

文章编号:1000-582X(2002)10-0156-03

实验室中的污泥膨胀及其控制措施的试验方法*

支银芳, 罗固源, 吉方英, 许晓毅

(重庆大学 城市建设与环境工程学院, 重庆 400045)

摘要:在室温较低的情况(8~13℃)下,实验室试验中以人工配水为污水水源,采用连续进水间歇出水的SBR工艺时发生了丝状菌性污泥膨胀。经试验验证,发生膨胀的原因可能是pH值过低和痕量金属元素的缺乏所致。采用加入无水Na₂CO₃调节人工配水的碱度和加入一定量的土壤上清液以补充痕量金属元素的方法,污泥的沉降性能得到了快速恢复。结果表明:该方法可用于解决以人工配水为污水水源的实验室中的污泥膨胀问题,结合实际的污水处理情况,该控制技术也有一定的参考价值。

关键词:人工配水; 污泥膨胀; 丝状菌; 无水Na₂CO₃; 土壤上清液

中图分类号: X703

文献标识码: A

目前,我国约有60%的城市污水处理厂和大部分工业废水处理厂采用活性污泥法生物处理工艺。活性污泥沉降性能的好坏,将直接关系到污水厂的处理效果。我们通常采用污泥指数(SVI)表示活性污泥的沉降性能,SVI值一般以介于70~100之间为宜,SVI值过低,说明泥粒细小,无机含量高,缺乏活性;过高,说明污泥沉降性能不好,并且已经有产生膨胀现象的可能。当活性污泥系统运行中出现膨胀问题时,二沉池中污泥SVI值大于200 mL/g,从而导致二沉池中的污泥层增高,回流污泥浓度下降,曝气池的运行效果及二沉池中污泥沉淀效率都受到影响,出水中的SS和BOD₅浓度变高,最终导致活性污泥系统运行失败^[1]。污泥膨胀问题是活性污泥法污水处理厂运行过程中经常遇到的最棘手的问题之一,据报道,在发生污泥膨胀的活性污泥法处理厂中,约有90%的污泥膨胀问题是由活性污泥中丝状菌的过量生长而引起的。

1 实验室试验中的丝状菌膨胀现象

1.1 试验工艺及方法

为有效控制污泥膨胀,在实验室规模试验中进行研究是一个重要的环节。本实验室中采用人工配水进行试验研究,试验配方及其污水水质分别如表1和表2所示:(为模拟实际生活污水的发酵作用,将所配污水放置三天后使用)

表1 每升人工合成污水中的物质组成

物质组成	用量/mg	物质组成	用量/mg
淀粉	65	NH ₄ Cl	110
葡萄糖	130	KH ₂ PO ₄	28
奶粉	130	无水Na ₂ CO ₃	145
尿素	50		

表2 试验污水水质

水质指标	对应值/mg·L ⁻¹	水质指标	对应值/mg·L ⁻¹
COD	350~450	TP	6.0~8.0
TN	40~56	pH	6.5~7.0
NH ₄ ⁺ -N	29~35	水温	8~13℃

试验采用时间序列的SBR除磷装置,厌氧搅拌和好氧曝气交替,采取连续进水间歇出水方式运行,属于完全混合式反应器。试验工艺示意如图1所示。试验装置为一聚氯乙烯塑料圆桶,其内径为34 cm,高度为36 cm,有效容积为22 L。该反应器在厌氧段采用搅拌器维持污泥的悬浮状态,搅拌强度以污泥不沉降为准;好氧段采用小型曝气机充氧曝气。厌氧和好氧状态用反应阶段中所达到的氧化还原电位ORP值来控制,厌氧状态ORP在-200~-100mV之间,好氧状态ORP在50~150 mV之间。定时器自动控制曝气和停曝时间。反应器外侧的不同高度均设有排水口,以便在不同高度排水。

* 收稿日期:2002-06-12

作者简介:支银芳(1978-),女,山西临汾人,重庆大学在读硕士生。主要从事水污染控制方面的研究。



图 1 连续进水间歇出水的 SBR 除磷工艺示意图

1.2 污泥膨胀现象

试验取用重庆市唐家桥污水处理厂的活性污泥，其初始 SVI = 85 ~ 100。采用厌氧 3.0 h，好氧 2.5 h，沉淀排水 0.5 h 的工况，在进出水流量 $Q = 4.0 \text{ L/h}$ ，MLSS = 3 000 mg/L， $N_s = 0.35 \text{ kgCOD}/(\text{kgMLSS} \cdot \text{d})$ 左右时，其 SVI 值的变化如图 2 中“SBR 连进间出方式 SVI 值变化趋势”对应曲线所示。由图 2 中的对应曲线可以看出：SVI 值在五日内快速上升，在第六天加入土壤上清液后 SVI 值有所下降，其后 SVI 值继续上升，污泥沉降性能并没有得以本质的恢复。污泥的外观由棕黑色变为灰白色，泥粒变得细小，沉降性能变差。在采用烘干称重法测定污泥浓度的过程中，泥水混合物的过滤分离过程需要 1 h 左右才可完成。镜检发现：污泥中尚有钟虫、轮虫等原生和后生动物存在，但菌胶团的密实性变差，并出现了明显搭桥结构的丝状菌，可判断此膨胀主要是由丝状菌引起。

