

# 臭氧氧化-曝气生物滤池在垃圾渗滤液生化出水深度处理中的应用研究进展

曹迪<sup>1</sup> 高严<sup>1</sup> 高向红<sup>2</sup> 翟小鹏<sup>2</sup> 尹云军<sup>1</sup> 赵永志<sup>1</sup>

(1. 中国恩菲工程技术有限公司, 北京 100038; 2. 固安恩菲环保能源有限公司, 河北 廊坊 065500)

**[摘要]** 本文分析总结了近年来臭氧-曝气生物滤池(BAF)组合工艺在垃圾渗滤液深度处理中的研究和应用。重点介绍了垃圾渗滤液生化出水水质特点、臭氧-BAF组合工艺处理有机污染物的原理、臭氧-BAF形式及影响因素、生产成本。臭氧-BAF工艺可利用臭氧的强氧化性将难降解大分子有机物氧化为小分子有机物,提高废水的可生化性、降低生物毒性,再通过曝气生物滤池中的生物膜进行进一步吸附、氧化和分解小分子有机物,净化出水,实现COD达标排放,是一种有应用前景的非膜法深度处理手段。

**[关键词]** 臭氧氧化; 曝气生物滤池; 垃圾渗滤液; 非膜法; 深度处理; 工艺原理; 影响因素

**[中图分类号]** X703 **[文献标志码]** A **[文章编号]** 1008-5122(2023)04-0072-06

**DOI:** 10.19610/j.cnki.cn10-1873/tf.2023.04.015

## 0 前言

垃圾渗滤液是高浓度有机废水,根据其来源不同,可分为垃圾填埋场垃圾渗滤液、焚烧厂垃圾渗滤液、转运站渗滤液等。在垃圾填埋场中,垃圾渗滤液是垃圾填埋场中垃圾本身含有的水分、进入填埋场的雨雪水及其他水分,扣除垃圾、覆土层的饱和持水量,并经历垃圾层和覆土层而形成的一种高浓度有机废水;在垃圾焚烧厂中,垃圾渗滤液来源于准备用于焚烧的垃圾堆酵过程中渗漏的水分及卸料平台的冲洗水。

目前,对于垃圾渗滤液的处理,已经逐步形成了“预处理+生物处理+深度处理”的较为完整、成熟的工艺路线。其中,生物处理可去除渗滤液中大部分的悬浮物、COD和氮等,但其出水中仍然含有一定的有机物,难以达标排放;渗滤液深度处理以“纳滤(NF)+反渗透(RO)”工艺为主,然而该工艺具有运行维护复杂、伴有浓水产生等问题。因此,越来越多的研究者开始进行非膜法深度处理技术研究<sup>[1]</sup>。

臭氧是一种氧化性很强的氧化剂,目前已被广泛应用于给水处理、污废水处理和污泥处理等。在臭氧氧化过程中,臭氧分子、新生态氧原子和羟基自由基等,都具有很强的氧化性,可以将难降解的有机物分解为易被生物利用的小分子有机物,甚至可将有机污染物矿化去除。曝气生物滤池(BAF)是一种污水生物处理方法,最早出现于20世纪70年代。其原理是,在池内装填滤料作为生物膜载体,微生物附着于载体表面形成生物膜,依靠生物膜对污染物的吸附、氧化和分解作用净化污水。“臭氧+BAF”组合工艺由于具有不产生浓水、对色度去除率高、操作较为简单等优势,越来越受到关注。本文围绕臭氧+BAF工艺的原理、形式、污染物去除过程影响因素和成本估算等方面,对臭氧+BAF技术深度处理垃圾渗滤液生化出水的研究进展进行了总结。

## 1 垃圾渗滤液生物处理出水水质特点

垃圾渗滤液属于高浓度有机废水,其COD浓度可达70 000 mg/L以上。不同处理工艺对渗滤液去除效果有所差异。据文献报道,经“厌氧+多级AO+MBR”生物处理工艺处理后的出水通常仍然含有一定浓度的COD、氮、磷等<sup>[2-3]</sup>。某厂典型水质如下:COD浓度350~900 mg/L, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N浓度2.0~25.0 mg/L,总氮浓度100~700 mg/L,总磷浓度1.5~3.0 mg/L, pH值为7.7~8.2。

