

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.05.005

污泥发酵氮硫转化及同步脱硫脱氨生物除臭特性

卓 杨¹, 尹彩月¹, 周梦雨¹, 姜玉琦², 杨 扬³, 韩 芸¹

(1. 西安建筑科技大学 环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055; 2. 陕西环保油气工程
公司, 陕西 西安 710061; 3. 陕西环保集团商州生物科技有限公司, 陕西 商洛 726000)

摘 要: 城镇污水处理厂污泥好氧发酵过程中会产生大量臭气,其氮和硫浓度较低,具有不确定性、嗅阈值低、时段性等特征,目前的处理方法存在停留时间长、化学药剂需求量大等问题,臭气问题已经成为制约污泥好氧发酵工程规模化应用的重要因素。为此,分析了污泥好氧发酵过程中臭气的生成特性,并开展同步脱硫脱氨生物除臭强化试验。污泥好氧发酵过程中氨气及硫化氢的产量分别为7.0 g/kg和92.0 mg/kg(以干物质计),二者的最大生成速率分别为2 555、32.28 mg/d;好氧发酵过程的氮素流失占进料总氮的45.3%,主要存在于臭气(30.0%)及冷凝水(9.2%)中。与传统化学吸收-生物除臭工艺相比,同步脱硫脱氨工艺在空床停留时间为6.0 s时,脱硫率可由(63.4±25.5)%增至(70.9±16.9)%,这是由于氨气溶解使循环液pH由6.04±0.39增至8.50±0.49,强化了硫化物的解离过程,进而增加了硫化氢的吸收量。同时,在同步脱硫脱氨生物滴滤塔中还可去除(66.2±21.0)%的氨气,即在提升脱硫性能的同时,可降低化学吸收塔的药剂消耗。因此,采用同步脱硫脱氨工艺可有效提升氨气及硫化氢去除效率,降低污泥好氧发酵除臭系统的建设及运行成本。

关键词: 污泥; 好氧发酵; 生物除臭; 生物滴滤塔; 硫化氢; 氨气

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)05-0036-08

Characteristics of Nitrogen and Sulfur Conversion and Simultaneous Biological Sulfur, Ammonia and Odor Removal during Sludge Aerobic Fermentation

ZHUO Yang¹, YIN Cai-yue¹, ZHOU Meng-yu¹, JIANG Yu-qi², YANG Yang³,
HAN Yun¹

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 2. Shaanxi Environmental Protection Oil and Gas Engineering Company, Xi'an 710061, China; 3. Shaanxi Environmental Protection Group Shangzhou Biotechnology Co. Ltd., Shangluo 726000, China)

Abstract: A significant amount of odor is generated during the aerobic fermentation of sludge in municipal wastewater treatment plants. This odor exhibits characteristics such as low concentrations of nitrogen and sulfur compounds, unpredictability, low odor thresholds, and temporal variability. Current treatment methods face challenges including long retention time and high demand for chemical reagents. The odor issue has become a critical factor limiting the large-scale application of sludge aerobic

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52070153、52200175); 陕西省重点研发计划项目(一般项目-社会发展领域)(2023-YBSF-283); 陕西省秦创原“科学家+工程师”队伍建设项目(2022KXJ-136)

通信作者: 韩芸 E-mail: hanyun@xauat.edu.cn

fermentation projects. In this study, the odor generation characteristics of sludge during aerobic fermentation were systematically analyzed, and an experiment on biological deodorization including simultaneous sulfur and ammonia removal was conducted. During the process of sludge aerobic fermentation, the yields of ammonia and hydrogen sulfide were 7.0 g/kg and 92.0 mg/kg (on a dry weight basis), respectively, with their respective peak production rates reaching 2 555 mg/d and 32.28 mg/d; nitrogen loss accounted for 45.3% of the total nitrogen, with the majority being present in the form of odorous emissions (30.0%) and condensate (9.2%). Compared to the traditional chemical absorption-biological deodorization process, the desulfurization efficiency was enhanced from $(63.4 \pm 25.5)\%$ to $(70.9 \pm 16.9)\%$ when the empty bed retention time was set to 6.0 seconds. This improvement was attributed to the increase in the pH of the circulating liquid from 6.04 ± 0.39 to 8.50 ± 0.49 as a result of ammonia dissolution, which facilitated the dissociation of sulfide and consequently increased the amount of hydrogen sulfide absorbed. Simultaneously, the biotrickling filter could achieve an ammonia removal efficiency of $(66.2 \pm 21.0)\%$, thereby enhancing desulfurization performance while reducing the chemical consumption in the chemical absorption reactor. Consequently, the concurrent desulfurization and ammonia removal process can significantly enhance the removal efficiency of ammonia and hydrogen sulfide while reducing the construction and operational costs of sludge aerobic fermentation and deodorization system.

