

文章编号:1005-0523(2015)02-0129-07

氨氮废水处理技术发展现状

鲁秀国¹, 罗军¹, 赖祖明²

(1.华东交通大学土木建筑学院,江西 南昌 330013; 2.江西耐可化工设备填料有限公司,江西 萍乡 337005)

摘要:结合不同浓度氨氮废水的水质特点,评述了近二三十年来国内外主要的除氮技术,包括折点氯化法、吹脱法、离子交换法、化学沉淀法等物理化学法,以及传统生物处理技术和新型生物处理技术,如厌氧氨氧化、短程硝化反硝化、同时硝化反硝化等,并指出以上处理技术的适用条件及其优缺点和氨氮废水处理技术今后的发展趋势。

关键词:氨氮废水;除氮技术;生物脱氮

中图分类号:X703

文献标志码:A

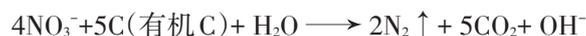
随着我国工业化与城市化进程的不断加快,伴随而来的环境污染问题日益严峻。其中,氮是引起水体富营养化和环境污染的重要因素,其主要来源于生活粪便污水和医药、化工等工业废水。氨氮浓度较高时易造成以氮源为营养物质的藻类植物大量繁殖,严重时导致水中溶解氧急剧下降,大量鱼类死亡,水体平衡失稳,生态环境遭受破坏。近二三十年来,国内外在氨氮废水的处理方面开展了大量研究,在围绕科学高效、经济环保、资源回收、出水稳定等方面形成了丰富的理论知识和不断完善的工艺技术。简述了近年来的研究进展,指出相关氨氮处理技术的适用条件和优缺点,并对今后氨氮废水的发展趋势作了简单介绍。

1 中低浓度氨氮废水处理技术

按有关浓度划分原则, NH_4^+-N 浓度在 $500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下的生活污水和工业废水^[1]属于中低浓度的氨氮废水。目前常采用传统生物脱氮法和物化法处理中低浓度的氨氮废水。其中,物化脱氮主要包括折点氯化法、离子交换法等。

1.1 传统生物法氨氮废水处理

传统生物脱氮工艺是由巴茨(Barth)开创的基于氨化、硝化、反硝化3个独立反应过程的三级活性污泥法。用以下反应式表示:



该工艺将硝化反应和反硝化反应作为两个独立的阶段分别在各自的反应器或能交替形成好氧-缺氧环境的同一反应器内进行,具有反应较快、脱氮效果较高等优点。之后在此基础上经过进一步研究与发展,逐步形成了A/O工艺、A²O工艺、SBR、氧化沟、PASF、Bardenpho、Dephanox等各种改进型工艺^[2-3]。Sukru Aslan^[4]等采用新型流化床FBBDR处理浓度在 $227\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的氨氮废水,脱氮率最高达到98%,达到一级排放标准。叶正芳等^[5]采用IBAF(固定化微生物曝气生物滤池)处理垃圾渗滤液,氨氮去除率达到99.9%。传

收稿日期:2014-10-09

基金项目:国家科技支撑计划资助项目(2014BAC04B03)

作者简介:鲁秀国(1964—),男,教授,博士,研究方向为水污染控制。

统生物法处理氨氮废水存在的主要问题是反应流程长、反应器大、占地多、常需外加碳源、供氧量大等,造成处理费用高。因此传统生物法一般用于低浓度氨氮废水脱氮,若用于中浓度氨氮废水脱氮,常需前置物理化学工艺或采用稀释法等将氨氮浓度降至可生物处理范围内后再进行处理。

1.2 折点氯化法

折点氯化法是指向含有氨氮的废水中加入氯气或次氯酸钠,生成HClO,并进行以下反应^[6]:



当投氯量达到 $n(\text{Cl}) : (\text{NH}_4^+)$ 为1:1时,化合性余氯增加。当 $n(\text{Cl}) : (\text{NH}_4^+)$ 为1.5:1时,溶液中余氯达到最小点,该点即为折点。此时,氧化性氯基本全被还原,氨氮基本全被氧化。若再加氯,则溶液中余氯增加,且为游离性余氯。

