

DOI: 10.3724/EE.1672-9250.2026.54.010

CSTR: 32253.14.EE.1672-9250.2026.54.010

工业固废填埋场渗滤液预测模型研究与应用进展

陈鹏飞^{1,2}, 尹 锋^{1,3}, 蒙明富², 宁增平², 刘意章^{2,*}

(1. 湖南科技大学 地球科学与空间信息工程学院, 湖南 湘潭 411100; 2. 中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550081; 3. 北京高压科学研究中心, 上海 201203)

摘 要: 工业固体废物填埋场渗滤液的精准预测是防控其污染风险的关键前提。分析目前填埋场的渗滤液预测方法能为工业固废填埋场的环境风险管控提供科学支撑。文章首先辨析了工业固废与生活垃圾渗滤液在生成机制与污染物赋存特征上的本质差异,进而评述了水量平衡、经验公式及数值模拟三类主流工业固废渗滤液预测方法。这些预测方法面临着工业固废专用参数体系缺失、化学过程与非均质介质过度简化等挑战。基于此,未来研究应优先聚焦“数据库建设-人工智能优化-多过程耦合”的系统路线,其中人工智能算法与机理模型的深度融合是提升工业固废渗滤液预测精度的关键步骤。

关键词: 工业固废; 渗滤液; 生成机制; 数值模拟; 人工智能算法

中图分类号: X705 **文献标识码:** A

全球工业化与城市化催生了多元化的固体废弃物环境风险。作为制造业大国,中国面临工业源与生活源废物的双重挑战。2023年,中国工业固废的年产生量已突破40亿吨,而综合利用率为60.1%^[1],大量工业固废仍依赖填埋处置,环境风险管控压力巨大。同时,城市生活垃圾清运量持续增长至2.5亿吨以上^[2],其中卫生填埋处理量达1 892.6万吨,占总量约7.45%,截至2023年底,全国在运行的卫生填埋场仍有366座^[3],填埋市场规模依旧庞大,渗滤液处理与场地修复需求持续存在。

工业固废(如尾矿、粉煤灰、磷石膏、煤矸石等)^[4]多以堆放或填埋方式处置^[5],然而早期封场渣库普遍存在防渗系统缺失或失效问题;与此同时,生活垃圾处理体系正在经历结构性转型,由现代化焚烧处理替代传统的卫生填埋处理^[6],2023年底时焚烧占比已达82.5%^[3],随之而来的是垃圾填埋场封场与生态修复需求的激增。因此,无论工业固废填埋场还是生活垃圾填埋场,防渗与渗滤液管控均是关键环境问题。其中渗滤液污染风险主要源于两类场景:一是防渗措施不足的历史遗留非规范堆场;二是按标准建设却在极端工况下发生污染的规范填埋场。不当的固废填埋场处置行为会导致有害物质在雨水淋溶及自然营力作用下迁移,污染土壤、地下水及河

流,威胁生态环境安全^[7]。近年来,国内外频发的重大环境风险事件凸显了现行管理技术缺陷,例如,美国洛杉矶奇基塔峡谷填埋场于2023年5月发生地下自燃型火灾,深层垃圾阴燃导致渗滤液周产量由570 m³激增至3 800 m³,周边大气苯浓度超加州标准限值8~9倍^[8],暴露出监测系统对填埋体内部生化反应存在盲区,亟须发展耦合热-水-气-化多过程的新型动态预测模型以实现渗滤液产量与污染物浓度剧变的早期预警;我国华南某山谷型填埋场2021年检测发现防渗层存在4处渗漏点,最大污染面积达132 m²,渗漏深度22 m,地下水pH值、NH₃-N及Mn浓度均显著超标^[9],表明定期检查难以实时发现渗漏,若在运行初期利用数值模拟技术精准预测渗滤液迁移路径,优化监测井布设方案,实现“靶向监测”,就能早发现污染。贵州安顺市西秀区煤矿采空区生活垃圾填埋场自2019年起两次发生垮塌事故,地下水Cd、Pb、Mn浓度分别超标3.28、6.83和5.2倍^[10],凸显特殊地质条件下稳定性与渗流场相互作用的评估不足,必须依靠地质力学-渗流耦合模型提前预测失稳风险与污染释放通量;2021年5月贵州铜仁松桃县某锰渣库因抽水泵故障导致渗滤液外溢流入文山河,河边收集池外溢水污染物总锰超过《污水综合排放标准》排放限值10倍

收稿日期: 2025-07-07; 改回日期: 2025-11-05

基金项目: 贵州省科技计划项目(黔科合支撑[2024]一般141); 中国科学院青年创新促进会项目(2021399)。

第一作者简介: 陈鹏飞(2001—)男,硕士研究生,主要研究方向为锰渣渗滤液产量预测及资源化, email: 18188643656@163.com。

*通信作者: 刘意章(1986—),男,博士,副研究员,研究方向为土壤环境地球化学。email: liuyizhang@mail.gyig.ac.cn。

© Editorial office of Earth and Environment. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license.

以上,氨氮超标3.41倍^[11],根本原因在于极端天气下渗滤液产量预测失准,导致应急设施容量设计不当,因此,需要基于耦合极端情景的水量平衡模型预测值来科学核定其容量。这些案例共同表明,由于场地地质勘查不足、水文地质参数不准、模型预测能力有限,导致渗滤液产生量与迁移路径的预测存在偏差,致使防渗设计、监测预警和应急设施建设缺乏精准的科学依据。因此,发展精准的渗滤液预测模型,其核心价值就在于事故的主动预防,能为填埋场的环境风险管控提供关键的科学依据。

当前,工业固废渗滤液预测模型的研究重心正从经验估算转向对其内在产生机制与复杂运移规律的机理研究。精准预测渗滤液产量、污染负荷与迁移路径兼具工程与工艺价值;既可为截洪与应急设施设计提供依据,实现精准配置与成本控制,也可支撑污染物通量核算,指导资源化处理工艺优化。值得注意的是,发达国家处于工业化后期,工业固废总体较少,且已通过立法严格限制其填埋,如欧盟通过《循环经济行动计划》(Circular Economy Action Plan)和《废物框架指令》(Waste Framework Directive)等政策确立了以废物预防、回收利用为核心并严格限制填埋的体系;美国则依托《资源保护与恢复法》(Resource Conservation and Recovery Act)侧重对危险废物进行管控与回收,从根本上减少了对工业固废填埋场渗滤液预测模型研究的依赖。相比之下,我国正处于工业化阶段量变到质变的过程中,工业固废产生量仍持续高位,需大量依赖填埋处置工业固废。伴随《固体废物污染环境防治法》等法规不断完善,工业固废渗滤液预测技术日益成为我国

环境工程领域研究热点,当前相关模型研究已从生活垃圾拓展至磷石膏、赤泥、飞灰、锰渣等工业固废领域。然而工业固废与生活垃圾在物理组成、化学性质及降解行为上存在本质差异,直接应用基于生活垃圾建立的预测模型往往不适用,需经过系统参数(如渗透系数、持水量等参数)修正与验证后才能应用于工业固废场景,同时国内当前研究多聚焦生活垃圾填埋场,针对工业固废填埋场渗滤液预测的系统性对比分析仍属空白。

综上分析,系统总结中国在该领域的案例与模型,不仅对本土实践具有指导价值,也为全球其他正处于工业化进程中的地区提供重要的技术借鉴与风险预警范式。因此本文将重点开展以下研究:(1)解析生活垃圾与工业固废渗滤液产生机制及污染物赋存特征差异;(2)系统评估主流预测模型在典型工业固废填埋场中的适用性与局限。

1 渗滤液预测填埋场类型及其差异

固体废物主要包括生活垃圾、工业固废、危险固废等^[12],但现今有关渗滤液预测的填埋场类型则主要分为垃圾场与工业固废填埋场两类,两者在污染物成分、填埋场设计与防渗要求、渗滤液产生与运移机制、预测方式均存在差异。

1.1 生活垃圾填埋场

生活垃圾渗滤液主要来自垃圾初始含水量、垃圾生化降解过程生成的水、降雨入渗或回灌过程引入的外部降水等,组成具有多相复杂性特征^[13-14]。生活垃圾渗滤液的主要产生机制如图1所示,其中渗滤液成分包含

