工业水处理

李美,支尧,王小飞,等. 气浮+UASB+两级 AO 组合工艺对肠衣废水处理的工程应用[J]. 净水技术, 2023, 42(3):113-119. LI M, ZHI Y, WANG X F, et al. Engineering application of combined processes of air floatation, UASB and two-stage AO in casing wastewater treatment [J]. Water Purification Technology, 2023, 42(3):113-119.

气浮+UASB+两级 AO 组合工艺对肠衣废水处理的工程应用

李 美¹, 支 尧², 王小飞², 郑凯凯², 王 燕², 李 激^{2,*} (1. 无锡市照明和排水管理中心, 江苏无锡 214001; 2. 江南大学环境与土木工程学院, 江苏无锡 214122)

摘 要 江苏省某生物科技有限公司肠衣废水处理站一期设计处理规模为1 250 m³/d,主体工艺采用气浮+上流式厌氧污泥 床反应器(UASB)+两级 AO 组合工艺,出水水质要求达到《污水排入城镇下水道水质标准》(GB/T 31962—2015)的 A 级标准。 工程实践结果表明,该工艺各个功能单元运行状态良好、出水水质稳定达标,出水 COD_G、TN、氨氮、TP 平均质量浓度分别为 198、22、1.0、5.7 mg/L,检测指标满足出水水质要求,其中预处理单元有效降低废水污染物负荷在 52.2%及以上。文中介绍了 肠衣废水处理系统的工艺流程、主要构筑物和设备参数,并对运行成本进行了总结,可供同类工程设计参考。 关键词 气浮 上流式厌氧污泥床反应器(UASB) 两级 AO 肠衣废水 工程应用 中图分类号: X703 文献标识码: B 文章编号: 1009-0177(2023)03-0113-07 DOI: 10.15890/j. enki. jsjs. 2023. 03. 014

Engineering Application of Combined Processes of Air Floatation, UASB and Two-Stage AO in Casing Wastewater Treatment

LI Mei¹, ZHI Yao², WANG Xiaofei², ZHENG Kaikai², WANG Yan², LI Ji^{2,*}

(1. Wuxi Lighting and Drainage Management Center, Wuxi 214001, China;

2. School of Environment and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi 214122, China)

Abstract The design treatment capacity of the first phase of casing wastewater treatment station of a biotechnology company in Jiangsu Province is 1 250 m³/d. The combined processes of air floatation, up-flow anaerobic sludge bed/blanket(UASB) and two-stage AO can be adopted, and the quality of treated effluent is required to meet the class A criteria in the *Wastewater Quality Standards for Discharge to Municipal Sewers* (GB/T 31962—2015). The engineering practice results show that each functional unit of the process operates well and the effluent quality may stably meet the criteria indices. The average mass concentrations of COD_{Cr}, TN, ammonia nitrogen and TP in the effluent are 198, 22, 1.0, 5.7 mg/L respectively, and the detection indices meet the effluent quality requirements. The pretreatment unit effectively reduces the pollutant load of wastewater by 52. 2% and above. This paper introduces the technological process, main structures and equipment parameters of the casing wastewater treatment system, and summarizes the operation cost, which can be used as a reference for similar projects.

Keywords air floatation up-flow anaerobic sludge bed/blanket(UASB) two-stage AO casing wastewater engineering application

肠衣废水主要来源于肠衣和肝素钠及其附

属产品的生产、加工过程中排出的废水,其废水 中主要成分为氯化物、粗蛋白、氨基酸和脂肪等。 其中氯化物质量浓度为 900~40 000 mg/L,粗蛋 白占 8%~10%,COD_{cr}质量浓度为 600~20 000 mg/L^[1],具有高盐、高有机物、高氨氮、高油脂和 易腐臭等特点^[2]。其中过高盐分对污水处理过

