

## 摘 要

畜禽养殖业的迅速发展,在改善人们生活水平的同时,也产生了大量废弃物,导致了严重的环境污染,影响了畜禽本身的生产和人类的生活。本文将生物滤池用于猪场废水处理中,研究了温度对生物滤池挂膜的影响,以及温度、pH 值、回流比、进水水质等因素对生物滤池处理效果的影响,并进行了工程实践研究,为猪场粪污水处理工艺的优化选择提供了理论依据。

研究表明:温度升高有利于生物滤池生物膜的形成;生物滤池对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  和浊度的去除效果随温度的升高略有上升,但影响效果不大,25.0~30.0℃时生物滤池对  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率相对较高;pH 值升高对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  和浊度去除效果影响不大, $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率随着 pH 值的升高而增大;增大生物滤池运行的回流比,其对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、浊度去除率也逐渐增加;随着试验进水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$  浓度的增加,生物滤池对其去除率呈上升趋势。生物滤池运行的最佳温度为 25.0~30.0℃,最佳 pH 值为 7.1~8.0,最佳回流比为 4,且适宜处理  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  浓度小于 2033.0mg/L 的粪污水。

经北京市大兴种猪场工程实践研究证明,以生物滤池为核心的“沉淀池—水解酸化池—回流池—高速生物滤池—氧化塘”处理工艺,对干清粪猪场废水有很好的处理效果。生物滤池处理后的出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  均低于 150mg/L,水质达到了国家规定的《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB18596—2001)和《农田灌溉水质标准》(GB5084—1992)。处理过的粪污水用于周围林木和农田的灌溉,形成了粪污水综合处理与利用系统,产生了良好的社会、生态和经济效益。

关键词:猪场废水,生物滤池,挂膜,参数优化

## Abstract

With the development of breeding industry, people's life has been improved a lot. At the same time, the effluent developed by livestock is often discharged freely, which has led to the environment pollution. The discharge is also a hazard to the livestock's production and people's health. In this paper, biological filter method was taken for the treatment of wastewater produced by piggery. The experiments focused on the the effect of temperature on the biofilm culturing period, the effect of temperature, pH, ratio of circumfluence, influent quality on the contamination removal in the biological filter. The project using biological filter was also studied. The work done in this paper was to provide some theory basis for the optimization of piggery wastewater treatment technics.

The results indicated, the rising of temperature had a good effect on the biofilm culturing; the increase of temperature could slightly promote the removal ratio of  $COD_{Cr}$  and turbidity in the biological filter, the removal of  $NH_3-N$  was better in 25.0~30.0℃; the rising of pH had little effect on the removal ratio of  $COD_{Cr}$  and turbidity, but could promote the removal ratio of  $NH_3-N$ ; the increase of circumfluence ratio could promote the removal ratio of  $COD_{Cr}$ ,  $NH_3-N$ , and turbidity; with the increase of influent  $COD_{Cr}$ ,  $NH_3-N$  concentration, its removal ratio had a increasing trend. The optimum condition for biological filter operation is: temperature 25.0~30.0℃, pH 7.1~8.0, circumfluence ratio 4,  $COD_{Cr}$  concentration less than 2033.0mg/L.

The project of DaXing Swine Breeding Farm in Beijing in practice proved that, with biological filter as the main treatment method, the technics of "deposition pool – hydrolyze and acidification pool – circumfluence pool – high speed biological filter – oxidation pond" could treat the piggery wastewater that cleans manure by manpower efficiently. The effluent of biological filter was under 150mg/L, which could meet Discharge standards of pollutants for livestock and poultry breeding (GB18596—2001) and Standards for irrigation water quality (GB5084—1992). Effluent of the project was used for the irrigating the forest and farmland around, which formed an integrated system of excrement treatment and utilization, and reached a high unity of economic, social and ecological benefit.

**Key words:** piggery wastewater, biological filter, biofilm culturing, parameter optimization

# 独创性声明

本人声明所呈交的论文是我个人在导师指导下（或我个人……）进行的研究工作及取得的研究成果。尽我所知，除了文中特别加以标注和致谢的地方外，论文中不包含其他人已经发表或撰写过的研究成果，也不包含为获得中国农业大学或其它教育机构的学位或证书而使用过的材料。与我一同工作的同志对本研究所做的任何贡献均已在论文中作了明确的说明并表示了谢意。

研究生签名：彭英霞

时间：2006年6月18日

# 关于论文使用授权的说明

本人完全了解中国农业大学有关保留、使用学位论文的规定，即：学校有权保留送交论文的复印件和磁盘，允许论文被查阅和借阅；学校可以用不同方式在不同媒体上发表、传播学位论文的全部或部分内容，可以采用影印、缩印或扫描等复制手段保存、汇编学位论文。

(保密的学位论文在解密后应遵守此协议)

研究生签名：彭英霞

时间：2006年6月18日

导师签名：林聪

时间：2006年6月18日

## 第一章 绪论

人口、资源、环境是当今人类社会面临的重大课题。随着人口的增加以及人民生活水平和消费水平的提高,人们对粮食及其他农副产品的需求量越来越大。畜禽养殖业作为人类动物蛋白、皮革等畜禽产品的重要来源,其生产规模也随之不断扩大。特别是改革开放 20 多年来,随着农村经济体制的全面展开和党中央、国务院对各项方针政策的贯彻落实,畜禽业得到了持续快速发展。据统计,近 20 年来我国的肉类、奶类和禽蛋产量一直在以 10% 以上的速度递增<sup>[1]</sup>。到 2003 年,全国肉类、禽蛋和奶类产量比 1949 年增长了数十倍,畜牧业产值在农林牧渔业总产值中的比重由 1949 年的 12.4% 提高到 2001 年的 30.4%<sup>[2]</sup>。但随着畜牧业的迅猛发展,其产生的大量污染物不仅影响和恶化了畜禽自身的生存环境,还对大气、水体、土壤和人类健康造成了一定的危害。因此,加强畜禽养殖业的污染防治已成为现阶段环境保护中亟待解决的问题,也是今后畜禽养殖业可持续发展的关键。

### 1.1 我国养殖业污染现状及危害

我国畜禽业在得到迅速发展的同时,所带来的环境污染问题也出现总量增加、污染程度加剧和范围扩大的趋势。经匡算,一个年产万头生猪的大规模集约化养猪场每天排放的粪污达 100~150 吨,生化需氧量(BOD)高达 4000~6000mg/L。据国家环境保护总局 2000 年对全国 23 个规模化养殖集中的省、市调查显示,1999 年我国禽畜养殖业仅粪便的产出量就达 19 亿 t,是工业固体废弃物的 2.4 倍;禽畜粪便中含有大量的有机污染物,仅化学需氧量(COD)一项就达 7118 万 t,已远远超过工业和生活污水污染物的 COD 总合<sup>[3]</sup>。目前,中国畜禽粪便的总体土地负荷警戒值已达到 0.49 (小于 0.4 为宜),体现出一定的环境胁迫水平,北京、上海、山东、河南、湖南、广东、广西等地已超 0.49,呈现出比较严重的环境压力水平<sup>[4]</sup>。另据调查,全国 80% 的规模化养殖场缺乏必要的污染治理措施,60% 的养殖场缺少干湿分离这一最为必要的粪污处理设施<sup>[2]</sup>,未经妥善处理的畜禽粪便任意堆积、粪污水随意排放引起了严重的环境污染。

畜禽养殖场排放的大量而集中的粪尿与废水已成为许多城市的新兴污染源,是一些城市造成严重环境污染的根本原因。其对环境的危害主要表现为畜禽排泄物对大气、水体、土壤和人畜健康的影响。

#### 1.1.1 对大气环境的影响

畜禽粪便中除含有矿物质元素与药物外,还含有氮、磷等有机物,这些物质在厌氧条件下,会分解释放出酸臭的、带有刺激性气味的气体。恶臭气体中含有大量的氨、硫化氢等有毒有害成分,严重影响了空气质量。猪粪恶臭成分有 230 多种。据调查,年出栏 10 万头的猪场,每天可向大气排放菌体 360 亿个、氨氮(NH<sub>3</sub>-N) 381.6kg、硫化氢(H<sub>2</sub>S) 348kg、粉尘 621.6kg,污染半径可达 4.5~5.0km<sup>[5]</sup>。

畜禽养殖业还排放同全球气温升高有关的温室效应气体, 如甲烷 ( $\text{CH}_4$ )、二氧化碳 ( $\text{CO}_2$ )、氧化氮 ( $\text{N}_2\text{O}$ ) 等。据 85-913-04-05 攻关课题组研究: 目前, 大气层中甲烷浓度以每年约 1% 的速度增长, 其中畜禽业年释放约占大气中甲烷气体中的  $1/5$ <sup>[6]</sup>。随着畜牧业产业化发展, 甲烷排放量会更加巨大, 对环境造成的影响也将更加严重。

因此, 畜禽粪便会造成很严重的大气污染。此外, 畜禽舍粉尘还是许多人畜共患疾病病菌和寄生虫的主要载体, 会影响到人畜的健康。

### 1.1.2 对水体水质的影响

养殖场粪便污水属于高浓度有机废水, 氨氮含量也很高。粪污水中的 BOD、SS (固体悬浮物) 浓度严重超出农田、鱼塘排水标准<sup>[7]</sup>, 高浓度的畜禽养殖污水排放到江河湖泊后, 会使水中的 SS、COD、BOD 和微生物含量升高, 使水质变坏。粪污中有机物的生物降解和水生生物体的繁殖会大量消耗水中的溶解氧 (DO), 导致水体富营养化, 严重时水体会发黑, 变臭, 造成持久性的有机污染, 使原有水体极难治理和恢复。

未经处理的高浓度有机废水的集中排放, 不仅会污染江河湖泊等地表水、使水体产生富营养化, 还会渗入地下污染地下水、使地下水中的硝态氮或亚硝态氮浓度增高。污染物污染地下水, 使地下水源含氧量减少, 水质变臭、失去饮用价值。一些养殖场距地面 100m 地下水中的氨、氮含量已超出正常值的 2-3 倍<sup>[8]</sup>, 严重危及养殖场周围地下水水体的质量和居民的健康, 也影响了养殖业自身的可持续发展。

### 1.1.3 对土壤的影响

据有关部门试验表明, 畜禽粪尿的溶淋性极强, 其所含氮、磷及 COD 等的溶淋量很大, 若不及时、妥善地处理, 就会通过地表径流在土壤中不断积累导致水体严重污染, 使土地丧失生产能力<sup>[9]</sup>。如果污染物排放量超过了土壤本身自净能力, 便会出现降解不完全和厌氧腐解, 产生恶臭物质和亚硝酸盐等有害物质, 引起土壤的组成和性质发生改变, 破坏其原有的基本功能; 此外, 含有大量养分和各种元素的粪污施用于农田还会使农作物徒长、倒伏、晚熟或不熟, 造成减产, 甚至毒害作物, 特别是幼苗, 出现大面积死亡。日常生产中长期使用高浓度的粪污, 使得土壤中的重金属或有毒物质大量增加, 这不但会抑制作物的生长, 而且作物有富集这些元素的作用, 当作物中含有这些金属元素的浓度超过一定标准, 就会影响人类的健康。

尽管养殖场均有堆积畜禽粪便的场所或处理粪尿、污水的贮粪池等设施, 但是大多数贮粪池底部不防水, 很多污水渗入土层中, 对土壤造成了污染。遭受污染的土壤为蝇类及寄生虫提供了寄生的场所, 使其生长繁殖速度加快, 也使土壤环境受到进一步污染, 给健康畜禽和人类生存带来严重危害。

### 1.1.4 对人畜健康的影响

畜禽体内的微生物主要是通过消化道排出体外的, 粪便是微生物的主要载体<sup>[10]</sup>。有关资料表明, 在 1g 猪场的粪污水中, 含有 83 万个大肠杆菌, 69 万个肠球菌, 还含有寄生虫卵、活性较强

的沙门氏菌等<sup>[2]</sup>。实践表明, 畜禽粪尿与废水污染了水体、饲料和空气, 最终会导致畜禽传染病和寄生虫病的蔓延, 严重时会成为威胁畜禽生存的最重要因素。据报道: 10%~40%的动物粪便携带破伤风梭菌, 各种家畜粪便中几乎都能检出沙门氏菌属、志贺氏菌属、埃希氏菌属及各种曲霉属的致病菌型<sup>[5]</sup>。如不及时处置还会孳生蚊蝇, 致使环境中的病原种类增多, 严重危害人畜健康。世界联合国卫生组织 (WHO) 和联合国粮农组织 (FAO) 的有关资料报道, 目前全世界人畜共患疾病如炭疽、禽流感、结核病等约有 250 种, 我国已发现 120 多种<sup>[9]</sup>。

畜禽养殖业带来的各项污染问题, 不仅对周边环境造成影响, 还直接危害畜禽的生产环境, 影响畜禽产品的品质和产量, 最终对畜禽业的经济效益产生不良后果。畜禽粪污已造成不可忽视的环境污染, 同时也制约着畜禽业的发展。畜禽粪污的妥善处理 and 资源化问题已经刻不容缓。

## 1.2 畜禽养殖业污染控制的立法要求日趋严格

畜禽养殖污染问题无论是在发达国家还是发展中国家, 已引起了越来越多关心和重视。许多国家通过立法对畜禽养殖业污染进行干预和控制。目前, 世界上许多国家和地区制定了相关的法律、法规或规定, 有效控制了养殖业污染情况。我国也于 20 世纪 80 年代后期开始关注养殖业污染问题, 并于 2001 年 5 月和 12 月分别颁布了《畜禽养殖污染防治管理办法》和《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB18596—2001), 正式将畜禽污染防治法规建设列入环保工作和立法事务的议事日程。

### 1.2.1 发达国家和地区畜禽业污染的管理与立法

(1) 芬兰<sup>[11]</sup>: 是最早开展畜禽粪便污染防治立法的国家, 1962 年便产生了《水资源保护法》, 其立法侧重于畜牧场粪便设施的检测, 规定新建畜牧场在动工前 3 个月必须提出关于牧场规模、贮粪池大小及粪肥去向的申报, 得到检测批准后方可施工建场。

(2) 日本<sup>[11、12]</sup>: 是畜禽粪便立法最多的国家, 其自 1970 年开始先后公布了 7 个有关的法律, 如《废弃物处理与消除法》、《防治水污染法》、《恶臭防止法》等。

(3) 美国<sup>[13]</sup>: 美国国会于 1972 年颁布了一项净水法案 (CWA), 该法案将畜牧场列入了污染排放源, 并对其生产规模给予了认真考虑。《联邦水污染法》中对畜牧场建场管理也进行了规定。另外, 美国州一级的政府和许多市级和县级政府也制定了一系列的地方环境保护法。

(4) 德国<sup>[11、12]</sup>: 德国的防治法令规定, 家畜粪尿不经卫生处理不得排入地上或地下水, 并规定每年的 10 月至来年 2 月不允许家畜在田间放牧或将家畜粪便排入农田。同时还规定每年每公顷农田最多容纳的畜禽粪便量不得超过 240kg。

(5) 英国<sup>[11、13]</sup>: 英国的环境管理系统比较完善, 在畜禽养殖业环境管理方面, 制定了国家法规、专项法规和技术规范, 从三个不同层次对畜禽粪便实施了有效管理。约束畜禽业环境污染的总法有《1990 环境保护法》、《1995 环境法》等; 专项法规有《(青贮饲料、粪便与农业燃油) 污染控制法规 1991》、《城乡规划法规》等; 技术规范有《保护水环境的农业活动导则 (1991)》、《保护大气环境的农业活动导则 (1991)》等。

(6) 荷兰<sup>[14]</sup>: 畜牧业高度密集, 居世界之冠, 全国每年约 1/6 的畜禽粪便过剩。因此, 从

1984年起,不再允许养猪和养禽户扩大经营规模,禁止进一步增加过剩粪便量。

一些国家和地区在控制畜禽粪便负荷的同时,也对污水的排放进行了规定,见表1-1。

表 1-1 一些国家及地区畜禽养殖业污水排放标准<sup>[15]</sup>

Table 1-1 The discharge standard of sewage in livestock and poultry breeding in some countries and areas

地区	BOD <sub>5</sub> (mg/L)	COD <sub>Cr</sub> (mg/L)	SS(mg/L)	pH 值	NH <sub>3</sub> -N(mg/L)	TP(mg/L)	大肠杆菌(个/L)
日本	≤160	≤400	≤200	5.8~8.6	≤120		≤3×10 <sup>6</sup>
德国	≤30	≤170			≤50	≤16	
英国	≤20		≤30				
台湾	≤80	≤250	≤150	6.0~9.0	≤50	≤4	
新加坡	≤250					≤5	

## 1.2.2 我国畜禽业污染的管理与立法

为控制畜禽养殖业生产的废水、废渣和恶臭对环境的污染,加强污染治理,维护生态环境,近几年我国国家环保总局也陆续颁布实施了一系列相关的法规。

2001年3月20日,国家环境保护总局正式通过了《畜禽养殖污染防治管理办法》(简称《办法》)<sup>[13]</sup>,并于2001年5月8日正式颁布实施。《办法》共二十一条,明确规定了适用范围、畜禽场建设的审批和环境影响评价、畜禽场污染物的防治、畜禽场污染物的管理以及相关的处罚等。

《办法》规定“畜禽养殖场排放污染物,不得超过国家或地方规定的排放标准。在依法实施污染物排放总量控制的区域内,畜禽养殖场必须按照规定取得《排污许可证》,并按照《排污许可证》的规定排放污染物”。除排污费外,向水体排放的污染物若超过国家或地方规定的排放标准的,应按规定缴纳超标准排污费。《办法》还指出“畜禽养殖场应采取将畜禽废渣还田、生产沼气、制造有机肥料、制造再生饲料等方法进行综合利用”。可以看出,本《办法》再次强调了畜禽养殖污染防治的严肃性。

2001年12月28日,国家环境保护总局正式发布了《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB18596—2001)(简称《标准》)<sup>[13]</sup>,标准从2003年1月1日起实施。《标准》按集约化畜禽养殖的不同规模分别规定了水污染物、恶臭气体的最高允许日平均排放浓度、最高允许排水量和畜禽养殖业废渣无害化环境标准。集约化畜禽养殖业水污染物最高允许日均排放浓度见表1-2。

表 1-2 集约化畜禽养殖业水污染最高允许日均排放浓度

Table 1-2 The maximum limit of sewage concentration discharged by intensive breeding industry

控制项目	BOD <sub>5</sub> (mg/L)	COD <sub>Cr</sub> (mg/L)	SS(mg/L)	NH <sub>3</sub> -N(mg/L)	总磷(以P计)(mg/L)	粪大肠菌群数(个/mL)	蛔虫卵(个/L)
标准值	150	400	200	80	8.0	10000	2.0

我国许多地方政府也采取了多种措施,对畜禽养殖污染进行控制。如1992年上海市环保局发布的《上海市大中型畜禽场粪水排放暂行规定》、2001年底北京市的《关于发展绿色养殖业实现可持续发展的意见》和杭州市2002年出台的《畜禽养殖业污染综合治理工作方案》等。

《办法》、《标准》和地方法规的制定表明我国继工业污染防治、城市环境治理之后,又将控制农业环境污染提到了日程上,这将有助于推动畜禽养殖业可持续健康发展。畜禽业的继续发展和国家对畜禽养殖污染防治管理的日益严格,再一次表明开展畜禽养殖业污染治理工程势在必行。

### 1.3 养殖废水治理技术研究进展

随着畜禽养殖污染问题的出现和养殖业污染控制立法的日趋严格,畜禽养殖场污染防治的研究工作和工程实践也相继开展。养殖场有机废水的处理方法有很多种,目前常采用的方法有自然生物处理法、厌氧处理法、好氧处理法、厌氧—好氧处理法、生态工程—沼气工程处理法<sup>[16-18]</sup>等。

#### 1.3.1 自然生物处理法

自然生物处理法就是利用天然的水体和土壤中的微生物来净化废水的方法,可分为土地处理系统和水生植物处理系统。水生植物处理系统主要包括稳定塘处理系统和人工湿地处理系统。

(1) 土地处理系统。土地处理系统是利用土壤的自我调控机制,通过生物、化学、物理等固定、滤除与降解作用对污水中的污染物进行净化处理,适用于有机负荷比较低的污水处理。主要包括<sup>[19]</sup>: ①快速渗滤系统:以补给地下水,使污水再生为目的,适用于渗透性能良好的土壤和蒸发量小的地区。②慢速渗滤系统:适用于蒸发量小,土壤渗透性能良好的地区。③地表径流系统:适用于地面具有2~8%坡度的、透水性能差的黏土和重黏土地块。

(2) 稳定塘处理系统。稳定塘包括生物氧化塘和厌氧塘。生物氧化塘是利用天然或人工整修的池塘,通过水中微生物的代谢活动来降解污水中的有机物。厌氧塘是以厌氧微生物为主降解有机污染物,具有塘水深、有机负荷高、占地面积小、构造简单、运行费用低等特点。彭建华(2004)<sup>[20]</sup>采用综合生物氧化塘对养殖废水进行处理,取得了有良好的效果。氧化塘对废水  $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$  (硝态氮)、COD、TP (全磷) 的处理效果最好,其去除率分别为 70.5%、47.2%、53.0%、47.4%。

