



(12)发明专利

(10)授权公告号 CN 106947711 B

(45)授权公告日 2019.10.29

(21)申请号 201710057189.1

(22)申请日 2017.01.26

(65)同一申请的已公布的文献号

申请公布号 CN 106947711 A

(43)申请公布日 2017.07.14

(73)专利权人 浙江清华长三角研究院

地址 314006 浙江省嘉兴市亚太路705号创
新大厦9层

(72)发明人 盛晓琳 刘锐 陈吕军

(74)专利代理机构 杭州天勤知识产权代理有限公司 33224

代理人 朱滕琪

(51)Int.Cl.

C12N 1/20(2006.01)

C02F 3/34(2006.01)

C12R 1/01(2006.01)

C02F 101/16(2006.01)

C02F 101/20(2006.01)

C02F 101/30(2006.01)

C02F 103/20(2006.01)

(56)对比文件

CN 102674539 A,2012.09.19,

CN 102674539 A,2012.09.19,

石利军等. 畜禽养殖废水的硝化性能研究.
《环境科学与技术》.2011,第34卷(第6G期),第
75-78页,尤其是第75页摘要,第76页左栏部分.

审查员 冷千里

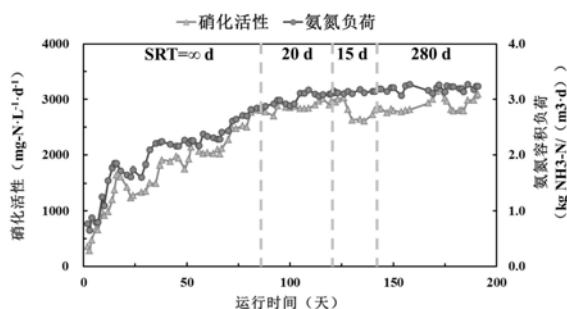
权利要求书1页 说明书7页 附图5页

(54)发明名称

一种高适用性硝化菌剂的制备方法

(57)摘要

本发明公开了一种高适用性硝化菌剂的制备方法,步骤为:(1)将活性污泥接种于膜生物反应器中,向膜生物反应器中连续通入由污水、无机氮、磷酸盐缓冲液和碱度调节剂组成的培养液;(2)初始,设置SRT为无限大,控制膜生物反应的氨氮容积负荷在 $1.5\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 以下,然后,阶梯性地提高氨氮负荷直至最高值;(3)最后,确定SRT的最小值,并保持在SRT的最小值下进行硝化菌剂的连续排出。本发明提供了一种硝化菌剂的制备方法,可在短时间内获得含有大量的与污水处理厂的微生物同源的硝化菌,该硝化菌对氨氮降解活性高、适用性好、投加频率低。



1. 一种高适用性硝化菌剂的制备方法,其特征在于,步骤如下:

(1) 将活性污泥接种于膜生物反应器中,向膜生物反应器中连续通入由污水、无机氮、磷酸盐缓冲液和碱度调节剂组成的培养液;

所述的污水由预处理的污水原水、经污水处理厂处理后的出水和畜禽养殖废水按如下体积比组成:

预处理的污水原水 60~80%;

处理后的出水 10~30%;

畜禽养殖废水 5~10%;

所述膜生物反应器内的温度控制在25℃, pH为6.5~8.5;

(2) 初始,设置SRT为不排泥,控制膜生物反应的氨氮容积负荷在 $1.5 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 以下,检测到出水氨氮浓度连续5~7天均小于50mg/L后,以 $0.4 \sim 0.5 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的幅度提高氨氮容积负荷;氨氮容积负荷提高至 $1.5 \sim 2.5 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,检测出水中氨氮浓度连续5~7天均小于50mg/L后,以 $0.2 \sim 0.3 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的幅度提高 $2.5 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 氨氮负荷;氨氮容积负荷提高至大于 $2.5 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,检测出水中氨氮浓度连续5~7天均小于20mg/L后,以 $0.1 \sim 0.2 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的幅度提高氨氮负荷,直至氨氮负荷达最高值;

(3) 最后,确定SRT的最小值,并保持在SRT的最小值下进行硝化菌剂的连续排出。

2. 根据权利要求1所述的高适用性硝化菌剂的制备方法,其特征在于,步骤(1)中,所述活性污泥的浓度为4~6 g/L。

3. 根据权利要求1所述的高适用性硝化菌剂的制备方法,其特征在于,步骤(1)中,所述的无机氮选自硫酸铵或氯化铵;

所述的磷酸盐缓冲液由磷酸氢二钾和磷酸二氢钾配制而成,或者由磷酸氢二钠和磷酸二氢钠配制而成;

所述的碱度调节剂选自碳酸氢钠或碳酸钠。

4. 根据权利要求3所述的高适用性硝化菌剂的制备方法,其特征在于,步骤(1)中,所述的培养液中氮磷质量比为5~8,无机氮与碱度调节剂的质量比为7.14。

5. 根据权利要求1所述的高适用性硝化菌剂的制备方法,其特征在于,步骤(1)中,所述膜生物反应器内的溶解氧 $\geq 2 \sim 3 \text{ mg/L}$,水力停留时间为4~12h。

一种高适用性硝化菌剂的制备方法

技术领域

[0001] 本发明涉及污水治理的技术领域,具体涉及一种高适用性硝化菌剂的制备方法。

背景技术

[0002] 近年来,随着污水处理厂排放标准的提高和氨氮总量的控制,氨氮稳定高效去除是削减氨氮排放量的关键。而氨氮的去除主要依靠硝化细菌,其生长缓慢、对溶解氧、水温、有毒物质敏感等特点,导致生物处理系统的硝化功能易崩溃。

[0003] 硝化菌剂的使用可大大缩短生物处理系统的启动时间和氨氮去除能力,提高硝化功能单元的抗冲击性能以及低温条件下的氨氮去除效果。目前硝化菌剂的生产主要为发酵纯培养和活性污泥富集培养两种。发酵纯培养是将单一菌株通过发酵过程制备菌剂,活性污泥富集培养是在特定的培养装置内对接种污泥进行连续培养富集获得硝化菌剂。相比于发酵培养,装置培养获得的硝化菌剂中微生物含量丰富,提高其与强化体系中宿主微生物的竞争性,提高投加效果。