Key words: sludge; aerobic fermentation; biological deodorization; biotrickling filter; hydrogen sulfide; ammonia

好氧发酵作为一种可持续技术被广泛用于城镇污水处理厂的污泥处理中,在实现污泥稳定化、无害化的同时可达到资源化利用,具有理想的处理效果、经济效益及资源化回收效果^[1-2]。由于堆肥过程中微生物的新陈代谢作用,堆体中的有机物好氧分解以及高温期发酵速率提升,同时,氧气供给不均导致的局部厌氧现象,会产生成分复杂的发酵气体^[3](以下简称“臭气”)以及大量的水蒸气。好氧发酵产生的臭气具有不确定性、嗅阈值低、时段性等特征^[4],其组分多达 100 余种,主要由嗅阈值较低的挥发性无机物、含氮有机物、含硫有机物以及短链脂肪酸和嗅阈值较高的挥发性有机物(VOCs)等组成^[5],臭气污染问题已经成为制约污泥好氧发酵工程应用的重要因素^[6]。

目前污泥好氧发酵臭气处理主要采用化学吸收法、生物除臭法、光催化氧化法等^[7]。其中,生物除臭法适用于处理含有低浓度($<1 \text{ g/m}^3$)污染物的高流量(约 $1 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{h}$)臭气^[8],但受限于气液传质和生物氧化双重步骤,处理效果难以控制;化学吸收法运行稳定,但存在运行成本高、副产物需进一步控制等问题^[9]。污泥好氧发酵臭气具有高氨低硫化

氢含量的特性^[10],传统处理工艺为化学吸收-生物除臭法,优先控制含量较高的氨气,其中化学吸收采用酸性循环液对氨气进行控制,生物除臭采用微生物对硫化氢、VOCs 等进行代谢。目前,部分研究利用已知浓度的原料气经氮气稀释作为生物除臭气源,利用生物滴滤塔(BTF)净化臭气,探讨不同运行条件下生物滴滤塔对硫化氢的去除效果。而臭气中含有的氨及硫化氢具有同步被控制的潜力,采用同步脱硫脱氨控制污泥好氧发酵臭气的工艺特性仍需明确。

鉴于此,笔者以缩短生物除臭气体空床停留时间(EBRT)为目标,采用同步脱硫脱氨工艺,改变循环液 pH、强化脱硫效率并降低化学吸收负荷。在分析污泥好氧发酵过程中臭气生成特性的基础上,开展同步脱硫脱氨生物除臭试验,量化分析臭气中氮和硫同步生物脱除对除臭性能的强化效果,以期为我国城镇污水处理厂污泥的低成本、高效处理与处置提供技术参考。

1 材料与方法

1.1 污泥好氧发酵试验装置及原料

污泥好氧发酵小试系统由发酵装置、曝气装

置、气体收集装置、冷凝装置和恒温培养装置组成,如图1所示。发酵装置为304不锈钢长方体加盖箱,顶部与底部均开气孔,并在距底部5 cm处设置均匀布气板,箱体尺寸为 $L \times M \times H = 0.35 \text{ m} \times 0.30 \text{ m} \times 0.33 \text{ m}$ 。在发酵装置堆体中布设温度探头,监测堆体温度变化。曝气装置为连接有转子流量计的曝气泵,设置曝气量为 $4.5 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ 。气体收集装置为微型电磁气泵,抽气量为 $15 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ 。冷凝装置由冷凝管及冷凝水收集瓶组成,冷凝管中通入 4°C 冷凝循环水,水蒸气冷凝形成的冷凝水进入收集瓶中。恒温装置为恒温培养箱,箱内温度保持比堆体内部温度低 2°C 。

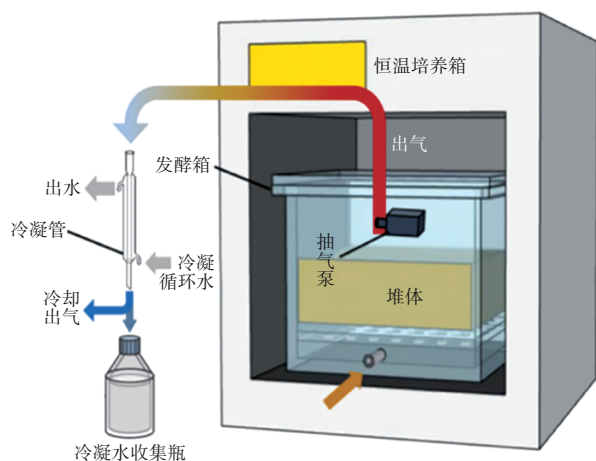


图1 好氧发酵及气体收集装置

Fig.1 Aerobic fermentation and gas collection device

污泥好氧发酵试验原料由西安市某污水处理厂脱水污泥(初沉污泥和剩余污泥的混合污泥,含水率为80%)、辅料(木屑)与返混料(取自汉中市某污水处理厂)按比例(质量比)混合而成。设置3组平行试验,各组进、出料特性如表1所示。

