

研究简报

SBR 反应器中有机物去除与硝化反硝化过程
TTC-ETS 活性变化

王建辉^{1,2}, 尹 军^{1,2}, 陆 海^{1,2}, 崔景宜², 林英姿²

(¹ 哈尔滨工业大学市政与环境工程学院, 黑龙江 哈尔滨 150090; ² 吉林建筑工程学院市政与环境工程学院, 吉林 长春 130118)

关键词: ETS 活性; 活性污泥; SBR; TTC

DOI: 10.3969/j.issn.0438-1157.2012.07.035

中图分类号: X 703

文献标志码: A

文章编号: 0438-1157 (2012) 07-2234-07

TTC-ETS activity change of activated sludge during nitrification,
denitrification and organism removal in SBR reactor

WANG Jianhui^{1,2}, YIN Jun^{1,2}, LU Hai^{1,2}, CUI Jingyi², LIN Yingzi²

(¹ School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, Heilongjiang, China; ² School of Municipal and Environmental Engineering, Jilin Architectural and Civil Engineering Institute, Changchun 130118, Jilin, China)

Abstract: The change of biodegradation activity of activated sludge was studied during nitrification and denitrification course to remove organic matters in a SBR reactor by determination of TTC-ETS activity at various concentrations of NH_4^+ -N and organics in influent. The experimental results show that TTC-ETS activity could be a good indicator for the biological reactions progress in SBR process; in a period of the process biological activity for biodegradation of organic matter, nitrification and denitrification decreased gradually from $39.68 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ to $21.89 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ and last to $6.58 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ at COD and concentration of NH_4^+ -N $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectively. For TTC-ETS activity there appeared in general characteristic points with the progress of the process, which pointed toward the start and end of different reaction stages. It was found that operational conditions had no significant influence on the change rule of TTC-ETS activity, but could affect the time appearing these characteristic points. These characteristic points on DO, ORP and pH curves marked different reaction stages, and there was a good correlation between the times they appeared and TTC-ETS activity, COD, as well as three nitrogen curves (ammonia, nitrate and nitrite).

Key words: ETS activity; activated sludge; SBR; TTC

引 言

目前, 有关 SBR 工艺运行过程中的控制参数

及控制方法的研究已比较成熟, 但是对采用电子传递体系 (ETS) 活性表征 SBR 工艺运行过程中生物活性变化规律的认识仍十分有限。通过 ETS 活

2011-11-19 收到初稿, 2012-02-08 收到修改稿。

联系人: 尹军。第一作者: 王建辉 (1980—), 男, 博士研究生, 讲师。

基金项目: 国家自然科学基金项目 (50978118)。

Received date: 2011-11-19.

Corresponding author: Prof. YIN Jun, hitjunyin@163.com.

Foundation item: supported by the National Natural Science Foundation of China (50978118).

性分析,既可从生物学角度反映处理系统微生物降解有机物的能力,又可从生物活性的高低衡量有机物的降解速率及生物处理设施的运行效果。污泥 ETS 活性的分析主要是通过检测微生物呼吸链上电子的传递速率来间接指示微生物的呼吸活性,进而定量活性污泥的生物活性^[1-3]。TTC (2,3,5-氯化三苯基四氮唑, 2,3,5-triphenyltetrazolium chloride) 是当前污水生物处理领域研究最多的一类用于检测污泥 ETS 活性的电子受体,它在微生物电子传递体系的作用下能够接受电子而还原成 TF (triphenyl formazan), 并发生明显的颜色变化,利用分光光度计测定 TF 所产生的光密度便可定量 TTC-ETS 活性。利用 TTC 来表征活性污泥或自然水体中微生物的活性近来受到广泛的注意^[4-9]。本文通过检测 SBR 工艺系统在不同进水氨氮浓度和不同进水有机物浓度下的 TTC-ETS 活性,系统研究了 SBR 工艺过程中污泥生物活性变化规律,进一步证明 TTC-ETS 活性可以有效地表征 SBR 工艺系统的生化反应进程。

