

复合生物膜反应器污泥好氧消化初步研究

石炼, 龙腾锐, 丁文川, 姜文超

(重庆大学 城市建设与环境工程学院, 重庆 400045)

摘要: 传统污泥好氧消化工艺由于运行成本较高, 因而其应用受到一定的限制。在传统污泥好氧消化工艺的基础上, 引入并利用生物膜较长的食物链强化污泥减量, 缩短消化时间, 以达到减少能耗的目的, 提出了复合生物膜反应器(HBR)污泥好氧消化工艺。试验研究得出: 与传统好氧消化反应器相比, HBR 的消化时间要缩短 3 天左右, 可提高 MLVSS 降解速率, 出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度低; 微型动物的捕食作用和絮凝作用可降低上清液悬浮物浓度。

关键词: 复合生物膜反应器; 污泥好氧消化; 原生动物

1 前言

2003 年, 我国城市污水排放量达到了 348.9 亿 m^3 , 已建成运行的城市污水处理厂有 617 座, 日处理规模为 4245 万 m^3 。按污泥产量占处理水量的 0.3% ~ 0.5% (以含水率 97% 计) 计算, 我国城市污水厂污泥的产量在 12.735 万 m^3/d 和 21.225 万 m^3/d (以含水率 97% 计) 之间。而且还以每年大约 10% 的速度增长。然而, 在全国现有污水处理设施中有污泥稳定处理设施的还不到 1/4, 处理工艺和配套设备较为完善的还不到 1/10, 能够正常运行的为数不多, 污泥直接排放会造成二次污染, 因此我国污泥处理问题日益突出。

污泥好氧消化作为一种污泥稳定和减量的方法, 因其初期投资少、操作简单, 对于小型污水厂的污泥处理是一个经济的选择, 在实际运行中, 也常为中型污水厂所采用。目前污泥好氧消化工艺有以下几种: ① 传统污泥好氧消化工艺 (CAD); ② 缺氧/好氧消化工艺 (A/AD); ③ 自动升温好氧消化或高温好氧消化工艺 (ATAD); ④ 两段高温好氧/中温厌氧消化工艺 (AerTAnM) [1]。但是, 由于能耗高, 造成运行费用的增加, 成为污泥好氧消化工艺推广和应用的主要阻碍。

在污水处理生态系统中存在较长的食物链: 有机污染物→细菌→原生动物→后生动物。原生动物和后生动物 (统称微型动物) 在食物链中起捕食细菌的作用。研究发现, 原生动物的捕食能减少 12% ~ 43% 的细菌生物量 [2], 将污泥转化为能量、水和二氧化碳, 从而使污泥量减少。但传统工艺曝气池污泥的停留时间常小于微型动物的世代时间, 不利于其增殖和保持足够的数量, 不能充分发挥捕食对污泥产量的消减作用。因此, 近些年来, 一种将活性污泥法和生物膜法相结合的污水处理技术引起广泛的关注 [3~5]。该技术除保留了活性污泥法和生物膜法在污水处理中的优势外, 在有填料和其他附着介质存在的情况下, 还能确保较长的污泥龄和适于微型动物生长的条件, 其污泥产量为常规活性污泥法的 50% 以下 [6]。

污泥好氧消化是活性污泥法的延续, 基于上述研究成果, 在传统污泥好氧消化工艺的基础上引入生物膜, 利用生物膜微生物相多样化和食物链长的特点来促进污泥的内源呼吸, 提高污泥好氧消化的效率, 从而缩短消化时间, 降低污泥消化的能耗, 具有一定的实用意义。从而提出了复合生物膜反应器(HBR)污泥好氧消化工艺。

2 试验条件与方法

2.1 试验装置

本试验采用自制复合生物膜反应器（Hybrid Biofilm Reactor, HBR），装置如图 1 所示（1#）。反应器由 2 根 PVC 圆柱套合而成，外柱直径为 300 mm，内柱直径为 220 mm，反应器高度 580 mm，内外柱之间加入好氧填料（甘肃兰州某环保公司生产），填料高度为 420 mm，反应器总容积为 38.6 L。传统好氧消化反应器（2#）采用 18 L 的塑料桶进行对比。1#反应器一次加入 24 L 污泥，2#反应器一次加入 12 L 污泥，各由两个多孔石曝气头供气，用功率为 9 W 的搅拌器连续搅拌。

