

DOI:10.13364/j.issn.1672-6510.20230058

数字出版日期: 2023-07-20; 数字出版网址: <http://kns.cnki.net/kcms2/detail/12.1355.N.20230720.1430.001.html>

臭氧耦合机械破碎强化污泥自溶减量技术的研究

张启磊, 于卓阳, 王力, 邵维敏, 曾明, 王昶
(天津科技大学海洋与环境学院, 天津 300457)

摘要: 基于剩余污泥原位处理的理念, 采用臭氧耦合机械破碎协同氧化技术强化污泥裂解自溶, 快速释放胞内有机物, 建立一套实验用机械破碎、臭氧处理、生化处理一体化实验装置。通过改变搅拌桨转速、臭氧质量浓度、臭氧投加量、作用时间以及分析原始剩余污泥和不同处理方法下混合液中有机物、总氮质量浓度和总磷质量浓度的变化, 考察各因素对剩余污泥破碎分解的影响以及优化组合后对剩余污泥减量的效果。结果表明: 当六直叶圆盘涡轮式搅拌桨转速 800 r/min、臭氧进气量 1.6 L/min、臭氧质量浓度 39 mg/L、污泥处理时间 30 min, 即臭氧投加量为 110 mg/g(相对于混合液悬浮物)时, 污泥细胞裂解效果最佳, 此时活性污泥自溶分解率为 42.36%, 相比单独投加臭氧以及机械破碎, 活性污泥自溶分解率分别提高了 13.76%、36.47%, 其中混合液体中的溶解化学需氧量(SCOD)、总氮质量浓度和总磷质量浓度分别由初始状态的 45 mg/L、11 mg/L 和 2.14 mg/L 上升到 2596 mg/L、206.9 mg/L 和 47 mg/L。实验结果可以证明臭氧耦合机械破碎协同氧化强化污泥裂解自溶减量的可行性, 本研究为污泥减量化提供了新的集成技术。

关键词: 污泥减量; 臭氧; 机械破碎; 污泥特性

中图分类号: X703

文献标志码: A

文章编号: 1672-6510(2024)01-0050-07

Enhancing Sludge Autolysis Reduction Technology by Combination of Ozone and Mechanical Crushing

ZHANG Qilei, YU Zhuoyang, WANG Li, SHAO Weimin, ZENG Ming, WANG Chang
(College of Marine and Environmental Sciences, Tianjin University of Science & Technology, Tianjin 300457, China)

Abstract: Based on the concept of in-situ treatment of excess sludge, a set of experimental equipment for mechanical mixing, ozone and biochemical treatment was established, which used the ozone and mechanical crushing to strengthen sludge pyrolysis and autolysis to rapidly release intracellular organic substances. By changing the speed of the agitator, ozone mass concentration, ozone dosage and action time, and analyzing the changes of organic matter, total nitrogen mass concentration and total phosphorus mass concentration in the original excess sludge, the influence of various factors on the fragmentation, decomposition of excess sludge and the effect of combination methods on the reduction of excess sludge were investigated. The results showed that the best effect of sludge cytolysis was achieved with the six-blade disc turbines speed of 800 r/min, the ozone inlet volume of 1.6 L/min, the ozone concentration of 39 mg/L and the sludge treatment time of 30 minutes, that is, when the ozone dosage was 110 mg/g (relative to mixed liquor suspended solids). At this time, the activated sludge autolysis efficiency was 42.36%. Compared with ozone alone and mechanical crushing, the activated sludge autolysis efficiency was increased by 13.76% and 36.47%, respectively. Moreover, when ozone was combined with mechanical crushing, the soluble chemical oxygen demand (SCOD), total nitrogen mass concentration and total phosphorus mass concentration in the mixed liquid was increased from 45 mg/L, 11 mg/L and 2.14 mg/L to 2596 mg/L, 206.9 mg/L and 47 mg/L, respectively. The experiment has proved the feasibility of combination of ozone and mechanical crushing to enhance sludge autolysis reduction, and provided a new integrated technology for sludge reduction.

Key words: sludge reduction; ozone; mechanical crushing; sludge characterization

收稿日期: 2023-03-16; 修回日期: 2023-05-30

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(22276135)

作者简介: 张启磊(1998—), 男, 山东寿光人, 硕士研究生; 通信作者: 王昶, 教授, wangc88@163.com

引文格式:

张启磊,于卓阳,王力,等. 臭氧耦合机械破碎强化污泥自溶减量技术的研究[J]. 天津科技大学学报, 2024, 39(1): 50-56.
ZHANG Q L, YU Z Y, WANG L, et al. Enhancing sludge autolysis reduction technology by combination of ozone and mechanical crushing[J]. Journal of Tianjin university of science & technology, 2024, 39(1): 50-56.

