

混合生活垃圾恶臭特性及评估方法研究*

孙中涛¹ 楼紫阳^{2#} 王罗春¹ 周雪君¹

(1.上海电力学院环境与化学工程学院,上海 200090;2.上海交通大学环境科学与工程学院,上海 200240)

摘要 总结了不同区域、不同时段生活垃圾的恶臭特性,发现恶臭特性受垃圾组分、处理处置工艺等因素影响较大,垃圾中转站的主要恶臭组分为乙酸乙酯、甲苯、乙苯等挥发性有机物(VOCs)及氨气,填埋场恶臭组分中含硫化物和含氧化合物浓度高,堆肥场恶臭组分中苯系物和烃类浓度较高,焚烧厂恶臭组分主要为苯系物。基于复杂多变的生活垃圾恶臭特性,采用综合评分法评价恶臭的环境影响程度,对已报道的生活垃圾恶臭组分进行综合评价,发现生活垃圾降解过程释放的恶臭组分中,二甲二硫、硫化氢、甲硫醇、萘、1,3,5-三甲苯、甲硫醚、甲苯、乙苯、对二甲苯和 α -蒎烯等是混合生活垃圾优先控制的恶臭污染物。

关键词 混合生活垃圾 恶臭特性 组分初筛 评价方法

DOI:10.15985/j.cnki.1001-3865.2015.11.003

Characteristic of odor emission from mixed waste and the odor evaluation process SUN Zhongtao¹, LOU Ziyang², WANG Luochun¹, ZHOU Xuejun¹. (1. School of Environmental and Chemical Engineering, Shanghai University of Electric Power, Shanghai 200090; 2. School of Environmental Science and Engineering, Shanghai Jiao Tong University, Shanghai 200240)

Abstract: The odor properties from different stages in waste sector were reviewed, and the relationship between odor components and the operation stage, the locations as well as the waste components were summarized. The dominant odorants components in waste transfer station were ethyl acetate, methylbenzene, ethylbenzene and ammonia. The concentration of oxygenated compounds and sulfo-compounds was relative high in odor emission from landfill. In composting site, the main odorants components were benzene series and hydrocarbons, and in waste incinerator, the dominant odorants were benzene series. Besides, a comprehensive evaluation on the prior odorant was compared based on the waste characteristics, and 10 typical odorants were screened, including dimethyl disulfide, hydrogen sulfide, methyl mercaptan, naphthalene, 1, 3, 5-trimethyl benzene, dimethyl sulfide, methylbenzene, ethylbenzene, p-xylene, α -pinene, all of them should be priority considered on the odor control process.

Keywords: mixed waste; characteristic of odorants; component screen; evaluation method

随着我国城镇化的不断推进,我国生活垃圾产生量每年以8%~10%的速率快速增加,截至2013年,全国城市生活垃圾清运量达到1.723 86亿t^[1],同时还有几乎相同量的农村生活垃圾产生。在整个收运、转运物流和处理处置过程中,生活垃圾将持续产生并释放强刺激性的恶臭气体,给周边环境带来巨大危害。恶臭已成为生活垃圾处理处置设施遭周边居民投诉的主要诱因。据某垃圾填埋场记录显示,有关该垃圾填埋场的投诉事件中70%以上与恶臭有关,恶臭问题已成为生活垃圾处理处置面临的重大民生问题^[2]。

与化工厂等可控点源及组分相对单一的恶臭源相比,生活垃圾恶臭面临的问题更加复杂,处理难度

更大。从20世纪90年代开始,很多研究者从恶臭组分、释放规律、扩散规律、可行的处理处置方法开展大量研究,但现有研究总体缺乏系统性,且研究结果之间的可比性较差。这主要由以下3方面因素造成:(1)恶臭组分复杂多变。鉴于我国垃圾采取混合收集方式,直接导致恶臭组分多、成分复杂。已发现的恶臭组分达4 000多种^[3],且存在很多低于现有仪器检测限的未知微量成分;此外,不同区域、季节收集的垃圾性质不同,致使混合垃圾恶臭产气规律属地性大,恶臭组分和浓度有显著差异;(2)恶臭检测方法多样。现有生活垃圾恶臭的采样与监测方法多采用《空气质量 恶臭的测定 三点比较式臭袋法》(GB/T 14675—93)、《空气质量 硫化氢、甲硫醇、甲

