

A + OSA 活性污泥工艺剩余污泥减量特性研究

高旭, 卢艳华, 郭劲松

(重庆大学三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045)

摘要: 采用自动热量计对 Anoxic (A) + oxic settling-anaerobic (OSA) 系统解耦联池进出污泥进行热值分析, 以考察污泥量变动与能值变动的相互关系; 通过解耦联池参数调整, 了解污泥减量趋势, 结合能量和物质平衡与常规水质指标测试, 推测减量途径和特性. 结果表明, 解耦联池水力停留时间为 5.56、7.14 和 9 h 时, 整个系统污泥减量分别为 1.236、0.771 和 0.599 g/d. 进出解耦联池的污泥含能水平发生了变化, 随停留时间增加出流污泥的单位热值有高于进流污泥单位热值的趋势: 5.56 h 时, 进出水热值没有显著差异; 7.14 h 时, 进出水热值差值在 99 ~ 113 J/g 之间; 9 h 时, 差值在 191 ~ 329 J/g 之间. 解耦联池发生了污泥的衰减, 停留时间延长, 衰减程度越高. A + OSA 系统污泥减量是解耦联池污泥衰减与 AO 主体反应区污泥产生率变化共同作用的结果.

关键词: 污水; 剩余污泥减量; 量热; OSA 工艺; 能量平衡

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)05-1475-06

Characterisation of Excess Sludge Reduction in an Anoxic + Oxic-Settling-Anaerobic Activated Sludge Process

GAO Xu, LU Yan-hua, GUO Jin-song

(Key Laboratory of the Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400045, China)

Abstract: An energy balance analysis method with auto calorimeter being adopted was introduced to determine calorific values of sludge samples in influent and effluent of uncoupling tank in an anoxic (A) + oxic settling-anaerobic (OSA) process and a reference system. The affiliation of sludge amount change and its energy content were studied, as well as potential of excess sludge reduction was evaluated through modifying performance of uncoupling tank. The characteristics and causes of sludge reduction in OSA system were deduced according to energy and matter balance analysis. Results show that when the hydraulic retention time (HRT) of uncoupling tank are 5.56 h, 7.14 h and 9 h, the excess sludge reduction of whole A + OSA system are 1.236 g/d, 0.771 g/d and 0.599 g/d respectively. Energy content of sludge flows into and out of the uncoupling tank changes, the specific calorific value of sludge in effluent is inclined to be higher than that in influent with the HRT of the tank increasing: there isn't any significant difference of sludge calorific values between influent and effluent at 5.56 h, while the differences are in 99-113 J/g at 7.14 h, and 191-329 J/g at 9 h. Sludge in uncoupling tank would decay and longer HRT will result in more attenuation. It could be concluded that excess sludge reduction of A + OSA system is caused by both of sludge decay in uncoupling tank and sludge proliferation in AO reaction zone.

Key words: wastewater; excess sludge reduction; calorimetry; oxic settling-anaerobic (OSA); energy balance

活性污泥工艺污泥产生量大, 处理处置费用高, 已成为国内外污水行业的沉重负担. 废水处理的污泥减量技术是在出水排放满足要求的情况下, 使得整个污水处理系统向外排放的生物固体数量达到最少, 是解决城市污水污泥问题的重要途径^[1]. 基于能量解耦联 (energy uncoupling) 的污水污泥减量技术立足于微生物的能量代谢过程, 通过增加维持能或消耗原本用于生物合成的能量来降低物质状态的污泥产率^[2]. 其具体途径是通过控制某些条件, 使污水中底物被氧化的同时不大量合成 ATP; 或者合成后迅速由其它途径释放, 从而减少分解代谢产生的能量或其用于合成代谢的部分, 也就是使分解代谢和合成代谢发生解耦联^[2]. 这样就使得细菌在保持正常分解底物的同时, 生物合成量降低, 从而达到污泥减

