

超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔处理含铍废气研究

凡思军 吴磊 刘忠英 姚剑 马继飞 李玉兰 侯惠奇 谢雷东 陈堃

(中国科学院上海应用物理研究所 嘉定园区 上海 201800)

摘要 采用超声波雾化除尘技术,研制了最大处理风量为 $300 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ 的超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔含铍废气处理样机,按照国家标准方法对超声波增湿撞击流泡沫塔的进、出气口进行采样,使用电感耦合等离子谱仪对其除铍性能的影响因素进行了研究。结果表明,雾化加湿量的增加有利于除铍效率的提高,但同时也使净化后气体的绝对湿度增加;超声波加湿器安装在距离塔体 3 m 以上方能最大限度地提高除铍效率;当颗粒物粒径在 $0.4 \mu\text{m}$ 以上时,除铍效率较高,而在 $0.4 \mu\text{m}$ 以下时,除铍效率显著降低;除铍效率随进气口初始铍浓度而增加;气体流速的增加有利于提高除铍效率,但气体流速过高将导致净化后气体绝对湿度显著增加,最佳气体流速为 $12 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 。当气体流速为 $12 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 时,最佳塔内水位为 40 cm。研究结果为超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔在钍基熔盐堆(Thorium Molten Salt Reactor, TMSR)核能系统项目含铍废气上的应用提供了实验依据。

关键词 超声波增湿, 泡沫捕捉, 除铍效率, 绝对湿度, 粒径

中图分类号 TL426

DOI: 10.11889/j.0253-3219.2016.hjs.39.010604

Purification of Be-containing offgas by ultrasonic atomization-impinging stream foam tower

FAN Sijun WU Lei LIU Zhongying YAO Jian MA Jifei LI Yulan

HOU Huiqi XIE Leidong CHEN Kun

(Shanghai Institute of Applied Physics, Chinese Academy of Sciences, Jiading Campus, Shanghai 201800, China)

Abstract Background: LiF-BeF₂ is used as coolants for Thorium Molten Salt Reactor (TMSR). The offgas from TMSR containing beryllium which is harmful to both human health and the environment must be purified before being discharged. **Purpose:** A new type wet duster-ultrasonic atomization-impinging stream foam tower was developed. **Methods:** The beryllium removal properties were investigated by sampling according to national standards. The increase of atomization amount is helpful for improving beryllium removal efficiency. **Results:** In order to control the absolute humidity offgas after purification, the optimal atomization amount is set at $80 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$. The ultrasonic humidifier should be installed 3 m away from the foam tower. Particles with diameter bigger than $0.4 \mu\text{m}$ can be removed effectively. The beryllium removal efficiency of offgas increases with the initial beryllium concentration and the offgas velocity which is optimized at $12 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. The optimal water level in the tower is 40 cm when the offgas velocity is $12 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. **Conclusion:** The results indicate that ultrasonic atomization-impinging stream foam tower is suitable for purifying offgas containing beryllium in TMSR.

Key words Ultrasonic atomization, Foam capture, Beryllium removal efficiency, Absolute humidity, Particle size

中国科学院战略先导专项(No.XDA02020400)资助

第一作者: 凡思军, 男, 1976 年出生, 2012 年于中国科学院上海光学精密与机械研究所获博士学位

通信作者: 李玉兰, E-mail: lyl@sinap.ac.cn

Supported by the Strategic Priority Research Program of the Chinese Academy of Sciences (No.XDA02020400)

First author: FAN Sijun, male, born in 1976, graduated from Shanghai Institute of Optics and Fine Mechanics, Chinese Academy of Sciences with a doctor's degree in 2012

