



焦化废水脱氮处理技术进展

张文成 安立超*

(南京理工大学环境科学与工程系, 南京 210094)

摘要 评述了焦化废水脱氮处理方法,包括蒸氨法、折点加氯法、吸附法、催化湿式氧化法、烟道气治理法及生物法,介绍了传统处理方法的改进措施及其适用情况,并对生物脱氮领域最新研究理论及工艺发展方向进行了介绍。

关键词 焦化废水 生物脱氮 硝化 反硝化 氨氮

Progress in denitrogenation technology of coking wastewater

Zhang Wencheng An Lichao

(Department of Environmental Science and Engineering, Nanjing University of Science and Technology, Nanjing 210094)

Abstract This paper introduced the denitrogenation technology for coking wastewater, including distilling ammonia, add chlorine at turning point, absorption, wet catalytic oxidation, flue waste gas and biological denitrification. It especially introduced the improved measures and the suitable circumstance of the technology. At last it introduced the development of the new theory and new technology at home and abroad.

Key words coking wastewater; biological denitrification; nitrification; denitrification; ammonia

1 引言

焦化废水的来源主要有3部分:煤干馏煤气冷却过程中产生的剩余氨水;煤气净化过程中产生的煤气终冷水及粗苯分离水;焦油、粗苯等精制过程中产生的污水。其中剩余氨水的污染量占总污染量的一半以上,也是氨氮的主要来源。焦化废水含有大量有机物、高浓度氨、挥发酚、氰、 SCN^- 等,直接排放会造成受纳水体严重污染。焦化废水具有以下特点^[1]:(1)水质变化幅度大,如氨氮变化系数有时可高达2.7;(2)有机物(以COD计)含量高,但 BOD_5/COD 值偏低,废水的可生化性较差;(3) C/N 值低,缺少磷源,微生物营养不足;(4)废水毒性大,其中氰及芳环、稠环、杂环化合物都对微生物有毒害作用,有些甚至在废水中的浓度已达微生物可耐受的极限。

我国现有不同规模的焦化厂约200个,焦化污水排放主要存在2个问题: COD_{Cr} 不能达标和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 严重超标。除少数厂外,大部分厂几乎未对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 进行处理。按一般焦化厂的蒸氨废水水质 COD_{Cr} 3500 mg/L、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 280 mg/L计,则每t焦炭最少可产生0.65kg COD_{Cr} 和0.05 kg $\text{NH}_3\text{-N}$,全国机焦产量7000万t,则每年可产生45 500 t COD_{Cr} 和3500 t

$\text{NH}_3\text{-N}$ 。如果不处理,将对环境造成很大的污染^[2]。由于《污水综合排放标准》(GB 8978-96)中要求焦化废水二级排放标准 $< 25 \text{ mg/L}$,一级排放标准 $< 15 \text{ mg/L}$,因此,焦化废水氨氮处理势在必行。本文仅对在焦化废水脱氮中卓有成效的方法进行介绍。

2 处理方法

2.1 物理化学方法

2.1.1 蒸氨法

蒸氨法是在碱性的条件下,大量蒸气与废水接触,使废水中氨氮转换成游离氨被吹出,以达到去除氨氮的目的。此法也叫氨解析法,解析速度与温度、气液比有关。气体组成在液面的分压和液体内的浓度成正比。蔡秀珍等^[3]对高浓度(3000~4000 mg/L)氨氮废水进行了吹脱处理,氨氮去除率达到95%以上。

蒸氨法工艺流程简单,操作简便,去除效率高,但是游离氨会对大气造成二次污染。空气吹脱后焦

收稿日期:2003-04-08;修订日期:2003-07-14

作者简介:张文成(1972~),男,硕士,工程师,主要从事污水处理的科研工作。

* 通讯联系人



化废水中氨氮浓度仍不能达到排放标准,但氨氮浓度已由剩余氨水的 1000 ~ 2000 mg/L 降到 200 ~ 300 mg/L,是焦化废水预处理的有效手段。通过改进蒸氨塔的结构(如采用导向浮阀塔)和调整液相碱度($\text{pH} \geq 10$),可进一步提高蒸氨效率。

2.1.2 折点加氯法

将氯气通入水中达到某一点,在该点水中游离氯含量最低而氨的浓度降为零,当氯气通入量超过该点时,水中的游离氯就会增多。因此,该点称为折点,该状态下的氯化称为折点氯化。折点氯化的机理为氯气与氨反应生成无害的氮气^[4]。