在工程实际应用中,折点氯化法一般用于中低浓度氨氮废水的处理,具有使用设备、反应速度快、脱氮效率高等优点。马金保等^[7]用折点氯化法处理铵盐催化氧化法制备四氧化三锰产生的低浓度氨氮废水,实验结果表明:当 $\text{pH}=7$,氨氮浓度 $38 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,反应时间 10 min ,次氯酸钠投加量为1:800(体积比)时,氨氮的去除率达到98%以上。黄海明等^[8]研究折点氯化法处理低浓度氨氮废水(浓度为 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)时发现,当 $\text{pH}=7$, $\text{Cl}/\text{NH}_4^+=7$,反应时间为 $10 \sim 15 \text{ min}$,出水氨氮残余浓度在 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下,氨氮去除率高达98%。鲁璐等^[9]通过实验发现,与化学沉淀法相反,折点氯化法当氨氮低浓度时反应效率高,反应物初始浓度为 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,氨氮去除率近乎82%,当初始浓度升高时,氨氮去除率反而降低。此外,由于折点氯化法容易形成氯胺等副产物,导致水体二次污染,造成人体伤害。因此,折点氯化法一般用于较低浓度氨氮废水的处理或者高浓度氨氮废水的深度处理。

1.3 离子交换法

离子交换法是指沸石、树脂等颗粒将 NH_4^+ 吸附于表面,利用其所带的可交换离子在固相和气相的界面上发生离子交换过程,从而达到去除废水中氨氮的目的。王国贞等^[10]用改性煤矸石处理初始氨氮浓度为 $211.87 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的废水,结果发现处理后的氨氮浓度降到 $74 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,氨氮脱除率接近70%。袁俊生等^[11]研究了斜发沸石法去除工业废水中氨氮的方法,发现在 $\text{pH}=5$ 、吸附温度为 $20 \text{ }^\circ\text{C}$ 、吸附速度为 $0.0027 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 、洗脱温度为 $75 \text{ }^\circ\text{C}$ 、洗脱速度为 $0.0008 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 的综合条件下,处理后废水氨氮浓度由 $246 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降到 $21.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

离子交换法一般只适用于中低浓度氨氮废水的处理,由于吸附交换颗粒具有一定的离子交换容量,若处理高浓度废水会因频繁再生致处理成本升高。杨朗等^[12]使用沸石对氨氮废水进行交换处理,沸石吸附氨氮(NH_4^+)饱和后用 NaCl 溶液对其再生,然后用化学沉淀法对富含 NH_4^+ 的再生液进行脱氮,结果发现沸石对氨氮废水有很好的脱氮效果,且经过再生后,交换能力能得到进一步提升。对沸石进行再生处理后的再生液经MAP脱氮处理,得到氨氮(NH_4^+)质量浓度由 $141.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 $12.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,并实现了氨氮的回收利用。

2 高浓度氨氮废水处理技术

高浓度氨氮废水的 NH_4^+-N 浓度一般在 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上。由于高浓度氨氮的生物毒性,若采用传统生物法处理,其浓度一般不宜超过 $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。目前,高浓度氨氮废水的脱氮主要采用物化法和新型生物脱氮法。其中,因经济成本等因素,物化法通常用于高浓度氨氮废水的预处理,其主要包括吹脱法、化学沉淀法等。

2.1 吹脱法

水中的氨氮,多是以氨离子(NH_4^+)和游离氨(NH_3)的形式存在,两者保持动态平衡,平衡关系为



pH 值对这一平衡关系影响很大,当 pH 值升高至碱性,平衡向左移动,游离氨所占比例增大。当 pH 值

为11左右时,游离氨(NH_3)所占比例能达到90%以上。此时若通入空气或蒸汽,则经过汽液接触,游离氨从水中逸出,这就是吹脱法的脱氮原理。郑林树等^[13]采用吹脱法处理高浓度氨氮废水,经过实验研究发现:在 $\text{pH}=11$,温度 $70\text{ }^\circ\text{C}$,气液比7 000,吹脱时间2 h的条件下氨氮脱除率达到97%以上,可以将废水中最高氨氮浓度从 $19\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低到 $570\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。孙业涛等^[14]采用吹脱法处理通辽市通顺碳素厂恩德炉粉煤制气工艺产生的 $1\ 716.2\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的高浓度氨氮废水时发现:在温度 $25\text{ }^\circ\text{C}$, pH 值为11,曝气量 $1\ \text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$,吹脱时间150 min条件下,出水的氨氮脱除率可达99.52%,氨氮浓度为 $8.28\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,达到污水综合排放标准《GB 8978-1996》中一级排放标准。K.C.CHENG等^[15]对含有高浓度氨氮的垃圾渗滤液(其中氨氮浓度为 $705\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)进行了研究,在温度 $20\text{ }^\circ\text{C}$, pH 值为12,曝气量 $5\ \text{L}\cdot\text{min}^{-1}$,自由吹脱时间24 h的条件下,氨氮脱除率能达到90%以上。