1 试验材料和方法

1.1 试验水质和试验装置

试验原水以长春市某污水处理厂进厂生活污水作为碳源加适量的自来水稀释配制成,投加 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 和 KH_2PO_4 作为辅助氮源和磷源,投加 NaHCO_3 调节 pH 值,进水 COD 浓度和氨氮浓度根据试验需要加以调整。维持系统内 MLSS 在 $5000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,水温控制在 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$,恒定曝气量在 $1.0 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ 。每天运行一个周期(共 10 h),具体运行周期如下:向反应器中投入一定体积的试验原水,开始曝气(6 h),然后停止曝气向反应器中投加一定量的啤酒作为反硝化碳源,使 COD 维持在 $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,搅拌(2 h),之后停止搅拌,进行静沉(2 h),最终排水。

试验装置如图 1 所示。反应器由有机玻璃制成,高 70 cm,直径 30 cm,总有效容积为 40 L,采用多孔石曝气,用转子流量计调节曝气量,温控仪调控水温,通过搅拌器保持非曝气状态下的泥水混合。

1.2 分析方法

1.2.1 TTC-ETS 活性 向 10 ml 离心管中加入 0.8 ml 的污泥混合液、0.5 ml 的 0.36% Na_2SO_3 溶液和 0.3 ml 的 0.4% TTC 溶液。迅速将制备好

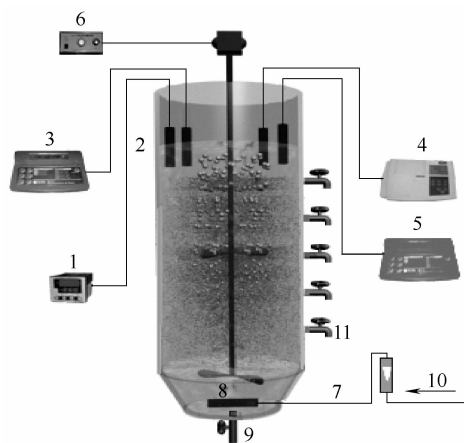


图 1 SBR 反应器

Fig. 1 Schematic diagram of SBR

1—temperature controller; 2—temperature sensor; 3—ORP analyzer; 4—DO analyzer; 5—pH analyzer; 6—stirrer; 7—air flowmeter; 8—porous stone aeration device; 9—mud tubes; 10—compressed air; 11—drainage sampling port

的样品放在 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$ 的水浴振荡器内振荡培养 30 min,然后加 1 ml 的 37% 甲醛终止酶反应,以上操作均在暗处进行。将该样品在 $4000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 下离心 5 min,轻轻弃去上清液,加入 5 ml 的丙酮,搅拌混合均匀后,继续在 $(37 \pm 1)^\circ\text{C}$ 下暗处振荡萃取 10 min。待样品萃取完毕,在 $4000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 下再离心 5 min,将上清液和沉淀污泥分离。用分光光度计在 485 nm 处读取萃取液的吸光度。离心的沉淀污泥在 $(105 \pm 1)^\circ\text{C}$ 下烘干 1 h 后测干重。TTC-ETS 活性的计算公式如下^[10]

$$U^T = \frac{D_{485} V}{K_T W t} \quad (1)$$

式中 U^T 为 TTC-ETS 活性, $\text{mg TF} \cdot (\text{g TSS} \cdot \text{h})^{-1}$; D_{485} 为波长 485 nm 处的上清液吸光度; V 为萃取剂体积, ml; K_T 为标准曲线斜率; W 为污泥干重, g; t 为培养时间, h。

1.2.2 其他常规分析指标 COD 采用 5B-1 型 COD 快速测定仪进行测定, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 采用麝香草酚分光光度法, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 采用 N -(1-萘基)-乙二胺光度法, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 采用纳氏试剂分光光度法进行测定。

