

# 影响臭氧化污泥减量工艺的因子

何圣兵<sup>1</sup>, 薛 罡<sup>2</sup>, 王宝贞<sup>3</sup>

( 1. 上海交通大学 环境科学与工程学院, 上海 200240; 2. 东华大学 环境科学与工程学院, 上海 200051; 3. 哈尔滨工业大学 水污染控制中心, 黑龙江 哈尔滨 150090 )

**摘要** :采用臭氧作为剩余污泥的细胞裂解剂,并与淹没式生物膜工艺相结合进行污泥减量的实验研究,臭氧化后的污泥上清液回流曝气池与污水合并处理。结果表明:在每 kg MLSS 臭氧投量为 0.05 kg,臭氧化污泥体积流量为进水量的 5% 条件下,淹没式生物膜系统对 SCOD 和 NH<sub>3</sub>-N 的平均去除率分别为 87.06% 和 84.80%,出水水质同对比实验相当;同时获得了去除 1 g SCOD 得到 0.054 g MLSS 的剩余污泥产率,与对比实验相比降低了 78.4%。

**关键词** :臭氧化;污泥减量;淹没式生物膜工艺;剩余污泥产率

中图分类号 :X 703 文献标识码 :A 文章编号 :1005-9954( 2006 )04-0051-04

## Factors affecting the minimization of sludge yield by ozonation process

HE Sheng-bing<sup>1</sup>, XUE Gang<sup>2</sup>, WANG Bao-zhen<sup>3</sup>

( 1. School of Environmental Science and Engineering, Shanghai Jiao Tong University, Shanghai 200240, China; 2. School of Environmental Science and Engineering, Donghua University, Shanghai 200051, China; 3. Water Pollution Control Research Center, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, Heilongjiang Province, China )

**Abstract** :Combined with submerged biofilm process, ozone was used as cell lysis agent to treat excess sludge, then the ozonated supernatant was returned to the aeration tank. The results show that COD and NH<sub>3</sub>-N removals in this system are 87.06% and 84.80%, respectively. The effluent quality is comparable with that of the control test. Meanwhile, a low excess sludge yield of 0.054 g MLSS to remove 1g SCOD was acquired. Compared with that of the control test, the ozonation process configuration decreases its excess sludge production by 78.4%.

**Key words** :ozonation; sludge minimization; submerged biofilm process; excess sludge yield

在污水的生物处理过程中,一部分有机物被微生物分解的同时,另一部分会通过合成代谢形成新的生物体,这部分增生污泥的处理和处置约占污水处理厂总运行费用的 40%—60%<sup>[1]</sup>。而且,由于可用土地的减少和气体排放标准的严格限制,通过填埋和焚烧来作为污泥的最终处置变得越来越困难,这使得人们对于能够减少污泥产量的处理工艺越来越感兴趣。本文对臭氧化污泥减量的技术和经济可行性进行了分析,并考察了臭氧化污泥体积流量对系统污泥产量的影响。

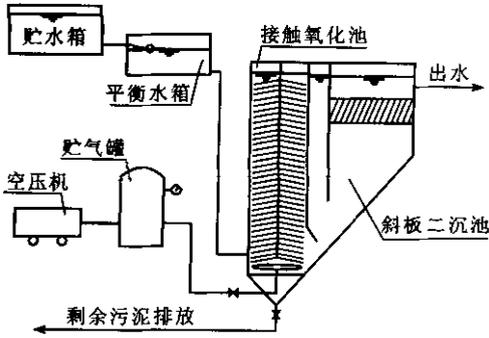
### 1 实验装置及方法

实验采用系统 I、II 并行运行,系统 I 为对比实

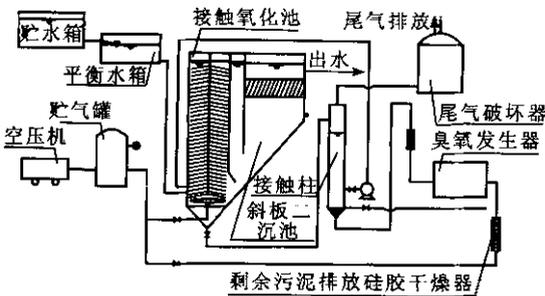
验系统。两套系统的污水处理工艺和参数完全相同,都是采用淹没式生物膜好氧池和斜板二沉池。二者的区别在于对剩余污泥的处理上,系统 I 每天产生的剩余污泥排出系统,系统 II 采用臭氧处理系统的剩余污泥,臭氧化后的污泥用水泵回流曝气池的进口端,少量的剩余污泥排出系统。实验装置如图 1 所示。

