

垃圾渗滤液处理技术及工程化发展方向

袁维芳¹, 王浩¹, 汤克敏², 陈娟娟³

- (1. 广东省广业环保产业集团有限公司, 广东 广州 510030;
2. 广东省环境保护工程研究设计院, 广东 广州 510630;
3. 北京市市政工程设计研究总院有限公司广东分院, 广东 广州 510075)

摘要: 渗滤液水质特性复杂, 含有大量 COD、氨氮、重金属等有毒有害物质, 国内外学者进行了广泛的实验室及工程化应用研究。文章介绍了不同来源的渗滤液的水质特点及目前国内具有代表性的 4 种工艺组合路线, 分析了国内主流渗滤液处理技术面临的问题, 并提出了工程化应用研究发展的方向。

关键词: 垃圾渗滤液; 处理技术; 水质特性; 工艺组合路线; 工程化应用研究

中图分类号: X703

文献标志码: A

DOI: 10.16803/j.cnki.issn.1004-6216.2020.01.014

Landfill Leachate Treatment Techniques and Engineering Development Direction: A Review

YUAN Weifang¹, WANG Hao¹, TANG Kemin², CHEN Juanjuan³

- (1. Guangdong Guangye Environmental Protection Industrial Group Co., Ltd. Guangzhou 510030, China; 2. Guangdong Design Institute of Environmental Protection Engineering, Guangzhou 510630, China; 3. Beijing General Municipal Engineering Design & Research Institute Co., Ltd, Guangdong branch, Guangzhou 510075, China)

Abstract: The composition of the landfill leachate is complex, which contains high strength of COD, ammonia nitrogen and heavy metals. Lab and industrial scale tests of landfill leachate treatments have been widely carried out by researchers all over the world. In this study, water quality characteristics of landfill leachate from different sources and four typical integrated treatment process routes utilized in China were introduced. This paper reviewed the main drawbacks of the current treatment techniques and proposed perspectives for future researches.

Keywords: Landfill Leachate; Treatment Techniques; Water Quality Characteristics; Integrated Treatment Process Route; Engineering Application

CLC number: X703

城市生活垃圾的处理方式随着经济与技术的发展不断变化。20 世纪 90 年代, 国内大部分城市采用填埋的方式来处理城市生活垃圾, 但是随着城市用地的紧张, “十二五”期间国家出台了一系列政策文件, 城市生活垃圾处理方式逐渐从全量填埋转向焚烧发电和卫生填埋并重的格局, 2020 年底垃圾焚烧处理率要求达到 40%。“十三五”生态环境保护规划对于垃圾处理技术应用要求是: 大中型城市重点发展生活垃圾焚烧发电技术, 积极发展生物处理技术, 合理统筹填埋处理技术。

目前, 城市生活垃圾处理方式已不再是单一的

卫生填埋, 处理技术的应用开始多样化。城市生活垃圾处理技术应用的变化也带来了垃圾渗滤液处理技术的变化与发展。

1 不同垃圾渗滤液水质特点分析

垃圾渗滤液来源于垃圾填埋场库区、垃圾焚烧厂的垃圾储坑和垃圾压缩转运站等, 具有水质成份复杂多变、有机物浓度高、氨氮浓度高、色度高、电导率高、含有多环芳烃 (PAHs)、可吸附有机卤化物 (AOXs)、多氯联苯 (PCBs) 等毒性物质的共同特性^[1-2], 但由于垃圾渗滤液来源不同, 其水质特性也

收稿日期: 2019-05-25

作者简介: 袁维芳 (1972-), 女, 高级工程师。研究方向: 水污染控制。E-mail: 179895133@qq.com

通信作者: 王浩 (1987-), 男, 博士。研究方向: 水污染控制、土壤修复。E-mail: jasson1124@163.com

引用格式: 袁维芳, 王浩, 汤克敏, 等. 垃圾渗滤液处理技术及工程化发展方向[J]. 环境保护科学, 2020, 46(1): 76-83.

并完全不一致。

1.1 生活垃圾填埋场渗滤液

垃圾填埋场渗滤液水质复杂,富含有机物、氨氮、重金属,营养元素比例失衡^[3],易随填埋规模、调节库容积、填埋场使用年限、季节、天气的变化而变化。一般而言,同一填埋场旱季污染物浓度较雨季高,其浓度差可达 2~3 倍。填埋场氨氮浓度及可生化性随填埋场使用年限的变化是不可逆的,主要表现在氨氮浓度的升高与可生化性的降低。氨氮浓度会由填埋初期的 800~1 500 mg/L 逐渐增至 2 000~3 000 mg/L,个别填埋场甚至会高达 4 000 mg/L,而渗滤液的 BOD/COD 则由初期的 0.5~0.6 下降至 0.1~0.2^[4]。

1.2 生活垃圾焚烧厂渗滤液

国内生活垃圾中厨余垃圾的含量较大,为了提高入炉垃圾的热值,新鲜生活垃圾会在垃圾储坑内放置 3~7 d,经发酵熟化,滤出垃圾中的水分后再进入焚烧炉内进行燃烧。垃圾焚烧厂内渗滤液产生量受垃圾成份影响较大,通常为日处理规模的 10%~25%。生活垃圾焚烧发电厂渗滤液为新鲜垃圾渗滤液,其水质相对稳定,有机污染负荷较高,最

高可达 70 000 mg/L;可生化性好,BOD/COD 为 0.5~0.6;氨氮浓度一般为 800~1 500 mg/L;氯离子浓度约为 3 500 mg/L。

