

SBR 生物脱氮运行控制方式的优化

楼菊青, 郭茂新

(浙江工商大学环境工程系, 浙江 杭州 310012)

摘要 :分析 SBR 系统处理城市污水的主要工艺参数及其对脱氮效果的影响。试验了多种运行控制方式,结果表明:①运行周期 6 h, SBR 即可较好地完成污水有机物氧化和同时脱氮,将闲置阶段设置在进水和曝气两阶段之间,可大幅度提高 TN 的去除率。②闲置时间会影响脱氮效果,最佳闲置时间为 30 min,增加污泥负荷,可提高 TN 的去除率,但会降低 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的硝化效果。

关键词 :SBR; 脱氮; 运行控制方式

中图分类号 :X703 文献标识码 :B 文章编号 :1004-693X(2009)04-0070-03

Operating modes optimization of biological nitrogen removal in Sequencing Batch Reactor system

LOU Ju-qing, GUO Mao-xin

(Department of Environmental Engineering, Zhejiang Gongshang University, Hangzhou 310012, China)

Abstract :The main process parameters and their effects on biological nitrogen removal in an Sequencing Batch Reactor (SBR) system treating municipal sewage were studied. Various operating modes were tested and the following conclusions could be drawn : (1) When the operation period was six hours, nitrogen removal and organic oxidation could be accomplished readily, and the removal rate of TN increased greatly when the idling process was set between influent and aeration. (2) The idling time impacted the nitrogen removal, and the best idling time was 30 minutes. As the sludge load increased, the nitrification of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ decreased and the removal rate of TN increased.

Key words :SBR; nitrogen removal; operating modes

富营养化问题是当今世界面临的最主要水污染问题之一。随着我国污水处理事业的蓬勃发展,国家对污水排放要求也越来越高,但是氮、磷污染引起的水体富营养化问题不仅没有解决,而且有日益严重的趋势^[1]。这促使人们对常规活性污泥工艺进行改造,对运行控制方式进行优化,以提高氮、磷的去除率。目前,可控性好、运行操作灵活的 SBR 工艺已在污水处理领域得到广泛应用^[2]。本文以某污水处理厂的城市污水为对象,在常温条件下,不人为调整 pH 值和温度,着重研究 SBR 周期、闲置在周期中的顺序、闲置时间和污泥负荷对生物脱氮的影响和控制条件。

1 试验材料及方法

1.1 试验装置

试验所用的 SBR 反应器为有机玻璃制成,内径

15 cm,总高 55 cm,有效容积 7.5 L。试验装置见图^[3]。试验用水由蠕动泵送入反应器,系统采用鼓风曝气,空气经气泵和微孔曝气器进入反应器,由转子流量计调节曝气量控制 DO 浓度。进水、曝气、沉淀、排水、闲置的时间可以根据试验需要设定,并

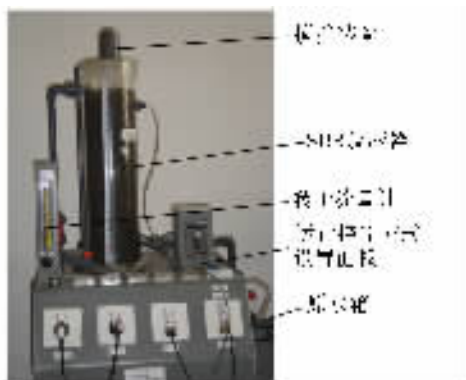


图 1 试验装置

通过时间继电器和电磁阀实现自动控制。

1.2 试验用水及污泥

试验用水和接种污泥均取自某污水处理厂,进水 COD 质量浓度平均值为 350 mg/L,进水 TN 质量浓度平均值 35 mg/L。废水特征见表 1。

表 1 废水特性

pH	$\rho(\text{COD})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NH}_3\text{-N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NO}_2^-\text{-N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NO}_3^-\text{-N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$
6.6~7.2	327~415	23.68~25.34	0.49~1.61	10.85~13.64