Corresponding author: LI Yulan, E-mail: lyl@sinap.ac.cn

收稿日期: 2015-10-08, 修回日期: 2015-11-02

钍基熔盐堆(Thorium Molten Salt Reactor, TMSR)核能系统项目是中国科学院先导科技专项之一,其战略目标是研发第四代裂变反应堆核能系统(TMSR 核能系统)^[1-4]。与其他反应堆相比,TMSR在固有安全性、放射性废物处理、中子经济性和防核扩散等方面具有显著优势。TMSR选用LiF-BeF₂作为一回路冷却盐,其具有中子吸收截面小、高温稳定性好、高导热率、高比热、高沸点、低饱和蒸汽压和粘度等诸多优点^[5-7]。然而,Be元素具有很强的毒性,且铍中毒的潜伏期很长,很难治愈,故国家在有关含铍废气排放、含铍废水排放及工作场所职业接触限值等方面都有严格的规定^[8-10]。因而,在BeF₂的合成、LiF-BeF₂的制备以及熔盐堆运行过程中必须有可靠的含铍废气净化处理设备,对含铍废气进行有效处理,保证工作人员及周边环境安全,方能保证熔盐生产顺利进行以及TMSR反应堆正常运行。

废气除尘设备主要有4类^[11]:机械式除尘设备、电除尘设备、过滤式除尘设备和湿式洗涤除尘设备。这些除尘设备中,袋式过滤设备的除尘效率最高,可达99.99%。但这类除尘设备易堵塞,处理气速不宜过高,若用此类除尘设备处理含铍废气,设备清灰时的二次扬尘严重威胁工作人员的健康。因此,含铍废气处理宜用湿法处理技术,将含铍废气转化为较安全、易于处理的含铍废水。

湿法处理含尘废气的效率一般较低,效率最高的文丘里除尘器也只有95%的除尘效率^[11],而含铍废气处理后排放标准为12 μg·m⁻³^[8],湿法除尘无法满足含铍废气的排放要求。另一方面,一般湿法处理含尘废气排放废气的含水量较高,对于含可溶性铍化合物的含铍废气,带水量大也导致排放废气中的铍含量偏高。水口山六厂和美国布拉什威尔曼公司^[12]采用干法处理和湿法处理相结合的方法,来处理铍冶炼过程中的含铍废气。这些含铍废气处理方法同样存在干法清灰困难和湿法除尘效率不够的缺点。TMSR熔盐生产及堆运行过程中产生的废气具有含铍颗粒物质质量轻、粒径小、易溶于水等特点,普通的湿式除尘器不能满足TMSR含铍废气的高除尘效率要求和净化后废气低带水量要求。因此,必须开发集成多种技术的新型含铍废气处理设备,方能实现TMSR含铍废气的达标排放。

超声波雾化除尘技术,利用蒸汽相变团聚原理来促进颗粒物在饱和水蒸气中长大而沉降^[13]。随着颗粒物在过饱和蒸汽环境中停留时间的延长,颗粒物粒径范围迅速变窄,颗粒物由初始条件下的多分散分布的微粒,转变为单分散分布的粒径较大的含

尘液滴,粒径较大的液滴因重力沉降作用从气体中分离出去。

传统的泡沫除尘技术是气流自下而上通过筛板上的水层,由控制通过筛板的气流速度来控制筛板上形成的泡沫层。气流连续通过时,部分颗粒物被筛板过滤,筛板上的泡沫不断破裂、合并、生成,在这过程中颗粒物被不断更新的泡沫捕捉,并可通过调整筛板孔径和孔隙率来提高呼吸性粉尘的去除效率^[14]。

丝网除雾是较有效的除雾方式,它是根据实际工况需要用金属丝或者工程塑料丝编织而成。其除雾过程为:夹带在气相中的水滴在经过丝网时,碰到丝网的金属(或有机材料)丝上,被粘附下来,随着吸附雾滴的不断增多,小雾滴聚集成大雾滴,最后在重力的作用下掉落下来。在雾滴掉落过程中,同时吸附气体中的小雾滴,最后掉落到除尘器的底部循环水中。在实际的应用中,大量的掉落雾滴也有利于吸附小雾滴,故丝网的实际除雾效果要好于丝网的理论除雾效果^[14-16]。丝网除雾效率的影响因素通常包括气体流速、丝网厚度、液滴粒径、比表面积等^[17-23]。

经过大量的实验和理论分析,我们将超声波增湿技术、泡沫捕捉技术、丝网除水技术有机集成,并革新了形成泡沫的关键部位微孔网板,研制了超声波增湿泡沫捕捉塔含铍废气处理系统样机(图1)。本文探讨超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔的除尘效率和气体净化后的含水量的影响因素。

