

目次

2020~2021年新冠疫情期间南京市PM _{2.5} 化学组成与来源变化特征	华楠, 尚玥, 谢鸣捷	(593)
郑州市大气PM _{2.5} 中水溶性离子的污染特征及来源解析	张俊美, 陈仕霖, 王乾恒, 姚森, 杨书中	(602)
太原市PM _{2.5} 浓度的气象特征影响分析及预报	李明明, 王雁, 闫世明, 陈玲, 韩照宇	(611)
黄石市大气PM _{2.5} 中碳氮组分的污染特征及来源解析	王赐晔, 邓萌杰, 陈雨, 王祖武, 成海容	(626)
长三角地区典型PM _{2.5} 污染过程和跨区域传输对宁波污染贡献评估模拟	潘勇, 郑捷, 肖航	(634)
长三角地区2017~2020年非极性有机化合物组成特征及来源	吴长流, 曹芳, 贾小芳, 张煜烟, 谢添, 任磊, 章炎麟	(646)
北京城区不同组分PM _{2.5} 散射特性及来源分析	曹阳, 王陈婧, 景宽, 王琴, 刘保献, 安欣欣	(658)
排放和气象对疫情前后武汉不同类型点位大气污染物的影响	熊江荷, 孔少飞, 郑煌, 肖婉, 刘傲, 朱明铭	(670)
2019~2022年成都市春节期间烟花爆竹燃放对空气质量影响分析	冯小琼, 陈军辉, 尹寒梅, 徐雪梅	(680)
北京市城区秋季O ₃ 污染过程VOCs污染特征及反应活性	孙雪松, 张蕊, 王裕, 袁滕	(691)
郑州市多站点大气VOCs变化特征及源解析	王冰, 尹沙沙, 黄爱枝, 张栋, 卢轩, 张瑞芹	(699)
加油站油气处理装置VOCs化学组成及二次污染生成贡献	胡玮, 黄玉虎, 梁文俊, 刘明宇, 杨天昇, 任碧琪	(709)
长三角地区2017~2020年臭氧浓度时空分布与人群健康效益评估	程育恺, 戴海夏, 张蕴晖, 乔利平, 马英歌, 安静宇, 黄成	(719)
典型农药制造企业废气污染物排放特征及风险评估	翟增秀, 肖威德, 孟洁, 王静, 杨伟华, 李伟芳	(730)
黔西拖长江流域水化学演化特征及驱动因素	涂春霖, 杨润柏, 马一奇, 令狐昌卫, 赵瑞刚, 和成忠	(740)
高寒干旱区地表水与地下水水化学特征及转换关系:以大通河流域为例	易冰, 刘景涛, 吕晓立, 何伟, 朱亮, 张玉玺, 杨明楠	(752)
黄土高原沟壑区典型城郊流域地表水硝酸盐来源示踪	李欢玮, 赵广举, 李明, 穆兴民, 田鹏	(761)
长江中上游表层沉积物重金属形态分布特征及风险评价	张志永, 万成炎, 胡红青, 杨中华, 袁玉洁, 朱稳	(770)
鄱阳湖典型湿地土壤-植物系统重金属沿湖向富集及迁移转换特征分析	曹欢, 张华, 丁明军, 王鹏, 黄高翔, 彭翔, 秦瑗, 杨越, 邹天娥, 徐欢, 黄鹏	(781)
石期河南南子流域地下水重金属来源解析及健康风险评价	付蓉洁, 辛存林, 于爽, 李笑	(796)
河北省某大型焦化厂地下水中多环芳烃的污染特点、源解析及生态风险评价	张千千, 邢锦兵, 王慧玮, 刘景涛, 陈玺	(807)
鄱阳湖流域生态环境动态评估及驱动因子分析	田智慧, 尹传鑫, 王晓蕾	(816)
底泥疏浚对太湖内源及底栖生物恢复的影响	张建华, 殷鹏, 张雷, 尹洪斌	(828)
金沙江底栖真核微生物地理分布特征及生态学机制	崔戈, 陈娟, 王沛芳, 王超, 王洵, 张波, 吴程	(839)
西安市景观湖泊水体细菌群落结构分析与代谢功能预测	王敏, 张雨桐, 黄晨, 任杰辉, 万甜, 程文	(847)
三峡水库蓄水对支流浮游植物功能群的影响及与资源利用效率的关系	赵璐, 欧阳添, 纪璐璐, 杨宋琪, 郑保海, 杜雨欣, 李玉鑫, 李佳欣, 施军琼, 吴忠兴	(857)
施肥和秸秆覆盖对成都平原区农田氮和磷流失的影响	王宏, 姚莉, 张奇, 林超文, 刘海涛, 罗付香, 王谢, 杨璇, 翟丽梅	(868)
O ₃ -SBBR联合工艺深度处理印染工业园生化尾水的效能和机制	罗新浩, 胡勇有, 陈元彩, 程建华, 姚颖, 钱原铭	(878)
低温下磁性载体MBBR系统微生物群落特征和功能预测分析	刘超, 李奇, 宋子洋, 胡鹏, 敬双怡, 李卫平	(889)
基于空间尺度效应的西南地区植被NPP影响因子探测	徐勇, 黄雯婷, 郑志威, 戴强玉, 李欣怡	(900)
基于MGWR的黄河流域土壤有机碳密度和影响因素分析	南富森, 李宗省, 张小平, 崔乔, 李玉辰, 熊雪婷, 杨雪杰, 杨安乐	(912)
土壤功能与环境因素在海拔梯度上的耦合关系:以梅里雪山为例	赵冬辉, 申聪聪, 张志明, 刘四义, 陈保冬, 孙东丽, 王继琛, 葛源	(924)
洞庭湖南缘农田土壤重金属特征及源解析	肖凯琦, 许安, 郭军, 李毅, 卢永兴, 邢新丽, 董好刚	(932)
南京城郊不同土地利用类型农业土壤多环芳烃污染特征及风险评价	张秀秀, 朱昌达, 王飞, 魏宇宸, 潘剑君	(944)
福州滨海地区菜地和果园土壤碳、氮、磷含量及其生态化学计量学特征	侯宁, 黑杰, 金强, 刘旭阳, 黄佳芳, 林少颖, 黄庄, 谢杨阳, 王维奇	(954)
铁修饰生物炭的制备及在砷污染土壤修复中的应用	韦婧, 刘映吟, 涂晨, 邓绍坡, 郝丹丹, 校亮, 毛萌	(965)
锰铝双氧化物改性生物炭减缓土壤重金属对黑麦草的毒性作用	林鹏程, 尹华, 刘晓菲, 刘航, 晏才雅, 戚鑫	(975)
田间施用锌肥对小麦籽粒镉累积的影响及施用风险	牛硕, 王天齐, 杨阳, 许群, 王美娥, 陈卫平	(984)
不同性质硅肥影响土壤生物有效态镉的主要因子	黄蕊, 魏维, 谢运河, 柳赛花, 陈豪宇, 彭华, 纪雄辉	(991)
不同外源硒在土壤中的有效性变化及其对小麦硒累积的影响	魏玮, 李平, 周志高, 王兴祥, 丁昌峰	(1003)
pH、钙和磷对砷在水稻土中溶解度的影响及表面络合机制解析	邓迎璇, 翁莉萍, 朱桂芬, 李永涛	(1012)
土壤中磺胺二甲嘧啶赋存对水稻生长的影响	章威, 王沛芳, 金秋彤, 胡斌	(1021)
江苏产区大蒜中邻苯二甲酸酯含量检测及溯源分析	王亚, 肖霞霞, 杨云, 冯发运, 宋立晓, 陈小龙, 孙星, 李勇, 曾晓萍, 马金骏, 余向阳	(1029)
河南省部分市售农用化肥中溶解性离子浓度及同位素组成	张东, 薛天, 秦勇, 刘运涛, 陈昊, 高振朋, 黄兴宇, 麻冰涓	(1040)
控氧热解过程中污染稻草生物炭的组分特性及其重金属累积特征	徐智, 郭朝晖, 徐锐, 肖细元, 谢慧民, 胡玉莲	(1051)
长期施肥对农牧交错带旱地土壤微生物多样性及群落结构的影响	高日平, 段玉, 张君, 任永峰, 梁俊梅, 景宇鹏, 赵沛义	(1063)
化肥减量配施有机肥对柠檬根际/非根际土壤细菌群落结构的影响	邓正昕, 高明, 王莹燕, 谢永红, 熊子怡, 王子芳	(1074)
秸秆还田下不同追氮量对麦田土壤真菌群落结构和生态网络的影响	靳海洋, 闫雅倩, 张德奇, 杨程, 岳俊芹, 李向东, 邵运辉, 方保停, 王汉芳, 秦峰	(1085)
粉垄耕作对耕地土壤细菌群落多样性及微生物网络结构的影响	夏皖豫, 陈彦云	(1095)
基于宏基因组学揭示咸水滴灌对棉田土壤微生物的影响	杜思焱, 陈静, 刘佳炜, 郭晓雯, 闵伟	(1104)
双碳约束下煤化工行业节能降碳减排协同	张鸿宇, 王媛, 郝成亮, 卢亚灵, 金玲, 连超, 蒋洪强, 吴立新, 曹东	(1120)
“双碳”目标下:中国CCUS发展现状、存在问题及建议	赵震宇, 姚舜, 杨朔鹏, 王小龙	(1128)
粉煤灰用于碳捕集、利用及封存的研究进展	姜龙, 何川, 李金晶	(1139)
中国秸秆资源的时空分布、利用现状与碳减排潜力	杨传文, 邢帆, 朱建康, 李荣华, 张增强	(1149)
污水处理过程N ₂ O排放:过程机制与控制策略	郝晓地, 杨振理, 于文波, 刘然彬	(1163)
市政污水厂典型A ² O工艺低碳运行的系统性评估	孟红旗, 李红霞, 赵爱平, 原建光, 张东	(1174)
城市污泥不同处理处置工艺路线碳排放比较	李哲坤, 张立秋, 杜子文, 封莉, 刘永泽	(1181)
基于群决策和层次分析法的长江中游地区农村污水处理技术评价及优选	刘璐, 张文强, 胡飞超, 庞阔, 郭亚丽, 张婷, 李敏	(1191)
《环境科学》征订启事(815)	《环境科学》征稿简则(846)	信息(856, 899, 1028)

城市污泥不同处理处置工艺路线碳排放比较

李哲坤, 张立秋*, 杜子文, 封莉, 刘永泽

(北京林业大学环境科学与工程学院, 北京 100083)

摘要: 随着碳中和目标的提出, 城市污泥高效资源化利用成为研究热点, 为从碳排放角度对污泥处理处置技术路线进行科学比较, 对 4 种典型污泥处理处置路线进行碳核算. 基于联合国政府间气候变化专门委员会 (IPCC) 提供的方法, 结合我国污泥特性, 以每 t 干污泥 (DS) 为核算对象, 核算边界从污泥浓缩开始, 到最终作为产品输出或能量回收为止, 分为直接排放、间接排放和碳补偿这 3 种类型计算总碳排放量. 结果表明 R4 路线 (重力浓缩 + 热水解 + 厌氧消化 + 板框压滤脱水 + 运输 + 土地利用) 总碳排放量 (以 CO_2/DS 计, 下同) 为 $99.41 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$, 是最为低碳的污泥处理处置工艺路线, 若避免其厌氧消化 CH_4 逸散排放, 该路线现阶段已能够实现碳中和. 对碳排放量较大单元, 如热干化 $1049.24 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$, 深度脱水 $960.99 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$, 卫生填埋 $786.24 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$, 焚烧 $635.52 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$, 好氧堆肥 $614.17 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$, 热水解 $544.67 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$, 应重点优化控制其碳排放. 主要碳补偿方式有焚烧发电 ($-1440.29 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$)、厌氧消化回收 CH_4 发电 ($-435.06 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$)、土地利用 ($-415.83 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$) 和建材利用 ($-169.75 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$). 综合来看, “厌氧消化 + 土地利用” 碳补偿潜力更大, 是最值得提倡的处理处置方式.