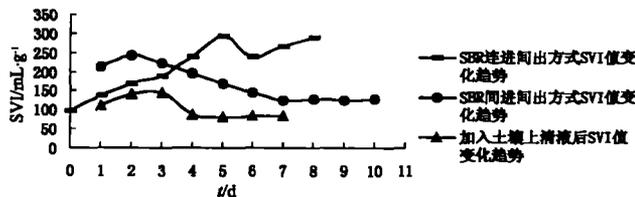


图 2 试验过程中活性污泥 SVI 值在不同阶段的变化趋势

1.3 丝状菌膨胀现象分析

根据丝状微生物对环境条件和基质种类要求的不同(污水的水质情况)，可将污泥的丝状菌膨胀划分为 5 种类型^[2]：1)低基质浓度型；2)低 DO 浓度型；3)高硫化物型；4)营养缺乏型和；5)PH 不平衡型。这 5 种类型的膨胀占目前存在的污泥膨胀问题的绝大部分。根据本试验的条件，对以上 5 种类型逐一进行考查。在对所配污水 pH 值的跟踪测试中发现，原污水 pH 值为 6.5 左右时，放置 48 h 后，由于污水的发酵作用，其 pH 值已小于 5.5，由于过低的 pH 值不利于正常微生物的新陈代谢，易于引起丝状真菌的繁殖，从而引起污泥膨胀^[2]。同时，完全混合活性污泥法会助长丝状菌的过量生长，这可用痕量金属缺乏症理论进行分析^[3]。因为在完全混合活性污泥法系统中，进水在很短的时间内便与曝气池中混合液充分混合，即少量的进水与大

量的混合液混合而使曝气池混合液中的基质等于出水中的基质浓度，由于丝状菌具有比菌胶团微生物更大的比表面积，而前者在痕量金属含量不足时比后者具有更大的对痕量金属的吸附能力，从而抑制了菌胶团微生物的正常生长。人工配水与实际的生活污水相比，则更易出现痕量金属缺乏的情况。因此这两个因素可使活性污泥在短期内 SVI 值快速上升，引起严重的污泥膨胀问题。

2 污泥膨胀的控制

2.1 调整 pH 值

加入适量无水 Na_2CO_3 将其 pH 值调节到 8 ~ 8.5 左右，同时将污泥厌氧放置 3 天后再闷曝 3 天，然后采用间歇进水间歇出水方式的 SBR 除磷方式培养污泥，其试验运行工况不变，仅改变 SBR 反应器的进出水方式。SBR 工艺进水阶段和反应阶段开始时的缺氧(或厌氧)与好氧状态的交替厌氧状态能抑制专性好氧丝状菌的过度繁殖；同时采用间进间出方式的 SBR 反应器中存在较大的浓度梯度，避免了丝状菌竞争优势的环境条件，其本身就是一个能很好地防止污泥膨胀的选择器^[3]。反应十天中活性污泥 SVI 值的变化如图 2 中“SBR 间进间出方式 SVI 值变化趋势”对应曲线所示。

由图 2 中的对应曲线可以看出：厌氧放置使污泥的 SVI 值从原先的 300 左右下降到 200 左右，其后 SVI 值稳定在 130 左右，再没有太大的变化。在该过程中镜检发现：原有的钟虫、轮虫等原生和后生动物数量逐渐减少，有的轮虫其上出芽，表明条件有所不适^[4]，在第七天以后已经观测不到原生动物和后生动物。其原因可能是在温度较低的情况下，微生物的酶系统酶促反应受到抑制，活性污泥反应进程受到某些影响^[5]，同时由于水质环境条件改变太大，而相应的闷曝时间太短，微生物不能完全适应环境。

2.2 加入土壤上清液

在 pH 值得以控制的基础上，加入一定量的土壤上清液对污泥进行闷曝培养。其配制方法可用发黑色肥沃土质 1 份，兑清水 3 份，充分搅拌，静沉后取其上清液，可以 1:20(20 份污水加入 1 份上清液)的比例投入。加入量也可视膨胀程度而定。该控制阶段活性污泥 SVI 值的相应变化如图 2 中“加入土壤上清液后 SVI 值变化趋势”对应曲线所示。