— 113 —

[[]收稿日期] 2022-10-23

[[]作者简介] 李美(1978—),女,高级工程师,研究方向为水环境 污染防治,E-mail:18077825@qq.com。

[[]通信作者] 李激(1970—),女,博士,教授,研究方向为水污染 控制与资源化,E-mail:liji@jiangnan.edu.cn。

程中微生物的新陈代谢有严重破坏作用,造成微 生物的活性低、生长缓慢等问题^[3-4]。另外,过高 有机物浓度若直接采用生化处理法,则需要采取 延长反应时间、增加构筑物面积和加大曝气量等 措施,这就直接导致投资成本、处理成本急剧上 升^[5]。

针对肠衣废水水质特性,经济可行的处理方 法是先用絮凝、气浮、上流式厌氧污泥床反应器 (up-flow anaerobic sludge bed/blanket, UASB) 等预 处理方法大幅降低 COD_G、盐分、油脂负荷,再结合 循环活性污泥工艺(cyclic activated sludge system, CASS)、多级厌氧好氧(AO)等生物法去除高浓度 氨氮,并进一步去除有机物。吕宝一等[6]采用二 级 AO+混凝沉淀工艺对肠衣加工废水进行了处 理,该系统对 COD_{cr} 的去除率可达到 96%,而且处 理系统对盐度、有机负荷冲击具有较强的耐受能 力。高廷东等[7]采用水解酸化+循环活性污泥法 对肠衣废水进行了处理,具有较好的脱氮效果。 当进水 COD_{cr} 质量浓度为 1 200~1 500 mg/L、Cl⁻ 质量浓度为1300~2000 mg/L、氨氮质量浓度为 120~150 mg/L时,系统出水水质可达到《污水综 合排放标准》(GB 8978—1996)的一级标准。虽然 有不少关于气浮、UASB、多级 AO 等工艺处理肠衣 废水的研究[8-9],但遵循上述原则将三者有效组合 的工程应用尚未见到报道。本文介绍气浮+UASB+两 级 AO 组合工艺处理肠衣废水的工程应用实例,重 点分析该工艺流程、各主要处理构筑物的设计参数、

实际运行效果、工程技术经济指标等情况,为类似工 程的设计与运行提供参考。

1 工程概况

江苏省某生物科技有限公司是一家主要从事 肠衣和肝素钠及其附属产品的生产、加工、研发及 销售的企业。本项目年产肠衣共 290 万把,粗品 肝素共 6 000 亿单位,去蛋白肝素共 5 700 亿单 位。排放废水主要包括为肠衣肝素废水、精品肠 衣废水、车间冲洗废水、生活污水 4 部分,具有污 染物浓度高、油脂含量高、盐分高等特点。该企业 综合废水总量为 1 250 m³/d,其中高浓度废水为 300 m³/d,低浓度废水为 950 m³/d。该废水处理 站于 2021 年 11 月完成建设,2022 年 4 月完成工 程调试及污泥接种驯化培养,出水水质达到下游 污水处理厂进水水质要求。

2 设计规模及水质

根据生产工艺及远期规划核算,确定废水处理 站设计规模为2500 m³/d,分两期建设,其中一期规 模为1250 m³/d。预处理单元和深度处理单元按 2500 m³/d设计,生物处理单元计划土建建设规模 为2500 m³/d,设备安装近期1250 m³/d。目前该 企业综合废水总量为1250 m³/d,其中高浓度废水 300 m³/d,低浓度废水950 m³/d,总变化系数为 1.3。经处理的排放水质必须达到当地市政管网纳 管排放标准要求,即《污水排入城镇下水道水质标 准》(GB/T 31962—2015)的A级标准。设计进出水 水质水量如表1所示。

