

垃圾渗滤液脱氮技术研究进展

陈刚, 李军, 金永祥, 王磊, 彭锋

(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 100022)

摘要: 目前关于垃圾渗滤液脱氮问题已经研究了很多方法, 主要有物理化学方法和生物法等。本文就几种常见的物理和化学方法进行比较分析。介绍了短程硝化反硝化、厌氧氨氧化、亚硝化—厌氧氨氧化、CANON 等几种新型高效生物脱氮技术在垃圾渗滤液脱氮的应用前景。

关键词: 物化法; 生物脱氮; 短程硝化反硝化; 厌氧氨氧化; 亚硝化—厌氧氨氧化

垃圾渗滤液的成分相当复杂, 不仅含有高浓度的有机物, 而且还含有高浓度的氨氮、碱和重金属等。随着填埋时间的延长, 渗滤液氨氮质量浓度增加, 高达几千毫克升, 老年垃圾渗滤液甚至 C/N 比小于 3。如此高浓度 $\text{NH}_3\text{-N}$ (包括 $\text{NH}_4^+\text{-N}$) 的去除成为一个比较棘手的问题。为此, 渗滤液脱除 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的研究也已成为目前垃圾渗滤液治理研究的最主要内容之一。目前, 对高浓度氨氮垃圾渗滤液处理技术可以分为物理化学法、传统生物脱氮法和新型生物脱氮技术三大类。

1 物化、化学方法

1.1 吹脱法

氨吹脱法是去除渗滤液中氨氮最普遍应用的方法之一。吹脱法是在碱性条件下, 向垃圾渗滤液中鼓入空气使 NH_4^+ 转化为 NH_3 释放出来。氨吹脱的主要形式有曝气池、吹脱塔和精馏塔。王军^[1] 等对武汉流芳垃圾填埋场的渗滤液用吹脱池进行曝气氨吹脱, 用石灰调节 pH 值至 12 以上, 气液体积比为 3000 时, 经 4 h 吹脱, ρ (氨氮) 由 1075.88 mg/L 降至 186.21 mg/L, 经 7h 吹脱后, ρ (氨氮) 降至 28.17 mg/L, 且在吹脱的前 4 h, 氨氮去除率较高。卢平^[2] 等采用鼓风曝气法进行吹脱, 将吹脱条件控制在 pH=9.5, 吹脱时间为 12 h, 可使 ρ (氨氮) 由 1400 mg/L 降至 530 mg/L, 且随吹脱时间的延长, 出水 pH 值降至 8.7, 有利于后续生化系统的运行。王宗平^[3] 等对穿孔管曝气、表面曝气和射流曝气 3 种曝气方式进行研究后发现, 射流曝气具有较强的传质能力及切割搅拌作用, 效果最好。吴方同^[4] 等在 25℃, pH 值为 10.5 ~ 11.0, 气液体积比为 2900 ~ 3600 的条件下, 采用规整填料塔对渗滤液进行吹脱, 氨吹脱效率达 95% 以上, 且随气液体积比的升高, 吹脱效率不断提高, 但当气液体积比达 4000 以上时, 氨的吹脱效率又开始变缓。夏素兰^[5] 等采用内装鲍尔环填料的逆流吹脱塔, 在 pH=9.2 时对渗滤液进行吹脱, 表明当喷淋密度一定时, 液气体积比减小有利于氨吹脱; 液气体积比一定时, 喷淋密度减小有利于吹脱。

在吹脱工艺中, pH 值、水温、气液体积比、水力负荷、塔高和填料布置都是影响运行的主要因素。吹脱塔一般采用逆流塔, 塔高一般 5 ~ 10m, pH 值为 10.5 ~ 11.5, 采用石灰调节 pH 值的成本低于使用烧碱调节 pH 值的成本 (但使用石灰易产生吹脱塔内结垢问题), 水力负荷为 7.2 ~ 24.7 $\text{m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$, 气液体积比为 2000 ~ 5500, 氨氮去除率为 80% ~ 90%。但对于年平均气温较低的地区, 存在低温条件下吹脱无法正常运行和冬季吹脱塔结冰的问题, 吹脱法应用受到限制。因此, 开发新型高效吹脱装置, 提高吹脱效率, 降低成本, 并对脱氨尾气进行妥善处理, 防止吹脱时的二次污染是今后的发展方向。

