

复合淹没式中空膜生物反应器处理生活污水的特性研究

张 军

(南京建筑工程学院城市建设系)

王宝贞

(哈尔滨建筑大学市政环境工程学院)

聂梅生

(建设部住宅产业化办公室)

摘 要 复合淹没式中空膜生物反应器(HSMBR)将多种污水处理工艺包含在极其简单的装置中,并在A/O系统中实现了A²/O的运行。投放泡沫填料的中空膜生物反应器兼具活性污泥法、生物膜法和膜分离三种处理过程,出水水质优于国家生活杂用水水质标准,可作为非饮用水回用。

关键词 生活污水 废水回用 膜分离 HSMBR 泡沫填料

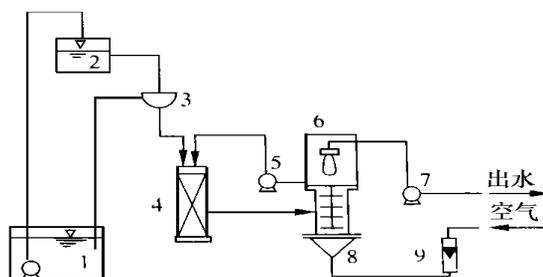
中空膜生物反应器由膜组件和生物反应器组成,按其布设形式可分为错流式(CMBR)和淹没式(SMBR)两大类。在CMBR中,膜组件置于生物反应器之外,因此也称之为分置式反应器;在SMBR中,将膜组件直接淹没在生物反应器中,因此又称之为一体式反应器。从能耗的角度来看,SMBR优于CMBR^[1]。

我国对MBR的研究刚刚起步,目前国内尚未有应用膜式生物反应器处理生活污水的处理厂。

1 试验装置

本研究在自行设计的复合淹没型膜式生物反应器试验装置(见图1)中进行,该反应器由前置反硝化A段和好氧硝化O段两部分组成。生物反应器的容积:A段为4.0L,O段为13.9L。A段反应器内装填大颗粒陶粒,陶粒为直径1.0~1.5cm、长1.2~3.7cm的近似圆柱体,空隙率为46%(其中陶粒间隙率占42%,陶粒本身的孔隙率占4%)。O段好氧反应器下部装填盾形泡沫填料,装填密度为1个/L。每个填料所用泡沫约3.0g,将泡沫制成细长条,用塑料片加以固定,构成直径约120mm,质量为5~6g的盾形填料。用抗微生物分解的绳子将填料串联成一串,填料间用陶瓷环加以分隔。填料形式如图2所示。O段反应器上部装填中空纤维膜组件,膜面积为1.0m²,材料为聚丙烯,孔径为0.01μm。O段反应器底部装有砂盘曝气器,并由带调节阀的转子流量计控制曝气量。原水经前置反硝化A段进

入好氧膜式生物反应器,在出水泵的抽吸作用下得到膜过滤出水。



1. 调节池 2. 进水箱 3. 稳流器 4. A段反应器
5. 回流泵 6. O段反应器 7. 出水抽吸泵
8. 砂盘曝气器 9. 气体转子流量计

图1 试验装置系统示意图

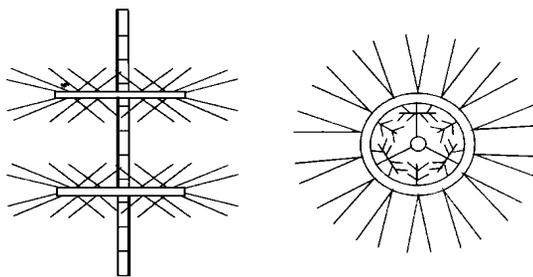


图2 盾形泡沫填料的形式

2 系统工艺特性

系统由前置反硝化A段和好氧硝化O段组成A/O工艺。由于硝化液回流,好氧反应器中的DO

随硝化液进入 A 段反应器,在 A 段上部进水区形成缺氧条件。下部由于带入反应器内的 DO 很快被微生物利用而消耗殆尽,形成完全厌氧条件。因此在 A 段反应器内实际上进行着缺氧—厌氧两种反应。由于填料的存在,水在反应器内流速较快形成紊流状态,不安装搅拌装置就能使进水与回流硝化液充分混合,从而使系统简化,能耗降低。综上所述,在整个 A/O 系统中,实际上实现了 A²/O 运行条件。有文献报导^[2],在 A²/O 工艺中,同等条件下缺氧/厌氧/好氧运行方式的出水水质优于厌氧/缺氧/好氧运行方式。