氯化法反应迅速,所需设备投资少,但液氯的安全使用和储存要求较高,且处理成本较高。中国科学院山西煤化所用含有 25% 左右的次氯酸钙的漂白粉作脱除剂,用来处理蒸氨后焦化废水中的氨氮,经浸渍和固液分离,达到了国家一级排放标准,大大降低了运行费用,但未见工业化报道。西安交通大学通过折点加氯法对脱除氨氮进行了研究,结果显示,只有在氨氮浓度控制在 40 ~ 50 mg/L 以下时可行,否则二次污染和运行费用较高。此法脱氮率高,设备投资少,反应迅速完全,并有消毒作用,适合于焦化废水深度处理。

2.1.3 吸附法

吸附法是利用吸附剂很大的总比表面积和很强的吸附能力,将废水中的金属离子、有机物牢固地吸附在吸附剂的表面,从而使废水得到净化。

张晓丽等^[5]利用天然沸石和 NaCl 再生处理后的沸石对煤气厂焦化废水进行了试验,氨氮去除率可达 42.8%,单位沸石的氨氮去除量平均为 2.63 mg/g。用改型后的斜发沸石(如钠型沸石),还可有效提高氨氮去除率。山西焦化厂与中国科学院山西煤化所合作研究“粉煤灰处理焦化废水”,焦化废水经过滤生化处理后的水接近深度三级处理后的水质,但氨氮尚未达标,张昌鸣等^[6]在此基础上,通过添加去除剂,取得了较好的脱氮效果,去除剂和粉煤灰混同进入浓缩池,液固分离后固体可制砖。这种粉煤灰吸附加脱除剂的方法对小焦化厂实现达标排放,具有指导作用。

Konishi 等^[7]介绍了利用沸石作为吸附柱填料,吸附废水的氨氮,氨氮浓度为 15 mg/L,流量为 480 mL/min,停留时间为 7 min,出水中氨氮未检出。

2.1.4 催化湿式氧化法

催化湿式氧化法是在一定的温度压力下,在催

化剂的作用下,经空气氧化使污水中的有机物、氨等分别氧化成 CO_2 、 H_2O 及 N_2 等无害物质,达到净化的目的。鞍山焦炭耐火材料研究院和中国科学院完成了包括焦化污水在内的含高浓度有机物和氨氮污水的催化湿式氧化试验,试验采用自行研制的新型高效双组分催化剂,取得了理想的效果。其特点为净化效率高、流程简单和占地面积少。但由于设备耐高温、耐腐蚀,故投资较大^[8]。虽然该方法操作费用较高,但对高浓度污水一次净化即可,并省去了大量工艺预处理费用,对高浓度难降解的焦化废水的处理有其优越性。目前资金相对充裕的单位可以考虑应用此法。

2.1.5 烟道气治理法

殷广瑾等^[9]介绍了淮阴钢铁集团公司利用发电厂烟道气处理剩余氨水。采用特制的喷雾干燥塔,将焦化剩余氨水以物化状态和塔内的烟道气接触发生物理化学反应,废水中的水分全部气化,随烟道气经烟囱排出。主要反应物硫氨以及废水中的有机物和粉煤灰经吸尘器收集后,综合利用制砖或作锅炉燃料的添加剂。这样既有效地利用了烟道气的废热又使氨固化,是一种“以废治废”的综合利用方法。但该方法用到发电厂的烟道废气,并考虑烟道气的量和剩余氨水的量上相匹配,因此其应用受到限制。

2.2 生物脱氮法

2.2.1 生物脱氮技术的工艺

由于常规的活性污泥工艺过程中硝化作用不完全,反硝化作用则几乎不发生,总氮(TKN)的去除率仅 10% ~ 30% 之间。因此促使人们对传统的活性污泥法进行改造,以提高氨氮的去除效果。目前用于焦化废水生物脱氮的工艺主要有 A/O 工艺、A-A/O 工艺和 SBR 工艺。

(1) A/O 工艺

唐丽贞^[10]介绍的出水回流的内循环流程是比较典型的 A/O 处理工艺,该法的优点是,A 段与 O 段分别回流,故菌种单一,能提高污泥处理负荷,能承受很高的进水负荷,而且当进水浓度高时,A 段不需投碳。但在 O 段仍要靠投加生长素来强化操作,以提高处理负荷和确保其进入硝化阶段。内循环法出水回流最主要的缺点是二沉池的体积要比普通活性污泥法大 4 ~ 5 倍。在现有焦化厂普通活性污泥法大量设备闲置的情况下,将普通活性污泥法改为内循环 A/O 处理工艺,存在其可行性。

