

废气生物处理设施排放的微生物气溶胶逸散特征、影响因素与暴露风险研究进展

王雯雯^{1,3}, 李慧丽², 颜昌仁², 李彩侠², 李琳^{*1,3}, 韩云平^{1,3}

1 中国科学院生态环境研究中心 环境水质学国家重点实验室, 北京 100085

2 北京卢南污水运营有限责任公司, 北京 100070

3 中国科学院大学, 北京 100049

王雯雯, 李慧丽, 颜昌仁, 李彩侠, 李琳, 韩云平. 废气生物处理设施排放的微生物气溶胶逸散特征、影响因素与暴露风险研究进展[J]. 微生物学通报, 2022, 49(5): 1979-1988

Wang Wenwen, Li Huili, Yan Changren, Li Caixia, Li Lin, Han Yunping. Bioaerosols from bioreactors for waste gas treatment: emissions, factors and exposure risk: a review[J]. Microbiology China, 2022, 49(5): 1979-1988

摘要: 生物处理技术因其具有高效、成本低廉、操作简便、清洁、无二次污染等特点, 已被广泛应用于废气处理方面, 但微生物气溶胶会作为二次污染物从废气处理设施排放到周围空气中。由于携带和传播有害微生物, 微生物气溶胶对人体健康造成潜在危害和风险。废气生物处理设施既是微生物气溶胶的“汇”, 也是微生物气溶胶的“源”。本文阐述了废气生物处理设施微生物气溶胶的逸散水平、群落结构和粒径分布特征, 分析了其形成原因、主要来源、影响因素和暴露风险, 为废气生物处理设施产生的微生物气溶胶的识别和控制技术研究提供科学依据和参考。

关键词: 废气处理; 生物处理设施; 微生物气溶胶; 群落结构; 排散特征; 暴露风险

Bioaerosols from bioreactors for waste gas treatment: emissions, factors and exposure risk: a review

WANG Wenwen^{1,3}, LI Huili², YAN Changren², LI Caixia², LI Lin^{*1,3}, HAN Yunping^{1,3}

1 State Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

2 Beijing Lunan Wastewater Operation Company Limited, Beijing 100070, China

3 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: Biological treatment technology has been widely applied in the purification of waste gases

基金项目: 国家自然科学基金(52070187)

Supported by: National Natural Science Foundation of China (52070187)

*Corresponding author: E-mail: leel@rcees.ac.cn

Received: 2021-09-27; Accepted: 2022-01-01; Published online: 2022-01-29

owing to its high efficiency, low cost, simple operation, and seldom secondary pollution. However, bioaerosols can be discharged into the atmosphere as secondary pollutants from waste gas treatment facilities. Bioaerosols pose potential hazards and risks to human health due to the carrying and transmission of harmful microorganisms. Bioreactors for waste gas treatment are both sinks and sources of bioaerosols. This paper reviews the emission levels, microbial community structure, and particle size distribution characteristics of bioaerosols released from bioreactors for waste gas removal. Furthermore, we discuss the formation, sources, factors, and exposure risk of bioaerosols, aiming to provide a scientific basis and reference for the identification and control of bioaerosols, especially for those from biological treatment facilities.

Keywords: waste gas treatment; bioreactors; bioaerosols; community structure; emission characteristics; exposure risk

在德国科学家 Bach 1923 年采用生物滤池技术处理污水厂散发的硫化氢恶臭气体之后, 生物技术因其高效、低廉、操作简易、二次污染少而被广泛应用于废气治理领域^[1-3]。废气生物处理的原理是利用微生物的代谢作用将废气中的有害物质转化为无害或低害类物质(二氧化碳、水)和细胞物质。废气生物处理设施填料上附着有大量的微生物, 在气流作用下部分微生物逸散出处理设施, 形成微生物气溶胶^[3-4]。微生物气溶胶是指含有微生物的气溶胶, 包括细菌、真菌孢子、病毒、植物或动物碎片等, 粒径为 0.01–100 μm , 其中细菌和真菌孢子一般为 0.3–30.0 μm , 病毒为 20–300 nm^[5-7]。由于微生物气溶胶粒子形成后可沉积、悬浮、再沉积、再悬浮, 不停地扩散直至微生物粒子失去活性, 因此具有再生性和广泛传播性^[8]。废气生物处理设施中存在多种活性微生物, 总数约为 10^4 – 10^{10} CFU/g-填料^[9-10]。部分微生物具有潜在致病性, 致使废气处理设施逸散的微生物气溶胶携带可致病的病毒或微生物。

近年来, 随着生物处理技术广泛应用于净化畜禽养殖场、固废及污水处理系统产生的恶臭物质和挥发性有机物^[7,11-13], 生物处理设施排放微生物气溶胶的二次污染问题备受关注。有

研究表明, 当环境中的微生物气溶胶浓度超过 300 CFU/m³, 长期暴露其中可能会对人体健康产生危害^[14]。

本文综述了废气生物处理设施排放的微生物气溶胶的特点, 包括逸散水平、群落结构和粒径分布; 分析了微生物气溶胶的形成原因及影响因素, 阐述主要来源和潜在的健康风险, 以期为废气生物处理设施排放的微生物气溶胶的有效识别、削减和控制提供科学依据。