表1 进、出料特性

Tab.1 Characteristics of raw and treated materials

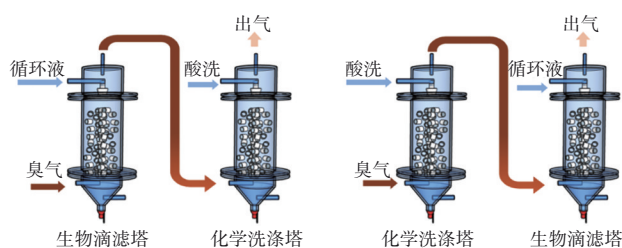
试验序号	污泥:返混料:辅料	体积/L	进料含水率/%	出料含水率/%	进料TN/(g·kg ⁻¹)	出料TN/(g·kg ⁻¹)
1	10:1.5:1.5	20	65.5	51.3	26.1	17.4
2	10:1.5:1.5	20	67.6	55.7	22.6	18.3
3	10:1.5:1.5	20	67.3	39.3	17.5	11.1

注: 进料和出料的TN含量以干物质计,下同。

1.2 生物滴滤塔除臭试验装置与材料

生物滴滤塔除臭试验装置如图2所示,包括生物滴滤塔反应器、循环液水箱、pH测定仪、硫化氢-

氨气双检测仪、气体流量计、循环液泵、曝气泵等。除臭系统包括生物滴滤塔和酸性化学洗涤塔,填料区总高度为25 cm、内径为5 cm、体积为0.5 L。试验采用串联进气的方式,气体由每段填料区底部进入、由塔顶部排出,循环液由顶部进入、由底部排出。同步脱硫脱氨工艺将化学洗涤塔置于生物滴滤塔后,如图2(a)所示;化学脱氨工艺将化学洗涤塔置于生物滴滤塔前,如图2(b)所示。生物滴滤塔和洗涤塔分别使用100 mL纯水和500 mL盐酸的纯水稀释液作为循环液,稀释浓度随好氧发酵臭气中氨气浓度的变化而分为两个阶段:0~10 d,稀释为(1+49)盐酸溶液;10~15 d,稀释为(1+99)盐酸溶液,每日更新一次。



a. 同步脱硫脱氨工艺

b. 传统除臭工艺

图2 生物除臭系统示意

Fig.2 Schematics of biological deodorization system

生物滴滤塔使用西安市某污水处理厂A²/O单元好氧池活性污泥作为接种污泥,经过筛、淘洗预处理后,连续供给营养液,同时添加 $\text{Na}_2\text{S} \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ 对硫化氧化微生物进行筛选与富集。营养液成分为:1 g/L的 K_2HPO_4 、0.5 g/L的 NaHCO_3 、0.05 g/L的 NH_4Cl 、0.225 g/L的 $\text{Na}_2\text{S} \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ 。富集培养后混合填料进行挂膜,置于生物滴滤塔中进行培养。气源为污泥好氧发酵经冷凝后的出气。

1.3 分析测定方法

常规指标如氨氮、硝态氮、亚硝态氮、硫化物、TS、MLVSS等均参照《水和废水监测分析方法》(第4版)进行测定;pH采用pHS-3C pH测定仪测定;硫化氢和氨气浓度采用硫化氢-氨气检测仪测定;含水率采用重量法测定;硫化菌活性的测定方法参考文献[11]。

2 结果与讨论

2.1 污泥好氧发酵堆体性质

参考工程中常采用的CTB(控制温度好氧生物发酵)工艺模式:静态鼓风供氧和动态翻抛的堆肥

方式^[12],进行污泥好氧发酵试验,以确保发酵过程的完整性。温度是衡量堆肥过程进度和评价堆肥产品质量的关键指标之一^[13],对3个试验组堆体中心及环境温度进行监测,结果如图3所示(3组平行试验的所有数据),当堆体中心温度下降至37℃并保持3 d以上则视为发酵完成^[14]。试验组堆体的适温期为第0~3天,高温期为第3~7天,腐熟期为第7~16天。试验组堆体在发酵第2天开始升温,在发酵第3~4天达到高温期(>55℃),并在高温期保持4~6 d,且最高温度可达到(68.8±1.1)℃。根据《生物质废物堆肥污染控制技术规范》(HJ 1266—2022)的规定,堆肥温度≥55℃的持续时间应在5 d以上、温度≥65℃的持续时间应在3 d以上,本次试验中堆体温度满足规范要求。

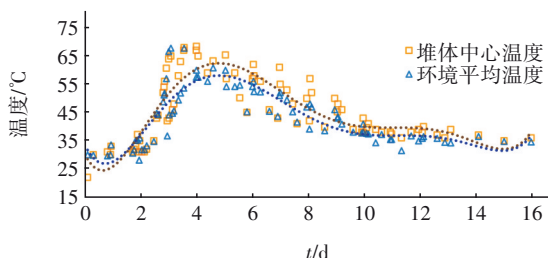


图3 污泥好氧发酵温度变化

Fig.3 Variation of temperature during sludge aerobic fermentation

为同时分析好氧发酵堆体的水分损失情况,对堆体含水率进行监测。3个试验组堆体的含水率均呈现出明显下降趋势,平均进料含水率为(66.8±1.2)%,发酵结束后,平均出料含水率为(48.8±8.5)%,含水率平均降低(18.0±7.3)%,好氧发酵进料干质量为(3.4±0.9) kg,堆体水分总损失为(1.3±0.3) kg/kg(以干物质计,下同),堆体的含水率变化符合常规好氧发酵变化特点。

