

悬浮生物填料床处理微污染原水硝化试验研究

徐 斌,夏四清,高廷耀,胡晨燕 (同济大学环境科学与工程学院,上海 200092)

摘要:对采用新型悬浮填料床处理微污染原水硝化过程进行了探讨.分析了自然挂膜条件下的工艺启动过程,研究了不同工况条件下,悬浮填料床硝化效果.通过春、夏、秋和冬季的中试运行效果表明:在温度适宜、停留时间 60 min、填料填充率 50 % 条件下,氨氮平均去除效率达到 77.6 %.定义了氨氮填料表面负荷指数判断氨氮去除效果.水温对硝化的影响较大,在低于 20 ℃ 时,氨氮填料表面负荷随温度呈指数增长,高于该温度时则增长缓慢,但能维持较高水平;浊度对本工艺硝化影响较小;实验表明原水中氨氮浓度较低,硝化反应符合一级反应,其反应速率常数为 0.75 h^{-1} .

关键词:硝化;原水;悬浮填料;动力学

Study on nitrification of the micro-polluted raw water in a suspended packing bioreactor

XU Bin, XIA Siqing, GAO Tingyao, HU Chenyan (College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092)

Abstract: The nitrification of micro-polluted raw water in a suspended packing bioreactor was investigated. The startup process was analyzed under natural biofilm formation. In order to analyze the different effects of nitrification under different conditions, the pilot scale experiment was divided into several parts. From the results of pilot-scale experiment in spring, summer, autumn and winter, it could be concluded that the average removal rate of ammonium could be more than 77.6 % under suitable temperature, a hydraulic retention time of 60 min and a porosity of suspend packing of 50 %. The removal efficiency for ammonium could be evaluated by a apparent loading index of filling material. In process, the temperature of raw water was one of the major influencing factors. When temperature was lower than 20 ℃, the higher the temperature was, the higher the apparent loading index for ammonium was. However, when temperature was higher than 20 ℃, the index was less affected, but the maintained at high level. The turbidity had no significant influence on nitrification. In the experiments, the reaction rate of nitrification followed first order at lower levels of ammonia in influent and was 0.75 h^{-1} .

Keywords: nitrification; raw water; suspend packing reactor; kinetic

原水中的氨氮在处理过程中,容易造成管网中亚硝酸盐浓度的增高、除锰和降低原水中有有机物氧化效率等问题,去除原水中氨氮是生物预处理工程的主要任务之一^[1,2].目前,广泛应用于原水生物预处理的填料大多为弹性立体填料,该类型填料比表面积较小,填料中心容易结块、积泥,导致处理效率较低,另外工程施工较复杂.采用生物滤池进行生物预处理,污染物处理效率较高,但水头损失较大,反冲洗技术要求高,同时滤池结构复杂,运行维护困难.为此,笔者利用一种新型填料,采用悬浮填料床工艺对黄浦江微污染原水进行了规模为 2000—3000 m^3/d 的生物预处理中试实验研究,以期能为该工艺的实际应用提供参考.

1 中试工艺流程及主要设备

1.1 工艺流程

收稿日期:2002-11-06;修订日期:2003-03-05

资助项目:国家“863”计划资助项目(编号:2002AA601320)

作者简介:徐 斌(1976—),男,博士后

试验中水量和供气量分别通过电磁流量计和气体流量计计量. 由于试验期间黄浦江原水夏季和秋季氨氮浓度较低且变化幅度较大, 所以采用加入工业氨水的方式增加氨氮的浓度. 氨水通过加药泵注入提升泵吸水管与原水充分混合后, 进入悬浮生物填料床.

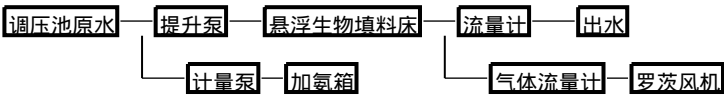


图 1 中试实验工艺流程图
Fig. 1 Technological flow chart

1. 2 试验设备

中试试验主要设备如表 1 所示.