渗滤液经吹脱后可去除大部分氨氮, 改善碳氮比。但通过吹脱使氨氮达到排放标准, 费用很高。

所以较经济的办法是先通过吹脱法去除大部分氨氮，再进行生物处理。

1.2 沉淀法

沉淀法通常是向垃圾渗滤液中加入含 Mg^{2+} 和 PO_4^{3-} 的药剂，使渗滤液中的氨氮转化成难溶复盐 $MgNH_4PO_4$ 从渗滤液中去除，该复盐沉淀无吸湿性，在空气中很快干燥，其溶解度随 pH 值的升高而降低，随温度升高而升高。赵庆良^[6]等在 pH 值为 8.5 ~ 9.0 的渗滤液中投加 $MgCl_2 \cdot 5H_2O$ 和 $Na_2HPO_4 \cdot 12H_2O$ ，当 $n(Mg^{2+}) : n(NH_4^+) : n(PO_4^{3-})$ 为 1 : 1 : 1 时， ρ (氨氮) 由 5619 mg/L 降低到 65 mg/L，去除率达 98.8% 以上。潘终胜^[7]等采用盐酸、氧化镁和磷酸作为沉淀剂，在 pH 值为 9.5， $n(NH_4^+) : n(Mg^{2+}) : n(PO_4^{3-})$ 为 1 : 1.2 : 1 时，可使渗滤液中的 ρ (氨氮) 由 3320 mg/L 降低到 765 mg/L，沉淀速度快，氨氮去除率为 76.2%。钟理^[8]等的实验表明，采用药剂 $MgO + H_3PO_4$ 或 $MgHPO_4$ 可将氨氮有效去除，前一种药剂较优，适宜的 pH 值为 9 ~ 11，适宜的 $n(Mg^{2+}) : n(NH_4^+) : n(PO_4^{3-})$ 为 1 : 1 : 1， H_3PO_4 与 MgO 的物质的量比应大于 1.5 : 1。

化学沉淀法可以避免吹脱法造成的吹脱塔堵塞、臭味等问题，不受温度限制，生成的沉淀中含有和土壤肥料相似的组分 N、P、Mg 和有机物质，可作为复合肥加以利用，或用作结构制品的阻燃剂，达到变废为宝的目的。但垃圾中可能含有的有毒物质也可能混在沉淀中，所以对沉淀物的使用应慎重^[9]。此种处理方法的费用和吹脱法接近，寻找廉价高效的沉淀剂，并开发沉淀物作为肥料的价值是今后的发展方向。

1.3 反渗透法

反渗透法是利用反渗透膜选择性地通过溶剂而截留离子物质，以膜两侧静压差为动力，克服溶剂的渗透压，使溶剂通过反渗透膜而实现对液体混合物进行分离的膜过程。近年来国外污水处理工艺中广泛采用了反渗透技术。HURD^[10]等采用低压聚酰胺膜处理垃圾渗滤液，当操作压力大于 1.03×10^6 Pa 时，氨氮的去除率大于 88%，TOC 和 Cl⁻ 的去除率大于 96%。LINDE^[11]等应用反渗透法分别处理了 3 种类型的垃圾渗滤液，对于传统填埋场和生化池的渗滤液来说，水通量与电导率呈线性关系，COD 和氨氮去除率大于 98%，而特殊垃圾池的渗滤液由于渗透压很高，反渗透膜的水通量太低，因此不适用。反渗透法具有膜成本较高，膜容易被污染的缺点，目前在国内渗滤液处理上的应用不是很广。

物理化学方法处理 NH_3-N 的效果是显而易见的，但氨吹脱以及化学沉淀等工艺都要求在渗滤液中投加新的物质，增加了水质的碱度，增加了渗滤液中其它离子的数量，这也为后续的生物处理产生了新的难题。氨的吹脱并不能从本质上真正变为对周围环境无污染的物质，它只是将液相的氨经吹脱后转移至大气环境之中，属于污染物的二次转移。反渗透法作为垃圾渗滤液的后续深度处理可以避免水资源的进一步污染，但是必须有相当的预处理才能保证膜的不被迅速污染，而且产生的浓缩液也应有相应处理措施。开发廉价、高效、耐污的反渗透膜是今后重点解决的问题。

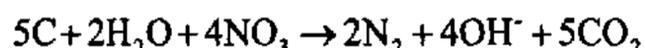
2. 生物脱氮

2.1 一般生物脱氮工艺

经过物化处理的渗滤液虽然氨氮浓度有所降低，但仍不能达到排放标准。仍要加高效经济的生物脱氮工艺继续处理。

传统生物脱氮理论认为，生物脱氮是通过好氧条件下的硝化作用以及厌氧（缺氧）条件下的反硝化过程。

生物脱氮工艺中反硝化菌是一类化能异养型兼性微生物, 在反硝化过程中, 反硝化菌以有机物作为电子供体。为了保证反硝化的顺利进行, 需要有足够的有机物作为碳源。其反应过程如下式:



其中, 欲去除 $4\text{molNO}_3^- \text{-N}$ (4×14), 必须提供 5mol 有机碳, 又因为氧化一个碳生成 CO_2 需 2mol 氧, 故 5mol 碳折合成 BOD_5 值为 10mol 氧。理论上废水的 BOD_5/TN 须大于 $(10 \times 16)/(4 \times 14)$, 即 2.86 的碳氮比才能满足反硝化过程对碳源的需求。

而实际上许多研究者^[12]认为, 在实际废水生物脱氮过程中, 只有碳氮质量比大于 4 时, 才能满足反硝化菌对碳源的需求, 达到完全脱氮的目的。而对于高氨氮、低碳源的垃圾渗滤液而言, 由于碳氮比小, 本身提供的碳源不能满足反硝化的需求, 因此总氮去除率不高。这是采用传统生物脱氮法处理垃圾渗滤液最大的困难。

2.1.1 缺氧/好氧工艺 (简称 A/O 法)

A/O 法处理工艺是在好氧条件下, 废水中 NH_3 和铵盐在硝化菌的作用下被氧化成 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$, 然后在缺氧条件下, 通过反硝化反应将 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 还原成 N_2 , 达到脱氮的目的。

有机碳源作为异养好氧菌及反硝化过程的电子受体, 对同时硝化反硝化起着重要的作用。石永、周少奇、张鸿郭^[13]采用 SBR 系统处理城市垃圾渗滤液, 研究了不同 C/N、DO 和 MLSS 对同时硝化反硝化脱氮效率的影响表明: 不同 C/N (7.0 、 4.6 、 3.1) 情况下, COD 和 $\text{NH}_3 \text{-N}$ 的去除效果都较好, 在试验范围内, COD 越高, 反硝化越完全, TN 去除效果越好。对于垃圾渗滤液低碳氮比水, 尤其经过厌氧处理后, 低碳氮比低, 要达到高效的脱氮目的, 需考虑调整 C/N。

传统脱氮工艺以及一般脱氮技术不仅受低 C/N 比的制约, 在生物处理过程中氨氮浓度过高对亚硝化菌、硝化菌的抑制作用; 也是阻碍脱氮效率进一步提高的症结。

2.1.2 垃圾渗滤液优势菌群脱氮菌的研究

垃圾渗滤液优势菌群脱氮菌具有极好的理论研究价值。张峰、何瑾^[14]进行了在垃圾渗滤液中驯化筛选脱氮菌的研究, 通过改变营养成分筛选活性污泥中的脱氮菌, 在应用于垃圾渗滤液的处理, 试验表明, 对新老垃圾渗滤液均有很好的脱氮效果, 出水氨氮浓度低于污水综合排放 (GB8978-96 中其他排污单位) 中的标准。

华南理工大学的李平^[15]采用优势菌种生物硝化新工艺研究了含高质量浓度氨氮垃圾渗滤液的硝化特性, 并对工艺条件进行了优化。结果表明, 优势菌液中亚硝化细菌与硝化细菌的含量分别达到 9.0×10^7 和 3.5×10^7 MPN/mL。实际废水动态运行的结果显示, 当进水垃圾渗滤液平均氨氮质量浓度为 284.4mg/L 时, 出水平均氨氮质量浓度为 14.3mg/L , 硝化速率高达 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ $28.1\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$, 与传统硝化工艺相比高出近一倍。其工艺处理垃圾渗滤液的优化操作工艺条件为: pH、氨氮质量浓度及 DO 分别控制在 $7.5 \sim 8.5$ 、 300mg/L 、 $1.1 \sim 2.6\text{mg/L}$ 。

2.2 新型生物脱氮工艺

近些年来, 人们对生物脱氮有了新的认识, 相继开发了亚硝酸硝化/反硝化、厌氧氨氧化以及亚硝化—厌氧氨氧化联合工艺等技术。这些技术具有需氧量低、能耗低、负荷高、对碳源碱度需求低等特点, 同时能较好地去除 COD, 适合于处理高氮低碳的渗滤液。