(3) 人工湿地处理系统。人工湿地是一种借助生物多样性对水体进行自然净化的方法,它由碎石煤屑床(如卵石)、高等水生植物(如鸭舌草、芦苇或蒲草)、微生物等构成。人工湿地对污水的处理综合了物理、化学和生物3种作用<sup>[21]</sup>。污水流经湿地发生过滤、吸附、置换等物理过程及微生物吸收、降解等生物作用而得以水质净化。廖新梯等(1995)<sup>[22]</sup>研究了人工湿地对猪场污水净化的效果,测试表明: BOD 去除率为 88.04%, COD 去除率为 88.56%, SS 去除率为 90.77%, 硫化物去除率为 88.29%, 铜化物去除率为 95.74%。廖新梯(2002)<sup>[23]</sup>还研究了人工湿地对猪场废水有机物的净化功能随季节、进水浓度及水力停留时间变化的规律。人工湿地投资少、运行费用低,但占地面积大,超负荷运行易发生堵塞且冬季运行不畅。

自然处理模式的主要优点包括:投资比较省;运行管理费用低,不耗能;污泥量少,不需要复杂的污泥处理系统;地下式厌氧处理系统厌氧部分建于地下,基本无臭味;没有复杂的设备,管理方便,对周围环境影响小,无噪音;可以回收甲烷。缺点是:土地占用量较大;受季节温度变化影响,冬季处理效果较差,不能保证稳定的处理效果;负荷低,产气率低,甲烷回收量少;



建于地下的厌氧系统出泥困难，维修不方便；有污染地下水的可能。

### 1.3.2 厌氧处理法

厌氧处理是目前处理猪场粪污和其他有机物的一种重要的环境技术。它的优越性在于在消除猪粪尿对环境污染的同时可获得可利用的能源和物质<sup>[24]</sup>。目前用于处理养殖业粪污的厌氧工艺很多，其中较为常用的有以下几种：厌氧过滤器（AF）、升流式厌氧污泥床（UASB）、折流式厌氧反应器（ABR）、厌氧流化床反应器（AFB）等。

厌氧过滤器（AF）是用填充材料作为微生物载体，采用生物固定化技术的一种厌氧反应器。其特点是耐冲击负荷，处理有机物能力高，COD 负荷为  $10\sim 20\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ ，沼气产率可达  $3.4\text{m}^3/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ <sup>[19]</sup>。但由于反应器底污泥浓度特别大，容易造成反应器堵塞，并且需要大量的填料，使其总体成本较高，目前应用于养殖废水的实例不多。

升流式厌氧污泥床（UASB）是基于微生物固定化原理的一种悬浮生长型反应器，具有很高的处理能力和效率，是目前应用最为广泛的高速厌氧反应器。该工艺具有有机负荷高、处理能力强、抗冲击能力强、效果好、投资省等特点。UASB 处理猪场废水实践中，COD 负荷可达到  $8\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ ，出水去除率大于 85%，出水 COD 为  $200\sim 400\text{mg}/\text{L}$ <sup>[25]</sup>。

折流式厌氧反应器（ABR）用一系列垂直安装的折流板使污水在反应器内沿导流板作上下折流流动，与各反应器内的颗粒或絮状污泥相接触，而使污染物得以降解处理。Barber 和 Stuckey<sup>[26]</sup>曾对 ABR 工艺的发展做了总结概括，并评价该工艺具有良好的水力条件，耐水力和有机负荷能力强等优点，在对微生物固体的去除和截留能力，及生物固体种群的分布方面亦具有独特的优越性。

厌氧流化床反应器（AFB）是采用微粒状填料作为微生物固定化材料的污水处理装置。此工艺的优点是耐冲击负荷、运行稳定、效率高、产泥少、占地少；缺点是动力消耗大、管理较复杂。

除以上几种外，厌氧处理法还有升流式污泥床反应器（USR）、污泥床滤器（UBF）等<sup>[19]</sup>。这些技术均不同程度地被用于猪场污水的处理。厌氧处理后的污水能够作为液态有机肥还田，但由于排放量较大，运输、施用也不太方便，厌氧处理后的出水可再经多级好氧处理后达标排放。采用何种好氧处理工艺则根据粪污水的有机物浓度和最终处理目的而定。

### 1.3.3 好氧处理法

好氧处理方法是指利用微生物在有氧存在的条件下对猪粪尿进行处理的一种工艺。应用于猪场污水处理主要有活性污泥法、曝气氧化沟法、序批式活性污泥法（SBR）、生物接触氧化法、生物滤池、生物转盘等。

（1）活性污泥法。活性污泥法是利用悬浮生长的微生物体絮体处理有机废水的生物处理方法。普通活性污泥法对 BOD 和悬浮物去除率都很高，适用于处理要求高而水质稳定的废水。Bicudo 等<sup>[27]</sup>（1995）曾用间歇式曝气活性污泥法处理猪场废水，溶解性 BOD 去除率达到 90%。但其不足之处是：对水质变化的适应能力不强；曝气池的容积负荷率低，曝气池容积大，占地面积大，运行费用和基建费用高。

(2) 曝气氧化沟法: 曝气氧化沟法可对粪水进行充氧净化, 有关资料显示其 BOD 去除率可达到 90%<sup>[28]</sup>, 氧化沟出水水质好、产泥量少, 可对污水进行脱氮处理, 但它的 BOD 负荷小、处理水量小、占地面积大、运行费用高。

(3) 序批式活性污泥法 (SBR): 亦称间歇式活性污泥法, 是一种利用微生物在反应器内按照时间顺序间歇式操作的污水处理技术, 对氮、磷、硫的脱出效果显著, 适用于处理浓度高、排放量小的各种工业有机废水<sup>[29]</sup>。

近年来 SBR 工艺在畜禽养殖污水处理上应用的较多<sup>[30-35]</sup>。邓良伟 (2000) 等<sup>[31]</sup>用有效容积 5L 的序批式反应器 (SBR) 进行了猪粪污水水解出水处理试验, 试验表明: 停留时间 (HRT) 10~14d 时 COD<sub>Cr</sub>、BOD<sub>5</sub>、SS 去除率分别为 51.2%~81.5%, 72.4%~95.7%, 96.3%~97.3%, 但出水中仍残留相当数量的难降解 COD<sub>Cr</sub>。SBR 工艺对氮有较好的去除效果, 全氮 (TN) 去除率为 74.1%, 特别是对 NH<sub>3</sub>-N 的去除效果尤佳, 去除率可达 97% 以上。Obaja (2003)<sup>[33]</sup>等用 SBR 法处理粪污水时, N、P 的去除率分别达到 99.7%, 97.3%。何连生 (2004) 等<sup>[35]</sup>探讨了 SBR 系统处理高浓度氮磷猪场废水的可行性时, 废水初始 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度为 1682mg/L, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>浓度为 185mg/L, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的去除率达到了 94.3%, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>的去除率达到 96.5%。可见 SBR 法对高浓度氮磷猪场废水的处理效果是比较明显的。

生物接触氧化池、生物滤池、生物转盘均是采用生物膜法的构筑物, 其处理有机物的实质是利用填料上的微生物对有机物进行氧化分解。

由于畜禽场粪污水有机物含量高、处理难度大, 单纯用一级好氧或厌氧的方法很难达到处理效果。而好氧处理的运行费用较高, 因此很少完全采用好氧的方法处理猪场污水。

### 1.3.4 复合处理工艺

目前, 国内外都很重视猪场污水的处理和综合利用研究, 并对不同复合工艺处理的效果进行研究, 实施了一些处理工程, 在进行猪场污水治理的同时也取得了一定的综合效益。

廖新梯, 崔丽华 (1998)<sup>[28]</sup>在《规模化猪场用水与废水处理技术》一书中对之前国内外出现的 10 多种养殖场废水处理工艺组合做了详细的总结。其中包括澳大利亚昆士兰州的一个种猪场利用的厌氧塘—兼性塘—好氧塘工艺, 新加坡的一个工业化猪场采用的初级沉淀池—厌氧消化池—厌氧塘工艺, 在热带和土地缺乏的美国夏威夷州普遍采用的生物固定膜和水生植物系统一体化工艺, 日本一个猪场采用的中温甲烷发酵—稀释—淹没式滤池工艺, 加拿大的一个 2400 头猪场的机械分离—高速率好氧反应器—曝气塘—灌溉工艺, 瑞典农业工程研究所研究的完全混合厌氧处理—浓缩池—氧化沟工艺, 德国研制的畜牧场粪水氧化塘与土壤联合净的净化系统和两段生物净化—农田灌溉工艺, 香港理工大学的曝气塘—序批操作反应器, 台湾省某养殖场使用的多段厌氧甲烷发酵与多段氧化沟 (池) 工艺等。

Cheng, Peet, Willits (2004)<sup>[36]</sup>采用厌氧消化+生物滤池法处理猪场污水。猪场污水的 COD 浓度高达 27670mg/L, 经过厌氧消化 (温度为 5~30℃) 和生物滤池处理后, COD 可去除 90% 以上, 并可获得稳定的沼气。

上述工艺组合均是根据各国的国情和养殖业自身的状况而研究的, 在我国由于各个地方的养殖业基础条件、地理优势等不同, 也随之出现了不同的组合工艺<sup>[37]</sup>。

华南农业大学汪植三等在“八·五”期间研究出“畜禽舍粪便污水多级酸化与人工湿地串联处理工艺”，该工艺处理流程为：粪便污水→固液分离→酸化池→四个串联人工湿地→净化池→排放。COD 由 15000mg/L 降至 98.4mg/L，BOD<sub>5</sub> 由 9000mg/L 降至 49.4mg/L，SS 由 186000mg/L 降至 51.5mg/L。

中国科学院广州能源所采用固液分离—UASB—生物曝气池—气浮池—三级氧化塘工艺处理某规模化猪场高浓度（COD 达 6000~8000mg/L）废水，最终总出水 COD 为 150~200mg/L，NH<sub>3</sub>-N 为 31 mg/L，处理出水水质达到国家二级排放标准。

深圳市龙岗区某猪场 3 万头猪粪废水采用水压式沼气池—上流式厌氧过滤床—混凝—砂滤—水生植物塘工艺进行净化处理，处理出水只能达到国家三级排放标准。

华南农业大学崔理华等人研发出初沉池—UASB—生物接触氧化池—二沉池缺氧池—人工土快滤池工艺，该工艺既具有去除有机物质，同时还具有脱氮除磷等功能，处理出水水质 COD 小于 110mg/L，NH<sub>3</sub>-N 小于 10mg/L，并能达到国家一级排放标准。

李长生（2001 年）<sup>[38]</sup>提出了采用人工清粪方式、固液分离机+沉淀+UASB+SBR+水生植物塘的污水处理工艺和猪粪（渣）堆沤发酵生产有机肥的粪污处理新工艺。经上海市嘉定种畜场污水处理工程实践证明：在保证污水全面达标排放和猪粪（渣）无害化处理的前提下，新工艺比常规工艺节约工程投资 35%、节约运行电费 65%左右，经济效益良好。

田宁宁等（2002 年）<sup>[39]</sup>将固液分离技术、厌氧工艺、好氧工艺及生物稳定塘工艺、好氧发酵制肥技术等有机组合，应用 UASB+SBR 为主的工艺对北京顺义良山畜牧场粪污进行了高效处理，UASB、SBR 对 COD 去除率分别达到 90%和 80%。

## 1.4 本研究的目的是和内容

目前一些传统污水处理技术和工艺虽然处理效果好，但其高昂的基建费用和处理成本是利润微薄的养殖业无法承受的。生物滤池是污水处理领域最早和应用最广泛的工艺之一，具有对污水水质、水量适应性强、产泥量少、易于维护和节约能耗等特点<sup>[40]</sup>，在污水处理方面有着良好的发展前景。但由于猪场粪污水含有较高的固体悬浮物，易对滤池造成堵塞而影响了滤池的使用。随着新型滤料的研制开发，不同材料、不同形状的耐腐蚀、防堵塞的滤料为生物滤池拓宽了应用领域。近几年，将生物滤池工艺应用到养殖污水处理中的研究已经开始逐渐受到重视。

本课题应用课题组研制的比表面积为 220m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> 的新型半软性塑料滤料，将高速生物滤池应用于猪场废水处理中，主要研究内容是：

(1) 生物滤池启动挂膜的研究。对不同温度下生物滤池启动挂膜过程中生物膜的形成和污染物的去除效果进行研究，分析温度对生物滤池挂膜的影响。

(2) 工艺设计参数的优化。分析不同温度、pH 值、回流比、进水浓度对废水 NH<sub>3</sub>-N、COD<sub>Cr</sub>、浊度等去除效果的影响，确定生物滤池适宜的运行参数。

(3) 工程实践研究。通过对实际工程进行监测，检验生物滤池处理工艺的运行效果，并对处理工程进行综合评价。

## 第二章 生物滤池工艺及原理

生物滤池可分为普通生物滤池、高负荷生物滤池、塔式生物滤池及活性生物滤池等几种形式。

### 2.1 生物滤池的基本原理与特点

#### 2.1.1 生物滤池的基本原理<sup>[41]</sup>

生物滤池内设有固定的滤料，当废水自上而下滤过时，由于水不断与滤料相接触，因此微生物就在滤料表面繁殖，逐渐形成生物膜。生物滤池就是利用滤料上生长的生物膜内各种微生物的氧化分解作用来去除污染物质，达到水质净化的目的。

由于微生物的不断繁殖，生物膜逐渐增厚。但生物膜达到一定厚度时，氧气就无法透入生物膜内层，造成内层的缺氧状态，使生物膜的附着力减弱。此时，在水流的冲刷下，生物膜开始脱落。随后在滤料上又会生长出新的生物膜，如此循环往复。废水流经生物膜后，得以净化。

#### 2.1.2 生物滤池的特征

生物滤池按其工艺、净化功能可分为普通生物滤池、高负荷生物滤池和塔式生物滤池等几种类型。各种生物滤池的主要特征如下<sup>[41-45]</sup>：

##### 1. 普通生物滤池

普通生物滤池，又名滴滤池，是生物滤池早期出现的类型，即第一代生物滤池。普通生物滤池所填滤料多采用碎石、焦炭矿渣，其体积较高负荷生物滤池大 5~10 倍。生物滤池的主要运行参数为： $BOD_5$  负荷： $110\sim 370g/(m^3 \cdot d)$ ；水力负荷： $0.9\sim 3.7m^3/(m^2 \cdot d)$ 。

普通生物滤池具有处理效果较好（ $BOD_5$  去除率可达 85%~95%）、运行稳定、易于管理和节省能源的特点。但它的许多缺点使其应用受到了限制，如负荷低、相对占地面积较大、滤料易于堵塞、容易滋生滤池蝇、受气温影响较大等。

##### 2. 高负荷生物滤池

高负荷生物滤池是第二代生物滤池，它是为了解决普通生物滤池在净化功能和运行中存在的实际弊端而开发出来的。高负荷生物滤池所填滤料多采用塑料滤料。它比普通生物滤池大幅度提高了负荷率，其运行参数为： $BOD_5$  负荷： $370\sim 1840g/(m^3 \cdot d)$ ；水力负荷： $9\sim 36m^3/(m^2 \cdot d)$ （包括回流）。

高负荷生物滤池负荷较大，因此它的池体较小、占地面积较少。但它的  $BOD_5$  去除率比普通生物滤池低，一般为 75%~85%。

### 3.塔式生物滤池

塔式生物滤池又叫超速滤池,属于第三代生物滤池,一般高达 8~24m,直径为 1~3.5m,径高比介于 1:8~1:6 之间,呈塔状,在平面上塔式生物滤池多呈圆形。塔式生物滤池所填滤料多采用塑料滤料。其运行参数为:  $BOD_5$  负荷: 可高达  $4800g/(m^3 \cdot d)$ ; 水力负荷:  $16\sim97m^3/(m^2 \cdot d)$  (不包括回流)。

以上三种生物滤池都是以自然通风的方式来供氧的。随着人们对滤池供氧方式的开发,近年来又出现了曝气生物滤池、厌氧生物滤池等新型生物滤池。曝气生物滤池处理效率较上述三种滤池高,但其产生的污泥稳定性差、同步脱磷除氮效果不好、能耗也较高,因此多用于污水深度处理或回用水处理方面;厌氧生物滤池可承受的有机负荷高、耐冲击负荷能力强、有机物去除速度快,但处理悬浮物浓度高的废水时滤料容易堵塞,出水中易夹带生物膜,出水水质较差,因此其应用也受到了限制。

#### 2.1.3 生物滤池的构造

生物滤池由滤床(池体与滤料)、布水装置、排水系统和通风(供氧)系统四部分组成<sup>[41, 43-44]</sup>。

##### 1.池体

普通生物滤池在二十世纪三四十年代多为方形、矩形,但自从创造了旋转布水器后,新设计的普通生物滤池大多采用圆形池体。高负荷生物滤池池体通常都为圆形。池壁常用砖、石或混凝土块砌筑,有带孔洞和不带孔洞两种。有孔洞的池壁有利于滤料内部通风,但在冬季易受低气温的影响。为防止风力对池表面均匀布水造成影响,池壁高度一般应高出滤料至少 0.5m。池体必要时应考虑采取防冻、采暖和防蝇措施。

考虑到通风和排水系统及池底基础的承重问题,石质拳状滤料组成的滤床高度一般应在 1~2.5m 之间。而塑料滤料密度较小,每立方米质量仅为 100kg 左右,孔隙率则高达 93%~95%,使滤料高度不但可以提高,而且可以采用双层或多层构造。

##### 2.滤料

滤床由滤料组成。滤料是生物膜赖以生长的场所。理想的滤料应具备以下特征:能为微生物提供大量的表面积;能使污水以液膜状态流过生物膜;有足够的孔隙率,保证通风良好;适宜生物膜的形成和黏附,不被微生物分解,也不抑制微生物的生长,有较好的化学稳定性;有一定的机械强度,不易变形和破碎,且价格低廉。

早期的滤料以拳状碎石为主,以后碎钢渣和焦炭等也逐步作为滤料使用。到 20 世纪 60 年代中期,随着塑料工业的发展,塑料滤料开始被广泛采用,常用的有环状塑料滤料和波纹状塑料滤料。环形塑料滤料比表面积在  $98\sim340m^2/m^3$  之间,孔隙率为 93%~95%;波纹形塑料滤料比表面积在  $81\sim195m^2/m^3$  之间,孔隙率为 93%~95%。目前国内还采用玻璃钢蜂窝状块状滤料,空心间距在 20mm 左右,孔隙率在 95%左右,比表面积在  $200m^2/m^3$  左右。

高速生物滤池所需滤料的总体积可由式 2-1 确定:

$$V = \frac{Q\rho_s}{N_s} \times 10^{-3} \quad (2-1)$$

式中  $V$ ——滤料总体积 ( $m^3$ ) ;  
 $Q$ ——废水量 ( $m^3/d$ ) ;  
 $\rho_s$ ——未经回流稀释时的  $BOD_5$  浓度 ( $mg/L$ ) ;  
 $N_s$ ——容积负荷, 一般不大于  $1200g/(m^3 \cdot d)$ 。

滤料总体积 ( $V$ ) 确定以后即可根据其于滤池高度 ( $h$ ) 的关系  $V=Ah$  计算出滤池的面积 ( $A$ ), 进而求出直径 ( $d$ )。一般来说, 以碎石为填料时, 滤池高度  $h=0.9\sim 2.0m$ ; 以塑料为填料时,  $h=2.0\sim 4.0m$ 。

### 3. 布水系统

设置布水装置的目的是使废水能均匀地喷洒在滤料表面。生物滤池的布水设备分为两类, 即旋转式布水器和固定式喷嘴布水系统。普通生物滤池常采用固定式布水装置。该装置包括投配池、配水管网和喷嘴三个部分。高负荷生物滤池和塔式生物滤池则常采用旋转布水器, 它由进水竖管和可转动的布水横管组成。当废水由孔口喷出时, 水流的反作用力推动横管向相反方向旋转。

旋转布水器构造简单、布水均匀、所需水头较小, 因此应用较为广泛。旋转布水器设计时的一般规定是: 按最大设计废水量计算; 布水横管一般为 2 或 4 根; 布水器直径比池内直径小 100~200mm; 布水小孔直径取 10~15mm; 布水横管高出滤料层 0.15~0.25m; 布水器水头损失取 0.2~1m。旋转布水器的具体设计计算公式如下:

(1) 横管直径 ( $D_1$ )

$$D_1 = 2000 \sqrt{\frac{q}{\pi v}} \quad (2-2)$$

$$q = \frac{Q_{\max}}{n} \quad (2-3)$$

$$Q_{\max} = (1 + R)q \quad (2-4)$$

式中  $D_1$ ——横管内径 ( $mm$ ) ;  
 $q$ ——每根横管最大流量 ( $m^3/s$ ) ;  
 $v$ ——横管进水端流速 ( $m/s$ ) , 取 1;  
 $R$ ——回流比;  
 $Q_{\max}$ ——每架布水器的最大流量 ( $m^3/s$ ) ;  
 $Q$ ——每个滤池处理的原水量 ( $m^3/s$ ) ;  
 $n$ ——横管数, 2 或 4。