2.2 污泥好氧发酵堆体的氮和硫损失特性

测定3个试验组发酵过程中氨气及硫化氢浓度的变化,结果如图4所示(数据为3组平行试验的平均值)。氨气浓度峰值出现在好氧发酵的第5~9天,其高浓度产生期主要集中在堆体达到55℃以上的高温期,峰值期的平均浓度为569.44 mg/m³,峰值期前、后的平均浓度分别为97.2、268.9 mg/m³。在氨气浓度峰值期,堆体内部嗜高温菌活跃,有机物降解速率加快^[15]。氨气主要由含氮物质的生物降解产生,包括蛋白质水解成肽和脱氨基两个过程。

在高pH和高温条件下,平衡向产生NH₃的方向移动,导致NH₃释放,产生的氨气浓度达到峰值。

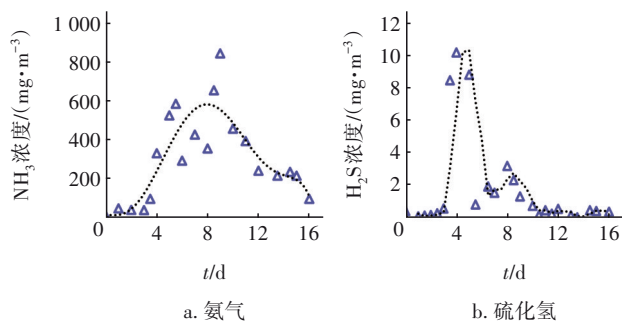


图4 臭气组分随好氧发酵时间的变化

Fig.4 Change in odor components with aerobic fermentation time

硫化氢浓度峰值分别出现在好氧发酵的第3~5天,其高浓度产生期主要集中在堆体温度升高速率最大的时期,峰值期的平均浓度为9.1 mg/m³。推测有机物降解速率在短时间内大幅升高,堆体内部耗氧速率大于供氧速率,加剧了堆体局部的厌氧反应进程,蛋白质分解产生的含硫氨基酸生成硫化氢^[16]。因此,臭气中氨气和硫化氢浓度峰值出现的时间有所差异。

为进一步明确发酵臭气中氨气和硫化氢的最大产量、最大生成速率和峰值出现时间,对3次平行试验中氮、硫组分累积释放量进行分析。在完整发酵周期内,氨气的累积释放量为7.0 g/kg,硫化氢的累积释放量为92.0 mg/kg。硫化氢和氨气主要产生于污泥中蛋白质分解过程,使用修正 Gompertz 方程对好氧发酵臭气中氨气和硫化氢累积生成量分别进行拟合,得到氨气和硫化氢的最大产量、最大生成速率和延滞期,如表2所示。由拟合结果可知,氨气的最大产量、最大生成速率和延滞期平均值分别为13 998 mg、2 555 mg/d、2.08 d,硫化氢的相应指标分别为64.80 mg、32.28 mg/d、0.20 d,氨气的日生成量峰值出现时间比硫化氢晚1~2 d,并且臭气中氨气和硫化氢的最大质量比为216:1。

冷凝水的性质是评价好氧发酵堆体的常用指标,其组分随好氧发酵过程的进行会发生较大的变化。为探究发酵过程中冷凝水产量和组分浓度随时间变化的特性,对3个平行试验组的冷凝水产生体积及其氨氮浓度进行监测,结果如图5所示(数据为3个平行试验组的平均值)。可知,冷凝水产量及其氨氮浓度均在适温期快速上升,并在高温期达到

峰值,随后逐渐降低。好氧发酵堆体体积为20 L,冷凝水产量在发酵第3天达到峰值,冷凝水日产量达到100 mL以上持续了6 d,这6 d的平均值为146.03 mL/d,即平均产量为42.9 mL/(kg·d)(以干物质计,下同)。完整发酵期内冷凝水的总产量为375.7 mL/kg,平均日产量为22.9 mL/(kg·d)。因此,好氧发酵堆体散失水分中的冷凝水比例为28.9%。

表2 氨气及硫化氢累积释放量拟合结果

Tab.2 Fitting results of accumulated concentrations of ammonia and hydrogen sulphide

项目	试验序号	最大产量/mg	最大生成速率/(mg·d ⁻¹)	延滞期/d	R ²
氨气	1	19 940	3 771	2.48	0.984 1
	2	12 530	2 003	2.41	0.988 3
	3	9 525	1 892	1.35	0.989 8
硫化氢	1	81.51	59.27	0.16	0.995 4
	2	84.64	—	0.08	0.975 7
	3	28.24	5.30	0.36	0.993 3

