

DOI:10.11918/202104049

垃圾渗滤液膜滤浓缩液处理技术研究与应用进展

丁 晶¹,关淑妍¹,赵庆良^{1,2},高庆伟¹,赵冠舒¹,王 琨^{1,2}

(1. 哈尔滨工业大学 环境学院,哈尔滨 150090;
2. 城市水资源与水环境国家重点实验室(哈尔滨工业大学),哈尔滨 150090)

摘 要: 截至目前,作为垃圾渗滤液深度处理工艺之一的膜分离工艺,可保证垃圾渗滤液处理后达标排放,但同时将产生大量的膜滤浓缩液。浓缩液含有大量难降解有机污染物,若不能进行妥善处理处置,将会造成严重的二次污染。根据相关研究及工程应用案例,从工艺原理、应用效果、处理成本及技术发展角度,对渗滤液膜滤浓缩液处理工艺进行分类探讨,评述回灌法、物理处理法(浸没燃烧蒸发法和机械式蒸汽再压缩处理法)、化学处理法(焚烧、高级氧化和超临界水氧化法)、物化处理法(絮凝沉淀、吸附、膜分离和固化稳定化处理)等单元工艺和无膜/有膜等组合工艺的技术特点、现存问题及应用范围,最后总结不同条件下产生膜滤浓缩液的处理工艺路线,有针对性地提出渗滤液膜滤浓缩液处理的发展方向,期望可为垃圾渗滤液膜滤浓缩液处理工艺的深入研究与广泛应用提供技术参考。

关键词: 渗滤液膜滤浓缩液;处理处置;二次污染物;无害化

中图分类号: X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 0367-6234(2021)11-0001-13

Research and application status of treatment methods of landfill leachate membrane concentrate

DING Jing¹, GUAN Shuyan¹, ZHAO Qingliang^{1,2}, GAO Qingwei¹, ZHAO Guanshu¹, WANG Kun^{1,2}

(1. School of Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China; 2. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment (Harbin Institute of Technology), Harbin 150090, China)

Abstract: Up to now, membrane process has been adopted as one of main advanced treatment processes of landfill leachate to meet the requirement of discharge standard. However, a large amount of membrane leachate concentrate with more pollutants is produced, which will cause serious secondary pollution without proper treatment and disposal. In this work, various treatment processes of leachate concentrate from the aspects of principle, application effect, cost, and technical development were classified and discussed according to the published related studies and engineering application cases. The characteristics, existing problems, and application scope of recirculation, physical treatment (submerged combustion evaporation and mechanical vapor recompression), chemical treatment (incineration, advanced oxidation processes, and supercritical water oxidation), physical and chemical treatment (flocculation, adsorption, membrane separation, and solidification/stabilization), and coupled treatment processes with or without membrane were also reviewed. Finally, the treatment routes for different types of leachate concentrate were concluded, and the future prospect of leachate concentrate treatment was put forward, aiming to provide technical reference for further study and full-scale treatment of leachate concentrate.

Keywords: leachate concentrate; treatment and disposal; secondary pollutants; harmlessness

垃圾的焚烧处理前置储存和卫生填埋都将产生大量渗滤液。中国垃圾渗滤液的产生量一直呈现上升态势,如从2011年的 49.546×10^6 t到2017年的 76.794×10^6 t,预计2021年垃圾渗滤液产生量将达到 112.66×10^6 t^[1-2]。为满足渗滤液排放标准,增加膜处理单元作为深度处理已成为渗滤液处理升级改造的主要方式。

用于垃圾渗滤液处理的膜工艺主要包括纳滤(NF)、反渗透(RO)以及二者联合使用。相应地,渗滤液膜滤浓缩液(LC)也就分为纳滤浓缩液(NFC)和反渗透浓缩液(ROC)。NFC和ROC的产生量分别占原渗滤液的15%~30%和15%~60%^[3],其主要水质特征如表1所示^[4-7]。可以看出,NFC与ROC皆是含有高浓度有机物和无机盐、可生化性较差的废水,若得不到有效处理便排放将会对环境造成严重的二次污染。

LC的安全处理处置主要是通过污染物与水分离,或者将其中的污染物质矿化或分解来实现的。

收稿日期: 2021-04-13
基金项目: 国家自然科学基金青年基金(51908164)
作者简介: 丁 晶(1987—),女,副教授,硕士生导师;
 赵庆良(1962—),男,教授,博士生导师
通信作者: 赵庆良, zhql1962@163.com

LC 的处理方法既有较为简单的回灌、蒸发与絮凝沉淀等传统工艺,又有较为复杂的高级氧化法等新型工艺,此外还多采用组合工艺。根据 LC 中污染物的去除与转化原理,LC 处理方法除回灌处理外,基本可划分为物理处理法、化学处理法和物化处理法。近十年来已有多篇综述论文总结归纳 LC 处理方法^[6,8-11],普遍认为 LC 的妥善处理是渗滤液膜处理技术的发展瓶颈^[7,12],有学者于 2015 年针对 LC 处理的 9 个单一方法的原理和研究进展进行过综述^[13],另有学者还从 LC 转移、减量化、资源利用和

无害化处理 4 个方面对 LC 处理工艺的特点和存在问题进行了总结^[14]。本文在前人研究成果的基础上,根据工艺原理对国内外现有 LC 处理方法进行分类,更加详细地量化探讨不同方法的应用效果、成本及技术发展阶段,深入分析各工艺的适用范围,对比不同高级氧化技术详细的应用参数和处理效果,给出适合于实际工程应用的组合处理工艺,阐明 LC 处理技术的未来研究重点,期望可为 LC 处理的实际应用方案提供思路 and 参考。

表 1 渗滤液膜浓缩液主要水质特征
Tab. 1 Main characteristics of leachate concentrate

浓缩液	COD/ (mg·L ⁻¹)	BOD/ (mg·L ⁻¹)	$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})/\rho(\text{NO}_3^--\text{N})/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho(\text{Cl}^-)/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho(\text{SO}_4^{2-})/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho(\text{Ca}^{2+})/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho(\text{Mg}^{2+})/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho(\text{TDS})/$ (mg·L ⁻¹)	电导率/ (mS·cm ⁻¹)	pH	
NFC	1 100 ~ 6 800	3 ~ 290	1 ~ 490	90 ~ 1 045	3 500 ~ 5 500	2 000 ~ 2 500	300 ~ 1 200	150 ~ 1 600	8 000 ~ 26 000	10 ~ 24	6 ~ 9
ROC	40 ~ 49 500	95 ~ 4 800	240 ~ 3 000	20 ~ 170	6 200 ~ 9 000	500 ~ 1 200	—	—	8 000 ~ 67 000	10 ~ 100	6 ~ 9

1 渗滤液浓缩液的回灌处理工艺

垃圾填埋 LC 回灌处理与渗滤液回灌法相似,将填埋单元视作生物膜反应器,LC 通过喷洒、井注、表灌等方式回流,当 LC 沿空隙流动时,在填埋层上附着生长的微生物会吸附、降解 LC 中的有机物等污染物质,使其得到净化^[15]。

LC 在回灌前期可以促进填埋垃圾的分解、加速填埋场稳定化进程,但长期回灌将导致渗滤液的电导率、COD、氨氮和硫酸盐浓度增加,回灌一年后,渗滤液出现 pH 上升、BOD₅ 与 COD 比下降的现象,同时利于甲烷的生成^[16]。渗滤液和 LC 混合回灌可以减轻对垃圾降解的抑制作用、降低渗滤液水量、减少污染物的排放^[15],但长期运行后再产生的 LC 中难降解有机物、氨氮、重金属和盐度都将大幅升高^[17]。水质变化会导致膜工艺处理效率下降,增加膜分离系统运行成本,带来二次污染风险,甚至导致渗滤液处理系统失稳崩溃,长期运行稳定性较差。

2 渗滤液浓缩液的单元处理工艺

2.1 渗滤液浓缩液的物理处理

渗滤液浓缩液物理处理的典型工艺就是 LC 的蒸发处理方法,包括浸没燃烧蒸发法(SCE)和机械式蒸汽再压缩处理法(MVC/MVR)。

SCE 法利用填埋场产生的填埋气或厌氧发酵产生的沼气,将其与空气充分混合后燃烧,产生的高温烟气直接通入 LC 中,使气液进行无固定界面的热量传递,蒸发 LC 中的水分,设备结构较简单,不存在结垢、腐蚀的问题,热传递效率高。LC 经 SCE 法

再浓缩后可直接结渣或结晶,过程中产生的蒸汽冷凝液及燃烧排放的 CO₂、颗粒物及不凝气等均稳定满足相应标准,但其对氨氮去除效率较低^[18],实际蒸发率会随原水水质水量变化而产生一定波动^[19]。上海老港渗滤液处理厂 200 m³/d SCE 法实际项目吨水耗电量 32 kWh/m³^[18],光大环保能源(镇江)有限公司 3 台 SCE 蒸发器(100 m³/d)全量处理的平均吨水耗电量为 15 kWh/m³^[19]。可见,SCE 法电耗相对较低,现已投入工程应用。