Tab. 1 Designed water Quality of influent and Effluent								
水岳北右		恐法山水水氏						
小贝泪你	高浓度废水	低浓度废水	混合废水	设计取值	- 反打击水小顶			
水量/(m ³ ·d ⁻¹)	300	950	1 250	1 250	1 250			
$\text{COD}_{Cr}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	30 000	1 030	8 230	10 000	500			
$TN/(mg \cdot L^{-1})$	3 300	150	940	950	70			
氨氮/(mg·L ⁻¹)	1 200	70	360	400	45			
$TP/(mg \cdot L^{-1})$	350	30	115	120	8			
$SS/(mg \cdot L^{-1})$	14 500	2 000	5 000	5 000	400			
盐分	3.5%	0. 57%	1.4%	1.5%	/			
动植物油/(mg·L ⁻¹)	750	140	285	300	100			
pH 值	6.5~9.5	6.5~9.5	6.5~9.5	6. 5~9. 5	6.5~9.5			

表 1 设计进出水水质 Fab. 1 Designed Water Quality of Influent and Effluer

3 工艺流程

根据肠衣废水的水量、水质特点和处理要求,确 定本项目的主要工艺流程:预处理系统(调节池+一 级气浮+混合池)+UASB+厌氧沉淀池+两级 AO+二 沉池+二级气浮。工艺具体流程如图1所示。 来自厂区的肠衣废水首先进入调节池,对肠衣



图1 肠衣废水处理工艺流程图

Fig. 1 Flow Chart of Casing Wastewater Treatment Process

废水进水水质水量进行调节。肠衣废水中含有大量 油脂类固型物质,这类物质不易沉降去除,也不易于 通过生物降解作用在较短时间内将其有效分解。因 此,经过气浮处理,可以较大幅度地降低浓度,减轻 后续生化池的负担。气浮池的出水与低浓度废水在 混合池混合后进入 UASB 池,利用厌氧菌降解有机 物,有效分解油脂类物质,同时降低废水盐分负荷, 提高污水的可生化降解性能,为后续的好氧处理效 率的提高提供有利条件。采用两级 AO 对污水进行 好氧处理,两级 AO 可强化缺氧和好氧条件变化下 脱氮除磷以及降解有机物的效率。两级 AO 工艺均 设回流泵将好氧池的硝化液部分回流至各自的缺氧 池,进行反硝化脱氮。经过生物段的出水进入二沉 池进行沉淀,并通过排泥去除部分磷。二沉出水进 入两级气浮池,进一步去除废水中的 SS、COD。和 TP 等污染物后进入清水池达标排放。

4 主要构筑物及设备参数

(1)调节池

尺寸为14.8 m×4.5 m×6.0 m,有效水深为5.0 m,采用半地下式钢砼结构,设计水量为600 m³/d, 主要用于储存并均匀肠衣废水水量水质,调节池中 还配置有2台提升泵(1用1备,流量为20 m³/h)、 4台搅拌器和1套曝气搅拌系统。

(2)一级气浮系统

尺寸为 φ 4 m×0.9 m,表面负荷为1.0 m³/(m²·h), 回流比为25%~30%,停留时间为20 min。采用半 地下式钢砼结构,主要用于降低来自于调节池高浓 度废水中COD_{Cr}、SS、TP、动植物油浓度,减轻后续生 化池的负担,同时达到固液分离的效果。一级气浮 系统还配置有4台回流泵(2用2备,流量为10 m³/h)、2台螺杆空压机和1套加药系统。

(3)混合池

尺寸为 20.1 m×8.6 m×6.0 m,有效水深为 5.0

m,采用半地下式钢砼结构,设计水量为2500 m³/d,主要用于高低浓度废水混合。混合池中还配 置有3台提升泵(2用1备,流量为60m³/h)、2台 搅拌器和1套曝气搅拌系统。

(4) UASB 反应器

尺寸为 φ 14 m×16 m,有效水深为 15.5 m,采用 碳钢保温,设计水量为 2 500 m³/d,水力停留时间为 45.8 h,运行温度为 30~37 °C,容积负荷为 3.5 kg COD_{Cr}/(m³·d),上升流速为 0.34 m/h,主要作用 是对混合池出水中的有机物进行降解和去除,提高 污水的可生化降解性能。UASB 反应器内设有先进 的布水系统、三相分离系统、沼气收集系统。废水通 过布水系统从反应器底部进入,在反应区与颗粒污 泥发生反应,再经三相分离器分离后分别进入沉淀 区、出水槽和集气罩,固体(污泥)由沉淀区沉淀后 自行返回反应区,沉淀后的处理水从出水槽排出,沼 气由气室收集后进入锅炉燃烧,同时设置应急火炬。 UASB 反应器还配置有 2 台循环泵(流量为 150 m³/h)、1 台剩余污泥泵。