量的目的. 好氧-沉淀-缺氧 (或厌氧) 工艺 (oxic settling-anaerobic activated sludge process, OSA) 是实现解耦联的一种方式^[3], 其特点是在传统活性污泥工艺的污泥回流系统上增加解耦联池. 二沉池流出的回流污泥在解耦联池停留一段时间后, 回流至曝气池参与污水处理过程, 解耦联池为厌氧或缺氧环境. 在控制好解耦联池工况的条件下, OSA 工艺能取得明显的污泥减量效果^[3,4]. 为最大化 OSA 系统的污泥消减量, 保证该系统的出水水质, 有必要研究其减

收稿日期: 2008-06-15; 修订日期: 2008-09-22

基金项目: 国家自然科学基金项目 (50508046); 教育部科学研究重大项目 (308020)

作者简介: 高旭 (1971 ~), 男, 博士, 副教授, 主要研究方向为水处理技术, E-mail: gaouxu@cqu.edu.cn

量原因. 有人认为好氧厌氧环境的交替导致微生物代谢的能量解耦联是 OSA 工艺污泥减量的主要原因. 污泥在解耦联池停留过程中, 由于维持能等能量需求仍存在, 微生物中的 ATP 在没有食物、低 ORP (oxidation-reduction potential) 的环境中消耗. 当其再返回至好氧基质丰富的曝气池时, ATP 又会补偿性地大量产生^[3,5]. 这一解释基本上是建立在能量减溢理论基础上的^[6]. 然而 Chen 等^[7]发现在解耦联池水力停留时间 10.5 h, 解耦联池温度 20℃、氧化还原电位 ORP 为 -250 mV 的条件下, 解耦联池的污泥衰减可能是系统污泥减量的主要原因. 另有一种理论认为是增长缓慢的微生物起主导作用从而导致系统的污泥产量降低^[2]. 从研究现状上看, 单纯从物质形态的转化研究未能给出 OSA 减量机制的定论, 因而一定程度上也限制了该工艺的应用.

从另一方面看, 废水的生物处理过程是一个包含物质变化和能量转化两方面的综合过程, 存在大量的化学动力学、生物化学和热力学现象, 具有热力学研究对象的基本特点^[8]. 由于质能的高度统一, 采用热分析手段开展污泥减量或传统工艺系统的能量利用研究, 可提供物质产生量变化、关联的能量转移及其相互效应的诸多信息^[9]. 上述 OSA 工艺的减量特性应可以通过能值分析来了解. 目前还鲜见应用该测量技术在剩余污泥减量和处理系统能值分析的报道.

虽然废水处理过程中微生物可利用的污染物能量目前几乎无法用较简便的方法准确测定^[10], 但整个过程的焓变化可根据进出生物处理反应器有机物燃烧热值的大小来确定. 进出反应器的有机物包含在进水、出水和微生物(污泥)中, 而其中的可燃物质绝大部分为有机物, 不管是污泥还是污水, 它们的燃烧热大都是有机物贡献的. 虽然可燃物的热值并不能直接反映微生物可利用的能量及能量利用的程度, 但燃烧热焓可以涵盖所有有机物, 从而能宏观上反映污水污泥的含能水平, 测试也相对容易, 故可将其作为污染物的含能水平指标, 以简化测试. 使用氧弹式量热计能够较准确地测定样品的燃烧热值. 这种测量手段在煤炭、石油、固体废弃物等的热值分析领域已经有着十分广泛的应用^[11,12]. Zanoni 等^[13]针对不同类型污水厂的大量污泥样本的热值与其对应样本的 COD 等常规水质指标的相关性进行过研究, 对污水中有机物热值的量度, 目前也有 Shizas 等^[14]作过研究.

本研究拟利用自动热量计对 OSA 系统解耦联

池进出污泥进行热值分析, 考察污泥量变动与能值变动的相互关系; 通过解耦联池参数调整, 了解污泥减量趋势, 结合热力学基础分析手段与常规水质指标测试, 推测减量途径和特性.