1.3 分析项目和方法

标准重铬酸钾法测 COD ;CM-02N 型氨氮测定仪测 $\text{NH}_3\text{-N}$;戴安 ICS-90 离子色谱仪测 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$;TOC-4100 在线监测仪测 TOC ;WTW Oxi170 溶解氧仪测 DO ;MA235 型 pH 计测 pH ;XSP-3C 型生物显微镜观察生物相 ,重量法测 MLSS^[4]。

2 结果与讨论

2.1 系统的稳定运行

因污水和污泥均取自某污水处理厂,本试验对装置的优化运行进行控制方式调试。试验中控制 DO 质量浓度为 3.0 mg/L 左右,水力停留时间控制在 8 h 并保持较长的生物固体停留时间^[5]。运行 2 周后,污泥质量浓度为 2500 mg/L,呈浅褐色絮状,沉降性能较好,出水澄清,出水中 COD 质量浓度平均低于 30 mg/L, $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度基本低于 2 mg/L,COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率均达到 90% 以上,并且扣除由于细胞增殖所消耗的氮,测定得到反应器中已有不同程度 TN 的去除,表明 SBR 反应器中发生了较好的生物脱氮。

2.2 闲置工序在周期中的顺序对生物脱氮的影响

目前关于 SBR 生物脱氮的研究工序通常按“进水、曝气、沉淀、排水和闲置”这样的顺序进行,本试验调整闲置在 1 个运行周期中的顺序,观察脱氮效果。本次试验每个周期为 8 h,具体安排见表 2。运行 10 d $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度变化见图 2, $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 去除率见图 3。

表 2 试验工序安排

工序 I		工序 II	
顺序	时间/min	顺序	时间/min
进水	30	进水	30
曝气	370	闲置并搅拌	40
沉淀	40	曝气	370
排水	30	沉淀	40
闲置	40	排水	30

由图 2 和图 3 可见,在进水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 基本在同一水平的情况下,工序 I、II 出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度均

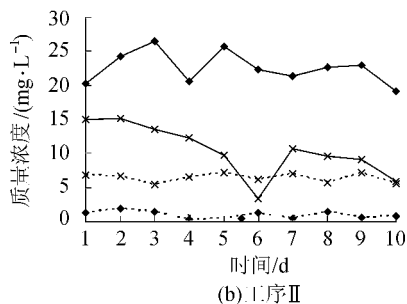
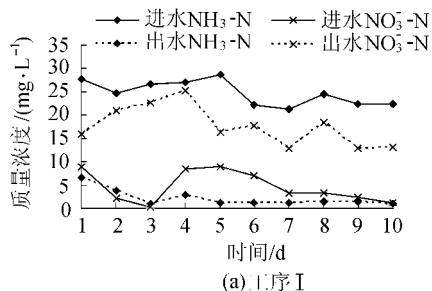


图 2 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度变化

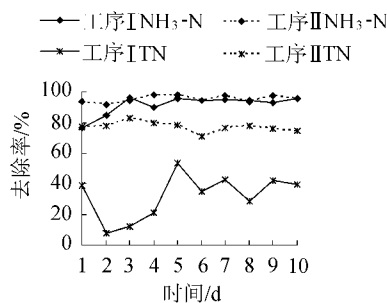


图 3 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 去除率

维持在较低水平(1 mg/L 左右),去除率较高,说明发生了较好的硝化反应,且观察到了 TN 的去除,说明在 2 种工序下均发生了硝化和反硝化。但工序 II $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除略高于工序 I,且 TN 的去除率工序 II 明显要比工序 I 的高得多,平均从 33.2% 提高到 77.1%。由图 2 可以看出,这主要是工序 I 出水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的浓度比工序 II 的要高得多,导致出水 TN 升高,而且由图 2 看出出水高于进水,说明工序 I 下反硝化程度较差。且工序 II 出水氮的浓度较稳定。究其原因,工序 I(进水、曝气、沉淀、排水和闲置)在进水和排水之间缺少一个完整的缺氧阶段,只是由于在 DO 水平较低的情况下活性污泥内部存在一定的缺氧微环境在沉淀阶段进行了一定的反硝化,而沉淀阶段有机物已得到充分的降解,无法满足反硝化对碳源的要求。反之,工序 II 把闲置阶段设置在曝气之前,相当于一个前置 A 段,此时进水中有机物能满足反硝化细菌对碳源的要求,而未流出的混合液则起到了回流混合液的作用,形成了一个完整的 A/O 系统,起到了很好的脱氮作用,在同一反应器中更好地完成了硝化和反硝化。