经过前期生物处理后,容易被生物降解的有机

**[收稿日期]** 2022-11-17

**[作者简介]** 曹迪(1990—),女,辽宁沈阳人,博士,工程师,主要从事水处理技术研究工作。

**[引用格式]** 曹迪,高严,高向红,等. 臭氧氧化-曝气生物滤池在垃圾渗滤液生化出水深度处理中的应用研究进展[J]. 绿色矿冶,2023,39(4):72-77.

物已经基本得到去除,水中含有大量的腐殖酸等溶解性难降解有机物,可生化性差,色度高,碳氮比例失衡<sup>[2]</sup>。此时,水中有机污染物主要成分为烷烃类和含有苯环、碳碳双键、碳氮三键等不饱和结构的有机化合物<sup>[3]</sup>。在实际工程应用中,有必要对生物处理后的垃圾渗滤液进行深度处理,使出水达到排放标准。催化臭氧工艺氧化性较强,操作简单且不易产生二次污染,可将上述出水中的难降解有机物进一步分解为可生化有机物,并结合 BAF 工艺对生物处理出水进行深度处理<sup>[4-5]</sup>。

## 2 臭氧-曝气生物滤池工艺原理

臭氧-BAF 工艺对渗滤液生化出水进行深度处理的机理是,利用臭氧氧化去除水中部分难降解有机物,并将部分大分子分解为更容易被生物利用的小分子物质,而后利用曝气生物滤池中的生物膜将产生的小分子有机物进一步去除。

### 2.1 臭氧氧化机理

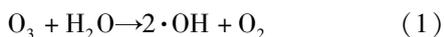
臭氧氧化反应机理较为复杂。 $O_3$ 具有较高的氧化还原电位,在酸性条件下其氧化还原电位高达 2.07 V。臭氧氧化处理污染物质有两条途径:

1)  $O_3$ 直接与水体中的有机物接触发生氧化反应,把有大分子有机物氧化成小分子有机物甚至直接矿化。

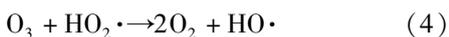
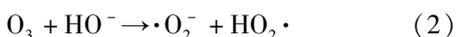
2)  $O_3$ 与水接触产生 $\cdot OH$ ,利用 $\cdot OH$ 的强氧化性间接处理污染水体中的污染物质。

在直接氧化途径中,由于臭氧的强氧化性,臭氧分子或单线态氧原子会与渗滤液中的大部分有机物质反应。一般认为,臭氧直接氧化分解有机物的效率较低<sup>[6]</sup>,而在间接氧化途径中,臭氧会产生具有强氧化性的羟基自由基,并引发如下链式反应。

总反应见式(1)。



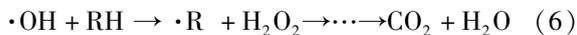
链式反应见式(2)~(5)。



反应中产生的羟基自由基具有很高的氧化还原电位(2.8 V),仅次于氟。它可以与垃圾渗滤液中的有机物发生反应,引发有机物的断链或开环从而提高渗滤液的可生化性,甚至可将一小部分有机物氧化为二氧化碳和水。通常认为,间接反应途径更为快速、高效,是臭氧氧化分解有机物的主要途径。

在臭氧氧化处理渗滤液过程中,可能会发生如下反应过程:

1) 首先,臭氧会和烯烃化合物之间发生反应。臭氧与烯烃化合物中的碳-碳双键反应,生成单聚体、多聚体及其混合物,最终生成醛类或酸类<sup>[7]</sup>。由于羟基自由基的强氧化性,它会继续与上述反应产生的中间产物发生反应。羟基自由基会与其中的 $-RH$ 键作用,并将 $-RH$ 键氧化为 $\cdot R$ ,继而进一步将 $\cdot R$ 氧化为 $CO_2$ 和水,反应式见式(6)。



