

进水氨氮浓度对 SBR 法处理猪场废水的影响

孟祥至¹, 孟昭福^{2*}, 赵君楠¹, 朱 军³, 闫晓艺¹, 刘 娟¹

(1.西北农林科技大学理学院, 陕西 杨凌 712100; 2.西北农林科技大学资源与环境学院, 陕西 杨凌 712100; 3.明尼苏达大学生物制品及生物系统工程系, 美国 明尼苏达州 55108)

摘要:为获得 SBR 应对不同氨氮浓度猪场废水的适应时间及处理能力的变化情况,以低浓度废水启动 SBR 达稳定状态,通过逐步改变进水氨氮浓度研究 SBR 出水指标的变化规律。结果显示:启动至稳定状态的 SBR 出水氨氮、COD 和磷的浓度分别为 $(6.37 \pm 1.70) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $(409.90 \pm 77.00) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $(7.29 \pm 0.13) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 相应的去除率平均值分别为 99.25%、84.18% 和 74.09%; 进水氨氮浓度增大, SBR 在前 10 d 整体处在冲击期,其间 SBR 的出水氨氮、COD 和磷波动幅度较大,达稳定期后出水指标趋于稳定,且此时 SBR 能高效脱氮,但其降解 COD 和磷的能力降低。经长期高氨氮进水驯化 SBR 对 COD 的降解能力可恢复,氨氮浓度较高的进水中需要保证 COD 浓度以维持系统的除磷能力。

关键词: SBR; 猪场废水; 氨氮浓度; 脱氮; 除磷; COD 去除

中图分类号: X703.1 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2013)08-1656-08 doi:10.11654/jaes.2013.08.024

Effect of Influent Concentrations of Ammoniacal Nitrogen on SBR Treatment for Swine Wastewater

MENG Xiang-zhi¹, MENG Zhao-fu^{2*}, ZHAO Jun-nan¹, ZHU Jun³, YAN Xiao-yi¹, LIU Juan¹

(1.College of Science, Northwest A&F University, Yangling 712100, China; 2.College of Natural Resource and Environment, Northwest A&F University, Yangling 712100, China; 3.Bioprocesses and Biosystems Engineering Department, University of Minnesota, Waseca 55108, USA)

Abstract: After started with low concentration swine wastewater, using a sequencing batch reactor (SBR) at steady state to dispose swine wastewater, the studies on the characteristics of effluent water of SBR at different influent concentration of ammoniacal nitrogen were conducted, its purpose is to reveal the adaptive time and removal efficiency of SBR corresponding to different influent concentration of ammoniacal nitrogen. The results showed that ammoniacal nitrogen, COD and phosphorus in effluent water of SBR at steady state reached $(6.37 \pm 1.70) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $(409.90 \pm 77.00) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $(7.29 \pm 0.13) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, corresponding their average removal rate were 99.25%, 84.18% and 74.09%, respectively. With an increase of influent concentration of ammoniacal nitrogen, the SBR was in shock state in first ten days and reached steady state subsequently. Ammoniacal nitrogen, COD and phosphorus in SBR changed in a wave style in shock period, while they tended to stable in steady period. The ability of denitrogenation of SBR was promoted, while the removal efficiency of COD and phosphorus were decreased at the same time in steady period. The degradable ability of COD could be recovered by a long-term domestication with high influent concentration of ammoniacal nitrogen, and the sufficient COD concentration in feeding wastewater played an important role in dephosphorization ability of SBR at high influent concentration of ammoniacal nitrogen.

Keywords: SBR; swine wastewater; ammoniacal nitrogen concentration; denitrification; dephosphorization; COD removal

序批式生物反应器(SBR)已被应用于猪场废水的直接处理,其对废水中的氨氮、化学需氧量(COD)及磷具有良好的去除效果,且具有良好的抗氨氮冲击

能力^[1-6]。不同时期猪场废水中的氨氮含量差异很大,而 SBR 工艺处理效果必然会受进水氨氮浓度的影响。研究发现,进水氨氮浓度改变能够降低或激活反应器内部微生物的降解能力^[7],从而直接影响 SBR 的出水指标。因此,研究进水氨氮浓度改变后 SBR 的出水指标变化规律不仅能获得 SBR 处理能力的变化,而且为 SBR 适应不同浓度的氨氮进水提供时间依据,为 SBR 顺利进入高效降解期提供理论依据。

