

贾洪柏, 许超, 杨云成, 等. 填料-厌氧-好氧消化+复合酶工艺对城市污水处理及污泥减量的效能[J]. 净水技术, 2024, 43(10): 99-105, 133.

JIA H B, XU C, YANG Y C, et al. Performance of packing-anaerobic-aerobic digestion and composite enzyme processes for urban wastewater treatment and sludge reduction[J]. Water Purification Technology, 2024, 43(10): 99-105, 133.

填料-厌氧-好氧消化+复合酶工艺对城市污水处理及污泥减量的效能

贾洪柏^{1,2}, 许超¹, 杨云成¹, 刘军¹, 何建强¹, 崔远康¹, 刘回归³, 何凡¹, 胡立江^{1,*}, 饶宾期³
(1. 浙江国千环境技术发展有限公司, 浙江湖州 313000; 2. 东北林业大学生命科学学院, 黑龙江哈尔滨 150040; 3. 中国计量大学机电工程学院, 浙江杭州 310018)

摘要 针对当前城市污水处理要求不断提高, 以及污水处理工艺产生大量污泥给后续污泥处理处置带来的困难, 研究旨在开发一种污泥减量技术, 既能降低污泥产率, 又能保证污泥沉降性能, 同时保障污水处理效果。通过对比运行试验, 研究了在恒温条件下好氧-沉淀-厌氧(OA)工艺和填料-厌氧-好氧消化工艺分别在加入与不加入高效溶胞复合酶处理下的污泥减量效果, 以及对污泥上清液有机物和营养盐类的去除效能。结果表明, 消化工艺经过 6 d 后, 填料-厌氧-好氧消化+复合酶工艺的污泥降低率可达到 44.0%, 污泥减量效果最佳。此外, 该工艺能使溶解性化学需氧量(SCOD_{Cr})维持在 180~200 mg/L, pH 值维持在 6.8~7.0, 氨氮维持在 3~4 mg/L, NO₃-N 维持在 36~43 mg/L, 从而保证出水水质。同时污泥容积指数(SVI)无明显变化, 确保了污泥沉降性能。

关键词 填料-厌氧-好氧消化 厌氧消化 污泥减量 复合酶 城市污水

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2024)10-0099-08

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2024.10.013

Performance of Packing-Anaerobic-Aerobic Digestion and Composite Enzyme Processes for Urban Wastewater Treatment and Sludge Reduction

JIA Hongbo^{1,2}, XU Chao¹, YANG Yuncheng¹, LIU Jun¹, HE Jianqiang¹, CUI Yuankang¹, LIU Huihui³, HE Fan¹, HU Lijiang^{1,*}, RAO Binqi³

(1. Zhejiang Goachieve Environmental Technology Development Co., Ltd., Huzhou 313000, China;

2. College of Life Sciences, Northeastern Forestry University, Harbin 150040, China;

3. College of Mechanical and Electrical Engineering, China Jiliang University, Hangzhou 310018, China)

Abstract In response to the increasing requirements of current municipal wastewater treatment, as well as the large amount of sludge produced by the wastewater treatment process which brings difficulties to the subsequent sludge treatment and disposal. This study aimed to develop a sludge reduction technology that could reduce the sludge yield and ensure the sludge settling performance while safeguarding the effluent treatment effect. The sludge reduction effect of aerobic-sedimentation-anaerobic (OSA) process and filler-anaerobic-aerobic digestion process with and without the addition of highly efficient lytic composite enzyme treatment, as well as the removal efficacy of organic matter and nutrient salts from sludge supernatant were investigated through comparative operation tests under constant temperature. The results showed that the sludge reduction rate of the packing-anaerobic-aerobic digestion and complex enzyme process could reach 44.0% after 6 days of the digestion process, with the best sludge reduction effect. In addition, the process could maintain the dissolved chemical oxygen demand (SCOD_{Cr}) from 180 mg/L to 200 mg/L, the pH value was maintained from 6.8 to

[收稿日期] 2023-10-09

[基金项目] 浙江省万人计划科技创新领军人才, 浙江省高层次人才特殊支持计划(2021R52056); 浙江省自然科学基金重点项目(LZ23E080001); 金华市重大科研计划项目(2022-1-014); 湖州市科技攻关计划项目(2022GS06)

[作者简介] 贾洪柏(1978—), 男, 博士, 工程师, 研究方向为环境治理, E-mail: Laochao3107@126.com。

[通信作者] 胡立江, E-mail: 15868218094@126.com。

7.0, ammonia nitrogen was maintained from 3 mg/L to 4 mg/L, and NO_3^- -N was maintained from 36 mg/L to 43 mg/L, so to ensure the effluent water quality. Meanwhile, the sludge volumetric index (SVI) value without obvious changes, which ensured the sludge settling performance.