淹没式生物膜好氧反应池尺寸为 16 cm × 16 cm × 64 cm,有效贮水容积为 16.31 cm<sup>3</sup>,斜板二沉池容积为 8.51 cm<sup>3</sup>,斜板的安装角度为 70°,生物载体填料的装填密度为反应池容积的 30%,污泥接触臭氧柱的直径为 4 cm,高度为 100 cm,反应池和二沉池以及臭氧接触柱都用有机玻璃

加工而成。



(a) 对比工艺装置图



(b) 实验工艺装置图

图 1 工艺装置图

Fig. 1 Experimental set-up

污水在淹没式生物膜好氧反应池中的停留时间为 6 h, 二沉池的沉淀污泥全部回流至反应池。对比系统 I 的剩余污泥每天从污泥斗的下部排出, 测试系统 II 的剩余污泥排入接触柱用臭氧处理, 再经沉淀后上清液回流进入淹没式生物膜反应池。反应池中溶解氧浓度维持在 2.0 mg/L 左右, 水温保持在 22 °C。

采用标准方法测定 COD、SCOD(溶解性 COD)、DO、SS、VSS、NH<sub>3</sub>-N 以及臭氧浓度等指标。

### 2 实验用水

实验用水由人工配置, 原料为直链淀粉、蔗糖、蛋白胨、NH<sub>4</sub>Cl、K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> 和 KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, 用量按  $w_C:w_N:w_P=120:5:1$  的质量比投加。重点考察工艺的污泥产量。

### 3 臭氧化污泥产量影响因素的确定

污泥臭氧化减量工艺包括污水的生物处理和污泥臭氧化二大单元, 利用臭氧的强氧化性来提高污泥的可生化性。臭氧处理过的污泥作用有机物成分回流至生物处理单元进行下一阶段的降解, 一部分

用于微生物的合成, 另一部分被矿化, 因而系统产生的剩余污泥量就会减少。结合生物处理单元中生物量的变化情况建立如下方程:

$$V(dX_V/dt) = YQ(\rho_a - \rho_e) - bVX_V - Q_wX_V - Q_RX_V + yQ_R(X_V + X_i) \quad (1)$$

$$V(dX_i/dt) = -Q_wX_i - Q_RX_i + b'Q_R(X_V + X_i) \quad (2)$$

$$X = X_V + X_i \quad (3)$$

式中:  $V$  为生物反应器有效体积, L;  $X_V$  为生物反应器中活性污泥质量浓度, mg/L;  $X_i$  为生物反应器中惰性污泥质量浓度, mg/L;  $Y$  为污泥产率常数, 每 g COD 产生 MLSS 量, g/g;  $y$  为臭氧化污泥作为有机基质的产率系数, g/g;  $b$  为污泥比衰减率,  $d^{-1}$ ;  $b'$  为臭氧化污泥作为有机基质的残余率, g/g;  $Q$  为进水体积流量, L/d;  $Q_w$  为剩余污泥排除体积流量, L/d;  $Q_R$  为臭氧化污泥体积流量, L/d;  $\rho_a$  为进水有机物质量浓度, mg/L;  $\rho_e$  为出水有机物质量浓度, mg/L;  $N_s$  为有机负荷, 每天每 kg MLVSS 负荷 COD 量, kg/(kg · d)。