(2) 布水管孔口数 ( $m$ )

$$m = \frac{1}{1 - \left(1 - \frac{4d}{D_2}\right)^2} \quad (2-5)$$

式中  $m$ ——每根横管上的孔口数；

$d$ ——孔口直径 (mm)；

$D_2$ ——布水器直径 (mm)。

(3) 布水管与布水器中心的距离 ( $r_i$ )

$$r_i = \frac{D_2}{2} \sqrt{\frac{i}{m}} \quad (2-6)$$

式中  $r_i$ ——第  $i$  个孔口距布水器中心的距离 (mm)；

$i$ ——孔口序号。

#### 4. 排水系统

排水系统一般设于池底，其作用是收集、排出处理后的废水，并保证通风供氧和支撑滤料。排水系统由池底、排水假底和集水沟组成。早期排水假底都是用混凝土特制砌块和栅板铺成，自从塑料滤料出现以后，由于塑料滤料轻，国外多用金属栅板作为排水假底。假底的空隙（过水面积）所占面积不应小于滤池平面的 5%~8%，与池底的距离不应小于 0.4~0.6m。池底中心线两侧设有集水沟，两侧底面向集水沟倾斜，池底与集水沟的坡度约为 1%~2%。集水沟要有充分的高度，并在任何时候不会满流，确保空气能在水面上畅通无阻，使滤池中空隙充满空气。

#### 5. 通风系统

通风系统的主要作用是供给滤池中微生物需要的氧分。对于高负荷生物滤池，氧是借助池内外空气的流通转移到污水中并传递到生物膜内部的。通风系统主要通过排水假底部池壁上的通风孔进入空气，并靠滤池的自然拔风作用使空气均匀通过排水假底而进入滤料层。

## 2.2 影响生物滤池性能的主要因素

为充分发挥生物滤池的功能，同活性污泥法一样，强化生物滤池中微生物的代谢功能是提高其处理效率的必由之路。为此，必须充分考虑影响微生物反应的各种因素，创造有利于微生物生长的环境条件。影响生物滤池处理效率的因素有<sup>[29, 41, 43-44, 46]</sup>。

### 1. 滤池高度

对于下向流生物滤池，滤床的上层与下层相比，生物膜量、微生物种类和去除有机物的速率均不相同。滤床上层，污水中有机物浓度较高，微生物营养好、繁殖速率高，生物膜量多且以细菌为主，有机物去除速度高。滤床深度越深，废水中的有机物浓度越小，生物膜量也越少，有机物去除率也就越低。研究表明，生物滤池的处理效率在一定条件下是随滤床高度的增加而增加，

但去除率却随深度的增加而降低。在滤床高度超过某一数值（随具体条件而定）后，反应速率的提高就微不足道。

## 2. 负荷率

生物滤池的负荷率是一个集中反映生物滤池工作性能的参数，直接影响生物滤池的工作。由于生物滤池的作用是去除污水中的有机物或特定污染物，因此它的负荷率以有机物或特定污染物为准，对于一般污水则常以  $BOD_5$  为准。

为保证滤料表面微生物的生长，维持一定量的  $BOD_5$  负荷是必须的， $BOD_5$  负荷太低，难以保证微生物的养料，将导致微生物死亡、活性下降； $BOD_5$  负荷太高，则出水不能满足排放要求。对于高负荷生物滤池来说，建议  $BOD_5$  负荷不宜大于  $1200g/(m^3 \cdot d)$ 。

水力负荷也是影响生物滤池的重要因素，水力负荷太低，生物膜更新缓慢，活性下降，同时滤池容易堵塞；水力负荷太高，污水对生物膜的冲刷作用使微生物在滤料表面难以停留。高负荷生物滤池的建议水力负荷为  $10\sim 30m^3/(m^2 \cdot d)$ 。

## 3. 温度

温度是影响微生物生长和生命代谢活性的主要因素，大多数微生物的新陈代谢活动会随温度的升高而增强，随温度的下降而减弱。温度变化对有机物去除效果有一定影响。一般夏季温度较高时，生物法对有机物的去除效果较好。温度对生物处理反应速率的影响可用下式表示：

$$r_T = r_{20} \theta^{T-20} \quad (2-7)$$

式中  $r_T$ 、 $r_{20}$ ——分别为温度为  $T$  和  $20^\circ C$  时的反应速率；  
 $\theta$ ——温度系数，对于生物滤池  $\theta$  为  $1.02\sim 1.04$ ，一般为  $1.03$ 。

## 4. 回流

利用生物滤池的出水或二沉池出水稀释进水的做法称为回流。回流对生物滤池的性能有以下影响：可提高生物滤池的滤率；有利于增加生物滤池供氧并满足处理要求；有利于防止生物滤池中产生灰蝇和减少恶臭；可改善进水水质状况；调解和稳定进水。

## 5. 滤料性质

滤料性质对生物滤池的性能有重要影响，不同滤料具有不同的表面结构，因而为微生物提供不同的生长空间。生物膜的性质可因滤料的表面结构而发生变化，进而影响对污染物的去除能力。滤料的表面积愈大，生物膜的表面积也愈大，生物量就愈多，净化功能就愈强。滤床的孔隙率大，则滤床不易堵塞，通风效果良好，可以为生物膜的好氧代谢提供足够的氧，有利于提高净化效率。

## 6. 溶解氧

生物滤池滤料表面的生物膜由厌氧层和好氧层组成，好氧层的厚度约为  $2mm$ ， $2mm$  以上内层为厌氧层。对有机物的降解主要是在好氧层内进行，因此，维持污水中一定量的溶解氧至关重要。生物滤池耗氧量  $m_{O_2}$  可按下式估算：



$$m_{O_2} = a' BOD_T + b' P_T \quad (2-8)$$

式中  $BOD_T$ ——每立方米滤料每天去除的  $BOD_5$  量 ( $kg/(m^3 \cdot d)$ )；

$a'$ ——系数，表示每千克  $BOD_5$  完全降解所需要的氧量，一般城市污水及多数有机废水的  $a'$  值在 1.46 左右；

$b'$ ——单位体积滤料上的活性生物膜量 ( $kg/m^3$ )；

$P_T$ ——单位质量活性生物膜的自身氧化需氧量系数，其值为  $0.18 / kg(P_T) \cdot d$ 。

生物滤池所需的氧通常是依靠自然通风获得，特殊情况下也可采用机械通风方式获得。通风除了供氧外，还起着及时排除挥发性物质和气体代谢产物的作用。影响自然通风的主要因素有：池内温度与气温之差、滤料高度、滤料孔隙率及风力等。当池内温度与气温之差越大、滤料高度越高、滤料孔隙率越大、风力越大时，自然通风效果就越好。高速生物滤池内的空气流速可以按下式计算：

$$v = 0.075 \Delta T - 0.15 \quad (2-9)$$

式中  $v$ ——空气流速 ( $m/min$ )；

$\Delta T$ ——生物滤池内外的气温差。

### 2.3 生物滤池处理污水的研究现状

由于生物滤池具有低能耗、处理效果好、易于管理等优点，在国内外被广泛应用于城市污水、工业废水及其他一些特种废水的处理中<sup>[47-50]</sup>。

熊正为等 (2000)<sup>[51]</sup>采用高负荷生物滤池—活性污泥法处理工艺，对衡阳啤酒厂废水进行处理（设计规模为  $2100m^3/d$ ；进水  $COD_{Cr}=800\sim 1500mg/L$ ， $BOD_5=400\sim 800mg/L$ ， $SS=300\sim 600mg/L$ ），运行表明出水水质达到污水综合排放标准（GB 8978—1988）中规定的一级标准。

杨金等 (2005)<sup>[52]</sup>用生物滤池串联工艺对西洋河淀粉废水进行处理，结果表明：系统对淀粉废水中的氨氮、总氮、总磷、可溶性总磷、正磷酸盐、 $COD_{Cr}$  均具有较好的去除效果，去除率可分别达到 57.7%、58.7%、66.8%、65.7%、67.4%、75.2%，且对进水浓度变化具有一定的适应性。

此外，生物滤池对污水中的一些微生物指标也有较好的去除率。陈艺娟等 (2002)<sup>[53]</sup>采用初滤池+沉淀池+二级生物滤池工艺处理生活污水，研究生物滤池对生活污水中细菌总数及粪大肠菌群的去除效果，结果发现：生活污水经一级生物滤池处理后，水中细菌总数由处理前的  $3.15 \times 10^5$  个/mL 下降为  $2.11 \times 10^4$  个/mL，去除率为 93.3%，经二级生物滤池处理后细菌总数下降为 153.3 个/mL，与处理前污水比较去除率为 99.95%，与第一个生物滤池处理后污水比较，细菌总数去除率为 99.3%；污水处理前水中粪大肠菌群为  $2.39 \times 10^6$  个/L，经第一个生物滤池处理后，水中粪大肠菌群为  $1.36 \times 10^5$  个/L，去除率为 94.43%，经第二个生物滤池处理后，污水中粪大肠菌群下降为 244.2 个/L，与污水处理前比较，去除率为 99.99%，与第一个生物滤池处理后污水比较，污水中粪大肠菌群去除率为 99.82%。

生物膜是整个生物滤池水处理的核心，而滤料是生物膜赖以生长的载体，因此滤料的选择关

系到所形成生物膜的好坏, 并影响挂膜时间。滤料的特性对净化效果影响很大, 许多学者致力于这方面的研究<sup>[54-60]</sup>。

Kantardjieff 等 (1997)<sup>[61]</sup>在厌氧生物滤池处理工业纸浆和造纸废水时, 采用两种多孔渗水滤料 (10~20mm 直径和 20~30mm 直径, 总滤料高度 3~6m), 在平均进水 BOD 负荷在  $3.5\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$  时, 系统出水可达到相关的 BOD、TSS (总悬浮物) 和有毒物质排放标准。肖文胜 (2005)<sup>[62]</sup>对不规则形状页岩及球形黏土陶作填料两种填料处理生活污水的效果进行了对比研究。并发现在使用单级曝气生物滤池时, 两种填料对污水中  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、SS 的去除均能达到满意效果, 但对  $\text{NH}_3\text{-N}$  的去除效率均不高, 不能达到排放标准。高茹英, 林聪等<sup>[63]</sup>所研究的生物滤池污水处理系统采用了新型半软性滤料, 该滤料比表面积大、易挂膜、耐腐蚀、防堵塞, 避免了传统的卵石、砂之类的易堵塞的缺点, 不需要反冲洗。

另外, 影响填料挂膜的因素还有挂膜方式、温度、源水水质等。王冠平等 (2003)<sup>[64]</sup>认为: 人工接种挂膜方式挂膜时间短, 但反应器运行的稳定性差, 自然富集培养挂膜挂膜时间长, 但后期运行稳定; 另外适当增大进水污染物浓度可以缩短挂膜时间。张东等 (2001)<sup>[65]</sup>曾进行了不同温度时微污染源水的弹性填料生物接触氧化处理挂膜试验研究, 结果表明: 当水温  $<10^\circ\text{C}$  时, 挂膜试验启动 75 天后对氨氮的去除率仍很低; 当平均水温为  $20^\circ\text{C}$  时, 中试工艺挂膜成熟时间为 12 天, 生产性工艺为 22 天, 此时对氨氮的去除率达到了 60%, 有大量菌胶团附着在弹性填料表面, 而且出现了原生动植物。

源水水质对滤池运行效果的影响国外文献报道较多<sup>[49, 66-67]</sup>。Lim 等<sup>[49]</sup>在用生物滤池处理煤焦废水时发现用海水稀释和淡水稀释对处理效果并没影响。Chui 等 (1996)<sup>[66]</sup>通过试验研究局部通风的上流式厌氧过滤床对氮和有机物的去除效果时, 分析了水力负荷和  $\text{COD}/\text{N}$  比对氮和有机物去除效率的影响。试验所处理废水为人工配制, 当进水氮浓度为  $250\text{mg}/\text{L}$ , 进水负荷为  $1\text{kgN}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$  时, 氮的去除率为 41%~86%。当进水负荷高达  $5\text{kg COD}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$  时, COD 的去除率可高达 95%。Tallec 等 (1997)<sup>[67]</sup>研究了进水时  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度变化的不同对生物滤池运行的影响, 研究表明: 进水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度变化幅度大时能明显地影响滤池的运行, 并建议在设计工业水处理工艺时, 加入缓冲池工序或根据情况改变所用滤池的数量, 以减少进水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度的变化幅度。

国内外将生物滤池用于处理城市污水、工业废水的技术比较成熟, 相关的研究也较多; 将生物滤池处理工艺应用于养殖废水处理在国内外很少报道<sup>[63, 68]</sup>。

高茹英, 林聪等<sup>[63]</sup>采用粪水固液前分离、酸化和生物滤池、生物氧化塘处理工艺对水冲粪、水泡粪工艺的规模化猪场的粪污水进行了达标排放和综合利用处理。经北京东广德猪场污水处理工程实践证明: 粪污水通过一级沉淀池的 COD 去除率为 71%~93.4%; 调节池中 COD 的去除率为 51%~81.3%; 二级高速滤池中的去除率为 63%~91%, 整个污水处理系统有机物的降解率达到 93%~97%。徐天勇 (2004)<sup>[68]</sup>采用厌氧消化、二级生物滤池、沉淀池、氧化塘工艺处理畜禽养殖场污水, 处理效果较好,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率达 96.5%,  $\text{BOD}_5$  去除率达 97.0%,  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除效率达 94.9%。其滤池采用的是浸没式碎石填料滤池, 厌氧消化产生的沼气可产生一定的经济效益。

曝气生物滤池是近几年新兴的一种污水生物处理技术, 国内外用该工艺处理工业废水和特种污染废水的研究很多<sup>[69-71]</sup>, 本文不再一一论述。

### 第三章 试验装置和试验方法

#### 3.1 试验装置

试验装置由进水池、生物滤池和出水池三部分组成，如图 3-1 所示。粪污水由微型水泵提升至均匀布水装置均匀流经滤料时，被附着生长在其上的生物膜氧化、分解，处理后由滤池底部排出。

生物滤池池体为 PVC 塑料板做成的边长 130mm、高 1000mm 的方柱体。所填滤料为半软性滤料，装填深度为 900mm。滤池布水采用固定喷嘴均匀布水系统。生物滤池与进水池之间设有回流装置，回流比为 5。试验过程中的水温通过恒温水浴控制。

本试验所采用的半软性滤料比表面积为  $220\text{m}^2/\text{m}^3$ ，能有效防止堵塞问题的产生，具有不变形、不易破碎、不易被微生物分解又不抑制微生物生长的特性，有利于生物膜的形成与黏附。

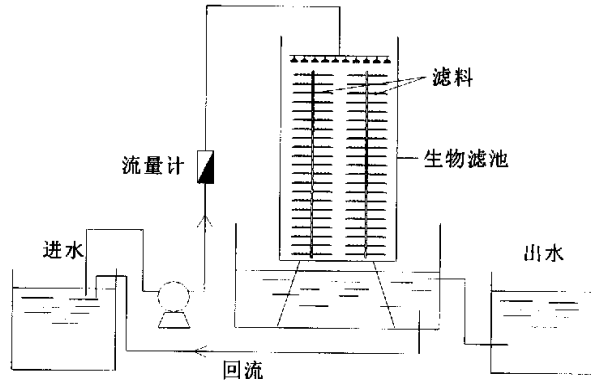


图 3-1 试验装置示意图

Fig.3-1 The scheme of the experiment pilot

#### 3.2 实验仪器

- COD 消解装置：XJ-1 型，广东省环境保护仪器设备厂
- 分光光度计：721 型，上海第三分析仪器厂
- WFZ752 型分光光度计：上海光谱仪器有限公司
- 光电分析天平：感量 0.0001g，上海精密衡器厂
- 电子天平：YP1200 型，感量 0.01g，上海第二仪器厂
- 差压式直读 BOD 测定装置：II 型，广东省环境保护仪器设备厂
- 生化培养箱：ZMX-150 II 型，广东医疗器械厂
- 真空泵：2XZ-0.25 型旋片真空泵，黄岩医疗器械厂
- 电热恒温水温箱：SWX-DH-WS2 型，汕头市第二医疗器械厂

### 3.3 主要理化指标的检测及其标准曲线的制作

本课题中主要就  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{BOD}_5$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$  及浊度进行研究分析测试。

#### 3.3.1 化学需氧量

化学需氧量 (COD), 是指在一定条件下, 用强氧化剂处理水样时所消耗氧化剂的量, 以氧的毫克、升来表示。水的化学需氧量反映了水中受还原性物质污染的程度。

##### 1. 主要仪器及配件

XJ-1 型 COD 消解装置

消化管

分光光度计

3cm 比色皿

##### 2. 试剂

消化液: 称取 9.80g 重铬酸钾 ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ), 50.0g 硫酸铝钾 [ $\text{KAl}(\text{SO}_4)_2 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ ], 10.0g 钼酸铵 [ $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ ], 溶解于 500mL 水中, 加入 200mL 浓硫酸 ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ), 冷却后, 转移至 1000mL 容量瓶中, 用水稀释至标线。用于测定 COD 浓度在 50~1000mg/L 的水样。

催化剂: 称取 8.8g 硫酸银 ( $\text{Ag}_2\text{SO}_4$ ) 溶解于 1 L 的浓硫酸中, 摇匀。

掩蔽剂: 称取 30.00g 硫酸汞 ( $\text{HgSO}_4$ ) 溶解于 100mL 10% 的硫酸中。

10% 的硫酸: 取 50mL 蒸馏水, 缓慢加入 10mL 浓硫酸, 冷却后定容至 100mL。

##### 3. 测试步骤

(1) 检查消解装置的指示温度值是否稳定在  $165^\circ\text{C}$ 。

(2) 准确吸取均匀水样 3.00mL 置于消化管中, 准确加入 1.00mL 掩蔽剂、3.00mL 消化液、5.00mL 催化剂, 摇匀。

(3) 旋紧密封盖, 依次将消化管插入已达  $165^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$  的 COD 消解装置 (经过 25min 左右的预热) 恒温体孔中, 定温催化消解 15min。

(4) 消解过程完毕后, 将消化管按顺序从装置中取出, 待冷却后, 打开密封盖, 用移液管在每支消化管中加入 3.00mL 蒸馏水, 旋上密封盖, 摇匀、冷却。

(5) 提前打开分光光度计预热 20min, 并将波长调至 600nm, 按使用方法调“0”和“100%”。将样液分别依次倒入 3cm 比色皿 (空白相同) 中, 进行比色法测量, 记下吸光值。

##### 4. 标准曲线的制备

(1) 邻苯二甲酸氢钾溶液: 称取 0.8502g 基准邻苯二甲酸氢钾 ( $\text{KHC}_8\text{H}_4\text{O}_4$ ) 于二次蒸馏水中, 溶解后移入 1000mL 容量瓶中, 用二次蒸馏水稀释至标线, 摇匀。标准  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  值为 1000mg/L。

(2) 分别吸取上述配制好的溶液 5mL、10mL、20mL、40mL、60mL、80mL、100mL 于一

系列容量瓶中,加二次蒸馏水至刻度,摇匀。COD<sub>Cr</sub>值分别为 50mg/L、100mg/L、200mg/L、400mg/L、600mg/L、800mg/L、1000mg/L。

(3) 根据上述测试步骤进行比色测试, 求出直线回归方程:  $y=bx+a$ 。

1) 2004.11.18 COD<sub>Cr</sub> 标准曲线

表 3-1 COD<sub>Cr</sub> 比色测试结果 (2004.11.18)

Table 3-1 The result of COD<sub>Cr</sub> color comparing (2004.11.18)

COD <sub>Cr</sub> (mg/L)	空白 A <sub>01</sub>	空白 A <sub>02</sub>	50	100	200	400	600	800	1000
吸光值 A	0.019	0.021	0.038	0.083	0.117	0.231	0.331	0.432	0.530

由两空白值求得均值空白 A<sub>0</sub>=0.020, 经空白校正后, 用最小二乘法计算可得 COD<sub>Cr</sub> 的标准曲线, 如图 3-2 所示。标准曲线的回归方程为:

$$y=0.0005x+0.0012 \quad (3-1)$$

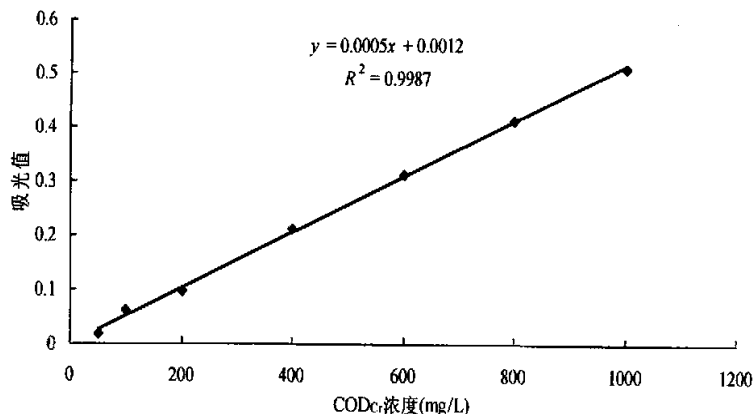


图 3-2 COD<sub>Cr</sub> 标准曲线(2004.11.18)

Fig.3-2 The standard curve of COD<sub>Cr</sub> (2004.11.18)

2) 2005.3.15 COD<sub>Cr</sub> 标准曲线

表 3-2 COD<sub>Cr</sub> 比色测试结果 (2005.3.15)

Table 3-2 The result of COD<sub>Cr</sub> color comparing (2005.3.15)

COD <sub>Cr</sub> (mg/L)	空白 A <sub>01</sub>	空白 A <sub>02</sub>	50	100	200	400	600	800	1000
吸光值 A	0.021	0.027	0.047	0.087	0.121	0.231	0.330	0.440	0.520