MVC/MVR 法通过压缩加热蒸发系统产生的二次蒸汽使其成为热源,实现循环利用蒸汽,自动化程度高,是目前最常用的蒸发法之一。MVC/MVR 法需与干化系统联用得到符合填埋要求的结晶污泥^[20],蒸发过程中可借助气塔对 LC 中有机钠盐和铵盐进行回收,产水能达标排放^[21],但 LC 中高含盐量对蒸发压缩机所提供的温度要求高,不利于蒸发装置的稳定运行,氯离子对 MVC/MVR 装置腐蚀作用较为严重,设备常存在结垢和腐蚀问题,需经定期清洗与维护才能实现长期稳定运行^[22]。青岛市小涧西生活垃圾处置园区的 LC 预处理-蒸发-干化处理工程(500 m³/d)运行成本约为 105 元/m³(含人工费、电费、药剂材料费和维修费)^[21],利用 MVC/MVR 技术对厦门东部填埋场渗滤液处理站 ROC、NFC 及混合 LC 进行中试浓缩试验,蒸发-干化装置运行成本分别为 141.17、128.6 和 131.05 元/m³(含电费、药剂费和人工费)^[23],此外,厦门东部固废处理中心 24 m³/d 预处理-蒸发-干化工程性试验项目运行总成本约为 150 元/m³^[20]。

2.2 渗滤液浓缩液的化学处理

LC 的化学处理法主要包括焚烧处理、超临界水氧化处理和高级氧化处理等。在 LC 的化学处理过程中,污染物性质、种类和数量都发生了变化。

2.2.1 LC 的焚烧处理

焚烧法安全处置 LC 一般适用于垃圾焚烧厂,在收集 LC 后过滤,经雾化喷枪直接回喷至垃圾焚烧炉内,可彻底实现 LC 的无害化、减量化。和国外垃圾不同,中国焚烧厂中垃圾含水率高,热值较低,回喷技术对焚烧炉膛内燃烧和温度影响较大^[24]。因此,LC 处理采用回喷技术时需要合理控制回喷比,在不影响正常垃圾焚烧的情况下实现 LC 的无害化^[25]。研究表明,当垃圾低位热值小于 4 184 kJ/kg 时不允许进行 LC 回喷,当垃圾低位热值逐渐升高至大于 5 439 kJ/kg 时可以进行 LC 回喷,但各地实际回喷量随着地域垃圾差别有较大差异,理论上允许回喷量随热值呈线性正相关关系,但一般不超过垃圾处理量的 10%^[26]。将生活垃圾焚烧发电厂 LC 以 4.17 m³/h 回喷至设计入炉低位热值为 7 118 kJ/kg 的 750 t/d 焚烧炉中,能确保稳定运行,且排放烟气中各污染物浓度符合国家标准^[27]。

LC 的回喷焚烧能够彻底消除其中污染物质,但难以实现全量回喷情况下的稳定运行,回喷后还存在炉膛温度下降、热损失和炉膛腐蚀等问题^[24]。因此,工程中常对 LC 进行再浓缩,降低回喷量后再焚烧。炉膛腐蚀主要由 LC 中氯和硫元素导致,其中氯元素的影响更大,因此使用时除控制最佳回喷比使温度在 900 ℃ 左右,还应关注炉膛内壁对氯腐蚀的防护^[28]。

2.2.2 LC 的超临界水氧化处理

当压力和温度都升高到临界点(374.3 ℃、22.05 MPa)以上时,水的理化性质会发生很大变化,表现出类似于非极性有机化合物的性质,具有高扩散性和优良传质特性,该状态被称为超临界水。超临界水氧化(SCWO)则是以超临界水作为介质,向反应体系中通入分子氧,此时氧气能与有机物质进行良好互溶,形成均一富氧相,解除相间传质限制。此外,无机物几乎不能溶于超临界水,可在氧化反应过程析出,以无机盐形式离开反应体系^[29]。已有研究表明,使用盐浴间歇式 SCWO 实验装置进行 NFC 处理,COD 和氨氮去除率分别可达到 90% 和 80% 以上,且出水 COD 和氨氮的去除率随温度和氧化系数的提高而增加,压力变化无明显影响^[30]。

SCWO 法处理 LC 可以快速得到明显净化效果,

但由于反应要求的条件苛刻、设备易腐蚀,在设计、操作和运行上都存在很多问题。目前用于降低反应要求并缩短反应时间的 SCWO 催化剂正在开发中^[31]。

2.2.3 LC 的高级氧化法处理

高级氧化法(AOPs)利用具有强氧化性的活性自由基高效去除水中污染物,有研究人员经过论述比较后,指出高级氧化技术发展迅速,未来在 LC 处理领域有广泛的应用前景^[10]。现用于 LC 处理的 AOPs 主要可分为基于羟基自由基($\cdot\text{OH}$)和基于硫酸根自由基($\text{SO}_4^{\cdot-}$)的两类高级氧化技术。基于 $\cdot\text{OH}$ 的高级氧化法在废水处理领域已得到广泛关注,最常用的 $\cdot\text{OH}$ 高级氧化法是芬顿法^[32]。但由于常规芬顿法会产生大量含铁化学污泥,且需要外加 H_2O_2 ,在运输、储存和应用过程中都必须格外注意安全^[33],紫外-芬顿(UV-Fenton)、电芬顿(EF)则是常规芬顿法的改良方法。此外,基于 $\cdot\text{OH}$ 的高级氧化法还包括臭氧氧化法、电化学氧化法等。

不同 AOPs 对于污染物的去除效果存在差异,同种方法对不同水质 LC 的处理能力也有所区别。通过调研国内外文献和研究成果,不同试验条件下基于 $\cdot\text{OH}$ 的高级氧化法处理 LC 的效果及所需成本详见表 2(NFC 处理)及表 3(ROC 处理),为后续开发更加高效、低成本的 $\cdot\text{OH}$ 高级氧化技术提供数据依据和思路参考。由于国内外及国内不同地区垃圾组分存在一定差异,各地区渗滤液及 LC 的成分和污染物浓度也会有所不同,表 2 和表 3 数据仅具有部分参考意义,具体处理方法的选用仍需因地制宜。

基于 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 的高级氧化法主要是通过向 LC 中投加过硫酸盐(PS)并对其进行活化而实现的,由于 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 的强氧化特性,近 5 年来得到越来越多国内外研究人员的关注。已有研究验证电活化 PS 产生 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 去除污染物的可行性^[47],其效果优于电芬顿法,且成本更低^[37]。此外, H_2O_2 、 Fe^{2+} 、加热、UV-热等 PS 活化方式均得到验证,其中 UV-热活化 PS 可以得到最好的去除效果,其 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 及 UV_{254} 的去除率分别可达到 65.4%、51.4% 和 98.1%^[48-49]。在 LC 的高级氧化处理中,已有较多研究对基于 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 的高级氧化技术进行了探讨,不同方法活化 PS 处理 LC 实验的具体参数、处理效率及成本等对比详见表 4,目前技术均处于小试探索阶段,具有一定的市场化示范应用潜力。

表 2 基于 ·OH 的高级氧化工艺用于 NFC 处理的主要参数及效能
Tab. 2 Parameters and performance of ·OH-based advanced oxidation processes for NFC treatment

工艺	NFC 特性	操作参数	去除效能/%	成本	文献
Fenton	pH 4.1 COD 1 120 TOC 353 电导率 10 mS/cm	pH 2 H_2O_2 1 mol·L ⁻¹ Fe^{2+} 17.5 mmol·L ⁻¹ 缓慢持续投加芬顿试剂	COD 69.6 TOC 68.9 色度 100	—	[34]
Fenton	pH 7.8~8.2 COD 3 300 TOC 1 080 BOD ₅ 48.4 电导率 19.5 mS/cm	pH 3 H_2O_2 与 Fe(Ⅲ) 比 3.0 $t=40$ min	COD 78.9 TOC 70.2 UV ₂₅₄ 90.64	—	[35]
Fenton	pH 7.52 COD 1 280 BOD ₅ 121	pH 3 $\theta=25$ °C $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 7.2 mmol·L ⁻¹ H_2O_2 400 mmol·L ⁻¹ $t=2$ h	COD 92.8	—	[36]
UV-Fenton	pH 7.52 COD 1 280 BOD ₅ 121	pH 3 $\theta=25$ °C $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 7.2 mmol·L ⁻¹ H_2O_2 400 mmol·L ⁻¹ $t=2$ h	COD 73.1	—	[36]
EF	pH 7.95 COD 5 250 BOD ₅ 与 COD 比 0.035 色度 9 440	pH 2.9 H_2O_2 与 COD 比 1.42 $I=2.2735$ A $t=30.3$ min	COD 60.8 色度 90.7	€ 5 m ⁻³	[37]
EF	pH 7.70 COD 3 895 TOC 1 347 BOD ₅ 2.6 TN 592	pH 3 $J=30$ mA·cm ⁻² FeSO_4 10 mmol·L ⁻¹ 阴极面积 20 cm ² $t=6$ h	TOC 82 TN 51	—	[33]
EF	COD 10 000 TOC 3 719 色度 14 850	pH 3.5 $I=2.75$ A H_2O_2 与 COD 比 1.25 $t=30$ min	TOC 60.2 COD 69.4 色度 87.6	€ 1.82 m ⁻³	[38]
EF/AO	COD 2 100 BOD 260 DOC 990 BOD 与 DOC 比 0.263	TiO ₄ 阳极 + Fe ^Ⅱ Fe ^Ⅲ -LDH 碳毡阴极 $J=4.2$ mA·cm ⁻² $t=8$ h	DOC 77 $\frac{\text{BOD}_t/\text{DOC}_t}{\text{BOD}_0/\text{DOC}_0}=11$	130 kWh·kg ⁻¹ DOC (99.099 kWh·m ⁻³)	[39]
叠式 EF	COD 3 100 Cl ⁻ 8 580	9 对电极 间距 2 mm $J=15$ mA·cm ⁻² Fe^{2+} 560 mg·L ⁻¹ $t=6$ h	COD 71	207 kWh·kg ⁻¹ COD (455.607 kWh·m ⁻³)	[40]
EC + 电氧化联合 原位臭氧化	COD 2 520 TOC 697.5	EC 铝阳极 + 泡沫镍阴极 $J=5$ mA·cm ⁻² AO NATO 阳极 + CNT-C/PTFE 阴极 $J=10$ mA·cm ⁻² $t=10$ h	TOC 92	27.5 kWh·m ⁻³	[41]
连续式臭氧氧化	pH 7.27 COD 5 846 TOC 2 082	微气泡 O ₃ O ₃ 负荷 3.4 mg·g ⁻¹ COD	COD 43.2 TOC 5.6 UV ₂₅₄ 39.8	—	[42]
微气泡臭氧体系	pH 8.20 COD 2 930 TOC 1 129	微气泡 O ₃ pH 9 O ₃ 2.4 g·L ⁻¹ $t=120$ min	COD 76.0 TOC 69.9	37 kWh·kg ⁻¹ COD (82.391 6 kWh·m ⁻³)	[43]
UV-H ₂ O ₂	pH 7.52 COD 1 280 BOD ₅ 121	$\theta=25$ °C pH 3 $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 7.2 mmol·L ⁻¹ H_2O_2 400 mmol·L ⁻¹ $t=2$ h	COD 55.3	—	[36]