收稿日期: 2013-01-22

基金项目: 杨凌现代农业研究院培育项目资助

作者简介: 孟祥至(1985—),女,吉林人,硕士,主要从事生物资源利用的研究。E-mail: jixiangxiang@yahoo.com.cn

* 通信作者: 孟昭福 E-mail: zfmeng@126.com

近年来的相关研究侧重于探讨改变进水氨氮浓度导致 SBR 处理能力的变化,如增大进水氨氮浓度会降低 SBR 对氨氮和 COD 的降解能力^[7-11];在氨氮降解过程中,张兰河等^[12]研究发现高浓度的 COD 能保证传统反硝化作用的进行,进而保证系统对氨氮的降解能力;彭赵旭等^[9]在氨氮冲击负荷对硝化过程的短期影响的研究中发现氨氮冲击负荷能够使系统除磷能力恶化;蒋建国等^[13]在厨余垃圾高固体厌氧消化处理中氨氮浓度变化及其影响中发现微生物群落对氨氮浓度承受能力有限,这直接关系着系统的抗氨氮冲击能力。以上研究一方面仅以低氨氮浓度废水为实验对象,在以大于 $1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的高氨氮浓度猪场废水为实验对象的研究中目前尚不多见,另一方面已有研究对 SBR 最终是否能适应进水氨氮浓度的变化,以及 SBR 的适应时间及机制并未进行探讨。因此,获得 SBR 应对不同氨氮浓度猪场废水的适应时间及机制具有重要的意义。

本文以 SBR 法直接处理集约化养猪场不同时期的养猪废水,以 3 种不同氨氮浓度废水水样作为进水,研究每个进水浓度情况下 SBR 在两周内出水指标的变化规律,并结合 3 种进水浓度下 SBR 处理能力变化规律的一致性,探讨 SBR 对不同氨氮浓度水样的适应机制,以及进入新稳定期的耗时及处理能力的变化。

1 材料与方法

1.1 材料

猪场废水取自陕西杨凌本乡生猪实训基地,不同水冲粪污形成不同的颜色和水质的污水,本实验选择了 4 种具有典型水质特点的废水。废水取回后先用滤布过滤除去内部的大颗粒物质,然后置于罐中保藏。实验用 4 种废水作为 SBR 反应装置的进水,其具体指标如表 1 所示。

活性污泥取自西安第三污水处理厂。

1.2 SBR 装置与运行参数

SBR 装置是有机玻璃制成的柱形反应器,总容积

11 L,有效容积为 8 L。反应器上部接有搅拌装置、排水装置(兼用于取样)、溶解氧(DO)测定仪、pH 及氧化还原电位(ORP)测定仪,由电脑实时记录 DO、pH 及 ORP(图 1);下部设气泡石、曝气装置。

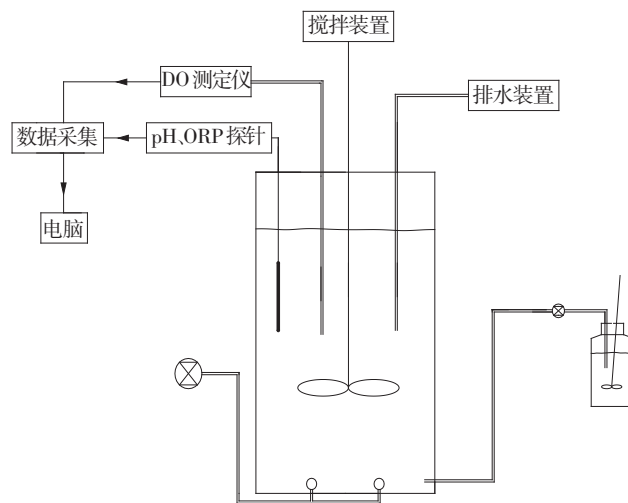


图 1 SBR 实验装置图

Figure 1 Schematics of SBR system

SBR 运行参数:每个工作周期为 8 h,包括瞬时进水期、厌氧期(1.25 h)、曝气期(2.75 h)、厌氧期(1.5 h)、曝气期(2 h)、沉淀期(0.5 h)和瞬时排水期,曝气量为 $3.0 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$,反应器内温度控制在 $28 \text{ }^{\circ}\text{C}$,每日运行 3 个周期,废水处理量为 $1.2 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ 。每日首次进样前排泥 1 次,排泥量在 $200 \sim 300 \text{ mL} \cdot \text{d}^{-1}$,保持 SBR 反应器内泥水混合物 SV30 为 50%,MLSS 在 $2 \sim 3 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$,污泥龄控制在 10 d,水力停留时间(HRT)为 6.7 d。

1.3 实验设计

本实验分为两大部分。

第一部分启动 SBR 至稳定状态(54 d):首先将表 1 中水样 3 稀释 5 倍后混入适量活性污泥共 8 L,置于 SBR 反应器中,闷曝 1 d,而后将水样 3 稀释 3 倍作为 SBR 反应器的进水,按运行参数运行 53 d,出水指标稳定后观察 SBR 反应器的状态,分析 SBR 最终的出水指标,并以此作为后续实验的起点。

第二部分是改变进水氨氮浓度($4 \times 14 \text{ d}$):以前述稳定期为起点,SBR 仍按运行参数运行,依次通过 4 个阶段改变进水氨氮浓度,如表 2 所示。分别研究出水氨氮、COD 和磷及其去除率在阶段 1、2、4 呈现的变化规律。

阶段 3 为实验的调整期:实验进行至阶段 2 时,系统对 COD 和磷的去除率下降,此时不宜继续提高进水氨氮浓度,因启动 SBR 使用的是表 1 中稀释后

表 1 废水水样的水质特征

Table 1 Characteristics of swine wastewater

指标	水样 1	水样 2	水样 3	水样 4
氨氮/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	826~1005	1000~1326	954~1206	1361~1756
COD/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	1502~1852	1612~1987	5600~8812	6220~9020
磷/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	14~30	14~25	24~38	32~38