1 材料与方法

1.1 试验装置和运行方式

试验建立 2 套流量为 34 mL/min 的传统 Anoxic/Oxic (A/O) 污水处理系统. 其中参比系统不具备解耦联池, 主体 A/O 工艺的缺氧池容积 4 L, 水力停留时间 1.92 h; 好氧池容积 12 L, 水力停留时间 5.76 h. 减量系统的主体是一个完全相同的 A/O 反应器, 不同部分是在污泥回流系统上增加一个最大容积为 25 L 的解耦联池, 试验中根据需要调节进水口位置从而调节有效容积, 改变回流污泥在解耦联池的停留时间. 参比系统的污泥通过污泥回流系统由沉淀池底部回流至缺氧区; 减量系统的回流污泥先进入解耦联池, 在解耦联池停留一定的时间后再由污泥回流泵回流至缺氧区. 装置配置如图 1.

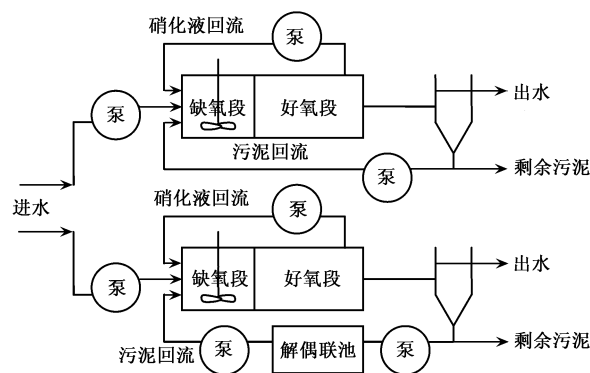


图1 A+OSA 污泥减量系统试验装置和参比装置

Fig. 1 A+OSA experimental system and reference system

2 套系统采用同一进水箱进水. 为了保持进水水质水量的稳定性, 进水量由计量泵控制.

2 套系统平行运行, 控制两系统所有可控参数一致. 硝化液回流比为 200%, 污泥回流比为 100%. 主体反应区(即缺氧区和好氧区)MLSS 为 2 000 mg/L 左右, 缺氧区溶解氧控制在 0.1~0.4 mg/L 之间, 好氧区溶解氧控制在 2.5~3.5 mg/L 之间. 冬季气温较低, 两系统的好氧区及减量系统的解耦联池用加热棒将温度控制在 23℃左右. 参比系统污泥龄 10 d 左右. OSA 减量系统解耦联池连续进出水, 进出水水量由计量泵控制.

试验进水采用人工配水, 水质指标平均浓度分别为 COD:450 mg/L; NH_4^+-N :52 mg/L; TN:53 mg/L;

TP:8 mg/L.

1.2 取样条件

根据现有条件,改变污泥减量系统解偶联池水力停留时间分别为 5.56 h、7.14 h 和 9 h. 每个停留时间运行工况结束时减量系统都经过一段时间的过渡期及稳定期. 系统运行稳定后每天开始记录进出解偶联池的污泥量和两系统排出的剩余污泥量,同期开始测定各单元进出水水质指标. 在每个工况稳定运行期内,对用于热值测定的进出解偶联池污泥样品取样 3 次,取样间隔时间均匀分布于该运行期,每批样品分别做 3 个平行样.

1.3 测试分析及控制条件

热值:德国 IKAC5000 型量热仪;其余指标采用水质分析测试标准方法.

量热分析控制条件:充氧压力 3.0 MPa;测量模式为绝热模式.

按照 Werther 等^[15]的研究,本试验污泥样品的干燥是将样品置于温度为 103~105 鼓风烘箱烘干至恒重. 用研钵将烘干的样品研磨成细粉状供热值测定. 燃烧热值测定时,称取一定量(重量根据样品的大约热值和标定的热容确定)的研磨试样,直接压成松紧适当的泥饼进行量热. 本试验未额外添加助燃剂. 按量热仪要求进行后续操作和自动测定. 试验结束后,读取测试样品的弹筒热值,参照文献[16],可计算试样的高位发热量.