(5) UASB 厌氧沉淀

尺寸为 φ11 m×5 m,表面负荷为 1.3 m³/(m²·h), 主要作用是对 UASB 反应器出水所带污泥进行脱气 沉淀,并将沉淀的污泥回流到 UASB 反应器中,维持 UASB 反应器中的污泥浓度在一定水平,沉淀后的 上清液进入两级 AO 池进行进一步的处理。UASB 厌氧沉淀池还配置有 2 台剩余污泥泵(流量为 10 m³/h)。

(6)两级 AO 系统

两级 AO 系统采用半地下式钢砼结构,设计水 量为 2 500 m³/d,由一级 A 池、一级 O 池、二级 A 池、二级 O 池以及二沉池组成,各池参数如表 2 所 示。主要设备配置情况:一级 A 池 2 台潜水搅拌 器、二级 A 池 1 台潜水搅拌器、一级 O 池 3 套射流

-115 -

曝气器和3台射流循环泵(2用1备,流量为245 m³/h)、二级0池1套射流曝气器和2台射流循环 泵(1用1备,流量为150m³/h)、一级AO硝酸盐回 流泵3台(2用1备,流量为150m³/h)、二级AO硝 酸盐回流泵 3 台(2 用1 备,流量为 75 m³/h),另外 二沉池配置了 2 台污泥回流泵(1 用 1 备,流量为 100 m³/h)。

经过 UASB 及其厌氧沉淀池的处理后, 肠衣废

	表 2 两级 AO 系统各池设计参数
Tab. 2	Design Parameters of Each Tank of Two-Stage AO System

		9	e	•	
构筑物	尺寸/m	有效水深/m	污泥质量浓度/(mg·L ⁻¹)	水力停留时间/h	回流比
一级A池	17. 0×14. 5×10. 0	8. 5	4 000	40. 2	100%~300%
一级 0 池	32. 0×14. 5×10. 0	8.5	4 000	75.7	
二级 A 池	14. 5×5. 0×10. 0	8.5	4 000	11.8	0~200%
二级 0 池	14. 5×5. 4×10. 0	8.5	4 000	12. 8	
二沉池	<i>φ</i> 11. 0×4. 0	3. 5	/	/	50%~100%

水进入两级 AO 系统, 氨氮在好氧池内被硝化细菌 (氨氧化细菌和亚硝酸盐硝化细菌)氧化为氧化态 氮(主要为 NO₃⁻N)。在缺氧池内反硝化菌利用进 水碳源将回流混合液中的 NO₃⁻N 还原为氮气, 从而 实现肠衣废水中氮的去除。经过生物段的出水进入 二沉池, 进行沉淀, 并通过排泥去除部分磷。

(7)二级气浮系统

尺寸为10.5 m×3.2 m×2.4 m,气浮分离室停留 时间为23 min,分离区表面负荷为5.8 m³/(m²·h), 回流比为30%。采用一体化碳钢结构,主要用于进 一步降低二沉池出水的 COD_{cr},SS 及 TP,确保出水 达到《污水排入城镇下水道水质标准》(GB/T 31962—2015)的A 级标准。二级气浮系统还配置 有2台溶气泵(1用1备,流量为30 m³/h)、2台搅 拌装置、1 套刮渣系统、1 套溶气释放系统和1套加 药系统。