Keywords packing-anaerobic-aerobic digestion anaerobic digestion sludge reduction composite enzyme urban wastewater

随着世界各国社会经济与城市化的发展和对环境保护的日益重视,城市的污水量和污水处理率在不断增长^[1]。活性污泥法作为世界上应用最为广泛的污水处理技术,具有技术成熟、工艺种类多、污水处理效果良好等特点^[2-3],其工艺流程如图1所示。但是该工艺在处理污水的同时也带来了大量剩余污泥,如污泥处置不当,会造成严重的二次污染^[4-5]。

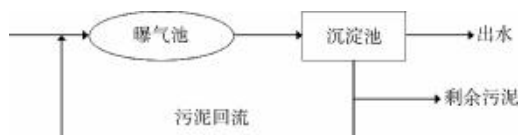


图1 活性污泥法工艺流程

Fig. 1 Process Flow of Activated Sludge

好氧-沉淀-厌氧 (aerobic-sedimentation-anaerobic, OSA) 工艺是在传统活性污泥法的回流污泥系统中增加厌氧(缺氧)池,形成厌氧-好氧交替环境^[6-7],其工艺流程如图2所示。和常规活性污泥工艺相比,OSA 工艺可使剩余污泥产量减少,从而达到降低污泥产量的目的^[8-9]。但是传统 OSA 工艺是基于污水处理系统的能量解耦联过程^[10],其污泥减量效果必须要在高底物浓度/污泥浓度 (S_0/X_0) 条件下方可产生,仅适用于处理高浓度有机废水,而对我国低浓度城市污水处理的污泥减量效果不佳^[11]。更为重要的是传统的 OSA 工艺大多采用在线污泥减量工艺,即在原有污水处理系统的沉淀池后段增加一个厌氧池,由此改变了污水处理系统运行模式,使污水处理系统微生态系统发生改变。

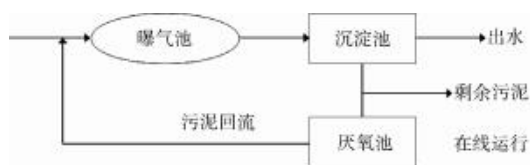


图2 OSA 工艺流程

Fig. 2 Process Flow of OSA

针对传统 OSA 工艺中存在的这些不足,本文提出了一种填料-厌氧-好氧消化工艺并进行试验研

究^[12-13],其工艺流程如图3所示,期望达到既增强城市污水处理系统的污泥减量效果,又能提高其对污水中氮、磷的去除效率。本研究将 OSA 在线系统改为离线系统,将传统 OSA 工艺中的厌氧池运行模式改为间歇性厌氧-好氧,在好氧工段添加自主研发的改性聚氨酯作为生物膜填料,使系统同时具有解耦联代谢和内源代谢、隐性生长和微型动物捕食等多种污泥减量功能;并在改进的 OSA 工艺中加入自主研发的高效溶胞复合酶制剂,促进细胞溶解,提高污泥处理系统内源分解代谢和隐性生长能力(隐性生长是指在当微生物细胞溶解时,其中的有机细胞物质溶解于水中,形成可被细胞重新利用的自底基质),从而提高其污泥减量效率。



图3 填料-厌氧-好氧消化工艺流程

Fig. 3 Process Flow of Packing-Anaerobic-Aerobic Digestion

1 试验材料与方法

1.1 试验材料

试验材料包括改性聚氨酯填料、泥样、高效溶胞复合酶制剂和人工模拟城市污水。

改性聚氨酯填料:以聚氨酯为架构,经亲水性、抗老化等改性,比表面积 $>20\ 000\ \text{m}^2/\text{m}^3$,实物如图4所示。



图4 改性聚氨酯填料的实物

Fig. 4 Physical Object of Modified Polyurethane Packing

泥样:采用的污泥全部取自广州开发区西区水质净化厂浓缩污泥,污泥悬浮固体浓度 (MLSS) 为

11 000~19 000 mg/L, 污泥挥发性固体/悬浮固体 (VSS/SS) 的比值约为 0.78。

复合酶:用于浓缩污泥生物溶胞的自制的复合酶制剂。

人工污水的组成如表 1 所示,具体水质如下:pH 值为 7.0~7.5, SCOD_{Cr} 质量浓度为 250~300 mg/L, 氨氮质量浓度为 45~55 mg/L, TN 质量浓度为 50~58 mg/L, TP 质量浓度为 5.0~6.8 mg/L。

表 1 人工模拟城市污水的组成与质量浓度

Tab. 1 Manual Simulation of Urban Wastewater Composition and Mass Concentration

成分	质量浓度/ (mg·L ⁻¹)	成分	质量浓度/ (mg·L ⁻¹)
淀粉	268	MgSO ₄	66
葡萄糖	200	CaCl ₂	6
蛋白胨	132	KH ₂ PO ₄	48.8
牛肉膏	68	(NH ₄) ₂ SO ₄	112
尿素	8	FeSO ₄	0.3
NaHCO ₃	80	MnSO ₄	6

1.2 试验方法

在相同条件下,进行厌氧消化工艺(传统 OSA 工艺)与填料-厌氧-好氧消化工艺(改进的 OSA 工艺)的对比试验,旨在探究哪种处理城市污水的污泥减量效果更好,并评估两种工艺处理污水的出水水质是否合格,同时还需考察两种工艺处理得到的污泥沉降性能是否良好。因此,本试验分为恒温模式试验和常温模式试验。