由两空白值求得均值空白 A<sub>0</sub>=0.024, 经空白校正后, 用最小二乘法计算可得 COD<sub>Cr</sub> 的标准曲线, 如图 3-3 所示。标准曲线的回归方程为:

$$y=0.0005x+0.0042 \quad (3-2)$$

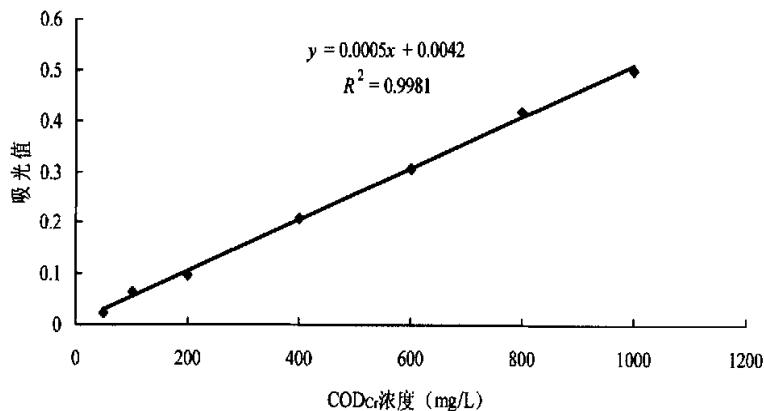


图 3-3 COD<sub>Cr</sub> 标准曲线(2005.3.15)

Fig.3-3 The standard curve of COD<sub>Cr</sub>(2005.3.15)

### 3.3.2 NH<sub>3</sub>-N

#### 1.测定方法

测定方法：纳氏试剂光度法（GB7479-1987）<sup>[72]</sup>。

#### 2.标准曲线的制备

##### (1) 2004.11.22 NH<sub>3</sub>-N 标准曲线

表 3-3 NH<sub>3</sub>-N 比色测试结果（2004.11.22）

Table 3-3 The result of NH<sub>3</sub>-N color comparing（2004.11.22）

溶液体积(mL)	空白 A <sub>01</sub>	空白 A <sub>02</sub>	0.50	1.00	3.00	5.00	7.00	10.00
吸光值 A	0.035	0.033	0.05	0.07	0.145	0.226	0.305	0.42

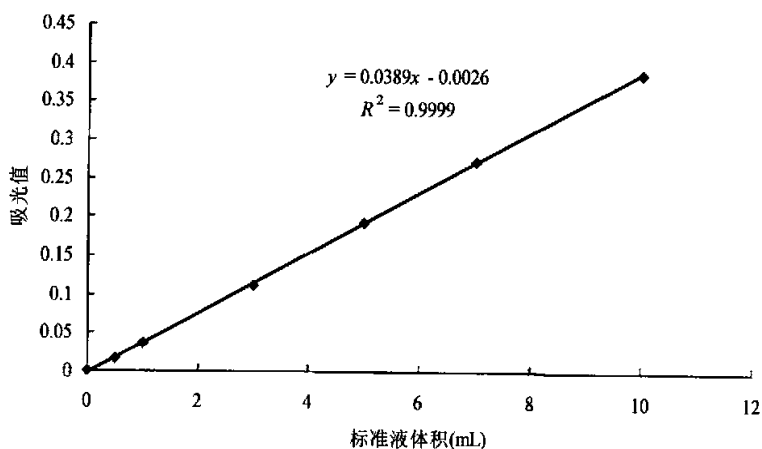


图 3-4 NH<sub>3</sub>-N 标准曲线(2004.11.22)

Fig. 3-4 The standard curve of NH<sub>3</sub>-N(2004.11.22)

求得空白平均值  $A_0=0.034$ ，经空白校正后，用最小二乘法计算得出吸光值  $y$  与标准溶液体积  $x$  标准曲线，如图 3-4 所示。标准曲线的回归方程为：

$$y=0.0389x-0.0026 \quad (3-3)$$

(2) 2005.3.23  $\text{NH}_3\text{-N}$  标准曲线

表 3-4  $\text{NH}_3\text{-N}$  比色测试结果 (2005.3.23)

Table 3-4 The result of  $\text{NH}_3\text{-N}$  color comparing (2005.3.23)

溶液体积(mL)	空白 $A_{01}$	空白 $A_{02}$	0.50	1.00	3.00	5.00	7.00	10.00
吸光值 $A$	0.035	0.031	0.054	0.074	0.143	0.228	0.302	0.42

求得空白平均值  $A_0=0.033$ ，经空白校正后，用最小二乘法计算得出吸光值  $y$  与标准溶液体积  $x$  标准曲线，如图 3-5 所示。标准曲线的回归方程为：

$$y=0.0386x+0.0001 \quad (3-4)$$

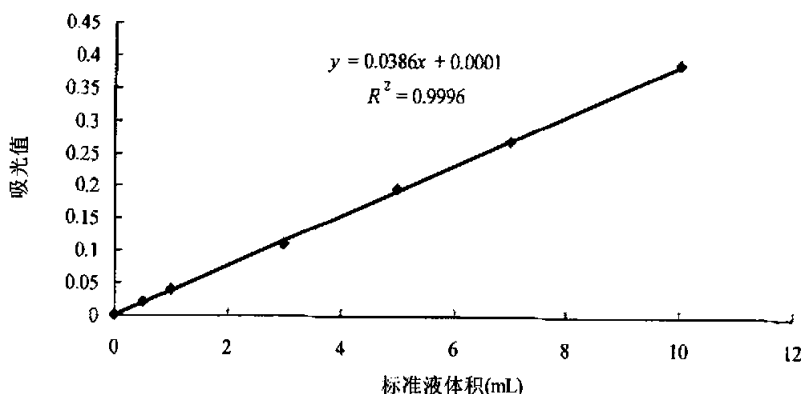


图 3-5  $\text{NH}_3\text{-N}$  标准曲线(2005.3.23)

Fig. 3-5 The standard curve of  $\text{NH}_3\text{-N}$ (2005.3.23)

$\text{NH}_3\text{-N}$  含量计算公式：

$$\text{NH}_3\text{-N}(\text{N, mg/L}) = \frac{m}{V} \times 1000 \quad (3-5)$$

式中  $m$ ——由校准曲线查得的  $\text{NH}_3\text{-N}$  量 (mg)；  
 $V$ ——水样体积 (mL)。

3.3.3 浊度

1.测定方法

采用《水和废水监测分析方法（第三版）》中的分光光度法<sup>[72]</sup>。

2.标准曲线的制备

吸取浊度标准溶液 0mL、0.50mL、1.25mL、2.50mL、5.00mL、10.00mL 和 12.50mL，置于 50mL 比色管中，加水至标线。摇匀后即得浊度为 0NTU、4NTU、10NTU、20NTU、40NTU、80NTU、100NTU 的标准系列，于 680nm 波长 1cm 比色皿比色，测定吸光值，绘制校准曲线。

表 3-5 浊度比色测试结果

Table 3-5 The result of turbidity color comparing

浊度(NTU)	0	4	10	20	40	80	100
吸光值 A	0.000	0.003	0.01	0.024	0.046	0.09	0.115

根据表 3-5 中的数据用最小二乘法计算得浊度的标准曲线，如图 3-6 所示。标准曲线的回归方程为：

$$y=0.0011x-0.0005 \tag{3-6}$$

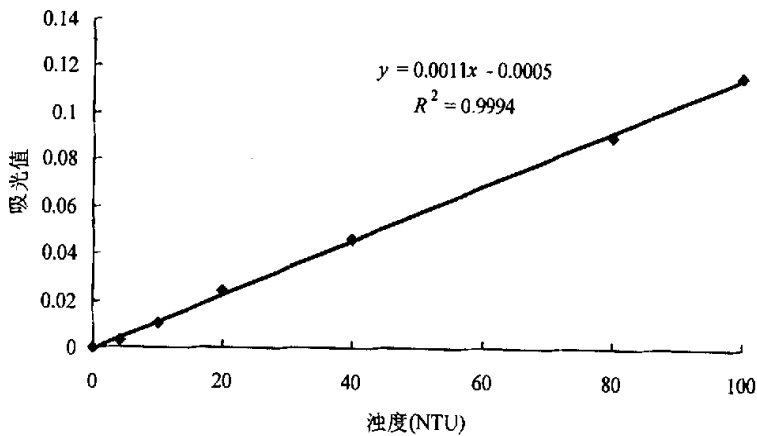


图 3-6 浊度标准曲线

Fig.3-6 The satandard curve of turbidity

3.3.4 生化需氧量

1.化学试剂

氢氧化钠 (NaOH)，分析纯

2.测定方法

- (1) 每次测定时需提前 2~3h 接通培养箱电源，并将培养箱温度控制在 20℃±1℃。
- (2) 根据具体情况如要稀释或接种，调节水样 pH 在 6.5~7.5 之间。
- (3) 通过分析水样的 COD<sub>C</sub> 值来估计水样的 BOD<sub>5</sub> 值，然后根据投水样量表选择一个合适的量程。投水样量及量程系数见表 3-6。



表 3-6 投水样量及量程系数

Table 3-6 The quantity needed of water sample and range quotiety

测定 BOD 范围 (mg/L)	投样量 (mL)		量程系数
	A 型瓶	B 型瓶	
0~25	483	486	0.25
0~50	430	434	0.5
0~100	354	357	1
0~200	261	263	2
0~300	206	208	3
0~400	170	172	4
0~600	127	128	6
0~800	101	102	8
0~1000	84	85	10

(4) 准确量取水样投入培养瓶中，需要稀释的水样用烧杯配好后再按投入量装入培养瓶中。

(5) 往每个培养瓶内放入一个搅拌子，取适量 NaOH 颗粒放入吸收杯中，并将吸收杯放在培养瓶瓶口上。

(6) 把培养瓶放在测定位置的凹位置上，同时轻扣上培养瓶盖，但不要拧紧，并打开仪器开关。

(7) 待培养瓶放入培养箱 40~60min 后，估计培养瓶中样品温度已稳定在  $20^{\circ}\text{C}\pm 1^{\circ}\text{C}$  时，先把培养瓶盖拧紧，然后拧紧水银瓶盖。调节标尺零点，关好培养箱门。

(8) 在 5d 的培养过程中，要注意控制培养箱温度保持在  $20^{\circ}\text{C}\pm 1^{\circ}\text{C}$ ，样品在培养瓶中必须均匀搅拌。如果水样  $\text{BOD}_5$  超出量程，可记下当时的水银压力计读数，拧松培养瓶和水银瓶的瓶盖，待片刻后再密封，对好标尺零位最后，两次读数相加。

若样品未稀释和接种，只需将装置上的水银压力计的读数读出，乘上量程的标尺系数则可得样品的  $\text{BOD}_5$  值。已进行稀释的样品还需乘以稀释倍数。

### 3.3.5 pH 的测定

测定方法：酸度计法。

## 第四章 生物滤池的启动挂膜

### 4.1 生物膜降解污染物的机理

废水长期流过固体滤料表面时，在其表面就会形成生物膜。生物膜实质上是一层充满微生物的粘膜。生物膜的构造见图 4-1<sup>[41]</sup>。在生物膜外，附着一层薄薄的水层，附着水流动很慢，其中的有机物大多已被生物膜中的微生物所摄取，其浓度要比流动水层中的有机物浓度低得多。因此，废水在滤料表面流动时，有机物就会从流动水层中转移到附着水层中去，并进一步被微生物所摄取。这层附着水对后续进水还可起到有机物浓度扩散和稀释作用。生物膜在有充足氧的条件下对有机物进行分解，将其转化为无机盐和二氧化碳。二氧化碳沿着相反方向从生物膜经水层排到空气中去。生物膜中微生物和废水不断接触，并吸附有机物，自身亦不断繁殖。由于微生物的增殖和悬浮固体的累积，生物膜逐渐增厚，膜表面由于易于吸取营养和溶解氧，微生物增殖迅速，形成了由好氧微生物和兼性微生物组成的好氧层。而在生物膜内部，由于缺氧而形成由厌氧微生物和兼性微生物组成的厌氧层。随着生物膜的增厚和外伸，厌氧层也随着变厚。当厌氧层增加过厚时，厌氧代谢产物过多，好氧、厌氧膜层间将失去平衡，好氧层膜内的生态系统遭到破坏，生物膜呈老化状态而自然脱落，并开始增长新的生物膜。生物膜的增长、脱落和更新保证了微生物生命活动的延续，是维持生物膜净化功能的重要因素。

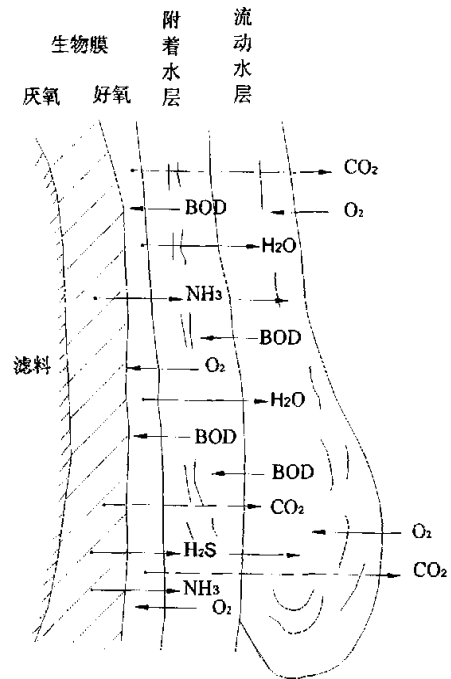


图 4-1 生物膜构造示意图  
Fig.4-1 The scheme of biofilm

### 4.2 温度对生物滤池挂膜的影响

污水流过滤床时，有一部分污水、污染物和细菌附着在滤料表面上，微生物便在滤料表面大量繁殖，不久便形成一层充满微生物的粘膜，称为生物膜。这个起始阶段通常叫“挂膜”，是生物膜的成熟期，只有在“挂膜”过程完成后生物滤池才能进入正常运行<sup>[43]</sup>。

影响生物滤池中生物膜形成生长的因素很多，如滤料表面性质、温度、pH 值等。其中温度对微生物生理活动的影响主要反映在两个方面：一是随着温度在一定范围内升高，细胞化学反应

加快，增殖速率也加快；二是细胞组成物质，如蛋白质、核酸等对温度很敏感，如果温度大幅度升高超过一定限度，会使微生物组织遭到不可逆破坏。不同种类的微生物对温度的适应能力有很大差别，好氧微生物的适宜温度为 15~35℃<sup>[45]</sup>。

本试验针对半软性滤料（比表面积为 220m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>），主要研究温度对生物滤池挂膜的影响。温度设置为 17.0~19.5℃（1 号生物滤池）、25.2~27.0℃（2 号生物滤池）和 31.0~33.0℃（3 号生物滤池）三个条件。在生物滤池启动的初期阶段（前两周），进水浓度控制的较低（COD<sub>Cr</sub> 在 1738.5mg/L 以下），以使生物滤池逐步适应，之后适当提高进水浓度。各生物滤池保持同步进水，每次进水水质情况相同。试验于 2004 年 12 月 3 日至 2005 年 1 月 15 日进行，历时 44 天。

表 4-1 生物滤池挂膜期间进水水质

Table 4-1 The inlet quality of the biological filter during biofilm culturing period

时间(d)	COD <sub>Cr</sub> (mg/L)	NH <sub>3</sub> -N (mg/L)	浊度(NTU)	时间(d)	COD <sub>Cr</sub> (mg/L)	NH <sub>3</sub> -N (mg/L)	浊度(NTU)
1	1193.1	123.6	1309	23	2518.4	148.1	2325
2	1490.8	90.5	1228	24	2538.8	243.2	2357
3	1282.3	106.9	1011	25	2678.1	213.4	2028
4	1395.0	98.3	1212	26	2428.7	202.1	3277
5	1536.8	107.4	1073	27	2212.1	147.3	2502
6	1324.5	109.0	1331	28	2728.8	213.3	2675
7	1218.0	97.5	1064	29	1906.5	165.0	2064
8	1528.7	120.8	1236	30	2518.2	181.8	2489
9	1486.8	105.2	1018	31	2498.4	156.9	2493
10	1598.2	86.7	1300	32	1938.2	123.0	1485
11	1486.0	103.8	1064	33	1968.2	93.3	1607
12	1462.3	85.5	1545	34	1768.8	124.2	2580
13	1508.2	128.7	1118	35	1838.3	107.8	1196
14	1738.5	116.2	1236	36	1715.8	156.6	1412
15	2288.5	136.7	2055	37	1669.8	116.2	1536
16	1938.3	121.3	1809	38	1612.9	124.4	1007
17	1834.6	139.5	1546	39	1578.0	110.2	1542
18	2272.8	115.8	1977	40	1694.8	122.4	1928
19	1988.2	173.8	1664	41	1705.4	153.2	1710
20	2288.0	181.5	2033	42	1736.7	113.2	1327
21	2089.9	141.9	1834	43	1990.8	109.8	1266
22	2536.6	167.6	1940	44	1603.0	96.1	1827

## 4.2.1 试验条件

### 1. 进水水质与工艺参数

由于试验周期较长, 试验用水量较大, 在实验室内直接采用粪污水进行试验比较困难, 故试验所用粪污水用猪粪(取自北京市大兴区种猪场)配制完成, 配水经初步厌氧酸化后即可用作生物滤池进水。

挂膜期间每天对生物滤池进出水的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、浊度进行监测, 并不定期监测进水的  $\text{BOD}_5$  浓度和 pH 值。考虑到生物滤池在实际工艺技术中所处的位置, 初步选定挂膜期间进水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  浓度为 1193.1~2728.8mg/L,  $\text{NH}_3\text{-N}$  浓度为 85.5~243.2mg/L, 浊度为 1007~3277 NTU,  $\text{BOD}_5$  为 752.0~1628.0mg/L, pH 值在 7.5~8.4 之间。每天的进水水质情况如表 4-1 所示。

试验挂膜期间生物滤池 24h 连续运转, 挂膜期间的工艺运行参数如表 4-2 所示。

表 4-2 生物滤池挂膜期间工艺运行参数

Table 4-2 The working parameters of the biological filter during biofilm culturing period

运行参数	水力停留时间(HRT)	水力负荷 $[\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})]$	回流比	挂膜方式
范围	24h	0.9~1.1	5	自然富集法

### 2. 挂膜方式

生物滤池启动时间的长短取决于生物膜的生成时间, 生物滤池的运行和处理效果也与生物膜生成的质量有很大关系, 因此生物滤池运行的关键在于挂膜。滤料表面不能形成生物膜, 那么就无从谈起生物滤池对污水的处理。生物滤池的挂膜方式有两种: 自然富集培养挂膜和人工接种挂膜。自然富集挂膜的方式是利用待处理的有机废水中已有的各类微生物附着到滤料上, 培养形成生物膜。这种挂膜方式简单易行、操作方便, 但时间相对较长。人工接种挂膜方式是指一些能高效分解某类污染物的菌种被投加到反应器, 吸附并生长于滤料上形成生物膜。人工接种挂膜方式挂膜时间短, 但菌种易衰退, 反应器的稳定性较差。

本试验采用自然富集培养挂膜方式, 主要研究温度对生物滤池挂膜的影响。

### 4.2.2 菌胶团的形成与附着

挂膜是培养生物膜, 使其适应待处理污水的过程。当富含微生物的粪污水在一定时间内流经滤料时, 微生物不断富集到滤料的表层形成生物膜, 逐步形成处理污水的能力。生物滤池启动挂膜试验于 2004 年 12 月 3 日至 2005 年 1 月 15 日进行, 历时 44 天。

通过观察, 发现: 3 号生物滤池启动后的第 13 天滤料尖稍部分开始出现生物膜特征, 第 25 天时上层滤料已经出现灰褐色的生物膜, 明显形成菌胶团, 第 34 天时上层滤料生物膜呈现深灰褐色, 菌胶团的形成明显, 附着力强, 试验结束时滤料表面生物膜较厚, 且分布均匀; 2 号生物滤池第 19 天时滤料表面出现生物膜特征, 并有少量菌胶团形成, 第 32 天时上层滤料生物膜特征已经明显, 菌胶团的形成较明显, 试验结束时生物膜呈灰褐色; 1 号生物滤池第 34 天时才发现生物膜现象, 有少量菌胶团形成, 附着在滤料表面, 试验结束时生物膜特征并不明显。

### 4.2.3 挂膜过程中污染物去除效果的变化

挂膜期间除对生物膜形成的感官现象进行观察外，每天还对废水的  $COD_{Cr}$ 、 $NH_3-N$ 、浊度进行了监测。试验挂膜期间三个生物滤池每天的进水浓度始终一致，生物滤池各污染物指标去除率及分析情况如下。

#### 1. $COD_{Cr}$ 去除效果的变化

污水处理反应器对有机物的去除能力是评价反应器性能的重要指标之一，而  $COD_{Cr}$  是污水处理中用来表征污水中有机物含量的常用指标，可以从侧面反映生物膜生成的程度。各个生物滤池启动挂膜期间对  $COD_{Cr}$  的去除效果见图 4-2~图 4-4。

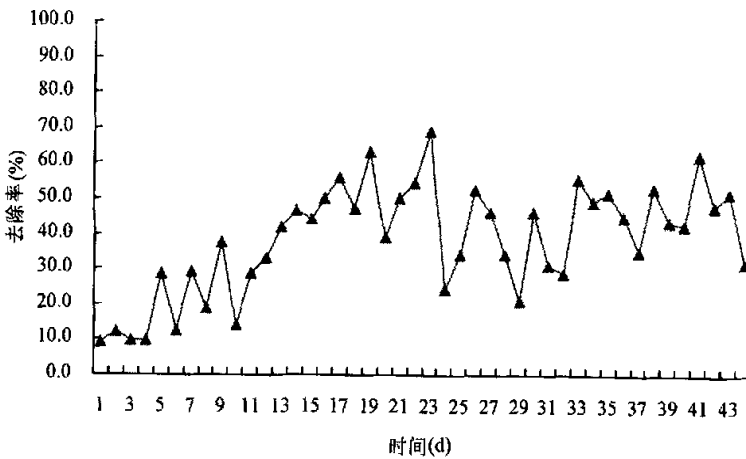


图 4-2 1 号生物滤池挂膜阶段  $COD_{Cr}$  去除情况

Fig.4-2 The removal of  $COD_{Cr}$  by 1# biological filter during biofilm culturing period