2 结果与分析

2.1 系统污泥减量分析

参比系统和减量系统按照保持好氧池污泥浓度在2 000 mg/L左右进行剩余污泥排放控制. 2 套系统在解偶联池水力停留时间为 5.56 h、7.14 h、9 h 的工况下分别累计 47 d、53 d、42 d 中的剩余污泥排放量. 为便于分析,将此期间内参比系统累计排出的剩余污泥量减去相应的 A + OSA 减量系统累计排出的剩余污泥量,得到解偶联池不同水力停留时间下累计剩余污泥减少量,如图 2 所示.

可以看出,系统累计运行时间越长,减量系统累计的剩余污泥减少量越多;解偶联池水力停留时间为 5.56 h 时累计的剩余污泥减少量增加最快,说明此工况下减量效果最明显,日污泥减少量平均为 1.236 g/d;其次是 7.14 h,日污泥减少量平均为 0.771 g/d;再次是 9 h,日污泥减少量平均为 0.599 g/d. 这一结果与前人的结论相似^[17]. 本试验中,解偶联池除搅拌外,未采取降低 ORP 的其他措施(如通

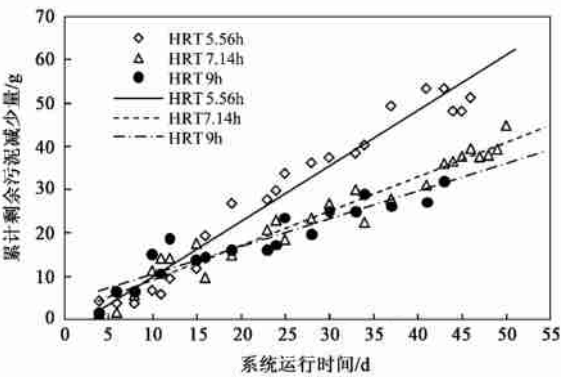


图2 A + OSA 减量系统不同解偶联池停留时间累计污泥减少量
Fig.2 Cumulative sludge reduction of A + OSA system at various HRTs of the uncoupling tank

入氮气). 解偶联池水力停留时间延长降低了整个系统的污泥减量能力.

2.2 解偶联池污泥衰减分析

为考察解偶联池是否存在污泥衰减情况,设计了测定进出该池污泥的能量含量和污泥量变化的试验,以便通过能量和物质平衡分析推断减量特性.

表 1 为解偶联池水力停留时间分别为 5.56 h、7.14 h、9 h 时进出解偶联池污泥热值 3 批平行样均值结果,据表 1 可作图 3. 由表 1 和图 3 可看出,3 个工况下解偶联池进水污泥的单位质量热值均在 18.6 kJ/g 左右. 同一工况不同批次进水污泥的单位热值相差不大,出水亦然;而不同工况的出水污泥的单位热值则随解偶联池水力停留时间延长有增大趋势. 解偶联池 HRT 为 5.56 h、7.14 h、9 h 工况下解偶联池出水污泥平均单位质量热值分别为 18.607 kJ/g、18.707 kJ/g、18.903 kJ/g.

表 1 各水力停留时间下解偶联池进出水污泥热值/kJ g⁻¹
Table 1 Calorific values of the sludge in influent and effluent of uncoupling tank at different HRTs/kJ g⁻¹

样品 批次	5.56 h		7.14 h		9 h	
	进	出	进	出	进	出
第一批	18.681	18.658	18.634	18.741	18.641	18.835
	18.617	18.563	18.545	18.638	18.547	18.757
	18.606	18.581	18.567	18.652	18.579	18.749
第二批	18.597	18.523	18.578	18.749	18.576	18.979
	18.544	18.586	18.563	18.691	18.601	18.906
	18.561	18.603	18.580	18.727	18.644	18.923
第三批	18.645	18.706	18.609	18.711	18.623	18.916
	18.703	18.615	18.574	18.760	18.719	19.047
	18.722	18.631	18.641	18.693	18.672	19.011
平均	18.631	18.607	18.588	18.707	18.622	18.903

