

学校代码:

研究生学号:

硕士专业学位论文（全日制）

地下式市政污水处理厂微生物及内毒素气溶胶排放特征与人体健康风险评估研究

姓 名:

专业学位类型:

指导教师:

培养单位:

二〇二五年三月

A Dissertation Submitted to XXX
For the Full-Time Master of Professional Degree of
Environmental Engineering

Emission characteristics and risk assessment of
bioaerosols and endotoxin aerosols in an
underground wastewater treatment plant

Master Candidate:

Professional Degree Type:

Supervisor:

摘要

市政污水处理厂运行过程中，污水与污泥内含有大量的致病微生物及其代谢产物，在机械搅拌、曝气充氧等工艺环节易通过气溶胶形式扩散。其中特别是内毒素作为致病微生物代谢的典型毒性成分，可诱发人体发热反应及肺功能损伤。工作人员长期暴露于此气溶胶环境，存在接触性感染、呼吸系统疾病等职业健康风险。而地下式市政污水处理厂特殊的环境条件，也为致病微生物气溶胶和内毒素气溶胶提供了一个理想的生存和积累空间，极大的增加了污水处理厂工作人员的健康风险。

因此，本文以细菌和大肠杆菌气溶胶以及内毒素气溶胶为研究对象，以华中地区某地下式市政污水处理厂为研究区，厘清了不同温湿度条件下地下式市政污水处理厂预处理区、生化反应池、MBR 膜池、设备间和污泥处理区 5 个不同污水处理区域之中，微生物气溶胶和内毒素气溶胶的排放特征与影响因子，评估了健康风险，阐明了细菌气溶胶的危害指数 (HI)、大肠杆菌的年感染风险 (P_y) 和疾病负担 (DB)、内毒素气溶胶的日感染风险 (P_d)。通过敏感性分析揭示了暴露浓度、暴露时间、呼吸速率和体重对风险评估结果的影响程度，并基于此分析了地下式市政污水处理厂工作人员健康风险的管控策略。本文的主要研究结论如下：

(1) 细菌和内毒素气溶胶浓度：高温季节 > 中温季节 > 低温季节；大肠杆菌气溶胶浓度的峰值出现在中温季节 ($25.09\text{-}721.79 \text{ CFU}/\text{m}^3$)。高湿度显著提升细菌和大肠杆菌气溶胶浓度，但高温干燥加速细菌裂解释放内毒素，导致高温和中温季节低湿度时内毒素气溶胶浓度更高。低温高湿度通过内毒素气溶胶颗粒吸附延缓降解，导致低温季节高湿度时的内毒素气溶胶浓度 ($132.51\text{-}150.13 \text{ EU}/\text{m}^3$) 反超低湿度时的浓度 ($107.29\text{-}117.09 \text{ EU}/\text{m}^3$)。

(2) 细菌气溶胶浓度最高在 MBR 膜池 ($1903.71\text{-}82155.48 \text{ CFU}/\text{m}^3$)。大肠杆菌气溶胶浓度峰值在预处理区 ($41.22\text{-}721.79 \text{ CFU}/\text{m}^3$)。内毒素气溶胶浓度在不同污水处理区域之中分布较均匀。

(3) 细菌和大肠杆菌气溶胶浓度与污水处理厂进水的污染物浓度指标 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度呈正相关，内毒素气溶胶浓度与污水处理厂进水的污染物浓度指标 COD 呈正相关，所以需分别优化脱氮工艺、降低污水处理厂进水的有机物负荷，以控制生物气溶胶和内毒素气溶胶。

(4) 在一定温度范围内，气温升高会导致微生物气溶胶颗粒粒径缩小，增加可吸入粒径范围内的微生物气溶胶菌落数，且湿度越高气溶胶在可吸入粒径

范围内的浓度越高。MBR 膜池始终保持较高的细菌气溶胶的可吸入比例（64 % - 95 %）。

(5) MBR 膜池（1.05-2.78）在高温高湿环境下细菌气溶胶非致癌风险高于风险临界值 1，健康风险不可接受，需优先控制暴露浓度与时间。大肠杆菌气溶胶年感染风险 (2.87×10^{-3} - 4.59×10^{-1} pppy) 和疾病负担 (8.32×10^{-5} - 2.09×10^{-2} DALYs pppy) 在不同温湿度条件下均超过了基准值 ($P_y \geq 10^{-4}$ pppy; $DB \geq 10^{-6}$ DALYs pppy)，风险不可接受，预处理区风险最突出，需多因素管控（浓度、时间、呼吸速率等）。内毒素气溶胶在不同温湿度条件下的浓度（107.29 - 157.14 EU/m³）始终超过荷兰内毒素的建议职业接触限值（90 EU/m³），预处理区、设备间和污泥处理区的内毒素气溶胶每日感染风险（0.19-0.26 pppd）始终高于生化反应池和 MBR 膜池内毒素气溶胶的每日感染风险（0.15-0.23 pppd）。不同污水处理区域的内毒素气溶胶日感染风险数值受温度和湿度的影响较小，在不同温湿度条件下趋于稳定。暴露浓度、暴露时间、呼吸速率及体重均为内毒素气溶胶日感染风险的主要影响因素。

本文为优化污水处理行业职业健康防护标准、制定差异化环境监测方案以及完善从业人员健康保障体系提供了关键的科学依据。

关键词：地下式市政污水处理厂；微生物气溶胶；内毒素气溶胶；排放特征；人体健康风险评估

Abstract

During the operation of municipal wastewater treatment plants, wastewater and sludge contain a large number of pathogenic microorganisms and their metabolites, which are easy to diffuse through aerosols in the process links such as mechanical stirring, aeration and oxygenation. Among them, endotoxin, as a typical toxic component of pathogenic microbial metabolism, can induce human fever response and lung function damage. Long-term exposure of workers to this aerosol environment poses occupational health risks such as contact infections and respiratory diseases. The special environmental conditions of the underground municipal wastewater treatment plant provide an ideal space for the survival and accumulation of pathogenic microbial aerosols and endotoxin aerosols, which greatly increases the health risk of the staff of the underground municipal wastewater treatment plant.

Therefore, this thesis takes bacterial, *Escherichia coli* (*E. coli*) aerosols and endotoxin aerosols as the research objects, and takes an underground municipal wastewater treatment plant in central China as the research area. It clarifies the emission characteristics and influencing factors of bioaerosols and endotoxin aerosols in five different wastewater treatment areas of the underground municipal wastewater treatment plant (pretreatment area, biochemical reaction tank, MBR membrane tank, equipment room and sludge treatment area) under different temperature and humidity conditions. It evaluates the health risks of bacterial, *E. coli* aerosols and endotoxin aerosols. It clarifies the hazard index (HI) of bacterial aerosols, annual infection probability (P_y) and disease burden (DB) of *E. coli*, daily infection probability (P_d) of endotoxin aerosols. The sensitivity analysis revealed the influence of exposure concentration, exposure time, breathing rate and body weight on the risk assessment results. Based on this, the control strategies of the health risk of workers in the underground municipal wastewater treatment plant are analyzed.

The main conclusions of this thesis are as follows:

(1) The concentrations of bacterial and endotoxin aerosols: high-temperature season > moderate-temperature season > low-temperature season. The peak concentration of *E. coli* aerosols (25.09-721.79 CFU/m³) occurs during the moderate-temperature season. High humidity significantly increases the concentration of bacteria and *E. coli* aerosols, but high temperature and dryness accelerate the lysis of bacteria,

releasing endotoxins and resulting in higher concentrations of endotoxin aerosols during high-temperature and moderate-temperature seasons with low humidity. Low temperature and high humidity delay degradation through the adsorption of endotoxin aerosol particles, resulting in the concentration of endotoxin aerosols at high humidity (132.51-150.13 EU/m³) in the low-temperature season exceeding the concentration at low humidity (107.29-117.09 EU/m³).

(2) The concentration of bacterial aerosols is highest in the MBR membrane tank (1903.71-82155.48 CFU/m³). The peak concentration of *E. coli* aerosols is found in the pretreatment area (41.22-721.79 CFU/m³). The concentration of endotoxin aerosols is distributed more evenly among different wastewater treatment areas.

(3) The concentration of bacteria and *E. coli* aerosols is positively correlated with the concentration of the pollutant indicator NH₃-N in the influent of the wastewater treatment plant. The concentration of endotoxin aerosols is positively correlated with the pollutant indicator COD in the influent of the wastewater treatment plant. Therefore, it is necessary to optimize the denitrification process and reduce the organic load of wastewater treatment plant influent to control the concentration of bioaerosols and endotoxin aerosols.

(4) Within a certain temperature range, an increase in temperature will lead to a reduction in the particle size of microbial aerosol particles, resulting in an increase in the number of microbial aerosol colonies within the inhalable particle size range. Furthermore, the higher the humidity, the greater the concentration of aerosols within the inhalable particle size range. The MBR membrane tank consistently maintains a high proportion of inhalable bacterial aerosols (64%-95%).

(5) The risk of bacterial aerosol non-carcinogenicity in MBR membrane tank (1.05-2.78) under high temperature and high humidity conditions exceeds the benchmark of 1, making the health risk unacceptable. It is necessary to prioritize the control of exposure concentration and duration. The annual infection risk of *E. coli* aerosol (2.87×10^{-3} - 4.59×10^{-1} pppy) and disease burden (8.32×10^{-5} - 2.09×10^{-2} DALYs pppy) under different temperature and humidity conditions both exceed the benchmark ($Py \geq 10^{-4}$ pppy; $DB \geq 10^{-6}$ DALYs pppy), indicating an unacceptable risk. The pretreatment area presents the most significant risk, necessitating multi-factor management (exposure concentration, duration, breathing rate, etc.). The concentration of endotoxin aerosols under various temperature and humidity conditions (107.29-157.14 EU/m³) exceeds the recommended occupational exposure limit for endotoxins

in the Netherlands (90 EU/m³). The daily infection risk of endotoxin aerosols in the pretreatment area, equipment room, and sludge treatment area (0.19-0.26 pppd) consistently remains higher than that in the biochemical reaction tank and MBR membrane tank (0.15-0.23 pppd). The daily infection risk values of endotoxin aerosols in different wastewater treatment areas are less affected by temperature and humidity, tending to stabilize under varying conditions. Exposure concentration, exposure duration, breathing rate, and body weight are the main influencing factors for the daily infection risk of endotoxin aerosols.

This thesis provides a crucial scientific basis for optimizing occupational health protection standards in the wastewater treatment industry, developing differentiated environmental monitoring plans, and improving the health security system for workers.

Key Words: Underground municipal wastewater treatment plant; Bioaerosols; Endotoxin aerosols; emission characteristics; Human health risk assessment

目录

第一章 绪论.....	1
1.1 研究背景	1
1.1.1 地下式市政污水处理厂.....	1
1.1.2 污水处理厂的微生物气溶胶和内毒素气溶胶的危害.....	1
1.1.3 地下式市政污水处理厂微生物气溶胶和内毒素气溶胶的感染风险.....	3
1.2 地下式市政污水处理厂微生物气溶胶和内毒素气溶胶的研究现状和进展 ..	4
1.2.1 来源.....	4
1.2.2 排放特征.....	5
1.2.3 研究发展趋势.....	8
1.3 微生物气溶胶、内毒素气溶胶的人体健康风险评估研究现状和进展	8
1.3.1 U.S. EPA 健康风险评估模型	8
1.3.2 QMRA 模型.....	9
1.3.3 研究发展趋势.....	9
1.4 研究内容与意义	10
1.4.1 主要研究内容.....	10
1.4.2 研究意义.....	11
1.4.3 主要研究特色.....	11
1.4.4 研究技术路线图.....	12
第二章 实验方法和材料	13
2.1 实验方案	13
2.1.1 地下式市政污水处理厂概况.....	13
2.1.2 样品采集.....	14
2.1.3 样品处理及检测.....	18
2.1.4 微生物气溶胶计数及校正.....	19
2.2 细菌气溶胶 U.S. EPA 健康风险评估模型	20
2.2.1 危害识别.....	20
2.2.2 暴露评估.....	20
2.2.3 毒性评估.....	21
2.2.4 风险表征.....	21
2.3 大肠杆菌气溶胶 QMRA 模型	21
2.3.1 危害识别.....	21
2.3.2 暴露评估.....	22

2.3.3 剂量-反应评估	22
2.3.4 风险表征.....	22
2.4 内毒素气溶胶 QMRA 模型	25
2.4.1 危害识别.....	25
2.4.2 暴露评估.....	25
2.4.3 剂量-反应评估	25
2.4.4 风险表征.....	28
2.5 不确定性分析	28
第三章 微生物气溶胶、内毒素气溶胶的排放特征及其影响因子	29
3.1 微生物气溶胶的排放特征	29
3.1.1 微生物气溶胶的浓度大小.....	29
3.1.2 微生物气溶胶的粒径分布.....	39
3.1.3 微生物气溶胶排放特征的影响因子分析.....	45
3.2 内毒素气溶胶的排放特征	48
3.2.1 内毒素气溶胶的浓度.....	48
3.2.2 内毒素气溶胶排放特征的影响因子分析.....	52
3.3 微生物气溶胶与内毒素气溶胶浓度之间的相关性分析	52
3.4 本章小结	53
第四章 微生物气溶胶、内毒素气溶胶的暴露风险评估	56
4.1 微生物气溶胶的暴露风险评估	56
4.1.1 细菌气溶胶.....	56
4.1.2 大肠杆菌气溶胶.....	60
4.1.3 敏感性分析.....	65
4.2 内毒素气溶胶的定量风险评估	73
4.2.1 定量风险评估.....	73
4.2.2 敏感性分析.....	76
4.3 本章小结	80
第五章 结论与展望	82
5.1 结论	82
5.2 研究展望	84
参考文献	86

第一章 绪论

1.1 研究背景

1.1.1 地下式市政污水处理厂

地下式市政污水处理厂，又称下沉式市政污水处理厂或地埋式市政污水处理厂，是指污水处理构筑物合建在一个或若干箱体内，箱体上部加设构筑物，将操作层封闭在室内的污水处理厂，可分为全地下式市政污水处理厂和半地下式市政污水处理厂^[1]。随着我国城镇人口的快速增加，以及日益严格的排污标准，我国大部分城市污水处理厂都面临着产能扩张、工艺更新等问题，这使得城市用地的供求矛盾日益突出^[2]。在保证城市可持续发展的前提下，适度地将市政设施地下化，可以有效地解决一些大城市由于建设过程中存在的一些环境与社会问题，最大限度地发挥其可持续发展的作用^[3]。因此，地下式污水处理厂凭借着土地集约、资源利用、环境友好这 3 大特点成为建设首选^[4, 5]。目前，国内对于这种环境友好型的市政建设项目越来越重视，国家相关协会加快规范地下式市政污水处理厂标准的制定，分别颁布了《地下式城镇污水处理厂工程技术指南》T/CAEPI 23-2019 和《城镇地下式污水处理厂技术规程》T/CECS 729-2020^[6]。国家和地方政府部门正逐渐认可地下式污水处理厂所带来的正面价值并逐步对其标准规范化，这既是我国目前倡导的生态文明型城市的重要举措，也与联合国可持续发展战略相一致，但也不能因此而忽视了其存在的问题。

1.1.2 污水处理厂的微生物气溶胶和内毒素气溶胶的危害

市政污水处理厂中的污水和污泥中含有大量的微生物，其中包括一些病原微生物，主要来源于人类肠道菌群，这些微生物在污水处理工艺的机械搅拌、曝气充氧等作业环节中会以微生物气溶胶的形式释放至周边工作环境，直接导致市政污水处理厂工作人员面临职业暴露风险，引发接触性感染等职业健康问题^[7, 8]。微生物气溶胶是指空气中悬浮的生物颗粒，包括细菌、真菌、病毒及微生物代谢产物，在污水处理过程中的多个步骤中都会产生。由于其体积小，质量轻，易于通过空气介质进行扩散和远距离输送，再经过损伤的皮肤、黏膜、消化道及呼吸道侵入机体，从而引起和增加人类皮肤过敏、呼吸道感染、哮喘、心血管疾病和慢性肺部疾病等的发病几率，对人类健康造成巨大威胁^[9-11]。近

10多年来，SARS、甲型H1N1流感和新型冠状病毒肺炎等对社会与经济造成重大影响的高传染性疾病，都与微生物气溶胶的排放和传播密切相关^[12-15]。不同生物气溶胶对人体的危害如表1.1所示。大量研究表明市政污水处理厂工人有暴露于多种病原体的风险，这可能会导致污水处理工人患胃肠或呼吸系统疾病的频率增加^[16-21]。Rylander等人（1976）^[22]描述了这些人群中的多种健康问题（头痛、虚弱、发热、恶心、咳嗽、鼻炎、肠胃炎等），并将他们归入“污水处理厂工人综合症”一类。

表1.1生物气溶胶对人体的危害

成分	危害	参考文献
病毒	流感、狂犬病、肝炎、	[16]
真菌	鼻炎、哮喘、结膜炎	[17]
昆虫	哮喘、鼻炎、皮炎	[17]
蛋白气溶胶	过敏、肺泡炎、过敏性综合征	[18]
内毒素	哮喘、肺炎	[19]
细菌	肺炎、肺结核、野兔热、布氏菌病、军团菌病	[20]
酶和细胞产物	肺紊乱或损伤	[20]
螨虫	过敏	[21]
立克次氏体和衣原体	Q热，鹦鹉热	[21]

内毒素是气溶胶中可以引起人体发热及肺功能损伤的一种有毒物质，可以在空气中稳定存在并且有增加积累的可能性，到达肺部后被肺巨噬细胞吞噬，释放细胞因子，活性氧中间体等炎症介质。人类暴露于高浓度水平的内毒素的环境中，可导致大量的细胞因子经血液循环释放到全身，导致吸入热、有机尘中毒综合征（ODTS）及弥漫性血管内凝血等症状，严重会使暴露者休克甚至死亡^[23]。流行病学和毒理学研究提供的证据表明，内毒素水平升高与哮喘严重程度和支气管高反应性增加有关^[24, 25]。Sigsgaard等人（1994）^[26]根据粉尘和内毒素暴露浓度水平对污水处理厂工人分组进行肺功能测量，发现在工作时间内，灰尘和内毒素浓度的增加与肺功能的下降之间存在关联。Kanchongkittiphon等人（2015）^[27]研究也表明室内内毒素暴露与哮喘加重之间存在关联。2007年内毒素被欧洲职业安全健康局确定为十大新兴生物风险之一^[28]。研究表明，职业性接触高浓度的空气传播内毒素会导致呼吸道炎症、呼吸道症状和肺功能下降^[29]。Schlosser等人（2011）^[30]发现污泥干化厂等工业场所是内毒素的高暴露场所，工人们在室内空气质量极差，内毒素浓度水平极高的环境中作业，呼吸系统健康受到极大威胁。此外，低内毒素浓度的环境的风险也不容忽视。研究表明，人类持续暴露在低浓度水平的内毒素条件下，也会诱发或加剧一系列呼吸

系统疾病，产生咳嗽、哮喘、有机尘肺病及慢性阻塞性肺炎等症状^[31]。Gordon (1994)^[32]等发现低浓度内毒素气溶胶 (<100 EU/m³) 也可增加呼吸道易感性，出现咳嗽、气喘和呼吸困难等症状。Farokhi 等人 (2018)^[29]也表示不仅高暴露水平的内毒素会对呼吸健康造成影响，在暴露于低于 100 EU/m³ 的内毒素时呼吸也会受到影响。研究表明，内毒素暴露浓度超过界值就会导致呼吸道的病理变化，出现不同的临床症状^[33]。目前空气内毒素的环境质量标准并不完善，研究者和相关机构根据各自的研究提出了不同的建议限值，如表 1.2 所示。

表 1.2 不同条件下的内毒素限值

适用范围	内毒素浓度 (EU/m ³)	参考文献
避免肺损伤	84	[34]
	450	[35]
避免有机尘中毒综合征	2000	
避免气道炎症	1000	[36]
	100	
对人体无影响	90-1700	[37]
	50	[38]
职业暴露的卫生标准	90	[39]

1.1.3 地下式市政污水处理厂微生物气溶胶和内毒素气溶胶的感染风险

由于地下式污水处理厂通常处于封闭或半封闭的地下空间，阻碍了太阳紫外线的进入，湿度较高^[40]。高湿度环境为致病微生物的生长和繁殖提供了良好的条件，同时使得微生物气溶胶和内毒素气溶胶得以在空气中存活更长时间。此外，地下式污水处理厂的通风系统往往较为复杂，且地下空间通常没有足够的自然风力帮助空气流通，地下空间的空气流动受到限制，致病微生物和内毒素气溶胶的浓度很难得到有效稀释，导致致病微生物气溶胶以及内毒素气溶胶极易在地下式污水处理厂累积达到较高浓度^[41, 42]。地下污水处理厂特殊的环境条件为致病微生物气溶胶和内毒素气溶胶提供了一个理想的生存和积累空间，大大增加了污水处理厂工作人员的健康风险，尤其是在通风、卫生或个人防护措施不充分的情况下^[18]。许光素等人 (2018)^[43]研究选取的污水处理厂的粗格栅采样点为地下操作间，湍急的进水将污水中大量的致病微生物释放到空气中形成气溶胶，在具有稳定气象条件的室内环境中不断累积，导致其群落组成与设置于室外构筑物采样点的气溶胶中的菌落组成明显不同。唐宏辉等 (2020)^[44]对地下式污水处理厂的通风除臭设计中指出预处理区和生化反应区操作车间与池面空间存在多处密封不严密，气体会通过闸门、检修盖板孔洞、管道密封不

严孔洞等泄露。从而也会导致气溶胶向环境的泄露。吴见平等（2021）^[45]指出地下式污水处理厂在运营过程中会释放大量的恶臭污染物到周围空气中形成恶臭气体，在排放前需通过生物滴滤池法和生物滤池法等生物法除臭等技术降低恶臭污染物浓度。由于滤床中的填料含有多种致病微生物，除臭过程中会排放微生物气溶胶，能够对人体的呼吸道和肺部造成伤害。Zhang 等人（2023）^[46]研究了半地下式污水处理厂细菌气溶胶的分布、群落组成、传播和相关的健康风险，并发现半地下式污水处理厂不同处理阶段释放的细菌气溶胶表现出不同的季节变化。此外，因为致病微生物气溶胶的传播可能对周围居民健康状况产生影响，污水与微生物气溶胶相关的文献研究还是主要集中在户外环境^[47-49]，很少关注污水处理厂现场工作人员的潜在职业暴露风险。相对传统地上式污水处理厂来说地下式污水处理厂数量极少，所以与微生物气溶胶和内毒素气溶胶相关的地下式污水处理厂中的工人健康风险评估和控制策略尚未得到足够的重视，关于地下式污水处理厂污水处理过程中微生物气溶胶和内毒素气溶胶的系统性研究还较为缺乏，我们对地下式市政污水处理厂污水处理不同过程中生物气溶胶和内毒素气溶胶的排放特征及健康风险知之甚少，因此，评估地下式市政污水处理厂工人接触微生物气溶胶和内毒素气溶胶的健康风险非常重要。

1.2 地下式市政污水处理厂微生物及内毒素气溶胶的研究现状和进展

地下式污水处理厂和地上式污水处理厂气溶胶污染物的来源几乎完全一致。分析相关文献数据库，以污水处理厂、气溶胶作为关键词在中国知网数据库搜索，关于污水处理厂中气溶胶的研究有3篇会议论文、3篇学位论文、28篇期刊论文。以 wastewater treatment plant AND aerosol 作为关键词在 Science Direct 数据库中相关的文献有 8320 篇；在 WILEY 数据库中相关的文献有 5214 篇；在 ACS 数据库中相关的文献有 1476 篇。然而，以 underground or wastewater treatment plant AND aerosol 作为关键词在 Science Direct 数据库中相关的文献只有 1 篇；在 WILEY 和 ACS 数据库中还没有相关文献。地下式污水处理厂的气溶胶暴露特征的系统研究还有待加强。

1.2.1 来源

空气中含有来自植物、动物、土壤等自然界的生物粒子，包括真菌孢子、细菌、藻类、尘土中的微生物等，这些生物粒子会通过空气流动进入污水处理厂，成为本底空气中的微生物气溶胶^[50]。人类活动是微生物气溶胶的另一个重要来源，主要包括工作人员的日常操作、清洁作业、维修活动等。污水处理厂

工人在工作中对设备的操作、污水和污泥的管理、厂区的清洁等都可能导致微生物气溶胶的释放^[51]。污水与污泥中含有大量的致病微生物，这些微生物在污水的处理过程中，均会因水流扰动、污泥扰动及气泡破裂等作用，导致微生物从水或泥中逸散出来，进入到空气中，形成微生物气溶胶^[52]。Yang（2019）等^[53]研究发现污水和污泥是空气中致病微生物的主要来源，尤其是室内处理设施。在污水处理过程中，预处理、生物处理、污泥脱水等阶段的任何一种能够造成水面喷溅或气泡破裂的机械设备都会导致气溶胶的产生^[54]。预处理阶段，电机驱动粗、细格栅在拦截污水中的悬浮杂质过程中传动链会不断扰动水面，使污水中的微生物向空气扩散形成微生物气溶胶。生物处理阶段，通过曝气装置向微生物降解污染物提供溶解氧的过程中会产生大量的气泡，气泡在破裂和喷溅时会形成大量微生物气溶胶，同时为保证污水的处理效果，污泥需要在机械搅拌等外力作用下与污水充分混合，对含有高微生物浓度的泥水混合物的水面造成了剧烈扰动，导致微生物逸散到空气中形成微生物气溶胶^[55, 56]。污泥脱水阶段，带式压滤、板框压滤、离心等脱水装置在运转过程中，污泥中的微生物逸散到空气中形成微生物气溶胶^[57, 58]。

污水和污泥中富含的细菌，特别是革兰氏阴性菌，其细胞壁成分中含有脂多糖（Lipopolysaccharides, LPS），即内毒素的主要成分。细菌在增殖、死亡和裂解过程中，内毒素会从细胞中释放出来进入空气，形成内毒素气溶胶^[59-61]。Madsen 等人（2023）^[62]以观察不同的污水处理流程、工业清洗和维护的污水处理厂现场工作人员为研究对象，且表示内毒素气溶胶暴露应作为污水处理厂工人工作环境风险评估的一部分。

1.2.2 排放特征

1.2.2.1 逸散浓度

气溶胶在污水处理过程中的多个步骤中都会产生，其中曝气池、污泥处理和污水泵房等区域是气溶胶生成的高风险区。郁庆福等人（1992）^[55]在某市政污水处理厂微生物气溶胶的污染调查显示，生化反应池旁、污泥浓缩池旁的细菌总数和大肠杆菌群数均高于污水处理厂的其他区域。Korzeniewska 等（2009）^[63]研究发现氧化沟和污泥脱水车间内有较高浓度的气溶胶，主要是由于氧化沟的曝气和污泥脱水车间的高强度机械操作更有利于气溶胶的产生和逸散。高敏等人（2010）^[56]在污水处理厂的格栅间、好氧池和污泥脱水车间均检测出了气溶胶，而且发现在空间较封闭的污泥脱水车间内气溶胶浓度最高。张俊超等人（2012）^[57]对某市政污水处理厂的研究显示，气溶胶浓度分布主要集中在氧化沟、二沉池和污泥脱水车间三个功能区，其它功能区浓度分布较低。邱雄辉

(2012) [58]研究市政污水处理厂气溶胶的逸散特征时发现各污水处理单元所排放的气溶胶浓度不同，浓度最大值出现在污泥脱水车间，各处理单元产生的气溶胶浓度均大于出水口，且各处理单元产生的气溶胶浓度也大于背景值，说明污水处理设施是气溶胶的排放源。刘建伟等人（2013）[64]以北京市某市政污水处理厂为研究对象，得出曝气池上空气溶胶浓度最高，其次是污泥脱水车间，浓度最低的区域为预处理区和污泥浓缩池。胡嘉琳（2017）[65]经过污水处理厂菌群结构分析表明，机械曝气装置对活性污泥的曝气过程会向空气中释放大量的气溶胶。杨凯雄等人（2018）[66]在采用 SBR 工艺的某污水处理厂发现污水处理各工艺段都有气溶胶逸散，粗格栅、生化反应池和污泥脱水车间为主要逸散源。孙强（2019）[67]在研究某市政污水处理厂气溶胶分布特征时发现，气溶胶主要来自曝气池和高速机械操作的处理单元。气溶胶的污染程度上从大到小表现为污泥脱水车间、格栅间、曝气池。微生物气溶胶的浓度构筑物内的远大于构筑物外。Xu 等人（2020）[68]的研究也发现污水处理厂中气溶胶的最大浓度分别出现在曝气沉砂池和污泥浓缩室。

内毒素是迄今为止污水处理厂暴露研究中测量最多的微生物成分^[69-71]。早期污水处理厂的内毒素研究主要集中于污水中的内毒素浓度监测及其去除方法^[72]。Burger 等人（1989 年）^[73]比较了两家污水处理厂去除原污水中内毒素的能力，发现在污水处理过程中特别是预处理阶段，内毒素活性能够得到有效降低。Rapala 等人（2002）^[74]调查饮用水净化厂中的内毒素浓度时，在早期阶段观察到内毒素浓度的最高能够降低 83% - 86%。但由于内毒素存在于水、空气、土壤等所有环境中，污水中存在的内毒素也能以气溶胶的形式逸散到空气中，也应考虑对空气中内毒素气溶胶进行监测。Smit（2005）^[19]等对来自 40 个污水处理厂的 216 名工人的内毒素气溶胶暴露水平进行了测量，内毒素气溶胶暴露浓度范围为 1.5 - 1081 EU/m³。Sánchez-Monedero（2008）^[75]表示曝气和污泥处理是污水处理厂内毒素气溶胶的主要来源。Daneshzadeh 等（2010）^[76]在比较研究污水处理工人与垃圾处理工人气溶胶暴露时发现污水处理厂工人的内毒素气溶胶暴露浓度高于垃圾处理工人。Gangamma 等人（2011）^[17]指出超过 49% 在职业环境中的研究样本超过了空气中的内毒素暴露限值。Lu 等（2020）^[77]对 14 名污水处理厂工人进行了为期一年的跟踪研究，发现 14 名污水处理厂工人中有 5 名工人的内毒素气溶胶暴露浓度超过了 200 EU/m³。

1.2.2.2 粒径分布

微生物气溶胶的粒径分布决定了其传播距离、沉降速度及对呼吸系统的影响。因此，了解微生物气溶胶的粒径分布对于优化污水处理过程、控制疾病传播和保护公共健康具有重要意义。暴露于微生物气溶胶的人的健康风险与气溶

胶粒径大小有关。空气动力学尺寸 $>10\text{ }\mu\text{m}$ 的微生物气溶胶通常会沉积在上支气管中，而空气动力学尺寸 $<5\text{ }\mu\text{m}$ 的微生物气溶胶可以渗透到下支气管，引起过敏和哮喘等症状^[78, 79]。较小的颗粒($<1\text{ }\mu\text{m}$)能长时间悬浮在空气中，并可能通过呼吸进入人体，引起呼吸系统疾病，较大的颗粒则更易沉降^[68]。研究表明，污水处理过程中微生物气溶胶粒径通常在 $0.5\text{-}10\text{ }\mu\text{m}$ 之间，其中以 $2\text{-}4\text{ }\mu\text{m}$ 的粒径最为常见，且具有较大的时间和空间变化性。高敏等人(2010)^[56]发现两座采用两种不同生物处理单元的市政污水处理厂内的细菌气溶胶和真菌气溶胶的粒径分布相似，最高浓度的粒径都出现在 $2.1\text{-}3.3\text{ }\mu\text{m}$ 。邱雄辉(2012)^[58]研究发现污水处理厂生成的细菌气溶胶的粒径分布呈负偏态分布，峰值出现在 $2.1\text{-}3.3\text{ }\mu\text{m}$ 。Li等人(2024)^[80]在研究市政污水处理厂微生物气溶胶排放特征时发现污水处理厂中可吸入颗粒物($<4.7\text{ }\mu\text{m}$)所占比例为 $51.35\text{ \%}\text{-}83.33\text{ \%}$ 。Jakhar等(2024)^[81]在研究污水处理厂微生物气溶胶排放特征时，细菌气溶胶的最高浓度出现在Anderson六级采样器的第3级($3.3\text{-}4.7\text{ }\mu\text{m}$)和第4级($2.1\text{-}3.3\text{ }\mu\text{m}$)。Vishwakarma等(2024)^[82]也表示污水处理厂产生的微生物气溶胶主要分布在 $2.1\text{-}4.7\text{ }\mu\text{m}$ 的粒径范围内。

1.2.2.3 排放特征的影响因素

研究发现，气溶胶的排放存在于污水处理的每个阶段，并且在污水处理的不同阶段变化很大，不同的污水处理工艺对气溶胶的生成有显著影响^[83-85]。机械搅拌、曝气池和预处理部分通常被认为是污水处理厂气溶胶的最高浓度排放区域^[86-88]。刘建伟等人(2013)^[89]的研究发现，在格栅间、曝气池、污泥浓缩池和污泥脱水车间4个污水处理的不同功能区中，在曝气池和沉淀池附近，微生物气溶胶的粒径分布更为集中。Kowalski等(2017)^[87]发现在沉淀池和污泥处理阶段，细菌气溶胶的主要粒径范围为 $2.1\text{-}3.3\text{ }\mu\text{m}$ ，在机械处理和曝气池附近为 $3.3\text{-}4.7\text{ }\mu\text{m}$ 。Han等(2019)^[90]表示污水处理厂气溶胶的主要来源是厌氧-缺氧-好氧池(A2O)处理单元中的曝气池。Liu等人(2022)^[91]对某市政污水处理厂进行研究时发现MBR膜池是污水处理厂中生物气溶胶的主要来源。

气溶胶的排放特征除受处理工艺和运行条件的影响外，还受空气温度、相对湿度、日光辐射及风速等气象因素的影响。张俊超等人(2012)^[57]研究发现，市政污水处理厂在不同的季节不同功能区产生的微生物气溶胶浓度存在一定的差异。春、夏两季细菌的最高浓度分别出现在污泥脱水间和氧化沟，其他功能单元浓度分布则较为均衡。钱生财(2012)^[92]通过分析微生物气溶胶浓度与环境因子关系发现，细菌气溶胶浓度与环境温度在一定范围内呈显著正相关，与环境湿度呈显著相关。胡嘉琳(2017)^[65]指出污水处理厂空气中微生物的菌群结构存在比较明显的季节差异，夏季污水处理厂及其周边空气中细菌气溶胶多

样性显著高于冬季。杨凯雄等人（2018）^[66]指出细菌气溶胶的逸散受温度、相对湿度等因素影响，在温度、相对湿度适宜的夏季，污水处理各工艺段空气中的细菌气溶胶检出更多。孙强（2019）^[67]研究发现，格栅间、曝气池的微生物气溶胶的浓度夏季远大于其余季节，而污泥脱水车间的微生物气溶胶的浓度冬季远大于其他季节。Vishwakarma 等（2024）^[82]表示污水处理厂排放到空气中的生物气溶胶浓度随季节变化，可以利用气溶胶化率计算，气溶胶化率越高生物气溶胶浓度越高，夏季生物气溶胶的气溶胶化率比冬季高近 6 倍。有研究指出，气溶胶的粒径分布在不同气象条件下变化显著，尤其是在相对湿度和温度的变化下，粒径会发生显著的变化。湿度较高时，亲水性气溶胶会吸湿，导致粒径增大^[93, 94]。

污水处理设施类型、污水处理厂处理规模、污水流速、污染物组成以及处理过程中的气象条件等，这些因素均可能影响污水处理厂内毒素的释放水平^[95]。Szulc 等（2021）的^[96]研究表明，污水处理厂内不同区域的内毒素浓度差异显著，尤其在污泥处理区域内毒素气溶胶浓度最高，浓度可达 370 ng/m³。

1.2.3 研究发展趋势

近年来，随着气溶胶暴露对人体健康影响的深入研究，污水处理过程产生的生物气溶胶问题逐渐成为环境科学与公共卫生领域的重要议题。已有研究表明，在预处理（如格栅、沉砂池）、生物处理（如曝气池、生物滤池）、污泥脱水等各个污水处理工艺环节中，不同设备、处理过程和气象条件会对气溶胶的形成造成影响。现有研究多聚焦于气溶胶浓度监测，而忽略粒径分布与毒性效应的关联，导致风险评估的精细度不足。同时大量研究发现，室内和工厂内的气溶胶水平高于附近的室外环境或周边地区的气溶胶水平。这种空间分布特征可能与空气流通条件、气溶胶沉降速率等环境参数密切相关。然而，现有研究绝大多数都聚焦于传统地上式或半地下式污水处理设施，近年来快速发展的处于封闭式处理环境的地下式污水处理厂的气溶胶暴露特征还几乎是研究空白。