(1) 改性聚氨酯填料预处理

改性聚氨酯填料在使用前要经过挂膜处理,挂膜方法为:先将人工污水和浓缩污泥按 3 000 mg/L 比例配好 10 L 混合液,倒入 20 L 蒸馏水瓶中,加入 2 L 改性聚氨酯填料,按序批式活性污泥法运行模式,曝气 10 h,停机,将上清液倒掉,连续运行 15 d,即得到已挂膜的改性聚氨酯填料。

(2) 恒温模式试验

每个试验周期共为 6 d,温度控制在 30 ℃,取当天的浓缩池污泥 350 mL,置于 500 mL 锥形瓶中,以厌氧消化和填料-厌氧-好氧消化 2 种工艺运行,每种工艺又设为投加复合酶和不投加复合酶 2 种模式,共 4 种处理工艺如表 2 所示。

表 2 恒温条件下的 4 种处理工艺

Tab. 2 Four Treatment Processes under Constant Temperature Conditions

模式	处理工艺	是否加复合酶
A	厌氧消化	否
B	厌氧消化	是
C	填料-厌氧-好氧消化	否
D	填料-厌氧-好氧消化	是

①厌氧消化:在试验周期内均为厌氧条件,浓缩池污泥加入后,向锥形瓶充入氮气 1 min 后,加塞密封,将锥形瓶放入恒温摇床中进行生物溶胞反应,温度控制在 30 ℃,定时取样分析,每次取样后充入氮气 1 min。连续 6 d 检测上清液 SCOD_{Cr}、pH、氨氮、NO₃⁻-N、MLSS,试验结束时测每个处理 SVI 值。该运行工艺又设加复合酶和不加复合酶 2 种模式,复合酶添加量为 15 mg/L,在试验开始时 1 次性添加,此后不再添加。

②填料-厌氧-好氧消化:以 12 h 为周期,在试验周期内使污泥不断交替处于厌氧-好氧条件,浓缩池污泥和经过预处理填料同时加入锥形瓶,填料体积为污泥体积的 20%。好氧工段,通过小型气泵,向锥形瓶充氧,使污泥溶解氧保持在 2 mg/L 以上;厌氧工段,气泵停机,加塞密封。将锥形瓶放入恒温摇床中进行生物溶胞反应,温度控制在 30 ℃,摇床振荡频率为 15 r/min,定时取样分析,连续 6 d 观察上清液检测 SCOD_{Cr}、pH、氨氮、NO₃⁻-N、污泥 MLSS,试验结束时测每个处理的 SVI 值。该运行工艺又设加复合酶和不加复合酶 2 种模式,复合酶添加量为 15 mg/L,在试验开始时一次性添加,此后不再添加。

(3) 常温模式试验

每个试验周期共为 6 d,取当天的浓缩池污泥 10 L,置于 20 L 蒸馏水瓶中,以填料-厌氧-好氧消化工艺运行,以 12 h 为周期,在试验周期内使污泥不断交替处于厌氧-好氧条件,浓缩池污泥和经过预处理的填料同时加入锥形瓶,填料体积为污泥体积的 20%。好氧工段,通过气泵,向蒸馏水瓶充氧,使污泥溶解氧保持在 2 mg/L 以上;厌氧工段,气泵停机,加塞密封,并将蒸馏水瓶置于摇床上,摇床振荡频率为 15 r/min,定时取样分析,连续 6 d 观察污泥 MLSS,试验结束时测每个处理的 SVI 值。试验设置加复合酶和不加复合酶 2 种模式,共 2 种处理工

艺如表 3 所示,复合酶添加量为 15 mg/L,在试验开始时一次性添加,此后不再添加。

运行过程中,每天测完数据后,用 10% 氢氧化钠调节系统 pH 值,使之达到 7 左右。

表 3 常温条件下的 2 种处理工艺

模式	处理工艺	是否加复合酶
E	填料-厌氧-好氧消化	否
F	填料-厌氧-好氧消化	是

1.3 试验测定方法

(1) 试验浓缩污泥理化指标:污泥取自当天的浓缩污泥,测得其 MLSS 为 16 400 mg/L,MLVSS(混合液挥发性悬浮固体浓度)为 10 820 mg/L,MLVSS/MLSS 为 0.66,与正常的生活污水相比稍低(正常污水处理厂为 0.75 左右),这可能是因为取样污水厂污水来源为工业废水和生活污水混合物,污水中无机成分稍高,故污泥有机物相对较少。测污泥上清液,SCOD_{Cr} 质量浓度为 250 mg/L,测污泥 SVI 为 45.6,基本上在活性污泥池正常范围内。

(2) 化学需氧量(COD_{Cr})的测定:COD_{Cr} 采用消解-硫酸亚铁氨滴定法测定,其中 SCOD_{Cr} 是指混合液在转速为 4 500 r/min 下离心 10 min 后的上清液 COD_{Cr}。