2 试验结果与讨论

2.1 SBR 工艺一个反应周期的 TTC-ETS 活性变化规律

在进水 COD 为 $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、氨氮浓度为 40

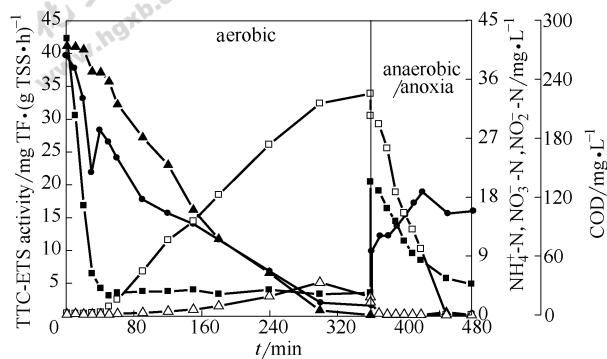


图2 SBR系统一个反应周期内 TTC-ETS、COD、氨氮、硝酸氮和亚硝酸氮的变化规律

Fig. 2 Profiles of TTC-ETS activity of activated sludge and COD, ammonia, nitrate and nitrite in SBR process

● TTC-ETS activity; ■ COD; ▲ $\text{NH}_4^+\text{-N}$; □ $\text{NO}_3^+\text{-N}$; △ $\text{NO}_2^+\text{-N}$

$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 条件下,研究了 SBR 工艺系统 TTC-ETS 活性变化规律,其 TTC-ETS 活性、COD 和“三氮”在一个反应周期内的变化如图 2 所示。

由图 2 可见,在曝气的前 30 min, TTC-ETS 活性随反应时间的延长而逐渐降低,活性从 $39.68 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 下降到 $21.89 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 。并在反应的第 30 min 处出现凹点,而后上升。TTC-ETS 活性曲线上的这个凹点,正是 COD 去除结束和氨氮硝化反应即将开始的转折点。在此点及之前测定出的是好氧异养菌的 TTC-ETS 活性,此点之后测定出的则是硝化自养菌的 TTC-ETS 活性。该试验结果说明,污泥 TTC-ETS 活性可以及时地反映出 SBR 法反应系统中有机物质降解进程的变化。

当硝化反应开始时,图 2 中的 TTC-ETS 活性在反应第 40 min 处出现了一次跃升的现象,同时观测到此时系统内硝态氮增加的数量远小于氨氮降低的数量,判断可能是发生了同步硝化反硝化作用,所以引起此次跃升。TTC-ETS 活性在硝化反应的初期出现跃升之后,随着硝化反应的进行开始继续降低,并在硝化反应结束时(曝气的第 300 min)趋于平稳。

在进行 360 min 以后,结束曝气投加充足碳源,进行搅拌,系统进入反硝化阶段。TTC-ETS 活性在反硝化过程中开始是缓慢上升,上升趋势持续到第 420 min,然后突然下降,并趋于稳定。结合整个反应进程来看, TTC-ETS 活性在反硝化阶段上升的过程正是硝酸氮和亚硝酸氮不断进行反硝化的过程,而 TTC-ETS 活性出现下降的时刻则标志反硝化结束,这说明 TTC-ETS 活性可及时地指

示出反硝化的进程变化。

为实现实时控制,试验过程中使用一些污染物间接指标来控制 SBR 法系统的运行,结果发现,溶解氧(dissolved oxygen, DO)^[11]、氧化还原电位(oxidation reduction potential, ORP)^[12-13]和 pH 值^[14-15]变化规律能从不同角度不同程度地反映有机物质降解、脱氮除磷生化反应的进程。试验表明 DO、OPR 和 pH 值在 SBR 法污水生物处理过程中的应用具有重大意义,其运行周期内变化规律如图 3 所示。

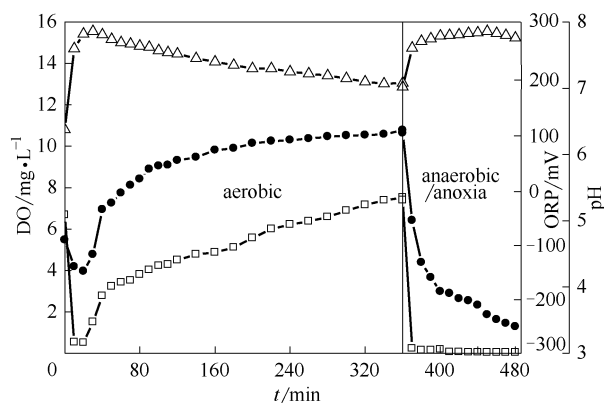


图3 SBR系统一个反应周期内 DO、ORP 和 pH 值的变化规律

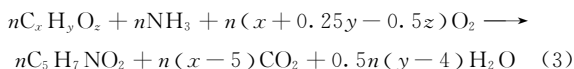
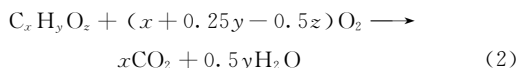
Fig. 3 Profiles of DO, ORP and pH in SBR process