1.3 微生物及内毒素气溶胶的人体健康风险评估研究现状和进展

风险评估中较为常用的健康风险评价模型是 U.S. EPA 健康风险评价模型和微生物定量风险评价（QMRA， Quantitative Microbial Risk Assessment）模型。

1.3.1 U.S. EPA 健康风险评估模型

U.S. EPA 健康风险评估模型由美国环境保护署在 1984 年提出，分为非致癌

风险指数法和致癌风险指数法。对于非致癌污染物使用危害商（HQ, Hazard Quotient）和危害指数（HI, Hazard Index）来表征其非致癌风险，当计算结果等于或小于基准值 1 时（HQ 或 HI \leq 1）认为没有显著的非致癌风险。U.S. EPA 健康风险评估模型中的非致癌风险指数法可用于评估暴露于细菌气溶胶的人体健康风险^[53, 83, 90, 97, 98]。

1.3.2 QMRA 模型

QMRA 模型源自美国国家研究委员会（NRC, United States National Research Council）于 1983 年提出的化学风险评估范式，包括四个基本阶段：危害识别、剂量-反应评估、暴露评估、风险特征^[99]。QMRA 模型通常通过年感染风险（Py, Annual Probability of Infection）和疾病负担（DB, Disease Burden）来量化露于微生物的健康风险^[99]。QMRA 常用 U.S. EPA 提出的年感染风险基准值（ 10^{-4} ppppy）^[100]和世界卫生组织（WHO）推荐的疾病负担基准值（ 10^{-6} DALYs ppppy）^[101]来评估典型病原微生物引起的健康风险。目前，QMRA 已被广泛用于评估污水处理厂现场工作人员暴露于微生物气溶胶的健康风险^[16, 59, 102, 103]。Kowalski 等人（2017）^[87]利用 QMRA 模型分析了波兰不同曝气模式下污水处理厂收集的细菌和真菌生物气溶胶的排放特征和健康风险。Chen 等人（2021）^[103]利用 QMRA 模型并通过蒙特卡洛模拟分析了两种不同曝气模式的污水处理厂中的工人暴露于生物气溶胶的健康风险。Heida 等人（2024）^[104]利用 QMRA 模型预测了不同工作任务、不同时间段的污水处理厂工人暴露于致病微生物气溶胶的感染风险，并比较了是否进行自我防护的工人的健康风险。Liu 等（2025）^[105]在两种不同的气象条件下，使用剂量-响应模型进行定量风险评估，评估了污水处理厂工人对大肠杆菌气溶胶的暴露情况。Wang 等（2025）^[106]利用 QMRA 评估污水处理厂气溶胶粒子中致病菌的暴露风险时发现，沉砂池释放的致病微生物气溶胶的健康风险不容忽视，作为微生物载体和营养物的气溶胶颗粒的其他成分也可能会加剧健康风险和环境影响。

1.3.3 研究发展趋势

U.S. EPA 健康风险评估模型可用于定性分析细菌气溶胶和内毒素气溶胶的潜在健康风险，通过识别暴露途径和危害特征，为风险等级划分提供依据，但无法量化具体暴露水平与健康效应之间的关系。QMRA 模型已被广泛用于污水处理厂工人暴露于典型病原微生物的健康风险量化分析，通过病原体浓度、暴露频率和剂量-响应关系，计算感染风险或疾病负担。由于缺乏合理的、公认的内毒素剂量-响应模型，QMRA 模型则无法直接用于内毒素气溶胶的定量风险评

估。

此外，虽然已经有较多文献以各种方式研究了地上或地下式市政污水处理厂中气溶胶暴露的对污水处理厂工人的健康风险，但是关于哪些因素对污水处理厂工人健康风险的贡献最大，以及相关影响因素与污水处理厂工人健康风险之间的关系，仍然存在知识空白。了解这些因素对于制定有针对性的干预措施和改善针对高风险工人的保护措施至关重要。

1.4 研究内容与意义

1.4.1 主要研究内容

本文以华中地区某地下式市政污水处理厂环境中的细菌、大肠杆菌和内毒素作为研究对象，主要分为以下三点研究内容：

（1）微生物气溶胶和内毒素气溶胶的排放特征

厘清地下式市政污水处理厂预处理区、生化反应池、MBR 膜池、设备间和污泥处理区 5 个不同污水处理区域空气中的微生物气溶胶和内毒素气溶胶在不同温湿度条件下的浓度水平和粒径分布。通过 Pearson 相关性分析，对微生物气溶胶的排放特征与其环境因素（室内外环境温度、室内环境湿度、进水的污染物浓度指标）的相关性进行研究。

（2）微生物气溶胶的健康风险评估

对不同温湿度条件下地下式市政污水处理厂预处理区、生化反应池、MBR 膜池、设备间和污泥处理区 5 个不同污水处理区域的现场工作人员进行基于 U.S. EPA 健康风险评估模型（细菌气溶胶）与 QMRA 模型（大肠杆菌气溶胶）的人体健康风险评估。通过敏感性分析，以探索不同因素（暴露浓度、暴露时间、呼吸速率、体重）对风险评估结果的影响程度，从而为制定健康风险管控策略提供数据支撑。

（3）内毒素气溶胶的健康风险评估

根据《微生物定量风险评估》^[99]中数据的拟合方法，假设剂量-响应模型，使用现有实验数据估计最佳参数，从而对比得出最佳拟合的模型构架。基于该内毒素剂量-响应模型结合 QMRA 模型，评估不同温湿度条件下地下式市政污水处理厂预处理区、生化反应池、MBR 膜池、设备间和污泥处理区 5 个不同污水处理区域的现场工作人员暴露于内毒素气溶胶的日感染风险。而后通过敏感性分析，进一步阐明了各影响因素（暴露浓度、暴露时间、呼吸速率、体重）对污水处理厂工人健康风险的定量影响权重。

1.4.2 研究意义

研究成果揭示了地下式市政污水处理厂环境中细菌和大肠杆菌气溶胶以及内毒素气溶胶的排放特性及其健康危害机制，为优化污水处理行业职业健康防护标准、制定差异化环境监测方案以及完善从业人员健康保障体系提供了关键的科学依据。

1.4.3 主要研究特色

本研究首次尝试建立了地下式污水处理厂中相关暴露人群的内毒素气溶胶剂量-响应模型，从而在此基础上厘清了地下式市政污水处理厂的核心处理单元在不同温湿度条件下，内毒素气溶胶与微生物气溶胶的排放特征及其健康风险状况。

1.4.4 研究技术路线图

本研究的技术路线，如下图 1.1 所示。

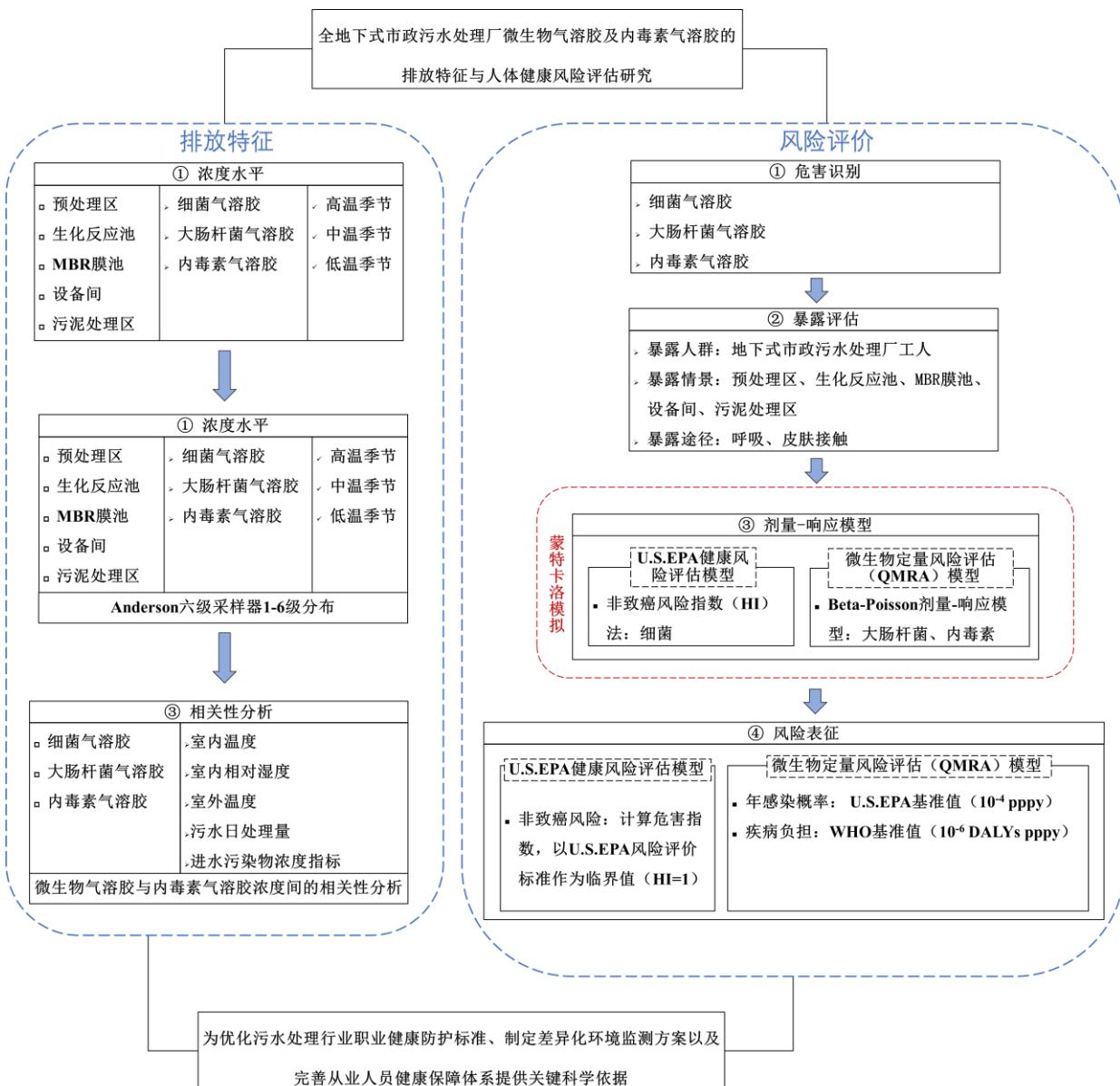


图 1.1 研究技术路线图

第二章 实验方法和材料

2.1 实验方案

2.1.1 地下式市政污水处理厂概况

以华中地区某地下式市政污水处理厂为研究对象，其采用三层结构设计：地面层为绿化景观、主题公园等公共设施；地下负一层为设备操作层和车道，包含预处理、鼓风机、变电间、除臭、加药、污泥处理设备等；地下负二层为水处理构筑物层及管廊，预处理池、生物池、污泥浓缩池池体等均布置在此。

该地下式污水处理厂设计规模 10 万吨/日，其工艺流程如图 2.1 所示：污水首先经粉碎格栅，将水中杂质切小；随后经细格栅、曝气沉砂池、膜格栅，滤去杂物泥沙；然后进入生化处理段，通过微生物不断降解消除水中的氮、磷及有机物；最终在深度处理段，污水通过 MBR 膜池进一步净化。其出水水质达《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) 中IV类水质标准，满足景观回用水要求，处理后的尾水排入临近明渠作为生态补水。研究区域为地下负二层，分为预处理区、生化反应池、MBR 膜池、设备间和污泥处理区五个部分。

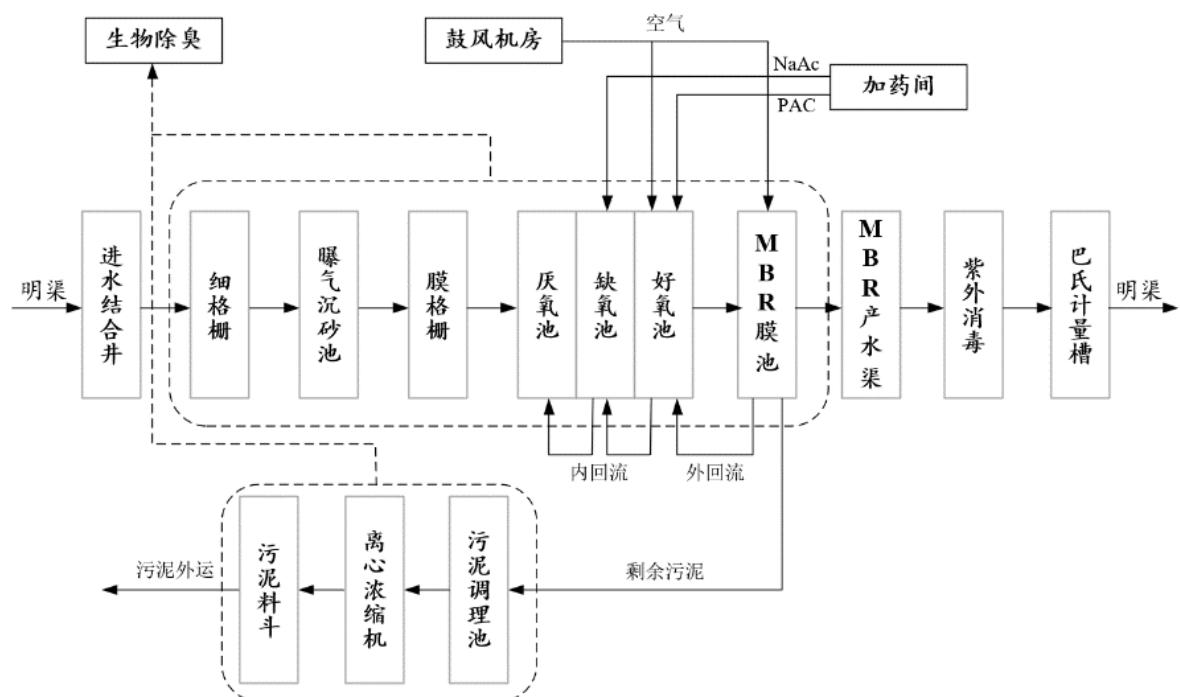


图 2.1 地下式污水处理厂工艺流程图

2.1.2 样品采集

2.1.2.1 预处理

对用于采集内毒素气溶胶的 AGI-30 液体冲击式吸收瓶进行除热源处理，即先后用清水、蒸馏水和超纯水洗涤三次，用锡纸包裹好，放入马弗炉中，在 250 °C下加热两小时以上。

采集大肠杆菌和细菌气溶胶需要配置两种选择性培养基，培养基的具体信息如表 2.1 所示，配置步骤如下^[107-109]。

(1) 配制 1000 ml 大肠杆菌和细菌培养基溶液分别需要 52 g 麦康凯琼脂培养基和 33 g 营养琼脂培养基，分别装入洁净烧杯中，用 1000 ml 的纯水借助磁力加热搅拌器溶解，后通过玻璃棒引流将培养基溶液倒入 1000 ml 的锥形瓶中，并用牛皮纸封口；

(2) 将准备好的培养基溶液在立式高压蒸汽灭菌锅 121 °C温度下加热 15 min；

(3) 灭菌完成后，置于无菌操作台上冷却，待冷却到 40 °C左右，用培养基自动分装机将培养基溶液均匀地分装在培养皿中；

(4) 待培养基完全冷却凝固后，加封封口胶并倒置，放入密封写好标签和制作日期后，放入 4 °C冰箱中冷藏备用。

表 2.1 培养基的具体信息

培养基种类	培养对象	成分	产品货号	生产厂家
麦康凯琼脂培养基	大肠杆菌	蛋白胨、乳糖、牛胆盐、氯化钠、中性红、琼脂	HB6238	青岛海博生物
营养琼脂培养基	细菌	蛋白胨、牛肉浸粉、氯化钠、琼脂	HB0109	

2.1.2.2 样品现场采集

本研究于 2024 年 5 月至 2024 年 12 月前往该地下式污水处理厂，完成高温季节（2024 年 9 月）、中温季节（2024 年 5 月和 10 月）和低温季节（2024 年 12 月）各 2 次，12 个监测点，432 组细菌和大肠杆菌气溶胶以及内毒素气溶胶数据的采集。

如图 2.2 所示，在该地下式污水处理厂共设置了 12 处采样点。预处理区 3 个、生化反应池 3 个、MBR 膜池 1 个、设备间 2 个和污泥处理区 3 个，每个采样点设置两组平行样本。

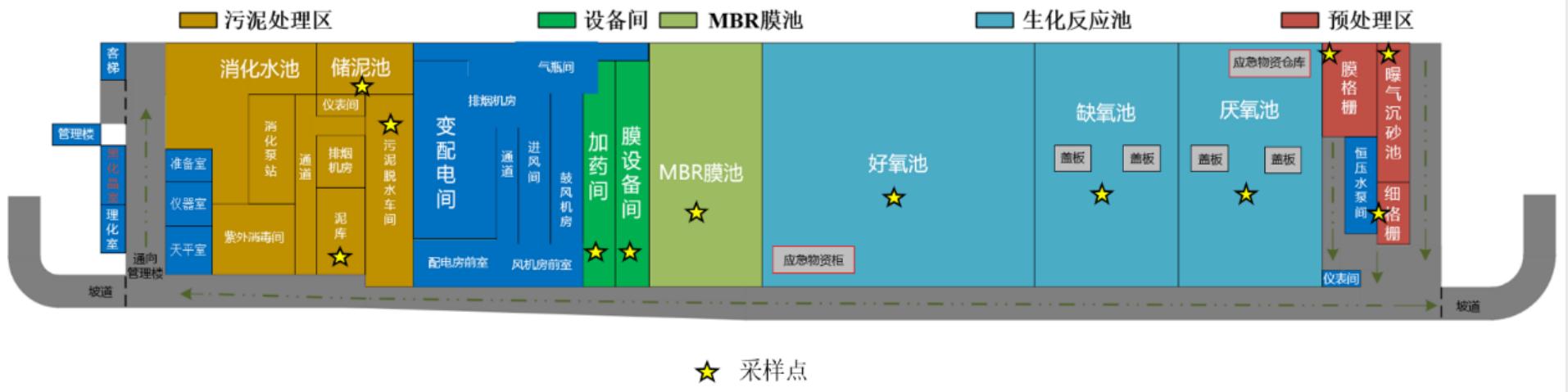


图 2.2 采样点平面布置示意图

现场采样图如图 2.3 所示。使用 4 台 Andersen 六级采样器^[110]，选择了距离地面 1.5 m 的高度来反映污水处理厂工人对气溶胶的暴露情况^[111]。采样前用酒精棉片对采样器进行消毒后，将相应培养基置于不同级数采样器内，流速设置为 28.3 L/min，每个采样点细菌气溶胶采集 4 min，大肠杆菌气溶胶 25 min，每个采样点重复采样 2 次，采集完成用封口胶密封以防止污染，置于冷藏箱保存。

采用 2 台国际标准的 AGI-30 液体冲击式吸收瓶采集内毒素气溶胶，用橡胶管连接采样器出气口和主机进气口，通过抽气泵使外界空气与采样器内的采样液以一定流量充分接触，使内毒素被截留在采样液中。采样器距离地面 1.5 m，以 30 mL 的细菌内毒素检查用水为采样介质，启动采样器，流速设置为 12.5 L/min，驱动时间 30 min，每个采样点重复采样 2 次。最后将采样器中的溶液储存在除热源的离心管中，密封置于冷藏箱保存。

采样时用温湿度计检测室内采样点的温度、湿度，记录采样当日的室外温度。记录该地下式污水处理厂当天污水处理运行数据，日处理量，进水污染物浓度。环境参数如表 2.2-2.4 所示。

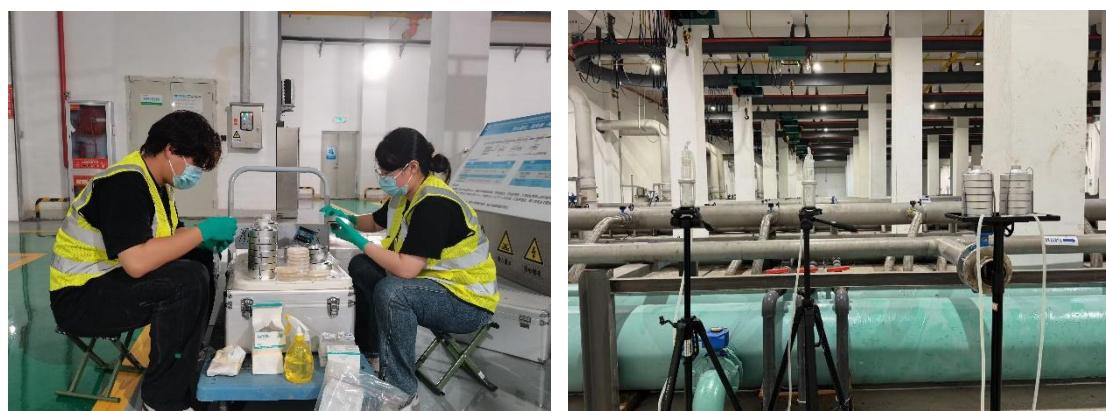


图 2.3 现场采样图

表 2.2 室外环境参数表

类别	温度 (°C)	湿度 (%)
高温季节	室外高湿环境	30-34
	室外低湿环境	27-35
中温季节	室外高湿环境	21-28
	室外低湿环境	22-28
低温季节	室外高湿环境	2-12
	室外低湿环境	2-7

表 2.3 地下空间环境参数表

监测点	高温季节				中温季节				低温季节				
	室外高湿环境		室外低湿环境		室外高湿环境		室外高湿环境		室内高湿环境		室内低湿环境		
	室内温度 (°C)	室内湿度 (%)											
预处理区	细格栅	28.1	85.0	28.5	71.0	24.3	82.7	28.0	70.0	16.8	50.0	11.8	43.0
	曝气沉砂池	29.5	76.0	27.4	78.0	24.3	82.7	29.6	65.0	15.8	51.0	12.8	39.0
生化反应池	膜格栅	30.1	75.0	31.7	71.0	24.3	82.7	31.0	61.0	15.5	50.9	12.2	38.0
	厌氧池	30.6	73.0	28.7	75.0	23.8	80.2	30.3	61.0	17.3	47.3	14.6	36.0
	缺氧池	28.1	77.0	30.5	72.1	24.5	77.6	31.4	55.0	20.1	36.8	15.4	37.0
	好氧池	34.4	60.0	35.4	60.0	25.3	79.8	33.6	49.0	20.6	47.0	17.7	29.9
MBR 膜池	MBR 膜池	33.6	62.0	34.4	66.0	25.6	63.7	33.5	54.0	21.3	47.0	18.2	33.0
	膜设备间	34.3	61.0	34.6	61.0	23.9	58.0	34.3	50.0	21.0	41.4	17.4	32.0
污泥处理区	加药间	32.9	62.0	34.0	59.0	23.9	58.0	34.6	50.0	21.9	45.0	15.5	36.0
	污泥脱水车间	32.6	63.0	29.6	66.0	23.0	71.3	32.7	53.0	21.0	44.0	16.4	33.0
	储泥池	29.9	71.0	29.5	68.0	23.2	66.7	33.8	51.0	23.1	45.0	16.1	34.0
	泥库	30.7	72.0	29.5	68.0	23.1	59.1	33.0	52.0	21.9	41.0	15.0	35.0

表 2.4 地下式污水处理厂运行参数表

类别		进水的污染物浓度指标 (mg/l)						污水日处理量 (m ³)
		COD	NH ₃ -N	TP	TN	SS	PH	
高温季 节	室外高湿环 境	109.30	16.89	1.65	18.80	23.98	6.88	71344
	室外低湿环 境	196.87	11.09	1.44	13.36	2.46	6.90	69848
中温季 节	室外高湿环 境	12.67	13.24	1.47	14.55	13.67	6.87	79856
	室外低湿环 境	95.12	12.76	1.53	75.00	17.81	6.79	50064
低温季 节	室外高湿环 境	92.1	13.39	1.46	21.26	1.88	7.23	47312
	室外低湿环 境	92.56	12.62	1.14	14.57	34.99	7.05	79616

2.1.3 样品处理及检测

细菌和大肠杆菌气溶胶样本在 37 °C 培养箱内培养 24-48 h。

采用鲎试剂检测方法 (Limulus amebocyte lysate test, LAL) [98] 定量检测内毒素样本的内毒素浓度水平。本实验选用终点显色法特异性鲎试剂测定空气中的内毒素，LAL 测试过程与步骤如下：

(1) 内毒素标准溶液配制

取 25 EU/ml 细菌内毒素标准品 1 支，加入 1 ml 细菌内毒素检查用水，置旋涡混匀器上剧烈振摇 15 min，取 0.2 ml 上述 25 EU/ml 内毒素溶液加入 0.8 ml 细菌内毒素检查用水，稀释为 5 EU/ml 的内毒素溶液。再取 0.2 ml 的 5 EU/ml 的内毒素溶液加入 0.8 ml 细菌内毒素检查用水，稀释为 1.0 EU/ml 的内毒素溶液。以 1.0 EU/ml 的内毒素溶液为母液按表 2.5 稀释成 0.1, 0.25, 0.5, 1.0 EU/ml 的浓度梯度。每稀释一步均在旋涡混匀器上剧烈振摇至少 30 秒。配好的内毒素标准溶液应在 4 h 内用完。

表 2.5 内毒素标准溶液配制

所加溶液 (ml)	内毒素浓度 (EU/ml)			
	1	0.5	0.25	0.1
加细菌内毒素检查用水	0	0.5	0.6	1.8
1.0 EU/ml 内毒素溶液	1	0.5	0.2	0.2

(2) 内毒素的测定

对恒温水浴锅的温度显示进行校正，使温度控制在 37±1 °C。取无热原试管，分别加入 100 μl 内毒素检查用水（空白对照）、内毒素标准溶液及内毒素气溶胶

采集液；每个试管中加入 100 μl 萍试剂溶液，轻轻振摇混匀，置于 37 $^{\circ}\text{C}$ 恒温水浴锅中温育 8 min；温育结束后再分别加入 100 μl 显色基质溶液，混匀，继续在 37 $^{\circ}\text{C}$ 条件下温育 6 min；温育结束，加入 500 μl 偶氮化试剂 1 溶液，混匀；加入 500 μl 偶氮化试剂 2 溶液，混匀；加入 500 μl 偶氮化试剂 3 溶液，混匀，静置 5 min，于 545 nm 波长处读取吸光度值。

在微生物气溶胶和内毒素的采集、处理与检测过程中，所使用到的仪器如表 2.6 所示。

表 2.6 样品的采集、处理与检测过程中使用的仪器列表

实验仪器设备	型号	生产公司
Anderson 六级采样器	ZR-2000B	青岛众瑞
智能空气微生物采样器	ZR-2000	青岛众瑞
AGI-30 液体冲击式吸收瓶	ZR-B01	青岛众瑞
电热鼓风干燥箱	GZX-9070MBE	上海博讯
精密天平	FA2004	舜宇光学
磁力加热搅拌器	HS-7	德国 IKA
立式高压蒸汽灭菌锅	LDZX-50KBS	上海申安
温湿度测量器	TASI-622	苏州特安斯
热敏风速仪	AR866A	东莞万创
恒温培养箱	BSP-250	上海博讯
智能菌落计数仪	HiCC-B	杭州万深
无菌操作台	VD-650-U	苏州安泰

2.1.4 微生物气溶胶计数及校正

细菌和大肠杆菌气溶胶样本在培养箱内培养完成后，采用全自动菌落计数仪进行菌落计数，并采用正孔校正法（positive-hole correction method）对计数结果进行修正^[112]，校正公式如下：

$$Pr = N \times \left[\frac{1}{N} + \frac{1}{N-1} + \frac{1}{N-2} + \dots + \frac{1}{N-r-1} \right] \quad (1)$$

式中， Pr 为校正后的菌落数，CFU； N 为采样器各级采样孔数，个； r 为实际菌落数，CFU。

基于 Anderson 采样器的分级性能（1 级： $>7.0 \mu\text{m}$ ；2 级： $4.7\text{-}7.0 \mu\text{m}$ ；3 级： $3.3\text{-}4.7 \mu\text{m}$ ；4 级： $2.1\text{-}3.3 \mu\text{m}$ ；5 级： $1.1\text{-}2.1 \mu\text{m}$ ；6 级： $0.65\text{-}1.1 \mu\text{m}$ ），粒径小于 4.7 μm 的微生物气溶胶颗粒（第 3-6 级）应归类为可吸入颗粒^[87]。这些颗粒可进入人类呼吸系统，且颗粒尺寸越小，对人体健康的危害越大。各级菌落数粒径占比和微生物气溶胶可吸入菌落数计算公式如下：

$$w = \frac{P_{ri}}{P_{r\text{总}}} \times 100\% \quad (2)$$

式中, P_{ri} 为第 i 级校正后的微生物菌落数 (CFU), i 为 1-6; $P_{r\text{总}}$ 为 1-6 级校正后的微生物菌落数总数 (CFU)。

$$P_{r\text{可吸入}} = P_{r3} + P_{r4} + P_{r5} + P_{r6} \quad (3)$$

式中, $P_{r\text{可吸入}}$ 为微生物气溶胶的可吸入菌落数 (CFU)。

2.2 细菌气溶胶 U.S. EPA 健康风险评估模型

2.2.1 危害识别

首先根据 QMRA wiki 数据库 (<http://qmrawiki.canr.msu.edu>), 识别风险病原体及其感染途径和感染对宿主的不良后果。本研究选出细菌和大肠杆菌气溶胶以及内毒素气溶胶进行风险评价。内毒素气溶胶目前还缺乏剂量-响应模型, 所以本研究也将根据临床文献和临床生物学研究文献进行模型构建。人体摄入微生物气溶胶和内毒素气溶胶主要通过呼吸摄入和皮肤接触两种暴露途径。

2.2.2 暴露评估

本研究以地下式市政污水处理厂的现场工作人员为暴露人群, 针对现场工作人员每日在预处理区、生化反应池、MBR 膜池、设备间和污泥处理区 5 个空间区域进行设备清洗、巡视和检修等作业活动过程进行暴露评估。

微生物气溶胶的浓度计算公式:

$$PC_1 = \frac{P_{r\text{总}} \times 1000}{Q_1 \times T_1} \quad (4)$$

式中, C_1 为微生物气溶胶浓度, CFU/m³; Q_1 为微生物气溶胶采集流量 28.3 L/min, T_1 为微生物气溶胶采集时间, 取 4 min。

微生物气溶胶的暴露途径包括呼吸摄入和皮肤接触渗入两个方面, 呼吸摄入是污水处理厂工人暴露于气溶胶的主要途径^[53], 不同暴露途径的剂量-响应关系模型如下^[90]:

呼吸摄入日平均暴露剂量:

$$ADD_{\text{呼吸}} = \frac{C \times IR \times EF \times ED \times ET_{\text{吸入}}}{BW \times AT} \quad (5)$$

式中, $ADD_{\text{呼吸}}$ 为呼吸系统日平均暴露量, EU/(d•kg); C 为微生物气溶胶浓度 C_1 或内毒素气溶胶的浓度 C_2 , CFU/m³ 或 EU/m³; IR 为呼吸速率, m³/d; EF 为年

暴露频率, d/a; ED 为暴露年限, a; $ET_{\text{吸入}}$ 为呼吸摄入途径的暴露时间, h; BW 为人体重量, kg; AT 为预期寿命, 以平均寿命计, d。

皮肤接触日平均暴露剂量:

$$\text{ADD}_{\text{皮肤}} = \frac{C \times S_A \times p_C \times EF \times ED \times ET_{\text{皮肤}}}{BW \times AT} \quad (6)$$

式中, $\text{ADD}_{\text{皮肤}}$ 为皮肤接触途径日平均暴露量, EU/(d·kg); S_A 为接触皮肤表面积, m^2 ; p_C 为皮肤渗透率, m/h; $ET_{\text{皮肤}}$ 为皮肤接触途径的暴露时间, h。

2.2.3 毒性评估

毒性评估的目标是确定与 1 次暴露相关的病原体量或数目, 被称为剂量。环境介质(空气、水、土壤、食品等)中相关病原体的日平均接触剂量的估计值被称为参考剂量(reference dose, RfD), RfD 通过参考浓度(reference concentration, RfC)计算得出, 将 500 CFU/m³ 作为细菌气溶胶的可接受的 RfC^[53], 计算 RfD 值^[113]。

$$RfD = \frac{RfC \times IR}{BW} \times 24 \quad (7)$$

2.2.4 风险表征

微生物的非致癌风险评估是将相关病原体每日暴露剂量与 RfD 相比, 以此评估该病原体是否对人体健康构成威胁。非致癌污染物的风险由危害商(hazard quotient, HQ)表示, 如下式计算^[90, 114]:

$$HQ = \frac{\text{ADD}}{RfD} \quad (8)$$

危害指数(hazard index, HI)为不同暴露途径 HQ 的和, 如下式所示:

$$HI = \sum HQ_i \quad (9)$$

当 $HQ \leq 1$ 或 $HI \leq 1$ 时, 该水平的污染物被认为风险可以接受; $HQ > 1$ 或 $HI > 1$, 该水平下污染物的非致癌风险较高。

2.3 大肠杆菌气溶胶 QMRA 模型

2.3.1 危害识别

大肠杆菌是温血动物肠道内的常在菌, 也是条件性致病菌。众所周知大肠杆菌经常被用作追踪环境、水和食品污染来源的指标。大多数肠道致病性大肠

杆菌菌株通过消化道、传染病和呼吸系统感染动物或人类。它们通过多种感染和产生毒素的机制引起疾病。可引起人类溶血性尿毒症综合征（HUS）、出血性结肠炎（HC）、新生儿脑膜炎和血性腹泻等多种疾病。因此，在本研究中大肠杆菌被用作评估地下式市政污水处理厂空气环境的指示细菌。

2.3.2 暴露评估

QMRA 模型中大肠杆菌呼吸摄入和皮肤接触日平均暴露剂量计算公式与章节 2.2.2 暴露评估中的一致。

2.3.3 剂量-反应评估

剂量-反应模型是论证剂量指标与产生具体不良影响的概率[限制在 0（无影响状态）和 1（完全转化为不良状态）之间]之间关系的数学函数。大肠杆菌可用的人类感染数据需要 Beta-Poisson 模型才能充分拟合。因此，Beta-Poisson 剂量-响应模型被广泛用于确定大肠杆菌暴露剂量和日感染风险（ P_d ）之间的关系，如下式所示^[115]：

$$P_d = 1 - \left(1 + \frac{ADD}{\beta}\right)^{-\alpha} \quad (10)$$

$$ADD = ADD_{\text{呼吸}} + ADD_{\text{皮肤}} \quad (11)$$

$$\beta = \frac{N_{50}}{\frac{1}{2^\alpha} - 1} \quad (12)$$

式中，ADD 为日平均暴露剂量，CFU/(d•kg)； α ， β 为模型参数。

2.3.4 风险表征

风险表征是将暴露评估和剂量-响应评估的结果整合为一则包括一个或多个量化风险估计值的风险声明^[116]。大肠杆菌气溶胶的年感染风险（ P_y , pppy, per person per year）可根据暴露人群的日感染风险计算得出：

$$P_y = 1 - (1 - P_d)^n \quad (13)$$

式中， n 为年暴露频率， d 。计算得出 P_y 后与 U.S. EPA 年际感染风险基准值 (10^{-4} pppy) 进行对比：当 $P_y \leq 10^{-4}$ pppy 时，认为暴露于大肠杆菌气溶胶的风险是可被接受的，反之则风险不可接受；

疾病负担^[117] (DB, DALYs pppy, Disability-Adjusted Life Years pppy) 计算公式如下：

$$DB = P_y \times HB \quad (14)$$

式中，HB 为健康负担，DALYs pppy，取值如表 2.7。计算得出 DB 后与 WHO 疾病负担基准值 (10^{-6} DALYs pppy) 进行对比：当 $DB \leq 10^{-6}$ DALYs pppy 时，认为暴露于大肠杆菌气溶胶的风险是可被接受的，反之则风险不可接受。