1 微生物气溶胶排散特征

1991 年, Ottengraf 等^[15]利用生物过滤装置处理挥发性有机物(volatile organic compound, VOC)废气时, 观察到 10^3 – 10^4 CFU/m³ 的细菌从出气口释放, 这是关于废气处理过程微生物气溶胶逸散的最早报道。随后, 德国^[16]、意大利^[17-18]和中国^[9,19]学者相继开展了相关研究和调查, 并报道了他们的研究结果, 废气生物处理设施逸散的微生物气溶胶浓度为 10^2 – 10^8 CFU/m³ ^[3,20-25], 通常高于背景值, 它们的排放水平和群落结构差异明显(图 1)。在德国和波兰等地区, 养殖场废气生物处理设施的排放口观察到细菌和真菌气溶胶的逸散, 浓度分别为 1.0×10^3 – 4.7×10^4 CFU/m³ 和

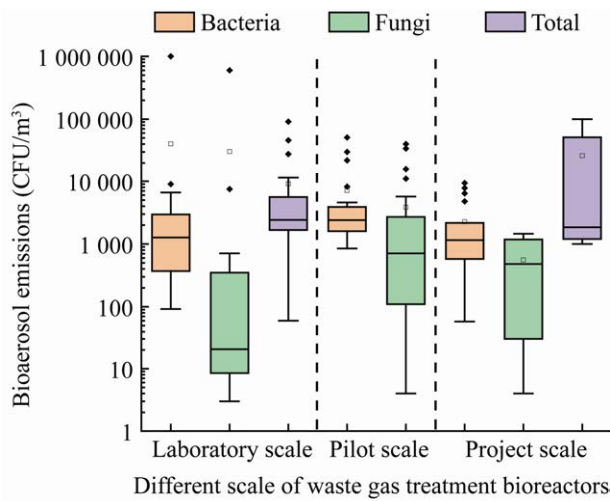


图 1 不同规模废气生物处理设施的微生物气溶胶逸散水平

Figure 1 Bioaerosol emissions from various bioreactors for waste gas treatment.

$1.8 \times 10^2 - 5.2 \times 10^2$ CFU/m³^[16,23]。在处理甲苯、二氧化硫和堆肥废气时,检测到 $2.2 \times 10^2 - 1.0 \times 10^6$ CFU/m³ 的细菌气溶胶和 $2.7 \times 10^2 - 6.0 \times 10^5$ CFU/m³ 的真菌气溶胶从处理设施释放^[9,19-20]。不仅常温废气处理设施会排放微生物气溶胶,利用嗜热菌的高温废气处理设施的排气口也有微生物气溶胶被检出。Bauer 等^[26]利用玻璃歧管采集处理设施排放口周围空气中的微生物气溶胶,测得嗜温菌平均浓度为 17 000 CFU/m³, TSA-SB 细菌平均浓度为 2 100 CFU/m³,耐热真菌平均浓度为 730 CFU/m³。运行高温生物滤池净化污泥干化尾气时^[3],研究发现排放的微生物以 *Pseudomonas* sp. 为主,逸散的总细菌和硫细菌浓度分别为 318 CFU/m³ 和 48 CFU/m³。

研究发现,废气生物处理设施排放的微生物气溶胶主要是粒径范围为 10 nm–100 μm 的小颗粒,并且细粒子(<2.5 μm)的浓度通常高于粗粒子(>2.5 μm)的浓度^[20,27]。稳定运行的高温生物滤池排放的细菌气溶胶中,82%的颗粒粒径分布在 3.3 μm 以下^[27]。Ibanga 等^[4]深入考察了

一个中试规模的生物滤池,发现 40%烟曲霉、40%真菌、70%中温细菌和 60%革兰氏阴性菌的可吸入尺寸范围均小于 2.1 μm,属于细粒子。处理甲苯废气的生物滤池排放的微生物气溶胶中,粒径为 0.65–2.10 μm 的细颗粒占比超过 50%,大于 4.7 μm 的粗颗粒近于 20%^[20]。也有一些研究显示,废气生物处理设施产生的微生物气溶胶颗粒尺寸较大,大于 4.7 μm^[28]。由于重力沉降作用,大颗粒的微生物气溶胶倾向于沉积在生物处理设施内部,而粒径较小的微生物气溶胶悬浮在气相,更容易被气流带出处理设施,释放到空气中。