□ DO; ● ORP; △ pH

由图 3 可见, DO、ORP 和 pH 值曲线在反应的 0~30 min 内的变化规律和特征点的出现时间与 TTC-ETS 活性、COD、三氮的变化规律曲线上特征点出现时间基本相同。DO 在曝气作用开始时首先是突然下降,然后在有机物的降解过程中一直保持在低溶解氧水平(小于 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),而当有机物质接近难降解阶段时,DO 迅速上升。系统瞬间开始时 DO 浓度较高的原因,一方面可能是系统开始时加入的原水溶解氧较高,另一方面可能是处于闲置期的活性污泥微生物在曝气系统突然开启时有一个短暂的适应过程,异养菌的呼吸作用还没有完全发挥,从而导致系统刚刚开启时的供氧速率大于微生物的氧摄取速率。当微生物对环境适应时,污水中的有机物质不断被降解,并同时消耗掉大量的溶解氧,从而造成溶解氧降低。在 COD 达到其难去除阶段之前,DO 基本不变或变化不多的现象即所谓“平衡 DO 浓度”现象,该现象出现的原因是系统的供氧速率接近于异养菌的氧摄取速率。

由 ORP 和 DO 之间的关系式 ($\text{ORP} = a +$

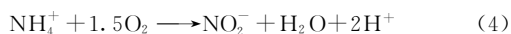
$\lg [O_2]$ 可知, ORP 和 DO 之间存在很好的线性关系。ORP 在有机物质降解过程中的变化规律与 DO 的变化规律相似, ORP 首先是随着 DO 的下降而突然降低: 从系统启动时的 -94.7 mV 下降到 -143.5 mV ; 当 DO 维持在低水平的时候, ORP 也保持不变或变化很小; 而当 COD 达到其难降解阶段的时候, DO 跃升, ORP 也出现了相应的迅速上升现象。pH 值在有机物质降解过程中是一直不断上升: pH 值从 6.38 上升至 7.86。有机物质降解阶段 pH 值上升的原因是: ①异养菌对有机物质的分解代谢作用 [式(2)] 和合成代谢 [式(3)], 最终都形成 CO_2 , CO_2 溶解在水中导致 pH 值下降, 但是曝气不断地将产生的 CO_2 吹脱, 从而引起了 pH 值随之不断地大幅度上升; ②好氧去除了生活污水中的有机酸, 从而导致 pH 值的不断上升。



在硝化反应进行过程中, DO 不断上升直至硝化结束; 当硝化反应结束时, DO 出现第二次上升或是上升的速率加快, 然后 DO 很快接近饱和值, 如果继续曝气, DO 就在这个高浓度数值处维持基本不变。DO 出现第二次跃升的原因是由于自养菌去除氨氮的过程已经基本结束, 自养菌的摄氧速率 (SOUR) 已经很小, 在曝气量恒定的条件下, 供氧速率远远大于 SOUR, 使 DO 迅速大幅度上升, 出现 DO 的第二次跃升或上升速率加快。随着 DO 浓度的增加, 氧转移速率及供氧速率也随之逐渐减小。当自养菌、异养菌内源呼吸的 SOUR 与供氧速率相等时, DO 浓度就又表现出新的平衡。与 DO 相对应, ORP 在硝化反应开始时上升速率很快, 但随着硝化反应的进行, ORP 上升的速率却越来越小, 直至硝化反应结束, ORP 出现平台期。在硝化过程中 DO 和 ORP 没有出现平台而是不断缓慢上升的原因, 可以通过图 2 中硝化菌的生物活性变化来解释: 硝化细菌进行硝化反应的活性随着氨氮的去除而不断减小, 从而导致耗氧速率小于供氧速率, 并最终造成 DO 和 ORP 都出现不断上升的现象。ORP 在硝化反应的后半程上升得越来越慢以及硝化反应结束时并未像 DO 一样出现第二次跃升则是因为: ①由 ORP 和 DO 之间的关系式可

