

混凝-电化学氧化处理垃圾渗滤液 MBR 出水的效能研究

王海红

(中国恩菲工程技术有限公司, 北京 100038)

[摘要] 采用“混凝-电化学氧化”组合工艺对某垃圾填埋场中渗滤液 MBR 出水进行深度处理,探究了混凝工艺、电化学氧化过程中电极种类及运行参数对 MBR 出水中 COD 去除效果的影响,并讨论了混凝预处理在 MBR 出水电化学氧化过程中的重要意义。试验结果表明,“混凝-电化学氧化”组合工艺对垃圾渗滤液 MBR 出水中 COD 的降解效果显著。混凝预处理可去除 MBR 出水中 68% 以上的 COD 含量,同时可缓解电化学氧化的有机负荷,缩短电解时间,节约能耗,强化电化学氧化对水样中 COD 的降解效率,避免额外的深度降解工艺及成本投入,具有较好的经济环境效益。电化学氧化过程中,三种电极对该垃圾渗滤液 MBR 出水的处理能力大小为 $\text{PbO}_2 > \text{Ru}$ 系电极 $> \text{Pt}$ 电极;采用 Ti/PbO_2 电极电解混凝处理后的 MBR 水样时,仅需在室温下进行,且当电流密度在 $50 \sim 70 \text{ A}/\text{m}^2$ 时,水样中 COD 的去除率可达 96% 以上,出水 COD 含量可降至 $10 \text{ mg}/\text{L}$ 左右,处理效果更佳。

[关键词] 垃圾渗滤液; MBR 出水; 混凝; 电化学氧化; 深度处理; 电极比选

[中图分类号] X703 **[文献标志码]** B **[文章编号]** 1008-5122(2023)04-0078-06

DOI: 10.19610/j.cnki.cn10-1873/tf.2023.04.016

0 前言

据《中国城市建设统计年鉴》,2021年,中国共无害化处理城市生活垃圾 24 839 t,其中垃圾填埋 4 967.8 t,占总垃圾总处理量的 20%^[1]。“十三五”规划提出,对于经济发达地区和土地资源短缺、人口基数大的城市,优先采用焚烧处理技术,减少原生垃圾填埋量。然而,在我国大多数地级市和中西部城市,垃圾填埋处置依旧是现阶段城市垃圾的主流无害化方式^[2]。在填埋过程中,垃圾经过压实作用、微生物氧化分解、厌氧发酵以及自然降水的淋滤作用,所含的污染物会被溶解出来,在垃圾场底部汇聚形成垃圾渗滤液^[1,3-4];而在垃圾进入焚烧炉前,其室内堆酵过程也会产生大量渗滤液,渗滤液产生量占垃圾入场量的 8%~15%。垃圾渗滤液成分复杂多变、有机物及氨氮含量高、毒性大、可生化性差、难降解,如果处理不当会对周边环境、地下水以及人类

健康构成威胁^[5]。

垃圾渗滤液的无害化处理一直是一个世界性的难题^[6]。目前,我国主要采用“预处理+生化反应+深度处理”的技术处理垃圾渗滤液,其中,深度处理技术以膜法处理为主^[7]。虽然采用膜处理生化出水具有不错的效果,但往往会产生 20% 以上的难处理膜浓缩液。现阶段,往往通过回灌的方式处置膜浓缩液,这会导致垃圾填埋场内盐分及难降解有机物累积,进一步加重膜处理工艺的负担,增加运行维护成本,降低膜工艺的处理效率^[1]。

近年来,电化学氧化工艺因具有无需添加氧化剂、反应速率快、二次污染少、能量利用率高、占用空间小等特点而受到广泛关注^[8-9]。戴昕等^[10]采用 BDD 电极处理垃圾渗滤液污水站 MBR 出水, COD 的去除率达到 91.65%;汪昕蕾等^[11]利用自制 $\text{Ti}/\text{Ru}/\text{SnO}_2 + \text{Sb}_2\text{O}_5$ 电极处理垃圾渗滤液, COD 去除率可以达到 93.33%,处理效果显著。因此,本文拟采用“混凝-电化学氧化”的方法对垃圾渗滤液 MBR 出水进行深度处理,通过混凝预处理,以及电化学氧化过程中的电极比选、关键因素控制,实现垃圾渗滤液的全量化处理,为垃圾渗滤液 MBR 出水处理提供一种新的工程技术指导。

