

混合态厨余发酵液作为外碳源强化脱氮的特性

李亚坤^{1,2}, 王晓昌^{1,2}, 唐嘉陵^{1,2}

(1. 西安建筑科技大学环境与市政工程学院 西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 陕西 西安 710055; 2. 国家城市非传统水资源开发利用国际科技合作基地, 陕西 西安 710055)

摘要: 利用混合态厨余发酵液(MFLFW)作为多段进水 SBR 的外碳源,考察其脱氮性能及发酵液利用规律。在 93 d 的运行过程中,反应器能够达到较好的脱氮效果;MFLFW 主要通过污泥生长、反硝化脱氮以及氧化过程去除,随氮负荷增高表现出较好的反硝化潜力,脱氮利用率最多为进水 TCOD 的 29.37%。沿程分析表明,反应器在好氧段和厌氧段分别具有较高的硝化和反硝化速率,分别为 (27.84 ± 2.31) 、 (10.13 ± 1.3) mg/(gMLVSS · h);且在好氧段存在同步硝化反硝化(SND)过程,周期内脱氮贡献率随每阶段进水量递减,分别为 45.85%、25.31%和 7.48%,进一步证实 MFLFW 碳源在 SBR 反应器中易于被利用且与 SND 过程关系密切。考虑到对碳源物质的消耗及利用对餐厨垃圾和污水处理均有益处,因此 MFLFW 碳源具有较好的应用价值。

关键词: SBR; 混合态厨余发酵液; 同步硝化反硝化; 反硝化速率; 颗粒态碳源

中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2017)05-0016-06

Characteristics of Enhanced Nitrogen Removal with Mixed Fermentation Liquid of Food Waste as External Carbon Sources

LI Ya-kun^{1,2}, WANG Xiao-chang^{1,2}, TANG Jia-ling^{1,2}

(1. Key Laboratory of Northwest Water Resources, Environment and Ecology <Ministry of Education>, School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 2. International Science and Technology Cooperation Center for Urban Non-conventional Water Resources Development and Utilization, Xi'an 710055, China)

Abstract: Mixed fermentation liquid of food wastes (MFLFW) were utilized as external carbon source for enhancing nitrogen removal in the step-feeding SBR, and the characteristics of enhanced nitrogen removal and the utilization rule of the fermentation liquid were investigated. The results showed that the reactor could achieve high nitrogen removal efficiency during the 93 d of operation. MFLFW was mainly removed through the sludge growth, denitrification and oxidation process, which showed better denitrification potential with the increase of nitrate loading and got the utilization efficiency of nitrogen removal up to 29.37% of the influent TCOD. The process experiment showed that the reactor had higher rate of nitrification and denitrification in aerobic and anaerobic sections, which were (27.84 ± 2.31) mg/(gMLVSS · h) and (10.13 ± 1.3) mg/(gMLVSS · h), respectively. Simultaneous nitrification and denitrification (SND) took place in the aerobic section, and the contribution rates to nitrogen removal in each stage were 45.85%, 25.31%, and 7.48%, respectively, with the decrease of feeding volume, which confirmed that the MFLFW carbon source in SBR reactor was easy to be utilized and had close relationship with SND process. Considering the benefits of the carbon source consumption and utilization for food waste treatment and sewage treatment, MFLFW carbon source has a good practical value.

Key words: SBR; mixed fermentation liquid of food waste; simultaneous nitrification and denitrification (SND); specific denitrification rate; granular carbon source

针对我国污水处理厂(特别是市政污水处理厂)普遍存在的碳氮比较低的情况,通常采用投加外碳源的方式来提高脱氮效率,这增加了污水处理的成本。因此,寻找更为有效可行的碳源成为学者们热议的话题。就目前而言,醇类、葡萄糖以及 VFAs^[1]用作外碳源的研究已取得了很大进展,但持续投加化学碳源会增加相当大的成本^[2],实施性不强。因此,为了达到经济可行的目的,一些学者开始对污泥发酵液^[3]、食品废水^[4]、垃圾渗滤液^[5]等进行研究,通过控制预发酵环境,提供具有高浓度的 VFAs 作为外碳源,实现良好的脱氮效果,为“以废治废”提供了新的思路。