2.2.1 短程硝化反硝化工艺

短程硝化反硝化是将硝化控制在 HNO_2 阶段而终止, 随后进行反硝化, 其生物脱氮过程如下:

$$\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{HNO}_2 \rightarrow \text{N}_2$$

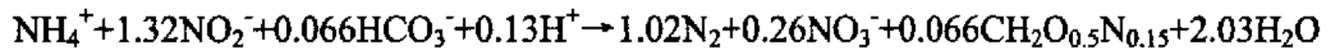
短程生物脱氮工艺的优点：可节省氧供应量约 25%，降低了能耗；节省反硝化所需碳源 40%，在 C/N 比一定的情况下，提高了 TN 去除率；减少污泥生成量可达 50%；减少投碱量，缩短反应时间。但是短程硝化反硝化的缺点是不能够长久稳定地维持 HNO_2 积累。目前荷兰 Delft 技术大学应用该技术开发出的 SHARON 工艺，已在荷兰鹿特丹的 Dokhaven 废水处理厂建成并投入运行。

Dongene 等^[16]利用 SHARON 工艺处理氨氮浓度为 1 ~ 1.5 g/L 的废水，水力停留时间为 1 d，有 53% 的氨氮转化为亚硝酸盐，并且稳定运行超过两年。笔者在进行厌氧、A/O 工艺处理垃圾渗滤液实验中也发现，在 A/O 工艺处理垃圾渗滤液过程中，也发现明显出现亚硝酸盐积累的现象，在停留时间为 4 天，进水氨氮 1500 mg/L 左右时，氨氮的亚硝酸盐积累率达 68%。分析原因可能是由于垃圾渗滤液 pH 值偏高（8 ~ 8.8），抑制了硝化菌的生长，另外垃圾渗滤液中，过高浓度的 NO_2^- -N 对硝化菌也有抑制作用。总之，对于高氨氮的垃圾渗滤液而言，由于渗滤液本身有利条件或外在控制条件，较容易实现半硝化，将为渗滤液的高效脱氮处理提供了一个很好的研究方向。

邓建绵、陶涛^[17]在中山市垃圾渗滤液处理厂调试期间进行了 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 和 TN 在微氧曝气池—氧化沟—兼性塘—好养塘浓度沿处理流程的变化趋势，分析得出结论高浓度游离 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 NO_2^- -N 对硝化菌的抑制作用远远超过对亚硝化菌的抑制作用，对反硝化菌也具有很大的抑制作用。该系统内，由于环境条件对硝化菌有很大的抑制作用，使 NO_3^- -N 含量很低， NO_2^- -N 含量高，反硝化也以短程反硝化为主。李晔^[18]等人进行了垃圾渗滤液亚硝酸脱氮控制条件的研究，以氨氮浓度高达 2300 mg/L 的垃圾渗滤液为研究对象，讨论了温度和 pH 值两个重要参数对亚硝化脱氮的影响。结果表明：在温度为 30 ~ 35℃，pH 值为 8.0 的条件下，最适合亚硝化菌的生长，氨氮的去除率可达 80% 以上，从而有效地降低抑制作用，使得后续反硝化能够顺利进行。

2.2.2 厌氧氨氧化

厌氧氨氧化 (ANMMOX) 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 NO_3^- 或 NO_2^- 转变成 N_2 的生物反应^[19]。早在 1977 年，Broda^[20]就作出了自然界应该存在反硝化氨氧化 (denitrifying ammonia oxidizers) 的预言。1994 年，Kuenen 等^[21]发现某些细菌在硝化反硝化反应中能用 NO_2^- 或 NO_3^- 作电子受体将 NH_4^+ 氧化成 N_2 和气态氮化物；1995 年，Mulder 和 Van de Graaf 等^[22]用流化床反应器研究生物反硝化时，发现了氨氮的厌氧生物氧化现象，从而证实了 Broda 的预言。1996 年，Van de Graaf 等假定消耗亚硝酸氮产生硝酸盐氮的同时产生等量的 CO_2 ，在此基础上列出了 ANMMOX 的化学反应计量方程式为：



我国学者郑平等^[23-28]对厌氧氨氧化菌的基质及其好氧代谢特性、厌氧氨氧化的电子受体、ANMMOX 流化床反应器的性能等进行了深入的研究。周少奇等^[29]从生化反应电子流守恒原理出发，推导了厌氧氨氧化反应的生化反应计量程式，从理论上证明并指出：① 厌氧氨氧化需一定量的 CO_2 作碳源，这说明 ANMMOX 过程是在自养微生物作用下完成的；② ANMMOX 反应以 NH_4^+ 作为细胞合成的氮源时，需要消耗一定量的碱度；③ 所有 ANMMOX 反应都有 H^+ 产生，所以，反应过程会出现 pH 降低的现象；④ 微生物存在以氨氮或硝态氮作为细胞合成的氮源的两种可能。