本研究健康风险评价计算参数参照《中国人群暴露参数手册（成人卷）》以及现场调查得出。

表 2.7 暴露参数取值

符号	暴露参数	单位	取值	参考文献
C	细菌气溶胶、大肠杆菌气溶胶、内毒素气溶胶浓度	CFU/m ³	表 3.2、3.3、3.9	-
IR	呼吸速率	m ³ /d	均匀分布 T~U (22.8, 61.9)	[118]
EF/n	暴露频率	d/a	251	现场调查
ED	暴露年限	a	30	现场调查
ET	呼吸摄入途径或皮肤接触途径的暴露时间	h	预处理区：均匀分布 T~U (1.5, 2.5) 生化反应池：均匀分布 T~U (0.5, 1.5) MBR 膜池：均匀分布 T~U (0.5, 1.5) 设备间：均匀分布 T~U (1.5, 2.5) 污泥处理区：均匀分布 T~U (1.5, 2.5)	现场调查
BW	体重	kg	均匀分布 T~U (58.7, 96.5)	[119]
AT	平均寿命	d	73.64×365	
S _A	接触皮肤表面积	m ²	0.215	[120]
p _c	皮肤渗透率	m/h	0.001	
α	大肠杆菌气溶胶 Beta-Poisson 模型参数	-	0.155	[121]
N ₅₀	大肠杆菌气溶胶 Beta-Poisson 模型参数	-	2.11×10 ⁶	
HB	健康负担	DALYs pppy	4.55×10 ⁻²	[122]

2.4 内毒素气溶胶 QMRA 模型

2.4.1 危害识别

内毒素是革兰氏阴性菌细胞壁外膜的主要成分，化学成分为脂多糖（LPS），在细菌死亡或裂解时释放。低剂量内毒素进入血液即可引发发热、寒战、头痛等全身炎症反应^[34]。

2.4.2 暴露评估

内毒素气溶胶浓度计算公式^[98]:

$$Y = \frac{C_2 \times V}{Q_2 \times T_2} \quad (15)$$

式中， Y 为内毒素气溶胶的浓度， EU/m^3 ； C_2 为吸收液中内毒素的浓度， EU/ml ； V 为吸收液体积， ml ； Q_2 为内毒素采集流量， L/min ， $12.5 \text{ L}/\text{min}$ ； T_2 为内毒素采集时间， min ，取 30 min 。

QMRA 模型中内毒素呼吸摄入和皮肤接触日平均暴露剂量计算公式与章节 2.2.2 暴露评估中的一致。

2.4.3 剂量-反应评估

内毒素气溶胶可以用风险商数法来评估，但风险商数法不是一种定量方法，而 QMRA 已被用于评估多种病原微生物的定量风险。QMRA 可应用于评价水和大气研究范围内生物气溶胶的健康风险，而内毒素气溶胶要想进行定量风险评估，国际范围内还缺乏公认的具有生物学合理性的剂量-响应模型^[53, 79, 83, 97]，但可根据《微生物定量风险评估》^[99]中的数据拟合方法，假设剂量-响应模型，使用现有研究数据，估计最佳参数，从而对比得出最佳拟合模型。

（1）数据来源

可用于剂量反应分析的数据是两种类型。在第一种数据中，给予几组个体（人或动物）已知平均剂量的重复样品，然后通过感染、疾病或死亡确定随后反应。在第二种数据中，通常对一起爆发进行调查研究，估计个体的平均剂量，评价每组发病率。本研究对内毒素剂量-响应相关文献和内毒素职业暴露研究结果进行搜集和整理相关数据，并假设所有出现相关症状的结果都被认为是阳性个体，所获数据如表 2.8 所示。并根据它们，得到感染剂量-响应曲线和感染风险的关系。

表 2.8 内毒素剂量-响应相关数据结果

平均内毒素剂量 d (EU/m ³)	研究个体数 n	阳性个体数 P	参考文献
1900	429	234	[123]
1050	171	89	[124]
100	44	6	
369	56	14	[35]
450	50	8	
25	119	18	
13	20	4	[26]
8	8	3	
25	44	8	
83.2	410	109	[125]
5.1	201	20	
20	70	10	[126]
55.7	20	2	[127]
21.2	37	12	

(2) 最佳拟合估计

Hass^[99]的研究表明与致病性大肠杆菌摄入暴露有关的风险可以用贝塔-泊松剂量反应关系来描述，该关系能够拟合除了 1 个菌株外的所有可用数据；同时很多病毒数据也都可以拟合为指数模型。Kennedy 等人^[126]以 Log-Probit 模型分析结果验证支持了棉花粉尘中内毒素水平与棉花工人慢性肺损伤之间存在剂量反应关系的假设。因此，本研究选用指数、Beta-Poisson 和 Log-Probit 模型进行内毒素剂量-响应模型研究。

预测反应为：

$$\pi_i = P(d_i; \Theta) \quad (16)$$

式中， d 为平均内毒素剂量，EU/m³； Θ 是一组反应参数。

每组反应严格根据观察值定义为：

$$\pi_i^0 = \frac{P_i}{N_i} \quad (17)$$

式中， P 为阳性个体数； N 为研究个体数。

剂量反应试验的偏离度统计可以定义为：

$$Y = -2 \sum_{i=1}^K \left[P_i \ln \frac{\pi_i}{\pi_i^0} + (N_i - P_i) \ln \frac{1 - \pi_i}{1 - \pi_i^0} \right] \quad (18)$$

剂量-响应参数的最佳最大似然估计（MLE）是通过找到将偏离度 Y 最小化

的 Θ 值而得到的。

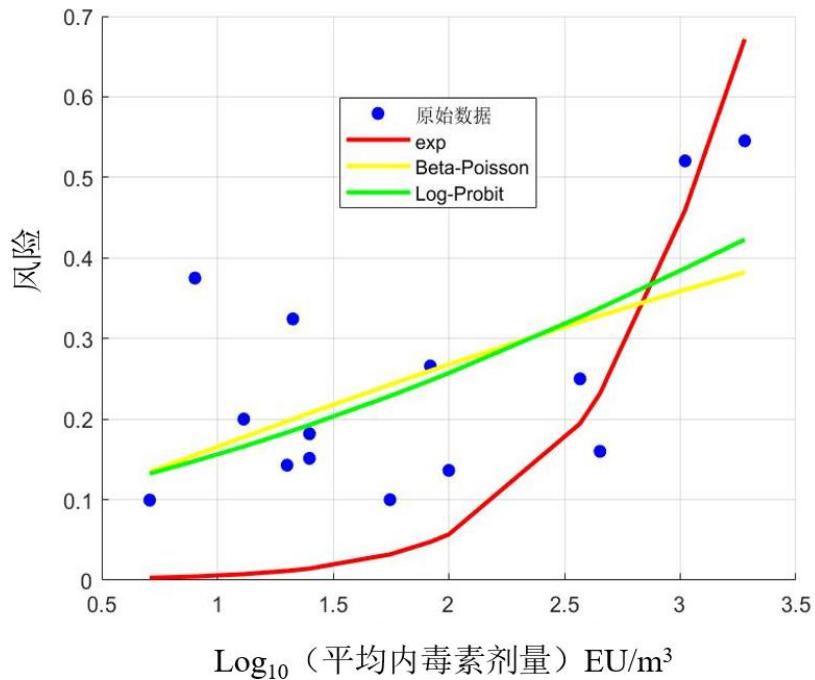


图 2.4 对比 3 种模型对内毒素气溶胶数据的拟合

图 2.4 对比了 3 种模型的数据拟合。指数模型曲线的增长速度最快, Beta-Poisson 和 Log-Probit 模型的形状相似, Beta-Poisson 和 Log-Probit 模型在低剂量处给出了比指数模型更高的风险估计。表 2.9 是 3 个模型内毒素气溶胶剂量-响应模型的最佳拟合参数结果, 可以看出 Beta-Poisson 模型的偏离度最小。因此, 本研究采用 Beta-Poisson 模型对地下式污水处理厂工人暴露于内毒素气溶胶的风险进行定量评估。

表 2.9 内毒素气溶胶剂量-响应模型最佳拟合参数

模型	最佳拟合参数	偏离度
指数 exp	$r = 0.0006$	3286.8087
Beta-Poisson	$\alpha = 0.0577$	608.5292
	$N_{50} = 74523.8435$	
Log-Probit	$q_1 = 6630.1305$ $q_2 = 6.4297$	627.0565

内毒素气溶胶暴露剂量和日感染风险 (P_d , pppd, per person per day) 之间的关系用 Beta-Poisson 剂量-反应模型表示如下:

$$P_d = 1 - \left(1 + \frac{ADD}{N_{50}} \left(2^{\frac{1}{\alpha}} - 1\right)\right)^{-\alpha} \quad (19)$$

2.4.4 风险表征

QMRA 模型中内毒素气溶胶风险表征所需日感染风险计算公式与 2.3.4 章节的一致。

2.5 不确定性分析

本研究使用 Microsoft Excel 2010 和 Oracle Crystal Ball 软件进行蒙特卡洛模拟和敏感性分析，以计算地下式污水处理厂工人暴露于细菌和大肠气溶胶以及内毒素气溶胶的健康风险。

(1) 蒙特卡洛模拟

蒙特卡洛模拟用于构建基于概率的地下式市政污水处理厂工人风险评估模型，能够处理地下式市政污水处理厂环境中复杂的不确定性和随机性，通过为输入变量暴露浓度、暴露时间、呼吸速率和体重设定概率分布，模拟各种可能的组合，捕捉非线性关系并生成地下式市政污水处理厂工人暴露于作业环境中细菌、大肠杆菌和内毒素气溶胶的风险的概率分布结果^[128-130]，蒙特卡洛模拟在健康风险评估中被广泛应用，步骤如下：

一是设置输入变量的概率分布：为每个输入随机变量指定合适的概率分布。暴露浓度—均匀分布；暴露时间—均匀分布；呼吸速率—均匀分布；体重—均匀分布。

二是设置模拟参数：设置对随机变量暴露浓度、暴露时间、呼吸速率和体重的抽样次数为 10000 次。

三是定义输出变量：将 10000 次随机变量的抽样结果带入 U.S. EPA 健康风险评价模型、大肠杆菌气溶胶和内毒素气溶胶 QMRA 模型中，选中 Excel 中的目标输出单元格（危害指数、年感染风险、日感染风险、疾病负担）定义预测。

蒙特卡洛模拟结果代表了不确定条件下地下式市政污水处理厂工人暴露于细菌和大肠气溶胶以及内毒素气溶胶的健康风险的可能结果区间范围。

(2) 敏感性分析

通过分析输入变量（暴露浓度、暴露时间、呼吸速率和体重）对风险结果的影响程度，展示各输入变量对输出风险的相对贡献，帮助识别关键驱动因素。通过敏感性分析能直观评估暴露浓度、暴露时间、呼吸速率和体重对健康风险的不确定性影响，为风险管理决策的优化和资源分配提供科学依据。

第三章 微生物气溶胶、内毒素气溶胶的排放特征及其影响因子

3.1 微生物气溶胶的排放特征

3.1.1 微生物气溶胶的浓度大小

该地下式污水处理厂所有采样点在不同温湿度条件下的气溶胶样本中都检测到了细菌和大肠杆菌气溶胶，对采样数据进行处理，得到不同温湿度条件下不同污水处理区域 Anderson 六级撞击式采样器各级的细菌和大肠杆菌气溶胶浓度的算术平均值±标准差 (CFU/m³)，如表 3.1、表 3.2 和图 3.1 所示。

3.1.1.1 细菌气溶胶

细菌气溶胶浓度在各季节的变化范围如下：高温季节为 2061.25-82155.48 CFU/m³，明显高于《室内空气质量标准》(GB/T 18883-2022) 规定的 1500 CFU/m³ 上限^[131]。中温季节的浓度为 1280.92-20940.81 CFU/m³，虽然部分值未超标，但 90% 浓度值超过了标准要求。低温季节的浓度范围为 799.76-6049.47 CFU/m³，虽然低于高温和中温季节，但仍有部分值超过标准值。高温季节的细菌气溶胶浓度分别是中温和低温季节的 0.10-64.14 倍、0.34-102.73 倍，中温季节是低温季节的 0.21-26.18 倍，且在同一污水处理区域相对湿度高时的细菌气溶胶浓度普遍高于相对湿度较低时的浓度，结果表明微生物气溶胶的浓度受温度、相对湿度等环境因素的影响。大气中的温度和相对湿度直接影响微生物的生存，从而影响微生物气溶胶的浓度。在已有的研究中，类似的结果已经被多次观察到。夏季通常与更好的通风条件相关，因此微生物气溶胶的暴露水平较低，在温度可能影响生物气溶胶源中微生物活性的情况下，季节变化对暴露的影响可能与预期不同^[132]。Benami 等人 (2016)^[133] 研究发现冬季传统地上污水处理厂空气中的细菌气溶胶浓度比夏季高一个数量级。Wang 等人 (2021)^[134] 的研究指出，污水处理厂空气中细菌的气溶胶化现象在寒冷季节更加显著，而在温暖季节则有所减少。同时冬季还是呼吸道疾病高发病率季节，俗称流感季节^[135, 136]。然而，在室内污水处理厂中，得到的结果却恰恰相反，Mbareche 等人 (2022)^[137] 发现室内污水处理厂细菌气溶胶浓度在夏季明显较高，夏季培养的细菌数量比冬季高一个数量级，且在整个废水处理过程中，细菌浓度在每一步都有增加的趋势。产生这种差异的原因是传统地上市政污水处理厂和地下式市政污水处理厂的气象条件差异较大，从而影响微生物气溶胶扩散、输送和生存。Szyłak-Szydłowski 等人 (2016)^[138] 在研究大型地上污水处理厂排放的细菌气溶

胶的季节性变化时发现了同样的季节性趋势，细菌数量在夏季显著增加。Han 等人（2019）^[90]也发现中温季节（春季）污水处理厂的细菌气溶胶浓度也高于低温季节（冬季）。Zhao 等人（2024）^[139]研究冬春季节污水处理厂生物气溶胶排放及暴露风险时同样也发现中温季节的细菌浓度高于低温季节。Wang 等（2024）^[140]对市政污水处理厂和医院污水处理站进行了为期一年的调查，在这项研究中，生物气溶胶浓度在夏季达到峰值，在春季和冬季浓度逐渐降低。这种季节性变化是由于夏季普遍温暖潮湿的条件，促进了空气中细菌的存活。相反，春季和冬季较凉爽和干燥的气候不利于微生物的运动和繁殖。此外，Vishwakarma 等人（2024）^[141]表示夏季的气溶胶化率比冬季高近 6 倍。因此，地下式市政污水处理厂高温季节的气溶胶化率在高温季节时相对较高也是导致气溶胶在高温季节浓度较高的原因。

细菌气溶胶在高温高湿度时的浓度范围为 3959.56-82155.48 CFU/m³，在高温低湿度时的浓度范围为 2061.25-19288.87 CFU/m³；在中温高湿度时的浓度范围 1280.92-20940.81 CFU/m³，在中温低湿度时的浓度范围 1671.09-3462.90 CFU/m³；在低温高湿度时的浓度范围 1277.97 - 1915.49 CFU/m³，在低温低湿度时的浓度范围为 799.76-6049.47 CFU/m³。高温和中温季节时，高湿度时细菌气溶胶的最高浓度高于低湿度时的最高浓度；低温季节时，高湿度时的细菌气溶胶的最高浓度低于湿度低时的最高浓度，而最低浓度高于低湿度时的最低浓度。多项研究表明细菌气溶胶的浓度与相对湿度呈正相关^[142-144]，与本研究的发现相一致。Xie 等人（2018）^[145]表示冬季低温季节低水平的微生物气溶胶是由于冬季的低温和低湿度。也证实了 Jussel 等人（1990）^[146]和 Haas 等人（2010）^[147]的观察结果，封闭设施中的高相对湿度增加了微生物在气溶胶中的存活时间。但低温季节 MBR 膜池的细菌气溶胶的浓度情况有所不同。低温季节相对湿度低时的气溶胶样本采集于膜池清洗时期，MBR 膜池密封盖被打开，细菌气溶胶大量逃逸至空气中，导致细菌气溶胶浓度远远高于相对湿度高时的实测浓度。

细菌气溶胶浓度除了环境因素的影响外，还会受到处理工艺的影响。结果显示，在不同温湿度条件下，预处理区的细菌气溶胶浓度范围为 799.76-3959.56 CFU/m³，生化反应池的细菌气溶胶浓度范围为 934.04-26122.89 CFU/m³，MBR 膜池处细菌气溶胶浓度范围为 1903.71-82155.48 CFU/m³，设备间的细菌气溶胶浓度范围为 888.69-36169.02 CFU/m³，污泥处理区的细菌气溶胶浓度范围为 929.33-18284.26 CFU/m³。细菌气溶胶的最大浓度始终出现在 MBR 膜池处。此前的研究也曾指出，在活性污泥法和生物膜法等常见污水处理工艺中，气溶胶的生成主要发生在曝气池和污水泵房等高能量输入的区域。曝气池作为污水处理厂的关键组成部分，负责有机物和氮的去除，被前期研究认定为重要的微生

物气溶胶的产生源^[75, 86, 148]。Xu 等人（2020）^[68]发现污水处理厂中细菌气溶胶的最大浓度分别出现在曝气沉砂池和污泥浓缩室。Yang 等人（2024）^[149]研究发现污水中的多种病原性抗生素抗性细菌易于在污水曝气过程中气溶胶化，使污水曝气过程中抗生素耐药性存在严重的气溶胶化风险。Zhao 等人（2024）^[150]在研究污水处理厂除臭罩中的生物气溶胶的排放特征和健康风险时发现，细菌气溶胶在生化反应池区域由于曝气装置的存在而达到最高浓度。

本研究细菌气溶胶在不同温湿度条件下不同污水处理单元的浓度范围为 799.76-82155.48 CFU/m³。除了处理工艺和环境参数的差异之外，现有污水处理厂微生物气溶胶浓度报告值差异较大，不同条件下细菌气溶胶浓度的变化范围较大，类似的结果在其他文献中也有报道。Michałkiewicz 等人（2018）^[88]描述了波兰 11 个市政污水处理厂的细菌气溶胶浓度范围为 $0-1.95\times10^5$ CFU/m³。相反，Han 等人（2018）^[151]展示了中国 9 个污水处理厂污泥脱水车间空气中的细菌气溶胶总数，范围仅为 $132-1.53\times10^3$ CFU/m³。研究结果的比较面临一定的困难，这是由采样和分析技术的差异、通风对测量浓度的影响以及所采用的统计分析方法等多种因素引起^[75, 152, 153]。

表 3.1 地下式污水处理厂不同温湿度条件下各采样点 Anderson 六级撞击式采样器各级的细菌气溶胶浓度的算术平均值±标准差 (CFU/m³)

温度	湿度	采样点	Anderson 六级撞击式采样器的捕获粒径范围 (μm)						总浓度
			>7.0 第1级	4.7–7.0 第2级	3.3–4.7 第3级	2.1–3.3 第4级	1.1–2.1 第5级	0.65–1.1 第6级	
高温季节	室外高湿环境	预处理区	380.84±240.11	212.01±152.67	329.80±56.94	981.55±493.05	1647.04±461.39	408.32±224.99	3959.56±1013.10
		生化反应池	3093.84±184.17	535.92±602.73	1739.30±630.64	8853.55±873.39	7928.94±3059.45	3971.34±408.09	26122.89±19247.95
		MBR 膜池	2726.74±265.02	1407.54±429.92	20447.59±5129.56	17279.15±1130.74	11554.77±3097.76	28739.69±2685.51	82155.48±2108.36
	室外低湿环境	设备间	715.55±227.54	856.89±223.23	2812.13±1530.66	5468.20±2874.41	9422.85±4617.02	16893.40±2184.73	36169.02±16680.24
		污泥处理区	372.99±179.10	2194.74±997.79	3180.21±823.11	4856.69±890.27	4654.50±387.79	3025.13±909.69	18284.26±16193.70
		预处理区	390.16±150.11	253.24±117.38	559.48±123.29	404.89±248.52	256.18±67.28	197.29±98.33	2061.25±1142.30
中温季节	室外高湿环境	生化反应池	456.42±124.9	350.41±116.60	382.80±155.34	914.31±544.10	1485.57±637.47	641.93±231.79	4231.45±3165.45
		MBR 膜池	587.46±48.59	1607.77±167.84	5185.51±759.72	2840.11±937.99	3392.23±459.36	5675.80±2486.75	19288.87±3105.12
		设备间	357.77±50.17	468.20±126.02	1738.07±770.51	3635.16±1682.86	4874.12±1521.89	3030.04±1586.95	14103.36±2418.58
	室外低湿环境	污泥处理区	331.27±50.17	297.41±101.84	2399.88±1624.29	1214.66±710.84	3370.14±1188.79	1364.84±316.78	8978.21±4063.07
		预处理区	147.23±75.25	213.49±178.25	310.66±221.58	200.24±127.90	132.51±118.30	276.80±135.20	1280.92±396.38
		生化反应池	166.37±110.27	212.01±153.77	410.78±203.64	597.76±194.82	1048.29±733.21	790.64±425.21	3225.85±2879.53
低温季节	室外高湿环境	MBR 膜池	265.02±26.50	552.12±154.59	1046.82±393.11	5750.88±1977.03	9081.27±1201.41	4244.70±57.42	20940.81±4023.85
		设备间	172.26±133.17	79.51±32.46	103.80±68.25	410.78±229.38	711.13±253.70	481.45±156.10	1958.92±369.94
		污泥处理区	295.94±91.90	326.86±161.93	563.90±229.84	1632.80±883.16	3515.90±1262.21	3155.18±1136.71	9490.58±4661.09
	室外低湿环境	预处理区	203.18±63.50	313.60±82.03	510.90±146.09	213.49±83.25	1507.66±661.92	244.41±82.19	2993.23±3388.54
		生化反应池	281.21±83.46	132.51±25.50	169.32±49.56	210.54±126.94	638.99±371.50	38.52±52.51	1671.08±233.80
		MBR 膜池	172.26±83.92	136.93±13.25	251.77±128.09	2548.59±407.24	198.76±57.42	154.59±13.25	3462.90±2164.31
	设备间	设备间	225.27±85.99	755.30±199.53	159.01±40.48	209.81±47.32	289.31±148.53	134.72±41.14	1773.41±1013.81
		污泥处理区	172.26±25.88	256.18±148.24	217.90±110.65	229.68±55.17	1565.08±644.18	275.32±83.09	2716.43±2604.45

表3.1 地下式污水处理厂不同温湿度条件下各采样点 Anderson 六级撞击式采样器各级的细菌气溶胶浓度的算术平均值±标准差 (CFU/m³) (续)

温度	湿度	采样点	Anderson 六级撞击式采样器的捕获粒径范围 (μm)						总浓度
			>7.0 第1级	4.7–7.0 第2级	3.3–4.7 第3级	2.1–3.3 4级	1.1–2.1 5级	0.65–1.1 6级	
低 温 季 节	室外 高湿 环境	预处理区	153.12±51.68	204.65±103.20	203.18±67.28	222.32±39.31	429.92±145.66	257.66±85.26	1470.85±161.51
		生化反应池	182.57±81.55	332.74±182.66	284.16±145.37	343.05±83.72	404.89±175.60	368.08±163.10	1915.49±339.86
		MBR 膜池	282.69±150.18	401.94±57.42	300.35±8.83	229.68±61.84	371.02±17.67	318.02±35.34	1903.71±295.94
		设备间	196.55±43.89	189.93±39.75	298.14±43.45	214.22±41.14	203.18±61.52	291.52±133.39	1393.55±139.03
	室内 低湿 环境	污泥处理区	207.60±42.24	178.45±78.30	292.99±138.50	279.74±107.91	157.54±66.58	191.40±66.63	1277.97±339.57
		预处理区	91.87±55.95	77.74±52.09	141.34±62.15	247.35±213.03	150.77±32.30	90.69±30.37	799.76±378.57
		生化反应池	117.79±24.02	96.58±25.37	100.12±39.65	217.90±69.65	217.90±71.07	183.75±108.26	934.04±162.77
		MBR 膜池	183.75±14.13	144.88±17.67	332.16±84.81	893.99±469.96	3173.14±791.52	1321.55±473.50	6049.47±706.71
		设备间	93.64±40.71	84.81±20.60	109.54±32.19	120.14±32.77	318.02±81.04	162.54±47.41	888.69±190.97
		污泥处理区	115.43±108.85	77.74±40.19	116.61±49.43	130.74±81.68	272.08±147.83	216.73±137.38	929.33±411.53

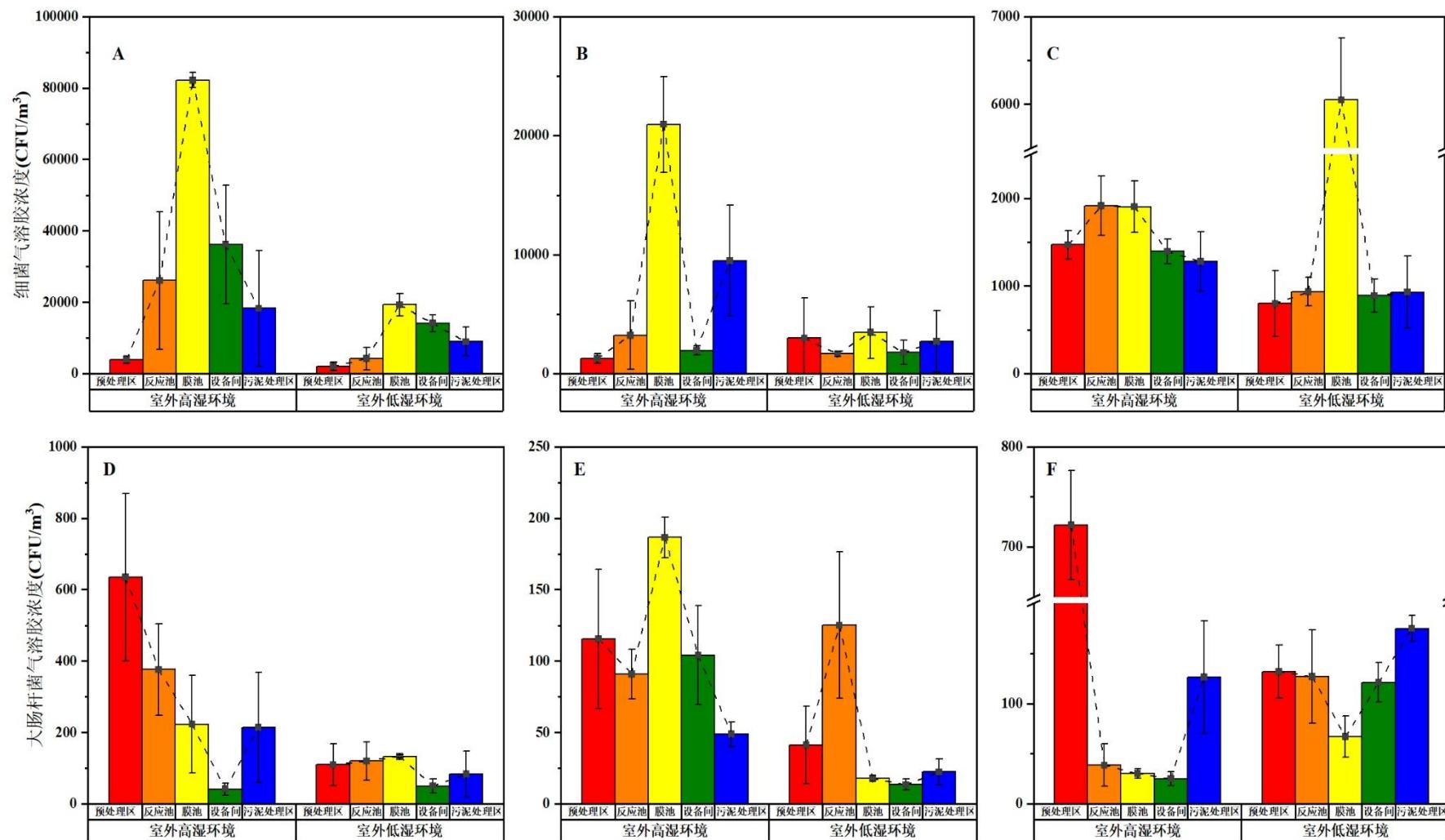


图 3.1 地下式市政污水处理厂高温季节 (A 和 D)、中温季节 (B 和 E) 和低温季节 (C 和 F) 季节时不同污水处理区域细菌和大肠杆菌气溶胶浓度

3.1.1.2 大肠杆菌气溶胶

大肠杆菌气溶胶浓度范围在高温季节为 $41.34\text{-}634.86 \text{ CFU/m}^3$ ；中温季节为 $25.09\text{-}721.79 \text{ CFU/m}^3$ ；低温季节为 $13.43\text{-}186.57 \text{ CFU/m}^3$ ，这些结果与许多前期研究结果一致。Haas 等人（2010）^[154]描述了来自奥地利三座污水处理厂的大肠杆菌气溶胶浓度，范围为 $0\text{-}4.4\times10^2 \text{ CFU/m}^3$ 。Katsivela 等人（2017）^[155]表示在污水处理厂格栅除污阶段的大肠杆菌气溶胶浓度仅为 $29\pm27 \text{ CFU/m}^3$ ，而 Michałkiewicz 等人（2018）^[88]的研究显示，来自波兰 11 座市政污水处理厂的大肠杆菌气溶胶浓度范围为 $0\text{-}8.8\times10^4 \text{ CFU/m}^3$ 。Mbareche 等人（2022）^[88]大肠杆菌存在于所有的空气样本，且高温季节（夏季）的浓度高于低温季节（冬季）。

大肠杆菌气溶胶在高温高湿度时的浓度范围为 $41.34\text{-}634.86 \text{ CFU/m}^3$ ，在高温低湿度时的浓度范围为 $50.18\text{-}132.86 \text{ CFU/m}^3$ ；在中温高湿度时的浓度范围 $25.09\text{-}721.79 \text{ CFU/m}^3$ ，在中温低湿度时的浓度范围 $67.14\text{-}175.03 \text{ CFU/m}^3$ ；在低温高湿度时的浓度范围 $48.76\text{-}186.57 \text{ CFU/m}^3$ ，在低温低湿度时的浓度范围为 $13.43\text{-}125.09 \text{ CFU/m}^3$ 。在不同的温度条件下，高湿度时大肠杆菌气溶胶的最高浓度都高于低湿度时的最高浓度。研究表明，污水处理厂的微生物气溶胶浓度与空气相对湿度呈正相关，湿度较大时有利于微生物的生长^[67]。

在不同温湿度条件下，预处理区的大肠杆菌气溶胶浓度范围为 $41.22\text{-}721.79 \text{ CFU/m}^3$ ，生化反应池的大肠杆菌气溶胶浓度范围为 $38.63\text{-}376.21 \text{ CFU/m}^3$ ，MBR 膜池的大肠杆菌气溶胶浓度范围为 $17.67\text{-}223.32 \text{ CFU/m}^3$ ，设备间的大肠杆菌气溶胶浓度范围为 $13.43\text{-}121.08 \text{ CFU/m}^3$ ，污泥处理区的大肠杆菌气溶胶浓度范围为 $22.38\text{-}214.13 \text{ CFU/m}^3$ 。大肠杆菌气溶胶的最大浓度出现在预处理区。与我们的研究结果类似，Pascual 等人（2003）^[156]分析了污水处理厂预处理区、曝气池和污泥处理区的生物气溶胶排放，指出预处理阶段的大肠杆菌气溶胶排放浓度最高，范围为 $35\text{-}3190 \text{ CFU/m}^3$ 。Lee（2006）^[157]和 Shannon（2007）^[158]等人的研究也报告了大肠杆菌气溶胶浓度在废水处理过程中呈递减趋势。Sekhu 等人（2023）^[159]在对污水处理厂入口和出口的水样收集分析后也观察到污水处理厂出水的大肠杆菌减少了 99.9%。Bestawy 等人（2024）^[160]对于污水处理厂总大肠菌群的研究数据显示，预处理阶段记录的平均值最高。Oyedara 等人（2025）^[161]表示污水处理厂工艺可以去除流入物中高达 70 % 的病原体。此外，虽然大肠杆菌气溶胶浓度在污水处理过程中下降，但在污泥处理区有所回升。污泥处理区采样点的大肠杆菌气溶胶浓度较高，这是由于污泥脱水的外力的作用，导致微生物以气溶胶的形式大量悬浮在空气中^[53, 79, 97, 162]。

总体而言，各采样点均检出细菌和大肠杆菌气溶胶。对同一采样点的同一时间进行微生物气溶胶采样后，发现该地下式市政污水处理厂研究的各采样点

的细菌气溶胶的浓度都高于大肠杆菌气溶胶的浓度，MBR 膜池的细菌气溶胶浓度始终最大，而大肠杆菌气溶胶只有在低温季节时在 MBR 膜池的浓度最高，在高温和中温季节时，浓度峰值则出现在预处理阶段。此外，在该地下式市政污水处理厂中，细菌和大肠杆菌气溶胶的浓度基本与空气的相对湿度保持正相关，主要原因是一般微生物细胞的含水量为 70 % - 90 %，微生物气溶胶在空气中存活离不开水分，空气过于干燥会导致微生物失水，不利于生命活动甚至死亡，空气湿度较大时则有利于微生物的生长^[67]。为控制室内微生物气溶胶的浓度，紫外线照射是最广泛使用的方法之一。Li 等（2023）^[163]的研究观察到在 110 $\mu\text{W}/\text{cm}$ 的紫外线强度下，细菌和肠道细菌的减少量最大，分别减少了 68.7 % 和 78.0 %。

表3.2 地下式市政污水处理厂不同温湿度条件下各采样点 Anderson 六级撞击式采样器各级的大肠杆菌气溶胶浓度的算术平均值±标准差 (CFU/m³)

温度	湿度	采样点	Anderson 六级撞击式采样器的捕获粒径范围 (μm)						总浓度
			>7.0 第1级	4.7–7.0 第2级	3.3–4.7 第3级	2.1–3.3 第4级	1.1–2.1 第5级	0.65–1.1 第6级	
高温季节	室外高湿环境	预处理区	3.53±2.68	42.64±24.28	130.51±27.63	237.46±58.50	220.02±35.57	0.71±1.58	634.86±233.41
		生化反应池	5.65±5.29	13.90±12.55	31.10±12.76	170.55±33.57	152.18±58.13	2.83±1.08	376.21±128.27
		MBR 膜池	2.66±1.87	12.57±4.49	17.38±1.90	110.30±21.91	155.67±68.13	11.09±1.74	223.32±137.10
		设备间	2.53±1.87	5.04±2.27	9.70±1.14	42.39±25.40	62.96±25.34	8.15±5.45	41.34±16.94
		污泥处理区	6.60±5.20	5.18±4.80	11.78±10.21	49.00±30.89	73.26±19.27	68.32±23.84	214.13±153.84
	室外低湿环境	预处理区	4.48±4.27	7.30±5.19	59.84±12.47	26.86±11.57	9.89±4.54	1.65±2.37	110.01±58.42
		生化反应池	17.90±7.21	11.31±2.69	8.95±2.90	43.35±14.81	35.81±15.92	2.59±1.19	119.91±53.84
		MBR 膜池	16.93±4.89	11.94±2.03	8.07±4.69	39.45±8.39	39.16±9.35	5.42±5.46	132.86±4.24
		设备间	11.28±8.25	4.82±2.98	3.86±3.90	21.04±10.05	26.63±13.43	3.60±2.80	50.18±19.19
		污泥处理区	1.88±0.79	1.41±2.00	5.65±4.54	32.27±19.70	22.61±18.15	19.55±11.24	83.39±64.95
中温季节	室外高湿环境	预处理区	4.95±2.41	11.54±10.81	310.25±48.20	277.27±21.93	110.72±13.32	7.07±2.38	721.79±54.48
		生化反应池	2.59±1.63	1.18±0.63	9.89±5.03	9.89±4.90	15.08±23.15	0.00±0.00	38.63±21.31
		MBR 膜池	2.47±2.45	2.23±1.89	4.95±3.90	8.69±4.58	20.22±10.22	0.00±0.00	30.39±4.95
		设备间	0.99±0.43	1.52±0.64	5.75±3.01	9.60±1.85	13.08±8.53	0.00±0.00	25.09±7.09
		污泥处理区	3.30±2.54	3.06±2.22	9.19±4.38	19.79±2.94	49.23±31.17	41.93±24.40	126.50±56.03
	室外低湿环境	预处理区	3.53±2.68	13.19±10.50	22.38±13.76	64.08±17.90	26.38±10.85	2.36±1.40	131.92±26.40
		生化反应池	4.00±2.88	7.77±2.41	26.62±23.10	58.89±20.89	28.98±16.15	0.71±0.58	126.97±46.77
		MBR 膜池	2.12±1.12	7.07±1.41	16.25±3.53	31.10±6.96	10.60±6.36	0.00±0.00	67.14±20.49
		设备间	9.54±7.64	7.77±2.55	28.62±11.37	70.67±19.97	28.98±12.34	1.06±0.84	121.08±19.53
		污泥处理区	6.12±2.25	10.13±5.12	37.69±7.64	85.04±7.94	26.62±9.03	9.42±6.61	175.03±13.17