逸散的微生物气溶胶包含不同的微生物,其中以细菌如中温细菌、嗜热细菌为主,还包括真菌、霉菌及内生孢子等。近年来,随着分子生物学技术的迅速发展,微生物气溶胶的有效监测与识别变得更为高效。高通量测序技术可以实现一次对几十万到几百万条 DNA 分子进行序列测定,从而使得对一个物种的转录组和基因组进行细致全貌的分析成为可能,已经广泛地应用于多个领域的微生物检测和群落分析中^[29]。PCR-DGGE 技术解析处理污泥干化尾气的嗜热生物滤池排放的微生物气溶胶菌群时,发现微生物主要包括 *Pseudomonas* sp.、*Citrobacter freundii*、*Bacillus cereus*、*Providencia* sp.、*Raoultella* sp.、*Acinetobacter* 和 *Serratia*^[30]。利用基因文库技术对高温生物滤池排放的微生物气溶胶菌群进行分析,发现出气口逸散的细菌主要包括 *Pseudomonas* sp.。

2 微生物气溶胶的产生及影响因素

2.1 微生物气溶胶的来源及产生

微生物气溶胶中的微生物来源于废气处理设施内部的降解菌、接种物、废气源排放的微生物等多个方面。废气的生物净化作用以多种

微生物降解不同化合物的能力为基础,在控制与削减气态污染物过程中具有重要作用。通过接种微生物可以有效缩短启动期,使废气生物处理设施较快地开始降解反应。污水处理厂的活性污泥、堆肥材料均是常用的接种物。当活性污泥和堆肥作为接种来源时,微生物气溶胶所含微生物种类较多,而单一接种源则只会产生单一的微生物气溶胶。废气生物处理设施内部通常填充一定厚度的填料,作为废气的吸附材料和微生物的载体。因此,填料表面附着生长大量多种多样的微生物,它们是处理设施产生的微生物气溶胶的主要来源。当使用的填料为堆肥材料、木片、树皮等天然有机材料时,它们不仅自身带有各种各样的微生物,还含有丰富的营养物质,可以给微生物的生长提供必需的碳源。此外,很多需要设置废气处理设施的场所,如污水处理厂、垃圾填埋场、畜禽养殖场以及堆肥厂等,也是微生物气溶胶的排放源^[11,30-31]。这些场所空气中的微生物随欲处理的气体一起被引入废气生物处理设施,也成为微生物气溶胶的潜在来源。Yang等^[30]考察嗜热生物滤塔净化污泥干化尾气的运行效果时,分析了滤塔排放的微生物气溶胶的逸散量、粒径分布和群落结构,并采用贝叶斯方法解析微生物气溶胶的来源。他们发现微生物气溶胶的菌群少部分属于污泥干化尾气携带的微生物,88%与生物滤池中的微生物菌群相关,尤其是与填料上附着生长的优势菌高度相关;当填料上的硫细菌占总细菌的比例由11.6%提高至23.4%时,出气口逸散的硫细菌也随之增加了39%;当微生物种群发生变化,硫细菌占比降低至19.3%时,微生物气溶胶中的硫细菌相应减少了31%^[27]。

在生物处理设施内部,微生物以生物膜的形式在填料表面附着生长。废气中的污染物随

气流进入生物处理设施,通过扩散从气相转移至液相,被微生物吸附、吸收和降解,转化为二氧化碳和水。同时微生物利用废气中的有机物为碳源进行生长,使填料表面的生物膜增厚。与此同时形成的生物膜也会从填料表层脱附、流失,机制包括:原生动物等捕食者对生物膜的消耗;大片生物膜脱落造成的周期性损失;流体剪切和冲击碰撞引起的表面生物膜剥落^[32]。其中,气体流动产生的剪切力造成的侵蚀是生物膜脱落的主要原因^[15]。当气体流速提高至产生的剪切力足以克服微生物间的范德华力、微生物与生物膜间或生物膜内部的静电力时,生物膜中的微生物被剥离进入气流,与自身分泌的有机物等物质一起逸散出生物处理设施,释放到周围空气中形成微生物气溶胶。

2.2 微生物气溶胶排放的影响因素

微生物气溶胶的逸散浓度、排放量、组成和粒径分布与废气来源、处理规模、处理设施结构、气体流速和生物量以及环境条件(如温度、湿度、风速)等因素密切相关。

2.2.1 气体流速

流经生物处理设施的气体流速决定了生物膜与气体之间的剪切力,从而影响微生物气溶胶的排放。已有研究表明,随着气体流速的增加,生物膜的厚度明显下降,而出口气流中的微生物气溶胶浓度则随之增加^[3]。考察净化含甲苯废气的生物处理设施中气体流速对微生物气溶胶排放的影响时,发现在一定范围内随着气体流速增大,微生物气溶胶排放浓度增大;当表观风速增至140 m/h时,产生的细菌和真菌气溶胶浓度达到最大值,分别为370 CFU/m³和431 CFU/m³^[20]。工业规模的处理污泥干化尾气的生物滤池也有类似现象,随着气体流速从1 500 m³/h逐渐增加到3 500 m³/h,排气口检测到的细菌气溶胶浓度从(449±27) CFU/m³明显

