以亚硝酸盐为电子受体的反硝化除磷性能研究

彭永臻[1]，张婧倩[1]，唐旭光[1]，滝川哲夫[2]

(1. 北京工业大学 北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室，北京 100124;
2. 前桥工科大学 土木与环境工程学院，群马县前桥市 日本)

摘 要: 以实际生活污水为研究对象，在SBR系统中采用厌氧/缺氧运行方式，考察不同亚硝酸盐(NO_2^--N)质量浓度下以亚硝酸盐为电子受体的反硝化除磷性能. 实验根据进水ρ(COD)及亚硝酸钠投加量的不同，分为3个阶段. 研究发现，维持缺氧段初始ρ(NO_2^--N)为20 mg/L左右(第Ⅲ阶段)，经过长期驯化，运行稳定后，缺氧段吸磷率达74.42%，最大吸磷速率可达11.70 mg/(gMLSS·h)；磷去除率达57.8%. 此后，又进行了初始ρ(NO_2^--N)为50 mg/L的亚硝酸盐冲击负荷试验，缺氧段最大吸磷速率为5.63 mg/(gMLSS·h)，与第Ⅲ阶段相比，最大吸磷速率下降53%. 随后在未经驯化的情况下，通过短期实验分别考察该系统以NO_3^--N和O_2作为电子受体时的除磷性能，其缺氧段最大吸磷速率分别为11.09和29.268 mg/(gMLSS·h)，分别是第Ⅲ阶段最大吸磷速率的94.7%和2.5倍.

关键词: 反硝化聚磷菌; 亚硝酸盐; 硝酸盐

中图分类号: X 703 **文献标志码**: A **文章编号**: 0254-0037(2011)11-1149-07

随着水体富营养化程度的加剧，对于富营养化因子(N、P)的去除引起更多的关注和研究. EBPR生物除磷系统为聚磷菌(PAO)提供厌氧/好氧的条件，强化了聚磷菌厌氧释磷和好氧吸磷的作用，提高了系统的生物除磷效率. 但是，EBPR污水处理系统易受到NO_3^--N、聚糖菌(GAO)的干扰及碳源不足的限制，出水效果不稳定[1]. 随着研究的进行，人们发现有一部分聚磷菌(DPAO)可以利用NO_3^--N代替O_2作为电子受体，在除磷的同时实现脱氮. 反硝化除磷系统将脱氮和除磷两个过程合二为一，与传统脱氮除磷工艺相比，可节省50%的碳源、30%的耗氧量，污泥产量减少50%[2]，具有EBPR系统无法比拟的优势. 但是，对于另一硝化产物NO_2^--N能否作为电子受体还存在较大的争议，这主要是因为ρ(NO_2^--N)达到一定值后，对微生物具有毒性，但是ρ(NO_2^--N)达到何值时才会对DPAO产生抑制尚无定论. Jens等[3]认为NO_2^--N无法作为反硝化聚磷菌的电子受体; Kuba等[4]认为ρ(NO_2^--N)在5~10 mg/L时就会严重抑制SBR系统中的DPAO的吸磷活性; 而Hu等[5]的研究表明，当ρ(NO_2^--N)达35 mg/L时DPAO仍具有较好的吸磷特性，产生抑制的ρ(NO_2^--N)高于115 mg/L. 在吸磷速率方面，NO_2^--N是否可作为一种高效利用的电子受体也存在争议，Lee等[6]认为，经过驯化的反硝化聚磷菌对NO_2^--N的利用速率要高于对NO_3^--N的利用速率; 但是方茜等[7]的研究表明以NO_2^--N为电子受体的反硝化吸磷速率比以硝酸盐为电子受体时降低了21%.

本文采用实际生活污水对反硝化聚磷菌进行驯化，考查经驯化的反硝化聚磷菌的除磷性能. 主要研究内容为DPAO的吸磷效率以及抗冲击负荷能力; 并通过进行不同电子受体(NO_3^--N、O_2)的除磷试验，对比考查DPAO利用NO_2^--N的吸磷速率.

收稿日期: 2009-09-16.
基金项目: "十一五"国家科技支撑计划重点资助项目(2006BAC19B03); 北京高校人才强教计划层次人才资助项目(PHR20090502).
作者简介: 彭永臻(1949—)，男，黑龙江哈尔滨人，教授，博士生导师.