表3.2 地下式市政污水处理厂不同温湿度条件下各采样点 Anderson 六级撞击式采样器各级的大肠杆菌气溶胶浓度的算术平均值±标准差 (CFU/m³) (续)

温度	湿度	采样点	Anderson 六级撞击式采样器的捕获粒径范围 (μm)						总浓度
			>7.0 第1级	4.7–7.0 第2级	3.3–4.7 第3级	2.1–3.3 第4级	1.1–2.1 第5级	0.65–1.1 第6级	
低温季节	室外高湿环境	预处理区	7.07±2.45	13.90±5.74	25.68±12.76	45.70±16.18	20.26±14.43	2.83±1.94	115.43±48.69
		生化反应池	4.95±2.91	10.60±6.67	13.66±5.57	34.39±5.56	22.85±3.60	4.48±0.53	90.93±17.51
		MBR 膜池	12.01±4.95	5.65±0.00	44.52±9.19	92.58±9.19	29.68±7.07	2.12±2.12	186.57±14.13
		设备间	8.48±1.39	8.13±5.13	16.61±7.37	53.00±14.16	16.96±5.83	4.95±3.24	104.12±34.51
	室外低湿环境	污泥处理区	6.83±2.22	4.48±2.50	12.01±3.89	16.49±6.19	5.89±2.07	3.06±2.20	48.76±8.74
		预处理区	8.01±4.70	9.42±1.07	4.71±2.26	9.66±4.57	7.07±3.91	2.36±1.43	41.22±27.28
		生化反应池	4.48±2.45	4.00±2.20	12.96±7.59	57.48±19.24	44.52±19.49	1.65±0.37	125.09±51.27
		MBR 膜池	2.26±1.47	1.66±0.92	9.36±7.28	39.55±12.13	38.63±11.68	2.48±1.58	17.67±2.12
		设备间	1.20±0.85	1.67±0.65	5.40±4.10	16.99±8.24	15.32±8.82	2.43±1.06	13.43±3.81
		污泥处理区	2.12±1.03	1.65±1.37	5.18±2.00	6.12±1.56	4.71±2.67	2.59±1.76	22.38±9.14

3.1.2 微生物气溶胶的粒径分布

根据 Anderson 六级采样器各级捕获微生物气溶胶颗粒的空气动力学直径范围, 图 3.2 和图 3.3 展示了细菌和大肠杆菌气溶胶在不同温湿度条件下的粒径分布情况。

3.1.2.1 细菌气溶胶

细菌气溶胶的粒径主要分布在后三个阶段 ($<3.3 \mu\text{m}$), 预处理区、生化反应池、MBR 膜池、设备间和污泥处理区第 4-6 级细菌气溶胶占总浓度的百分比范围分别为 42%-77%、58%-79%、48%-90%、36%-88% 和 48%-87%。峰值浓度主要在第 5 级 ($1.1\text{-}2.1 \mu\text{m}$)。许多前期研究也证实了这一现象, 相关文献对此已有充分报道。污水处理厂产生的微生物气溶胶的粒径大多在 $2.1\text{-}4.7 \mu\text{m}$ 的范围内, 其可以容易地到达呼吸系统的深层部位^[164, 165]。Kowalski 等人 (2017)^[87] 指出, $<4.7 \mu\text{m}$ 的微生物气溶胶颗粒 (第 3-6 级) 应归类为可吸入颗粒。空气动力学直径小于 $3.3 \mu\text{m}$ (第 4-6 级) 的细菌被定义为可呼吸细菌^[162]。表 3.3 展示了不同暴露情境下在可吸入粒径范围内的细菌气溶胶浓度和菌落数占比 (%)

预处理区、生化反应池、MBR 膜池、设备间和污泥处理区高温季节在可吸入粒径范围内的细菌气溶胶的浓度 ($160.50\text{-}6624.00 \text{ CFU}/\text{m}^3$) 始终高于中温季节 ($89.75\text{-}2278.00 \text{ CFU}/\text{m}^3$) 和低温季节 ($89.17\text{-}809.50 \text{ CFU}/\text{m}^3$), 中温季节在可吸入粒径范围内的细菌气溶胶的菌落数始终高于低温季节。这表明高温季节时地下式市政污水处理厂释放的细菌气溶胶颗粒更小, 粒径越小, 在呼吸道中沉积越深, 特别是空气动力学粒径 $< 2 \mu\text{m}$ 的颗粒停留时间最长, 并且进入肺泡对人体健康构成巨大的威胁。因此, 高温季节时采取相应的防护措施以减少对现场工作人员的危害显得尤为重要。该现象的产生原因在于, 在一定温度范围内, 气温升高会导致微生物气溶胶颗粒粒径缩小, 使微生物气溶胶在可吸入粒径范围内的菌落数增加^[166]。污水处理厂微生物气溶胶粒径分布受温度的影响相关的发现在以往的研究中也有体现。Han 等 (2019)^[90] 发现直径 $<3.3 \mu\text{m}$ 的粒子主要在春季和夏季检测到, 而 $>3.3 \mu\text{m}$ 的粒子主要在秋季和冬季检测到。

细菌气溶胶在室外高湿度环境时在可吸入粒径范围内的浓度范围为 $104.17\text{-}6624.00 \text{ CFU}/\text{m}^3$, 在室外低湿度环境时在可吸入粒径范围内的浓度范围为 $89.17\text{-}1935.00 \text{ CFU}/\text{m}^3$, 这表明湿度越高细菌气溶胶在可吸入粒径范围内的浓度越高。研究表明, 高湿度可以降低气溶胶颗粒表面的水分蒸发速率, 延长颗粒悬浮时间, 从而维持细菌活性^[167]。在低湿度环境下, 细菌气溶胶因水分的蒸发会形成较大的颗粒, 从而影响其在空气中的悬浮能力和稳定性^[168]。

在不同温湿度条件下, 预处理区、生化反应池、MBR 膜池、设备间和污泥

处理区在可吸入粒径范围内的细菌气溶胶的菌落数占总数的百分比范围分别为 69%-85%、73%-89%、64%-95%、45%-96% 和 70%-94%。高温季节时，MBR 膜池（95%）和设备间（96%）的细菌气溶胶在可吸入粒径范围内的菌落数占比较高；中温季节时，MBR 膜池（95%）和污泥处理区（93%）的细菌气溶胶在可吸入粒径范围内的菌落数占比较高；低温季节时，MBR 膜池（94%）的细菌气溶胶在可吸入粒径范围内的菌落数占比最高。这表明在不同温湿度条件下，在可吸入粒径范围内的细菌气溶胶的菌落数占比受污水处理工艺的影响，MBR 膜池始终保持较高的细菌气溶胶的可吸入比例。虽然曝气过程中的气泡破裂是形成气溶胶的主要机制之一，但 MBR 膜池在可吸入粒径范围内的细菌气溶胶的菌落数占比较生化反应池高，这可能是因为微生物气溶胶的粒径分布受曝气过程中产生的气泡大小和曝气强度的直接影响。因此，地下式市政污水处理厂现场工人在对 MBR 膜池进行膜箱清洗和清淤等作业活动时要尤其注意个人防护。

表 3.3 在可吸入粒径范围内的细菌气溶胶浓度±标准差 (CFU/m³) 和菌落数占比 (%)

温度	湿度	采样点	浓度±标准差	占比
高温季节	室外高湿环境	预处理区	285.83±44.88	85
		生化反应池	1909.67±245.94	86
		MBR 膜池	6624.00±527.35	95
	室外低湿环境	设备间	2937.25±450.76	96
		污泥处理区	1334.33±70.58	86
		预处理区	160.50±15.90	69
中温季节	室外高湿环境	生化反应池	387.67±46.31	81
		MBR 膜池	1935.00±134.29	89
		设备间	1503.00±127.84	94
	室外低湿环境	污泥处理区	945.17±98.47	94
		预处理区	104.17±7.82	72
		生化反应池	322.33±26.73	89
低温季节	室外高湿环境	MBR 膜池	2278.00±327.18	95
		设备间	193.25±24.57	87
		污泥处理区	1003.83±134.43	93
	室外低湿环境	预处理区	280.33±59.53	82
		生化反应池	142.33±21.40	75
		MBR 膜池	357.00±115.10	91
	室外高湿环境	设备间	89.75±6.70	45
		污泥处理区	259.00±64.95	84
		预处理区	126.00±10.16	76
	室外低湿环境	生化反应池	158.50±4.97	73
		MBR 膜池	138.00±5.72	64
		设备间	114.00±4.90	72
	低温季节	污泥处理区	104.33±6.50	70
		预处理区	89.17±8.02	79
		生化反应池	101.83±6.81	77
	室外低湿环境	MBR 膜池	809.50±150.80	94
		设备间	100.50±11.81	70
		污泥处理区	104.17±9.01	79

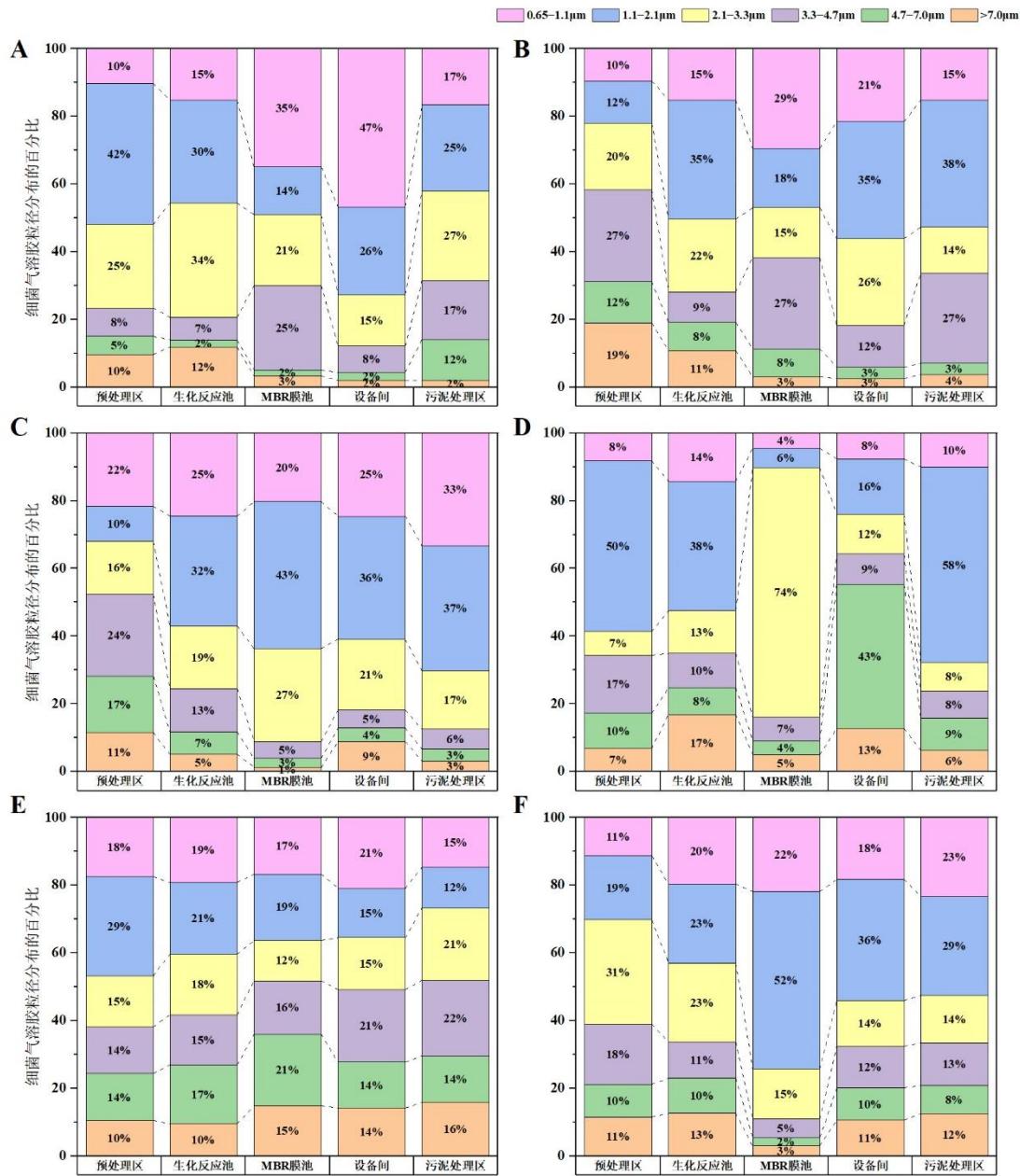


图 3.2 细菌气溶胶的粒径分布图 (A、B)、(C、D)、(E、F) 分别表示高温季节、中温季节和低温季节时不同湿度环境下细菌气溶胶的粒径分布

3.1.2.2 大肠杆菌气溶胶

大肠杆菌气溶胶的粒径主要分布在第 3 级 (3.3-4.7 μm) 至第 5 级 (1.1-2.1 μm)，峰值浓度主要在第 4 级 (2.1-3.3 μm) 或第 5 级 (1.1-2.1 μm)。预处理区、生化反应池、MBR 膜池、设备间和污泥处理区第 3-5 级大肠杆菌气溶胶占总浓度的百分比范围分别为 51%-93%、73%-93%、72%-93%、72%-92% 和 62%-86%。研究发现，污水处理厂微生物气溶胶的颗粒尺寸分布范围为 0.05-100 μm ^[85]。粒径在 5-10 μm 范围内的微生物气溶胶主要沉积在人类呼吸系统中^[169]。Gao 等人

(2015) [170] 表示直径 $<5 \mu\text{m}$ 的颗粒能够进入人类呼吸系统，颗粒尺寸越小，在呼吸道内的沉积越深，空气动力学粒径 $<2 \mu\text{m}$ 的颗粒，其在肺泡中的滞留时间最为长久并引发过敏性肺炎。空气动力学尺寸 $<5 \mu\text{m}$ 的微生物气溶胶可以穿透下支气管^[79]， $<4.7 \mu\text{m}$ 的微生物气溶胶颗粒（第3-6级）被称为可吸入颗粒^[78]。表3.4展示了不同暴露情境下在可吸入粒径范围内的大肠杆菌气溶胶浓度和菌落数占比。

与细菌气溶胶一致，预处理区、生化反应池、MBR 膜池、设备间和污泥处理区高温季节（39.01-416.50 CFU/m³）和中温季节（20.11-499.00 CFU/m³）在可吸入粒径范围内的大肠杆菌气溶胶的浓度高于低温季节（13.17-119.50 CFU/m³）；大肠杆菌气溶胶在室外高湿度环境时在可吸入粒径范围内的浓度（20.11-499.00 CFU/m³）高于室外低湿度环境时在可吸入粒径范围内的浓度（13.17-112.33 CFU/m³）。温度升高时，气溶胶粒径增大，这与空气的动力学特性有关。湿度较高时，水蒸气有助于促进气溶胶颗粒的凝结和沉降，因此湿度对气溶胶浓度和粒径分布有一定的影响。Han 等人（2019）^[90]的研究发现与本研究相似，直径 $<3.3 \mu\text{m}$ 的粒子主要在中温季节（春季）和高温季节（夏季）被探测到，而 $>3.3 \mu\text{m}$ 的粒子主要在中温季节（秋季）和低温季节（冬季）被探测到。孙强等人（2019）^[67]也表示各采样点的微生物气溶胶在-1°C-36°C 温度范围内呈现正相关，在此温度范围以外的微生物气溶胶与温度呈现负相关，主要原因因为过高、过低的温度会使细菌酶变性。Vishwakarma 等人（2024）^[141]在研究冬季和夏季两个季节城市污水处理过程中的生物气溶胶排放及其对健康的潜在影响时也发现，每个粒径范围的微生物气溶胶浓度在夏季高温季节都较高。根据 Bragoszewska 等（2018）^[171]的研究，若在可吸入粒径范围内的大肠杆菌气溶胶的菌落数占比超过 80%，应该视为对暴露人员可能存在潜在危害的水平。本研究高温季节在可吸入粒径范围内的大肠杆菌气溶胶的菌落数占比超过该标准的比例为 70%；低温季节占比超过该标准的比例为 80%；而中温季节占比超过该标准的比例为 100%；

在不同温湿度条件下，预处理区、生化反应池、MBR 膜池、设备间和污泥处理区大肠杆菌气溶胶在可吸入粒径范围内的菌落数占总数的百分比范围分别为 57%-97%、75%-94%、76%-96%、77%-95% 和 77%-96%。大肠杆菌气溶胶在可吸入粒径范围内的菌落数占比在不同温湿度条件下不同污水处理区域均可达到峰值，这表明在不同温湿度条件下，污水处理工艺对在可吸入粒径范围内的大肠杆菌气溶胶的菌落数的影响机制不清晰。

表 3.4 在可吸入粒径范围内的细菌气溶胶浓度±标准差 (CFU/m³) 和菌落数占比 (%)

温度	湿度	采样点	浓度±标准差	占比 (%)
高温季节	室外高湿环境	预处理区	416.50±66.36	93
		生化反应池	252.33±51.77	94
	MBR 膜池	208.31±43.54	96	
		设备间	87.17±16.31	93
		污泥处理区	143.17±17.10	95
	室外低湿环境	预处理区	69.50±15.78	88
		生化反应池	64.17±12.21	75
		MBR 膜池	65.17±11.54	76
		设备间	39.01±7.25	77
		污泥处理区	56.67±6.74	96
中温季节	室外高湿环境	预处理区	499.00±87.42	97
		生化反应池	24.67±3.86	91
	MBR 膜池	23.96±5.27	88	
		设备间	20.11±3.43	92
		污泥处理区	85.00±11.46	95
	室外低湿环境	预处理区	81.50±15.78	88
		生化反应池	81.50±14.58	91
		MBR 膜池	41.00±7.94	86
		设备间	91.50±17.59	89
		污泥处理区	112.33±19.85	91
低温季节	室外高湿环境	预处理区	66.83±10.82	82
		生化反应池	53.33±7.84	83
	MBR 膜池	119.50±23.21	91	
		设备间	64.75±12.77	85
		污泥处理区	26.50±3.70	77
	室外低湿环境	预处理区	16.83±1.92	57
		生化反应池	82.50±16.05	93
		MBR 膜池	63.70±11.86	96
		设备间	28.39±4.41	95
		污泥处理区	13.17±0.92	83

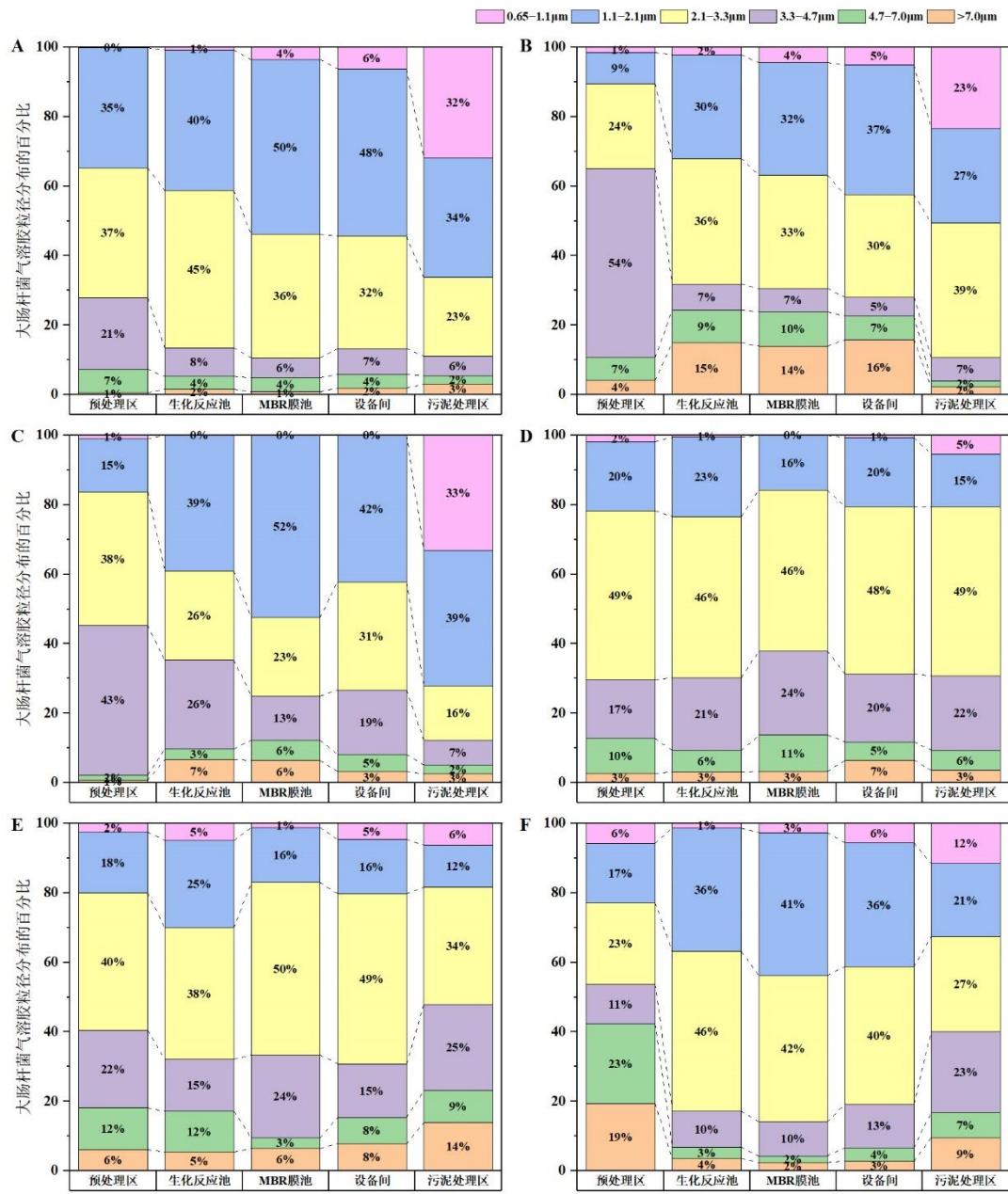


图 3.3 大肠杆菌气溶胶的粒径分布图 (A、B)、(C、D)、(E、F) 分别表示高温季节、中温季节和低温季节时不同湿度环境下的大肠杆菌气溶胶的粒径分布

3.1.3 微生物气溶胶排放特征的影响因子分析

温度、相对湿度、太阳辐射和风速被认为是影响污水处理厂微生物气溶胶生存和传播的关键环境因素^[172, 173]。生物气溶胶可以被风稀释, Guo 等人 (2014)^[174] 表示室内处理设施需要通风来稀释生物气溶胶, 通风 4 h 后可减少 60 % 的空气细菌。生物气溶胶也可以被太阳辐射灭活, 但地下污水处理厂风速几乎为零, 太阳辐射也几乎为比室外低得多, 因此不被考虑在本研究微生物气溶胶浓度和

在可吸入粒径范围内的菌落数的影响因子之内。此外，生物气溶胶存活的适宜温度为 27.6-40.1 °C^[53]。根据 Szyłak-Szydłowski 等（2016）^[175]的研究报告，相对湿度在 70%-80% 范围内时，能够显著影响污水处理厂中生物气溶胶的浓度，并促进生物气溶胶的存活^[153]。先前的研究表明，气溶胶颗粒可以从高湿度环境中吸收水分，并且增加的水分吸附作用保护微生物免受紫外线诱导的失活^[176-178]。Yu 等人（2025）^[179]表示悬浮固体（SS）可以吸收或分散光，从而降低紫外线辐射的有效通量，并屏蔽微生物。SS 浓度也是影响紫外线强度降低消毒效率的一个因素。大肠杆菌在满足排放标准的低 SS 浓度下 (< 10 mg) 仍然保持过度存活。所以温度、相对湿度、污水水质等因素均能影响微生物气溶胶的存活情况。此外，污水中的总氮（TN）、氨氮（NH₃-N）和总磷（TP）是微生物生长的营养物质，他们的变化也可能会影响污水中的微生物气溶胶的生存情况^[53, 153]。

本研究通过 Pearson 相关性系数 r ，描述微生物气溶胶的浓度和可吸入菌落数与环境影响因子之间的相关性。本研究的数据来自于 2024 年 5 月至 2024 年 12 月期间所采集的不同温湿度条件下的 288 组细菌和大肠杆菌气溶胶样品和同时记录的环境数据。Pearson 相关系数 r 的大小决定了相关关系的强弱。 $r > 0$ 时，样本正相关； $r < 0$ 时，样本负相关。Pearson 相关性系数分析准则^[180]如下表 3.5 所示，相关性分析的结果如表 3.6 和表 3.7 所示。

表 3.5 Pearson 相关性系数分析准则

相关系数	相关程度
$0.1 \leq r < 0.3$	弱相关
$0.3 \leq r < 0.5$	中度相关
$ r \geq 0.5$	强相关

细菌气溶胶浓度与室外温度和进水的污染物浓度指标 NH₃-N 的相关性系数值分别为 0.510 和 0.552，并呈现出 0.004 和 0.002 的显著性，说明室外温度、NH₃-N 与细菌气溶胶浓度之间有显著的正相关关系。细菌气溶胶浓度与室内温度、进水的污染物浓度指标（pH、TN）呈现中度正相关关系，与室内相对湿度、污水日处理量、进水的污染物浓度指标（COD、SS）呈现弱正相关关系，与进水的污染物浓度指标 TP 呈现弱负相关关系。大肠杆菌气溶胶浓度与进水的污染物浓度指标 NH₃-N 呈现显著正相关关系。大肠杆菌气溶胶浓度与室内温度、室内相对湿度、室外温度、进水的污染物浓度指标（pH、TN）呈现弱正相关关系，与进水的污染物浓度指标（COD、TP）呈现弱负相关关系。研究表明，NH₃-N 可为细菌提供生存所需的氮源，增强微生物的代谢活性并降低气溶胶颗粒的衰

亡率^[181, 182]。Zhao 等人（2024）^[150]也发现污水中的 NH₄⁺与细菌气溶胶浓度呈显著相关关系。地下式污水处理厂环境温度相对稳定，但机械曝气和污泥脱水过程会导致局部升温，高温可增强细菌代谢活性，同时延长气溶胶颗粒的悬浮时间^[182]。Niazi 等（2015）^[183]在对中东最大市政污水处理厂进行微生物气溶胶污染评估时也发现细菌气溶胶浓度与温度之间存在显著相关性。Wang 等（2025）^[106]表示温度升高促进了空气中细菌的存活，导致温度与细菌呈正相关。高相对湿度可以减少气溶胶蒸发，延长细菌存活时间^[184]。pH 升高可能通过中和酸性消毒剂或改变气溶胶介质性质影响细菌的存活。黄东浪等（2017）^[185]的实验表明，在磷酸盐缓冲液中添加含氮源的营养肉汤可显著降低细菌气溶胶的自然衰亡率，说明 TN 可以通过提供氮源来促进细菌的存活。COD 升高反映有机物复杂度增加，高 COD 环境下有机物复杂度增加可能促进其他微生物（如真菌）的增殖，抑制大肠杆菌的生态位。地下式污水处理厂因空间封闭性和通风受限，可能强化环境因素对气溶胶的影响，结合研究结果优化地下式市政污水处理厂通风系统、控制进水的氮源输入和将微生物气溶胶监测纳入污水处理厂常规环境评估是管理地下式市政污水处理厂气溶胶风险的必要手段。

表 3.6 微生物气溶胶浓度与影响因子的相关性

类别	室内温度	室内相对湿度	室外温度	污水日处理量	进水的污染物浓度指标						
					COD	NH ₃ -N	pH	TP	TN	SS	
细菌	r 显著性	0.460* 0.011	0.256 0.172	0.510* 0.004	0.203 0.283	0.113 0.553	0.552* 0.002	0.316 0.089	-0.252 0.179	0.333 0.072	0.166 0.380
大肠杆菌	r 显著性	0.105 0.580	0.238 0.205	0.248 0.187	0.068 0.719	-0.109 0.567	0.424* 0.019	0.110 0.562	-0.079 0.680	0.201 0.286	0.029 0.880

注：*表示相关性显著。

细菌气溶胶在可吸入粒径范围内的菌落数与室内温度、室外温度和进水的污染物浓度指标 NH₃-N 的相关性系数值分别为 0.500、0.520 和 0.486，并呈现出 0.005、0.003 和 0.006 的显著性，说明室内温度、室外温度和 NH₃-N 与细菌气溶胶可吸入菌落数之间有显著的正相关关系。细菌气溶胶在可吸入粒径范围内的菌落数与进水的污染物浓度指标（pH、TN）呈现中度正相关关系，与相对湿度、污水日处理量、进水的污染物浓度指标（COD、SS）呈现弱正相关关系，与 TP 呈现弱负相关关系。大肠杆菌气溶胶在可吸入粒径范围内的菌落数与进水的污染物浓度指标 NH₃-N 的相关性系数值为 0.496，显著性为 0.005，说明 NH₃-N 与

大肠杆菌气溶胶在可吸入粒径范围内的菌落数之间有显著的正相关关系。大肠杆菌气溶胶在可吸入粒径范围内的菌落数与温度、相对湿度、室外温度、污水日处理量、进水的污染物浓度指标（PH、TN、SS）呈现弱正相关关系，与 COD 和 TP 呈现弱负相关关系。

表 3.7 微生物气溶胶在可吸入粒径范围内的菌落数与影响因子的相关性

类别	室内温 度	室内 相对 湿 度	室外温 度	污水 日处 理量	进水的污染物浓度指标						
					COD	NH ₃ -N	PH	TP	TN	SS	
细菌	r 显 著 性	0.500*	0.251	0.520*	0.235	0.116	0.486*	0.344	-0.272	0.328	0.144
大肠杆菌	r 显 著 性	0.005	0.181	0.003	0.212	0.542	0.006	0.063	0.146	0.077	0.449
		0.159	0.260	0.297	0.121	-0.134	0.496*	0.161	-0.112	0.256	0.108
		0.401	0.165	0.111	0.525	0.480	0.005	0.396	0.557	0.172	0.571

注：*表示相关性显著。

3.2 内毒素气溶胶的排放特征

3.2.1 内毒素气溶胶的浓度

在该地下式污水处理厂所有采样点在不同温湿度条件下的内毒素气溶胶样本中都检测到了内毒素气溶胶，对采样数据进行处理，得到不同温湿度条件下不同污水处理区域内毒素气溶胶浓度的算术平均值±标准差（CFU/m³），如表 3.8 和图 3.4 所示。

内毒素气溶胶暴露是迄今为止污水处理厂工人职业暴露研究中测量最多的微生物成分。不同研究之间的差异很大，浓度范围为 $0.6\text{--}3.97\times10^4 \text{ EU}/\text{m}^3$ [69, 186, 187]。本研究内毒素气溶胶在不同温湿度条件下不同污水处理单元的浓度范围为 $107.29\text{--}157.14 \text{ EU}/\text{m}^3$ 。Smid (1994) [188] 和 Milton (1999) [34] 等人表示与急性气流阻塞相关的内毒素水平范围为 $50\text{--}400 \text{ EU}/\text{m}^3$ 。Rylander (1997) [36] 表示当内毒素值超过 $100 \text{ EU}/\text{m}^3$ 时，会引起人的呼吸道炎症；当超过 1000 EU m^{-3} 时，会导致器官产生系统性病变。根据 Smit 等人 (2005) [19] 的研究，暴露于超过 $50 \text{ EU}/\text{m}^3$ 内毒素气溶胶浓度的工人，腹泻的风险显著增加，且肺功能显示出不同程度的以非线性方式的降低。即使是低浓度的内毒素，Michel (1997) 等人 [189] 的研究发现，长期暴露也与慢性阻塞性肺病和严重的家庭哮喘有关。Milton (1999) 等人 [190] 在暴露于 $2 \text{ EU}/\text{m}^3$ 内毒素气溶胶水平的个体中也发现了由内毒素气溶胶暴露引起的疲劳和眼部刺激。许多污水处理厂的相关研究表明，接触

内毒素气溶胶和微生物气溶胶会引起恶心、呕吐和腹泻等胃肠道症状^[191-194]。Smit 等人（2005）^[19]表示，污水处理厂工人在针对车间和下水道系统维护工作任务时，内毒素气溶胶暴露超过 $200 \text{ EU}/\text{m}^3$ 这一接触水平，流感样症状和上呼吸道症状的流行率较高。虽然国际机构对工作场所内毒素的接触限值没有达成一致意见，但一些国家如荷兰职业标准专家委员会（DECOS）^[36]建议职业暴露的内毒素限值为 $90 \text{ EU}/\text{m}^3$ 。北欧专家组将此标准写入《化学品健康风险标准》并于 2011 年开始执行。Signe Agneta 等人（2025）^[195]在对自然通风条件下污水处理厂生物气溶胶进行暴露风险评估的研究中也发现内毒素气溶胶暴露水平多次超过荷兰内毒素的建议职业接触限值（OEL），即 $90 \text{ EU}/\text{m}^3$ ，这对污水处理厂工人的肺功能造成了一定的损害。在本研究所采集的 144 个内毒素样本中，所有内毒素气溶胶的浓度都超过了 OEL，会有引起人类呼吸道炎症等危害风险。此外，污水处理厂工人中经常发现的类似流感症状也被强烈怀疑是由内毒素暴露引起。因此，地下式市政污水处理厂内毒素气溶胶暴露对现场工作人员来说在一定程度上已经构成健康的威胁。

本研究内毒素气溶胶浓度范围在高温季节为 $136.16\text{-}157.14 \text{ EU}/\text{m}^3$ ；中温季节为 $125.60\text{-}151.71 \text{ EU}/\text{m}^3$ ；低温季节为 $107.29\text{-}150.13 \text{ EU}/\text{m}^3$ 。高温季节内毒素气溶胶的最高浓度高于中温季节和低温季节的最高浓度，中温季节内毒素气溶胶的最高浓度高于低温季节的最高浓度。Carty 等人（2003）^[196]的研究发现与本研究一致，在高温季节（夏季）和中温季节（春季）环境中的内毒素气溶胶浓度显著高于低温季节（冬季）。大量的研究同样发现，温度与内毒素浓度呈正相关^[196-200]。

内毒素气溶胶在高温高湿度时的浓度范围为 $136.16\text{-}153.83 \text{ EU}/\text{m}^3$ ，在高温低湿度时的浓度范围为 $156.37\text{-}157.14 \text{ EU}/\text{m}^3$ ；在中温高湿度时的浓度范围 $127.48\text{-}140.01 \text{ EU}/\text{m}^3$ ，在中温低湿度时的浓度范围 $125.60\text{-}151.71 \text{ EU}/\text{m}^3$ ；在低温高湿度时的浓度范围 $132.51\text{-}150.13 \text{ EU}/\text{m}^3$ ，在低温低湿度时的浓度范围为 $107.29\text{-}117.09 \text{ EU}/\text{m}^3$ 。在高温和中温季节低湿度时的内毒素气溶胶浓度高于高湿度时的浓度，这可能与高温干燥会加速细菌裂解释放内毒素有关；而低温季节高湿度时的内毒素气溶胶浓度高于低湿度时的浓度，可能是低温季节高湿度环境颗粒可以通过吸附延缓降解，导致低温季节高湿度环境的内毒素气溶胶浓度反超低湿度环境。

在不同温湿度条件下，预处理区的内毒素气溶胶浓度范围为 $117.09\text{-}156.47 \text{ EU}/\text{m}^3$ ，生化反应池的内毒素气溶胶浓度范围为 $114.13\text{-}156.37 \text{ EU}/\text{m}^3$ ，MBR 膜池处 $110.75\text{-}157.14 \text{ EU}/\text{m}^3$ ，设备间的内毒素气溶胶浓度范围为 $112.41\text{-}156.39 \text{ EU}/\text{m}^3$ ，污泥处理区的内毒素气溶胶浓度范围为 $107.29\text{-}156.43 \text{ EU}/\text{m}^3$ 。不同污水处理区域内的内毒素气溶胶浓度不同。Mbareche 等人（2022）^[137]在研究季节和