(3) 污泥浓度的测定:本试验 MLSS 和 MLVSS 采用重量法测定,测定方法为取定量污泥,离心机(转速为 4 500 r/min)离心 10 min 后,将离心后的固体部分完全转移至坩埚内,放入烘箱在 105 °C 下恒重后,称量得到 MLSS;再放入马福炉内,在 600 °C 下灼烧至恒重后,取出测定 VSS 值。

(4) SVI 值的测定:SVI 为 1 g 干污泥所占的容积(以 mL 计),为污泥混合液 30 min 静沉后污泥容积(mL)/污泥干重(g),其计量单位为 mL/g,能一定程度上反映污泥沉降性能。取定量污泥,静置 30 min,测污泥容积,在离心机(转速为 4 500 r/min)离心 10 min 后,将离心后的固体部分完全转移至坩埚内,放入烘箱在 105 °C 下恒重后,称量。

(5) 温度及溶解氧的测定:采用溶解氧测定仪(型号为 Sension5, 厂家为美国 HACH)直接测定。

(6) pH 的测定:采用 pH 计(型号为 PHS-25, 厂家为上海今迈仪器仪表有限公司)直接测定。

(7) 氨氮的测定:采用纳氏试剂法。

(8) NO₃⁻-N 的测定:采用酚二磺酸光度法。

2 结果与分析

2.1 恒温试验结果

2.1.1 SCOD_{Cr} 变化规律

为了确定 4 种处理工艺对浓缩污泥消减作用,在 6 d 内分别测定不同处理工艺的上清液 SCOD_{Cr},以判断 4 种处理工艺的溶胞效果,结果如图 5 所示。

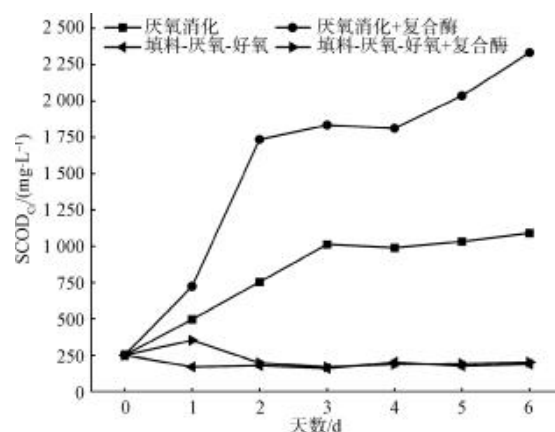


图 5 恒温条件下 4 种处理工艺的 SCOD_{Cr} 变化

Fig. 5 Changes in SCOD_{Cr} for Four Treatment Processes under Constant Temperature

由图 5 可知,由于溶胞作用,厌氧消化 SCOD_{Cr} 迅速上升,在第 3 d 达到 1 012 mg/L,此后缓慢上升,最后在第 6 d 达到 1 090 mg/L,而复合酶的加入加剧了和提前了 SCOD_{Cr} 的溶出,厌氧消化过程中加入复合酶,第 2 d SCOD_{Cr} 即可达到 1 735 mg/L,此后,溶出 SCOD_{Cr} 还在积累上升,至第 6 d 达到 2 332 mg/L,是不加复合酶的 2.1 倍。这是因为厌氧条件下加入的复合酶,能破坏细菌细胞壁,使部分细胞裂解,有机物溶出,而此时系统中由于溶解氧或其他电子受体,不能有效分解有机物,造成系统中有机物积累。而在厌氧-好氧消化系统中,即使加入了复合酶,强化生物溶胞作用,但由于系统中溶解氧高,很快微生物利用溶出的有机物为底物,迅速将有机物分解,厌氧添加下,虽然系统中缺氧,但细菌能以好氧过程积累的三磷酸腺苷(ATP)为能源,以硝酸盐为电子受体,进行内源代谢,分解水中的有机物,加上微型动物的捕食作用,消耗系统内释放有机物,使 SCOD_{Cr} 维持在 180~200 mg/L,加复合酶能使系统 SCOD_{Cr} 略有升高。