活性污泥法是处理生活污水时使用最广泛的方法。该方法属于生化处理方法,处理成本低,处理过程不使用任何化学药剂,便于控制,但也不可避免地会产生大量的剩余污泥。我国城市污水年排放量约为 750 亿 m^3 ,污泥产量超过 6 000 万 $\text{t}^{[1]}$ 。现有的处理方式有卫生填埋、建材利用和土地利用等^[2],但这些处理方式均存在一定的局限性^[3]。剩余污泥若处理不当,会对环境造成二次污染。因此,剩余污泥减量化、资源化和无害化的系统工程一直是该领域中被关注的热点,其中剩余污泥原位减量技术,即从源头减少污泥的产生将会是未来的一个重要发展趋势。

目前污泥减量技术主要包括隐性生长、维持代谢、生物捕食以及解偶联代谢等技术^[4]。隐性生长技术利用物理、化学和生物等方法使污泥中微生物细胞裂解、自溶,将分解的物质与污水一起重新回到曝气池,为好氧微生物提供生长发育所需的碳源,这样既可以达到污泥减量,又可以实现资源利用,是一种全新的生态处理模式^[5]。

臭氧氧化分解污泥^[6]是一种有效的污泥裂解技术。污泥中的微生物在极端臭氧环境里会失去活性而死亡。臭氧通过攻击细胞表面改变细胞膜的渗透性,使细胞裂解、微生物自溶、胞内物质溶出^[7];而活性污泥中含有大量的微生物,这些微生物的胞外聚合物(碳水化合物和蛋白质)结构相对紧密而坚硬^[8],短时间内难以被臭氧分解,影响臭氧对微生物内部的作用。机械快速搅拌可以有效破坏活性污泥的絮体结构^[9],借助机械破碎所产生的剪切力破坏污泥絮体,可以达到使微生物解体的目的。将机械破碎与臭氧进行耦合,使两者优点相结合,可有效提高活性污泥破碎分解的效率,此方法有望成为今后活性污泥减量化原位处理的新模式。

本文提出一种臭氧耦合机械破碎协同氧化强化污泥裂解自溶减量技术。该技术不仅可以弥补臭氧污泥减量化所存在的弊端,还能够高效破碎臭氧气泡,使之形成更微小的气泡,增加臭氧在系统中的停留时间,提高臭氧与微生物的接触概率,促使活性污泥中的微生物快速失活裂解。模拟实际污泥减量化工艺,建立一套机械破碎、臭氧处理、生化处理一体化实验装置,通过改变搅拌桨转速、臭氧质量浓度、

臭氧投加量以及作用时间,具体分析原始剩余污泥和不同处理方法下混合液中的溶解化学需氧量(SCOD)、总氮(TN)质量浓度、总磷(TP)质量浓度随时间的变化规律,考察各因素对剩余污泥破碎分解的影响以及优化组合对剩余污泥减量化的效果,探究剩余污泥破碎分解的最佳条件,为实现污泥的零排放提供基础数据。

1 材料与方 法

1.1 实验污泥的来源及特点

实验所用污泥取自天津市静海区的市政污水处理厂二沉池的回流污泥,其外观呈棕褐色。剩余污泥中混合液悬浮物(MLSS)质量浓度为 $(8\,500 \pm 102)\text{mg/L}$,混合液挥发性悬浮物(MLVSS)质量浓度为 $(5\,268 \pm 90)\text{mg/L}$,污泥上清液中 SCOD、氨氮($\text{NH}_3\text{-N}$)质量浓度、亚硝酸盐氮($\text{NO}_2\text{-N}$)质量浓度、硝酸盐氮($\text{NO}_3\text{-N}$)质量浓度和 TP 质量浓度分别为 $(45 \pm 15)\text{mg/L}$ 、 $(4.0 \pm 0.5)\text{mg/L}$ 、 $(0.44 \pm 0.16)\text{mg/L}$ 、 $(1.2 \pm 0.15)\text{mg/L}$ 、 $(2.14 \pm 0.40)\text{mg/L}$ 。

1.2 实验装置

本文所用实验装置依据图 1 所示的具体工艺流程^[10]进行设计。

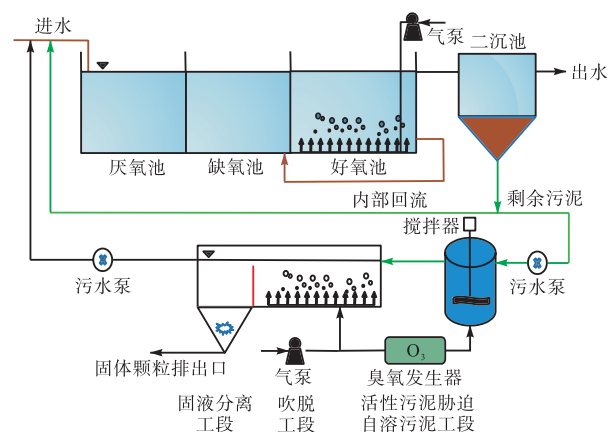


图 1 活性污泥连续生化降解系统的工艺流程图

Fig. 1 Process flow chart of activated sludge continuous biochemical degradation system