2) 其次,臭氧与芳香族化合物发生反应。但由于苯环中存在一个扩展的 $\pi$ 键,臭氧和芳香化合物之间的反应速度很低。此外,臭氧还会与氨基酸或有机氮发生反应。

### 2.2 BAF 去除有机物机理

作为生物膜法中的一种新工艺,BAF 最早提出于 20 世纪 70 年代,并在 80 年代末在欧美国家得到推广应用。BAF 工艺具有污泥产量少、占地面积小、操作简单等特点,在生活污水处理、难降解有机废水处理、微污染水处理等领域有广泛应用。其工艺原理是:池内填装滤料载体形成固定床,微生物群落附着于载体表面形成生物膜,在滤料层中下部进行曝气供氧,污水与空气同向流动或逆向流动通过滤料载体层,附着于载体表面的生物膜对污染物进行吸附、氧化和分解,使污水净化,同时粒状滤料层具有物理截留过滤作用。然而,在深度处理过程中,由于生化出水经过生物处理工艺已经去除大部分可降解的有机物,因此水中残留有机物多为难生化降解有机物,采用传统 BAF 滤池效果往往较差。

采用臭氧与 BAF 相结合的工艺,可利用臭氧的强氧化性将难降解大分子有机物氧化为小分子有机物,提高废水的可生化性、降低生物毒性,再通过曝气生物滤池中的生物膜进一步吸附、氧化和分解,使出水得到进一步净化。

## 3 臭氧-BAF 形式及影响因素

### 3.1 臭氧-BAF 形式

臭氧催化氧化-BAF 串联工艺是该工艺的基本形式。周继姣等<sup>[8]</sup>采用臭氧-BAF 工艺对湖州松鼠岭垃圾填埋场超滤出水进行处理,采用的工艺路线为“进水(超滤出水)-提升泵-催化臭氧-BAF-出水”,催化臭氧氧化柱内置颗粒活性炭填料,曝气生物滤池内部装填生物滤料。其进水水质 COD 浓度

为 236 ~ 369 mg/L, 在臭氧投加量大于 200 mg/L 时, 出水可达《生活垃圾填埋场污染控制标准》(GB 16889—2008) 要求。郭炜<sup>[9]</sup> 采用臭氧-BAF 工艺处理垃圾填埋场渗滤液二级出水, 臭氧投加量为 150 mg/L, BAF 水力负荷为 0.25 m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup>·h)。经处理后, 废水中 COD 浓度由 200 ~ 350 mg/L 降低至 100 mg/L 以下。

当前端生化出水水质较差或波动较大时, 臭氧-BAF 组合工艺往往难以使出水稳定达标。因此, 有研究者对以臭氧-BAF 为核心的处理工艺进行了改进。杜安静等<sup>[10]</sup> 比较了单级和两级串联的臭氧-BAF 处理能力, 发现在臭氧投加量为 200 mg/L 条件下, 采用两级串联的臭氧-BAF 可使垃圾渗滤液 MBR 出水从 371 ~ 434 mg/L 降低至 100 mg/L 以下, 远优于单级臭氧-BAF 的处理效果。邱松凯等<sup>[3]</sup> 采用两级串联的催化臭氧和两级串联的曝气生物滤池工艺处理超滤出水, 在臭氧投加量为 0.29 g/L、曝气生物滤池水力停留时间为 4.3 h 条件下, 可使 COD 浓度从 381 ~ 497 mg/L 降低至 100 mg/L 以下, 同时去除 13% ~ 26% 总氮。该工艺直接运行成本约 6.2 元/m<sup>3</sup>, 含折旧费用的总成本约为 9.5 元/m<sup>3</sup>。陈志伟等<sup>[2]</sup> 采用聚铁混凝-催化臭氧-BAF 工艺处理某卫生填埋场 SBR 工艺出水, 进水 COD 浓度 550 ~ 760 mg/L, BOD<sub>5</sub> 40 ~ 90 mg/L。采用 10% 聚铁混凝剂按添加量 0.6 mL/L 进行混凝处理, COD 浓度降低至 210 mg/L。以 MnO<sub>2</sub> 作为臭氧催化剂, 以 2 ~ 5 mm 生物陶粒作为曝气生物滤池填料, 在臭氧投加量为 144 mg/L、BAF 的水力停留时间为 7 h 时, 出水 COD 浓度为 60 ~ 98 mg/L、BOD<sub>5</sub> ≤ 5 mg/L。该工艺运行费用约为 5.5 元/t。黄小琴<sup>[11]</sup> 采用聚铁混凝-催化臭氧-BAF 工艺处理垃圾渗滤液 MBR 出水, 其 COD 浓度为 530 ~ 900 mg/L。在聚合硫酸铁投加量为 1.4 g/L、臭氧投加量为 150 mg/L、BAF 水力停留时间为 6 h 条件下, 可使出水 COD 浓度降低至 100 mg/L 以下, 总处理费用约为 6.4 元/t。