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

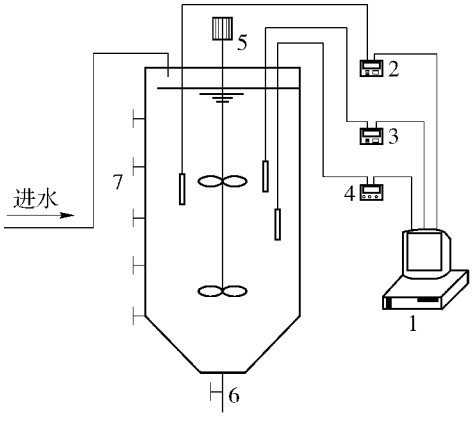
1 实验材料与方法

1.1 实验水质

本实验采用北京工业大学家属区排放的实际生活污水,实验期间其主要水质指标列于表 1 中. 为满足实验需要,在 1 ~ 10 周期,以实际生活污水作为实验进水,在第 10 周期后,将实际生活污水与蒸馏水以 1∶1比例混合稀释后作为实验进水,从而降低进水 ρ(COD) ,以减少反硝化菌在缺氧段对 DPAO 吸磷的干扰[8].

1.2 实验装置及运行阶段

本实验为实验室小试研究. 采用 SBR 有机玻璃反应器,如图 1 所示. 反应器直径 20 cm,高 40 cm,总容积 13 L,有效容积 12 L. 反应器配有 ORP、pH、DO 在线监测仪,根据实验需要对上述 3 种控制参数进行在线监测. 实验所用污泥接种于长期以 NO_3^--N 为电子受体的反硝化除磷污泥. 反应器每天运行 1 个周期,采用瞬间进水方式,1 个周期包括进水、厌氧 2 h、缺氧 3 h、沉淀 0.5 h 四个阶段. 在厌氧末端投加 $NaNO_2$ 作为电子受体. 实验运行阶段如表 2 所示.



1. 计算机 2. DO 仪 3. pH 仪 4. ORP 仪 5. 搅拌器 6. 排泥口 7. 取样口

图 1 实验装置

Fig. 1 Schematic diagram of SBR reactor

表 1 实际生活污水水质指标

Table 1 Real domestic wastewater characteristics

项目	范围	平均值
pH	7.20 ~ 7.60	7.4
ρ(COD) /(mg·L^{-1})	118.0 ~ 240.2	161.4
ρ(PO_4^{3-}-P) /(mg·L^{-1})	3.36 ~ 9.65	5.75
ρ(NO_2^--N) /(mg·L^{-1})	0 ~ 0.050	0.01
ρ(NO_3^--N) /(mg·L^{-1})	0 ~ 1.14	0.50

1.3 实验水质分析方法

ρ(COD) 采用 COD 快速测定仪测定;ρ(NO_2^--N) 采用 N-(1-萘基) -乙二胺光度法测定;ρ(NO_3^--N) 采用麝香草酚分光光度法测定;采用 WTW 测定仪及相应探头在线监测液相内 ρ(DO) 、温度、pH.

表 2 实验运行阶段

Table 2 The running phase of the experiment

阶段	周期	进水水质	厌氧末端 NO_2^--N 投加量(mg/L)
Ⅰ	1—5	生活污水	10
Ⅱ	5—10	生活污水稀释水	20
Ⅲ	10—52	生活污水稀释水	20

