文章编号:1000-582X(2008)01-0101-05

悬浮填料内循环脱氮除磷效能分析

孔秀琴1,王翥田1,刘玉英2,何乐萍1

(1. 兰州理工大学 石油化工学院,兰州 730050;2. 兰州资源环境职业技术学院,兰州 730021)

摘 要:以校园生活污水为处理对象,在 SBR(Sequencing Batch Reactor)反应池中投加悬浮填 料进行脱氮除磷效能研究。填料填充率为 30%,池底采用边缘对称曝气,填料在气力推动下进行对 称逆循环流动,在时间顺序和在空间位置上循环经历好氧及微好氧过程,此工艺对 COD 的去除率 可达95.2%,NH₃-N(氨氮)去除率达 95%以上,TP(总磷)去除率达 75%。试验通过分析 DO(溶解 氧)及 pH 突变点规律,验证并指示该工艺中碳源降解及脱氮除磷过程进行得较为完全。

关键词:悬浮填料;SBR;脱氮除磷 中图分类号:X703

文献标志码:A

Efficiency Analysis of Nitrogen and Phosphorus Removal by Internal Recycling Process with a Suspended Carrier

KONG Xiu-qin¹, WANG Zhu-tian¹, LIU Yu-ying², HE Le-ping¹

(1. College of Petrochemical Technology, Lanzhou University of Technology, Lanzhou 730050, P. R. China;
2. Lanzhou Resources Environment Occupation Technical College, Lanzhou 730021, P. R. China)

Abstract: Nitrogen and phosphorus removal efficiencies were studied by infusing the campus sanitary sewage and suspended carrier into a Sequencing Batch Reactor (SBR) reactor using a carrier fill rate of 30 percent. The aeration pipes were laid symmetrically on the margin of the pond bottom. Driven by air currents, the carrier flowed anticircularly and symmetrically. In the pond, aerobic respiration and anaerobic respiration replaced one another periodically, both spatially and temporally. The removal rate of COD, NH3-N and TP reached over 95.2%, 95% and 75%, respectively. Experimental DO and pH curve-point analyses validated this process and showed the degradation of organic carbon and nitrogen and phosphorus removal to be complete.

Key words: suspended carrier; SBR; nitrogen and phosphorus removal

目前生活污水已成为水体污染的重要污染源之一,未经处理直接排放会污染水体和土壤,导致寄生 虫病和肠道传染病的传播,并使水体生化需氧量增加,溶解氧降低,水质恶化,破坏水生资源。富含氮、 磷的污水直接排放甚至引起水体富营养化。间歇式 活性污泥法(SBR)是一种厌氧与好氧相结合的生物 处理技术。悬浮载体生物膜法是 20 世纪 80 年代末 期出现的一种新型生物膜处理方法^[1],本研究将其 引入 SBR 工艺中,并通过工艺设计使其在气力推动 下进行对称逆循环流动,周期性经历好氧及微好氧 区,该工艺兼有传统的膜法和完全混合活性污泥法 两者的优点,增加了吸附面积,提高了氧的传递及利 用效率。试验通过检测 COD、NH₃-N、TP 的变化趋 势,分析 DO(溶解氧)及 pH 突变点规律,验证并指

收稿日期:2007-07-02

基金项目:甘肃省自然科学基金资助项目(3ZS042-B25-006)

作者简介:王翥田(1982-),男,兰州理工大学环境工程硕士研究生,主要从事水污染控制研究。

孔秀琴(联系人),女,兰州理工大学副教授,硕士生导师,主要从事水污染生物治理方面的教学和科研工作, (E-mail)kongxq@lut.cn。

示该工艺中碳源降解及脱氮除磷过程进行得较为完 全,处理效果有一定提高。

1 试验装置和实验方法

1.1 试验装置

试验采用自制 SBR 反应器,单池尺寸 300 mm × 300 mm × 600 mm,有效体积为 45 L,设 A、B 两个单 池,平行运行。其中 A 池投加填料,填料为多孔旋转 球型悬浮填料。采用 ACO-002 型气泵进行鼓风曝 气。进水采用 BOWINI B2800 型水泵。采用 DJ1C 型增力电动搅拌器进行搅拌。水路及气路的通断由 电磁阀控制。水泵、气泵及电磁阀的启闭由 KG316T 型微电脑时控开关控制。采用温控仪和加热器进行 恒温控制。试验装置示意图见图 1。