地点对室内污水处理厂生物气溶胶的影响时也发现室内污水处理厂内毒素的平均浓度在污水处理的不同区域有所不同，预处理阶段最低，在生化反应池区域浓度最高。

表 3.8 地下式市政污水处理厂不同温湿度条件下各采样点内毒素气溶胶平均浓度±标准差 (EU/m³)

温度	湿度	采样点	平均浓度±标准差 (EU/m ³)
高温季节	室外高湿环境	预处理区	153.83±4.61
		生化反应池	136.16±23.40
		MBR 膜池	149.85±0.44
		设备间	147.11±5.69
	室外低湿环境	污泥处理区	150.47±9.94
		预处理区	156.47±1.60
		生化反应池	156.37±0.68
		MBR 膜池	157.14±0.34
中温季节	室外高湿环境	设备间	156.39±1.51
		污泥处理区	156.43±0.57
		预处理区	128.89±0.69
		生化反应池	129.76±0.78
	室外低湿环境	MBR 膜池	140.01±8.62
		设备间	130.29±1.19
		污泥处理区	127.48±1.12
		预处理区	143.60±5.83
低温季节	室外高湿环境	生化反应池	125.60±17.00
		MBR 膜池	151.71±0.03
		设备间	149.27±0.30
		污泥处理区	148.21±6.22
	室外低湿环境	预处理区	133.70±10.01
		生化反应池	132.51±11.71
		MBR 膜池	150.13±2.22
		设备间	145.98±2.99

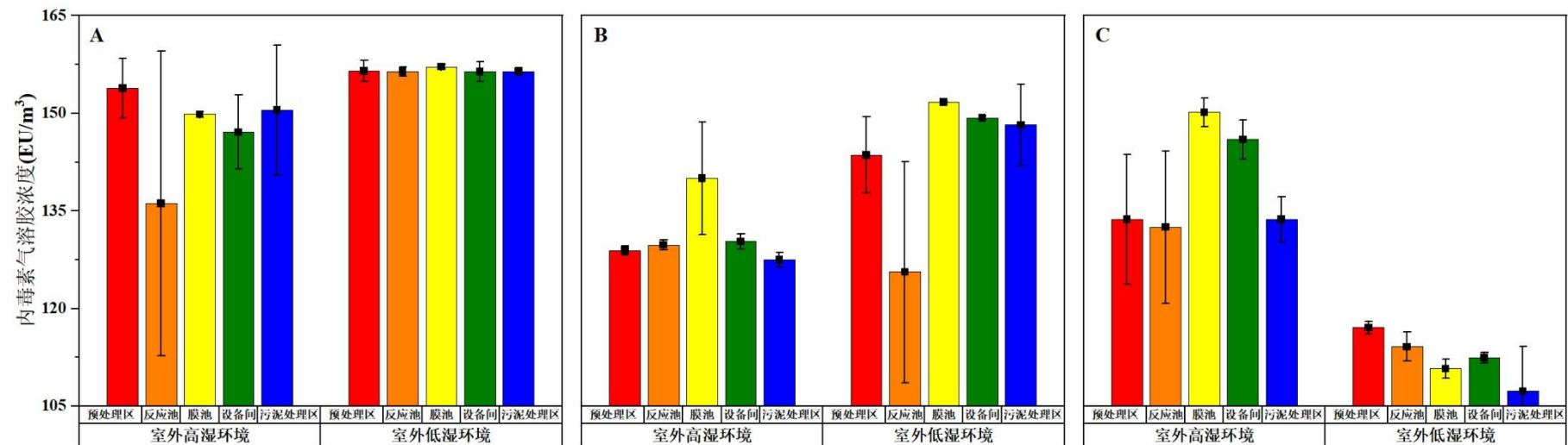


图 3.4 地下式市政污水处理厂高温季节 (A)、中温季节 (B) 和低温季节 (C) 时不同污水处理区域内毒素气溶胶浓度

3.2.2 内毒素气溶胶排放特征的影响因子分析

内毒素气溶胶的浓度与环境影响因子之间的相关性分析的结果如表 3.9 所示。内毒素气溶胶浓度与 COD 的相关性系数值为 0.538，呈现出 0.002 的显著性，说明 COD 与内毒素气溶胶浓度之间有显著的正相关关系；与 SS 的相关性系数值为 -0.687，呈现出 0.001 的显著性，说明 SS 与内毒素气溶胶浓度之间有显著的负相关关系。内毒素气溶胶浓度与室内温度、室外温度、NH₃-N、TP 和 TN 呈现弱正相关关系，与相对湿度、污水日处理量和进水污染物浓度指标 PH 呈现弱负相关关系。而与本全地下环境的污水处理厂的研究结果不同，Carty 等人（2003）^[196]曾在对户外内毒素气溶胶的研究中发现内毒素水平与环境温度和相对湿度有显著相关性。

表 3.9 微生物气溶胶浓度与影响因子的相关性

类别	室内温度	室内相对湿度	室外温度	污水日处理量	进水的污染物浓度指标						
					COD	NH ₃ -N	PH	TP	TN	SS	
内 毒 素	r 显 著 性	0.221 0.241	-0.016 0.931	0.215 0.255	-0.365 0.047	0.538* 0.002	0.049 0.797	-0.156 0.411	0.168 0.375	0.047 0.805	-0.687* 0.001

注：*表示相关性显著。

3.3 微生物气溶胶与内毒素气溶胶浓度之间的相关性分析

微生物气溶胶与内毒素气溶胶排放特征的相关性分析的结果如表 3.10 所示。细菌气溶胶和大肠杆菌气溶胶浓度与内毒素气溶胶浓度的相关性系数值分别为 0.284 和 0.188，分别呈现出 0.129 和 0.319 的显著性，说明细菌气溶胶和大肠杆菌气溶胶浓度与内毒素气溶胶浓度之间没有显著的相关关系，但有弱正相关关系。以往的研究也表明内毒素与细菌或大肠杆菌存在相关关系。细菌和大肠杆菌气溶胶浓度越高会一定程度上导致内毒素气溶胶浓度的升高。虽然目前还没有对空气中细菌气溶胶和大肠杆菌气溶胶浓度与内毒素气溶胶浓度的相关性分析的研究，但对于水样中内毒素和细菌、大肠杆菌的研究也有类似的结果。Jorgensen 等（1979）^[201]对某自来水处理厂的水样进行分析检测时，结果显示细菌内毒素与细菌总数的相关性为 $r=0.726$ ，内毒素与总大肠菌群为 $r=0.822$ 。Rapala 等（2002）^[74]对地表水的研究表明，细菌总数与细菌内毒素二者的相关性为 $r=0.46$ ($p<0.001$)。Evans 等（1978）^[202]调查研究显示，内毒素与细菌总

数的相关性为 $r=0.878$, 与总大肠菌群的相关性为 $r=0.829$ 。

表 3.10 微生物气溶胶与内毒素气溶胶排放特征的相关性

类别		温度
细菌	r	0.284
	显著性	0.129
大肠杆菌	r	0.188
	显著性	0.319

3.4 本章小结

本章对不同温湿度条件下地下式市政污水处理厂预处理区、生化反应池、MBR 膜池、设备间和污泥脱水区 5 个不同污水处理区域细菌和大肠杆菌气溶胶以及内毒素气溶胶的排放特征进行了计算和分析, 对排放特征的影响因子进行了分析。基于实测数据对细菌和大肠杆菌气溶胶的浓度和粒径分布、内毒素气溶胶的浓度进行了表征。本章的主要结论如下:

(1) 地下式市政污水处理厂的细菌气溶胶浓度范围在高温季节为 2061.25-82155.48 CFU/m³, 明显高于《室内空气质量标准》(GB/T 18883-2022) 规定的 1500 CFU/m³ 上限, 在中温季节为 1280.92-20940.81 CFU/m³, 在低温季节为 799.76-6049.47 CFU/m³, 部分高于 1500 CFU/m³ 的限值。地下式市政污水处理厂的大肠杆菌气溶胶浓度范围在高温季节为 41.34-634.86 CFU/m³, 在中温季节为 25.09-721.79 CFU/m³, 在低温季节为 13.43-186.57 CFU/m³。地下式市政污水处理厂的内毒素气溶胶浓度范围在高温季节为 136.16-157.14 EU/m³; 中温季节为 125.60-151.71 EU/m³; 低温季节为 107.29-150.13 EU/m³。地下式市政污水处理厂中细菌和内毒素气溶胶在高温季节的最高浓度高于中温季节和低温季节时的最高浓度, 中温季节的最高浓度高于低温季节时的最高浓度; 大肠杆菌气溶胶在中温季节的最高浓度高于高温季节的最高浓度, 高温季节的最高浓度高于低温季节时的最高浓度。

(2) 细菌气溶胶在高温高湿度时的浓度范围为 3959.56-82155.48 CFU/m³, 在高温低湿度时的浓度范围为 2061.25-19288.87 CFU/m³; 在中温高湿度时的浓度范围 1280.92-20940.81 CFU/m³, 在中温低湿度时的浓度范围 1671.09 - 3462.90 CFU/m³; 在低温高湿度时的浓度范围 1277.97-1915.49 CFU/m³, 在低温低湿度时的浓度范围为 799.76-6049.47 CFU/m³。大肠杆菌气溶胶在高温高湿度时的浓度范围为 41.34-634.86 CFU/m³, 在高温低湿度时的浓度范围为 50.18 - 132.86 CFU/m³; 在中温高湿度时的浓度范围 25.09-721.79 CFU/m³, 在中温低湿度时的

浓度范围 67.14-175.03 CFU/m³; 在低温高湿度时的浓度范围 48.76-186.57 CFU/m³, 在低温低湿度时的浓度范围为 13.43-125.09 CFU/m³。内毒素气溶胶在高温高湿度时的浓度范围为 136.16-153.83 EU/m³, 在高温低湿度时的浓度范围为 156.37-157.14 EU/m³; 在中温高湿度时的浓度范围 127.48-140.01 EU/m³, 在中温低湿度时的浓度范围 125.60-151.71 EU/m³; 在低温高湿度时的浓度范围 132.51-150.13 EU/m³, 在低温低湿度时的浓度范围为 107.29-117.09 EU/m³。对于细菌气溶胶, 在高温和中温季节高湿度时的最高浓度高于低湿度时的最高浓度; 在低温季节高湿度时的最低浓度高于低湿度时的最低浓度。对于大肠杆菌气溶胶, 在不同的温度条件下, 高湿度时的最高浓度都高于低湿度时的最高浓度, 表现出大肠杆菌气溶胶生存对湿度的高度依赖。对于内毒素气溶胶, 在高温和中温季节低湿度时的内毒素气溶胶浓度高于高湿度时的浓度; 在低温季节高湿度时的内毒素气溶胶浓度高于低湿度时的浓度。这可能与高温干燥会加速细菌裂解释放内毒素, 而低温季节高湿度环境颗粒通过吸附可以延缓降解, 导致低温季节高湿度环境的内毒素气溶胶浓度反超低湿度环境。针对细菌与大肠杆菌气溶胶, 需在高温或中温季节强化湿度调控(如通风除湿), 并增加消毒的频次; 对内毒素气溶胶, 高温季节需抑制细菌裂解(如投加膜稳定剂), 低温季节则需控制湿度下限以减少颗粒吸附滞留。

(3) 在不同温湿度条件下, 预处理区的细菌气溶胶浓度范围为 799.76-3959.56 CFU/m³, 生化反应池的细菌气溶胶浓度范围为 934.04-26122.89 CFU/m³, MBR 膜池的细菌气溶胶浓度范围为 1903.71-82155.48 CFU/m³, 设备间的浓度范围为 888.69-36169.02 CFU/m³, 污泥处理区的浓度范围为 929.33-18284.26 CFU/m³。细菌气溶胶的最大浓度始终出现在 MBR 膜池处。在不同温湿度条件下, 预处理区的大肠杆菌气溶胶浓度范围为 41.22-721.79 CFU/m³, 生化反应池的大肠杆菌气溶胶浓度范围为 38.63-376.21 CFU/m³, MBR 膜池的浓度范围为 17.67-223.32 CFU/m³, 设备间的浓度范围为 13.43-121.08 CFU/m³, 污泥处理区的浓度范围为 22.38-214.13 CFU/m³。大肠杆菌气溶胶的最大浓度出现在预处理区。在不同温湿度条件下, 预处理区的内毒素气溶胶浓度范围为 117.09-156.47 EU/m³, 生化反应池的内毒素气溶胶浓度范围为 114.13-156.37 EU/m³, MBR 膜池的浓度范围为 110.75-157.14 EU/m³, 设备间的浓度范围为 112.41-156.39 EU/m³, 污泥处理区的浓度范围为 107.29-156.43 EU/m³。不同污水处理区域内的内毒素气溶胶浓度不同, 但浓度变化小, 相较细菌和大肠杆菌气溶胶能更稳定的存在与地下式市政污水处理厂环境中。

(4) 经过相关性分析, 细菌气溶胶浓度与室外温度和进水的污染物浓度指标 NH₃-N, 大肠杆菌气溶胶浓度与进水的污染物浓度指标 NH₃-N, 内毒素气溶

胶浓度与污染物浓度指标 COD 呈现显著相关关系。细菌气溶胶在可吸入粒径范围内的菌落数与室内温度、室外温度和进水的污染物浓度指标 NH₃-N，大肠杆菌气溶胶在可吸入粒径范围内的菌落数与进水的污染物浓度指标 NH₃-N 分别呈现显著相关关系。我们可以通过调节环境参数和控制进水的污染物浓度指标来合理降低地下式市政污水处理厂的微生物气溶胶和内毒素气溶胶浓度水平，同时降低微生物气溶胶在可吸入粒径范围内的菌落数。

(5) 在微生物气溶胶的粒径分布中，预处理区、生化反应池、MBR 膜池、设备间和污泥处理区高温季节在可吸入粒径范围内的细菌气溶胶的浓度 (160.50-6624.00 CFU/m³) 始终高于中温季节 (89.75-2278.00 CFU/m³) 和低温季节 (89.17-809.50 CFU/m³)，中温季节在可吸入粒径范围内的细菌气溶胶的菌落数始终高于低温季节。高温季节 (39.01-416.50 CFU/m³) 和中温季节 (20.11-499.00 CFU/m³) 在可吸入粒径范围内的大肠杆菌气溶胶的浓度高于低温季节 (13.17-119.50 CFU/m³)。在一定温度范围内，气温升高会导致微生物气溶胶颗粒粒径缩小，使微生物气溶胶在可吸入粒径范围内的菌落数增加。

(6) 细菌气溶胶在室外高湿度环境时在可吸入粒径范围内的浓度 (104.17-6624.00 CFU/m³)，高于在室外低湿度环境时的浓度 (89.17-1935.00 CFU/m³)，大肠杆菌气溶胶在室外高湿度环境时在可吸入粒径范围内的浓度 (20.11-499.00 CFU/m³) 高于室外低湿度环境时的浓度 (13.17-112.33 CFU/m³)，这表明湿度越高气溶胶在可吸入粒径范围内的浓度越高。

(7) 在可吸入粒径范围内的细菌气溶胶的菌落数占比受地下污水处理厂处理工艺的影响，MBR 膜池始终保持较高的细菌气溶胶的可吸入比例。预处理区、生化反应池、MBR 膜池、设备间和污泥处理区在可吸入粒径范围内的细菌气溶胶的菌落数占总数的百分比范围分别为 69%-85%、73%-89%、64%-95%、45%-96% 和 70%-94%，在可吸入粒径范围内的大肠杆菌气溶胶的菌落数占总数的百分比范围分别为 57%-97%、75%-94%、76%-96%、77%-95% 和 77%-96%。地下污水处理厂处理工艺对在可吸入粒径范围内的大肠杆菌气溶胶的菌落数的影响机制不清晰。

(8) 细菌和大肠杆菌气溶胶浓度与内毒素气溶胶浓度的相关性系数值分别为 0.284 和 0.188，分别呈现出 0.129 和 0.319 的显著性，细菌和大肠杆菌气溶胶浓度与内毒素气溶胶浓度之间具有弱正相关关系。细菌和大肠杆菌气溶胶浓度越高会一定程度上导致内毒素气溶胶浓度的升高。

第四章 微生物气溶胶、内毒素气溶胶的暴露风险评估

4.1 微生物气溶胶的暴露风险评估

4.1.1 细菌气溶胶

地下污水处理厂工人在高温、中温和低温季节在不同污水处理区域暴露于细菌气溶胶的危害指数 (HI) 经过蒙特卡洛模拟 10000 次迭代后的结果如图 4.1 所示。图中的每个矩形框表示数据的四分位范围，其中框的顶部和底部分别代表数据的第 75 百分位值和第 25 百分位值。框内的中心线表示数据的中位数（即第 50 百分位值）。此外，箱体两侧延伸的“晶须”表示数据的极值范围，上端晶须延伸至第 95 百分位值（保守估计），下端晶须则延伸至第 5 百分位值（乐观估计）。地下式市政污水处理厂工人在不同温湿度条件下暴露于不同污水处理区域的细菌气溶胶的危害指数值如表 4.1 所示。

结果显示，高温季节时，在高湿环境下，生化反应池 (0.14-1.56)、MBR 膜池 (1.05-2.78) 和设备间 (0.71-3.22) 和污泥处理区 (0.18-2.29) 的细菌气溶胶 HI 在保守估计下均超过风险基准 ($HI > 1$)；在低湿环境下，各区域的细菌气溶胶 HI 均未超过风险基准 ($HI < 1$)。中温季节时，在高湿环境中，MBR 膜池 (0.25-0.79) 和污泥处理区 (0.18-0.88) 的细菌气溶胶 HI 依然较高，接近但未超过风险基准；低湿环境下，各区域 HI 相对较低，均在风险基准以下 ($HI < 1$)。低温季节时，无论是高湿还是低湿环境，各区域的细菌气溶胶 HI 均低于风险基准 ($HI < 1$)，远低于风险基准。这表明高温和中温季节时，部分区域 (MBR 膜池、设备间、生化反应池和污泥处理区) 在高湿环境下存在一定的风险，需要进一步关注和采取措施降低细菌气溶胶的危害；低温季节时各区域风险较低。尽管根据细菌气溶胶暴露浓度，接触细菌气溶胶的非致癌风险相对较低，但这种风险可能被低估，因为工人长期反复接触生物气溶胶会增加风险。Zhao 等人 (2024)^[139]研究冬春季节污水处理厂生物气溶胶排放及暴露风险时发现春季的细菌浓度高于冬季，生化反应池区域在春季的暴露风险高于冬季。Liu 等人 (2025)^[105]也表示气象条件在感染风险中起着举足轻重的作用。与稳定条件相比，不稳定的热条件造成更大的感染风险，差异高达 58.48%。在高温季节，由于条件变化，感染风险随着距离的增加而增加。

湿度对细菌气溶胶 HI 有显著影响。在高湿环境下，部分区域（如 MBR 膜池和生化反应池）的 HI 明显高于低湿环境，说明高湿条件可能会促进细菌气溶胶的产生或传播。Tang 等人 (2009)^[203]系统分析了湿度、温度等因素对气溶胶

中微生物存活率的影响，指出高湿度环境可能延长某些细菌气溶胶的悬浮时间并促进其扩散。Lin 等人（2019）^[204]通过实验验证了不同湿度下细菌与病毒气溶胶的衰减差异，表明部分细菌在高湿环境下更易保持活性。

除温度和湿度外，污水处理工艺也会对细菌气溶胶 HI 造成影响。只有 MBR 膜池（1.05-2.78）在高温高湿环境下细菌气溶胶 HI 完全超过风险基准值，这与 MBR 膜池的工艺特点、微生物活动等因素有关；生化反应池（0.14-1.56）、设备间（0.71-3.22）和污泥处理区（0.18-2.29）的细菌气溶胶 HI 在高温高湿环境下在保守估计时超过风险基准。Korzeniewska 等人（2011）^[95]则指出污泥脱水等处理环节的低湿度环境抑制微生物气溶胶的产生，而预处理区因微生物活性较低导致危害指数相对更低。Uhrbrand 等人（2017）^[162]通过对不同湿度条件下气溶胶中病原微生物的分布，发现高湿环境中膜生物反应器（MBR）区域的细菌气溶胶危害指数升高。Zhang 等人（2023）^[46]通过实测数据证明 MBR 膜池和生化反应池的细菌气溶胶浓度显著高于预处理区，且危害指数与区域湿度呈正相关。Ashley 等人（2024）^[104]也指出 MBR 工艺中曝气操作和高活性污泥浓度是气溶胶产生的主要来源，与工艺相关的湿度条件可能加剧这一过程。

结合采样点生物气溶胶浓度的结果，HI 在空间和时间变化上与生物气溶胶浓度有相似的趋势。考虑到风险评估的计算过程，高水平的生物气溶胶浓度会导致更高的暴露剂量，从而导致更高的健康风险^[121]。Yang 等人（2019）^[53]表示污水处理厂工人暴露风险是由污水处理厂中的高微生物气溶胶浓度引起的。因此，在具有高生物气溶胶浓度的设施中，工作人员的健康风险问题不容忽视。Li 等人（2024）^[80]的研究结果显示，吸入暴露风险一般比皮肤接触暴露风险高 5-7 个数量级，也表明吸入是 WWTP 工作人员接触生物气溶胶的主要途径。因此，对于高湿环境下细菌气溶胶 HI 较高的区域（如 MBR 膜池和生化反应池），应加强通风、消毒等措施，降低细菌气溶胶的浓度，从而降低风险。

根据以前的研究，污水处理厂的细菌污染大多是非致癌的。世界卫生组织在微生物风险评估指南中指出，细菌污染的健康风险主要通过急性感染（如腹泻、呼吸道疾病）体现，属于非致癌性危害；致癌风险通常与化学污染物或特定病毒（如乙肝病毒）相关^[205]。美国环保署在健康风险评估中明确区分致癌和非致癌风险，提出 HI 用于非致癌风险量化（ $HI \geq 1$ 为显著风险），而污水处理厂细菌污染通常通过 HI 评估，默认其非致癌性^[206]。Li 等人（2021）^[207]通过计算污水处理厂不同区域细菌气溶胶的 HI 后发现所有区域的 HI 均低于致癌风险阈值。

表 4.1 地下式市政污水处理厂工人在不同温湿度条件下暴露于不同污水处理区域的细菌气溶胶的危害指数值

温度	湿度	类别	采样点				
			预处理区	生化反应池	MBR 膜池	设备间	污泥处理区
高温季节	室外高湿环境	95 百分位值	0.29	1.56	2.78	3.22	2.29
		平均值	0.19	0.62	1.92	1.69	0.86
		5 百分位值	0.11	0.14	1.05	0.71	0.18
	室外低湿环境	95 百分位值	0.20	0.24	0.71	0.92	0.79
		平均值	0.10	0.10	0.45	0.66	0.42
		5 百分位值	0.03	0.02	0.23	0.44	0.18
中温季节	室外高湿环境	95 百分位值	0.10	0.21	0.79	0.13	0.88
		平均值	0.06	0.08	0.49	0.09	0.44
		5 百分位值	0.03	0.01	0.25	0.06	0.18
	室外低湿环境	95 百分位值	0.19	0.06	0.19	0.18	0.34
		平均值	0.14	0.04	0.08	0.08	0.12
		5 百分位值	0.10	0.02	0.02	0.03	0.02
低温季节	室外高湿环境	95 百分位值	0.09	0.07	0.07	0.08	0.09
		平均值	0.07	0.04	0.04	0.06	0.06
		5 百分位值	0.05	0.02	0.02	0.05	0.03
	室外低湿环境	95 百分位值	0.07	0.03	0.21	0.06	0.08
		平均值	0.04	0.02	0.14	0.04	0.04
		5 百分位值	0.02	0.01	0.08	0.03	0.02

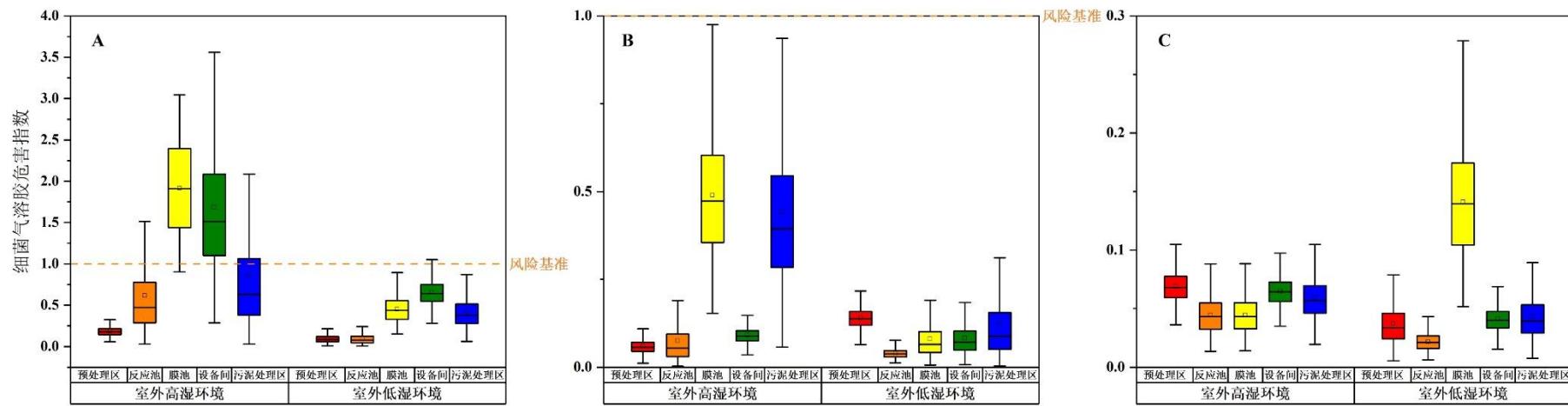


图 4.1 地下式市政污水处理厂工人在高温季节 (A)、中温季节 (B)、低温季节 (C) 暴露于不同污水处理区域细菌气溶胶的危害指数箱型图

4.1.2 大肠杆菌气溶胶

图 4.2 所示的箱形图分别展示了经过蒙特卡洛模拟 10000 次迭代后，地下污水处理厂工人在高温、中温和低温季节在不同污水处理区域暴露于大肠杆菌气溶胶的年感染风险和疾病负担。图中的每个矩形框表示数据的四分位范围，其中框的顶部和底部分别代表数据的第 75 百分位值和第 25 百分位值。框内的中心线表示数据的中位数（即第 50 百分位值）。此外，箱体两侧延伸的“晶须”表示数据的极值范围，上端晶须延伸至第 95 百分位值（保守估计），下端晶须则延伸至第 5 百分位值（乐观估计）。地下污水处理厂工人在不同季节不同污水处理区域暴露于大肠杆菌气溶胶的年感染风险和疾病负担分别如表 4.2 和表 4.3 所示。地下式市政污水处理厂工人暴露于大肠杆菌气溶胶的年感染风险 (2.87×10^{-3} - 4.59×10^{-1} ppp) 比 U.S. EPA 基准值 (10^{-4} ppp) 高 1-3 个数量级，疾病负担 (8.32×10^{-5} - 2.09×10^{-2} DALYs ppp) 比 WHO 基准值 (10^{-6} DALYs ppp) 高 1-4 个数量级，风险均不可接受。

高温季节时，大肠杆菌气溶胶的年感染风险范围为 8.68×10^{-3} - 4.59×10^{-1} ppp，疾病负担为 3.95×10^{-4} - 2.09×10^{-2} DALYs ppp；中温季节时，大肠杆菌气溶胶的年感染风险范围为 5.86×10^{-3} - 4.42×10^{-1} ppp，疾病负担为 2.67×10^{-4} - 2.01×10^{-2} DALYs ppp；低温季节时，大肠杆菌气溶胶的年感染风险范围为 2.87×10^{-3} - 1.11×10^{-1} ppp，疾病负担为 8.32×10^{-5} - 5.05×10^{-3} DALYs ppp。地下式市政污水处理厂工人在高温季节的年感染风险和疾病负担高于中温和低温季节，在中温季节的年感染风险和疾病负担高于低温季节。对于不通过湿度环境条件，地下式市政污水处理厂工人暴露于大肠杆菌气溶胶在高温高湿度环境下的年感染风险范围为 7.49×10^{-3} - 4.59×10^{-1} ppp，疾病负担为 3.41×10^{-4} - 2.09×10^{-2} DALYs ppp；在高温低湿度环境下的年感染风险范围为 8.68×10^{-3} - 1.16×10^{-1} ppp，疾病负担为 3.95×10^{-4} - 5.27×10^{-3} DALYs ppp；在中温高湿度环境下的年感染风险范围为 2.51×10^{-3} - 4.42×10^{-1} ppp，疾病负担为 1.14×10^{-4} - 2.01×10^{-2} ；在中温低湿度环境下的年感染风险范围为 5.86×10^{-3} - 1.34×10^{-1} ppp，疾病负担为 2.67×10^{-4} - 6.09×10^{-3} DALYs ppp；在低温高湿度环境下的年感染风险范围为 8.82×10^{-3} - 1.11×10^{-1} ppp，疾病负担为 4.04×10^{-4} - 5.05×10^{-3} DALYs ppp；在低温低湿度环境下的年感染风险范围为 1.83×10^{-3} - 6.60×10^{-2} ppp，疾病负担为 8.32×10^{-5} - 3.00×10^{-3} DALYs ppp。在不同的温度条件下，高湿度环境时大肠杆菌气溶胶的年感染风险和疾病负担的最高数值都高于低湿度环境时的最高数值。这说明高温和高湿度环境会增加地下式市政污水处理厂工人暴露于大肠杆菌气溶胶的风险并促使疾病负担加重。类似的发现早在之前的研究中已有体现。Liu 等人 (2025)^[105] 在对自然通风条件下污水处理厂生物气溶胶扩散和暴露风险评估的

研究显示，高温季节（夏季）微生物气溶胶释放源附近和工厂内部的感染风险比低温季节（冬季）更大。这一季节依赖性风险特征与 Huang 等人（2017）^[208] 的观测结果一致，其研究表明高温高湿环境下预处理区的大肠杆菌气溶胶浓度显著升高，且感染风险可达其他区域的 2-3 倍。Gangamma 等人（2011）^[209] 的研究也表明高温高湿环境下，空气微生物（包括大肠杆菌）的存活率和扩散能力显著增强。这一温湿度耦合效应在 Yang 等人（2019）^[114] 的全年监测数据中同样得到验证，其发现 MBR 膜池在低温高湿时的风险升高可能源于微生物代谢速率降低导致的颗粒物悬浮时间延长。这些数据对于评估和管理相关区域的卫生安全具有重要意义。

预处理区地下式市政污水处理厂工人在不同温湿度条件下因大肠杆菌气溶胶导致的感染风险和疾病负担最为突出。预处理区地下式市政污水处理厂工人在高温高湿条件下暴露于大肠杆菌气溶胶的年感染风险 (1.14×10^{-1} - 4.59×10^{-1} pppy) 和疾病负担 (5.17×10^{-3} - 2.09×10^{-2} DALYs pppy) 显著高于其他区域（生化反应池、MBR 膜池、设备间和污泥处理区）在不同温湿度条件下因大肠杆菌气溶胶导致的感染风险和疾病负担。其他区域在不同温湿度条件下大肠杆菌气溶胶感染风险和疾病负担相对较低且差异较小。预处理区因水流冲击，气溶胶产生强度高；高湿环境下微生物附着颗粒物后更易扩散，导致该区域风险突出^[85]。不同区域的感染风险等级差异与 Uhrbrand 等人（2017）^[162] 的对比研究高度吻合，该团队提出预处理区因缺乏生物膜过滤工艺，其气溶胶病原菌丰度显著高于 MBR 反应池。污泥处理区和设备间大肠杆菌暴露的年感染风险和疾病负担较低与 Korzeniewska 等人（2011）^[95] 的综述结论相符，污泥处理区和设备间因为化学药剂的使用（如脱水剂），大肠杆菌气溶胶释放强度受温湿度影响较小，导致风险水平相对稳定。此外，尽管生化反应池和 MBR 膜池微生物活性高，但曝气产生的气溶胶颗粒较大，易沉降，导致高温高湿对其风险增幅小于预处理区。对于预处理区这种在高温高湿条件下年感染风险和疾病负担较高的区域，需要加强监测和防护措施，如增加通风设备以降低湿度、定期进行消毒等，以减少大肠杆菌气溶胶可能带来的感染风险和疾病负担。同时，进一步研究湿度与大肠杆菌气溶胶形成和传播的具体机制，有助于更有效地防控相关风险。

表 4.2 地下式市政污水处理厂工人在不同温湿度条件下暴露于不同污水处理区域的大肠杆菌气溶胶的年感染风险（pppy）

温度	湿度	类别	采样点				
			预处理区	生化反应池	MBR 膜池	设备间	污泥处理区
高温季节	室外高湿环境	95 百分位值	4.59E-01	1.78E-01	1.31E-01	4.09E-02	2.33E-01
		平均值	2.60E-01	8.82E-02	5.34E-02	2.02E-02	9.75E-02
		5 百分位值	1.14E-01	3.15E-02	1.29E-02	7.49E-03	2.42E-02
	室外低湿环境	95 百分位值	1.16E-01	6.49E-02	5.86E-02	4.94E-02	1.02E-01
		平均值	5.27E-02	2.94E-02	3.26E-02	2.47E-02	3.97E-02
		5 百分位值	1.67E-02	8.98E-03	1.41E-02	9.51E-03	8.68E-03
中温季节	室外高湿环境	95 百分位值	4.42E-01	2.33E-02	1.42E-02	2.29E-02	1.24E-01
		平均值	2.96E-01	9.58E-03	7.56E-03	1.23E-02	6.05E-02
		5 百分位值	1.69E-01	2.51E-03	3.05E-03	5.31E-03	2.15E-02
	室外低湿环境	95 百分位值	1.09E-01	6.50E-02	3.39E-02	9.76E-02	1.34E-01
		平均值	6.33E-02	3.12E-02	1.66E-02	5.81E-02	8.32E-02
		5 百分位值	3.04E-02	1.03E-02	5.86E-03	2.90E-02	4.37E-02
低温季节	室外高湿环境	95 百分位值	1.11E-01	4.29E-02	8.18E-02	9.54E-02	4.14E-02
		平均值	5.51E-02	2.23E-02	4.53E-02	5.00E-02	2.41E-02
		5 百分位值	2.03E-02	8.82E-03	1.93E-02	2.04E-02	1.16E-02
	室外低湿环境	95 百分位值	4.97E-02	6.60E-02	8.15E-03	1.23E-02	2.25E-02
		平均值	2.02E-02	3.04E-02	4.40E-03	6.65E-03	1.11E-02
		5 百分位值	5.08E-03	9.78E-03	1.83E-03	2.87E-03	4.07E-03

表 4.3 地下式市政污水处理厂工人在不同温湿度条件下暴露于不同污水处理区域的大肠杆菌气溶胶的疾病负担 (DALYs pppy)

温度	湿度	类别	采样点				
			预处理区	生化反应池	MBR 膜池	设备间	污泥处理区
高温季节	室外高湿环境	95 百分位值	2.09E-02	8.09E-03	5.98E-03	1.86E-03	1.06E-02
		平均值	1.18E-02	4.01E-03	2.43E-03	9.21E-04	4.44E-03
		5 百分位值	5.17E-03	1.43E-03	5.88E-04	3.41E-04	1.10E-03
	室外低湿环境	95 百分位值	5.27E-03	2.96E-03	2.67E-03	2.25E-03	4.64E-03
		平均值	2.40E-03	1.34E-03	1.48E-03	1.12E-03	1.81E-03
		5 百分位值	7.59E-04	4.09E-04	6.40E-04	4.33E-04	3.95E-04
中温季节	室外高湿环境	95 百分位值	2.01E-02	1.06E-03	6.48E-04	1.04E-03	5.63E-03
		平均值	1.34E-02	4.36E-04	3.44E-04	5.61E-04	2.75E-03
		5 百分位值	7.67E-03	1.14E-04	1.39E-04	2.41E-04	9.79E-04
	室外低湿环境	95 百分位值	4.94E-03	2.96E-03	1.54E-03	4.44E-03	6.09E-03
		平均值	2.88E-03	1.42E-03	7.57E-04	2.64E-03	3.79E-03
		5 百分位值	1.38E-03	4.70E-04	2.67E-04	1.32E-03	1.99E-03
低温季节	室外高湿环境	95 百分位值	5.05E-03	1.95E-03	3.72E-03	4.34E-03	1.89E-03
		平均值	2.51E-03	1.02E-03	2.06E-03	2.28E-03	1.10E-03
		5 百分位值	9.25E-04	4.01E-04	8.80E-04	9.27E-04	5.26E-04
	室外低湿环境	95 百分位值	2.26E-03	3.00E-03	3.71E-04	5.61E-04	1.02E-03
		平均值	9.19E-04	1.38E-03	2.00E-04	3.03E-04	5.05E-04
		5 百分位值	2.31E-04	4.45E-04	8.32E-05	1.31E-04	1.85E-04