第一作者:孙中涛,男,1989年生,硕士研究生,研究方向为固体废弃物处理与资源化。[#]通讯作者。

*国家自然科学基金资助项目(No.41173108、No.51278350);国家科技部科技支撑项目(No.2014BAL02B03-4);上海启明星A类项目(No.14QA1402400);上海市科学技术委员会项目(No.13DZ0511600)。

表 1 不同来源恶臭研究现状
Table 1 Research on different sources of odor

恶臭来源	污染物特征	监测标准或方法	文献
中转站	4 个季节共检出 11~93 种恶臭组分,夏季检出浓度较高的组分为烃类和苯系物,秋季未检出卤代物、有机硫	USEPA TO-15	[5]
	检出 61 种恶臭组分,有机硫化物和苯乙烯检出率低,检出浓度高的组分为二氯甲烷、甲苯、柠檬烯、 α -蒎烯、乙醇、丙酮	GB/T 14675—93	[6]
	检出 86 种恶臭组分,其中硫化氢、氨的检出浓度远大于其他组分,VOCs 中乙酸乙酯的检出浓度最高,其次为间二甲苯、甲苯、苯、苯乙烯、1,2-二氯乙烷等	固体吸附/热脱附/气质联用色谱分析	[7]
填埋场	检出 14 种恶臭组分,包括酮类、酯类、苯系物、氯苯类等;几种主要组分的检出浓度由高到低依次为甲基乙基酮、甲苯、对二甲苯、乙酸乙酯、乙苯、邻二甲苯、苯乙烯、丙酮	USEPA TO-15	[5]
	检出 94 种恶臭组分,包括烃类、苯系物、卤代物、有机硫、含氧化物;夏季恶臭组分检出浓度普遍高于春季	USEPA TO-14	[8]
	定量分析出 111 种恶臭组分,倾倒地主要检出恶臭组分为硫化氢等含硫化合物,填埋区主要检出恶臭组分为甲苯、二硫化碳、乙醇、乙苯、乙酸乙酯,填埋气中主要检出恶臭组分为甲苯、乙苯、邻二甲苯、对二甲苯、甲硫醚	USEPA TO-14 GB 14678—93	[9]
	共检出 22 种恶臭组分,主要包括脂肪烃、单环芳烃、醚和酮等 4 类物质,其中甲苯、乙苯、间二甲苯、对二甲苯的检出浓度较高,四氢呋喃、丙烯、丙酮、间二甲苯、对二甲苯的检出率最高	USEPA TO-15	[10]
	定量检出 35 种恶臭组分,其中苯乙烯、甲苯、二甲苯、丙酮、甲醇、丁酮、丁醛、醋酸、二甲基硫醚、二甲二硫和氨的检出浓度较高	USEPA TO-15	[11]
堆肥场	定量检出 40 种恶臭组分,主要包括硫化物、卤代物、芳香烃、烷烃、烯烃、含氧烃等	USEPA TO-14	[12]
	检出 50 种 VOCs,其中硫化氢、甲硫醚、二硫化碳、二甲二硫、1,3 二甲基苯和邻二甲苯检出浓度较高	USEPA TO-15	[13]
焚烧厂	夏季检出 89 种恶臭组分,垃圾平台检出的恶臭组分数量和浓度均大于渗滤液,垃圾平台臭气浓度为 100~1 000,而滤液臭气浓度为 1 000~20 000,恶臭组分之间存在促进和拮抗作用	USEPA TO-14	[8]

硫醚和二甲二硫的测定 气相色谱法》(GB 14678—93)及美国环境保护署《环境空气中有毒有机化合物测定方法纲要》(EPA/625/R-96/010b)中推荐的 2 种挥发性有机物(VOCs)的测定方法 USEPA TO-14、USEPA TO-15 等,采样装置和分析仪器之间的差异导致监测结果差异显著;(3)生活垃圾恶臭控制标准缺失。由于历史原因,生活垃圾恶臭受关注度小,目前缺少针对生活垃圾恶臭控制的标准,主要参照《恶臭污染物控制标准》(GB 14554—93)^[4],但该标准颁布至今已有 22 年,与现实要求严重不符。