## 3.2 影响臭氧-曝气生物滤池处理效果的因素

### 3.2.1 初始 pH 值

pH 值是影响催化臭氧过程效率的主要因素之一。pH 值会影响催化臭氧过程中产生的羟基自由基的氧化还原电位, 以及水中污染物和活性氧化性自由基的存在状态, 进而影响有机物的降解途径和降解效率。此外, 微生物生长也需要合适的 pH 范围。通常情况下, 对于催化臭氧过程, 最佳的 pH 值

为 7 ~ 9。从催化臭氧反应原理(式(5))可以看出, 水中的氢氧根 OH<sup>-</sup> 会引发臭氧分子的链式反应, 从而在水中生成各种活性自由基。在废水 pH 值较低的情况下, 由于无法大量生成活性自由基, 此时主要发生臭氧直接氧化过程<sup>[12-13]</sup>。臭氧直接氧化具有很强的选择性, 主要攻击含有不饱和键和不饱和官能团的有机物, 反应效率相对较低。而在 pH 值较高时, 氢氧根离子可以引发臭氧分子生成具有更强氧化性的羟基自由基, 从而通过羟基自由基的间接氧化作用更高效地去除渗滤液中的有机物。然而, 在臭氧-BAF 反应过程中, 在选择合适的 pH 值时, 可以考虑在相对较低的 pH 值条件下, 利用臭氧直接氧化时的选择性, 将腐殖酸类物质分解为小分子有机物, 增强废水的可生化性, 而不是将废水完全矿化。因此, 在选择催化臭氧反应的条件时, 应综合考虑出水 pH 值对 BAF、水质调节难度、反应目标、反应效率等多个因素的影响。

### 3.2.2 臭氧投加量和接触时间

臭氧投加量是催化臭氧系统设计中重要的参数之一。在渗滤液深度处理过程中, 其水质特点是影响臭氧投加量和接触时间的主要因素。垃圾渗滤液的来源(如焚烧厂或填埋场)、处理方式的不同, 会给催化臭氧的水质带来不同影响。对生化处理较彻底的渗滤液, 通常需要增大臭氧投加量、延长臭氧接触时间。Wu 等<sup>[14]</sup> 对比了利用臭氧分别处理生化处理后渗滤液、老龄渗滤液和渗滤液 RO 浓水的效果, 发现处理渗滤液生化出水需要的臭氧投加量最大(2.93 mg/mgCOD), 接触时间也最长(1.404 h); 处理 RO 浓水所需的臭氧投加量和接触时间分别为 1.044 mg/mg COD 和 1.071 h, 而处理老龄渗滤液所需要的臭氧投加量和处理时间最短(0.495 mg/mgCOD 和 0.822 h)。在采用臭氧-BAF 组合工艺深度处理垃圾渗滤液生化出水的研究中, 通常根据试验结果确定臭氧投加量和反应时间。例如, 周继娇等<sup>[8]</sup> 采用臭氧-BAF 工艺处理填埋场渗滤液超滤出水, 进水 COD 浓度为 236 ~ 369 mg/L 时, 经试验确定臭氧投加量为 200 mg/L(O<sub>3</sub>/COD 质量比 = 0.54 ~ 0.85)、接触时间为 1 h 时, 可使出水稳定达标, 而降低臭氧投加量, 会影响出水水质稳定性。

### 3.2.3 BAF 水力停留时间

通常情况下, 在 BAF 工艺中, 随着水力停留时间(HRT)增加, BAF 对 COD 的去除率逐渐升高; 当水力停留时间减少时, COD 去除率明显下降<sup>[15]</sup>。在

处理垃圾渗滤液生化废水的应用中,由于来水可生化性较差,即使经过催化臭氧处理,仍然需要较长的水力停留时间来保证有机物的有效去除。在现有研究案例中,水力停留时间通常为4~10 h。