[收稿日期] 2023-02-22

[作者简介] 王海红,女,河北廊坊人,本科,中级工程师,主要从事渗滤液处理水处理设计采购工作。

[引用格式] 王海红. 混凝-电化学氧化处理垃圾渗滤液 MBR 出水的效能研究[J]. 绿色矿冶, 2023, 39(4): 78-83.

1 材料与方 法

1.1 试验材料及方法

试验废水为某垃圾填埋场产生的垃圾渗滤液 MBR 出水,主要水质参数见表 1。试验所用化学试剂与仪器分别见表 2、表 3,电催化氧化装置示意图如图 1 所示。

表 1 垃圾渗滤液 MBR 出水水质参数

参数	COD 浓度/ mg·L ⁻¹	TDS(溶解性固体 总量)/mg·L ⁻¹	氨氮浓度/ mg·L ⁻¹	pH
数值	900~1 200	6 000~8 000	120~200	中性

表 2 实验所用的化学药剂

试剂	等级	生产厂家
聚合硫酸铁	—	巩义市耀辉净水材料有限公司
阴/阳离子 PAM	—	郑州市派尼化学试剂厂
硫酸	分析纯	南京化学试剂有限公司
重铬酸钾	分析纯	国药集团化学试剂有限公司
硫酸汞	分析纯	国药集团化学试剂有限公司
pH 试纸	—	南京化学试剂有限公司
硫酸银	分析纯	国药集团化学试剂有限公司
硫酸亚铁铵	分析纯	南京化学试剂有限公司

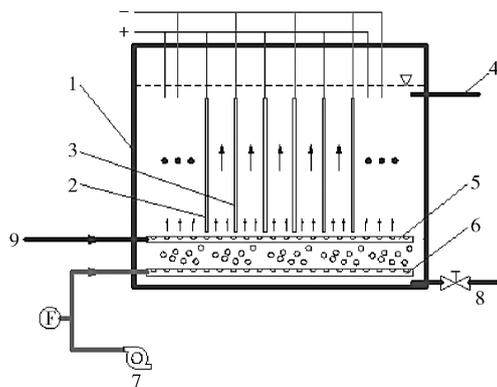
表 3 试验所用仪器设备

名称	规格型号	生产厂家
空气泵	ACO-016	森森集团股份有限公司
循环水泵	CDL3-2	南方泵业股份有限公司
电化学工作站	CHI660D	上海辰华仪器有限公司
分析天平	AUY120	岛津国际贸易上海有限公司
加热板	DRB2015A	冠森生物科技(上海)有限公司官网
烧杯、锥形瓶、量筒等玻璃器皿	—	南京化学试剂有限公司

1.2 垃圾渗滤液 MBR 出水混凝试验

取某垃圾填埋场的垃圾渗滤液 MBR 出水进行混凝试验,以去除废水内大部分有机物。以聚合硫酸铁为混凝剂(添加量分别为 500 mg/L、1 000 mg/L、1 500 mg/L、2 000 mg/L、2 500 mg/L),分别以阴离子 PAM(1.5 mL/L MBR 水样;0.02% 含量)、阳离子 PAM(1.5 mL/L MBR 水样;0.02% 含量)为助凝剂,设置以下 4 个平行组展开试验:

1)取 500 mL 垃圾渗滤液 MBR 出水,直接添加“聚合硫酸铁 + 阴离子 PAM”进行混凝。



1 - 壳体; 2 - 阳极电极; 3 - 阴极电极; 4 - 排液口; 5 - 布液管; 6 - 曝气管; 7 - 空气泵; 8 - 排污管; 9 - 进水管; F - 流量计