本研究在现有生活垃圾恶臭研究的基础上,通过对恶臭组分变化、恶臭评价方法、特征组分筛选等方面进行总结,尝试找出生活垃圾恶臭的特征组分因子,从而为我国生活垃圾恶臭控制提供一定的理论支持。

1 生活垃圾恶臭特性分析

1.1 恶臭组分特性

混合生活垃圾在收运和处理处置过程中,不同

时间段、不同处理处置工艺下释放的恶臭组分和浓度差别较大,对近年来的生活垃圾恶臭研究成果汇总见表 1。

1.1.1 不同阶段和处理处置方式的恶臭组分研究

对于垃圾运输车、中转站等放置时间较短的生活垃圾,其释放的恶臭组分主要为芳香族和含氧化合物,含硫有机物检出率低。CHIRIAC 等^[14]的研究结果显示,在垃圾填埋运输和垃圾压缩过程,周围空气中浓度相对较高的恶臭组分是苯系物、四氯乙烯、庚烷、柠檬烯等。吕永等^[6]研究发现,垃圾转运站恶臭中硫化氢、甲硫醇、甲硫醚、二甲二硫等含硫化合物的检出率极低(<50%),乙酸乙酯、甲苯、二甲苯、三甲苯、四氯乙烯、柠檬烯等 VOCs 及氨的检出率及检出浓度均较高。上海某中转站研究中得出同样结论,恶臭气体中未检出含硫有机物,VOCs 中乙酸乙酯质量浓度最高($5.11 \times 10^3 \mu\text{g}/\text{m}^3$),苯系物次之,包括甲苯、间二甲苯、苯乙烯^[7]。

作为垃圾的主要接收场所,填埋场或堆肥场生活垃圾产生的恶臭组分以含硫化合物为主,而焚烧

厂苯系物的检出浓度最高。YUE 等^[15]发现,垃圾填埋气中含硫化化合物的检出浓度较高,其中检出浓度最高的组分为二甲二硫,其垃圾表面释放速率为 $345.9 \mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$,其次为二乙基硫醚,垃圾表面释放速率为 $100 \mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ 。段振菡等^[12]对某大型垃圾填埋场和堆肥场作业面的恶臭组分进行分析,在填埋场、堆肥场中分别检出 66、40 种恶臭组分,包括硫化物、卤代物、芳香烃、烷烃、烯烃、萜烯等,两作业面检出的恶臭组分差异不大,但堆肥场恶臭组分总质量浓度(约 $11\ 700 \mu\text{g}/\text{m}^3$)远大于填埋场($2\ 438.46 \mu\text{g}/\text{m}^3$)。与填埋场和堆肥场不同的是,焚烧厂环境空气检出物中苯系物浓度较高,卤代物、有机硫和含氧化合物的浓度相对较低。

填埋场中不同填埋单元和作业区的恶臭特性受垃圾填埋龄、作业工艺及外部环境条件等多重因素影响。数据显示,在填埋作业区新鲜生活垃圾中检出硫化氢、甲硫醇、甲硫醚、二硫化碳、二甲二硫等 5 种浓度较高的含硫化合物,而在垃圾倾卸区,硫化氢和芳香族化合物的检出浓度较高。与新鲜生活垃圾相比,老龄生活垃圾恶臭含硫化合物浓度低,含氧化合物浓度高^[16-17]。相对于垃圾填埋区,污泥填埋区恶臭的氨浓度最高,挥发性脂肪酸(VFA)和含硫化合物含量低;渗滤液池监测到的 VFA 含量高于填埋气,焚烧厂内渗滤液恶臭的 VFA 和臭气浓度约为焚烧平台的 10 倍。

综上可知,中转站的主要恶臭组分为乙酸乙酯、甲苯、乙苯等 VOCs 及氨气,填埋场垃圾恶臭组分中含硫化合物及含氧化合物浓度高,堆肥场释放的恶臭组分同填埋场大体相似,其中苯系物和烃类浓度较高,焚烧厂恶臭组分主要为苯系物。