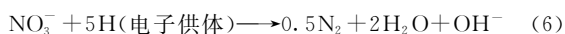
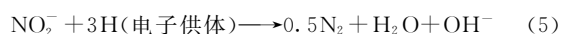
知, 当 DO 的绝对值越高时, DO 的微小变化并不会引起 ORP 的很大变化, 即使 DO 出现跃升也并不足以引起 ORP 的再次跃升; ②硝化反应不断进行, 氨氮不断被氧化, 由 ORP 的定义式可知在反应器中还原态物质不断减少, 相应产生的氧化态物质也在不断减少, 这就导致 ORP 上升变缓。

当 COD 去除停止时, pH 曲线出现转折点, 开始不断下降, 这是因为硝化反应过程中产生了 H^+ [式(4)]。pH 值的下降趋势一直持续至硝化反应的停止或结束, 而当硝化反应进行完全时, pH 值会迅速上升, 然后维持不变 (图 3 中 pH 值由于氨氮未转化完毕而一直下降)。pH 值迅速上升的原因是碱度含量大于硝化所需, 曝气吹脱 CO_2 所致。



由于反硝化阶段未曝气, DO 在结束曝气之后迅速降至 0 左右, 因此, DO 无法反映出反硝化过程的变化。ORP 在反硝化阶段先是迅速下降, 这是由于 DO 的迅速耗尽所致; 然后随着反硝化进程的变化, 下降趋势逐渐变缓。此时 ORP 下降的原因是氧化态的硝态氮不断被还原成氮气, 从而导致整个反应器内的氧化还原电位不断降低。而下降速率变缓的原因是由于无氧呼吸即反硝化的进行, 硝态氮不断减少, 整个反应器中氧化还原状态的变化不如反硝化初期的氧化还原状态的变化幅度大, 所以 ORP 的变化越来越小。当反硝化结束时, ORP 又表现出一次突然下降的现象, 曲线上出现一个拐点, 该特征点标志着系统缺氧呼吸过程的结束, 分子态氧消失, 系统进入厌氧状态, 可以用来判断反硝化是否结束。

反硝化过程中, pH 值先是持续上升。这是由于以原水为碳源进行的反硝化, 反硝化过程中不断地产生碱度 [式(5)和式(6)]。而且作为碳源的啤酒原液中的有机酸被消耗。在反硝化结束时, pH 值会突然下降, 出现一个转折点, 指示反硝化的结束。pH 值下降是由于反硝化过程结束后, 系统进入厌氧状态, 一部分兼性异养菌开始产酸发酵、放磷, 所以会出现这个转折点。这个转折点在同时脱氮除磷的 SBR 法反应器中不仅标志着反硝化的结束, 它也是厌氧产酸发酵进行磷的释放的标志。



2.2 不同进水氨氮浓度下的 TTC-ETS 活性变化

在进水 COD 为 $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右的条件下, 分别研究了进水氨氮浓度为 $14.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $42.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时 SBR 工艺系统的 TTC-ETS 活性、COD 和“三氮”在一个反应周期内的变化规律, 如图 4 和图 5 所示。

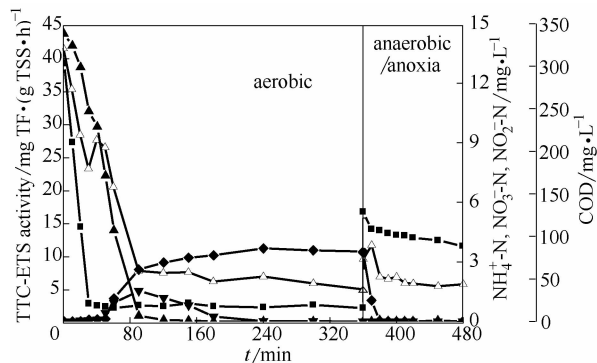


图 4 进水氨氮为 $14.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时 SBR 系统 TTC-ETS 活性、COD、氨氮、硝酸氮和亚硝酸氮的变化规律