图1 试验装置示意图

1.2 试验工艺

本工艺所采用的 SBR (Sequencing Batch Reactor)法是近十年广泛应用的一种活性污泥法工艺, 其反应模式在时间上是推流式,在空间上是完全混 合式,进行间歇式循环运行,从进水开始到闲置结束 为一个周期;本试验对 SBR 法的改进有两点,一是 投加30%的悬浮填料,二是反应池底部空气扩散口 采用非均匀布置方式,即边缘对称布置。周期运行 步骤为:进水5 min,搅拌50 min,为了便于吸附静置 20 min,之后曝气180 min,沉淀 50 min,出水 10 min, 闲置45 min,一个周期共计6h,1d共4个周期。经 溶解氧仪在线监测,表明活性污泥按时间周期性经 历如下的运行环境:0~75 min 厌氧段(指进水,搅 拌,静置阶段);76→275 min好氧段(指曝气、前期沉 淀20 min阶段); 276→360 min缺氧段(指后期沉淀 30 min,出水,闲置阶段)。同时由于反应池池底采 用边缘对称曝气,填料在气力推动下进行对称逆循 环流动(见图2),在曝气反应阶段,填料膜活性污泥 又经历好氧及微好氧内循环。



图 2 曝气反应阶段填料 流态示意图

1.3 污水水样及测试方法

原水取自校园生活污水,其水质见下表1.

表1 校园生活污水水质

项目	浊度	$\rm COD_{Cr}/$	$BOD_5/$	$NH_3-N/$	TP/	U	
	(NTU)	$(\mathrm{mg} \cdot \mathrm{L}^{-1})(\mathrm{mg} \cdot \mathrm{L}^{-1})(\mathrm{mg} \cdot \mathrm{L}^{-1})(\mathrm{mg} \cdot \mathrm{L}^{-1})$			рН		

水质 26~50 144~408 70~139 39~53 2.5~5.7 7.9~8.7

污泥培养成熟并运行稳定后,进行反应池内 COD、TN(总氮)、TP(总磷)的测定及 pH、DO(溶解 氧)的在线测定。以上水质指标中,浊度采用哈希公 司 2100AN 台式浊度仪测定; COD_{CR} 采用重铬酸钾 法^[2]; BOD₅采用哈希公司 BODTrak 测量仪测定; 溶 解氧 DO 采用哈希公司 sension6 便携式溶解氧仪测 定; pH 采用哈希公司 sension1 便携式 pH 测量仪进行 测量; NH₃-N(氨氮)采用纳氏试剂光度法^[2]; NO₃⁻ – N (硝态氮)采用紫外分光光度法^[2]; TN 采用过硫酸钾 氧化-紫外分光光度法^[2]; TP 采用钼锑抗分光光 度法^[2]。

2 活性污泥培养及挂膜

2.1 混合液活性污泥

活性污泥培养采用接种间歇培养方式。接种污 泥选用兰州雁儿湾污水处理厂二沉池回流污泥,培 养阶段每天换水两次(即运行两周期),水温 25 ℃。 经历两周后,混合液 30 min 沉降比达到 20%,活性 污泥凝聚沉淀性能良好。镜检发现污泥中含有大量 密实的菌胶团和固着型纤毛虫等原生动物,见图 3。



图 3 活性污泥菌胶团典型 显微图片(100×)

2.2 膜活性污泥

在试验初期,A 池投加填料,填充率为 30%^[3], B 池不加填料。在混合液活性污泥培养的同时进行 挂膜。20 d 后,A 池填料表面生成一层粘性的黄褐 色絮状薄膜,膜厚约 0.5~1.5 mm,在水中膜表面肉 眼可见有一层絮状飘浮物。通过镜检发现,生物膜 形成初期,膜中菌胶团中游泳状原生动物(盾纤虫、 变形虫等)居多,后期有固着型纤毛虫出现,在本次 试验中发现大量的累枝虫。成熟后发现有轮虫等后 生动物产生,这些都标志着生物膜的逐渐成熟^[3]。 图 4-5 是挂膜填料及膜面典型生物图片。