2.1.2 MLSS 变化规律

在测定 SCOD_C 的同时, 也对各处理工艺进行了 MLSS 的测定, 考察了污泥固体量的变化。4 种处理工艺的 MLSS 随时间的变化规律如图 6 所示。

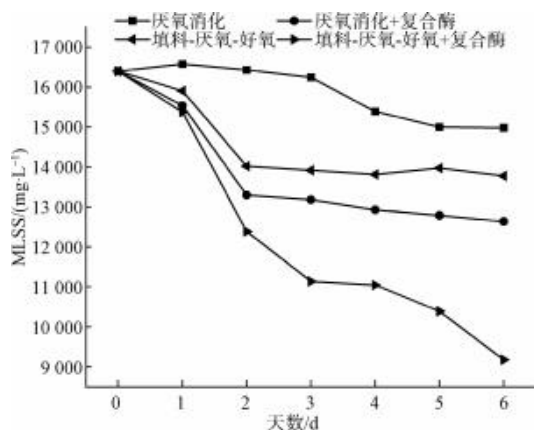


图 6 恒温条件下 4 种处理工艺的 MLSS 变化

Fig. 6 Changes in MLSS for Four Treatment Processes under Constant Temperature

由图 6 可知, 比较厌氧消化和填料-厌氧-好氧消化 2 种工艺, 可以明显得出改进后的填料-厌氧-好氧消化工艺污泥减量效果更好。无论是厌氧消化, 还是填料-厌氧-好氧消化, 复合酶的加入均能显著提高污泥减量效果, 而且能大大提高污泥减量速率。在反应 6 d 内, 厌氧消化系统 MLSS 降低了 8.6%, 而加入复合酶后, MLSS 降低了 22.9%, 降低率提高了 2.7 倍; 在反应 1~3 d, 厌氧消化污泥消减甚少, MLSS 降低率不到 1%, 从第 4 d 才开始出现明显的污泥消减, 而加入复合酶后, 污泥消减速度明显加快, 反应第 2 d 即达到 18.9%, 此后消减速度还在缓慢上升。填料-厌氧-好氧消化工艺具有很强的污泥消减能力, 第 3 d MLSS 降低率即可达到 15.1%, 此后缓慢上升, 6 d 内达到 16%; 复合酶的加入对填料-厌氧-好氧消化工艺污泥消减具有很强的协同作用, 第 3 d 填料-厌氧-好氧消化+复合酶工艺 MLSS 降低率即可达到 32.1%, 约是填料-厌氧-好氧消化工艺的 2.0 倍, 第 6 d 填料-厌氧-好氧消化+复合酶工艺 MLSS 降低率即可达到 44.0%, 是填料-厌氧-好氧消化工艺的 2.75 倍。

2.1.3 pH 变化

在各处理污泥消化运行过程中, 由于 pH 变化对污泥消减有一定的影响, 每天取样后测定 pH, 根据当天 pH 情况, 用 10% 氢氧化钠将处理系统的 pH

值调至 7 左右。因此, 每天所测污泥上清液 pH 只是代表前 1 d pH 变化, 并不能表示 pH 变化的累计。4 种处理工艺的 pH 变化情况如图 7 所示。

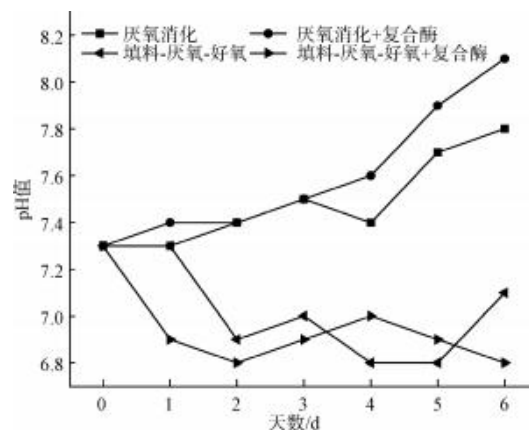


图 7 恒温条件下 4 种处理工艺的上清液 pH 值变化

Fig. 7 Changes of pH Value in Supernatant for Four Treatment Processes under Constant Temperature

由图 7 可知, 随着反应的持续, 厌氧消化工艺上清液的 pH 呈微升态势, 消化末期的 pH 值较消化初期升高了 0.6 左右, 基本维持在 7.3~7.8, 而复合酶的加入加剧了这种趋势, 6 d 反应期内 pH 值由 7.3 升至 8.1。填料-厌氧-好氧消化工艺中, 在厌氧-好氧交替情况下, 好氧消化时产生的硝酸盐, 使 pH 下降, 而在厌氧条件下, 硝酸盐被作为电子受体参与了反应, 因此上清液中的氨氮浓度略有升高, 而硝酸盐则保持在一个较低的水平, 使得上清液的 pH 值维持在 6.9~7.1, 复合酶的加入使 pH 略有下降, pH 值维持在 6.8~7.0, 这是由于复合酶加剧了系统的污泥有机物溶出, 间接提高了系统硝酸盐的积累。

2.1.4 氨氮及 NO₃-N 变化规律

由于污泥消减系统中氮的形态与污泥消减效率密切相关, 对各处理浓缩污泥上清液氨氮进行了测定, 考察了其变化。各处理工艺条件下氨氮随时间的变化规律如图 8 所示。

试验结果表明, 随着消化时间的推移, 污泥中的生物体被分解, 上清液中的氨氮含量逐步升高, 其中厌氧消化由于完全处于隔绝氧的状态, 因此氨氮得到累积, 质量浓度最高, 第 6 d 高达 118.7 mg/L。复合酶加入加剧了这一过程, 使系统氨氮含量累计更高, 6 d 反应期内, 高达 167.2 mg/L。在填料-厌氧-好氧消化工艺中, 部分氨氮被氧化为硝酸盐后又被还原成氮气, 故其上清液中的氨氮含量并没有出现