虽然吹脱法具有脱氮效率高、操作简单、易于控制等优点,但能耗也大。尤其是汽提法,处理1 t废水至少需要0.5 t蒸汽;如用汽提法每天处理废水 $300\ \text{m}^3$,处理后废水中氨氮含量 $2.35\ \text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$,则每天大约浪费0.9 t氨,且排放的游离氨总量不能满足氨的大气排放标准^[16]。此外用吹脱法处理后的出水中氨氮浓度仍较大,常常不能满足水质排放的要求。因此,吹脱法适合于高浓度氨氮废水的预处理。在工程实际中,吹脱法常常与其他技术联合处理高浓度氨氮废水。“物化处理—萃取分离—再生回收—二级提馏—双膜回用”的废水联合处理工艺^[17],用于高浓度氨氮、含酚废水的处理,效果很好,实现了废物资源化。Yu Wang等^[18]用吹脱和催化氧化联合工艺处理高浓度氨氮堆肥废水,脱氮率达到90%以上,最高能达到98%。

2.2 化学沉淀法

向氨氮废水中投加 PO_4^{3-} 和 Mg^{2+} ,使之和废水中 NH_4^+ 生成难溶的磷酸铵镁 $\text{MgNH}_4\text{PO}_4\cdot 6\text{H}_2\text{O}$,再经过重力沉淀作用使其从废水中分离。这种去除氨氮的方法称为磷酸铵镁沉淀法,简称MAP法。

磷酸铵镁是一种复合肥,可用作土壤的肥料,同时在医学上也可以加工成药剂,具有较高的经济价值。吴立等^[19]在用MAP法处理含有高浓度氨氮垃圾渗滤液时发现,组合药剂 $\text{MgCl}_2+\text{Na}_2\text{HPO}_4$ 对氨氮的去除效果最好,并对该组合药剂去除氨氮的影响因素进行了优化,结果表明:当 pH 为9.0,反应时间为50 min, $n(\text{Mg}^{2+}):n(\text{NH}_4^+):n(\text{PO}_4^{3-})$ 为1.2:1:0.9时,氨氮可由原来的 $2\ 100\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低到 $317\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,去除率达84.9%。李晓萍等^[20]先后加入 MgO 和 H_3PO_4 处理化肥厂合成氨车间高浓度含氨废水(浓度为 $169.1\ \text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$),通过试验得出在 pH 值为9.0, $n(\text{PO}_4^{3-}):n(\text{Mg}^{2+}):n(\text{NH}_4^+)$ 为1:1.5:1时氨氮去除率较大并且可较好地回收氨生成鸟粪石,两步沉淀工艺氨氮去除率达99.1%,氨回收率为80.1%。刘小澜^[21]用MAP法处理焦化厂高浓度氨氮废水时发现,在 pH 值为8.5~9.5的条件下,投加的药剂 $n(\text{Mg}^{2+}):n(\text{NH}_4^+):n(\text{PO}_4^{3-})=1.4:1:0.8$ 时,废水中氨氮的去除率达99%以上,出水氨氮的质量浓度由 $2\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $15\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。G.ELDiawani等^[22]用卤水作为镁离子来源处理氨氮浓度为 $2\ 651.5\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的工业氨氮废水时发现在 $n(\text{Mg}^{2+}):n(\text{NH}_4^+):n(\text{PO}_4^{3-})$ 为1.6:0.6:1, $\text{pH}=9.6$ 的情况下脱氮效果也很好。

化学沉淀法具有脱氮效率高、工艺简单、废物资源化等优势。Haiming Huang等^[23]用 MgO -皂化废水作为镁离子来源处理猪场废水,在 $n(\text{Mg}^{2+}):n(\text{NH}_4^+):n(\text{PO}_4^{3-})$ 为1.1:1:1条件下氨氮去除率达到90%以上。但由于处理高浓度氨氮废水脱氮效率高于低浓度氨氮废水,因此一般也只用于处理高浓度氨氮废水。此外,处理成本高、氨氮残留浓度较高等同样限制了其推广应用。所以,提高技术水平和经济效益将是化学沉淀法未来的发展方向和优先选择。

