

doi:10.3969/j.issn.2095-6002.2019.04.013

文章编号:2095-6002(2019)04-0089-06

引用格式:王丹阳,汪苹,方贵银,等.应用生物强化技术对含食品废水的污水中菌群的改造研究[J].食品科学技术学报,2019,37(4):89-94.



WANG Danyang, WANG Ping, FANG Guiyin, et al. Study on modification of microbial flora in sewage containing food wastewater by using bioaugmentation technology[J]. Journal of Food Science and Technology, 2019,37(4):89-94.

应用生物强化技术对含食品废水的污水中菌群的改造研究

王丹阳¹, 汪苹^{1,*}, 方贵银¹, 许文¹, 钱仁清²

(1.北京工商大学食品学院,北京 100048;

2.格锐环境工程有限公司,江苏张家港 215600)

摘要:为改良活性污泥性能,采用生物强化技术,在含食品废水的污水处理厂曝气池中投加具有高效降解蛋白质、脂肪、苯胺的复合微生物菌剂(由异养硝化-好氧反硝化菌株以及反硝化聚磷菌组成),有效降低出水总氮(TN)、氨氮(NH₃-N)、COD,使其水质稳定达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》中规定的一级A标准。实验结果表明:于曝气池投加复合菌剂后,出水水质有了很明显提升,二沉池出水TN去除率达到93.48%,在原有基础上提高近70%;NH₃-N去除率达83.15%,在原有基础上提高60%以上;COD去除率达到91.40%。在复配菌剂生长成熟并和曝气池内土著微生物形成共生菌群后,停止加菌2个月,并在此期间控制回流污泥,从而将生化池中污泥质量浓度持续降低(从9000 mg/L降低到6000 mg/L左右)。最终系统TN、NH₃-N、COD能够稳定达到GB18918—2002规定的一级A标准,大大减少了原系统运行能耗。

关键词:食品工业废水;生物强化;复合微生物菌剂;现场实验;脱氮;脱碳

中图分类号:TS208;X703.1

文献标志码:A

近年来,随着我国工业化、城镇化进程不断推进,环保部制定了节能减排目标,同时将城镇污水处理厂的污染物排放指标提高,即出水排入国家和省确定的重点流域及湖泊、水库等封闭、半封闭水域时,要达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918—2002)中规定的一级A标准^[1](以下简称“一级A标准”)。污水处理厂出水总氮(TN)等指标的控制越来越严格,许多水厂面临稳定达标和降低能耗两项任务。夹杂工业、城镇废水的园区污水处理厂的污染物处理问题是污染物排放一级A标准达标的重点和难点。园区废水中的工业废水(占比可从30%~90%)往往含有许多难以生物降

解的污染物^[2],含有大量食品废水的污水具有有机物、TN、脂肪及悬浮物含量高等特点^[3]。我国地方城镇污水处理厂大多含有屠宰、肉类加工、食品发酵等废水,寻求更加经济高效的污水处理新方法势在必行。

目前,我国对城镇污水处理主体工艺的改造一般有4种方式:一是对原有的活性污泥工艺进行调整,二是生物强化技术,三是增加化学处理过程,四是增加深度处理。生物强化技术是一种通过向废水处理系统中投加从自然界中筛选的高效功能菌株,达到对某一种或某一类有害物质的去除或某方面性能改进目的的环境生物新技术^[4]。该技术的应用方式主要分为直接投加功能菌株和投加固定化微生

收稿日期:2018-11-21

基金项目:国家“十二五”科技支撑计划项目(2014BAC28B01)。

第一作者:王丹阳,女,硕士研究生,研究方向为水污染控制。

*通信作者:汪苹,女,教授,主要从事水污染控制方面的研究。

物两种,具有微生物菌剂生长繁殖快、分解效率高、作用针对性强、工程造价低、能耗低等优点。目前利用微生物直投法对污水厂菌群改造的研究少见报道,大多数研究者仅限于小型试验,缺少将生物强化技术应用到现场工程的研究实例。本实验采用实验室筛选得到的高效产蛋白酶、淀粉酶菌株及异养硝化-好氧反硝化菌株,制备成复合微生物菌剂,对苏州市某工业园区污水处理厂活性污泥(含有大量食品和印染工业废水)进行菌群改造,增加有效菌群数量,改善其出水 TN、氨氮(NH₃-N)、COD 以及活性污泥性能,提高系统活性污泥耐冲击负荷。希望在节约能源的同时,二沉池出水水质稳定达到一级 A 标准。