在活性污泥曝气池中投放填料,是降低污泥负荷、防止污泥膨胀和实现硝化的有效措施。在 O 段好氧生物反应器中投放的泡沫填料具有比表面积大、孔隙率高、易挂膜和吸水后体积质量略大于水等优点。由于填料的介入,污水中微生物的生存环境由原先气、水两相转变为气、水、固三相,为微生物创造了更丰富的生存形式,部分微生物附着在填料上,其余的悬浮在水中,以生物膜和活性污泥两种方式构成新的生态系统,且这一系统在纵横两个方向上互相关联。在纵向上微生物构成一个由细菌、真菌、藻类、原生动物、后生动物等多个营养级组成的复杂生态系统,其中每个营养级的生物量都受到环境和其他营养级的制约,最终达到动态平衡。在横向上沿着水流到载体的方向,构成了一个悬浮好氧型、附着好氧型、附着兼氧型和附着厌氧型的多种不同活动能力、呼吸类型、营养类型的微生物系统。从系统论的观点看,系统的结构越复杂,其稳定性越强,适应环境变化的能力也越强。试验证明,该复合系统具有运行稳定和抗冲击负荷强的优势。

在 O 段好氧反应器上部装置中空纤维超滤膜,这是保证出水水质的关键,当膜组件进行固液分离时,容易引起浓差极化现象。浓差极化使得膜表面附近溶质浓度相对增高,从而引起膜通量下降,而且高分子物质和胶体物质在膜表面附近的积蓄会形成一个凝胶层,即所谓的第二动态膜,它严重影响了液体的流动,同时增加了水和低分子物质的透过阻力,致使增加外界的压力与所产生的阻力相平衡,其结果只能使凝胶层的厚度增加而无法再使通量提高,这就大大影响了超滤的经济效益。当产生凝胶层时,膜的透过速率可用下式表示^[3]:

$$J_v = \frac{V_w}{1 + R_g/R_m}$$

式中 J_v ——水的膜透过速率, $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$

V_w ——纯水的膜透过速率, $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$

R_g ——凝胶层对流动产生的阻力, N

R_m ——膜对流动产生的阻力, N

由上式可以看出,减缓浓差极化现象可以从两个方面入手,其一是提高料液的流速,使其处于紊流状态,让膜面的高浓度与主流浓度更好地混合;其二是对膜面不断进行清洗,消除已形成的凝胶层。本研究采用前一种方式,通过控制曝气量来控制上升气流的流速,使水流处于紊流状态。上升气流带动水流对膜表面进行冲刷,有效降低了浓差极化。因此,曝气是决定过滤条件的主要因素^[1]。

3 结果与讨论

试验用水采用直链淀粉、牛肉膏、蛋白胨、尿素、复合肥、 NH_4Cl 、 KH_2PO_4 、 Na_2HPO_4 配置成模拟生活污水,试验水质见表 1。试验期间进水量为 3.0 L/h ; HRT 为 6.0 h ,其中 A 段 1.4 h ,O 段 4.6 h ;

表 1 试验水质及其分析方法 mg/L

指标	数值	分析方法
COD_{Cr}	152.0 ~ 432.64	回流法
BOD_5	58.56 ~ 293.33	仪器法
TN	21.56 ~ 34.77	碱性过硫酸钾消解光度法
TP	4.12 ~ 9.20	过硫酸钾消解氯化亚锡还原光度法
SS	33.0 ~ 149.0	重量法
浊度 (NTU)	18.0 ~ 160.0	仪器法

3.1 DO 对处理效果的影响

曝气量由带调节阀的转子流量计控制,通过反应器内 DO 的测定值来反映曝气量的大小(取样时停止曝气,用溶解氧瓶立即从 O 段反应器中间取样口取样)。试验期间控制回流比 $n = 3 \sim 4$,水温 30 。

图 3、4、5 分别为 DO 对 COD_{Cr} 、 BOD_5 和 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 去除效果的影响。由图可以看出,随 DO 的增加,总去除率均有增加的趋势。由于膜分离技术使污水中的大分子难降解成分在体积有限的生物反应器中有足够的停留时间,即使在 DO 很低 (1.15 mg/L) 的条件下,系统仍能获得非常可观的去除效果,此时系统对 COD_{Cr} 、 BOD_5 和 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的去除率分别为 77.2% 、 97.0% 和 76.4% 。由图还可以看出,DO 对生物反应