有研究者提出,厨余发酵液中含有大量的有机酸和 VFAs 等可快速降解的有机物,是较为理想的碳源^[6~8]。然而,溶解态厨余发酵液本身具有产量低、代价高的特点,且厨余中剩余的大部分颗粒态物质被弃用,实际生产会造成二次污染。沈志强等^[9]利用淀粉基共混物作为反硝化碳源和生物膜载体,证实了其用于反硝化工艺的可行性;Chu 等^[10]利用生物可降解聚合物(PCL)作为外碳源,于 MBBR 反应器中进行 SND 反应,成功将低碳氮比污水的 TN 去除率提高到 74.6%,且每去除 1 g 氮需要 1.27 g 的 PCL。由此可知,颗粒态碳源不仅可以缓释碳,且有利于微生物的附着,可通过提高反硝化能力及 SND 途径强化脱氮效果。

因此,为了更为高效地利用厨余垃圾,笔者将其放在自制发酵反应器中于 55 ℃ 下自由发酵后,不经筛滤的混合态厨余发酵液(MFLFW)作为 SBR 工艺的外碳源,研究其脱氮性能及利用效率,并重点考察混合碳源的利用途径,从而验证 MFLFW“以废治废”的可能性。

1 材料与方法

1.1 SBR 反应器

SBR 反应器(见图 1)的接种污泥为西安市某污水处理厂的好氧污泥,经驯化后,进行 6 h 周期试验。反应器有效容积为 5 L,配备曝气泵、搅拌器及进出水蠕动泵等,采用多段进水方式(如图 2 所示),通过时间控制开关、蠕动泵及附属电路控制运行周期和进水、搅拌、曝气、沉淀及排水等各操作环节,实现好

氧、厌氧的交替运行。运行期间污泥浓度为 5 000 mg/L 左右,污泥停留时间为 30 d,MLVSS/MLSS 值为 0.8~0.9,HRT 为 9 h。

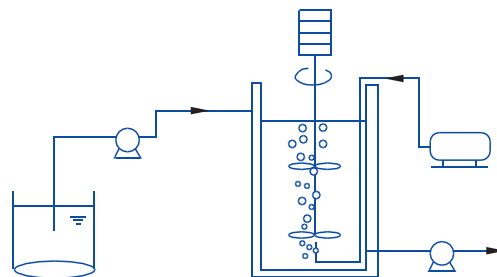


图 1 SBR 反应器示意

Fig. 1 Schematic diagram of SBR

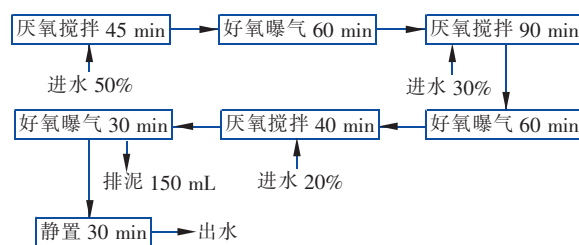


图 2 分段式 SBR 工艺流程

Fig. 2 Flow chart of step-feeding SBR

1.2 混合态厨余发酵液及进水质性

发酵液原料取自西安某大学食堂餐厨垃圾,经筛分和搅拌破碎后,于 55 ℃ 下在自制发酵反应器中自由发酵 10 d(不控制 pH 值等条件),所得混合液即为混合态厨余发酵液(MFLFW)。经测定,其多糖、蛋白质、VFAs 等溶解性 COD、颗粒态 COD 所占比例分别为 32.03%、3.71%、18.11%、46.15%。

SBR 周期运行分为 I、II、III 等 3 个阶段,每阶段采用人工配水,投加 NH_4Cl (以 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 计)、MFLFW(以 COD 计)的情况见表 1。在第 I 阶段 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 投加量在 30 mg/L 左右,发酵液投加量在 237 mg/L 左右,考察反应器在较低氮、有机物负荷下的脱氮性能;第 II 阶段将 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 提升至约 50 mg/L,发酵液投加量在 319 mg/L 左右,考察在氮负荷较高情况下的脱氮效果及 MFLFW 的利用潜力;在第 III 阶段将发酵液投量提高至 500 mg/L 左右,保持 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度不变,考察高氮、高有机物负荷下的脱氮及颗粒态碳源利用情况。