注:NFC 特性中 COD、BOD₅、DOC、TOC、TN、NH₃-N 和 Cl⁻ 的单位均为 mg/L,成本中括号内容为计算后单位体积 LC 的处理成本。

表 3 基于 ·OH 的高级氧化工艺用于 ROC 处理的主要参数及效能
Tab.3 Parameters and performance of ·OH-based advanced oxidation processes for ROC treatment

工艺	ROC 特性	操作参数	去除效能/%	成本	文献
AO	COD 6 500	pH 8.8	COD 48	53 kWh·kg ⁻¹ COD 108 kWh·kg ⁻¹ NH ₄ ⁺	[44]
	BOD ₅ 与 COD 比 0.51	Fe ³⁺ 10 mg·L ⁻¹	DOC 42		
	DOC 2 610	I = 0.3 A	TN 35		
	TN 2 160	t = 8 h	NH ₄ ⁺ - N 50		
AO	COD 3 778.56	BDD/Nb 阳极 不锈钢阴极	COD 87.5	223.2 kWh·m ⁻³	[45]
	BOD ₅ 201.06		NH ₃ - N 74.06		
	NH ₃ - N 791.52	Ti/β-PbO ₂ 阳极 铝阴极	COD 96	28.7 kWh·kg ⁻¹ COD	[46]
	pH 8.37		TN 70		
EC + AO	COD 8 750	J = 141 A·m ⁻²	NH ₄ ⁺ - N 70	\$ 3.86 kg ⁻¹ COD	
	BOD ₅ 130.3		BOD ₅ 与 COD 比提升到 0.53		
	TOC 3 576	t = 3.5 h		(\$ 32.424 m ⁻³)	
EF	COD 6 500	pH 3	COD 60	42 kWh·kg ⁻¹ COD	[44]
	BOD ₅ 与 COD 比 0.51	Fe ³⁺ 16 mg·L ⁻¹	DOC 53		
	DOC 2 610	I = 0.3 A	NH ₄ ⁺ - N 33	205 kWh·kg ⁻¹ NH ₄ ⁺	
	TN 2 160	t = 8 h	TN 22		
AO + EF	pH 8.1	AO BDD 电极	COD 60	45 kWh·kg ⁻¹ COD	[44]
	COD 9 900		DOC 53		
	BOD ₅ 4 300	I = 49.9 A	TN 22	680 kWh·kg ⁻¹ NH ₄ ⁺	
			氨氮 33		
连续式臭氧氧化	pH 7.84	微气泡 O ₃	COD 55.5	—	[42]
	COD 2 356		TOC 10.5		
	TOC 818	O ₃ 负荷 8.5 mg·g ⁻¹ COD	UV ₂₅₄ 58.1		

注:ROC 特性中 COD、BOD₅、DOC、TOC、TN 和 NH₃ - N 的单位均为 mg/L,成本中括号内容为计算后单位体积 LC 的处理成本。

表 4 基于 SO₄^{·-}的高级氧化工艺用于 LC 处理的主要工艺参数及效能
Tab.4 Parameters and performance of SO₄^{·-}-based advanced oxidation processes for leachate concentrate treatment

工艺	NFC 特性	操作参数	去除效能/%	成本	文献
电活化 PS	COD 5 250	I = 1.26 A	COD 71.4	€ 2.8 m ⁻³	[37]
	BOD ₅ 与 COD 比 0.035	PS 与 COD 比 1.72	色度 96.7		
	色度 9 440	t = 34.8 min			
Fe ²⁺ 活化 PS	pH 7.8	pH 3	COD 76.2	—	[48]
	COD 5 575	PS 与 COD 比 6.7			
		Fe ²⁺ 90 mmol·L ⁻¹			
		t = 120 min			
阳极/Fe ³⁺ - 阴极/ Fe ³⁺ 活化 PS	COD 1 281	I = 80 mA	COD 54.64	4.42 kWh·kg ⁻¹ COD	[47]
	TOC 454	PS 37.5 mmol·L ⁻¹	色度 79.5		
		Fe ³⁺ 15 mmol·L ⁻¹		(3.093 kWh·m ⁻³)	
		t = 60 min			
H ₂ O ₂ 活化 PS	pH 10.8	pH 10.8	COD 56.9	—	[48]
	pH 7.8	PS 与 COD 比 12			
	COD 5 575	H ₂ O ₂ 与 COD 比 2			
		t = 85 min			
热活化 PS	pH 10.9	pH 10.9	COD 93.5	—	[48]
	pH 7.8	PS 与 COD 比 5.2			
	COD 5 575	θ = 80 °C			
		t = 120 min			
热活化 PS	COD 1 500	pH 9.0	COD 37	—	[49]
	NH ₃ - N 65.5	PS 18 g·L ⁻¹	NH ₃ - N 34.2		
	UV ₂₅₄ 10.84	θ = 80 °C	UV ₂₅₄ 83.3		
		t = 4 h			
UV 活化 PS	COD 1 500	pH 9.0	COD 14.6	—	[49]
	NH ₃ - N 65.5	PS 18 g·L ⁻¹	NH ₃ - N 21.2		
	UV ₂₅₄ 10.84	UV 灯 P = 60 W	UV ₂₅₄ 36.6		
		t = 4 h			
热/UV 活化 PS	COD 1 500	pH 9.0	COD 65.4	—	[49]
	NH ₃ - N 65.5	PS 18 g·L ⁻¹	NH ₃ - N 51.4		
	UV ₂₅₄ 10.84	UV 灯 P = 60 W	UV ₂₅₄ 98.1		
		θ = 80 °C			
		t = 4 h			

注:NFC 特性中 COD、BOD₅、DOC、TOC、TN 和 NH₃-N 的单位均为 mg/L。

综上,高级氧化法可以降解 LC 中难降解有机物,对 TOC、COD 及色度都具有良好去除效果,且可大幅提升 LC 的 BOD_5 与 COD 比,但对其中盐度的去除效果非常有限。现已投入实际应用的高级氧化法主要包括芬顿和臭氧氧化,其他一些相对较新的高级氧化法尚处于实验室阶段,部分技术能耗和药剂消耗较大,运维成本高,对管理技术人员专业水平要求高,且通常需与其他技术联用,还需要进一步的改良优化,与实际应用存在一定的距离。但无论从技术可行性还是经济可行性的角度,高级氧化法都是一类极具前景的 LC 处理方法。

2.3 渗滤液浓缩液的物化处理

LC 的物化处理法利用物理与化学的综合作用使 LC 中的污染物得到去除,主要包括絮凝沉淀、吸附、膜分离、固化与稳定化处理等。

2.3.1 LC 的絮凝沉淀处理

絮凝沉淀处理法通过固液分离能够有效去除 LC 中的溶解性有机物,常用于处理含有大分子有机物的废水,其中包括化学絮凝和电絮凝两种方式。

化学絮凝过程中在使用 5 g/L 的 $FeCl_3$ 作混凝剂、溶液初始 pH 为 4、絮凝剂聚丙烯酰胺(PAM)质量浓度 0.07 g/L 时,LC 的 TOC、COD 和色度的去除效率分别为 81%、82% 和 97%,成本为 \$ 1.52/m³^[50]。在 Fe^{3+} 质量浓度 840 mg/L、初始 pH 为 3 条件下得到 LC 中 DOC、Cr、Ni 和 As 的去除率分别为 $(84.1 \pm 3.9)\%$ 、 $(91.0 \pm 1.1)\%$ 、 $(73.1 \pm 2.2)\%$ 和 $(96.9 \pm 1.5)\%$,总成本为 12.97 元/m³ (\$ 1.86/m³)^[51]。可见,化学絮凝不仅能够高效地处理 LC,且具有较好的经济可行性。然而,LC 经过单独的絮凝过程并不能实现达标排放,絮凝法还需与其他方法联用,如臭氧处理法,最终 COD、 UV_{254} 和色度去除率分别可达到 88.32%、94.37% 和 98.83%,并使 BOD_5 与 COD 比从 0.01 提升至 0.34,有效改善可生化性,可将出水循环至生物处理单元进行污染物降解^[52]。