1 材料与方 法

1.1 菌株来源及性能

采用本实验室脱氮、脱碳菌库中筛选出的 8 株

菌,通过模拟含食品废水的工业园区污水进行定向驯化,复配制得复合微生物菌剂。复合菌剂的脱氮、脱碳、除磷及产酶活性已在定向驯化过程中测得,实验结果见表 1。8 株菌均为兼性菌,单株菌可将 NH₃-N 直接转化为氮气,脱氮途径简捷、速度快,可实现同步生化/硝化/反硝化过程^[5-10]。7 株菌可高效产蛋白酶、淀粉酶,将大分子有机物水解成小分子物质。所测结果中蛋白酶活性定义为:在一定温度和 pH 值条件下,每分钟催化酪蛋白,水解生成 1 μg 酪氨酸的酶量,为一个酶活力单位;淀粉酶活性定义为:在 40 ℃,一定 pH 值条件下,5 min 内水解 1 mg 淀粉的酶量,为一个酶活力单位,均以 U/mL 表示。L1-1、L2-3、WXZ-17(见表 1 中菌株命名上带*者)为反硝化聚磷菌^[11],其除磷原理为,以硝基氮或亚硝基氮为电子接受体的聚磷菌(常规聚磷菌是以氧气为电子接受体),可实现在有氧条件下既脱氮又除磷。

表 1 异养硝化-好氧反硝化菌株脱氮、脱碳、除磷性能及酶活性

Tab.1 Denitrification, decarbonization, dephosphorization and enzyme activity of heterotrophic nitrification-aerobic denitrification strains

序号	菌株命名	鉴别菌属	NH ₃ -N	TN	COD _{Cr}	TP	苯胺	酶活性/(U·mL ⁻¹)	
			去除率/%	去除率/%	去除率/%	去除率/%	去除率/%	蛋白酶	淀粉酶
1	WXZ-2	戴尔福特菌(<i>Delftia</i> sp.)	93.90	94.16	88.33		√	39.51	136.46
2	WYLW1-6	蜡状芽孢杆菌(<i>Bacillus cereus</i>)	95.21	94.95	92.23		√	37.54	139.51
3	WYLW1-10	蜡状芽孢杆菌(<i>Bacillus cereus</i>)	76.59	64.29	89.14		√	138.76	431.44
4	WYLW2-4	芽孢杆菌(<i>Bacillus</i> sp.)	96.44	96.37	94.03		87.36	37.02	49.04
5	WXZ-17*	丛毛单胞菌(<i>Comamonas</i> sp.)	93.59	94.07	74.03	56.85	√	34.05	136.47
6	L2-3*	巨大芽孢杆菌(<i>Bacillus megaterium</i>)	98.83	98.16	89.82	56.74	98.07	36.90	115.75
7	L1-1*	芽孢杆菌(<i>Bacillus</i> sp.)	99.87	99.04	77.32	58.21	√		
8	WPF-5	解淀粉芽孢杆菌(<i>Bacillus amyloliquefaciens</i>)					√	225.78	856.90

“√”表示对苯胺有一定的降解性能;“*”表示反硝化聚磷菌。

1.2 实验方法

1.2.1 微生物菌剂的活化

严格配制培养基。将所配得培养基经 121 ℃ 高温灭菌 20 min,取出冷却后,在无菌操作室内从斜管中挑一环接种,再经 30 ℃、160 r/min 恒温摇床培养 24 h。培养所得菌液经 3 倍离心复配后,获得目标菌液。菌液质量浓度为 1.225 g/L。

活化培养基(g/L):葡萄糖 1,乙酸钠 0.5,酵母膏 0.25,CaCl₂ 0.075,MgSO₄·7H₂O 0.2,(NH₄)₂Fe(SO₄)₂·6H₂O 0.04,NH₄Cl 0.0625,NaNO₃ 0.0625,蛋白胨 0.0625,KH₂PO₄ 0.0021,K₂HPO₄ 0.0028。