膜面生物---累枝虫

 $(\times 100)$

图 4 挂膜后的填料外观 (填料 φ25 mm)

3 试验结果及分析

3.1 COD 的去除效果及分析

污泥培养成熟并运行稳定后,在温度保持 20 ℃ 左右,两池保持曝气量相同的条件下,实测 COD,A 池及 B 池 COD 变化如图 6 -7 所示。原水进入 SBR 反应器初期,因混和稀释作用及初期吸附降解的作 用,COD 有一个突降的过程;随后进入厌氧慢速降 解期,75 min 后曝气开始,随着 COD 的好氧降解,图 上出现一个 COD 曲线的陡降。300 min 后 A 池 COD 曲线在 20 mg/L 左右几乎维持不变。统计得出,A 池 COD 去除率为89.6% ~95.2%,B 池 COD 去除率 为 81.7% ~86.3%,投加填料的 A 池相比于无填料 的 B 池,去除率高了近 10%。

图 5



图6 A池 COD, TP 变化曲线

注:0~75 min 厌氧段;76~275 min 好氧段;276~ 360 min缺氧段。





注:0~75 min 厌氧段;76~275 min 好氧段;276~ 360 min缺氧段。

A 池投加的多孔旋转球型悬浮填料为改性聚乙烯,比表面积大,约为 220 m²/m³。该填料密度与水接近,略小于水的密度,挂膜后与水密度接近。在不曝气时能浮于水的表面进行闲置吸氧并积累饥饿度,在曝气过程中,填料又依靠气流的搅拌作用处于流化状态,增加了氧的传递及利用效率,因此悬浮填料的存在增加了 COD 去除效率。

3.2 TP(总磷)的去除效果及分析

磷的最终去除依靠排放活性污泥实现,因本系 统同时要进行脱氮研究,泥龄为30d,系统维持稳定 的活性污泥浓度为1800 mg/L,从理论上分析是不 利于除磷的[1]。在一个周期内在线测试进水及出水 的 TP 如图 6、图 7 所示, TP 曲线还是有明显的变化 趋向。A 池和 B 池 TP 的变化趋势相同。进水后因 稀释作用,池内 TP 下降为2 mg/L,在开始的 75 min 厌氧段内,聚磷菌的释磷作用释放出无机磷酸盐,使 得 TP 增加^[4]。在好氧段及曝气结束后的缺氧段都 出现了吸磷现象,根据生物除磷机理,好氧吸磷是聚 磷菌利用溶解氧 0,作电子受体,对其储存的 PHB 进 行降解,释放足够的能量供其过量摄磷;而缺氧段聚 磷菌进行的反硝化除磷,可以用两类菌属学说进行 解释^[5],即生物除磷系统中聚磷菌(PAO)可分为两 类菌属,其中一类为好氧聚磷菌,只以氧气为电子受 体(好氧吸磷),而另一类则能以氧气又能以硝酸盐 作为电子受体,称作反硝化聚磷菌(DPB),DPB 与好 氧聚磷菌有相似的除磷机理^[5],都是利用了除磷菌 的呼吸作用,但由于硝酸盐呼吸(无氧呼吸)的代谢 速率和产能要远远低于有氧呼吸,因此缺氧反硝化 吸磷速率低于好氧吸磷速率,表现为微弱除磷。此 缺氧阶段从沉淀 20 min 后计,后期沉淀过程不可超 过30 min,否则将造成向澄清水中释磷,影响出水中 的磷含量。

统计得出,A池TP去除率为75%,B池TP去 除率为66%,投加填料的A池相比于无填料的B 池,去除率高了9%。这是因为膜活性污泥随着填 料的逆循环流动(见图2),在曝气反应阶段,填料膜 活性污泥又经历好氧及微好氧内循环,使得释磷及 吸磷过程得到增效,叠加进行了除磷作用。