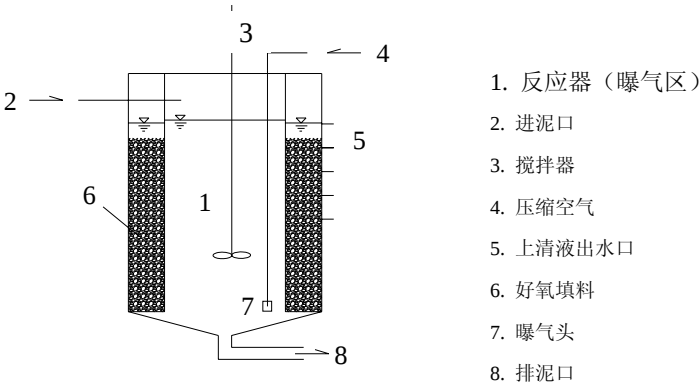


图 1 试验装置示意图

2.2 污泥来源及性质

试验污泥是取自重庆市城南污水处理厂曝气池，经短时沉淀后 MLSS 为 6314 mg/L；MLVSS 为 4180 mg/L；pH 为 6.68。

2.3 试验方法

1#反应器（HBR）采用“快速排泥法”^[7]在好氧条件下进行挂膜，运行 25 天后，COD 去除率达到 55%以上，同时对填料进行微生物镜检发现填料表面的微生物相良好且稳定，出现了大量的原生动物，说明反应器已经启动成功。污泥好氧消化试验在室温条件（21~23℃）下进行，采用连续曝气方式供气，控制混合液中溶解氧的含量 ≥ 3 mg/L，搅拌频率为 30 r/s，pH 值自由变化。

MLSS、MLVSS、SV、SVI、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP 的测定参照标准方法^[8]。DO 采用 YSI 溶解氧仪测定，COD 采用 HACH 公司 DR/2010 型 COD 检测仪测定，pH 采用 HACH/SENSION1 型 pH 计测定。采用 OLYMPUS 光学显微镜对反应器进行生物相观察。

3 试验结果与分析

3.1 MLSS、MLVSS 的变化

1#和 2#反应器在室温条件（21~23℃），连续曝气方式下运行 14 d，两个反应器的 MLSS（总污泥浓度）、MLVSS（总挥发性污泥浓度）和 MLNVSS（非挥发性污泥浓度）的历时变化如图 2 所示，其中 $\text{MLSS} = \text{MLVSS} + \text{MLNVSS}$ 。图 3 为 MLVSS 去除率的历时变化曲线。由图 2 可知，MLSS 和 MLVSS 随消化历时下降的趋势是基本一致的，1#曲线从第十天开始出现“平台”，而 2#曲线在第十三天才开始达到“平台期”。MLNVSS 变化较平缓，总体呈下

降趋势，显示好氧消化不仅对污泥中有机物有去除作用，同时也会引起无机物质的减少。但无机物质是由于生物呼吸作用转移到系统之外而减少，还是由固体相转移到液体相而减少，尚待进一步分析。图 3 表明，在消化第 10 d 时，1#反应器和 2#反应器的 MLVSS 去除率分别为 50.17%和 33.01%，前者比后者高出约 17.2%，按工程实践中，对 MLVSS 的去除率一般选择在 45%~50%左右评价^[9]，可认为 1#反应器的污泥已经消化稳定。当消化至 13 d 时，1#反应器和 2#反应器的 MLVSS 去除率分别为 52.61%和 49.49%，表明此时 2#反应器的污泥也消化稳定；消化至 14 d 时，1#反应器和 2#反应器的 MLVSS 去除率分别为 53.68%和 51.14%，前者仍比后者高出 2.5%。可以看出，HBR 反应器达到稳定效果所需时间比传统好氧消化反应器要缩短 3 天左右，这样就可以提高污泥消化的效率，并可能降低污泥消化的能耗。