1.1.2 不同区域及季节的恶臭组分研究

不同区域因气候因素及饮食习惯的差异,将导致生活垃圾组分的较大差别,外界温度对生活垃圾的降解也有重要影响。一般情况下,在一定范围之内,温度越高,垃圾降解越快,相应的恶臭释放速率也越快^[18]。笔者通过长时间、多点位的监测分析发现,上海地区生活垃圾夏季(8—9月)硫化氢及氨的产气速率和产气量明显大于春季(4—5月),夏季垃圾填埋场周边环境空气中硫化氢及氨的平均质量浓度分别为 $8.00、1.04 \mu\text{g}/\text{mL}$,而春季则分别为 $2.80、0.70 \mu\text{g}/\text{mL}$ 。天津填埋场夏季恶臭组分浓度也明显高于春季,如夏季烃类、苯系物、卤代物、有机硫的检出质量浓度分别为 $71.35、8.4、7.11、0.74 \mu\text{g}/\text{mL}$,臭气浓度为 $7\ 328$;春季烃类、苯系物、卤代物、有机

硫的检出质量浓度分别为 $13.49、3.8、0.49、0.12 \mu\text{g}/\text{mL}$,臭气浓度为 $2\ 344$ ^[8]。饮食习惯也会影响生活垃圾恶臭组分的释放,如广州中转站恶臭中含硫化合物较多,这主要与该地区饮食中海鲜食品丰富,生活垃圾中鱼虾类残余物较多有关^[19-20],而天津中转站恶臭中硫化氢、甲硫醇、甲硫醚等的检出率极低。

1.2 单一垃圾组分的恶臭贡献特性

混合生活垃圾中存在不同类别的有机质,这些有机质与垃圾处理处置过程中产生的恶臭组分和浓度存在一定关系。我国生活垃圾主要包括餐厨垃圾、果蔬垃圾、纸张垃圾和庭院垃圾,其有机质质量分数为 $50\% \sim 70\%$ 。LOU 等^[21]探究了不同类型生物物质与恶臭特性的关系,研究发现,餐厨垃圾是混合生活垃圾降解产生恶臭的最主要贡献者,其硫化氢和氨气的释放潜力分别为 $48.4、4\ 742 \mu\text{g}/\text{kg}$,其次是果蔬垃圾,其氨气释放潜力达 $3\ 933 \mu\text{g}/\text{kg}$,两者气体总产量及臭气浓度明显高于混合生活垃圾、庭院垃圾和纸张垃圾。KO 等^[22]同样发现,当混合生活垃圾中餐厨垃圾质量分数分别为 $45\%、15\%$ 时,前者垃圾产气量是后者的近 2 倍,其硫化氢的产出时间及产出量也明显高于后者。可见,混合生活垃圾中餐厨和果蔬等易腐败垃圾对恶臭的产生贡献最大。因此,从恶臭控制角度出发,在垃圾分类中,首先需将餐厨垃圾、果蔬垃圾分离。上海市正在推行的《上海市促进垃圾分类减量办法》^[23]将上海市生活垃圾基本分为 4 类:可回收物、有害垃圾、湿垃圾和干垃圾,其将主要致臭成分(餐厨垃圾等)单独收集,对于减少恶臭具有重要作用。如果后续收运处理处置配套设施同步跟进,该举措将有较好的可操作性,有利于垃圾分类工作的推进。

2 生活垃圾恶臭标准及特性评估

2.1 生活垃圾恶臭标准

我国目前涉及生活垃圾恶臭的标准有《生活垃圾填埋场污染控制标准》(GB 16889—2008)^[24]及《生活垃圾焚烧污染控制标准》(GB 18485—2014)^[25],标准仅提及了空气中甲烷、 SO_2 、 NO_x 、HCl 及金属元素的浓度限值,恶臭的控制要求依然参照 GB 14554—93,该标准发布年限久远,且只规定了 8 种常见典型恶臭污染物的浓度限值。

已报道的生活垃圾恶臭采样和监测方法各异,导致后续研究结果差别大。有学者使用采样瓶和铝箔复合膜气袋采样,测定过程中使用塑料无臭袋,其

他学者使用 Nalophan、Tedlar 臭气袋及内壁硅烷化的苏玛罐采样^[26]。赵东风等^[27]分别对几种材料的采样装置性能进行比较,发现采样瓶内臭气浓度随时间变化最快,其次为铝箔复合膜气袋,最后是 Nalophan 臭气袋,采样瓶内臭气消减率高达 81.3%,分别是铝箔复合膜气袋、Nalophan 臭气袋的 2、4 倍,其原因在于不同材料臭气袋对恶臭组分的吸附作用不同。VOCs 作为恶臭的重要组成部分,其测定方法迥异。国内通常采用热脱附/气质联用色谱法测定苯系物、烷烃等组分^[28],含硫化合物测定需将样品气体通过液氮制冷剂进行预浓缩,然后再加热吹进气相色谱进行分析。而美国环境保护署推荐采用全分析方法测定 VOCs,即用苏玛罐采样,然后三级冷阱预浓缩技术进行前处理,最后载入气质联用色谱进行定性定量测定。