1.3 灰渣填埋场渗滤液

该类渗滤液与生活垃圾填埋场及焚烧厂渗滤液水质特性相差较大。关注的污染物类型主要是重金属、氨氮、无机盐。受到焚烧灼减率的影响,渗滤液中会存在一定浓度的 COD,但浓度远低于生活垃圾填埋场,可生化性差,水质随填埋年限变化不大。但如果用膜浓缩液冷却灰渣和制备石灰浆的焚烧厂,其灰渣渗滤液 COD 浓度偏高。正常情况下,汞、铜、锌、铅、镉、铍、钡、镍、砷、总铬、六价铬、硒等重金属浓度低于《生活垃圾卫生填埋污染物控制标准》(GB16889—2008)浸出浓度限值,但酸雨地区及飞灰稳定化、固化不到位的场会出现重金属超标的问题^[5]。灰渣填埋场渗滤液多采用物化的方式进行处理,应根据实际监测水质情况确定工艺路线。

1.4 各类渗滤液典型水质

参考文献 [6-7] 并根据参与项目的实际情况,总结各类渗滤液典型水质,见表 1。

表 1 各类渗滤液典型水质

渗滤液	COD/g·L ⁻¹	BOD/g·L ⁻¹	氨氮/g·L ⁻¹	总氮/g·L ⁻¹	TP/mg·L ⁻¹	Cl ⁻ /g·L ⁻¹	pH
生活垃圾填埋场渗滤液	10~25	5~8	1.5~3.5	1.8~4.0	15	-	6~8
生活垃圾焚烧厂渗滤液	40~70	30~40	0.8~1.5	1.0~2.0	80~150	3.5	6~8
飞灰填埋场渗滤液	0.5~2.0	0.1~0.3	0.1~0.15	0.12~0.2	-	15~50	7~10

2 国内外垃圾渗滤液处理技术发展与应用现状

垃圾渗滤液处理方法,按类别来分可分为:生物法、物化法和土地处理法。

2.1 生物法

2.1.1 好氧生物处理 好氧生物处理系统中的微生物存在形式可以分为悬浮生长和附着生长两大部分,其中悬浮生长系统主要包括好氧塘、传统活性污泥法以及 SBR 法;附着生长系统主要是移动床生物膜反应器 (MBBR)。

①好氧塘是一种对渗滤液中的病原体、有机物及无机物具有有效且低成本的处理方法。其运行及维护费用低,适用于发展中国家^[8]。MEHMOOD et al^[9]利用好氧塘在渗滤液 COD 浓度为 1 740 mg/L,

氨氮浓度为 1 241 mg/L 时,COD 与氨氮的去除效率分别超过 75% 和 80%。

②传统活性污泥法被广泛用于市政污水或市政污水与渗滤液混合液的处理,虽然传统活性污泥法可以有效去除有机碳,营养物质及氨氮,但直接用于处理垃圾渗滤液,活性污泥法仍存在一定局限,包括:污泥稳定性不足,需要较长的好氧时间^[10];能耗大、剩余污泥产量大^[11];渗滤液中高浓度氨氮对微生物有较强的抑制作用等^[12]。

③好氧 SBR 法 SBR 系统兼顾有机碳氧化与硝化反硝化作用,该工艺被广泛用于渗滤液处理。有研究显示,SBR 对 COD 的处理效率可达到 75% 以上,氨氮处理效果达到 99%^[13]。由于 SBR 工艺有很强的灵活性。因此,非常适用于处理垃圾渗滤液这种水质水量变化较大的废水。

④MBBR 法附着生长系统不会造成活性生物量的流失,同时,相对于悬浮生长系统,附着生长系统中,低温对硝化作用影响较小^[14],系统具有较高的污泥浓度、沉降时间短、对有毒物质耐受性强、可同时去除有机物及氨氮等。PICULELL et al^[15]利用 MBBR 工艺,使氨氮去除效率达到 90% 以上,而同时 COD 的去除率可达 20%。也有研究表明,利用颗粒活性炭作为载体,能够促进生物降解。HORAN et al^[16]研究表明,利用 MBBR+活性炭组合工艺可以使得氨氮的去除率达到 85%~90%,同时 COD 的去除率可以达到 60%~81%。

2.1.2 厌氧生物处理系统 厌氧生物处理过程也可分为悬浮生长系统与附着生长系统。与好氧生物处理法相比,厌氧生物处理法能耗更少,反应后剩余污泥更少,但反应速率较低^[17]。

①厌氧 SBR 法 UYGUR et al^[18]利用厌氧 SBR 法实现 COD、氨氮、磷酸盐的去除率分别达到 62%、31% 和 19%,同时,在产甲烷菌及反硝化菌的作用下,实现有机组分的削减,从而同步去除有机物及氨氮。

②UASB 法是一种典型的厌氧处理工艺,它的处理效率高且水力停留时间短。有研究表明,当渗滤液 COD 浓度为 45 000 mg/L 时,经过 UASB 反应器后,COD 浓度降到 3 000 mg/L,去除率达 93%^[19]。

③厌氧滤池 HENRY et al^[20]研究表明,当 COD 负荷在 1.26~1.45 kg/m³·d 时,厌氧滤池可使得 COD 去除率达到 90%。气体总产量为 400~500 L/kg COD,其中甲烷含量占到 75%~85%。

2.2 物化法

2.2.1 氨吹脱法 对于渗滤液中高浓度氨氮,吹脱法是一种非常有效的方法。有研究表明,当氨氮的表面负荷分别达到 650、750 和 850 kg/hm²·d,水力停留时间分别为 51.2、64.9 和 55.6 d,氨氮去除率均超过 99%,分别达到 99.0%、99.3% 和 99.5%,总 COD 去除率分别为 69.2%、40.1% 及 29.3%^[21]。