二沉池的剩余污泥进入搅拌机,在机械破碎和臭氧的作用下快速失活分解,残余的臭氧随着产生的可

溶有机污染物、无机物以及不溶的无机物颗粒物进入下一个脱臭氧工段,再通过吹脱的方式,将臭氧分离;去除臭氧的废水进入分离沉降工段,在一定的停留时间内,绝大多数的无机颗粒物得到了沉降分离,而废水直接进入生化处理工段,从而形成一个完整的活性污泥连续生化降解系统,实现污泥“零排放”。

污泥自溶减量化连续降解工艺实验装置如图 2 所示。该装置由污泥罐、污泥破碎自溶区、吹脱区、固液分离区、折流生物滤床好氧区及污水罐构成。剩余污泥由蠕动泵从污泥罐输送到污泥破碎自溶区后,使用带有六直叶圆盘涡轮式搅拌桨(搅拌桨外直径 60 mm,桨叶长 27 mm、宽 20 mm、高 2 mm)的电动搅拌机在不同转速下进行搅拌,同时底部由臭氧发生器定量供给臭氧到破碎自溶区。破碎自溶水解混合液以溢流形式进入吹脱区后进行曝气,将多余的臭氧吹脱。吹脱后的混合液经过折流板进入固液分离区,经过沉淀后的上清液进入折流生物滤床好氧区。折流生物滤床好氧区由负载好氧微生物的多孔聚氨酯填料组成,上清液与污水同时进入该系统进行生化反应,最终使污水达标排放。本文主要研究污泥破碎自溶区(60 cm × 10 cm × 10 cm,抗氧化有机玻璃材质)的物理破碎与臭氧自溶耦合系统对活性污泥分解的作用效果。

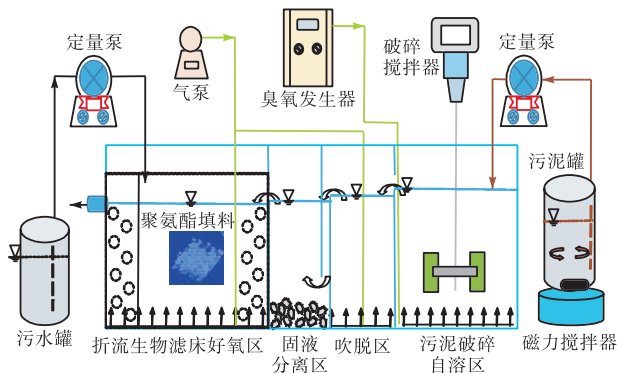


图 2 污泥自溶减量化连续降解工艺实验装置图

Fig. 2 Experimental installation diagram for continuous degradation process of sludge autolysis reduction

1.3 实验方法

臭氧发生器以纯氧为气源,在高压电场作用下产生臭氧。产生的臭氧定量送入混合污泥中,臭氧进气流量设定为 1.6 L/min,臭氧质量浓度为 0 ~ 50 mg/L。根据实验要求,可以同时或单独进行机械破碎和臭氧处理实验。将污水处理厂取回的活性污泥置于系统装置里的污泥罐中,由定量泵在设定的处理量下输送到污泥破碎自溶槽中,活性污泥体积达到 2 L 后,停

止供料;控制搅拌器转速或臭氧供给,在实验过程中按照设定的时间对混合液取样。采用重铬酸钾法测定 SCOD;采用纳氏试剂分光光度法测定 NH_4^+ -N 质量浓度;采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法测定 NO_2^- -N 质量浓度;采用紫外分光光度法测定 NO_3^- -N 质量浓度;采用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定 TN 质量浓度;采用钼锑抗分光光度法测定 PO_4^{3-} -P 质量浓度,再换算成 TP 质量浓度。活性污泥自溶分解率的计算公式为