5 工程运行效果

5.1 工艺处理效果

肠衣废水处理站采用下游污水处理厂脱水污泥

作为接种污泥进行驯化培养,约100 d达到设计负 荷,于2022年5月正式投产稳定运行。该废水处理 站连续5个月(2022年5月—9月)的运行效果如 表 3 所示。肠衣废水进水 COD_{cr} 质量浓度在 8 920~13 679 mg/L,出水质量浓度维持在 107~249 mg/L;进水 TN 最小值为 1 070 mg/L, 最大值为 1 380 mg/L,均值约为1 206 mg/L,其中氨氮均值约 为 929 mg/L,占进水 TN 约为 77%,经过 UASB、两 级 AO 生物脱氮处理后,出水 TN、氨氮均值分别约 为 22.40、1.04 mg/L;进水 TP 质量浓度在 83.7~ 164.0 mg/L,经过一、二级气浮化学除磷、生物除磷 处理后,出水 TP 质量浓度维持在 4.5~7.2 mg/L; 进水 SS 质量浓度在 2 840~3 655 mg/L,经过一级气 浮、二沉池及二级气浮处理后,出水 SS 质量浓度稳 定在 164 mg/L 左右;进水动植物油主要来自于肠 衣,质量浓度约为509 mg/L,经过有效处理后出水 质量浓度降至 21 mg/L。另外,本项目进水盐分保 持在2.5%左右,经过低浓度废水稀释后,盐分降低 至 0.7%,有效缓和了高盐度对生化的抑制作用,保

表 3 稳定运行期间监测结果 Tab. 3 Monitoring Results during Stable Operation

月份及	COD _{Cr} /($mg \cdot L^{-1}$)	TN∕(m	$g \cdot L^{-1}$)	氨氮/(I	$mg \cdot L^{-1}$)	TP/(m	$g \cdot L^{-1}$)	SS/(m	$g \cdot L^{-1}$)	봞	分	动植物油	$/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$
均值	进水	出水	进水	出水	进水	出水	进水	出水	进水	出水	进水	出水	进水	出水
5月	10 730	228	1 247	24	962	1.4	94.5	5.4	3 332	208	2.1%	0.8%	543	22
6月	8 920	107	1 070	21	865	1.1	83.7	5.5	2 840	127	3.3%	1.1%	391	18
7 月	12 410	249	1 210	26	954	0.6	104.0	7.2	3 726	185	2.9%	0.6%	450	33
8月	13 679	199	1 380	19	998	1.3	164.0	5.9	3 527	167	2.5%	0.8%	627	15
9月	11 654	205	1 126	22	865	0.7	108.0	4.5	3 655	132	1.7%	0.5%	535	17
均值	11 479	198	1 207	22	929	1.0	110.8	5.7	3 416	164	2.5%	0.8%	509	21

-116 -

证了系统对氮磷、有机物的高效去除。稳定运行期间出水 COD_{cr}、TN、氨氮、TP、SS 和动植物油各项出水指标均达到《污水排入城镇下水道水质标准》(GB/T 31962—2015)A 级排放标准。

5.2 污染物沿程去除效果

污染物沿程去除效果分析即工艺全流程测试分 析,可为污水处理工艺的运行状态及调控提供依据, 其本质是对该功能区的运行状态进行评价,分析不同工艺单元对污染物的去除效果。根据该项目污水处理工艺功能区的划分,分别在进水、预处理段(一级气浮、UASB)、生物处理段(两级 AO)以及深度处理段(二级气浮)进行取样检测,具体结果如图 2 和表4所示。



图 2 污染物沿程去除分析

Fig. 2 Contaminants Removal Analysis along the Whole Wastewater Treatment Process

表4 谷	ふ 工艺段对不	同污染物	的去	除效率
------	----------------	------	----	-----

	Гab. 4	Efficiency	of D	ifferent	Pollutants	Removal	in	Each	Process	Section
--	--------	------------	------	----------	------------	---------	----	------	---------	---------