2.2.2 混凝沉淀法 混凝沉淀法已被成功用于老龄垃圾渗滤液的处理,该方法适用于生物法及反渗透法的预处理,或者用于深度处理,以去除非生物降解有机颗粒^[22]。常用的混凝剂包括硫酸铝、硫酸亚铁、氯化铁等。ZOUBOULIS et al^[23]利用混凝沉淀法降低渗滤液中腐殖酸浓度,当混凝剂投加量为 20 mg/L 时,腐殖酸去除率达到 85%。但混凝沉淀

法也有缺点,包括增加污泥产量,增加液相中的铝盐和铁盐的浓度等^[24]。

2.2.3 高级氧化法 越来越多的研究试图使用高级氧化法处理垃圾渗滤液,其中大部分学者联合使用强氧化剂,如(O₃与H₂O₂);利用紫外照射、超声等方法,或者利用催化剂(如过渡金属或者光催化剂),激发产生自由基,降解垃圾渗滤液中的难降解基团,提高渗滤液可生化性。有报道指出,利用O₃/H₂O₂法处理渗滤液有机物的去除效率可以高达90%^[25];而H₂O₂/UV预处理后,渗滤液BOD₅/COD从0.1提升到0.45^[26];光芬顿法可将初始COD浓度为8300 mg/L的垃圾渗滤液经过1h处理后,达到70%的处理效率,Fe²⁺的投加量为10 mg/L^[27]。臭氧发生器、紫外灯等设备的制造成本、电耗是影响高级氧化法处理成本的主要因素^[28]。

2.2.4 纳滤技术 纳滤法不仅可以去除渗滤液中的有机物、无机物还可以去除一些水中的微污染物,以满足多重水质指标的要求。无论膜材料及其几何性质如何,当平均流速为3 m/s,过膜压差在6~30 bar之间,接近70%的COD和50%的氨氮可以通过纳滤法去除^[3]。

2.2.5 反渗透 渗滤液处理新方法中,反渗透法是一类具有很好应用前景的方法,过去几年,在实验室及工程化应用过程中,反渗透法都表现出很好的处理效果。通过反渗透法处理垃圾渗滤液,其中COD和重金属的去除效率可高达98%。

2.3 土地处理

土地处理主要方法为渗滤液回灌法、人工湿地法等。

2.3.1 渗滤液回灌 回灌法是我国应用最广泛、成本最低的处理膜浓缩液的方法,是采用表面淋灌、井注、表面喷洒等方式将浓缩液回流到垃圾堆体中,利用堆体自身的物理、化学、生物作用,对浓缩液中的有机污染物进行过滤、吸附和降解^[29]。

王东梅等^[30]对不同填埋龄的垃圾柱开展了浓缩液回灌实验,实验时间为24 d,结果表明:填埋龄为1年的垃圾柱对硝态氮的去除效果较强,可达88%,但总有机碳、NH₃-N浓度较高;填埋龄为15年的垃圾柱已基本矿化,对重金属、COD、NH₃-N和盐分的去除效果最好。

2.3.2 人工湿地法 SILVERSTRINI et al^[31]在种植 *T. domingensis* 的人工湿地中实现 COD、氨氮、

总氮的平均去除率分别为 52%、75% 和 48%; MEKY 等^[32] 考察种植植物与不种植植物的人工湿地系统对垃圾渗滤液中 COD、营养元素、重金属的去除效果, 结果表明, 种植植物后, 总 COD 去除率分别为 74.19%; 总氮、总凯氏氮和氨氮的去除效率分别为 48.78%、49.34% 和 61.79%; Cu^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Ni^{2+} 、 Pb^{2+} 及 Cd^{2+} 去除率分别为: 94.23%、92.17%、88.08%、74.22%、81.44% 和 64.55%。

2.4 国内典型垃圾渗滤液处理技术

早期阶段, 我国垃圾渗滤液处理的工艺与城市生活污水处理厂工艺类似, 通常采用传统的氧化沟、SBR 二级处理工艺后, 出水达到《生活垃圾填埋场污染控制标准》(GB16889—1997) 三级排放标准后排放, 如广州李坑填埋场、大田山填埋场等。但由于《生活垃圾填埋场污染控制标准》(GB16889—2008) 的提高, 经过二级生化处理后的出水仍含有难以生物降解的大分子腐殖酸、小分子的水溶性腐殖质^[33], 出水 COD 浓度仍高达 500~1 000 mg/L, 单独的二级生化处理已难以满足 GB16889—2008 的要求, 需要进一步进行物化深度处理。

经过近 10 年的技术引进、研究与探索, 国内垃圾渗滤液处理技术形成以下 4 种具有代表性的工艺组合路线。

2.4.1 UASB+外置式 MBR+NF/RO 工艺路线组合

“UASB+外置式 MBR+NF/RO”或“外置式 MBR+NF/RO”工艺路线组合被国内绝大多数大、中型渗滤液处理厂广泛应用, 如广州兴丰垃圾填埋场渗滤液处理项目 (1 200 t/d)^[34]、长沙市固体废弃物处理厂渗滤液处理项目 (1 500 t/d)^[35]、郑州市固体废弃物处理厂渗滤液处理项目 (1 200 t/d)^[36]、光大环保能源 (济南) 公司渗滤液处理项目 (600 t/d)^[37] 等。