表 2 实验各阶段的特点和目标

Table 2 Characteristics and targets of different stage

阶段名称	进水所用水样	进水氨氮浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	运行天数/d	目标
阶段 1	水样 1	800~1000	14	获得两周内系统相应的指标变化
阶段 2	水样 2	1000~1300	14	获得两周内系统相应的指标变化
阶段 3	水样 3	950~1200	14	使系统基本恢复至实验起始的稳定状态
阶段 4	水样 4	1300~1700	14	获得两周内系统相应的指标变化

的水样 3,故阶段 3 直接使用表 1 中水样 3 作为 SBR 反应器的进水,至 SBR 系统对氨氮、COD 和磷的去除率重新恢复到稳定状态,阶段 3 稳定状态下的 SBR 出水氨氮、COD 和磷及相应去除率如表 3 所示。

表 3 阶段 3 中稳定状态 SBR 的处理能力

Table 3 Removal efficiency of SBR at steady state in stage 3

浓度	氨氮	COD	磷
进水浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	954~1206	5600~8812	24~38
出水浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	6.95~7.12	486~501	5.54~5.69
平均去除率/%	99.21	91.58	78.52

1.4 分析方法

磷采用钼蓝比色法;氨氮采用纳氏试剂比色法; NO_3^- -N 采用离子选择性电极法测定; NO_2^- -N 采用重氮偶合分光光度法;凯氏氮采用硫酸-硫酸铜-硫酸钾消解法^[17],KDY-9820 型凯氏定氮仪测定;MLSS、SV30 采用相应国家标准测定方法测定(以上方法均参照文献[17])。总氮由 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 与凯氏氮三者的总和计算得出^[4];COD 采用 CTL-12 型 COD 速测仪测定。

2 结果与分析

2.1 启动至稳定状态的 SBR 各指标特征

SBR 启动完成后,反应器出水水体为啤酒色、透明、无臭,系统运行稳定。污泥颜色为浅褐色,其沉降性能良好、粘度适宜。SBR 反应器内壁上有污泥和气泡(反硝化作用产生的氮气)附着,气泡量随 SBR 运行周期变化而变化,这与张兰河等^[12]对污泥状态的描述相符。

由图 2 可以看出,SBR 经过 53 d 的启动后,系统内氨氮、COD 和磷的含量呈规律性变化,即进水后反应器内的上述 3 种物质含量最高,运行 4 h 后三者含量明显降低,运行 8 h 后三者含量最小,其中氨氮曲线变化规律性很好。该阶段的 SBR 出水氨氮、COD 和磷浓度分别为(6.37 ± 1.70) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、(409.90 ± 77.00) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、(7.29 ± 0.13) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均去除率分别为 99.25%、

84.18%和 74.09%,均变化不大,证实 SBR 反应器已运行至稳定状态,可以作为后续实验的起点。

2.2 进水氨氮浓度对脱氮效果的影响

进水氨氮浓度改变后 SBR 出水氨氮变化如图 3 所示。3 个浓度氨氮废水在 14 d 处理中出水氨氮变化具有一致性,均分为冲击期和稳定期。

第 1~10 d 为冲击期,该阶段出水氨氮和氨氮去除率曲线均波动幅度较大。进水氨氮浓度为 800~1000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 期间(以下简称阶段 1),出水氨氮于前 4 d 在 4.00 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 附近波动,之后逐渐增大至第 9 d 达 7.50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,而氨氮去除率在前 6 d 波动增大,之后缓慢降低至第 9 d 达 99.22%;进水氨氮浓度为 1000~1300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 期间(以下简称阶段 2),出水氨氮除在第 3 d 达 14.03 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 外,总体呈先增大后降低的趋势,氨氮去除率变化与之相反;进水氨氮浓度为 1300~1700 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 期间(以下简称阶段 4),出水氨氮先缓慢上升至第 6 d 达 12.50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 后缓缓下降,而氨氮去除率先呈波浪式下降,在第 5 d 出现最小值 99.13%之后逐渐升高。

第 10~14 d 为稳定期,出水氨氮和氨氮去除率变化曲线均趋于平稳:阶段 1、阶段 2、阶段 4 水样在稳定期出水氨氮和氨氮平均去除率分别为 7.11、8.56、6.49 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 99.23%、99.29%、99.54%,处理效果保持稳定。

由表 4 可见,进水氨氮浓度增大,新稳定期 SBR 的出水总氮略有增大,但总氮的去除率相对较稳定,结合新稳定期的氨氮去除率变化得出,达稳定期后 SBR 仍能维持较高的脱氮能力。说明实验条件下,进水氨氮浓度增大不会影响 SBR 对氨氮的降解。