工艺段名称	参数	$\mathrm{COD}_{\mathrm{Cr}}$	TN	氨氮	TP
进水/(进水/(mg·L ⁻¹)		540	499	164
一级气浮	出水/(mg·L ⁻¹)	11 292	571	476	136
	去除率	17.5%	-5.7%	4.6%	17.1%
UASB	出水/(mg·L ⁻¹)	3 929	258	186	49
	去除率	65.2%	54.8%	60.9%	64.0%
两级 AO	出水	279	24	0.8	24
	去除率	92.9%	90.7%	99.6%	51.0%
二沉池	出水/(mg·L ⁻¹)	207	22	1.1	18
	去除率	25.8%	8.3%	-37.5%	25.0%
二级气浮	出水/(mg·L ⁻¹)	199	19	0.9	5.8
	去除率	3.9%	13.6%	18.2%	67.8%
总主	去除率	98.5%	96.5%	99.8%	96.5%

由图 2(a)可知,进水 COD_{Cr} 质量浓度为 13 679 mg/L,经过一级气浮沉降、混合池低浓度废水稀释

后,废水 COD_{cr} 质量浓度降至6617 mg/L,然后进入 UASB 后,出水 COD_{cr} 低至3929 mg/L,去除率约为 40.6%,说明废水中大分子有机物变成小分子有机 物、难降解的污染物变成易降解的污染物,实现有机 物在 UASB 中被厌氧微生物大幅度去除的目的^[10]。 两级 AO 生化工艺进行了剩余大部分有机物的降 解,经过微生物脱氮除磷及其生长代谢后,出水 COD_{cr}质量浓度为 207 mg/L。图 2(b)表示进水 TN 质量浓度为 540 mg/L,主要组成为氨氮,质量浓度 为 499 mg/L, 氨氮/TN 约为 92.4%。氮污染物在预 处理段基本没有去除效果,主要靠混合池低浓度废 水稀释作用,将废水中 TN 及氨氮浓度稀释 50% 左 右;氨氮的去除主要依靠两级 AO 中好氧池的硝化 作用,在硝化脱氮作用下氨氮被氧化为 NO₃-N,二级 好氧末段氨氮质量浓度下降至 0.8 mg/L,在内回流 的作用下好氧池末段 NO3-N 进入一、二级缺氧池, 经过反硝化作用后二级缺氧池末段 NO3-N 下降到 20 mg/L,实现了污水的生物脱氮。由图 2(c)可知, 进水 TP 质量浓度约为 164 mg/L,通过一、二级气浮 后实现良好的化学除磷效果,出水 TP 质量浓度低 至 5.8 mg/L。

肠衣废水经过预处理单元化学沉淀、混合稀释、 厌氧微生物降解等作用,COD_{cr}、氨氮、TN、TP 污染 物负荷分别下降 71.3%、62.7%、52.2%、70.1%,大 大改善了肠衣废水对后续两级 AO 生化工艺的负面 影响。

经过二沉池及二级气浮后最终出水氨氮质量浓 度为 0.9 mg/L, TN 质量浓度为 19 mg/L, 基本由 NO₃-N 组成, 占比 84. 2%; 另外, 出水 TP 质量浓度 为 5.8 mg/L。针对《污水排入城镇下水道水质标 准》(GB/T 31962—2015)中 A 级排放标准要求, 出 水 COD_{cr}、TN、氨氮、TP 浓度达到排放要求。

6 运行成本

该工程案例实际运行半年多,出水水质保持稳定,直接运行成本主要包括药剂费、动力费,合计约为7.91元/m³(表5)。相较于市政污水处理工艺吨水成本,该肠衣废水处理工艺直接运行成本偏高,主要原因是肠衣废水单位水量下含有更高浓度的COD_{Cr}、氨氮、TP等污染物,为市政污水浓度的20~30倍。

(1)动力费。本工程中的动力费用主要为电费。 系统装机功率为438 kW,运行功率为271.6 kW,电价 为0.75 元/(kW·h),则电费为3.91 元/m³。 (2)药剂费。本工程中所消耗的药剂主要由聚 合氯化铝(PAC)、聚丙烯酰胺(PAM)、三氯化铁。 其中 PAC、PAM、三氯化铁每日使用量分别为 2 400、8.7、88 kg,单价分别为1 900、22 000、2 800 元/t,则药剂费为4.0元/m³。