对于来源于焚烧厂的渗滤液, 其原水 COD 浓度高达 40~70 g/L, 为了降低运营成本, 会在前端加上动力消耗较低的厌氧反应器。厌氧反应器的设计容积负荷一般为 5~10 $\text{kg}/\text{m}^3\cdot\text{d}$, COD 的去除率约为 70%。而对于来源于垃圾填埋场的渗滤液, 考虑到反硝化碳源不足的问题, 则采用“MBR+NF/RO”的处理工艺。

相比传统的重力分离技术, MBR 技术可以提高生物反应器的污泥浓度, MLSS 值由 4 000 mg/L 增加至 8 000~12 000 mg/L, 有的甚至高达 15 000 mg/L, 显著减少了生物反应器的有效容积, 但同时也带来了因生物反应放热需对生化系统进行降温的问

题。由于超滤膜高效的截流效果, MBR 出水的 SS 值接近于零, 延长了污泥停留时间, 生化系统内生长缓慢、世代周期较长的硝化细菌的短期内高效富集形成优势菌种, 提高了系统的硝化效率及生物对有机物的氧化率^[38-39]。

深度处理采用 NF/RO 处理工艺, 进一步截留大分子腐殖酸和小分子的水溶性腐殖质。该工艺路线对于 COD 氨氮和总氮的去除率均可达 99.5% 以上, 电耗、药剂、膜更换、污泥等直接处理成本约为 25~30 元/t^[40]。

2.4.2 AT-BC 生物转盘+曝气池+芬顿氧化+生物滤池工艺路线组合

该工艺路线组合以杭州天子岭垃圾填埋场渗滤液处理项目为代表, 最大的优势是解决浓缩液处理问题, 国内应用案例较少, 项目设计规模为 1 500 t/d。

“AT-BC 生物转盘+曝气池”是将生物膜法与活性污泥相结合的处理工艺, 形成双泥系统, 在日本、韩国应用广泛。生物转盘由特殊的空间网状结构构成, 大大提高了生物的挂膜量。在系统启动初期, 需投加 *Bacillus* 土壤菌和营养剂, 通过好氧与兼氧环境不断交替变化, 让 *Bacillus* 形成优势菌种。*Bacillus* 菌能适应高 pH、极端的高低温及高盐度环境, 繁殖能力较强, 对有机物、氮、磷具有较强的去除能力。由于 *Bacillus* 菌在 DO 为 0.1~1.0 mg/L 条件下活性最强, 后端的曝气池可在低氧状态运行, 并再次形成缺氧好氧的交替环境强化脱氮效果, 四个池的溶氧分别控制在 0.1、1.0、0.5 和 0.1 mg/L 条件下, 生化系统对于 COD、氨氮、总氮的去除率分别可达到 90%、99.8% 和 90%^[41]。

深度处理采用两级 Fenton 化学氧化+生物滤池, 利用羟基自由基的强氧化性进一步降解难以生物降解的有机物, 并提高渗滤液的可生化性, 为后续的厌氧反硝化滤池提供碳源, 减少碳源投加量, 反硝化滤池、曝气生物滤池则进一步去除氨氮、总氮、有机物、SS 等。经深度处理后出水的 COD、TN、氨氮去除率均达到 90%, 深度处理段的电耗、药剂、污泥等直接处理成本约为 15.47 元/t^[42]。

2.4.3 氨吹脱+A/O/O 生化池+内置式 MBR+NF 工艺路线组合

该工艺路线组合以深圳下坪垃圾填埋场渗滤液处理厂为代表, 设计处理规模为 1 500 t/d, 该工艺最大特点是增加了物化预脱氨工艺。

下坪填埋场总库容 5 345 万 m^3 , 由于该填埋场的日处理规模偏大、填埋场使用时间较长, 渗滤液

的氨氮浓度越来越高,现阶段高达 4 000 mg/L。对于氨氮的去除,下坪场采用了氨吹脱的方法,即用石灰或液碱将渗滤液的 pH 调至 11,气水比控制为 3 000 ~ 5 000,通过气液两相的接触降低氨在液面上的分压,带走水中氨氮的过程。通过连续吹脱,氨氮的去除率可达到 80% 以上。影响氨吹脱工艺应用的关键是氨吹脱塔尾气吸收、硫酸铵结晶与产品销路的问题,而下坪场很好地解决了上述问题,致使氨吹脱工艺自 2000 年以来一直沿用至今,处理效果较好。

A/O/O 生化池将好氧段分为两个独立的区域而串联在一起,将脱碳功能与硝化功能分开,为不同种类微生物提供最适宜生存和生长的环境条件,提高系统的硝化效率。膜分离系统选用了渗滤液处理较少采用的内置式 MBR 工艺,与外置式 MBR 工艺相比,投资成本略为降低,而电耗成本则显著降低,以处理规模 500 t/d 为例,电耗成本由 6.48 降至 0.648 kW·h/m³[43]。近几年,随着膜生产工艺水平的提高,增加了膜的强度及抗污堵能力,低能耗的内置式 MBR 膜也逐渐开始在渗滤液处理领域使用。

2.4.4 两级 DTRO/STRO 工艺路线组合 该工艺路线采用了纯膜处理工艺,显著特点是无需生化工艺、设备占地少,易做成移动式撬装设备,启动运行方便,且出水水质不易受原水水质的影响,曾在沈阳大辛垃圾填埋场、沈阳老虎冲垃圾填埋场、长春三道垃圾填埋场、上海黎明垃圾填埋场等地应用,现多用于规模较小的老龄化填埋场的应急设备,规模通常小于 200 t/d,可以以购买服务的方式采购,减少了政府的投资压力及运营风险。