刘柴变等^[11]通过对 A/O 法处理焦化废水中氨



氮的工艺及影响因素的研究,认为控制较高的 pH 值,较长的污泥龄及 $C/N > 2.86$ 等参数,有利于提高脱氮效率。另外,温度和回流比也是重要的影响因素。刘军等^[12]对鞍钢焦化厂生产实践进行了介绍,表明采用 A/O 内循环生物脱氮工艺处理蒸氨废水是可行的,外排水除 COD 值稍高外,其余指标均可达到国家标准的要求。杨玉昌等^[13]对昆明焦化制气厂生产实践进行了介绍,表明通过对蒸氨系统进行改造的同时,将生化处理装置与 A/O 法生物脱氮工艺相结合,可以使外排废水全面达标排放。但生化处理出水的色度仍高达 200~300 度。

Lee 等^[14]研究认为,在 A/O 法处理焦化废水时,造成焦化废水色度高的原因主要是茚、1-2-二氢茚及茈萘等高色度的物质 80% 以上存在于水相中。Min Woo Lee 等^[15]通过前馈控制投加碳源强化生物脱氮过程处理焦化废水, Sam 等^[16]介绍了美国 Gary 焦化厂焦化自 1998 年开始采用 A/O 工艺处理焦化废水脱除高浓度的氨氮,进水 3000 mg/L,出水 < 5 mg/L。

(2) A-A/O 工艺

A-A/O 工艺是在 A/O 法流程前加一个厌氧段,在厌氧段,废水中难以降解的有机物开环变为链状化合物,链长的化合物开链为链短的化合物。由于焦化废水中含有大量喹啉、吡啶和异喹啉等难降解的化合物,因此有必要增加厌氧段提高废水处理效果。

周玲玲^[17]对 A-A/O 生物脱氮法处理焦化废水进行了探讨,认为 A-A/O 法生物膜系统处理焦化废水切实可行。在生物膜法脱氮系统中,采用半软性填料具有长期不结泥球的优点。

杨平等^[18]对攀钢焦化废水进行了 A-A/O 生物脱氮中试研究,试验表明,流化床生物脱氮 A-A/O 工艺处理焦化废水氨氮具有较好的效果,进水氨氮平均 470 mg/L,出水平均 10.33 mg/L,达到了一级排放标准。Sutton 等^[19]对 A-A/O 工艺应用生物流化床技术处理焦化废水进行了研究认为,生物流化床具有提高污泥浓度、缩短水力停留时间、提高容积负荷、不易堵塞和占地面积小等优点。

(3) SBR 工艺

SBR 是由美国的 Irvine 等^[20]在 20 世纪 70 年代初开发的。焦化废水脱氮过程中,由于硝化阶段需要好氧,反硝化阶段需要厌氧,并且硝化与反硝化所需 pH 值、停留时间不同,这些都可以应用 SBR 工艺

实现。随着自动化程度的提高,近年来在国内外被引起广泛重视^[21,22]。

钟梅英等^[23]对 SBR 工艺用于处理焦化废水进行了可行性研究,试验结果表明,利用 SBR 工艺处理焦化废水是可行的。在试验中还考察了 SBR 工艺的运行方式、曝气时间和污泥负荷等对 COD、氨氮的去除效果。结果表明,进水 COD 为 650~1900 mg/L、氨氮为 150~330 mg/L 时,去除率分别达到 80% 和 70% 以上,经技术经济分析,水处理费用约为 1.3 元/t。

杜军等^[24]介绍了 SBR 用于焦化废水生物脱氮的基本原理和工艺特色,讨论了影响循序间歇式反应的因素,除了受到 pH 值、溶解氧、碳源和污泥龄等因素的影响外,还受到负荷及曝气方式的影响。分析认为,SBR 生物脱氮工艺能够充分利用废水中的 COD,并利用自身的特点调节水中的 pH 值,节省外加碱量。SBR 生物脱氮工艺是一种新的、不需要外加碳源的脱氮方法,并具有操作灵活、能适应多种处理要求的新工艺。