表 1 中试试验所需主要设备表
Table 1 Equipments used in the pilot-scale experiment

序号	名称	型号、规格	数量	性能参数
1	生物反应池	6.0 m ×1.5 m ×9.5 m (长 ×宽 ×高)	1	有效水深 9.0 m
2	悬浮填料	填料直径为 100 mm	40 m ³	比表面积 100 m ² /m ³
3	罗茨鼓风机	TRRB-65 型	1	风量 1.26 m ³ /min, 风压 98 kPa
4	水泵	100ZW100-12.5	2	160 m ³ /h
5	穿孔管	DN25, L = 500	48 根	

悬浮生物填料床体共分为串联方式的相同两格. 池内按填充率 50 %投加新型悬浮填料; 池底设置 48 根穿孔曝气管, 均匀分为 4 组布置在池底. 试验时每格仅使用 1 组曝气管曝气, 使气流从一侧上升, 以保证填料的悬流状态. 可定期调换另组 (每格 2 组) 曝气管的使用, 以改变悬浮填料旋流方向. 由于实验场地内原水厂调压池高为 9.5 m, 因而设计床体高度为 9.0 m. 实际工程中, 如果没有水位限制, 床体高度可设计为一般的 4—5 m. 中试中为保证足够的风压, 鼓风机最小应保证进入设备的气量为 45 m³/h. 试验证明该气量能保证生物硝化反应的需要, 以及填料流化效果的要求.

1. 3 悬浮填料性质

中试所采用的悬浮填料为同济大学专利产品 (ZL97 2 34855. 7), 挂膜后悬浮填料见图 2, 该填料的主要技术参数如表 2 所示.

该悬浮填料的主要材质为聚丙烯塑料. 通过添加不同量的无机添加剂可调整该填料的密度. 在不曝气条件下, 填料浮于池体表面; 曝气条件下, 能够达到全池流化. 流化过程中填料可具有公转和自转运动, 且不结团和被堵塞, 易于生物膜的脱落. 填料



图 2 挂膜后悬浮填料图
Fig. 2 Suspended packing materials covered by mature biofilm

表 2 悬浮填料技术参数表

Table 2 The technological parameters of suspended packing reactor

直径, mm	表面积, m ² /个	比表面积, m ² /个	空隙率, %	排列个数, 个/m ³	排列重量, kg/m ³	密度, kg/m ³	价格, 元/m ³
100	0.1	100	≥90	1000	≤50	900—990	800—1000

的流化碰撞能较好地提高充氧速率、底物和溶解氧等的传质效率. 由于填料不断运动,水流的冲刷作用和相互碰撞作用条件下,在填料表面外部生物膜比较难于生长,填料表面积不能充分利用(见图 2).

2 硝化运行效果

2.1 工艺的启动

悬浮生物填料床启动采用连续进水的动态自然培养挂膜方式. 控制工况为:水量 80 m³/h, 气量为 60 m³/h;气水比 = 0.75 :1,水力停留时间 HRT = 60 min. 可用 NH₄⁺-N 的去除效果变化来表征处理池的启动历程和填料的挂膜程度^[3].

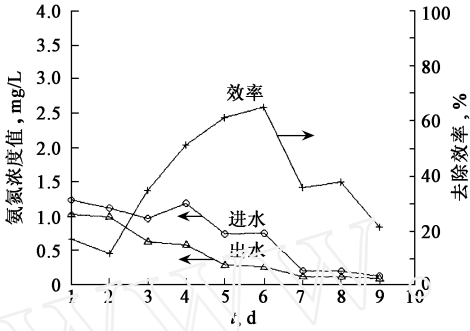


图3 启动条件下,氨氮去除效果变化图
Fig.3 Removal of NH₄⁺-N in startup period

从图 3 可以看出:从开始实验起,经大约 1 周时间氨氮去除率即能达到 70 %左右. 启动后期由于进水氨氮浓度降到 0.25 mg/L 以下,处理效率下降,而出水氨氮均保持在 0.2 mg/L 以下. 填料表面出现薄薄的黄褐色生物膜,工艺启动较为顺利.