无论是 DTRO 还是 STRO,相比卷式 RO 而言,加大了水流通道,并通过导流板的构件,增加通道内的水流流速及湍流效果,增加了抗污染的性能。DTRO/STRO 系统对于 COD、氨氮、电导率、重金属的去除率分别可达 99.9%、99.2%、98%。对于电导率小于 20 000 μs/cm,要求回收率不大于 80% 的,可以采用 2 ~ 4 MPa 的常压反渗透;对于电导率高于 30 000 μs/cm,要求回收率大于 80% 的,需采用 12 MPa 的高压反渗透[44]。

2.4.5 4 种典型工艺路线优缺点对比分析 4 种典型工艺路线优缺点对比分析,见表 2。

表 2 种典型工艺路线优缺点对比分析表

工艺路线类型	优点	缺点
UASB+外置式 MBR+NF/RO 工艺路线组合	1. 采用生物法去除氨氮、总氮,高效、经济 2. 膜分离技术增加系统污泥浓度,占地小 3. 出水水质稳定、可靠	1. MBR 技术与其它生物处理技术相比,能耗较高 2. 外置式超滤、NF、RO 膜系统的应用,能耗高,需定期更换膜组件 3. 系统产生 15%~25% 的浓缩液,需另外处理
AT-BC 生物转盘+曝气池+芬顿氧化+生物滤池工艺路线组合	1. 低氧状态运行,能耗较低 2. 采用生物膜的处理工艺,同步硝化反硝化,碳源需求低,抗冲击能力强 3. 采用高级氧化方式能较为彻底的解决环境问题,无浓缩液产生	1. 需投加营养液 2. 需要根据水质变化调整芬顿氧化反应条件:pH、双氧水与 Fe ²⁺ 摩尔比、Fe ²⁺ 浓度等 3. 需要投加化学药剂,产生较多化学污泥 4. 占地面积较大
氨吹脱+A/O/O 生化池+内置式 MBR+NF 工艺路线组合	1. 采用氨吹脱的方式去除氨氮,减少对高浓度氨氮对生化的影响 2. 内置 MBR 工艺,能耗相对较低 3. 出水水质稳定、可靠	1. 需要酸、碱调节,氨吹脱成本相对较高 2. 需要解决氨吸收产品的出路问题 3. 系统产生 15% 的浓缩液,需另外处理
两级 DTRO/STRO 工艺路线组合	1. 无需生化工艺,设备占地少 2. 系统易于启动 3. 出水水质可靠 4. 适合于可生化性差的老龄填埋场	1. 系统投资和运营成本较高 2. 系统产生 25% 的浓缩液,需另外处理 3. 膜通量易衰减

3 国内主流渗滤液处理技术应用所面临的问题

3.1 高能耗成本问题

“外置式 MBR+NF/RO”主流工艺保证了出水稳定达标排放,但是随着工艺的深入应用,业内也逐渐发现了该工艺设计思路所导致高能耗的问题,

主要体现在以下方面。

3.1.1 较高的生物脱氮要求导致曝气需氧量及循环流量加大 对渗滤液氨氮控制主要在生物反应池内。渗滤液进水氨氮浓度通常为 2 000 ~ 2 500 mg/L,氧化每公斤氨氮需 4.57 kg 氧,是碳氧当量的 3.1 倍,显然因硝化反应所需的增加曝气量较多。此外,工艺中要求反硝化率至少要达到 95% 以上,势

必要采用较高的回流比,配置较大流量的循环泵。以处理规模为1 000 t/d的工程为例,风机能耗约为14 kW·h/t水,循环泵能耗约为1 kW·h/t水^[1]。

3.1.2 射流曝气的曝气形式导致系统电能消耗较大 由于生化池内污泥浓度较高,设计污泥浓度有高达15 000 mg/L,并且池容较小,难以采用微孔曝气等其他方式曝气方式来供氧,而选用能耗较高的射流曝气方式,循环水量通常为需气量的4~6倍。

3.1.3 采用外置错流管式超滤方式致使循环流量较大 管式超滤设计循环流速为4 m/s,以8寸管为例,每组超滤系统的循环流量为272 t/h,能耗为3~6 kW·h/t水。

3.1.4 配置冷却系统增加了系统能耗 前已述及,生化反应池内的污泥浓度较高,生化反应的放热与机械热致使生化池内水温较高,不适宜微生物生长。在夏季时需利用热交换的方式进行降温,以处理规模为1 000 t/d的工程为例,污水冷却部分能耗约为2.34 kW·h/t水^[45]。

3.2 浓缩液处理的问题

《生活垃圾填埋场污染控制标准:GB16889—2008》标准实施后,据统计国内建成运行的渗滤液处理设施中有超过50%的项目选用了RO工艺,处理水量约为20 000 t/d^[46]。若浓缩液产生量按25%计,每天约产生5 000 t渗滤液。随着填埋场使用年限的结束及各城市“减少原生垃圾填埋”计划的推进,浓缩液回灌已无法作为其处理途径与通道,解决浓缩液处理问题已迫在眉睫。

现阶段,浓缩液处理在工程应用中主要有两种方式:与填埋场合建的采用回灌技术;与焚烧厂合建的多用炉渣冷却和石灰制浆。但这两种方式也仅是权宜之计,浓缩液内的有机物、无机盐最终仍旧会回到原生垃圾填埋场和灰、渣填埋场内进行循环。

