

不同碳源条件下污水处理反硝化过程 亚硝态氮积累特性的研究进展

黄斯婷¹, 杨庆¹, 刘秀红², 冯红利¹, 彭永臻¹

(1.北京工业大学环境与能源工程学院,100124; 2.中国人民大学环境学院,100872 北京)

摘要:在常见的污水处理中,由于C/N比较低,造成反硝化过程碳源不足,进而影响脱氮效果,所以有必要在反硝化阶段外加碳源以保证充分的反硝化。研究表明,多种有机物质可以作为反硝化外加碳源,同时研究还发现反硝化过程中会产生亚硝态氮积累现象,而亚硝态氮可以为ANAMMOX工艺提供电子受体。结合现有对不同碳源条件下污水处理反硝化过程的研究,描述了反硝化过程亚硝态氮积累特性,并对其积累机制进行一定分析。

关键词:污水处理;反硝化;碳源;亚硝态氮积累

中图分类号: X703.1

文献标识码: A

文章编号: 1000-3770(2015)07-0021-005

近几年污水脱氮领域的研究热点之一是厌氧氨氧化(ANAMMOX)工艺,此工艺广泛应用的一大瓶颈是其电子受体是 NO_2^- -N而不是 NO_3^- -N。现阶段通常获得 NO_2^- -N的途径是在硝化阶段控制,使其停留在短程硝化结束亚硝态氮积累量最大的阶段。而常见的污水反硝化过程中由于C/N比较低,需要补充外碳源以保证充分的反硝化。在反硝化过程中亚硝态氮积累现象也常见于报道,但很少得到应用。如果能使反硝化过程中亚硝态氮成功积累并与厌氧氨氧化工艺相连,不仅能给厌氧氨氧化提供电子受体,还能节约反硝化过程亚硝态氮还原所需的有机碳源。本文就目前研究的不同碳源条件下,反硝化过程中亚硝态氮积累现象进行综述,并分析其积累机制。

1 常见外加碳源反硝化系统的亚硝态氮积累特性

1.1 以甲醇为碳源的反硝化系统

甲醇作为一种常见碳源,常用在污水处理厂反硝化过程中补充外碳源。但投加甲醇后,需要一定的适应期才能发挥全部效果,即存在一个“滞后期”,因此作为污水处理厂应急投加碳源时效果不佳。付昆明等^[1]在14℃,初始pH为7.33,污泥质量浓度1000

mg/L的条件下,以甲醇为碳源进行反硝化试验,研究发现反应在2.5h时, NO_3^- -N基本被消耗完毕,此时 NO_2^- -N积累量达到最大值22.35mg/L,亚硝态氮积累率(生成的 NO_2^- -N/初始 NO_3^- -N)为43.2%,之后亚硝态氮积累量逐渐下降,并最终消耗完毕。研究还发现当亚硝态氮积累至最大值时,pH曲线会出现一个跃升拐点,可以作为亚硝态氮积累至最大值的指示参数。然而马勇等^[2]在反应器内pH为7左右,温度在20~21℃,MLSS维持在3000mg/L条件下的反硝化试验中发现,甲醇作为外加碳源的反硝化过程中基本不存在亚硝态氮积累,即使存在,积累量也很低。不同的研究结果可能是由于反应温度不同造成的。孙洪伟等^[3]利用甲醇作为反硝化的碳源发现,反应过程出现亚硝态氮积累,最大比积累速率为0.235g/(g·d),此时ORP曲线上出现“Nitrateknee”,可以指示亚硝态氮最大积累量。曹相生等^[4]以甲醇进行反硝化反应,研究发现当碳源不足时,反硝化过程中会产生稳定的 NO_2^- -N积累,这可以作为控制反硝化过程停留在亚硝态氮积累阶段的一种途径。SUN等^[5]利用甲醇作为碳源对垃圾渗滤液进行反硝化实验,研究发现当C/N小于3.75时,反硝化过程积累的亚硝态氮不能完全还原,这也说明了低C/N

收稿日期 2014-10-31

基金项目 北京市自然科学基金项目(8132010) 北京工业大学基础研究基金(005000514313003) 北京市教委科研计划面上项目(km201410005006)