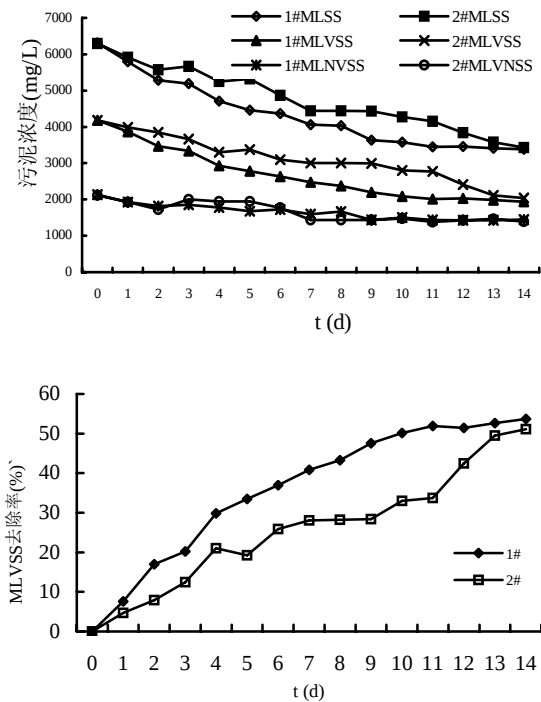


图 2 污泥浓度随消化时间的变化

图 3 MLVSS 去除率随消化时间的变化

根据生态学原理，由于生物转换的效率较低，上一个营养级生物能量大约只有十分之一被下一个营养级生物合成为生物体能量。因此，在污泥消化反应器这个微生态系统中，能量通过食物链在从低营养级(细菌)向高营养级(原生动物和后生动物)的传递过程中发生大量损失；食物链越长，能量损失越大，用来合成生物体的能量越少。由于 HBR 引入了生物膜，形成多样的小生境 (niches)，有利于食物链中处于高营养级的后生动物生长^[10]，加快了污泥的内源呼吸和捕食作用，使生物量 (MLVSS) 迅速减少，从而提高污泥消化效率。在本试验过程中显微镜观察发现，消化后期的 HBR 生物膜中有大量的钟虫、累枝虫和聚缩虫 (原生动物) 以及线虫 (后生动物)，证明微型动物对污泥好氧消化有促进作用。

3.2 SV、SVI 的变化

1#和 2#反应器的 SV 和 SVI 随消化时间的变化规律分别见图 4 和图 5。由图可知，SV 在消化前段出现一个“平台”，在消化中段出现急剧下降的趋势，然后在消化末端缓慢下降

至稳定；而 SVI 的变化规律是先逐渐上升，然后急剧下降，最后趋于平缓。

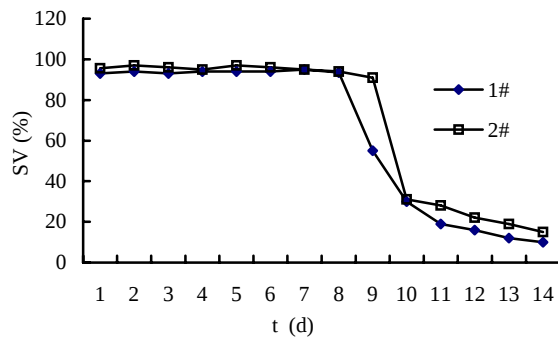


图 4 SV 随消化时间的变化

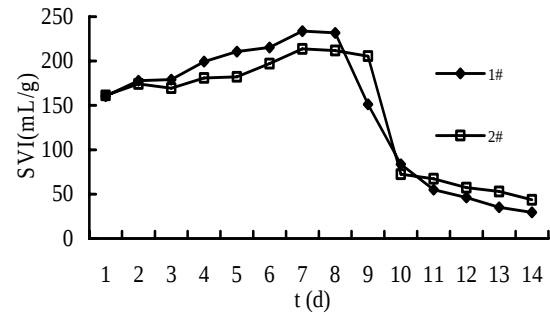


图 5 SVI 随消化时间的变化

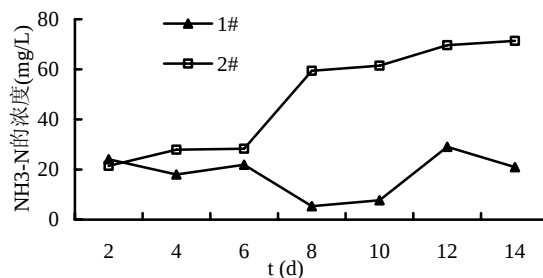
在整个消化过程中，SV 呈下降趋势，SVI 开始有缓慢升高，然后有下降，SV 和 SVI 的降低是因为 MLVSS 的降解所导致的^[11]。1#反应器的 SV 和 SVI 曲线比 2#反应器相应的曲线提前出现下降趋势，说明 1#反应器的 MLVSS 降解比 2#反应器要快。在消化末期，观察到 1#反应器的上清液更澄清，上清液与沉降污泥的分界面也更清晰，这可能是由于 1#反应器中微型动物的捕食作用和絮凝作用造成的。

3.3 NH₃-N 的变化

1#反应器和 2#反应器消化过程中上清液中 NH₃-N 变化如图 6。由图可知，1#反应器上清液 NH₃-N 变化较平缓，而 2#反应器上清液 NH₃-N 逐渐上升，消化结束后 2#反应器 NH₃-N 比 1#反应器 NH₃-N 高出 2 倍多，这可能是在 2#反应器中发生氨化反应，有机氮化物在氨化菌的作用下分解、转化为氨态氮所致；而 1#反应器中 NH₃-N 变化是先平稳，后上升，再下降，说明有硝化反应发生。相反，2#反应器在消化后期，上清液 NH₃-N 上升，说明硝化作用不显著。有研究表明，原生动物能分泌生长因子^[12]，提高 N、P 的释放，优化碳氮磷比率，从而使细菌更快的生长和保持更高的活力^[13]，这是否导致世代时间较长的亚硝化菌和硝化菌的代谢活性有所提高，并促进了硝化作用的进行，尚待进一步深入研究。