$$\eta = \frac{\rho_1 - \rho_2}{\rho_1} \times 100\% \quad (1)$$

式中: η 为活性污泥自溶分解率,%; ρ_1 为处理前 MLSS 的质量浓度,mg/L; ρ_2 为处理后 MLSS 的质量浓度,mg/L。

臭氧投加量(相对于混合液悬浮物)计算公式为

$$S = \frac{\rho_3 Q t}{\rho_4 V} \quad (2)$$

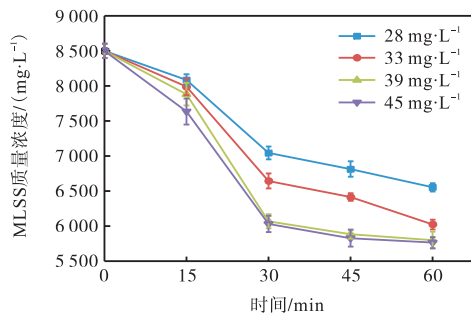
式中: S 为臭氧投加量,mg/g; ρ_3 为污泥破碎自溶区入口处的臭氧质量浓度,mg/L; ρ_4 为污泥破碎自溶区污泥的 MLSS 质量浓度,mg/L; V 为污泥破碎自溶区污泥体积, m^3 ; Q 为臭氧气体流量,L/min; t 为臭氧氧化时间,min。

2 结果与讨论

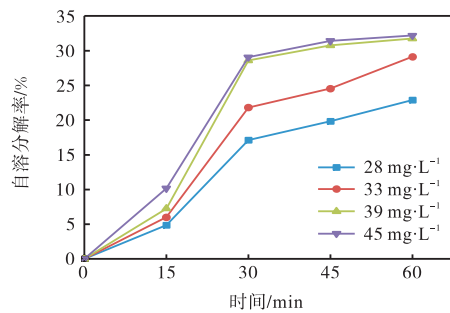
2.1 臭氧对活性污泥自溶分解效果的影响

在不同质量浓度的臭氧条件下,污泥 MLSS 质量浓度、活性污泥自溶分解率和 MLVSS 质量浓度随处理时间的变化如图 3 所示。实验条件:活性污泥混合体积为 2 L,臭氧进气量为 1.6 L/min,臭氧质量浓度分别为 28、33、39、45 mg/L。分别对 15、30、45、60 min 时的混合液进行取样分析,考察其处理效果,每一组实验分别重复 3 次,最终数据为 3 次实验的平均值。由图 3 可知:在不同的臭氧质量浓度下,MLSS 质量浓度、活性污泥自溶分解率和 MLVSS 质量浓度随时间都发生了明显变化,30 min 内变化最大,然后逐渐变缓;在反应至 30 min 时,臭氧质量浓度为 39 mg/L 的实验处理效果较好,MLSS 和 MLVSS 质量浓度分别由 8 500 mg/L 和 5 268 mg/L 分别下降到 6 069 mg/L 和 3 520 mg/L,活性污泥自溶分解率为 28.6%;臭氧质量浓度再增加,其效果变化很小。由于活性污泥主要由微生物及其吸附的有机污染物和无机物构成,微生物一旦失活,形成絮体的活性酶就会

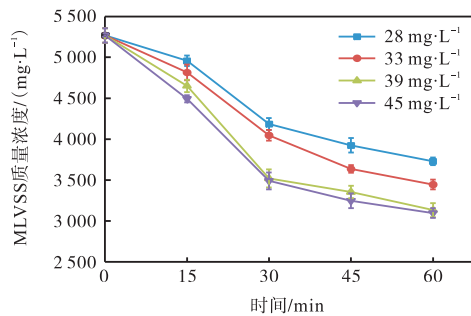
消失, 活性污泥就会解体分解, 所以 MLSS 质量浓度和 MLVSS 质量浓度随时间的变化表现出相同的规律。臭氧处理 30 min 后, 臭氧作用效果明显下降, 此时微生物细胞基本达到较好的分解程度, 大部分细胞已被破坏^[11], 继续增大臭氧质量浓度, 处理过程的能耗将会随之增加。由此可见, 臭氧质量浓度为 39 mg/L (即臭氧相对于 MLSS 的投加量为 110 mg/g)、操作时间为 30 min 的条件下, 不仅可以达到比较好的处理效果, 而且处理能耗也较低。



(a) MLSS 质量浓度



(b) 活性污泥自溶分解率



(c) MLVSS 质量浓度

图 3 污泥臭氧氧化过程中 MLSS 质量浓度、活性污泥自溶分解率、MLVSS 质量浓度随处理时间的变化

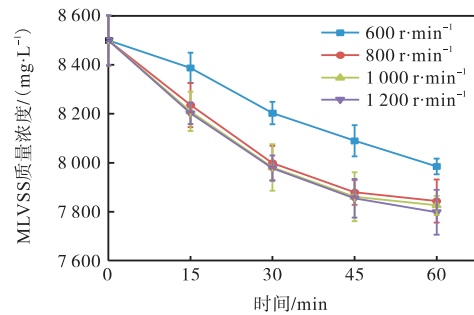
Fig. 3 Variation of MLSS mass concentration, activated sludge autolysis decomposition efficiency and MLVSS mass concentration with treatment time during sludge ozone oxidation