1.2.2 复合微生物菌剂的现场扩培

1)现场扩培。将活化所得菌剂 20 L 装入塑料桶内带至现场。为短时间内获得大量菌剂,不考虑严格灭菌条件,通过 4 个不同体积的扩培罐逐级进

行培养,直至复合菌剂体积容量达到 30 m³。

培养基:扩培罐 A、B、C、D 所采用的培养基配制方法同活化培养基。30 m³扩培池所采用的培养基配制方法为葡萄糖 4 kg/m³(COD 约为 4 000 mg/L),尿素 0.5 kg/m³(TN 约为 100 mg/L),磷肥 60 g/m³(TP 约为 4 mg/L)。

2)实验装置。复合微生物菌剂现场扩培实验装置见图 1。扩培罐由圆柱形有机玻璃柱加工而成。在反应器壁的垂直方向设置排取样口,用以取样和排菌;以黏砂块作为微孔曝气器,采用鼓风机曝气;距反应器底部一定高度设有排菌口;曝气管由穿孔胶管连接而成,压缩空气经转子流量计控制流量后,再经曝气管释放到反应器。进水直接由反应器顶部加入。

本实验有 5 种规格的扩培罐:扩培罐 A 直径 24

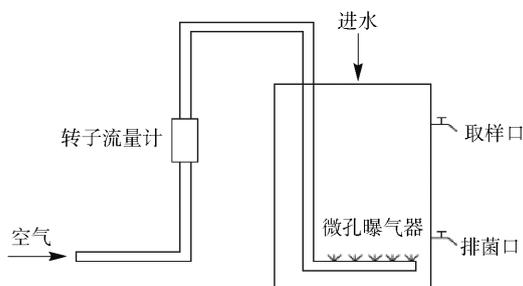


图1 现场扩培实验装置

Fig.1 Field expansion experiment device

cm,高46 cm,有效容积为18 L;扩培罐B直径40 cm,高80 cm,有效容积为100 L;扩培罐C直径79 cm,高80 cm,有效容积为390 L;扩培罐D直径110 cm,高107 cm,有效容积为1 000 L。30 m³扩培池长3米,宽2米,深5米,有效容积为30 m³。

1.2.3 复合微生物菌剂的投放

将复合微生物菌剂从A/O池的进口端通过管道注入。投放时间为每日8:00,投放菌剂占全部污泥的体积比约为1:10。自2017年4月25日起投放,7月16日停止加菌,继续运行两个月,共计147 d。由于外源微生物投加到新鲜污泥中会与污泥中原有的微生物种群形成一种选择性和竞争性的生长繁殖,菌剂的生长需要一定的适应期,只有外源菌通过自身繁殖增加有效菌群含量,才能实现脱氮、脱碳、除磷,故将实验期间数据分为4个阶段,后续以二沉池数据进行分析。

- 1) 加菌前:4月20日—4月24日,共计5 d。
 - 2) 菌群适应期:4月25日—5月7日,共计13 d。
 - 3) 菌群稳定期:5月8日—7月16日,共计70 d。
 - 4) 停止加菌:7月17日—9月18日,共计64 d。
- 其中2)、3)、4)作为实验运行期。

1.2.4 取样方式

1) 扩培罐A、B、C、D菌液取样方法:用锥形瓶从处于曝气状态下的扩培罐中移取适量体积且充分搅拌均匀后的菌液。

2) 30 m³扩培池菌液取样方法:用重物将带绳子的小桶垂入扩培池,从处于曝气状态下的扩培池中移取适量体积且搅拌均匀后的菌液,倒入锥形瓶。

3) 调节池、生化池及二沉池取样方法:用重物将带绳子的小桶垂入池中,每日早8点从处于曝气状态下的池中移取适量体积且充分搅拌均匀后的污泥,倒入锥形瓶。

1.3 分析项目及检测方法

COD_{Cr}测定采用重铬酸钾法测定,NH₃-N测定

采用水杨酸法,TN测定采用过硫酸盐氧化法,均使用美国哈希水质测定仪测定;pH值、DO采用WTW便携式测定仪测定;菌体量采用光密度法,测量含菌培养液在600 nm波长处的吸光值。