作者简介 黄斯婷(1990—),女,硕士研究生,研究方向为污水生物处理 联系电话 15210506830 电子邮件 hsting@126.com

联系作者 杨庆,副教授 电子邮件 yangqing@bjut.edu.cn

有利于亚硝态氮的积累。研究还对比了在低温 13.9°C , C/N 为 6 (碳源充足) 的条件下, 甲醇与乙醇、乙酸钠、葡萄糖分别作为反硝化外加碳源时的不同, 结果发现甲醇的亚硝态氮积累速率最小。刘秀红等^[6]在研究碳源类型对反硝化生物滤池的影响中发现, 在启动初期, 甲醇作为碳源时会出现亚硝态氮积累现象, 在约 1 个月的培养和驯化后积累现象才消失, 并且在稳定运行后, 若是碳源投加量不足又会造成系统重新出现亚硝态氮积累现象, 相比之下乙酸钠系统亚硝态氮积累消失只需约 12 d。还有研究表明, 在稳定运行 30 d 的生物膜反应器中, 以甲醇为碳源, 当 C/N 仅为 2.5 时, 脱氮效率达到 72%, 检测到亚硝态氮积累量为 2.2 mg/L ^[7]。

从现有的研究中可以看出, 在甲醇作为碳源的情况下, 温度对反硝化亚硝态氮积累影响较大, 温度低有利于亚硝态氮的积累。同时, 在碳源不足 (低 C/N) 条件下, 也更有利于亚硝态氮的积累。在反硝化过程中还可以利用 pH 和 ORP 曲线上的拐点进行识别和控制亚硝态氮的积累。

1.2 以乙醇为碳源的反硝化系统

由于乙醇没有毒性, 在实际运用中常作为甲醇的替代品, 乙醇在被生物降解后, 通常产生以乙酸为主的脂肪酸, 之后被反硝化菌进一步代谢。孙洪伟等^[8]在研究利用 SBR 反硝化预处理的垃圾渗滤液实验中观察到明显的亚硝态氮积累现象, 实验分别考察了低温 13.9°C 条件下不同碳源对 SBR 反硝化过程亚硝态氮积累的影响, 研究发现乙醇作为碳源时, 亚硝态氮积累速率最大, 为 $15.8\text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$, 乙酸钠次之, 为 $9.3\text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$ 。马勇等^[2]在实验中发现, 当 MLSS 维持在 $2\ 300\text{ mg/L}$, 温度为 $20\sim 21^{\circ}\text{C}$, 初始硝酸盐氮质量浓度为 56.3 mg/L 时, 以乙醇为碳源的反硝化过程中出现亚硝态氮积累现象, 当硝酸盐氮还原至浓度为 1 mg/L 时, 亚硝态氮积累达到最大值, 随着反硝化的继续, 亚硝态氮浓度迅速降低, 直至反硝化结束。尚会来等^[9]利用乙醇为碳源在硝酸盐作为电子受体的反硝化试验中发现, 碳源不足时容易产生亚硝态氮积累。在 C/N 为 3.5 时, 反硝化 60 min 后, 系统的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 基本都小于 1 mg/L , 而此时系统主要以亚硝态氮积累为主, 投加的外碳源大部分也被消耗, 之后由于碳源不足, 导致系统中亚硝态氮的持续积累。