2.2 机械破碎对活性污泥自溶分解效果的影响

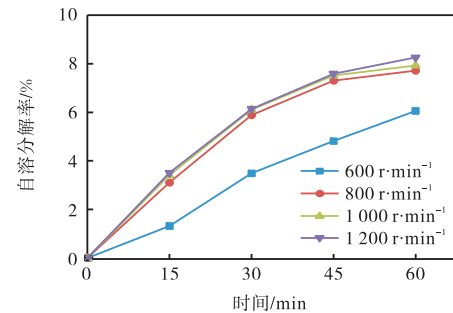
在臭氧质量浓度低时, 单位时间内产生的羟自由基也少, 穿透微生物细胞壁并与细胞内有机物反应的

能力有限, 臭氧对活性污泥的分解较弱。因此, 可以采用机械剪切力破坏微生物的细胞壁, 进而加速微生物的分解。

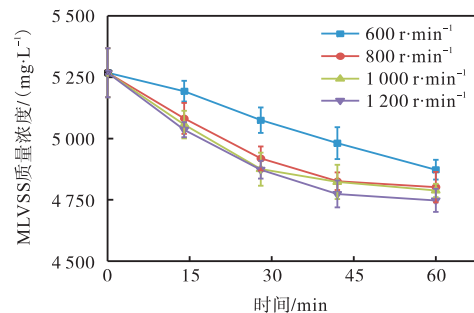
机械破碎过程中污泥 MLSS 质量浓度、活性污泥自溶分解率和 MLVSS 质量浓度随处理时间的变化如图 4 所示。实验条件: 混合活性污泥 2 L, 搅拌转速分别为 600、800、1 000、1 200 r/min。在 15、30、45、60 min 时分别取样, 进行分析, 考察六直叶圆盘涡轮式搅拌桨在不同转速下对活性污泥自溶分解效果的影响。



(a) MLSS 质量浓度



(b) 活性污泥自溶分解率



(c) MLVSS 质量浓度

图 4 机械破碎过程中 MLSS 质量浓度、活性污泥自溶分解率、MLVSS 质量浓度随处理时间的变化

Fig. 4 Variation of MLSS mass concentration, activated sludge autolysis decomposition efficiency and MLVSS mass concentration with treatment time during mechanical crushing process

由图 4(a)可知: 在 800、1 000、1 200 r/min 搅拌转速下, MLSS 质量浓度的变化趋势基本相同, 随着

破碎时间的增加, 剩余污泥的分解率也迅速增加, 但 45 min 以后, 其变化很小。六直叶圆盘涡轮式搅拌桨的快速转动会产生强大的剪切力以及瞬间的高压, 使污泥絮体外层松散结合的胞外聚合物活性酶被破坏^[12], 蛋白质、腐殖酸和多糖等会快速分散, 同时污泥吸附的一部分无机物也很快与其分离, 微生物也在剪切力的作用下破碎, 大量的有机物进入液相, 从而导致 MLSS 质量浓度下降。破碎时间为 45 min 时, 3 种不同转速下的活性污泥自溶分解率分别为 7.31%、7.52% 和 7.59%, 差异很小, 说明 800 r/min 就足以破坏微生物、分离活性污泥絮体; 转速继续增加, MLSS 质量浓度和 MLVSS 质量浓度变化也较小。考虑到节约能耗, 选择 800 r/min 作为本实验的最佳搅拌转速。

2.3 不同处理工艺对活性污泥自溶分解效果的影响

在最佳实验条件下, 60 min 内不同处理工艺对活性污泥自溶分解率的影响如图 5 所示。由图 5 可知, 臭氧机械破碎耦合工艺明显优于单独臭氧处理和单独机械破碎处理, 污泥破解更加迅速, 并且耦合工艺与单独臭氧处理最佳处理时间均为 30 min。这说明臭氧在耦合工艺中仍占据主导地位, 机械破碎起到协同作用。

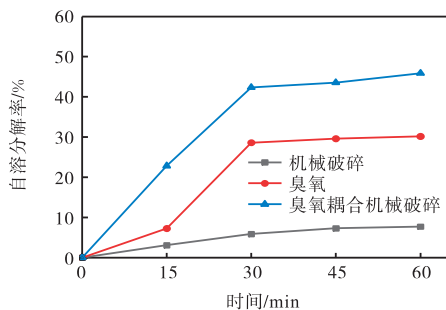


图 5 不同工艺随处理时间对活性污泥自溶分解率的影响

Fig. 5 Effects of different processes on activated sludge autolysis decomposition efficiency with treatment time