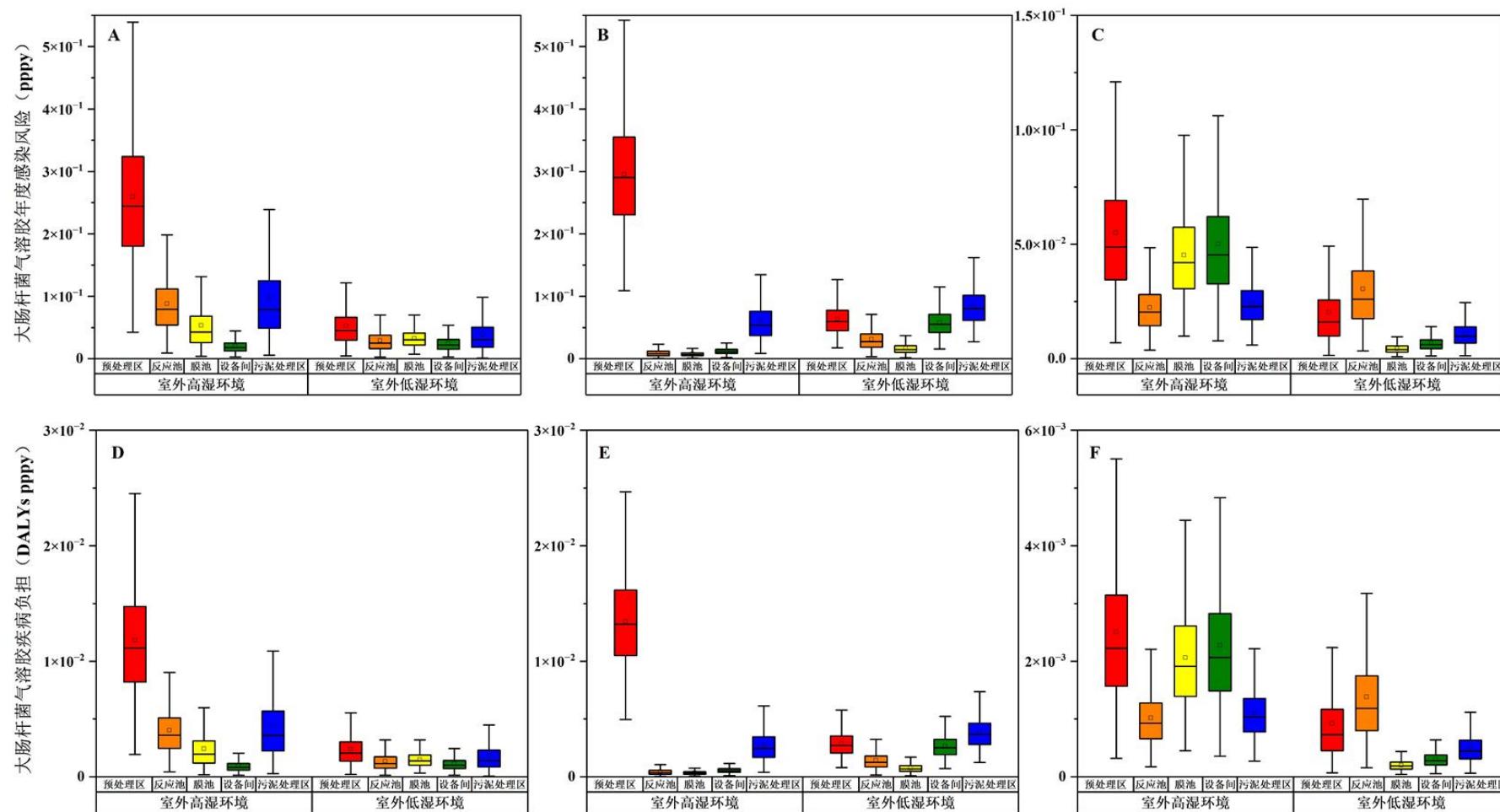


图 4.2 地下式市政污水处理厂工人暴露于不同污水处理区域大肠杆菌气溶胶的年感染风险箱型图：高温季节（A）、中温季节（B）、低温季节（C）；疾病负担箱型图：高温季节（D）、中温季节（E）、低温季节（F）

4.1.3 敏感性分析

4.1.3.1 细菌气溶胶

地下污水处理厂工作人员在不同温湿度条件下暴露于不同污水处理区域细菌气溶胶各输入变量（暴露浓度、暴露时间、呼吸速率、体重）的敏感度等级排序如图 4.3-图 4.5 所示。相关系数的绝对值越高表示该变量对细菌气溶胶 HI 的计算影响权重越高，对健康风险不确定性的贡献越大。对当相关系数为正值时，影响因子与健康风险呈正相关；反之，呈负相关。

各污水处理区域中体重、呼吸速率、暴露时间和暴露浓度对健康风险的影响程度有所不同。暴露浓度和暴露时间对于不同温湿度条件下不同污水处理区域中敏感度数值都远高于体重和呼吸速率，是对暴露于细菌气溶胶的地下污水处理厂工人健康风险的影响权重最大的两个变量，数值都为正值且权重远高于其他变量，说明各污水处理区域细菌气溶胶暴露浓度和暴露时间的变化对工人暴露于细菌气溶胶的健康风险影响显著且呈正相关。暴露浓度越高或暴露时间越长，地下污水处理厂工人的健康风险越高。之前的研究结果也与此相符。美国环保署指出，在职业暴露场景中，气溶胶浓度是健康风险评估中最敏感的输入参数，其权重通常占总体风险贡献的 50%以上^[119]。Han 等人（2020）^[85]通过污水处理厂气溶胶采样与剂量-响应模型分析，发现污水处理厂预处理区的细菌气溶胶浓度与工人呼吸道感染风险呈显著正相关。Li 等人（2021）^[207]基于蒙特卡洛模拟的敏感性分析研究显示，暴露时间对工人非致癌风险的贡献度达 32%-45%，尤其在高温高湿条件下，长时间暴露会导致风险倍增。Yang 等人（2019）^[114]的研究也发现，污泥脱水区工人因间歇性作业暴露时间较短，其 HI 仅为预处理区连续作业工人的 1/3，印证了暴露时间与风险的正相关性。

在不同温湿度条件下，体重、呼吸速率、暴露时间和暴露浓度对不同污水处理区域工人暴露于细菌气溶胶的健康风险影响程度不同，说明温湿度对暴露参数敏感性也有一定的调控作用。Huang 等人（2017）^[208]通过对比不同湿度条件下的气溶胶浓度衰减率，发现高湿环境中细菌气溶胶的半衰期延长 1.5-2 倍，导致暴露浓度和时间的累积效应更显著，风险敏感性升高。Lin 等人（2019）^[204]的实验证实，高湿度环境下，细菌气溶胶的存活率提高，且悬浮时间延长，直接提升了暴露浓度和时间的风险影响权重。从剂量-响应关系的角度来看，世界卫生组织的 QMRA 框架中明确，健康风险与吸入剂量（暴露浓度×时间×呼吸速率）呈线性或指数正相关，其中暴露浓度和时间的贡献度通常高于个体生理参数（如体重和呼吸速率）^[205]。通过气溶胶暴露模型推导也能证明在稳态条件下，感染风险与暴露浓度和时间的乘积直接相关，且敏感性系数均为正值^[210]。

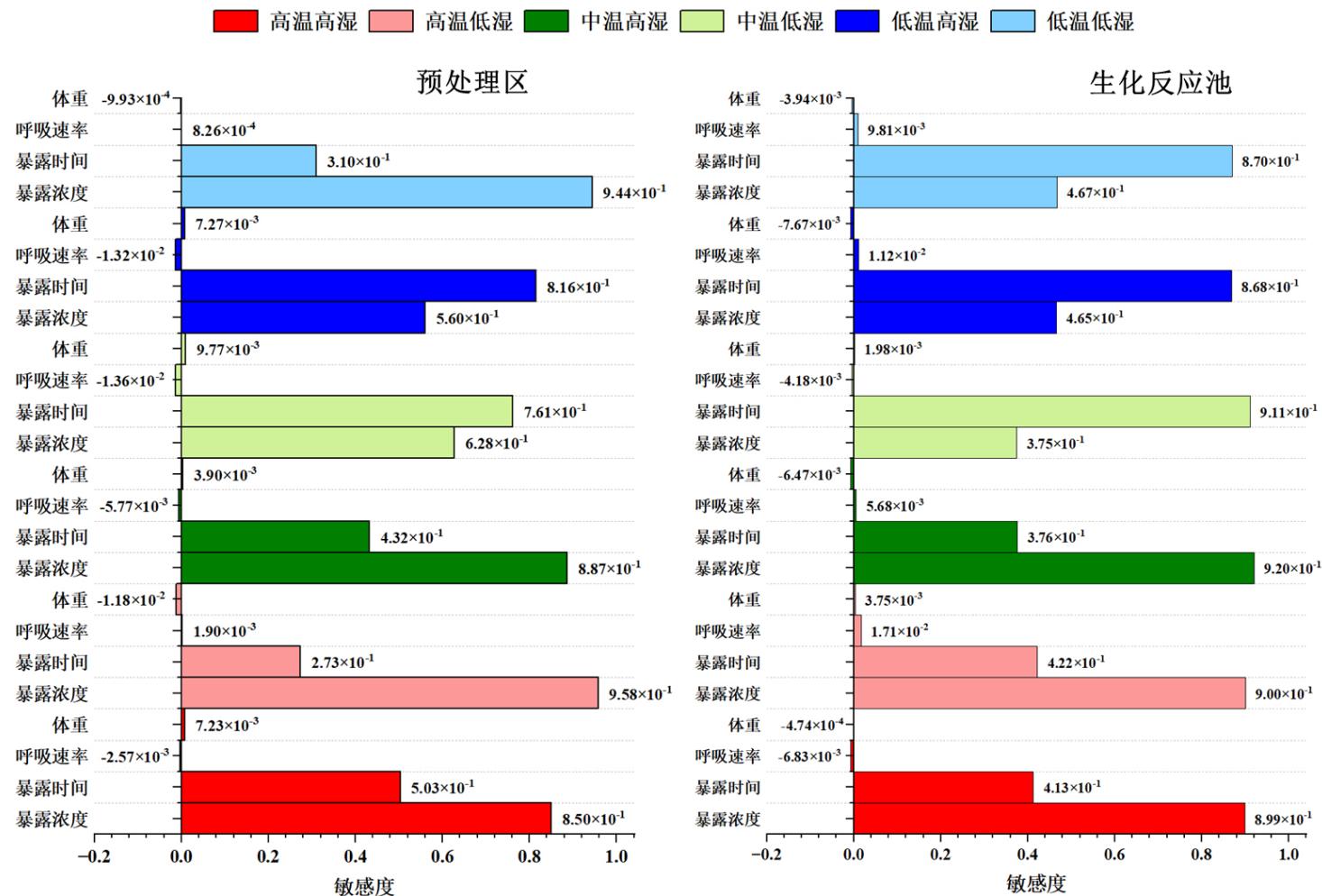


图 4.3 地下式市政污水处理厂工人在不同温湿度条件下暴露于不同污水处理区域细菌气溶胶敏感性分析龙卷风图

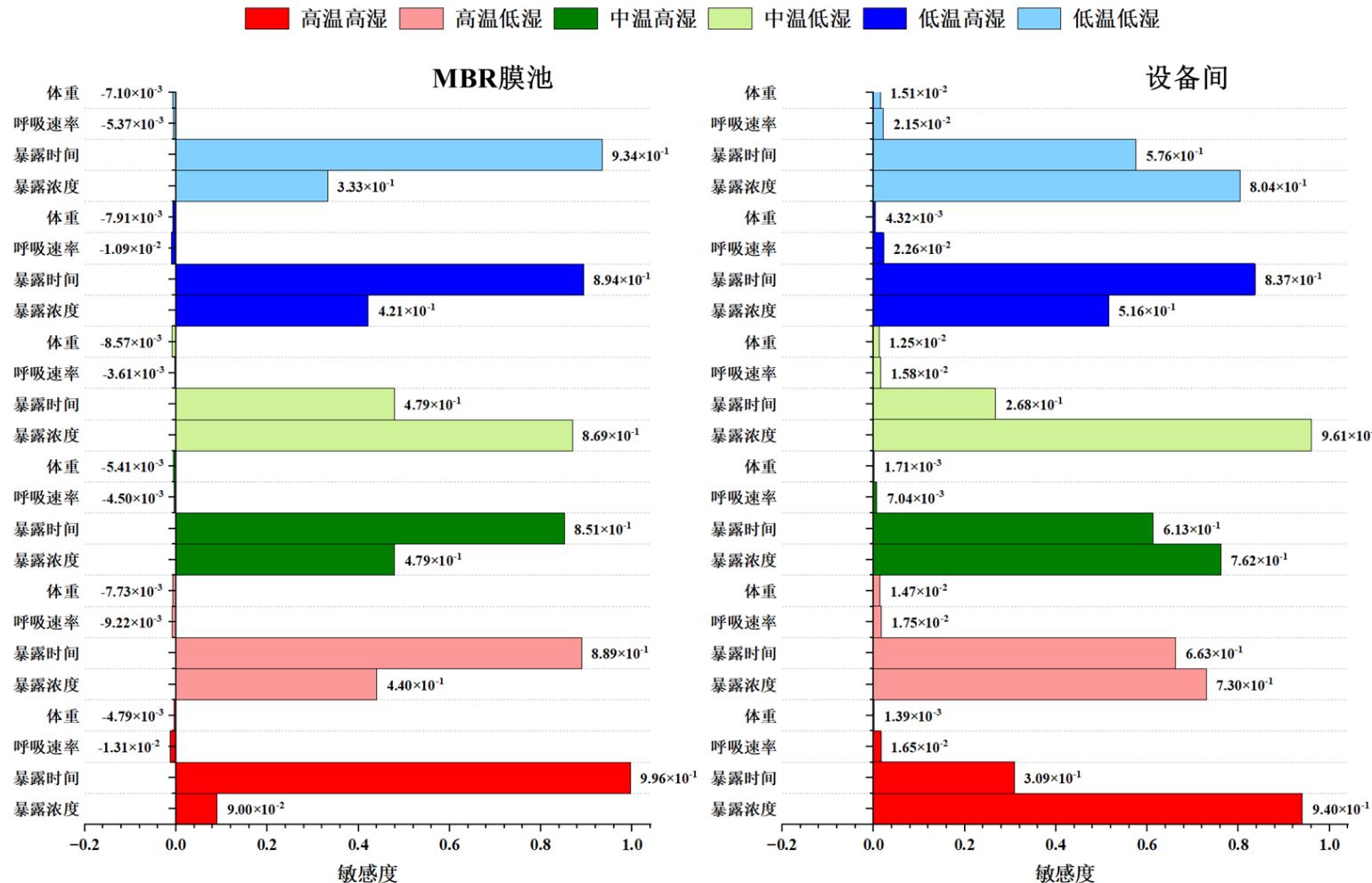


图 4.4 地下式市政污水处理厂工人在不同温湿度条件下暴露于不同污水处理区域细菌气溶胶敏感性分析龙卷风图

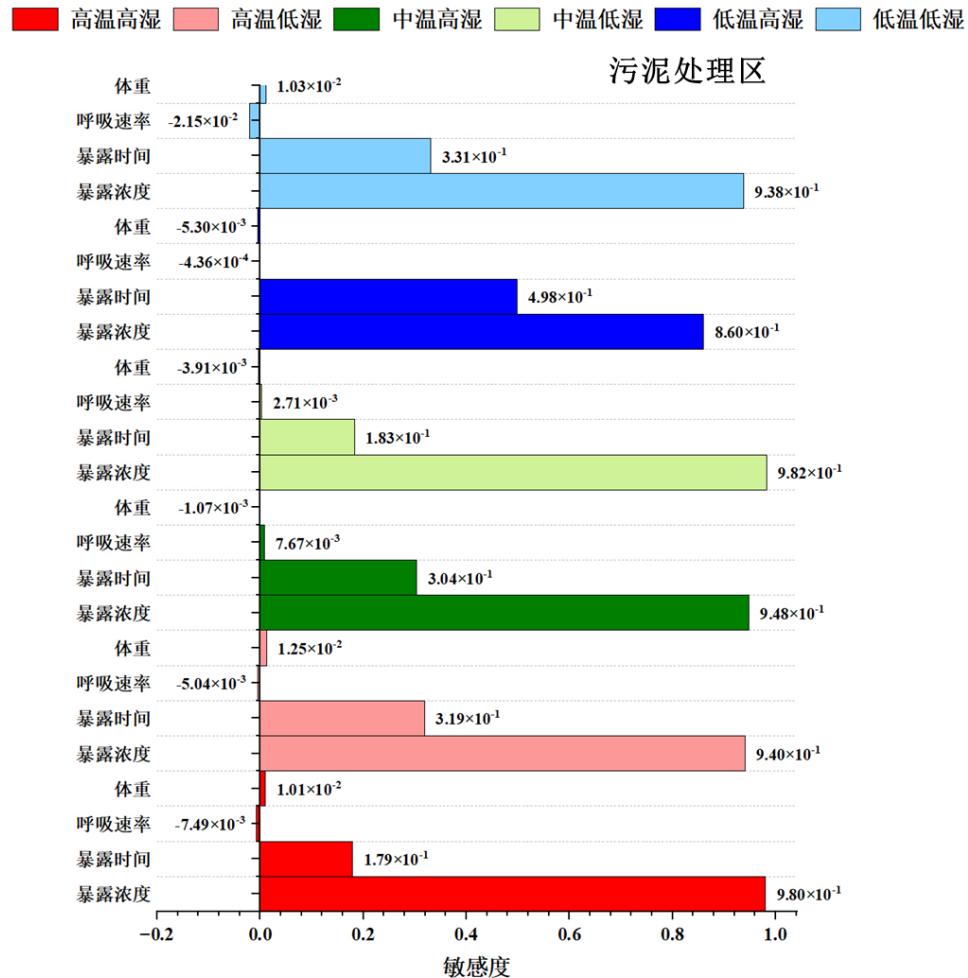


图 4.5 地下式市政污水处理厂工人在不同温湿度条件下暴露于不同污水处理区域细菌气溶胶敏感性分析龙卷风图

4.1.3.2 大肠杆菌气溶胶

地下污水处理厂工作人员在不同温湿度条件下暴露于不同污水处理区域大肠杆菌气溶胶各输入变量（暴露浓度、暴露时间、呼吸速率、体重）的敏感度等级排序如图 4.6-图 4.8 所示。相关系数的绝对值越高表示该变量对大肠杆菌气溶胶的年感染风险和疾病负担计算影响权重越高，对健康风险不确定性的贡献越大。对当相关系数为正值时，影响因子与健康风险呈正相关；反之，呈负相关。

与细菌气溶胶一样，暴露浓度和暴露时间也是不同温湿度条件下不同污水处理区域对暴露于大肠杆菌气溶胶的地下污水处理厂工人健康风险的影响权重很大的两个变量。但与细菌气溶胶不同的是，呼吸速率和体重对于大肠杆菌气溶胶年感染风险和疾病负担的计算影响权重在某些条件下也相对较高。此外，暴露浓度、暴露时间和呼吸速率在所有情况下数值都为正值，说明不同温湿度条件下各污水处理区域大肠杆菌暴露浓度、暴露时间和呼吸速率的变化对地下污水处理厂工人暴露于大肠杆菌气溶胶的健康风险影响显著且呈正相关。暴露浓度越高、暴露时间越长或呼吸速率越快，地下污水处理厂工人的健康风险越高。研究表明，呼吸速率与暴露于空气污染物（如气溶胶、细菌等）对人体健康的风险密切相关。高呼吸速率意味着工人吸入更多的有害物质，可能会加剧呼吸道疾病的发生和健康风险^[211]。体重的敏感度数值为负值，与健康风险呈负相关，说明体重越大，地下污水处理厂工人的健康风险越低。研究表明，体重较重的个体对某些环境因素的耐受性较高，体重增加可能影响呼吸和免疫系统功能，但在某些暴露条件下，体重较大的个体可能表现出更强的生理适应性，减少了呼吸道疾病的风脸^[211, 212]。

基于这些结果，个人防护装备的推广是必要的，鼓励工人使用个人呼吸保护来降低风险。但为了保护地下污水处理厂现场工作人员的健康，也应采取适当措施控制生物气溶胶的产生和扩散来降低工人对气溶胶的暴露浓度。向污水或污泥中添加化学试剂可以在源头减少病原微生物，从而减少生物气溶胶从水或污泥中逸出^[213]。除化学技术外，安装紫外线灯、微波辐射等电磁波辐射技术、高效空气过滤器（HEPA）等过滤技术也能有效减少污水处理厂的生物气溶胶^[214, 215]。虽然源头控制气溶胶产生的工程策略是最有效的方法，但管理工人的现场工作时间和工作规范，也可以减少工人对污水处理厂微生物气溶胶的暴露，并且可能在经济上更可行。进入地下污水处理厂的工人应配备个人防护设备，如口罩、呼吸器、护目镜、手套或其他个人遮盖物，以减少暴露于污水处理厂相关的致病微生物。此外，污水处理厂的边界应设置绿色防风林屏障，以减少生物气溶胶向周围地区扩散^[172]。

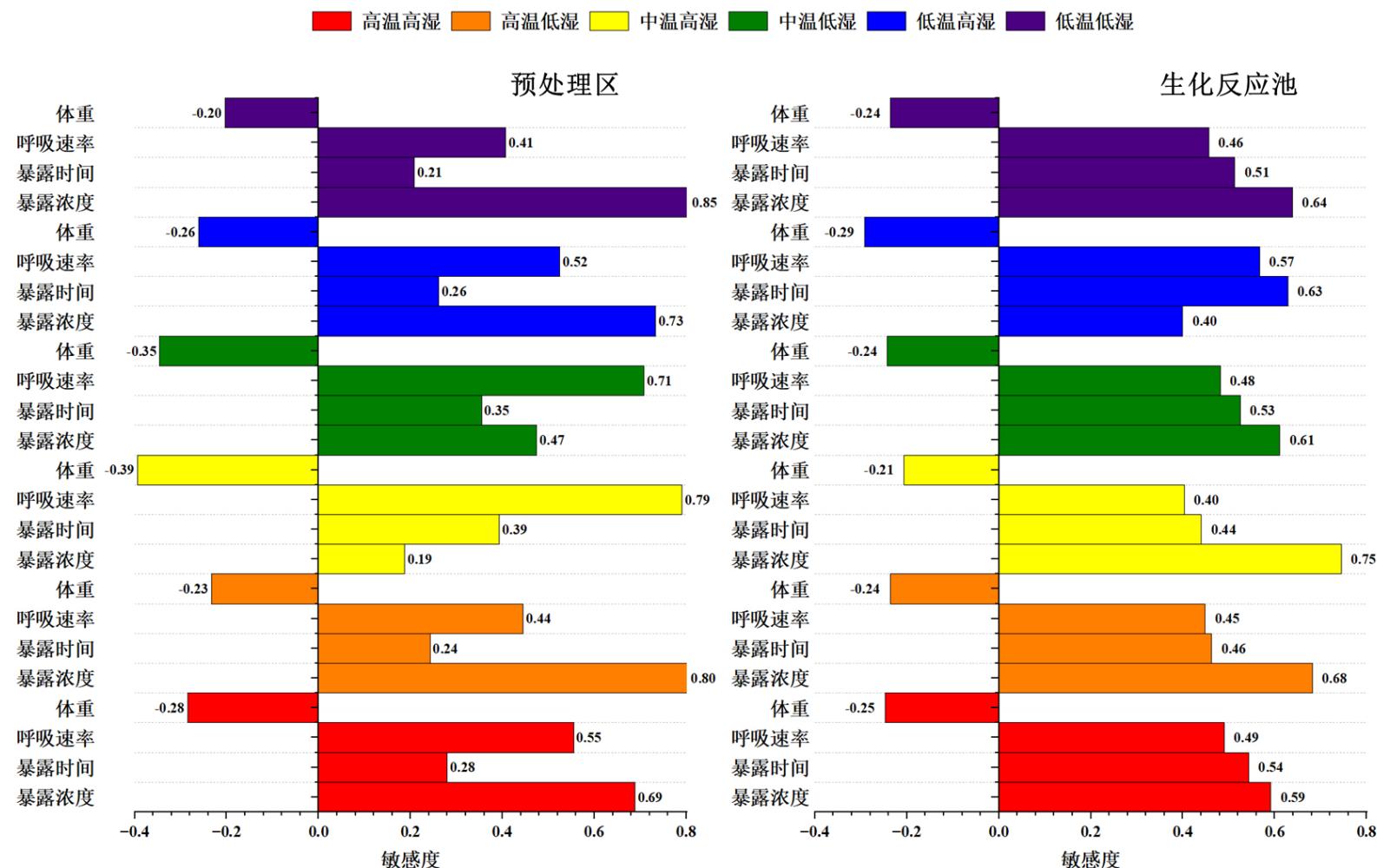


图 4.6 地下式市政污水处理厂工人在不同温湿度条件下暴露于不同污水处理区域大肠杆菌气溶胶敏感性分析龙卷风图

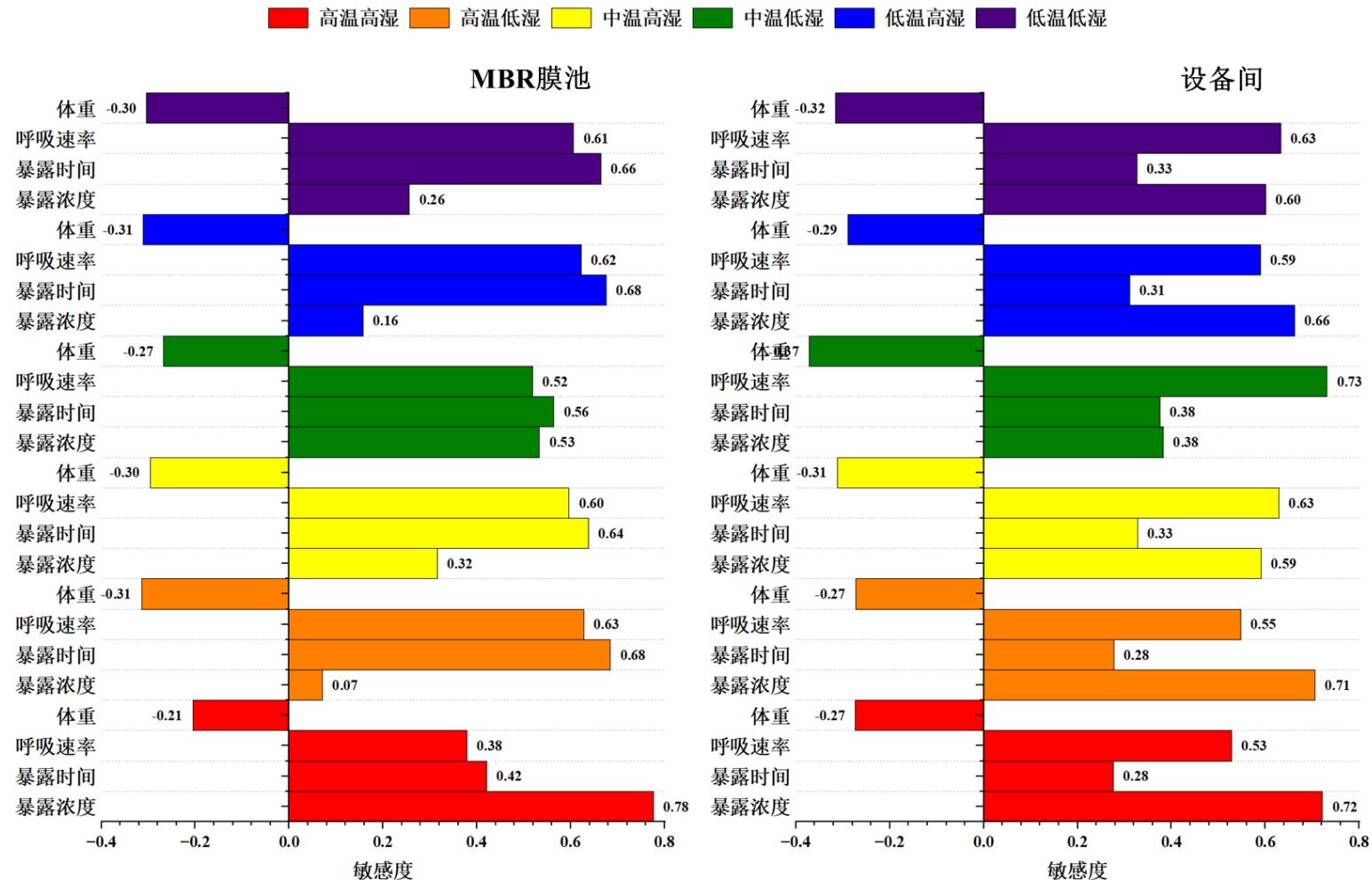


图 4.7 地下式市政污水处理厂工人在不同温湿度条件下暴露于不同污水处理区域大肠杆菌气溶胶敏感性分析龙卷风图

■ 高温高湿 ■ 高温低湿 ■ 中温高湿 ■ 中温低湿 ■ 低温高湿 ■ 低温低湿

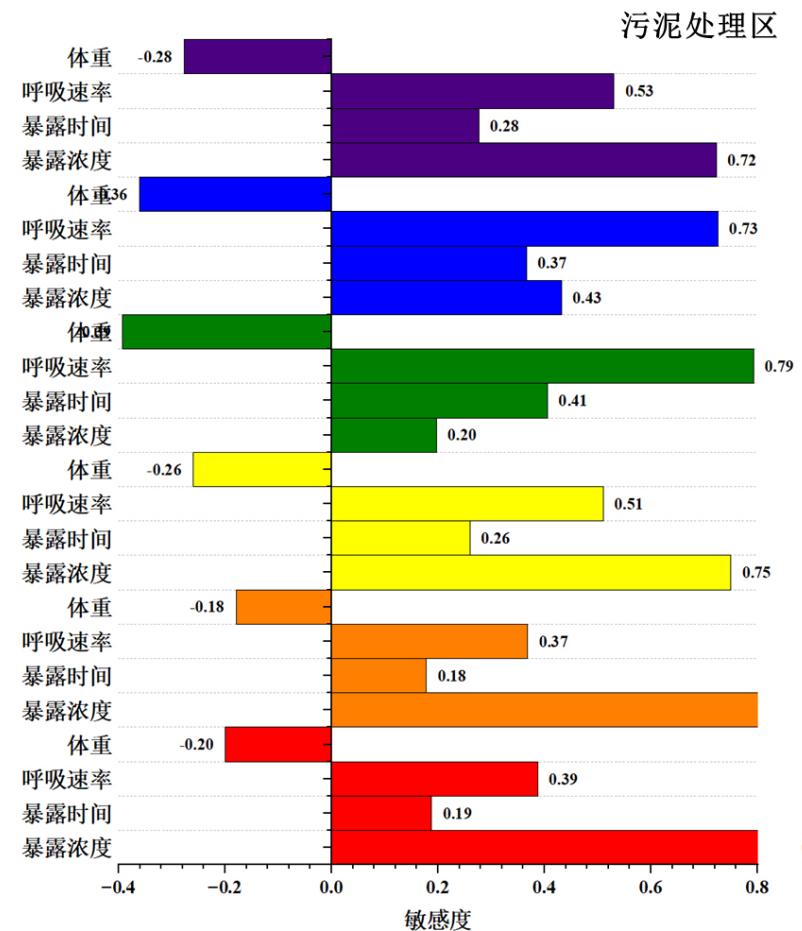


图 4.8 地下式市政污水处理厂工人在不同温湿度条件下暴露于不同污水处理区域大肠杆菌气溶胶敏感性分析龙卷风图

4.2 内毒素气溶胶的定量风险评估

4.2.1 定量风险评估

图 4.9 展示了不同温湿度条件下暴露于不同污水处理区域内毒素气溶胶的每日感染风险经过蒙特卡洛模拟 10000 次迭代后的结果，相关日感染风险数值如表 4.4 所示。

结果显示，在不同温湿度条件下，预处理区、设备间和污泥处理区的内毒素气溶胶日感染风险（0.19-0.26 pppd）始终高于生化反应池和 MBR 膜池内毒素气溶胶的日感染风险（0.15-0.23 pppd），而由内毒素气溶胶浓度的结果显示，生化反应池和 MBR 膜池的内毒素气溶胶浓度在某些情况下会高于预处理区、设备间和污泥处理区的内毒素气溶胶浓度，这可能是由不同污水处理区域地下污水处理厂工人的暴露时间不同导致。Liu 等人（2018）^[216]计算和分析了大学校园内所有场所内毒素气溶胶的健康风险值，尽管餐厅和宿舍的空气中的内毒素气溶胶水平较低，但这些场所的长暴露时间也造成了高的健康风险。为了降低暴露于内毒素气溶胶的风险，可以采取多项预防措施，例如优化通风系统、尽可能实现自动化操作、配备分级防护装备及实时生物监测。

不同污水处理区域的内毒素气溶胶日感染风险在不同温湿度条件下趋于稳定，这说明内毒素气溶胶能在空气中稳定的存在，受温度和湿度的影响较小。多项研究表明温度对内毒素浓度有影响^[196, 217, 218]。Mueller-Anneling 等人（2004）^[197]表示 6 月至 9 月环境中内毒素的浓度较高，但没有明显的季节性特征。Spilak 等（2015）^[219]探究居住特征对沉降尘中细菌、真菌、内毒素和总炎症潜力浓度的影响时，发现室内空气温度和相对湿度与内毒素水平无关。此外，本研究用于计算内毒素气溶胶日感染风险的内毒素剂量-响应模型是在保守估计下收集的实验数据，这可能导致内毒素气溶胶感染风险的高估。

表 4.4 地下式市政污水处理厂工人在不同温湿度条件下暴露于不同污水处理区域内毒素气溶胶的日感染风险 (pppd)

温 度	湿度	类别	采样点			
			预处理区	生化反应池	MBR 膜池	设备间
高 温 季 节	室外	95 百分位值	0.26	0.23	0.23	0.26
	高湿环境	平均值	0.23	0.20	0.20	0.23
	环境	5 百分位值	0.21	0.16	0.17	0.20
	室外	95 百分位值	0.26	0.23	0.23	0.26
	低湿环境	平均值	0.23	0.20	0.20	0.23
	环境	5 百分位值	0.21	0.17	0.17	0.21
	室外	95 百分位值	0.25	0.22	0.23	0.25
	高湿环境	平均值	0.23	0.19	0.20	0.23
	环境	5 百分位值	0.20	0.16	0.16	0.20
中 温 季 节	室外	95 百分位值	0.25	0.23	0.23	0.26
	低湿环境	平均值	0.23	0.19	0.20	0.23
	环境	5 百分位值	0.20	0.15	0.17	0.21
	室外	95 百分位值	0.25	0.23	0.23	0.25
	高湿环境	平均值	0.23	0.19	0.20	0.23
	环境	5 百分位值	0.20	0.16	0.17	0.20
	室外	95 百分位值	0.25	0.22	0.22	0.24
	低湿环境	平均值	0.22	0.19	0.19	0.22
	环境	5 百分位值	0.19	0.15	0.15	0.19
低 温 季 节	室外	95 百分位值	0.25	0.23	0.23	0.25
	高湿环境	平均值	0.23	0.19	0.20	0.23
	环境	5 百分位值	0.20	0.16	0.17	0.20
	室外	95 百分位值	0.25	0.22	0.22	0.24
	低湿环境	平均值	0.22	0.19	0.19	0.22
	环境	5 百分位值	0.19	0.15	0.15	0.19