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

2　实验结果与讨论

2.1　以 NO_2^--N 为电子受体的反硝化除磷特性分析

图 2 为 1 ~ 55 周期 ρ(COD) 的变化趋势图，图 3 为实验 1 ~ 55 周期缺氧段吸磷效果变化图. 实验 1 ~ 10 周期进水为没有经过稀释的实际生活污水，进水 ρ(COD) 维持在 134 ~ 165 mg/L，碳源较为充足. 厌氧末端的 ρ(PO_4^{3-}-P) 维持在 10 mg/L 以上，约为进水 ρ(PO_4^{3-}-P) 的 2 倍. 说明在厌氧阶段聚磷菌充分释磷，合成 PHA 较为充足. 但由于厌氧末端仍存在一定量的易降解 COD，在缺氧段反硝化菌以剩余 COD 为碳源，与 DPAO 争夺电子受体 NO_2^--N. 由于反硝化菌对 NO_2^--N 的利用速率高于 DPAO，NO_2^--N 被优先用于反硝化作用，对 DPAO 的吸磷造成干扰[9-10]. 如图 3 所示，阶段 Ⅰ 缺氧段初始时刻的 ρ(NO_2^--N) 维持在 10 mg/L 左右，由于初始的 ρ(NO_2^--N) 较低，在短时间内即被反硝化菌利用，缺氧环境随即变为厌氧环境，聚磷菌利用剩余的 COD 发生释磷作用[11]，导致缺氧末端 ρ(PO_4^{3-}-P) 高于厌氧末端. 阶段 Ⅱ 将缺氧段的初始 ρ(NO_2^--N) 提高至 20 mg/L，保证缺氧阶段始终存在一定量的 NO_2^--N，避免在缺氧末端发生释磷现象. 随着驯化的进行，缺氧段吸磷量由 1.8 mg 提高至 3.36 mg; 但在阶段 Ⅱ 内，缺氧阶段 ρ(COD) 的降低量维持在 30 mg/L 左右，表明在缺氧段发生了明显的反硝化作用，不利于反硝化聚磷菌驯化的进行.

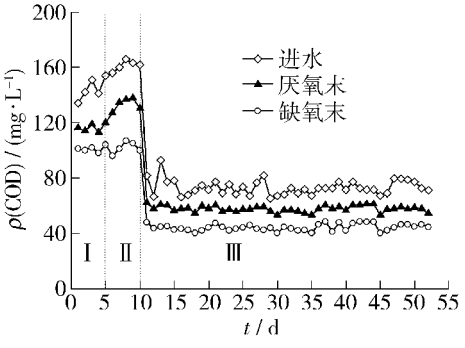


图 2　以 NO_2^--N 为电子受体的反硝化吸磷系统的 ρ(COD) 变化

Fig. 2　Removal of COD with nitrite as electronic accepter

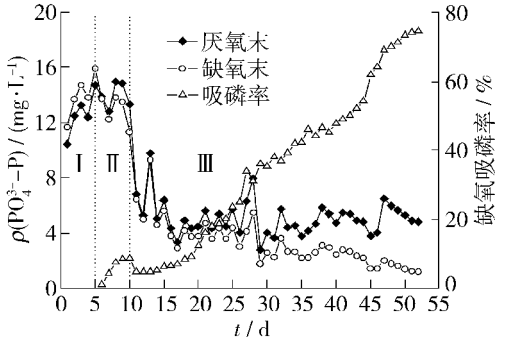


图 3　以 NO_2^--N 为电子受体的反硝化吸磷率变化

Fig. 3　Removal efficiency of phosphorus with nitrite as electronic accepter

为了降低缺氧段 ρ(COD) 对 DPAO 的影响，实验从第 11 周期开始采用生活污水稀释水作为进水(阶段 Ⅲ) ，进水 ρ(COD) 维持在 67 ~ 82 mg/L. 阶段 Ⅲ 运行初期，缺氧段的吸磷率有轻微的下降，可能是由 2 方面的因素导致的. 一方面，厌氧段的 ρ(COD) 仅为阶段 Ⅱ 的 50% 左右，ρ(COD) 的降低导致了 DPAO 厌氧释磷不充分，使其在缺氧段吸磷动力不足[12]; 另一方面，缺氧段的 ρ(COD) 降低后，反硝化菌的反硝化作用受到限制，导致脱氮速率降低，NO_2^--N 维持较高质量浓度的时间比阶段 Ⅱ 长，对 DPAO 的抑制作用更大. 随着运行周期的增加，至第 52 周期时，缺氧吸磷率已经由 4.79% 提高到 74.42%，磷的去除率达到 57.8%. 表明 DPAO 已经适应了初始 ρ(NO_2^--N) 为 20 mg/L 的反应条件.