2.2 运行工况

实验按照不同的水力负荷、氨氮负荷,以及温度的变化不断调整运行工况,并每天测定水温、氨氮等水质指标. 整个实验共分为 10 个工况,其中第 7 个工况与第 8 个工况,装置停止运行过 10 d. 各工况条件下,对主要污染物氨氮去除效果见表 3.

表 3 中试运行各工况下对氨氮平均去除效果
Table 3 Average values of ammonia removal efficiency during 10 operating periods

编号	历时, d	工艺条件				氨氮浓度,mg/L						平均 效率, %
		水量, m³/h	气量, m³/h	平均水 温, °C	HRT, min	进水			出水			
						最大	最小	平均	最大	最小	平均	
1	14	80	50	27.2	60	1.17	0.25	0.65	0.47	0.13	0.30	58.3
2	12	80	45	26.3	60	1.97	0.87	1.3	0.69	0.27	0.39	70.0
3	22	80	45	24.9	60	4.18	2.36	3.05	1.52	0.38	0.68	77.7
4	39	120	45	18.5	40	3.95	1.58	2.29	2.11	0.54	0.8	65.1
5	37	80	45	10.4	60	2.55	0.85	1.6	1.37	0.16	0.66	58.8
6	26	60	45	6.9	80	1.82	1.28	1.6	1.27	0.66	0.99	38.1
7	12	80	45	6.7	60	1.98	1.25	1.76	1.32	0.72	1.1	37.5
8	40	80	45	12.4	60	2.10	1.14	1.6	1.49	0.13	0.6	62.5
9	16	120	45	18.7	40	1.31	1.0	1.14	0.27	0.11	0.19	83.3
10	12	160	45	17.6	30	1.47	1.16	1.32	0.60	0.42	0.50	62.1

工况 1—3 具有相同的水力负荷,平均水温均在 20 °C 以上. 进水氨氮浓度从低向高转变过程中,生物预处理一般需经历 1—2 d 的适应期,出水浓度稍有提高,但很快就能稳定运行. 工况 4 是停留时间仅为 40 min,人工调节进水氨氮浓度为 2.0 mg/L 左右时的运行效果. 与工况 3 相比,一方面停留时间的减少对氨氮去除效率有不利的影响,另一方面是由于水温的逐步降低也同时带来一定的影响,即使在进水浓度降低情况下,出水浓度仍有所升高. 工况 5 主要是考察温度在逐步降低过程中,本工艺的处理效果. 当平均温度只有 10.4 °C,氨氮浓度保持在中高

状态,悬浮填料床仍能保持较好的处理效果.对于低温处理效果的考察,主要通过工况 6 和工况 7,氨氮处理效果保持在 37 %左右.工况 8 是在低温停止运行后,重启动后的运行工况.工况 9 和工况 10 预处理装置在自然进水条件下,装置经历一年运行后,高水力负荷的运行状况.工况 7 与工况 8 之间,悬浮填料床停止 10 d 运行.重启动前,池体中水体变得发黑,且带有较浓腐烂气味,池体内部已进入厌氧状态.温度为 10.6 ℃条件下,开始重启动过程.第 1 天处理效率达到 24 %,2 d 后达到 48 %,4 d 后进入稳定运行状态,处理效率超过 60 %,工况结束时,去除效率达到 70 %.悬浮填料床启动过程十分迅速,这十分有利于工程运行.

从各工况运行对比可以看出,在水温适合、填料填充比为 50 %且停留时间 60 min 的工况下,对于低、中、高进水氨氮浓度的进水条件,生物床出水基本能满足生物预处理的要求 ($< 0.5 \text{ mg/L}$),氨氮平均去除效率可达到 70 %左右.工程实际设计中,在该工艺条件下,能确保较好的生物预处理效果.