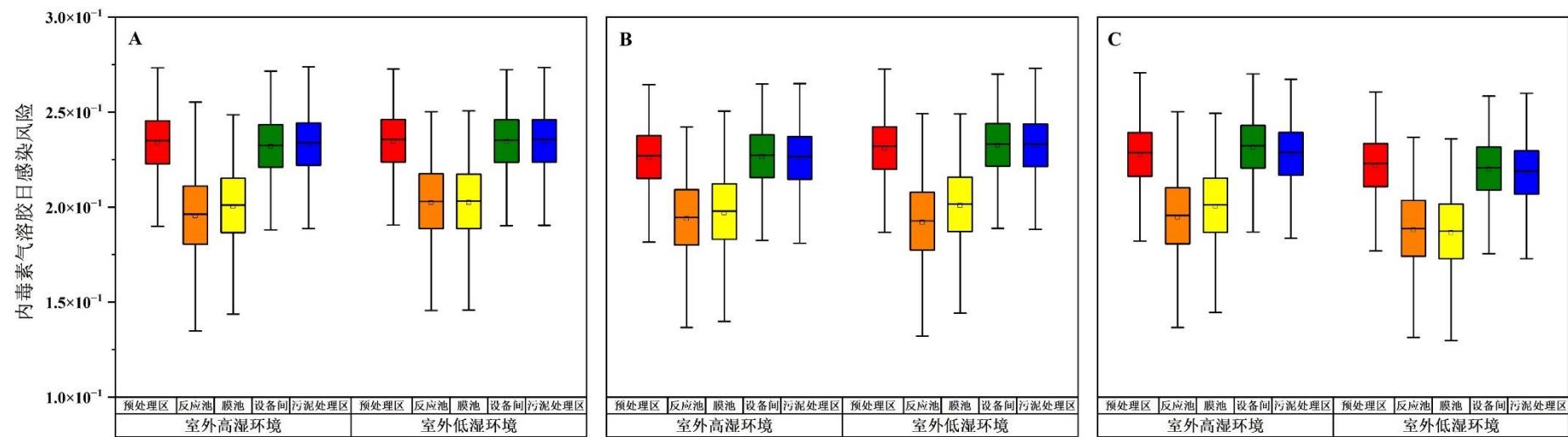


图 4.9 地下式市政污水处理厂工人暴露于不同污水处理区域内毒素气溶胶的日度感染风险箱型图：高温季节（A）、中温季节（B）、低温季节（C）

4.2.2 敏感性分析

地下污水处理厂工作人员在不同温湿度条件下暴露于不同污水处理区域内内毒素气溶胶各输入变量（暴露浓度、暴露时间、呼吸速率、体重）的敏感度等级排序如图 4.10-图 4.12 所示。

对于预处理区、设备间和污泥处理区，呼吸速率对不同温湿度条件下不同污水处理区域暴露于内毒素气溶胶的地下污水处理厂工人健康风险的影响权重最大；对于生化反应池和 MBR 膜池，暴露时间对不同温湿度条件下不同污水处理区域暴露于内毒素气溶胶的地下污水处理厂工人健康风险的影响权重最大。呼吸速率和暴露时间的敏感度数值都为正值，说明不同温湿度条件下各污水处理区域地下污水处理厂工人呼吸速率和暴露时间的变化对其暴露于内毒素气溶胶的健康风险影响显著且呈正相关。虽然暴露浓度的影响权重明显低于呼吸速率和暴露时间，但其敏感度数值也为正值，与健康风险呈正相关；体重的敏感度数值为负值，与健康风险呈负相关。与大肠杆菌气溶胶一样，地下污水处理厂工人呼吸速率越快、暴露于内毒素气溶胶的浓度越高或暴露时间越长，健康风险越高。因此，根据自身情况有针对性地确定微生物气溶胶的控制技术来降低不同污水处理区域的内毒素气溶胶浓度可以大幅度削减地下污水处理厂现场工作人员的健康风险。Wang 等人（2019）^[220]研究结果表明，微波辐射可以通过热效应来降解内毒素，并且可以实现高达 35% 的内毒素去除效率。除微波辐射外，Cheng 等（2016）^[221]对空气净化器在室内住宅的应用中发现，运用膜过滤技术的空气净化器可以在 2-5 天内使内毒素气溶胶浓度平均降低 29%-37%。

不同温湿度条件下，各变量的敏感度变化幅度较小。在各污水处理区域中，同一输入变量在不同温湿度下的敏感度数值波动范围不大，说明温湿度对各变量敏感度的影响不显著，不是决定地下污水处理厂工人健康风险敏感度的关键因素。

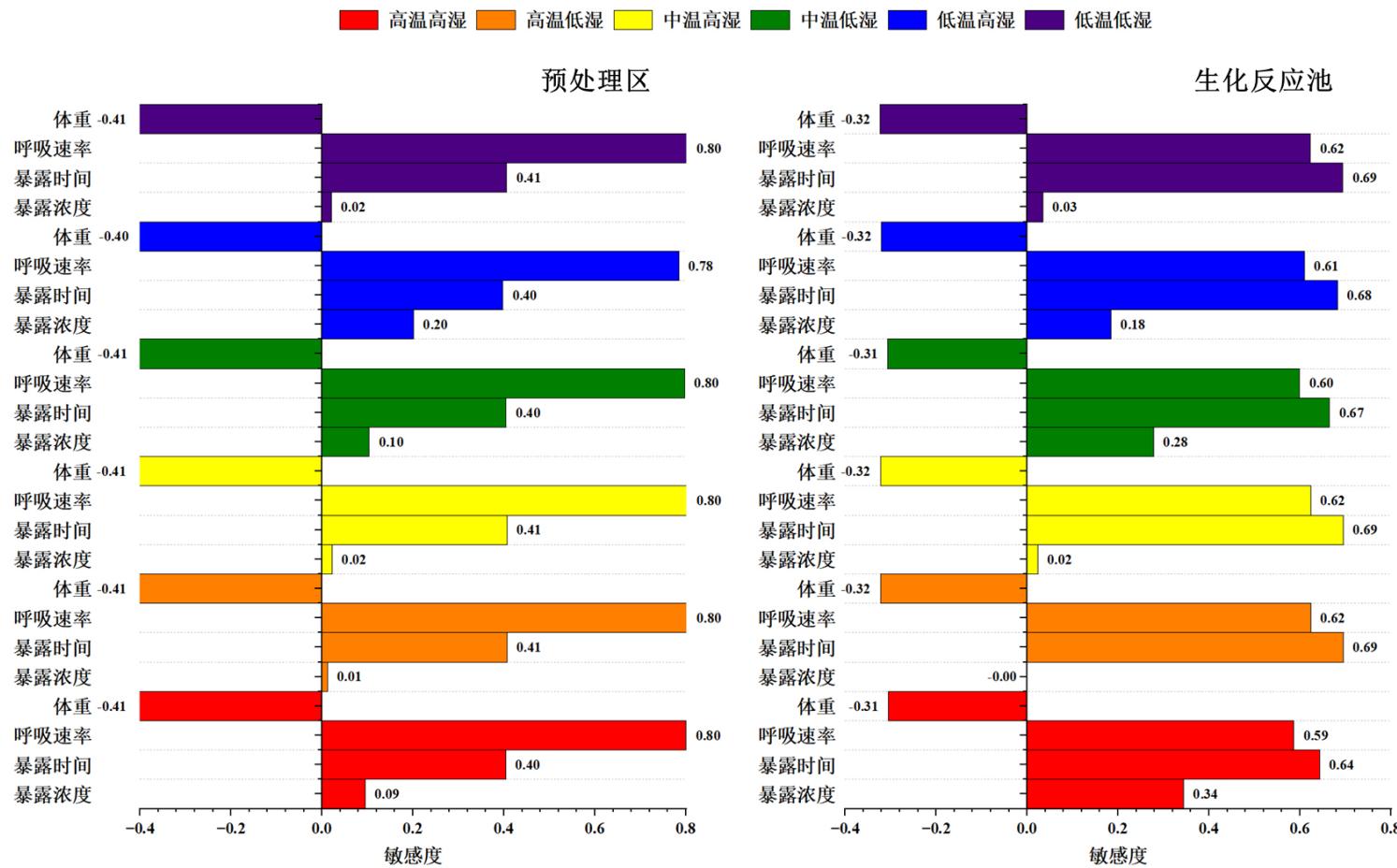


图 4.10 地下式市政污水处理厂工人在不同温湿度条件下暴露于不同污水处理区域内毒素气溶胶敏感性分析龙卷风图

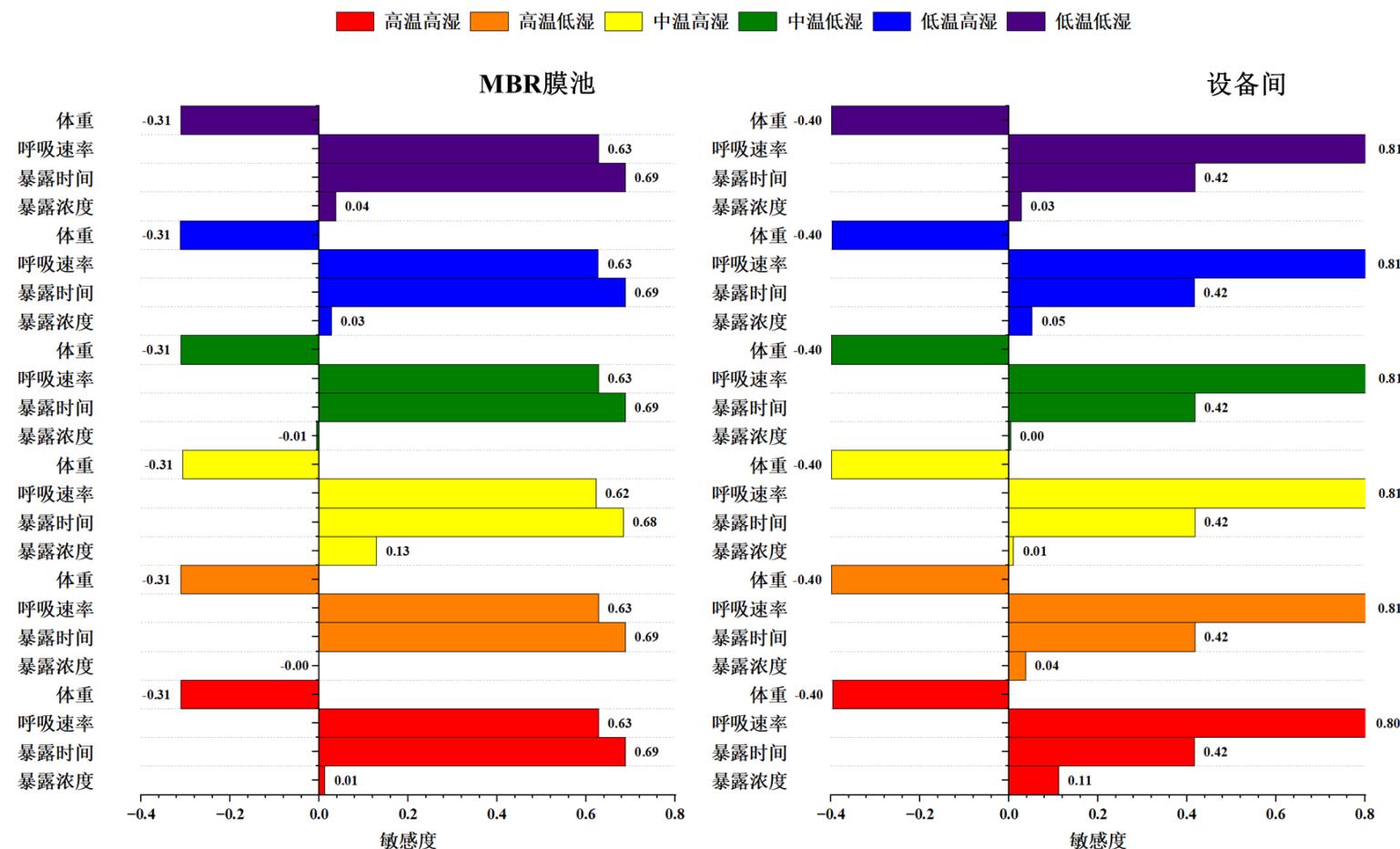


图 4.11 地下式市政污水处理厂工人在不同温湿度条件下暴露于不同污水处理区域内毒素气溶胶敏感性分析龙卷风图

■ 高温高湿 ■ 高温低湿 ■ 中温高湿 ■ 中温低湿 ■ 低温高湿 ■ 低温低湿

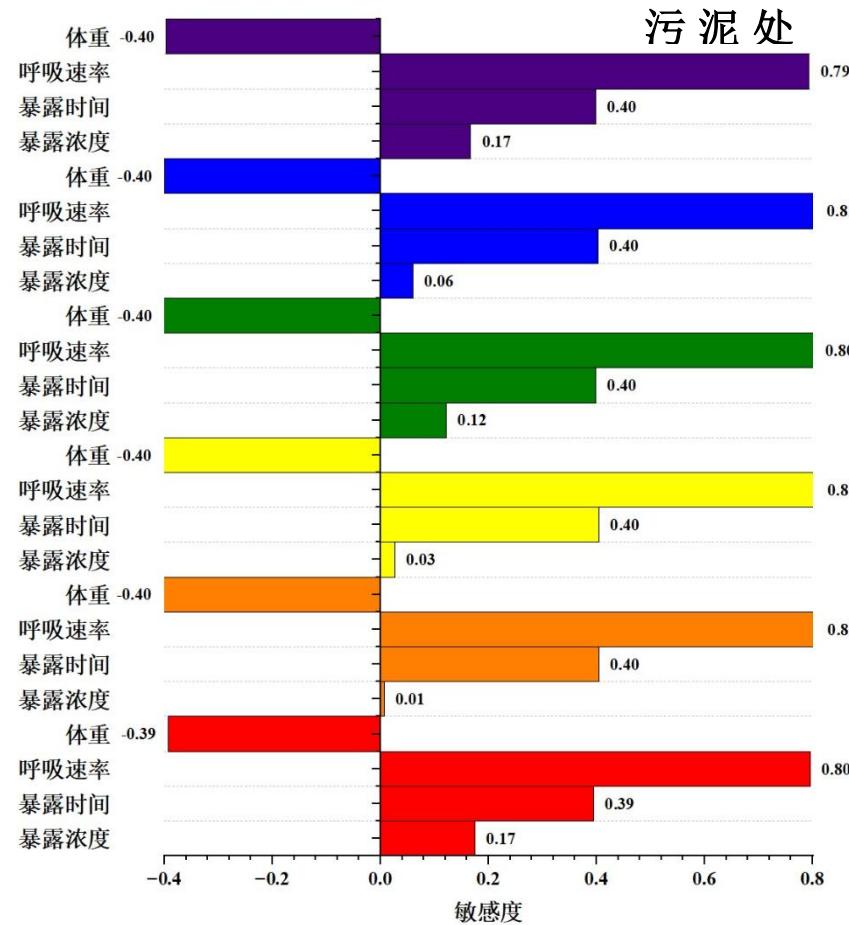


图 4.12 地下式市政污水处理厂工人在不同温湿度条件下暴露于不同污水处理区域大肠杆菌气溶胶敏感性分析龙卷风图

4.3 本章小结

本章利用 U.S. EPA 健康风险评估模型细菌气溶胶进行暴露风险评估，利用 QMRA 模型对大肠杆菌气溶胶和内毒素气溶胶的健康风险进行了量化表征，通过敏感性分析阐述了各输入变量（暴露浓度、暴露时间、呼吸速率、体重）对于健康风险的影响权重并基于此为地下式市政污水处理厂现场工作人员的职业健康管理提出行之有效的建议。本章的主要结论如下：

(1) 细菌气溶胶危害指数受温度影响。高温和中温季节时，MBR 膜池、设备间、生化反应池和污泥处理区等区域在高湿环境下存在一定的细菌气溶胶暴露风险，需要进一步关注和采取措施降低细菌气溶胶的危害；而低温季节时各区域风险较低。高湿条件会促进细菌气溶胶的产生或传播，在高湿环境下 MBR 膜池和生化反应池等区域的危害指数明显高于低湿环境。污水处理工艺也会对细菌气溶胶危害指数造成影响。只有 MBR 膜池 (1.05-2.78) 在高温高湿环境下细菌气溶胶 HI 完全超过风险基准值，这与 MBR 膜池的工艺特点、微生物活动等因素有关；生化反应池 (0.14-1.56)、设备间 (0.71-3.22) 和污泥处理区 (0.18-2.29) 的细菌气溶胶 HI 在高温高湿环境下保守估计时超过风险基准。暴露浓度和暴露时间是对暴露于细菌气溶胶的地下污水处理厂工人健康风险的影响权重最大的两个变量，需优先控制。

(2) 地下式市政污水处理厂工人暴露于大肠杆菌气溶胶的年感染风险 (2.87×10^{-3} - 4.59×10^{-1} pppy) 比 U.S. EPA 基准值 (10^{-4} pppy) 高 1-3 个数量级，疾病负担 (8.32×10^{-5} - 2.09×10^{-2} DALYs pppy) 比 WHO 基准值 (10^{-6} DALYs pppy) 高 1-4 个数量级，风险均不可接受。地下式市政污水处理厂工人在高温季节暴露于大肠杆菌气溶胶的年感染风险 (8.68×10^{-3} - 4.59×10^{-1} pppy) 和疾病负担 (3.95×10^{-4} - 2.09×10^{-2} DALYs pppy) 高于中温和低温季节，在中温季节暴露于大肠杆菌气溶胶的年感染风险 (5.86×10^{-3} - 4.42×10^{-1} pppy) 和疾病负担 (2.67×10^{-4} - 2.01×10^{-2} DALYs pppy) 高于低温季节。在不同的温度条件下，高湿度环境时地下式市政污水处理厂工人暴露于大肠杆菌气溶胶的年感染风险 (2.51×10^{-3} - 4.59×10^{-1} pppy) 和疾病负担 (1.14×10^{-4} - 2.09×10^{-2} DALYs pppy) 的最高数值都高于低湿度环境时的最高数值。这说明高温和高湿度环境会增加地下式市政污水处理厂工人暴露于大肠杆菌气溶胶的风险并促使疾病负担加重。预处理区地下式市政污水处理厂工人在不同温湿度条件下因大肠杆菌气溶胶导致的年感染风险 (1.14×10^{-1} - 4.59×10^{-1} pppy) 和疾病负担 (5.17×10^{-3} - 2.09×10^{-2} DALYs pppy) 最为突出。暴露浓度、暴露时间、呼吸速率和体重对于大肠杆菌气溶胶年感染

风险和疾病负担的计算影响权重都较高，故要进行多方面的管控来降低风险。

(3) 在不同温湿度条件下，预处理区、设备间和污泥处理区的内毒素气溶胶日感染风险（0.19-0.26 pppd）始终高于生化反应池和 MBR 膜池内毒素气溶胶的日感染风险（0.15-0.23 pppd）。内毒素气溶胶能在空气中稳定的存在，受温度和湿度的影响较小，不同污水处理区域的内毒素气溶胶日感染风险在不同温湿度条件下趋于稳定。对于预处理区、设备间和污泥处理区，呼吸速率对不同温湿度条件下不同污水处理区域暴露于内毒素气溶胶的地下污水处理厂工人健康风险的影响权重最大；对于生化反应池和 MBR 膜池，暴露时间的影响权重最大，故需基于区域特性制定分级防控标准。

第五章 结论与展望

5.1 结论

(1) 地下式市政污水处理厂中，由于高温可促进微生物代谢活性及影响气溶胶悬浮稳定性，细菌与内毒素气溶胶的浓度呈现显著季节性差异：高温季节 > 中温季节 > 低温季节；而高温可能会抑制大肠杆菌气溶胶的增殖或加速衰亡，大肠杆菌气溶胶的峰值浓度出现在中温季节 ($25.09-721.79 \text{ CFU/m}^3$)。

(2) 细菌气溶胶在高温与中温季节的高湿度条件下浓度显著升高；大肠杆菌气溶胶在所有温度条件下均表现为高湿度环境时浓度更高；内毒素气溶胶则呈现相反趋势，高温与中温季节低湿度时浓度更高。细菌和大肠杆菌气溶胶的生存高度依赖湿度，需在高温或中温季节强化湿度调控（如通风除湿），并增加消毒的频次。高温干燥会加速细菌裂解释放内毒素，而低温季节高湿度环境颗粒通过吸附可以延缓降解，导致低温季节高湿度环境的内毒素气溶胶浓度反超低湿度环境。高温季节需抑制细菌裂解（如投加膜稳定剂），低温季节则需控制湿度下限减少颗粒吸附滞留。

(3) 细菌气溶胶的最大浓度始终出现在 MBR 膜池处 ($1903.71-82155.48 \text{ CFU/m}^3$)，主要因为膜的冲洗、曝气等工艺扰动加剧细菌气溶胶的逸散。大肠杆菌气溶胶的最大浓度出现在预处理区 ($41.22-721.79 \text{ CFU/m}^3$)，可能与进水初始负荷高、消毒前驱抑制不足有关。因内毒素为细菌裂解产物，释放过程受环境扰动影响较弱，内毒素气溶胶在不同污水处理区域内浓度变化不大，可通过颗粒吸附长期滞留。

(4) 细菌气溶胶浓度及其在可吸入粒径范围内的菌落数均与室外温度和进水的污染物浓度指标 $\text{NH}_3\text{-N}$ 呈显著正相关，表明高温与高氮负荷通过增强微生物代谢活性及颗粒悬浮稳定性促进细菌气溶胶的逸散；大肠杆菌气溶胶浓度及在可吸入粒径范围内的菌落数同样与进水的污染物浓度指标 $\text{NH}_3\text{-N}$ 呈显著正相关；内毒素气溶胶浓度与污染物浓度指标 COD 显著相关，可能因高有机物负荷会加速细菌裂解并释放内毒素。可通过优化脱氮工艺降低污水中的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度控制细菌和大肠杆菌气溶胶浓度，通过降低有机物负荷以减少细菌裂解。

(5) 在一定温度范围内，气温升高会导致微生物气溶胶颗粒粒径缩小，使在可吸入粒径范围内的微生物气溶胶菌落数增加，且湿度越高气溶胶在可吸入粒径范围内的浓度越高。在可吸入粒径范围内的细菌气溶胶的菌落数占比受地下污水处理厂处理工艺的影响，MBR 膜池始终保持较高的细菌气溶胶的可吸入

比例（64%-95%）。

（6）细菌和大肠杆菌气溶胶浓度与内毒素气溶胶浓度之间具有弱正相关关系。细菌和大肠杆菌气溶胶浓度越高会一定程度上导致内毒素气溶胶浓度的升高。

（7）细菌气溶胶危害指数受温度、湿度和污水处理工艺的影响。只有 MBR 膜池（1.05-2.78）在高温高湿环境下细菌气溶胶危害指数完全超过风险基准值。暴露浓度和暴露时间是对暴露于细菌气溶胶的地下污水处理厂工人健康风险的影响权重最大的两个变量，需优先控制。

（8）地下式市政污水处理厂工人暴露于大肠杆菌气溶胶的年感染风险（ 2.87×10^{-3} - 4.59×10^{-1} pppy）和疾病负担（ 8.32×10^{-5} - 2.09×10^{-2} DALYs pppy）均不可接受。高温和高湿度环境会增加地下式市政污水处理厂工人暴露于大肠杆菌气溶胶的风险并促使疾病负担加重。预处理区地下式市政污水处理厂工人在不同温湿度条件下因大肠杆菌气溶胶导致的年感染风险（ 1.14×10^{-1} - 4.59×10^{-1} pppy）和疾病负担（ 5.17×10^{-3} - 2.09×10^{-2} DALYs pppy）最为突出。暴露浓度、暴露时间、呼吸速率和体重对于大肠杆菌气溶胶年感染风险和疾病负担的计算影响权重都较高，故要进行多方面的管控来降低风险。

（9）在不同温湿度条件下，预处理区、设备间和污泥处理区的内毒素气溶胶日感染风险（0.19-0.26 pppd）始终高于生化反应池和 MBR 膜池内毒素气溶胶的日感染风险（0.15-0.23 pppd）。不同污水处理区域的内毒素气溶胶日感染风险数值在不同温湿度条件下趋于稳定，说明内毒素气溶胶日感染风险受温度和湿度的影响较小，内毒素气溶胶能在空气中稳定的存在。在各污水处理区域内毒素气溶胶的日感染风险评估中，暴露浓度、暴露时间、呼吸速率及体重均为主要影响因素。

5.2 研究展望

(1) 本文尚未系统揭示地下式市政污水处理厂环境中的气溶胶微生物的群落结构特征。未来的研究可以重点关注通过宏基因组测序技术解析不同污水处理单元（如预处理区、生化反应区、深度处理区）周边空气中的微生物种群分布规律；探究温度梯度、湿度波动及气流变化等动态环境参数对其功能菌群演替的影响机制。通过上述研究可达成双重目标：一方面构建基于微生物生态特征的生物风险预警模型，另一方面根据气溶胶传播路径与暴露风险评估结果，制定针对巡检人员、维护作业人员的差异化防护等级与健康干预策略，最终形成地下式市政污水处理厂特有的生物安全防控体系。

(2) 目前在国际上对污水处理厂内毒素气溶胶的允许职业暴露限值尚未达成共识，未来的研究需进一步明确污水处理厂内毒素气溶胶的释放途径与暴露特征，推动跨国多中心研究，整合不同地域、气候和工艺条件下的暴露数据，分析环境因素（如温度、湿度）对内毒素气溶胶稳定性的影响。

(3) 未来还需要进行更多的比较研究，以验证本研究内毒素剂量-响应模型的准确性，对其进行修改或替代。

参考文献

- [1] Huh, Sung-Yoon; Shin, Jungwoo; Ryu, Jaena Expand, relocate, or underground? Social acceptance of upgrading wastewater treatment plants. *Environmental Science Pollution Research* 2020, 27 (36), 45618-45628.
- [2] He, Yan; Zhu, Yishuang; Chen, Jinghan, et al., Assessment of land occupation of municipal wastewater treatment plants in China. *Environmental Science: Water Research & Technology* 2018, 4 (12), 1988-1996.
- [3] Zargarian, Roya. Exploring the appropriateness of urban underground space (UUS) for sustainability improvement. University of Birmingham, 2018.
- [4] 侯锋. 地下式污水处理厂关键技术研究与工程实践. 北京: 清华大学, 2017.
- [5] 邵彦青; 侯锋; 薛晓飞, et al., 马来西亚 Pantai 地下式污水处理厂工程设计特点. 给水排水 2014, 40 (9), 24-27.
- [6] 侯锋; 王凯军; 曹效鑫, et al., 《地下式城镇污水处理厂工程技术指南》解读. 中国环保产业 2020, (1), 20-25.
- [7] Dutkiewicz, Jacek; Cisak, Ewa; Sroka, Jacek, et al., Biological agents as occupational hazards-selected issues. *Annals of Agricultural Environmental Medicine* 2011, 18 (2).
- [8] Kay, David; Crowther, John; Stapleton, Carl M, et al., Faecal indicator organism concentrations in sewage and treated effluents. *Water Research* 2008, 42 (1-2), 442-454.
- [9] Rodó, Xavier; Ballester, Joan; Cayan, Dan, et al., Association of Kawasaki disease with tropospheric wind patterns. *Scientific reports* 2011, 1 (1), 152.
- [10] Burrows, Susannah M; Elbert, Wolfgang; Lawrence, MG, et al., Bacteria in the global atmosphere—Part 1: Review and synthesis of literature data for different ecosystems. *Atmospheric chemistry physics* 2009, 9 (23), 9263-9280.
- [11] 宋璐; 王灿; 孟格, et al., 气载致病微生物和空气消毒技术. 中国给水排水 2020, 36 (6), 37-44.
- [12] Yao, Maosheng; Zhang, Lu; Ma, Jianxin, et al., On airborne transmission and control of SARS-CoV-2. *Science of the Total Environment* 2020, 731, 139178.
- [13] Kim, Ki-Hyun; Kabir, Ehsanul; Jahan, Shamin Ara, Airborne bioaerosols and their impact on human health. *Journal of Environmental Sciences* 2018, 67, 23-35.

- [14] Yuan, Liu; Zhi, Ning; Yu, Chen, et al., Aerodynamic characteristics and RNA concentration of SARS-CoV-2 aerosol in Wuhan hospitals during COVID-19 outbreak. *BioRxiv* 2020.
- [15] Correia, G; Rodrigues, L; Da Silva, M Gameiro, et al., Airborne route and bad use of ventilation systems as non-negligible factors in SARS-CoV-2 transmission. *Medical hypotheses* 2020, 141, 109781.
- [16] Divizia, Maurizio; Cencioni, Barbara; Palombi, Leonardo, et al., Sewage workers: risk of acquiring enteric virus infections including hepatitis A. *The new microbiologica* 2008, 31 (3), 337.
- [17] Gangamma, S; Patil, RS; Mukherji, S, Characterization and proinflammatory response of airborne biological particles from wastewater treatment plants. *Environmental science technology* 2011, 45 (8), 3282-3287.
- [18] Hotel, Delta Edmonton South, Evidence of Wastewater Treatment Plant Worker Biohazard Exposure and Health Symptom Responses. 2015.
- [19] Smit, Lidwien AM; Spaan, Suzanne; Heederik, Dick Endotoxin exposure and symptoms in wastewater treatment workers. *American Journal of Industrial Medicine* 2005, 48 (1), 30-39.
- [20] Thorn, Jörgen; Kerekes, Erika, Health effects among employees in sewage treatment plants: A literature survey. *American Journal of Industrial Medicine* 2001, 40 (2), 170-179.
- [21] Vidal, A; Blanchemain, JF; Verdun-Esquer, C, et al., Respiratory effects of chronic and subacute hydrogen sulfide exposure: Case reports of workers in wastewater purification plants. *Archives Des Maladies Professionnelles Et De L Environnement* 2012, 73 (5), 799-805.
- [22] Rylander, Ragnar, Sewage worker's syndrome. 1976.
- [23] Mendy, Angelico; Cohn, Richard D; Thorne, Peter S Endotoxin exposure, serum vitamin D, asthma and wheeze outcomes. *Respiratory medicine* 2016, 114, 61-66.
- [24] Rabinovitch, Nathan; Liu, Andrew H; Zhang, Lening, et al., Importance of the personal endotoxin cloud in school-age children with asthma. *Journal of Allergy Clinical Immunology* 2005, 116 (5), 1053-1057.
- [25] Thorne, Peter S; Kulhánková, Katarina; Yin, Ming, et al., Endotoxin exposure is a risk factor for asthma: the national survey of endotoxin in United States housing. *American journal of respiratory critical care medicine* 2005, 172 (11), 1371-1377.
- [26] Sigsgaard, Torben; Malmros, PER; Nersting, Lise, et al., Respiratory disorders and

- atopy in Danish refuse workers. American journal of respiratory critical care medicine 1994, 149 (6), 1407-1412.
- [27] Kanchongkittiphon, Watcharoot; Mendell, Mark J; Gaffin, Jonathan M, et al., Indoor environmental exposures and exacerbation of asthma: an update to the 2000 review by the Institute of Medicine. Environmental health perspectives 2015, 123 (1), 6-20.
- [28] Brun, Emmanuelle, Expert forecast on emerging biological risks related to occupational safety and health. Office for Official Publications of the European Communities: 2007.
- [29] Farokhi, Azadèh; Heederik, Dick; Smit, Lidwien AM, Respiratory health effects of exposure to low levels of airborne endotoxin—a systematic review. Environmental Health 2018, 17, 1-20.
- [30] Schlosser, O; Huyard, A; Catalan, V Exposure to dust, endotoxin and airborne microorganisms in wastewater sludge thermal drying units. Water Science Technology 2011, 64 (5), 1073-1080.
- [31] 于玺华; 车凤翔, 现代空气微生物学及采检鉴技术. 北京: 军事医学科学出版社: 1998.
- [32] Gordon, Terry; Harkema, Jack R, Effect of inhaled endotoxin on intraepithelial mucosubstances in F344 rat nasal and tracheobronchial airways. American journal of respiratory cell and molecular biology 1994, 10 (2), 177.
- [33] Bergmann, K; Müskens, H, Endotoxine als Auslöser von Atemwegsobstruktionen bei Landwirten. Atemw.-Lungenkrkh 1994, 20, 26-30.
- [34] Milton, Donald K; Wypij, David; Kriebel, David, et al., Endotoxin exposure-response in a fiberglass manufacturing facility. American Journal of Industrial Medicine 1996, 29 (1), 3-13.
- [35] Oldenburg, Marcus; Latza, Ute; Baur, Xaver, Exposure-response relationship between endotoxin exposure and lung function impairment in cotton textile workers. International Archives of Occupational and Environmental Health 2007, 80 (5), 388-395.
- [36] Rylander, R, Evaluation of the risks of endotoxin exposures. International Journal of Occupational Environmental Health 1997, 3, S32-S36.
- [37] Douwes, J; Heederik, D, Epidemiologic investigations of endotoxins. International Journal of Occupational Environmental Health 1997, 3, S26-S31.
- [38] Wouters, Inge M; Spaan, Suzanne; Douwes, Jeroen, et al., Overview of personal

- occupational exposure levels to inhalable dust, endotoxin, β (1→3)-glucan and fungal extracellular polysaccharides in the waste management chain. *Annals of Occupational Hygiene* 2006, 50 (1), 39-53.
- [39] Netherlands, Health Council of the, Endotoxins-Health-Based Recommended Occupational Exposure Limit; Publication no. 2010/04OSH. 010; Health Council of the Netherlands: The Hague, The Netherlands, 2010.
- [40] 包太; 朱可善; 刘新荣, 国内外城市地下污水处理厂概况浅析. *地下空间* 2003, 23 (3), 335-340.
- [41] 李沅津; 杨庆; 赵茹涵, et al., A2O 工艺污水处理厂微生物气溶胶逸散特征及暴露风险评价. *环境科学学报* 2021, 41 (9), 3457-3463.
- [42] Gollakota, Anjani RK; Gautam, Sneha; Santosh, M, et al., Bioaerosols: characterization, pathways, sampling strategies, and challenges to geo-environment and health. *Gondwana Research* 2021, 99, 178-203.
- [43] 许光素; 刘俊新; 韩云平, et al., 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. *环境科学学报* 2018, 38 (11), 4235-4242.
- [44] 唐宏辉; 刘承东; 谢艺强, 广州地埋式石井净水厂通风除臭设计. *中国给水排水* 2020, 36 (04), 41-46.
- [45] 吴见平; 靳紫恒; 长英夫, et al., 污水处理厂生物除臭技术及其应用进展. *化工进展* 2021, 40 (5), 2774-2783.
- [46] Zhang, Xiang; Lu, Bingjie; Chen, Guang, et al., Culturable and inhalable airborne bacteria in a semiunderground municipal wastewater treatment plant: Distribution, transmission, and health risk assessment. *Journal of Hazardous Materials* 2023, 459, 132234.
- [47] Jaremków, Aleksandra; Noga, Leszek; Pawlas, Krystyna, Respiratory System Symptoms in the Neighborhood of a Wastewater Treatment Plant. *Polish Journal of Environmental Studies* 2018, 27 (1).
- [48] Jaremków, Aleksandra; Szałata, Łukasz; Kołwzan, Barbara, et al., Impact of a Sewage Treatment Plant on Health of Local Residents: Gastrointestinal System Symptoms. *Polish Journal of Environmental Studies* 2017, 26 (1).
- [49] Vantarakis, A; Paparodopoulos, S; Kokkinos, P, et al., Impact on the quality of life when living close to a municipal wastewater treatment plant. *Journal of environmental public health* 2016, 2016 (1), 8467023.
- [50] Smets, Wenke; Moretti, Serena; Denys, Siegfried, et al., Airborne bacteria in the atmosphere: presence, purpose, and potential. *Atmospheric Environment* 2016,

139, 214-221.