在乙醇为碳源的情况下, 碳源不足时也容易产生亚硝态氮积累, 这一点与甲醇为碳源时规律一样。

微生物在利用乙醇代谢的时候, 会将其降解生成乙酸, 所以在以乙醇为碳源的反硝化过程会受到乙酸的影响。

1.3 以乙酸 (钠) 为碳源的反硝化系统

乙酸属于挥发性脂肪酸 (VFA), 可以被反硝化菌快速利用进行代谢, 并且污水中可以利用乙酸为碳源的微生物种类也十分广泛^[10]。乙酸钠属于乙酸盐类, 其反硝化特性与乙酸基本相同。马勇等^[2]在研究中发现以乙酸钠为碳源的反硝化过程中产生较大的亚硝态氮积累量。反应器内 MLSS 维持在 $2\ 700\text{ mg/L}$, 反应在 70 min 时亚硝态氮积累量达到最大。碳源浓度对反硝化过程亚硝态氮的积累也有一定的影响。袁怡等^[11]研究以乙酸钠为碳源的情况下, 4 种不同 C/N 条件即 2.5、3.0、3.5 和 4.0, 对反硝化过程中亚硝态氮积累的影响。研究表明不同 C/N 对反硝化过程中亚硝态氮积累有明显影响, 反应在 45 min 时获得最大亚硝态氮积累, 其中 C/N 为 2.5 和 3.0 时有利于亚硝态氮积累, 其亚硝态氮比积累速率分别为 (30.17 ± 1.70) 、 $(29.92\pm 1.90)\text{ mg}/(\text{g}\cdot\text{h})$, 相对应的亚硝态氮积累率分别为 $47.50\%\pm 1.005\%$ 和 $45.28\%\pm 5.469\%$, 而 $\text{C/N}\geq 3.5$ 时, 亚硝态氮积累下降显著。袁怡等^[12]的研究还发现, 当 C/N 为 3, pH 为 5.8 左右时, 更有利于反硝化过程的亚硝态氮积累。不同的生物系统中亚硝态氮的积累现象会不同。Srinandan C S 等^[7]对生物膜系统研究发现, 在以乙酸为碳源时, 没有发现亚硝态氮积累, 并且硝酸盐氮去除率接近 100%。殷芳芳等^[13]研究在低温条件下不同碳源对反硝化的影响发现, 分别利用乙酸钠、甲醇、乙醇、丙酸钠和葡萄糖与生活污水作为碳源时, 只有乙酸钠的反硝化系统出现了亚硝态氮积累现象, 分析表明可能是由于乙酸盐特有的代谢途径诱发了 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的积累。

从现有实验结果可以看出, C/N 对乙酸 (钠) 作为碳源的反硝化亚硝态氮积累有一定的影响, 较高的 C/N 并不利于其积累, 同时 pH 对其也有一定的影响, pH 较低时亚硝态氮积累率明显增大。同时, 由于乙酸特殊的代谢途径, 可能会诱发亚硝态氮的积累。

1.4 以葡萄糖为碳源的反硝化系统

葡萄糖能被多数微生物利用合成细胞物质, 而且产生能量供给合成代谢, 但由于微生物细胞产率大, 也容易引起细菌的大量繁殖, 很容易导致污泥膨胀, 滤池堵塞, 影响工艺的正常运行。葛士建等^[14]分别用甲醇和葡萄糖作为反硝化外加碳源进行实验,

在相同 C/N 比、初始硝酸盐氮浓度相同的情况下,葡萄糖反硝化系统的 NO_2^- -N 积累浓度明显大于甲醇系统,并且随着 C/N 增加, NO_2^- -N 的积累浓度逐渐增大,积累时间逐渐缩短。傅金祥等^[15]利用葡萄糖作为碳源,考察 pH 对系统反硝化的影响,结果表明进水 pH 越高,系统亚硝态氮积累率越高。然而,不是所有的微生物种群都能利用葡萄糖作为碳源,SUN 等^[5]的研究发现,在 C/N 为 6 的条件下,没有在反硝化系统中发现亚硝态氮积累,这是因为试验的活性污泥系统中含有 *Alcaligene* sp. 菌属,不能利用葡萄糖作为电子供体,这与其他研究结果一致^[16]。在生物膜系统中以葡萄糖为外加碳源处理人工模拟废水时,脱氮效率可达 99%,但是同时观察到亚硝态氮积累,研究还表明糖类物质比醇类和乙酸钠等更容易出现亚硝态氮积累^[17]。

许多实验表明,葡萄糖相比其他低分子有机物更容易产生亚硝态氮积累,但是 pH 越高时,其积累率越高,这与乙酸钠的规律不相同。值得关注的是,当反硝化菌利用葡萄糖时,首先将其转化为丙酮酸,最终转化形成乙醇,这一过程比直接利用乙醇要复杂,这可能是造成葡萄糖相比其他低分子有机物更容易产生亚硝态氮的原因。由于不是所有的微生物种群都可以利用葡萄糖作为碳源进行反硝化,所以在实际实验当中有可能不出现亚硝态氮积累现象。