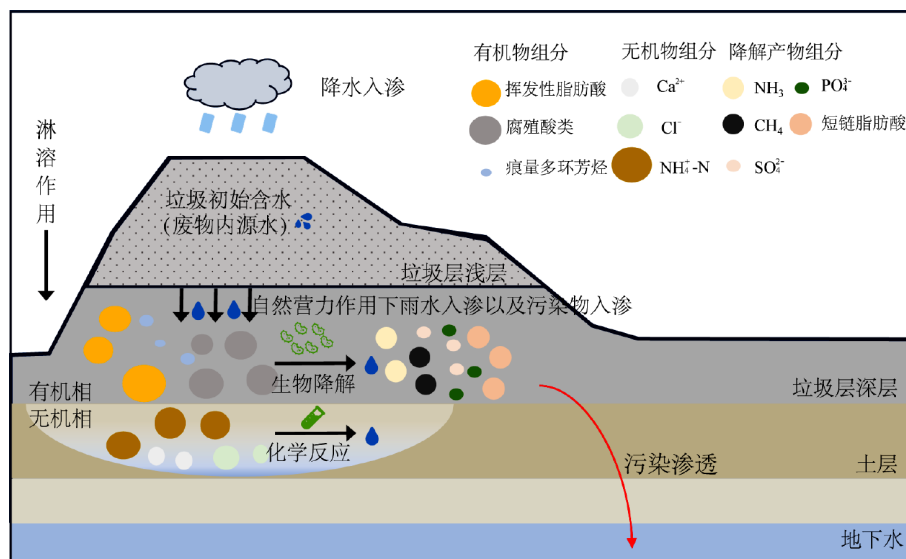
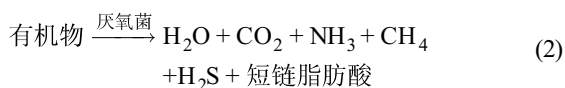
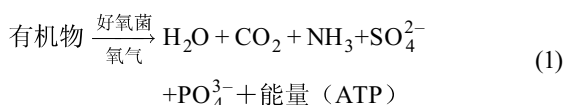


图1 生活垃圾填埋场渗滤液生成机制示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the generation mechanism of leachate in municipal solid waste landfill sites

有机组分与无机组分^[15],有机组分包含挥发性脂肪酸^[16]、腐殖酸类^[17]及痕量多环芳烃^[18]等,无机组分包含 Ca^{2+} 、 Cl^- ^[19]及 NH_4^+ -N^[20]等,因此污染风险集中于有机物与无机物对土壤或地下水的渗透威胁^[21]。

我国垃圾填埋场需遵循《生活垃圾填埋场污染控制标准》(GB 16889—2024)等卫生标准,设计涵盖雨污分流、防渗层、导排系统及渗滤液收集池等^[22]。填埋场渗滤液产量受垃圾初始含水率、降雨入渗及降解产水共同作用,其中生物降解过程呈现阶段性特征,可分为好氧分解和厌氧分解两类典型路径,具体公式如下所示^[23]:



因此,生活垃圾填埋场渗滤液预测的难点在于预测模型需耦合动态降解机制与水文过程,以李坑垃圾填埋场渗滤液中化学需氧量(Chemical Oxygen Demand, COD)的包气带运移研究为例,罗定贵等^[24]通过静态吸附、静态降解及动态土柱弥散实验发现:污染物的吸附服从线性规律($S=0.3843C$),降解符合一级动力学方程($\lambda=0.0453 \text{ d}^{-1}$),弥散过程遵循对流-弥散模型(弥散系数 $D=0.013 \text{ m}^2/\text{d}$)。尽管这些参数为模型构建提供了基础,但实际预测仍面临一些问题,如降解动力学参数 λ 强烈依赖于场地的氧化还原环境,在空间上并非恒定不变;其次,水文过程的非均质性弥散系数 D 和渗透速度 v 的测定基于均质土柱,而天然包气带存在土层结构变异,如孔隙度、渗透性空间分异,可能显著改变水流路径及污染物弥散行为。

针对上述挑战,近期研究在两方面都取得了进展:针对降解环境不确定性挑战,基于计算流体力学(Computational Fluid Dynamics, CFD)的数值模拟通过耦合多相流、多组分传输及好氧-厌氧生物反应过程,可精确模拟通风过程中好氧区与厌氧区的动态演变过程^[25-26];针对非均质性挑战,基于双域流动理论的优势流模型(Dual-Permeability Model, DPM)通过划分裂隙域与基质域,可精确刻画优先流与基质扩散的协同作用^[27-28]。这些发现更好地揭示了复杂包气带结构发生的生化反应以及渗滤液的迁移路径,帮助垃圾填埋场制定了更高效、更可持续的固体废物处理策略。

同时,由于生活垃圾填埋场在全球范围内普遍存

在,与国内近年来才兴起的工业固废填埋场研究相比,其渗滤液预测方式研究起步更早、进展也更为超前,已延伸至人工智能领域。在近年来对垃圾填埋场的最新研究中,Ishii等^[29]利用长短期记忆(Long Short-Term Memory, LSTM)模型预测日本生活垃圾废物填埋场的渗滤液产量与水质,输入变量包括日降水量、日均气温和垃圾堆积量,结果表明该模型不仅能够准确预测渗滤液产量,还能同时预测生化需氧量(Biochemical oxygen demand, BOD)等关键水质参数,为生活垃圾填埋场的运行与管理提供了有效工具。与此同时,Alizamir等^[30]构建了灰狼优化算法(Grey Wolf Optimization, GWO)与极限学习机(Extreme Learning Machine, ELM)相结合的混合人工智能模型(ELM-GWO),通过各种理化参数指标约束预测了伊朗某填埋场渗滤液水质参数(COD、BOD)以及地下水水质指标浊度与电导率(Electrical Conductivity, EC)。同时将ELM-GWO与多元自适应回归样条(Multivariate Adaptive Regression Splines, MARS)、ELM、多层感知器神经网络(Multi-layer Perceptron Artificial Neural Network, MLPANN)以及灰狼算法优化的多层感知器神经网络(MLPANN-GWO)的预测结果进行精度对比,结果显示,ELM-GWO显著提升了各指标的预测精度,具体体现在其均方根误差(Root Mean Square Error, RMSE)相较于这些模型均有显著降低,降低比例如下表1所示:

表1 ELM-GWO的RMSE降低比例

Table 1 Proportion of RMSE reduction of ELM-GWO

预测指标	RMSE相较于MLPANN-GWO	RMSE相较于ELM	RMSE相较于MLPANN	RMSE相较于MARS
COD	降低43.07%	降低73.88%	降低74.5%	降低88.55%
BOD	降低23.91%	降低59.31%	降低62.85%	降低77.71%
浊度	降低14.08%	降低47.86%	降低53.43%	降低57.04%
EC	降低38.57%	降低59.64%	降低67.94%	降低74.76%

因此,综合现有研究来看,相较于其他单一人工智能模型,ELM-GWO在研究不同垃圾填埋场渗滤液与地下水质量参数方面表现出更强的稳健性。相关研究不仅验证了智能优化算法在复杂地球化学-水文系统中的适用性,也为理解反应动力学不确定性及非均质水流路径下的污染物迁移行为提供了新思路,它不仅适用于生活垃圾渗滤液预测,也为工业固废渗滤液研究提供了重要启发。在未来渗滤液预测的研究中,应立足于机理模型对污染物迁移转化规律的解析,耦合多阶段机器学习

与优化算法来降低预测误差,构建兼顾机理可靠性与数据驱动性的智能预测模型,为实现渗滤液的精准预测与风险管控提供新途径。

1.2 工业固废填埋场

工业固体废物填埋场渗滤液的污染物成分具有显著异质性,其属性取决于固废来源、生产工艺及堆存特性。典型工业固废中,磷石膏含水率高,pH低,含有硫酸盐、氟化物、可溶性磷等特征污染物^[31],在雨水等水体的冲刷和浸泡下,由于磷石膏自身低pH(<4)的强酸性特性,污染物在酸性条件下从固废中大量溶解并随水流迁移^[32]。电解锰渣则含水率较低,呈弱酸性,主要含有溶解态锰、氨氮等特征污染物^[33],在降雨淋溶的条件下,高浓度、高溶解性的氨氮在弱酸环境下会大量释放和迁移,同时在弱酸性和厌氧环境下,锰则以可溶性的二价锰离子形式存在,易于迁移^[34];飞灰则含水率极低,呈强碱性,主要含有重金属Pb、Zn等,二噁英以及氯盐、硫酸盐等特征污染物^[35],飞灰既可以通过空气以颗粒物形式扩散^[36],又可以水的作用,利用其独特的碱性高盐环境并通过络合化学反应,促使高毒性污染物溶解并随水流迁移^[37]。典型工业固废的特征总结如表2所示,由表可知,工业固废的污染风险取决于其特有的物理化学特性以及特征污染物在大气或土壤-地下水系统中的迁移转化特性。