电絮凝(EC)是牺牲金属阳极产生絮凝剂和氧化剂的电化学技术,不需要外加药剂,能够有效去除 LC 中的无机组分和细菌等。其中,高盐度导致的高电导率可以降低能量消耗,反应过程中生成的高浓度氯活性物质将增加有机物的间接氧化作用^[53]。以铝为电极时,电絮凝过程对 LC 中 COD、色度和总磷的去除率分别为 45%、60% 和 91.8%^[53]。电絮凝也可与其他方法联用,如类电芬顿处理法(类 EF),EC/类 EF 耦合法能够在不调节初始 pH 的情

况下同时实现 LC 中 57% COD 去除率和 60% 氨氮去除率,其 TOC 去除效果优于 EC 和 EF 单独处理,预计成本为 \$ 10.2/m³^[54]。

2.3.2 LC 的吸附处理

吸附剂的多孔结构利于吸附法中物理吸附和化学吸附的进行,对于去除废水中色度、氮、磷、金属离子和中等分子质量以下难降解有机物等污染物都有非常好的效果。

最常用且普遍认可的吸附剂为活性炭,有研究利用木质粉末活性炭处理 LC,出水 COD 去除率达到 90%,电导率降低 75%~80%^[55]。粉末活性炭价格昂贵且需频繁更换,运行成本高,有人使用更廉价的硅藻土吸附剂处理 LC,但该方法处理效果不佳,盐度仅下降 0.007%,COD 去除率仅为 15.37%^[56]。

目前已有试验证明吸附法处理垃圾渗滤液的可行性,但对于 LC 的吸附处理研究较少。

2.3.3 LC 的膜分离处理

膜分离法包括利用纳滤膜、反渗透膜、正渗透及膜蒸馏等方法将溶液中的有机物和无机盐有效分离出来,可实现 LC 的减量化,常与焚烧处置法联用以实现污染物质的无害化。研究表明,当 NFC 添加盐酸、阻垢剂和还原剂后增压进入膜组件进行减量时,反渗透处理效果优于纳滤,50% 以上产水可达标回用于城市绿化等方面,吨水耗电量 7.8 kWh/m³^[57]。在处理规模 550 m³/d 的实际案例中,二级物料膜工艺处理 NFC/ROC 可有效分离芳香性组分,LC 减量 88.17%。其中一级浓液含有高浓度腐殖质,可考虑进行资源化处理,二级浓液中 COD 相对较少,可通过进一步处理实现达标排放,运行效果稳定^[58]。该类方法发展成熟,已有大量实际应用案例证明其可高效稳定运行^[58],但易发生膜污染,需定期清洗,成本较高。

正渗透法利用不同浓度溶液之间的渗透压梯度作为驱动力以实现较低浓度溶液的浓缩,无需外加压力,可改善膜污染程度,运行周期长,能够有效降低成本^[59]。采用正渗透法需谨慎考虑汲取液和膜的选择问题,有研究表明,用 16% 的氯化钠溶液作为汲取液进行三段浓缩可将两级 ROC 减量 50% 以上,产水质量优于《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918—2002)中一级 A 排放标准,平均运行费用 54.83 元/m³^[60]。目前虽已有试验证明正渗透法处理 LC 的技术可行性,但相关研究较少。

膜蒸馏法利用疏水性膜和膜两侧温差造成的不

同蒸汽压以浓缩溶液中非挥发溶质,设备体积小,应用灵活,是广受关注的新兴浓缩方法。膜蒸馏法处理 LC 可得到 95% 以上的 COD 去除率及脱盐率^[61],甚至几乎完全去除^[62],产水过程污染物浓度会随浓缩倍数增加而上升,但浓缩 10 倍时仍可稳定满足《生活垃圾填埋场控制标准》(GB16889—2008)的出水要求^[61]。该方法的主要问题在于膜污染,其中主要污染物 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 可通过结合絮凝沉淀预处理去除,减轻膜污染程度,延长运行周期^[62]。

膜分离法也可用于 LC 中腐殖质及无机盐等资源的回收。有实验采用截留分子质量为 1 000 u 的紧密超滤膜分两阶段进行腐殖质浓缩,实现腐殖质和无机盐之间的分离,得到的再浓液满足《含腐殖酸水溶肥料》(NY1106—2010)^[63]。也有研究表明,截留分子质量为 860 u 的疏松纳滤膜对大多数无机离子具有高透过率,再浓缩 NFC 可得到 91.2% 的腐殖质回收率和 85.7% 的脱盐率^[64]。纳滤与超滤膜联用处理 NFC 时腐殖质回收率达 74.37%,产品中腐殖质浓度及重金属含量均达标^[65]。利用膜法进行资源化处理能够有效实现腐殖质和无机盐之间的分离,得到符合标准、可进入市场的腐殖酸肥料,经济可行性良好^[63]。然而,实际应用中通常存在膜污染问题,在进行腐殖酸回收前先对 LC 中 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 和 SO_4^{2-} 等离子进行去除可明显改善膜污染现象,但去除方式还有待研究^[65]。

2.3.4 LC 的固化与稳定化处理

LC 中含有大量难降解有机物和重金属等难去除污染物,固化与稳定化法可使其中的物质被包容起来或呈现化学惰性,以便于贮存、运输和后续处理,降低对于环境的威胁。

用普通水泥作固化剂、加入斜发沸石等辅料对 LC 进行固化稳定化时,浸出液中只含有 1% 的有机物,氨氮、氯化物及 Ni、Cu、Zn 等重金属浓度均可达标,但该方法对 Cr 的固定能力有限^[66]。有研究采用燃煤电厂粉煤灰部分替代水泥作为固化剂,实验结果表明,采用不同的固液比,将粉煤灰与水泥按不同比例进行混合均可使浸出液达标^[67],但固化体的长期稳定性还需继续探究。另有以粒化高炉矿渣为主体成分配制的固化剂,灰液比为 0.5 时,可保证浆体不泌水,处置性价比,固化体的强度和重金属浸出浓度均可达到填埋场填埋要求^[68]。同时,将浓缩液取代工艺水用于焚烧厂飞灰螯合稳定化过程,结果表明,飞灰的重金属浸出浓度没有出现异常波动,

因此,对于焚烧厂 LC 的部分消纳可优先考虑飞灰螯合稳定化^[69]。

固化稳定化法得到的产物一般通过填埋处置也可加以利用。有试验采用 HTG-SD 商业固化剂,其对 COD、氨氮、盐分、汞和砷的固化效率分别为 87%、93.7%、86.6%、87.6% 和 94.6%。将固化混合物作为覆盖材料喷射至填埋单元表面时可起到防水和隔绝异味的作用,同时实现一定的经济效益和环保效益^[70]。无论对固化产物进行填埋处置还是再次利用,都应针对固化体进行长期稳定性和环境安全性评估,考察其抗压强度、长期淋溶特征等具体性能,此外,LC 的固化稳定化处理方法亟需建立相关污染防治技术政策、规范和标准等。

3 渗滤液浓缩液的组合处理工艺

为达到经济可行、效果良好的处理效果,考虑到 LC 的处理规模、水质参数和周边环境,实际应用中常采用多种处理方法相结合的方式实现 LC 中污染物的有效去除。根据是否采用膜技术,实际应用中 LC 的组合处理方法可分为无膜组合处理工艺和膜组合处理工艺。

3.1 无膜组合处理工艺

无膜组合处理工艺一般采用多级物理和化学处理串联的方法,不同处理单元有目标地降低或转移特定污染物,使 LC 达到排放标准。

常州某垃圾填埋场产生的 NFC 采用“烧碱软化-混凝沉淀-电化学氧化”组合方法处理,在烧碱软化工段总硬度及钙硬度去除率均可达到 95% 以上;软化工段出水经 2 g/L 的 FeCl_3 混凝剂及 0.1 g/L 的 PAM 絮凝剂进行絮凝沉淀,COD 去除率超 30%, BOD_5 与 COD 比从 0.03 提升至 0.14;电化学氧化工段 COD 去除率达 57%, BOD_5 与 COD 比提升至 0.37,出水与渗滤液原液混合至渗滤液生物处理工段,通过较低能耗实现达标排放^[71]。此外,常州市垃圾填埋场还尝试了“混凝沉淀-树脂吸附-Fenton 氧化”组合方法处理 NFC,混凝沉淀工段采用 18 g/L 的 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 混凝剂和 1 mL/L 阴离子 PAM 絮凝剂,COD 去除率可达 41%;出水经 NDA-88 树脂吸附后,COD 去除率 94.8%,除 COD 外其他污染物浓度均已达标;Fenton 氧化工艺非必需流程,吸附工段或 Fenton 工段出水与纳滤出水按一定比例混合后均可达标排放,对于 40 m^3/d 的处理项目吨水运行成本约为 17.4 元/ m^3 ^[72]。

另有“混凝沉淀 - 臭氧氧化”组合方法处理 NFC, 混凝沉淀工段采用 0.2% ~ 0.3% 三氯化铁或铝盐混凝剂及 0.005% ~ 0.010% 高分子絮凝剂, 可去除 45% ~ 60% 的 COD; 出水进行臭氧深度氧化, COD 降至 1 500 mg/L 以下, BOD₅ 与 COD 比达 0.35 ~ 0.45, 大幅提高 LC 可生化性, 回流至渗滤液生化处理系统, 最终实现达标排放, 处理成本约为 32 元/m³。该工艺在国内外均有稳定运行案例^[73]。有研究开发了“电氧化 - 光芬顿”组合工艺处理 LC, 在经历电氧化处理 2 h, UV/Fenton 运行 1.5 h, 电催化氧化处理 2 h 后, LC 中 COD、氨氮和总氮的去除率可分别达到 97.6%、98.8% 和 93.5%, 系统出水可实现达标排放, 吨水处理成本为 93.2 元/m³^[74]。