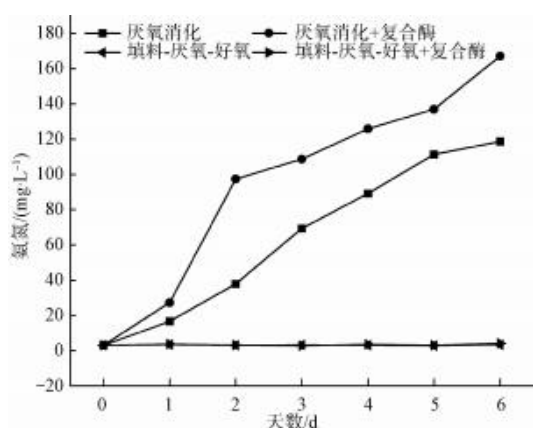
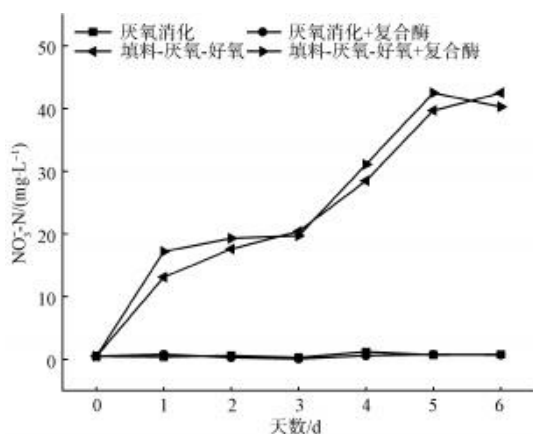


图8 恒温条件下4种处理工艺的上清液氨氮变化

Fig. 8 Changes of Ammonia Nitrogen in Supernatant for Four Treatment Processes under Constant Temperature

明显的增加,维持在3~4 mg/L,复合酶加入对系统氨氮没有显著影响。

4种处理工艺的 NO_3^- -N变化随消化时间的变化规律如图9所示。

图9 恒温条件下4种处理工艺的上清液 NO_3^- -N变化Fig. 9 Changes of NO_3^- -N in Supernatant for Four Treatment Processes under Constant Temperature

NO_3^- -N变化和氨氮变化正好相反,厌氧消化由于严格隔绝空气,有机氮经微生物降解后大部分以氨氮形式存在,因此上清液中 NO_3^- -N很少,稳定在0.3~1.0 mg/L,复合酶加入后,硝酸盐含量略有提高。填料-厌氧-好氧消化工艺系统中,当污泥在厌氧-好氧状态下进行消化时,对于氧含量充足的区域或时段,有机氮转化为氨氮后被进一步氧化成 NO_3^- -N,而对于氧含量不充足区域,硝酸盐作为电子受体参与微生物体的降解,导致硝酸盐被消耗(被还原为氮气),因此上清液中 NO_3^- -N的含量较低但

高于厌氧消化,复合酶的加入对系统硝酸盐含量没有明显影响,上清液中 NO_3^- -N含量基本维持在36~43 mg/L。

2.1.5 SVI变化情况

为了考察浓缩污泥经过4种不同处理工艺消化后,污泥沉降性能有无变化,测定经过6 d后SVI值,其结果如表4所示。

表4 浓缩污泥消减6 d后SVI值

Tab. 4 SVI Values after 6 Days of Thickened Sludge Abatement

处理工艺	SVI值/($\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$)
厌氧消化	45.6
厌氧消化+复合酶	45.5
填料-厌氧-好氧消化	46.2
填料-厌氧-好氧消化+复合酶	45.9

从试验结果看,各处理工艺经过6 d消化后,SVI值无明显变化,这表明无论是哪一种处理的污泥消减技术,其应用只是消减部分污泥,而不会影响污泥沉降性能,也不会给后续压滤、干化等工艺造成任何影响。

2.2 常温试验结果

在经过常温试验后,对2种处理的工艺进行了MLSS的测定,考察了污泥固体量的变化。各处理工艺MLSS随时间的变化规律如图10所示。

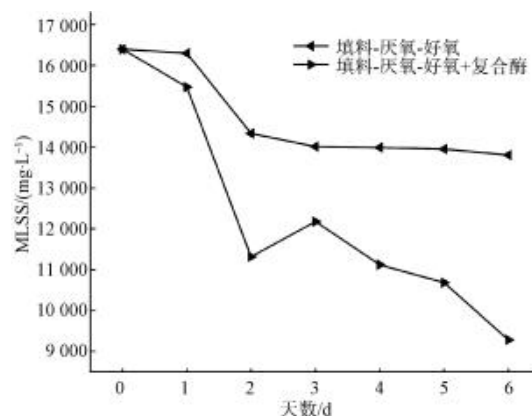


图10 常温条件下2种处理工艺的MLSS变化

Fig. 10 Changes in MLSS of Two Treatment Processes under Normal Temperature

在常温试验下,比较厌氧消化和填料-厌氧-好氧消化2种工艺的MLSS变化可以得出填料-厌氧-好氧消化的污泥消减能力更强,污泥消减的速率更快。结合图10可知,填料-厌氧-好氧消化工艺具有很强的污泥消减能力,第3 d MLSS降低率即可达