为明确进出解偶池污泥单位质量热值是否有差异,分别对 3 个水力停留时间下的解偶联池进流出

污泥单位质量热值数据进行 t 检验. 95 % 的置信度下, 水力停留时间 5.56 h 时解耦联池进出流污泥单位质量热值 t 检验的相伴概率 p 为 0.224, 大于给定显著性水平 0.05, 说明此工况下解耦联池进出流污泥单位质量热值没有显著差异; 水力停留时间 7.14 h、9 h 时解耦联池进出流 t 检验的相伴概率 p 分别为 0.017、0.024, 均小于给定显著性水平 0.05, 说明这 2 个工况下解耦联池进出流的污泥单位质量热值有显著差异. 由表 1 和图 3 可看出, 这 2 个工况下解耦联池出流污泥单位质量热值均高于进水污泥单位质量热值.

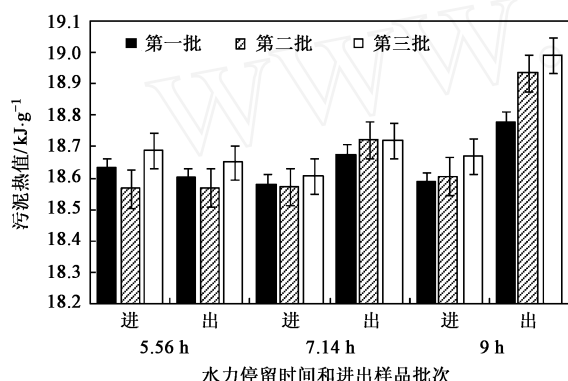


图3 不同水力停留时间下解耦联池进出水污泥热值均值

Fig. 3 Average sludge calorific values in influent and effluent of the uncoupling tank at different HRTs

以出流污泥热值减去进流污泥热值的差值为纵坐标, 解耦联池水力停留时间为横坐标作箱线图 4. 可以看出, 随着解耦联池水力停留时间的延长, 解耦联池进出流污泥的热值差是增大的. 解耦联池水力停留时间为 5.56 h 时, 进出流污泥热值没有显著差异, 其差值较小; 解耦联池水力停留时间为 7.14 h 时, 进出流污泥热值差值在 99 ~ 113 J/g 之间; 解耦联池水力停留时间为 9 h 时, 进出流污泥热值差值在 191 ~ 329 J/g 之间.

根据能量守恒定律, 输入解耦联池的能量 (包括进流中泥相及水相中的化学能) 应等于从解耦联池输出的能量 (包括出流中泥相及水相的化学能及在解耦联池散失的功和热). 由上述结果分析可知, 解耦联池水力停留时间为 7.14 h 和 9 h 时, 出流污泥单位热值大于进流污泥单位热值, 由于热值主要由有机物提供, 故经过解耦联池, 单位质量污泥的有机物含量增高, 发生了一定程度的能量富集. 由于该过程必然释放功和热, 因此可以推测, 为达到质能平衡, 解耦联池出流污泥量应小于进流污泥量, 进出流

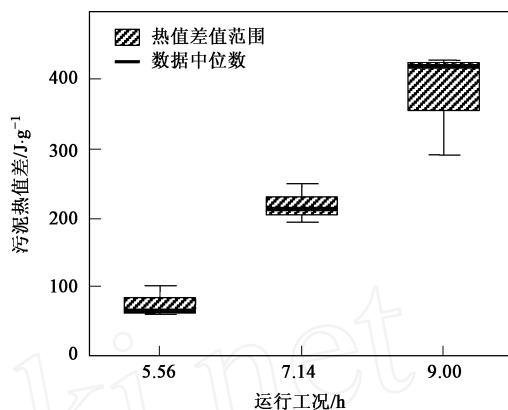


图4 解耦联池进出水污泥热值差值

Fig. 4 Differences of sludge calorific values in influent and effluent of the uncoupling tank at various HRTs

上清液能量含量也会存在差别.