我国《一般工业固体废物贮存和填埋污染控制标准》(GB 18599—2020)将工业固废填埋场划分为Ⅰ类(低环境风险)和Ⅱ类(高风险)场^[38],其中Ⅱ类场在建设、运行、封场等污染控制技术上要求通常更高,如防渗

表2 典型工业固废特征

Table 2 Characteristics of typical industrial solid waste			
典型固废类型	物理特性	化学污染物	迁移特性
磷石膏	含水率>30% pH<4	硫酸盐、氟化物、 可溶性磷等	酸性淋溶
电解锰渣	含水率<15% pH: 5~6	溶解态锰、氨氮等	弱酸性迁移
飞灰	含水率极低 pH>9	重金属、二噁英类、 可溶性盐等	扬尘扩散、碱性浸 出与络合迁移

上需采用更高要求的人工复合衬层作为防渗衬层。工业固废填埋场渗滤液污染影响机制如图2所示,其中工业固废填埋场渗滤液的生成机制受控于物理淋溶、化学溶解及堆体压缩等多重作用,堆存方式与处理工艺对污染物释放预测具有显著影响。如干法处理固废,煤矸石回填填埋场以重金属Hg、Ni、Pb和Cr(VI)等淋溶为主,其迁移规律可通过Hydrus-1D模型模拟,有研究显示Cr(VI)与Pb在煤矸石层中迁移速率分别为21.6 m/a^[39];而湿法处理固废(如磷石膏堆存)因高含水率特性,渗滤液产量受沉降挤出水与降雨入渗协同控制,需构建多因素耦合的水平衡模型进行预测。有学者将水平衡模型结合固结排水实验,提出了随时间,堆体增高变化的渗滤液产量公式^[40]。

工业固废渗滤液预测模型的构建面临固废矿物组成异质性、地球化学-水文过程耦合等复杂挑战,且考虑到堆存的安全性,现有的湿法堆存可能会转变为干法堆存,同时干法堆存的地球化学-水文过程将更加复杂,涉

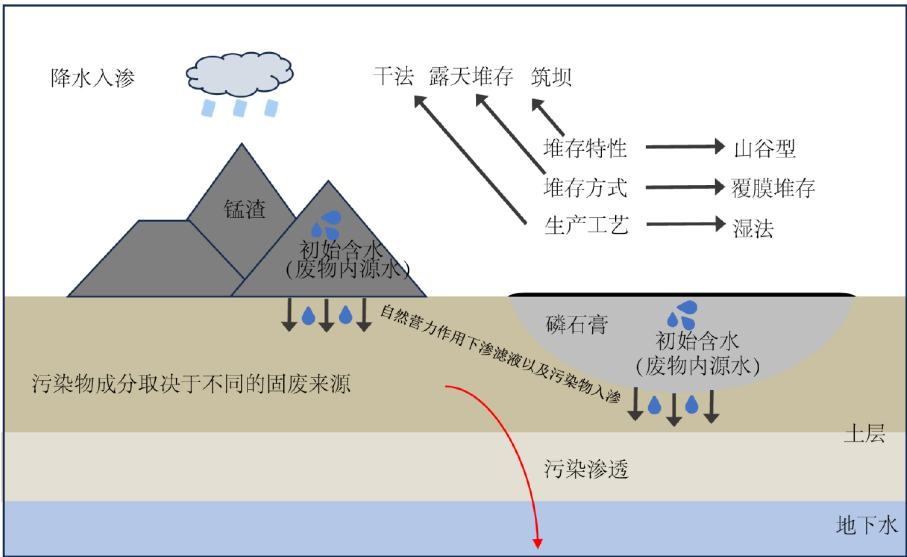


图2 工业固废填埋场渗滤液污染影响机制示意图

Fig. 2 Schematic diagram of the generation mechanism of leachate in industrial solid waste landfill

及水分与污染物在包气带与饱和带的运移,因此最新研究多采用“数值模拟-室内实验”联合校准方法,通过土柱淋溶等实验获取渗透系数、阻滞因子等关键参数以提升模型精度。

2 工业固废渗滤液预测方法研究现状

随着工业固废堆存规模持续扩大,其渗滤液引发的环境风险日益凸显,精准预测渗滤液产量及迁移是污染防治的关键前提。目前主流预测方法可归纳为水量平衡法、经验公式法、物理模型与数值模拟法三类。水量平衡法基于质量守恒原理,物理机制明确,是构建预测模型的基础框架;经验公式法依托现场数据回归,计算便捷,适用于初步评估与特定场景;物理模型与数值模拟法则通过概化迁移机制、反演关键参数并进行多情景求解,可深入解析复杂水文地质条件下的渗滤液生成与污染物运移过程。各类方法的总结如下表3所示,它们在原理、精度、适用性及计算成本上各有侧重,共同构成了当前工业固废渗滤液预测的研究体系,但也普遍面临一些挑战。

2.1 水量平衡法

渗滤液生成过程受多因素耦合作用影响,主要包括气象要素降雨量、蒸发量;地表水文过程径流系数、固废物理特性持水容量、渗透性及工程结构参数覆土层厚度、排水系统效率等^[41]。基于质量守恒定律的水量平衡分析法(Water Balance Method)通过系统量化上述要素的交互关系,构建渗滤液产量预测模型,其核心方程可表述为:

$$Q = P - ET - R \pm \Delta S \quad (3)$$

其中, Q 为渗滤液产量(m^3); P 为降雨量(mm); ET 为蒸散发量(蒸发+植物蒸腾, mm); R 为地表径流量(m^3/s); ΔS 为固体持水量变化(m^3 ,短期可忽略,长期需考虑)。

作为渗滤液预测的经典方法,水量平衡法因其物理机制明确、计算框架可扩展等优势,被广泛应用于填

埋场渗滤液预测研究,几乎大部分渗滤液预测的模型开发都是基于此方法。然而,尽管水量平衡方程形式较为简洁,但该方法若直接用于实际应用中会面临关键参数的不确定性挑战:①蒸散发量(ET)受植被覆盖度与微气候影响,需通过遥感数据空间化处理;②径流量(R)的估算需依赖水文模型,其参数的确定需结合现场渗透试验;③持水量变化(ΔS)的量化需通过相关仪器测定固废基质的土水特征曲线(SWCC)或其他有关属性。这些参数的精细化表征已成为提升模型预测精度的关键研究方向,例如,蒙明富^[40]通过固结试验建立了磷石膏孔隙比与压力、时间的定量模型,首次在渗滤液产量计算中引入了沉降挤出因子,并通过磷石膏孔隙比,结合填埋场背景确定的堆体形态变化构建模型,定量计算了沉降挤出因子。磷石膏孔隙比(e)与压力(p)、时间(t)的定量关系如下:

$$e = e_0 - c_e \lg\left(\frac{p}{p_0}\right) - (c_a p - k) \lg\left(\frac{t}{t_0}\right) \quad (4)$$

其中: p 为磷石膏承受压力(pa), t 为持续时间(s);主固结项 $\Delta e_{\text{主}} = c_e \times \Delta \lg(p)$ (瞬时弹性形变);次固结项 $\Delta e_{\text{次}} = (c_a \times p + k) \times \lg(t)$ (长期蠕变效应);初始孔隙比 $e_0 = 1.132$,压缩指数 $c_e = 0.121$,次固结系数 $c_a = 3.77 \times 10^{-5}$,次固结常数 $k = -3.37 \times 10^{-3}$ 。