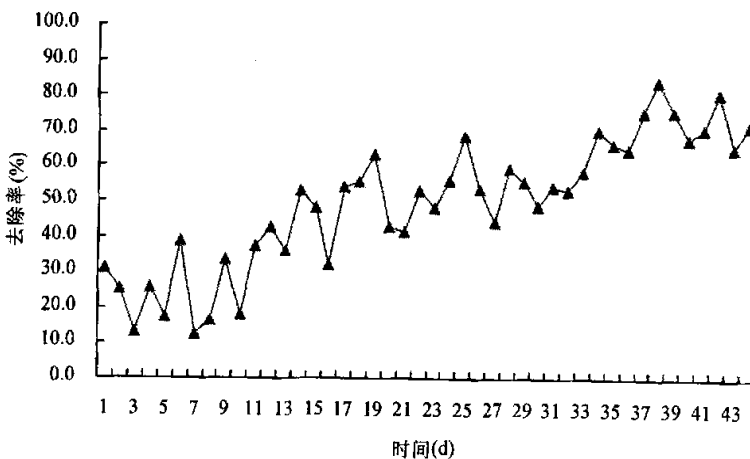


图 4-3 2 号生物滤池挂膜阶段  $COD_{Cr}$  去除情况

Fig.4-3 The removal of  $COD_{Cr}$  by 2# biological filter during biofilm culturing period

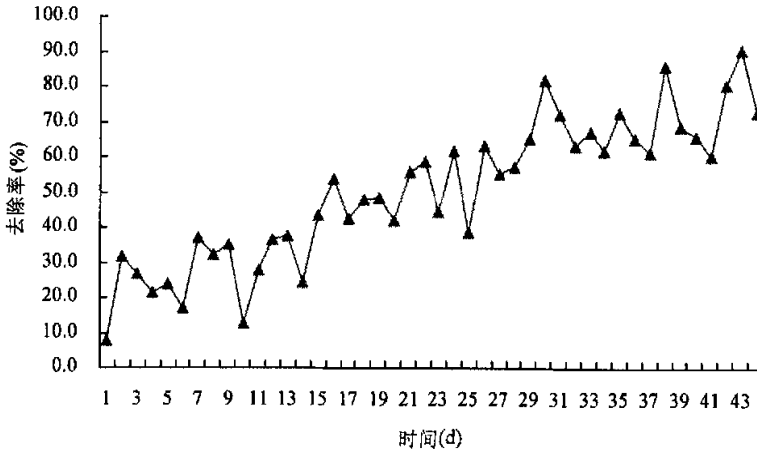


图 4-4 3号生物滤池挂膜阶段 COD<sub>Cr</sub> 去除情况

Fig.4-4 The removal of COD<sub>Cr</sub> by 3# biological filter during biofilm culturing period

如图 4-2~图 4-4 所示，由各生物滤池挂膜期间对 COD<sub>Cr</sub> 的去除效果可以看出：

1 号生物滤池启动挂膜两周以后对 COD<sub>Cr</sub> 的去除效果有升高趋势，但整个试验期间，去除率较低，且去除效果不稳定。这与观察到的滤料表面菌胶团的生成与附着现象一致，挂膜试验期间，生物膜尚未完全生成。

2 号生物滤池 1~10 天时去除效果较低；第 10~31 天 COD<sub>Cr</sub> 的去除率上升至一个相对平稳阶段，去除率在 50%左右；第 34 天以后滤池对 COD<sub>Cr</sub> 去除率开始稳定在 60%以上，最高去除率可达 84.1%，平均去除率为 71.8%。从膜的生成过程中也可以看到，在前 10 天中，菌胶团数量很少，随着时间的增加，生物膜逐渐生成。另外由于该生物滤池温度较 1 号生物滤池高，菌胶团形成较快，且附着能力也较强，生物膜生成得较明显，COD<sub>Cr</sub> 去除率也较高。

3 号生物滤池启动挂膜的前两周内对 COD<sub>Cr</sub> 去除率在 40%以下，平均去除率仅为 26.5%，去除率较低且去除效果不稳定；此阶段观察到的菌胶团数量较少，滤料尖端生物膜特征也刚刚出现。随着进水有机物浓度的逐步增加和生物滤池对进水的逐步适应，第 29 天以后生物滤池对 COD<sub>Cr</sub> 去除率开始稳定在 60%以上，最高去除率可达 89.9%，平均去除率为 70.5%；此时观察到的菌胶团数量也明显增多，滤料表面呈现灰褐色生物膜。

本试验中 2、3 号生物滤池在 25.0~33.0℃ 的温度下进行。大多数细菌在这个温度下很容易生存，生命力旺盛。所以，在挂膜阶段 COD<sub>Cr</sub> 去除率比较高且上升得较快。

## 2.NH<sub>3</sub>-N 去除效果的变化

挂膜期间，常把生物滤池对 NH<sub>3</sub>-N 的去除率作为衡量挂膜成功的一个指标。一般认为，当生物滤池对 NH<sub>3</sub>-N 的去除率稳定到 60%以上时，填料挂膜成功<sup>[73]</sup>。

由图 4-5~图 4-7 所示各生物滤池挂膜期间 NH<sub>3</sub>-N 去除情况可以看出：

1 号生物滤池启动 10 天以后对 NH<sub>3</sub>-N 的去除率有一个上升趋势，第 10 天以后 NH<sub>3</sub>-N 的去除率虽然基本上在 30%以上，但去除率变化幅度较大 (29.7%~85.5%)，去除效果不稳定。挂膜试验阶段，生物膜尚未形成。在试验过程中，生物滤池对 NH<sub>3</sub>-N 有一定的去除效果，可能是因为粪

污水前期经历了厌氧-好氧的过程，通过部分硝化、反硝化作用和生物滤池的物理过滤作用获得的。但由于生物膜尚未形成，且温度并未达到硝化、反硝化反应的适宜温度，因此  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率较低。

2号生物滤池启动的第7~10天对  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率增加较为明显，之后呈现缓步增加的趋势；第33天以后，生物滤池对  $\text{NH}_3\text{-N}$  的去除率开始稳定在60%以上，最高去除率可达93.4%；第33~44天  $\text{NH}_3\text{-N}$  的平均去除率为80.7%。通过观察也发现，33天上层滤料生物膜特征已经明显，菌胶团的形成较明显，可认为第33天时生物滤池挂膜成功。

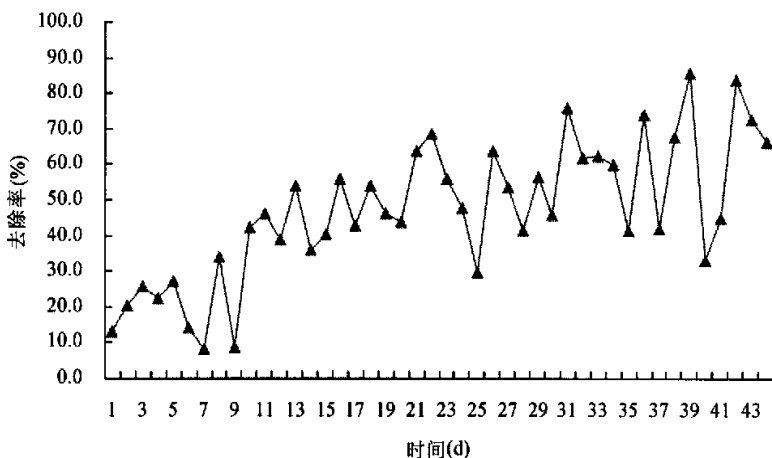


图 4-5 1号生物滤池挂膜阶段  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除情况

Fig.4-5 The removal of  $\text{NH}_3\text{-N}$  by 1# biological filter during biofilm culturing period

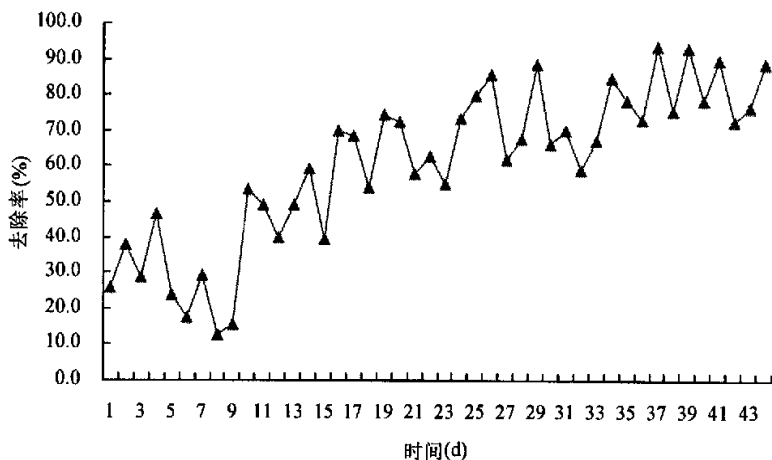


图 4-6 2号生物滤池挂膜阶段  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除情况

Fig.4-6 The removal of  $\text{NH}_3\text{-N}$  by 2# biological filter during biofilm culturing period

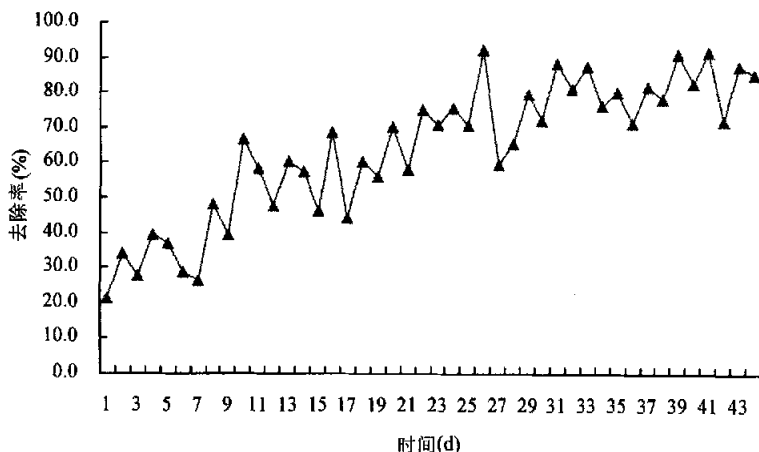


图 4-7 3 号生物滤池挂膜阶段 NH<sub>3</sub>-N 去除情况

Fig.4-7 The removal of NH<sub>3</sub>-N by 3# biological filter during biofilm culturing period

3 号生物滤池启动 7 天以后, NH<sub>3</sub>-N 去除率就开始达到 39% 以上; 第 28 天以后生物滤池对 NH<sub>3</sub>-N 去除率开始稳定在 60% 以上, 最高可达 90.8%; 第 28~44 天平均去除率为 80.1%。可认为 28 天时滤池挂膜已经成功。从膜的生成情况来看, 3 号滤池膜形成的速度较快, 生物膜的颜色呈深灰褐色, 且分布均匀, 生物膜生成的质量较 1 号和 2 号滤池好。

### 3. 浊度去除效果的变化

水质感官性状中浊度的大小, 直接反映水质的好坏, 水中浑浊度的高低与水中细菌总数呈正相关<sup>[74]</sup>。因此, 常常可以通过测定方法简便的浑浊度来间接反映水质中微生物的多少及有机物污染的状况。在生物滤池内, 浊度的去除可能有两种作用的参与, 一种是被生物膜覆盖的滤料表面对悬浮颗粒的吸附截留作用, 另一种是附着在滤料上的贫养微生物的吸附作用。也就是说, 生物滤池对浊度的去除是由传统的吸附作用和生物吸附作用共同完成的<sup>[75]</sup>。

生物滤池启动挂膜期间的水质浊度变化见图 4-8~图 4-10。

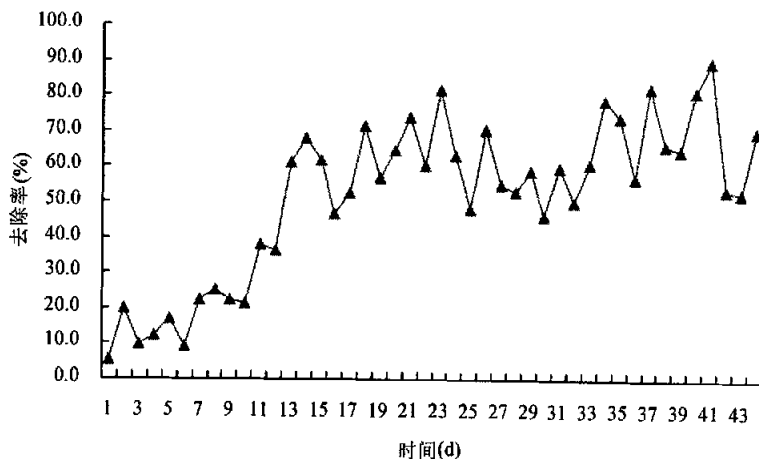


图 4-8 1 号生物滤池挂膜阶段浊度去除情况

Fig.4-8 The removal of turbidity by 1# biological filter during biofilm culturing period



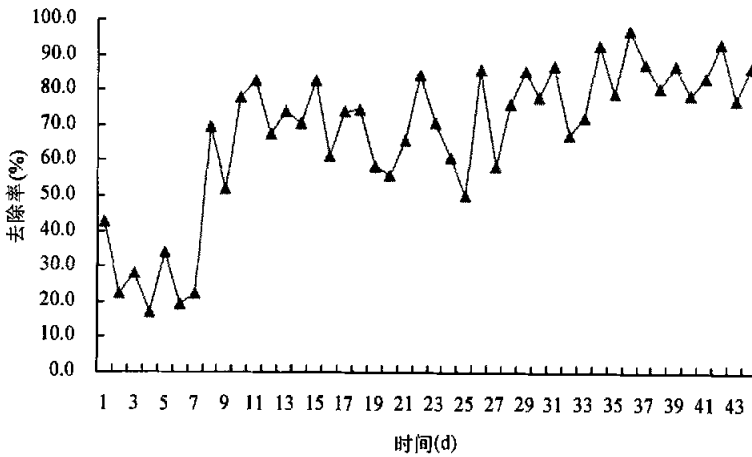


图 4-9 2 号生物滤池挂膜阶段浊度去除情况

Fig.4-9 The removal of turbidity by 2# biological filter during biofilm culturing period

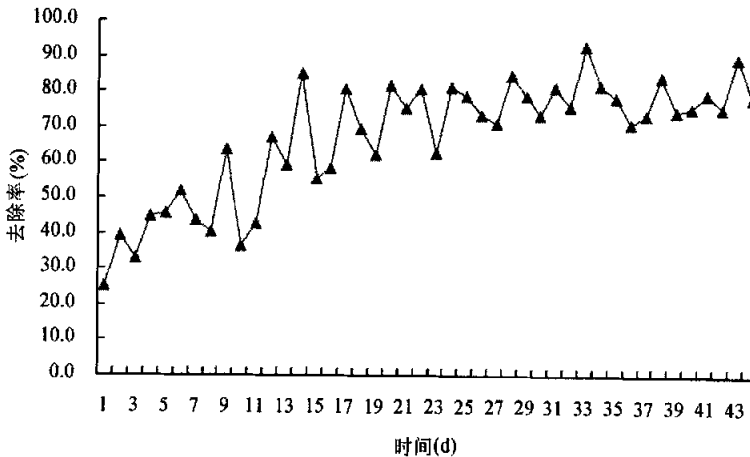


图 4-10 3 号生物滤池挂膜阶段浊度去除情况

Fig.4-10 The removal of turbidity by 3# biological filter during biofilm culturing period

由图 4-8~图 4-10 所示各生物滤池挂膜期间浊度去除情况可以看出：

1 号生物滤池第 10 天以后对浊度有良好的去除效果，去除率均在 45%以上，但去除率变化幅度较大，去除效果不稳定。生物滤池还处于适应阶段，挂膜试验在第 44 天时还未成功。1 号生物滤池在温度较低的情况下对浊度仍有较好的去除率，说明过滤本身对悬浮物的去除有明显的截留作用。

2 号生物滤池第 8 天时对浊度的去除率上升较快，此后对浊度的去除率均在 50%以上；第 28 天以后该生物滤池对浊度的去除率基本稳定在 65%以上，去除率最高可达 96.8%，第 28 天以后的平均去除率为 82.4%。通过观察，发现生物滤池底部静沉有颗粒胶体状物，这些生物胶体也会对悬浮物产生吸附作用，使得污水浊度减小。

3 号生物滤池挂膜期间对浊度的去除效果较好：在生物滤池运行第 12 天起，对浊度的去除率

就开始稳定在 55%以上。从实验数据来看,第 24 天以后生物滤池对浊度的去除即达到 70%以上,最高去除率可达 92.5%,第 24 天以后的平均去除率为 78.6%。

浊度的产生是水中固体悬浮物和胶溶体所致,而这些物质又是生物膜上微生物所需的营养原料,当生物滤池挂膜完成、滤料上生物膜成熟后,对固体悬浮物和胶溶体的去除能力增加,因此 2 号、3 号生物滤池在启动运行一段时间以后对浊度达到了很好的去除效果。

### 4.3 本章小结

本章节主要研究了生物滤池挂膜阶段生物膜形成的特性,并探讨了不同温度对生物滤池挂膜形成的影响。

在生物滤池启动初期,由于滤料上生物膜尚未形成,故生物滤池对污染物的去除主要是依靠物理作用截留和物理吸附,因此去除率较低。随着启动阶段的延续,滤料上的生物膜逐渐形成,对水中污染物的降解能力也提高了。当生物膜成熟后,生物膜中微生物趋于稳定,生物滤池对污染物的去除也就趋于稳定。

生物滤池处理猪场废水自然富集法挂膜试验中,在进水水质  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  为 1193.1~2728.8mg/L、 $\text{BOD}_5$  为 752.0~1628.0mg/L、 $\text{NH}_3\text{-N}$  为 85.5~243.2mg/L、浊度为 1007~3277NTU、pH 值为 7.5~8.4,生物滤池回流比为 5,水力停留时间(HRT)为 24h 的工况下,1 号生物滤池(水温为 17.0~19.5℃)试验结束时有少量菌胶团形成,附着在滤料表面,生物膜特征并不明显,在试验阶段尚未完成挂膜;2 号生物滤池(水温为 25.2~27.0℃)启动第 33 天以后  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率稳定在 60%以上,上层滤料生物膜呈现深灰褐色,菌胶团的形成明显,附着力强,可以认为挂膜完成;3 号生物滤池(水温为 31.0~33.0℃)第 28 天以后对  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率开始稳定在 60%以上,且上层滤料已经出现灰褐色的生物膜,明显形成菌胶团,可认为挂膜完成。即 1 号生物滤池在试验阶段尚未完成挂膜,2 号生物滤池完成挂膜所需时间为 33 天,3 号生物滤池完成挂膜所需时间为 28 天。

可见,温度的升高对生物滤池挂膜的形成有一定影响。在一定范围内,温度越高,生物滤池完成挂膜所需的时间越短。

## 第五章 生物滤池的运行处理效果分析及工艺参数的优化

生物滤池中有机物降解过程复杂，同时发生着有机物在污水和生物膜中的传质，有机物的好氧和厌氧代谢，氧在污水和生物膜中的传质过程及生物膜的生长和脱落等过程，这些对生物滤池的处理效果有很大影响。影响生物滤池运行处理污水效果的因素有多个，如温度、水力停留时间、进水有机物负荷、回流比等。在生物滤池启动挂膜完成并稳定运行一段时间后，进行了生物滤池运行处理效果试验。试验于2005年2月~4月进行，重点考虑温度、pH值、回流比、进水浓度对生物滤池处理效果的影响。

### 5.1 温度对污染物去除效果的影响

温度是影响微生物正常代谢活动的重要因素之一。在一定温度范围内，大多数微生物的新陈代谢活动都会随着温度的升高而增强，随着温度的下降而减弱。好氧微生物的适宜温度范围为10~35℃，一般水温低于10℃，对生物处理的净化效果将产生不利影响<sup>[46]</sup>。考虑到试验的延续性和生物滤池启动时的温度范围，本试验主要研究温度在20.5~35.7℃之间变化时生物滤池对污染物的去除效果。

表 5-1 不同温度下生物滤池对污染物的去除效果

Table 5-1 The contaminant removal effect of the biological filter in different temperature

温度(℃)	COD <sub>Cr</sub> (mg/L)			NH <sub>3</sub> -N(mg/L)			浊度(NTU)		
	进水	出水	去除率(%)	进水	出水	去除率(%)	进水	出水	去除率(%)
20.5	1345.9	335.1	75.1	80.5	19.2	76.2	1173	172	85.3
21.0	1252.6	290.6	76.8	83.0	21.1	74.6	973	117	87.9
23.2	1477.7	367.3	74.6	75.7	18.6	75.5	1064	162	84.8
25.0	1390.4	342.0	75.4	81.8	12.8	84.3	791	88	88.9
25.7	1326.0	261.2	80.3	90.2	14.4	84.0	845	126	85.1
27.3	1412.2	302.2	78.6	70.5	8.8	87.5	900	142	84.2
29.1	1275.6	253.7	80.1	93.8	13.1	86.0	1118	154	86.2
30.0	1478.5	278.0	81.2	96.1	12.3	87.2	1277	103	91.9
31.2	1390.5	232.2	83.3	89.8	19.2	78.6	859	106	87.7
32.8	1419.4	262.6	81.5	93.8	19.7	79.0	955	90	90.6
33.5	1296.7	236.0	81.8	84.4	16.0	81.1	1064	114	89.3
34.0	1310.1	188.7	85.6	80.5	17.8	77.9	1118	85	92.4
35.7	1236.8	222.6	82.0	86.5	17.1	80.2	1020	99	90.3