表 5	肠衣废水处理工艺直接运行成本
-----	----------------

Tab. 5 Direct Operation Cost of Casing Wastewater Treatment Process

名称		日用量	单价	成本/ (元·m ⁻³)
动	ı力费	6 518.4 kW•h	0.75 元/(kW・h)	3.91
	PAC	2 400 kg	1 900 元/t	3.65
药剂费	PAM	8.7 kg	22 000 元/t	0.15
	三氯化铁	88 kg	2 800 元/t	0.20
直接i	云行费用	/	/	7.91

7 结论

(1) 气浮+UASB+两级 AO 组合工艺处理肠衣 废水效果良好,对 COD_{Cr}、TN、氨氮、TP 的平均去除 率分别可达 98.3%、98.2%、99.9% 和 94.9%,出水 COD_{Cr}、TN、氨氮、TP 指标稳定达到《污水排入城镇下 水道水质标准》(GB/T 31962—2015)中 A 级排放标 准要求,废水直接处理成本约为 7.91 元/m³。

(2) 气浮+UASB+两级 AO 组合工艺各个功能 单元运行状态良好。进水 COD_G、氨氮、TN、TP 质量 浓度分别为 13 679、499、540、164 mg/L,进水水质负 荷较高。经过预处理单元(一级气浮、混合池、UASB 等) 化学沉淀、混合稀释、厌氧微生物降解等作用, 污染物指标 COD_G、氨氮、TN、TP 负荷下降 71.3%、 62.7%、52.2%、70.1%,有效降低污染物负荷,有利 于改善该废水对后续生化处理工艺的负面影响。经 过生化单元微生物脱氮除磷作用、同化作用以及深 度处理单元后,出水 COD_G、氨氮、TN、TP 质量浓度 分别为 199、0.9、19、5.8 mg/L,均可稳定达到排放 标准。

(3)气浮、UASB 有效降低有机物、磷、动植物 油,两级 AO 生物法可以去除高浓度氨氮,并进一步 去除有机物,实现各项污染物有效去除,达到出水水 质要求。这表明气浮、UASB、两级 AO 三者有效组 合处理肠衣废水是可行的,具有明显优势,可为类似 废水处理提供工程设计经验。

参考文献

[1] 赵丹, 董延茂. 肠衣加工废水处理技术进展[J]. 工业水处

— 118 —

理, 2012, 32(7): 18-20.

ZHAO D, DONG Y M. Technical progress in the treatment of casing wastewater [J]. Industrial Water Treatment, 2012, 32 (7):18-20.

- [2] 栗栗,张铁坚,刘俊良. 厌氧+氧化沟工艺处理肠衣废水的 实验研究[J]. 水处理技术, 2021, 47(12): 91-94, 98.
 LI S, ZHANG T J, LIU J L. Experimental study on the casing wastewater treatment by anaerobic + oxidation ditch process[J]. Technology of Water Treatment, 2021, 47(12): 91-94, 98.
- [3] 王蓓蓓,孙佳伟,周宁娟,等. 高级催化氧化预处理高浓度 有机制药废水的试验[J]. 净水技术,2021,40(8):132-136.

WANG B B, SUN J W, ZHOU N J, et al. Experiment of advanced catalytic oxidation process for high concentrated organic pharmaceutical wastewater treatment [J]. Water Purification Technology, 2021, 40(8):132-136.

- [4] 段西兵. 合成类高浓高盐制药废水预处理工艺的应用[J]. 净水技术, 2021, 40(s1): 386-389.
 DUAN X B. Application of pretreatment process for synthetic high-concentration and high-salt pharmaceutical wastewater[J].
 Water Purification Technology, 2021, 40(s1): 386-389.
- [5] 邹蓓蓓,陈义.高浓度有机废水处理技术的研究进展[J]. 化工管理,2021(9):40-41.
 ZOU B B, CHEN Y. Research progress of high concentration organic wastewater treatment technology[J]. Chemical Enterprise Management, 2021(9):40-41.
- [6] 吕宝一,谢冰,邵春利,等.两段 A/O 生物接触氧化法处理

高盐有机废水研究[J]. 中国给水排水, 2011, 27(1): 102-104, 108.