图 4 给出了阶段 Ⅲ 的典型周期(第 52 周期) 的 ρ(COD) 、ρ(PO_4^{3-}-P) 、ρ(NO_2^--N) 以及单位质量污泥合成 PHA 的变化规律. ρ(COD) 在缺氧阶段仅下降了 6 mg/L 左右，说明降低进水 ρ(COD) 有效抑制了反硝化菌的反硝化作用. 图 5 给出了典型周期磷的变化曲线分析图. 实验进水 ρ(PO_4^{3-}-P) 为 2.92 mg/L，厌氧释磷结束后ρ(PO_4^{3-}-P) 为 4.82 mg/L，缺氧末端出水 ρ(PO_4^{3-}-P) 为 1.23 mg/L; 厌氧释磷量为 1.9 mg/L，缺氧吸磷量为 3.59 mg/L. 缺氧吸磷率为 74.2%，磷去除率为 57.8%.

尽管缺氧段初期(120 min—210 min) 的 ρ(NO_2^--N) 较高，PHA 的分解速率(2.66 mg/(gMLSS·h)) 和 DPAO 的吸磷速率(11.70 mg/(gMLSS·h)) 依然较快，说明 DPAO 对初始 ρ(NO_2^--N) = 20 mg/L 的反应条件已有较好的适应性. 由于缺氧末端仍存在一定质量浓度的 NO_2^--N(8.25 mg/L) ，因此电子受体含量并

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

非 DPAO 缺氧吸磷的限制因素. 缺氧末端(210 min—300 min) PHA 的分解速率降低至 0.55 mg/(gMLSS·h),磷的吸收速率也降至 2.7 mg/(gMLSS·h). 表明阶段Ⅲ下,厌氧段 ρ(COD) 较低、合成 PHA 不足限制了 DPAO 缺氧段的吸磷作用. 由于 PHA 的限制,磷的吸收速率才呈现出明显的阶段性.

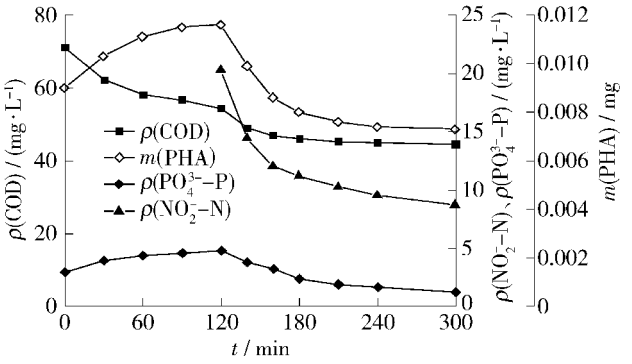


图 4 以 NO_2^--N(ρ(NO_2^--N) = 20 mg/L) 为电子受体的反硝化除磷系统典型周期图

Fig. 4 COD, N, P, and PHA in a typical operational cycle using nitrite as electronic accepter with concentration of 20 mg/L

2.2 亚硝冲击对系统的影响

实验进行至 52 周期后,对系统进行了亚硝冲击负荷试验,考察亚硝冲击负荷对反硝化除磷系统的影响. 冲击负荷实验进水为生活污水稀释水(同阶段Ⅲ),厌氧搅拌 2 h,缺氧搅拌 3 h. 厌氧末端投加 $NaNO_2$,缺氧段的初始 ρ(NO_2^--N) 为 50 mg/L. 图 6 给出了冲击负荷试验的 ρ(PO_4^{3-}-P) 和 ρ(NO_2^--N) 的变化情况.

由图 6 可以看出,冲击负荷试验中缺氧段磷的曲线亦有明显的阶段性. 缺氧段初期(120 min—210 min) 磷的吸收速率高于缺氧段末期(210 min—300 min) 的速率. 这是因为在缺氧段初期的 PHA 较为充足,而缺氧段末期 PHA 不足造成的. 由于进水中的 ρ(COD) 较低,聚磷菌厌氧释磷不充分,没有储备足量的 PHA,至缺氧段后期时 PHA 已经成为吸磷的限制因子. 所以,在冲击实验中,尽管缺氧初期亚硝态氮的质量浓度较高,抑制更强,但是由于缺氧末期的吸磷速率受到 PHA 的限制,吸磷速率依然比缺氧末期高.