表1 各阶段人工配水组分

Tab.1 Influent quality at different stages

项 目	时间/ d	$\text{NH}_4^+ - \text{N}/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	MFLFW 投加量/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
阶段 I	1 ~ 11	24.39 ± 9.32	237 ± 91
阶段 II	12 ~ 46	44.49 ± 9.14	319 ± 101
阶段 III	47 ~ 93	50.17 ± 5.8	556 ± 125

1.3 分析方法

采用国家标准方法测定各水质指标。其中, COD:重铬酸钾法, TN:过硫酸钾氧化-紫外分光光度法, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$:纳氏试剂分光光度法, $\text{NO}_3^- - \text{N}$:麝香草酚分光光度法, $\text{NO}_2^- - \text{N}$:N-(1-萘基)-乙二胺光度法, MLSS、MLVSS:重量法。

2 结果与讨论

2.1 SBR 反应器的脱氮效果

2.1.1 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的变化

进、出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的周期变化见图3。

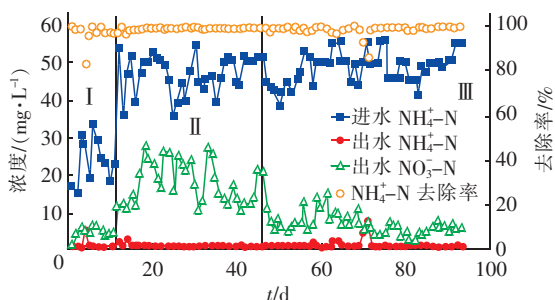
图3 反应器进、出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的变化

Fig.3 Ammonia nitrogen removal by SBR at different stages

在第 I 阶段进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 $14.35 \sim 32.1 \text{ mg/L}$, 出水除第 4 天受曝气影响升至 4.59 mg/L 外, 其余均保持在 0.85 mg/L 以下, 去除率在 96% 以上, 说明在以发酵液作为外碳源的情况下, 污泥硝化能力可以得到有效的发挥; 在第 II、III 阶段进水氨氮浓度为 $35.35 \sim 55.13 \text{ mg/L}$, 出水效果依旧保持稳定, 但在第 69 ~ 72 天由于曝气装置出问题, 导致出水氨氮浓度短暂升高, 而后继续保持去除率在 96.5% 以上。由此表明, 在以 MFLFW 为碳源的 SBR 反应器中, 对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 可以保持很好的去除效果, 硝化菌活性较高, 并具有很好的抗冲击负荷能力。

2.1.2 TN 的变化

在第 I 阶段, 进水 TN 为 $(24.39 \pm 9.32) \text{ mg/L}$, 出水保持在 5.82 mg/L 以下, TN 去除率为 68.3% ~ 95.9%, 说明投加 MFLFW 可以有效提高污水的脱氮能力(见图4)。在第 II 阶段进水 TN 为 50 mg/L 左右, COD 保持在 $(319 \pm 101) \text{ mg/L}$, 可以看出

TN 的去除率明显下降, 出水 TN 为 $(18.41 \pm 8.55) \text{ mg/L}$, 说明该阶段虽具有很好的硝化能力, 但无法为反硝化菌提供充足碳源, 从而导致出水 TN 浓度的升高。在第 III 阶段, COD 提升至 $430.4 \sim 681.7 \text{ mg/L}$, 由于碳源充足, 从而使得对 TN 的去除效果迅速升高, 去除率保持在 85% 左右。由此可见, MFLFW 的投加量对于脱氮至关重要, 且碳源的吸收很可能趋于平稳, 使得去除率逐渐稳定。