从图 2 中的对应曲线可以看出：反应器中的污泥在加入土壤上清液之后，其 SVI 值迅速下降，最后稳定在 80 ~ 90 之间，镜检发现：在加入土壤上清液闷曝 24 h 后，

出现相当数量的等枝虫,累枝虫等原生动物。其后污泥性能逐渐得以恢复。

2.3 污泥膨胀得以控制的原因分析

根据本试验的条件进行分析,污泥膨胀得以控制的原因主要有以下 2 点:

1) pH 值的调整。在本实验中引起丝状菌性污泥膨胀的原因可能主要是由于 pH 值较低,导致丝状真菌的繁殖而引起的。由于对活性污泥微生物最适宜的 pH 值范围是 6.5~8.5, pH 值低于 6.5 时利于真菌的生长繁殖,降低到 4.5 时,真菌将完全占优势,活性污泥絮体遭到破坏,产生污泥膨胀现象,原生动物有时可完全消失,处理水质恶化^[5]。试验室中人工配水 pH 值的变化主要随所配污水放置时间的增长而降低,由于试验室中一般采用即定配方,实验人员易于忽略随时测定原水中的 pH 大小,当污水放置时间较长时, pH 值降低较多,极易引起污泥膨胀。这种类型的膨胀可通过加入一定量的无水 Na_2CO_3 调节污水的碱度,从而达到抑制污泥膨胀的目的。在实际污水处理厂的进水中,也可由于污水在排水管网中的停留时间过长而引起原污水的厌氧发酵,从而引起 pH 值的降低,导致污泥的丝状菌膨胀。处理某些低 pH 值的工业废水时也可出现此类问题。

2) 加入土壤上清液。在合适的 pH 环境下,加入土壤上清液可以补充微生物生长所需的各种痕量金属,促进污泥沉降性能的快速恢复。土壤的矿物质中含有丰富的微量元素如 Ca、Mg、Fe、Cu、Zn、B 等,同时在土壤的颗粒表面和土壤溶液中含有 40 余种生物体酶,如蛋白酶、淀粉酶、脱氢酶等,可加快微生物的代谢

过程,土壤中的胶体部分有一定的凝聚作用^[6],有利于沉降性能的快速恢复。

3 结 论

由于实验室中人工配水需放置一段时间后再投入试验,导致配水的 pH 值较低,同时由于人工配水中微生物生长必需的痕量金属元素较少,易于引起丝状菌性污泥膨胀。采用无水 Na_2CO_3 调节人工配水的 pH 值,运行一段时间后可初步控制污泥的膨胀。在 pH 值调节的基础上,加入土壤上清液提供微生物生长所需的微量元素,可使污泥膨胀得到较好控制,污泥活性得到快速恢复。目前有相当数量的实验室均采用人工配水来模拟实际的生活污水进行研究,当发生污泥膨胀现象时,上述的控制措施具有一定的参考应用价值。

参考文献:

- [1] 杨宝林. 活性污泥膨胀的特性研究[J]. 中国给水排水, 1993, 9(5): 32-34.
- [2] 王凯军. 污泥膨胀的原因、类型与控制[J]. 环境工程, 1992, 10(6): 45-49.
- [3] 沈耀良. 废水生物处理新技术: 理论与应用[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1999.
- [4] 顾夏声, 李献文, 竺建荣. 水处理微生物学[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1998.
- [5] 张自杰. 排水工程(下册)[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1996.
- [6] 崔晓阳, 方怀龙. 城市绿地土壤及其管理[M]. 北京: 中国林业出版社, 2001.

Experimental Method on Sludge Bulking and the Control Measurements

ZHI Yin-fang, LUO Gu-yuan, JI Fang-ying, XU Xiao-yi

(College of Urban Construction and Environmental Engineering, Chongqing University, Chongqing 400045, China)

Abstract: When synthetic wastewater was fed to a sequence batch reactor (SBR) using the mode of continuous water inflow and intermittent water outlet at low temperature (8~13 °C) in the laboratory, sludge bulking caused by filamentous bacterium occurred. The study shows the causes of sludge bulking are low pH values and lacking of some trace metal elements. Sludge settling ability was recovered quickly by adding anhydrous Na_2CO_3 to adjust alkalinity of the wastewater and adding some supernatants of soil liquid to supply some trace metal elements. The results shows that the control measurements could be employed to control sludge bulking in some experiments using synthetic wastewater as wastewater source.

Key words: synthetic wastewater; sludge bulking; filamentous bacterium; anhydrous Na_2CO_3 , supernatant of soil liquor

(责任编辑 姚 飞)