在系统运行达到稳态后, 式(1)和(2)的左式均为零, 则这 2 个方程式可以合并成式(4):

$$Q_w/V = YN_s - bX_V/X - [1 - (y + b')]Q_R/V \quad (4)$$

从式(4)可以看出,  $Q_w$  与参数  $Y$ 、 $N_s$ 、 $b$ 、 $X_V/X$ 、 $Q_R$  和  $1 - (y + b')$  相关, 一旦生物处理工艺和原水水质以及工艺运行参数确定了以后,  $Y$ 、 $N_s$  和  $b$  均基本上成为常数,  $Q_w$  则取决于  $X_V/X$ 、 $Q_R$  和  $[1 - (y + b')]$  这三项, 其中  $X_V/X$  代表了污泥的活性成分,  $[1 - (y + b')]$  指代臭氧化污泥作为可利用基质的生物矿化率。这二项均受臭氧化程度的影响, 臭氧化程度越高, 臭氧化污泥的可生物降解性能越高,  $X_V/X$  也能够维持在一个较高的水平。因此, 可以推断出臭氧化降低污泥量仅仅受臭氧化过程的影响, 即受臭氧投量和臭氧化污泥体积流量以及臭氧化效率的影响。

### 4 实验结果与讨论

#### 4.1 臭氧投量的确定

为了确定处理污泥所需投加的 O<sub>3</sub> 量, 首先进行了下述静态实验: 先取一定量的泥水混合液, 测定它的 MLSS、MLVSS、COD 和 SCOD 值, 然后通入稳定质量浓度为 1.2 mg/L 的 O<sub>3</sub>, 在不同的反应时间测定反应液的 MLSS、MLVSS、COD 和 SCOD, 寻求一个合适的 O<sub>3</sub> 投量, 使得污泥的细胞能有较大程度的裂解, 同时又不至于因 O<sub>3</sub> 投量过大而过分增加污泥的处理费用, 实验结果见图 2、3。

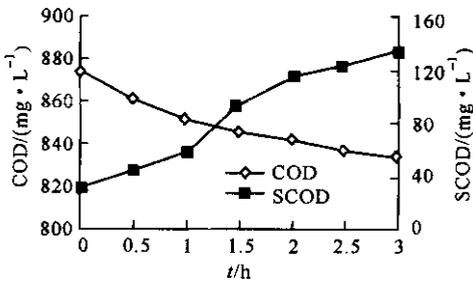


图2 COD、SCOD 随臭氧氧化时间的变化

Fig. 2 Variation of COD, SCOD with ozonation time

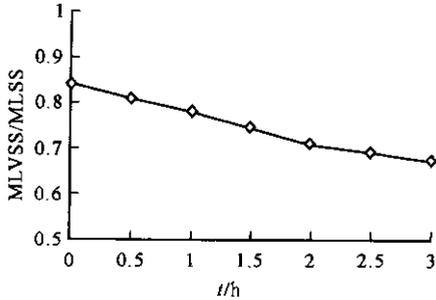


图3 MLVSS/MLSS 随臭氧氧化时间的变化

Fig. 3 Variation of MLVSS/MLSS with ozonation time

对泥水混合液进行 3 h 臭氧氧化, COD 降低程度很少, 约为 4.58%, SCOD 随着臭氧化的进行增高幅度较大, 由最初的 32 mg/L 增加至 135 mg/L; 而 MLVSS/MLSS 则随着臭氧化的时间延长, 由 0.842 降至 0.674。分析认为臭氧将一部分小分子有机物矿化, 同时, 臭氧的氧化作用使得污泥中的一部分有机成分由于细胞外壁的裂解而融入液态成分中, 引起了 SCOD 升高和 MLVSS/MLSS 降低。根据实验结果的趋势, 细胞裂解的速率在最初的 2 h 进行得较快, 在此阶段 SCOD 的升高占 SCOD 总升高值的 81%; MLVSS/MLSS 的降低为总降低值的 77%。本着经济有效的出发点, 拟采用 2 h 为污泥的臭氧化时间。从而计算出每 kg MLSS 臭氧的投量为 0.05 kg。

#### 4.2 臭氧化污泥体积流量 ( $Q_R$ ) 的确定

在确定臭氧投量的基础上, 研究臭氧化污泥体积流量对系统的污泥减量效果的影响。臭氧化工艺与对比工艺同时运行了 2 个月的时间。臭氧化工艺按臭氧化污泥体积流量的不同分为 3 个阶段, 每个阶段持续时间约为 20 d, 实验结果如图 4 所示。对比系统在实验的 61 d 中, 污泥产率在 0.186—0.306 g/g 之间变化, 平均为 0.25 g/g。臭氧化系统在臭氧化污泥体积流量为进水体积流量的 1% 时, 平均污泥产率为 0.135 g/g; 当  $Q_R$  值为 0.02  $Q$  时, 污泥产率降至 0.087 g/g; 当  $Q_R$  值增加至 0.05  $Q$  时, 污泥产率降至 0.054 g/g, 降低幅度有所下降。分析认