图 1 电化学氧化试验装置示意图

2)取 500 mL 垃圾渗滤液 MBR 出水,直接添加“聚合硫酸铁 + 阳离子 PAM”进行混凝。

3)取 500 mL 垃圾渗滤液 MBR 出水,用盐酸调 pH 值至 4~5,而后添加“聚合硫酸铁 + 阴离子 PAM”进行混凝。

4)取 500 mL 垃圾渗滤液 MBR 出水,用盐酸调 pH 值至 4~5,而后添加“聚合硫酸铁 + 阳离子 PAM”进行混凝。

进行小试探索,取 20 L 垃圾渗滤液 MBR 出水,采用上述试验确定的最佳混凝条件进行混凝操作,并考察垃圾渗滤液 MBR 出水的 COD 去除效果。

1.3 电化学氧化电极比选

选用三种类型电极:Ti/PbO₂、Ti/Pt 与 Ru 系电极,在 MBR 出水内进行循环伏安曲线扫描,选择适用电极;同时对各电极进行小试验证,具体试验步骤为:取 4 L 经混凝处理后的垃圾渗滤液 MBR 出水进行电解操作,施加电流密度 50 A/m²;电解时间 2 h,取样进行 COD 测定。

1.4 垃圾渗滤液的电化学试验

采用如图 1 所示的试验装置对垃圾渗滤液 MBR 出水及混凝后渗滤液进行电解试验,探究电流密度、电解时间对 COD 去除效果的影响,并对其过程中的能耗进行简单评估。

1.5 分析项目及测定方法

溶液中 COD 的测定采用国标《水质 化学需氧量的测定 重铬酸盐法》(HJ 828—2017)测定。

2 结果与讨论

2.1 垃圾渗滤液 MBR 出水混凝试验

按章节 1.2 中试验方案展开混凝试验,4 组平

行组试验结果见表4。

表4 混凝试验结果对比

试验编号	加入的试验药剂	试验现象	固液分离时间
试验1	聚合硫酸铁 + 阴离子 PAM	水样中未出现明显的絮体沉淀物	—
试验2	聚合硫酸铁 + 阳离子 PAM	水样中未出现明显的絮体沉淀物	—
试验3	聚合硫酸铁 + 阴离子 PAM, pH 值 4~5	水样中出现絮体沉淀物	3~5 min
试验4	聚合硫酸铁 + 阳离子 PAM, pH 值 4~5	水样中出现明显的絮体沉淀物	30 s

由表4可知,当渗滤液 MBR 出水未经 pH 值调节而直接进行“聚合硫酸铁 + 阴/阳离子 PAM”混凝处理时,其混凝效果较差,水样中未出现明显的絮体沉淀物或固液分层现象;将 pH 值调节至 4~5 后,渗滤液 MBR 出水的混凝效果显著增强。这表明初始 pH 值对絮凝剂的水解有较大影响,pH 过高或过低时,絮凝体难以形成或会发生分解。在碱性条件下,铁系混凝剂中的铁盐会发生水解,多以氢氧化铁沉淀的形式存在,难以形成胶体吸附膜浓缩液中的有机物^[12]。通过调节初始 pH 值,可改变胶体表面所带电荷的性质和大小,使其变得有利于电中和与压缩双电层作用,从而改善最终的絮凝效果。张超伟^[1]对晚期垃圾渗滤液进行混凝试验发现,当渗滤液的初始 pH 值较低,渗滤液中的 COD 去除率较高,均在 50% 左右;当初始 pH 值调节至 6 时,渗滤液中的 COD 去除率达到最大值 62%;再继续调高初始 pH 值,COD 去除率开始下降。