1 超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔除尘原理

超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔以水为液相捕捉介质,采用雾化增湿除尘、撞击除尘、泡沫捕捉粉尘以及微孔网板除水的复合型原理,对废气进行除尘、除水、净化处理。其除尘、除水过程如下:

待处理气体经管路向塔内流动,在经过超声波雾化加湿器时,主要通过三种方式除去粉尘^[24]:

(1) 根据空气动力学原理,含尘气流绕过雾滴时,尘粒由于惯性会从绕流的气流中偏离而与雾滴相撞被捕捉,即通过粉尘粒子与液滴的惯性碰撞、拦截以及凝聚、扩散等作用实现捕捉,捕捉几率与雾滴直径与粉尘受力情况有关。雾化加湿器产生的一定粒径分布的雾滴,粉尘与之混合,使气体蒸汽压达到饱和。

(2) “云”物理学原理。由于超声雾化的雾滴微细,部分雾滴会在空气中迅速蒸发,使得局部密闭的捕尘空间中空气的相对湿度很快达到饱和,饱和后的水蒸气以尘粒为核凝聚形成“云”,并进一步

增大成为“雨”落下来。这种机理对抑制亚微米及微米级的粉尘特别有效。

(3) 斯蒂芬流的输送机理, 在喷雾区内, 液滴迅速蒸发时, 必然会在液滴附近区域内产生蒸汽组

分的浓度梯度, 形成由液滴向外流动扩散的斯蒂芬流, 因此, 悬浮于喷雾区中的“呼吸性粉尘”颗粒, 必然会在斯蒂芬流的输送作用下运动, 最后接触并粘附在凝结液滴上被湿润捕集。

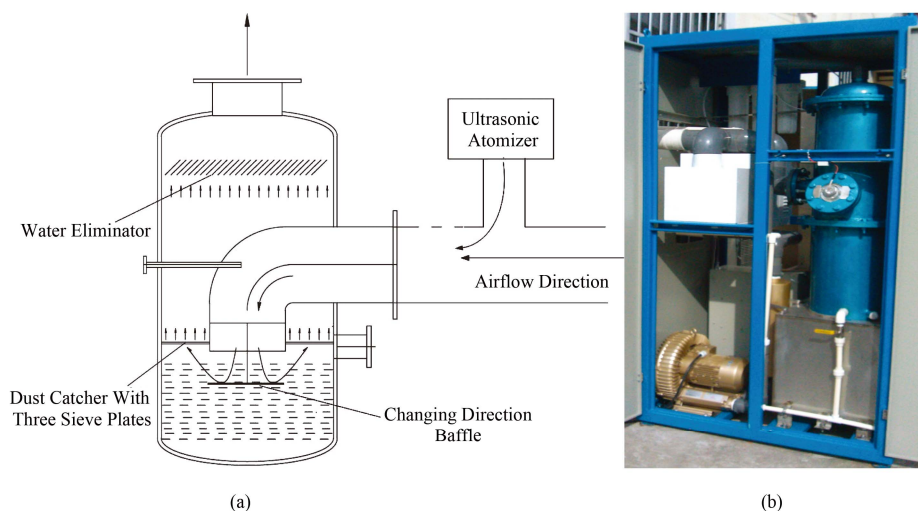


图1 超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔 (a) 示意图, (b) 300 m³·h⁻¹ 样机
Fig.1 Schematics (a) and prototype (b) of ultrasonic atomization-impinging stream foam tower.

加湿气体进入塔内后, 经塔内弯头导向, 以一定速度向下冲击塔内变向挡板, 变向撞击周围的水, 形成撞击区, 撞击区内湍动强烈, 气液两相间相对速度高。废气中携带的颗粒物在撞击面的气液两相间做复渗透振荡。振幅在两相阻力作用下逐渐减小, 颗粒的轴向速度逐渐消失, 最后离开撞击区, 停留在水中。

随后气体折返向上穿过微孔网盘。微孔网盘分为三层, 每层孔径不同, 以控制过网气速。水相在微孔网盘上呈运动着的泡沫状态, 气体过网速度逐层提高, 泡沫表面气液两相间湍流程度高, 气液间接触面积大且在不断更新, 传质作用被加强。废气中的颗粒物与液相充分接触, 经惯性碰撞、截留和布朗扩散作用被水滴捕捉进入水相中被除去。