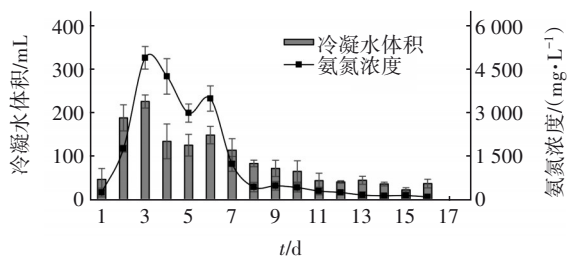


图5 好氧发酵过程中冷凝水产量及其氨氮浓度

Fig.5 Condensate yield and ammonia nitrogen concentration during aerobic fermentation

冷凝水中氨氮浓度在发酵第3~5天达到峰值,在3 500~6 000 mg/L之间,平均值为4 001 mg/L;完整发酵期内冷凝水的氨氮平均浓度为1 343 mg/L。

2.3 好氧发酵全周期的氮平衡分析

在发酵过程中,堆体内的氮素被微生物分解,由有机氮化合物转化为氨氮,其中硝化是加速氨氮转化为硝态氮、减少氨挥发关键步骤。由于硝化微生物对温度敏感,堆肥过程中高温会抑制其生长,导致堆肥高温阶段硝化作用较弱,使得高温期会释放大量氨气,造成氮损失。明确发酵过程各阶段臭气和冷凝水中的氨氮浓度及累积释放量,并对发酵过程的氮损失进行核算,以指导发酵过程的氮固定,同时应对臭气中氨气和冷凝水中氨氮的处理问题。为阐明好氧发酵过程中氮素转化规律及主

要损失途径,对好氧发酵全周期中氮素转化进行测定并分析,对发酵过程中氮素转化量进行表征,结果如图6所示。

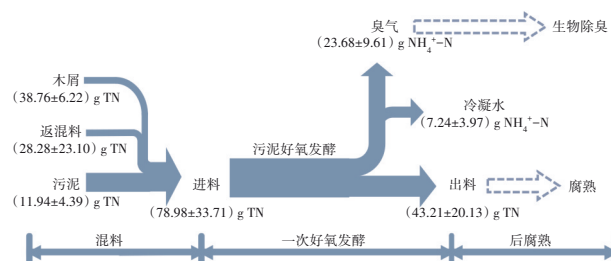


图6 好氧发酵过程中氮素转化示意

Fig.6 Nitrogen conversion during aerobic fermentation

经发酵出料的总氮浓度核算得出,好氧发酵过程中氮素流失占进料总氮的45.3%,这与赵秋等人^[17]的研究结果一致。堆体中的氮素主要以氨氮形式损失,发酵完成后,在微生物作用下,堆体内部分氮素由大分子有机物分解生成稳定的小分子有机氮,部分则被硝化生成硝态氮,出料中的总氮占进料总氮的54.7%,这是因为好氧发酵过程中微生物对蛋白质的脱氨基作用,使蛋白质等大分子有机物分解为易挥发的氨^[18]。在好氧发酵过程中,由于通风和翻堆等造成大量氨气挥发,进而导致堆体的氮损失^[19]。堆体中氮的损失形态主要为强制通风臭气中的氨气(30.0%)和进入冷凝水中的氨氮(9.2%)。

氮素是发酵产物的主要营养成分之一,应尽可能将其保留在堆体中,以保持发酵产物肥效,降低臭气对环境的影响,实现更理想的处理效果、经济效益及资源化回收效果。堆肥过程中对氮损失的控制可分为原位控制和异位控制,为了减少好氧发酵过程中的氮损失,研究人员对好氧发酵参数(例如pH、碳氮比、吸附材料、微生物、易降解碳源等)进行了相关研究^[20],但在最佳堆肥条件下通过改变工艺参数来减少氮损失的空间很小。多项研究表明,采用添加剂如木醋、苹果渣、膨润土、陶粒、镁盐等可有效减少堆肥过程中氨气的排放^[21]。

2.4 氨对生物同步脱硫脱氨过程的影响

为明确循环液pH对硫化氢去除的促进程度,以及此过程中氨的转化特性及转化比例,开展同步脱硫脱氨生物除臭试验。除臭使用的气源为小试规模好氧发酵过程中产生的臭气,采用同步脱硫脱氨生物除臭-化学吸收装置进行除臭效率分析。同

时设置对照组,即化学吸收-生物除臭工艺,该装置的特点是对臭气中氨气进行脱除后,仅进行生物脱硫过程。试验测定了每日同步脱硫脱氨生物除臭效率,并测定每日循环液 pH,以分析在同步脱硫脱氨过程中,臭气中氨气经溶解吸收后对循环液 pH 的提升情况。对同步脱硫脱氨和化学吸收两种工艺进出塔的氨气和硫化氢浓度以及循环液 pH 进行测定,同时分析脱氨率和脱硫率,结果如图 7 所示。采用同步脱硫脱氨工艺进行除臭,当氮和硫被同步处理时,对氨气的去除率为 $(66.2 \pm 21.0)\%$,氨气的吸收使循环液 pH 升高至 8.50 ± 0.49 ,而未吸收氨气的对照组 pH 降低为 6.04 ± 0.39 ,脱硫率分别为 $(70.9 \pm 16.9)\%$ 和 $(63.4 \pm 25.5)\%$ 。可见,在好氧发酵过程中,臭气中 $(66.2 \pm 21.0)\%$ 的氨气溶解使 pH 升高 2.46 ± 0.88 ,使得循环液呈碱性,有利于硫化物的气液传质,强化硫化物在循环液中的解离与吸收,增大硫化物反应底物浓度,从而有利于硫化氢的脱除^[22],脱硫率可提高 7.5%。