相比其他两种处理工艺, 臭氧机械破碎耦合工艺在 30 min 内的活性污泥自溶分解率基本呈线性增加, 在 30 min 时臭氧机械耦合的污泥自溶分解率为 42.36%, 单独臭氧处理污泥的污泥自溶分解率为 28.6%, 单独机械破碎污泥的污泥自溶分解率为 5.89%。相比单独臭氧处理, 耦合工艺在六直叶圆盘涡轮式搅拌桨的快速搅拌下, 产生强大的水力剪切力, 从而使噬菌体以及胞外聚合物的结构被破坏, 微生物细胞从被破坏的污泥絮体中释放出来并暴露于

羟自由基下^[13]; 同时, 在臭氧的协同作用下, 好氧微生物死亡, 失去了活性酶, 不断发生自溶, 剩余污泥失去凝聚力而分散。剪切搅拌也增加了液相湍流程度以及污泥表面更新率, 降低了传质阻力^[14], 使臭氧更易向液相转移。剪切力的作用加速了气泡分裂, 形成了更细小的微气泡, 这不仅增加了臭氧在液相中的停留时间, 而且还大幅增加了传质的表面积, 同时部分微气泡(直径 < 50 μm)破裂, 产生自由基^[15], 促使污泥自溶分解率迅速升高。从实验结果可知, 臭氧机械破碎耦合工艺的最佳实验条件为臭氧进气量 1.6 L/min、臭氧质量浓度 39 mg/L、六直叶圆盘涡轮式搅拌桨转速 800 r/min。

2.4 臭氧耦合机械破碎协同氧化工艺对活性污泥性质的影响

2.4.1 臭氧耦合机械破碎协同氧化工艺对活性污泥上清液中 SCOD 的影响

在最佳实验条件下使用臭氧耦合机械破碎处理活性污泥, 处理时间对活性污泥上清液 SCOD 的影响如图 6 所示。

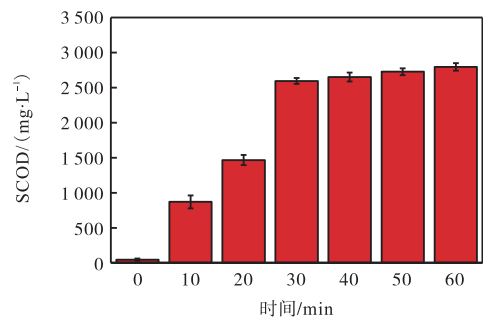


图 6 处理时间对活性污泥上清液 SCOD 的影响

Fig. 6 Effects of treatment time on the SCOD of activated sludge supernatant

由图 6 可知: 随着耦合工艺处理时间的增加, 污泥上清液中的 SCOD 在 30 min 内急剧上升, 从原来的 45 mg/L 上升到 2 596 mg/L。这是因为在六直叶圆盘涡轮式搅拌桨高速旋转下絮体基质以及细胞结构被破坏, 同时系统中的机械破碎也可以提高臭氧的利用率和传质性能, 臭氧破坏絮体基质以及细胞壁的能力加强^[16], 从而使微生物迅速失活, 细胞质释放到上清液中, 导致上清液中有机的浓度增加。臭氧氧化过程产生的自由基也会将生物大分子氧化, 变成易降解的小分子有机物, 使 SCOD 迅速上升。30 min 之后, 上清液 SCOD 变化缓慢, 逐渐趋于平稳, 在 60 min 时达到最大值 2 795 mg/L, 与 30 min 时的数据相比, 只提高了 199 mg/L, 相差较少。在此阶段臭氧机械耦合系统的处理效率趋于平缓, 微生物已基本分

解,释放出大量的有机污染物,而微生物破碎的细胞壁之类的高分子聚合物在此条件下仍然难以分解。SCOD的变化趋势与剩余污泥 MLVSS 质量浓度的变化趋势有着紧密的联系,耦合工艺在短时间内并不能将微生物转化为易于生物降解的小分子化合物。

2.4.2 臭氧耦合机械破碎协同氧化工艺对活性污泥上清液中 N 元素的影响

剩余污泥中的氮元素主要以有机氮、氨氮、硝酸盐氮和亚硝酸盐氮的形式存在,总氮基本上是前面四者的总和^[17]。在最佳实验条件下,剩余污泥经臭氧机械破碎后,上清液中 N 含量随时间变化规律如图 7 所示。

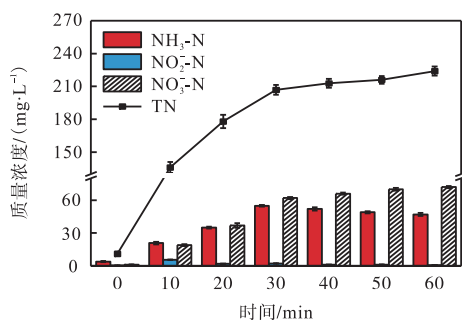


图 7 不同处理时间对活性污泥上清液 NH₃-N、TN、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 的影响