1.5 以蔗糖为碳源的反硝化系统

蔗糖作为反硝化外加碳源时降解较慢,能够提供持续的碳源。研究^[18-19]中发现,蔗糖作为外加碳源时反硝化过程容易产生亚硝态氮积累,且溶解氧对于蔗糖碳源反硝化体系的影响要高于其对甲醇和乙醇碳源体系的影响。

蔗糖与葡萄糖同属于糖类,但是蔗糖是双糖类,水解后会产生葡萄糖,故其反硝化特性与葡萄糖有一定的相似性,但是也正因为其水解生成葡萄糖,所以反硝化过程也会受到葡萄糖的影响。

1.6 其他碳源的反硝化系统

除了常见的低分子有机物作为碳源,近年来一些可替代性碳源逐渐引起人们的关注,这些物质既可以作为碳源,又可以作为微生物附着的载体,具有良好的发展前景。可替代性碳源种类繁多,主要有纤维素类物质、可生物降解聚合物以及污泥水解发酵产物等。Volokita 等^[20]以碎报纸作为外碳源对饮用水进行反硝化实验,结果表明其可以迅速去除硝酸盐氮而没有亚硝态氮积累。WANG 等^[21]研究聚己内

酯 (poly(ϵ -caprolactone), PCL) 进行反硝化的效果,实验结果表明,在 30 °C 和 pH 为 7.5 时,最大反硝化速率达到 42.77 mg/(m²·h),且亚硝态氮积累小于 0.1 mg/L。有研究^[22]对 β -羟基丁酸与 β -羟基戊酸酯共聚物 (poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate), PHBV) 和聚乳酸 (polyacetic acid, PLA) 复合碳源进行反硝化序批实验,进水硝酸盐氮质量浓度为 48.72 mg/L 时,平均比反硝化速率为 0.07 mg/(g·h),并且在实验过程中没有观察到明显的亚硝态氮积累发生。杨飞飞等^[23]使用 PHBV 作为反硝化碳源和生物膜载体,研究也没有观察到出水有明显的亚硝态氮积累。袁敏^[24]分别研究了初沉污泥水解产物作为外加碳源的反硝化效果,结果发现以初沉污泥水解产物为碳源时反硝化过程中硝酸盐氮不能完全还原,亚硝态氮产生永久积累,碳源利用率不高,反硝化效率较低。

一些新型碳源在反硝化过程中基本不产生亚硝态氮积累,如 PCL^[21]等,但是也有一些碳源在反硝化过程中产生永久的亚硝态氮积累,并且其反硝化效率并不高。由于大多数新型碳源相比简单低分子有机物碳源较为复杂,现有研究还未明确其微生物代谢机制,是否有中间产物产生,对其亚硝态氮积累原因并不明确。

2 反硝化过程亚硝态氮积累机制

根据目前学者的研究,可以将反硝化过程出现的亚硝态氮积累现象的原因归结于以下几个方面:

1) 酶活性。在反硝化过程中,亚硝态氮还原酶 (Nir) 的活性受到抑制,而硝酸盐还原酶 (Nar) 活性正常,造成硝酸盐氮还原的速率大于亚硝态氮还原速率,从而产生亚硝态氮积累^[25]。Oh 等^[26]认为,导致反硝化过程中产生亚硝态氮积累的原因是硝酸盐还原酶与亚硝态氮还原酶在有机碳源缺乏时,亚硝态氮盐还原酶在争夺电子受体时处于劣势造成的。

很多学者的研究结果表明^[4-5,9,11-12],利用甲醇、乙醇和乙酸(钠)等低分子有机物的时候,在碳源缺乏的条件下,利于形成亚硝态氮的积累,这极可能是由于在利用这些碳源时,Nir 的活性相对于 Nar 受到抑制,使得亚硝态氮不能得到充分还原而导致积累。