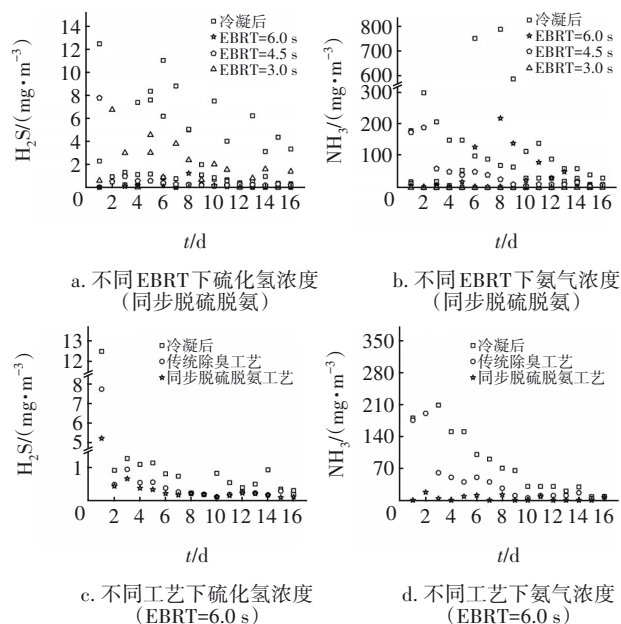


图 7 生物滴滤塔进出塔的氨气与硫化氢浓度

Fig.7 NH_3 and H_2S concentrations in inlet and outlet of biotrickling filter

在臭气进口浓度对脱臭率的影响特性方面,分析含有不同氨气和硫化氢浓度的臭气脱除率,进行浓度-脱除率拟合(忽略进口浓度为 0 的样本),结果如图 8 所示。脱氨率和脱硫率变化与进口氨气和硫化氢浓度变化的相关程度较低,这是因为氨气和硫化氢的进口浓度较低,均远低于生物除臭装置内循

环液的吸收平衡终点及更新频率,当硫化氢体积分数在 1×10^{-6} 以下时,硫化氢浓度和脱硫率无关。Zheng 等人^[23]认为当处理含低浓度硫化氢和氨气组分的臭气时,进气负荷较高的生物过滤器具有更高的去除能力。因此,推测同步脱硫脱氨对臭气的处理效率限制因素为气液传质阻力。

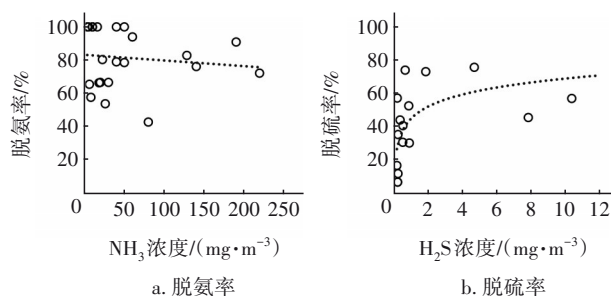


图 8 NH_3 和 H_2S 脱除率随组分浓度的变化

Fig.8 Variation of NH_3 and H_2S removal efficiencies under different inlet concentrations

EBRT 对生物滴滤塔的设计及运行极其重要,为此针对 EBRT 对脱臭效率的影响特性开展了 3 次完整的好氧发酵全周期试验,对发酵过程中每日硫化氢出气浓度及处理后出塔浓度进行测定,分析不同 EBRT 下的脱硫率。随着 EBRT 从 6.0 s 减少到 3.0 s,脱硫率呈现下降趋势,在 EBRT 为 6.0 s 时得到最大脱硫率即 $(70.9 \pm 16.9)\%$,当 EBRT 为 4.5、3.0 s 时,脱硫率分别为 $(54.7 \pm 21.7)\%$ 、 $(15.3 \pm 15.3)\%$,这与 Alinezhad 等人^[24]的研究结果相似。为使处理后硫化氢浓度达到《恶臭污染物排放标准》(GB 14554—93)规定的硫化氢排放限值 (7.92 kg/d) 要求,将这一数值核算至 $1000 \text{ m}^3/\text{d}$ 规模好氧发酵项目,臭气出量为 $15000 \text{ m}^3/\text{h}$,硫化氢出量为 16.08 kg/d ,则最低脱硫率需达到 50.7% 。当 EBRT 为 4.5 s 时,脱硫率为 $(54.7 \pm 21.7)\%$,因此在较低的 EBRT 条件下,采用生物滴滤塔同步脱硫脱氨可满足 GB 14554—93 要求,并可提高生物除臭装置的处理效率。