3.4 TP 的变化

1#和 2#反应器上清液中 TP 变化如图 7 所示。可以看出，两个反应器上清液中 TP 的变化趋势基本一致，都呈明显的上升趋势。由于污泥生物细胞在消化过程不断解体，MLSS 总量不断减少，原来合成在菌体内的有机 P 化合物被分解，矿化的磷酸盐重新回到混合液当中，这与前人研究得出的，污泥浓度降低的同时伴随着磷酸盐浓度增高^[10]的结论是一致的。



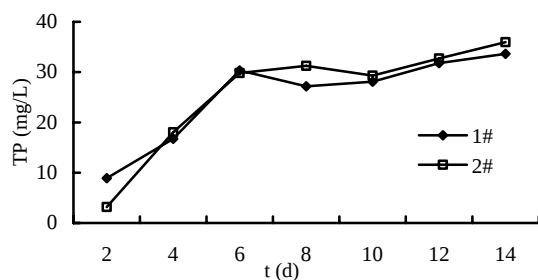


图6 NH₃-N 随消化时间的变化

图7 TP 随消化时间的变化

3.5 COD 的变化

1#和2#反应器的上清液 COD 变化见图8。图中 COD 呈逐渐上升趋势,是由于污泥在消化过程中絮体不断解体,一些原来存在于细胞中的固态难降解物质进入到上清液中所致,这也在一定程度上反映了污泥消化稳定过程。污泥好氧消化末期的上清液 COD 仅为 140 mg/L 左右,因此上清液回流不会对污水处理产生冲击。

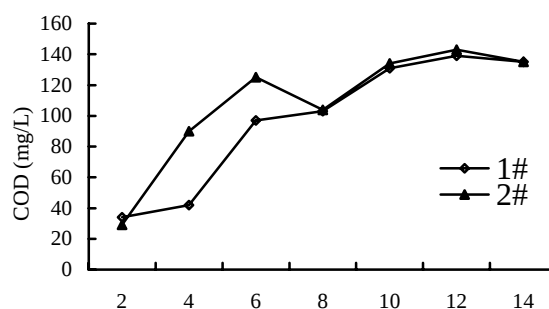


图8 COD 随消化时间的变化

4.结论

- ① HBR 比传统好氧消化反应器的消化时间要缩短 3 天左右,可提高污泥消化的效率,并可能降低污泥消化的能耗。HBR 中出现的微型动物,对污泥好氧消化有明显的促进作用。
- ② 在污泥好氧消化中,微型动物的捕食作用和絮凝作用可降低消化后上清液悬浮物浓度。
- ③ HBR 的上清液 NH₃-N 浓度比传统好氧消化反应器的要低,说明前者比后者的硝化作用要强。但是硝化作用增加是否由于 HBR 提高了世代时间较长的亚硝化菌和硝化菌的代谢活性,尚需进一步深入研究。

参考文献

- [1] 彭永臻,等. 污泥好氧消化的研究进展[J]. 中国给水排水, 2003, 19(2): 36-39.
- [2] Ratsak, C. H. *et al.* Biomass reduction and mineralization increase due to the ciliate *Tetrahymena pyriformis* grazing on the bacterium *Pseudomonas fluorescens*[J]. Wat. Res. Tech., 1994, 29: 119-128.
- [3] N. Müller, Implementing Biofilm Carriers into Activated Sludge Process-15 Years of Experience [J]. Wat. Sci. Tech., 1998, 37(9): 167-174.
- [4] G. Pastorelli, *et al.* Organic carbon and nitrogen removal in moving-bed biofilm reactors [J]. Wat. Sci. Tech., 1997, 35(6): 91-99.
- [5] 郑育毅,等. 生物膜/活性污泥工艺处理淀粉制糖废水[J]. 中国给水排水, 2003, 19(10): 90-91.
- [6] 王琳, 王宝贞. 污泥减量技术的新进展[J]. 污染防治技术, 2000, 13(1): 48-50.
- [7] 顾国维. 水污染治理技术研究[M]. 上海: 同济大学出版社, 1997.
- [8] 国家环境保护总局,《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法(第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

- [9] 周春生. 尹军. 剩余污泥好氧消化处理的效能及机理研究[J]. 中国给水排水, 1992, 8(1): 13-18.
- [10] J. H. Rensink, W. H. Rulkens. Using metazoa to reduce sludge production. Wat. Sci. Tech. 1997, 36 (11):171-179.
- [11] 沈耀良. 污泥好氧消化处理工艺的研究[J]. 苏州城建环保学院学报. 1994, 7(1): 55-64.
- [12] 陈声贵, 许木启. 原生动物在活性污泥中的作用[J]. 生态学杂志, 2002, 21(3): 47-51.
- [13] Al-Shahwani S.M. and Horan N.J. The use protozoa to indicate changes in the performance of activated sludge plants [J]. Wat. Res., 1991, 25(6): 633-638.