试验进水水质情况及试验工况：COD<sub>Cr</sub> 浓度 1236.8~1478.5mg/L；NH<sub>3</sub>-N 浓度 70.5~96.1mg/L；浊度 791~1277NTU；水力负荷 0.9~1.1m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup>·d)；温度 20.5~35.7℃；pH=7.3~8.2；回流比为 5；水力停留时间（HRT）24h。试验采用恒温水浴控制温度在 20.5~35.7℃之间逐步上升，每次试验均在温度稳定后进行。表 5-1 为不同温度下生物滤池对污染物的去除效果。根据表 5-1，分别分析了温度对生物滤池 COD<sub>Cr</sub>、NH<sub>3</sub>-N 和浊度去除效果的影响，如图 5-1~图 5-3 所示。

### 5.1.1 温度对 COD<sub>Cr</sub> 去除效果的影响

温度变化对生物滤池 COD<sub>Cr</sub> 去除效果的影响如图 5-1 所示，可以看出当温度在 20.5~35.7℃的范围内变化时，虽然进水 COD<sub>Cr</sub> 浓度有一定波动（1236.8~1478.5mg/L），但是出水浓度均在 400mg/L 以下，去除效果均在 74%以上，去除效果较为理想。从图中还可以看出，温度在 20.5~35.7℃之间变化时，随着温度的升高，COD<sub>Cr</sub> 去除率有一定增加趋势，但增加幅度相对较平缓。这说明生物滤池正常运行时对温度的变化有一定的适应性。

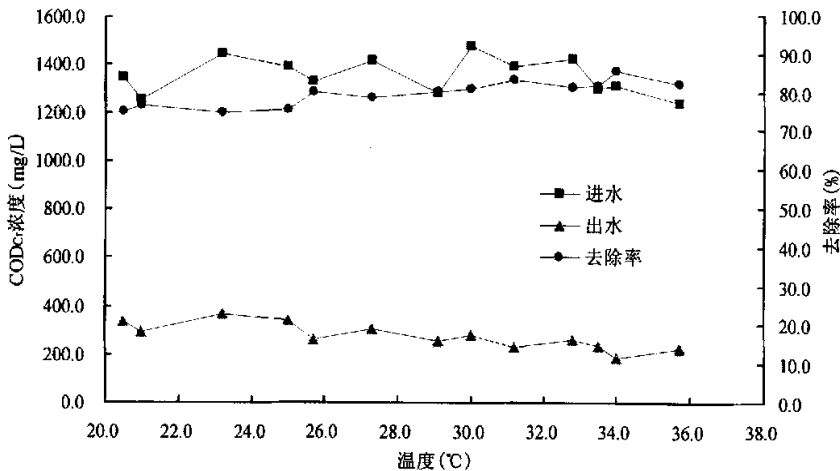


图 5-1 温度变化对生物滤池 COD<sub>Cr</sub> 处理效果的影响

Fig.5-1 The effect of temperature on the removal of COD<sub>Cr</sub> by biological filter

### 5.1.2 温度对 NH<sub>3</sub>-N 去除效果的影响

温度变化对生物滤池 NH<sub>3</sub>-N 去除效果的影响如图 5-2 所示，可以看出温度在 20.5~35.7℃的范围内变化时，温度对 NH<sub>3</sub>-N 去除效果的影响较大。当温度低于 25.0℃时，NH<sub>3</sub>-N 去除率相对较低，在 80%以下；当温度升至 25.0~30.0℃时，NH<sub>3</sub>-N 去除率相对较高，均在 80%以上，出水 NH<sub>3</sub>-N 浓度也相对较低，在 20mg/L 以下；温度在 30℃以上时，NH<sub>3</sub>-N 去除率略有下降。温度对硝化菌的生长和硝化速率有较大影响，25~30℃适宜硝化菌的生长<sup>[45]</sup>，有利于 NH<sub>3</sub>-N 的去除；当温度高于 30℃硝化菌生长减慢，NH<sub>3</sub>-N 的去除率减小。

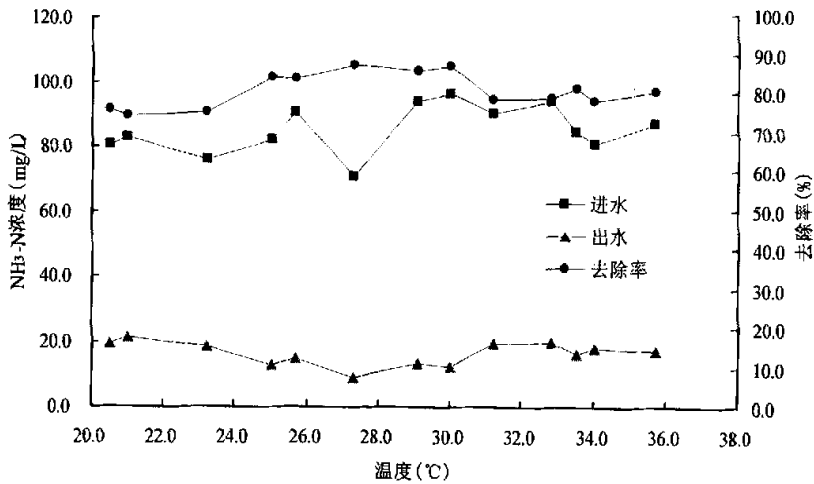


图 5-2 温度变化对生物滤池 NH<sub>3</sub>-N 处理效果的影响

Fig.5-2 The effect of temperature on the removal of NH<sub>3</sub>-N by biological filter

### 5.1.3 温度对浊度去除效果的影响

由图 5-3 温度变化对生物滤池浊度去除效果的影响可以看出，温度在 20.5~35.7°C 的范围内变化时，浊度去除效果的变化不大，但去除率均在 84% 以上。可见温度在 20.5~35.7°C 时，生物滤池对浊度的去除效果较好。这主要是生物膜上微生物新陈代谢需要消耗水中固体悬浮物和胶溶体，而这些物质又是导致水中浊度的原因，因此生物滤池正常运行时对浊度的去除效果较好。

综上所述，由不同温度下生物滤池对粪污水各污染物指标的去除效果可知：温度在 20.5~35.7°C 的范围内变化时，生物滤池对 COD<sub>Cr</sub> 和浊度的去处效果随温度的升高略有上升，但影响效果不大；25.0~30.0°C 时生物滤池对 NH<sub>3</sub>-N 去除率相对较高，均在 84% 以上。

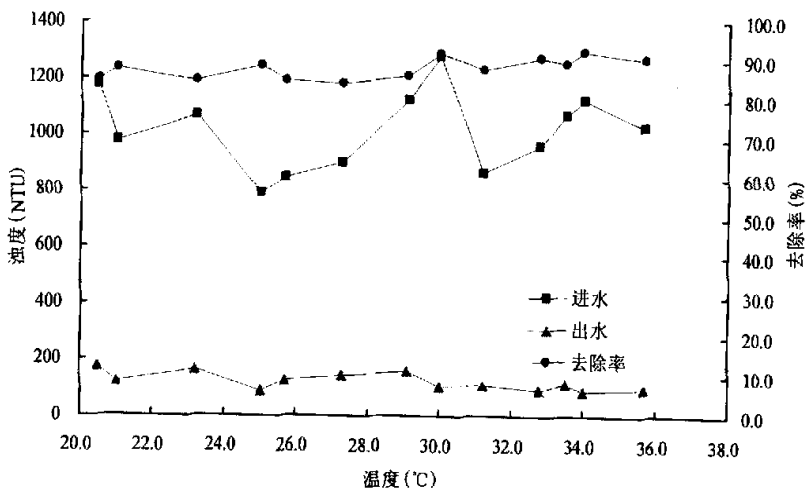


图 5-3 温度变化对生物滤池浊度处理效果的影响

Fig.5-3 The effect of temperature on the removal of turbidity by biological filter

## 5.2 pH 值对污染物去除效果的影响

由于猪场生产工艺和清粪方式的差别，其冲圈排放的粪污水 pH 值可能会有较大差异。pH 值也是影响硝化反应的一个重要因素。本试验主要研究 pH 值在 5.0~10.1 之间变化时生物滤池对污染物的去除效果。

进水水质情况及试验工况：COD<sub>Cr</sub> 浓度 973.2~1176.5mg/L；NH<sub>3</sub>-N 浓度 76.1~90.8mg/L；浊度 972~1215NTU；水力负荷 0.9~1.1m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup>·d)；温度 24.0~28.7℃；pH=5.0~10.1；回流比为 5；水力停留时间（HRT）24h。试验用 1%的 NaOH 和 2%的 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 调节进水的 pH 值在 5.0~10.1 之间逐步提高。表 5-2 为不同 pH 值下生物滤池对污染物的去除效果。根据表 5-2，分析了 pH 值对生物滤池 COD<sub>Cr</sub>、NH<sub>3</sub>-N 和浊度去除效果的影响，分别如图 5-4~图 5-6 所示。

表 5-2 不同 pH 值下生物滤池对污染物的去除效果

Table 5-2 The contaminant t removal effect of the biological filter in different pH

pH 值	COD <sub>Cr</sub> (mg/L)			NH <sub>3</sub> -N(mg/L)			浊度(NTU)		
	进水	出水	去除率(%)	进水	出水	去除率(%)	进水	出水	去除率(%)
5.0	1135.4	236.2	79.2	84.7	20.5	75.8	1053	131.6	87.5
5.9	1102.0	216.0	80.4	85.0	18.5	78.2	983	67.8	87.4
7.1	973.2	139.2	85.7	76.1	10.0	86.8	972	92.3	93.2
8.0	1119.6	146.7	86.9	80.8	8.5	89.5	1119	141.0	93.1
9.2	1061.0	194.2	81.7	82.2	5.5	93.3	1156	78.6	90.5
10.1	1176.5	218.8	81.4	90.8	4.4	95.2	1215	132.4	89.1

### 5.2.1 pH 值对 COD<sub>Cr</sub> 去除效果的影响

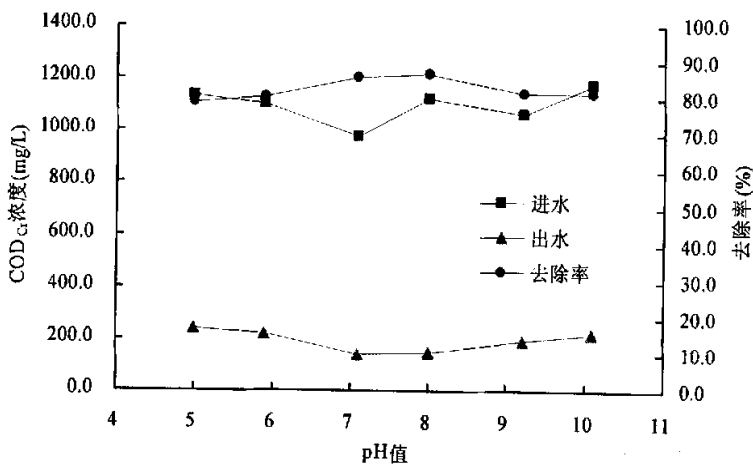


图 5-4 pH 值变化对生物滤池 COD<sub>Cr</sub> 处理效果的影响

Fig.5-4 The effect of pH on the removal of COD<sub>Cr</sub> by biological filter

试验结果如图 5-4 所示, pH 值在 5.0~10.1 之间时, 生物滤池对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的去除效果均较好, 去除率为 79.2%~86.9%, 出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  均在 250 mg/L 以下。pH 值在 5.0~8.0 之间时, 随着 pH 值的升高,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除效果逐渐增大; pH 值为 7.1~8.0 时,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的去除效果最好, 去除率为 85.7%~86.9%。

### 5.2.2 pH 值对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效果的影响

由图 5-5 可知, 随着 pH 值的增加, 生物滤池对  $\text{NH}_3\text{-N}$  的去除效果逐渐变好。pH 值为 5.0 时,  $\text{NH}_3\text{-N}$  的去除率最低, 仅为 75.8%; pH 值为 10.1 时,  $\text{NH}_3\text{-N}$  的去除率最高, 为 95.2%。

酸碱度是影响硝化作用的一个重要因素。当 pH 在偏碱性条件下, 从  $\text{NH}_4^+$  的电离平衡 ( $\text{NH}_3 + \text{H}^+ = \text{NH}_4^+$ ) 可知, 方程会向  $\text{NH}_3$  的浓度增加的方向进行, 从而有利于  $\text{NH}_3\text{-N}$  的脱除。

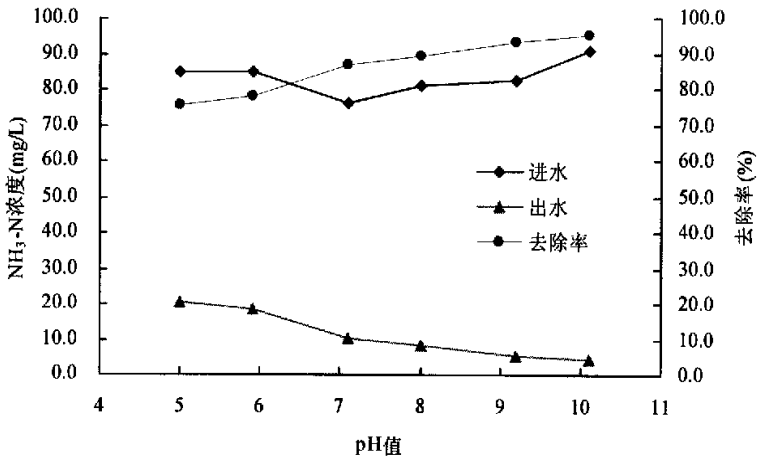


图 5-5 pH 值变化对生物滤池  $\text{NH}_3\text{-N}$  处理效果的影响

Fig.5-5 The effect of pH on the removal of  $\text{NH}_3\text{-N}$  by biological filter

### 5.2.3 pH 值对浊度去除效果的影响

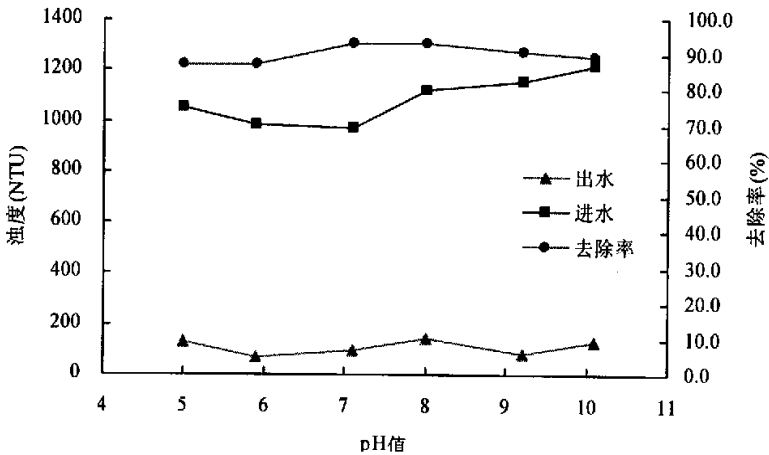


图 5-6 pH 值变化对生物滤池浊度处理效果的影响

Fig.5-6 The effect of pH on the removal of turbidity by biological filter

由图 5-6 所示 pH 值对生物滤池浊度去除效果的影响可知, pH 值在 5.0~10.1 之间变化时对浊度的去除效果均较好, 去除率在 87.4%~93.2%之间。生物滤池本身的一个重要功能是利用微生物的代谢作用和吸附作用去除水中的悬浮物和胶体。pH 值增加对浊度去除效果的影响不大, pH 值为 7.1~9.2 时, 浊度去除效果最佳, 去除率为 90.5%~93.2%。

由以上试验结果分析知, 生物滤池 pH 值变化对 COD<sub>Cr</sub> 和浊度去除效果影响不大。pH 值为 7.1~8.0 时 COD<sub>Cr</sub> 去除效果最好; pH 值为 7.1~9.2 时浊度去除效果最好。pH 值升高对 NH<sub>3</sub>-N 去除效果的影响较大, NH<sub>3</sub>-N 去除率随着 pH 值的升高而增大。

### 5.3 回流比对污染物去除效果的影响

高负荷生物滤池经常采用处理水回流这一措施。采用回流有多个优点, 如均衡滤池负荷, 提高生物滤池处理效率; 减少进水臭味等<sup>[43]</sup>。本试验研究了回流比在 1~8 时生物滤池对污染物的去除效果。

进水水质情况及运行工况: COD<sub>Cr</sub> 浓度 1047.7~1478.5mg/L; NH<sub>3</sub>-N 浓度 72.2~96.8mg/L; 浊度 956~1277NTU; 水力负荷 0.9~1.1m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>·d); 温度 24.0~28.7℃; pH=7.2~8.0; 水力停留时间 (HRT) 24h。表 5-3 为不同回流比下生物滤池对污染物的去除效果。根据表 5-3 所示结果, 分析了回流比对生物滤池 COD<sub>Cr</sub>、NH<sub>3</sub>-N 和浊度去除效果的影响, 分别如图 5-7~图 5-9 所示。

表 5-3 不同回流比下滤池对污染物的去除效果

Table 5-3 The contaminant removal effect of the biological filter in different circumfluence ratio

回流比	COD <sub>Cr</sub> (mg/L)			NH <sub>3</sub> -N(mg/L)			浊度(NTU)		
	进水	出水	去除率(%)	进水	出水	去除率(%)	进水	出水	去除率(%)
1	1245.9	322.7	74.1	83.5	17.9	78.6	1053	187	82.2
2	1252.6	268.1	78.6	82.0	14.7	82.1	1173	134	88.6
3	1047.7	204.3	80.5	74.7	10.5	85.9	1004	114	88.6
4	1190.4	198.8	83.3	79.8	10.9	86.3	991	111	88.8
5	1426.0	216.8	84.8	72.2	9.8	86.5	1277	139	89.1
6	1312.2	195.5	85.1	90.5	11.6	87.2	956	103	89.2
7	1375.6	202.2	85.3	96.8	11.9	87.7	1045	110	89.5
8	1478.5	209.9	85.8	93.1	11.3	87.9	1118	111	90.1

#### 5.3.1 回流比对 COD<sub>Cr</sub> 去除效果的影响

从图 5-7 可以看出, COD<sub>Cr</sub> 去除率随回流比增加而增加。回流比为 1 时, COD<sub>Cr</sub> 去除率为 74.1%; 回流比为 4 时, COD<sub>Cr</sub> 去除率为 83.3%; 回流比为 8 时, COD<sub>Cr</sub> 去除率为 85.8%。回流比的增加不仅对进水起到了稀释作用, 还延长了污水的个别停留时间和与微生物的接触时间, 因此回流比越大, 去除效果越好。但回流比的增加延长污水在生物滤池中停留时间的同时, 还会增加生物滤



池的体积。本试验条件下回流比大于 4 时对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除效果虽随回流比增加仍有升高, 但升高的幅度不大。因此, 应该在不影响去除效果的情况下, 应尽量采用小的回流比。

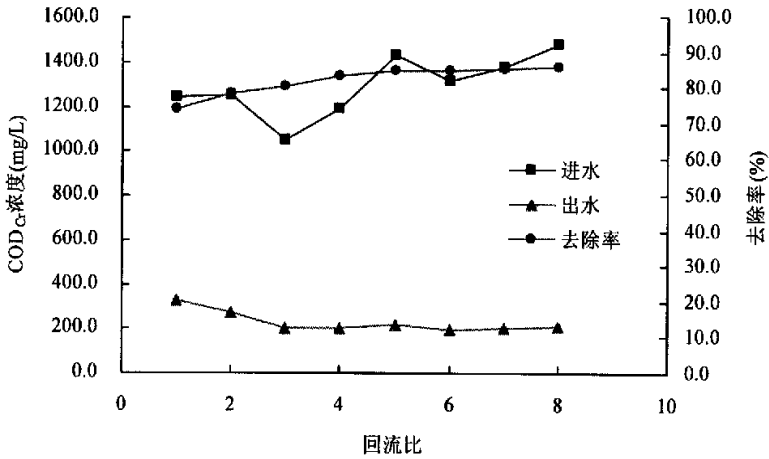


图 5-7 回流比对生物滤池  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  处理效果的影响

Fig.5-7 The effect of circumfluence ratio on the removal of  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  by biological filter

### 5.3.2 回流比对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效果的影响

从图 5-8 可以看出,  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率随回流比增加只有轻微增加。回流比在 1~3 之间变化时,  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率增加相对较快; 回流比在 3~8 时, 尽管进水浓度有一定变化, 但  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率变化却较平缓, 此时  $\text{NH}_3\text{-N}$  的去除与回流比的变化关系不大。这对于确定最佳回流比提供了一定的参考依据。