相较于阴离子型 PAM,阳离子型 PAM 对渗滤液 MBR 出水的混凝效果更佳。阳离子型 PAM 在混凝过程中可水解形成长链的高分子物质,对胶体起吸附架桥的作用,同时因为它能解离出较多的阳离子基团,所以兼有电性中和的作用。由于渗滤液 MBR 出水中往往含有带负电基团的有机物,诸如木质素磺酸、羧酸类有机物、腐殖酸、硫代木质素及各类杂环有机物,阳离子型 PAM 通过与带负电的溶解物发生物理化学反应,生成不溶性盐,从而起到絮凝沉淀的作用^[13]。

综上所述,试验4的混凝效果最佳,最优混凝方案为 pH 值调至 4~5,添加“聚合硫酸铁 + 阳离子 PAM”进行混凝。取 20 L 初始 COD 浓度为 1 200 mg/L 的垃圾渗滤液 MBR 出水,采用上述最佳混凝条件进行混凝操作,混凝后 COD 的去除效果如

图3所示。

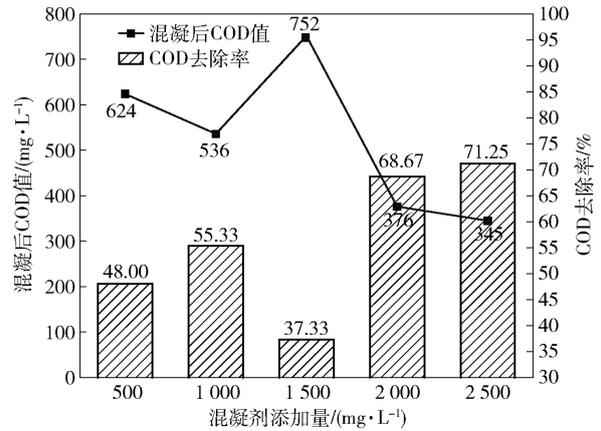


图2 不同混凝剂添加量下的 COD 去除效果图

由图2可知,随着混凝剂聚合硫酸铁添加量的增加,垃圾渗滤液 MBR 出水中 COD 浓度出现较大波动,但总体上呈逐渐下降趋势。当混凝剂添加量为 1 500 mg/L 时,COD 的去除效果出现反常,去除率达到最低值,为 37.33%,这可能是垃圾渗滤液 MBR 出水水质的波动及不均质性所致;当混凝剂添加量增加到 2 000 mg/L 及以上时,COD 的去除率高达 68% 以上,去除效果较好,且继续增加混凝剂去除率相差不大。鉴于经济效益考虑,混凝剂的最佳添加量选择为 2 000 mg/L。

2.2 电化学氧化电极比选

2.2.1 电极的循环伏安曲线

采用电化学工作站,在 MBR 出水内进行电极的循环伏安曲线扫描,溶液电导率约为 1.3 万 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 。循环伏安曲线如图3所示。

由图3可知,相对于参比电极 Ag/AgCl, PbO_2 电极在 MBR 出水中具有明显的电化学性能响应信号,具体表现为:在正向扫描时出现了明显的氧化峰,即 PbO_2 表面存在物质被氧化,这也表明垃圾渗滤液 MBR 出水容易在 PbO_2 电极表面发生反应。MBR 出水在 Pt、Ru 系电极表面的响应图形类似,均无明显的反应峰,表明 MBR 出水在这两种电极表面的电化学反应相似,主要为间接电化学反应。

循环伏安曲线围成的封闭区域面积可以定性反映电子传递能力的强弱^[14],在此三类电极中, PbO_2 与 Ru 系电极的循环伏安曲线围成的封闭区域明显大于 Pt 电极,表明 PbO_2 与 Ru 系电极具有更强的电子交换能力;然而,相较于 PbO_2 及 Pt 电极,在 Ru 系电极表面 MBR 出水发生电化学反应的响应电位最小。综上所述,在处理该垃圾渗滤液 MBR 出水的过