对解耦联池水力停留时间分别为 5.56 h、7.14 h、9 h 时进出解耦联池的污泥量进行累计, 即减量系统排泥量和出水水质稳定后开始累加每天进出解耦联池的污泥量, 每个工况下连续取样 12 ~ 15 d. 解耦联池水力停留时间为 5.56 h 时, 连续 12 d 进出解耦联池进出水污泥总量均为 880 g, 表明进出流污泥量几乎没有差别; 水力停留时间为 7.14 h 时, 连续 14 d 进出解耦联池的污泥总量分别是 1 060 g 和 1 015 g; 水力停留时间为 9 h 时, 连续 15 d 进出解耦联池的污泥总量分别是 1 276 g 和 1 209 g. 可见, 这 2 个工况下解耦联池出流污泥量小于进流污泥量, 差值随停留时间增大而增大, 与上述推测吻合.

进一步对每个工况运行期间解耦联池进出水污泥上清液的污染物质浓度进行测定, 每个工况取样 10 ~ 13 次. 污泥在解耦联池中停留 5.56 h 时进出解耦联池上清液的 COD 浓度基本不变, 平均分别为 35 mg/L 和 34 mg/L. 污泥在解耦联池中停留 7.14 h、9 h 时, 出流上清液 COD 浓度均高于进流上清液 COD 浓度, 且随着解耦联池水力停留时间的延长, 出流上清液 COD 高出进流的部分也越多, 如图 5 ~ 图 7, 污泥在解耦联池中停留 7.14 h 时进出解耦联池上清液的平均 COD 浓度分别为 37 mg/L 和 55 mg/L, 出流平均 COD 浓度比进流高 18 mg/L; 污泥在解耦联池中停留 9 h 时进出解耦联池上清液的平均 COD 浓度分别为 38 mg/L 和 60 mg/L, 出流平均 COD 浓度比进流高 22 mg/L. 以前研究表明^[18], 污水的高位热值与 COD 有较好的正相关性. 因此和 COD 一样, 解耦联池水力停留时间为 7.14 h 和 9 h 时, 其进流上清液干基的单位质量热值也应小于出流上清液干基的单

位质量热值.

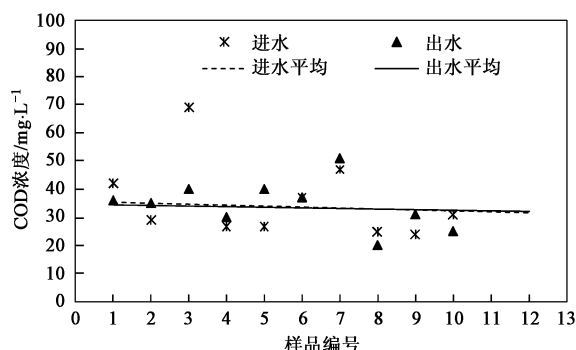


图5 HRT为5.56 h时进出解偶联池污泥上清液 COD

Fig. 5 COD of supernatant liquid in influent and effluent of the uncoupling tank at HRT 5.56 h

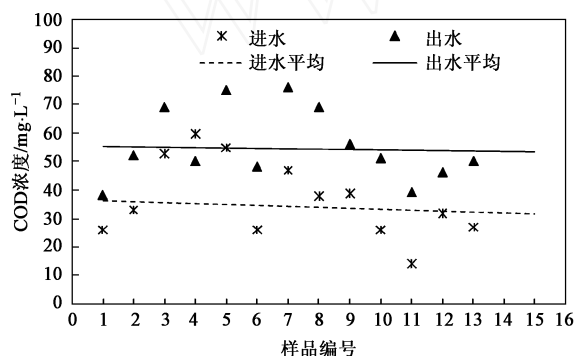


图6 HRT为7.14 h时进出解偶联池污泥上清液 COD

Fig. 6 COD of supernatant liquid in influent and effluent of the uncoupling tank at HRT 7.14 h