2.2.2 国内外生物脱氮新理论及新工艺

近年来的许多研究^[25~28]表明,硝化反应不仅由自养菌完成,某些异养菌也可以起硝化作用;反硝化不只在厌氧条件下进行,某些细菌也可在好氧条件下进行反硝化;而且,许多好氧反硝化菌同时也是异养硝化菌,并能把 NH_4^+ 直接氧化成 NO_2^- 后直接进行反硝化反应。在概念和工艺上的新发展主要有:短程(或简捷)硝化反硝化、同时硝化反硝化和厌氧氨氧化。

(1) 短程(或简捷)硝化反硝化

生物脱氮需经过硝化和反硝化 2 个过程。当反硝化反应以 NO_3^- 为电子受体时,生物脱氮过程经过 NO_3^- 途径;当反硝化反应以 NO_2^- 为电子受体时,生物脱氮过程则经过 NO_2^- 途径。前者可称为全程硝化反硝化,后者可称为短程(或简捷)硝化反硝化。与全程硝化反硝化相比,短程硝化反硝化具有如下的优点^[29]:①硝化阶段可减少需氧量,降低了能耗;②反硝化阶段可减少有机碳源,降低了运行费用;③反应时间缩短,反应器容积可减小;④具有较高的反硝化速率;⑤污泥产量降低;⑥减少了投碱量等。对低 COD/ NH_4^+ 比的焦化废水具有重要的现实意义。

目前比较有代表性的工艺为 SHARON 工艺,该工艺采用的是完全混合反应器(CSTR),反应器适合于处理高浓度含氮废水,通过控制温度和 HRT 就可



以自然淘汰掉硝化菌,使反应器中的亚硝酸菌占绝对优势,从而使氨氧化控制在亚硝酸盐阶段,并通过间歇曝气便可达到反硝化的目的。

李春杰等^[30]采用一体化膜-序批式生物反应器处理焦化废水的过程中获得了稳定、高效的短程硝化作用,平均亚硝化率为 91.1%;耿艳楼等^[31]以循环式生物反应器作为好氧反应器,以固定床反应器作为缺氧反应器和厌氧反应器,进行了简捷硝化-反硝化过程处理焦化废水的试验。试验结果显示,简捷硝化-反硝化过程具有更高的 COD 和氨氮去除负荷,更低的出水 NO_3^- -N 浓度,脱氮效果远远优于传统硝化-反硝化过程。郑金伟等^[32]利用 A/O/O 生物脱氮工艺通过对亚硝酸型反硝化生物脱氮与硝酸型反硝化生物脱氮工艺的比较,探讨了需氧量、耗碱量及投资降低的机理。他们认为,在焦化污水处理工艺中,A/O/O 工艺在耗氧量、碱耗及投资等方面均低于 A/O 工艺,生产成本也有较大的降低,若以 NaOH 为碱源,可进一步降低生产成本。

(2)同时硝化反硝化

同时硝化反硝化(SND),是在一个反应器中同时实现硝化反硝化。王建龙^[33]对同时硝化反硝化机理从生物学、生物化学和微环境理论的角度进行了总结,并探讨了应用固定化技术可以实现同时硝化反硝化。同时硝化反硝化工艺中硝化与反硝化 2 个阶段可以在同一个反应器中完成,省去第二阶段的厌氧反硝化池或减少其尺寸,简化了工艺流程;硝化产生的酸度可部分被反硝化的碱度中和;可以缩短水力停留时间,减少反应器体积和占地面积。

赵庆祥等^[34]研究了将硝化菌和反硝化菌混合包埋,利用载体对氧产生的扩散阻力在颗粒内部形成好氧区、缺氧区和厌氧区,使硝化和反硝化 2 个过程有机地结合在一起,在好氧条件下同时进行硝化和反硝化。研究认为,海藻酸钙是包埋固定硝化菌和反硝化菌较为理想的载体;利用混合固定的硝化菌与反硝化菌进行单级生物脱氮时的最适当的 pH 值和温度分别是 8.2℃ 和 30℃;周少奇等^[35]对同时硝化反硝化生物脱氮新技术的影响因素进行了较全面的探讨,认为影响 SND 的控制因素主要有絮凝体结构、DO 浓度、碳源及 ORP 等,指出了实现 SND 一些急需解决的主要问题。

(3)厌氧氨氧化

厌氧氨氧化是指在厌氧条件下,微生物直接以 NH_4^+ 为电子供体,以 NO_3^- 或 NO_2^- 为电子受体,将

NH_4^+ 、 NO_3^- 或 NO_2^- 转变成 N_2 的生物氧化过程。氨的厌氧氧化具有以下优点:无需外加有机物作电子供体,既可节省费用,又可防止二次污染;可使耗氧能耗大为降低;氨厌氧氧化的生物产酸量、产碱量大幅下降,可以节省可观的中和药剂。