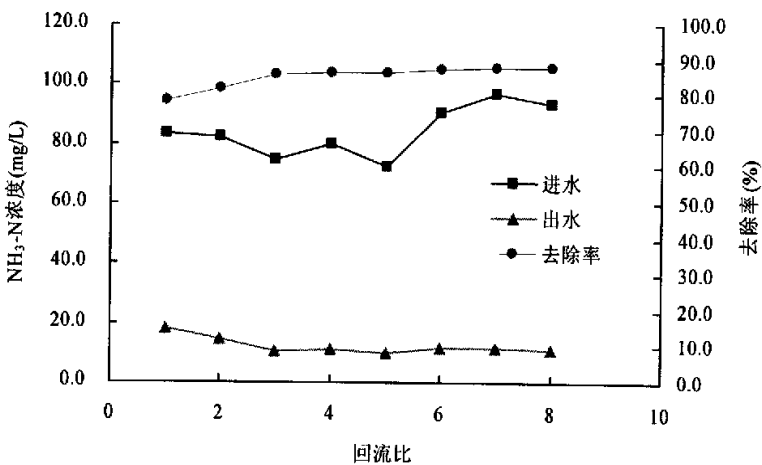


图 5-8 回流比对生物滤池  $\text{NH}_3\text{-N}$  处理效果的影响

Fig.5-8 The effect of circumfluence ratio on the removal of  $\text{NH}_3\text{-N}$  by biological filter

### 5.3.3 回流比浊度去除效果的影响

从图 5-9 可以看出，浊度去除率随回流比增加而呈增加趋势，但回流比大于 2 时增加幅度不大。回流比由 1 提高到 2 时，浊度去除率增加较快；回流比大于 2 时，随着回流比的增加浊度去除率只有略微升高。可见本试验条件下回流比大于 2 时对浊度去除效果影响不大。

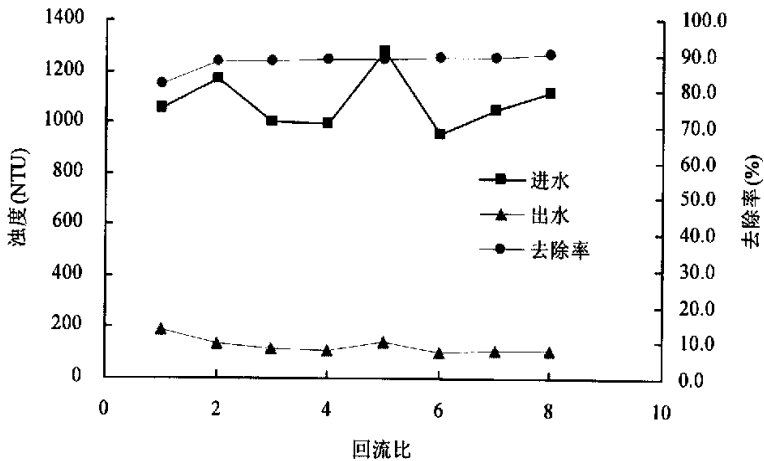


图 5-9 回流比对生物滤池浊度处理效果的影响

Fig.5-9 The effect of circumfluence ratio on the removal of turbidity by biological filter

综上，生物滤池对  $COD_{Cr}$  的去除效果随回流比的增加而增大；回流比大于 3 时，其变化对  $NH_3-N$  去除率的提高影响不大；回流比大于 2 时，生物滤池对浊度去除率的提高很小。因此，在实际工程中若采用回流必须增加水泵时，只需超过回流比最小值即可，不必要将回流比设计得太大，这样不仅可以增加水处理量，还可以减少部分运转费用。

### 5.4 进水水质对污染物去除效果的影响

由于猪场用水随季节的变化，其废水水量和水质也有较大波动，因此有必要讨论进水水质对生物滤池工艺处理效果的影响。

试验进水水质情况及运行工况为： $COD_{Cr}$  浓度 694.8~4718.0mg/L； $NH_3-N$  浓度为 44.5~343.4mg/L；水力负荷  $0.9\sim 1.1m^3/(m^3 \cdot d)$ ；温度  $24.0\sim 28.7^\circ C$ ； $pH=7.5\sim 8.4$ ；回流比为 5；水力停留时间 (HRT) 24h。生物滤池进出水浓度情况及去除效果见表 5-4。

表 5-4 不同进水浓度下生物滤池对污染物的去除效果

Table 5-4 The contaminant removal effect of the biological filter in different influent concentration

$COD_{Cr}(mg/L)$			$NH_3-N(mg/L)$		
进水	出水	去除率(%)	进水	出水	去除率(%)
694.8	184.8	73.4	44.5	7.2	83.8

1036.8	185.2	82.1	—	—	—
1378.0	234.7	83.0	96.6	14.0	85.5
1612.2	232.8	85.6	110.2	10.9	90.1
1906.8	370.9	80.6	—	—	—
1990.0	300.5	84.9	122.4	13.6	88.9
2033.0	323.2	84.1	153.2	15.0	90.2
2728.8	445.6	83.7	181.5	16.2	91.1
3303.0	412.5	87.5	202.1	20.6	89.8
4209.2	458.8	89.1	243.2	26.3	89.2
4718.0	472.7	90.0	343.4	42.8	87.5

### 5.4.1 COD<sub>Cr</sub> 出水水质随进水浓度的变化

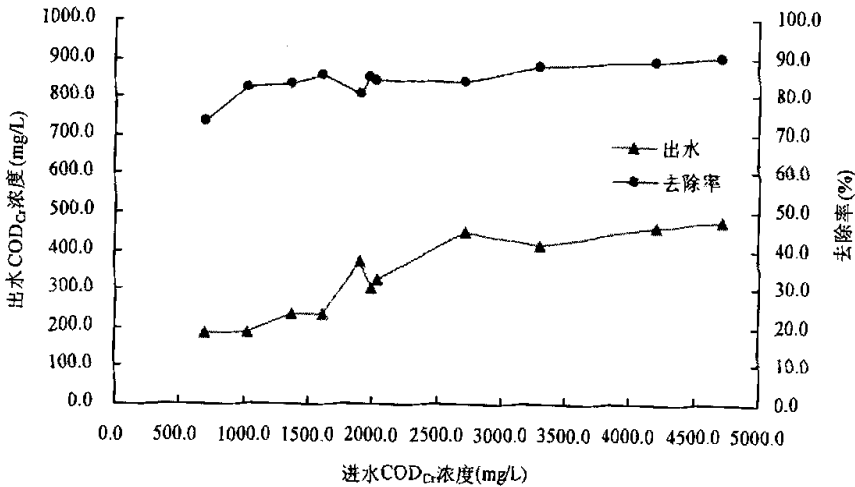


图 5-10 进水浓度的变化对 COD<sub>Cr</sub> 去除效果的影响

Fig 5-10 The effect of influent concentration on the removal of COD<sub>Cr</sub> by biological filter

从图 5-10 可以看出，当进水浓度 COD<sub>Cr</sub> 浓度由 694.8mg/L 上升到 4718.0mg/L 时，去除率随进水浓度的增加而增大，而出水 COD<sub>Cr</sub> 浓度也随着进水有机物浓度的升高而呈上升趋势。进水 COD<sub>Cr</sub> 浓度在 694.8~1990.0mg/L 之间时，随进水有机物浓度的增加，去除率由 73.4% 上升至 85.6%，上升较快；随着进水浓度的进一步增加至 2033.0~4718.0mg/L，COD<sub>Cr</sub> 去除率开始呈现缓慢上升趋势。

进水 COD<sub>Cr</sub> 浓度在 694.8~2033.0mg/L 时，出水 COD<sub>Cr</sub> 浓度维持在 400mg/L 以下，生物滤池在此浓度范围内有较好的工作性能；随着进水有机物浓度逐步增加到 4718.0mg/L，出水 COD<sub>Cr</sub> 浓度上升到 412.5~472.7mg/L，单靠生物滤池出水 COD<sub>Cr</sub> 浓度已经不能满足《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB18596—2001) 的排放标准。

### 5.4.2 NH<sub>3</sub>-N 出水水质随进水浓度的变化

从图 5-11 可以看出, NH<sub>3</sub>-N 去除率随进水 NH<sub>3</sub>-N 浓度的增加先上升后略有下降, 而出水 NH<sub>3</sub>-N 浓度随进水浓度的增加一直呈上升趋势。进水 NH<sub>3</sub>-N 浓度由 44.5mg/L 上升到 181.5mg/L 时, 去除率呈上升趋势, 而后随着进水 NH<sub>3</sub>-N 浓度的进一步增加, 去除率逐渐下降。这可能是由于此时①NH<sub>3</sub>-N 浓度较高, 生物膜较厚, 使得扩散到生物膜内氧的速率及氧的含量受到限制, 从而影响了 NH<sub>3</sub>-N 去除效果; ②生物滤池中的溶解氧不能满足硝化菌和异养菌的最大需要, 使得这两类细菌之间产生竞争, 而异氧菌繁殖速度较快, 占据生物膜外表层的一部分空间, 所以此阶段生物滤池对 NH<sub>3</sub>-N 的去除效果略有下降。

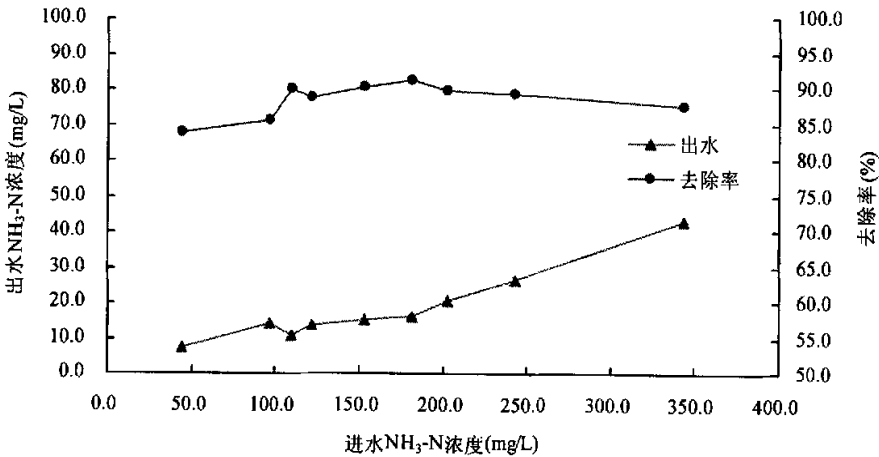


图 5-11 进水浓度变化对 NH<sub>3</sub>-N 去除效果的影响

Fig.5-11 The effect of influent concentration on removal of NH<sub>3</sub>-N by biological filter

进水 NH<sub>3</sub>-N 浓度在 44.5~243.2mg/L 之间时, 出水 NH<sub>3</sub>-N 浓度可以控制在 40mg/L 以下; 当进水 NH<sub>3</sub>-N 浓度大于 243.2mg/L 时, 出水浓度大于 40mg/L, 但仍小于 80mg/L。可见进水 NH<sub>3</sub>-N 浓度为 44.5~343.4mg/L 时, 出水 NH<sub>3</sub>-N 浓度均能满足《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB18596—2001) 的排放要求。

## 5.5 本章小结

试验分析了生物滤池温度、pH 值、回流比和进水水质对污染物去除效果的影响, 为生物滤池处理猪场废水工艺参数的优化提供了一定依据。在本试验工况条件下, 对于试验所用猪场废水:

(1) 温度在 20.5~35.7℃ 的范围内变化时, 生物滤池对 COD<sub>Cr</sub> 和浊度的去除效果随温度的升高略有上升, 但上升幅度相对较平缓; 温度对 NH<sub>3</sub>-N 去除效果的影响较大, 随着温度升高, 生物滤池对 NH<sub>3</sub>-N 去除率先升高, 后又略有下降趋势, 25.0~30.0℃ 时生物滤池对 NH<sub>3</sub>-N 去除率相对较高, 均在 84% 以上。生物滤池运行的最佳温度为 25.0~30.0℃。

(2) 生物滤池 pH 值在 5.0~10.1 之间变化时, 生物滤池对 COD<sub>Cr</sub> 和浊度去除效果均较好, 分别保持在 79% 和 87% 以上, pH 值变化对其去除效果影响不大。从试验数据看, pH 值为 7.1~8.0

时  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除效果最好；pH 值为 7.1~9.2 时浊度去除效果最好。pH 值升高对  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除效果的影响较大， $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率随着 pH 值的升高而增大；pH 值为 10.1 时，生物滤池  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率最高，为 95.2%。pH 值为 7.1~8.0 时，生物滤池对各污染物指标综合去除效果较佳。

(3) 随着回流比的增大，生物滤池对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、浊度去除率也逐渐增加。回流比大于 4 时，生物滤池对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、浊度去除率的提高影响不大。

(4) 随着进水进水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$  浓度的增加，生物滤池对其去除率呈上升趋势。在试验进水水质条件下，出水  $\text{NH}_3\text{-N}$  浓度均在 80mg/L 以下，满足《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB18596—2001)；而  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  浓度在 694.8~2033.0mg/L 时，出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  浓度维持在 400mg/L 以下； $\text{COD}_{\text{Cr}}$  浓度大于 2033.0mg/L 时，出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  浓度超出 400mg/L，不能满足《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB18596—2001)。生物滤池的适宜工作范围为  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  浓度小于 2033.0mg/L 的水质。

## 第六章 生物滤池应用于工程实践的研究

### 6.1 项目实施点概况

大兴种猪场位于北京的南郊,是北京市祖代种猪场、北京市种猪生产者联合会常务理事单位。猪场始建于1978年,占地17.3公顷,现有职工87人,其中技术人员21人。注册资金800万元,年产值700万元,年利润100万元。大兴种猪场现有基础母猪600头,其中英系大白360头,丹麦长白180头,加系杜洛克62头,种猪存栏5000头,年可出栏优质纯种种猪、二元种猪及商品猪10000头。

由于大兴种猪场建场时间较早,设备及工艺老化,早期清粪工艺主要为水冲粪,该工艺耗水量大,污染物含量高,粪污水 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 浓度达10000mg/L以上。粪便长期在猪舍或沟渠中停留,形成厌氧发酵,产生大量有害气体如硫化氢、甲烷等。排水沟中浮有大量粪便,高浓度的粪污水厌氧发酵产生的气泡用明火可以引燃,可见粪便长期在厌氧环境下产生了大量甲烷等可燃气体。

工程实施前对种猪场清粪工艺进行了改进,将现有的水冲粪工艺改为干清粪为主、水冲为辅的清粪工艺。排出的粪污水有机物浓度虽较水冲粪下降60%左右,但 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 浓度仍高达5000mg/L以上。该猪场污水及粪便的无害化处理水平很低,污染物浓度如此高的有机废水未经任何处理就顺管道流到场外的自然沟、渠内,仅靠地下渗漏或自然蒸发。在夏季气温高时,废水发酵产生恶臭,孳生蚊蝇,不但影响周围环境,而且对地下和地表水体的环境保护十分不利,严重威胁着附近居民和猪场职工的健康。

大兴市种猪场粪污水的随意排放造成了比较严重的环境污染和资源流失,同时也制约了种猪场的进一步发展,因此治理污染、保护环境以成为当务之急。

### 6.2 工程概况

#### 6.2.1 处理工艺

根据北京大兴种猪场的生产条件、生产工艺、技术水平等,进行了粪污水处理实施方案的设计。液体部分采用“预处理+好氧生物处理工艺”的组合处理模式。预处理系统包括沉淀池(入口设有格栅)、水解酸化池,好氧生物处理采用高速生物滤池。粪污水处理工程的工艺流程为沉淀池—水解酸化池—回流池—高速生物滤池—氧化塘,见图6-1。分离后的固体部分经过堆沤后生产固体有机肥,经处理后的粪便水份含量由60%减少到30%~35%,发酵过程中的温度达到60~70℃。处理后的粪便再通过对其肥料成分、水分进行调整后,作为有机肥以猪场附近的农田为中心消费。

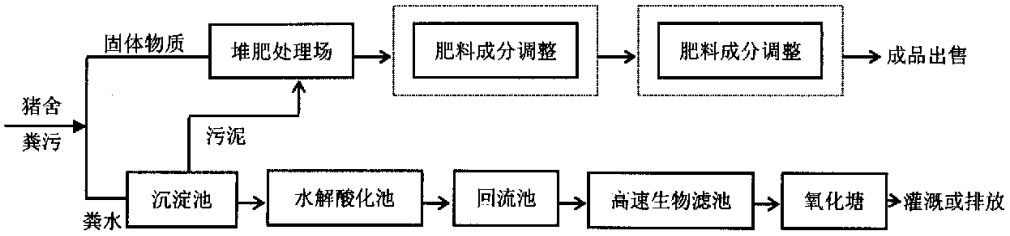


图 6-1 粪污水处理工艺流程图

Fig.6-1 Schematic diagram of the process of sewage disposal

(1) 预处理

粪污水处理工程以减量化、无害化、资源化、生态化为原则，将现有的水冲粪工艺改为干清粪为主、水冲为辅，从源头减少污染物的排放。采用人工捡拾干粪，将剩余的少量粪尿和冲圈水经暗沟排出。清粪工艺改进后，猪舍出水的有机物浓度较水冲粪工艺减少了 60%以上，污水量减少了 50%~80%。

从猪舍出来的粪污水颗粒物和悬浮物的浓度较高，如果直接进入高速生物滤池，容易引起堵塞。因此预处理部分采用了格栅、沉淀池等工艺，对污水中的悬浮物、颗粒物等的去除率达到了 60%~80%。预处理部分的水解酸化池去除了污水中的一部分有机物，使粪污水中的大分子结构的有机物降解为以降解的小分子结构有机物。粪污水经过水解酸化处理，水中有机物不但在数量上发生了很大变化，而且在理化性质上发生了变化，使得其更适宜后续的好氧处理。

(2) 高速生物滤池

工程的核心技术是高速生物滤池处理工艺。滤池所填滤料为自行研制的半软性滤料，比表面积高达 220m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>，既提高了滤料的容积负荷，又解决了堵塞问题。该滤料具有不变形、耐腐蚀、不易破碎、使用寿命长（可达 50 年之久）的特点，而且不易被微生物分解，不抑制微生物的生长，很适合生物膜的形成的粘附。生物滤池采用自动旋转布水器（无电机带动），它由布水器和可以转动的布水横管组成，当粪污水由孔口喷出时，水流的反作用推动横管做匀速运动，并将粪污水均匀喷洒在整个滤床上。布水器的转动部件采用防腐蚀、耐磨损、抗冲击、不变形的材料。为在工程上留有余地，生物滤池回流比为 8，并辅以引送风系统，有效提高了有机物的去除率。

(3) 氧化塘

氧化塘为好氧处理的处理终端，用于进行水的储存和进一步的生化处理。塘中种植了水生植物，进行有机物的进一步降解，形成一个复合生态系统，在复合生态系统中利用植物的氧化、分解作用降解粪污水中的有机物和氮、磷等营养物质。处理后的粪污水主要用于猪场周围的林木和农田灌溉，实现了水的资源化利用。

6.2.2 工程布局

在处理设施的布置上，利用现有的地形地貌，设施的建设不占用大片的土地。粪污处理工程修建在场区东南角，与场区保持有较长的隔离地带，有效防止了施工和外来人员进出对猪场生产的影响。粪污处理工程周围有大片苗木和农田，为处理后的废水回用于林木和农田灌溉提供了便

利。

充分利用猪粪污水的沉淀性，在各级处理单元间设置高差，利用水的自流和自然沉淀进行前期固液分离，减少了动力消耗、设备费用，也降低了后期处理难度。整个粪污水处理系统本着高效、节能、容易操作、维护简单、手动与自控相结合的原则，在实际运行中通过电路控制使污水泵的运行处于最佳的状态，运行管理和操作都十分简单，运行费用低。

### 6.2.3 运行结果

该工程于 2004 年 5 月底开始启动，经过一个多月的运行调试，生物滤池完成挂膜，并正常运行。系统正常运行后，对各处理单元有机物的降解情况进行了监测，监测结果见表 6-1。

表 6-1 处理工程对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的去除效果

Table 6-1 The removal ratio of  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  in the project

监测时间	猪舍出水	沉淀池		水解酸化池		高速生物滤池		氧化塘
	$\text{COD}_{\text{Cr}}$ (mg/L)	$\text{COD}_{\text{Cr}}$ (mg/L)	去除率(%)	$\text{COD}_{\text{Cr}}$ (mg/L)	去除率(%)	$\text{COD}_{\text{Cr}}$ (mg/L)	去除率(%)	$\text{COD}_{\text{Cr}}$ (mg/L)
2004-6-15	5934.0	1109.7	81.3	309.6	72.1	88.5	71.4	—
2004-8-10	7216.8	692.8	90.4	145.5	79.0	53.8	63.0	—
2004-9-28	6695.0	1760.8	73.7	794.1	54.9	118.3	85.1	86.3
2004-10-11	—	1873.8	—	905.0	51.7	96.8	89.3	—
2004-10-17	7223.8	2094.9	71.0	1026.5	51.0	127.3	87.6	91.8
2004-10-21	—	1964.0	—	893.6	54.5	118.9	86.7	90.0

从系统的水质监测结果可知：粪污水通过沉淀池的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率为 71.0%~90.4%；水解酸化池的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率为 51.0%~79.0%；高速生物滤池的去除率达 63.0%~89.3%，滤池出水的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  均低于 150mg/L，达到了国家规定的《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB18596—2001) 和《农田灌溉水质标准》(GB5084—1992)。系统终端出水用于周围林木和农田的灌溉，经灌溉的林木农田长势良好，不仅节约了水资源和灌溉费用，而且苗木出售后还增加了猪场的收入。

### 6.3.工程评价

(1) 工程将固液分离、沉淀、水解酸化、高速生物滤池和生物氧化塘等各种污水处理技术优化、创新，集成为一个系统工程，工艺先进，操作简单，节约能源，运行良好。特别是滤池采用的新型半软性滤料，与传统的卵石、砂之类的填料相比，具有比表面积大、耐腐蚀、防堵塞、不需反冲洗等特点，在粪污水的处理工程中有较好的推广应用价值。