稳定期 SBR 内各生物种群比例协调相互协作^[14,16]。增大进水氨氮浓度初期,反应器内菌群稳定性受冲击,故出水氨氮和氨氮去除率波动变化较明显,然而持续的高氨氮浓度进水必然导致 SBR 出水氨氮上升及氨氮去除率下降,与黎永坚等^[7]得出的结论一致。随着硝化细菌的增殖,系统对氨氮的降解能力逐渐增强,至菌群比例协调时 SBR 出水氨氮和氨氮去除率

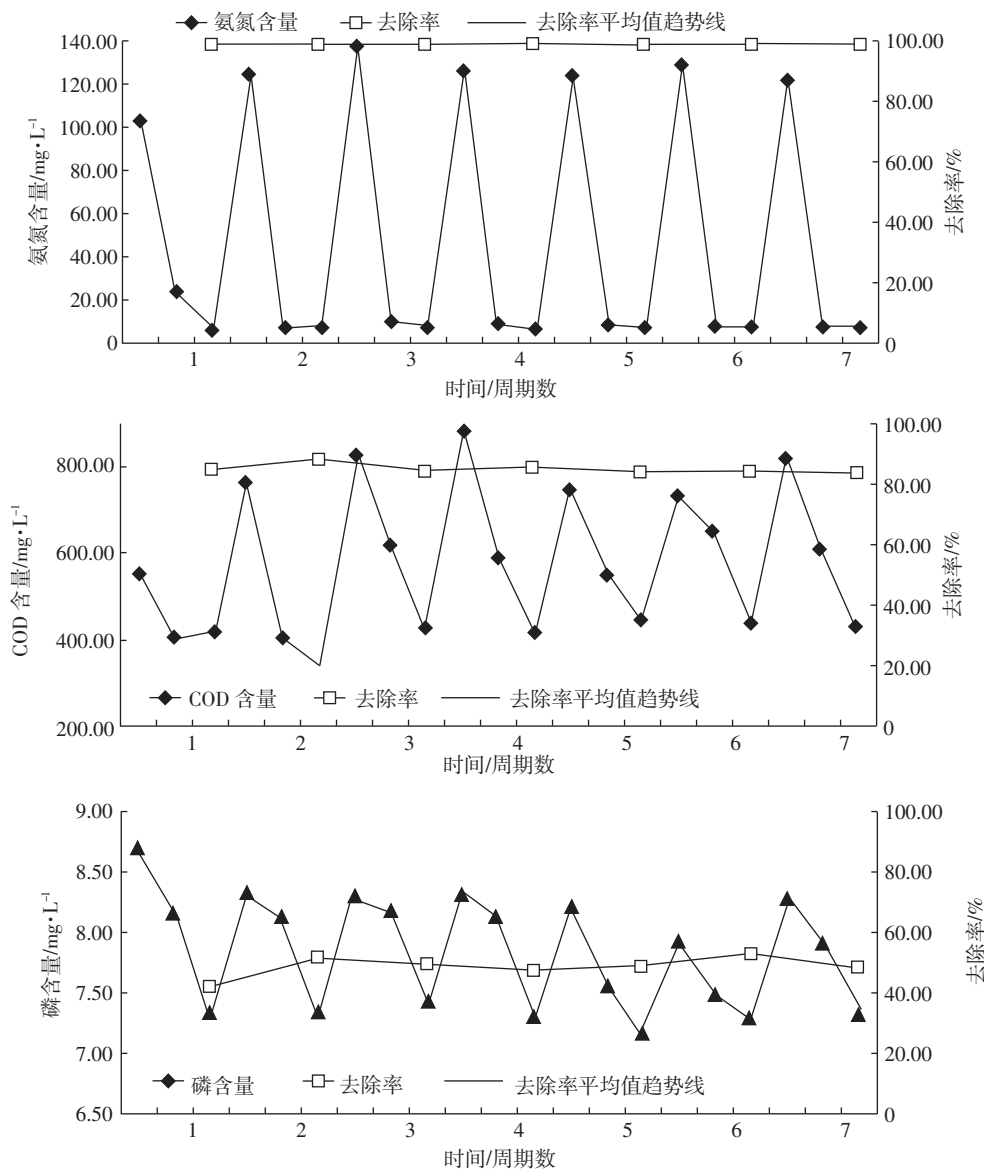


图 2 SBR 稳定状态的运行情况

Figure 2 Operation performance of SBR at steady state

达稳定值,显然该过程需要 10 d 左右的时间,这也就是进水浓度增大前 10 d 出水氨氮浓度和去除率有较大波动的原因。3 个阶段出水氨氮浓度和去除率变化的一致性也证实了这一机制。

2.3 进水氨氮浓度对系统降解 COD 的影响

不同氨氮浓度进水影响下 COD 的变化结果见图 4。3 种氨氮浓度进水在 14 d 内出水 COD 和 COD 去除率曲线具有一致性,可划分为冲击期和稳定期两个阶段。

第 1~10 d 为冲击期,该阶段出水 COD 和 COD 去除率均随时间延长呈波浪式变化,且波动幅度较大。阶段 1、阶段 2、阶段 4 出水 COD 均总体上升至第