近几年来,国内开始就高压膜减量、混凝、高级氧化、蒸发、膜蒸馏等技术应用于浓缩液处理进行研究,但是多数技术仍为进一步采用物理的方式进行浓缩减量,且为试验研究阶段,因投资、运行成本过高及运行稳定性等问题,难以在工程化应用方面大规模推广。

4 垃圾渗滤液处理技术工程化应用研究发展方向

如今,寻求更加节能降耗、低成本运行的渗滤液处理技术已成为行业重要的研究方向,国外渗滤

液吨水电耗有的低达0.135~0.50 kW·h/m³^[47]。

4.1 新型生物脱氮技术的工程化应用

国内在厌氧消化液处理方面已经逐渐开始短程硝化反硝化、厌氧氨氧化工艺的应用研究。相比传统的硝化反硝化工艺,根据反应式计算,短程硝化反硝化工艺可节约25%的氧及40%的碳源;厌氧氨氧化工艺则可节约58%的氧及100%的碳源。AZARI et al^[48]对德国ZDE填埋场渗滤液处理厂长达十几年的运行数据进行了分析,渗滤液处理厂自2001年在硝化反硝化工艺后增加了UF和颗粒活性炭生物滤池后,活性炭生物滤池内厌氧氨氧化菌为优势菌种,COD/TN变化值为1~5 kgCOD/kg TN时,系统运行稳定,2007~2015年期间系统总氮去除率为84%~97.2%,系统能耗下降87%,平均有机碳的消耗量下降91%,剩余污泥产量下降97%。

生物膜处理系统更利于厌氧氨氧化菌的活动与维持,如移动床生物膜反应器(MBBR)、固定床生物膜反应器、颗粒活性炭生物滤池^[49-51]。如果选择适合厌氧氨氧化菌生长的生物反应器,稳定控制好反应条件,可显著降低渗滤液处理脱氮所需的能耗与成本。目前,国内极个别的案例正在探索性应用这些新型生物脱氮技术,期待加快这些技术的工程应用化研究。

4.2 MBBR或类似处理技术在渗滤液领域的工程化应用

MBBR技术在市政污水的扩容与提标中逐渐开始使用,该类技术是活性污泥法与生物膜法在同一反应器中结合。在生化系统内通过投加一定比例悬浮或固定填料作为微生物载体以增加生化系统的生物量,附着世代周期长的硝化细菌,以提高系统的硝化脱氮能力,节省池容。该类技术在渗滤液处理中的应用,可以克服MBR技术存在的一些不足,降低MBR生化系统悬浮污泥浓度,改变曝气形式,实现同步硝化反硝化,取消污水冷却系统,有利于内置式MBR膜分离工艺的应用。

4.3 高级氧化技术的工程化应用

纳滤、反渗透、活性炭吸附等物理方法只能转移污染而不能彻底清除污染。近几年,国内外对于高级氧化与生物法共同处理渗滤液的研究日益广泛。邱家洲等^[52]小试结果表明,采用臭氧氧化(AOP1)/生化/臭氧氧化(AOP2)处理垃圾焚烧厂MBR出水,当总AOP投加量在3~3.5个单位时就可达到COD小于100 mg/L排放标准。王东梅等^[53]研

究结果表明,采用 Fenton 氧化-絮凝-活性炭吸附法处理垃圾渗滤液浓缩液,以硫酸铁和聚丙烯酰胺为混凝、絮凝剂,对 TOC、UV254、色度的去除率分别为 95.9%、97.1%、99.6%。SABOUR et al^[54] 对于 Fenton 氧化渗滤液产物的污染潜力进行了研究。研究表明:在 pH=5.7、 $[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$ 为 16、 $[Fe^{2+}]$ 浓度为 207 mmol/L 时,污泥内有机物含量、出水有机物含量及有机物去除效率分别为 27.4%、14.4%、58.1%。根据进水水质合理确定加药量及反应条件,弱化混凝反应效果,强化氧化效果,减少污泥量,是高级氧化的工程化应用方向。

4.4 高氯废水处理技术在渗滤液领域的工程应用

随着焚烧技术的广泛应用,单独灰渣填埋场渗滤液的处理也是我们未来需要面临的问题。灰渣填埋场渗滤液同时具有重金属、有机物、氨氮、总氮及无机盐污染的问题,尤其是氯离子含量较高,如深圳某灰渣填埋场渗滤液氯离子浓度为 18.81 g/L。过高的氯离子不但会污染环境,也会腐蚀设备、管道,并影响污水处理的生化系统运行,通常经长期驯化后微生物对氯离子的耐受度也只有 3 g/L。

因此,对于灰渣填埋场渗滤液处理应重视无机盐污染的问题,我们需在详细调查灰渣填埋场水质特性的情况下,借助于工业废水氯离子去除技术,尽快寻找出经济可行的工艺组合路线。

5 结论与建议

(1)硝化、反硝化生物脱氮是一种高效、经济的处理工艺,但是针对氨氮浓度较高、营养比例失衡的垃圾渗滤液,需寻求如厌氧氨氧化等更加经济新型生物脱氮技术,或通过工艺及自动化系统的优化实现生化系统内的短程硝化反硝化及同步硝化反硝化。

(2)改变生物反应器形式,选用更适合厌氧氨氧化菌生长的 MBBR 工艺等,可以降低能耗,利于内置 MBR 工艺的应用。

(3)高级氧化能较为彻底地解决难降解有机污染物的问题,可以作为膜处理技术的替代工艺。

(4)单独灰渣填埋场渗滤液的处理也是我们未来需要面临的问题,需要尽快开展高含氯废水处理技术在渗滤液领域的应用研究。

参考文献

[1] WISZNIOWSKI J, ROBERT D, SURMACZ-GORSKA J, et al. Landfill leachate treatment methods: A review[J]. *Environmental*

Chemistry Letters, 2006, 4(1): 51 – 61.