2) 微生物种群。反硝化过程中存在很多种不同的反硝化菌,有些反硝化菌可以将硝酸盐氮直接还原成氮气,而有些只能先还原到亚硝态氮阶段,之后进一步还原或利用其他的反硝化菌还原成氮气。在实验过程中,

表 1 不同补充碳源反硝化系统常见微生物种群
Tab.1 Common populations in denitrifying reactors with different supplementary carbon sources

污水处理常见微生物种群	系统发育所属关系 (纲、目、科)	碳源种类			
		甲醇	乙醇	乙酸 (钠)	其他碳源
<i>Hyphomicrobium</i>	α -Proteobacteria, Rhizobiales, Hyphomicrobiaceae	√	√	-	-
<i>Paracoccus</i>	α -Proteobacteria, Rhodobacterales, Rhodobacteraceae	√	-	-	-
<i>Azoarcus</i>	β -Proteobacteria, Rhodocyclaceae, Rhodocyclaceae	√	√	√	芳香族化合物
<i>Thauera</i>	β -Proteobacteria, Rhodocyclaceae, Rhodocyclaceae	-	-	√	芳香族化合物
<i>Methylophaga</i>	β -Proteobacteria, Rhodocyclaceae, Methylophaga	√	-	-	-
<i>Accumulibacter</i>	β -Proteobacteria, Rhodocyclaceae, Rhodocyclaceae	-	-	√	丙酮酸
<i>Pseudomonas</i>	γ -Proteobacteria, Pseudomonadales, Pseudomonadaceae	√	-	√	-
<i>Acidovorax</i>	β -Proteobacteria, Burkholderiales, Comamonadaceae	-	√	√	PHAs

若是这两种菌群共同生长,则会产生亚硝态氮积累现象。Martienssen 等^[27]在试验中成功分离出 3 种反硝化细菌,其中一类微生物为 *Pseudomonaspseudocaligenes*, 可以同步还原硝态氮和亚硝态氮,并且亚硝态氮还原速率大于硝态氮还原速率,不出现亚硝态氮积累;另一类微生物为 *Bacillus niacini*,可以同步还原硝态氮和亚硝态氮,但是反应过程出现亚硝态氮积累现象 还有一类微生物为 *Staphylococcus* sp.,只能将硝态氮还原为亚硝态氮,以亚硝态氮为唯一产物,而不能将亚硝态氮继续还原。

在生物反硝化处理系统中,碳源相对于其他因素如 C/N 等对于污泥系统中微生物结构有更大的影响^[28-31],并且单一碳源驯化的污泥微生物种群要比复合碳源的要明确^[32]。部分碳源反硝化系统中常见的微生物种群见表 1 所示^[33]。

3) 代谢途径。乙酸 (钠) 相比其他碳源在反硝化过程中产生的亚硝态氮积累可能是由于其特殊的代谢途径诱发产生的。由于乙酸盐类物质被反硝化细菌直接转化为乙酰辅酶 A 进入 TCA 循环,中间并未形成还原力 NADH₂,然而 NADH₂ 对微生物而言也是一种能源。因此,在投加乙酸 (钠) 碳源进行反硝化实验时,因为还原硝态氮至亚硝态氮过程所需的能源小于亚硝态氮还原至氮气所需的能源,可能由于能源提供不足而出现亚硝态氮的积累。所以在很多实验结果中,以乙酸钠为碳源的反硝化系统更容易造成亚硝态氮的积累,尤其在低 C/N 条件下更为显著。

4) 反应器运行方式。有学者^[34]研究认为,序批式的反应器容易导致反硝化过程亚硝态氮的积累;同时由于在实际反应中达不到稳态条件,所以很容易出现亚硝态氮积累现象。反应器的不同流态以及反应条件,都会影响实际反应过程动力学,进而造成反应产物物质和量的不同。

3 结语与展望

1) 对于常见低分子有机物碳源而言,糖类物质相比醇类物质更容易产生亚硝态氮积累现象,而乙酸 (钠) 反硝化系统产生亚硝态氮积累主要是由于其特殊代谢途径诱导产生的。对于可替代性碳源的微生物降解机制,反硝化过程的影响因素,以及反硝化菌群结构等目前还不明确,其反硝化过程亚硝态氮积累特性还有待进一步研究。

2) 在分析了目前亚硝态氮积累的现象和原因后,可以进一步探讨亚硝态氮积累的动力学方程以及相关参数的确定,同时,对于如何有效控制亚硝态氮的积累以及稳定还需要进行更深入的研究和探讨,对反应机理进行更深入的研究。

参考文献：

[1] 付昆明,曹相生,孟雪征,等.污水反硝化过程中亚硝酸盐的积累规律[J].环境科学,2011,32(06):1660-1664.