10 d 分别达 442.00、457.00、522.00 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 阶段 1 SBR 对 COD 的去除率呈波浪式下降,从 79.75% 下降至 69.24%,阶段 2 SBR 对 COD 的去除率围绕初始值上下波动,至第 10 d 降至 72.91%,阶段 3 SBR 对 COD 去除率变化幅度相对较小。

第 10~14 d 为稳定期,该阶段出水 COD 和 COD 去除率变化曲线均趋于平稳。阶段 1、阶段 2、阶段 4 水样进水在新稳定期出水 COD 含量和 COD 平均去除率分别为 450.00、479.00、527.00 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 70.54%、73.00%、92.43%。

SBR 反应器中 COD 降解机制主要有:①活性污泥的吸附作用,COD 成分下降的程度与污泥量成比

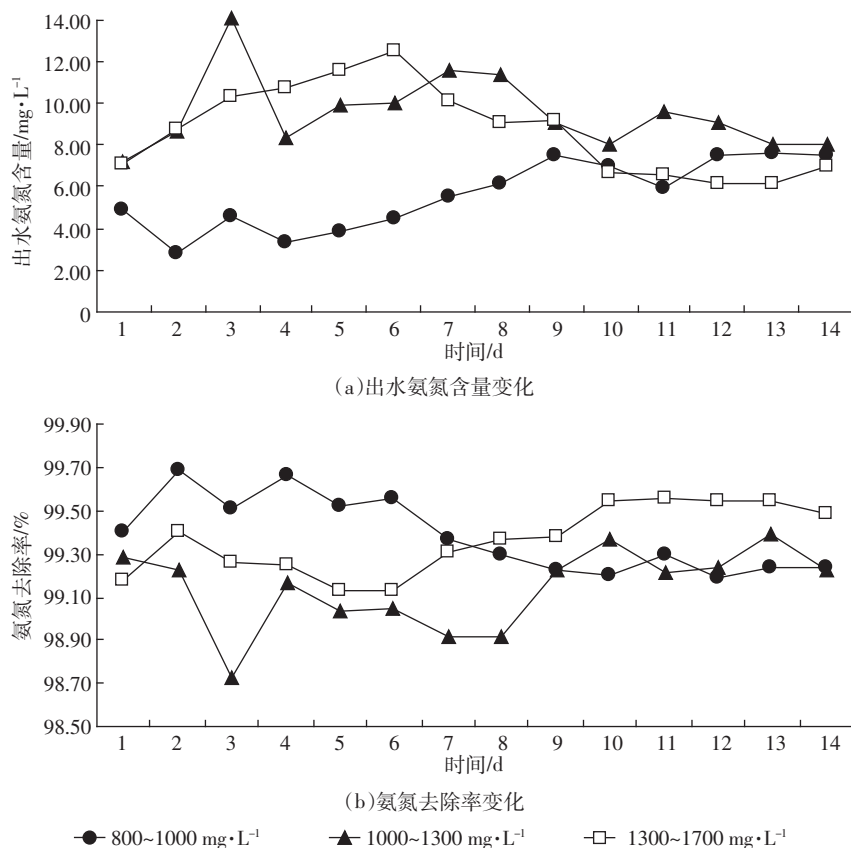


图 3 不同进水氨氮浓度下 SBR 对氨氮的去除效果

Figure 3 Removal efficiency of ammoniacal nitrogen of SBR at different influent concentration of ammoniacal nitrogen

表 4 各稳定期 SBR 对总氮的去除效果

Table 4 Total nitrogen removal efficiency of SBR at different steady stages

总氮含量	启动获得的稳定状态	阶段 1 稳定期	阶段 2 稳定期	阶段 4 稳定期
进水总氮/mg·L ⁻¹	1135~1260	1162~1293	1179~1617	1891~2079
出水总氮/mg·L ⁻¹	89.98~100.20	97.02~103.50	104.70~121.30	144.90~156.00
平均去除率/%	92.08	91.85	91.91	92.34

例;②被菌体作为能源物质利用,最终转化为 CO₂ 和水;③被同化为菌体的自身组成部分^[4,12,15-16],导致污泥量增加,系统通过排泥实现 COD 的去除。可见微生物在其中起着重要的作用。

进水氨氮浓度增大,在冲击期内,反应器中微生物代谢环境改变,导致上述 COD 降解机制失衡,故 SBR 出水 COD 和 COD 去除率呈波浪式变化。又因为高氨氮进水对异养菌的活性产生抑制^[9],故冲击期 SBR 出水 COD 增大, COD 去除率下降。系统进入稳定期后,经过高氨氮进水驯化,反应器内菌体能够克服高氨氮抑制机制,恢复对 COD 的降解能力^[7],这正是阶段 2 和阶段 4 中 COD 去除率略有增大的原因。显然系统重新恢复稳定的时间为 10 d, 3 个阶段出水 COD 变化的

一致性也证实了这一机制。

2.4 进水氨氮浓度对系统除磷效果的影响

由图 5 可见,以 3 种浓度的氨氮废水作为进水,各自运行 14 d, SBR 的出水磷含量和磷去除率变化曲线具有一致性,也分为冲击期(1~10 d)和稳定期(10~14 d)两个阶段,与前述氨氮和 COD 的指标变化同步。