冲击负荷试验的进水磷质量浓度以及厌氧段的释磷量与第 52 周期基本相同,故认为厌氧段合成的 PHA 量与第 52 周期相近. 为了考察亚硝冲击负荷对 DPAO 的抑制作用,只考察 PHA 充足的缺氧段初期(120 min—210 min) 吸磷过程. 由图 5、图 6 可知,冲击试验缺氧段的最大吸磷速率为 5.63 mg/(gMLSS·h),约为第Ⅲ阶段的 42.8%,说明亚硝冲击负荷对 DPAO 有明显的抑制作用.

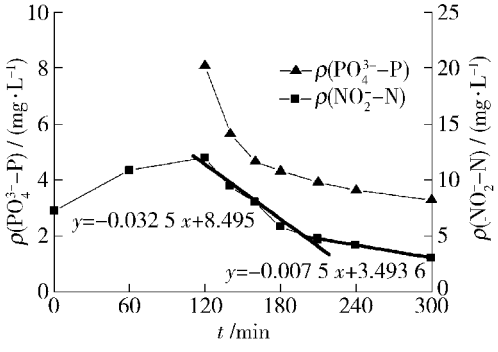


图 5 典型周期 ρ(PO_4^{3-}-P)、ρ(NO_2^--N) 变化趋势图

Fig. 5 Profiles of DO, P, in a typical operational cycle

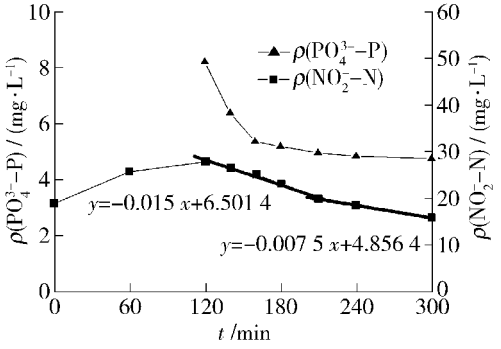


图 6 亚硝冲击负荷试验 ρ(PO_4^{3-}-P)、ρ(NO_2^--N) 变化趋势图

Fig. 6 Profiles of N, P, in a nitrite shock load cycle

2.3 不同电子受体对反硝化除磷系统的影响

为考察该反硝化除磷系统,在未经驯化的情况下,利用其他电子受体(O_2、NO_3^--N) 的除磷性能,进行了以 NO_3^--N、O_2 为电子受体的生物除磷实验. 2 次实验进水均为生活污水稀释水,厌氧搅拌 2 h 后,分别投加 KNO_3(ρ(NO_3^--N) = 20 mg/L) 缺氧搅拌 3 h 和曝气 3 h. 实验结果如图 7、图 8 所示.

如图 7 所示,以 NO_3^--N 为电子受体的实验中,进水 ρ(PO_4^{3-}-P) 为 3.14 mg/L,厌氧末端 ρ(PO_4^{3-}-P) 为 4.60 mg/L,缺氧末端出水 ρ(PO_4^{3-}-P) 为 1.01 mg/L,同样仅考察缺氧前期 PHA 较充分时的吸磷过程,平均吸磷速率为 $0.030\,8 \times 60 \times 12/2 = 11.09$ mg/(gMLSS·h) 略低于等质量浓度的 NO_2^--N 为电子受体平均吸磷