LÜ B Y, XIE B, SHAO C L, et al. Treatment of saline organic wastewater by two-stage A/O biological contact oxidation process [J]. China Water & Wastewater, 2011, 27(1): 102-104, 108.

- [7] 高廷东,卢继承,林贞贤.水解酸化/CASS 工艺处理肠衣废水[J].中国给水排水,2009,25(4):65-66,70.
 GAO T D, LU J C, LIN Z X. Hydrolysis acidification/CASS process for treatment of casing wastewater [J]. China Water & Wastewater, 2009, 25(4):65-66,70.
- [8] 潘锋,浦定艳,王连军. 肠衣废水的厌氧生物处理[J]. 中国 沼气,2006(4):9-12.
 PAN F, PU D Y, WANG L J. Treating casing wastewater by EGSB reactor[J]. China Biogas, 2006(4):9-12.
- [9] 徐爱荣,周晓惠.高盐度、高COD 肠衣废水的治理研究[J]. 环境与发展, 2019, 31(12): 32-32, 34.
 XU A R, ZHOU X H. Study on treatment of high salinity and high COD casing wastewater[J]. Environment and Development, 2019, 31(12): 32-32, 34.
- [10] 高超龙,隋倩雯,陈彦霖,等.进水浓度对厌氧氨氧化脱氮与微生物特性的影响[J].环境科学学报,2022,42(4):26-34.

GAO C L, SUI Q W, CHEN Y L, et al. Effects of influent concentration on nitrogen removal and the microbial characteristics of anammox process [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2022, 42(4): 26–34.

- (上接第66页)
 - LI J H, LI Y P, TANG C Y, et al. Water age distribution characteristics of Lake Star (Zhaoqing, Guangdong) influenced by the Water Diversion Project and wind field [J]. Journal of Lake Sciences, 2021, 33(2): 449-461.
- [11] 黄春琳,李熙,孙永远.太湖水龄分布特征及"引江济太"工程对其的影响[J].湖泊科学,2017,29(1):22-31.
 HUANG C L, LI X, SUN Y Y. Water age distribution of the Lake Taihu and impact of the Yangtze River to Lake Taihu Water Transfer Project on the water age[J]. Journal of Lake Sciences, 2017, 29(1):22-31.
- [12] 杨金艳,徐勇,周杰,等. 基于水龄抑制蓝藻水华的供水水 库取水方案优选[J]. 水利水运工程学报,2020(2):85-90.
 YANG J Y, XU Y, ZHOU J, et al. Optimization of reservoir cycling water scheme based on water age to reduce algal bloom risk[J]. Hydro-Science and Engineering, 2020(2):85-90.
- [13] 穆聪,李家科,邓朝显,等. MIKE 模型在城市及流域水

文——环境模拟中的应用进展[J].水资源与水工程学报, 2019, 30(2): 71-80.

MU C, LI J K, DENG Z X, et al. Application of MIKE model in urban and basin hydrological-environmental simulation [J]. Journal of Water Resources and Water Engineering, 2019, 30 (2): 71-80.

- [14] 戴苒,朱建荣.长江口崇明东滩风况统计分析[J].华东师范大学学报(自然科学版),2015(4):17-25.
 DAI R, ZHU J R. Statistical analysis of the wind at the Chongming eastern beach [J]. Journal of East China Normal University(Natural Science), 2015(4):17-25.
- [15] 姜恒志,崔雷,石峰,等.风场、地形和吞吐流对太湖流场影响的研究[J].水力发电学报,2013,32(6):165-171.
 JIANG H Z, CUI L, SHI F, et al. Study on influences of wind field, topography and inflow/outflow on flow in Lake Tai[J].
 Journal of Hydroelectric Engineering, 2013, 32(6):165-171.