部分无膜组合工艺仍处于试验阶段, 有实验研究了“石灰混凝 - SCE”组合方法处理 LC, 在投加 2.0 g/L 石灰软化并去除 COD 和氨氮后进行 SCE 蒸发处理, COD、NH₄⁺ - N 和硬度去除率分别达到 41.2%、81.4% 和 65.9%, 浓缩 10 倍时可显著缓解 SCE 蒸发装置结垢堵塞的问题^[75]。“蒸发 - 固化”组合方法中蒸发 LC 使其减量并脱盐, 将水泥和石灰按 1:2 混合后对蒸发残留液进行固化, 固化产物浸出液满足标准要求^[76]。

3.2 膜组合处理工艺

在组合工艺处理 LC 中, 常引入膜分离过程以强化 LC 的处理过程。

维尔利环保科技集团股份有限公司开发了“胶体分离膜 - 纳滤”工艺对 LC 进行全量处理, 根据实际水质选择膜孔径。处理后产生的高浓废水回灌、外运或焚烧处置, 低浓度废水经活性炭过滤后与纳滤清液混合达标排放, 产水率可达 85% 以上, 出水 COD 一般不会超过 80 mg/L, 应用于某 500 m³/d 全量处理项目时, 最终需进行处置的高浓废水量为 9 m³/d, 混排水 491 m³/d, 其中 COD 在 85 ~ 95 mg/L^[77]。

济南市第二生活垃圾综合处理厂 LC 处理采用“预处理 - MVR 强制循环蒸发 - 单效釜蒸发 - 反渗透 - 离子交换”工艺, 产水率 76%, 对 COD、BOD 和氨氮等污染物质的去除率均可达 99% 以上, 出水达标排放^[78]。成都垃圾渗滤液厂三期处理工艺为“厌氧发酵 - 外置式膜生化反应器 - 纳滤/反渗透 (MBR + NF/RO)”, 处理规模 2 000 m³/d, NFC 通过“混凝 - 高级氧化”工艺处理达标后排放, ROC 进入高压反渗透减量系统减少水量后, 通过浸没式燃烧蒸发技术处理达标排放^[11]。佛山市白石坳生活垃

圾填埋场采用“三级纳滤 - 斜板蒸发 - 水泥固化”工艺全量处理 300 m³/d 的 NFC, 第一级纳滤产生的再浓液进行斜板蒸发再浓缩后经水泥固化进行填埋, 第一级清液经两级纳滤后最终实现 294 m³/d 达标产水, 直接运行成本约为 89 元/m³^[79]。

此外, 有专利发明了“化学软化 - 微滤 - 碟管式反渗透”工艺用于处理垃圾焚烧发电厂 NFC, 系统产水率大于 90%, 可作为冷却水回用, 经过再浓缩的污染物质回喷至焚烧炉^[80]。“石灰软化 - 臭氧氧化 - 曝气生物滤池 - 超滤 - 反渗透”工艺处理 280 m³/h 的 NFC、ROC 时, 反渗透工段最终产生达标回用水 210 m³/h, 70 m³/h 浓水进行晾晒蒸发, 流程中超滤膜耐冲击性强, 在一定程度上缓解了反渗透膜污染情况, 有效延长反渗透膜使用寿命^[81]。

可见, 工程上常组合使用几种工艺, 将其特点和优势整合以实现 LC 的有效处理。部分组合工艺出水可直接达到排放标准或回用标准, 也有部分工艺以提高 LC 可生化性为目的, 工艺出水回到生化处理系统, 最终实现达标排放。

3.3 LC 处理方法比选

中国垃圾填埋场的 LC 处理主要以回灌为主, 但回灌过程仅实现了污染物的转移, 且对渗滤液处理系统的运行稳定性具有潜在风险, 回灌处理 LC 的技术升级和替代工作势在必行; 物理方法如蒸发也仅仅实现了 LC 的减量, 污染物去除效果不佳; 随着中国垃圾焚烧比例的增加, 焚烧处理成为目前垃圾焚烧厂产生 LC 中污染物减量和去除的主流技术, 填埋场产生 LC 的焚烧受限于焚烧装置的远近, 如需长距离外运将额外增加运行成本; 絮凝沉淀和高级氧化方法都可对 LC 中有机污染物进行去除, 但无法降低盐度, 可考虑作为 LC 处理单元之一和其他工艺进行组合联用; 膜分离过程使 LC 的处理依然存在浓液等二次污染问题。

表 5 比较了回灌法、物理处理法 (蒸发法)、化学处理法 (焚烧、高级氧化和超临界水氧化法)、物化处理法 (絮凝沉淀、吸附、膜分离和固化稳定化处理) 和组合工艺 (无膜和膜工艺) 等不同方法在 LC 处理中的效能、现存问题、能耗成本及技术发展阶段。

结合各种工艺的实际应用工程情况, 总结了不同条件下产生 LC 的处理工艺路线 (图 1)。在实际应用中, 宜多采用不同技术组合的方式, 发挥各自技术优势, 基于高效能、低成本、可操作性强、长期稳定运行的原则实现 LC 达标排放和妥善处置。

表 5 不同 LC 处理方法比较
Tab.5 Comparison of different treatment processes for leachate concentrate

处理方法	处理工艺	特点	存在问题	运行成本	适用情况	研究阶段
回灌工艺	回灌	操作简单	长期运行导致渗滤液水质变化、系统稳定性差	较低	皆宜	已有工程应用
单元工艺(物理法)	浸没燃烧蒸发处理	较节能、设备简单、不存在结垢问题、热传递效率高、浓缩倍数高	对氨氮去除效果不理想、浓缩效果受进水水质水量影响	一般	出水对氨氮要求较低	已有工程应用
	机械式蒸汽再压缩处理	较节能、自动化程度高、处理效果稳定	设备易结垢、产生的浓缩液需另加处理	较高	后续接有干化工艺	已有工程应用
单元工艺(化学法)	焚烧处理	彻底消除污染物质	炉膛易腐蚀、可能造成热损失及大气污染	较低	焚烧厂产生的 LC 或 LC 产生处附近有焚烧厂	已有工程应用
	超临界水氧化处理	净化效果明显、反应速度快	反应条件苛刻、设备易腐蚀	较高	皆宜	试验阶段
	高级氧化处理	有效去除毒性物质和难降解有机物、改善可生化性	盐度去除效果差、成本较高	较高	LC 中主要污染物为难降解有机物,无机盐含量较少,如 NFC	芬顿及臭氧等工艺已有工程应用,其余技术处于试验阶段
单元工艺(物化法)	化学絮凝沉淀	操作简单、处理效果稳定	化学污泥处置问题	一般	LC 中主要污染物为溶解性有机物	已有工程应用
	电絮凝沉淀	无需外加药剂、设备简单、自动化程度高、停留时间短、化学污泥少	溶解性阳极材料消耗大	较高	皆宜	试验阶段
	吸附处理	对各类污染物都有较好去除效果	廉价高效吸附剂仍有待开发、吸附剂再生工艺不完善	较高	LC 中难降解有机物分子质量在中等以下	试验阶段
	反渗透及纳滤膜处理	技术成熟	运行成本高、膜污染问题、再浓液处置问题	较高	皆宜	已有工程应用
	正渗透膜处理	无需外加压力、膜污染程度较轻、运行周期长	产水通量小、汲取液损失问题	较高	皆宜	试验阶段
	膜蒸馏	设备体积小、应用灵活、能耗成本较低、操作简单	易出现膜污染、产水通量小	较高	皆宜	试验阶段
	固化与稳定化处理	操作简单、技术成熟	物耗高、固化产物处置问题	一般	皆宜	已有工程应用
组合方法	无膜组合处理工艺	能耗较低、全面去除污染物	对运行管理要求较高、可能存在化学污泥处置问题	一般	皆宜	工程应用阶段
	膜组合处理工艺	产水率高、出水保证稳定达标	膜污染问题、再浓液处置问题	较高	需配套相应的再浓液处理方法	工程应用阶段