[2] NAVEEN B P, MAHAPATRA D M, SITHARAM T. G, et al. Physico- chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 220: 1 – 12.

[3] RENO S, GIVAUDAN J. G, POULAIN S, et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 150(3): 468 – 493.

[4] 裴建芳. 沙河市生活垃圾填埋场渗滤液处理工艺设计及运行调试[D]. 石家庄: 河北科技大学, 2016.

[5] 刘会虎, 桑树勋, 曹丽文, 等. 模拟酸雨条件下垃圾填埋的重金属地球化学迁移模型——以徐州为例[J]. *地球与环境*, 2009, 37(2): 118 – 125.

[6] 杜安静. 臭氧组合工艺深度处理焚烧垃圾渗滤液的研究[D]. 上海: 上海师范大学, 2015.

[7] 王飞, 沈建兵, 王岩松. MBR 工艺处理垃圾渗滤液——以河源市七寨生活垃圾卫生填埋场工程为例[J]. *广东化工*, 2015, 42(6): 137 – 139.

[8] MAYNARD H E, OUKI S K, WILLIAMS S C. Tertiary lagoons: A review of removal mechanisms and performance[J]. *Water Research*, 1999, 33(1): 1 – 13.

[9] MEHMOOD M K, ADETUTU E, NEDWELL D B, et al. In situ microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons[J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(10): 2741 – 2744.

[10] LOUKIDOU M X, ZOUBOULIS A. I. Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment[J]. *Environmental Pollution*, 2001, 111(2): 273 – 281.

[11] HOILJOKI T H, KETTUNEN R H, RINTALA J A. Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature[J]. *Water Research*, 2000, 34(5): 1435 – 1446.

[12] LEMA J M, MENDEZ R, BLAZQUEZ R. Characteristics of Landfill Leachates and Alternatives for Their Treatment—a Review[J]. *Water Air and Soil Pollution*, 1988, 40(3–4): 223 – 250.

[13] LO I M C. Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills[J]. *Environment International*, 1996, 22(4): 433 – 442.

[14] KNOX K. Leachate Treatment with Nitrification of Ammonia[J]. *Water Research*, 1985, 19(7): 895 – 904.

[15] PICULELL M, WELANDER T, JONSSON K. Organic removal activity in biofilm and suspended biomass fractions of MBBR systems[J]. *Water Science and Technology*, 2014, 69(1): 55 – 61.

[16] HORAN N J, GOHAR H, HILL B. Application of a granular activated carbon-biological fluidised bed for the treatment of landfill leachates containing high concentrations of ammonia[J]. *Water Science and Technology*, 1997, 36(2): 369 – 375.

[17] GUNAY A, KARADAG D, TOSUN I, et al. Combining Anaerobic Degradation and Chemical Precipitation for the Treatment of High Strength, Strong Nitrogenous Landfill Leachate[J]. *Clean-Soil Air Water*, 2008, 36(10–11): 887 – 892.

[18] UYGUR A, KARGI F. Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor[J]. *Journal of Environmental Management*, 2004, 71(1): 9 – 14.