增加到 (643 ± 43) CFU/m³,排放量增加了1.4倍^[33]。研究显示,增大生物处理设施的气体流量,出气口逸散的微生物气溶胶浓度显著提高^[20,33]。气量增大,气体的剪切应力随之增强,导致更多的微生物从填料表面脱落、释放,随气流排出废气处理设施^[21]。也有研究发现,流经生物处理设施的气体流速过大时,微生物气溶胶的逸散浓度反而减小^[18]。Ottengraf等^[15]分别利用实验室规模和工程规模的废气处理设施开展了气体流速对微生物气溶胶逸散的影响研究,观察到类似的实验现象;高气速下撞击在填料表面的微生物更易被捕获,当捕获量远大于逸散量时,出气口微生物气溶胶的排放量减少。

2.2.2 填料性质

微生物气溶胶的排放与填料上微生物数量和种类密切相关,提高填料微生物负载量会增加微生物气溶胶的排放量^[10,21,34]。填料上微生物菌群结构不同,出气口逸散的微生物菌群结构也相应存在差异。当二氧化硫为唯一污染物时,硫氧化菌(sulfur-oxidizing bacteria, SOB)是处理设施内部填料上的主要功能菌,此时排放的微生物也以SOB为主;当进气中同时包含二氧化硫和邻二甲苯时,SOB和邻二甲苯降解菌(o-xylene-degrading bacteria, XB)逐渐生长为填料中的优势菌,微生物气溶胶中也检测到SOB和XB^[19]。逸散的微生物菌群结构与填料上的菌群结构呈现协同变化的规律。

填料的材质、表面性质和颗粒度均会影响微生物的负载量和生长,导致微生物气溶胶逸散量的差异。对比填料为甘蔗渣和泥炭的生物滤池微生物气溶胶的排放^[17-18],发现甘蔗渣的生物量为 $(1.51\pm 0.42)\times 10^9$ CFU/g-填料,是泥炭的2倍;填充甘蔗渣的生物滤池排放的微生物气溶胶达到 $(3.67\pm 0.70)\times 10^3$ CFU/m³,明显高于采用泥炭为填料的生物滤池排放的微生物气溶

胶 $[(1.40\pm 1.02)\times 10^3$ CFU/m³]。Ottengraf等^[15]利用生物滤池处理VOC废气时比较了填料颗粒度与逸散的微生物气溶胶的关系,当生物滤池中的填料为均质细颗粒时,细菌的逸散量为1 020-1 750 CFU/m³,明显少于填充非均质粗颗粒填料的生物滤池(4 780-9 350 CFU/m³)。Esquivel-Gonzalez等的研究^[25]也获得了类似的结果,采用粒径较小的珍珠岩作为填料时,微生物气溶胶逸散浓度为 7.6×10^7 cells/m³,低于填充较大颗粒火山岩的生物处理设施的逸散浓度(1.3×10^8 cells/m³)。研究发现粒径较小的填料其生物负载量较低^[17-18],因此微生物气溶胶的排放量较少。

水是微生物新陈代谢不可或缺的物质,保持适宜的填料含水率有利于维持微生物的生长和活性,保证生物处理设施的正常运行。填料含水率对微生物气溶胶的形成和排放均有影响。真菌生物处理设施的含水率与孢子逸散的关系显示,随着填料含水率从80%降低至20%,孢子的形成和释放从 1.3×10^3 CFU/m³逐渐增加到 2.3×10^3 CFU/m³^[35]。另一项研究显示,细菌气溶胶排放浓度与填料含水率呈正相关,逸散水平在含水率为70%时达到峰值,为349 CFU/m³;而真菌气溶胶排放浓度与水分含量呈负相关,其逸散水平在含水率为40%时达到峰值(267 CFU/m³)^[20]。通常含水率高于85%时,废气生物处理设施中的相对湿度近于100%^[36]。细菌适合在较高湿度下生长,因此高湿度会增加微生物气溶胶中细菌的百分比含量;相对湿度较低时,微生物表面的水膜较薄甚至失去水膜,微生物暴露在气流中,从而增加微生物气溶胶的生成几率;真菌和孢子更适合在较低湿度下生存^[37]。因此,随着含水率和相对湿度的降低,真菌和孢子的释放量增加。此外,填料含水率也会影响微生物气溶胶的粒

径分布,当含水率从 20%增加至 90%时,粒径大于 4.7 μm 的微生物气溶胶的比例提高了 17%,小粒径的微生物气溶胶(<2.1 μm)的占比则显著降低至 2%^[20]。随着填料含水率的提高,大粒径液滴的形成几率增加^[21]。较大颗粒的液滴在为微生物的黏附和聚集提供更多表面的同时,易于生成大粒径的微生物气溶胶。