并首次引入沉降挤出水(S_n)的湿法填埋场水平衡方程:

$$Q_n = (P_n + R_n + S_n) - (E_n + I_n) \quad (5)$$

其中: P_n 为降水量(mm), R_n 为干基磷石膏含水(m^3), S_n 为沉降挤出水(m^3)为输入项,且 S_n 与 e (磷石膏孔隙比)构建了复杂的线性关系; E_n 为蒸发量(mm), I_n 为孔隙截留水(m^3)为输出项。

其研究通过对比堆体上升速度实测值与计算值(误差 $\leq 2.67\text{m}$),验证了模型可靠性,此成果可推广至其他湿法堆存的工业固废领域。在后续的研究中,别琳琳等^[42]也采用了类似的方法,量化磷石膏渣场渗滤液的

表3 工业固废渗滤液预测方法总结

Table 3 Summary of prediction methods for industrial solid waste leachate

方法	原理简述	主要优点	主要问题	应用场景
水量平衡法	基于降雨-蒸发-径流守恒	理论明确,适合情景模拟	参数获取难度大,长期预测中不确定性累积显著	生活垃圾场、磷石膏填埋场等
经验公式法	经验参数回归预测	简便快捷,数据少时适用	准确性高度依赖于经验参数,普适性较差	初步评估、管理决策参考
物理模型与数值模拟法	数值解渗流与溶质迁移方程	精度高,可模拟复杂过程	参数率定复杂,计算资源需求大,耗时较长	风险评估、地下水污染预测

动态产量,为渗滤液收集系统设计(尤其是2027年后处理能力需年均提升23%)提供了科学依据。

2.2 经验公式法

经验公式法是一种基于实际观测数据和经验参数,快速估算垃圾填埋场渗滤液产生量的方法,适用于项目初期或缺乏详细监测数据的场景。基本经验公式为:

$$Q = P \times A \times C \quad (6)$$

其中: Q 为渗滤液的产量(m^3), P 为降水量(mm), A 为填埋场面积(m^2), C 为渗滤液产量系数(根据废料类型和填埋场特性调整)。

经验公式法又称主观因素法^[43],通常根据实际填埋场的具体情况(如垃圾种类、降水情况、地理位置等)进行调整从而衍生出变式。经验公式法简便易行,适用于初步估算,但由于其忽略了蒸发量、降水量、固体废物自身含水变化量等诸多复杂因素,因此,其预测结果的准确性可能较低^[44-45]。上述的基本公式在大量渗滤液的产量分析下产生了一些变式,较为典型的有:

1)我国《生活垃圾填埋场渗滤液处理工程技术规范》(HJ 564—2010)提出的基于分区入渗的渗滤液产量经验计算公式^[46]:

$$L = \frac{I_d}{1000} \times (C_1 A_1 + C_2 A_2 + C_3 A_3) \quad (7)$$

式中: L 为日均渗滤液产生量(m^3/d); I_d 为设计日均降雨量(mm/d); A_1 为填埋作业区汇水面积(m^2), C_1 为对应渗出系数,取值范围0.5~0.8; A_2 为中间覆盖区汇水面积(m^2), C_2 为渗出系数,取值宜为0.4~0.6; A_3 为终场覆盖区汇水面积(m^2), C_3 为渗出系数,取值范围0.1~0.2。

该公式通过区分填埋场不同功能区域(作业区、中间覆盖区、终场覆盖区)的入渗能力,更精细地估算了渗滤液产量,但该公式仅计算降水入渗贡献,未考虑固体废物化学反应产水以及固体废物初始含水率的释放。

2)日本研究者田中等^[47]基于大量实测数据,建立了填埋场最大日渗滤液产量预测模型,该模型根据表面透水性能差异分为两种情况:

①高透水性表面(植被覆盖/疏松土层):

$$U_{\max} = 0.25 \left[1 + (C-1) \lg(1.4R^{0.3}) \right] \frac{W_{\max}}{R^{0.6}} \quad (8)$$

②低透水性表面(压实黏土/防渗膜):

$$U_{\max} = \frac{0.25 W_{\max}}{R^{0.6}} \quad (9)$$

式中: $U_{\max}$ 为最大渗滤液发生量(mm/d); $W_{\max}$ 为最大月间降水量($\text{mm}/\text{月}$); C 为流出系数; R 为渗滤液浸出延时时间(d)。

田中等^[47]提出的渗滤液峰值模型通过延时参数 R

(表征层滞水效应)与透水性分级机制,实现了暴雨工况下最大日产渗滤液量($U_{\max}$)的量化预测。其以最大月降水量($W_{\max}$)为输入核心,提升极端气候适应性,成为填埋场防洪设计的基准工具。该法在工程中使用会降低安全风险,但设备设施成本也会随之上升。且该模型依赖 R 与 C 的本地化校准,无监测数据时误差极大,且未包含化学反应产水项,导致旱季预测值系统性偏低。

在对工业固废渗滤液的研究中,应用经验公式法的较少,徐辉等^[48]针对我国稳定化飞灰填埋场缺乏专用设计标准的问题,通过现场取样与室内试验(颗粒分析、含水量、持水量测试),建立了基于经验公式的渗滤液产量预测模型。研究发现稳定化飞灰属级配不良土(不均匀系数 $C_u > 5$,曲率系数 $C_c < 1$),易形成优势流通道;其含水量(18.6%~46.4%)与持水量(15.0%~52.4%)受埋深、龄期及应力显著影响。基于试验数据,构建了持水量经验公式:

$$F_w(\sigma, t) = 0.66 - 0.0864 \times \lg(10^3 \sigma) - 0.053 \times \lg(10^3 \sigma) \times (1 - e^{-1.65 \times 10^{-2} t^{3/2}}) \quad (10)$$

其中, σ 为上覆应力(kPa); t 为龄期(月)。并证实飞灰实际含水量低于持水量2.6%~13.7%,表明渗滤液主要源于雨水经优势通道下渗。

在此基础上,作者提出渗滤液日均产量预测模型:

$$Q = Q_a + Q_b + Q_2 \quad (11)$$

其中, $Q_a = \frac{I_d}{1000} \times (A_1 C_1 + A_2 C_2) \times \eta$ (覆盖区降雨入渗), η

为材料优势通道体积占总孔隙的比值; $Q_b = \frac{I_d}{1000} \times A_1 C_2$

(未作业区降雨入渗); $Q_2 = 5 \text{ m}^3/\text{d}$ (车辆冲洗水)。

模型综合考虑填埋进程、降雨入渗、优势流通道及飞灰吸水性等因素。模型参考了基于分区入渗的渗滤液产量公式来计算降雨入渗量,参数通过现场数据反演确定(如中间覆盖单元浸出系数 $C_2=0.3$)。模型验证表明:填埋场运营初期(9个月内)渗滤液48%源于降雨入渗,52%来自车辆冲洗水;优势通道体积占比增至20%时,其贡献渗滤液比例达34.1%。据此建议通过充分压实飞灰(减少优势流)及改用节水冲洗装置以降低产量。该模型为稳定化飞灰填埋场导排系统设计提供了针对性方法,体现了经验公式法在复杂渗流机制与工程参数耦合场景中的应用价值。

2.3 物理模型与数值模拟

渗滤液在固废堆体及包气带中的迁移过程受控于复杂的水文地质条件与多场耦合机制^[49-50],其精准预测

需整合物理模型实验与数值模拟技术^[51-52]。当前研究主要遵循“物理机制概化—关键参数实测—数学模型求解—多情景预测”的技术链条(图3),具体步骤见表4和表5。

上述路径通过物理模型实验土柱淋溶、砂箱渗流、吸附动力学测试等实验量化迁移机制,为数值模拟提供关键参数支撑,再借助专业化软件平台实现复杂边界条件下的迁移规律推演。以下将从技术实现、软件适用性及局限性三方面进行介绍。

在非饱和带水分及溶质运移研究中,HYDRUS系列软件因其对非饱和水流方程(Richards)与对流弥散方程(Convection-dispersion equation, CDE)的高效求解算法成为主导工具。其内置的参数反演机制能够得到很好的应用,如乐文喜等^[61]基于云南冶炼废渣钻孔实测含水率数据,通过HYDRUS-1D反演获得渣体水力参数 α 、 n 、 K_s 等,揭示正常降雨下水分迁移临界深度8.8 m的物理成因;该深度以下基质势梯度趋近饱和导水率阈值,阻断了持续下渗;进一步利用HYDRUS-2D剖面模型,量化了熔炼渣、石膏渣、生活垃圾等介质结构差异对渗滤液生成的差异化影响,暴雨条件下熔炼渣最易产生

