 Schematic diagram of pilot experiment

厌氧池有效容量为 4.0 m^3 , 分为 3 格, 可继续对废水到沉淀分离的作用。前置反硝化缺氧池为平流

收稿日期 2014-03-27

基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向性项目 (KZCX2-YW-JC105)

作者简介: 徐振龙 (1988-) 男, 硕士研究生, 研究方向为畜禽养殖废水处理技术, 联系电话: 13602414906, 电子邮件: randy_007@live.cn

接触式反应器,有效容积为 2.6 m³。好氧生物滤池为下流接触式反应器,顶部进水,底部出水同时使用风机间歇性通风,尺寸为 1.5 m×1.5 m×3.0 m,填料层高 2.0 m,填料类型有弹性填料以及碎石,碎石粒径分别为 3~6、5~9、15~20 mm。经计算,该实验填料方案的平均孔隙率 $\alpha=49.9\%$ 。系统进水、通风、出水过程均通过微电脑控制器控制,日常运行成本主要来自于设备的能耗。

生物滤池采用机械通风,空置状态下选择中压风机通风供氧。为了防止低温对产生系统的不良影响,风机配备有加热器,温度维持在 30 ℃左右。考虑到填料可能发生堵塞,在填料界面处安置有导流管进行多次辅助布水,如果发生堵塞,水流会沿着导流管重新分布到下一层填料中。这样的设计有利于保持水路畅通,实验期间未发生过堵塞问题。

1.2 分析项目及方法

各指标的测定方法如下: NH₄⁺-N 含量,水杨酸分光光度法; COD,重铬酸钾法; pH 与 ORP, AZ8651 手持式酸碱度/氧化还原仪表; DO 含量, Thermo Orion star 手持式溶解氧测试仪; TOC 和 TN 含量: 岛津 TOC 仪; 生物滤池孔隙氧含量: CR1000 土壤含氧量在线监测系统。其他均按标准方法测得^[6]。

1.3 运行参数及实验方法

生物滤池采用湿、干交替的运行模式,运行参数如下: 每天进水 8 次,每 3 h 进水 1 次,每个进水间歇期通风 3 次。具体流程为: 废水进入厌氧池,然后通过提升泵将废水从厌氧池抽送至好氧生物滤池,使好氧生物滤池的部分填料被废水淹没,关闭提升泵,打开好氧生物滤池的出水口,废水进入缺氧池,好氧生物滤池的废水排空后,关闭好氧生物滤池的出水口,向好氧生物滤池通入新鲜空气。

系统最终出水水质由生物滤池决定,重点考察了生物滤池的启动与运行对整体处理效果的影响。生物滤池控制参数主要有进水负荷和回流比,根据各单元出水中 COD 和 NH₄⁺-N、TN、DO 含量的检测结果调整控制参数,对系统出水进行优化。

2 结果与讨论

2.1 不同进水负荷对生物滤池的启动过程的影响

生物滤池启动采用自然挂膜法,每周逐步增加进水负荷,不同水力负荷下生物滤池对 COD 与 NH₄⁺-N 去除效果见如表 1。

由表 1 可知,受进水 COD 及微生物适应能力影响,初始阶段生物滤池对 COD 去除率不足 50%。此

表 1 不同水力负荷下生物滤池对 COD 与 NH₄⁺-N 去除效果
Tab.1 Removal efficiency of COD and NH₄⁺-N with different hydraulic load in biological filter

t/ 周	水力		出水		t/ 周	水力		出水			
	负荷 / (m ³ ·m ⁻²)	COD/ (mg·L ⁻¹)	ρ (NH ₄ ⁺ -N)/ (mg·L ⁻¹)	COD/ (mg·L ⁻¹)		ρ (NH ₄ ⁺ -N)/ (mg·L ⁻¹)	负荷 / (m ³ ·m ⁻²)	COD/ (mg·L ⁻¹)	ρ (NH ₄ ⁺ -N)/ (mg·L ⁻¹)	COD/ (mg·L ⁻¹)	ρ (NH ₄ ⁺ -N)/ (mg·L ⁻¹)
1	0.16	600	360	6	0.56	295	90	2	0.24	430	330
2	0.24	430	330	7	0.64	340	120	3	0.32	270	224
3	0.32	270	224	8	0.72	350	145	4	0.40	245	110
4	0.40	245	110	9	0.80	380	170	5	0.48	270	80
5	0.48	270	80	10	0.88	410	180				