Fig. 4 Profiles of TTC-ETS activity of activated sludge and COD, ammonia, nitrate and nitrite in SBR process (influent ammonia = $14.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
 Δ TTC-ETS activity; $\blacksquare$ COD; $\blacktriangle$ $\text{NH}_4^+\text{-N}$; $\blacklozenge$ $\text{NO}_3^-\text{-N}$; $\blacktriangledown$ $\text{NO}_2^-\text{-N}$

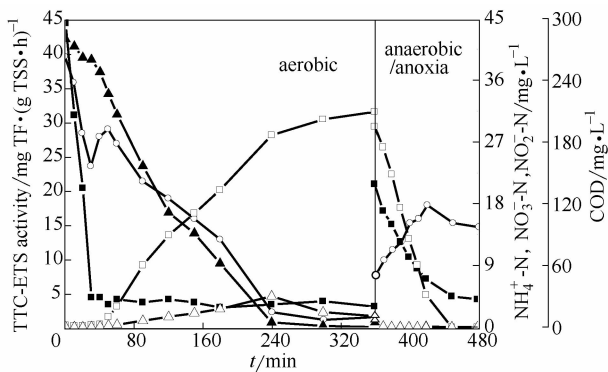


图 5 进水氨氮为 $42.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时 SBR 系统 TTC-ETS 活性、COD、氨氮、硝酸氮和亚硝酸氮的变化规律

Fig. 5 Profiles of TTC-ETS activity of activated sludge and COD, ammonia, nitrate and nitrite in SBR process (influent ammonia = $42.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
 $\circ$ TTC-ETS activity; $\blacksquare$ COD; $\blacktriangle$ $\text{NH}_4^+\text{-N}$; $\square$ $\text{NO}_3^-\text{-N}$; $\triangle$ $\text{NO}_2^-\text{-N}$

由图 4 和图 5 可见, 两种试验条件下 COD 去除阶段的 TTC-ETS 活性变化规律与前述试验基本相同, 但由于两种试验条件下的进水氨氮浓度不同, 氨氮硝化反应的持续时间不同, TTC-ETS 活性的平台期出现时间受到影响: 进水氨氮浓度为

$14.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $42.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的硝化反应分别在第 90 min 和第 240 min 结束, TTC-ETS 活性也分别在此时刻出现平台期; 在反硝化阶段, 由于硝化反应结束时生成的硝态氮数量不同, 反硝化反应持续时间不同, TTC-ETS 活性的转折点出现时间亦不同。对于 $14.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的进水氨氮浓度情况, 由于微生物同化作用消耗掉较高数量的氨氮, 致使硝化反应结束时仅生成了 $3.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的硝态氮, 并很快在反硝化过程中就转化为氮气, 所需时间不到 20 min, TTC-ETS 活性也仅仅上升了一下, 就开始下降并趋于稳定; 而对于 $42.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的进水氨氮浓度情况, 由于硝化反应结束时所生成的硝态氮多达 $33.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 从而大幅度地延长了反硝化进程, 在第 450 min 时才完成全部反硝化过程, 导致 TTC-ETS 活性也在此时才开始下降并趋于稳定。

2.3 不同进水有机物浓度下的 TTC-ETS 活性变化

在进水氨氮浓度为 $14.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右的条件下, 分别研究了进水有机物浓度为 $293 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $685 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时 SBR 工艺系统的 TTC-ETS 活性、COD 和“三氮”在一个反应周期内的变化规律, 如图 6 和图 7 所示。

从两种试验条件下的 TTC-ETS 活性检测结果可以看出, COD 去除阶段的 TTC-ETS 活性变化规律与前述试验基本相同, 但由于进水有机物浓度不同, COD 去除完毕所需的时间不同, 从而导致相应的 TTC-ETS 活性变化曲线上标志 COD 去除完毕的特征点出现时间亦不同。当进水 COD 为 $293 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 有机物在第 30 min 即大部分被去除, 此时 TTC-ETS 活性曲线出现凹点; 当进水 COD 为 $685 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 系统的 COD 在第 60 min 完成基本去除过程, 并在此时出现 TTC-ETS 活性的转折点。