与传统的硝化反硝化工艺或同时硝化反硝化工艺相比，氨的厌氧氧化具有不少突出的优点。主要表现在：① 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；② 硝化反应每氧化 1 mol NH_4^+ 耗氧 2 mol，而在厌氧氨氧化反应中，每氧化 1 mol NH_4^+ 只需要 0.75 mol 氧，耗氧下降 62.5%（不考虑细胞合成时），所以，可使供氧能耗大为降低；③ 传统的硝化反应氧化 1 mol NH_4^+ 可产生 2 mol H^+ ，反硝化还原 1 mol NO_3^- 将产生 1 mol OH^- ，而氨厌氧氧化的生物产酸量大为下降，产碱

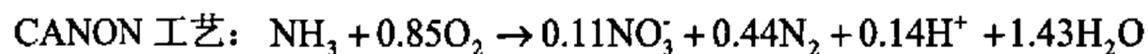
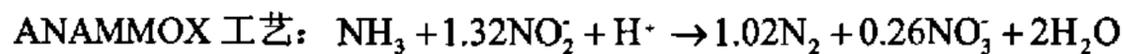
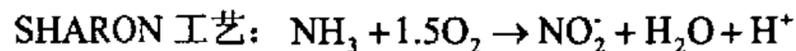
量降至为零, 可以节省可观的中和试剂。可见, 厌氧氨氧化及其工艺技术很有研究价值和开发前景。

1997年, Hippen 等发现在氧受限条件下, Mechernich 垃圾填埋场渗滤液处理厂的大部分的氨氮被去除^[30]。1998年, Siegrist 等^[31]也发现在 Koelliken 处理有害废物垃圾处理场的富含有害废物垃圾场的富氮渗滤液的硝化生物转变反应器中, 氮的去除率达到 70%, 由于前段工艺已将 COD 降解, 因此异氧反硝化不可能发生。大量试验、数学模型以及微生物分析表明, 靠近好氧生物膜表面产生的亚硝态氮扩散到生物膜深层的缺氧区和厌氧区, 在此与残余氨氮反应生成氮气。

郭勇^[32]等人采用厌氧流化床反应器 (AFB) 作为厌氧氨氧化反应器, 对垃圾渗滤液脱氮进行了研究。以模拟废水完成了反应器的启动, 然后加入一定比例的垃圾渗滤液, 对垃圾渗滤液厌氧氨氧化脱氮的影响因素进行了研究, 取得了较好的脱氮效果。厌氧生物流化床反应器在停留时间为 5.5 h 的条件下, 当系统的进水平均 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度为 357.8 mg/L 时, 出水氨氮的平均浓度为 211.8 mg/L, 平均去除率为 39.12%, 说明该反应器对垃圾渗滤液有较好的氨氧化脱氮能力。实验中还对各种影响因素进行了较深入的研究, 得到最优温度范围为 $34 \pm 0.5^\circ\text{C}$; 最适宜 pH 值为 7.5 ~ 8.5; 最佳停留时间是 5.5 h; 而当 COD/ $\text{NH}_3\text{-N}$ 大于 7.5 以后, $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率随 COD/ $\text{NH}_3\text{-N}$ 的增加而呈抑制型曲线, 故保持 COD/ $\text{NH}_3\text{-N}$ 在 8 左右将有利于提高垃圾渗滤液的可生化性, 得到较高的氨氮去除率。

2.2.3 CANON 工艺

CANON (Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite) 工艺是在亚硝酸盐存在的条件下, 完全自养型生物脱氮。基本原理是在亚硝酸盐和氨氮同时存在的条件下, 通过控制溶解氧, 利用自养型的 ANAMMOX 细菌将氨和亚硝酸盐同时去除, 产物为氮气, 另外还伴随产生少量硝酸盐。由于参与反应的微生物属于自养型微生物, 因此 CANON 工艺不需要碳源。另外由于 CANON 工艺只需要硝化 50% 的氨氮, 硝化步骤只需要控制到亚硝化阶段, 因此可以节约碱度 50%。CANON 工艺在限氧条件下进行, 因此可以节约供氧量, 理论上可节约供氧 62.5%。从反应上看, CANON 工艺是 ANAMMOX 和 SHARON 工艺的结合, 反应式如下:



由于 CANON 工艺可在一个反应器中进行, 因此和 SHARON 和 ANAMMOX 联合工艺相比, 可以减少一个反应器。Jetten 等人的研究表明^[33], ANAMMOX 细菌在低溶解氧的条件下被抑制的活性是可恢复的。而在限氧条件下, 活性污泥的内部必然存在厌氧区, 这为 ANAMMOX 细菌提供了生存的环境; 另外参与反应的细菌除了 ANAMMOX 细菌外, 亚硝化菌也具有厌氧氨氧化的功能, 只不过后者的转换速率低得多。这给新的脱氮工艺的实现 (如 CANON 工艺) 提供良好的理论基础。Sliemers 等人通过接种 ANAMMOX 污泥在 SBR 和气提反应器中实现了 CANON 工艺^[34,35], 氨氮的转换速率分别为 $0.07 \text{ kg NH}_4^+/\text{m}^3\cdot\text{d}$ 和 $1.5 \text{ kgNH}_4^+/\text{m}^3\cdot\text{d}$ 。

深圳市下坪固体废弃物填埋场渗滤液处理厂在 SBR 反应器中成功实现了 CANON 工艺。通过控氧 ($\text{DO} \approx 1 \text{ mg/L}$) 和分段进水第二阶段以后氨氮和亚硝酸盐氮并存。采取控制溶解氧和分段进水的方式, 随着进水氨氮浓度的提高, 出水的氨氮和总氮浓度进一步降低, 对比与非控氧条件下, 没有出现碱度不足的情况, 出水中总氮的形式以硝酸盐为主。并对污泥的亚硝化、硝化、反硝化和 ANAMMOX 的活性进行了测试, 其中, 最大亚硝化活性 $1.563 \text{ kgNH}_4^+/\text{kgVSS}\cdot\text{d}$, 最大厌氧氨氧化活性 $0.842 \text{ kgNH}_4^+/\text{kgVSS}\cdot\text{d}$, 最大硝化活性及最大反硝化活性均为零, 可以看出, 实现 CANON 工艺

的 SBR 活性污泥具有亚硝化和厌氧氨氧化活性,但不存在硝化和反硝化活性。在控氧条件稳定运行下,进水的氨氮 $<800\text{ mg/L}$,氨氮负荷 $<0.46\text{ kgNH}_4^+/\text{m}^3\cdot\text{d}$ 的条件下,进水方式为分段进水时,出水的总氮可降低到 50 mg/L 以下,氨氮的去除率约为 99% ,总氮的去除率 $>90\%$,从而稳定地实现了 CANON 工艺^[36]。

2.2.4 亚硝化—厌氧氨氧化联合工艺

SHARON-ANAMMOX 工艺就是指废水经 SHARON 工艺将 50% 的氨氮转化为 $\text{NO}_2\text{-N}$,在 ANAMMOX 工艺中剩余的 NH_4^+ 和所生成的 $\text{NO}_2\text{-N}$ 经厌氧氨氧化微生物作用转化为 N_2 的过程。SHARON-ANAMMOX 工艺是由化能自养型微生物的分解代谢作用实现废水的生物脱氮,整个脱氮过程无须外加碳源,而且对于像焦化废水、垃圾填埋场渗滤液、污泥压滤液、炼油废水、制药废水等,不仅氨氮含量高,而且多数情况下碳氮比较低的废水用 SHARON-ANAMMOX 工艺处理较传统工艺具有较大优势。

Christian Fux^[37]等将部分硝化和厌氧氨氧化两组工艺分别设置在连续搅拌反应器和 SBR 反应器中,目的是通过两组不同反应器的中试试验研究,探讨部分硝化/厌氧氨氧化组合工艺处理污泥硝化上清液的脱氮可能性。本试验中,氨氮和亚硝酸盐氮降解速率以及硝酸盐产率之比为 $1:1.38:0.32$,与 Van de Graaf 计算的理论比值 $1:1.32:0.26$ 相近。试验表明,硝化和厌氧氨氧化工艺联合是可行的,采用该工艺处理污泥上清液中试试验中得到实施,且易在现存 WWTP 中引进。

吴永明^[38]等人实验研究亚硝化—厌氧氨氧化联合工艺在进水氨氮浓度约 600 mg/L 情况下,氨氮、亚硝氮、硝氮浓度平均浓度为 40 、 27 、 56.5 mg/L ,氨氮平均去除率为 93.3% ;总无机氮去除率为 79.2% 。相对与单个工艺,联合工艺具有明显的氨氮去除能力,充分发挥了处理高氮低碳废水的优越性。