阶段对污染物的去除主要表现为填料对废水中悬浮物的截留以及吸附作用,填料表面对 NH₄⁺-N 的吸附处于未饱和状态,含量下降主要归因于填料的表面吸附作用,而非微生物作用。

随着系统中有机物和氧气的间歇性补给,生物滤池中生物量增长迅速,COD 出现明显的下降趋势。这说明微生物逐渐适应废水,自我代谢和增殖条件良好,即使进水负荷不断上升,出水中 COD 和 NH₄⁺-N 含量仍呈现出下降趋势。启动 24 d 后出水逐渐稳定,在一定范围内,进水负荷增加对出水水质无明显影响。进水 COD 在 850~1 250 mg/L,出水 COD 可保持在 360 mg/L 以下,COD 去除率达到 70.9%以上,同时 NH₄⁺-N 获得了较好的去除效果,处理效果稳定,可认为生物滤池启动完成。生物滤池启动期间气温在 27~34 ℃波动。

启动后继续提高进水负荷,当 COD 降至 400~500 mg/L 时,NH₄⁺-N 含量下降速度明显加快。COD 降至 200~300 mg/L 时,NH₄⁺-N 含量下降速度减缓。当系统进水负荷超过 0.56 m³/m²,出水中 NH₄⁺-N 含量迅速提升,质量浓度超过 120 mg/L 且未出现下降趋势,出水水质出现恶化现象,说明生物滤池中硝化菌群处于超负荷状态。从反应进程上看,NH₄⁺-N 的去除过程对有机物的去除过程存在明显的关联性。主要有 2 方面原因: 一是养猪废水中生物可降解含碳有机物与含氮物质含量较高 ($m(\text{COD})/m(\text{TN})=15\sim30$) 影响了生物硝化速率和过程。在生物膜系统中,硝化菌数量占活性污泥微生物中的比例较低,不超过 5%^[7]。与异养型细菌相比,硝化细菌的产率低、比增长速率低,系统中有有机负荷较高时,对底物和溶解氧的竞争关系中处于劣势,使硝化菌的生长和代谢受到一定程度的抑制^[8]。当有机物含量下降一定程度后,硝化菌与异养型细菌表现出稳定竞争状态,各自维持着良好的生长代谢条件。二是当 COD 较低时,系统内有机物供给不足,异养菌群处于

“饥饿”状态,好氧代谢中完全氧化反应进行程度降低,CO₂、CO₃²⁻等代谢产物减少,同时硝化反应因缺少碳源供应而受到抑制。其次是系统内产生大量H⁺,pH明显降低。而硝化菌的适宜生长条件为中性环境,所以硝化菌受到明显的抑制作用。

2.2 回流比对 COD、NH₄⁺-N 去除率的影响

实验采用常规硝化反硝化脱氮工艺,反硝化缺氧池前置以保证反硝化过程碳源的供应。养猪废水NH₄⁺-N含量高,质量浓度有时高达1000 mg/L,单级生物滤池进行养猪废水生物脱氮时需回流处理^[9]。因此,回流比是前置反硝化脱氮工艺中最为重要的控制参数,它直接影响水中NH₄⁺-N、COD的去除效果。根据实验进出水水质特点,结合系统未来日常运行中的可操作性,选取回流体积比0~400%对系统整体出水效果的影响进行考察,结果见图2。