气体中的雾滴在穿过微孔网盘与液相不断作用过程中, 易携带微小水滴, 因此在设备顶部设置微孔网盘作为除水器, 雾滴在通过除水微孔网盘时因多次撞击减速, 轴向速度很快降为零, 被截留除去。

超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔内, 液相通过循环水箱持续进水和溢流, 被捕捉颗粒物随溢流水进入循环水箱中, 水箱内设置折流结构, 颗粒物沉淀和油类物漂浮而被分离除去, 净化后的水进入水膜除尘器内回用。超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔底部设置有排污口, 塔底累积的颗粒物可定期通过排污口置换排出。

2 实验方法

2.1 气体采样方法

根据 GB/T16157《固定污染源排气中颗粒物的测定与气态污染物采样方法》^[25], 采样位置选择在垂直管道段, 避开弯头和断面急剧变化的部位。其位置选择在距离弯头、阀门、变径管下游方向不小于 6 倍直径处, 或距上游部件不小于 3 倍管径处。本实验中, 排气管直径为 160 mm, 取管道中心作为采样点。遵循等速采样原则使用青岛崂应 3012H 型烟尘采样仪、芬兰 Dekati 公司的低压冲击器(Dekati Low Pressure Impactor, DLPI)和静电低压冲击器(Electrical Low Pressure Impactor, ELPI)进行采样。实验中处理气体为某铍陶瓷厂实验室空气和喷雾干燥塔附近含铍气体。

2.2 滤膜消解分析及浓度计算

滤膜的消解分析按照 HJ657-2013《固定源废气铍的测定电感耦合等离子体谱法》^[26]测定。进气口和出气口废气中的铍含量按照式(1)计算:

$$\omega_i = (C_i \times V_i - C_0 \times V_0) / 1\,000V \quad (1)$$

式中: ω_i 为样品 i 测试数据经计算得到的空气或废气中的铍含量, $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; C_i 为电感耦合等离子质谱仪(Inductively coupled plasma mass spectrometry,

ICP-MS)测得的样品 i 溶液中铍的浓度, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; V_i 为样品 i 的溶液定容体积, mL ; C_0 为 ICP-MS 测得的空白样品溶液中铍的浓度, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; V_0 为空白样品溶液的定容体积, mL ; V 为该次实验所采集的空气或废气在标准状态下的干体积, m^3 。

铍颗粒物的去除效率 η 按式(2)计算:

$$\eta = \frac{\omega_1 - \omega_2}{\omega_1} \times 100\% \quad (2)$$

式中: ω_1 为进气口铍的体积浓度; ω_2 为出气口铍的体积浓度。

2.3 气体绝对湿度的测定

废气含水量指标采用 GB11605-2005《湿度测量方法》^[27]中的重量法测量。利用五氧化二磷吸收管吸收所排废气中的水。吸收水汽前后的五氧化二磷采用精密天平称取质量, 二者的差值即为所吸收水汽的质量。同时测量通过吸收管的气体体积, 来计算气体中的水含量。同时测量通过吸收管的气体体积, 来计算气体中的绝对湿度 H_a (Absolute Humidity):

$$H_a = (M_2 - M_1) / V \quad (3)$$

式中: M_1 与 M_2 分别为采样前后的 U 型管质量, g ; V 为采样体积, m^3 。

3 结果与讨论

3.1 超声波雾化加湿对除铍效率的影响

3.1.1 雾化量对除铍效率的影响

在室温条件下, 处理气体含铍浓度为 $0.08\text{--}0.10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 进口气体流量为 $250 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-3}$, 超声波加湿器安装在泡沫塔进气管路 3 m 处, 雾化量为 $0 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 、 $40 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 、 $60 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 、 $80 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 、 $100 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 时的除尘效率见图 2。超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔的除尘效率随雾化量增加, 但当雾化量逐步变大时, 除尘效率的增速趋缓。在没有雾化加湿的情况下, 超声波增湿泡沫捕捉塔的除铍效率仅为 62.2% , 而当雾化量达到 $100 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 时, 其除铍效率能达到 92.2% 。这表明雾化加湿有助于除铍效率的提高。