冲击期,阶段 1 和阶段 2 的出水磷含量在前 4 d 变化较小,而后总体呈缓慢上升趋势,至第 10 d 最大值分别达 7.54、10.85 mg·L⁻¹,相应的两个阶段磷去除率总体呈波浪下降趋势,至第 10 d 达最小值 48.81%, 37.60%;阶段 4 的出水磷含量和磷去除率分别呈缓慢下降和上升趋势,变化幅度很小。

达稳定期后,出水磷含量和磷去除率相对趋于稳

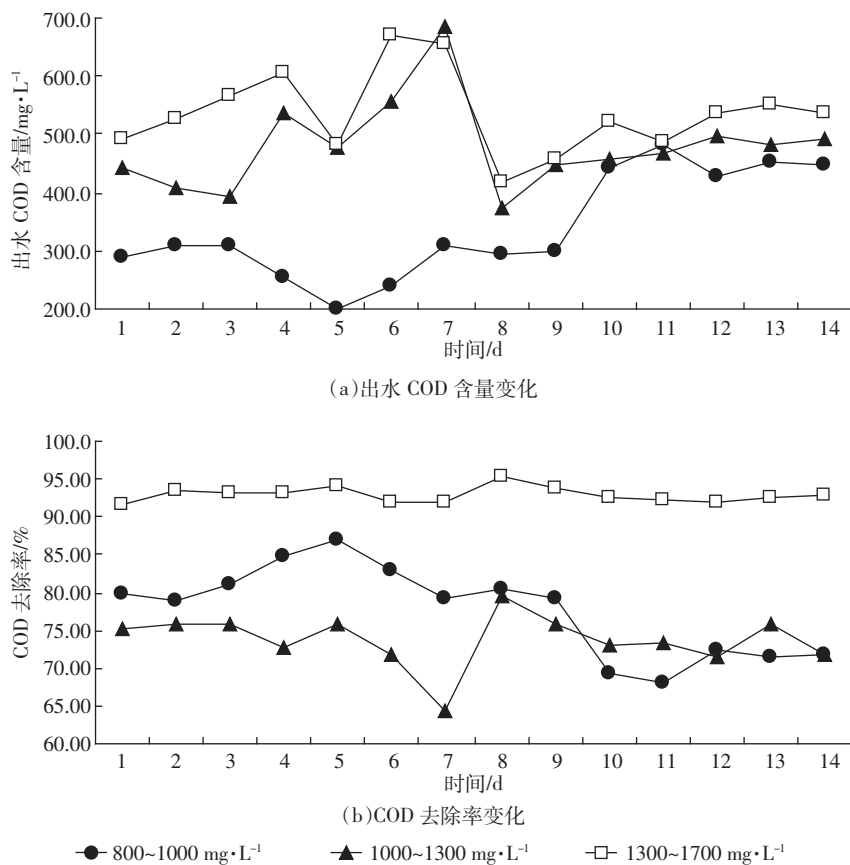


图 4 不同进水氨氮浓度下 SBR 对 COD 去除效果

Figure 4 COD removal efficiency of SBR at different influent concentration of ammoniacal nitrogen

定。阶段 1、阶段 2、阶段 4 进水水样在新稳定期出水磷含量和磷平均去除率分别为 7.65、11.09、4.26 mg·L⁻¹ 和 51.84%、34.53%、86.92%。由于阶段 1 和阶段 2 的进水氨氮浓度增大,硝化细菌增殖并产生大量的硝酸盐,加速了反硝化细菌对碳源的利用,进而引起碳源紧缺,故随运行时间增长,一方面,COD 作为碳源是 SBR 系统同时脱氮与除磷的限制因子,又因为除磷需要特定的碳源诱导,故碳源不足时,除磷能力下降^[14];另一方面,硝化及反硝化过程的中间产物亚硝酸,使聚磷菌数量下降,SBR 除磷能力持续下降,这与彭赵旭等^[9]的结论一致。长时间的驯化,微生物对一定的氨氮浓度适应能力加强,最终达稳定状态^[7,13]。阶段 1、阶段 2 的出水磷含量和磷去除率变化的一致性充分证实了聚磷菌适应氨氮冲击的时间为 10 d。稳定期 SBR 出水磷含量和磷去除率的数据显示进水 COD 浓度稳定在 1502~1987 mg·L⁻¹,进水氨氮浓度越高越不利于 SBR 除磷。

阶段 4 的冲击期和稳定期的出水磷含量和磷去除率变化不大,即提高氨氮浓度不影响 SBR 的除磷效

果,且稳定期 SBR 能够很好的脱氮和除磷(图 5),这主要是由于:一方面该阶段的进水中 COD 充足(6220~9020 mg·L⁻¹),脱氮与除磷作用互不牵制;另一方面,长时间的高氨氮驯化,聚磷菌的适应能力增强^[9,13]。在氨氮浓度相对较高的反应体系中,聚磷菌需要体系中存在足量的 COD 作为适应环境的保障,进水中 COD 浓度越高除磷效率越高^[16],故进水中氨氮浓度较高时需要保证 COD 浓度以维持系统的除磷能力。