3 总结

从目前的高氨氮垃圾渗滤液处理及研究情况看,采用物化手段和生物脱氮的联合处理技术处理是可行的。这种联合处理技术可以保证脱氮的有效性和经济性。特别是对一些氮浓度特别高的垃圾渗滤液,首先用吹脱等物理方法大幅度消减其氨氮含量,也有利有后续生物法继续处理,再深度处理上再应用反渗透技术,这是一条比较可行的思路之一。

在垃圾渗滤液生物脱氮研究方面,垃圾渗滤液优势菌群脱氮菌具有极好的研究价值。

为了解决传统生物脱氮工艺处理垃圾渗滤液存在的氨氮浓度高、碳源不足等缺点,人们研究和应用了亚硝酸硝化/反硝化、厌氧氨氧化以及亚硝化—厌氧氨氧化联合工艺等新型脱氮工艺。

短程硝化反硝化缩短了生物脱氮的途径,具有减少能耗、节约碳源、减少污泥生成量等优点,而高氨氮垃圾渗滤液往往具有高 pH 值、高 FA (游离氨)等特点,所以应用短程硝化反硝化对垃圾渗滤液进行脱氮处理有很好的应用价值和可行性。

厌氧氨氧化技术具有工艺简单、能耗低、无二次污染等优点,是一新型生物脱氮技术,在对高浓度氨氮的垃圾渗滤液脱氮处理方面有着重要的理论意义和实用价值。但是目前的研究还是停留在实验阶段的培养驯化或特殊状况下的发现,要在垃圾渗滤液脱氮方面广泛应用,尚需在厌氧氨氧化菌的培养驯化、生物反应器研制及运行控制等方面进一步研究。

多数情况下碳氮比较低的废水用 SHARON-ANAMMOX 工艺处理较传统工艺具有较大优势,目前处理垃圾渗滤液已经取得初步研究成果。将该组合处理工艺广泛应用在垃圾渗滤液的处理仍是下一步急需研究的重要课题。