[2] 马勇,彭永臻,王淑莹.不同外碳源对污泥反硝化特性的影响[J].北京工业大学学报,2009,35(06):820-824.

[3] 孙洪伟,彭永臻,魏东洋.低温 SBR 反硝化过程亚硝态氮积累的动力学研究[J].中国给水排水,2011,27(05):99-103.

[4] 曹相生,付昆明,栋钱,等.甲醇为碳源时 C/N 对反硝化过程中亚硝酸盐积累的影响[J].化工学报,2010,61(11):2938-2943.

[5] Sun H, Yang Q, Peng Y, et al. Nitrite accumulation during the denitrification process in SBR for the treatment of pre-treated landfill leachate[J].Chinese Journal of Chemical Engineering,2009,17(6):1027-1031.

[6] 刘秀红,甘一萍,杨庆,等.碳源对反硝化生物滤池系统运行及微生物种群影响[J].水处理技术,2013,39(011):36-40.

[7] Srinandan C S, D'Souza G, Srivastava N, et al. Carbon sources influence the nitrate removal activity, community structure and biofilm architecture[J].Bioresource Technology,2012,117:292-299.

[8] 孙洪伟,王淑莹,王希明,等.低温 SBR 反硝化过程亚硝态氮积累试验研究[J].环境科学,2009,30(12):3619-3623.

[9] 尚会来,彭永臻,张静蓉,等.不同电子受体反硝化过程中 C/N 对 N₂O 产量的影响[J].环境科学,2009,30(07):2007-2012.

[10] 张兰英,孙立波,刘娜.现代环境微生物技术[M].北京:清华大学出

版社,2007.