2.3 运行周期对生物脱氮的影响

试验过程中控制 MLSS 质量浓度约为 3000 mg/L, DO 质量浓度 1.0 ~ 2.0 mg/L, 按工序 II 运行 10 h, 在 1 个运行周期内, 每隔 2 h 取样 1 次, 分析其中 COD、NH₃-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 浓度, 在 1 个代表周期内 COD、NH₃-N 的变化结果见图 4。

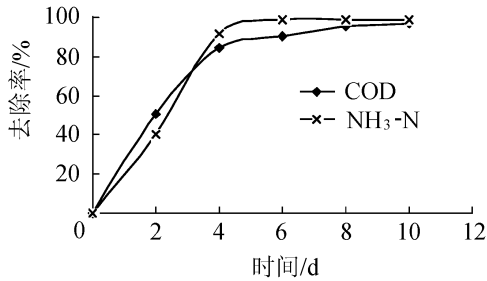


图 4 COD 和 NH₃-N 去除率在 1 个周期内的变化

由图 4 可见, 在 SBR 反应器的 1 个周期内, COD、NH₃-N 去除率随运行时间呈明显的升高, 且两者均在运行的前 4 h 去除率升高很快, 分别达到了 84.6% 和 91.4%, 其中 COD 质量浓度经过 4 h 就从 398 mg/L 降至 100 mg/L 以下, 经过 6 h 的运行出水质量浓度维持在 60 mg/L 以下。达到污水综合排放标准中城镇二级污水处理厂的一级标准, 去除率维持在 90% 以上, 此后去除率随时间的增加不明显。NH₃-N 的去除在运行的前 4 h 发生很快, 经过 6 h 的运行, 质量浓度即由 29.09 mg/L 降至 0.38 mg/L, 此后基本保持不变。与此同时, 在监测过程中 NO₂⁻-N 均小于 1 mg/L, NO₃⁻-N 质量浓度则一直保持在 10 mg/L 以下较低范围, 并没有呈现出随 NH₃-N 浓度减少而增加的趋势。综合以上分析结果认为, 延长停留时间可以改善出水水质, 但反应器容积负荷降低, 单位废水处理量的工程造价和运行费用增大。综合考虑容积负荷、去除效率与经济效益, 在实际运行中宜将周期时间控制为 6 h。

2.4 闲置时间对生物脱氮的影响

为了考察闲置时间对生物脱氮的影响, 试验条件同 2.3, 每 1 个周期按 6 h 运行, 在保证曝气 4 h 的前提下, 分别在闲置时间为 20 min、30 min 和 45 min 3 种工况下对处理效果进行了检测, 10 次试验平均结果见表 3。

表 3 不同闲置时间下 COD、NH₃-N、TN 去除效果

闲置时间/ min	ρ(COD)		ρ(NH ₃ -N)		ρ(TN)	
	进水	出水	进水	出水	进水	出水
20	374	16.3	24.7	0.90	32.2	10.4
30	343	17.8	23.7	0.48	33.3	7.5
45	369	22.9	23.5	1.07	32.9	7.7