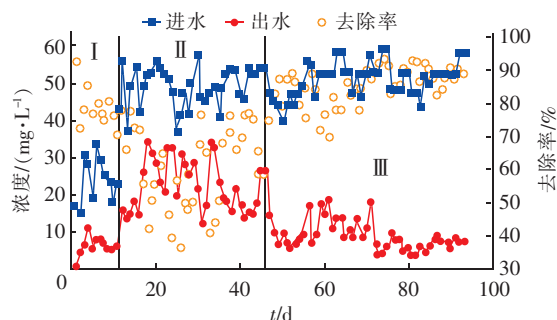


图4 反应器进、出水 TN 浓度的周期变化

Fig.4 TN removal by SBR at different stages

2.2 COD 的去除及脱氮 COD 利用效率

2.2.1 对 COD 的去除效果

在第 I 阶段出水 COD 保持在 50 mg/L 以下, 去除效果稳定, 说明投加发酵液后, 微生物对 COD 的去除能力未受到影响; 第 II 阶段的出水 COD 始终保持在 50 mg/L 以下, 去除率基本保持在 90% 以上; 在第 III 阶段初期由于提高了进水 COD 含量, 出水 COD 浓度出现波动, 在第 47 ~ 64 天出现了出水 $\text{COD} > 50 \text{ mg/L}$ 的情况, 最大值为 59.21 mg/L , 而后保持稳定, 维持在 $(36.96 \pm 17.4) \text{ mg/L}$ 。这表明 SBR 反应器具有很好的 COD 去除能力, MFLFW 可以有效被微生物吸收利用, 且反应器的抗冲击负荷能力较强。

2.2.2 MFLFW 的 COD 利用效率

发酵液进入 SBR 反应器后, 微生物首先利用易降解的溶解性碳源, 同时会水解氧化颗粒态碳源, 用于反硝化或通过异养氧化作用维持新陈代谢。为表征厨余发酵液在各阶段的利用情况, 依次计算第 I、II、III 阶段的 COD 利用效率, 结果见图 5。

第 I 阶段的 COD 脱氮利用率为 20.6%, 用于污泥增殖的占 28.54%, 而 SCOD/TCOD 值为 40.67%, 说明 SCOD 已无法满足脱氮及异养菌生长的需要, 为保障稳定脱氮, 很可能 MFLFW 中颗粒态

及难降解物质经水解酸化后被用于反硝化及同化作用^[11]。第Ⅱ阶段的 COD 脱氮利用率较第Ⅰ阶段高,这是由于 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 升至 50 mg/L 后,脱氮所需碳源有所增加;但是,第Ⅱ阶段的脱氮效率较低且波动较大,说明 MFLFW 的反硝化潜力有限。第Ⅲ阶段将发酵液投量增至 500 mg/L 左右后,脱氮效果稳定,但 SCOD 与两者之和的差值同第Ⅱ阶段相近,且脱氮利用率与第Ⅱ阶段基本一致,表明利用 MFLFW 作外碳源,脱氮利用率保持在 29.12%~29.37% 之间,并且在 C/N 值为 10:1 的条件下,可以实现对氮的有效去除。