[0004] 申请公布号为CN102674539A的发明专利申请文献公开了一种用只含有氨氮、磷酸盐、碱度调节剂、无机离子和单一少量有机碳源的培养基富集硝化污泥的方法,富集硝化污泥的硝化活性可高达4000mg-N/L·d,但其培养基组成与一般生物处理系统进水相比成分单一,所富集获得的硝化菌剂与污水处理厂活性污泥中微生物种群差别大,在实际污水环境应用中存在适应性不好和投加量大的问题。

[0005] 申请公布号为CN104962505A的发明专利申请文献公开了一种用硫酸氢铵和经预处理的市政污水富集培养固定化硝化菌方法和装置,虽然固定化硝化菌中亚硝化单胞菌属(Nitrosomonas)和硝化杆菌属(Nitrobacter)含量高,但其富集中游离停留时间(HRT)为36h,固定化硝化菌的硝化活性也相应不高。

[0006] 上述两项专利均通过提高氨氮浓度来刺激硝化菌生长,CN102674539A以20~100mg/L幅度提高进水中氨氮浓度并以出水氨氮和亚硝氮浓度小于5mg/L为准再次提高氨氮浓度,HRT为2~15h;CN104962505A发明专利中的氨氮浓度为100mg/L,300mg/L,500mg/L,700mg/L和1000mg/L,以出水氨氮小于1mg/L为准,再次提高进水氨氮浓度,HRT为36h。以出水氨氮小于5mg/L以下作为再次提高的进水氨氮浓度的标准,硝化菌富集速度较慢,富集时间长。

[0007] 此外,目前已研发的硝化菌剂主要应用于城市污水处理厂,在提高处理工业废水的生物处理系统的硝化功能时强化效果并不显著。因此,研发一种快速富集硝化菌剂的方法,使富集获得的硝化菌剂具有硝化活性高和微生物组成丰富的特点,可恢复和提高处理不同废水生物处理系统的硝化功能,弥补现有硝化菌剂投加效果差、投加量大、反复投加的问题,对于提高各类污水生物处理系统的氨氮去除效果具有重要的现实意义。

发明内容

[0008] 本发明提供了一种硝化菌剂的制备方法,可在短时间内获得含有大量的与污水处

理厂的微生物同源硝化菌,该硝化菌剂对氨氮降解活性高、适用性好、投加量和投加频率低。

[0009] 具体技术方案如下:

[0010] 一种高适用性硝化菌剂的制备方法,步骤如下:

[0011] (1) 将活性污泥接种于膜生物反应器中,向膜生物反应器中连续通入由污水、无机氨氮、磷酸盐缓冲液和碱度调节剂组成的培养液;

[0012] (2) 初始,设置SRT为不排泥,控制膜生物反应的氨氮容积负荷在 $1.5\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 以下,检测到出水氨氮浓度连续3~5天均小于 50mg/L 时,以 $0.4\sim 0.5\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的幅度提高氨氮容积负荷;当氨氮容积负荷提高至 $1.5\sim 2.5\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,检测出水中氨氮浓度连续3~5天均小于 50mg/L 时,以 $0.2\sim 0.3\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的幅度提高氨氮负荷;当氨氮容积负荷提高至大于 $2.5\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,检测出水中氨氮浓度连续3~5天均小于 20mg/L 时,以 $0.1\sim 0.2\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的幅度提高氨氮负荷直至氨氮负荷达最高值;

[0013] (3) 最后,确定SRT的最小值,并保持在SRT的最小值下进行硝化菌剂的连续排出。

[0014] 本发明中氨氮负荷最高值的判断依据如下:

[0015] 当出水氨氮连续10~15天大于 50mg/L 时,停止提高氨氮负荷,并在此氨氮负荷的基础上降低 $0.1\sim 0.2\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,即得到氨氮负荷最高值。

[0016] SRT是指污泥停留时间,即污泥龄,表征曝气池内微生物细胞的平均停留时间。

[0017] 在确定氨氮负荷最高值后,还需确定SRT的最小值,确定依据如下:

[0018] 依据经验,先将SRT逐步缩短至30天,每个SRT保持一个运行周期后,检测到出水氨氮浓度小于 50mg/L 时,以5天的幅度缩短SRT,直到SRT缩短后,出水氨氮浓度连续10~15天大于 50mg/L ,则停止降低SRT,在此SRT基础上继续降低5天即为SRT的最小值。

[0019] 确定SRT的最小值后,即可保持在该SRT值下,连续产出硝化菌剂。

[0020] 作为优选,步骤(1)中,所述活性污泥的浓度为 $4\sim 6\text{g/L}$ 。

[0021] 为了减少预处理城市污水处理厂污水中悬浮物对硝化菌剂中有机成分含量的影响,作为优选,步骤(1)中,

[0022] 所述的污水由预处理的污水原水、经污水处理厂处理后的出水和畜禽养殖废水按如下体积比组成:

[0023] 预处理的污水原水 60~80%;

[0024] 处理后的出水 10~30%;

[0025] 畜禽养殖废水 5~10%。

[0026] 畜禽养殖废水来源于规模化的养殖企业,与工业废水和生活污水水质差异大,该废水具有有机物、氨氮、悬浮物、重金属和抗生素高等特点。难降解有机物、重金属和抗生素对硝化菌的活性具有一定的抑制作用。在硝化菌的培养基中添加少量畜禽养殖废水,有助于提高硝化菌剂富集过程中具有降解难降解有机物、重金属和抗生素微生物的生长,同时提高硝化菌对有毒物质的耐受性,提高其应用投加效果。

[0027] 作为优选,步骤(1)中,所述的无机氨氮选自硫酸铵或氯化铵;所述的磷酸盐缓冲液由磷酸氢二钾和磷酸二氢钾配置而成,或者由磷酸氢二钠和磷酸二氢钠配置而成;磷酸盐缓冲液用于提供微生物合成所需的磷源。