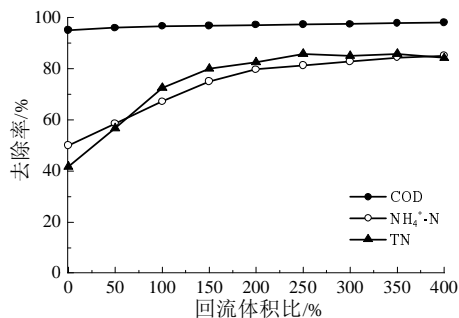


图2 不同回流比对污染物去除效率的影响

Fig.2 Removal efficiency of pollutant with different reflux volume ratios

由图2可知,当回流体积比从0增加到400%时,系统整体NH₄⁺-N和COD的去除率不断提高。COD去除率保持90%以上时,COD最低可降至180 mg/L。回流体积比在小于300%时,增加回流比对NH₄⁺-N、TN去除影响最为显著。

在回流比较低时,生物滤池出水中NO₃⁻含量较低,反硝化缺氧池中作为电子受体的硝酸盐不足,影响了反硝化反应的进行。此时,反硝化菌以代谢有机物为主。而随着回流比的升高,生物滤池出水中NO₃⁻比例逐渐提升,缺氧池中的反硝化菌利用大量的硝酸盐作为电子受体,有机物作为电子供体,完成反硝化深度脱氮,同时可有效降低有机物含量。但回流体积比超过300%时,NH₄⁺-N、COD去除率继续提高而TN去除率有所降低。一方面,随着反硝化反应的进行,废水中有机物含量逐渐降低,硝酸盐含量的不断升高,造成水中的碳源不足进而影响反硝化的进行;另一方面,随着回流比的增加,进入缺氧池的DO含量也在增加。反硝化细菌多数是兼性细菌,有分子态氧存在是,它们氧化分解有机物,利用分子氧

作为电子受体。分子氧的存在竞争性的阻碍硝酸盐的还原,同时还将抑制硝酸盐还原酶的形成^[10]。

2.3 复氧问题探讨

氧是维持好氧微生物生长代谢的重要因素,对于生物滤池来说,水中DO的供给,即风机的通气量也是主要的能源消耗所在,过低的氧供应将降低微生物的新陈代谢能力;而过高的通气量一方面会造成电能的浪费,一方面又会导致微生物的活性过度增强,在营养供给不足的情况下,导致生物膜发生自身的氧化分解。生物滤池中DO含量由一套在线监测系统提供,填料层高2 m,2组DO含量监控探头标高分别为+1.2 m、+1.8 m。图3(a)为生物滤池中DO含量在线监测系统的部分数据,图3(b)为图3(a)中截取的单周期内+1.8 m处DO含量变化。

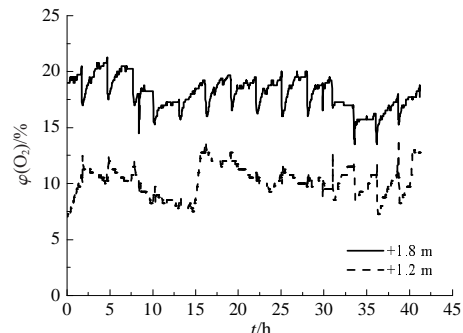


图3(a) 部分

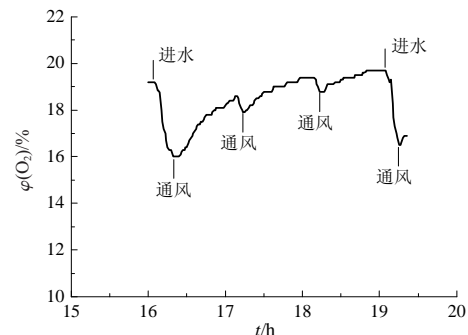


图3(b) 单周期

图3 生物滤池中氧气含量监测结果

Fig.3 Porosity oxygen percentage in biological filter

由图3(a)可知,底部DO含量始终低于顶部DO含量,这说明2 m层高的填料对复氧有一定程度的阻碍。从2条曲线的波动程度看,底部也明显大于顶部。这说明中下部的微生物群体对外界刺激更为敏感,氧化反应速率低于上部。进一步说明填料中下部的生物膜结构更为复杂,好氧微生物所占比例更低。为保证生物滤池功能结构的一致性,后续应考虑造中上部增加通气面,这样可加大氧气在池体内的通路,有利于充分复氧。