2.3 新型生物法氨氮废水处理

如前所述,传统生物法不适用于处理高浓度氨氮废水。因此寻求高效经济的新型生物脱氮法一直是科学工作者坚持不懈的奋斗目标,并已取得了重大进展:一方面出现了好氧反硝化、厌氧氨氧化、短程硝化反硝化、同时硝化反硝化等新型生物脱氮理论,另一方面形成了与之相应的脱氮工艺。创建新型生物理论和研发新型脱氮工艺是高浓度氨氮废水处理的前进方向,符合经济社会可持续发展目标,具有光明广阔的

应用前景。

2.3.1 厌氧氨氧化

厌氧氨氧化(ANAMMOX)是指在缺氧条件下,以 NO_2^- -N为电子受体, NH_3 为电子供体,厌氧氨氧化菌将氨氮转化为 N_2 的过程。相较于传统硝化/反硝化工艺能耗大、需外加碳源、产生大量温室气体,厌氧氨氧化更加经济环保。在南非,J Wilsenach等^[24]在具有百年声誉的Daspoort污水处理厂发现,其生物滤池生物膜上存在大量的厌氧氨氧化细菌,厌氧氨氧化反应在氨氮去除方面扮演了非常重要的角色。Strous等^[25]通过控制生物流化床和固定化床中的运行条件实现ANAMMOX,氨氮转化率达82%。朱明石等^[26]利用厌氧氨氧化法来处理高浓度氨氮废水,当进水TN, NH_3 -N, NO_2^- -N分别为788.8,340.0,448.8 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,其去除率分别达到85.0%,84.0%,93.0%。目前有研究表明:厌氧氨氧化细菌能与亚硝酸盐氧化—甲烷还原菌联合处理污泥消化液,达到同时脱氮和去除甲烷的目的^[27-29]。近年来,厌氧氨氧化技术已逐步应用工程实际中,并形成了多种工艺^[30-31]。与其他脱氮技术相同,厌氧氨氧化脱氮效果和稳定性受到PH、温度、COD、重金属等多种因素的影响^[32-33]。因此提高反应速率,菌种生长、停留时间以及在低温条件下出水浓度保持在较低范围内将是厌氧氨氧化技术未来研究与发展的方向。

2.3.2 短程硝化反硝化

传统生物脱氮法包括硝化和反硝化两个阶段:在硝化阶段, NH_4^+ -N首先在亚硝化菌的作用下转化为 NO_2^- -N,并在此基础上经硝化菌转化为 NO_3^- -N;在反硝化阶段, NO_3^- -N为电子受体,在反硝化菌的作用下 NO_3^- -N转化为气态氮。若在反硝化阶段,反硝化菌经过 NO_2^- -N途径后,直接将 NO_2^- -N电子受体转化为气态氮的过程则称之为短程硝化反硝化。相对传统生物脱氮来说,短程硝化反硝化具有众多优势^[34]:①需氧量减少,耗能降低。②外加碳源减少,运行成本降低。③反应时间缩短,污泥生成量降低,反应器容积减小等。

荷兰的Delft工业大学^[35]开发出了基于短程硝化反硝化的SHARON工艺,它根据亚硝化菌的特点,通过控制温度、pH、水力停留时间、溶解氧等条件使硝化菌的竞争能力大大降低,将硝化反应处于亚硝化阶段,然后直接反硝化。SHARON是第一个成功经 NO_2^- -N途径实现反硝化的工艺技术,它能实现90%的脱氮率^[36],比传统硝化反硝化减少25%的需氧量和40%的外加碳源。刘超翔^[37]利用短程硝化反硝化法处理含有高浓度氨氮的焦化废水(氨氮浓度为510.4 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)试验结果发现,出水氨氮的浓度降至14.2 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,氨氮脱除率达到97.2%。Stijn WH Van Hulle等^[38]发现pH在6.5~8,温度在35~45 $^{\circ}\text{C}$ 范围内SHARON生物活性达到最大。G. Ciudad等^[39]通过控制溶解氧(1.4 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)实现75%的亚硝酸氮积累量和95%的氨氮去除率。此外,S. Fudala-Ksiazek等^[40]用SBR法处理垃圾渗滤液与城市污水混合液时通过控制进水氨氮浓度、溶解氧、pH、游离氨浓度等成功实现了短程硝化反硝化。