器的去除效果影响较大,超滤膜对总去除率的贡献随着 DO 的增大反而有所下降。这主要是由于曝气量越大对膜面产生的冲刷越强,从而膜表面的动态吸附层变薄,膜通过阻力降低使更多的粒子得以通过引起的。增大 DO 虽然可使总去除率提高,但能耗也会随之增加;另外,若曝气量太大,反应器内的填料上不易挂膜或容易将已挂好的生物膜冲刷下来。因此,本研究得出的结论是,DO 宜控制在 4~6 mg/L,这时系统的总去除率为: $COD_{Cr} > 97\%$ 、 $BOD_5 > 99\%$ 、 $NH_3 - N > 94\%$,出水 $COD_{Cr} < 30$ mg/L、 $BOD_5 < 10$ mg/L、 $NH_3 - N < 2$ mg/L。

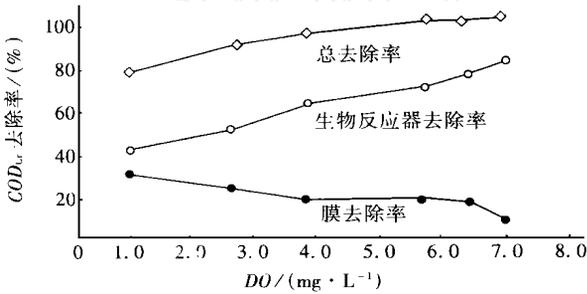


图3 DO对COD_{Cr}去除率的影响

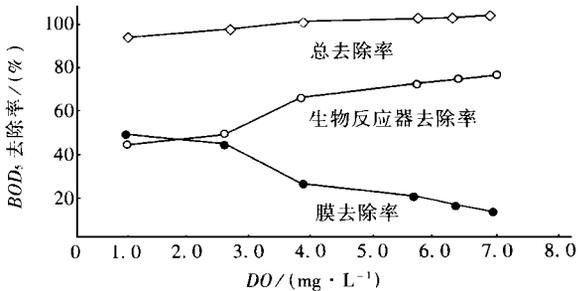


图4 DO对BOD₅去除率的影响

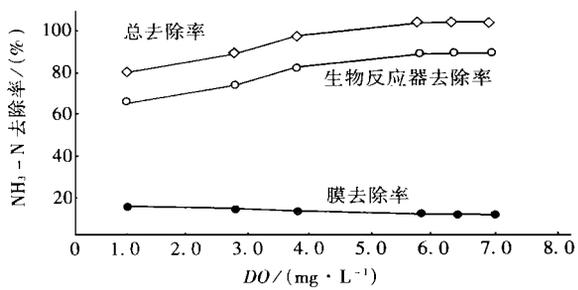


图5 DO对NH₃-N去除率的影响

3.2 温度对去除效果的影响

温度也是决定去除效果的重要指标,温度的高低直接影响微生物的活性,同时,水温越高水的粘度越小,对膜分离来说非常有利。试验过程中水温为

7~30。水温对 COD_{Cr} 、 BOD_5 和 $NH_3 - N$ 的去除效果影响见图 6、7、8。

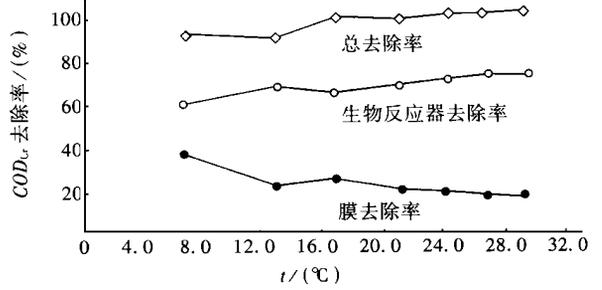


图6 温度对COD_{Cr}去除率的影响

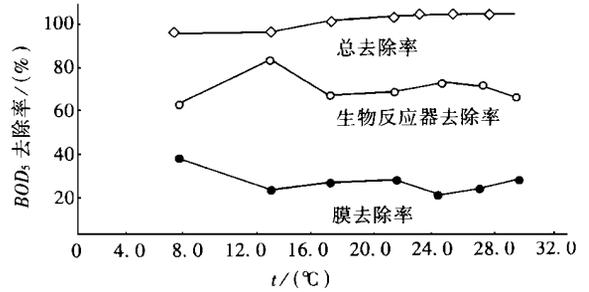


图7 温度对BOD₅去除率的影响

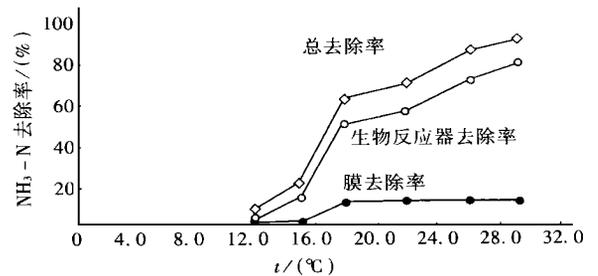


图8 温度对NH₃-N去除率的影响

由图可知,随着温度的升高,系统对 COD_{Cr} 和 BOD_5 的总去除率稍有增加,但对 $NH_3 - N$ 的去除效果影响显著。当温度低于 10 时,系统对 $NH_3 - N$ 几乎没有去除作用。随着温度的升高,系统对 $NH_3 - N$ 的去除作用明显增强,12 时去除率为 7.8%,30 时去除率为 94.7%。由图还可以看出,温度主要是影响生物反应器去除效果,对膜的去除效果影响不大。

3.3 系统出水水质评价

将系统控制在适宜的条件下,出水可达到 $COD_{Cr} < 30$ mg/L、 $BOD_5 < 10$ mg/L、 $NH_3 - N < 2$ mg/L、浊度 < 1 NTU、SS 为 0。本研究得出的运行条件为:DO 控制在 4~6 mg/L、水温 $t = 25 \sim 30$ 、回流

比 $n = 3 \sim 4$ 、 $HRT = 6$ h,在此条件下运行,出水水质优于国家生活杂用水水质标准(CJ 25.1-89),可作为非饮用水回用。