Fig. 7 Effects of different treatment times on the NH₃-N, TN, NO₂⁻-N and NO₃⁻-N of activated sludge supernatant

由图 7 可知:在臭氧机械耦合作用下,随着微生物不断分解,TN、NH₃-N 和 NO₃⁻-N 质量浓度随着处理时间的增加而急剧增加,TN、NH₃-N 和 NO₃⁻-N 质量浓度分别从原始的 11 mg/L、4 mg/L 和 1.2 mg/L 上升到 30 min 时的 206.9 mg/L、54.9 mg/L 和 62 mg/L。TN 中除了 NH₃-N、硝酸盐氮和亚硝酸盐氮,仍然含有大量的有机氮化合物。机械破碎和臭氧的耦合作用主要用于胞外聚合物以及微生物细胞的破碎,胞内含氮化合物进入液相,有机氮在臭氧的作用下转化为氨氮,因此上清液中三者的质量浓度迅速升高。30 min 以后,TN 和硝酸盐氮含量仍然有所增加,但上升幅度较小;60 min 时分别只提高了 8.0% 和 13.4%,而氨氮的含量却在减少,由 54.9 mg/L 下降到 47 mg/L。造成这些现象的原因是在 30 min 时大部分污泥絮体以及微生物细胞已经被破坏,含氮化合物已基本释放,在持续的臭氧投加下,部分氨氮被氧化为硝酸盐氮;同时在臭氧曝气混合以及搅拌桨的快速搅拌下,增加了溶液的湍流度,对氨氮起到了吹脱的作用^[18],也会导致氨氮含量下降。亚硝酸盐的变化情况

与氨氮的变化情况基本相似,呈先上升后下降的趋势,这是因为细胞破碎后释放到液相中的亚硝酸盐被臭氧迅速氧化为硝酸盐氮。经过臭氧机械耦合作用,释放到水相中的 TN 浓度与原液相比明显增加,也证明了活性污泥消化液中 TN 很高的原因所在,说明在生化处理过程中,剩余污泥对污水中的 TN 起到了一定的富集作用。

2.4.3 臭氧耦合机械破碎协同氧化工艺对活性污泥上清液中 P 元素的影响

在最佳实验条件下,臭氧机械破碎耦合对剩余污泥上清液中 TP 和 PO₄³⁻-P 质量浓度随时间变化规律如图 8 所示。微生物细胞膜以及细胞破碎释放的内容物是剩余污泥上清液中 TP 的主要来源,其变化规律与剩余污泥上清液中 TN 的变化趋势基本一致。在 30 min 内,随着臭氧机械破碎时间的增加,TP 和 PO₄³⁻-P 的质量浓度分别由 2.14 mg/L 和 2.08 mg/L 上升到 47 mg/L 和 40 mg/L;在 30~60 min 内,随着处理时间的增加,TP 和 PO₄³⁻-P 质量浓度的增加逐渐减缓,分别由 47 mg/L 和 40 mg/L 上升到 54 mg/L 和 43.31 mg/L。这证明了上清液中 TP 是以无机磷 PO₄³⁻-P 为主体,而不是有机磷,同时说明活性污泥形成过程中聚磷菌微生物的新陈代谢将污水中的磷转化为自身组成的一部分。在后续的生化处理循环过程中,TP 将会累积,需要对 TP 加以去除,可以事先对上清液添加无生物毒性的生态型无机矿物絮凝剂加以有效去除,也可以通过吸附剂对 P 加以回收。这证明了活性污泥的减量化工艺不仅可以减少污泥的排放,而且还可以充分回收有价值的物质。

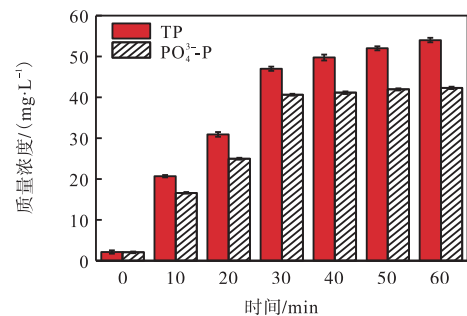


图 8 不同处理时间对活性污泥上清液 TP 和 PO₄³⁻-P 的影响

Fig. 8 Effects of different treatment times on the TP and PO₄³⁻-P of activated sludge supernatant

3 结论

本文基于细胞的隐性生长特性,通过研究臭氧耦

合机械破碎协同氧化强化污泥自溶技术对剩余污泥分解效果的影响,得出如下结论:

(1)在六直叶圆盘涡轮式搅拌桨转速 800 r/min、臭氧进气量 1.6 L/min、臭氧质量浓度 39 mg/L 的最佳实验条件下处理 30 min 时,活性污泥自溶分解率为 42.36%,相比单独臭氧以及机械破碎处理,活性污泥自溶分解率分别提高了 13.76% 和 36.47%,充分体现机械破碎和臭氧的协同效应。

(2)随着耦合工艺处理时间的增加,污泥上清液中的 SCOD 含量在 30 min 内急剧上升,从原液的 45 mg/L 上升到 2 596 mg/L,可为后续生化处理的微生物提供底物。

(3)随着处理时间的增加,TN、NH₃-N 和 NO₃⁻-N 质量浓度分别从 11 mg/L、4 mg/L 和 1.2 mg/L 上升到 30 min 时的 206.9 mg/L、54.9 mg/L 和 62 mg/L,有机氮化合物仍然占有很大比例。因臭氧作用,NO₂⁻-N 含量很低,几乎全部转化为 NO₃⁻-N。

(4)在 30 min 内,随着处理时间的增加,TP 和 PO₄³⁻-P 的质量浓度分别由 2.14 mg/L 和 2.08 mg/L 上升到 47 mg/L 和 40 mg/L。上清液中 TP 以 PO₄³⁻-P 为主体。

参考文献:

- [1] 黄晓阳. 城市污水处理厂污泥最终处置方式研究[J]. 现代盐化工, 2021, 48(5): 86-87.
- [2] 戴晓虎, 侯立安, 章林伟, 等. 我国城镇污泥安全处置与资源化研究[J]. 中国工程科学, 2022, 24(5): 145-153.
- [3] 魏亮, 金星, 马丽萍. 污水厂剩余污泥处理处置技术研究进展[J]. 农业与技术, 2021, 41(8): 8106-8108.
- [4] 何赞, 王海燕, 田华菡, 等. 污泥减量化水处理技术的研究进展[J]. 中国给水排水, 2009, 25(8): 1-7.
- [5] MA H J, ZHANG S T, LU X B, et al. Excess sludge reduction using pilot-scale lysis-cryptic growth system integrated ultrasonic/alkaline disintegration and hydrolysis/acidogenesis pretreatment[J]. Bioresource technology, 2012, 116: 441-447.
- [6] WEI Y S, VAN HOUTEN R T, BORGER A R, et al. Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment[J]. Water research, 2003, 37(18): 4453-4467.
- [7] YAN S T, CHU L B, XING X H, et al. Analysis of the mechanism of sludge ozonation by a combination of biological and chemical approaches[J]. Water research, 2009, 43(1): 195-203.
- [8] SIDDHARTH T, SRIDHAR P, VINILA V, et al. Environmental applications of microbial extracellular polymeric substance (EPS): a review[J]. Journal of environmental management, 2021, 287: 112307.
- [9] 王先宝, 亓雪菲, 费骄, 等. 剩余污泥机械破碎碳源快速释放与回收技术[J]. 中国给水排水, 2018, 34(19): 12-16.
- [10] 王昶, 张颖. 一种磁性污泥零排放污水连续处理装置: 201821505263.8[P]. 2018-09-14.
- [11] 王嵘. 臭氧破解污泥的溶出机制及同步臭氧氧化对污泥减量效能的影响研究[D]. 南昌: 南昌大学, 2008.
- [12] HUANG H, ZENG Q, HEYNDERICKX P M, et al. Electrochemical pretreatment (EPT) of waste activated sludge: extracellular polymeric substances matrix destruction, sludge solubilisation and overall digestibility[J]. Bioresource technology, 2021, 330: 125000.
- [13] XIAO K K, ZHOU Y. Protein recovery from sludge: a review[J]. Journal of cleaner production, 2020, 249: 119373.
- [14] GAO H L, WEN Z N, SUN B C, et al. Intensification of ozone mass transfer for wastewater treatment using a rotating bar reactor[J]. Chemical engineering and processing-process intensification, 2022, 176: 108946.
- [15] TAKAHASHI M, CHIBA K, LI P. Free-radical generation from collapsing microbubbles in the absence of a dynamic stimulus[J]. The journal of physical chemistry B, 2007, 111(6): 1343-1347.
- [16] WANG B, SHI W, ZHANG H, et al. Promoting the ozone-liquid mass transfer through external physical fields and their applications in wastewater treatment: a review[J]. Journal of environmental chemical engineering, 2021, 9(5): 106115.
- [17] 汪启光. 污泥臭氧破解及其减量的机理与效能研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2006.
- [18] ZHANG R Y, MAO Y Y, MENG L. Excess sludge cell lysis by ultrasound combined with ozone[J]. Separation and purification technology, 2021, 276: 119359.

责任编辑: 周建军