[0028] 所述的碱度调节剂选自碳酸氢钠或碳酸钠,用以提供硝化过程所需的碱度。

[0029] 进一步优选,步骤(1)中,所述的培养液中氮磷质量比为5~8,无机氮与碱度调节剂的质量比为7.14。在该优选的条件下,最利于硝化菌快速的富集。

[0030] 由于预处理的污水原水中含有硝化菌可以利用的无机氮、磷源、碱度和微量元素等,因此,培养基中无需加外加微量元素,但需根据预处理的污水原水中无机氮、磷源、碱度的含量,来调整无机氮、磷酸盐缓冲液与碱度调节剂的投加量,以保证培养液中氮磷质量比为5~8,无机氮与碱度调节剂的质量比为7.14。

[0031] 当培养液中氮氮容积负荷发生变化时,也要对无机氮、磷源、碱度的含量进行调整,保证培养液中氮磷质量比为5~8,无机氮与碱度调节剂的质量比为7.14。

[0032] 各原料具体的投加量可依据以下的公式进行计算:

[0033] 根据式(1)计算外加氨氮浓度 $C_{add.NH_3}$

$$[0034] \quad C_{add.NH_3} = [C_{Inf.NH_3} - C_{WWTPNH_3} \times (60 \sim 80\%)] / (20 \sim 40\%) \quad (1);$$

[0035] 式中, C_{WWTPNH_3} 为预处理的污水原水中氨氮, $C_{Inf.NH_3}$ 为进水氨氮浓度。

[0036] 根据式(2)和式(3)计算外加磷酸盐浓度 $C_{add.P}$

$$[0037] \quad C_{Inf.P} = C_{add.NH_3} \times (5 \sim 8) \quad (2);$$

$$[0038] \quad C_{add.p} = [C_{Inf.p} - C_{WWTP p} \times (60 \sim 80\%)] / (20 \sim 40\%) \quad (3);$$

[0039] 式中, $C_{WWTP P}$ 为预处理的污水原水中总磷(TP), $C_{Inf.P}$ 为进水磷酸盐浓度。

[0040] 根据式(4)和式(5)计算外加碱度浓度 $C_{add.ALK}$,

$$[0041] \quad C_{Inf.ALK} = C_{add.NH_3} \times (5 \sim 8) \quad (4);$$

$$[0042] \quad C_{add.ALK} = [C_{Inf.ALK} - C_{WWTP ALK} \times (60 \sim 80\%)] / (20 \sim 40\%) \quad (5);$$

[0043] 式中, $C_{WWTP ALK}$ 为预处理的污水原水中碱度, $C_{Inf.ALK}$ 为进水碱度浓度。

[0044] 如无特殊说明,上述的进水即指培养液。

[0045] 作为优选,步骤(1)中,所述膜生物反应器内的温度控制在25℃,pH为6.5~8.5,溶解氧 $\geq 2 \sim 3 \text{mg/L}$,水力停留时间为4~12h。

[0046] 本发明采用连续进出水模式,用膜组件截留微生物,促进生物量的提高。采用阶梯式提高进水中氨氮浓度,等氨氮容积负荷达到最高后,缩短污泥龄(SRT)至20~40天,排出硝化菌剂。

[0047] 氨氮容积负荷A根据式(6)计算:

$$[0048] \quad A = C_1 \times 24 / T \text{ kg-N} / (\text{m}^3 \cdot \text{d}) \quad (6);$$

[0049] 式中, C_1 为进水中氨氮浓度,T为水力停留时间。

[0050] 进一步优选,步骤(2)中,初始氨氮容积负荷设为 $0.25 \text{kg-N} / (\text{m}^3 \cdot \text{d})$,按上述的原则阶梯式提高进水中氨氮浓度,氨氮容积负荷最高值设为 $3 \text{kg-N} / (\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。步骤(3)中,将SRT设置为20天,此时,制备的硝化菌剂中硝化菌的数量最大,且硝化活性最高。

[0051] 硝化活性 B_{NAS} 根据式(7)计算:

$$[0052] \quad B_{NAS} = (C_1 - C_2) 24 / T \text{ mg-N} / (\text{L} \cdot \text{d}) \quad (7);$$

[0053] 式中, C_1 和 C_2 分别为进、出水中氨氮浓度,T为水力停留时间。

[0054] 作为优选,排出的硝化菌剂通过膜过滤分离后,用磷酸盐缓冲液清洗3次后,加入一定体积的预处理城市污水处理厂污水,使污泥浓度范围为4~10g/L,储存在罐体中等待投加。

[0055] 将本发明制备得到的硝化菌剂应用到废水处理时,投加比例D%的计算方法如下:

[0056] $D\% = V_{\text{NAS}} \times 100\% / V_{\text{target}} = (B_{\text{target}} \times V_{\text{target}} / B_{\text{NAS}}) \times 100\% / V_{\text{target}} = B_{\text{target}} \times 100\% / B_{\text{NAS}}$ (8);

[0057] 式中, V_{target} 为投加目标的有效池容, V_{NAS} 为硝化菌剂的投加量, B_{target} 为投加目标所需提高的硝化活性, B_{NAS} 为硝化菌剂的硝化活性。

[0058] 与现有技术相比, 本发明具有以下优点:

[0059] 本发明中硝化菌剂的制备过程简单, 单位体积的硝化菌数量大、硝化活性高、且菌种丰富, 并与污水处理厂好氧活性污泥相似度高, 投加后容易成为优势硝化菌种, 在实际使用中硝化强化的效果显著高于市售硝化菌剂, 有利于其在污水处理中的广泛应用。此外, 硝化菌剂能快速恢复和提高处理垃圾渗滤液和电厂废水的生物处理系统的硝化功能, 适用于不同生物处理系统。

附图说明

[0060] 图1为实施例1制备的硝化菌剂培养中出水氨氮和氨氮负荷随时间变化曲线;

[0061] 图2为实施例2制备的硝化菌剂培养中出水氨氮和氨氮负荷随时间变化曲线;