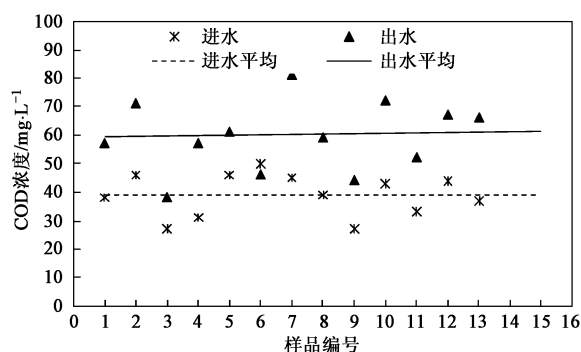


图7 HRT为9 h时进出解偶联池污泥上清液 COD

Fig. 7 COD of supernatant liquid in influent and effluent of the uncoupling tank at HRT 9 h

3 讨论

按照质能平衡综合来看,进入解偶联池的污泥在上述水力停留时间内,其中所含有有机物通过衰减转移一部分到出流水相中,造成出流 COD 升高,水

相所含有有机物增多;污泥因衰减而造成量的减少,随着解偶联池水力停留时间的延长,出流污泥比进流污泥减少的量也越多.这是从物质总量上发生的变化.相伴发生的是污泥总量虽衰减,但单位质量污泥的有机物含量增高,表现为单位质量污泥热值增高,说明污泥出现了一定程度的能量富集.而停留时间越长,出流污泥单位质量热值高出进流污泥单位质量热值越多,出流水相干基的单位质量热值也越高.由于污泥热值大部分由碳元素提供,因此可能是单位质量的污泥中碳元素含量升高使单位质量污泥热值升高,这一推断将通过进一步的试验证实.

经过解偶联池的污泥回到 A/O 系统主体反应区后,在进水底物丰富的条件下,污泥的增殖会成为主要趋势.而不同解偶联池污泥停留时间可能使回流污泥表现出不同的表观产率,这一点可以从整个减量系统不同的污泥减量效果反映出来.故可以按如下公式计算 A/O 主体反应区的污泥产率:

$$A + OSA \text{ 减量系统污泥产率} = \text{主体反应区污泥产率} - \text{解偶联池污泥衰减率}$$

在 5.56 h、7.14 h、9 h 时,减量系统主体反应区的污泥产率分别为:3.371、5.635、6.977 g/d.而相同条件下参比系统的污泥产率为 3.576 ~ 3.897 g/d.可以看出,因解偶联池停留时间延长导致污泥衰减,而在主体反应区会发生补偿性的污泥增殖,衰减越多,增殖也越多.这比较类似于文献[3]和[5]关于 ATP 的研究结论.因此,A + OSA 减量系统中污泥增殖过程与污泥衰减过程共同作用的结果,使其总的污泥产率低于参比系统;解偶联池停留时间越短,衰减虽不明显,但在主体反应区补偿性增殖量越少,系统总的污泥减量效果越好.可以推断,减量系统活性污泥的分解代谢与合成代谢过程按照不同的运转条件进行自我调整,能量解偶联是存在的,发生的程度与解偶联池污泥衰减的程度有关.

4 结论

(1) A + OSA 系统污泥减量是解偶联池污泥衰减与 AO 主体反应区污泥产生率变化共同作用的结果.在试验设定的解偶联池停留时间范围内,污泥停留时间越长,系统总的减量效果越差.