图3(b)显示,DO含量快速下降主要发生在布水

阶段。因为污水中的溶解性和小分子有机物能被聚积在滤层内的微生物在短时间内氧化降解,而污水中的颗粒性有机物先被介质过滤和吸附,然后在空置阶段被微生物降解,这说明有机物的去除主要发生在布水期。从 DO 含量的回升情况来看,自然通风方式也能满足微生物对氧气的需求。出水 DO 的质量浓度可维持在 2.5~4.0 mg/L,此时经验气水体积比为 2:1。与曝气型生物滤池相比,自然通风型生物滤池水力负荷较小,但对风机性能要求更低,能耗更低而氧气传质效率相当。

2.4 污水回流对系统耗能与工程应用的影响

首先,对工程投入的影响。从回流比的对比性实验中可以看出,设置污水回流是有必要的。并且回流比越高,综合处理效果越好。然而,回流比越高所需反应池构筑物容积越大,建设费用越高,从节省工程投资的角度考虑应降低回流比。

其次,对工艺能耗的影响。系统整体能耗主要分 2 个方面,1 个是污水回流到生物滤池的过程,另 1 个是风机通风的过程。无回流条件下,系统能耗为 0.237 5 kW·h/m³。回流体积比每增加 100%,能耗增加 0.237 5 kW·h/m³。经计算,污水回流过程回流泵做有效功的效率仅为 2.4%。可能存在的影响因素有 3 方面:处理量小,单位用电量就显得高;泵的型号选择不恰当,超出实际需要的功率标准,但这是实验所用,需保有一定余量;缺氧池与生物滤池高程差大,能量损失大。

综合考虑出水水质与日常运行成本,选择 300% 的回流体积比较为合理,中试装置各单元出水水质如表 2 所示。

表 2 各单元出水水质
Tab.2 Quality of outflow from each unit

水样	pH	COD/ (g·L ⁻¹)	ρ/(mg·L ⁻¹)		
			DO	NH ₄ ⁺ -N	TN
原水	6.63~7.51	6.78~13.7	0.09~0.11	480~720	840~1 140
厌氧池出	6.24~6.93	2.6~4.0	0.08~0.16	420~520	760~950
缺氧池出	6.69~7.50	0.80~1.56	0.26~0.45	380~480	560~720
生物滤池出	5.80~6.14	0.18~0.42	2.5~4.7	70~140	171~213

从表 1 可以看出,前处理过程厌氧阶段可有效降低后续单元的有机负荷,厌氧过程对 COD 的去除贡献最大。其中,生物滤池进水 COD 在 1.2 g/L 左右时,出水 COD 能稳定在 0.3 g/L 左右。此时,系统整体的 COD、NH₄⁺-N、TN 去除率分别达到 97.6%、82.8%、85.0%,能耗为 0.95 kW·h/m³。当进

水 COD 和 NH₄⁺-N 的质量浓度分别为 12 g/L 和 640 mg/L 时,系统出水 COD 和 NH₄⁺-N 的质量浓度分别为 0.36 g/L 和 120 mg/L,处于正常工作状态,此时对应的 COD 与 NH₄⁺-N 容积负荷分别达 12 kg/(m³·d) 和 0.64 kg/(m³·d)。