关键词: 城市污泥; 污泥处理处置; 温室气体; 碳排放核算; 碳补偿; 碳中和

中图分类号: X24 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2023)02-1181-10 **DOI:** 10.13227/j.hjxx.202204146

Comparison of Carbon Emissions in Different Treatment and Disposal Process Routes of Municipal Sludge

LI Zhe-kun, ZHANG Li-qiu*, DU Zi-wen, FENG Li, LIU Yong-ze

(College of Environmental Science and Engineering, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: With the introduction of the goal of carbon neutrality, the efficient resource recycling of municipal sludge has been given increasing attention. In order to scientifically evaluate the routes of sludge treatment and disposal from the perspective of carbon emissions, four typical routes were chosen for accounting the carbon emissions per ton for dry sludge (DS). Based on the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), combined with Chinese sludge characteristics, carbon emissions were divided into three types: the direct emissions, indirect emissions, and carbon offsets, and accounting boundaries were initiated at sludge thickening and ended at products or energies. The results showed that the total carbon emission of R4 (gravity thickening + thermal hydrolysis + anaerobic digestion + plate and frame filter pressing + transportation + land utilization) was $99.41 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ (calculated as CO_2/DS , same below), which was the route with lowest carbon emissions. If the fugitive emission of CH_4 from anaerobic digestion was avoided, the route (R4) could achieve carbon neutrality at this stage. Process units with larger carbon emissions should focus on optimization to reduce the carbon emissions, such as through thermal drying ($1049.24 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$), deep dewatering ($960.99 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$), sanitary landfill ($786.24 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$), incineration ($635.52 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$), aerobic composting ($614.17 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$), and thermal hydrolysis ($544.67 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$). The main carbon offsets were the incineration power generation ($-1440.29 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$), CH_4 collection of anaerobic digestion ($-435.06 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$), land utilization ($-415.83 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$), and building materials utilization ($-169.75 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$). In summary, “anaerobic digestion and land utilization” has a great potential for carbon offsets, which should be advocated for as the widely used treatment.

Key words: municipal sludge; sludge treatment and disposal; greenhouse gases; carbon emissions accounting; carbon offsets; carbon neutrality

“中国将提高国家自主贡献力度, 采取更加有力的政策和措施, CO_2 排放力争于 2030 年前达到峰值, 努力争取 2060 年前实现碳中和.” 2020 年 9 月习总书记在第七十五届联合国大会上首次提出我国的双碳目标^[1,2]. 为实现此目标, 有必要用科学的核算方法对各行业碳排放进行量化. 国家发改委对碳排放几大重点行业: 发电、电网、钢铁、化工和水泥等制定了核算方法和报告指南, 然而对污水及污泥处理行业碳核算的研究还相对较少. 随着近年来水质标准的提高, 污水处理行业能耗和剩余污泥产量不断增加, 碳排放量随之增加, 污水处理厂逐渐成为温室气体的主要来源之一^[3], 据统计我国每年总用电量有 0.3% 用于污水处理厂, 大约释放 1.14 亿 t (CO_2 当量)^[4]. 实际上, 污水中污染物本身就是能源和资源的载体, 污水处理过程中部分有机污染物

会转移到污泥中, 由于工艺过程中必要能耗导致的碳排放很难抵消, 因此只有将污泥中蕴含的资源回收利用, 才能完成水处理行业整体的碳中和^[5-7]. 不同污泥处理处置技术路线能耗不同, 污泥资源化利用程度也不同, 所以产生的碳排放也会有所差异. 在“双碳”背景下, 有必要对污泥处理处置技术路线进行碳排放核算, 污水处理厂对污泥处理处置方法的选择和评估也应考量碳排放的影响.

在已有的研究中, 张岳等^[8]对污水处理厂提标改造前后 A^2/O 工艺中产生的 CH_4 、 N_2O 和 CO_2 碳排放当量进行核算, 发现水质标准提高后, 碳排放量

收稿日期: 2022-04-13; 修订日期: 2022-05-10

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41977317, 42177051, 52170021)

作者简介: 李哲坤 (1998 ~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为固体废物处理处置与资源化利用, E-mail: 793955191@qq.com

* 通信作者, E-mail: zhangliqiu@163.com

也会增加. 该核算模型基于进出水总氮(TN)和生物需氧量(BOD)的差值,无法直接套用到污泥中对不同的污泥处理处置路线进行碳排放核算. 王琳等^[9]运用联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)提供的方法对不同污泥处理处置单元进行了碳排放核算,并探究污泥有机质含量对碳排放的影响. 结果显示,当污泥有机质含量为40%时,每t脱水污泥(含水率80%)处理处置全生命周期碳排放为38.90~410.45 kg,其中碳排放最高单元为填埋410.45 kg,最低为湿式氧化38.90 kg,有机质含量越高越容易实现零排放,甚至负排放. 该方法排放因子均取IPCC国际推荐值,没有结合我国实际,可能会低估焚烧碳排放量,高估填埋过程碳排放量. 因此,本文拟构建一种满足不同污泥处理处置路线全周期的碳核算模型,从我国污泥实际值出发对IPCC碳核算模型进行优化,从碳排放角度对我国典型污泥处理处置技术路线进行比较分析,以期污泥处理处置技术路线提供科学依据.

1 典型污泥处理处置技术路线与碳排放核算边界确定

目前我国城镇污泥的最终去向主要有卫生填埋、土地利用和建材利用,焚烧、堆肥、热水解和厌氧消化是中国污泥处理的主流技术^[10,11]. 焚烧技术具有减量化明显、无害化彻底、余热可回收和灰分可建材利用等优点,已逐渐成为国外污泥处置的主流技术^[12]. 但由于焚烧投资与运行费用太高,一般污泥处理首先考虑好氧堆肥和厌氧消化,为提高有机物能源转化效率,可在厌氧消化前对污泥进行热水解处理. 有研究根据不同的污泥处置方式^[13,14],给出了几种典型组合技术路线,本文对其中应用广泛且有前景的4条路线进行碳排放核算. 分别是R1:重力浓缩+板框压滤脱水+运输+干化+焚烧+建材利用;R2:重力浓缩+板框压滤脱水+好氧堆肥+运输+土地利用;R3:重力浓缩+深度脱水+运输+卫生填埋;R4:重力浓缩+热水解+厌氧消化+板框压滤脱水+运输+土地利用.

本文碳排放计算起点是污泥从污水处理系统二沉池分离浓缩开始,到最终作为产品输出或能量回收为止. 为准确对比不同污泥处理处置技术路线中的碳排放,统一取1t干污泥(DS)作为核算对象,按照不同排放类型分为直接碳排放、间接碳排放和碳补偿来进行计算. 直接碳排放是指温室气体排放发生在组织边界内^[15,16],包括固定源和移动源的燃烧,填埋场和厌氧消化过程CH₄的直接逸散排放,好氧发酵产生的CH₄、N₂O(因生物成因不

计入产生的CO₂). 间接碳排放是指由组织边界外的活动引起消耗,但温室气体排放发生在边界外^[15,16],例如工艺中的电能来自国家电网,干化和热水解消耗的热能(假设为外购热力)和污泥脱水添加的化学药剂. 碳补偿是指通过对污泥中资源的回收利用,可减少化石类能源在其他地方的使用,从而降低总碳排放,如回收污泥焚烧产生的热量发电,剩余灰分替代水泥原料建材利用,回收CH₄发电,污泥进行生物处理后做有机肥料可替代化肥等. 碳排放核算边界以及各工艺单元碳排放来源分析见图1.

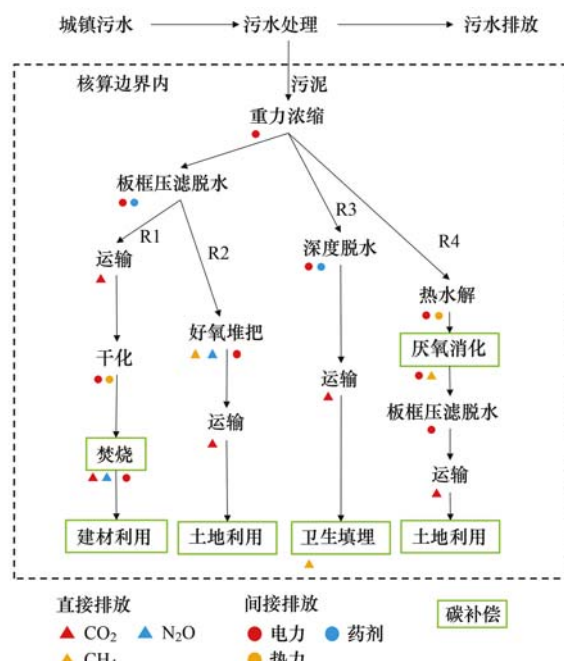


图1 碳排放核算边界和来源分析

Fig. 1 Carbon emission accounting boundary and source analysis

2 核算方法

2.1 直接排放

除CO₂外,CH₄、N₂O、HFCs、PCFs和SF等温室气体也包含在碳排放评估中,不同气体由于生命周期和辐射效率不同,对气候变化的影响也有所不同. 为了以相同标准对比各种温室气体的影响,用温室气体排放量乘以全球增温潜势(GWP)统一折算为CO₂排放当量,表征其对气候变化影响的相对能力. 本文GWP采用IPCC第五次评估报告^[17],污泥处理处置涉及的温室气体(CO₂、CH₄和N₂O)100 a水平全球增温潜势如表1所示.