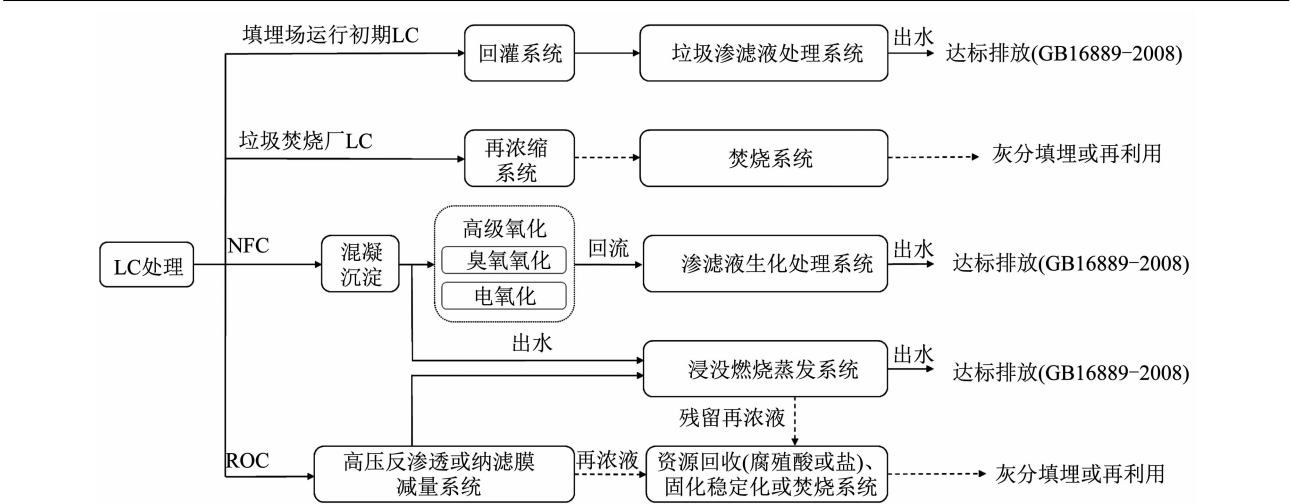


图 1 不同 LC 处理工艺路线

Fig.1 Treatment routes for different types of leachate concentrate

4 总结与展望

本文基于垃圾渗滤液膜滤浓缩液处理的基本原理,系统地评述了用于 LC 处理的回灌法、物理处理法(浸没燃烧蒸发法和机械式蒸汽再压缩处理法)、化学处理法(焚烧、高级氧化和超临界水氧化法)、物化处理法(絮凝沉淀、吸附、膜分离和固化稳定化处理)等单元工艺和无膜/有膜等组合工艺的处理对象、适用条件、去除效能和运行成本及技术发展阶段等。结合各种工艺的技术或经济可行性,并考虑到工程稳定运行和实际应用可操作性等情况,总结了适用于不同条件下所产生 LC 的处理工艺技术路线。

回灌法由于低成本、易操作等优势广泛应用,但回灌只能延缓和改变污染方式,不能妥善解决 LC 带来的污染,后期应持续关注回灌对整个垃圾填埋系统运行的影响。蒸发方法减量效果好,但成本较高,应不断对其进行工艺改良研究。物理法处理 LC 虽有一定效果,工程上多有应用,但应持续关注从 LC 中分离出污染物的安全处置。多数化学法及物化法能够使污染物氧化或矿化,将其有效去除,从根本上消除二次污染的可能性,但很多处理方法仍处于实验研究阶段,运行成本高,能耗和药剂消耗大,部分方法距投入实际应用还有一定差距。具备焚烧装置的地区目前多采用焚烧法处理 LC,但需研究回喷比对焚烧温度的影响,同时做好炉膛防腐蚀措施,延长焚烧炉寿命;对于可高效去除 LC 中有机物的高级氧化法,未来应加强中试乃至工程试验研究,并评估其运行成本与工艺系统稳定性。在实际工程应用中,可选择将物理、化学、物化方法与膜组合用于 LC 处理,但应分析各组合工艺各单元的具体适用边界条件,根据 LC 处理规模、待处理 LC 水质情况、处理工艺和运行成本等优化有关工艺参数,使 LC 在低成本运行状态下出水直接达标排放或与渗滤液混合后再生化处理。

参考文献

- [1]智研咨询集团. 2020—2026 年中国垃圾渗滤液处理行业市场现状调研及投资前景分析报告[R]. 北京:中国产业调研网, 2019
- [2]智研咨询. 2018 年垃圾渗滤液行业规模还将扩大, 渗滤液处理量快速增长[EB/OL]. (2018-10-15)[2021-04-13]. <https://www.chyxx.com/industry/201810/684046.html>
- [3]BART V D B, LIESBETH L, CARLO V. Reuse, treatment, and discharge of the concentrate of pressure-driven membrane processes[J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37(17): 3733. DOI: 10.1021/es0201754
- [4]CHEN Weiming, GU Zhepei, RAN Gang, et al. Application of membrane separation technology in the treatment of leachate in

- China: a review[J]. *Waste Management*, 2021, 121: 127. DOI: 10.1016/j.wasman.2020.12.002
- [5]KEYIKOGLU R, KARATAS O, REZANIA H, et al. A review on treatment of membrane concentrates generated from landfill leachate treatment processes[J]. *Separation and Purification Technology*, 2021, 259: 118182. DOI: 10.1016/j.seppur.2020.118182
- [6]李泊娇. 垃圾渗滤液膜过滤浓缩液处理工艺探讨[J]. *科技视界*, 2020(22): 169
- LI Bojiao. Discussion on the treatment technology of landfill leachate membrane filtration concentrate[J]. *Science & Technology Vision*, 2020(22): 169
- [7]陈楚楚, 黄功洛, 魏忠庆. 垃圾渗滤液 MBR + NF 浓缩液处理技术研究进展[J]. *能源与环境*, 2017(2): 14
- CHEN Chuchu, HUANG Gongluo, WEI Zhongqing. Research progress in MBR + NF concentrated treatment of landfill leachate[J]. *Energy and Environment*, 2017(2): 14
- [8]孙雨清, 赵俊. 垃圾渗滤液反渗透浓缩液处理技术综述[J]. *山西建筑*, 2013, 39(11): 194
- SUN Yuqing, ZHAO Jun. Study on processing technology in concentrating of landfill leachate reverse osmosis[J]. *Shanxi Architecture*, 2013, 39(11): 194
- [9]韦劲松. 探究新时期垃圾渗滤液浓缩液处理技术[J]. *中国资源综合利用*, 2019, 37(6): 41
- WEI Jinsong. Study on the treatment technology of leachate concentrate in the new period[J]. *China Resources Comprehensive Utilization*, 2019, 37(6): 41
- [10]杨芳显, 梁剑成, 李秋梅, 等. 垃圾渗滤液膜浓缩液处理研究进展[J]. *大众科技*, 2020, 22(3): 31
- YANG Fangxian, LIANG Jiancheng, LI Qiumei, et al. Research progress of landfill leachate membrane concentration treatment[J]. *Popular Science & Technology*, 2020, 22(3): 31
- [11]杜海洋, 杨林, 蒋宇. 膜浓缩液处理工艺分析[J]. *应用能源技术*, 2020(7): 12
- DU Haiyang, YANG Lin, JIANG Yu. Analysis of membrane concentrated liquid treatment process[J]. *Applied Energy Technology*, 2020(7): 12
- [12]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
- AI Hengyu, MENG Bangbang, LI Na, et al. Treatment status and pollution control suggestions for membrane concentrated leachate in China[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2016, 6(6): 553
- [13]张皓贞, 张超杰, 张莹, 等. 垃圾渗滤液膜过滤浓缩液处理的研究进展[J]. *工业水处理*, 2015, 35(11): 9
- ZHANG Haozhen, ZHANG Chaojie, ZHANG Ying, et al. Research progress in the treatment of concentrated solution produced from landfill leachate treated by membrane filtration[J]. *Industrial Water Treatment*, 2015, 35(11): 9
- [14]张亚通, 朱鹏毅, 朱建华, 等. 垃圾渗滤液膜截留浓缩液处理工艺研究进展[J]. *工业水处理*, 2019(9): 18
- ZHANG Yatong, ZHU Pengyi, ZHU Jianhua, et al. Evolution of the treatment for membrane filtration concentrate of landfill leachate[J]. *Industrial Water Treatment*, 2019(9): 18
- [15]田宝虎. 渗滤液膜滤浓缩液回灌对填埋场稳定化的影响研究[D]. 杭州:浙江大学, 2015
- TIAN Baohu. Study on effects of recirculation of concentrated leachate from membrane treatment on landfill stabilization[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2015