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

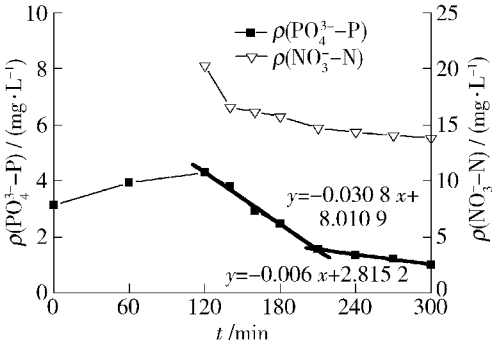


图 7　以 NO_3^--N 为电子受体的 $\rho(PO_4^{3-}-P)$、$\rho(NO_3^--N)$ 变化曲线

Fig. 7　Profiles of N, P, in a cycle using nitrate as electronic accepter

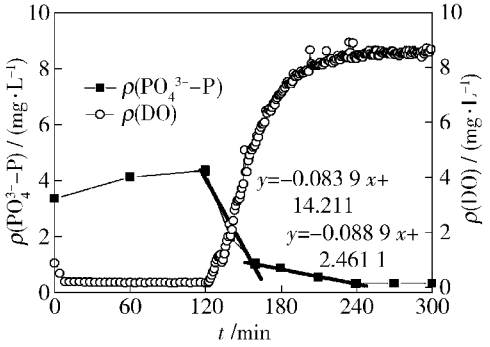


图 8　以 O_2 为电子受体的 $\rho(PO_4^{3-}-P)$、$\rho(DO)$ 变化曲线

Fig. 8　Profiles of DO, P, in a cycle using oxygen as electronic accepter

速率(11.70 mg/(gMLSS·h))．这与 Lee 等[6]的研究成果是一致的，即反硝化聚磷菌对 NO_2^--N 的利用速率高于 NO_3^--N.

另有文献表明，NO_3^--N 较 NO_2^--N 是一种更易利用的电子受体，因为 DPAO 中有一部分菌可以以 NO_3^--N 为电子受体，但是不能利用 NO_2^--N[13-14]，且 NO_2^--N 具一定的毒性，会抑制 DPAO 的活性[15]．但是本实验并没有体现出这一点，原因如下：一方面 DPAO 经过长期驯化对缺氧段初始 $\rho(NO_2^-$-N) 为 20 mg/L 的条件有了很好的适应性，另一方面，由于驯化过程中仅以 NO_2^--N 为电子受体，只能以硝酸盐为电子受体而不能利用亚硝酸盐的 DPAO 已经被淘洗出系统.

如图 8 所示，在厌氧阶段结束后立刻进行曝气，考察以 O_2 为电子受体的吸磷过程．实验进水 $\rho(PO_4^{3-}$-P) 为 3.36 mg/L，厌氧末端 $\rho(PO_4^{3-}$-P) 为 4.37 mg/L，好氧末端出水 $\rho(PO_4^{3-}$-P) 为 0.34 mg/L，好氧吸磷效率为 92.2%，磷的去除率为 89%，远远高于以亚硝酸盐为电子受体的反硝化除磷的除磷效率.

好氧阶段的前 40 min，PHA 充足，吸磷速率较快，$\rho(PO_4^{3-}$-P) 由 4.37 mg/L 迅速降至 1.12 mg/L；随后由于 PHA 的降低，吸磷速率减缓；好氧阶段 2 h 后，由于聚磷菌 PHA 的限制，聚磷菌无法继续利用 O_2 为电子受体吸磷，$\rho(PO_4^{3-}$-P) 维持在 0.34 mg/L 基本不变，ρ(DO) 维持在最高水平基本保持不变.

同样仅考察好氧段前期(120 min—160 min) PHA 较充分时的吸磷过程，平均吸磷速率为 $0.081\,3\times60\times12/2=29.268$ mg/(gMLSS·h)，是以 NO_2^--N 为电子受体的 2.5 倍.

实验证明，在 O_2、NO_3^--N、NO_2^--N 三种电子受体中，O_2 是最容易被聚磷菌利用的电子受体，利用效率远远高于 NO_2^--N 和 NO_3^--N．经过 NO_2^--N 驯化的 DPAO，以 NO_2^--N 为电子受体反硝化吸磷率略高于以 NO_3^--N 为电子受体的吸磷速率.

3　结论

1) 进水 ρ(COD) 过高时(即在厌氧阶段结束后还有较高的剩余 COD)，在缺氧段反硝化菌会利用剩余的 COD 与 DPAO 争夺电子受体 NO_2^--N，降低 DPAO 的反硝化吸磷率；ρ(COD) 过低时，可消除反硝化菌在缺氧段与 DPAO 的竞争，但是 DPAO 在厌氧段可利用的有机碳源不足，PHA 合成不充分，在缺氧段后期 ρ(PHA) 成为反硝化吸磷的限制因素.

2) 以 NO_2^--N 为电子受体，缺氧段初始 $\rho(NO_2^-$-N) 维持在 20 mg/L 左右，经过长期驯化，缺氧段最大吸磷速率可达 11.70 mg/(gMLSS·h)，吸磷率可达 74.7%，磷的去除率可达 58.4%，表明反硝化除磷系统经过长期驯化，对初始 $\rho(NO_2^-$-N) =20 mg/L 的反应条件有很好的适应性.