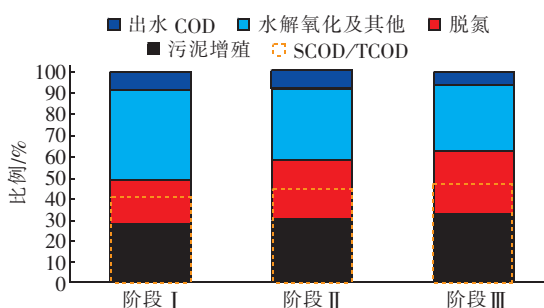


图5 厨余发酵液中 COD 的利用途径分析

Fig.5 Analysis on utilization of COD in fermentation liquid of food waste

2.3 SBR 反应器周期内脱氮分析

2.3.1 沿程变化

为了探究 SBR 周期内的脱氮及 COD 利用情况,对第 89 天的某一周期进行沿程测定,结果如图 6 所示。在 0~5 min 完成第一次进水(进水 50%),且在 0~45 min 为搅拌过程,ORP 值从初始 54.2 mV 迅速下降,并达到 -89.5 mV,DO 为零,表明为完全厌氧; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 迅速升高到 13.6 mg/L,进水中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 利用 MFLFW 作外碳源进行反硝化。从 SCOD 浓度的变化可以看出,由于微生物处在饥饿状态,SCOD 被迅速利用,45 min 时 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 仅剩 1.48 mg/L。pH 值在进水后即稳定在 7.17 左右,这主要是由于反硝化产碱与发酵液中酸性物质及水解酸化物质中和,使得 pH 值上升现象不明显。46~105 min 为曝气过程, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 被硝化菌氧化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$,其浓度从 14.55 mg/L 降低到 0.48 mg/L,同时 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度从 1.48 mg/L 上升到 10.83 mg/L。根据氮的平衡,此阶段 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的增加量小于 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的减少量,差值为 4.72 mg/L,远大于硝化菌细胞合成所需的氮量,因此很可能存在 SND 作

用。在好氧段 DO 值一直维持在 0.5 mg/L 以下,是 SND 较适溶解氧值^[12],且 DO 值的上升速度较慢并维持在较低水平,这很可能是由于 MFLFW 中颗粒态碳源被水解氧化以及硝化作用消耗 DO 所致;SCOD 浓度一直较低很可能是被反硝化菌所利用,从而导致 pH 值在 46~70 min 时由于反硝化产碱强于硝化产酸而升高,并在 70~105 min 反硝化作用逐步减弱(硝化作用增强使得 pH 值降低),从而验证了 SND 现象的存在。

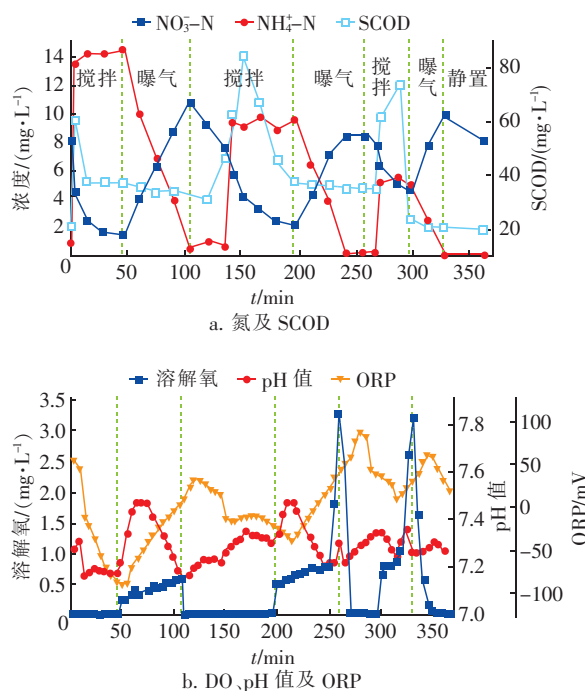


图6 第89天时典型周期的沿程各指标的变化

Fig.6 Profile of index along process at 89th day

第二阶段开始的 106~135 min,首先通过搅拌消耗反应器中溶解氧,而 SCOD 浓度则从 31.17 mg/L 升至 46.65 mg/L, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 从 10.83 mg/L 降至 7.63 mg/L,说明 MFLFW 在缺氧过程中可被微生物水解,并为反硝化菌提供碳源。反应器在 136~141 min 进行第二次进水, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度从 0.58 mg/L 升高到 9.18 mg/L, SCOD 则在进水结束后继续增加,从 63.21 mg/L 增至 84.28 mg/L,再次证明微生物对发酵液的降解作用,从而使反硝化菌利用 MFLFW 中易降解 SCOD 及难降解物质的水解产物,将 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 降至 2.03 mg/L。整个搅拌过程 pH 值都在逐渐上升,证明其具有稳定的反硝化产碱能力。反应器从第 196 分钟进入好氧阶段, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度在 196~240 min 从 9.55 mg/L 降至 0.14 mg/L,

$\text{NO}_3^- - \text{N}$ 则从 2.03 mg/L 升至 8.4 mg/L, 两者相差 3.04 mg/L; DO 保持在 0.8 mg/L 以下, 具有 SND 特征, 而 pH 值持续下降, 则说明硝化作用强于反硝化作用。在 241 ~ 255 min, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 值保持稳定, 而 DO 浓度从 0.74 mg/L 陡增至 3.3 mg/L, 说明其硝化作用完全, 微生物对 DO 的利用率下降从而导致累积。