为研究雾化量的增加对处理后废气带水量的影响, 测量了废气中绝对湿度对雾化量的变化关系。实验时, 温度为 10°C , 实验室内空气的绝对湿度为 $5.65 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$, 雾化量为 $0 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 、 $40 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 、 $60 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 、 $80 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 、 $100 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 。在未开

启超声波增湿的情况下, 含铍空气经超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔净化处理后, 空气的绝对湿度由 $5.65 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ 增加到 $6.2 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$, 这表明, 经超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔净化处理后, 含铍气体的含水量稍有增加。泡沫捕捉塔运行参数保持不变, 开启超声波加湿器, 测量不同雾化量下的出气口气体的绝对湿度, 所得结果表明(图 3), 出气口气体绝对湿度随雾化量增加, 当雾化量为 $80 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 时, 出气口的绝对湿度接近该温度下饱和蒸汽压下的绝对湿度; 雾化量为 $100 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 时, 出气口气体的绝对湿度达 $9.85 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$, 超出该温度下饱和蒸汽压下的绝对湿度。考虑到 TMSR 的含铍废气中含有可溶性的铍化合物, 部分溶解了铍的水被气体夹带出来, 导致除铍效率的降低。故在调节雾化量时应和除铍效率结合起来考虑。

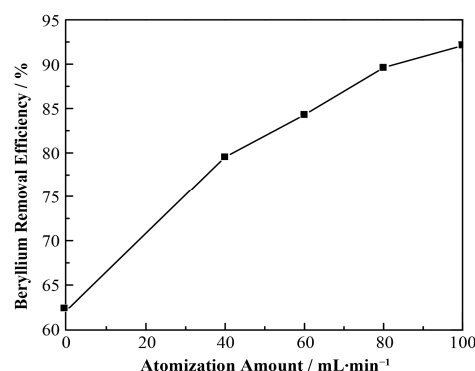


图 2 超声波增湿雾化量和除铍效率的关系
Fig.2 Beryllium removal efficiency as a function of atomization amount.

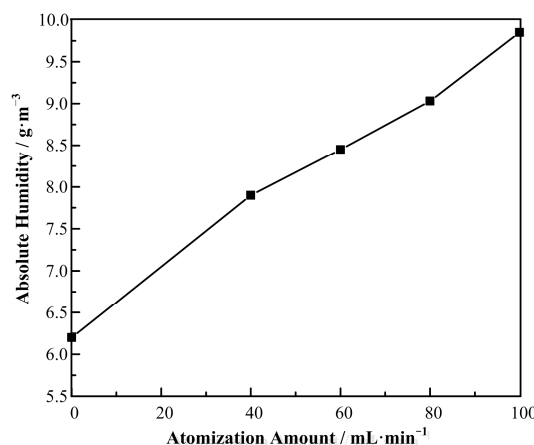


图 3 超声波增湿雾化量和净化后气体绝对湿度的关系
Fig.3 Absolute humidity of purified offgas as a function of atomization amount.

3.1.2 超声波加湿器的安装位置对除铍效率的影响

超声波加湿器的安装位置会影响水雾与气体中颗粒物的相互作用, 安装位置离泡沫捕捉塔太近, 则水雾来不及与颗粒物作用, 含铍颗粒物空气就进

入塔里，超声波雾化加湿却起不到应有的辅助除尘效果。

我们研究了超声波加湿器的安装位置对除铍效率的影响，以选定合适的超声波加湿器安装位置。实验中，空气中铍浓度 $0.10\text{--}0.12\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ，气体流速 $12\ \text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ，泡沫捕捉塔入口距泡沫塔有效除尘区 $0.5\ \text{m}$ ，超声波加湿器安装位置为距入口 $2\ \text{m}$ 、 $3\ \text{m}$ 、 $4\ \text{m}$ 时，在出气口进行颗粒物采样，消解分析后的去除效率见图 4。当超声波加湿器安装在进气口附近时，铍的去除效率仅为 75.1% ；安装位置为 $2\ \text{m}$ ，铍的去除效率升至 88.3% ，安装位置距塔入口 $3\ \text{m}$ ，铍的去除效率达 91% ，距离为 $4\ \text{m}$ 时铍的去除效率变化不大，这说明本实验中泡沫捕捉塔的超声波加湿器安装位置在 $3\ \text{m}$ 左右即能实现对废气的有效加湿，超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔能够实现最优的铍去除效率。