3) 将缺氧段初始 $\rho(NO_2^-$-N) 提高至 50 mg/L 进行冲击负荷试验，缺氧段的最大吸磷速率为 5.63 mg/(gMLSS·h)，与第Ⅲ阶段相比，缺氧吸磷速率降低 53%，表明高质量浓度的 NO_2^--N 冲击负荷对 DPAO 有

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

很大的抑制作用.

4) 反硝化聚磷菌对 NO_3^--N 的利用速率为对 NO_2^--N 利用速率的 94.7% 左右,对 O_2 的利用速率约为对 NO_2^--N 利用速率的 2.5 倍. 表明在经过长期驯化的以 NO_2^--N 为电子受体的反硝化除磷系统中,O_2 依然是最容易被利用的电子受体,而反硝化聚磷菌对 NO_3^--N 的利用速率略低于 NO_2^--N.

参考文献:

[1] 张红, 张朝升, 荣宏伟, 等. SBR 工艺对低碳量城市污水的反硝化除磷研究[J]. 中国给水排水, 2007, 23(7): 78-85.
ZHANG Hong, ZHANG Chao-sheng, RONG Hong-wei, et al. Study of denitrifying phosphorus removal from municipal wastewater with low carbon source by SBR process [J]. China Water & Wastewater, 2007, 23(7): 78-85. (in Chinese)

[2] KUBA T, van LOOSDRECHT M C M, HEIJNEN J J. Phosphorus and nitrogen removal with minimal COD requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrification in a two-sludge system[J]. Water Research, 1996, 30(7): 1702-1710.

[3] JENS P K J, HENZE M. Biological phosphorus uptake under anoxic and aerobic conditions[J]. Water Research, 1993, 27(4): 617-624.

[4] KUBA T, van LOOSDRECHT M C M. Phosphorus removal from wastewater by anaerobic-anoxic sequencing batch reactor[J]. Wat Sci Tech, 1993, 27(5): 241-252.

[5] HU J Y, ONG S L, NG W J, et al. A new method for characterizing denitrifying phosphorus removal bacteria by using three different types of electron acceptors[J]. Water Research, 2003, 37(14): 3463-3471.

[6] LEE D S, JEON C O, PARK J M. Biological nitrogen removal with enhanced phosphate uptake in a sequencing batch reactor using single sludge system[J]. Water Research, 2001, 35(16): 3968-3976.

[7] 方茜, 张朝升, 张红. 亚硝酸盐对反硝化聚磷菌除磷性能的影响[J]. 环境工程学报, 2009, 3(1): 52-56.
FANG Qian, ZHANG Chao-sheng, ZHANG Hong. Effect of nitrite on performance of denitrifying phosphorus removal bacteria [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2009, 3(1): 52-56. (in Chinese)

[8] 张洁, 黄仁刚, 常建伟, 等. 亚硝酸盐等因素对反硝化除磷的影响及对策[J]. 江苏环境科技, 2005, 18(S1): 142-143.
ZHANG Jie, HUANG Ren-gang, CHANG Jian-wei, et al. Effect and countermeasures of nitrite and other factors denitrifying phosphorus removal system[J]. Jiangsu Environmetal Science and Technology, 2005, 18(S1): 142-143. (in Chinese)

[9] 刘建广, 付昆明, 杨义飞, 等. 不同电子受体对反硝化除磷菌缺氧吸磷的影响[J]. 环境科学, 2007, 28(07): 1472-1476.
LIU Jian-guang, FU Kun-ming, YANG Yi-fei, et al. Effect of electron acceptors on anoxic phosphorus uptake of DPB [J]. Environmental Science, 2007, 28(7): 1472-1476. (in Chinese)

[10] 荆肇乾, 吕锡武. 不同电子受体的反硝化除磷效果对比研究[J]. 给水排水, 2008, 34(6): 40-42.
JING Zhao-qian, LÜ Xi-wu. Research of denitrifying phosphorus removal under different electron acceptors [J]. Water & Wastewater Engineering, 2008, 34(6): 40-42. (in Chinese)

[11] 王亚宜, 彭永臻, 王淑莹, 等. 碳源和硝态氮浓度对反硝化聚磷的影响及 ORP 的变化规律[J]. 环境科学, 2004, 25(4): 54-58.
WANG Ya-yi, PENG Yong-zhen, WANG Shu-ying, et al. Effect of carbon source and nitrate concentration on denitrifying dephosphorus removal and variation of ORP [J]. Environmental Science, 2004, 25(4): 54-58. (in Chinese)

[12] OEHMEN A, LEMOS P C, GILDA C, et al. Advances in enhanced biological phosphorus removal: from micro to macro scale[J]. Wat Res, 2007, 41(11): 2271-2300.