3.3 脱氮效果及分析

如图 8, 图 9 所示, A 池和 B 池中的 NH, - N(氨 氮)、 $NO_3 - N($ 硝态氮)、TN(总氮)变化趋势相同。 在原水进入 SBR 反应池稀释后,厌氧段因微生物吸 附、合成及反硝化作用,NH₃-N、NO₃-N、TN 都有 一个缓慢降解过程,从76 min 曝气开始,NH,-N、 TN 降解迅速,此时是一个好氧硝化过程,污水中的 NH,-N转化为NO,-N。这种作用在曝气初期比 较迅速,表现为硝态氮曲线的快速跃起。曝气停止 后,经约20 min 的沉淀耗氧,很快达到缺氧环境。 在缺氧条件下,反硝化菌可将污水中的 NO⁻²-N、 NO⁻³-N还原为气态氮。反硝化菌为兼性异氧菌, 在无分子态氧存在的情况下,反硝化菌以污水中含 碳有机物作为反硝化过程的电子供体,以硝酸盐和 亚硝酸盐中的 N⁵⁺、N³⁺ 作为能量代谢中的电子受 体,生成 N₂从而达到脱氮目的。此现象在沉淀阶段 后期及闲置阶段,表现为少量污泥被反硝化产生的 氮气携带上浮现象。





注:0-75 min 厌氧段; 76~275 min 好氧段; 276~ 360 min缺氧段。



图 9 B 池 NH₃ - N、NO₃ - N、TN 变化曲线

统计得出,在保持曝气量、温度、负荷一致的情况 下, NH₃ - N 在 A 池的去除率为95%,而在 B 池去除率 则为89%,提高了6%;TN 在 A 池的去除率为71%,而 B 池为67%,提高了4%。SBR 工艺自身就是一个好氧 和厌氧的交替过程,而其中填料膜活性污泥本身又具 有同步硝化/反硝化作用(SND)^[6],在对称逆循环作用 下,使得硝化及反硝化作用得到增效,叠加增强了脱氮 效果。

3.4 DO、pH 值对碳源降解及脱氮除磷过程的 验证及指示结果

稳定反应过程中,测试 A 池 DO(溶解氧)如图 10 所示,进水后,随着搅拌作用,微生物降解 COD, 同时耗氧,使得 DO 下降,直至好氧曝气开始,在曝 气开始的前 30 min 内, DO 迅速上升,到 6.0 mg/L 左右时,增长缓慢而且逐渐变缓,这是因为在曝气量 一定的情况下,是供氧速率慢慢与耗氧速率平衡的 结果。运行到 200 min 左右时, DO 出现二次突然增 长现象,表明 COD 到达难降解部分^[7-9],硝化反应耗 氧也基本结束,充氧速率迅速增加, DO 不断上升,直 至再次与内源呼吸耗氧速率相平衡^[7-9]。DO 的二 次突然增长点可指示碳源降解及硝化反应的结束信 息^[7-9]。276 min 后曝气结束, DO 随微生物耗氧作 用而迅速降低,进入缺氧状态。DO 的突变规律说明 此工艺碳源降解及硝化反应过程进行完全。

稳定运行期,一个周期内 pH 值变化趋势如图 10 所示,初期的下降是由于进水 pH 值较高,进入反 应池有一个融合的阶段,同时厌氧段末期的微生物 进行水解发酵作用,产生少量有机酸,使得 pH 表现 为下降。75 min 后曝气好氧段开始,pH 值为一个上 升期,pH 值随 COD 的降解而不断上升,这是因为: ①好氧降解使得废水中的有机酸减少而引起 pH 值 上升;②异养微生物利用有机碳源进行产能代谢的 结果形成 CO₂,CO₂在水中产生碱度使得 pH 值上 升^[9]。在曝气反应进行到约 100 min 时,pH 值开始 不断下降,这是因为此时硝化反应开始,硝化反应过 程中产生了 H⁺ 酸度。200 min 后 pH 值又开始上 升,表明硝化速率减缓,此时剩余碱度大于硝化所 需,可指示硝化过程结束。在 276 min 之后的厌氧 反硝化过程中,pH 值先是持续上升,这是由于反硝 化的过程中不断地产生碱度。反硝化结束时,pH 会 突然下降,指示反硝化的结束,此时 pH 值下降的原 因是:反硝化过程结束后,一部分兼性异养菌在厌氧 状态开始产酸发酵、释磷,此时 pH 值的下降不仅标 志着反硝化的结束,也是发酵产酸及进行释磷的标 志^[9],实际运行中,排水应在此释磷作用发生之前及 时进行。pH 的突变规律验证了硝化、反硝化及释磷 过程进行完全。