3 硝化影响因素探讨

3.1 水温的影响

水温影响生物酶的催化反应速率,低温导致微生物活性大为降低.本文去除污染物负荷的计算采用了氨氮填料表面负荷,我们定义该负荷为单位填料表面积,在单位时间内能够去除污染物的量.氨氮填料表面负荷随温度变化曲线如图 4 所示.从图 4 可以看出,中试运行中,氨氮去除效果与温度的变化有较好的相关性.温度最低时的填料表面负荷为 $0.008 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,最大的填料表面负荷为 $0.072 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,两者数值为 9 倍.这说明硝化细菌受温度影响大,低温条件下活性较弱.前 30 d 和试验后期氨氮浓度很低,不能作为考察负荷能力运行,除此之外,每相差 2 ℃ 计算平均氨氮填料表面负荷,结果如图 5 所示.在水温低于 20 ℃,填料表面负荷随温度增长,按照指数增长的方式增加,在高于该温度条件,增长比较缓慢,基本保持一定较高的负荷水平.工程设计中,可根据该曲线以及保证率,对填料表面负荷进行选择.

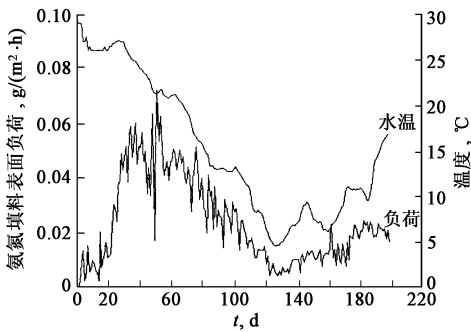


图 4 氨氮填料表面负荷和水温变化曲线

Fig. 4 Relationship between apparent ammonia load and temperature at different reaction times

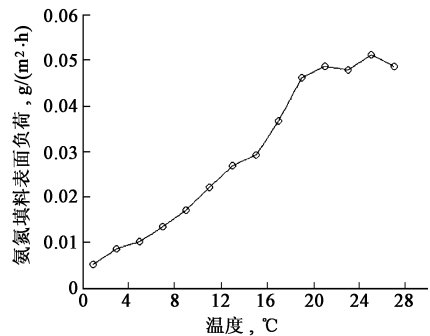


图 5 氨氮填料表面负荷随水温变化曲线

Fig. 5 Relationship between apparent ammonia load and water temperature

3.2 浊度对硝化的影响

以前工程实践表明,原水中悬浮物容易覆盖在生物膜的表面,阻碍生物氧化作用的进行,从而导致硝化效果的大幅度下降^[4].为了考察浊度是否对本工艺产生同样的影响,我们以工况 3 过程中高氨氮负荷条件下,浊度变化与氨氮处理效率的变化来说明这一情况.

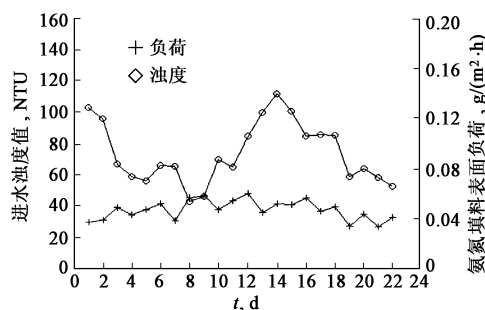


图6 浊度与氨氮填料表面负荷变化曲线

Fig. 6 Relationship between apparent ammonia load and turbidity at different reaction times

如图6所示,进水浊度变化范围为43.3—112 NTU,氨氮填料表面负荷基本保持在0.04—0.05 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 之间,不随进水浊度的变化而变化. 悬浮填料在池体中不断做自转和公转运动,且水流流动速度较快,这保证了填料本身与整个池底不积泥和少积泥. 实验期间,氨氮填料表面负荷基本不随浊度的变化而变化. 而且经过近1年的实际运行,笔者未对填料进行任何冲洗. 这说明采用该悬浮填料的工艺可克服弹性填料受浊度影响的缺点,保证在工程上的实用性.