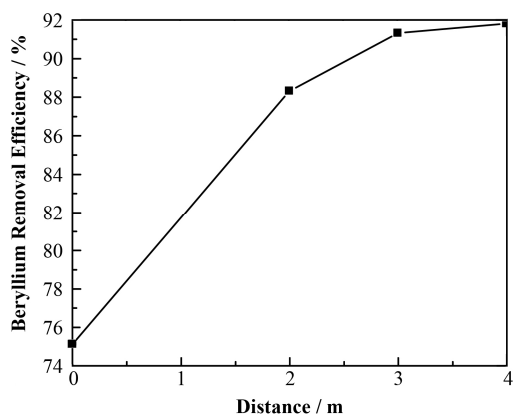


图 4 超声波加湿器安装位置对除铍效率的影响
Fig.4 Effect of installation position of ultrasonic humidifier on beryllium removal efficiency.

3.2 含铍颗粒物粒径对除铍效率的影响

颗粒物的空气动力学粒径对超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔除尘效率有很大的影响。粒径较大者的收集效果高于小颗粒物。进入超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔的尘粒较大，则去除效率可很高；反之，则去除效率较小。为准确衡量超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔的对不同粒径含铍颗粒物的去除效果，用分级除铍效率来表征含铍颗粒物粒径对增湿撞击流泡沫捕捉塔效率的影响。

图 5 为初始铍浓度在 $0.51\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 、气体流速在 $12\ \text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ 、超声波加湿器安装在进气管路上距塔入口 $3\ \text{m}$ 处时，使用芬兰 Dekati 公司的 DLPI 和 ELPI 多级采样仪分别对设备的进气口气体和出气口的净化后气体进行颗粒物采样，微波消解后使用 ICP 分析超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔的分级除铍效率。由

图 5 可以看出，超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔的分级除尘效率和粒径呈指数关系变化。其中 $0.108\ \mu\text{m}$ 以下的颗粒物去除效率仅在 10% 左右，随着颗粒物粒径的增大，铍去除效率也不断增大，当颗粒物粒径从 $0.108\ \mu\text{m}$ 变化到 $0.65\ \mu\text{m}$ 时，分级效率急剧上升。当铍颗粒物粒径达到 $0.65\ \mu\text{m}$ 以上时，铍去除效率趋于平稳，去除效率达到 95% 以上。 $0.26\ \mu\text{m}$ 以上的颗粒物的去除效率也能达 60% 以上， $0.4\ \mu\text{m}$ 以上的颗粒物能达 82% 以上，说明超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔对细颗粒物也有比较好的去除效果。

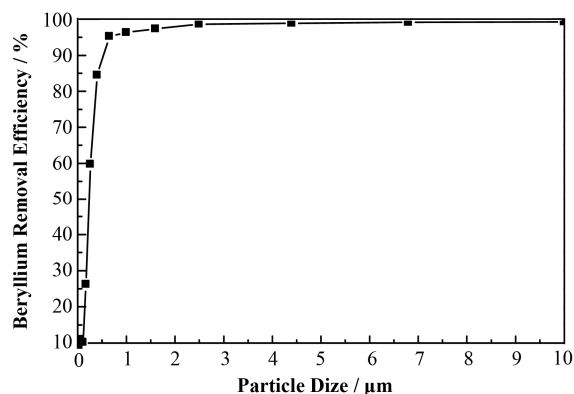


图 5 初始铍浓度为 $0.51\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 时的分级除铍效率
Fig.5 Classification efficiency of beryllium removal at the initial beryllium concentration of $0.51\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

3.3 含铍颗粒物浓度对除铍效率的影响

当烟气流速 $12\ \text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ 、超声波加湿器安装在进气管路上距塔入口 $3\ \text{m}$ 处，采用不同含铍浓度的空气作进气，用 DLPI 和 ELPI 多级采样仪分别对进气口气体和出气口的净化气体进行颗粒物采样，消解后使用 ICP 测试进气口和出气口的铍浓度，计算超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔的除铍效率。在本实验中，5 次采样的空气中铍的总浓度分别为 $0.04\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 、 $0.08\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 、 $0.10\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 、 $0.15\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 、 $0.51\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 。