2.2.3 环境条件

温度是微生物生存和生长的重要环境因素,每一种微生物都有其特定的最适温度。适度高温有利于微生物的存活和繁殖,但也会导致微生物气溶胶逸散量增多。随着温度自 20 $^{\circ}\text{C}$ 提高到 50 $^{\circ}\text{C}$,从生物滤池出口检出的细菌气溶胶浓度增加了 3.5 倍;由于过高的温度会导致微生物的死亡,持续升温至 70 $^{\circ}\text{C}$ 时细菌气溶胶浓度明显降低,低于 100 CFU/ m^3 ;类似于细菌气溶胶的逸散,当环境温度从 30 $^{\circ}\text{C}$ 升至 70 $^{\circ}\text{C}$ 时,真菌气溶胶逸散水平明显降低,从峰值的 345 CFU/ m^3 下降至 50 CFU/ m^3 ^[20]。对于孢子,环境温度在 15–35 $^{\circ}\text{C}$ 范围时其逸散浓度变化不明显,为 2×10^3 – 8×10^3 CFU/ m^3 ^[35]。温度对微生物气溶胶的粒径分布也有影响。环境温度从 20 $^{\circ}\text{C}$ 变化到 70 $^{\circ}\text{C}$ 的过程中,粒径大于 4.7 μm 的微生物气溶胶占比保持在 40% \pm 4%;小粒径(0.65–1.10 μm)微生物气溶胶的比例则显著减小^[20],推测是小粒径的颗粒更易受到温度的影响。

生物处理设施内部的 pH 主要影响排放的微生物种类。Liu 等^[34]利用集成反应器协同去除微生物气溶胶、臭气和 VOC 时,发现反应器中性区的填料上异养细菌数量是真菌的 5×10^3 倍;低 pH 值区则相反,真菌数量为异养细菌的 2×10^3 倍,因此逸散的微生物气溶胶中,中性区以异养细菌为主,低 pH 值区则是真菌居多。

3 微生物气溶胶的扩散及暴露风险

微生物气溶胶进入空气后,受重力沉降、布朗运动、惯性碰撞、范德华力和静电引力等的影响,常以羽流形式扩散。采用高斯烟羽模型可以模拟微生物气溶胶沿下风向的扩散,计算落地时的最大地面浓度。Wein 等^[38]将高斯烟羽模型与剂量-反应模型(dose-response model)和疾病进展模型(disease progression model)结合,计算炭疽释放后任意给定位置可吸入人体的孢子数量,评估其暴露风险,从而提出炭疽芽孢杆菌气溶胶生物袭击的响应策略。高斯烟羽模型也曾用于评估高温生物滤池排放的微生物气溶胶的暴露风险^[39],发现下风向 100 m 以外微生物气溶胶的量对人体健康的风险值较低,HI 低于 10^{-3} 。混合单粒子拉格朗日综合轨迹模型(hybrid single particle Lagrangian integrated trajectory model, HYSPLIT)模拟农村地区垃圾站和污水处理站排放的微生物气溶胶空间扩散规律,推算结果^[40]显示,随着与排放源距离的增加,微生物气溶胶的浓度逐渐降低;在不考虑背景微生物气溶胶浓度时,推测距污水处理站 500 m 处微生物气溶胶浓度可降低至不足 1×10^{-5} CFU/ m^3 。

微生物气溶胶通常含有病毒、细菌、放线菌、霉菌孢子和寄生虫卵等,长期暴露会对人体健康造成危害^[20,23,41-42]。我国室内空气质量标准的生物性指标要求菌落总数不得超过 2 500 CFU/ m^3 ,世界卫生组织(World Health Organization, WHO)表示,环境空气中的微生物气溶胶浓度超过 300 CFU/ m^3 时就具有潜在健康风险。大量调查和研究表明不同国家人体基础代谢率和能量需求存在明显差异,王宗爽等^[43]根据我国国情提出了相关暴露因子的数值,提高了微生物气溶胶暴露风险评价的准确度。

微生物气溶胶的暴露途径主要包括呼吸吸入和皮肤或黏膜接触。根据美国环境保护署暴露因素手册(<https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=236252>), 可以计算呼吸吸入和皮肤接触的微生物气溶胶平均暴露剂量(average daily doses)。

$$ADD_{\text{呼吸}} = \frac{c \times IR \times EF \times ET_{\text{呼吸}}}{BW \times AT}$$

$$ADD_{\text{皮肤}} = \frac{c \times S_A \times P_C \times EF \times ET_{\text{皮肤}} \times 24}{BW \times AT}$$

式中, $ADD_{\text{呼吸}}$ 表示呼吸吸入的平均暴露剂量[CFU/(d·kg)]; c 表示平均微生物气溶胶浓度(CFU/m³); IR 表示吸气率(d/m³); EF 表示暴露频率(d/a); $ET_{\text{呼吸}}$ 表示呼吸吸入的暴露时间(a); $ADD_{\text{皮肤}}$ 表示皮肤接触的平均暴露剂量[CFU/(d·kg)]; S_A 表示皮肤接触的表面积(m²); P_C 表示皮肤渗透率(m/h); $ET_{\text{皮肤}}$ 表示皮肤接触的暴露时间(a); BW 表示暴露人群的体重(kg); AT 表示平均预期寿命(d)。