采样和测试方法多样是导致研究结果差异大的主要因素,目前生活垃圾恶臭污染物研究领域亟需规范统一的采样和测试方法,修订控制标准,以便后续的研究结果具有可比性和使用性。

2.2 恶臭评价方法的筛选

基于生活垃圾恶臭物质组分复杂、浓度变化大、嗅阈值低等特点,研究者多用组分浓度、臭气浓度、臭气强度、臭气指数等单一或简单组合指标来评价恶臭。传统的生活垃圾恶臭评价方法主要为三点比较式臭袋法和动态嗅觉仪法。动态嗅觉仪法测定臭气浓度的准确度和稳定性好,且能够测定臭气强度,从而建立浓度—强度关系式。张欢^[29]基于我国 6 级强度表示法,按照韦伯—费希纳公式所呈现的规律建模,制定了与臭气浓度相对应的臭气强度分级表,使得恶臭污染程度的评价结果更具直观性。在此基础上,赵岩等^[30]从恶臭物质组分入手,认为恶臭物质对人嗅觉器官的刺激程度是恶臭污染评估指标体系建立的基础,因此筛选每组恶臭样品中阈稀释倍数大于 1 的组分,求和后作为样品的理论臭气浓度值,用于恶臭污染评价。

基于环境的复杂性,越来越多的研究者把污染物毒性、检出率、暴露状况等因素加入到生活垃圾恶臭评估体系中,并研究了包括优控恶臭污染物筛选在内的综合恶臭评价体系。有学者基于阈稀释倍数,考虑检出频次、毒性等因素,提出了恶臭物质的筛选方法,进而建立了针对生活垃圾的恶臭污染评估指标体系。刘英会^[31]采用综合评分法,分别选择了检出率、潜在危害指数等 9 项指标,根据专家设定的评分系统和权重给指标数据分级赋值,求得各物

质综合分值,最终筛选出一定数量的优先污染物。

单一指标不能很好地表征恶臭污染程度,臭气浓度和强度的测定受主观因素影响较大,因此评价过程中需把毒性、检出率、受关注程度等其他因素考虑在内,针对混合生活垃圾的恶臭污染综合评价方法是今后研究的主要方向。本研究通过对有关生活垃圾恶臭组分数据进行大量研究^[32-38],采用综合评分法筛选出恶臭污染物质的优控名单。

2.3 混合生活垃圾污染特性的辨识

考虑到混合生活垃圾恶臭多组分、低浓度、嗅阈值低等的特性,本研究选择 6 个单项因子(浓度值、嗅阈值、检出率、毒性效应、是否属于美国优先控制污染物、是否属于我国优先控制污染物)作为混合生活垃圾恶臭气体特征污染物的评价指标。各单项因子的详细赋值标准见表 2、表 3。根据《国内外化学污染物环境与健康风险排序比较研究》判断生活垃圾恶臭污染物是否属于美国优先控制污染物以及我国优先控制污染物,属于优先控制污染物则分值为 1,否则为 0。

表 2 恶臭组分质量浓度、嗅阈值及检出率赋值标准
Table 2 The assignment of concentration, threshold concentration and detection rate

分值	质量浓度 / ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	嗅阈值	检出率 / %
1	<10	>0.5	<20
2	10~100	0.1~0.5	20~40
3	100~250	$1.0 \times 10^{-4} \sim 0.1$	40~60
4	250~400	$1.0 \times 10^{-6} \sim 1.0 \times 10^{-5}$	60~80
5	≥ 400	$\leq 1.0 \times 10^{-6}$	≥ 80

表 3 毒性效应赋值标准
Table 3 The assignment table of toxicity index

分值	半致死剂量 / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	半致死质量浓度 / ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)
1	>10 000	>100 000
2	5 000~10 000	10 000~100 000
3	1 000~5 000	5 000~10 000
4	100~1 000	500~5 000
5	≤ 100	≤ 500