- [16] TALALAJ I A, BIEDKA P. Impact of concentrated leachate recirculation on effectiveness of leachate treatment by reverse osmosis [J]. *Ecological Engineering*, 2015, 85: 185. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2015.10.002
- [17] HE Ruo, WEI Xiaomeng, CHEN Min, et al. Effects of concentrated leachate injection modes on stabilization of landfilled waste[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(4): 3333. DOI: 10.1007/s11356-015-5554-8
- [18] 唐估. SCE 处理老港填埋场渗滤液膜浓缩液运行分析[J]. *环境卫生工程*, 2020, 28(1): 70
TANG Ji. Operation analysis of leachate membrane concentrate treated by SCE process in Laogang landfill site[J]. *Environmental Sanitation Engineering*, 2020, 28(1): 70
- [19] 安瑾, 陆飞鹏. 浸没燃烧蒸发处理垃圾焚烧厂 RO 浓缩液 [C]//《环境工程》2018 年全国学术年会论文集(下册). 北京:《环境工程》编辑部, 2018
- [20] 高培卿, 李雪梅, 黄晓峰, 等. 渗滤液膜滤浓缩液零排放工程性试验[J]. *能源与节能*, 2015(6): 118
GAO Peiqing, LI Xuemei, HUANG Xiaofeng, et al. Zero emissions project test of leachate NF concentrates[J]. *Energy and Energy Conservation*, 2015(6): 118
- [21] 李强. 青岛市小涧西垃圾渗滤液扩建工程高排放标准工艺设计 [J]. *中国给水排水*, 2019, 35(18): 46
LI Qiang. Process design of high discharge standard for landfill leachate extension project in Xiaojianxi, Qingdao City[J]. *China Water & Wastewater*, 2019, 35(18): 46
- [22] 韦锋涛, 贾铭椿, 王晓伟, 等. 高含盐废水浓缩处理技术进展[J]. *现代化工*, 2019, 39(9): 21
WEI Fengtao, JIA Mingchun, WANG Xiaowei, et al. Research progress in concentration treatment technologies for high salinity wastewater[J]. *Modern Chemical Industry*, 2019, 39(9): 21
- [23] 张海宇, 李雪梅. 蒸发法处理膜滤浓缩液工程性试验运行成本分析[J]. *建筑与预算*, 2016(9): 55
ZHANG Haiyu, LI Xuemei. Operating cost analysis of engineering test for membrane filtration concentrate treatment by evaporation method[J]. *Construction and Budget*, 2016(9): 55
- [24] 王建华, 王劭然, 袁磊, 等. 渗滤液回喷焚烧利用现状及对策建议[J]. *山东化工*, 2020, 49(17): 244
WANG Jianhua, WANG Shaoran, YUAN Lei, et al. Present situation and countermeasures of landfill leachate back injection for incineration[J]. *Shandong Chemical Industry*, 2020, 49(17): 244
- [25] 管锡珺, 赵亚鹏, 智雪娇, 等. 垃圾填埋场反渗透浓缩液回喷至附近垃圾焚烧厂焚烧研究[J]. *环境工程*, 2016, 34(5): 123
GUAN Xijun, ZHAO Yapeng, ZHI Xuejiao, et al. Treatment of the concentrated liquor produced in landfill sites by spraying into incinerators of waste incineration plants nearby[J]. *Environmental Engineering*, 2016, 34(5): 123
- [26] 郭同. 渗滤液回喷焚烧炉的可行性探讨[J]. *环境卫生工程*, 2013, 21(4): 22
GUO Jiong. Feasibility of waste leachate sprayed back into incinerator[J]. *Environmental Sanitation Engineering*, 2013, 21(4): 22
- [27] 严浩文, 余国涛, 杨杨. 渗滤液浓缩液回喷处理对垃圾焚烧过程影响初探[J]. *环境卫生工程*, 2019, 27(2): 66
YAN Haowen, YU Guotao, YANG Yang. Preliminary study on influence of concentrated leachate on refuse incineration process by spraying[J]. *Environmental Sanitation Engineering*, 2019, 27(2): 66
- [28] 吴子涵, 任旭, 肖玉, 等. 上海市某垃圾焚烧厂渗滤液膜浓缩液回喷焚烧后的固相物质转化特性[J]. *环境工程学报*, 2019, 13(8): 1949
WU Zihan, REN Xu, XIAO Yu, et al. Transformation properties of solid matters produced by membrane concentrate spraying into incinerators in a waste incineration power plant of Shanghai city [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2019, 13(8): 1949
- [29] 夏爽. 应用超临界水氧化技术处理有机危险废物[D]. 石家庄: 河北科技大学, 2019
XIA Shuang. Application of supercritical water oxidation technology in the treatment of organic hazardous wastes[D]. Shijiazhuang: Hebei University of Science and Technology, 2019
- [30] 公彦猛, 姜伟立, 李爱民. 垃圾渗滤液膜滤浓缩液的超临界水氧化处理[J]. *工业水处理*, 2018, 38(1): 74
GONGYAN Meng, JIANG Weili, LI Aimin. Supercritical water oxidation treatment of landfill leachate membrane filtered concentrate[J]. *Industrial Water Treatment*, 2018, 38(1): 74
- [31] 王鹏, 王增长, 黄晓慧, 等. 催化超临界水氧化法处理垃圾渗滤液的试验研究[J]. *水处理技术*, 2013, 39(7): 104
WANG Peng, WANG Zengzhang, HUANG Xiaohui, et al. Experimental study on landfill leachate treatment by catalytic supercritical water oxidation[J]. *Technology of Water Treatment*, 2013, 39(7): 104
- [32] LI Jiuyi, ZHAO Lei, QIN Lele, et al. Removal of refractory organics in nanofiltration concentrates of municipal solid waste leachate treatment plants by combined Fenton oxidative-coagulation with photo-Fenton processes[J]. *Chemosphere*, 2016, 146: 442. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.12.069
- [33] WANG Yujue, LI Xinyang, ZHEN Limin, et al. Electro-Fenton treatment of concentrates generated in nanofiltration of biologically pretreated landfill leachate [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 229/230: 115. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2012.05.108
- [34] XU Jing, LONG Yuyang, SHEN Dongsheng, et al. Optimization of Fenton treatment process for degradation of refractory organics in pre-coagulated leachate membrane concentrates[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2017, 323(B): 674. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2016.10.031
- [35] TENG Chunying, ZHOU Kanggen, ZHANG Zhang, et al. Elucidating the structural variation of membrane concentrated landfill leachate during Fenton oxidation process using spectroscopic analyses[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 256: 113467. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113467
- [36] ZHAO Jianshu, OUYANG Feng, YANG Yaxin, et al. Degradation of recalcitrant organics in nanofiltration concentrate from biologically pretreated landfill leachate by ultraviolet-Fenton method [J]. *Separation and Purification Technology*, 2020, 235: 116076. DOI: 10.1016/j.seppur.2019.116076
- [37] VARANK G, GUVENC S Y, DINCER K, et al. Concentrated leachate treatment by electro-Fenton and electro-persulfate processes using central composite design [J]. *International Journal of Environmental Research*, 2020, 14(4): 439. DOI: 10.1007/s41742-020-00269-y
- [38] GUVENC S Y, DINCER K, VARANK G. Performance of electrocoagulation and electro-Fenton processes for treatment of nanofiltration concentrate of biologically stabilized landfill leachate [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2019, 31: 100863.

- DOI: 10.1016/j.jwpe.2019.100863
- [39] EL KATEB M, TRELLU C, DARWICH A, et al. Electrochemical advanced oxidation processes using novel electrode materials for mineralization and biodegradability enhancement of nanofiltration concentrate of landfill leachates [J]. *Water Research (Oxford)*, 2019, 162: 446. DOI: 10.1016/j.watres.2019.07.005
- [40] HU Yongmin, LU Yaobin, LIU Guangli, et al. Effect of the structure of stacked electro-Fenton reactor on treating nanofiltration concentrate of landfill leachate [J]. *Chemosphere*, 2018, 202: 191. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.03.103
- [41] SOOMRO G S, QU C, REN N, et al. Efficient removal of refractory organics in landfill leachate concentrates by electrocoagulation in tandem with simultaneous electro-oxidation and in-situ peroxone [J]. *Environmental Research*, 2020, 183: 109249. DOI: 10.1016/j.envres.2020.109249
- [42] WANG Huawei, WANG Yanan, LI Xiaoyue, et al. Removal of humic substances from reverse osmosis (RO) and nanofiltration (NF) concentrated leachate using continuously ozone generation-reaction treatment equipment [J]. *Waste Management*, 2016, 56: 271. DOI: 10.1016/j.wasman.2016.07.040
- [43] WANG Hui, WANG Yunhai, LOU Ziyang, et al. The degradation processes of refractory substances in nanofiltration concentrated leachate using micro-ozonation [J]. *Waste Management*, 2017, 69: 274. DOI: 10.1016/j.wasman.2017.08.048
- [44] LABIADH L, FERNANDES A, CIRÍACO L, et al. Electrochemical treatment of concentrate from reverse osmosis of sanitary landfill leachate [J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 181: 515. DOI: 10.1016/j.jenvman.2016.06.069
- [45] ZHOU Bo, YU Zhiming, WEI Qiuping, et al. Electrochemical oxidation of biological pretreated and membrane separated landfill leachate concentrates on boron doped diamond anode [J]. *Applied Surface Science*, 2016, 377: 406. DOI: 10.1016/j.apsusc.2016.03.045
- [46] SATO Y, ZENG Q, MENG L, et al. Importance of combined electrochemical process sequence and electrode arrangements: a lab-scale trial of real reverse Osmosis landfill leachate concentrate [J]. *Water Research*, 2021, 192: 116849. DOI: 10.1016/j.watres.2021.116849
- [47] CUI Yuhong, XUE Weijun, YANG Suiqin, et al. Electrochemical/peroxydisulfate/ Fe^{3+} treatment of landfill leachate nanofiltration concentrate after ultrafiltration [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 353: 208. DOI: 10.1016/j.cej.2018.07.101
- [48] GUVENC S Y. Optimization of COD removal from leachate nanofiltration concentrate using $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$ /heat-activated persulfate oxidation processes [J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2019, 126: 7. DOI: 10.1016/j.psep.2019.03.034
- [49] HE Liuyang, CHEN Huan, WU Li, et al. Synergistic heat/UV activated persulfate for the treatment of nanofiltration concentrated leachate [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, 208: 111522. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2020.111522
- [50] LONG Yuyang, XU Jing, SHEN Dongsheng, et al. Effective removal of contaminants in landfill leachate membrane concentrates by coagulation [J]. *Chemosphere*, 2017, 167: 512. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.10.016
- [51] CHU Dongyuan, YE Zhilong, CHEN Shaohua. Interactions among low-molecular-weight organics, heavy metals, and $\text{Fe}(\text{III})$ during coagulation of landfill leachate nanofiltration concentrate [J]. *Waste Management*, 2020, 104: 51. DOI: 10.1016/j.wasman.2020.01.015
- [52] CHEN Weiming, GU Zhepei, WEN Peng, et al. Degradation of refractory organic contaminants in membrane concentrates from landfill leachate by a combined coagulation-ozonation process [J]. *Chemosphere*, 2019, 217: 411. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.11.002
- [53] TOP S, SEKMAN E, HOŞVER S, et al. Characterization and electrocoagulative treatment of nanofiltration concentrate of a full-scale landfill leachate treatment plant [J]. *Desalination*, 2011, 268 (1/2/3): 158. DOI: 10.1016/j.desal.2010.10.012
- [54] DING Jing, JIANG Miao, ZHAO Guanshu, et al. Treatment of leachate concentrate by electrocoagulation coupled with electro-Fenton-like process: efficacy and mechanism [J]. *Separation and Purification Technology*, 2021, 255: 117668. DOI: 10.1016/j.seppur.2020.117668
- [55] 刘兆伟. 粉末活性炭在渗滤液膜浓缩液处理中的应用 [J]. *资源节约与环保*, 2019(4): 146
- LIU Zhaowei. Application of powdered activated carbon in the treatment of leachate membrane concentrate [J]. *Resources Economization & Environmental Protection*, 2019(4): 146
- [56] 朱勇, 王晨谦, 龙於洋. 硅藻土对填埋场膜滤浓缩液吸附处理效果研究 [J]. *水处理技术*, 2019, 45(6): 97
- ZHU Yong, WANG Chenqian, LONG Yuyang. Research on the adsorption treatment effect of landfill membrane filtered concentrated leachate by diatomite [J]. *Technology of Water Treatment*, 2019, 45(6): 97
- [57] 黄凯兴, 雷涛, 陈石, 等. 垃圾渗滤液处理纳滤浓缩液的减量试验研究 [J]. *工业安全与环保*, 2016, 42(7): 68
- HUANG Kaixing, LEI Tao, CHEN Shi, et al. Experimental study on the treatment for nanofiltration filtration concentrate of landfill leachate by membrane [J]. *Industrial Safety and Environmental Protection*, 2016, 42(7): 68
- [58] 丁歆瑶, 韩颖, 徐兴铃, 等. 多级物料膜处理垃圾渗滤液 NF 浓缩液的工程应用研究 [J]. *环境卫生工程*, 2020, 28(3): 16
- DING Xinyao, HAN Ying, XU Xingling, et al. Engineering application study on NF concentrate of landfill leachate treated by multi-stage material membrane [J]. *Environmental Sanitation Engineering*, 2020, 28(3): 16
- [59] LI Jing, NIU Aping, LU Chunjiao, et al. A novel forward osmosis system in landfill leachate treatment for removing polycyclic aromatic hydrocarbons and for direct fertigation [J]. *Chemosphere*, 2017, 168: 112. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.10.048
- [60] 姚远. 填埋场垃圾渗滤液两级 DTRO 浓缩液正渗透处理工程实践 [J]. *科学技术创新*, 2020(16): 55
- YAO Yuan. Engineering practice of forward osmosis treatment of two-stage DTRO concentrated solution of landfill leachate [J]. *Scientific and Technological Innovation*, 2020(16): 55
- [61] 李玖明, 朱海霖, 郭玉海, 等. 真空膜蒸馏处理垃圾渗滤液反渗透浓水的研究 [J]. *水处理技术*, 2013, 39(7): 89
- LI Jiuming, ZHU Hailin, GUO Yuhai, et al. Study on treatment of waste leachate reverse osmosis brine by vacuum membrane distillation [J]. *Technology of Water Treatment*, 2013, 39(7): 89
- [62] SHI Jiuyu, DANG Yan, QU Dan, et al. Effective treatment of reverse osmosis concentrate from incineration leachate using direct contact membrane distillation coupled with a NaOH/PAM pre-treatment process [J]. *Chemosphere*, 2019, 220: 195. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.12.110