结合平均暴露剂量, 可采用风险指数(HI)评估微生物气溶胶的健康风险。

$$HQ = \frac{ADD}{RfD}$$

$$HI = \sum HQ_i$$

式中, HQ 表示非致癌物风险系数, 表示每种暴露方法(包括呼吸吸入和皮肤接触)单一污染物的非致癌物风险; ADD 表示平均暴露剂量[CFU/(d·kg)]; RfD 表示参考剂量[CFU/(d·kg)]; HI 表示不同暴露方式下多种污染物的非致癌物总风险。

废气生物处理设施微生物气溶胶对现场工人和下风向居民的影响研究显示^[20,30], 呼吸吸入是主要的暴露途径, 男性职工的暴露风险值高于女性职工, 儿童的暴露风险远高于成人。虽然评估获得的吸入空气中微生物气溶胶的风

险较低, HI 均低于 1, 但是考虑到微生物气溶胶中带有病原体或潜在致病菌, 因此不能排除现场操作工人和附近居民长期接触导致的暴露风险。开发微生物气溶胶的净化技术, 如紫外线辐射、生物过滤和光催化等是控制和削减微生物气溶胶的有效措施。超净智能新一代技术包括化学洗涤、生物处理、光催化氧化和深度吸附等单体工艺单元, 通过多级联用有针对性地治理市政恶臭及 VOC, 其中干式催化氧化和吸附技术可以有效削减生物除臭阶段产生的微生物气溶胶, 提高出气质量。

4 总结与展望

废气生物净化过程中, 10^2 – 10^8 CFU/m³ 的微生物气溶胶从处理设施排放, 浓度普遍高于环境背景值。微生物气溶胶的排放受气体流速、填料性质和温度、pH 等诸多因素影响。微生物气溶胶的扩散特征及轨迹可用高斯烟羽模型和 NOAA HYSPLIT 混合单粒子拉格朗日综合轨迹模型描述。扩散到周围空气中的微生物气溶胶主要通过呼吸吸入途径对人体健康构成威胁。

随着公众对微生物气溶胶危害认识程度的提高, 近年来对其来源和转化、传输途径、疾病传播机理和气候效应等方面的研究越来越多, 并逐渐成为研究热点。针对微生物气溶胶的控制与削减, 目前的研发和应用以末端治理技术为主。20 世纪 90 年代, 因负载的微生物密度高、损失少、反应速度快, 微生物包埋技术已被应用于废气处理^[44]。这种技术利用物理或化学方法将游离微生物固定在有限的空间内, 有效地减少微生物与气流接触的同时又能保证微生物的活性^[21], 既可以满足废气的净化, 还可以降低微生物气溶胶的生成和排放, 实现微生物气溶胶的源头削减。在健康效应方面,

已有的暴露风险评估主要基于气溶胶的总细菌和化学成分, 未考虑致病微生物进入人体后自我繁殖的生物增量, 导致风险值的低估。另外, 也缺乏将危害特征、反应剂量、潜在的危险概率和后果作为参数的风险评估系统。目前我国尚未明确规定废气生物处理设施微生物气溶胶的排放限值。因此, 未来的研究应着重于阐明废气生物处理设施微生物气溶胶生成和逸散的机制, 为微生物气溶胶的源头削减和过程控制提供科学依据; 建立明确合理的排放标准和风险评价体系, 全面系统地衡量废气生物处理设施排放的微生物气溶胶对环境和人类健康的影响等方面。