- [51] 李彦鹏; 马天峰; 杜胜利, et al., 大气生物气溶胶的源排放与源解析研究进展. *Journal of Earth Sciences Environment international* 2021, 43 (2).
- [52] Farling, Stewart; Rogers, Tate; Knee, Jackie S, et al., Bioaerosol emissions associated with pit latrine emptying operations. *Science of the Total Environment* 2019, 648, 1082-1086.
- [53] Yang, Kaixiong; Li, Lin; Wang, Yanjie, et al., Airborne bacteria in a wastewater treatment plant: emission characterization, source analysis and health risk assessment. *Water Research* 2019, 149, 596-606.
- [54] 郭奕芳; 郁庆福; 洋彦蓁, et al., 污水微生物气溶胶污染空气的指示菌选择. *中国卫生检验杂志* 1992, 2 (2), 74-77.
- [55] 郁庆福; 郭奕芳; 卢玲, et al., 污水微生物气溶胶吸入感染危险性探讨. *中国卫生检验杂志* 1992, 2 (3), 138-141.
- [56] 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. *给水排水* 2010, 36 (9), 146-150.
- [57] 张俊超. 典型城市市政设施微生物气溶胶污染特性及控制技术研究. 北京建筑工程学院, 2012.
- [58] 邱雄辉. 污水厂微生物气溶胶的逸散特征, 传输特征及健康风险研究. 万方数据资源系统, 2012.
- [59] DOUWES, Jeroen; Thorne, Pl; Pearce, N, et al., Bioaerosol health effects and exposure assessment: progress and prospects. *Annals of Occupational Hygiene* 2003, 47 (3), 187-200.
- [60] Thorn, J, The inflammatory response in humans after inhalation of bacterial endotoxin: a review. *Inflammation Research* 2001, 50, 254-261.
- [61] Schwechheimer, Carmen; Kuehn, Meta J, Outer-membrane vesicles from Gram-negative bacteria: biogenesis and functions. *Nature reviews microbiology* 2015, 13 (10), 605-619.
- [62] Madsen, Anne Mette; Uhrbrand, Katrine; Kofoed, Victor Carp, et al., A cohort study of wastewater treatment plant workers: Association between levels of biomarkers of systemic inflammation and exposure to bacteria and fungi, and endotoxin as measured using two methods. *Water Research* 2023, 231, 119625.
- [63] Korzeniewska, E.; Filipkowska, Z.; Gotkowska-Płachta, A., et al., Determination of emitted airborne microorganisms from a BIO-PAK wastewater treatment plant. *Water Research* 2009, 43 (11), 2841-2851.

- [64] 刘建伟; 周竟男; 马文林, 北京市某城市污水处理厂微生物气溶胶污染特性研究. 环境污染与防治 2013, 35 (6), 1-4.
- [65] 胡嘉琳. 污水处理厂空气中菌群, ARGs, MGes 的时空分布特征及其相关性研究. 南京大学, 2017.
- [66] 杨凯雄; 侯红勋; 王颖哲, et al., SBR 工艺城市污水处理厂微生物气溶胶逸散特征. 环境科学 2018, 39 (11), 4909-4914.
- [67] 孙强. 某城市污水处理厂典型区域大气微生物气溶胶分布特征研究. 兰州: 兰州交通大学, 2019.
- [68] Xu, Pengcheng; Zhang, Chongmiao; Mou, Xiao, et al., Bioaerosol in a typical municipal wastewater treatment plant: concentration, size distribution, and health risk assessment. Water Science Technology 2020, 82 (8), 1547-1559.
- [69] Cyprowski, Marcin; Sobala, Wojciech; Buczyńska, Alina, et al., Endotoxin exposure and changes in short-term pulmonary function among sewage workers. International journal of occupational medicine environmental health perspectives 2015, 28 (5).
- [70] Heldal, Kari Kulvik; Barregard, Lars; Larsson, Per, et al., Pneumoproteins in sewage workers exposed to sewage dust. International Archives of Occupational and Environmental Health 2013, 86 (1), 65-70.
- [71] Lee, Joung Ae; Thorne, Peter S; Reynolds, Stephen J, et al., Monitoring risks in association with exposure levels among wastewater treatment plant workers. Journal of occupational environmental medicine 2007, 49 (11), 1235-1248.
- [72] Luzio, NR di; Friedmann, TJ, Bacterial endotoxins in the environment. Nature 1973, 244 (5410), 49-51.
- [73] Burger, JS; Grabow, WOK; Kfir, R, Detection of endotoxins in reclaimed and conventionally treated drinking water. Water Research 1989, 23 (6), 733-738.
- [74] Rapala, Jarkko; Lahti, Kirsti; Räsänen, Leena A, et al., Endotoxins associated with cyanobacteria and their removal during drinking water treatment. Water Research 2002, 36 (10), 2627-2635.
- [75] Sánchez-Monedero, MA; Aguilar, María Isabel; Fenoll, Rocío, et al., Effect of the aeration system on the levels of airborne microorganisms generated at wastewater treatment plants. Water Research 2008, 42 (14), 3739-3744.
- [76] Daneshzadeh Tabrizi, R.; Bernard, A.; Thommen, A. M., et al., Surfactant protein-D and exposure to bioaerosols in wastewater and garbage workers. International Archives of Occupational and Environmental Health 2010, 83 (8), 879-886.

- [77] Lu, Rui; Frederiksen, Margit W.; Uhrbrand, Katrine, et al., Wastewater treatment plant workers' exposure and methods for risk evaluation of their exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2020, 205, 111365.
- [78] Horner, WE; Helbling, A; Salvaggio, JE, et al., Fungal allergens. *Clinical microbiology reviews* 1995, 8 (2), 161-179.
- [79] Han, Yunping; Yang, Kaixiong; Yang, Tang, et al., Bioaerosols emission and exposure risk of a wastewater treatment plant with A2O treatment process. *Ecotoxicology environmental safety* 2019, 169, 161-168.
- [80] Li, Yuanjin; Hu, Zhanhong; Liu, Xiuhong, et al., Characteristics of bioaerosol emissions from a municipal wastewater treatment plant: Health risk assessment and microbial composition. *Science of the Total Environment* 2024, 934, 173096.
- [81] Jakhar, Sunita; Jakhar, Jitender Kumar; Hazarika, Naba, et al., Bacterial Bioaerosol at Sewage Treatment Plant in Delhi, India: Characterization and Site-Specific Associations. *Aerosol Science and Engineering* 2024.
- [82] Vishwakarma, Yogesh Kumar; Mayank; Ram, Kirpa, et al., Bioaerosol emissions from wastewater treatment process at urban environment and potential health impacts. *Journal of Environmental Management* 2024, 361, 121202.
- [83] Li, Yanpeng; Zhang, Haifeng; Qiu, Xionghui, et al., Dispersion and risk assessment of bacterial aerosols emitted from rotating-brush aerator during summer in a wastewater treatment plant of Xi'an, China. *Aerosol air quality research* 2013, 13 (6), 1807-1814.
- [84] Michałkiewicz, Michał; Pruss, Alina; Dymaczewski, Zbysław, et al., Microbiological Air Monitoring around Municipal Wastewater Treatment Plants. *Polish Journal of Environmental Studies* 2011, 20 (5).
- [85] Han, Yunping; Li, Lin; Wang, Ying, et al., Composition, dispersion, and health risks of bioaerosols in wastewater treatment plants: A review. *Frontiers of Environmental Science Engineering* 2020, 15, 1-16.
- [86] Li, Jing; Zhou, Liantong; Zhang, Xiangyu, et al., Bioaerosol emissions and detection of airborne antibiotic resistance genes from a wastewater treatment plant. *Atmospheric Environment* 2016, 124, 404-412.
- [87] Kowalski, M; Wolany, J; Pastuszka, JS, et al., Characteristics of airborne bacteria and fungi in some Polish wastewater treatment plants. *International Journal of Environmental Science and Technology* 2017, 14, 2181-2192.
- [88] Michałkiewicz, Michał Comparison of wastewater treatment plants based on the

- emissions of microbiological contaminants. Environmental monitoring assessment 2018, 190 (11), 640.
- [89] 刘建伟; 张俊超; 马文林, et al., 城市污水处理厂微生物气溶胶污染和粒径分布特征. 生态环境学报 2013, 22 (4), 657.
- [90] Han, Yunping; Yang, Kaixiong; Yang, Tang, et al., Bioaerosols emission and exposure risk of a wastewater treatment plant with A2O treatment process. Ecotoxicology and Environmental Safety 2019, 169, 161-168.
- [91] Liu, Jianwei; Zang, Nana; Liu, Xueli, et al., Bioaerosols dispersed from a typical wastewater treatment plant with a membrane bioreactor: Emission characteristics, source analysis and health risk. Process Safety and Environmental Protection 2022, 160, 976-987.
- [92] 钱生财. 青岛市不同功能区微生物气溶胶研究. 硕士, 2012.
- [93] 赵佳佳; 顾芳; 张加宏, et al., 单颗粒气溶胶的吸湿增长模型及散射特性研究. 光学学报 2020, 40 (5), 0501001.
- [94] 马丽新; 齐虹; 孙霞忠, 大气气溶胶粒径分布特征与呼吸系统暴露评估研究进展. 环境科学学报 2020, 40 (10), 3549-3558.
- [95] Korzeniewska, Ewa, Emission of bacteria and fungi in the air from wastewater treatment plants—a review. Front biosci 2011, 3 (2), 393-407.
- [96] Szulc, Justyna; Okrasa, Małgorzata; Majchrzycka, Katarzyna, et al., Microbiological and toxicological hazards in sewage treatment plant bioaerosol and dust. Toxins 2021, 13 (10), 691.
- [97] Yang, Tang; Han, Yunping; Liu, Junxin, et al., Aerosols from a wastewater treatment plant using oxidation ditch process: characteristics, source apportionment, and exposure risks. Environmental pollution 2019, 250, 627-638.
- [98] 温暖家. 校园环境生物气溶胶与内毒素的暴露风险评价及控制研究. 天津大学, 2017.
- [99] Haas, Charles N; Rose, Joan B; Gerba, Charles P, Quantitative microbial risk assessment. John Wiley & Sons: 2014.
- [100] EPA, U.S., Baseline human health risk assessment. Vasquez Boulevard and 1-70 superfundsite Denver 2001, Denver (Co).
- [101] Haas C N, Rose J B, Gerba C P, Quantitative Microbial Risk Assessment. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc 1999.
- [102] Carducci, Annalaura; Donzelli, Gabriele; Cioni, Lorenzo, et al., Quantitative microbial risk assessment for workers exposed to bioaerosol in wastewater

- treatment plants aimed at the choice and setup of safety measures. International Journal of Environmental Research Public Health 2018, 15 (7), 1490.
- [103] Chen, Yan-huan; Yan, Cheng; Yang, Ya-fei, et al., Quantitative microbial risk assessment and sensitivity analysis for workers exposed to pathogenic bacterial bioaerosols under various aeration modes in two wastewater treatment plants. Science of the Total Environment 2021, 755, 142615.
- [104] Heida, Ashley; Maal-Bared, Rasha; Veillette, Marc, et al., Quantitative microbial risk assessment (QMRA) tool for modelling pathogen infection risk to wastewater treatment plant workers. Water Research 2024, 260, 121858.
- [105] Liu, Zhijian; Li, Chuanchen; Hu, Chenxing, et al., Wind tunnel experiments on bioaerosol dispersion and exposure risk assessment in wastewater treatment plants under natural ventilation. Building and Environment 2025, 269, 112420.
- [106] Wang, Wenwen; Yang, Kaixiong; Li, Lin, et al., Aerosol particles released from grit chambers of nine urban wastewater treatment plants in typical regions: Fugitive characteristics, quantitative drivers, and generation process. Water Research 2025, 274, 123162.
- [107] Oppliger, Anne; Hilfiker, Silvia; Vu Duc, Trinh, Influence of seasons and sampling strategy on assessment of bioaerosols in sewage treatment plants in Switzerland. Annals of Occupational Hygiene 2005, 49 (5), 393-400.
- [108] Nasir, Zaheer Ahmad; Rolph, Catherine; Collins, Samuel, et al., A controlled study on the characterisation of bioaerosols emissions from compost. Atmosphere 2018, 9 (10), 379.
- [109] Wang, Yanjie; Li, Lin; Xiong, Ren, et al., Effects of aeration on microbes and intestinal bacteria in bioaerosols from the BRT of an indoor wastewater treatment facility. Science of the Total Environment 2019, 648, 1453-1461.
- [110] Andersen, Ariel A, New sampler for the collection, sizing, and enumeration of viable airborne particles. Journal of bacteriology 1958, 76 (5), 471-484.
- [111] Finkelstein, Peter L, Quality Assurance Handbook for Air Pollution Measurement Systems. US Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring Systems Laboratory: 1976.
- [112] Testing, American Society for; Materials, Standard Test Method for Determining Air Change in a Single Zone by Means of a Tracer Gas Dilution. ASTM International: 2000.
- [113] Heederik, Dick; Douwes, Jeroen, Towards an occupational exposure limit for

- endotoxins. Annals of Agricultural Environmental Medicine 1997, 4 (1).
- [114] Yang, Tang, Spatial distribution of bioaerosols and health risk assessment in a typical wastewater treatment plant. Science of the Total Environment 2019, 656, 603-612.
- [115] Moya, J; Phillips, L; Schuda, L, et al., Exposure factors handbook: 2011 edition. US Environmental Protection Agency 2011.
- [116] Crockett, Christopher S.; Haas, C. N.; Fazil, Aamir, et al., Prevalence of shigellosis in the U.S.: consistency with dose-response information. International Journal of Food Microbiology 1996, 30 (1-2), 87-99.
- [117] Faridi, Sasan; Shamsipour, Mansour; Krzyzanowski, Michal, et al., Long-term trends and health impact of PM_{2.5} and O₃ in Tehran, Iran, 2006–2015. Environment international 2018, 114, 37-49.
- [118] 段小丽; 黄楠; 王贝贝, et al., 国内外环境健康风险评价中的暴露参数比较. 环境与健康杂志 2012, 29 (02), 99-104.
- [119] Agency, U.S. Environmental Protection, Exposure Factors Handbook 2011 Edition. Washington, DC: EPA 2011.
- [120] 环境保护部, 中国人群暴露参数手册,成人卷,Adults. 中国人群暴露参数手册, 成人卷,Adults: 2013.
- [121] Shi, Kuang Wei; Wang, Cheng Wen; Jiang, Sunny C, Quantitative microbial risk assessment of Greywater on-site reuse. Science of the Total Environment 2018, 635 (SEP.1), 1507-1519.
- [122] Havelaar, Arie H; Kirk, Martyn D; Torgerson, Paul R, et al., World Health Organization Global Estimates and Regional Comparisons of the Burden of Foodborne Disease in 2010. Plos Medicine 2015, 12 (12), e1001923.
- [123] Wang, Hantao. Lung Function, Interstitial Lung Abnormalities, and Mortality in Shanghai Textile Workers. Ph.D., Harvard University, United States -- Massachusetts, 2024.
- [124] Vogelzang, Peter FJ; van der GULDEN, JOOST WJ; Folgering, HANS, et al., Endotoxin exposure as a major determinant of lung function decline in pig farmers. American journal of respiratory critical care medicine 1998, 157 (1), 15-18.
- [125] Schwartz, David A; Thorne, Peter S; Yagla, Stephen J, et al., The role of endotoxin in grain dust-induced lung disease. American journal of respiratory critical care medicine 1995, 152 (2), 603-608.
- [126] Kennedy, Susan M; Christiani, David C; Eisen, Ellen A, et al., Cotton dust and

- endotoxin exposure-response relationships in cotton textile workers. American Review of Respiratory Disease 1987, 135 (1), 194-200.
- [127] Zock, J. P.; Hollander, A.; Heederik, D., et al., Acute lung function changes and low endotoxin exposures in the potato processing industry. American Journal of Industrial Medicine 1998, 33 (4), 384-391.
- [128] Devleeschauwer, B.; Havelaar, A. H.; Maertensdenoordhout, C., et al., Calculating disability-adjusted life years to quantify burden of disease. 2013.
- [129] Yanjun, Liu; Wenjing, Lu; Hongtao, Wang, et al., Improved impact assessment of odorous compounds from landfills using Monte Carlo simulation. Science of the Total Environment 2018, 648, 805-810.
- [130] Dean, Kara; Mitchell, Jade Reverse QMRA for *Pseudomonas aeruginosa* in Premise Plumbing to Inform Risk Management. Journal of Environmental Engineering 2020, (3), 146.
- [131] 中国标准出版社, 中华人民共和国室内空气质量标准. 北京: 中国标准出版社 2022, GB/T18883-2022.
- [132] Nehme, Benjamin; Létourneau, Valérie; Forster, Robert J, et al., Culture-independent approach of the bacterial bioaerosol diversity in the standard swine confinement buildings, and assessment of the seasonal effect. Environmental microbiology 2008, 10 (3), 665-675.
- [133] Benami, Maya; Busgang, Allison; Gillor, Osnat, et al., Quantification and risks associated with bacterial aerosols near domestic greywater-treatment systems. Science of the Total Environment 2016, 562, 344-352.
- [134] Wang, Rui-ning; Li, Xiang; Yan, Cheng Seasonal fluctuation of aerosolization ratio of bioaerosols and quantitative microbial risk assessment in a wastewater treatment plant. Environmental Science Pollution Research 2021, 28 (48), 68615-68632.
- [135] Kim, Eui Hyeok; Lee, Sang Ah; Min, Seunggi, et al., Seasonal variations in the occurrence of preeclampsia and potential implication of upper respiratory infections in South Korea. Scientific reports 2022, 12 (1), 10791.
- [136] Aronson, Doron Environmental factors, winter respiratory infections and the seasonal variation in heart failure admissions. Scientific reports 2021, 11 (1), 11292.
- [137] Mbareche, Hamza; Dion-Dupont, Vanessa; Veillette, Marc, et al., Influence of seasons and sites on bioaerosols in indoor wastewater treatment plants and

- proposal for air quality indicators. *Journal of the Air Waste Management Association* 2022, 72 (9), 1000-1011.
- [138] Szyłak-Szydłowski, Mirosław; Kulig, Andrzej; Miąkiewicz-Pęska, Ewa, Seasonal changes in the concentrations of airborne bacteria emitted from a large wastewater treatment plant. *International Biodeterioration & Biodegradation* 2016, 115, 11-16.
- [139] Zhao, Yulei; Xiong, Mingyu; Ho, Kinfai, et al., Bioaerosol emission and exposure risk from a wastewater treatment plant in winter and spring. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2024, 287, 117294.
- [140] Wang, Yanjie; Liu, Yang; Xue, Song, et al., Comparative analysis of bioaerosol emissions: Seasonal dynamics and exposure risks in hospital vs. municipal wastewater treatment systems. *Environmental pollution* 2024, 359, 124608.
- [141] Vishwakarma, Yogesh Kumar; Ram, Kirpa; Gogoi, Mukunda M, et al., Bioaerosol emissions from wastewater treatment process at urban environment and potential health impacts. *Journal of Environmental Management* 2024, 361, 121202.
- [142] Rodriguez-Zevallos, Claudia Eliana; Sánchez Altamirano, Jessica Katherine; Sanchez-Peña, Marco, et al., Microbiological Quality of the Air in the Area of Influence of the Former Wastewater Treatment Plant in Cajamarca, Peru. *Frontiers in Environmental Science* 2025, 12, 1496978.
- [143] Kristanto, Gabriel Andari; Rosana, Fatma Nur In Analysis of microbial air quality in the surrounding hospital's wastewater treatment plants in Jakarta, Indonesia, MATEC web of conferences, EDP Sciences: 2017; p 08004.
- [144] Dehghani, Mansooreh; Sorooshian, Armin; Ghorbani, Mohammad, et al., Seasonal variation in culturable bioaerosols in a wastewater treatment plant. *Aerosol air quality research* 2018, 18 (11), 2826.
- [145] Xie, Zhengsheng; Fan, Chunlan; Lu, Rui, et al., Characteristics of ambient bioaerosols during haze episodes in China: a review. *Environmental pollution* 2018, 243, 1930-1942.
- [146] Jussel, HS; Dierich, MP; Baumgartner, E, Kontamination bei der Arbeit in Kläranlagen. *Arbeitsmedizinisches Zentrum Hall in Tirol* 1990, 1-24.
- [147] Haas, Doris; Unteregger, Martina; Habib, Juliana, et al., Exposure to Bioaerosol from Sewage Systems. *Water, Air, and Soil Pollution* 2010, 207 (1), 49-56.
- [148] Zhao, Xiao-yan; An, Dong-zi; Liu, Man-li, et al., Bioaerosols emission characteristics from wastewater treatment aeration tanks and associated health risk

exposure assessment during autumn and winter. *Science of the Total Environment* 2022, 851, 158106.

- [149] Yang, Tang; Wang, Xuyi; Ng, How Yong, et al., Antibiotic resistance and resistome risks of inhalable bioaerosols at aeration tank of a full-scale wastewater treatment plant. *Journal of Hazardous Materials* 2024, 480, 136253.
- [150] Zhao, Shan; Liu, Yang; Chang, Jiang, et al., Bioaerosols in deodorization covers of wastewater treatment plants: Emission characteristics and health risks. *Chemosphere* 2024, 353, 141552.
- [151] Han, Yunping; Wang, Yanjie; Li, Lin, et al., Bacterial population and chemicals in bioaerosols from indoor environment: sludge dewatering houses in nine municipal wastewater treatment plants. 2018, 618, 469-478.
- [152] Carducci, Annalaura; Tozzi, E; Rubulotta, E, et al., Assessing airborne biological hazard from urban wastewater treatment. *Water Research* 2000, 34 (4), 1173-1178.
- [153] Han, Yunping; Wang, Yanjie; Li, Lin, et al., Bacterial population and chemicals in bioaerosols from indoor environment: sludge dewatering houses in nine municipal wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment* 2018, 618, 469-478.
- [154] Haas, Doris; Unteregger, Martina; Habib, Juliana, et al., Exposure to bioaerosol from sewage systems. *Water, air, soil pollution* 2010, 207, 49-56.
- [155] Katsivela, E; Latos, E; Raisi, L, et al., Particle size distribution of cultivable airborne microbes and inhalable particulate matter in a wastewater treatment plant facility. *Aerobiologia* 2017, 33, 297-314.
- [156] Pascual, Leonor; Pérez-Luz, Sara; Yáñez, M Adela, et al., Bioaerosol emission from wastewater treatment plants. *Aerobiologia* 2003, 19, 261-270.
- [157] Lee, Dae-Young; Shannon, Kelly; Beaudette, Lee A, Detection of bacterial pathogens in municipal wastewater using an oligonucleotide microarray and real-time quantitative PCR. *Journal of microbiological methods* 2006, 65 (3), 453-467.
- [158] Shannon, KE; Lee, D-Y; Trevors, JT, et al., Application of real-time quantitative PCR for the detection of selected bacterial pathogens during municipal wastewater treatment. *Science of the Total Environment* 2007, 382 (1), 121-129.
- [159] Sekhu, Esrom. A technical investigation of the Temba water treatment plant in Hammanskraal. 2023.
- [160] El-Bestawy, Ebtesam; Ibrahim, Mohammed Mahmoud; Shalaby, El sayed Ahmed, Quantitative and qualitative analysis of bioaerosols emissions from the domestic

eastern wastewater treatment plant, Alexandria, Egypt. *Scientific reports* 2024, 14 (1), 30479.

- [161] Oyedara, Omotayo O; Ruíz-Amaro, Carlos J; Heredia, Norma, et al., Bacterial Communities, Pathogens, Resistomes, and Mobilomes Associated with a Wastewater Treatment Plant in Mexico: A Metagenomics Approach. *International journal of environmental research* 2025, 19 (2), 47.
- [162] Uhrbrand, Katrine; Schultz, Anna Charlotte; Koivisto, AJ, et al., Assessment of airborne bacteria and noroviruses in air emission from a new highly-advanced hospital wastewater treatment plant. *Water Research* 2017, 112, 110-119.
- [163] Li, Pengyu; Li, Lin; Wang, Yanjie, et al., Characterization, factors, and UV reduction of airborne bacteria in a rural wastewater treatment station. *Science of the Total Environment* 2021, 751, 141811.
- [164] Haas, Doris; Kriso, Angela; Fritz, Theresa, et al., Background concentrations of cultivable, mesophilic bacteria and dust particles in the air in urban, rural and mountain regions. *International Journal of Environmental Research Public Health* 2020, 17 (24), 9572.
- [165] Gao, Min; Yan, Xu; Qiu, Tianlei, et al., Variation of correlations between factors and culturable airborne bacteria and fungi. *Atmospheric Environment* 2016, 128, 10-19.
- [166] Guzman, Marcelo I, An overview of the effect of bioaerosol size in coronavirus disease 2019 transmission. *The International journal of health planning management* 2021, 36 (2), 257-266.
- [167] Siller, Paul; Skopeck, Britta; Rosen, Kerstin, et al., Impact of air humidity on the tenacity of different agents in bioaerosols. *PLOS ONE* 2024, 19 (1), e0297193.
- [168] Górný, Rafał L., Microbial Aerosols: Sources, Properties, Health Effects, Exposure Assessment—A Review. *KONA Powder and Particle Journal* 2020, 37, 64-84.
- [169] Pastuszka, Jozef S; Paw, U Kyaw Tha; Lis, Danuta O, et al., Bacterial and fungal aerosol in indoor environment in Upper Silesia, Poland. *Atmospheric Environment* 2000, 34 (22), 3833-3842.
- [170] Gao, Min; Jia, Ruizhi; Qiu, Tianlei, et al., Seasonal size distribution of airborne culturable bacteria and fungi and preliminary estimation of their deposition in human lungs during non-haze and haze days. *Atmospheric Environment* 2015, 118, 203-210.

- [171] Brągoszewska, Ewa; Mainka, Anna; Pastuszka, Józef S, et al., Assessment of bacterial aerosol in a preschool, primary school and high school in Poland. *Atmosphere* 2018, 9 (3), 87.
- [172] Singh, Nitin Kumar; Sanghvi, Gaurav; Yadav, Manish, et al., A state-of-the-art review on WWTP associated bioaerosols: Microbial diversity, potential emission stages, dispersion factors, and control strategies. *Journal of Hazardous Materials* 2021, 410, 124686.
- [173] Karra, Styliani; Katsivela, Eleftheria, Microorganisms in bioaerosol emissions from wastewater treatment plants during summer at a Mediterranean site. *Water Research* 2007, 41 (6), 1355-1365.
- [174] Guo, Xuesong; Wu, Pianpian; Ding, Wenjie, et al., Reduction and characterization of bioaerosols in a wastewater treatment station via ventilation. *Journal of Environmental Sciences* 2014, 26 (8), 1575-1583.
- [175] Szyłak-Szydłowski, Mirosław; Kulig, Andrzej; Miaśkiewicz-Pęska, Ewa, Seasonal changes in the concentrations of airborne bacteria emitted from a large wastewater treatment plant. *International Biodeterioration Biodegradation* 2016, 115, 11-16.
- [176] O'Gorman, Céline M; Fuller, Hubert T, Prevalence of culturable airborne spores of selected allergenic and pathogenic fungi in outdoor air. *Atmospheric Environment* 2008, 42 (18), 4355-4368.
- [177] Peccia, Jordan; Werth, Holly M; Miller, Shelly, et al., Effects of relative humidity on the ultraviolet induced inactivation of airborne bacteria. *Aerosol Science Technology* 2001, 35 (3), 728-740.
- [178] Reinhaler, FF; Posch, J; Feierl, G, et al., Antibiotic resistance of *E. coli* in sewage and sludge. *Water Research* 2003, 37 (8), 1685-1690.
- [179] Yu, Zhe; Xie, Yicheng; Li, Xiqi, et al., Why the disinfection efficiency of ultraviolet radiation may become unsatisfactory at low suspended solid concentrations: The mechanism of extracellular polymeric substances secretion induced by different particles. *Water Research* 2025, 274, 123122.
- [180] Cohen, Erik, Authenticity and commoditization in tourism. *Annals of tourism research* 1988, 15 (3), 371-386.
- [181] 韩云平; 李琳; 刘俊新, et al. In 污水处理厂生物气溶胶中微生物种群及化学成分特征研究, 2014 中国环境科学学会学术年会, 中国四川成都, 中国四川成都, 2014; p 6.

- [182] 高爱丽; 王旭一; 黄青, et al., 污水处理厂不同粒径生物气溶胶负载肠杆菌科细菌分布特征及影响因素. 北京工业大学学报 2023, 49 (12), 1330-1337.
- [183] Niazi, Sadegh; Hassanvand, Mohammad Sadegh; Mahvi, Amir Hossein, et al., Assessment of bioaerosol contamination (bacteria and fungi) in the largest urban wastewater treatment plant in the Middle East. Environmental Science Pollution Research 2015, 22, 16014-16021.
- [184] 卢冰洁; 张翔; 王川, et al., 上海市生活垃圾房气溶胶中可培养细菌污染状况及种群特征. 环境科学 2022, 43 (10), 4367-4379.
- [185] 黄东浪; 杜少平; 赵培静, et al., 大肠杆菌气溶胶稳定性的优化研究. 中国消毒学杂志 2017, 34 (12), 3.
- [186] Daneshzadeh Tabrizi, R; Bernard, A; Thommen, AM, et al., Surfactant protein-D and exposure to bioaerosols in wastewater and garbage workers. International archives of occupational environmental health perspectives 2010, 83, 879-886.
- [187] Heldal, Kari Kulvik; Barregard, Lars; Larsson, Per, et al., Pneumoproteins in sewage workers exposed to sewage dust. International archives of occupational environmental health perspectives 2013, 86, 65-70.
- [188] Smid, Tjabe; Heederik, Dick; Houba, Remko, et al., Dust-and endotoxin-related acute lung function changes and work-related symptoms in workers in the animal feed industry. American Journal of Industrial Medicine 1994, 25 (6), 877-888.
- [189] Michel, Olivier; Nagy, Anne-Marie; Schroeven, Marc, et al., Dose-response relationship to inhaled endotoxin in normal subjects. American journal of respiratory critical care medicine 1997, 156 (4), 1157-1164.
- [190] Milton, DK, Endotoxin and other bacterial cell-wall components. Bioaerosols: assessment control 1999, 23, 21-14.
- [191] Lundholm, Monica; Rylander, R, Work related symptoms among sewage workers. Occupational Environmental Medicine 1983, 40 (3), 325-329.
- [192] Khuder, Sadik A; Arthur, Tammy; Bisesi, Michael S, et al., Prevalence of infectious diseases and associated symptoms in wastewater treatment workers. American Journal of Industrial Medicine 1998, 33 (6), 571-577.
- [193] Dean, RB, Assessment of disease rates among sewer workers in Copenhagen, Denmark. Environmental Health Effects Research Series 1978, 1-11.
- [194] Friis, L; Agreus, L; Edling, C, Abdominal symptoms among sewage workers. Occupational medicine 1998, 48 (4), 251-253.
- [195] Møller, Signe Agnete; Frederiksen, Margit Wagberg; Rasmussen, Pil Uthaug, et

- al., Characterization of bioaerosol exposures in wastewater treatment plant workers and serum levels of lung and inflammatory markers. *Journal of Hazardous Materials* 2025, 137254.
- [196] Carty, Cara L; Gehring, Ulrike; Cyrys, Josef, et al., Seasonal variability of endotoxin in ambient fine particulate matter. *Journal of environmental monitoring* 2003, 5 (6), 953-958.
- [197] Mueller-Anneling, Linda; Avol, Ed; Peters, John M, et al., Ambient endotoxin concentrations in PM10 from Southern California. *Environmental health perspectives* 2004, 112 (5), 583-588.
- [198] Bari, Md Aynul; MacNeill, Morgan; Kindzierski, Warren B, et al., Predictors of coarse particulate matter and associated endotoxin concentrations in residential environments. *Atmospheric Environment* 2014, 92, 221-230.
- [199] Tager, Ira B; Lurmann, Frederick W; Haight, Thaddeus, et al., Temporal and spatial patterns of ambient endotoxin concentrations in Fresno, California. *Environmental health perspectives* 2010, 118 (10), 1490-1496.
- [200] Kallawicha, Kraiwuth; Lung, Shih-Chun Candice; Chuang, Ying-Chih, et al., Spatiotemporal distributions and land-use regression models of ambient bacteria and endotoxins in the greater Taipei area. *Aerosol air quality research* 2015, 15 (4), 1448-1459.
- [201] Jorgensen, JH; Lee, JC; Alexander, GA, et al., Comparison of Limulus assay, standard plate count, and total coliform count for microbiological assessment of renovated wastewater. *Applied environmental microbiology* 1979, 37 (5), 928-931.
- [202] Evans, TM; Schillinger, JE; Stuart, DG, Rapid determination of bacteriological water quality by using Limulus lysate. *Applied environmental microbiology* 1978, 35 (2), 376-382.
- [203] Tang, Julian W The effect of environmental parameters on the survival of airborne infectious agents. *Journal of the Royal Society Interface* 2009, 6 (suppl_6), S737-S746.
- [204] Lin, Kaisen; Marr, Linsey C, Humidity-dependent decay of viruses, but not bacteria, in aerosols and droplets follows disinfection kinetics. *Environmental science technology* 2019, 54 (2), 1024-1032.
- [205] Organization, World Health, Quantitative microbial risk assessment: application for water safety management. 2016.
- [206] EPA., U.S., Exposure factors handbook. Office of research Development,

Washington, DC 2011, 20460, 2-6.

- [207] Li, Health risk assessment of bioaerosols from a wastewater treatment plant based on hazard index. *Environmental pollution* 2021, 268(Pt A), 115715.
- [208] Huang, Minsheng, Seasonal variation of airborne bacteria in wastewater treatment plants and their potential health risks. *Science of the Total Environment* 2017, 607-608, 1071-1079.
- [209] Gangamma, S, Characteristics of airborne bacteria in Mumbai urban air during wet and dry seasons. *Environmental Science and Pollution Research* 2011, 2 (18), 263-268.
- [210] Nicas, Mark; Nazaroff, William W; Hubbard, Alan, Toward understanding the risk of secondary airborne infection: emission of respirable pathogens. *Journal of occupational environmental hygiene* 2005, 2 (3), 143-154.
- [211] Muzaini, Kamarulzaman; Yasin, Siti Munira; Ismail, Zaliha, et al., Systematic Review of Potential Occupational Respiratory Hazards Exposure Among Sewage Workers. 2021, 9.
- [212] Cole, EUGENE C, Public & occupational health risks from exposure to sewage contamination. Deptartment of Health Science, Brigham Young University: 2006.
- [213] Liu, Jianwei; Ge, Jingyun; Kang, Xinyue, et al., Bioaerosol-related studies in wastewater treatment plant with anaerobic-anoxic-oxic processes: Characterization, source analysis, control measures. *Journal of Environmental Management* 2023, 339, 117760.
- [214] Liu, Jianwei; Kang, Xinyue; Liu, Xueli, et al., Simultaneous removal of bioaerosols, odors and volatile organic compounds from a wastewater treatment plant by a full-scale integrated reactor. *Process Safety Environmental Protection* 2020, 144, 2-14.
- [215] 刘建伟; 任泽宁; 葛静芸, et al., 市政污水处理厂微生物气溶胶控制技术研究进展. *北京工业大学学报* 2023, 49 (12), 1272-1281.
- [216] Liu, Hang; Zhang, Zhiwei; Wen, Nuanjia, et al., Determination and risk assessment of airborne endotoxin concentrations in a university campus. *Journal of aerosol science* 2018, 115, 146-157.
- [217] Allen, Janice; Bartlett, Karen; Graham, Mark, et al., Ambient concentrations of airborne endotoxin in two cities in the interior of British Columbia, Canada. *Journal of environmental monitoring* 2011, 13 (3), 631-640.
- [218] Degobbi, Cristiane; Lopes, Fernanda DTQS; Carvalho-Oliveira, Regiani, et al.,

Correlation of fungi and endotoxin with PM2.5 and meteorological parameters in atmosphere of Sao Paulo, Brazil. *Atmospheric Environment* 2011, 45 (13), 2277-2283.

- [219] Spilak, Michal Proctor; Madsen, Anne Mette; Knudsen, Sofie M, et al., Impact of dwelling characteristics on concentrations of bacteria, fungi, endotoxin and total inflammatory potential in settled dust. *Building Environment* 2015, 93, 64-71.
- [220] Wang, C.; Zhang, Z. W.; Liu, H., Microwave-induced release and degradation of airborne endotoxins from *Escherichia coli* bioaerosol. *Journal of Hazardous Materials* 2019, 366, 27-33.
- [221] Cheng, Kai-Chung; Park, Hye-Kyung; Tetteh, Afua O., et al., Mixing and sink effects of air purifiers on indoor PM2.5 concentrations: A pilot study of eight residential homes in Fresno, California. *Aerosol Science and Technology* 2016, 50 (8), 835-845.