为由于生物膜工艺中, 悬浮污泥质量浓度较低, 在 3 个阶段中分别为 863 mg/L、758 mg/L 和 587 mg/L, 虽然按 1:2:5 的比例逐渐增加了臭氧化污泥体积流量, 但臭氧处理的干污泥量却低于比例。

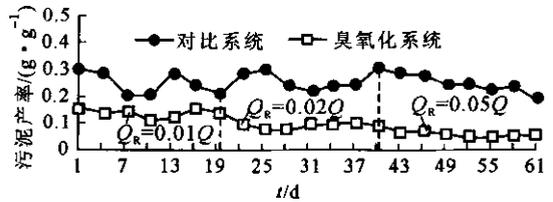


图4 臭氧化污泥体积流量对污泥产率的影响

Fig. 4 Effect of ozonated sludge flow rate on sludge yield

#### 4.3 经济评价

以此实验数据为基础进行经济评价。污泥臭氧化的投量为每 kg MLSS 0.05 kg  $O_3$ , 现国产臭氧发生器每产生 1 kg 的  $O_3$  耗电量在 15—20 kWh 之间, 即电费约为 15 元, 淹没式生物膜工艺中悬浮污泥质量浓度较低, 当臭氧化污泥体积流量为 0.05  $Q$  时, 生化池中 MLSS 为 587 mg/L, 此时, 如果将污泥臭氧化增加的运行费用折算到污水处理费用上, 则每  $m^3$  污水增加的处理费用为 0.022 元。此增加的费用应该是可以接受的。当然, 臭氧化工艺还需增加臭氧发生装置的设备购置和安装费用, 但是, 由于最终排放的剩余污泥体积流量的减少会相应降低污泥处理的基建费用和运行费用, 从而使得这部分增加的费用得到补偿。

#### 4.4 臭氧化工艺与对比工艺运行参数及结果

以每 kg MLSS 臭氧投量 0.05 kg、臭氧化污泥体积流量 0.05  $Q$  作为臭氧化工艺的运行参数, 比较臭氧化工艺与对比工艺的运行效果, 实验结果见表 1。

表 1 实验运行参数表

Table 1 Experimental operation parameters

检测项目	对比系统	臭氧化系统
进水体积流量/( $L \cdot d^{-1}$ )	65.2	65.2
回流臭氧化污泥体积流量/( $L \cdot d^{-1}$ )	-	3.16
停留时间/h	6	5.72
剩余污泥质量浓度/( $mg \cdot L^{-1}$ )	1 140	587
DO/( $mg \cdot L^{-1}$ )	1.94	2.12
排放的剩余污泥体积流量/( $L \cdot d^{-1}$ )	4	1.2
进水 SCOD/( $mg \cdot L^{-1}$ )	316	316
出水 SCOD/( $mg \cdot L^{-1}$ )	34.8	41.7
臭氧化污泥上清液的 SCOD/( $mg \cdot L^{-1}$ )	-	128.4
SCOD 去除率/%	88.99	87.06
臭氧化污泥的 SS/( $mg \cdot L^{-1}$ )	-	840
进水 $NH_3-N$ 质量浓度/( $mg \cdot L^{-1}$ )	32.4	32.4
出水 $NH_3-N$ 质量浓度/( $mg \cdot L^{-1}$ )	3.6	5.2
臭氧化污泥上清液的 $NH_3-N$ 质量浓度/( $mg \cdot L^{-1}$ )	-	37.5
$NH_3-N$ 去除率/%	88.89	84.80

从表 1 看出:对比系统对于 SCOD 和  $\text{NH}_3\text{-N}$  的去除率分别达到了 88.99% 和 88.89%。臭氧化系统由于臭氧化污泥的上清液回流入曝气池而增加了 SCOD 和  $\text{NH}_3\text{-N}$  的质量浓度,去除率也很高,分别为 87.06% 和 84.80%。臭氧化系统的出水 SCOD 较对比系统稍差,分析认为臭氧化污泥回流液中含有一定比例的难生物降解有机成分,它们随出水流出,从而增加了出水中的有机物含量,这与有些研究的结果相符<sup>[2-3]</sup>。2 个系统中硝化效果均良好,表明污泥臭氧化回流并没有对氨氮的硝化产生抑制作用,这是因为硝化细菌在生物膜上附着式生长,臭氧化处理的悬浮污泥中硝化细菌含量很少,故对硝化效果影响较小。