到 14.5%, 此后缓慢上升, 6 d 内达到 15.7%; 复合酶的加入对填料-厌氧-好氧消化工艺的污泥消减具有很强的协同作用, 第 3 d 填料-厌氧-好氧消化+复合酶工艺的 MLSS 降低率即可达到 31.7%, 约是填料-厌氧-好氧消化工艺的 2.19 倍, 第 6 d 填料-厌氧-好氧消化+复合酶工艺的 MLSS 降低率即可达到 43.4%, 约是填料-厌氧-好氧消化工艺的 2.76 倍。

3 结论

(1) 在恒温试验下, 填料-厌氧-好氧消化+复合酶工艺的污泥消减能力最强, 污泥消减的速率最快, 第 3 d 填料-厌氧-好氧消化+复合酶工艺的 MLSS 降低率即可达到 32.1%, 第 6 d 填料-厌氧-好氧消化+复合酶工艺的 MLSS 降低率即可达到 44.0%。无论是厌氧消化工艺、还是填料-厌氧-好氧消化工艺, 复合酶的加入均能显著提高其污泥消减效率。

(2) 在恒温试验下, 厌氧消化、厌氧消化+复合酶、填料-厌氧-好氧消化和填料-厌氧-好氧消化+复合酶 4 种工艺处理后的上清液 SCOD_{Cr}、pH、氨氮和 NO₃⁻-N 等指标变化各异, 厌氧消化工艺处理后上清液 SCOD_{Cr}、pH 和氨氮不断积累和上升, 复合酶的加入加剧了这一过程; 填料-厌氧-好氧+复合酶工艺使 SCOD_{Cr} 维持在 180~200 mg/L, pH 值维持在 6.8~7.0, 氨氮维持在 3~4 mg/L, NO₃⁻-N 维持在 36~43 mg/L, 从而保证出水水质, 表明对处理后上清液的水质没有不良影响。

(3) 在恒温条件下的 4 种处理工艺, 经过 6 d 消化过程后, 污泥 SVI 值均无明显变化, 这表明离线污泥消减技术的应用只是消减部分污泥, 而不会影响污泥沉降性能, 也不会影响后续压滤、干化等工艺。

参考文献

- [1] 吴晓芝, 王芮. 城市污水处理在环境保护工程中的影响研究 [J]. 清洗世界, 2022, 38(8): 112-114.
WU X Z, WANG R. Study on the impact of municipal wastewater treatment in environmental protection engineering [J]. Cleaning World, 2022, 38(8): 112-114.
- [2] 肖茂华, 李亚杰, 汪小岳, 等. 水产养殖尾水处理技术与装备的研究进展 [J]. 南京农业大学学报, 2023, 46(1): 1-13.
XIAO M H, LI Y J, WANG X C, et al. Research progress of aquaculture tailwater treatment technology and equipment [J]. Journal of Nanjing Agricultural University, 2023, 46(1): 1-13.
- [3] 陈珺. 未来污水处理工艺发展的若干方向、规律及应用 [J]. 给水排水, 2018, 44(2): 129-141.
CHEN J. The directions, principles and application of future wastewater treatment process development [J]. Water & Wastewater Engineering, 2018, 44(2): 129-141.
- [4] 宋嵩, 李兵, 刘捷, 等. 市政污泥亚临界湿式氧化原位低碳处置技术 [J]. 中国环保产业, 2023(1): 25-31.
SONG S, LI B, LIU J, et al. In-situ and low-carbon technology for municipal sludge disposal based on subcritical wet oxidation [J]. China Environmental Protection Industry, 2023(1): 25-31.
- [5] 张天歌, 刘永红, 王宁. 废水处理过程中污泥减量技术及机理研究进展 [J]. 水处理技术, 2020, 46(8): 6-12.
ZHANG T G, LIU Y H, WANG N. Research progress of sludge reduction technology and mechanism in wastewater treatment [J]. Technology of Water Treatment, 2020, 46(8): 6-12.
- [6] 蒋一凡, 李彬彬, 胡暘, 等. 污泥龄对 SBR/OSA 工艺中污泥减量效果的影响 [J]. 中国给水排水, 2018, 34(15): 105-109.
JIANG Y F, LI B B, HU Y, et al. Effect of sludge retention time on sludge reduction efficiency in SBR/OSA process [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(15): 105-109.
- [7] 桑磊, 尹军, 张居奎. 腐殖活性污泥耦合 A-OSA 工艺处理污水效能研究 [J]. 中国给水排水, 2016, 32(21): 122-126.
SANG L, YIN J, ZHANG J K. Study on wastewater treatment efficiency of humic activated sludge/A-OSA process [J]. China Water & Wastewater, 2016, 32(21): 122-126.
- [8] 李业云, 张婷, 景凌云. 剩余污泥源头减量化技术研究进展 [J]. 应用化工, 2019, 48(11): 2708-2713.
LI Y Y, ZHANG T, JING L Y. Study progress on source reduction technology of residual sludge [J]. Applied Chemical Industry, 2019, 48(11): 2708-2713.
- [9] 桑磊, 尹军, 张居奎. 腐殖活性污泥 A-OSA 工艺污泥减量及污染物去除效能 [J]. 环境工程学报, 2016, 10(8): 4031-4036.
SANG L, YIN J, ZHANG J K. Excess sludge reduction and pollutants removal of humic activated sludge A-OSA process [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2016, 10(8): 4031-4036.
- [10] 刘宇辉, 解庆林. 解偶联污泥减量技术的研究进展 [J]. 净水技术, 2016, 35(s1): 70-74.
LIU Y H, XIE Q L. Research progress in metabolic uncoupler in activated sludge reduction technologies [J]. Water Purification Technology, 2016, 35(s1): 70-74.