3.3 气水比对硝化去除效果的影响

合适的气水比是保证生物预处理系统正常运行的必要条件,同时又是关系到以后工程投资的重要决定因素. 在实际中试进行中,氨氮负荷较高工况3、工况4和水力负荷最高的工况10,气水比分别为0.56、0.38和0.28,经测定在该3种气水比条件下,悬浮填料床内DO浓度均达到6.0 mg/L 以上. 对于低、中、高氨氮进水浓度,溶解氧浓度均接近饱和值. 氨氮填料表面负荷并没有随气水比的降低而降低. 同时,悬浮填料在池内流化效果良好.

4 硝化过程动力学

生物法去除氨氮的主要机理首先是氨氮被亚硝化细菌氧化成亚硝酸盐,然后进一步被硝化细菌氧化生成硝酸盐. 中试运行过程中,池体中溶解氧浓度均超过6 mg/L . 按照硝化反应理论,控制硝化反应的限制因素为氨氮的浓度值. 按照莫诺特方程,由于硝化反应饱和常数 K_s 较小,污水中氨氮浓度较高,所以在污水硝化研究过程中一般认为硝化反应速率为0级反应^[6,7]. 在原水中氨氮浓度一般小于3 mg/L ,与 K_s 相差不大,所以原水的硝化反应不应认为是0级反应. 为了探讨原水中氨氮的降解规律,试验过程中采用了停止进水,投加一定量氨水,并保持曝气的方式,通过对测定时间序列池体内氨氮浓度,对原水硝化动力学进行了研究. 主要控制工艺条件为:池体内水量为80 m^3 ,曝气量保持为45 m^3/h ,工业氨水(25%)投加量为2 L,水温为15 $^{\circ}\text{C}$. 试验结果如图7—图9所示.

从图7可以看出,在把氨氮浓度增加到6.0 mg/L 左右后,氨氮在初期迅速得到降解,大约2.5 h后氨氮浓度降到0.5 mg/L 左右,在以后的时间内降解速率非常缓慢,其降解总体趋势呈现一级反应的特征. 降解过程中,亚硝酸浓度一直保持在较低的水平,随着氨氮的急剧降解,开始阶段有一定的积累,但随着时间的推移,逐步得到迅速降解. 硝酸盐的增长基本和氨氮的降解过程一致,前期增长很快,后期逐渐保持相对稳定状态. 从图8可以看出,在高氨氮浓度降解过程中,溶解氧浓度在氨氮降解初期迅速降低,随着氨氮降解速率的减少,逐步增高直至饱和溶解氧. 溶解氧浓度最低值为7.5 mg/L ,这

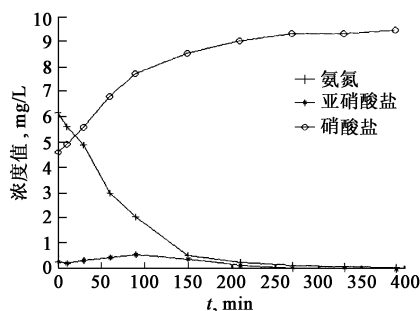


图7 氨氮、亚硝酸盐和硝酸盐变化曲线

Fig. 7 Variations of concentration of ammonia, nitrite, and nitrate with time

说明即使是氨氮浓度较高,该气水比完全可提供足够溶解氧用于硝化反应,而且还有一定的下降空间。高氨氮条件下,原水 pH 值下降十分迅速,在硝化过程逐渐降低下,原水 pH 有所回升。因此,在氨氮浓度较高条件下,原水需提供足够的碱度方可以确保硝化过程的进行。

按照一级反应的特点做 $\lg(\text{Se})$ -时间曲线如图 9 所示。可以看出,两者具有较好的相关性,相关系数达到 0.975,通过计算得出反应的速率常数为 0.72/h。应当说在原水中氨氮浓度较低,氨氮的降解过程近似服从一级反应。