此外,在进行组合工艺设计时,还应考虑不同工艺组合形式、臭氧催化单元形式、臭氧催化剂材质、

BAF形式(上向流、下向流、气水同向、气水逆向等),BAF填料、BAF负荷等因素对出水水质的影响。本文总结归纳了近期研究中采用臭氧-BAF及其组合工艺对垃圾渗滤液进行深度处理的相关参数和处理效果,结果见表1。

表1 臭氧-曝气生物滤池工艺条件及处理效果

序号	工艺描述	进水 COD/ mg·L <sup>-1</sup>	臭氧投反应条件	BAF 反应条件	出水 COD/ mg·L <sup>-1</sup>	参考 文献
1	臭氧-BAF	200~350	臭氧投加量 150 mg/L; 催化剂为锰砂	HRT:4 h; 填料为人工烧制陶粒	<80	[9]
2	臭氧-BAF	236~369	臭氧投加量 200 mg/L; 催化剂为活性炭; 接触氧化时间 1 h	曝气生物滤池装填生物滤料; 回流比 300%	≤100	[8]
3	两级臭氧- 两级 BAF	381~497	臭氧投加量为 0.29 g/L 水; 臭氧接触氧化时间 1 h	单级滤池 HRT 4.3 h; 填料为 3~4 mm 柱状活性炭; 第一级滤池为下向流, 第二级滤池为上向流	<120	[3]
4	两级臭氧- 两级活性炭 滤池	381~425	臭氧投加量 292 mg/L, 催化剂为活性炭纤维毡; 第一级氧化气液逆向, 第二级臭氧气液同向	HRT:8.6 h; 填料为 3~4 mm 柱状活性炭, 第一级下向流, 第二级上向流	87~97	[16]
5	混凝-臭氧- BAF-臭氧	进水 COD 浓度: 480~520 mg/L; 混凝出水 COD 浓度: 200~250 mg/L	臭氧投加质量浓度 69 mg/L; 接触时间 2 h; 催化剂为二氧化锰负载活性炭	填料为 3~4 mm 球形陶粒; 气液同向上向流	<60	[17]
6	聚铁混凝- 臭氧-BAF	进水 COD 浓度: 550~760 mg/L; 经混凝处理后 COD 浓度约 210 mg/L	臭氧投加量 144 mg/L; 催化剂为 MnO <sub>2</sub> 负载陶粒; 文丘里射流器曝气	HRT:7 h; 填料为 2~5 mm 球形轻质生物陶粒; 上流式	75	[2]
7	聚铁混凝- 臭氧-BAF	进水 COD 浓度: 530~900 mg/L; 混凝出水 COD 浓度: 230 mg/L	臭氧投加量 150 mg/L; 催化剂为锰氧化物负载陶粒	HRT:4.5 h; 滤料为 3~5 mm 生物陶粒; 溶解氧 2~4 mg/L	≤100	[11]

## 4 臭氧-BAF 工艺建设和运行成本

在工程实际应用中,除工艺实际处理效果外,另一个重要考量因素是工艺系统的建设和运行成本。臭氧-BAF 工艺组合的总成本包括:建设成本、设备采购、电力消耗(包括臭氧制备、曝气设备、各类水泵等)、臭氧催化剂和 BAF 采购和更换、催化臭氧的氧气消耗、运行人员工资等。目前研究中,采用臭氧-BAF 工艺处理渗滤液的成本为 5~10 元/t; 与 NF/RO 工艺相当<sup>[18]</sup>,但臭氧-BAF 工艺避免了浓水的产生。一些典型研究中的成本估算总结见表 2。

## 5 结束语及展望

本文对臭氧-曝气生物滤池工艺在垃圾渗滤液

深度处理中的应用、原理、影响因素和成本等进行了分析和总结。臭氧-曝气生物滤池处理工艺具有操作运行简单、不产生浓水等优点,有望成为未来渗滤液处理工艺中膜深度处理技术的替代技术。目前基础研究和工程应用经验表明,臭氧-曝气生物滤池可以实现 COD 的稳定脱除,使出水 COD 浓度降低至 100 mg/L 以下,达到相应排放标准。但该工艺仍存在臭氧利用率不高、脱氮效果差等一系列问题。在未来研究中,可从以下方面进一步进行研究和探索:

1) 对臭氧-曝气生物滤池工艺中有机物的去除过程和机理进行深入研究和探索,进而指导工艺优化和创新。

2) 开发低成本、高效的臭氧催化剂,提高臭氧利用效率、降低投加量从而降低能耗。

表 2 典型渗滤液深度处理成本估算

序号	工艺描述	进、出水水质	能耗/ (元/t)	药剂/ (元/t)	直接运行成 本/(元/t)	建设投资 和规模	总成本/ (元/t)	参考文献
1	催化臭氧-BAF	进水 COD 浓度 236 ~ 369 mg/L; 出水 COD 浓度 ≤ 100 mg/L	—	—	5.40	250 万元; 200 m <sup>3</sup> /d	—	[8]
2	两级串联催化臭氧- 两级串联 BAF	进水 COD 浓度 381 ~ 497 mg/L; 出水 COD 浓度 ≤ 100 mg/L	0.50	5.32	6.20	1 450 万元; 1 200 m <sup>3</sup> /d	9.51	[3]
3	聚铁混凝-催化臭氧- BAF	进水 COD 浓度 480 ~ 520 mg/L; 出水 COD 浓度 < 60 mg/L	4.25	3.82	8.07	—	—	[17]
4	聚铁混凝-催化臭氧- BAF	进水 COD 浓度 550 ~ 760 mg/L; 出水 COD 浓度 75 mg/L	4.90	0.60	5.50	—	—	[2]
5	纳滤 + 反渗透	—	—	—	6.87	162 万元; 200 m <sup>3</sup> /d	8.10	[18]
6	DTRO + RO	—	—	—	9.96	330 万元; 200 m <sup>3</sup> /d	11.61	[18]

3) 探索臭氧-曝气生物滤池与其他处理工艺的组  
合, 如与脱氮生物滤池等工艺组合, 进一步提高除  
碳、脱氮效率。

#### [参考文献]

- [1] 郭训文, 简磊, 袁延磊, 等. A/O-MBR-Fenton-BAF 工  
艺处理垃圾渗滤液工程实例[J]. 广东化工, 2019,  
46(18): 96-97.
- [2] 陈志伟, 汪晓军. 聚铁混凝-臭氧-BAF 对晚期垃圾渗  
滤液深度处理的研究[J]. 环境工程学报, 2010,  
4(10): 2231-2234.
- [3] 邱松凯, 范举红, 黄开坚, 等. 臭氧-曝气生物滤池深度  
处理垃圾焚烧渗滤液可行性研究[J]. 中国环境科学,  
2014, 34(10): 2513-2521.
- [4] 鲍荟荟. 混凝-臭氧催化氧化-BAF 组合工艺深度处  
理垃圾渗滤液[D]. 马鞍山: 安徽工业大学, 2017.
- [5] 范举红. 活性炭催化臭氧氧化垃圾渗滤液生物处理出  
水的研究[D]. 北京: 清华大学, 2016.
- [6] JUNG Chanil, DENG Yang, ZHAO Renzun, et al. Chemi-  
cal oxidation for mitigation of UV-quenching substances  
(UVQS) from municipal landfill leachate: Fenton process  
versus ozonation[J]. Water research, 2017, 108: 260-  
270.
- [7] 沈鹏, 黄振兴, 肖小兰, 等. CLR + 立式 A<sup>3</sup>/O<sup>3</sup>-MBR 组  
合工艺处理垃圾渗滤液的工程实例[J]. 环境工程学  
报, 2016, 10(4): 2144-2150.
- [8] 周继姣, 邵立, 陆伟, 等. 臭氧组合技术深度处理湖州  
松鼠岭应急垃圾填埋场渗滤液可行性研究[J]. 环境  
与发展, 2017, 29(3): 77-78.
- [9] 郭炜. 臭氧氧化-曝气生物滤池联合工艺深度处理垃  
圾渗滤液的应用研究[J]. 广东化工, 2017, 44(11):

224-225, 219.