3 结 论

中试结果表明,此工艺对养猪废水处理效果显著,具有良好的实用价值。COD 的去除主要发生在厌氧阶段,而 NH₄⁺-N 的去除主要发生在生物滤池中好氧阶段。系统能耗定量分析说明,回流比越大,NH₄⁺-N 去除效率越高,成本也越高。综合实际需要与处理效果,在 300% 的回流体积比运行条件下,系统效能最高,能耗为 0.95 kWh/m³,COD、NH₄⁺-N、TN 去除率分别达到 97.6%、82.8%、85.0%。因此,选择合适的回流比不仅要考虑到出水水质,还要分析其对系统整体效率的影响。另外,生物滤池改用层间导流布水方式,能有效地解决系统堵塞问题。

工艺还有如下改进之处:(1) 填料底部复氧能力欠佳,后续实验可考虑降低填料层厚度,1.2~1.5 m 即可。这样可提高复氧效率,节省资源;(2) 工程设计时应继续缩小生物滤池与反硝化池的高差,有利于降低能耗。

参考文献:

- [1] 刘红. 养猪场对环境的污染改善对策及处理利用技术[J]. 农业环境保护, 2000, 19(2): 101-103.
- [2] 王奇, 陈海丹, 王会. 基于土地氮磷承载力的区域畜禽养殖总量控制研究[J]. 中国农学通报, 2011, 27(3): 279-284.
- [3] 成文, 卢平, 罗国维, 等. 养猪场废水处理工艺研究[J]. 环境污染与防治, 2000, 22(1): 24-27.
- [4] 欧阳超, 尚晓, 王欣泽, 等. 电化学氧化法去除养猪废水中氨氮的研究[J]. 水处理技术, 2010, 36(6): 111-115.
- [5] 李小虎, 朱能武, 李冲, 等. 以养殖废水为底料的微生物燃料电池产电性能与水质净化效果[J]. 环境工程学报, 2012, 6(7): 2189-2194.
- [6] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [7] 王凯军, 贾立敏. 环保学. 城市污水生物处理新技术开发与应用[M]. 北京: 化学工业出版社, 2001.
- [8] 王欲鹏, 陈坚, 华兆哲, 等. 硝化菌群在不同条件下的增殖速率和硝化活性[J]. 应用与环境生物学报, 1999, 5(1): 64-68.
- [9] 陈步东, 王小佳, 卫培, 等. 生猪养殖场废水处理工程设计与运行调试[J]. 广东农业科学, 2010, (1): 150-153.
- [10] 方士, 李筱煊. 高氨氮味精废水的亚硝化/反亚硝化脱氮研究[J]. 环境科学学报, 2001, 21(1): 79-83.

(下转第 114 页)

- bed biofilm reactor [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102 (7): 4667-4673.
- [3] Li H Q, Han H J, Du M A, et al. Inhibition and recovery of nitrification in treating real coal gasification wastewater with moving bed biofilm reactor [J]. *Journal of Environmental Science*, 2011, 23 (4): 568-574.
- [4] 陈庆俊. 鲁奇炉气化废水处理工艺突破方向探讨 [J]. *化学工业*, 2012, 30(12): 9-13.
- [5] 张国涛, 万新华, 李伟, 等. 微量臭氧催化氧化深度处理煤气化废水 [J]. *环境工程学报*, 2013, 7(1): 263-267.
- [6] 李军, 温艳芳. 厌氧-好氧-臭氧-流化床组合工艺处理煤气化废水试验研究 [J]. *水处理技术*, 2012, 38(12): 99-102, 107.
- [7] 尹连庆, 张军, 腾济林, 等. 吸附法深度处理煤制气生化废水的研究 [J]. *水处理技术*, 2011, 37(11): 104-106.
- [8] 侯佩霞. 混凝-Fenton 试剂法处理煤加压气化废水 [D]. 保定: 华北电力大学, 2005.
- [9] 曹志荣, 杨长河, 丁堃, 等. 等离子体技术在印染废水处理中的应用 [J]. *江西化工*, 2010, 3: 46-49.
- [10] Bo Jiang, Jingtang Zheng, Shi Qiu, et al. Review on electrical discharge plasma technology for wastewater remediation [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2014, 236: 348-368.
- [11] 梁文艳, 邹元龙. 电化学氧化杀灭水库原水中藻类的研究 [J]. *环境工程*, 2010, 28(3): 51-55.
- [12] 张彬, 龚泰石, 顾平, 等. 微絮凝-膜过滤工艺去除地表水中有机污染物的试验研究 [C]// 中国土木工程学会水工业分会给水深度处理研究会 2004 年年会论文集. 济南: 中国土木工程学会, 全国给水深度处理研究会, 2004: 231-234.
- [13] 皮运正, 吴天宝, 蹇兴超. 用于城市污水地下回灌的 DGB 吸附工艺 [J]. *清华大学学报: 自然科学版*, 2000, 40(12): 18-22, 24.
- [14] 李隽. 高压脉冲电晕放电等离子体降解煤制天然气含酚废水 [J]. *天然气化工*, 2011, 36(5): 49-52, 72.
- [15] 卞文娟. 高压脉冲液相放电技术处理水中难降解有机污染物的研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2005.