图 6 为含铍颗粒物浓度对超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔除铍效率的影响曲线。在低浓度区域 $0.04\text{--}0.1\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ，去除效率在 $87\%\text{--}89\%$ 。而在含铍颗粒物浓度达到 $0.51\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 时，去除效率能达到 95.3% 。当含铍颗粒物浓度增大时，颗粒物与颗粒物之间的碰撞凝并几率增加，大颗粒物凝并沉降，小颗粒物凝并后粒径变大而更易除去。另一方面，含铍颗粒物浓度增加，也有利于含铍颗粒物和超声波加湿器产生的雾滴之间的凝并，使得含铍颗粒物更容易除去。故当含铍颗粒物初始浓度增加时，超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔的总除铍效率增加。

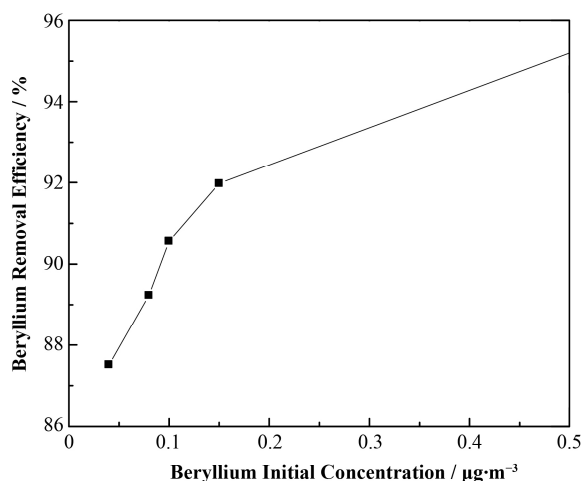


图6 铍初始浓度对超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔除铍效率的影响

Fig.6 Influence of initial beryllium concentration on beryllium removal efficiency.

3.4 气体流速对除铍效率、净化后气体绝对湿度的影响

图7为初始铍浓度 $0.5\sim 0.8\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 时气体流速对铍去除效率和净化后气体绝对湿度的影响。超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔除尘过程主要为雾化增湿除尘、撞击除尘和泡沫除尘, 气体流速发生变化, 则这三种除尘过程的除尘效率均受影响。图7表明, 超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔的除尘效率随气体流速增加, 但当流速达 $9\ \text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ 以上, 气体除铍效率增长趋缓。净化后气体的绝对湿度随气体流速快速增加。气体流速对该设备的三个除尘过程的除尘效率有着不同的影响。气体流速增加, 气体中颗粒物未被加湿即进入泡沫捕捉塔中, 进入后续的除尘过程, 因此气体流速增加将降低雾化增湿除尘效率。对于撞击除尘, 气体流速增加后, 气体中的颗粒物由于惯性作用增强, 运动方向难于改变, 直接撞击水而被除去, 故气体流速的增加有利于撞击过程除尘。超声波增湿泡沫捕捉塔的微孔网板上的泡沫层的形成状态决定了泡沫除尘效率^[28]。当气体流速增加时, 泡沫层的高度增加, 使尘粒和捕捉介质间的接触面积增加, 从而使除尘效率增加。但是, 整体而言, 一定范围内增加气体流速, 有利于除铍效率的提高。但当气体流速过大时, 会发生泡沫飞溅现象, 泡沫层的高度降低, 不利于颗粒物的去除。由图7, 气体流速为 $12\ \text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ 以上, 含铍颗粒物的去除效率变化不大, 而泡沫捕捉塔的净化后气体的绝对湿度迅速增加, 同时, 由于气体中带水量的增加, 水中溶解部分铍化合物, 影响超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔的铍去除效率。