ANMMOX 工艺^[36]为荷兰 Delft 技术大学所开发,该工艺主要采用的是流化床反应器。ANMMOX 工艺由于是在厌氧条件下直接利用 NH_4^+ 为电子供体,无需供氧、无害外加有机碳源维持反硝化、无需额外投加酸碱中和药剂,故降低了能耗,节约了运行费用,同时还避免了因投加中和试剂有可能造成的二次污染问题。Jetten 等^[37]利用 SHARON-ANAMMOX 联合工艺对污泥消化出水进行了研究,用 SHARON 反应器的出水作为 ANAMMOX 流化床反应器的进水,在限制 NO_2^- 的 ANAMMOX 反应器中 NO_2^- 全部去除,试验中 NH_4^+ -N 的去除率可以达到 83%。

郑平等^[38]对厌氧氨氧化菌混培物生长及代谢动力学进行了研究,试验结果显示,厌氧氨氧化的最适宜 pH 值是 7.6,最适宜温度是 30℃。研究认为,如果能够获得足量接种物,又能使其适度增殖,将厌氧氨氧化应用于生产是完全可能的。

3 结 语

(1)由于各焦化厂的生产规模、煤质、配煤结构、焦化产品回收工艺及加工深度有差异,进入污水处理装置的水质与水量、现有处理装置的能力、工艺流程及设计参数也互不相同,因此,应根据各厂的实际情况,选择适宜的流程,进行试验研究,获得较为合理的工艺参数和经济指标,取得一些操作运行经验,以确定生产装置改造的最佳工艺路线和技术方案,为设计提供较为完整的技术经济依据,使生产装置的改造能以最小的投入获得最佳的效益。

(2)生物脱氮技术由于具有处理效果好、处理过程稳定可靠、处理成本低和操作管理方便等优点而得到广泛运用,为水体中氮的去除提供了有效手段。但仍需要开发成本低廉、效果稳定的新工艺,利用生物技术强化脱氮过程,提高处理效果等方面需进一步深入研究。

(3)由于脱氮理论研究的深入,对如何利用新的理论提出新的工艺、如何将新的工艺应用于焦化废水和如何借鉴其他行业的废水处理工艺并根据焦化废水的特点应用于焦化废水脱氮的处理,仍需进一



步的研究。

(4) 由于现有焦化废水脱氮的投资较高、占地面积较大、运行费用也较高,加之对净化工段要求的严格,应寻找解决焦化废水脱氮处理的投资省、运行费用低、处理效果好的方案。