REFERENCES

- [1] Xia GH, Zhou XL, Hu J, Sun ZY, Yao JC, Chen DZ, Wang JD. Simultaneous removal of carbon disulfide and hydrogen sulfide from viscose fibre waste gas with a biotrickling filter in pilot scale[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 230: 21-28
- [2] Han MF, Hu XR, Wang YC, Tong Z, Wang C, Cheng ZW, Feng K, Qu MM, Chen JM, Deng JG, et al. Comparison of separated and combined photodegradation and biofiltration technology for the treatment of volatile organic compounds: a critical review[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2020, 52(8): 1325-1355
- [3] Yang KX, Li L, Ding WJ, Liu JX, Xue S. A full-scale thermophilic biofilter in the treatment of sludge drying exhaust: performance, microbial characteristics and bioaerosol emission[J]. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 2018, 93(8): 2216-2225
- [4] Ibanga IE, Fletcher LA, Noakes CJ, King MF, Steinberg D. Pilot-scale biofiltration at a materials recovery facility: the impact on bioaerosol control[J]. *Waste Management*, 2018, 80: 154-167
- [5] Laucks ML. Aerosol technology properties, behavior, and measurement of airborne particles[J]. *Journal of Aerosol Science*, 2000, 31(9): 1121-1122
- [6] Gao M, Yang ZY, Guo YJ, Chen M, Qiu TL, Sun XB, Wang XM. The size distribution of airborne bacteria and human pathogenic bacteria in a commercial composting plant[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2020, 15(3): 1-10
- [7] Robertson S, Douglas P, Jarvis D, Marczyklo E. Bioaerosol exposure from composting facilities and health outcomes in workers and in the community: a systematic review update[J]. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 2019, 222(3): 364-386
- [8] 宋璐, 王灿, 孟格, 蒋冠羽, 马金标, 李云飞, 刘宁, 王星, 刘杰, 王志达, 等. 气载致病微生物和空气消毒技术[J]. *中国给水排水*, 2020, 36(6): 37-44
Song L, Wang C, Meng G, Jiang GY, Ma JB, Li YF, Liu N, Wang X, Liu J, Wang ZD, et al. Airborne pathogenic microorganisms and air disinfection technologies[J]. *China Water & Wastewater*, 2020, 36(6): 37-44 (in Chinese)
- [9] Chung YC. Evaluation of gas removal and bacterial community diversity in a biofilter developed to treat composting exhaust gases[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, 144(1/2): 377-385
- [10] Liu JW, Yue P, Zang NN, Lu C, Chen XY. Removal of odors and VOCs in municipal solid waste comprehensive treatment plants using a novel three-stage integrated biofilter: performance and bioaerosol emissions[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2021, 15: 48
- [11] 高敏, 李琳, 刘俊新. 典型城市污水处理工艺微生物气溶胶逸散研究[J]. *给水排水*, 2010, 46(9): 146-150
Gao M, Li L, Liu JX. Dissipation of microbial aerosols from typical municipal wastewater processes[J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2010, 46(9): 146-150 (in Chinese)
- [12] Stockwell RE, Ballard EL, O'Rourke P, Knibbs LD, Morawska L, Bell SC. Indoor hospital air and the impact of ventilation on bioaerosols: a systematic review[J]. *Journal of Hospital Infection*, 2019, 103(2): 175-184
- [13] Wang YJ, Li L, Xue S, Han YP, Yang KX. Characteristics and formation mechanism of intestinal bacteria particles emitted from aerated wastewater treatment tanks[J]. *Water Research*, 2019, 163: 114862
- [14] Wu LW, Ning DL, Zhang B, Li Y, Zhang P, Shan XY, Zhang QT, Brown MR, Li ZX, Van Nostrand JD, et al. Global diversity and biogeography of bacterial communities in wastewater treatment plants[J]. *Nature Microbiology*, 2019, 4(7): 1183-1195
- [15] Ottengraf SPP, Konings JHG. Emission of microorganisms from biofilters[J]. *Bioprocess*

- Engineering, 1991, 7(1/2): 89-96
- [16] Martens W, Martinec M, Zapirain R, Stark M, Hartung E, Palmgren U. Reduction potential of microbial, odour and ammonia emissions from a pig facility by biofilters[J]. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 2001, 203(4): 335-345
- [17] Zilli M, Daffonchio D, Di Felice R, Giordani M, Converti A. Treatment of benzene-contaminated airstreams in laboratory-scale biofilters packed with raw and sieved sugarcane bagasse and with peat[J]. *Biodegradation*, 2004, 15(2): 87-96
- [18] Zilli M, Camogli G, Nicoletta C. Detachment and emission of airborne bacteria in gas-phase biofilm reactors[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2005, 91(6): 707-714
- [19] Sun YL, Xue S, Li L, Ding WJ, Liu JX, Han YP. Sulfur dioxide and o-xylene co-treatment in biofilter: performance, bacterial populations and bioaerosols emissions[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2018, 69: 41-51
- [20] Wang YC, Fu Y, Wang C, Wen NJ. Dissimilar emission characteristics between bioaerosol and suspended particles from gaseous biofilters and bioaerosol health risk evaluation[J]. *Aerosol and Air Quality Research*, 2018, 18(7): 1874-1885
- [21] Hu XR, Han MF, Wang C, Yang NY, Wang YC, Duan EH, Hsi HC, Deng JG. A short review of bioaerosol emissions from gas bioreactors: health threats, influencing factors and control technologies[J]. *Chemosphere*, 2020, 253: 126737
- [22] Wang C, Xi JY, Hu HY. Reduction of toxic products and bioaerosol emission of a combined ultraviolet-biofilter process for chlorobenzene treatment[J]. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 2009, 59(4): 405-410
- [23] Chmielowiec-Korzeniowska A, Tymczyna L, Skórska C, Sitkowska J, Cholewa G, Dutkiewicz J. Efficacy of a novel biofilter in hatchery sanitation: I. Removal of airborne bacteria, dust and endotoxin[J]. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine: AAEM*, 2007, 14(1): 141-150
- [24] Valdez-Castillo M, Arriaga S. Response of bioaerosol cells to photocatalytic inactivation with ZnO and TiO₂ impregnated onto Perlite and Poraver carriers[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2020, 15: 43
- [25] Esquivel-Gonzalez S, Aizpuru A, Patrón-Soberano A, Arriaga S. Characterization of bioaerosol emissions from two biofilters during treatment of toluene vapours using epifluorescence microscopy[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2017, 123: 78-86
- [26] Bauer H, Fuerhacker M, Zibuschka F, Schmid H, Puxbaum H. Bacteria and fungi in aerosols generated by two different types of wastewater treatment plants[J]. *Water Research*, 2002, 36(16): 3965-3970
- [27] 杨凯雄. 废气生物处理及微生物气溶胶逸散研究[D]. 北京: 中国科学院大学硕士学位论文, 2017
Yang KX. Study of biotechniques for waste gas treatment and bioaerosol emission[D]. Beijing: Master's Thesis of University of Chinese Academy of Sciences, 2017 (in Chinese)
- [28] Soret R, Fanlo JL, Malhautier L, Geiger P, Bayle S. Investigation of removal capacities of biofilters for airborne viable micro-organisms[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2018, 15(3): 551
- [29] 许光素, 刘俊新, 韩云平, 李琳. 高通量测序技术应用于污水处理厂细菌气溶胶群落结构分析[J]. *环境科学学报*, 2018, 38(11): 4235-4242
Xu GS, Liu JX, Han YP, Li L. Application of high-throughput sequencing technology to analyze the community structure of bacterial aerosols in wastewater treatment plants[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 38(11): 4235-4242 (in Chinese)
- [30] Yang KX, Li L, Wang YJ, Xue S, Han YP, Liu JX. Airborne bacteria in a wastewater treatment plant: emission characterization, source analysis and health risk assessment[J]. *Water Research*, 2019, 149: 596-606
- [31] 马嘉伟, 杨凯雄, 柴风光, 王莹, 郭雪松, 李琳. 生活垃圾填埋场细菌气溶胶粒径分布及种群特征[J]. *环境科学*, 2019, 40(8): 3470-3476
Ma JW, Yang KX, Chai FG, Wang Y, Guo XS, Li L. Particle size distribution and population characteristics of airborne bacteria emitted from a sanitary landfill site[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(8): 3470-3476 (in Chinese)
- [32] Rittmann BE, Laspidou CS. *Biofilm Detachment*[M]. New Jersey: John Wiley & Sons, 2002
- [33] Yang KX, Li L, Xue S, Wang YJ, Liu JX, Yang T. Influence factors and health risk assessment of bioaerosols emitted from an industrial-scale thermophilic biofilter for off gas treatment[J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2019, 129: 55-62
- [34] Liu JW, Kang XY, Liu XL, Yue P, Sun JB, Lu C. Simultaneous removal of bioaerosols, odors and volatile organic compounds from a wastewater treatment plant by