表1 温室气体全球增温潜势值(GWP)

温室气体种类	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
GWP	1	28	265

2.1.1 运输

污泥在转移过程中必然需要车辆运输, 运输过程中由于化石燃料燃烧会产生 CO_2 直接排放. 大型载重货车多为柴油车, 柴油消耗量以运输距离估算, 本文运输距离均取 50 km, 国产载重量 15 t 的货车百公里耗油约 15 L 柴油.

$$\text{RL} = \frac{m}{(1-w)M} \times L \times \text{AVG} \times \rho_1 \quad (1)$$

式中, RL 为柴油消耗量, kg; m 为污泥干重, t; w 为污泥含水率, %; M 为单位载重量, t; L 为污水厂到处置地运输距离, km; AVG 为百公里油耗, $\text{L} \cdot (100 \text{ km})^{-1}$; ρ_1 为柴油密度, $0.84 \text{ kg} \cdot \text{L}^{-1}$.

$$E_{\text{CO}_2, \text{运输}} = \text{RL} \times \text{RZ} \times C \times \alpha \times \frac{44}{12} \times 10^{-3} \quad (2)$$

式中, $E_{\text{CO}_2, \text{运输}}$ 为运输过程直接碳排放量 (以 CO_2 计, 下同), kg; RZ 为柴油热值, $43.33 \text{ GJ} \cdot \text{t}^{-1}$ [18]; C 为柴油单位热值含碳量 (以 C 元素计), $20.2 \text{ t} \cdot \text{TJ}^{-1}$ [18]; α 为柴油碳氧化率, 98% [18]; $44/12$ 为 CO_2 与 C 的相对分子质量之比.

2.1.2 焚烧

干污泥有很好的可焚烧性, 污泥热值与含水率和有机质含量有关 [3, 19]. 本文按照干化后污泥含水率 40% 进行计算, 按照已知关系式有机质含量 35% 以上即可自持燃烧 [19], 我国不同地区污泥有机质含量存在差异, 在 30%~80% 之间且逐步提高. 本文假设该污泥能够自持燃烧, 不需要辅助燃料.

污泥焚烧可能产生的温室气体有 CO_2 、 CH_4 和 N_2O . 在 IPCC 中将污水污泥视为生物质材料, 化石碳含量比例取 0, 焚烧产生的 CO_2 归为生源碳, 不计入排放. 但实际中污水污泥化石碳含量不低 [20, 21], 有必要计入碳排放, 对 IPCC 因子进行优化, 本文按照文献 [4, 22] 报道化石碳在总碳中的比例为 12% 进行计算. 污泥是热值多变的低质燃料, 不完全燃烧可能会导致 CH_4 排放 [23], 本文焚烧炉假设取连续性大型高效流化床焚化炉, 产生的 CH_4 排放量很小, 不计入 CH_4 排放. N_2O 采用 IPCC 推荐的排放因子进行计算.

$$E_{\text{CO}_2, \text{焚烧}} = m \times \text{CF} \times \text{FCF} \times \text{OF} \times \frac{44}{12} \times 10^3 \quad (3)$$

式中, $E_{\text{CO}_2, \text{焚烧}}$ 为污泥焚烧 CO_2 排放量, kg; CF 为干物质中的碳比例, 45% [23]; FCF 为化石碳在总碳中的比例, 12% [4, 22]; OF 为氧化因子, 100% [23].

$$E_{\text{N}_2\text{O}, \text{焚烧}} = m \times \text{EF}_{\text{N}_2\text{O}, \text{焚烧}} \times G_{\text{N}_2\text{O}} \quad (4)$$

式中, $E_{\text{N}_2\text{O}, \text{焚烧}}$ 为污泥焚烧过程中 N_2O 碳排放量, kg; $\text{EF}_{\text{N}_2\text{O}, \text{焚烧}}$ 为焚烧过程中 N_2O 排放因子 (以 $\text{N}_2\text{O}/\text{DS}$ 计), $0.99 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$; $G_{\text{N}_2\text{O}}$ 为 N_2O 的全球增温潜势 265.

2.1.3 卫生填埋

污泥卫生填埋后在厌氧条件下会生成 CO_2 和 CH_4 , 由于化石碳主要来源于石油化工产品, 难以通过生物活动被降解, 所以填埋等生物活动产生的 CO_2 作为生源碳不计入总排放, 化石碳大多仍残留在填埋污泥中. 针对卫生填埋 CH_4 的计算有一阶衰减法 (FOD) 和质量平衡法 [11], 由于填埋气体会在一段时间内急剧升高, 随后几十年或更长的时间里逐渐减少, 一阶衰减法就是通过对填埋场多年历史数据 (50 a 以上) 进行分析, 得出指数因子来准确预测总 CH_4 释放量. 质量平衡法是假设污泥中全部有机碳可排放 CH_4 量一次性排放, 结果会略高估实际 CH_4 的排放量. 由于我国卫生填埋技术起步较晚, 缺乏长期监测数据, 故采用质量平衡法进行估算. IPCC 中干污泥中可分解有机碳 (DOC) 占总碳比例值为 50%, 而我国污泥实际 DOC 在 10%~20% 之间 [24], 且不同协同处置方式及不同地域污泥 DOC 的含量也存在差异. 本文假设污泥单独填埋, DOC 含量取文献 [24] 报道我国 6 座污水处理厂实际 DOC 含量的平均值为 15.6% 计算.

$$M_{\text{CH}_4, \text{卫生填埋}} = m \times \text{DOC} \times \text{DOC}_f \times \text{MCF} \times F \times \frac{16}{12} \times (1 - \text{OX}) \quad (5)$$

式中, $M_{\text{CH}_4, \text{卫生填埋}}$ 为卫生填埋 CH_4 产生量, kg; DOC 为污泥中可分解有机碳含量, 取文献 [24] 报道值, 15.6%; DOC_f 为可分解转化为 CH_4 的 DOC 比例, 50% [23]; MCF 为 CH_4 产生量修正因子, 1.0 [23]; F 为 CH_4 在填埋气体中的比例, 50% [23]; $16/12$ 为 CH_4 与 C 的相对分子质量之比; OX 为 CH_4 氧化因子, 取 0.1 [23].

$$E_{\text{CH}_4, \text{卫生填埋}} = m \times \text{DOC} \times \text{DOC}_f \times \text{MCF} \times F \times \frac{16}{12} \times (1 - \text{OX}) \times (1 - \text{MCR}) \times G_{\text{CH}_4} \quad (6)$$

式中, $E_{\text{CH}_4, \text{卫生填埋}}$ 为卫生填埋 CH_4 碳排放量, kg; MCR 为 CH_4 回收率, 采用我国常规集气效率 40% [25]; G_{CH_4} 为 CH_4 的全球增温潜势 28.

2.1.4 好氧堆肥

好氧堆肥产生的 CO_2 作为生源碳不计入总排放, 产生的 CH_4 和 N_2O 直接排放采用 IPCC 推荐的排放因子进行计算.

$$E_{\text{CH}_4, \text{好氧堆肥}} = m \times \text{EF}_{\text{CH}_4, \text{好氧堆肥}} \times G_{\text{CH}_4} \quad (7)$$

式中, $E_{\text{CH}_4, \text{好氧堆肥}}$ 为污泥好氧堆肥环节 CH_4 碳排放量, kg; $\text{EF}_{\text{CH}_4, \text{好氧堆肥}}$ 为污泥好氧堆肥过程中 CH_4 排放因子 (以 CH_4/DS 计), 取 $10 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ [23].

$$E_{\text{N}_2\text{O}, \text{好氧堆肥}} = m \times \text{EF}_{\text{N}_2\text{O}, \text{好氧堆肥}} \times G_{\text{N}_2\text{O}} \quad (8)$$

式中, $E_{\text{N}_2\text{O}, \text{好氧堆肥}}$ 为污泥好氧堆肥环节 N_2O 碳排放量, kg; $\text{EF}_{\text{N}_2\text{O}, \text{好氧堆肥}}$ 为污泥好氧堆肥过程中 N_2O 排放因子(以 $\text{N}_2\text{O}/\text{DS}$ 计), 取 $0.6 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ [23].

2.1.5 厌氧消化

厌氧消化产生的 CH_4 有专用集气设备收集, 但由于无意泄漏仍可能导致 CH_4 逸散, 通常在 CH_4 产量的 $0 \sim 10\%$ [23]. 如果能确保无意泄漏的 CH_4 排放均被喷焰燃烧, 则可忽略 CH_4 排放, 本文取 IPCC 指南的推荐值 5% 作为 CH_4 逸散排放率. 厌氧消化采用热水解预处理可大幅提高产气量, 本文取小红门污水处理厂污泥热水解厌氧消化项目 2017 年吨干泥产 CH_4 量数据 $341 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ [26] 进行计算.

$$E_{\text{CH}_4, \text{厌氧消化}} = m \times \text{CL} \times \varphi_1 \times \rho_2 \times G_{\text{CH}_4} \quad (9)$$

式中, $E_{\text{CH}_4, \text{厌氧消化}}$ 为污泥厌氧消化 CH_4 逸散碳排放量, kg; CL 为产 CH_4 因子(以 DS 计), $341 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ [26]; φ_1 为污泥厌氧消化 CH_4 逸散率, 5% [23]; ρ_2 为 CH_4 密度 $0.72 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$.

2.2 间接碳排放

2.2.1 电能、热能和药剂

间接排放的计算一般采用排放因子法, 用活动消耗数据与对应的量化单位活动排放量的经验系数

(排放因子)相乘得到碳排放量.

$$E = D \times \text{EF} \quad (10)$$

式中, E 为碳排放量, kg; D 为耗电量、耗热量或耗药量; EF 为对应的排放因子见表 2.

表 2 间接碳排放因子

D 活动消耗	EF 排放因子	文献
电力	$0.5839 \text{ kg} \cdot (\text{kW} \cdot \text{h})^{-1}$	[27]
热力	$110 \text{ kg} \cdot \text{GJ}^{-1}$	[28]
药剂	PAM	$25 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ [8]
	FeCl_3	$8.3 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ [8]
	CaO	$1.4 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ [8]

污泥浓缩和脱水等所有设备运行所需耗能主要为电能, 电力隐含的 CO_2 排放用电力排放因子表示. 不同区域能源结构不同, 电力排放因子也不同. 2015 年度全国电力平均排放因子为 $0.6101 \text{ kg} \cdot (\text{kW} \cdot \text{h})^{-1}$, 本文按照 2022 年最新修订的 $0.5839 \text{ kg} \cdot (\text{kW} \cdot \text{h})^{-1}$ 计算(较 2015 年下降约 4.3%). 依据国家发改委公布的各行业核算指南, 热力对应的碳排放因子为 $110 \text{ kg} \cdot \text{GJ}^{-1}$. 污泥处理过程需要投加脱水药剂, 主要有 FeCl_3 、CaO 和聚丙烯酰胺(PAM), 投加量及其他间接排放能耗见表 3.