THE ADVANCED TREATMENT OF BIOCHEMICAL EFFLUENTS OF LIGNITE GASIFICATION WASTEWATER

Dang Menghui¹, Lu Xi¹, Quan Pan¹, Zhang Yingying², Xu Yanhua¹

(1. College of Environment, Nanjing University of Technology, Jiangsu Key Laboratory of Industrial Water-Conservation & Emission Reduction, 210009; 2. School of Environment, Nanjing University, 210093; Nanjing, China)

Abstract: Plasma technology was used in the advanced oxidation experiments of biochemical effluents of lignite gasification wastewater. The effect of input power, reaction temperature, initial pH and reaction time on the removal of chroma, COD, UV₂₅₄, UV₄₁₀, UV₄₃₆ of biochemical effluents of lignite gasification wastewater were investigated, also with the biodegradability before and after advanced treatment. The results show that the order of the effects of each factors on advanced treatment was input power > reaction time > reaction temperature > initial pH. Under the optimal conditions, the removal rate of chroma, COD, UV₂₅₄, UV₄₁₀, UV₄₃₆ reached 93.8%, 31.3%, 67.2%, 86.5% and 87.1%, respectively. The B/C of the effluents of advanced oxidation were measured and then treated by secondary biochemical process, the results showed that the biodegradability of the wastewater was 0.38, which was significantly increased after advanced oxidation. COD, chroma of the effluents were about 80 mg/L, 8 dilution, respectively, which met the requirements of national integrated wastewater discharge standard (GB 8978—1996).

Keywords: biochemical effluent of lignite gasification wastewater; plasma technology; advanced treatment; secondary biochemical process

(上接第 103 页)

STUDY ON PIGGERY WASTEWATER TREATMENT BY SEPTIC TANK-PREDENITRIFICATION ANAEROBIC TANK-AEROBIC BIOLOGICAL FILTER IN A PILOT SCALE

Xu Zhenlong^{1,2}, Chen Fanrong¹

(1. Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China;
2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Based on the characteristics of high suspended solid, flux in piggery wastewater flow, two connected settling tank and a series of anaerobic tank-predenitrification tank-aerobic biological filter were selected as the pretreatment process and main part in this experiment, respectively. This configuration and aerobic output refluxing were expected to strengthen its denitrification efficiency. Pollutant removal efficiency were compared with each other according to the data under different hydraulic loading and reflux ratio, and a quantitative analysis of power consumption was carried out at the same time. After the start-up, COD and ammonia volumetric loading reached as much as 12.0 kg/(m³·d), 0.64 kg/(m³·d). When the reflux volume ratio was 300%, entire efficiency reached its peak, and power consumption was 0.95 kWh/m³. Removal efficiency of COD, NH₄⁺-N, TN was 97.6%, 82.8%, 85.0%, respectively.

Keywords: biological filter; piggery wastewater; reflux ratio; predenitrification