- a full-scale integrated reactor[J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2020, 144: 2-14
- [35] Vergara-Fernández A, Salgado-Ísmodes V, Pino M, Hernández S, Revah S. Temperature and moisture effect on spore emission in the fungal biofiltration of hydrophobic VOCs[J]. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 2012, 47(4): 605-613
- [36] Xue S, Chen WH, Deng MJ, Luo H, Huang WS, Han YP, Li L. Effects of moisture content on the performance of a two-stage thermophilic biofilter and choice of irrigation rate[J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2018, 113: 164-173
- [37] 李琳, 刘俊新. 细菌与真菌复合作用处理臭味气体的试验研究[J]. *环境科学*, 2004, 25(2): 22-26
Li L, Liu JX. Study on odors treatment by the combination of bacteria and fungi[J]. *Environmental Science*, 2004, 25(2): 22-26 (in Chinese)
- [38] Wein LM, Craft DL, Kaplan EH. Emergency response to an Anthrax attack[J]. *PNAS*, 2003, 100(7): 4346-4351
- [39] Yang KX, Li L, Wang YJ, Xue S, Han YP, Liu JX. Emission level, particle size and exposure risks of airborne bacteria from the oxidation ditch for seven months observation[J]. *Atmospheric Pollution Research*, 2019, 10(6): 1803-1811
- [40] Li PY, Li L, Yang KX, Zheng TL, Liu JX, Wang YJ. Characteristics of microbial aerosol particles dispersed downwind from rural sanitation facilities: size distribution, source tracking and exposure risk[J]. *Environmental Research*, 2021, 195: 110798
- [41] Humbal C, Gautam S, Trivedi U. A review on recent progress in observations, and health effects of bioaerosols[J]. *Environment International*, 2018, 118: 189-193
- [42] Han YP, Li L, Wang Y, Ma JW, Li PY, Han C, Liu JX. Composition, dispersion, and health risks of bioaerosols in wastewater treatment plants: a review[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2020, 15(3): 1-16
- [43] 王宗爽, 段小丽, 刘平, 聂静, 黄楠, 张金良. 环境健康风险评价中我国居民暴露参数探讨[J]. *环境科学研究*, 2009, 22(10): 1164-1170
Wang ZS, Duan XL, Liu P, Nie J, Huang N, Zhang JL. Human exposure factors of Chinese people in environmental health risk assessment[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2009, 22(10): 1164-1170 (in Chinese)
- [44] Miyake-Nakayama C, Ikatsu H, Kashihara M, Tanaka M, Arita M, Miyoshi SI, Shinoda S. Biodegradation of dichloromethane by the polyvinyl alcohol-immobilized methylotrophic bacterium *Ralstonia metallidurans* PD11[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2006, 70(5): 625-630