(下转第 133 页)

- [23] 乔启成, 赵跃民, 王立章, 等. 三维电极体系中有有机物降解电流效率及动力学[J]. 石油学报(石油加工), 2013, 29(3): 532-538.
QIAO Q C, ZHAO Y M, WANG L Z, et al. Current efficiency and kinetic model for degradation of organic compounds by three dimension electrode system[J]. Acta Petrolei Sinica (Petroleum Processing Section), 2013, 29(3): 532-538.
- [24] SI Y, ZHANG F, HONG C, et al. Effect of current density on groundwater arsenite removal performance using air cathode electrocoagulation [J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2021, 15: 1-9. DOI: 10.1007/s11783-021-1399-1.
- [25] BRILLAS E, MARTÍNEZ-HUITLE C A. Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods. An updated review [J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2015, 166/167: 603-643. DOI: 10.1016/j.apcatb.2014.11.016.
- [26] 王文虎, 王储, 赵姗姗, 等. 原位电生成活性氯氧化降解高氯含氮废水的研究[J]. 现代化工, 2022, 42(4): 206-211.
WANG W H, WANG C, ZHAO S S, et al. Degradation of nitrogen-containing and high chlorine-containing wastewater by in situ electrogenerated active chlorine [J]. Modern Chemical Industry, 2022, 42(4): 206-211.
- [27] PRASAD R K, SRIVASTAVA S N. Electrochemical degradation of distillery spent wash using catalytic anode: Factorial design of experiments[J]. Chemical Engineering Journal, 2009, 146(1): 22-29.
- [28] 周雨珺, 吉庆华, 胡承志, 等. 电化学氧化水处理技术研究进展[J]. 土木与环境工程学报(中英文), 2022, 44(3): 104-118.
ZHOU Y J, JI Q H, HU C Z, et al. Recent advances in electro-oxidation technology for water treatment[J]. Journal of Civil and Environmental Engineering, 2022, 44(3): 104-118.
- [29] PANIZZA M, CERISOLA G. Electrochemical degradation of gallic acid on a BDD anode[J]. Chemosphere, 2009, 77(8): 1060-1064.
- [30] 贺君, 陈思琦, 唐首锋, 等. MnO₂/EGM 电极制备及电化学降解罗丹明 B 的研究[J]. 环境科学学报, 2020, 40(11): 3922-3930.
HE J, CHEN S Q, TANG S F, et al. Preparation of MnO₂/EGM electrode and electrochemical degradation of rhodamine B [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2020, 40(11): 3922-3930.
- [31] GRGUR B N, MIJIN D Ž. A kinetics study of the methomyl electrochemical degradation in the chloride containing solutions [J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2014, 147: 429-438. DOI: 10.1016/j.apcatb.2013.09.028.
- [32] ZHOU M, HE J. Degradation of cationic red X-GRL by electrochemical oxidation on modified PbO₂ electrode [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 153(1/2): 357-363. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.08.056.
- [33] 杨波, 孙也, 付安然, 等. 基于 Ti/SnO₂ 阳极氧化法的典型染料废水电化学氧化规律[J]. 环境工程学报, 2014, 8(4): 1475-1481.
YANG B, SUN Y, FU A R, et al. Electrochemical oxidation rule of representative dye wastewater with Ti/SnO₂ as anode[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2014, 8(4): 1475-1481.

(上接第 105 页)

- [11] 魏源送, 林佳琪, 徐宇峰, 等. 基于微生物新陈代谢过程的污泥原位减量技术进展[J]. 环境工程学报, 2020, 14(9): 2291-2309.
WEI Y S, LIN J Q, XU Y F, et al. State of the art of in-situ sludge reduction technology based on microbial metabolic process [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(9): 2291-2309.
- [12] 张伟军, 戴巧芸, 杨晓芳, 等. 污水处理厂污泥处理处置过程中的恶臭污染特征与恶臭物质减排控制措施[J]. 环境工程学报, 2023, 17(2): 351-367.
ZHANG W J, DAI Q Y, YANG X F, et al. Odor characteristics of wastewater treatment plant sludge during treatment and disposal and emission reduction control measures: A short review [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(2): 351-367.
- [13] 邓易芳, 吴俊奇, 刘昌强, 等. 城市污泥资源化与源头减量方法[J]. 应用化工, 2019, 48(5): 1202-1207.
DENG Y F, WU J Q, LIU C Q, et al. Urban sludge resource utilization and source reduction methods [J]. Applied Chemical Industry, 2019, 48(5): 1202-1207.