渗滤液,而非暴雨条件下,渣体包气带厚度增大,初始体积分含水率降低、物质组成与结构复杂性增加以及覆土层加厚均显著抑制渗滤液生成。HYDRUS系列软件还能对多因素耦合进行效应量化,如牟陈亚等^[53]通过构建不同填埋高度和加湿水类型(去离子水、膜浓缩液)的室内柱状淋滤装置,结合物理模型实验与Hydrus-1D数值模拟证明了填埋高度显著延迟渗滤液产流时间,其机制在于厚度增加强化了非饱和区的水分滞留效应;冯印成等^[39]则耦合动态淋溶实验与溶质运移模块,解析了煤矸石回填区重金属迁移序列[Cr(VI)=Pb>Ni>Hg],浓度随深度呈“S”型增长,并发现浅土层(<10 m)吸附位点饱和时间较深层缩短,揭示了污染物“浅层快速累积—深层缓慢迁移”的垂向分异规律。

Hydrus软件的技术优势在于参数优化模块成熟,可高效反演复杂介质的 $\theta(h)$ 、 $K(\theta)$ 函数;且在一维/二维模型灵活切换,兼顾计算效率与空间异质性表达。但对强非均质体,如含大块建筑垃圾的杂填土,难以精确概化,常需简化介质为等效的均匀介质,且多维模型计算成本呈指数增长,同时在溶质反应模块对多离子竞争吸附的模拟精度有限。

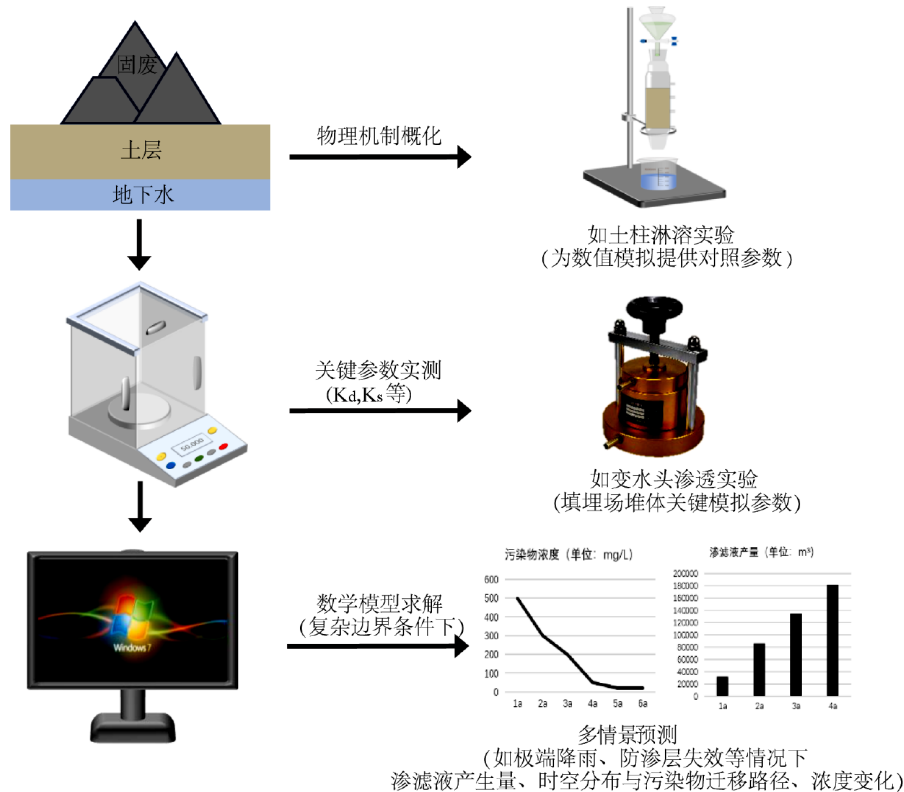


图3 “物理机制概化—关键参数实测—数学模型求解—多情景预测”技术链条

Fig. 3 “Physical mechanism generalization – key parameter measurement – mathematical model solving – multi-scenario prediction” technical chain

表4 常用物理模型与控制方程

Table 4 Common physical models and governing equations

方法/模型	功能/方程	关键参数/公式
室内淋滤柱模型	量化填埋体水力特性、 渗滤液产出延迟效应	饱和含水率 θ_s 、残余含水率 θ_r (vanGenuchten模型); 饱和渗透系数 K_s (达西实验); 产流时间 $T \propto H$ (填埋高度); 不同时间的剖面含水率 θ ^[53]
吸附/淋溶实验	确定污染源项释放 规律与吸附参数	$q_e = K_d \times C_e$ (线性等温吸附模型) ^[54] q_e : 平衡吸附量, mg/kg; K_d : 线性吸附分配系数, L/kg; C_e : 滤液中U的平衡浓度, mg/L; $q_e = K_F \times C_e^\alpha$ (Freundlich 等温吸附模型) ^[54] q_e : 平衡吸附量, mg/kg; K_F : Freundlich吸附分配系数, L/kg; C_e : 滤液中U的平衡浓度, mg/L; α : 等温吸附常数; 平衡浓度 C_{eq} (淋溶实验最终参数) ^[54]
场地物理概化模型	简化复杂水文地质 结构	岩溶区: 等效渗透系数(钻孔压水试验反演); 降雨入渗系数(地形和岩性特征); 通过GMS创建各岩溶 通道并将其属性设置为River ^[55] 非均质含水层: 分层砂箱模拟污染物阻滞效应 ^[56]
水量平衡方程	描述渗滤液产生机制	$P = \Delta W + ET + R + Q$ P : 降雨量, mm; ΔW : 包气带储水的增减量, m ³ ; ET : 蒸散发量, mm; R : 地表径流量, m ³ /s; Q : 渗滤液产量, m ³
van Genuchten模型	反映多孔介质在不同 吸力下的持水能力	$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left[1 + (\alpha h)^n\right]^m}$, $m = 1 - \frac{1}{n}$ ^[57] θ_s : 饱和含水率, cm ³ /cm ³ ; θ_r : 残余含水率, cm ³ /cm ³ ; α : 为进气吸力倒数, 控制曲线拐点位置, cm ⁻¹ ; n : 孔径分布参数, 影响曲线陡峭度
Richards方程	刻画非饱和带水分 运移	$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[K_x(h) \frac{\partial h}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[K_y(h) \frac{\partial h}{\partial y} \right] + \frac{\partial K_z(h)}{\partial z}$ ^[58] θ : 土壤含水率, cm ³ /cm ³ ; h : 土壤压力水头, cm; K : 土壤非饱和导水率, cm/s; t : 时间, s; x, y, z : 空间坐标, 土层的上边界作为原点, 取向向上为正
对流-弥散方程	非饱和带模拟污染物 迁移过程	$\frac{\partial(\theta C + \rho_b)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\theta D \frac{\partial C}{\partial x} \right) - \frac{\partial(qC)}{\partial x}$ ^[59] C : 溶质浓度, mg/L; q : 达西流速, cm/d; ρ : 流体密度, g/cm ³ ; D : 弥散系数, mm ² /s
地下水渗流数学模型	模拟地下水流的 运动	$S \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(k_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) + \varepsilon$, $(x, y, z \in \Omega, t \geq 0)$; $h(x, y, z, t) _{t=0} = h_0$, $(x, y, z \in \Omega, t \geq 0)$ ^[60] $h(x, y, z, t) _{\Gamma_1} = h_1$, $(x, y, z \in \Gamma_1, t \geq 0)$; $K_n \frac{\partial h}{\partial n} \Big _{\Gamma_2} = q$, $(x, y, z \in \Gamma_2, t \geq 0)$ Ω : 模拟区域; ε : 源汇项, d ⁻¹ ; S : 储水系数; h : 地下水位, m; K_x, K_y, K_z : x, y, z 方向的渗透系数, m/d; Γ_1 : 一类边界; Γ_2 : 二类边界; h_0 : 地下初始水位, m; h_1 : 一类边界地下水位, m; q : 二类边界的单宽流量, m ² /d
地下水溶质运移模型	模拟污染物在地 下水中的迁移	$\theta R \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial(\theta V_i C)}{\partial x_i} - WC_s - WC - \lambda_1 \theta C - \lambda_2 P_b C$ ^[60] θ : 介质的孔隙度; C : 污染物组分浓度, mg/L; W : 源汇项, d ⁻¹ ; C_s : 固相吸附组分浓度, mg/L; R : 迟滞系数; P_b : 介质密度, g/cm ³ ; λ_1 : 溶解相一级反应速率, d ⁻¹ ; λ_2 : 吸附相反应速率, d ⁻¹ ; V_i : 地下水渗流速度张量, m/d; D_{ij} : 水动力弥散系数张量, m ² /d; $\bar{C}$: 介质骨架吸附的物质浓度, mg/L