[0062] 图3为实施例3制备的硝化菌剂培养中硝化活性和氨氮负荷随时间变化曲线;

[0063] 图4为门水平上微生物种群结构热图分析;

[0064] 图5为实施例3制备的硝化菌剂中硝化菌的种类及含量;

[0065] 图6为实施例3制备的硝化菌剂强化城市污水处理厂好氧池中氨氮浓度随运行时间变化曲线;

[0066] 图7为实施例3制备的硝化菌剂强化城市污水处理厂好氧池前后微生物群落变化;

[0067] 图8为实施例3制备的硝化菌剂与市售菌剂强化效果对比;

[0068] 图9为硝化污泥用于强化处理老龄填埋垃圾渗滤液的SBR;

[0069] 图10为硝化污泥强化处理电厂废水的间歇曝气SBR的氨氮 (a) 图) 与总氮 (b) 图) 去除的影响。

具体实施方式

[0070] 下面结合具体的实施方式对本发明作进一步的描述。

[0071] 实施例1

[0072] 硝化菌剂的制备方法中氨氮负荷提高方法如下:

[0073] 在自来水中添加硫酸铵提供无机氨氮, 磷酸氢二钾和磷酸二氢钾缓冲对提供磷源, 碱度调节剂采用碳酸氢钠作为硝化菌培养液。通过阶段性提高培养液中的氨氮负荷来提供硝化菌剂的硝化活性, 氨氮负荷从 $0.3\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 以 $0.1\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 幅度提高至 $0.6\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 后, 以 $0.8\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的幅度提高至 $1.4\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, 出水氨氮快速升高, 降低氨氮负荷至 $1.3\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 后, 出水氨氮逐步降低至 50mg/L 。上述阶段不进行排泥。本实施例制备的硝化菌剂的硝化活性为 $1000\text{mg-N}/(\text{L} \cdot \text{d})$, 由于未进行排泥, 因此硝化菌剂的产率为零。

[0074] 实施例2

[0075] 硝化菌剂的制备方法中氨氮负荷和SRT改变方法如下:

[0076] 选择长三角地区某座日处理量超过10万吨/d的污水处理厂, 水中工业水比例约为

50%，经粗格栅、曝气沉砂池和细格栅预处理后的污水原水，经二沉池处理后的出水，以及养猪沼液（污水原水、出水和养猪沼液的水质情况列于下表1）按70:25:5的体积百分比混合后作为硝化菌剂培养液。在培养液中添加硫酸铵提供无机氮，磷酸氢二钾和磷酸二氢钾缓冲对提供磷源，碱度调节剂采用碳酸氢钠。在阶段性提高培养液中的氨氮负荷的同时进行间歇排泥，氨氮负荷从 $0.4\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 提高至 $0.6\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 后以 $0.5\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的幅度提高至 $1.15\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 后，出水氨氮浓度高于 80mg/L ，降低氨氮负荷至 $0.6\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 后，再次提高氨氮至 $1.0\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ，受排泥影响，出水氨氮不能一直维持在 50mg/L 以下。从149天起，停止排泥后，氨氮负荷由 $1.2\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 提高至 $1.7\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ，出水氨氮均小于 50mg/L ，继续以 $0.3\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的幅度提高氨氮负荷至 $2.0\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ，出水氨氮逐步小于 50mg/L 并趋于稳定。本实施例制备的硝化菌剂分两个阶段：排泥阶段的硝化菌剂的硝化活性为 $1100\text{mg-N}/(\text{L} \cdot \text{d})$ ，最大产量为其生产有效容积的2%；不排泥阶段的硝化菌剂的硝化活性为 $1700\text{mg-N}/(\text{L} \cdot \text{d})$ ，产率为0。

[0077] 表1

[0078]

类别	COD	氨氮	TN	TP	碱度
预处理后原水	190	37	46	4.6	1000
出水	30	2.0	12	2.3	210

[0079]

养猪沼液	2394	557	1194	33.3	3500
------	------	-----	------	------	------

[0080] 实施例3

[0081] 硝化菌剂的制备方法如下：

[0082] 选择长三角地区某座日处理量超过10万吨/d的污水处理厂，水中工业水比例约为50%，经粗格栅、曝气沉砂池和细格栅预处理后的污水原水，经二沉池处理后的出水，以及养猪沼液（污水原水、出水和养猪沼液的水质情况列于上表1）按70:25:5的体积百分比混合后作为硝化菌剂培养液。在培养液中添加硫酸铵提供无机氮，磷酸氢二钾和磷酸二氢钾缓冲对提供磷源，碱度调节剂采用碳酸氢钠。通过阶梯性提高基质中氨氮浓度来提高硝化菌培养液的氨氮负荷（氨氮负荷从 $0.65\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 以 $0.4 \sim 0.5\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的幅度提高 $1.5\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ，此后以 $0.2 \sim 0.3\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的幅度提高 $2.5\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 后，再以 $0.1\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的幅度提高至 $3.0\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ，溶解氧控制在 $2 \sim 3\text{mg/L}$ ，温度控制在 25°C ，pH控制在 $7.0 \sim 8.5$ ，水力停留时间为4h，SRT设定为不排泥，20天，15天和280天。不排泥阶段，硝化菌剂的硝化活性从 $600\text{mg-N}/(\text{L} \cdot \text{d})$ 提高至 $2800\text{mg-N}/(\text{L} \cdot \text{d})$ ；降低SRT至20天时，硝化活性进一步缓慢升高至 $3100\text{mg-N}/(\text{L} \cdot \text{d})$ ；为了提高硝化菌剂产量，SRT缩短至15天，硝化活性显著降低，说明在氨氮负荷为 $3\text{kg-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时，硝化活性为 $3100\text{mg-N}/(\text{L} \cdot \text{d})$ 的硝化菌剂最大产量为其生产有效容积的5%。