- [63] XU Yudong, CHEN Chuchu, LI Xiaodong, et al. Recovery of humic substances from leachate nanofiltration concentrate by a two-stage process of tight ultrafiltration membrane[J]. Journal of Cleaner Production, 2017, 161: 84. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.05.095
- [64] YE Wenyuan, LIU Hongwei, JIANG Mei, et al. Sustainable management of landfill leachate concentrate through recovering humic substance as liquid fertilizer by loose nanofiltration[J]. Water Research, 2019, 157: 555. DOI: 10.1016/j.watres.2019.02.060
- [65] 王升. 渗滤液 MBR-NF 膜浓缩液中腐植酸的分离回收机制研究[D]. 福州: 福州大学, 2014
WANG Sheng. Mechanisms of separation and recovery of humic substances from leachate MBR-NF concentrates[D]. Fuzhou: Fuzhou University, 2014
- [66] HUNCE S Y, AKGUL D, DEMIR G, et al. Solidification/stabilization of landfill leachate concentrate using different aggregate materials[J]. Waste Management, 2012, 32(7): 1394. DOI: 10.1016/j.wasman.2012.03.010
- [67] HENDRYCH J, HEJRALOVA R, KROUZEK J, et al. Stabilisation/solidification of landfill leachate concentrate and its residue obtained by partial evaporation[J]. Waste Management, 2019, 95: 560. DOI: 10.1016/j.wasman.2019.06.046
- [68] 谢炜炫, 王舒东, 郝润琴, 等. 生活垃圾渗滤液膜浓缩液固化初探[J]. 环境科学与技术, 2020, 43(9): 47
XIE Weixuan, WANG Shudong, HAO Runqin, et al. Preliminary study on solidification of membrane retentate of landfill leachate[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 43(9): 47
- [69] 冯淋淋. 垃圾焚烧厂渗沥液浓缩液回用技术研究[J]. 环境卫生工程, 2019, 27(5): 53
FENG Linlin. Research on the reuse technology of leachate concentrate in waste incineration plant[J]. Environmental Sanitation Engineering, 2019, 27(5): 53
- [70] 孔德勇, 刘光聪, 李宝磊, 等. 垃圾浓缩液固化及其覆盖材料防水、隔绝异味的研究[J]. 环境保护科学, 2019, 45(1): 100
KONG Deyong, LIU Guangcong, LI Baolei, et al. Investigation on the performance of waterproof and odor isolation using the materials of solidifying concentrated leachate[J]. Environmental Protection Science, 2019, 45(1): 100
- [71] 王庆国, 乐晨, 伏培飞, 等. 烧碱软化-混凝沉淀-电化学氧化法处理垃圾渗滤液纳滤浓缩液的研究[J]. 环境科技, 2014(3): 27
WANG Qingguo, LE Chen, FU Peifei, et al. Study on the treatment of concentrated water from nanofiltration of bio-treated landfill leachate by caustic soda-soda ash process, coagulation-sedimentation and electrochemical oxidation process[J]. Environmental Science and Technology, 2014(3): 27
- [72] 张龙, 李爱民, 吴海锁, 等. 混凝沉淀-树脂吸附-Fenton 氧化工艺处理垃圾渗滤液膜滤浓缩液[J]. 环境污染与防治, 2009, 31(3): 16
ZHANG Long, LI Aimin, WU Haisuo, et al. Treatment of the biotreated leachate nanofiltration reject by coagulation-sedimentation, resin adsorption and Fenton oxidation[J]. Environmental Pollution & Control, 2009, 31(3): 16
- [73] 陈赞, 乐晨. 混凝沉淀-臭氧氧化法处理垃圾渗滤液纳滤浓缩液工艺分析[J]. 安徽农业科学, 2016, 44(21): 39
CHEN Yun, LE Chen. Analysis on technique for processing landfill leachate nanofiltration concentrate by coagulation sedimentation and ozone oxidation method[J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2016, 44(21): 39
- [74] 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
ZHAO Jianshu, OUYANG Feng, TANG Shengjun, et al. Treatment of landfill leachate membrane concentrate by electrochemical oxidation and UV-Fenton combination processes[J]. Journal of Civil and Environmental Engineering, 2020, 42(6): 172
- [75] 戚二兵, 黄亚继, 袁琦, 等. 石灰混凝-浸没蒸发协同处理垃圾纳滤膜浓缩液[J]. 环境工程, 2020, 38(12): 54
QI Erbing, HUANG Yaji, YUAN Qi, et al. Lime coagulation-submerged evaporation synergistic treatment of landfill leachate nanofiltration membrane concentrate[J]. Environmental Engineering, 2020, 38(12): 54
- [76] 李月中, 乐晨, 王庆国, 等. 蒸发-固化法处理垃圾渗滤液反渗透浓缩液的研究[J]. 环境科技, 2015, 28(2): 10
LI Yuezhong, LE Chen, WANG Qingguo, et al. Study on the treatment of concentrated water from reverse osmosis of bio-treated landfill leachate by evaporation and solidification process[J]. Environmental Science and Technology, 2015, 28(2): 10
- [77] 点绿网. 维尔利 CJMBR 渗滤液处理工艺及浓缩液处理工艺介绍[EB/OL]. (2016-10-18)[2021-04-13]. https://www.sohu.com/a/116429292_402085
- [78] 原振玲, 杨宁. 济南市第二生活垃圾综合处理厂新建渗滤液和浓缩液全量处理项目建设环境影响报告表[R]. 济南: 光大环保(中国)有限公司, 2019
- [79] 原效凯, 黄孝文, 毕芳, 等. “三级纳滤+斜板蒸发”工艺技术处理纳滤浓缩液的技术研究和工程应用[J]. 建设科技, 2018(8): 106
YUAN Xiaokai, HUANG Xiaowen, BI Fang, et al. Research and engineering application of "three-stage nanofiltration + inclined plate evaporation" process for the treatment of nanofiltration concentrate[J]. Construction Science and Technology, 2018(8): 106
- [80] 中国污水处理工程网. 垃圾渗滤液浓缩液的处理方法及技术[EB/OL]. (2018-04-20)[2021-04-13]. <https://www.dowater.com/tech/2018-04-20/700709.html>
- [81] 王建泰, 王凯, 文一波, 等. 纳滤、反渗透浓缩液减量化处理系统及方法: 201210175465.1[P]. 2012-05-30
WANG Jiantai, WANG Kai, WEN Yibo, et al. The system and method for reducing the concentration of nanofiltration and reverse osmosis: 201210175465.1[P]. 2012-05-30

(编辑 刘 彤)