第三阶段的进程与第二阶段类似, 在厌氧段, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 经 40 min 反硝化作用后从 8.4 mg/L 降低至 4.63 mg/L, SCOD 被充分利用且在进水完全后继续增加(从 62.76 mg/L 升至 73.74 mg/L), 说明部分 MFLFW 可被降解生成 SCOD; 至好氧段 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 在硝化作用下由 5.48 mg/L 降低至 0.1 mg/L, 同时 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 由 4.63 mg/L 升至 9.8 mg/L, 二者差值相当, 静置后最终出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为 8 mg/L, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 几乎为零。

反应器运行全程 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 均小于 0.1 mg/L, 没有出现积累的情况。

2.3.2 周期内 TN 去除及脱氮速率

通过测定各好氧段进出水 TN 的变化, 近似计算出 SND 的脱氮量, 则周期内每个阶段的 TN 去除途径见表 2。可以看出, SND 的脱氮比例随运行阶段依次递减。由于 SND 与反应器中有机负荷关系密切, 且反应器每阶段的进水量逐阶递减, 说明 MFLFW 对 SND 的影响较大, 并且 MFLFW 中颗粒态物质有可能促使污泥粒径增大, 为 SND 提供了良好的环境条件。

表 2 各阶段 TN 去除途径分析

Tab.2 Removal of total nitrogen in each stage %

项目	第一阶段		第二阶段		第三阶段	
	SND	反硝化	SND	反硝化	SND	反硝化
比例	45.85	54.15	25.31	74.69	7.48	92.52

经分析, 周期内各阶段的硝化速率及反硝化速率分别为 25.53、30.15、28.83 mg/(gMLVSS · h) 和 11.39、8.86、10.04 mg/(gMLSS · h)。可见, 三个阶段的反硝化速率差别不大, 为 (10.13 ± 1.3) mg/(gMLVSS · h); 硝化速率也基本保持稳定, 为 (27.84 ± 2.31) mg/(gMLVSS · h), 说明在以 MFLFW 为碳源的分段式进水 SBR 反应器中, 各阶段的硝化、反硝化能力基本相当, 系统稳定性较好。通过对比不同学者对混合型外碳源反硝化性能的研究结果^[10,13,14], 可知 MFLFW 的脱氮能力较高, 不仅

具有与垃圾渗滤液等溶解态混合碳源相当的反硝化能力, 又具有如 PCL 等固体碳源的 SND 途径, 保障了脱氮能力的稳定。考虑混合态厨余自身“以废治废”的功效, 因此具有较好的利用价值。

3 结论

① 利用 MFLFW 作为外碳源可以改善 SBR 的脱氮效果, 对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率可以达到 96% 以上, 在 C/N 值为 10 时可实现对 TN 的有效去除。

② 经驯化后 SBR 反应器中活性污泥可以有效利用 MFLFW 中颗粒态物质, 一方面用于异养菌增殖以及反硝化菌的脱氮作用, 另一方面被微生物水解酸化。通过沿程分析可知, 以 MFLFW 作为外碳源的 SBR 反应器具有稳定的反硝化速率, 即 8.86 ~ 11.39 mg/(gMLVSS · h); 在厌氧段存在 MFLFW 的水解酸化现象, 在好氧段 $\text{DO} \leq 0.8$ mg/L 的条件下可以实现 SND, 这很可能是由于 MFLFW 中颗粒态产物在曝气阶段继续水解, 并促使污泥形成利于 SND 的环境条件, 使得周期内三个阶段具有稳定的 SND 效果。

③ 相较于其他混合态物质, 在脱氮稳定的情况下, MFLFW 的反硝化速率较高, 且具备反硝化及 SND 双重脱氮途径。

参考文献:

- [1] 吴光学, 时运红, 魏楠. 外加常规碳源污水反硝化脱氮研究进展[J]. 给水排水, 2014, 40(S1): 168 - 172.
- [2] 杨敏, 孙永利, 郑兴灿. 不同外加碳源的反硝化效能与技术经济性分析[J]. 城镇给排水, 2010, 36(2): 125 - 128.
- [3] Cao S B, Wang S Y, Peng Y Z, et al. Achieving partial denitrification with sludge fermentation liquid as carbon source: The effect of seeding sludge[J]. Bioresour Technol, 2013, 149: 570 - 574.
- [4] Wang S J, Zhang T, Su H J. Enhanced hydrogen production from corn starch wastewater as nitrogen source by mixed cultures[J]. Renewable Energy, 2016, 96: 1135 - 1141.
- [5] Wang K, Wang S Y, Zhu R L, et al. Advanced nitrogen removal from landfill leachate without addition of external carbon using a novel system coupling ASBR and modified SBR[J]. Bioresour Technol, 2013, 134: 212 - 218.
- [6] Kim H C, Kim J, Shin S G, et al. Continuous fermentation of food waste leachate for the production of volatile fatty acids and potential as a denitrification carbon

- source[J]. *Bioresour Technol*,2016,207:440-445.
- [7] 李梦露,蒋建国. 餐厨垃圾水解液与传统碳源的脱氮效果比较[J]. *中国给水排水*,2014,30(15):20-24.
- [8] Zhang Y M,Wang X C,Cheng Z. Effect of fermentation liquid from food waste as a carbon source for enhancing denitrification in wastewater treatment [J]. *Chemosphere*,2016,144:689-696.
- [9] 沈志强,吴为中. 利用淀粉基共混物作为反硝化固体碳源的研究[J]. *环境科学*,2012,33(5):1609-1613.
- [10] Chu L B,Wang J L. Nitrogen removal using biodegradable polymers as carbon source and biofilm carriers in a moving bed biofilm reactor[J]. *Chem Eng J*,2011,170:220-225.
- [11] 唐嘉陵,王晓昌. 不同碳源条件下 A/O-MBR 的脱氮性能对比研究[J]. *工业水处理*,2015,35(6):31-34.
- [12] 周丹丹,马放,董双石. 溶解氧和有机碳源对同步硝化反硝化的影响[J]. *环境工程学报*,2007,1(4):25-28.
- [13] Tora J A,Baeza J A,Garrera J. Denitrification of a high-strength nitrite wastewater in a sequencing batch reactor using different organic carbon sources[J]. *Chem Eng J*,2011,172:994-998.
- [14] Frison N,Di Fabio S. Best available carbon sources to enhance the via-nitrite biological nutrients removal from supernatants of anaerobic co-digestion[J]. *Chem Eng J*,2013,215/216:15-22.



作者简介:李亚坤(1990-),男,陕西渭南人,硕士研究生,研究方向为水环境规划与保护。

E-mail:j4190357@163.com

收稿日期:2016-09-25

(上接第 15 页)

- the nanofiltration of trace organic contaminants[J]. *Desalination*,2009,236(1):273-281.
- [7] Ohno K,Matsui Y,Itoh M,*et al.* NF membrane fouling by aluminum and iron coagulant residuals after coagulation—MF pretreatment[J]. *Desalination*,2010,254(1/3):17-22.
- [8] Xu P,Drewes J E,Kim T U,*et al.* Effect of membrane fouling on transport of organic contaminants in NF/RO membrane applications [J]. *J Membr Sci*,2006,279(1):165-175.
- [9] Al-Amoudi A,Lovitt R W. Fouling strategies and the cleaning system of NF membranes and factors affecting cleaning efficiency[J]. *J Membr Sci*,2007,303(1):4-28.
- [10] Jin X,Hu J Y,Ong S L. Influence of dissolved organic matter on estrone removal by NF membranes and the role of their structures[J]. *Water Res*,2007,41(14):3077-3088.
- [11] Chang I S,Bag S O,Lee C H. Effects of membrane fouling on solute rejection during membrane filtration of activated sludge[J]. *Process Biochem*,2001,36(8):855-860.
- [12] 刘蕊,班允赫,孙大为,等. 纳滤膜污染机理及清洗技术[J]. *辽宁化工*,2014,43(11):1401-1403.



作者简介:朱学武(1990-),男,安徽安庆人,博士研究生,主要从事膜法水处理技术研究。

E-mail:zhuxuewu1314@163.com

收稿日期:2016-09-20