[0083] 对比实施例1~3的制备工艺可知，采用本发明的制备方法可以显著提高硝化菌剂培养液的最高氨氮负荷，并显著提高硝化菌剂的最大产量及硝化活性。

[0084] 性能对比1

[0085] 对比实施例3制备的硝化菌剂、市售菌剂和一般城市污水处理厂好氧池活性污泥中硝化菌数和含量的差异,结果如表2所示。富集硝化污泥的硝化菌数和含量达到市售菌剂的数量和含量,且其硝化菌数高出好氧池活性污泥的2个数量级,含量高出3~16倍。

[0086] 表2

样品名	样品内容	硝化菌数/cells/mL	硝化菌含量/%
硝化菌液	SRT=20 天	3.1×10^{11}	16.3
[0087] 制备的市售菌剂	碧沃丰 BZT 菌剂	3.9×10^7	11.3
	EM 菌剂	6.2×10^{11}	13
	普罗生物氨氮菌剂	5.1×10^{12}	38
一般污水处理厂	好氧池活性污泥	2.7×10^9	1~5

[0088] 性能对比2

[0089] 从门水平上对比实施例3制备的硝化菌液硝化菌剂(NAS)与7座污水处理厂(NBBC、CXBB、LJ、QG、SY、SX、YX)好氧池活性污泥中微生物种群结构的差异,结果如图4所示。硝化菌剂与7座污水处理厂具有相同的微生物组成,且其主要的微生物菌属的含量与7座污水处理厂接近,说明制备的硝化菌剂与污水处理厂活性污泥中的微生物相似度高,具有较高的相容性,提高了硝化菌剂在使用中的应用效果。

[0090] 从属水平上进一步分析硝化菌剂(NAS)与7座污水处理厂(NBBC、CXBB、LJ、QG、SY、SX、YX)好氧池活性污泥中硝化菌种类和含量的差异,结果如图5所示。硝化菌剂中硝化菌种类为6种,硝化菌总含量为27.3%,而7座污水处理厂(NBBC、CXBB、LJ、QG、SY、SX、YX)好氧池活性污泥中硝化菌种类分别为1.4%、1.0%、1.9%、0.4%、4.8%、4.6%和1.6%,其硝化菌种类分别为6种、5种、6种、5种、5种和7种。结果表明硝化菌剂中的硝化菌含量为活性污泥的5~27倍,硝化菌种类与活性污泥相当,硝化菌剂的硝化菌丰度度高、含量高有利于提高硝化菌剂投加效果、节约投加成本。

[0091] 应用例1

[0092] 将实施例3制备的硝化菌剂用于提高遇高氨氮冲击时城市污水处理厂好氧池的氨氮去除率。采用膜生物反应器模拟城市污水处理厂好氧池,进水为某城市污水处理厂细格栅出水,水力停留时间为12h,SRT为30天。在进水中外加硫酸铵用于提高进水中氨氮浓度来模拟实际的高氨氮冲击,共进行2次高氨氮冲击,每次冲击持续48h。平行运行两个膜生物反应器,一组为对照组,另一组为强化组。强化组在第一次冲击12h后投加2%的硝化菌剂,为了测试硝化菌剂的持久性,第二次冲击时强化组不再投加硝化菌剂。结果如图6所示,第一冲击冲击12h后,对照组和强化组出水氨氮升高至26mg/L,强化组投加硝化菌剂后出水氨氮快速降低至5mg/L,此时对照组出水氨氮高达49mg/L;第二次冲击过程中,强化组的氨氮去除率比对照组高出10%。这说明,硝化菌剂投加效果显著,能使强化目标保持长时间的高氨氮去除能力。

[0093] 图7为强化组投加硝化菌剂前以及投加16天后的微生物群落变化图,结果表明,强化后,强化目标中的硝化菌(Nitrosomonas)含量显著上升,具有好氧反硝化能力的

Arenimonas和Chltinophageceae菌的含量也显著升高,说明硝化菌剂中的微生物可以在强化目标体系中生存,并未被土著微生物竞争淘汰。

[0094] 应用例2

[0095] 对比实施例3制备的硝化菌剂和市售菌剂强化城市污水处理厂。采用膜生物反应器模拟城市污水处理厂好氧池,进水为某城市污水处理厂细格栅出水,水力停留时间为24h,SRT为30天。在进水中外加硫酸铵用于提高进水中氨氮浓度来模拟实际的高氨氮冲击,冲击持续48h。平行运行三个膜生物反应器,一组为对照组,一组为投加量6(v/v)%的市售硝化菌剂强化组,剩余一组为投加量2(v/v)%的实施例1制备的硝化菌剂强化组。结果如图8所示,在冲击期,对照组、市售菌剂强化组和硝化菌剂的氨氮去除率分别为73%、80%和87%,相比于市售菌剂硝化菌剂,硝化菌剂的投加量少,强化效果好。

[0096] 应用例3

[0097] 为了考察硝化污泥在处理复杂废水生化处理过程的强化效果,强化处理垃圾渗滤液的序批式反应器。从运行的第65天起,每天向生物反应器内投加5(v/v)%实施例3制备的硝化菌剂,投加5天后,出水氨氮浓度由700mg/L低于50mg/L(图9)。停止投加后,由于温度降低,硝化菌受低温影响,活性降低,出水氨氮升高。从上述结果可以看出,即使是氨氮浓度高达2000mg/L左右、成分非常复杂的垃圾渗滤液,硝化污泥也能起到很好的强化效果。

[0098] 应用例4

[0099] 快速启动处理电厂废水的生物反应器,取电厂脱硝氨站废水和二期不含氮再生废水,二者按一定比例混合后作为试验用水,采用两套间歇曝气序批式生物反应器平行运行,去除废水中氨氮,一套反应器作为对照(不投加硝化菌剂,另外一套反应器在启动第1天和第3天分两次加入硝化污泥。硝化强化效果如图10所示,启动第5天后,强化组的出水氨氮浓度(a)图降低至0.03mg/L以下,而对照组仍高达99.26mg/L,此外,强化组的总氮(TN)去除率(b)图比对照组高45.6%。