2 结果与分析

2.1 复合微生物菌剂对生化池TN去除效果的影响

图2为微生物菌剂添加前后进出水TN去除情况。由于进水夹杂高氮食品工业废水,排放无规律,导致TN频繁波动。加菌前,调节池进水TN质量浓度为10~74 mg/L,二沉池出水TN质量浓度为7~25 mg/L,说明TN的偶有升高现象直接抑制或影响生化池微生物的代谢作用,导致出水TN超标。投加菌剂9 d后,调节池进水TN质量浓度为9~78 mg/L,二沉池出水TN质量浓度降至0.4~5.2 mg/L。菌群稳定期二沉池出水TN去除率是93.48%;加菌前背景值,二沉池出水TN去除率是55.10%。加菌后TN去除有了很明显改善,在原有基础上提高近70%,接下来的2个月基本维持在这个水平,说明菌剂对污泥的适应性强,活性好;进入菌群稳定期后,TN基本稳定,呈小范围波动,原因是系统内有效菌群含量增加,对含氮化合物降解能力加强;菌群稳定期后期,TN浓度渐趋平缓,表明所构建的菌群稳定有效,脱氮效果好。进水隐藏的TN偶然变化是难以控制的,实验后可以达到稳定的TN出水水质,均达到一级A标准。实验结果充分说明,复配菌剂对TN去除已经开始发挥明显功效,因而生化池中的活性污泥抗冲击负荷能力显著提升。

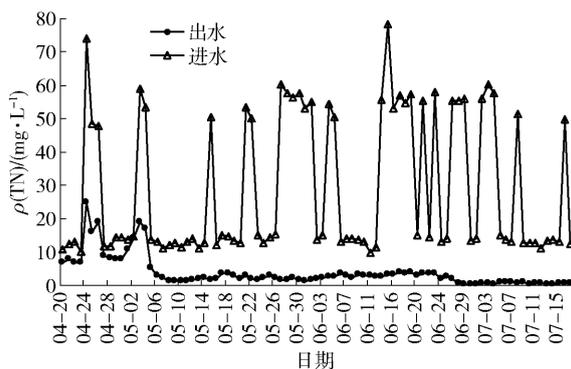


图2 实验期间TN去除情况

Fig.2 TN removal during experiment

2.2 复合微生物菌剂对生化池NH₃-N去除效果的影响

二沉池NH₃-N去除情况如图3。自2017年4月25日开始投加微生物菌剂,第10天表现出脱氮

效果, $\text{NH}_3\text{-N}$ 达到一级 A 排放标准, 充分说明实验启动很成功。菌群稳定期二沉池出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率是 83.15%, 对比加菌前背景值, 二沉池出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率是 50.6%; 加菌后 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效果有了很明显改善, 在原有基础上提高 60% 以上, 接下来的 2 个月基本维持在这个水平。

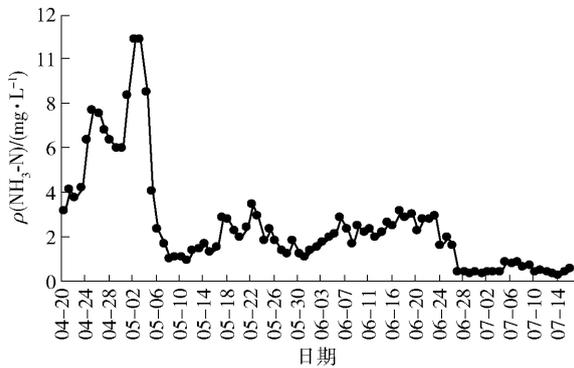


图3 实验期间二沉池 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度变化情况

Fig. 3 Changes in concentration of $\text{NH}_3\text{-N}$ in secondary settling tank during experiment

2.3 复合微生物菌剂对生化池 COD 的影响

二沉池 COD 变化情况如图 4。自投加微生物菌剂第 5 天起, COD 逐天降低, 可能由于菌剂能分泌出大量胞外水解酶, 促进污水中大分子有机物分解成小分子物质, 再被其他微生物进一步分解利用。菌群适应期, 系统内污泥 COD 虽略有波动, 但后期基本稳定在 35 mg/L 左右, 实验期间 COD 变化范围为 27 ~ 48 mg/L, 平均值为 34.82 mg/L。菌群稳定期二沉池出水 COD 去除率 91.40%; 加菌前背景值二沉池出水 COD 去除率 85.32%, 加菌后有极其稳定的 COD 出水水质。实验结果充分说明, 利用菌剂进行脱碳过程中, 不但不会对水质造成影响, 反而能够提高