表 3 不同工艺单元间接排放能耗汇总

处理单元	项目	参数(以 DS 计)	备注	文献
重力浓缩	电耗	$13 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{t}^{-1}$	至含水率 97%	[29]
	电耗	$40 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{t}^{-1}$		[29]
板框脱水	FeCl_3 投加量	$30 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$	至含水率 80%	[8]
	CaO 投加量	$50 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$		[8]
深度脱水	电耗	$125 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{t}^{-1}$		[30]
	PAM 投加量	$10 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$	至含水率 60%	[31]
	FeCl_3 投加量	6%		[31]
	CaO 投加量	10%		[31]
热干化	电耗	$70 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{t}^{-1}$	含水率从 80% 到 40%	[32]
	热耗	$9.16 \text{ GJ} \cdot \text{t}^{-1}$		理论计算
焚烧	焚烧炉电耗	$300 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{t}^{-1}$	大型高效流化床焚烧炉	[30]
好氧堆肥	电耗(以脱水污泥计)	$60 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{t}^{-1}$	堆肥后含水率降低到 40%	[30]
热水解	电耗	$50 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{t}^{-1}$	按热干化理论耗热量 50% 计算	[9]
	热耗	$4.58 \text{ GJ} \cdot \text{t}^{-1}$		理论计算
厌氧消化	电耗	$50 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{t}^{-1}$	直接脱水含水率可达 60%	[9]

2.2.2 热干化和热水解

机械脱水后可以使污泥含水率达到 80% , 无法自持燃烧, 需进一步干燥至目标含水率后再入炉焚烧. 不同起始和最终含水率对热干化能耗影响很大, 本文按照干化后含水率 40% 计算, 根据文献[19]分两部分: 污泥固体升温所需热量和水分蒸发吸收热量, 计算热干化理论热能耗.

$$Q_s = (T_2 - T_1) \times C_s \times m \times 10^{-3} \quad (11)$$

式中, Q_s 为污泥固体升温所需热量, GJ; T_1 为脱水

污泥初始温度 (20°C); T_2 为干化温度 (100°C); C_s 为污泥比热容, $3.62 \text{ kJ} \cdot (\text{kg} \cdot ^\circ\text{C})^{-1}$;

$$M_w = \left(\frac{m}{1 - w_1} - \frac{m}{1 - w_2} \right) \times 10^3 \quad (12)$$

式中, M_w 为热干化过程蒸发的水量, kg; w_1 和 w_2 为污泥热干化前、后含水率, 分别为 80% 和 40% .

$$Q_w = Q_w \times \frac{mw_1}{1 - w_1} \times (T_2 - T_1) \times 10^{-6} + Q_g \times M_w \times 10^{-6} \quad (13)$$

式中, Q_w 为污泥中水分吸收的热量, GJ ; C_w 为水的比热容, $4.2 \text{ kJ} \cdot (\text{kg} \cdot ^\circ\text{C})^{-1}$; Q_g 为水在 100°C 时的汽化潜热, 为 $2\,260 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$.

$$E_{\text{热干化}} = (Q_s + Q_w) \times EF_{\text{热}} \times 10^{-3} \quad (14)$$

式中, $E_{\text{热干化}}$ 为热干化过程碳排放量, kg ; $EF_{\text{热}}$ 为热力排放因子, $110 \text{ kg} \cdot \text{GJ}^{-1}$.

热水解是一种污泥预处理方法, 将污泥在密闭的容器中进行高温高压处理, 使污泥细胞壁破裂, 使细胞内部有机质和结合水释放出来, 以提高厌氧消化有机物转化率, 改善污泥脱水性能. 热水解后污泥无需加药, 直接压滤含水率可达到约 60% [33]. 与污泥热干化相比, 热水解处理是在密闭条件下进行, 避免了水分蒸发过程的能量消耗, 因此热水解所需蒸汽量仅为热干化的 32% [34], 总能耗约为热干化的 50% [19], 本文按照污泥热干化理论耗热量 50% 计算热水解理论耗热量.

$$E_{\text{热水解}} = (Q_s + Q_w) \times 50\% \times EF_{\text{热}} \times 10^{-3} \quad (15)$$

式中, $E_{\text{热水解}}$ 为热水解过程碳排放量, kg .

2.3 碳补偿

2.3.1 焚烧热量回收

假设污泥焚烧产生的全部热能用电联产技术 (CHP) 进行发电, 用文献 [19] 方法计算热电联产发电效率 $\text{CH}_{\text{热电联产}}$ 约为 $2\,467 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{t}^{-1}$.

$$\text{CH}_{\text{热电联产}} = \frac{Q_{\text{均}} - Q_{\text{损}}}{3.6} \times \omega_{\text{热电联产}} \times 10^3 \quad (16)$$

式中, $\text{CH}_{\text{热电联产}}$ 为热电联产发电效率, $\text{kW} \cdot \text{h} \cdot \text{t}^{-1}$; $Q_{\text{均}}$ 为中国污泥热值均值 (以 DS 计, 下同) $11.9 \text{ GJ} \cdot \text{t}^{-1}$ [19]; $Q_{\text{损}}$ 为能量损失约 $0.8 \text{ GJ} \cdot \text{t}^{-1}$ [19]; $\omega_{\text{热电联产}}$ 为热电联产效率, 取 80% [19]; 3.6 为热量与电量转化系数, $1 \text{ kW} \cdot \text{h} = 3\,600 \text{ kJ}$.

$$R_{\text{焚烧}} = m \times \text{CH}_{\text{热电联产}} \times EF_{\text{电}} \quad (17)$$

式中, $R_{\text{焚烧}}$ 为焚烧过程碳补偿量, kg ; $EF_{\text{电}}$ 为电力排放因子, $0.5839 \text{ kg} \cdot (\text{kW} \cdot \text{h})^{-1}$.

2.3.2 CH_4 回收

收集卫生填埋和厌氧消化产生的 CH_4 气体可用 CHP 技术加以高效利用, 甲烷浓度越高, 可回收利用产生的电能也会越高, 本文 CH_4 单位体积产电量取 $2.30 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$ [35, 36].

$$R_{\text{卫生填埋}} = \frac{M_{\text{CH}_4, \text{卫生填埋}} \times \text{MCR}}{\rho_3} \times \text{CD} \times EF_{\text{电}} \quad (18)$$

式中, $R_{\text{卫生填埋}}$ 为卫生填埋碳补偿量, kg ; $M_{\text{CH}_4, \text{卫生填埋}}$ 为式 (5) 计算的卫生填埋 CH_4 产生量, $\text{kg} \cdot \text{t}^{-1}$; MCR 为 CH_4 回收率, 采用我国常规集气效率 40% [25]; ρ_3

为 CH_4 密度 $0.72 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$; CD 为 CH_4 发电效率 $2.30 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$ [35, 36].

$$R_{\text{厌氧消化}} = m \times \text{CL} \times (1 - \varphi_1) \times \text{CD} \times EF_{\text{电}} \quad (19)$$

式中, $R_{\text{厌氧消化}}$ 为厌氧消化碳补偿量, kg ; CL 为厌氧消化产 CH_4 因子 $341 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ [26]; φ_1 为污泥厌氧消化 CH_4 逸散率, 5% [23].

2.3.3 土地利用

污泥中 N、P 能被植物利用, 可替代氮肥与磷肥使用, 实现碳补偿. 污泥产品中有有机质含量按照北京市排水集团有机营养土 [37] 计算: ω (全氮) 为 $18.8 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, ω (全磷) 为 $12.7 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 含水率为 57.8% .

$$R_{\text{土地利用}} = \frac{m}{1 - w} \times (\omega_N \times EF_N + \omega_P \times EF_P) \times 44/12 \quad (20)$$

式中, $R_{\text{土地利用}}$ 为污泥土地利用替代化肥的碳补偿量, kg ; w 为含水率, 57.8% ; EF_N 为单位氮肥制造排放因子 (以元素 C 计), $2.116 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ [38]; EF_P 为单位磷肥制造排放因子 (以元素 C 计), $0.636 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ [38]; ω_N 为污泥产品氮含量, $18.8 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ [37]; ω_P 为污泥产品磷含量, $12.7 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ [37].

2.3.4 建材利用

焚烧灰渣是焚烧系统所产生的固体灰渣, 根据工艺的不同一般为焚烧前总质量的 $5\% \sim 30\%$, 主要成分为金属或非金属氧化物 SiO_2 、 Al_2O_3 和 Fe_2O_3 等, 与硅酸盐水泥成分相似, 再加入一定量的石灰 (CaO) 经过煅烧即可制成硅酸盐水泥. 假定污泥高温煅烧过程中有机质彻底分解, 灰渣直接计入熟料产量.

$$R_{\text{建材利用}} = m \times \varphi_2 \times EF_{\text{水泥}} \quad (21)$$

式中, $R_{\text{建材利用}}$ 为污泥建材利用替代水泥熟料的碳补偿量, kg ; $EF_{\text{水泥}}$ 为水泥熟料生产排放因子, $0.97 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ [39]; φ_2 为灰渣平均占比, 17.5% [29].

3 典型污泥处理处置路线核算结果分析

3.1 全路线计算结果与分析

经 R1 路线处理每 t DS 全程总碳排放量为 $431.23 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ (如图 2), 其中主要碳排放产生在热干化单元 ($1\,049.24 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$) 和焚烧单元 ($635.52 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$), 主要碳补偿方式是热电联产 ($-1\,440.29 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$) 和建材利用 ($-169.75 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$). 经计算, 每 t DS 含水率从 80% 到 40% 污泥干化单元的热耗为 $9.16 \text{ GJ} \cdot \text{t}^{-1}$, 干化热耗主要受污泥含水率的影响, 降低干化前含水率可减少干化蒸发水量, 有利于减少污泥干化的碳排放. 焚烧单元碳排放较

高,主要包括间接排放 $175.17 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$,直接排放 CO_2 为 $198.00 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$, N_2O (以 CO_2/DS 计) 为 $262.35 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$. 同时,污泥焚烧有较好的碳补偿潜力,通过在焚烧系统中引入共燃材料(厨余垃圾),

可增加发电量^[40],焚烧后残留灰渣可替代水泥熟料进行建材利用,有技术条件的还可以回收灰渣中的磷和重金属,所以该路线未来有望实现碳中和.