- [11] 袁怡,黄勇,邓慧萍,等. C/N 比对反硝化过程中亚硝酸盐积累的影响分析[J]. 环境科学, 2013, 34(04): 1416-1420.
- [12] 袁怡,黄勇,盛学敏,等. 反硝化过程中亚硝酸盐积累研究[J]. 苏州科技学院学报:工程技术版, 2011, 24(04): 1-3.
- [13] 殷芳芳,王淑莹,昂雪野,等. 碳源类型对低温条件下生物反硝化的影响[J]. 环境科学, 2009, 30(01): 108-113.
- [14] 葛士建,王淑莹,杨岸明,等. 反硝化过程中亚硝酸盐积累特性分析[J]. 土木建筑与环境工程, 2011, 33(1): 140-146.
- [15] 傅金祥,韩晋英,齐建华,等. 常温下 pH 对短程硝化反硝化的影响[J]. 沈阳建筑大学学报:自然科学版, 2010, 26(02): 316-320.
- [16] Balows A, Trüper H G, Dworkin M. A handbook on the biology of bacteria, ecophysiology, isolation, identification and applications [M]. Berlin: Springer Verlag, 1992.
- [17] De Filippis P, Di Palma L, Scarsella M, et al. Biological denitrification of high-nitrate wastewaters: a comparison between three electron donors[J]. Chemical Engineering, 2013, 32: 319-324.
- [18] Lorrain M J, Tartakovsky B, Peisajovich-Gilkstein A, et al. comparison of different carbon sources for ground water denitrification[J]. Environmental Technology, 2004, 25(9): 1041-1049.
- [19] Gómez M A, Hontoria E, González-López J. Effect of dissolved oxygen concentration on nitrate removal from groundwater using a denitrifying submerged filter [J]. Journal of Hazardous Materials, 2002, 90(3): 267-278.
- [20] Volokita M, Belkin S, Abeliovich A, et al. Biological denitrification of drinking water using newspaper [J]. Water Research, 1996, 30(4): 965-971.
- [21] Wang X, Wang J. Removal of nitrate from groundwater by heterotrophic denitrification using the solid carbon source [J]. Science in China Series B: Chemistry, 2009, 52(2): 236-240.
- [22] Wu W, Yang F, Yang L. Biological denitrification with a novel biodegradable polymer as carbon source and biofilm carrier [J]. Bioresource Technology, 2012, 118: 136-140.
- [23] 杨飞飞,吴为中. 以 PHBV 为碳源和生物膜载体的生物反硝化研究[J]. 中国环境科学, 2014, 34(7): 1703-1708.
- [24] 袁敏. 补充碳源生物脱氮除磷研究[D]. 上海: 同济大学, 2008.
- [25] Ge S, Peng Y, Wang S, et al. Nitrite accumulation under constant temperature in anoxic denitrification process: The effects of carbon sources and COD/NO₃⁻-N [J]. Bioresource Technology, 2012, 114: 137-143.
- [26] Oh J, Silverstein J. Acetate limitation and nitrite accumulation during denitrification [J]. Journal of Environmental Engineering, 1999, 125(3): 234-242.
- [27] Martiensen M, Schops R. Population dynamics of denitrifying bacteria in a model biocommunity [J]. Water Research, 1999, 33(3): 639-646.
- [28] Lu H, Kalyuzhnaya M, Chandran K. Comparative proteomic analysis reveals insights into anoxic growth of *Methyloversatilis universalis* FAM5 on methanol and ethanol [J]. Environmental Microbiology, 2012, 14(11): 2935-2945.
- [29] Baytshtok V, Lu H, Park H, et al. Impact of varying electron donors on the molecular microbial ecology and biokinetics of methylotrophic denitrifying bacteria [J]. Biotechnology and Bioengineering, 2009, 102(6): 1527-1536.
- [30] Baytshtok V, Kim S, Yu R, et al. Molecular and biokinetic characterization of methylotrophic denitrification using nitrate and nitrite as terminal electron acceptors [J]. Water Science and Technology, 2008, 58(2): 359.
- [31] Hagman M, Nielsen J L, Nielsen P H, et al. Mixed carbon sources for nitrate reduction in activated sludge-identification of bacteria and process activity studies [J]. Water Research, 2008, 42(6): 1539-1546.
- [32] Hallin S, Throback I N, Dicksved J, et al. Metabolic profiles and genetic diversity of denitrifying communities in activated sludge after addition of methanol or ethanol[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2006, 72(8): 5445-5452.
- [33] Lu H, Chandran K, Stensel D. Microbial ecology of denitrification in biological wastewater treatment [J]. Water Research, 2014, 64: 237-254.
- [34] Wilderer P A, Jones W L, Dau U. Competition in denitrification systems affecting reduction rate and accumulation of nitrite [J]. Water Research, 1987, 21(2): 239-245.

REVIEW ON NITRITE ACCUMULATION DURING THE DENITRIFICATION OF WASTEWATER TREATMENT WITH DIFFERENT CARBON SOURCES

Huang Siting¹, Yang Qing¹, Liu Xiuhong², Feng Hongli¹, Peng Yongzhen¹

(1. College of Environmental and Energy Engineering, Beijing University of Technology, 100124;

2. School of Environment and Natural Resources, Renmin University of China, 100872; Beijing, China)

Abstract: The insufficient carbon source during denitrification which may decrease the efficiency of nitrogen removal in common wastewater treatment due to the low C/N, so it is necessary to supplement carbon source during denitrification to ensure the adequate denitrification efficiency. Studies have shown that a variety of organic substance can be used as denitrification carbon sources, and that nitrite accumulation occurs during denitrification, which can provide electron acceptor for ANAMMOX process. The characteristic of nitrite accumulation during denitrification has been described and the accumulation mechanism has been analyzed. The research progress of nitrite accumulation during denitrification of wastewater treatment with different carbon sources was reviewed simultaneously.

Keywords: wastewater treatment; denitrification; carbon source; nitrite accumulation