试验结果表明, 在曝气满足有机物降解和 NH₃-N 硝化反应的情况下, 闲置时间对 COD 和 NH₃-N 的去除基本没有影响, 而主要对反硝化有影响, 由表 3 可见, 闲置时间从 20 min 到 30 min TN 的去除率有所增加, 而 30 min 后去除率基本不变化。所以在同时脱除有机物和 NH₃-N 的 SBR 系统中反硝化细菌和硝化细菌存在平衡, 反硝化细菌在活性污泥中的比例较低, 且大部分存在于生物絮体内部, 废水穿过活性污泥的好氧区进入缺氧区以及完成反硝化都需要一定时间, 在本试验的进水浓度下, 30 min 基本完成反硝化, 但由于反硝化菌基数的限制, 再延长反硝化不再明显。闲置时间会影响脱氮效果, 硝化和反硝化时间还跟进水的浓度有关, 在实际工程中应根据具体浓度确定闲置时间。

2.5 污泥有机负荷对生物脱氮的影响

C/N 对生物脱氮的影响已在很多文献中报道, 都是试验室配水研究, 但特定的某一实际城市污水进水浓度和 C/N 基本维持在某一水平, 此时研究污泥有机负荷对生物脱氮的影响显得更有意义。试验或实际运行中可通过控制 MLSS 浓度来控制污泥有机负荷, 本试验按 2.4 运行, 闲置时间 30 min, 不同污泥有机负荷下 COD、NH₃-N、TN 试验结果见图 5。

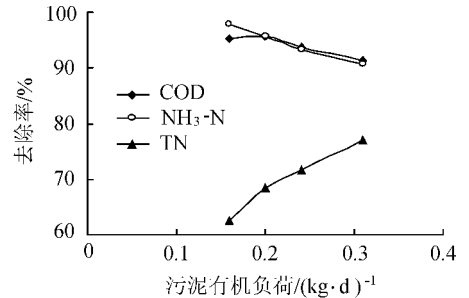


图 5 不同污泥有机负荷下 COD、NH₃-N、TN 去除率

由图 5 可见, 在污泥有机负荷较低(小于 0.2 kg/(kg·d))时, 有机物的降解基本不受影响, 达到 95% 以上, 之后随着污泥有机负荷的增大, COD 的去除率下降。本试验为了实现在同一反应器完成硝化和反硝化, DO 控制在较低水平, 随着污泥有机负荷的提高, DO 略显不够, 导致有机物去除率下降。NH₃-N 的去除率随着有机负荷的增大而下降, 这是因为硝化细菌为自养型好氧菌, 硝化过程不需要有机碳源^[7], 有机负荷较高时, 其他的异养细菌会大量繁殖, 与硝化细菌竞争 DO, 抑制了耗氧更多的硝化细菌的活性。但增加污泥有机负荷却可以提高 TN 的去除效果, 这是因为当污泥的有机负荷低时, 有机物在污泥絮体的好氧区即被大量消耗, 仅有少量有机物扩散进入污泥絮体的缺氧区, 无法满足反硝化细菌对碳源的要求, 势必会导致 TN (下转第 81 页)

满足社会和国民经济发展对水的需求。

c. 流域投资运行机制市场化。把市场经济引入水污染治理中,使水资源管理机构企业化,激励流域管理委员会进行合理的国内融资和引进外资,从而开辟更广阔的资金来源,减轻政府负担。这需要赋予流域管理机构更大的权力,增强流域管理机构利用经济手段进行调控的能力。

d. 建立流域企业化管理体制。把流域水资源开发利用与环境保护、维持生态平衡等结合起来,建立集水资源开发利用和保护于一体的企业化管理体制,实现资源与环境一体化管理,以提高水资源利用率。

e. 优化流域管理机构内部结构。由于我国现行的流域管理机构多是国家为了对主要江河实施大规模治理而设置的,客观上形成了流域管理机构忽视水域、水资源和水行政管理,难以承担起流域水行政主管部门的职责,且流域管理机构内部政企职责不分,人员结构不合理,造成其流域管理与执法能力不足,因此,应对流域管理机构进行改革,逐步建立符合我国国情的、权利和责任统一的高效流域管理