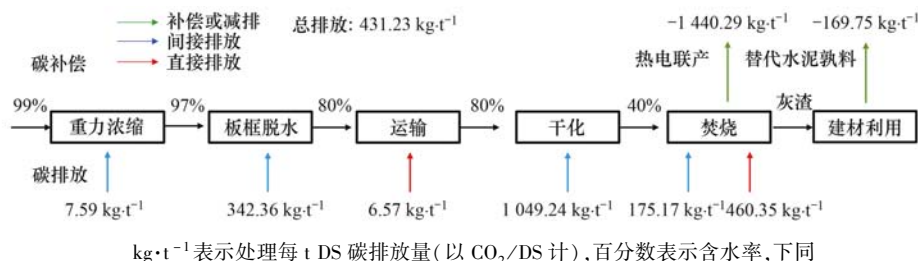


图2 R1 技术路线碳排放

Fig. 2 Carbon emissions of R1 route

经 R2 路线处理每 t DS 全程总碳排放为 $550.48 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ (如图 3), 其中主要碳排放为好氧堆肥单元 ($614.17 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$) 和板框脱水单元 ($342.36 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$), 主要碳补偿方式是土地利用替代化肥 ($-415.83 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$). 好氧堆肥间接排放为电耗, 可以通过自动化控制优化工艺减少电耗. 好氧堆肥直接碳排放包括 CH_4 排放 $280.00 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ 和 N_2O 排放 (以 CO_2/DS 计) $159.00 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$, 而堆肥分解有机碳产生的 CO_2 , 认为是生源碳不计入排放. 目前土地利用替代化肥碳补偿量较低, 该路线暂无法实现碳中和. 但污泥堆肥后作为有机肥施用环境效益优于化

肥, 如可以增加土壤孔隙率, 增加土壤生物多样性等^[41,42], 有研究证明^[8], 污泥土地利用可以改善土壤的性质, 增加 12%~137% 的植物固碳量, 使土壤具有更强的碳汇功能. 污泥好氧堆肥前, 为调节含水率添加辅料, 也可以消纳一些固体废弃物, 如木屑, 稻草, 秸秆等, 可以实现营养物质的循环利用, 并增加碳汇, 如有研究显示^[43], 污泥堆肥添加竹炭可减排温室气体 14.81%~20.41%. 该部分碳补偿量不在本文核算边界内, 但污泥土地利用增加了土壤碳汇, 在一定程度上减缓了气候变化^[44].

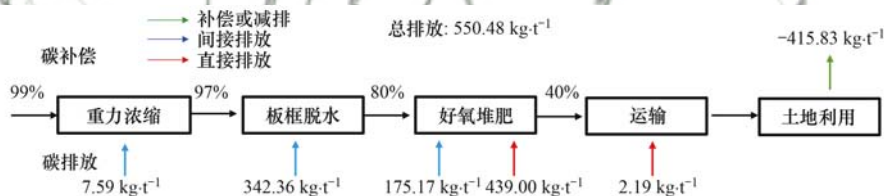


图3 R2 技术路线碳排放

Fig. 3 Carbon emissions of R2 route

经 R3 路线处理每 t DS 全程总碳排放为 $1723.03 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ (如图 4), 其中主要碳排放单元为深度脱水单元 ($960.99 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$) 和填埋单元 ($786.24 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$), 主要碳补偿方式是收集填埋气回收 CH_4 进行发电 ($-35.07 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$). 按照污泥处置控制标准^[45], 污泥含水率低于 60% 才可进入填埋场. 为降低污泥含水率, 深度脱水环节产生较大碳排放, 主要

是药耗, 应尽可能减少药剂投加量, 或开发更为低碳的污泥脱水试剂. 本文按我国已进行填埋气开发利用的填埋场常规集气效率 40% 计算, 但大多数填埋场并没有进行填埋气的开发利用, CH_4 直接逸散排放量可能会更高. 截至 2010 年底, 我国已进行填埋气开发利用的填埋场不足总量的 7%^[25]. CH_4 全球增温潜势是 CO_2 的 28 倍, 若能采取合适的收集方

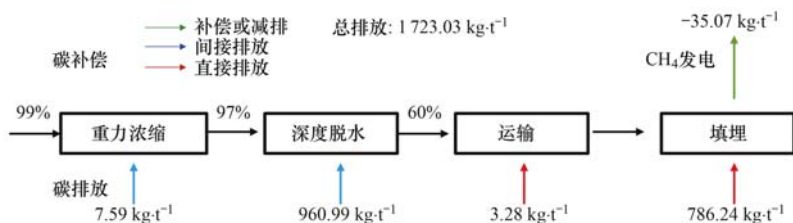


图4 R3 路线碳排放

Fig. 4 Carbon emissions of R3 route

式提高填埋气回收率,避免其直接逸散在大气中将显著降低填埋产生碳排放.该技术路线碳排放最高,且占用土地,存在恶臭污染和渗滤液蓄积等二次污染问题,距离碳中和目标有很大差距.

经 R4 路线处理每 t DS 全程总碳排放为 99.41 kg·t⁻¹ (如图 5),其中主要碳排放单元热水解(544.67 kg·t⁻¹)和厌氧消化(371.4 kg·t⁻¹),主要碳补偿方式是厌氧消化产 CH₄ 进行发电(−435.06 kg·t⁻¹)以及土地利用替代化肥(−415.83 kg·t⁻¹).热水解使得污泥厌氧消化更加充分,比传统厌氧消化产气率提高,可达到 341 m³·t⁻¹[26].由于热水解

改善了污泥脱水性能,使得脱水药剂使用量大大降低,比浓缩后直接脱水减少药剂碳排放 319.00 kg·t⁻¹.本文 CH₄ 逸散排放率取 5%,如果能确保逸散的 CH₄ 排放均被喷焰燃烧,则可以避免厌氧消化 CH₄ 逸散 342.20 kg·t⁻¹,该路线已经能够实现碳中和.厌氧消化还可以通过额外添加有机废物协调处置增加底物浓度,提高 CH₄ 的产量,同时消纳一部分有机废物(如厨余垃圾),进一步提高碳补偿量.厌氧消化的沼液中还有氮、磷等资源亟待回收,所以 R4 路线是目前最具潜力的污泥处理处置技术路线.

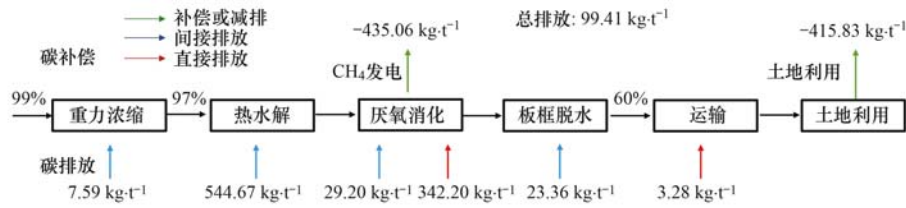


图 5 R4 技术路线碳排放
Fig. 5 Carbon emissions of R4 route

3.2 不同单元及路线碳排放量对比

对不同路线中碳排放量较高的几个工艺单元碳排放组成进行分析(如图 6).板框脱水和深度脱水主要碳排放产生于药耗,降低碳排放重点在于优化脱水工艺减少药剂投加量以及开发高效低耗的脱水试剂[46].

热干化和热水解主要碳排放产生于热耗,降低干化前污泥含水率有利于降低碳排放;若干化前可将污泥含水率降为 60%,则干化到 40% 理论热耗约为 2.68 GJ·t⁻¹,比含水率从 80%~40% 理论上可节约碳排放约 713.9 kg·t⁻¹[按照式(11)~(14)计算].与污泥热干化相比,热水解是在密闭条件下进

行,避免了水分蒸发过程的能量消耗,因此热水解所需蒸汽量仅为热干化的 32% [34],总能耗约为热干化的 50% [19],本文按照污泥热干化理论耗热量 50% 计算热水解理论耗热量为 4.58 GJ·t⁻¹,与含固率 3% 污泥实际比能耗(3.216~9.647 GJ·t⁻¹[47])相当.为节省污泥热水解过程中的间接碳排放,有研究使用超声波对污泥进行预处理,同样达到提高污泥厌氧消化产气量,改善脱水性能的目的.但超声电能消耗较大,不同泥质达到最佳破解效果的比能耗达 6~21 GJ·t⁻¹[48~50],高于热水解过程的平均比能耗,同样是一种高能耗工艺,有学者为提高能耗效率,采用加碱或者组合不同声能密度超声波等方式开展了研究[51,52].

根据报道,污泥厌氧消化上清液中的氮磷可通过鸟粪石沉淀法进行回收[53,54],促进资源的循环利用.如德国 Steinhof 可持续污水处理厂[55],在消化污泥脱水前添加 MgCl₂ 来生产鸟粪石(MgNH₄PO₄·6H₂O).但也有研究表明,由于技术应用的巨大差异,鸟粪石工艺回收替代化肥产生的碳补偿量无法抵消额外药剂投加和能源消耗产生的直接或间接碳排放[56~58],鸟粪石回收的环境影响应进一步研究.

焚烧过程 CO₂ 和 N₂O 直接排放占比较大,有必要严格进行烟气净化或者使用更先进的污泥焚烧炉[59,60],若烟气污染减少一半,焚烧直接碳排放可减少 230.17 kg·t⁻¹.

好氧堆肥碳排放组成为电耗、N₂O 和 CH₄,由于在堆肥过程中曝气不充分会导致 N₂O 和 CH₄ 的生

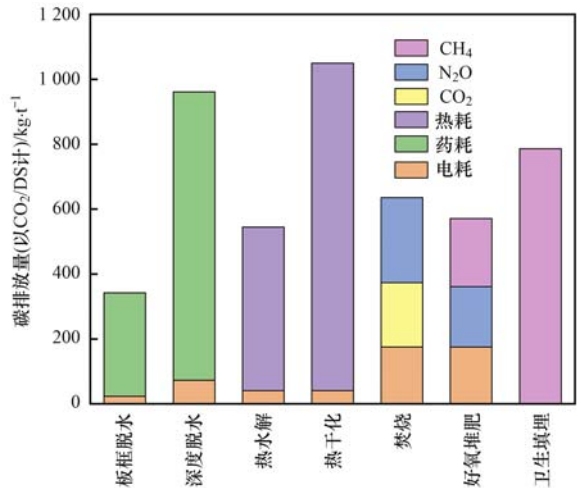


图 6 主要碳排放工艺单元碳排放组成
Fig. 6 Carbon emission composition of main carbon emission process unit

成,有研究报道^[61]可以采用自动控制曝气技术,及时检测污泥堆内厌氧情况和温度变化,以准确调节曝气频率,从而减少温室气体的排放和电耗。

填埋场多年日常维护所需电耗以及填埋日常作业车辆油耗不在本文核算边界内,所以卫生填埋单元碳排放全部为CH₄逸散直接排放。CH₄全球增温潜势逐年提高,是CO₂的28倍,避免CH₄直接逸散在大气中将显著降低填埋碳排放。若填埋场集气效率达到模型值94.3%^[62],CH₄直接排放大约可减少711.55 kg·t⁻¹。