改变进水氨氮浓度,SBR 的适应时间为 10 d,该时间正好是 1.5 倍的 HRT,亦是 SRT。因此,SBR 工艺用于大规模处理猪场废水时,可用上述时间大致推测 SBR 抵抗进水氨氮浓度冲击的时间,以减少盲目性,提高 SBR 处理效率。

3 结论

(1) SBR 稳定状态,反应器内污泥颜色、形态、粘度良好,SBR 出水氨氮、COD、磷浓度分别为 $(6.37 \pm 1.70) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $(409.90 \pm 77.00) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $(7.29 \pm 0.13) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,平均去除率分别为 99.25%、84.18%、74.09%。

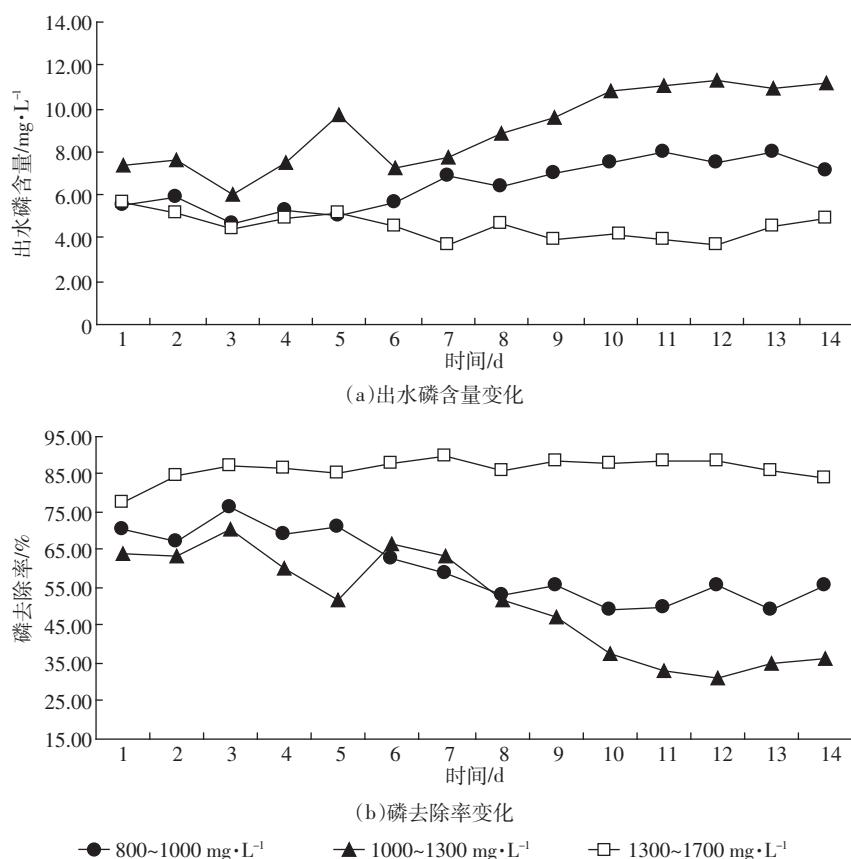


图 5 不同进水氨氮浓度下 SBR 对磷的去除效果

Figure 5 Phosphorus removal efficiency of SBR at different influent concentration of ammoniacal nitrogen

(2) SBR 法处理猪场废水, 改变进水氨氮浓度后, SBR 的适应时间为 10 d (恰好是 1.5 倍的 HRT, 亦是 SRT), 视为氨氮冲击期, 其间系统对氨氮、COD 和磷的处理能力受较大的冲击。

(3) 冲击期过后, SBR 处于稳定期: SBR 仍能高效脱氮, 但 SBR 降解 COD 和磷的能力下降。

(4) 长期的高氨氮进水驯化可使 SBR 恢复对 COD 的降解能力, 进水中氨氮浓度较高时需要保证 COD 浓度以维持系统的除磷能力。

(5) 逐级增大进水氨氮浓度驯化得到的 SBR, 能够处理进水氨氮、COD 浓度分别达 1700、9000 mg·L⁻¹ 的猪场废水, 出水氨氮、COD 和磷分别达到 6.49、527.00、4.26 mg·L⁻¹, 相应的去除率分别为 99.54%、92.43% 和 86.92%。

参考文献:

- [1] Wu Xiao, Yao Wan-Ying, Zhu Jun, et al. Biogas and CH₄ productivity by co-digesting swine manure with three crop residues as an external carbon source[J]. *Bioresour Technol*, 2010, 101(11): 4042-4047.
- [2] 黄正文, 余波. 猪场废水厌氧处理技术研究[J]. 成都大学学报, 2010, 29(4): 287-289.