图 10 DO, pH 值变化曲线

注:0~75 min 厌氧段; 76~275 min 好氧段; 276~360 min 缺氧段。

4 结 论

在 SBR 反应器内投加填充率为 30% 的悬浮填 料,并采用非均匀的边缘对称曝气方式进行生物脱 氮除磷实验。在实验运行稳定后,测试 1 个周期内 碳源降解及脱氮除磷效能,并监测能够表征反应进 程的 DO 及 pH 值突变规律。研究结果表明,该工艺 可以使 COD 去除效率提高约 10% 左右,可使 NH₃ – N 的去除率提高 6%,使 TP 的去除率提高 9%,DO 及 pH 值突变规律表明碳源降解及脱氮除磷过程进 行得较为完全。此工艺可使 SBR 脱氮除磷的效果 得到一定程度增强。

参考文献:

[1] 吕 娟,陈银广,顾国维. SBR 系统反硝化除磷研究进展 [J].四川环境,2006,25(4):118-122.

LV JUAN, CHEN YIN-GUANG, GU GUO-WEI. Review on denitrifying dephosphatation by SBR [J]. Sichuan Environment, 2006,25(4):118-122.

- [2] 国家环保局. 水和废水监测分析方法[M]. 北京:中国环 境科学出版社,1989,246-286.
- [3] 董 有,宋珏容,郝志明. 悬浮载体 SBR 工艺处理生活污水实验室研究[J]. 工业安全与环保,2005,31(60):
 17-19.

DONG YOU, SONG JUE-RONG, HAO ZHI-MING. Exper-

imental studies on treatment of domestic sewage by suspended sarrier SBR process [J]. Industrial Safety and Dust Control, 2005,31(60):17-19.

[4] 米海蓉. SBR 反应系统中反硝化除磷的研究[J]. 应用科 技,2006,33(7):54-56.

MI HAI-RONG. Research on denitrifying phosphorus removal in sequencing batch reactor system [J]. Applied Science and Technology, 2006,33(7):54-56.

[5] 李 军,彭永臻,杨秀山,等.序批式生物膜法反硝化除 磷特性及其机理[J].中国环境科学,2004,24(2): 219-223.

LI JUN, PENG YONG-ZHEN, YANG XIU-SHAN, et al. Characteristics and mechanism of the phosphorus removal by denitrification with sequencing batch biofilm technique [J]. China Environmental Science, 2004, 24 (2): 219-223.

- [6] 张朝升,张可方,方茜,等.序批式生物膜法对城市污水的脱氮效果[J].水处理技术,2007,33(2):54-56. ZHANG CHAO-SHENG, ZHANG KE-FANG, FANG QIAN, et al. Nitrogen removal effect of municipal sewage with low carbon content by sequencing batch biofilm reactor (SBBR) and law of carbon conversion[J]. Technology of Water Treatment, 2007,33(2):54-56.
- [7] E PAUL, S PLISSON, M MAURET, et al. Process state e-valuation of alternating oxic-anoxic activated sludge using ORP, pH And DO [J]. Wat Sci Tech, 1998, 38 (3): 299-306.
- [8] 王淑莹,彭永臻,周利,等.用溶解氧浓度作为SBR法过程和反应时间控制参数[J].中国环境科学,1998,18(5):
 415-418.

WANG SHU-YING, PENG YONG-ZHEN, ZHOU LI, et al. The control parameter of SBR process and its reaction time using DO [J]. China Environmental Science, 1998,18(5):415-418.

[9] 曾 薇,彭永臻,王淑莹. 以 DO、ORP、pH 作为两段 SBR 工 艺的实时控制参数[J]. 环境科学学报,2003,23(2): 252-256.

ZENG WEI, PENG YONG-ZHEN, WANG SHU-YING. Application of DO, ORP and pH as on-line control parameters in a two-stage SBR process [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2003, 23(2):252-256.

(编辑 张小强)