根据式(1)计算恶臭组分综合评分:

$$V = 20A + 20B + 20C + 20D + 10E + 10F \quad (1)$$

式中:V 为恶臭组分综合评分;A 为恶臭组分质量浓度的得分;B 为恶臭组分嗅阈值得分;C 为恶臭组分检出率得分;D 为恶臭组分毒性效应得分(即半致死剂量与半致死质量浓度得分的平均值);E、F 分别为是否属于美国和我国优控污染物得分。

依据上述的评分方法,计算得出文献中恶臭组分的综合得分。综合考虑治理可能性和经济性等因

表4 混合生活垃圾优先控制恶臭污染物
Table 4 Priority pollutants of malodorous pollution in mixed waste

序号	中文名	分子式	嗅阈值	综合得分
1	二甲二硫	C ₂ H ₆ S ₂	2.2×10 ⁻³	288
2	硫化氢	H ₂ S	4.1×10 ⁻⁴	256
3	甲硫醇	CH ₄ S	0.7×10 ⁻⁴	241
4	萘	C ₁₀ H ₈	9.3×10 ⁻³	219
5	1,3,5-三甲苯	(CH ₃) ₃ C ₆ H ₃	1.7×10 ⁻¹	216
6	甲硫醚	C ₂ H ₆ S	0.3×10 ⁻²	208
7	甲苯	C ₇ H ₈	3.3×10 ⁻¹	201
8	乙苯	C ₈ H ₁₀	5.8×10 ⁻²	201
9	对二甲苯	C ₈ H ₁₀	8.7×10 ⁻¹	195
10	α-蒎烯	C ₁₀ H ₁₆	1.8×10 ⁻¹	193

素,筛选 10 种组分作为优先控制的恶臭污染物,结果见表 4。

3 结 语

(1) 生活垃圾在运输工具、中转站等停留时间短的阶段,含硫有机物检出率低,恶臭组分主要为芳香族和含氧化合物,填埋场新鲜生活垃圾的恶臭组分中硫化氢、二甲二硫等含硫化合物的浓度高,老龄生活垃圾主要为含氧化合物。堆肥场苯系物和烃类浓度较高,焚烧厂主要恶臭组分也为苯系物。

(2) 同地区夏季与冬季相比,生活垃圾释放的恶臭物质组分多、浓度大。沿海地区饮食中海产品丰富,生活垃圾释放的恶臭气体,含硫化合物检出率和浓度相对高。

(3) 有机质含量高的餐厨和果蔬垃圾对生活垃圾恶臭产生的贡献最大。新鲜生活垃圾同老龄生活垃圾相比,其恶臭污染物中含硫有机物多。

(4) 将检出率、毒性效应等外部因素考虑在内的综合评分法,能更好评价恶臭污染。采用综合评分法,筛选出二甲二硫、硫化氢、甲硫醇、萘、1,3,5-三甲苯、甲硫醚、甲苯、乙苯、对二甲苯、α-蒎烯等 10 种组分,作为混合生活垃圾优先控制的恶臭污染物。

(5) 建议尽快发展我国生活垃圾恶臭污染监测方法和控制标准,为推动我国混合收集生活垃圾的恶臭特性认识、评价和相应控制方法的发展提供基础。

参考文献:

[1] 国家统计局.中国统计年鉴 2014[M].北京:中国统计出版社,2014.
[2] ALLEN M R, BRAITHWAITE A, HILLS C C, et al. Trace organic compounds in landfill gas at seven UK waste disposal sites[J]. Environmental Science and Technology, 1997, 31(1): 1054-1061.
[3] 胡名操.环境保护实用数据手册[M].北京:机械工业出版社,