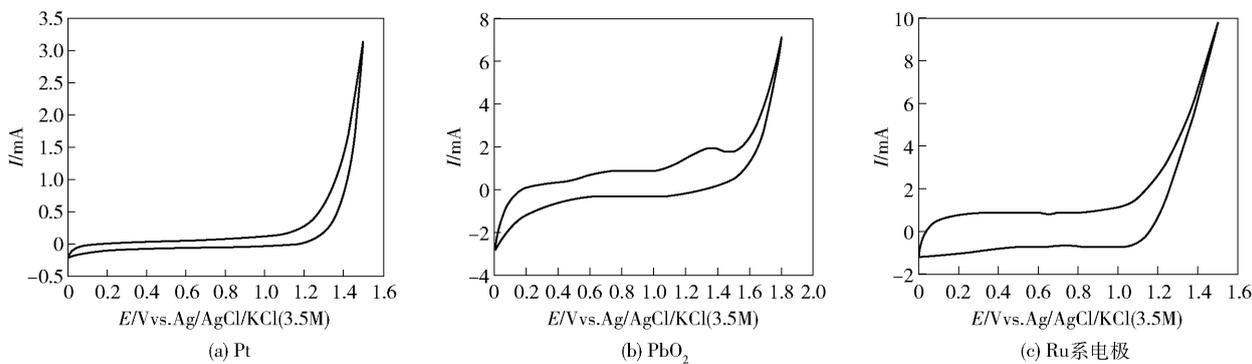


图3 不同电极在 MBR 出水内的循环伏安曲线

程中,三种电极的处理能力大小为 $\text{PbO}_2 > \text{Ru}$ 系电极 $> \text{Pt}$ 电极。

2.2.2 各电极在 MBR 出水中预试验研究

按章节 1.3 中步骤对三种电极进行电解预试验性能检验,试验结果如图 4 所示。

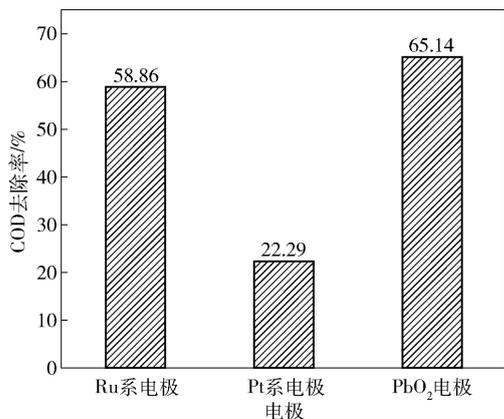


图4 三种电极对 MBR 出水中 COD 的去除效果

由图 4 可知,三种电极对混凝后 MBR 出水的电解预实验结果表明,电解前 2 h 内,Ru 系电极与 PbO_2 电极对 COD 的去除效率均较高,分别为 58.86% 和 65.14%,与上文的电极性能比选结果相吻合。这主要是由于 Ru 系电极具有较低的析氧析氯电位,电极表面析出的活性氯可以充分氧化垃圾渗滤液内的有机物; PbO_2 电极具有较高的析氧电位,在电解过程中, PbO_2 电极表面可产生一定量的 $\cdot\text{OH}$,可氧化垃圾渗滤液内有机物,同时 PbO_2 具有较宽的电化学窗口,污染物容易在电极表面直接发生电化学反应。而 Pt 系电极对 MBR 出水中 COD 的去除效果较差,不适用于垃圾渗滤液的电氧化处理,同时 Pt 系电极售价高,难以在工业废水中进行工业化应用。

2.3 垃圾渗滤液的电化学试验

2.3.1 电化学氧化过程中的影响因素研究

采用“调节 pH 至 4~5,添加 2000 mg/L 聚合硫

酸铁及阳离子 PAM 助凝”的工艺条件对垃圾渗滤液 MBR 出水进行混凝预处理,混凝后 COD 浓度约为 400 mg/L;取混凝后的 MBR 水样,采用 Ti/ PbO_2 电极进行电解,探究电流密度及电解温度对 MBR 出水中 COD 的去除效果的影响。