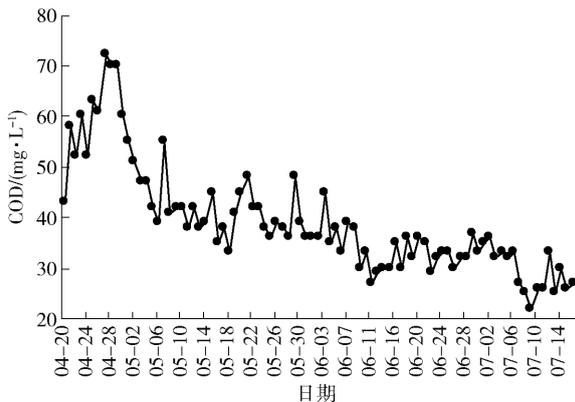


图4 实验期间二沉池 COD 变化情况

Fig. 4 Changes of COD in secondary settling tank during experiment

系统对 COD 的去除率, 该结果与已有研究一致^[12-13]。

2.4 复合微生物菌剂对生化池污泥浓度的影响

实验前为了保证出水水质达标, 不得不加大回流污泥量, 生化池中的污泥浓度 (MLSS) 基本维持在 8 000 mg/L 左右, 甚至有时达到 10 000 mg/L。随之而来的问题就是需要更大的曝气量, 而实验开始前生化池风机的充氧能力已经达到最高限。生物强化实验的另一重要目的就是提高活性污泥的降解性能, 在保证出水水质提高的前提下, 减少污泥浓度, 起到节能作用。由于实验数据过多, 故选取生化池东线每 10 天污泥浓度数据为一组, 计算均值, 并绘制污泥浓度变化折线图, 见图 5。

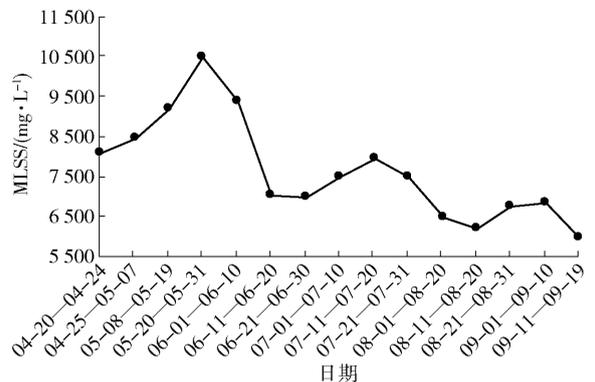


图5 实验期间生化池污泥浓度变化趋势

Fig. 5 Trend of sludge concentration in biochemical pool during experiment

从图 5 可以看出, 污泥总的变化趋势从初期 8 000 ~ 10 000 mg/L, 到加菌结束后稳定在 5 500 ~ 7 000 mg/L。4 月 20 日—6 月 1 日期间, 数据的升高可能是由于实验初期, 刚加入系统的菌剂与系统内的土著微生物存在竞争关系, 菌群结构不稳定, 再加上进水浓度较高, 系统内的微生物处理能力有限, 导致菌株对有机物降解不彻底, 进而系统中的微生物以底泥的形式存留下来, 表现为污泥浓度升高。在复配菌剂生长成熟和反应池内土著微生物形成菌群后 (约 6 月 1 日前后), 出水 TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、COD 稳定达标, 污泥浓度基本上呈现缓慢、持续式下降, 回流污泥量回归正常水平, 直至 9 月初污泥浓度保持在 6 000 mg/L 左右, 有效降低了氧的消耗。产生此现象的原因, 一方面是由于添加外源菌使系统内的菌群结构更加稳定, 生物强化作用增加, 土著微生物对污染物的利用更加充分, 加快了对死泥的分解利用; 另一方面菌剂的添加使系统内活性污泥活性更好, 生命周期延长, 死泥的产生量较少。复配菌剂使系统中活性污泥的抗负

荷能力增强,进而出水水质变好。新形成的菌群同时还具有显著提高进水对系统的抗冲击负荷能力,提高出水水质的作用。投加的微生物菌剂成为优势菌种,在高效脱氮、脱碳情况下减少溶解氧的消耗,故可适当降低回流量,进而降低污泥浓度。生化池中不再需要更多的曝气量拟合系统,解决了能耗过大的问题。