机构。

参考文献:

- [1] 王玲, 吴道喜. 从莱茵河管理看西方河流管理理念的转变[J]. 水利水电快报, 2001, 22(18): 27-28.
- [2] ALBERINI A. Environmental regulation and substitution between sources of pollution: an empirical analysis of Florida's storage banks[J]. Journal of Regulatory Economics, 2001, 19: 55-79.
- [3] BENDOW J. Challenges of Transboundary water management in the Danube River basin[J]. International Water Resource, 2005, 46: 73-82.
- [4] 孟节, 陈立克, 泰晤士水机构变革历程及其启示[J]. 山西水利科技, 2000(2): 92-93.
- [5] 肖彬, 高甲荣. 国外流域管理机构与法规述评[J]. 西北林学院学报, 2000, 15(3): 112-117.
- [6] VAN EGTEREN H. Maximum victim benefit: a fair division process in transboundary pollution problems[J]. Environmental and Resource Economics, 1997, 10(4): 363-386.

(收稿日期 2008-04-18 编辑 彭桃英)

(上接第 72 页)去除率的下降^[3]。反之污泥有机负荷高时,虽然 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率下降,出水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度增加,但由于出水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 硝化产生 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的浓度却减少,根据硝化总反应式^[8]进行理论计算,1 mg/L 的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 可生成 3.38 mg/L 的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$,也即出水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 增加 1 mg/L, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 却减少 3.38 mg/L,同时由于反硝化效果的增强,更多的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 被还原,所以 TN 去除率提高,这说明了污泥的有机负荷直接影响生物脱氮的效果。

3 结论

a. 运行周期为 6 h, DO 质量浓度为 1.0 ~ 2.0 mg/L 时, SBR 反应器可很好地完成城镇污水的有机物氧化和同时脱氮。

b. 将 SBR 工序调整为进水、闲置、曝气、沉淀、排水,即将闲置阶段设置在进水和曝气之间可大幅度提高 TN 的去除率,比传统 SBR 工序提高约 40%; $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率也略有提高,且出水氮的浓度较稳定。

c. 闲置时间会影响脱氮效果,当进水 $\rho(\text{COD})$ 平均为 350 mg/L, $\rho(\text{TN})$ 平均为 35 mg/L 时,最佳闲置时间为 30 min;硝化和反硝化时间跟进水的浓度有关,在实际工程中应根据具体浓度确定闲置时间。

d. 污泥 BOD 有机负荷大约控制在 0.2 kg/(kg·d),该值的增加可提高 TN 的去除率,但 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去

除率会下降。

参考文献:

- [1] MASUDA S, WATANABE Y, ISHIGURO M. Bio-film properties and simultaneous nitrification and denitrification in aerobic rotating biological contactors[J]. Water Sci Tech, 1997, 22(9): 1335-1363.
- [2] ELISABETH V M. Simultaneous nitrification and denitrification in benchscale sequencing batch reactor[J]. Wat Res, 1996, 30(2): 277-284.
- [3] 张龙, 肖文德, 李伟, 等. SBR 系统中同时硝化反硝化生物脱氮研究[J]. 环境工程, 2005(4): 29-32.
- [4] 国家环保总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [5] YANG W, VOLLERTSEN J, HVITVED J T. Nitrite accumulation in the treatment of wastewaters with high ammonia concentration[J]. Water Sci Tech, 2003, 48: 135-141.
- [6] 张小玲, 李斌, 杨永哲, 等. 低 DO 下的短程硝化及同步硝化和反硝化[J]. 中国给水排水, 2004, 20(5): 13-16.
- [7] PENG Y Z, CHEN Y, PENG C Y, et al. Nitrite accumulation by aeration controlled in sequencing batch reactors treating domestic wastewater[J]. Water Sci Tech, 2004, 50(10): 35-43.
- [8] 郭茂新, 孙培德, 楼菊青. 水污染控制工程学[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2005.

(收稿日期 2008-07-25 编辑 傅伟群)