不同处理处置路线中各碳排放类型如表4所示。R3的直接排放最高,减少直接排放可以通过人为收集净化对逸散气体进行处理或者使用先进设备从化学机制上阻碍温室气体产生的条件。R1间接碳排放最高,主要来源于电力和热力消耗,随着我国能

源结构日益清洁化,新能源逐渐替代化石能源,电力和热力碳排放因子将会逐年降低,因此相同能耗下间接碳排放也会随之减少。R1的碳补偿最高,主要来自于焚烧发电(−1440.29 kg·t⁻¹)和建材利用(−169.75 kg·t⁻¹),其次是R4,主要来自厌氧消化CH₄发电(−435.06 kg·t⁻¹)和土地利用(−415.83 kg·t⁻¹)。由于“焚烧+建材利用”的直接排放和间接排放更高,环境友好性差,所以综合来看“厌氧消化+土地利用”碳补偿潜力更大。4种典型污泥处理处置路线中,R4的总碳排放量最低,为99.41 kg·t⁻¹,其次是R1(431.23 kg·t⁻¹)、R2(550.48 kg·t⁻¹)和R3(1 723.03 kg·t⁻¹)。R4如果避免过程中CH₄逸散排放,现阶段已经可以实现碳中和;R1和R2通过一定的节能减排方式,有望实现碳中和;R3碳排放量较大,完成碳中和目标有一定的困难。

表4 不同技术路线碳排放类型(以CO₂/DS计)/kg·t⁻¹

路线	直接排放	间接排放	碳补偿	总排放
R1:重力浓缩+板框脱水+运输+干化+焚烧+建材利用	466.92	1 574.35	−1 610.04	431.23
R2:重力浓缩+板框脱水+好氧堆肥+运输+土地利用	441.19	525.12	−415.83	550.48
R3:重力浓缩+深度脱水+运输+卫生填埋	789.52	968.58	−35.07	1 723.03
R4:重力浓缩+热水解+厌氧消化+板框脱水+运输+土地利用	345.48	604.81	−850.88	99.41

4 结论

(1)污泥4条处理处置路线总碳排放从小到大为:R4<R1<R2<R3,其中R4(重力浓缩+热水解+厌氧消化+板框压滤脱水+运输+土地利用)碳排放量为99.41 kg·t⁻¹,是最为低碳的污泥处理处置工艺路线,如果避免过程中CH₄逸散排放342.20 kg·t⁻¹,该路线现阶段已能够实现碳中和。

(2)各路线中的主要碳排放单元为:热干化、深度脱水、卫生填埋、焚烧、好氧堆肥、热水解和板框脱水。对这些工艺单元进行重点优化,可以有效降低碳排放。

(3)工艺路线中碳补偿主要来自于:焚烧发电、厌氧消化回收CH₄发电、建材利用替代水泥熟料和土地利用替代化肥。“焚烧+建材利用”的方式碳补偿量最高,但环境友好性差,综合来看“厌氧消化+土地利用”碳补偿潜力更大,是值得提倡的处理处置方式。

参考文献:

[1] 戴晓虎,张辰,章林伟,等. 碳中和背景下污泥处理处置与资源化发展方向思考[J]. 给水排水, 2021, 47(3): 1-5.
Dai X H, Zhang C, Zhang L W, et al. Thoughts on the development direction of sludge treatment and resource recovery under the background of carbon neutrality [J]. Water & Wastewater Engineering, 2021, 47(3): 1-5.
[2] 刘祥宏, 阎永军, 刘伟, 等. 碳中和战略下煤矿区生态碳汇

体系构建及功能提升展望[J]. 环境科学, 2022, 43(4): 2237-2250.
Liu X H, Yan Y J, Liu W, et al. System construction and the function improvement of ecological carbon sink in coal mining areas under the carbon neutral strategy [J]. Environmental Science, 2022, 43(4): 2237-2250.
[3] Zhang Q L, Yang Y X, Zhang X C, et al. Carbon neutral and techno-economic analysis for sewage treatment plants [J]. Environmental Technology & Innovation, 2022, 26, doi: 10.1016/j.eti.2022.102302.
[4] 王向阳. 污水处理碳足迹核算及环境综合影响评价研究[D]. 北京: 北京建筑大学, 2019.
[5] Sancho I, Lopez-Palau S, Arespacochaga N, et al. New concepts on carbon redirection in wastewater treatment plants: a review [J]. Science of the Total Environment, 2019, 647: 1373-1384.
[6] Stunda-Zujeva A, Kreicbergs I, Medne O. Sustainable utilization of sewage sludge: review of technologies [J]. Key Engineering Materials, 2018, 762: 121-125.
[7] Jorge F C, Dinis M A P. Sewage sludge disposal with energy recovery: a review [J]. Waste and Resource Management, 2013, 166(1): 14-28.
[8] 张岳, 葛铜岗, 孙永利, 等. 基于城镇污水处理全流程环节的碳排放模型研究[J]. 中国给水排水, 2021, 37(9): 65-74.
Zhang Y, Ge T G, Sun Y L, et al. Research on carbon emission model based on the whole process of urban sewage treatment [J]. China Water & Wastewater, 2021, 37(9): 65-74.
[9] 王琳, 李德彬, 刘子为, 等. 污泥处理处置路径碳排放分析[J]. 中国环境科学, 2022, 42(5): 2404-2412.
Wang L, Li D B, Liu Z W, et al. Analysis on carbon emission from sludge treatment and disposal [J]. China Environmental Science, 2022, 42(5): 2404-2412.

- [10] Wei L L, Zhu F Y, Li Q Y, *et al.* Development, current state and future trends of sludge management in China: based on exploratory data and CO₂-equivalent emissions analysis [J]. *Environment International*, 2020, **144**, doi: 10.1016/j.envint.2020.106093.
- [11] 马仕君, 周传斌, 杨光, 等. 城市生活垃圾填埋场的物质存量特征及其环境影响: 以粤港澳大湾区为例[J]. *环境科学*, 2019, **40**(12): 5593-5603.
Ma S J, Zhou C B, Yang G, *et al.* Characteristics and environmental impacts of materials stored in municipal solid waste landfills: a case study of the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area[J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(12): 5593-5603.
- [12] Zeng Q, Tang N Z, Chen H, *et al.* Application research of municipal sludge treatment and disposal technology [J]. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 2020, **567**, doi: 10.1088/1755-1315/567/1/012023.
- [13] 孔祥娟, 戴晓虎, 张辰. 城镇污水处理厂污泥处理处置技术 [M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2016.
- [14] 张帅. 基于生命周期成本模型的城市污泥处理处置差异化成本核算技术研究 [D]. 北京: 北京林业大学, 2019.
- [15] 蒋旭东, 王丹, 杨庆. 碳排放核算方法学 [M]. 北京: 中国社会科学出版社, 2021.
- [16] 郭怡. 城市污水厂污泥处理处置过程中碳排放核算边界浅析 [J]. *净水技术*, 2019, **38**(10): 131-134, 142.
Guo Q. Brief analysis of carbon emission accounting boundaries in process of sludge treatment and disposal of municipal sewage plant [J]. *Water Purification Technology*, 2019, **38**(10): 131-134, 142.
- [17] IPCC. Climate change 2014: synthesis report [EB/OL]. <https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/>, 2022-11-02.
- [18] 中华人民共和国发展和改革委员会. 省级温室气体清单编制指南 (试行) [EB/OL]. http://www.cbcsd.org.cn/sjk/nengyuan_standard/home/20140113/download/shengjiwenshiqiti.pdf. 2011-05-01.
- [19] 郝晓地, 陈奇, 李季, 等. 污泥干化焚烧乃污泥处理/处置终极方式[J]. *中国给水排水*, 2019, **35**(4): 35-42.
Hao X D, Chen Q, Li J, *et al.* Ultimate approach to handle excess sludge: incineration and drying [J]. *China Water & Wastewater*, 2019, **35**(4): 35-42.
- [20] Griffith D R, Barnes R T, Raymond P A. Inputs of fossil carbon from wastewater treatment plants to U. S. rivers and oceans [J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, **43**(15): 5647-5651.
- [21] Tseng L Y, Robinson A K, Zhang X Y, *et al.* Identification of preferential paths of fossil carbon within water resource recovery facilities via radiocarbon analysis [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, **50**(22): 12166-12178.
- [22] 郝晓地, 王向阳, 曹达啟, 等. 污水有机物中化石碳排放 CO₂ 辨析 [J]. *中国给水排水*, 2018, **34**(2): 13-17.
Hao X D, Wang X Y, Cao D Q, *et al.* Analysis of CO₂ Emission from fossil carbon in organics from wastewater [J]. *China Water & Wastewater*, 2018, **34**(2): 13-17.
- [23] IPCC. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories [EB/OL]. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>, 2006-04-26.
- [24] 郭怡. IPCC 污泥碳排放核算模型中 DOC 取值的不足与修正 [J]. *中国给水排水*, 2020, **36**(16): 49-53.
Guo Q. Lack and correction of DOC value in IPCC calculation model of sludge carbon emission [J]. *China Water & Wastewater*, 2020, **36**(16): 49-53.
- [25] 张笑千, 宫徽, 王凯军, 等. 垃圾填埋气收集利用全流程系统解决方案 [J]. *中国沼气*, 2018, **36**(6): 61-64.
Zhang X Q, Gong H, Wang K J, *et al.* The whole process systematic solution for collection and utilization of refuse landfill gas [J]. *China Biogas*, 2018, **36**(6): 61-64.
- [26] 宋晓雅. 污泥热水解厌氧消化与常规厌氧消化的运行比较 [J]. *给水排水*, 2019, **45**(3): 26-30.
Song X Y. Comparison of operation between thermal hydrolysis anaerobic digestion and conventional anaerobic digestion [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2019, **45**(3): 26-30.
- [27] 生态环境部办公厅. 关于做好 2022 年企业温室气体排放报告管理相关重点工作的通知 [EB/OL]. https://www.mee.gov.cn/xxgk/xxgk06/202203/t20220315_971468.html, 2022-03-10.
- [28] 国家发展改革委办公厅. 国家发展改革委办公厅关于印发首批 10 个行业企业温室气体排放核算方法与报告指南 (试行) 的通知 [EB/OL]. http://www.law-lib.com/law/law_view.asp?id=434624, 2013-10-15.
- [29] 蒋自力, 金宜英, 张辉, 等. 污泥处理处置与资源综合利用技术 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2018.
- [30] 环境保护部. 城镇污水处理厂污泥处理处置污染防治最佳可行技术指南 (试行) [EB/OL]. https://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgg/201003/t20100310_186655.htm, 2010-03-01.
- [31] 蒋玲燕. 上海某污水处理厂污泥深度脱水运行优化探索 [J]. *给水排水*, 2019, **45**(9): 25-28, 35.
Jiang L Y. Optimization of sludge advanced dewatering system for a wastewater treatment plant in Shanghai [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2019, **45**(9): 25-28, 35.
- [32] 纪莎莎. 污泥干化焚烧工艺碳排放研究及优化策略 [J]. *环境科技*, 2019, **32**(1): 49-53.
Ji S S. Study on carbon emission and optimization strategy of sludge drying and incineration process [J]. *Environmental Science and Technology*, 2019, **32**(1): 49-53.
- [33] 任征然, 李伟, 高金华, 等. 热水解高级厌氧消化研究与应用进展 [J]. *水处理技术*, 2021, **47**(11): 26-30, 53.
- [34] 麻红磊. 城市污水污泥热水解特性及污泥高效脱水技术研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2012.
- [35] 郝晓地, 程慧芹, 胡沅胜. 碳中和运行的国际先驱奥地利 Strass 污水厂案例剖析 [J]. *中国给水排水*, 2014, **30**(22): 1-5.
Hao X D, Cheng H Q, Hu Y S. International pioneer of carbon-neutral operation of wastewater treatment: a case study at Strass in Austria [J]. *China Water & Wastewater*, 2014, **30**(22): 1-5.
- [36] Dalpaz R, Konrad O, da Silva Cyrne C C, *et al.* Using biogas for energy cogeneration: an analysis of electric and thermal energy generation from agro-industrial waste [J]. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 2020, **40**, doi: 10.1016/j.seta.2020.100774.
- [37] 杨喆程, 杜子文, 孙德智, 等. 城市污泥产品林地施用效果与风险评价 [J]. *环境工程学报*, 2021, **15**(4): 1432-1443.
Yang Z C, Du Z W, Sun D Z, *et al.* Application effect and risk assessment of urban sludge products in forest land [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2021, **15**(4): 1432-1443.
- [38] 陈舜, 逯非, 王效科. 中国氮磷钾肥制造温室气体排放系数的估算 [J]. *生态学报*, 2015, **35**(19): 6371-6383.
Chen S, Lu F, Wang X K. Estimation of greenhouse gases emission factors for China's nitrogen, phosphate, and potash fertilizers [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, **35**(19): 6371-6383.
- [39] 刘立涛, 张艳, 沈镭, 等. 水泥生产的碳排放因子研究进展