- [10] 杜安静, 范举红, 刘锐, 等. 单级和两级串联臭氧-生  
物活性炭深度处理垃圾渗滤液的研究[J]. 环境  
科学, 2015, 36(11): 4154-4160.
- [11] 黄小琴. 聚铁混凝-臭氧催化氧化-曝气生物滤池深  
度处理垃圾渗滤液[D]. 广州: 华南理工大学, 2017.
- [12] Amaral-Silva N, MARTINS RC, Castro-Silva S, et al.  
Ozonation and perozone on the biodegradability im-  
provement of a landfill leachate [J]. Journal of Environ-  
mental Chemical Engineering, 2016, (4): 527-533.
- [13] MAO Yuanxiang, DONG Huiyu, LIU Shaogang, et al.  
Accelerated oxidation of iopamidol by ozone/peroxymo-  
nosulfate (O<sub>3</sub>/PMS) process: kinetics, mechanism,  
and simultaneous reduction of iodinated disinfection by-  
product formation potential [J]. Water Research, 2020,  
173: 115615.
- [14] WU Chuanwei, CHEN Weiming, GU Zhepei, et al. A  
review of the characteristics of Fenton and ozonation sys-  
tems in landfill leachate treatment [J]. Science of the  
Total Environment, 2021, 762: 143131.
- [15] 邱立平, 马军, 张立昕. 水力停留时间对曝气生物滤  
池处理效能及运行特性的影响[J]. 环境污染与防  
治, 2004, 26(6): 433-436.
- [16] 邱松凯. 臭氧-生物活性炭深度处理垃圾焚烧渗滤液  
研究[D]. 杭州: 浙江工业大学, 2014.
- [17] 郭智, 刘杰, 邱明建, 等. 组合工艺深度处理垃圾焚烧  
发电厂渗滤液尾水[J]. 工业水处理, 2019, 39(5):  
29-33.
- [18] 杨吉祥, 李保光, 张爱军, 等. 几种垃圾渗滤液深度处  
理工艺的比较[J]. 资源节约与环保, 2020(7): 99-  
100.

## Advance on Application of Ozonation-Biological Aerated Filter in Advanced Treatment of Biochemical Effluent of Landfill Leachate

CAO Di, GAO Yan, GAO Xianghong, ZHAI Xiaopeng, YIN Yunjun, ZHAO Yongzhi

**Abstract:** This paper analyzed and summarized the research and application of ozonation-biological aerated filter (BAF) combined process in the advanced treatment of landfill leachate in recent years. The characteristics of biochemical effluent quality of landfill leachate, the principle of ozone-BAF combined process for treating organic pollutants, the form and influencing factors of ozone-BAF, and the production cost were mainly introduced. The ozonation-BAF process can use the strong oxidation of ozone to oxidize refractory macromolecular organic matter into small molecular organic matter, improve the biodegradability of wastewater, reduce biological toxicity, and then further adsorb, oxidize and decompose the small molecular organic matter through the biofilm in the biological aerated filter, so that the effluent is further purified to achieve COD standard discharge. It is a promising non-membrane advanced treatment method.

**Key words:** ozonation; biological aerated filter; leachate; non-membrane method; advanced treatment; process principle; influencing factors

(上接第 45 页)

## Application of Green Low-carbon Deep Energy-saving Aluminum Electrolysis Technology System on 330 kA Electrolysis Series

HAN Bo, LIAO Changzong, LI Wei, HOU Jinlong, DU Libo

**Abstract:** Due to the proposal and implementation of the national carbon peak and carbon neutrality strategic goal, the technical upgrading direction of the electrolytic aluminum industry has gradually shifted to energy-saving transformation. The 330 kA electrolytic cell in an aluminum plant has the problems of high energy consumption and low current efficiency. After review, it is found that the magnetic field distribution of the cell bus is uneven and the value is too large, and the lower flue gas collection form of the superstructure has poor effect. At the same time, the traditional gas-controlled shelling and blanking system is not conducive to reducing the impact of aluminum oxide blanking on the superheat and heat balance of the electrolytic cell. In view of these problems, this paper adopted the green low-carbon deep energy-saving aluminum electrolysis technology system, applied network self-balancing bus technology, "long healthy life" lining structure and heat balance technology and energy-saving superstructure to optimize the energy saving of the electrolysis series. After optimization, the current intensity was increased to 350 kA, the DC power consumption per ton of aluminum liquid was reduced by 634 kW·h/t-Al, and the current efficiency was increased by 1.89%, and the effect of energy saving and production increase was significant.

**Key words:** aluminum electrolytic cell; green and low carbon; current intensity; current efficiency; bus; gas collecting flue; lining structure; energy conservation