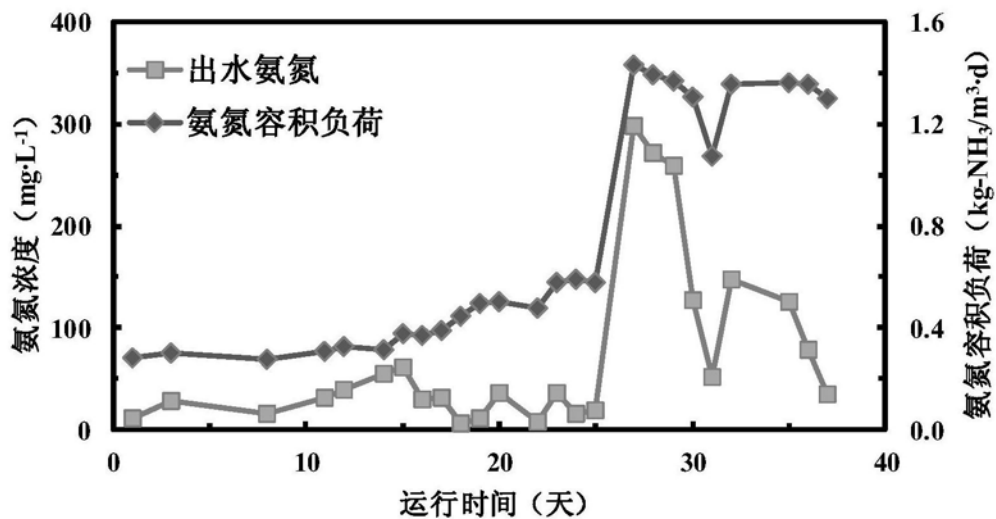


图1

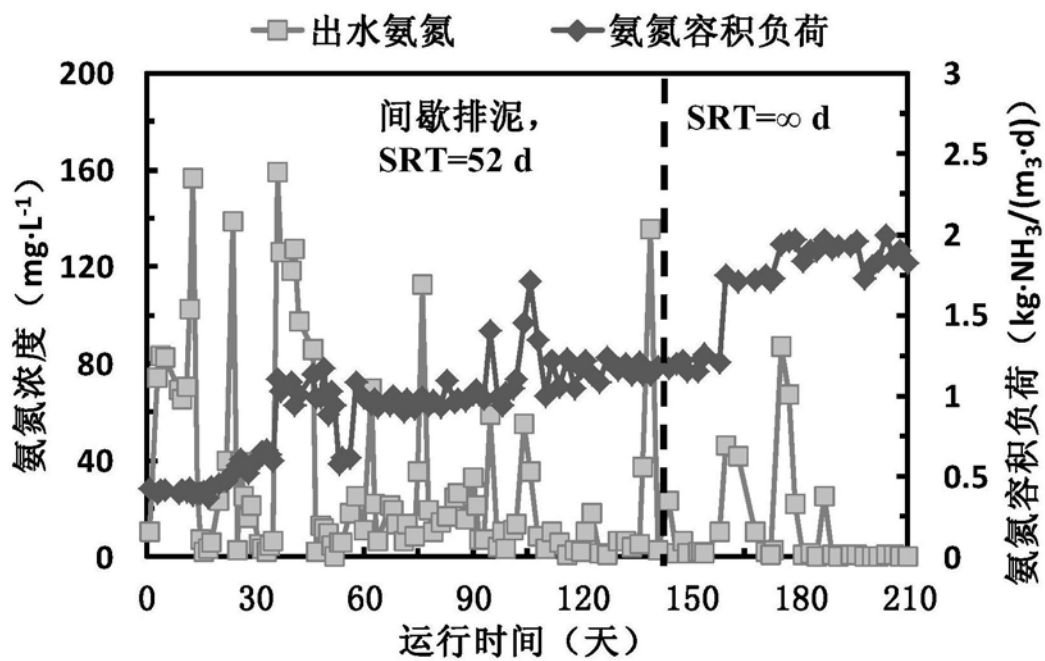


图2

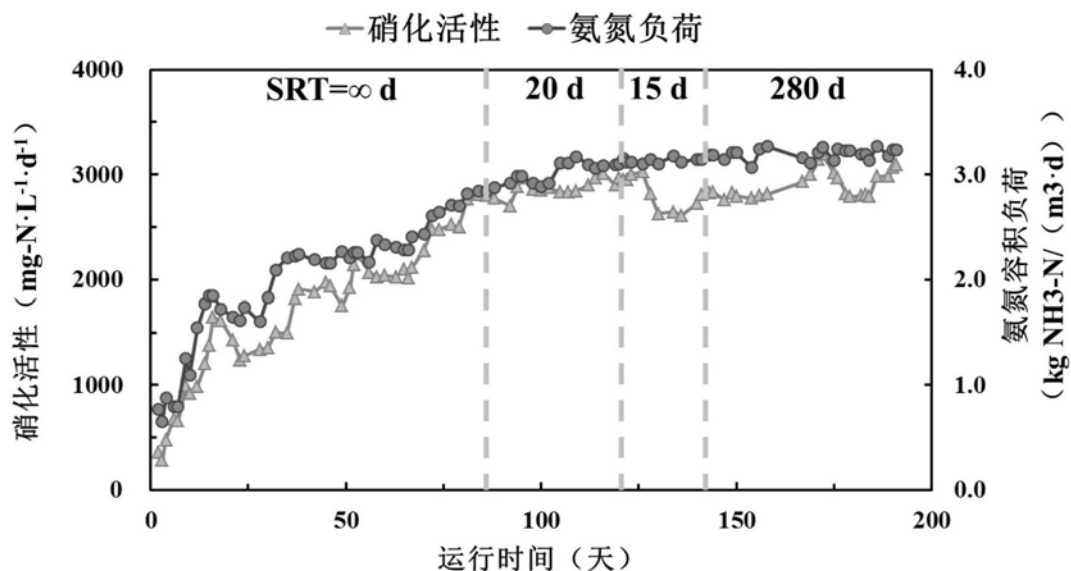


图3

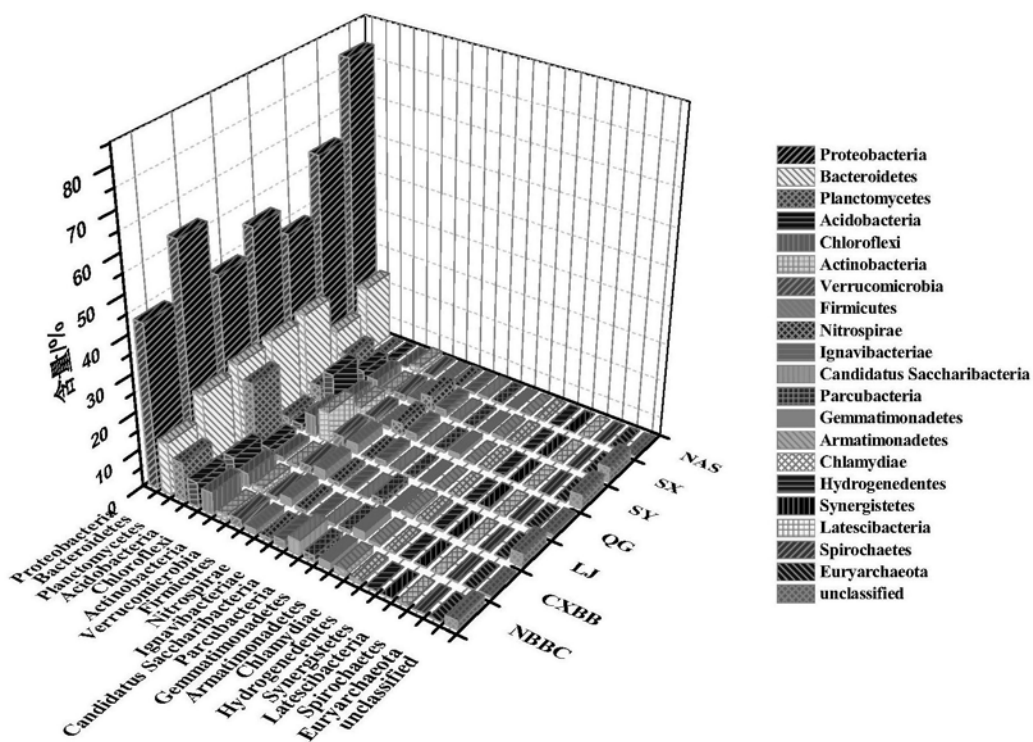