- [J]. 资源科学, 2014, **36**(1): 110-119.
- [40] Nakakubo T, Yoshida N, Hattori Y. Analysis of greenhouse gas emission reductions by collaboratively updating equipment in sewage treatment and municipal solid waste incineration plants [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, **168**: 803-813.
- [41] 王海东. 北京市排水污泥制有机肥林地利用对土壤的影响 [D]. 北京: 北京林业大学, 2020.
- [42] 刘洪涛, 陈同斌, 郑国砥, 等. 有机肥与化肥的生产能耗、投入成本和环境效益比较分析——以污泥堆肥生产有机肥为例 [J]. *生态环境学报*, 2010, **19**(4): 1000-1003.
- [43] 向秋洁, 杨雨滢, 张成, 等. 不同用量竹炭对污泥堆肥过程温室气体排放的影响 [J]. *环境科学*, 2017, **38**(10): 4390-4397.
- Xiang Q J, Yang Y H, Zhang C, *et al.* Effects of bamboo biochar on greenhouse gas emissions during the municipal sludge composting process [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(10): 4390-4397.
- [44] 郑海霞, 孔祥娟, 刘洪涛, 等. 城市污泥土地利用碳排放的研究进展 [J]. *中国给水排水*, 2013, **29**(22): 22-24.
- Zheng H X, Kong X J, Liu H T, *et al.* Research progress in carbon emission from sewage sludge land application [J]. *China Water & Wastewater*, 2013, **29**(22): 22-24.
- [45] CJ/T 249-2007, 城镇污水处理厂污泥处置 混合填埋泥质 [S].
- [46] 陈丹丹, 窦昱昊, 卢平, 等. 污泥深度脱水技术研究进展 [J]. *化工进展*, 2019, **38**(10): 4722-4746.
- Chen D D, Dou Y H, Lu P, *et al.* A review on sludge deep dewatering technology [J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2019, **38**(10): 4722-4746.
- [47] 冉小珊. 市政污泥厌氧消化潜能分析及热和超声波预处理对消化性能的影响研究 [D]. 青岛: 青岛理工大学, 2013.
- [48] 邓丽君. 超声破解富碳污泥促进厌氧消化产气效能研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2018.
- [49] 冯新, 邓金川, 李碧清, 等. 超声能量对剩余活性污泥特性的影响研究 [J]. *环境科学*, 2011, **32**(10): 3004-3010.
- Feng X, Deng J C, Li B Q, *et al.* Effect of ultrasonic energy on the characteristics of waste activated sludge [J]. *Environmental Science*, 2011, **32**(10): 3004-3010.
- [50] 张婧伟, 白周央, 杨树成. 超声-碱预处理以促进污泥水解效率的研究进展 [J]. *工业水处理*, 2020, **40**(4): 12-17.
- Zhang J W, Bai Z Y, Yang S C. Research progress on the improvement of hydrolysis efficiency by ultrasonic-alkali pretreatment of sludge [J]. *Industrial Water Treatment*, 2020, **40**(4): 12-17.
- [51] Zhao Y H, Zhang B, Tao J, *et al.* Optimization of energy consumption of the ultrasonic pretreatment on sludge disintegration [J]. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 2019, **592**, doi: 10.1088/1757-899X/592/1/012198.
- [52] 杨洁, 季民, 韩育宏, 等. 污泥碱解和超声破解预处理的效果研究 [J]. *环境科学*, 2008, **29**(4): 1002-1006.
- Yang J, Ji M, Han Y H, *et al.* Effect of alkaline and ultrasonic pretreatment on the sludge disintegration [J]. *Environmental Science*, 2008, **29**(4): 1002-1006.
- [53] 畅萧, 曾薇, 王保贵, 等. 从剩余污泥厌氧发酵上清液中以鸟粪石形式回收磷 [J]. *环境科学*, 2019, **40**(9): 4169-4176.
- Chang X, Zeng W, Wang B G, *et al.* Recovery of phosphorus in the form of struvite from the anaerobic fermentation supernatant of excess sludge [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(9): 4169-4176.
- [54] 刘晓蕾, 李安婕. 基于 AHP-PROMETHEE II 法的鸟粪石磷回收污泥预处理方案决策 [J]. *环境科学*, 2020, **41**(8): 3725-3730.
- Liu X L, Li A J. Decision-making analysis of excess sludge pretreatment for struvite recovery based on AHP-PROMETHEE II method [J]. *Environmental Science*, 2020, **41**(8): 3725-3730.
- [55] 郝晓地. 污水处理碳中和运行技术 [M]. 北京: 科学出版社, 2021.
- [56] Amann A, Zoboli O, Krampe J, *et al.* Environmental impacts of phosphorus recovery from municipal wastewater [J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2018, **130**: 127-139, doi: 10.1016/j.resconrec.2017.11.002.
- [57] Sena M, Seib M, Noguera D R, *et al.* Environmental impacts of phosphorus recovery through struvite precipitation in wastewater treatment [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, **280**, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.124222.
- [58] 罗雨莉, 潘艺蓉, 马嘉欣, 等. 污水再生与增值利用的碳排放研究进展 [J]. *环境工程*, 2022, **40**(6): 83-91, 187.
- Luo Y L, Pan Y R, Ma J X, *et al.* Research advances on carbon emissions of wastewater resource recovery and valorization [J]. *Environmental Engineering*, 2022, **40**(6): 83-91, 187.
- [59] Cheng J G, Shi L Q. The working procedure design and industrialization experiment on sludge incineration generate electric power [J]. *Advanced Materials Research*, 2011, **374-377**: 598-601, doi: 10.4028/www.scientific.net/AMR.374-377.598.
- [60] Murakami T, Suzuki Y, Nagasawa H, *et al.* Combustion characteristics of sewage sludge in an incineration plant for energy recovery [J]. *Fuel Processing Technology*, 2009, **90**(6): 778-783.
- [61] Liu H T, Zheng H X, Chen T B, *et al.* Reduction in greenhouse gas emissions from sewage sludge aerobic compost in China [J]. *Water Science & Technology*, 2014, **69**(6): 1129-1135.
- [62] Sun Y, Yue D B, Li R D, *et al.* Landfill gas collection efficiency at one municipal solid waste landfill in northern China [J]. *Advanced Materials Research*, 2014, **878**: 886-891.