参 考 文 献

- [1] 国家环保局. 钢铁工业废水处理. 北京: 中国环境科学出版社, 1992
- [2] 李荣波. 焦化废水处理的现状与展望. 全国工业用水与废水处理技术交流会, 2001
- [3] 蔡秀珍, 等. 吹脱法处理高浓度氨氮废水试验. 环境科学动态, 1998, (4): 21 ~ 23
- [4] 张林生. 废水脱氮除磷方法与处理工艺. 污染防治技术, 1999, (4): 200 ~ 203
- [5] 张晓丽, 等. 沸石去除废水中氨氮的实验研究. 科技情报开发与经济, 1999, 9(1): 14 ~ 17
- [6] 张昌鸣, 等. 粉煤灰处理焦化废水的研究. 燃料与化工, 1998, 29(2): 319 ~ 322
- [7] Konishi, Koko, Kabayashi, Minoru. Denitrification method and apparatus for ammonium removal from wastewater. Jpn. Kokai Tokkyo Koho JP 62258795
- [8] 计中坚, 等. 焦化污水的现代净化技术. 现代化工, 2002, (1): 23 ~ 26
- [9] 殷广瑾, 等. 利用烟道气处理焦化剩余氨水或全部焦化废水. 冶金环境保护, 1999, (4): 1 ~ 5
- [10] 唐丽贞. 缺氧-好氧生物脱氮技术在焦化废水处理中的应用. 化工环保, 1994, 14(4): 216 ~ 220
- [11] 刘柴变, 等. A/O 生物法脱除焦化废水中氨氮的工艺及影响因素. 煤化工, 1994, (3): 52 ~ 57
- [12] 刘军, 等. 用生物脱氮技术处理焦化废水. 燃料与化工, 2001, 31(4): 202 ~ 203
- [13] 杨玉昌, 等. A/O 法生物脱氮技术在蒸氨废水中的应用. 燃料与化工, 2002, 33(3): 153 ~ 155
- [14] M.W. Lee, J.M. Park. Biological nitrification removal from coke plant wastewater with external carbon addition. Water Environ. Res., 1998, 70: 1090 ~ 1095
- [15] Min Woo Lee, et al. Control of external carbon addition in biological nitrogen removal process for the treatment of coke-plant wastewater. Water Environ. Res., 2001, 73(4): 415 ~ 425
- [16] Sam E., Shelby Jr. Start-up and initial operations of the new coke plant wastewater treatment system at U. S. steel gary work. Steel Technology, 2001, 6: 45 ~ 50
- [17] 周玲玲. A-A/O 生物脱氮法处理焦化废水的探讨. 煤矿环境保护, 1998, 12(6): 60 ~ 61
- [18] 杨平, 等. 生物流化床 A-A/O 工艺处理焦化废水中试研究. 化工学报, 2002, 53(10): 1085 ~ 1088
- [19] Sutton P. M., et al. Biological fluidized-bed treatment of wastewater from byproduct coking operations: Full-scale case history. Water Environ. Res., 1999, 71(1): 5 ~ 9
- [20] Irvine R.L., Bush A.W. Sequencing batch biological reactors: An overview. J. Water Pollut. Control Fed., 1979, 51: 235
- [21] Ng Wun-Jern. Sequencing batch reactor treatment of wastewater. Environmental Sanitation Information Center Bangkok, 1989
- [22] Anh-long Nguyen, Sheldon J. B. Duff, John D. Sheppard. Application of feedback control based on dissolved oxygen to a fixed-film sequencing batch reactor for treatment of brewery wastewater. Water Environ. Res., 2000, 72(1): 75 ~ 84
- [23] 钟梅英, 等. SBR 工艺处理焦化废水的可行性研究. 安徽机电学院学报, 2001, 16(1): 62 ~ 66
- [24] 杜军, 等. SBR 去除废水中的氨氮. 煤炭转化, 2000, 23(1): 29 ~ 30
- [25] Robertson L.A., van Neil E.W.J., Torremans R.A.M., et al. Simultaneous nitrification and denitrification in aerobic chemostat cultures of thiosphaera pantotropha. Appl. Environ. Microbiol., 1998, 54(11): 2812 ~ 2818
- [26] Hong W. Zhao, Donalds Mavinic, et al. Controlling factors for simultaneous nitrification and denitrification in a two-stage intermittent aeration process treating domestic sewage. Water Research, 1999, 33(4): 961 ~ 970
- [27] Munch E. V., et al. Simultaneous nitrification-denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. Water Res., 1996, 30: 227 ~ 286
- [28] Graff A. A., et al. Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process. App. Environ. Microbiol., 1995, 61: 1246 ~ 1251
- [29] 周少奇, 等. 生物脱氮新技术研究进展. 环境污染治理技术与设备, 2000, 1(6): 11 ~ 19
- [30] 李春杰, 等. SMSBR 处理焦化废水中的短程硝化反硝化. 中国给水排水, 2001, 17(11): 50 ~ 54
- [31] 耿艳楼, 等. 简捷硝化-反硝化过程处理焦化废水的研究. 环境科学, 1993, 14(3): 2 ~ 7
- [32] 郑金伟, 等. 亚硝酸盐型反硝化生物脱氮的节能机理及优化方案. 燃料与化工, 2002, 33(3): 147 ~ 149
- [33] 王建龙. 生物固定化技术与水污染控制. 北京: 科学出版社, 2002. 214 ~ 216
- [34] 赵庆祥, 等. 单级生物脱氮技术研究. 上海化工, 1999, 24(24): 13 ~ 15
- [35] 周少奇, 等. 同时硝化反硝化生物脱氮技术研究进展. 环境技术, 2002, (2): 38 ~ 44
- [36] Sirous M. S. M. Ammonium removal from concentrated wastewater stream with the anaerobic ammonium oxidation process in different configurations. Wat. Res., 1997, 31: 1995 ~ 1962
- [37] Jetten M. S. M., Horn S. J., Vanlosdrecht M. C. M. Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system. Wat. Sci. Tech, 1997, 35(9): 171 ~ 180
- [38] 郑平, 等. 厌氧氨氧化菌混培物生长及代谢动力学研究. 生物工程学报, 2001, 11(2): 193 ~ 198