(2) 采用热值测量经质能平衡表明,进出解偶联池的污泥含能水平发生了变化,随停留时间增加出流污泥的热值有高于进流污泥热值的趋势;进出解偶联池的污泥量发生了衰减,停留时间越长,衰减越明显,这一倾向与整个系统总的减量效果相反.

(3) 减量系统中存在微生物利用能量的解偶联过程,其发生程度与解偶联池污泥衰减的程度有关.作为一种重要手段,量热分析和质能平衡可用于推断 OSA 系统污泥减量的特征.

参考文献:

- [1] Wei Y, Van Hutten R T, Borger A R, *et al.* Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment [J]. *Wat Res*, 2003, **37**(18): 4453-4467.
- [2] Low E W, Chase H A. Reducing production of excess biomass during wastewater treatment [J]. *Wat Res*, 1999, **33**(5): 1119-1132.
- [3] Chudoba P, Chudoba J, Capdeville B. The aspect of energetic uncoupling of microbial growth in the activated sludge process: OSA system [J]. *Wat Sci Technol*, 1992, **26**(9-11): 2477-2480.
- [4] Saby S, Djafer M, Chen G H. Effect of low ORP in anaerobic sludge zone on excess sludge production in oxic-settling-anaerobic activated sludge process [J]. *Wat Res*, 2003, **37**(1): 11-20.
- [5] Chudoba P, Morel A, Capdeville B. The case of both energetic uncoupling and metabolic selection of microorganisms in the OSA activated sludge system [J]. *Environ Technol*, 1992, **13**(8): 761-770.
- [6] Liu Y. A growth yield model for substrate-sufficient continuous culture of microorganisms [J]. *Environ Technol*, 1996, **17**(6): 649-653.
- [7] Chen G H, An K J, Saby S, *et al.* Possible cause of excess sludge reduction in an oxic-settling-anaerobic activated sludge process (OSA process) [J]. *Wat Res*, 2003, **37**(16): 3855-3866.
- [8] 高旭. 城市污水处理工艺能量平衡分析研究和应用[D]. 重庆: 重庆大学, 2002. 50-51.
- [9] Daverio E. Calorimetric assessment of activity in WWTP biomass [J]. *Wat Sci Technol*, 2003, **48**(3): 31-38.
- [10] Manson I, Liu J S, Ampuero S, *et al.* Biological reaction calorimetry: Development of high sensitivity bio-calorimeters [J]. *Thermochim Acta*, 1998, **309**(1-2): 157-173.
- [11] N úñez Regueira L, Rodríguez-Añón J, Proup ír Castiões J, *et al.* Energetic evaluation of biomass originating from forest waste by bomb calorimetry [J]. *J Therm Anal Calorim*, 2001, **66**(1): 281-292.
- [12] N úñez Regueira L, Rodríguez-Añón J A, Proup ír Castiões J, *et al.* Determination of calorific values of forest waste biomass by static bomb calorimetry[J]. *Thermochim Acta*, 2001, **371**(1-2): 23-31.
- [13] Zanoni A E, Mueller D L. Calorific Value of Wastewater Plant Sludges [J]. *J Environ Eng Div*, 1982, **108**(1): 187-195.
- [14] Shizas I, Bagley D M. Experimental determination of energy content of unknown organics in municipal wastewater streams [J]. *J Energ Eng*, 2004, **130**(2): 45-53.
- [15] Werther J, Oganda T. Sewage Sludge Combustion [J]. *Prog Energy Combust Sci*, 1999, **25**(1): 55-116.
- [16] GB T213-2003, 煤的发热量测定方法[S].
- [17] 钟贤波,叶芬霞. 好氧-沉淀-缺氧(OSA)工艺的剩余污泥减量化研究[J]. *环境工程*, 2006, **24**(6): 26-28.
- [18] 马蜀,高旭,郭劲松. 城市污水处理厂剩余污泥的元素含量分析 [J]. *中国给水排水*, 2007, **23**(19): 60-63.