短程硝化反硝化适合于处理焦化、石化、化肥及垃圾渗滤液等低碳源的高浓度氨氮废水,并为具有良好应用前景的高浓度氨氮废水的高效生物脱氮提供了另一重要途径。但需解决的问题在于亚硝酸氮的积累和菌种的保持。

2.3.3 同时硝化反硝化

传统生物脱氮法认为硝化和反硝化是两个独立存在的反应过程,在时间或空间上具有一定的先后顺序。但近年来随着异养硝化、好氧反硝化、自养反硝化等理论的出现及相应工艺技术的应用,人们对同时硝化反硝化有了全新的认识,并形成了新的生物脱氮理论。这种硝化和反硝化反应在同一反应器内同时进行,称为同时硝化反硝化。Fangang Meng等^[41]基于硝化反硝化研发出了一种新型生物脱氮工艺NWHBR,NWHBR兼有生物膜与活性絮状污泥两种特性,能实现近乎100%的氨氮和80%的总氮去除率。此外,NWHBR凭借较高的传质效率、较低的出水回流率以及丰富的生物多样性,成为近年来的研究热点。

相较于传统全程硝化反硝化工艺,同时硝化反硝化具有外加碳源少、无需调控pH、高效经济等优

点。同时研究发现,影响同时硝化反硝化脱氮效率的因素比较多,主要有温度、DO浓度、污泥龄、絮凝体结构等^[42-45],由此造成操作过程复杂、控制难度高等问题。目前,国内用同时硝化反硝化技术处理高浓度废水的工程应用还比较少,因而具有光明的利用前景,但需急于解决的问题也比较多,如稳定高效、操作困难等。

3 结语

综上,由于不同浓度的氨氮废水水质特点不同,因而需要采用相适应的脱氮技术,处理技术的选择主要根据废水的性质、处理效果及经济效益等因素。目前脱氮技术大致分为3类:物理化学方法、传统生物脱氮法、新型生物脱氮法。物化法处理高氨氮废水具有工艺简单、操作方便等优势,缺点在于出水氨氮浓度仍然较高,不能达到排放标准、易造成二次污染等。传统生物法具有处理效果好、处理过程稳定等优点,缺点在于处理成本较高,对进水水质有较高要求。新型生物脱氮法的优势则在于脱氮效率高、节能减耗,不足之处是过程较复杂、技术尚不够成熟等。上述各种脱氮技术都存在着某些缺陷或不足,但随着科学技术的持续发展与新型理论与工艺的不断涌现,以后废水处理技术将会朝着节能、环保、资源化、高效经济等方向发展,如重点突破氨氮废水处理和资源化新工艺、新方法、新装置等关键技术,研制氨氮废水预处理技术过程、废水深度处理与氨资源化回收过程专用化学药剂(如新型高效解氨剂、复合或改性混凝药剂、污水深度处理用吸附剂、绿色阻垢杀菌药剂等)。此外,为减小处理负荷、氨氮原水浓度,最大限度的降低处理成本,还应着重对典型氨氮化工企业生产用水规律、节点排污特征、水质与产品质量耦合关联规律进行研究,开发典型氨氮化工企业水资源高效利用新工艺,同时研发生活废水初步处理装置或建造简易处理构筑物等,尽最大努力做到从源头上减少氨氮废水的排放,从而达到更高层次的环境效益目标,并最终为水体氮的有效控制和水环境生态平衡提供有力支撑与保障。

参考文献:

- [1] 宁平,曾凡勇,胡学伟.中高浓度氨氮废水处理[J].有色金属, 2003,55:30-32.
- [2] HAO X, HEIJNEN J, QIAN Y, et al. Contribution of P-bacteria in biological nutrient removal processes to overall effects on the environment[J]. Water Science & Technology, 2001,44(1):67-76.
- [3] 张树德,曹国凭,张杰.废水生物脱氮新技术及问题[J].河北理工学院学报,2006,28(1):145-150.
- [4] ASLAN S, MILLER L, DAHAB M. Ammonium oxidation via nitrite accumulation under limited oxygen concentration in sequencing batch reactors[J]. Bioresource Technology, 2009,100(2):659-664.
- [5] 聂发辉,李文婷,刘占孟.垃圾渗滤液处理技术的研究进展[J].华东交通大学学报, 2013,30(2):21-27.
- [6] 孙锦宜.含氮废水处理技术与应用[M].北京:化学工业出版社,2003:164-254.
- [7] 马金保.折点氯化法处理四氧化三锰[J].中国锰业, 2013,31(2):49-51.
- [8] 黄海明,肖贤明,晏波.折点氯化处理低浓度氨氮废水[J].水处理技术,2008,34(8):63-65.
- [9] 鲁璐,祁贵生,王焕,等.低浓度氨氮废水处理实验研究[J].化学中间体,2013(1):42-46.
- [10] 王国贞,吴俊峰,王现丽.改性煤矸石对废水中氨氮的去除试验研究[J].煤炭工程, 2010(6):87-88.
- [11] 袁俊生,郎宇琪,张林栋,等.天然沸石工业污水氨氮资源化治理技术[J].环境污染治理技术与设备, 2002,3(12):60-63.
- [12] 杨朗,李志丰,张华,等.离子交换法与化学沉淀法联合处理氨氮废水[J].南京工业大学学报:自然科学版,2012,34(4):110-113.
- [13] 郑林树,徐雪峰.AC废水的氨氮脱除[J].化工生产与技术, 2001(8):34-35
- [14] 孙业涛,郭瓦力,单译,等.吹脱法处理粉煤制气工艺高浓度氨氮废水[J].化学工业与工程, 2010,27(6):486-489.
- [15] CHEUNG K C, CHU L M, WONG M H. Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate[J]. Water, Air, and Soil Pollu-

- tion, 1997,94(1/2):209-221.
- [16] 李晓萍,刘小波,金向军,等.化肥厂高浓度氨氮废水的处理和回用[J].吉林大学学报:理学版, 2006,44(2):295-298.
- [17] 李臣华,陈自强,张少麓,等.一种高浓度氨氮兼含酚废水处理方案[J].煤炭加工与综合利用, 2014(2):63-67.
- [18] WANG Y, PELKONEN M, KOTRO M. Treatment of high ammonium nitrogen wastewater from composting facilities by air stripping and catalytic oxidation[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2010,208(1/4):259-273.
- [19] 吴立,孙力平,李志伟,等.化学沉淀法处理高浓度氨氮废水的试验研究[J].四川环境, 2009,28(1):24-26.
- [20] 付德岗.几种处理工业氨氮废水的方法对比分析[J].中国科技博览,2014(32):279-279.
- [21] 刘小澜,王继徽,黄稳水,等.磷酸铵镁法处理焦化厂高浓度氨氮废水[J].环境污染治理技术与设备, 2005,6(3):65-68.
- [22] EL DIWANI G, EL RAFIE S, EL IBIARI N N, et al. Recovery of ammonia nitrogen from industrial wastewater treatment as struvite slow releasing fertilizer[J]. Desalination, 2007,214(1):200-214.
- [23] HUANG H, CHEN Y, JIANG Y, et al. Treatment of swine wastewater combined with MgO-saponification wastewater by struvite precipitation technology[J]. Chemical Engineering Journal, 2014,254:418-425.
- [24] WILSENACH J, BURKE L, RADEBE V, et al. Anaerobic ammonium oxidation in the old trickling filters at daspoort wastewater treatment works[J]. Water SA, 2014,40(1):81-88.
- [25] STROUS M, VAN GERVEN E, ZHENG P, et al. Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (anammox) process in different reactor configurations[J]. Water Research, 1997,31(8):1955-1962.
- [26] 朱明石,周少奇.厌氧氨氧化-反硝化协同脱氮研究[J].化工环保, 2008(3):214-217.
- [27] HU Z, LOTTI T, VAN LOOSDRECHT M, et al. Nitrogen removal with the anaerobic ammonium oxidation process[J]. Biotechnology Letters,2013,35(8):1145-1154.
- [28] ZHU B, SÁNCHEZ J, VAN ALEN T A, et al. Combined anaerobic ammonium and methane oxidation for nitrogen and methane removal[J]. Biochemical Society Transactions, 2011,39(6):1822-1825.
- [29] VAN DER STAR W R L, ABMA W R, BLOMMERS D, et al. Start up of reactors for anoxic ammonium oxidation: experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam[J]. Water Research, 2007,41(18):4149-4163.
- [30] WETT B. Development and implementation of a robust deammonification process[J]. Water Science and Technology, 2007,56(7):81-88.
- [31] FERNANDEZ I, MOSQUERA-CORRAL A, CAMPOS J L, et al. Operation of an Anammox SBR in the presence of two broad-spectrum antibiotics[J]. Process Biochemistry, 2009,44(4):494-498.
- [32] LOTTI T, CORDOLA M, KLEEREBEZEM R, et al. Inhibition effect of swine wastewater heavy metals and antibiotics on anammox activity[J]. Water Science & Technology, 2012,66(7):1519-1526.
- [33] ABMA W R, DRIESSEN W, HAARHUIS R, et al. Upgrading of sewage treatment plant by sustainable and cost-effective separate treatment of industrial wastewater[J]. Water Science and Technology, 2010,61(7):1715.
- [34] 徐彬彬.吹脱法处理焦化厂高浓度氨氮废水的试验研究[D].成都:西南交通大学, 2011:7-8.
- [35] KHIN T, ANNACHHATRE A P. Novel microbial nitrogen removal processes[J]. Biotechnology Advances, 2004,22(7):519-532.
- [36] VAN KEMPEN R, MULDER J W, UIJTERLINDE C A, et al. Overview: full scale experience of the SHARON® process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering[J]. Water Science and Technology, 2001,44(1):145-152.
- [37] 刘超翔,胡洪营,彭党聪,等.短程硝化反硝化工艺处理焦化高氨废水[J].中国给排水, 2003,19(8):11-14.
- [38] VAN HULLE S W H, VOLCKE E I P, TERUEL J L, et al. Influence of temperature and pH on the kinetics of the Sharon nitrification process[J]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2007,82(5):471-480.
- [39] CIUDAD G, RUBILAR O, MUNOZ P, et al. Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process[J]. Process Biochemistry, 2005,40(5):1715-1719.
- [40] FUDALA-KSIAZEK S, LUCZKIEWICZ A, FITOBOR K, et al. Nitrogen removal via the nitrite pathway during wastewater co-treatment with ammonia-rich landfill leachates in a sequencing batch reactor[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2014,21(12):7307-7318.
- [41] MENG F, WANG Y, HUANG L N, et al. A novel nonwoven hybrid bioreactor (NWHBR) for enhancing simultaneous nitrification