2.3.1.1 电流密度

电流密度对 MBR 出水中 COD 去除的影响如图 5 所示。

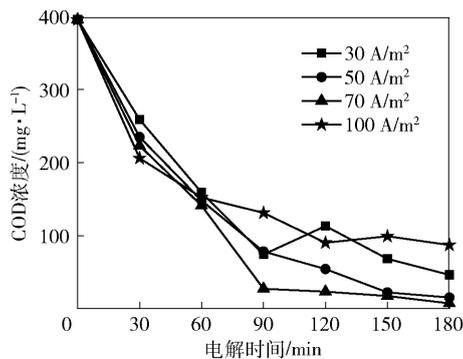


图5 电流密度对 MBR 出水中 COD 去除的影响

由图 5 可知,在电解开始前 90 min 内,溶液中 COD 去除速率快;随着电解时间的延长,COD 的去除速率变缓。不同的电流密度对 COD 去除效果的影响不同,增大电流密度意味着更多的电子进入水体中,对污染物的氧化去除具有较大的促进作用^[15]。田宇^[4]在采用电化学氧化-电絮凝耦合技术处理垃圾渗滤液时发现,随着电流密度增大,COD 去除率逐渐增高,这与黄利等^[5]的研究结果相吻合。在本实验中,当电流密度从 30 A/m^2 增加到 70 A/m^2 时,最终 COD 浓度逐渐降低,去除效果逐渐增强。当电流密度为 50 A/m^2 时,COD 的去除率可达 96.21%。然而,当继续增加电流密度至 100 A/m^2 时,最终出水的 COD 去除效果反而变差,这可能是与垃圾渗滤液中的水质成分有关,或者是因为一些难电氧化降解的大分子有机物结构在强电流密度及长时间的电子攻

击下出现解析,导致 COD 出现延时释放。

2.3.1.2 电解温度

电解温度对 MBR 出水中 COD 去除的影响如图 6 所示。

由图 6 可知,在不同温度下电解 1 h,随着电解温度的增加,电解对有机物的去除效果逐渐变差;同时,随着电解温度的提高,甚至出现了出水 COD 浓度高于电解前 COD 浓度的现象,这可能是由于在较高的电解温度环境下,一方面,有机物的电化学氧化降解能力明显减弱,另一方面,较高的温度促进了分子热运动,促使一些包裹在一起的有机物团聚体破裂释放。

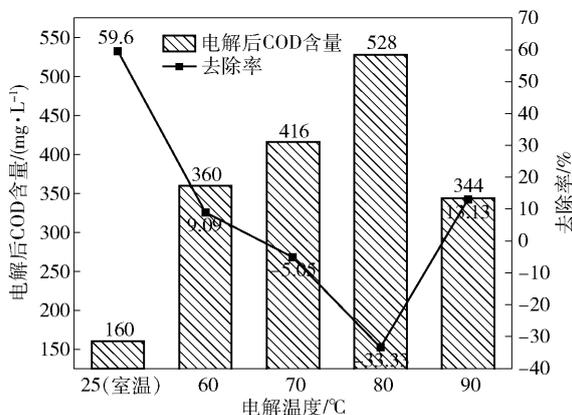


图 6 电解温度对 MBR 出水中 COD 去除的影响

综上所述,在使用 Ti/PbO₂ 电极电解混凝后的 MBR 水样时,仅需在室温下进行即可,优选的电流密度为 50~70 A/m²,COD 的去除率可达 96% 以上。

2.3.2 混凝对 MBR 出水电解过程的效能研究

分别取垃圾渗滤液 MBR 出水和经混凝处理的渗滤液 MBR 出水进行电解对比试验。垃圾渗滤液 MBR 出水初始 COD 浓度为 1 250 mg/L,经过调节 pH 至 4~5,添加 2 000 mg/L 聚合硫酸铁及阳离子 PAM 混凝后,渗滤液 MBR 出水 COD 含量降至 396 mg/L。控制电流密度为 50 A/m²,采用 Ti/PbO₂ 电极在室温下进行电解,每隔一段时间取一次样进行 COD 测定。试验结果如图 7 所示。