- HUANG Zheng-wen, YU Bo. Study of anaerobic treatment technology of piggery wastewater[J]. *Journal of Chengdu University*, 2010, 29(4): 287-289.
- [3] Wu Xiao, Zhu Jun, Dong Chun-Ying, et al. Continuous biohydrogen production from liquid swine manure supplemented with glucose using an anaerobic sequencing batch reactor[J]. *International Journal of Hydrogen Energy*, 2009, 34(16): 6636-6645.
- [4] Zhang Zhi-Jian, Zhu Jun, King J, et al. A two-step fed SBR for treating swine manure[J]. *Process Biochemistry*, 2006, 41(4): 892-900.
- [5] 邓良伟, 郑平, 李淑兰, 等. 添加原水改善 SBR 工艺处理猪场废水厌氧消化液性能[J]. 环境科学, 2006, 26(6): 105-109.
- DENG Liang-wei, ZHENG Ping, LI Shu-lan, et al. Performance improvement of sequencing batch reactor(SBR) treating digested piggery wastewater by addition of raw wastewater[J]. *Environment Science*, 2006, 26(6): 105-109.
- [6] Casellas M, Dagot C, Baudu M. Set up and assessment of a control strategy in a SBR in order to enhance nitrogen and phosphorus removal[J]. *Process Biochemistry*, 2006, 41(9): 1994-2001.
- [7] 黎永坚, 胡晓东, 熊紫娟, 等. 高浓度氨氮对 SBR 工艺处理制药废水的影响[J]. 中国给水排水, 2009, 25(13): 92-94.
- LI Yong-jian, HU Xiao-dong, XIONG Zi-juan, et al. Impact of high concentration ammonia nitrogen on treatment of pharmaceutical wastewater by SBR process[J]. *China Water & Wastewater*, 2009, 25(13): 92-94.

- [8] 马亚莉, 袁林江. SBR 无厌氧段生物强化除磷的诱导研究[J]. 中国给水排水, 2009, 25(11): 8-11.
MA Ya-li, YUAN Lin-jiang. Induction for enhanced biological phosphorus removal without anaerobic phase in SBR[J]. *China Water & Wastewater*, 2009, 25(11): 8-11.
- [9] 彭赵旭, 彭永臻, 杜丽娟, 等. 氨氮冲击负荷对硝化过程的短期影响[J]. 中国给水排水, 2010, 26(11): 9-12.
PENG Zhao-xu, PENG Yong-zhen, DU Li-juan, et al. Short-term influence of ammonia nitrogen impact load on nitrification process[J]. *China Water & Wastewater*, 2010, 26(11): 9-12.
- [10] 徐少娟, 蒋涛, 殷峻, 等. 进水氨氮浓度对强化生物除磷(EBPR)系统除磷特性及微生物群落结构的影响[J]. 环境科学学报, 2011(4): 745-751.
XU Shao-juan, JIANG Tao, YIN Jun, et al. Effects of influent ammonia concentration on phosphorus removal and the microbial community in an EBPR system[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011(4): 745-751.
- [11] Ra C, Lo K, Shin J, et al. Biological nutrient removal with an internal organic carbon source in piggery wastewater treatment[J]. *Water Research*, 2000, 34(3): 965-973.
- [12] 张兰河, 刘强, 贾艳萍, 等. COD、 NO_3^- -N 与后置曝气对 A_2 SBR 反硝化除磷的影响[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2011, 43(6): 5-9.
ZHANG Lan-he, LIU Qiang, JIA Yan-ping, et al. Effect of COD, NO_3^- -N and post-aeration on A_2 SBR denitrifying dephosphorization process[J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2011, 43(6): 5-9.
- [13] 蒋建国, 王岩, 隋继超, 等. 厨余垃圾高固体厌氧消化处理中氨氮浓度变化及其影响[J]. 中国环境科学, 2007, 27(6): 721-726.
JIANG Jian-guo, WANG Yan, SUI Ji-chao, et al. Variations of the ammonia concentration of high solid anaerobic digestion technology for organic waste[J]. *China Environmental Science*, 2007, 27(6): 721-726.
- [14] 刘旭, 王淑滢, 彭永臻, 等. SBR 双颗粒污泥系统脱氮除磷性能研究[J]. 环境科学学报, 2012, 32(7): 1537-1541.
LIU Xu, WANG Shu-ying, PENG Yong-zhen, et al. Characteristics of nitrogen and phosphorus removal by using two granular sludge process in sequencing batch reactors[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2012, 32(7): 1537-1541.
- [15] 金颖, 费庆志. SBR 法处理豆制品废水工艺条件的研究[J]. 环境污染治理技术与设备, 2006, 7(2): 116-120.
JIN Ying, FEI Qing-zhi. Experimental study on soybean wastewater treatment by SBR[J]. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2006, 7(2): 116-120.
- [16] 李勇智, 彭永臻, 王淑滢. 厌氧/缺氧 SBR 反硝化除磷效能的研究[J]. 环境污染治理技术与设备, 2003, 4(6): 9-12.
LI Yong-zhi, PENG Yong-zhen, WANG Shu-ying. Denitrifying phosphorus removal by anaerobic/anoxic sequencing batch reactor[J]. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2003, 4(6): 9-12.
- [17] 国家环保局《水和废水检测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 第四版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
Environmental Protection Administrative of China Editorial Council. Standard methods for the examination of water and wastewater[M]. 4th edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.