本研究以缩短生物除臭 EBRT 为目标,采用同步脱硫脱氨工艺改变生物滴滤塔内循环液 pH,可强化脱硫效率并降低化学吸收负荷。因此,对于具有风量、接触浓度低特点的城镇污水处理厂污泥好氧发酵臭气,通过硫化氢和氨气共处理的方式预先将 $(66.2 \pm 21.0)\%$ 的氨气溶解于循环液中,使 pH 提升 2.46 ± 0.88 ,强化硫化氢的溶解吸收和解离,可使

脱硫效率提升7.5%,具备节省传统除臭工艺(化学吸收-生物除臭)中化学吸收塔药剂的添加量,以及减小生物滴滤塔装置体积的潜力。

3 结论

① 城镇污水处理厂污泥好氧发酵过程中会产生大量臭气,其氮和硫浓度较低。在试验条件下,好氧发酵全周期中氨气产量为7.0 g/kg、硫化氢产量为92.0 mg/kg,堆体氮素流失占进料总氮的45.3%,流失形态主要为臭气中的氨气(30.0%)和冷凝水中的氨氮(9.2%)。

② 化学脱氨和同步脱硫脱氨两种工艺在EBRT为6.0 s工况下的脱硫率分别为(63.4±25.5)%和(70.9±16.9)%,采用同步脱硫脱氨生物除臭工艺可在脱除臭气中硫化氢的同时,实现部分氨气的去除,并使循环液呈碱性(pH为8.50±0.49),强化了硫化物的解离,有利于硫化氢的吸收,进而提高除臭效果。

③ 采用同步脱硫脱氨工艺处理好氧发酵臭气,当氨气和硫化氢被共处理时臭气中(66.2±21.0)%的氨气溶解于循环液中,使得循环液呈碱性,可有效降低化学洗涤塔的运行负荷,具有降低生物除臭系统建设及运行成本的潜力。

参考文献:

- [1] 郭广慧,陈同斌,雷梅,等. 污泥堆肥产物在农业利用中的潜力和问题[J]. 中国给水排水, 2016, 32(20): 34-38.
GUO Guanghui, CHEN Tongbin, LEI Mei, *et al.* Potentials and problems of sludge compost products in agricultural utilization[J]. China Water & Wastewater, 2016, 32(20): 34-38 (in Chinese).
- [2] 许谦,蒋才芳,何志健,等. 南宁市污泥处理处置工艺分析及展望[J]. 中国给水排水, 2023, 39(10): 31-37.
XU Qian, JIANG Caifang, HE Zhijian, *et al.* Analysis and prospect of urban sludge treatment and disposal process in Nanning City [J]. China Water & Wastewater, 2023, 39(10): 31-37 (in Chinese).
- [3] TOLEDO M, GUTIÉRREZ M C, PEÑA A, *et al.* Co-composting of chicken manure, alperujo, olive leaves/pruning and cereal straw at full-scale: compost quality assessment and odour emission[J]. Process Safety and Environmental Protection, 2020, 139: 362-370.
- [4] CHENG Z, SUN Z, ZHU S, *et al.* The identification and health risk assessment of odor emissions from waste landfilling and composting [J]. Science of the Total Environment, 2019, 649: 1038-1044.
- [5] CHUNG Y C. Evaluation of gas removal and bacterial community diversity in a biofilter developed to treat composting exhaust gases [J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, 144(1/2): 377-385.
- [6] FEILBERG A, LIU D, ADAMSEN A P S, *et al.* Odorant emissions from intensive pig production measured by online proton-transfer-reaction mass spectrometry[J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(15): 5894-5900.
- [7] VIKRANT K, KIM K H, SZULEJKO J E, *et al.* Bio-filters for the treatment of VOCs and odors: a review[J]. Asian Journal of Atmospheric Environment, 2017, 11(3): 139-152.
- [8] JABER M B, ANET B, AMRANE A, *et al.* Impact of nutrients supply and pH changes on the elimination of hydrogen sulfide, dimethyl disulfide and ethanethiol by biofiltration [J]. Chemical Engineering Journal, 2014, 258: 420-426.
- [9] 李水林. 生物滴滤与化学洗涤工艺在工业污水厂臭气治理中的应用[J]. 四川化工, 2020, 23(1): 50-53.
LI Shuilin. Application of biological drop filtration and chemical washing process in odour treatment of industrial sewage plant[J]. Sichuan Chemical Industry, 2020, 23(1): 50-53 (in Chinese).
- [10] CHEN L, LI W, ZHAO Y, *et al.* Effects of compound bacterial agent on gaseous emissions and compost maturity during sewage sludge composting [J]. Journal of Cleaner Production, 2022, 366: 133015.
- [11] 任家琦. 分段供氧低含硫沼气生物脱硫特性及影响因素研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2022: 18-20.
REN Jiaqi. Study on the Characteristics and Influencing Factors of Bio-desulfurization with Low Hydrogen-sulfide Biogas by Stage Oxygen Supply [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2022: 18-20 (in Chinese).
- [12] 蔡璐,陈同斌,高定,等. 采用CTB工艺提高污泥热值的工程实例研究[J]. 中国给水排水, 2010, 26(19): 103-105.
CAI Lu, CHEN Tongbin, GAO Ding, *et al.* Engineering case study on improvement of sludge