由图 7 可知,不论垃圾渗滤液 MBR 出水中的 COD 含量高低,电化学氧化均具有较好的处理效果。然而,对于高 COD 含量的垃圾渗滤液 MBR 出水,若未经混凝预处理而直接进行电化学氧化,即使 COD 的去除率最高可达 81.92%,但最终废水中 COD 的去除会面临一定的瓶颈,COD 浓度会在 300 mg/L 处波动。混凝预处理可初步去除垃圾渗

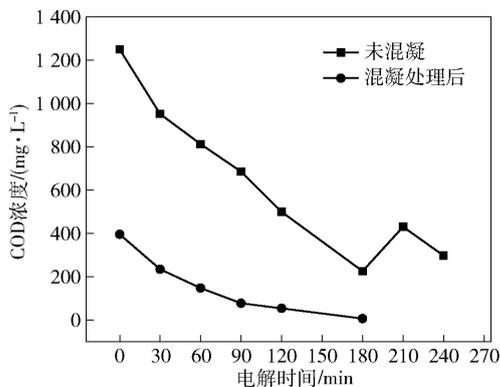


图 7 MBR 出水电解过程中 COD 的变化曲线

滤液 MBR 出水中近 70% 的 COD 含量,缓解后续电化学氧化的有机负荷,缩短电解时间,使最终出水的 COD 含量降至 10 mg/L 左右,处理效果更佳。经过混凝预处理后,电化学氧化对水样中 COD 的降解效率可大幅提高至 96.21%。

电解过程中,当电流密度为 50 A/m² 时,电解 30 min 的能耗约为 2.0 kW·h/m³,从图 7 可见,对于未经混凝预处理而直接采用电化学氧化降解的垃圾渗滤液 MBR 出水,若要将 COD 降至 200 mg/L 左右,需要电解 180 min,而对于混凝后的垃圾渗滤液 MBR 出水仅需电解 30 min,时间缩短了近 150 min,节约能耗约 10.0 kW·h/m³。此外,相比于直接电化学氧化工艺,混凝-电化学氧化处理后 MBR 废水中的 COD 可达标排放,无需后续的 COD 深度降解工艺及成本投入,工艺具有较好的经济环境效益。

3 结论

本文以某工程垃圾渗滤液 MBR 出水为研究对象,采用“混凝-电化学氧化”的方法研究 COD 降解效能,主要结论如下:

1) 垃圾渗滤液混凝过程中,通过调节 pH 至 4~5 后添加聚合硫酸铁混凝及阳离子 PAM 助凝,可去除 MBR 出水中 68% 以上的 COD 含量,混凝剂聚合硫酸铁的最佳添加量为 2 000 mg/L。

2) 通过电极比选,三种电极对该垃圾渗滤液 MBR 出水的处理能力大小为 PbO₂ > Ru 系电极 > Pt 电极;采用 Ti/PbO₂ 电极电解混凝处理后的 MBR 水样,仅需在室温下进行,且当电流密度在 50~70 A/m² 时,水样中 COD 的去除率可达 96% 以上。

3) “混凝-电化学氧化”组合工艺对垃圾渗滤液 MBR 出水中 COD 的降解效果显著,最终出水的 COD 含量可降至 10 mg/L 左右。此外,混凝预处理

可缓解电化学氧化的有机负荷,缩短电解时间,节约能耗,强化电化学氧化对水样中 COD 的降解效率,且无需额外的 COD 深度降解工艺及成本投入,具有较好的经济环境效益。

[参考文献]