[13] LILDA C, LEMOS P C, OEHMEN A, et al. Denitrifying phosphorus removal: linking the process performance with the microbial community structure[J]. Wat Res, 2007, 41(19): 4383-4396.

[14] 周康群, 刘晖, 孙彦富, 等. 利用亚硝酸盐为电子受体反硝化聚磷菌的筛选与富集[J]. 环境工程学报, 2007, 1(8): 126-131.
ZHOU Kang-qun, LIU Hui, SUN Yan-fu, et al. Screening and enrichment of denitrifying phosphorus accumulating bacteria using nitrite as electronic acceptor[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2007, 1(8): 126-131. (in Chinese)

[15] WEON S Y, LEE C W, LEE, S I, et al. Nitrite inhibition of aerobic growth of *Acinetobacter* sp[J]. Water Research, 2002, 36(18): 4471-4476.

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

Study of the Characteristics of Denitrification Phosphorus Removal Using Nitrite as Electron Acceptor

PENG Yong-zhen[1], ZHANG Jing-qian[1], TANG Xu-guang[1], AKIO Takigawa[2]

(1. Key Laboratory of Beijing Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124; 2. Department of Civil and Environmental Engineering, Maebashi Institute of Technology, Japan)

Abstract: A SBR process was adopted to investigate the characteristics of denitrification phosphorus removal by using nitrite as electron acceptor and treating real domestic wastewater. An anaerobic/anoxic method was introduced in the process, and nitrite was dosed at the end of anaerobic phase. According to the different level of influent COD and the dosed nitrite, the experiment can be separated into three phases. At the third phase, keeping nitrite at 20 mg/L, after a long tern domestication, the max phosphorus uptake rate raised to 11. 70 mg/(gMLSS·h) in the anoxic phase, and 74.7% of released phosphorus was up-taken, while the 57. 8% of phosphorus was removed from the system. Taking a shock load experiment by raising the initial concentration of nitrite to 50 mg/L, the max phosphorus uptake rate was only 5. 63 mg/(gMLSS·h), decreased 53% compared with the third phase. By investigating the impact of different electron acceptor (NO_3^--N、O_2) to the system, the max phosphorus uptake rate was 11. 09 and 29. 268 mg/(gMLSS·h) respectively, which was 94.7% and 2.5 times of the third phase.

Key words: simultaneous nitrification and denitrification; nitrite; nitrate

(责任编辑　张　蕾)

(上接第 1760 页)

Electro-catalytic Oxidative Degradation of Aniline by Modified Graphite-based Lead Dioxide Electrode

HU Xiang[1], WANG Cheng-yuan[1], HE Zheng-shan[2]

(1. Department of Environmental Science & Engineering, Beijing University of Chemical Technology, Beijing 100029, China; 2. China Electronics Engineering Design Institute, Beijing 100840, China)

Abstract: The La-doped lead dioxide electrode was prepared through electrodeposition by using graphite as base in the experiment. The major component of the electrode surface was β-PbO_2, and the bottom was α-PbO_2 by XRD and SEM. Lanthanum oxide embedded into the crystal lattice of PbO_2 so as to remarkably change the crystal shape. The compact and lacunose electrode surface was beneficial to adsorption of target organics and electro-catalytic oxidation reaction. The simulated aniline wastewater was treated by electrochemical oxidation with La-doped lead dioxide anode and graphite cathode. The influences of different single factors including anion, chloride ion concentration, current density, influent concentration and initial pH on aniline and COD removal rate were also studied. The dynamics analysis of the process of electrolysis indicates that the aniline removal basically accords with the first order kinetics.

Key words: modified lead dioxide electrode; electro-catalytic oxidation; aniline; simulated wastewater; kinetics

(责任编辑　张　蕾)

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net