图 6 和图 7 中硝化阶段的 TTC-ETS 活性变化规律与前述试验现象均相同, 但由于氨氮硝化反应开始时间和氨氮硝化量不同, TTC-ETS 活性曲线上表征硝化反应开始的特征点出现时间和硝化阶段变化规律的持续时间不同。这是由于在污水生物处理系统中, 进水有机物浓度越高 (COD 的去除量大), 氨氮的同化量越多, 相应的硝化反应持续时间亦越短。当进水 COD 为 $293 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, TTC-ETS 活性曲线分别在第 30 min 和第 120 min 出现了表征硝化反应开始和结束的特征点, 持续时间为

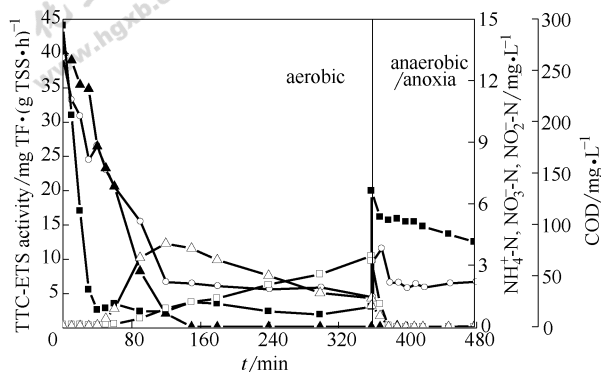


图6 进水 COD 为 $293 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时 SBR 系统
TTC-ETS 活性、COD、氨氮、硝酸氮和
亚硝酸氮的变化规律

Fig. 6 Profiles of TTC-ETS activity of activated
sludge and COD, ammonia, nitrate and
nitrite in SBR process
(influent COD = $293 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

○ TTC-ETS activity; ■ COD; ▲ NH_4^+-N ; □ NO_3^--N ; △ NO_2^--N

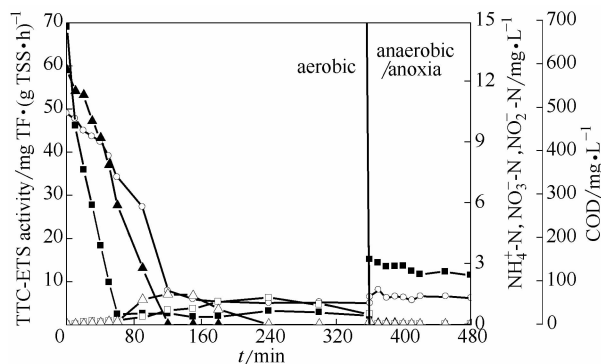


图7 进水 COD 为 $685 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时 SBR 系统
TTC-ETS 活性、COD、氨氮、硝酸氮和
亚硝酸氮的变化规律

Fig. 7 Profiles of TTC-ETS activity of activated
sludge and COD, ammonia, nitrate and
nitrite in SBR process
(influent COD = $685 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

○ TTC-ETS activity; ■ COD; ▲ NH_4^+-N ; □ NO_3^--N ; △ NO_2^--N

90 min; 当进水 COD 为 $685 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 硝化阶段持续时间为 60 min, TTC-ETS 活性曲线上标志硝化反应结束的特征点出现时间为第 120 min。

在反硝化阶段, 两种试验条件下的 TTC-ETS 活性表现出不同的变化规律, 与“三氮”的转化相比较, 可以发现, 这种不同变化规律是源于曝气结束时生成的硝态氮数量不同。当好氧阶段结束时, 对于进水 COD 为 $293 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的情况生成了总量近 $5.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的硝态氮, 这些硝态氮在反硝化开

始的 20 min 内全部转化成氮气, TTC-ETS 活性也在反硝化的第 10 min 先上升, 然后降低并趋于稳定; 而对于进水 COD 为 $685 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的情况所生成的硝态氮数量微乎其微, 仅为 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 此时的硝态氮在反硝化开始即迅速完全转化为氮气, TTC-ETS 活性也未出现明显上升现象, 而是基本维持恒定。

3 结 论

(1) TTC-ETS 活性可以及时、有效地反映出 SBR 工艺系统的生化反应进程。在有机物降解阶段, TTC-ETS 活性随 COD 的去除而不断降低, 当 COD 去除完毕时, TTC-ETS 活性曲线出现凹点。