当地表渗滤液进入饱和含水层后,其迁移受控于三维水文地质结构与地下水动力场。FEFLOW、Visual MODFLOW及GMS凭借有限元/有限差分法的三维离散能力成为主导工具,如通过吸附机制驱动溶质运移建模,谢添等^[54]通过静态吸附实验确定铀在砂土($K_d=20.41$ L/kg)与粘土($K_d=45.92$ L/kg)中的分配系数,结合动态淋溶源项释放函数(酸雨淋浸平衡浓度0.83 mg/L),构建FEFLOW三维运移模型,其模拟表明:吸附延迟效应使铀峰值浓度在迁移30年后峰值浓度降

至0.595 mg/L,迁移距离达36.44 m;50年后峰值浓度降至0.440 mg/L,迁移距离增至42.93 m,凸显吸附参数对长期预测的敏感性。在风险情景的动态推演应用中,孙禄健等^[62]利用Visual MODFLOW的MT3DMS模块,模拟飞灰填埋场渗滤液泄漏的两种情景:短期泄漏(30天后截源)污染晕在5年内被稀释至本底值;持续泄漏则使污染晕中心最大浓度超标59倍,需启动抽出处理等措施。该案例证明数值模拟可量化“泄漏模式-污染范围-处置成本”的关联关系。同时还可对特殊水文结构进行

表5 常用数值模拟软件
Table 5 Common numerical simulation softwares

软件/模块	适用场景	技术特点	局限性	案例
HYDRUS-1D/2D/3D	非饱和区水分/污染物迁移	解Richards+CDE方程,参数反演强	多维计算成本高,非均质介质简化处理	云南冶炼渣堆
FEFLOW	三维溶质迁移,饱和带	有限元、高精度吸附反应模拟	需吸附实验数据,构建成本高	铀迁移模拟
Visual MODFLOW	地下水污染/风险情景预测	MODFLOW+MT3DMS模块联用,操作便捷	非饱和区耦合差,需与其他工具组合使用	飞灰泄漏模拟
GMS	岩溶/裂隙介质模拟	River模块等效管道流,岩溶水交换建模	不含紊流、波动效应,非线性不足	岩溶区磷石膏堆污染路径模拟

创新概化,如张科正等^[55]针对岩溶区管道-裂隙双重介质,采用GMS中River模块等效老落函岩溶管道,实现管道与裂隙含水层的双向水量交换(区别于仅能排水的Drain模块)。模型成功预测总磷沿“填埋场→摆郎管道→发财洞”的迁移路径(10年后发财洞浓度达400 mg/L),为岩溶区优先流控污提供靶点定位。

FEFLOW、Visual MODFLOW及GMS的技术优势在于三维空间离散精度高,如MODFLOW的层状网格可刻画黏土透镜体;源汇项设置灵活,包含抽水井、河流边界等;支持复杂开采-补给情景模拟;长期预测能力突出,百年尺度溶质运移计算稳定性强。但其局限性也较为明显:首先,模型概化依赖经验判断,如李喜林^[56]通过耦合渗流模型和污染物迁移模型结合实验参数对铬渣填埋场渗滤液污染物在地下水系统中运移进行了研究,其中在动态土柱实验中,对吸附模型进行了线性简化、将实验室尺度的弥散参数外推至构建的场地模型中,导致Cr(VI)浓度的数值模拟结果与现场实际的水质监测值存在着最高20%的误差;其次,饱和-非饱和带耦合效率低,如张祥达等^[60]探究磷石膏填埋场非饱和带与饱和含水层中氟化物运移预测问题、蔡云等^[59]为解决废渣场渗滤液全路径迁移问题,采用分步耦合策略——先以HYDRUS-1D模拟包气带污染物穿透曲线,再将其输出作为Visual MODFLOW的源项输入。该方式虽实现跨介质模拟,但忽略潜水面波动引发的反馈机制,且数据传递接口易丢失瞬态信息;另外,存在等效的适用争议,如River模块虽实现管道-含水层水力耦合,但无法刻画管道内紊流与扩散过程的非线性特征。

综上,当前渗滤液迁移模拟已形成“HYDRUS包气带精细化解析”与“FEFLOW/MODFLOW/GMS饱和带系统模拟”的互补范式。通过物理实验约束关键参数,如土柱淋溶对应 θ_s 、 K_s ;吸附实验对应 K_d ,规避野外观测

的时空局限性;量化多因子交互影响,如构建暴雨强度与渣体组成的多因子交互体系来预测渗滤液生成的阈值;支撑工程风险预判,如基于情景模拟提出分级防控策略。然而,同时也存在一些技术瓶颈制约预测的准确性,如尺度外推误差:实验室土柱尺度获取的 α 、 n 等参数在场地尺度应用时,因介质代表性不足导致入渗速率高估;非均质弱化效应:数值模型将裂隙网络/渣块孔隙简化为等效连续介质,低估优势流通道的快速迁移风险;化学过程简化:多数模型采用线性吸附 K_d 常数或一级动力学反应,难以描述重金属在氧化还原波动下的价态转化行为。

可见,上述三种工业固废填埋场渗滤液预测方式各具优势,共同构成了工业固废渗滤液预测的技术体系。然而,在实际应用过程中,这些方法仍面临一系列共性的挑战和瓶颈,亟待深入研究和解决。

3 存在问题及展望

3.1 存在问题

通过对工业固废填埋场渗滤液预测模型的系统分析,笔者认为当前仍存在以下关键问题:

- 1)工业固废专用参数体系缺失:典型工业固废的水文地球化学参数,如渗透系数、弥散度等模型参数均需通过实验测得,无统一标准,缺乏像HYDRUS软件内置土壤数据库那样系统、规范的专用参数体系,加剧了水文模型本地化应用的不确定性。
- 2)关键参数获取成本高且存在外推误差:许多关键参数需依赖室内淋溶实验或现场示踪试验,耗时耗力且难以原位实时监测,在场地尺度应用中,会因介质空间的变异性,使预测数据误差较大。
- 3)化学作用机制过度简化:多数模型采用线性吸附或一级动力学反应描述污染物迁移,难以表征工业固

废渗滤液中重金属的价态转化、多离子竞争吸附及地球化学平衡过程。

4)非均质介质简化弱化迁移机制:数值模型将裂隙网络、大孔隙通道等优势流路径和非饱和与饱和带的跨介质模拟概化为等效连续介质,无法精确刻画污染物在一些路径的快速迁移行为,导致污染范围预测存在偏差。

3.2 未来展望与建议

目前,工业固废填埋场渗滤液预测仍面临诸多挑战,如缺乏统一的参数体系、介质简化以及化学反应机制的过度简化等问题。相比之下,生活垃圾填埋场在渗滤液预测方法上已取得较为全面的进展,并在人工智能算法的应用上积累了丰富的经验,如前文提及LSTM模型能够根据输入变量动态捕捉生活垃圾填埋场渗滤液产量和水质参数的变化,笔者推测这种方法可能同样适用于工业固废填埋场,能够动态识别如“沉降挤出水量”和“渗透系数”等工业固废特有因子,并有望扩展至重金属浓度预测;混合人工智能算法ELM-GWO在提升预测精度和解决变量非线性强、数据噪声大的问题上也表现出优势,预计这一方法能有效应对工业固废渗滤液中重金属价态转化等复杂非线性过程。这些研究成果为工业固废填埋场的渗滤液预测提供了重要启示:尽管两类填埋场在废物性质和渗滤液生成机制上存在显著差异,但在参数优化、非线性过程解析等方面,人工智能算法具有普遍适用性。未来,工业固废填埋场的渗滤液预测研究可考虑从以下三个方面推进:

1)工业固废参数数据库建设:系统采集不同地域、不同工艺来源的工业固废样品,对其饱和导水率、水分特征曲线参数等关键参数开展标准化测定,形成行业共享的渗滤液预测基础参数库。该数据库旨在为渗滤液预测模型提供可靠的初始参数集,并为相关研究提供参数基准参考,从而降低实验成本与工作量。

2)优化关键参数:借鉴生活垃圾填埋场中智能算

法的成功经验,引入智能算法实现对工业固废关键参数的动态优化率定。如可利用LSTM学习降雨、堆体沉降等时序数据,动态反演工业固废不断变化的渗透系数;还可引入DPM模型率定工业固废堆体基质域与优势流域不同的水力参数及水分交换系数,从而实现对工业固废关键参数的动态优化率定。

3)推进机理-数据驱动耦合建模:通过将机理模型结合精细地质结构识别、多组分反应模块与人工智能优化算法,共同提升工业固废渗滤液预测的精度。如利用钻孔岩芯、GPR剖面 and 遥感影像等数据,生成精细网格,真实刻画精细地质结构以及优势流路径,然后在主流机理模型中嵌入精细网格结构以及多组分反应传输模块(如PHREEQC软件),通过人工智能算法优化反演每一步骤的关键参数,精确模拟复杂化学过程与渗滤液迁移路径,从而提升工业固废渗滤液预测的精度。

综上,未来工业固废渗滤液迁移预测的创新应立足于推动“数据库建设—人工智能优化—多过程耦合”的系统路线,其中人工智能算法与机理模型的深度融合是核心步骤。需要指出的是,该融合并非概念性叠加,而是体现在以下具体方面:针对机理模型中难以通过实验全面获取或存在尺度外推误差的关键参数,人工智能算法可实现其敏感性识别与反演优化,从而提升模型输入的准确性;针对机理模型在描述重金属价态转化、多离子竞争吸附等复杂地球化学过程以及非均质介质存在的简化局限,在嵌入多组分反应传输模块与精细介质后,还可引入人工智能优化算法对模型残差进行拟合与修正,以提高整体预测精度;同时,混合人工智能算法还可根据各种参数指标构建具有机理约束的快速代理模型,在保障模拟精度的同时显著提升计算效率,克服传统机理模型参数率定复杂,计算资源需求大,耗时较长的瓶颈。因此,本文认为,推动人工智能算法与机理模型的深度融合,是提升工业固废渗滤液预测精度的关键,亦是该领域未来发展的趋势。

参 考 文 献

- [1] 中商产业研究院. 2024年中国固废处理行业市场现状及行业发展前景预测分析[EB/OL]. (2024-08-14) [2025-06-15]. <https://www.askci.com/news/chanye/20240814/100506272360110608100445.shtml>.
- [2] 中国产业发展促进会生物质能产业分会. 住建部公报, 城市生活垃圾无害化处理率达99.88%, 焚烧占比68.1%[EB/OL]. (2022-10-08) <https://www.bei-pa.org.cn/newsinfo/4432086.html>.
- [3] 国家统计局. 中国统计年鉴2024[M]. 北京: 中国统计出版社, 2024: 258-260.
- [4] 郭倩琦, 童蕊花, 冯晓兰, 等. 工业固废在加气混凝土制品生产中的应用[J]. 砖瓦, 2023, 1(10): 44-47.
- [5] 何鑫, 孔令学, 白进, 等. 工业固废制备复合助熔剂用于调控高灰熔点煤灰的熔融特性研究[J]. 煤炭转化, 2025, 48(1): 101-113.
- [6] 中国水网. 徐海云: 填埋仍占一席之地, 需保障垃圾填埋场合理剩余容量[EB/OL]. (2025-01-13) [2025-06-16]. <https://www.h2o-china.com/column/1867.html>.

- [7] 祝晶晶, 吕存根, 夏春. 碱性工业固废堆存对周边环境的危害分析及应对措施[J]. 冶金标准化与质量, 2024, 62(2): 29–32.
- [8] U.S. Environmental Protection Agency. Chiquita Canyon Landfill, Castaic, CA[EB/OL].(2024–06–04)[2025–06–16]. <https://www.epa.gov/ca/chiquita-canyon-landfill#reaction>.
- [9] Lu Y, Xie Q, Cao C, et al. Determination of leachate leakage around a valley type landfill and its pollution and risk on groundwater[J]. Scientific Reports, 2025, 15(1): 9465.
- [10] 贵州省生态环境厅. 安顺市西秀区城市生活垃圾填埋场渗滤液泄漏, 地下水长期超标[EB/OL].(2021–07–05)[2025–06–17]. https://sthj.guizhou.gov.cn/ztzl/zyhbdcgzzgjsx/zgjsx/202107/t0210705_68914370.html.
- [11] 铜仁市生态环境局. 行政处罚决定书(铜环松罚字(2022)25号)[EB/OL].(2022–11–04)[2025–06–17].https://www.tr.gov.cn/zwgk/zdlyxxgk/xzcf_5933608/202211/t0221111_84193092.html.
- [12] 蔡峰, 徐海. 我国固体废物处置的现状与进展[J]. 现代盐化工, 2022, 49(1): 84–85.
- [13] 赵颖. 填埋场渗滤液污染物释放传输的耦合动力学模型及应用研究[D]. 阜新: 辽宁工程技术大学, 2008.
- [14] 付文鼎. 考虑气泡积聚的高水位垃圾填埋场形成机理及液气迁移规律[D]. 上海: 同济大学, 2022.
- [15] Kocaman A, Turan M, Vakili A H, et al. Removal performance of leonardite toward volatile organic compounds and toxic metals from landfill leachates[J]. CLEAN–Soil, Air, Water, 2024, 52(6): 2300188.
- [16] Liu Y Y, Jin C, Zhang C Q, et al. Mitigating VFAs accumulation and enhancing anaerobic stability in continuous-flow leachate from waste transfer stations using zero-valent iron[J]. Journal of Water Process Engineering, 2025, 73: 107442.
- [17] 刘丹, 姚兵, 陆冬云, 等. 铜基类芬顿–三氯异氰尿酸处理垃圾渗滤液[J]. 广西师范大学学报(自然科学版), 2025, 43(6): 1–11.
- [18] 黄诗蔚. Gd/Fe–C复合材料的制备及其对垃圾渗滤液有机质降解效果的研究[D]. 南宁: 广西大学, 2020.
- [19] 万镇琿. 垃圾渗滤液对桩基混凝土腐蚀劣化规律的影响研究[D]. 郑州: 河南工业大学, 2023.
- [20] 贾旋. 钙镁离子对垃圾渗滤液厌氧生物处理效果及微生物活性的影响[D]. 合肥: 安徽建筑大学, 2021.
- [21] Qi Y C, Zhang W, Cao B Y, et al. Spatiotemporal dynamics of leachate transport in compacted clay liners: coupled effects of dynamic slip and microbial succession mediated by multiphase interfaces[J]. Environmental Pollution, 2025, 384: 126951.
- [22] 申小雨. 晋北地区某垃圾填埋场地下水污染状况评估及风险分析[J]. 节能与环保, 2025(5): 35–41.
- [23] 刘思彤. 生活垃圾填埋场渗滤液产量预测研究[D]. 成都: 西南交通大学, 2010.
- [24] 罗定贵, 张庆合, 张鸿郭, 等. 李坑垃圾填埋场渗滤液中COD在包气带运移模拟研究[J]. 广州大学学报(自然科学版), 2009, 8(4): 60–64.
- [25] Feng S J, Li A Z, Zheng Q T, et al. Numerical model of aerobic bioreactor landfill considering aerobic-anaerobic condition and bio-stable zone development[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2019, 26(15): 15229–15247.
- [26] Guo S, Yu W B, Zhao H Y, et al. Numerical simulation to optimize passive aeration strategy for semi-aerobic landfill[J]. Waste Management, 2023, 171: 676–685.
- [27] 梁冰, 张柴, 刘磊. 基于优势流效应的填埋场渗滤液回灌过程预测[J]. 科学技术与工程, 2021, 21(8): 3399–3406.
- [28] 柯瀚, 吴小雯, 张俊, 等. 基于优势流及各向异性随上覆压力变化的填埋体饱和渗流模型[J]. 岩土工程学报, 2016, 38(11): 1957–1964.
- [29] Ishii K, Sato M, Ochiai S. Prediction of leachate quantity and quality from a landfill site by the long short-term memory model[J]. Journal of Environmental Management, 2022, 310: 114733.
- [30] Alizamir M, Kazemi Z, Kazemi Z, et al. Investigating landfill leachate and groundwater quality prediction using a robust integrated artificial intelligence model: grey wolf metaheuristic optimization algorithm and extreme learning machine[J]. Water, 2023, 15(13): 2453.
- [31] Galkin A N, Shershnyov O V, Pavlovsky A I. Assessment of phosphorus fertilizer wastes production impact on subterranean water quality (Gomel chemical plant, Republic of Belarus)[J]. Bulletin of the Tomsk Polytechnic University–Geo Assets Engineering, 2024, 335(1):80–89.
- [32] Wu F H. The treatment of phosphogypsum leachate is more urgent than phosphogypsum[J]. Environmental Research, 2024, 262: 119849.
- [33] Jiang J J, Jin H X, Wang X, et al. A review of research progress on treatment and disposal technology for electrolytic manganese residue[J]. Separation and Purification Technology, 2025, 373: 133498.
- [34] Jiang L, Tang Y K, Lu Y Y, et al. In situ phytoextraction of Mn and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ from aqueous electrolytic manganese residue solution by Pistia stratiotes: effects of Fe/Co presence and rhizospheric microbe synergistic involvement[J]. Environmental Pollution, 2024, 355: 124177.
- [35] Chen K L, Lin L, Li J L, et al. Insights into fate and mechanism of polychlorinated dibenzo-p-dioxins/furans (PCDD/Fs) during sequential washing-thermal treatment of incineration fly ash[J]. Environmental Research, 2025, 285(3): 122505.
- [36] Aghabeyk F, Chen B Y, Brito van Zijl M, et al. Physicochemical characterization and resource recovery potential of hazardous municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash and air pollution control (APC) residues in the Netherlands[J]. Journal of Environmental Management, 2025, 384: 125579.
- [37] Lin J Y, Du L, Wu D L, et al. Chloride corrosion destabilizes chelation of fresh and aged MSWI fly ash: mechanism and long-term behavior[J]. Journal of Hazardous Materials, 2025, 490: 137745.
- [38] 李文, 张龙. 从环境污染防治角度分析钛铁矿采选产生的固体废物综合利用[J]. 再生资源与循环经济, 2025, 18(2): 33–36.
- [39] 冯印成, 赵康, 田向勤, 等. 煤矸石回填塌陷区重金属淋溶迁移时空规律[J]. 中国环境科学, 2025, 45(3): 1422–1430.
- [40] 蒙明富. 磷石膏填埋场渗滤液产量预测研究[D]. 贵阳: 贵州大学, 2016.
- [41] 杨文博. 新型垃圾渗滤液估算方法的可行性研究[D]. 合肥: 合肥工业大学, 2012.