参考文献

- [1] 王军, 罗亚田, 张波兰, 等. 武汉流芳垃圾填埋场垃圾渗滤液的氨吹脱研究[J]. 武汉科技学院学报, 2002, 15(5): 58-62.
- [2] 卢平, 曾丽璇, 张秋云, 等. 高浓度氨氮垃圾渗滤液处理方法研究[J]. 中国给水排水, 2003, 19(5): 44-45.
- [3] 王宗平, 陶涛, 袁居新, 等. 垃圾渗滤液预处理——氨吹脱 [J]. 给水排水, 2001, 27(6): 15-19.
- [4] 吴方同, 苏秋霞, 孟了, 等. 吹脱法去除城市垃圾填埋场渗滤液中的氨氮[J]. 给水排水, 2001, 27(6): 20-24.
- [5] 夏素兰, 周勇, 曹丽淑, 等. 城市垃圾渗滤液氨氮吹脱研究[J]. 环境科学与技术, 2000, (3): 26-29.
- [6] 赵庆良, 李湘中. 化学沉淀法去除垃圾渗滤液中的氨氮[J]. 环境科学, 1999, 20(5): 90-92.
- [7] 潘终胜, 汤金辉, 赵文玉, 等. 沉淀法去除垃圾渗滤液中氨氮的试验研究[J]. 桂林工学院学报, 2003, 23(1): 89-92.
- [8] 钟理, 詹怀宇, HILL D O. 化学沉淀法去除废水中的氨氮及其反应的讨论[J]. 重庆环境科学, 2000, 22(6): 54-56.
- [9] 庞会丛, 冯素敏, 黄群贤, 等. 物化法去除垃圾渗滤液中氨氮综述[J]. 河北工业科技, 2006, 23(2): 127-130.
- [10] HURD S, KENNEDY K, DROSTE J, et al. Low pressure reverse osmosis treatment of landfill leachate [J]. Journal of Solid Waste Technology and Management, 2001, 27(1): 1-14.
- [11] LINDE K, JONSSON A, WIMMERSTEDT R. Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis [J]. Desalination, 1995, 101(1): 21-30.
- [12] 孙振世, 柯强, 陈英旭. SBR 生物脱氮机理及其影响因素. 中国沼气[J], 2001, 19(2): 16-19.
- [13] 石永, 周少奇, 张鸿郭. SBR 法处理垃圾渗滤液及其同时硝化反硝化生物脱氮研究[J]. 四川环境, 2006, 25(2): 21-25.
- [14] 张峰, 何瑾. 城市生活垃圾填埋场渗滤液处理工艺研究. 江苏环境科技[J], 2005, 18(12): 34-35.
- [15] 李平. 优势菌种硝化新工艺处理垃圾渗滤液的研究. 生态环境[J], 2005, 14(4): 545-548.
- [16] U van Dongene, M SM Jetten, M C M van Loosdrecht. The SHARON(r) - Anammox(r). Process for Treatment of Ammonium Rich Wastewater. Water Science and Technology, 2001, 44(1): 153-161
- [17] 邓建绵, 陶涛. 垃圾渗滤液脱氮研究[J]. 华中科技大学学报(城市科学版). 2003, 20(1): 50-53.
- [18] 李晔, 李凌, 郑世忠. 垃圾渗滤液亚硝酸脱氮控制条件的研究[J]. 武汉理工大学学报, 2004, 26(12): 31-33.
- [19] Mulder A A A, Vandegraaf L A, et al. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrification fluidized bed reactor [J]. FEMS Microbiol Ecol, 1995, 16: 177-183.
- [20] Broda E. Two kinds of lithotrophs missing in nature [J]. ZAllg Microbiol, 1977, 17: 491-493.
- [21] Kuenen J G, et al. Ecology of nitrification and denitrification. In: The nitrogen and sulphur cycles. Cambridge [J]: Cambridge University Press, 1987: 161-218.
- [22] Mulder A A A, Vandegraaf L A, et al. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrification fluidized bed reactor [J]. FEMS Microbiol Ecol, 1995, 16: 177-183.
- [23] 郑平, 胡宝兰, 徐向阳, 等. 厌氧氨氧化电子受体的研究[J]. 应用与环境生物学报, 1998, 4(1): 74-76.
- [24] 郑平, 冯孝善, Tetten M SM, Kuenen J G. 厌氧氨氧化菌基质转化特性的研究[J]. 浙江农业大学学报, 1997, 23(4): 409-413.
- [25] 郑平, 冯孝善, 等. ANAMMOX 流化床反应器性能的研究. 环境科学学报[J], 1998, 18(4): 367-372.
- [26] 郑平, 胡宝兰. 厌氧氨氧化菌混培物生长及代谢动力学研究[J]. 生物工程学报, 2001, 17(2): 92-97.
- [27] 郑平, 胡宝兰, 徐向阳. 厌氧氨氧化菌好氧代谢特征[J]. 浙江大学学报, 2000, 26(5): 521-526.
- [28] 胡宝兰, 郑平. ANAMMOX 反应器中氨氧化菌的分离、鉴定及特性研究[J]. 浙江大学学报, 2001, 27(1): 23-27
- [29] 周少奇. 氨厌氧氧化的微生物反应机理[J]. 华南理工大学学报, 2000, 29(11).
- [30] Hippen A, Risenwinkel K H, Baumgarten G, et al. Aerobic deammonification: a new experience in the treatment of wastewater [J]. Water Science and Technology, 1998, 35(7): 111-120.
- [31] Siegrist H, Reithaar S. et al. Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium-rich waste-water without organic [J]. Water Science and Technology, 1998, 37(7): 183-187.

- [32] 郭勇, 杨平, 伍勇. 生物流化床厌氧氨氧化脱氮处理垃圾渗滤液的研究[J]. 环境污染治理技术与设备, 2004, 5(8): 20-22.
- [33] Jetten M S M, et al. The anaerobic oxidation of ammonium. FEMS Microbiol Reviews [J], 1999, 22: 421-437.
- [34] A Olav Sliemers, K A Third. CANON and Anammox in a gas lift reactor [J]. FEMS Microbiology Letters, 2003, 218: 339-344.
- [35] A Olav Sliemers, et al. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor [J]. Wat Res, 2002, 36: 2475-2482.
- [36] 孟了, 陈永, 陈石. CANON 工艺处理垃圾渗滤液中的高浓度氨氮[J]. 给水排水, 2004, 30(8): 24-29.
- [37] Christian Fux, et al. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation(ANNAMMOX) in a pilot plant[J]. Journal of Biotechnology, 2002, 99: 295-306.
- [38] 吴永明. 亚硝化—厌氧氨氧化联合工艺及其处理高氨氮废水的研究. 湖南大学硕士学位论文, 2005