4 结语

复合淹没式中空膜生物反应器将多种污水处理工艺设计在极其简单的系统装置中,系统装置由前置反硝化 A 段和好氧硝化 O 段两个生物反应器组成。在 A 段反应器中完成缺氧—厌氧两种反应过程。O 段反应器中将中空纤维超滤膜直接放入反应器内组成一体化淹没式膜生物反应器,同时在反应器内投入泡沫填料,反应器实际上兼具活性污泥法—生物膜法—膜分离三种处理过程,因此,系统具有运行稳定和抗冲击负荷强等优点。

曝气量和水温是决定系统处理效果的重要指标,将系统控制在适宜的条件下,可得到水质优于国

家生活杂用水水质标准的回用水,实现污水资源化。

参考文献

- 1 Tatsrki Ueda, Kenj Hata, Yasuto Kikaoka *et al.* Effect of aeration on suction pressure in a submerged membrane bioreactor. *Wat Res*, 1992; 31(3): 489~494
- 2 张波等. 生物脱氮除磷工艺厌氧/缺氧环境倒置效应. *中国给水排水*, 1997; 13(3): 7~9
- 3 刘国信, 刘录声. 膜法分离技术及其应用. 中国环境科学出版社, 1991

作者简介:张军(1967-) 女 讲师 哈尔滨建筑大学在读博士生

通讯处:210009 南京建筑工程学院城建系

电话:(025)8828879

E-mail: zeyaoliu @ public1. ptt. js. cn

(收稿日期 1999 - 04 - 02)

·信息·

美国化学文摘(CA)

收录《中国给水排水》1998年发表的部分文章(四)

·1998, 14(3) 5~7

微电解水处理的实验研究

作者:张德胜 高廷耀 李国建 吴星五 周群英
(同济大学 国家城市污染控制工程研究中心)

·1998, 14(3) 8~10

加压曝气生物氧化有机物降解动力学研究

作者:明 朗 (青岛大学)
曹敬华 (青岛建工学院)

·1998, 14(3) 11~13

Ames 试验氯化致突变前体物在净水工艺中的去除研究

作者:罗晓鸿 张淑琪 王占生 (清华大学)

·1998, 14(3) 14~15

生物粒子浮动床处理城市污水的试验研究

作者:刘 霞 周增炎 (同济大学)

·1998, 14(3) 16~18

澄清池自动排泥控制技术的研究

作者:杨振海 (天津大学)
杨万东 (国家地震局工程力学研究所)
陈洪涛 (胜利油田供水公司)

·1998, 14(3) 18~20

有效催化氧化分解水中高稳定性有毒有害农药(莠去津)

作者:马 军 (哈尔滨建筑大学)

·1998, 14(3) 20~23

生活污水厌氧后处理工艺研究—微氧升流式污泥床反应器

作者:王凯军 (北京市环境保护研究院)

G. Lettinga (荷兰 Wageningen 农业大学)

(同济大学 魏宏斌 供稿)