3 结 论

1)复合菌剂注入生化池后,菌种在生化池中能够很好地存活,在短期内迅速繁殖成为优势菌群。对掺杂食品废水的工业污水中的高 TN、NH₃-N、COD 均有较好的去除作用。

2)面对排放无规律、成分复杂的工业废水,投加菌剂 9 d 后,二沉池出水 TN 质量浓度为 0.4~5.2 mg/L, TN 去除率是 93.48%;加菌前,背景值二沉池出水 TN 去除率 55.10%,在原有基础上提高近 70%。进水隐藏的 TN 偶然变化是难以控制的,实验后可以达到稳定的 TN 出水水质,即达到一级 A 标准。实验结果充分说明,复配菌剂已经开始发挥明显功效,因而生化池中的活性污泥抗冲击负荷能力显著提升。

3)于生化池投加菌剂第 10 天起, NH₃-N 含量逐日降低;第 15 天时, NH₃-N 基本稳定,呈小范围波动。加菌后 NH₃-N 去除有了很明显改善,在原有基础上提高 60% 以上,且停止加菌后的 2 个月基本维持在这个水平,说明菌剂可有效脱氮。

4)于生化池投加菌剂第 5 天起, COD 逐日降低。15 d 后,系统内污泥 COD 含量虽略有波动,但后期基本稳定在 35 mg/L 左右。加菌后二沉池出水 COD 去除率是 91.40%,对比加菌前有极其稳定的 COD 出水水质,这是由于菌剂能分泌出大量的胞外水解酶,促进污水中的大分子有机物分解成小分子物质,再被其他微生物进一步分解利用。

5)复配菌剂生长成熟并和曝气池内土著微生物形成共生菌群后,停止加菌 2 个月,并在此期间控制回流污泥,从而将生化池中污泥浓度持续降低(从 9 000 mg/L 降低到 6 000 mg/L 左右)。复合菌剂在高效脱氮、脱碳情况下,能够减少溶解氧的消耗,降低污泥浓度,解决了污水厂废水处理中能耗过大的问题。

参考文献:

[1] 孙晓杰,王嘉捷,赵孝芹,等. 我国城市污水厂推行一

级 A 标提标改造探讨[J]. 环境工程, 2013, 31(6): 12-15.

SUN X J, WANG J J, ZHAO X Q, et al. Discussion on the implementation of upgrading the first-class A standard in urban sewage treatment plants in China[J]. Environmental Engineering, 2013, 31(6): 12-15.

[2] 曹岳. 城市污水特征及碳源组分结构对反硝化影响研究[D]. 太原:太原理工大学, 2016.

CAO Y. Study on the effects of urban sewage characteristics and carbon source composition on denitrification [D]. Taiyuan: Taiyuan University of Technology, 2016.

[3] 赵冬梅,刘凌,张京健. 豆制品生产中高浓度废水的检测与分析[J]. 食品与发酵工业, 2006(1): 68-71.

ZHAO D M, LIU L, ZHANG J J. Detection and analysis of high concentration wastewater in bean production [J]. Food and Fermentation Industries, 2006(1): 68-71.

[4] 张忠祥,钱易. 废水生物处理新技术[M]. 北京:清华大学出版社, 2004: 387.

ZHANG Z X, QIAN Y. New technologies for wastewater biological treatment [M]. Beijing: Tsinghua University Press, 2004: 387.

[5] 项慕飞. 好氧反硝化菌的分离筛选和鉴别研究[D]. 北京:北京工商大学, 2007.

XIANG M F. Separation, screening and identification of aerobic denitrifying bacteria [D]. Beijing: Beijing Technology and Business University, 2007.

[6] 刘健楠,汪莘,尹明锐,等. 高效异养硝化-好氧反硝化菌株的分离鉴定与脱氮性能[J]. 北京工商大学学报(自然科学版), 2010, 28: 18-23.

LIU J N, WANG P, YIN M R, et al. Isolation, identification and denitrification performance of high-efficiency heterotrophic nitrification-aerobic denitrification strain [J]. Journal of Beijing Technology and Business University (Natural Science Edition), 2010, 28: 18-23.

[7] 汪莘,项慕飞,翟茜. 从不同反应器筛选、鉴别好氧反硝化菌[J]. 环境科学研究, 2007, 20(4): 120-124.