图4

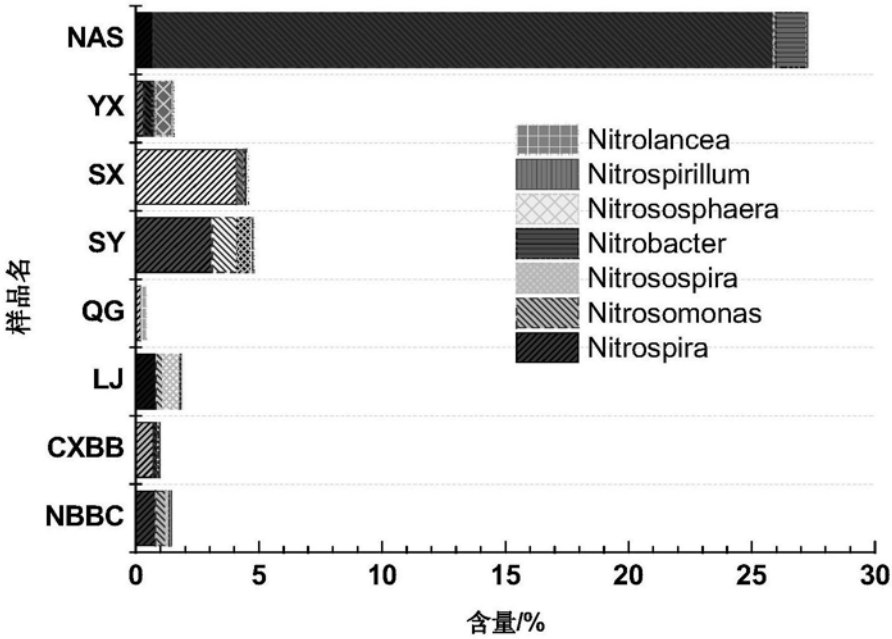


图5

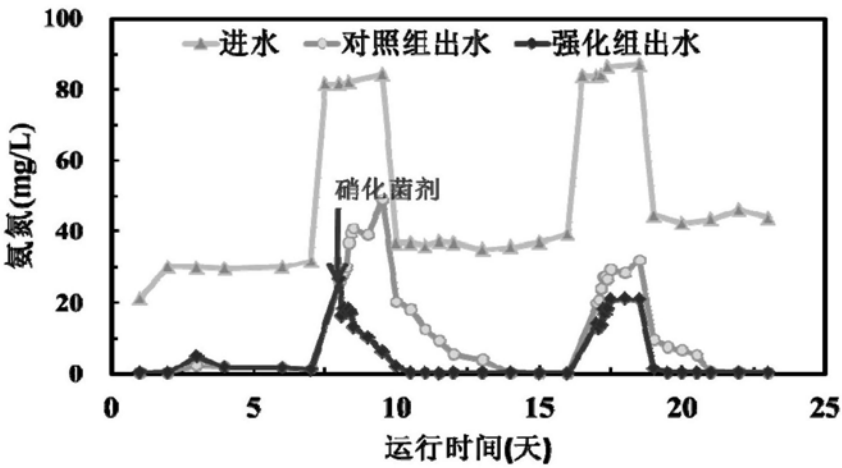


图6

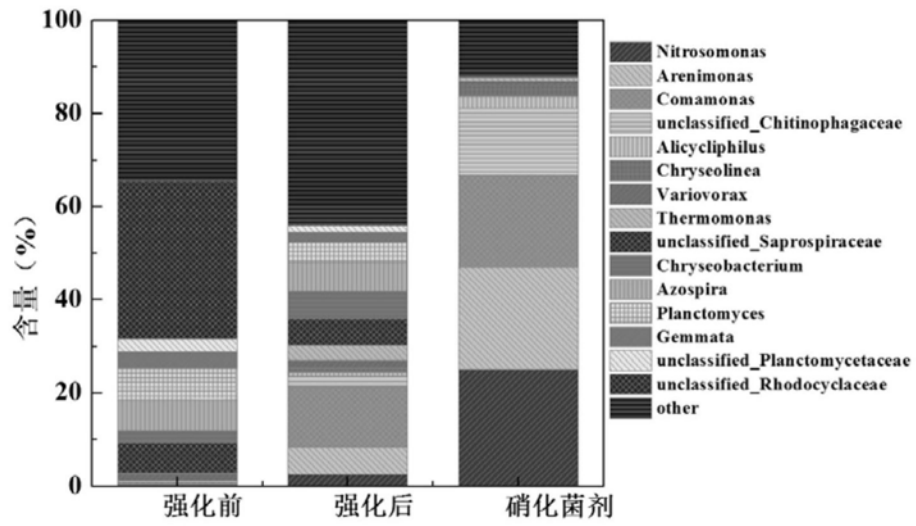


图7