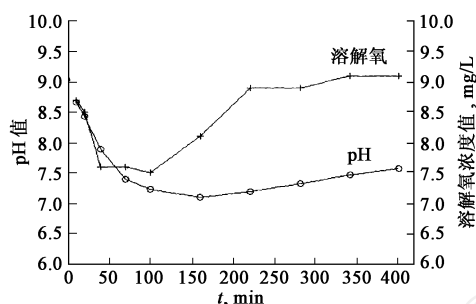


图 8 溶解氧和 pH 值变化曲线

Fig. 8 Variations of DO and pH with time

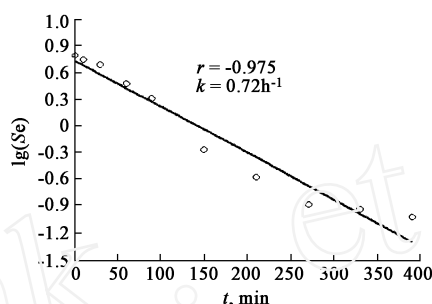


图 9 $\lg(\text{Se})$ -时间曲线

Fig. 9 $\lg(\text{Se})$ variations time

5 结论

(1) 悬浮填料床工艺具有较好的硝化能力。在水温适合、控制填充率为 50 % 条件下,挂膜过程迅速。原水停留时间控制在 60 min,对低 ($\leq 1 \text{ mg/L}$)、中 ($1 \sim 2 \text{ mg/L}$)、高 ($2 \sim 3 \text{ mg/L}$) 进水氨氮浓度均有较好的去除效果,出水氨氮浓度可满足处理的要求 ($< 0.5 \text{ mg/L}$)。 (2) 提出采用氨氮填料表面负荷来判断生物预处理硝化效果。采用该负荷,比利用容积负荷更能够客观反映不同的填料对相同原水中污染物的去除效果。 (3) 水温对硝化效果的影响较大。在水温低于 20 $^{\circ}\text{C}$,比表面去除负荷随温度按照指数增长的方式增加,在高于该温度条件,增长比较缓慢,但能保持一定较高的去除负荷水平。 (4) 进水浊度对本硝化工艺影响较小。采用气水比分别为 0.56、0.38 和 0.28,池体内溶解氧浓度均有较高的水平,气水比还有一定的下降空间。 (5) 原水中氨氮浓度较低,其降解过程近似符合一级反应,硝化反应速率常数为 0.72/h。 (6) 填料外表面生物膜受水流冲刷和相互碰撞影响较大,难于生长。目前填料价格较高,但该工艺具有较好的处理效果且施工和运行方便,在工程上有较好的应用前景。

参考文献:

- [1] 王占生,刘文君. 微污染源饮用水处理[M]. 北京:中国建筑工业出版社,2001.1—40
- [2] 丁卫东,杨卫全. 生物接触氧化处理大冶河原水的试运行介绍[J]. 给水排水,2001,27(10):7—40
- [3] 梅 翔,陈洪斌,高廷耀,等. 微污染源水生物接触氧化处理工艺的启动与运行工况的调节[J]. 给水排水,1999,25(4):8—11
- [4] 陈洪斌,梅 翔,高廷耀,等. 悬浮物对源水生物预处理装置运行的影响和冲洗[J]. 同济大学学报,2001,29(4):489—494
- [5] 许保玖,龙腾锐. 当代给水与废水处理原理[M]. 北京:高等教育出版社,2001.20—30
- [6] Kimura K, Watanabe Y, Okabe S, et al. Kinetic analysis of nitrifying biofilm growing on the rotating membrane disk[J]. Water Sci Technol Water Supply, 2001, 1(4): 111—118
- [7] Mogens Henze, Poul Harremoes, Jes la Cour Japsen,等. 污水生物与化学处理技术[M]. 中国建筑工业出版社,1999.132—150