1990.
[4] GB 14554—93,恶臭污染物控制标准[S].
[5] 徐捷,吴诗剑,夏凡,等.填埋场挥发性有机物研究[J].环境科学与技术,2007,30(4):48-50.
[6] 吕永,郑曼英.垃圾转运站恶臭污染物研究[J].环境卫生工程,2007,15(6):22-24.
[7] 王文婷,黄皇,谢冰,等.上海市某生活垃圾中转站污染特征[J].城市环境与城市生态,2012,25(3):31-35.
[8] 王连生,王亘,韩萌,等.天津市城市垃圾臭气成分谱[J].城市环境与城市生态,2009,22(2):19-23.
[9] 闫凤越,邹克华,李伟芳,等.垃圾填埋场恶臭气体的指纹谱[J].环境化学,2013,32(5):854-859.
[10] 郑玲芳,汪家骅.生活垃圾填埋场填埋气中挥发性有机物释放规律分析[J].环境污染与防治,2009,31(1):104-107.
[11] FANG Jingjing, YANG Na, CEN Danyan, et al. Odor compounds from different sources of landfill: characterization and source identification[J]. Waste Management, 2012, 32(7): 1401-1410.
[12] 段振茵,陆文静.生活垃圾处理处置设施恶臭污染特征研究[EB/OL].(2013-08-01).http://cpfd.cnki.com.cn/Article/CPFDTOTAL-HJKP201308001014.htm.
[13] 张红玉,邹克华,杨金兵,等.生活垃圾堆肥过程中恶臭物质分析[J].环境科学,2012,33(8):2563-2567.
[14] CHIRIAC R, CARRE J, PERRODIN Y, et al. Characterization of VOCs emitted by open cells receiving municipal solid waste[J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, 149(2): 249-263.
[15] YUE Dongbei, HAN Bing, SUN Yue, et al. Sulfide emissions from different areas of a municipal solid waste landfill in China[J]. Waste Management, 2014, 34(6): 1041-1044.
[16] 纪华,夏立江,王进安,等.垃圾填埋场硫化氢恶臭污染变化的成因研究[J].生态环境,2004,13(2):173-176.
[17] DING Ying, CAI Chuanyu, HU Bin, et al. Characterization and control of odorous gases at a landfill site: a case study in Hangzhou, China[J]. Waste Management, 2012, 32(2): 317-326.
[18] KENNETH E H, ROBERT E K, ROBERT K H. Temperature effects: methane generation from landfill samples[J]. Journal of the Environmental Engineering Division, 1982, 108(4): 629-638.
[19] 郑曼英,罗海醜.垃圾转运站空气中挥发性有机化合物分析[J].城市环境与城市生态,2004,17(4):13-14.
[20] 吕永,郑曼英,叶晓玫.生活垃圾转运站恶臭污染指标初探[J].中国环境监测,2008,24(4):49-53.

(下转第 20 页)

假定护城河底泥中泥沙颗粒直径大多小于 2 mm,根据窦国仁^[12]提出的泥沙止动流速公式可知,2 mm 直径泥沙颗粒止动流速为 0.42 m/s。经计算,蓄水 1.0 m 时溃坝洪水发生后,洪峰推进到概化河道下游 2 800.0 m 处时,上游大部分泥沙都会被冲移至下游,同时在一个蓄放水周期内此段水体流动加快,能保持良好的水质。下游距闸门 2 800.0 m 外流量、流速不满足冲淤要求,因此应在下游距闸门 2 800.0 m 附近建立第 2 道闸门继续为下游蓄水冲淤。

4 未来研究方向

(1) 以缓蓄快放系统来改善景观水体水质是一种实用且有效的方案,但模型试验只能得到断面平均流速,而缓蓄快放系统的最终目标是了解溃坝后下游各断面的流速分布,以确定下游水体是否得到改善,未来需进一步探究溃坝水流流态变化规律。

(2) 要保证水中的颗粒物不淤积在河道内,则必须确定流速的下限值,物理模型试验的测试方案有限,未来需进一步探索如何采用理论计算来确定各断面流速的方法。

(3) 后续研究应将断面的横向、纵向流速分布作为研究重点,在不同的蓄水条件、河道特征下进行模拟试验,总结出不同条件下缓蓄快放系统对下游河道水力要素的影响,进而设计不同条件下的缓蓄快放系统最优蓄水与放水方案,为工程设计提供理论依据和计算方法。

参考文献:

[1] 徐晶,朱民.城市景观水体富营养化及其控制[J].环境科学与管理,2010,35(7):150-152.
 [2] 宋李桐.西北地区城市景观水体的水质[D].西安:西安建筑科技大学,2007.
 [3] ZHANG Shanghong, XIA Zhongxi, YUAN Rui, et al. Parallel computation of a dam-break flow model using OpenMP on a multi-core computer[J]. Journal of Hydrology, 2014, 512(6): 126-133.
 [4] 魏勇,许开立,郑欣.溃坝水流计算方法研究[J].金属矿山,2009(8):23-25.
 [5] CARRIVICKA J L, MANVILLE V, GRAETTINGER A, et al. Coupled fluid dynamics-sediment transport modelling of a Crater Lake break-out lahar: Mt. Ruapehu, New Zealand[J]. Journal of Hydrology, 2010, 388(3/4): 399-413.
 [6] 李启龙,黄金池.瞬间全溃流量常用公式适用范围的分析比较[J].人民长江,2011,42(1):54-58.
 [7] 梁忠民,钟平安,华家鹏.水文水利计算[M].北京:中国水利水电出版社,2008.
 [8] 谢任之.溃坝水力学[M].济南:山东科学技术出版社,1993.
 [9] 叶合欣,黄锦林.上游溃坝洪水在某水库水文计算中的影响分

析[J].黑龙江水专学报,2006,33(2):9-12.

[10] 西安理工大学水力学研究所.水力学[M].西安:陕西科学技术出版社,2002.
 [11] 谢悦波.水信息技术[M].北京:水利水电出版社,2009.
 [12] 窦国仁.论泥沙启动流速[J].水利学报,1960(4):46-60.

编辑:丁 怀 (收稿日期:2015-04-10)

(上接第 15 页)

[21] LOU Ziyang, WANG Mingchao, ZHAO Youcai, et al. The contribution of bio-waste disposal on odor emissions from landfills[J]. Journal of the Air & Waste Management Association, 2015, 65(4): 479-484.
 [22] KO J Y, PHAE C G, PARK J S. Effect of food waste direct landfilling prohibition on characteristics of landfill gas and leachate[J]. J. Korean Ind. Eng. Chem., 2007, 18(6): 612-617.
 [23] 上海市政府.上海市促进生活垃圾分类减量办法[EB/OL]. (2014-04-28). http://news.solidwaste.com.cn/view/id_54204.
 [24] GB 16889—2008,生活垃圾填埋场污染控制标准[S].
 [25] GB 18485—2014,生活垃圾焚烧污染控制标准[S].
 [26] 张继光.恶臭评估体系新技术研究[D].青岛:中国石油大学(华东),2009.
 [27] 赵东风,罗叶新,张庆冬,等.嗅觉仪测定恶臭污染有效性研究[J].实验室研究与探索,2007,26(11):26-29.
 [28] 国家环境保护总局《空气和废气监测分析方法》编委会.空气和废气监测分析方法[M].4版.北京:中国环境科学出版社,2003.
 [29] 张欢.恶臭污染评价分级方法[J].城市环境与城市生态,2011,24(3):37-42.
 [30] 赵岩,陆文静,王洪涛,等.城市固体废物处理处置设施恶臭污染评估指标体系研究[J].中国环境科学,2014,34(7):1804-1810.
 [31] 刘英会.天津市恶臭污染优先污染物筛选研究[EB/OL]. (2012-10-10). <http://cpfd.cnki.com.cn/Article/CPFDTOTAL-GJHB201210001018.htm>.
 [32] 路鹏,苏昭辉,王亘,等.填埋场大气中化合物分析与恶臭指示物筛选[J].环境科学,2011,32(4):936-942.
 [33] DAVOLI E, GANGAI M L, MORSELLI L, et al. Characterisation of odorants emissions from landfills by SPME and GC/MS[J]. Chemosphere, 2003, 51(5): 357-368.
 [34] 张晶.典型生活垃圾填埋场恶臭污染特征研究[D].北京:清华大学,2012.
 [35] 王晓伟.餐厨垃圾饲料化工艺恶臭污染物排放特征研究[D].沈阳:沈阳航空航天大学,2012.
 [36] ANUJ K, CHRISTOPHER P A, ROBERT H, et al. Volatile organic compound emissions from green waste composting characterization and ozone formation[J]. Atmospheric Environment, 2011, 45(10): 1841-1848.
 [37] 史昕龙.生活垃圾高效转运与污染控制技术研究[D].上海:华东理工大学,2013.
 [38] GALLEGRO E, RCOCA F J. Characterization and determination of the odorous charge in the indoor air of a waste treatment facility through the evaluation of volatile organic compounds (VOCs) using TD-GC/MS[J]. Waste Management, 2012, 32(12): 2469-2481.

编辑:丁 怀 (收稿日期:2015-03-04)