- [1] 张超伟. 混凝-电解法处理实际晚期垃圾渗滤液废水的研究[D]. 广州大学,2020.
- [2] 於俊颖. 村镇生活垃圾渗滤液的溶出规律研究[D]. 苏州科技大学,2017.
- [3] 侯韦竹. 电氧化-絮凝耦合工艺深度处理垃圾渗滤液效能研究[D]. 哈尔滨工业大学,2016.
- [4] 田宇. 电化学氧化/电絮凝协同处理垃圾渗滤液研究[D]. 贵阳:贵州大学,2019.
- [5] 黄利,万玉山,蔡强,等. 电化学氧化组合工艺处理垃圾渗滤液[J]. 环境工程学报,2016,10(2):593-598.
- [6] LEMA J M, MENDEZ R, BLAZQUEZ R. Characteristics of landfill leachate and alternatives for their treatment: a review[J]. Water, Air and Soil Pollution, 1988,40(3-4):223-250.
- [7] 赵建树,欧阳峰,唐圣钧,等. 电氧化光芬顿组合工艺处理垃圾渗滤液膜浓缩液研究[J]. 土木与环境工程

学报(中英文),2020,42(6):172-177.

- [8] 马翠萍,贾翠娟,冯兴丽. 济宁市生活垃圾渗滤液的电化学氧化法处理技术探析[J]. 环境科学与管理,2015,40(2):70-73.
- [9] 崔丽,许涛,李虹翰,等. 混凝电催化氧化深度处理垃圾渗滤液[J]. 沈阳工业大学学报,2020,42(4):407-411.
- [10] 戴昕,刘军,宫建瑞,等. 垃圾渗滤液 BDD 电化学氧化方法研究[J]. 中国给水排水,2016,32(7):82-85.
- [11] 汪昕蕾,秦侠,陈鹏飞,等. 三维电极系统处理垃圾渗滤液纳滤浓缩液的研究[J]. 工业水处理,2020,40(4):80-83.
- [12] 任旭. 基于混凝联合电化学强化技术处理垃圾渗滤液膜浓缩液的研究[D]. 成都:西南交通大学,2020.
- [13] 谭凤训,徐海龙,武道吉. 复合混凝去除有机物试验研究[J]. 山东建筑大学学报,2009,24(1):18-21.
- [14] 冯诗慧,孙正一,张金硕,等. 热解温度对生物炭循环伏安曲线特性的影响[J]. 环境化学,2021,40(3):828-833.
- [15] TURRO E, GIANNIS A, COSSU R, et al. Electrochemical oxidation of stabilized landfill leachate on DSA electrodes[J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 190(1-3):460-465.

Study on the Efficiency of Coagulation-Electrochemical Oxidation in the Treatment of MBR Effluent from Landfill Leachate

WANG Haihong

Abstract: The combined process of “coagulation-electrochemical oxidation” was used to carry out advanced treatment of the MBR effluent of leachate in a landfill, The effects of coagulation process, electrode types and operating parameters in the electrochemical oxidation process on the removal of COD in MBR effluent were explored, and the importance of coagulation pretreatment in the electrochemical oxidation of MBR effluent was discussed. The experimental results show that the combined process of “coagulation-electrochemical oxidation” has a significant effect on the degradation of COD in the MBR effluent of landfill leachate. Coagulation pretreatment can remove more than 68% of the COD content in the MBR effluent, at the same time it can alleviate the organic load of electrochemical oxidation, shorten the electrolysis time, save energy consumption, strengthen the degradation efficiency of COD in the water sample by electrochemical oxidation, and avoid additional The deep degradation process and cost input, and have better economic and environmental benefits. In the electrochemical oxidation process, the processing capacity of the three electrodes on the MBR effluent of the landfill leachate is $\text{PbO}_2 > \text{Ru-based electrode} > \text{Pt electrode}$; When the MBR water sample after electrolysis and coagulation with Ti/PbO_2 electrode is used, it only needs to be carried out at room temperature, and when the current density is $50 \sim 70 \text{ A/m}^2$, the removal rate of COD in the water sample can reach more than 96%, and the COD content of the effluent can be reduced to about 10 mg/L , and the treatment effect is better.

Key words: landfill leachate; MBR effluent; coagulation; electrochemical oxidation; deep processing; electrode selection