- and denitrification[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2013,110(7):1903–1912.
- [42] PAETKAU M, CICEK N. Comparison of nitrogen removal and sludge characteristics between a conventional and a simultaneous nitrification denitrification membrane bioreactor[J]. *Desalination*, 2011,283:165–168.
- [43] HOCAOGLU S M, INSEL G, COKGOR E U, et al. Effect of low dissolved oxygen on simultaneous nitrification and denitrification in a membrane bioreactor treating black water[J]. *Bioresource Technology*, 2011,102(6): 4333–4340.
- [44] HOCAOGLU S M, INSEL G, UBAY COKGOR E, et al. Effect of sludge age on simultaneous nitrification and denitrification in membrane bioreactor[J]. *Bioresource Technology*, 2011,102(12):6665–6672.
- [45] GUO J, ZHANG L, CHEN W, et al. The regulation and control strategies of a sequencing batch reactor for simultaneous nitrification and denitrification at different temperatures[J]. *Bioresource Technology*, 2013,133:59–67.

Development of Ammonia Nitrogen Wastewater Treatment Technology

Lu Xiuguo¹, Luo Jun¹, Lai Zuming²

(1.School of Civil Engineering and Architecture, East China Jiaotong University, Nanchang 330013, China; 2. Jiangxi Naike Chemical Equipment Packing Co., Ltd., Pingxiang 337005, China)

Abstract: Based on the characteristics of different concentrations of ammonia–water wastewater, this paper reviews the main physical and chemical treatment technologies at home and abroad for nearly three decades, including break point chlorination, air stripping, selective ion exchange and chemical precipitation. Besides, it discusses the conventional biological denitrogenation process and novel biological denitrogenation process, such as anaerobic ammonia oxidation, short nitrification and denitrification, simultaneous nitrification and denitrification. Finally it points out the application conditions, advantages, disadvantages and the future development trends of treatment technologies.

Key words: ammonium–nitrogen wastewater; denitrogenation technology; biological denitrogenation

(责任编辑 刘棉玲)