(2) 在硝化反应阶段, TTC-ETS 活性先随有机物的去除缓慢下降, 而后出现一次上升, 然后逐渐降低, 并在硝化反应结束时出现平台期。在反硝化阶段, TTC-ETS 活性先随反硝化的进行而上升, 当反硝化结束时, TTC-ETS 活性转而下降, 并趋于稳定。

(3) 运行条件的改变对 SBR 系统 TTC-ETS 活性变化规律未带来明显影响, 但 TTC-ETS 活性曲线上标志不同反应阶段的特征点出现时间会发生变化。

(4) 在 SBR 工艺运行周期内, DO, ORP 和 pH 值曲线上标志不同反应阶段的特征点出现时间均与 TTC-ETS 活性、COD 及三氮曲线上特征点出现时间一致。

References

- [1] Trevors J T. The measurement of electron transport system (ETS) activity in freshwater sediment [J]. *Wat. Res.*, 1984, **18** (5): 581-584
- [2] Tzoris A, Caneb D, Maynard P. Tuning the parameters for fast respirometry [J]. *Analytica Chimica Acta*, 2002, **460**: 257-27
- [3] Marsili-Libelli S, Tabani F. Accuracy analysis of a respirometer for activated sludge dynamic modeling [J]. *Wat. Res.*, 2002, **36**: 1181-1192
- [4] Kim C W, Koopman B, Bitton G. Effect of suspended solids concentration and filament type on the toxicity of chlorine and hydrogen peroxide to bulking activated sludge [J]. *Toxic. Assess.*, 1987, **2**: 49-62
- [5] Weddle C L, Jenkins D. The viability and activity of activated sludge [J]. *Wat. Res.*, 1971, **5**: 621-640
- [6] Blenkinsopp S A, Lock M A. The measurement of electron transport system activity in river biofilms [J]. *Wat. Res.*,

- 1990, **24** (4): 441-445
- [7] Yin Jun (尹军), Tan Xuejun (谭学军), Ren Nanqi (任南琪). Evaluation of TTC and INT-electron transport system activity tests for heavy metal inhibition of activated sludge [J]. *Environmental Science* (环境科学), 2005, **26** (1): 56-62
- [8] Yin Jun (尹军). The research on several problems of dehydrogenase activity of digested sludge [J]. *China Water & Wastewater* (中国给水排水), 2000, **16** (10): 47-49
- [9] Shen Tong (沈同), Wang Jingyan (王镜岩). Biochemistry (生物化学)[M]. Beijing: Higher Education Press, 1990: 256-262
- [10] Shi Hanchang (施汉昌), Ke Xiyong (柯细勇), Zhang Wei (张伟), Zhang Jieyuan (张杰远). Study on the biological activity of activated sludge using a rapid biological activity tester [J]. *Environmental Science* (环境科学), 2004, **25** (1): 67-71
- [11] Gao Dawen (高大文), Wang Shuying (王淑莹), Peng Yongzhen (彭永臻), Liang Hong (梁红). Temperature effects on DO and ORP in the wastewater treatment [J]. *Environmental Science* (环境科学), 2003, **24** (1): 63-69
- [12] Yu R F, Liaw S L, Chang C N. Monitoring and control using on-line ORP on the continuous-flow activated sludge batch reactor system [J]. *Wat. Sci. Tech.*, 1997, **35** (1): 57-66
- [13] Gao Jingfeng (高景峰), Peng Yongzhen (彭永臻), Wang Shuying (王淑莹). Use of pH as fuzzy control parameter for nitrification in SBR process [J]. *Chinese Journal of Applied & Environmental Biology* (应用与环境生物学报), 2003, **9** (5): 549-553
- [14] Gao Dawen (高大文), Peng Yongzhen (彭永臻), Wang Shuying (王淑莹), Liang Hong (梁红). Using ORP and pH value to control treatment of soybean wastewater [J]. *Journal of Harbin Institute of Technology* (哈尔滨工业大学学报), 2003, **35** (16): 647-650
- [15] Gao Dawen (高大文), Peng Yongzhen (彭永臻), Zheng Qingzhu (郑庆柱). Process control of shortcut nitrification-denitrification in sequencing batch reactor process [J]. *China Water & Wastewater* (中国给水排水), 2002, **18** (11): 13-18