CONTENTS

Variations in PM _{2.5} Composition and Sources During 2020-2021 COVID-19 Epidemic Periods in Nanjing	HUA Nan, SHANG Yue, XIE Ming-jie	(593)
Pollution Characteristics and Sources of Water-soluble Ions in PM _{2.5} in Zhengzhou City	ZHANG Jun-mei, CHEN Shi-lin, WANG Qian-heng, <i>et al.</i>	(602)
Meteorological Characteristics, Influence Analysis and Prediction of PM _{2.5} Concentration in Taiyuan City	LI Ming-ming, WANG Yan, YAN Shi-ming, <i>et al.</i>	(611)
Pollution Characteristics and Source Analysis of Carbon and Nitrogen Components in Ambient PM _{2.5} in Huangshi City	WANG Ci-mou, DENG Meng-jie, CHEN Yu, <i>et al.</i>	(626)
Simulation Evaluation of the Contribution of Typical PM _{2.5} Pollution and Trans-regional Transport to Ningbo Pollution in the Yangtze River Delta	PAN Yong, ZHENG Jie, XIAO Hang	(634)
Composition Characteristics and Sources of Non-polar Organic Compounds in PM _{2.5} in the Background Atmosphere of Yangtze River Delta	WU Chang-liu, CAO Fang, JIA Xiao-fang, <i>et al.</i>	(646)
Characteristics and Sources of PM _{2.5} and Its Light-scattering Properties with Different Chemical Compositions in Urban Area of Beijing	CAO Yang, WANG Chen-jing, JING Kuan, <i>et al.</i>	(658)
Impacts of Emission and Meteorological Conditions on Air Pollutants at Various Sites Around the COVID-19 Lockdown in Wuhan	XIONG Jiang-he, KONG Shao-fei, ZHENG Huang, <i>et al.</i>	(670)
Analysis of the Impact of Fireworks on Air Quality During the Spring Festival in Chengdu from 2019 to 2022	FENG Xiao-qiong, CHEN Jun-hui, YIN Han-mei, <i>et al.</i>	(680)
Ambient VOCs Characteristics and Reactivity During O ₃ Pollution in Autumn in Urban Beijing	SUN Xue-song, ZHANG Rui, WANG Yu, <i>et al.</i>	(691)
Variation Characteristics and Source Apportionment of Atmospheric VOCs at Multi-sites in Zhengzhou	WANG Bing, YIN Sha-sha, HUANG Ai-zhi, <i>et al.</i>	(699)
Chemical Composition of VOCs from Service Stations Vapor Processing Device and Associated Contributions to Secondary Pollution	HU Wei, HUANG Yu-hu, LIANG Wen-jun, <i>et al.</i>	(709)
Spatial and Temporal Distribution Characteristics of Ozone Concentration and Population Health Benefit Assessment in the Yangtze River Delta Region from 2017 to 2020	CHENG Yu-kai, DAI Hai-xia, ZHANG Yun-hui, <i>et al.</i>	(719)
Emission Characteristics and Risk Assessment of Gas Pollutants in Typical Pesticide Manufacturing Enterprises	ZHAI Zeng-xiu, XIAO Xian-de, MENG Jie, <i>et al.</i>	(730)
Characteristics and Driving Factors of Hydrochemical Evolution in Tuochangjiang River Basin, Western Guizhou Province	TU Chun-lin, YANG Run-bai, MA Yi-qi, <i>et al.</i>	(740)
Hydrochemical and Isotopic Evidence for Groundwater Conversion of Surface Water in Alpine Arid Areas: A Case Study of the Datong River Basin	YI Bing, LIU Jing-tao, LÜ Xiao-li, <i>et al.</i>	(752)
Identification of Nitrate Source of Surface Water in a Typical Peri-urban Watershed in the Tableland of the Loess Plateau, China	LI Huan-wei, ZHAO Guang-ju, LI Ming, <i>et al.</i>	(761)
Spatial Distribution and Risk Assessment of Heavy Metals in Surface Sediments from the Middle and Upper Reaches of the Yangtze River	ZHANG Zhi-yong, WAN Cheng-yan, HU Hong-qing, <i>et al.</i>	(770)
Enrichments, Migrations, and Conversions of Heavy Metal in the Soil/Sediment-Plant System Towards the Lake in Typical Poyang Lake Wetland	ZENG Huan, ZHANG Hua, DING Ming-jun, <i>et al.</i>	(781)
Analysis of Heavy Metal Sources in Groundwater and Assessment of Health Risks: An Example from the Southwest Sub-basin of the Shiqi River	FU Rong-jie, XIN Cun-lin, YU Shi, <i>et al.</i>	(796)
Analysis on Contamination Characteristics, Pollution Source Identification and Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons of Groundwater in a Large Coking Plant Site of Province	ZHANG Qian-qian, XING Jin-bing, WANG Hui-wei, <i>et al.</i>	(807)
Dynamic Monitoring and Driving Factors Analysis of Ecological Environment Quality in Poyang Lake Basin	TIAN Zhi-hui, YIN Chuan-xin, WANG Xiao-lei	(816)
Effects of Sediment Dredging on the Reduction in Sediment Internal Loading of Lake Taihu and the Self-recovery Ability of Benthic Organism	ZHANG Jian-hua, YIN Peng, ZHANG Lei, <i>et al.</i>	(828)
Biogeographic Distribution Patterns and Ecological Mechanisms of Benthic Eukaryotic Microorganisms in Jinsha River	CUI Ge, CHEN Juan, WANG Pei-fang, <i>et al.</i>	(839)
Bacterial Community Structure and the Prediction of Metabolic Function in Landscape Lake Water in Xi'an	WANG Min, ZHANG Yu-tong, HUANG Chen, <i>et al.</i>	(847)
Impounding Impacts of the Three Gorges Reservoir on Phytoplankton Function Groups and Its Relationship with Resource Use Efficiency	ZHAO Lu, OUYANG Tian, JI Lu-lu, <i>et al.</i>	(857)
Effects of Fertilization and Straw Mulching on Nitrogen and Phosphorus Loss in Chengdu Plain	WANG Hong, YAO Li, ZHANG Qi, <i>et al.</i>	(868)
Efficiency and Mechanism of O ₃ -SBBR Combined Process for Advanced Treatment of Biochemical Effluent from Printing and Dyeing Industrial Park	LUO Xin-hao, HU Yong-you, CHEN Yuan-cai, <i>et al.</i>	(878)
Analysis of Microbial Community Characteristics and Function Prediction of MBBR with Magnetic Biocarriers at Low Temperature	LIU Chao, LI Qi, SONG Zi-yang, <i>et al.</i>	(889)
Detecting Influencing Factor of Vegetation NPP in Southwest China Based on Spatial Scale Effect	XU Yong, HUANG Wen-ting, ZHENG Zhi-wei, <i>et al.</i>	(900)
Spatial Distribution Characteristics and Influencing Factors of Soil Organic Carbon Density in Yellow River Basin Based on MGWR Model	NAN Fu-sen, LI Zong-xing, ZHANG Xiao-ping, <i>et al.</i>	(912)
Coupling Relationship Between Soil Functions and Environmental Factors Along an Altitudinal Gradient: A Case Study of the Meili Mountain	ZHAO Dong-hui, SHEN Cong-cong, ZHANG Zhi-ming, <i>et al.</i>	(924)
Characteristics and Source Analysis of Heavy Metals in Farmland Soil on the South of Dongting Lake	XIAO Kai-qi, XU An, GUO Jun, <i>et al.</i>	(932)
Pollution Characteristics and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Agricultural Soils of Different Land Use Types in Nanjing Suburbs	ZHANG Xiu-xiu, ZHU Chang-da, WANG Fei, <i>et al.</i>	(944)
Characteristics of Soil Carbon, Nitrogen, Phosphorus, and Ecological Stoichiometry in Vegetable Fields and Orchard in the Coastal Area of Fuzhou	HOU Ning, HEI Jie, JIN Qiang, <i>et al.</i>	(954)
Preparation of Iron-modified Biochar and Its Application in Arsenic Contaminated Soil Remediation	WEI Jing, LIU Yi-han, TU Chen, <i>et al.</i>	(965)
Mn/Al-layered Double Oxide-loaded Biochar Reduced the Toxic Effects of Heavy Metals on Ryegrass in Soil	LIN Peng-cheng, YIN Hua, LIU Xiao-fei, <i>et al.</i>	(975)
Effect of Zinc Fertilizer Application on Cadmium Accumulation in Wheat Grain and Its Application Risk	NIU Shuo, WANG Tian-qi, YANG Yang, <i>et al.</i>	(984)
Primary Factors Affecting Soil Bioavailable Cadmium and Arsenic by Different Properties of Silicon Fertilizer	HUANG Rui, WEI Wei, XIE Yun-he, <i>et al.</i>	(991)
Availability Changes in Different Exogenous Selenium Fertilizers in Soil and Their Effects on Selenium Accumulation in Wheat	WEI Wei, LI Ping, ZHOU Zhi-gao, <i>et al.</i>	(1003)
Effects of pH, Calcium, and Phosphate on the Solubility of Arsenic in Paddy Soil Based on Surface Complexation Modeling	DENG Ying-xuan, WENG Li-ping, ZHU Gui-fen, <i>et al.</i>	(1012)
Effects of Sulfamethazine in Soil on Rice Growth	ZHANG Wei, WANG Pei-fang, JIN Qiu-tong, <i>et al.</i>	(1021)
Determination and Traceability Analysis of Phthalic Acid Esters in Garlic (<i>Allium stium</i> L.) from Jiangsu Province, China	WANG Ya, XIAO Xia-xia, YANG Yun, <i>et al.</i>	(1029)
Dissolved Ion Concentrations and Isotope Values in Agricultural Fertilizer Locally Applied in Henan Province	ZHANG Dong, XUE Tian, QIN Yong, <i>et al.</i>	(1040)
Component Properties and Heavy Metal Accumulation Characteristics of Contaminated Rice Straw Biochar During Oxygen-controlled Pyrolysis	XU Zhi, GUO Zhao-hui, XU Rui, <i>et al.</i>	(1051)
Effects of Long-term Fertilization on Soil Microbial Diversity and Community Structure in the Agro-pastoral Ecotone	GAO Ri-ping, DUAN Yu, ZHANG Jun, <i>et al.</i>	(1063)
Effects of Chemical Fertilizer Reduction Combined with Organic Fertilizer Application on Bacterial Community Structure in Rhizosphere/Non-Rhizosphere Soil of Lemon	DENG Zheng-xin, GAO Ming, WANG Ying-yan, <i>et al.</i>	(1074)
Effects of Different Topdressing Nitrogen Rates on Soil Fungal Community Structure and Ecological Network in Wheat Field Under Crop Residue Retention	JIN Hai-yang, YAN Ya-qian, ZHANG De-qi, <i>et al.</i>	(1085)
Effect of Deep Vertical Rotary Tillage on Soil Bacterial Community Diversity and Microbial Network Structure in Cultivated Land	XIA Wan-yu, CHEN Yan-yun	(1095)
Revealing the Effect of Saline Water Drip Irrigation on Soil Microorganisms in Cotton Fields Based on Metagenomics	DU Si-yao, CHEN Jing, LIU Jia-wei, <i>et al.</i>	(1104)
Coal-carbon-pollutant Coordinated Control of Coal Chemical Industry Under Carbon Peak and Carbon Neutrality Constraints	ZHANG Hong-yu, WANG Yuan, HAO Cheng-jiang, <i>et al.</i>	(1120)
Under Goals of Carbon Peaking and Carbon Neutrality: Status, Problems, and Suggestions of CCUS in China	ZHAO Zhen-yu, YAO Shun, YANG Shuo-peng, <i>et al.</i>	(1128)
Research Progress on CO ₂ Capture, Utilization, and Storage of Fly Ash	JIANG Long, HE Chuan, LI Jin-jing	(1139)
Temporal and Spatial Distribution, Utilization Status, and Carbon Emission Reduction Potential of Straw Resources in China	YANG Chuan-wen, XING Fan, ZHU Jian-chun, <i>et al.</i>	(1149)
N ₂ O Emission from the Processes of Wastewater Treatment: Mechanisms and Control Strategies	HAO Xiao-di, HONG Zhen-li, YU Wen-bo, <i>et al.</i>	(1163)
Systematic Evaluation of Low-carbon Operation of Typical A ² O Processes in Municipal Sewage Plant	MENG Hong-qi, LI Hong-xia, ZHAO Ai-ping, <i>et al.</i>	(1174)
Comparison of Carbon Emissions in Different Treatment and Disposal Process Routes of Municipal Sludge	LI Zhe-kun, ZHANG Li-qiu, DU Zi-wen, <i>et al.</i>	(1181)
Evaluation and Optimization of Rural Sewage Treatment Technologies in the Middle Reaches of the Yangtze River Based on Group Decision Making and Analytic Hierarchy Process	LIU Lu, ZHANG Wen-qiang, HU Fei-chao, <i>et al.</i>	(1191)