## 5 结论

(1)通过实验证实采用臭氧氧化部分生物污泥并将上清液回流进入淹没式生物膜反应池能够达到污泥减量的目的。在本实验中,臭氧的合适投加量为每 kg MLSS 0.05 kg,采用的臭氧化污泥体积流量为进水体积

流量的 5%。

(2)臭氧氧化剩余污泥使系统获得了去除每 g SCOD 产生 0.054 g MLSS 的低污泥产率,与对比的淹没式生物膜系统相比降低了 78.4%。

(3)臭氧化系统在对 SCOD 和  $\text{NH}_3\text{-N}$  保持了较高的去除效果,平均去除率分别为 87.06% 和 84.80%。

## 参考文献:

- [1] Chen G H, Mo H K, Saby S, et al. Minimization of activated sludge production by chemically stimulated energy spilling[J]. *Wat Sci Tech*, 2000, 42(12):189—200.
- [2] Boero V J, Eckenfelder W W, Bowers A R. Soluble microbial product formation in biological systems[J]. *Wat Sci Tech*, 1991, 23(4—6):1067—1076.
- [3] Egemen E, Corpening J, Padilla J, et al. Evaluation of ozonation and cryptic growth for biosolids management in wastewater treatment[J]. *Wat Sci Tech*, 1999, 39(10—11):155—158.

## 【上接第 46 页】

此外,忽略反应过程中因剪切或生热所造成的酶蛋白失活而引入的正误差是造成  $\tau$  增大时,拟合值整体偏高的主要原因,故所建模型尚待完善,但从预测酶解反应趋势角度评价,该模型仍具有较强的实用性,可有效估算不同操作条件下的反应转化率,因此可指导目标活性多肽的高效制备。

## 4 结论

酶膜反应器中连续酶解反应具有以下特点:  
① 6 000 Da 中空纤维膜件对酪蛋白及胰蛋白酶近于完全截留,进行底物循环保护有利于酶活性的保持;  
②  $\rho_{so}$ 、 $\rho_{co}$ 、 $V$ 、 $J$  4 项操作变量对  $K$  及  $X$  值均成反比关系;  
③ 稳态时渗液及截留液均以小肽为主,且渗液主要谱峰与 CPPs 活性组分吻合,可有效控制产物相对分子质量分布;  
④ CSTR/UF 反应器动力学行为近似等效于 CSTR,所建动力学模型,可有效估算不同操作条件下的反应转化率  $X$ ;  
⑤ 连续水解过程较之间歇酶解反应  $K_m$  减小,  $k_{cat}$  增大,  $X$ 、 $K$ 、 $Y_{连续}/Y_{间歇}$  大幅提高。上述特点证明酶膜反应分离耦合技术具有强化反应过程、消除产物抑制、调控产物组

成、提高酶解转化率与蛋白酶利用率,并使产物多肽得到富集纯化等诸多优点,是连续高效制备 CPPs 的一种新模式。

## 参考文献:

- [1] Fitz R J. Potential uses of caseinphosphopeptides[J]. *Int Dairy Journal*, 1998, 8(5):451—457.
- [2] He Z M, Qi W. A novel exponential kinetic model for casein tryptic hydrolysis to prepare active peptides[J]. *Chinese Journal of Chem Eng*, 2002, 10(5):562—566.
- [3] Celia M O, Gwenaële H. Tryptic hydrolysis of  $\kappa$ -caseinomacropeptide: control of the enzymatic reaction in a continuous membrane reactor[J]. *Enzyme Microb Technol*, 1999, 24(3):173—180.
- [4] 钱嘉渊. 酶的测定方法[M]. 北京:化学工业出版社, 1992.
- [5] Nicholas J A, Eric C R. Characterization of tryptic casein phosphopeptides prepared under industrially relevant conditions[J]. *Biotechnol Bioeng*, 1995, 45(3):196—204.