- [42] 别琳琳, 张莉, 周晓华, 等. 湖北某磷石膏堆场渗滤液产生量的预测分析[J]. 武汉工程大学学报, 2022, 44(2): 180–185.
- [43] 姜晓霞. 垃圾填埋场渗滤液水量水质预测方法研究[J]. 气象与环境学报, 2008, 24(2): 54–57.
- [44] 孙立志, 阎文歧. 城市垃圾填埋场浸出液产量的计算方法[J]. 环境卫生工程, 1997, 5(2): 12–16.
- [45] 庄颖, 生旭. 垃圾填埋场渗滤液产生量的估算[J]. 环境卫生工程, 2005, 13(1): 53–56.
- [46] 兰吉武. 填埋场渗滤液产生、运移及水位雍高机理和控制[D]. 杭州: 浙江大学, 2012.
- [47] 耿广晋, 郑爽英. 垃圾渗滤液产量预测[J]. 水资源与水工程学报, 2009, 20(2): 95–99.
- [48] 徐辉, 常红晨, 缪建冬, 等. 稳定化飞灰填埋场渗滤液产量预测[J]. 中国环境科学, 2018, 38(6): 2202–2209.
- [49] 朱俊民, 王云丽, 胡培良. 平原区某非正规垃圾填埋场调查与评估[J]. 工业安全与环保, 2025, 51(6): 88–91.
- [50] Aharoni I, Siebner H, Yogev U, et al. Holistic approach for evaluation of landfill leachate pollution potential: from the waste to the aquifer[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 741: 140367.
- [51] Zhang Z C, Wan C, Chen J C, et al. Unveiling pathogenic fungal distribution in soil surrounding a municipal solid waste landfill: a case study[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2025, 299: 118414.
- [52] Wei W, Liu Q, Zhang Z B, et al. Evaluation of long-term leaching of a full-scale carriageway using treated incineration bottom ash as subbase material[J]. *Waste Management*, 2025, 196: 80–92.
- [53] 牟陈亚. 稳定化飞灰填埋场渗滤液产生过程及机制研究[D]. 成都: 西南交通大学, 2021.
- [54] 谢添, 贺萌, 李婷, 等. 铀尾矿渗滤液中铀在地下水中的迁移模拟[J]. 辐射防护, 2020, 40(6): 605–612.
- [55] 张科正, 陈舟, 陈长生, 等. 岩溶区某磷石膏堆场地下水渗流与污染物运移数值模拟[J]. 中国煤炭地质, 2018, 30(5): 46–52.
- [56] 李喜林. 铬渣填埋场渗滤液对土壤-地下水系统污染规律研究[D]. 阜新: 辽宁工程技术大学, 2012.
- [57] Van Genuchten M T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1980, 44(5): 892–898.
- [58] Richards L A. Capillary conduction of liquids through porous mediums[J]. *Physics*, 1931, 1(5): 318–333.
- [59] 蔡云. 某钢铁厂废渣填埋场对地下水环境的影响研究[D]. 太原: 太原理工大学, 2023.
- [60] 张祥达. 某磷肥厂填埋场地下水中氟的迁移实验及数值模拟研究[D]. 成都: 成都理工大学, 2020.
- [61] 乐文喜, 王涛, 王鹏程, 等. 云南某冶炼废渣堆渗滤液产生及其影响因素研究[J]. 安全与环境工程, 2022, 29(3): 187–198.
- [62] 孙禄健, 马佳, 王宏伟, 等. 基于VisualModflow的填埋场地下水污染迁移研究——以河北省保定市某飞灰填埋场为例[J]. 四川环境, 2022, 41(6): 12–17.

Advances in Modeling and Application for Predicting Leachate from Industrial Solid Waste Landfills

CHEN Pengfei^{1,2}, YIN Feng^{1,3}, MENG Mingfu², Ning Zengping², LIU Yizhang^{2,*}

(1. School of Earth Sciences and Spatial Information Engineering, Hunan University of Science and Technology, Xiangtan Hunan 411100, China; 2. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China; 3. Center for High Pressure Science and Technology Advanced Research, Shanghai 201203, China)

Abstract: Accurate prediction of leachate from industrial solid waste landfills is a key prerequisite for mitigating the risks of soil and groundwater contamination. Analyzing existing leachate prediction methods can provide valuable scientific support for environmental risk management in industrial waste landfills. This article begins by examining the fundamental differences in formation mechanisms and pollutant characteristics between leachate from industrial solid waste and that from municipal solid waste. It subsequently reviews three mainstream prediction methods for industrial solid waste leachate: water balance, empirical formulas, and numerical simulation. These methods encounter challenges, including the absence of a dedicated parameter system for industrial solid waste, as well as the oversimplification of chemical processes and heterogeneous media. Addressing these issues, future research priorities should focus on a “database construction-AI optimization-multi-process coupling” framework, wherein the deep integration of AI algorithms and mechanistic models will be pivotal in enhancing the prediction accuracy of industrial solid waste leachate.

Keywords: industrial solid waste; leachate; generation mechanisms; numerical simulation; artificial intelligence algorithms