[19] LU T, GEORGE B, ZHAO H, et al. A case study of coupling

- upflow anaerobic sludge blanket (UASB) and ANITA (TM) Mox process to treat high-strength landfill leachate[J]. *Water Science and Technology*, 2016, 73(3): 662 – 668.
- [20] HENRY J. G, PRASAD D, YOUNG H. Removal of Organics from Leachates by Anaerobic Filter[J]. *Water Research*, 1987, 21(11): 1395 – 1399.
- [21] LEITE V D, PAREDES J M. R, DE SOUSA T A T, et al. Ammoniacal Nitrogen Stripping From Landfill Leachate at Open Horizontal Flow Reactors[J]. *Water Environment Research*, 2018, 90(5): 387 – 394.
- [22] MONJE-RAMIREZ I., VELÁSQUEZ M. T. O. d. Removal and transformation of recalcitrant organic matter from stabilized saline landfill leachates by coagulation-ozonation coupling processes[J]. *Water Research*, 2004, 38(9): 2359 – 2367.
- [23] ZOUBOULIS A. I, CHAI X. L, KATSOYIANNIS I. A. The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates[J]. *Journal of Environmental Management*, 2004, 70(1): 35 – 41.
- [24] SILVA A C, DEZOTTI M, L SANT'ANNA G, Treatment and detoxication of a sanitary landfill leachate[J]. *Chemosphere*, 2004, 55(2): 207 – 214.
- [25] SCHULTE P, BAYER A, KUHN F, et al. H_2O_2/O_3 , H_2O_2/UV and H_2O_2/Fe^{2+} Processes for the Oxidation of Hazardous Wastes[J]. *Ozone-Science & Engineering*, 1995, 17(2) : 119 – 134.
- [26] QURESHI T. I, KIM H. T, KIM Y. J. UV-catalytic treatment of municipal solid-waste landfill leachate with hydrogen peroxide and ozone oxidation[J]. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 2002, 10(4): 444 – 449.
- [27] SANCHIS S, MESCHEDE-ANGLADA L, SERRA A, et al. Solar photo-Fenton with simultaneous addition of ozone for the treatment of real industrial wastewaters[J]. *Water Science and Technology*, 2018, 77(10): 2497 – 2508.
- [28] LOPEZ A, PAGANO M, VOLPE A, et al. Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate[J]. *Chemosphere*, 2004, 54(7): 1005 – 1010.
- [29] 胡燕萍. 回灌法处理垃圾渗滤液膜浓缩液的研究进展[J]. *节能*, 2018, 37(7): 101 – 102.
- [30] 王东梅, 刘丹, 刘庆梅, 等. 渗滤液反渗透浓缩液回灌出水水质变化规律的研究[J]. *环境科学*, 2014, 35(7): 2822 – 2828.
- [31] SILVESTRINI N. E. C, MAINE M. A, HADAD H. R, et al. Effect of feeding strategy on the performance of a pilot scale vertical flow wetland for the treatment of landfill leachate[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 648: 542 – 549.
- [32] MEKY N, FUJII M, TAWFIK A. Treatment of hypersaline hazardous landfill leachate using a baffled constructed wetland system: effect of granular packing media and vegetation[J]. *Environmental Technology*, 2019, 40(4): 518 – 528.
- [33] 陈少华, 刘俊新. 垃圾渗滤液中有有机物分子量的分布及在 MBR 系统中的变化[J]. *环境化学*, 2005(2): 153 – 157.
- [34] 欧阳衡. 城市垃圾填埋场渗滤液处理工艺试验研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2005.
- [35] 高新, 蔡斌, 周俊, 等. 水质均衡-外置式 MBR-NF/RO 工艺在长沙市垃圾渗滤液处理工程中的应用[J]. *给水排水*, 2017, 53(10): 58 – 61.
- [36] 李北涛. 垃圾渗滤液处理技术应用研究[D]. 武汉: 华中科技大学, 2008.
- [37] 高用贵. “化学软化+反渗透”法处理垃圾焚烧厂渗滤液中试研究[D]. 北京: 清华大学, 2013.
- [38] YU T, QI R, LI D, et al. Nitrifier characteristics in submerged membrane bioreactors under different sludge retention times[J]. *Water Research*, 2010, 44(9): 2823 – 2830.
- [39] JUDD S, JUDD C, Chapter 3-Design, Operation and Maintenance, The MBR Book(Second Edition)[M], Oxford, Butterworth-Heinemann, 2011: 209 – 288.
- [40] 杨利. 膜生物反应器 (MBR)+反渗透 (RO) 处理垃圾渗滤液试验研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2011.
- [41] 陈志伟. 微氧活性污泥-Fenton-AF-BAF 组合工艺对垃圾渗滤液处理的研究[D]. 广州: 华南理工大学, 2011.
- [42] 汪晓军, 顾晓扬, 简磊. 垃圾渗滤液处理方法分析与比较[C]//2013 年全国高浓度污水与垃圾渗滤液处理最佳技术应用交流峰会论文集, 北京: 2013: 177 – 187.
- [43] 杜昱, 岳峥, 吕国庆, 等. 垃圾渗滤液处理系统内置式膜和外置式膜比较[J]. *中国给水排水*, 2015, 31(20): 26 – 29.
- [44] 左俊芳, 宋延冬, 王晶. 碟管式反渗透 (DTRO) 技术在垃圾渗滤液处理中的应用[J]. *膜科学与技术*, 2011, 31(2): 110 – 115.
- [45] 杜昱, 岳峥, 吕国庆, 等. 应用于垃圾渗滤液处理系统的内置式膜和外置式膜比较[C]//中国土木工程学会水工业分会排水委员会. 全国排水委员会 2015 年年会, 杭州: 2015: 6.
- [46] 艾恒雨, 孟棒棒, 李娜, 等. 我国垃圾渗滤液膜浓缩液处理现状与污染控制建议[J]. *环境工程技术学报*, 2016, 6(6): 553 – 558.
- [47] SCHMIDT I, SLIEKERS O, SCHMID M, et al. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater[J]. *FEMS Microbiology Reviews*, 2003, 27(4) : 481 – 492.
- [48] AZARI M, WALTER U, REKERS V, et al. More than a decade of experience of landfill leachate treatment with a full-scale anammox plant combining activated sludge and activated carbon biofilm[J]. *Chemosphere*, 2017, 174: 117 – 126.
- [49] WENJIE Z, HUAQIN W, JOSEPH D R, et al. Granular Activated Carbon as Nucleus for Formation of Anammox Granules in an Expanded Granular-Sludge-Bed Reactor[J]. *Global Nest Journal*, 2015, 17(3): 508 – 514.
- [50] CHRISTENSSON M, EKSTROM S, CHAN A A, et al. Experience from start-ups of the first ANITA Mox Plants[J]. *Water Science and Technology*, 2013, 67(12): 2677 – 2684.
- [51] WINKLER M. K. H, KLEEREBEZEM R, VAN LOOSDRECHT M. C. M. Integration of anammox into the aerobic granular sludge process for main stream wastewater treatment at ambient temperatures[J]. *Water Research*, 2012, 46(1): 136 – 144.
- [52] 邱家洲, 王国华, 徐品虎, 等. 臭氧高级氧化组合技术处理垃圾渗滤液达标[J]. *中国给水排水*, 2011, 27(23): 104 – 108.
- [53] 王东梅, 刘丹, 龚正君, 等. Fenton 氧化-絮凝-吸附法处理垃圾渗滤液反渗透浓缩液[J]. *科学技术与工程*, 2013, 13(18): 5423 – 5426.
- [54] SABOUR M R, AMIRI A. Polluting potential of post-Fenton products in landfill leachate treatment[J]. *Global Journal of Environmental Science and Management-Gjesm*, 2017, 3(2) : 177 – 186.