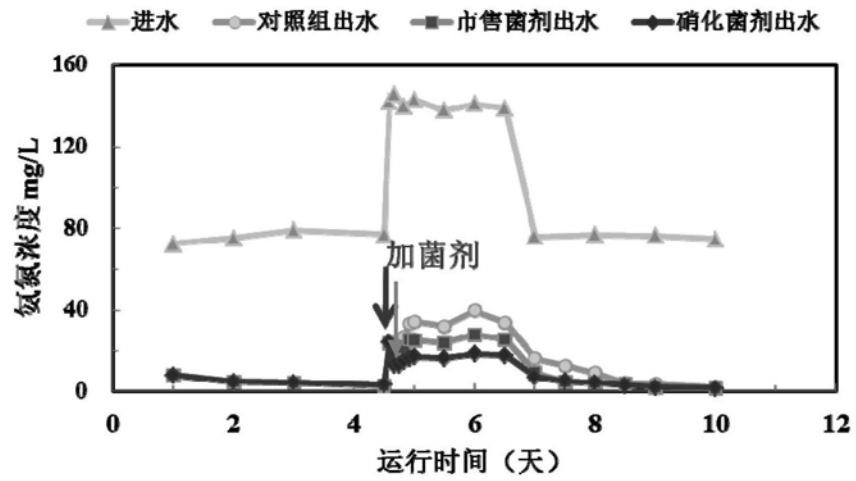


图8

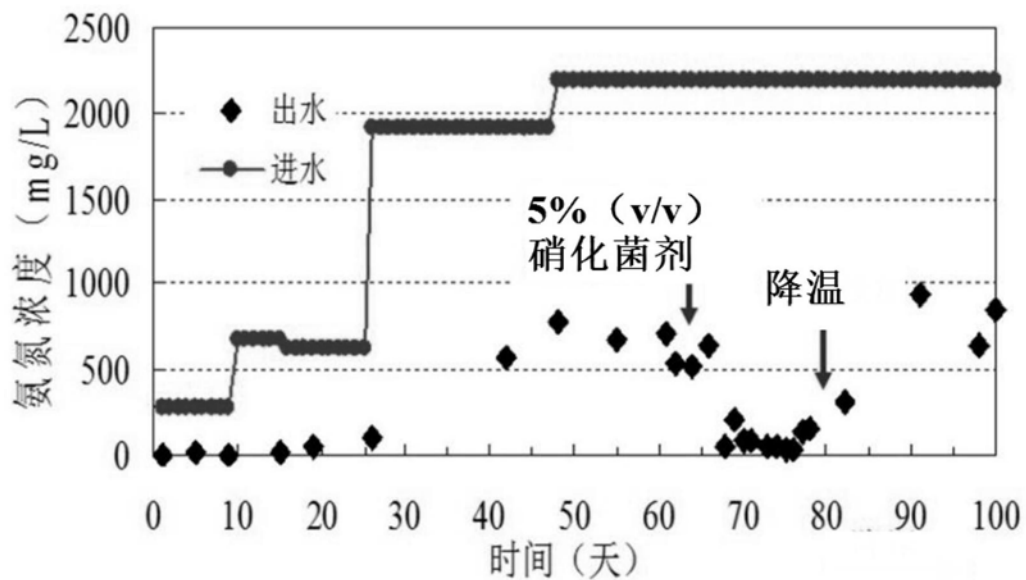
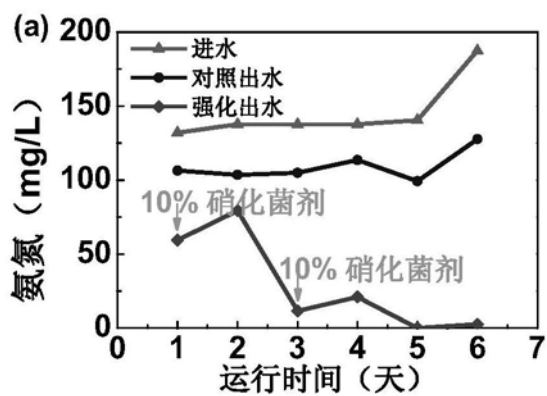
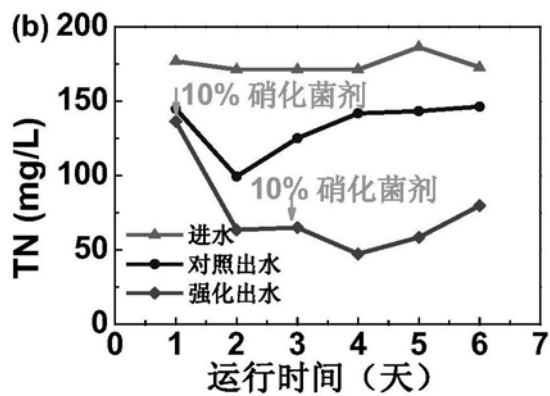


图9



(a)



(b)

图10