WANG P, XIANG M F, ZHAI Q. Selection and identification of aerobic denitrifiers from different reactors [J]. Research of Environmental Science, 2007, 20(4): 120-124.

[8] 刘晶晶,汪莘,王欢. 一株异养硝化-好氧反硝化菌的脱氮性能研究[J]. 环境科学研究, 2008, 21(3): 121-125.

LIU J J, WANG P, WANG H. Study on denitrification characteristics of a heterotrophic nitrification-aerobic denitrifier [J]. Research of Environmental Science, 2008, 21(3): 121-125.

[9] 王欢,汪莘,刘晶晶. 好氧反硝化菌的异养硝化性能研

- 究[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(11): 45-47.
- WANG H, WANG P, LIU J J. Study on heterotrophic nitrification performance of aerobic denitrifying bacteria [J]. Environmental Science and Technology, 2008, 31(11): 45-47.
- [10] 刘洋, 董贞君, 应清界, 等. 异养硝化-好氧反硝化菌对食品工业废水的降解特性研究[J]. 食品科学技术学报, 2013, 31(1): 70-73.
- LIU Y, DONG J J, YING Q J, et al. Study on the degradation characteristics of heterotrophic nitrifying aerobic denitrifying bacteria in food industry wastewater [J]. Journal of Food Science and Technology, 2013, 31(1): 70-73.
- [11] 孟维, 汪莘, 唐文涛. 基于磷酸盐还原过程的食物发酵废水厌氧除磷工艺研究[J]. 食品科学技术学报, 2016, 34(3): 85-89.
- MENG W, WANG P, TANG W T. Study on anaerobic phosphorus removal process of food fermentation wastewater based on phosphate reduction process [J]. Journal of Food Science and Technology, 2016, 34(3): 85-89.
- [12] 吴定心, 杨文静, 柯雪佳, 等. 利用复合微生物菌剂控制水华的治理工程试验[J]. 环境科学与技术, 2010, 33: 150-154.
- WU D X, YANG W J, KE X J, et al. The control engineering experiment of controlling water bloom by using compound microbial agent [J]. Environmental Science and Technology, 2010, 33: 150-154.
- [13] 秦华明, 尹华, 张娜, 等. 生物强化技术处理含油脂废水的研究[J]. 水处理技术, 2007(3): 33-35.
- QIN H M, YIN H, ZHANG N, et al. Study on the treatment of oily wastewater by bio-enhancement technology [J]. Water Treatment Technology, 2007(3): 33-35.

Study on Modification of Microbial Flora in Sewage Containing Food Wastewater by Using Bioaugmentation Technology

WANG Danyang¹, WANG Ping^{1,*}, FANG Guiyin¹, XU Wen¹, QIAN Renqing²

(1. College of Food Science and Technology, Beijing Technology and Business University, Beijing 100048, China;

2. Green Environment Group, Zhangjiagang 215600, China)

Abstract: In order to make sure the water quality can reach the first-class A standard stipulated in the Pollutant Discharge Standard of Urban Sewage Treatment Plant, the bioaugmentation technology was adopted to improve the performance activated sludge. Compound microbial agents with high efficiency in degrading protein, fat and aniline (consist of heterotrophic nitrifying aerobic denitrifying strains and denitrifying phosphorous accumulating bacteria) was used to reduce total nitrogen (TN), ammonia nitrogen (NH₃-N) and COD of swage containing food wastewater. The experimental results showed that the effluent water quality had been significantly improved after adding the compound bacteria in the aeration tank. The TN removal rate of the secondary settling tank reached 93.48%, which was increased by nearly 70% on the original basis; the ammonia nitrogen removal rate was 83.15%. Increased 60% more than the original basis; COD removal rate reached 91.40%. After the compounding agent matures and forms a commensal flora with the indigenous microorganisms in the aeration tank, the bacteria were stopped to add for 2 months, and during this period, the sludge was controlled to continuously reduce the sludge concentration in the biochemical pool (from 9 000 mg/L to 6 000 mg/L). The final system TN, NH₃-N, COD removal efficiency can be maintained at the above level, greatly reducing the energy consumption of the original system.

Keywords: food industry wastewater; bioaugmentation; complex microbial agents; field test; denitrification; decarbonization

(责任编辑:叶红波)