(2) 整个污水处理工程能耗少，运行管理方便。系统各级之间设水位差，利用水的自流实现粪污水在各工艺阶段之间的流通，生物滤池采用水力驱动布水、自然通风，减少了系统能耗和运行费用，整个工程耗能仅为 36kW·h/d 左右。工程实现了自动运行与控制，仅需一人管理，除



了进行固体肥料的管理销售外，粪污水的处理只需要定期巡视和观测，管理方便。

(3) 工程的实施运行，带来了良好的社会效益、环保效益和经济效益。粪污水的达标排放和有机肥的综合利用不仅解决了环境污染问题，还改善了猪场的生产环境，有利于种猪的生长和品质的提高。达标排放的污水用于农田和林木灌溉，不仅节约了灌溉用水，提高了水、肥利用价值，实现了资源的循环利用，还为猪场增加了经济收入。

大兴区种猪场粪污处理工程的实施，解决了畜禽废弃物带来的环境污染问题，带动了养殖业及相关产业的发展，建立了良好的生态循环系统，环保、生态和经济效益显著。

## 第七章 结论与建议

生物滤池是废水生物膜法处理的一个重要工艺,在国内外多应用于工业废水、生活污水的处理,近年来在畜禽污水处理上也有一定的应用。本文研究了生物滤池应用于猪场废水处理时,生物滤池在不同温度下的挂膜特性,并分析了温度对生物滤池挂膜的影响,同时探索了生物滤池处理猪场废水的工艺参数的优化,分析了生物滤池在不同温度、pH 值、回流比、进水水质时的处理效果。

本文得出如下主要结论:

### 7.1 结论

(1) 温度升高有利于生物滤池生物膜的形成。生物滤池处理猪场废水自然富集法挂膜试验中,1号生物滤池(水温为 17.0~19.5℃)在试验的 44 天内未完成挂膜;2号生物滤池(水温为 25.2~27.0℃)启动第 33 天以后  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率稳定在 60%以上,可认为完成挂膜;3号生物滤池(水温为 31.0~33.0℃)第 28 天以后  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率开始稳定在 60%以上,完成挂膜。

(2) 试验分析了温度对生物滤池处理效果的影响,得出结论:温度在 20.5~35.7℃的范围内变化时,生物滤池对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  和浊度的去除效果随温度的升高略有上升,但影响效果不大;25.0~30.0℃时生物滤池对  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率相对较高,均在 84%以上。生物滤池运行的最佳温度为 25.0~30℃。

(3) 通过研究 pH 值变化对生物滤池处理效果的影响,发现:pH 值升高对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  和浊度去除效果影响不大。pH 值为 7.1~8.0 时  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除效果最好;pH 值为 7.1~9.2 时浊度去除效果最好。 $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率随着 pH 值的升高而增大;pH 值为 10.1 时,生物滤池  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率最高,为 95.2%。pH 值为 7.1~8.0 时,生物滤池对各污染物指标综合去除效果较佳。

(4) 试验发现:增大生物滤池运行的回流比,其对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、浊度去除率也逐渐增加。在试验条件下,当回流比大于 4 时,生物滤池对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、浊度去除率的提高影响不大。因此,在实际工程中应根据实际处理的进水浓度确定回流比。

(5) 随着进水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$  浓度的增加,生物滤池对其去除率呈上升趋势。在试验进水水质条件下,出水  $\text{NH}_3\text{-N}$  浓度均在 80mg/L 以下,满足《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB18596—2001);但  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  浓度大于 2033.0mg/L 时,出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  浓度超出 400mg/L,不能满足《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB18596—2001)。生物滤池的适宜工作范围为  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  浓度小于 2033.0mg/L 的水质。当进水浓度超出上述范围时,可采用增大回流比、增加预处理或后续处理工艺的措施,以使出水达到排放要求。

(6) 工程实践研究:根据北京大兴种猪场的生产条件、生产工艺、技术水平等,结合高速生物滤池处理工艺,采用“沉淀池—水解酸化池—回流池—高速生物滤池—氧化塘”工艺流程,对该猪场废水进行处理。从系统的水质监测结果可知:粪污水通过沉淀池的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率为 71.0%~90.4%;调节池的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率为 51.0%~79.0%;高速生物滤池的去除率达 63.0%~89.3%。滤池出水的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  均低于 150mg/L,出水水质均达到了国家规定的《畜禽养殖业污染物排放标准》

(GB18596—2001)和《农田灌溉水质标准》(GB5084—1992)。系统终端出水主要用于周围林木和农田的灌溉,经灌溉的林木农田长势良好,不仅节约了水资源和灌溉费用,而且苗木出售后还可增加猪场的收入,具有良好的社会、生态和经济效益。

## 7.2 进一步研究的建议

本文只对生物滤池温度、pH 值、回流比等一些基础技术参数作了初步的探讨,还有很多方面有待深入研究。建议从以下几个方面开展进一步的研究工作:

(1) 影响生物滤池挂膜的因素有很多,除温度外还有 pH 值、有机物浓度、滤料特性、供氧条件、微生物接种物等,建议进一步研究其他因素对生物膜形成的影响。

(2) 试验所用生物滤池采用自然通风方式,工程中仅靠滤池自然通风不能满足耗氧需求,新增风机后运行效果有所改善。建议对进一步研究通风(供氧量)对生物滤池处理效果的影响。

(3) 《畜禽养殖业污染物排放标准》除对一些污水常规指标进行了限制外,还规定了粪污水总磷、大肠杆菌及蛔虫卵个数的排放限值。建议深入研究生物滤池处理过程中的除磷效果,以及对大肠杆菌及蛔虫卵的杀灭情况。

(4) 工程运行过程中发现大兴市种猪场污水处理后污染物浓度大大降低,但出水还存在着色度问题(呈红棕色)。建议对粪污水中色度的去除作进一步研究。

## 参考文献

- [1] 李淑琴, 胡玖坤. 畜禽粪便污染及治理技术[J]. 可再生能源, 2003, (1): 21~23
- [2] 张克强, 高怀友. 畜禽养殖业污染物处理与处置[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004
- [3] 李远. 我国规模化畜禽养殖业存在的环境问题与防治对策[J]. 上海环境科学, 2002, 21 (10): 597~599
- [4] 黄冠庆, 安立龙. 运用营养调控措施降低动物养殖业环境污染[J]. 家畜生态, 2002, 23 (4): 29~33
- [5] 徐伟朴, 陈同斌, 刘俊良, 等. 规模化畜禽养殖对环境的污染及防治策略[J]. 环境科学, 2004, 25 (增刊): 105~108
- [6] 刘芳. 畜牧产业发展对环境的影响[J]. 农业环境与发展, 2000, 17 (1): 30~33
- [7] 周锦成, 朱国兴, 刘永生. 集约化养殖业的废污处理问题[J]. 辽宁畜牧兽医, 1999, (6): 34~37
- [8] 陈素华, 孙铁珩, 耿春女. 我国畜禽养殖业引致的环境问题及主要对策[J]. 环境污染治理技术与设备, 2003, 4 (5): 5~8
- [9] 江传杰, 王岩, 张玉霞. 畜禽养殖业环境污染问题研究[J]. 河南畜牧兽医, 2005, 26 (1): 28~31
- [10] 谷洁, 高华, 李鸣雷, 等. 养殖业废弃物对环境的污染及肥料化资源利用[J]. 西北农业学报, 2004, 13 (1): 132~135
- [11] 张明峰. 部分国家畜牧污染防治法规简介[J]. 世界农业, 1996, (6): 45~46
- [12] 高茹英. 规模化养猪场粪污水的好氧生物处理关键技术研究[D]: [硕士学位论文]. 北京: 中国农业大学, 2005
- [13] 王凯军. 畜禽养殖污染防治技术与对策[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004: 47~51、248~252
- [14] 江立方, 周松卿, 杨自立, 等. 发达国家和地区畜禽粪便污染防治立法的现状[J]. 家畜生态, 1995, 16 (2): 44~49
- [15] 王凯军, 金冬霞. 加强北京市规模化畜禽养殖场污染防治工作[J]. 城市管理与科技, 2002, 4 (1): 28~31
- [16] 寿亦丰, 蔡昌达, 林伟华, 等. 杭州灯塔养殖总场沼气与废水处理工程的技术特点[J]. 农业环境保护, 2002, 21 (1): 29~32
- [17] Qi X S, Zhang S P, Wang Y Z, *et al.* Advantages of the integrated pig-biogas-vegetable greenhouse system in North China[J]. Ecological Engineering, 2005, (24): 177~185
- [18] 张从. 大中型猪场沼气工程的环境影响评价——以湖北省武穴市吴文村猪场为例[J]. 农业环境保护, 2002, 21 (1): 33~36
- [19] 汪善锋, 陈安国, 汪海峰. 规模化猪场粪污处理技术研究进展[J]. 家畜生态, 2004, 25 (1): 49~54
- [20] 彭建华, 陈文祥, 陈会明, 等. 综合生物塘处理养殖废水初探[J]. 水利渔业, 2004, 24

- (4): 60~62
- [21] 吴晓磊. 人工湿地废水处理机理[J]. 环境科学, 1995, 16 (3): 83~86
- [22] 廖新伟, 汪植三, 李其谦, 等. 人工湿地在猪场污水净化中的应用[J]. 农业工程学报, 1995, 11 (4): 96~100
- [23] 廖新伟, 骆世明. 人工湿地对猪场废水有机物处理效果的研究[J]. 应用生态学报, 2002, 13 (1): 113~117
- [24] 李宝林, 王凯军, 申立贤, 等. 大型集约化猪场猪粪尿问题研究综述及建议[J]. 农村能源, 1997, (4): 27~29
- [25] 赵军. 规模化猪场粪污处理实例[J]. 可再生能源, 2003, (4): 39~40
- [26] Barber W P, Stuckey D C. The use of the Anaerobic Baffled Reactor (ABR) for wastewater treatment: A Review[J]. *Water Reseach.*, 1999, 33 (7): 1559~1578
- [27] Bicudo J R, Svoboda I F. Effect of intermittent-cycle extended-aeration treatment on the fate of carbonaceous material in pig slurry[J]. *Bioresource Technology*, 1995, 54 (1): 53~62
- [28] 华南农业大学, 香港猪会主编. 规模化猪场用水与废水处理技术[M]. 北京: 中国农业出版社, 1999.6
- [29] 耿安朝, 张洪林. 废水生物处理发展与实践[M]. 沈阳: 东北大学出版社, 1997.10: 28、66
- [30] Zhu J, Zhang Z, Miller C. A laboratory scale sequencing batch reactor with the addition of acetate to remove nutrient and organic matter in pig slurry[J]. *Biosystems Engineering*, 2006, 93 (4): 437~446
- [31] 邓良伟, 姚爱莉, 梅自立. SBR 工艺处理猪场粪污的试验研究[J]. 中国沼气, 2000, 18 (1): 8~11
- [32] Bernet N, Delgenes N, Akunna J C, *et al.* Combined anaerobic-aerobic SBR for the treatment of piggery wastewater[J]. *Water Research*, 2000, 34 (2): 611~619
- [33] Obaja D, Mace S, Costa J, *et al.* Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in piggery wastewater using a sequencing batch reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2003, (87): 103~111
- [34] 林伟华, 蔡昌达. 厌氧—SBR 工艺处理畜禽废水[J]. 中国给水排水, 2003, 19 (5): 93~94
- [35] 何连生, 朱迎波等. 集约化猪场废水 SBR 法脱氮除磷的研究[J]. 中国环境科学, 2004, 24 (2): 224~228
- [36] Cheng J J, Peet M M, Willits D H. Swine wastewater treatment and reclamation[C]. In: *Proceedings of 2004 CIGR International Conference*. Beijing: China Agriculture Science and Technology Press, 2004.10: 199~200
- [37] 崔理华, 朱夕珍, 陈智营, 等. 国内外规模化猪场废水处理组合工艺进展[J]. 农业环境保护, 2000, 19 (3): 188~191
- [38] 李长生, 王应宽. 集约化猪场粪污处理工艺的研究 (英文) [J]. 农业工程学报, 2001, 17 (1): 86~90

- [39] 田宁宁, 王凯军, 李宝林, 等. 畜禽养殖场粪污的治理技术[J]. 中国给水排水, 2002, 18 (2): 71~73
- [40] 吴敏, 杨健. 普通生物滤池处理工艺的生命周期能耗分析[J]. 中国给水排水, 2001, 17 (6): 69~72
- [41] 陈坚. 环境生物技术[M]. 北京: 中国轻工业出版社, 1999.6: 87~97
- [42] 刘斌. 复合水解池—生物滤池工艺的特性研究与工程实施[D]: [硕士学位论文]. 北京: 清华大学, 2003
- [43] 张忠祥, 钱易. 废水生物处理技术[M]. 北京: 清华大学出版社, 2004.2: 103、205~224
- [44] 郑俊, 吴浩汀. 曝气生物滤池工艺的理论与应用[M]. 北京: 化学工业出版社, 2005.1: 5~55
- [45] 李旭东, 杨芸等. 废水处理技术及工程应用[M]. 北京: 机械工业出版社, 2003.3: 26、75~78
- [46] 吴婉娥, 葛红光, 张克峰. 废水生物处理技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2003.2: 126~127
- [47] 陈玥, 齐春对, 闫立娟, 等. 应用曝气生物滤池深度处理垃圾渗沥液[J]. 污染防治技术, 2006, 19 (1): 3~5
- [48] Möbius C H. Wastewater biofilter used for advanced treatment of papermill effluent[J]. Water Science and Technology, 1999, 40 (11-12): 101~108
- [49] Lim B R, Hu H Y, Huang X, *et al.* Effect of seawater on treatment performance and microbial population in a biofilter treating coke-oven wastewater[J]. Process Biochemistry, 2002, (37): 943~948
- [50] 布库鲁, 杨健. 高负荷生物滤池处理城市污水研究进展[J]. 环境工程, 2004, 22 (1): 22~25
- [51] 熊正为, 谢水波. 生物滤池—活性污泥法处理啤酒废水的实践[J]. 工业水处理, 2000, 20 (10): 37~38
- [52] 杨金, 李文奇, 张燕生. 生物滤池串联工艺处理西洋河淀粉废水[J]. 给水排水, 2005, 31 (11): 50~52
- [53] 陈艺娟, 方少波, 杨湘霞, 等. 生物滤池对生活污水中细菌总数及粪大肠菌群的去除效果分析[J]. 华南预防医学, 2002, 28 (4): 58~59
- [54] Kent T D, Fitzpatrick C S B, Williams S C. Testing of biological aerated filter (BAF) media[J]. Water Science and Technology, 1996, 34 (3-4): 363~370
- [55] Lekang O I, Kleppe H. Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media[J]. Aquacultural Engineering, 2000, (21): 181~199
- [56] Makarevich A V, Dunaitsev I A, Pinchuk L S. Aerobic treatment of industrial wastewaters by biofilters with fibrous polymeric biomass carrier[J]. Bioprocess Engineering, 2000, (22): 121~126
- [57] Hu Z F, Gagnon G A. Impact of filter media on the performance of full-scale recirculating biofilters for treating multi-residential wastewater[J]. Water research, 2006, (40): 1474~1480
- [58] Ridha M T, Cruz E M. Effect of biofilter media on water quality and biological performance of the Nile tilapia *Oreochromis niloticus* L. reared in a simple recirculating system[J]. Aquacultural

Engineering, 2001, 24 (2): 157~166

[59] Chang W S, Hong S W, Park J. Effect of zeolite media for the treatment of textile wastewater in a biological aerated filter[J]. Process Biochemistry, 2002, (37): 693~698

[60] 王春荣, 李军, 王宝贞, 等. 2种不同填料曝气生物滤池处理生活污水的经验模型[J]. 环境污染治理技术与设备, 2005, 6 (12): 56~60

[61] Kantardjieff A, Jones J P. Practical experiences with aerobic biofilters in TMP (thermomechanical pulping), sulfite and fine paper mills in Canada[J]. Water Science and Technology, 1997, 35 (2-3): 227~234

[62] 肖文胜. 两种填料在曝气生物滤池中处理生活污水的对比研究[J]. 环境科学与管理, 2005, 30 (1): 37~38

[63] 高茹英, 林聪, 王平智, 等. 养猪场粪污水生物处理工艺技术研究[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23 (3): 599~603

[64] 王冠平, 谢曙光, 施汉昌, 等. 预处理生物滤池挂膜的影响因素[J]. 中国给水排水, 2003, 19 (13): 41~43

[65] 张东, 许建华. 受污染原水的弹性填料生物接触氧化处理挂膜试验研究[J]. 环境科学学报, 2001, 23 (1): 59~61

[66] Chui P C, Terashima Y, Tay J H, *et al.* Performance of a partly aerated biofilter in the removal of nitrogen[J]. Water Science and Technology, 1996, 34 (1-2): 187~194

[67] Tallec X L, Zeghal S, Vidal A, *et al.* Effect of influent quality variability on biofilter operation[J]. Water Science and Technology, 1997, 36 (1): 111~117

[68] 徐天勇. 畜禽养殖场污染治理技术研究[J]. 安徽农业科学, 2004, 32 (1): 135~136

[69] 刘建广. 曝气生物滤池处理医院污水试验研究[J]. 建筑给排水, 2003, 29 (4): 51~53

[70] Westerman P W, Bicudo J R, Kantardjie A. Upflow biological aerated filters for the treatment of flushed swine manure[J]. Bioresource Technology, 2000, (74): 181~190

[71] Mann A T, Stephenson T. Modelling biological aerated filters for wastewater treatment[J]. Water Research, 1997, 31 (10): 2443~2448

[72] 国家环保局编. 水和废水监测分析方法(第三版)[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1998: 97~100、252~256

[73] 滕济林, 李星伟, 殷杰, 等. 废水处理新型填料的挂膜试验研究[J]. 电力建设, 2002, 23 (2): 54~57

[74] 余健, 曾光明, 柏光明, 等. 生物滤池除浊及水头损失的增长特点[J]. 中国给水排水, 2004, 20 (5): 53~55

[75] 杨明金, 郑平, 缪琳. 浴池水浊度与细菌总数相关性研究[J]. 环境与健康杂志, 2000, 17 (4): 212~214

## 致谢

三年的研究生学习生活虽然短暂，但却是我成长历程中至关重要的阶段。在我的硕士论文即将完成之际，谨向曾经关心、帮助过我的人致以衷心的感谢。

首先，我要深深感谢我的导师林聪教授。本文是在导师的悉心指导下完成的。文章的写作从选题到提纲，以及中间过程的修订，直至论文的最后完成，无不凝聚了导师的心血。导师渊博的知识、严谨的治学态度、积极向上的进取心、敏锐把握学术研究动态的思维使我受益匪浅。三年来，导师不仅在学业上对我谆谆教导，在生活中也给了我无私关怀。在此，向我的导师表示最崇高的敬意和衷心的感谢！

在实验工作中，还得到了邓健老师、王平智老师以及林聪教授的爱人李光泽先生的指导和帮助，使我的实验得以顺利进行，在此表示由衷的感谢。

感谢我的同门赵凯、蔡靖、赵铭、王伟对论文的写作提出了宝贵的意见。感谢我的师弟魏晓明、张晓军、余俊任、翟志滨，感谢他们在学习和生活中给予我的热情帮助和鼓励。

特别要感谢我的父母，是他们一直以来对我无私的关爱和支持给了前进的信心和动力。感谢我的男友张华兵对我的鼓励和支持。

作者：彭英霞  
2006年5月



## 作者简历

### 个人信息

姓 名：彭英霞                      民 族：汉  
性 别：女                              籍 贯：河北石家庄  
出生日期：1980.07.10              政治面貌：中共党员

### 教育经历

1999.9—2003.7      中国农业大学水利与土木工程学院      农业建筑环境与能源工程      本科  
2003.9—2006.6      中国农业大学水利与土木工程学院      农业生物环境与能源工程      硕士

### 参与研究

北京市蟹岛生态度假村农业废弃物处理及污水资源化利用研究  
河北省徐水县新科农业生态园区规划改造及沼肥综合利用项目  
北京市昆泰集团昆泰庄园农业生态园的园区规划  
北京市大兴区种猪场粪污处理示范工程  
内蒙古自治区红武高科农牧股份有限公司大型沼气工程设计  
河北明慧集团有限公司大型沼气综合利用工程  
内蒙古云海秋林畜牧有限公司奶牛场大型沼气综合利用工程

### 发表论文

- [1] 彭英霞, 林 聪, 殷志永, 等. 生物滤池处理养殖废水的工程实践研究. 动物科学与动物医学, 2005, (11): 60-61
- [2] 彭英霞, 林 聪, 王金花, 等. 沼肥对日光温室黄瓜施用效果的研究. 中国沼气, 2005 (增刊): 266-267
- [3] 彭英霞, 林 聪, 赵凯, 等. 畜禽粪便好氧堆肥处理技术与工艺研究. 环境工程, 2005 (增刊): 184-186
- [4] 彭英霞, 林 聪, 王金花, 等. 猪场废水生物处理技术研究进展. 家畜生态, 2006 (已录用)
- [5] 彭英霞, 林 聪, 王金花, 等. 沼肥对温室土壤肥效和黄瓜生育的影响. 江苏农业科学, 2006 (已收录)

### 获奖情况

2005年11月获院级研究生学习优秀奖学金  
2005年10月获中国沼气学会优秀论文一等奖  
2006年11月获获研究生论文及专利科研成果二等奖