- calorific value by CTB technology [J]. *China Water & Wastewater*, 2010, 26(19): 103–105 (in Chinese).
- [13] 弓凤莲, 杨义, 于淑婷, 等. 市政污泥堆肥过程参数变化及腐熟度综合评价[J]. *中国给水排水*, 2014, 30(21): 128–131.
- GONG Fenglian, YANG Yi, YU Shuting, *et al.* Parameter change and comprehensive evaluation of maturity during municipal sewage sludge composting process [J]. *China Water & Wastewater*, 2014, 30(21): 128–131 (in Chinese).
- [14] GEA T, ARTOLA A, SORT X, *et al.* Composting of residuals produced in the Catalan wine industry [J]. *Compost Science & Utilization*, 2005, 13(3): 168–174.
- [15] 张健, 赵媛. 污泥堆肥动力学分析及工程启示[J]. *中国给水排水*, 2012, 28(4): 6–10.
- ZHANG Jian, ZHAO Yuan. Kinetic analysis of sludge composting and engineering inspiration [J]. *China Water & Wastewater*, 2012, 28(4): 6–10 (in Chinese).
- [16] CHENG K K, WU J, LIN Z N, *et al.* Aerobic and sequential anaerobic fermentation to produce xylitol and ethanol using non-detoxified acid pretreated corn cob [J]. *Biotechnology for Biofuels*, 2014, 7(1): 1–9.
- [17] 赵秋, 鲍艳宇. 堆肥过程中氮素损失的控制[J]. *中国农学通报*, 2007, 23(7): 375–378.
- ZHAO Qiu, BAO Yanyu. The nitrogen loss and control methods during composting [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2007, 23(7): 375–378 (in Chinese).
- [18] 郑国砥, 高定, 陈同斌, 等. 污泥堆肥过程中氮素损失和氨气释放的动态与调控[J]. *中国给水排水*, 2009, 25(11): 121–124.
- ZHENG Guodi, GAO Ding, CHEN Tongbin, *et al.* Changes of nitrogen loss and ammonia emission during composting of municipal sludge and their control [J]. *China Water & Wastewater*, 2009, 25(11): 121–124 (in Chinese).
- [19] 由明超. 城市污泥好氧堆肥过程中多环芳烃的去除研究[D]. 沈阳: 沈阳大学, 2022: 28–30.
- YOU Mingchao. Removal of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Aerobic Composting of Municipal Sludge[D]. Shenyang: Shenyang University, 2022: 28–30 (in Chinese).
- [20] 曹云, 黄红英, 吴华山, 等. 猪粪稻秸超高温预处理促进后续堆肥腐殖化条件优化[J]. *中国环境科学*, 2019, 39(5): 2055–2062.
- CAO Yun, HUANG Hongying, WU Huashan, *et al.* Optimization of conditions for promotion of humic substance formation during subsequent composting with hythermal pretreatment for pig manure and rice straw [J]. *Chinese Environmental Science*, 2019, 39(5): 2055–2062 (in Chinese).
- [21] 葛启隆, 王国英, 侯瑞, 等. 添加剂对污泥堆肥过程中气体排放和酶活性的影响[J]. *中国环境科学*, 2023, 43(11): 5873–5883.
- GE Qilong, WANG Guoying, HOU Rui, *et al.* Effects of the additives on gas emission and enzyme activities during sludge composting [J]. *Chinese Environmental Science*, 2023, 43(11): 5873–5883 (in Chinese).
- [22] 陈益清, 谢乐, 蔡旺锋, 等. 生物滴滤塔净化含 H_2S 和 NH_3 臭气的中试研究[J]. *中国给水排水*, 2014, 30(11): 29–33.
- CHEN Yiqing, XIE Le, CAI Wangfeng, *et al.* A pilot-scale study of biotrickling filter for purifying odorous gases containing H_2S and NH_3 [J]. *China Water & Wastewater*, 2014, 30(11): 29–33 (in Chinese).
- [23] ZHENG T, LI L, CHAI F, *et al.* Factors impacting the performance and microbial populations of three biofilters for co-treatment of H_2S and NH_3 in a domestic waste landfill site [J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2021, 149: 410–421.
- [24] ALINEZHAD E, HAGHIGHI M, RAHMANI F, *et al.* Technical and economic investigation of chemical scrubber and bio-filtration in removal of H_2S and NH_3 from wastewater treatment plant [J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 241: 32–43.

作者简介: 卓杨(1988–), 男, 陕西西安人, 博士, 讲师, 主要研究方向为污泥处理与处置。

E-mail: zhuoyang@xauat.edu.cn

收稿日期: 2024-01-08

修回日期: 2024-03-05

(编辑: 刘贵春)