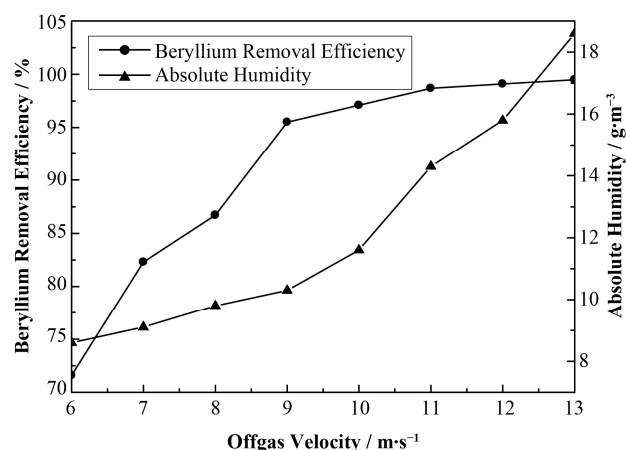


图7 气体流速对铍去除效率和净化后废气绝对湿度的影响

Fig.7 Influence of offgas velocity on beryllium removal efficiency and absolute humidity.

3.5 塔内水位对除铍效率、净化后气体绝对湿度的影响

液气比是影响湿式除尘器除尘效率的一个重要因素^[29-30]。在气体流速保持不变的情况下, 影响超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔的液气比的是塔内水位。图8为初始铍浓度 $0.65\sim 0.90\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 、气体流速 $12\ \text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ 时塔内水位变化对设备除铍效率和净化后气体绝对湿度的影响。

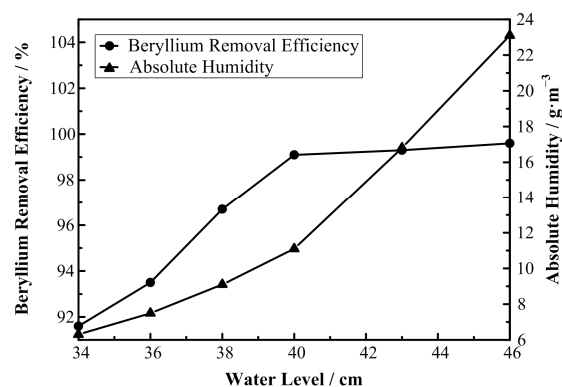


图8 水位高度对铍去除效率和净化后废气绝对湿度的影响

Fig.8 Influence of water level on beryllium removal efficiency and absolute humidity.

图8表明, 当塔内水位增加时, 设备的除铍效率增加, 而当塔内水位达到 $40\ \text{cm}$ 时, 除铍效率增长趋缓。当塔内水位增加时, 微孔网板上泡沫层的高度增加, 小水滴的数量增加, 气液的接触面积增大, 气液接触更为充分, 从而使设备的除铍效率增加。而当进一步升高塔内水位时, 尽管水滴对含铍尘粒的捕集效率增加, 但是由于此时净化后气体的

绝对湿度快速增加，而气体中夹带的水滴溶解部分含铍颗粒物造成设备的除铍效率增长趋缓。另一方面，净化后气体绝对湿度的增加造成设备耗水量增加，使设备运行的经济性变差。因此在超声波增湿泡沫捕捉塔的实际应用中，应根据现场工况选择合适的塔内水位，以实现较高的除尘效率、较低的耗水量，使其运行成本更为经济。

4 结语

超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔具有优良的含铍废气处理效果，其除铍性能主要受到雾化量、超声波加湿器安装距离、含铍颗粒物粒径、含铍颗粒物浓度及空气流速的影响，具体为：1) 超声波增湿的雾化加湿量增加有利于除铍效率的提高，但加湿量过高会引起净化后废气绝对湿度的增加；2) 超声波加湿器距离泡沫塔的距离在 3 m 以上方能实现对含铍废气的有效加湿，提高除铍效率；3) 含铍颗粒物的粒径大于 0.4 μm 时，除铍效率显著增加，而小于 0.4 μm 时，显著减小；4) 含铍颗粒物浓度的增加有利于超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔除铍效率的提高；5) 一定范围内增加空气流速，有利于除铍效率的提高，但当空气流速超过 12 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ 时，除铍效率增加缓慢，反而使净化后废气的绝对湿度快速增加；6) 在进气气速为 12 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ 时，获得较高的除铍效率、较低的净化后气体的绝对湿度的塔内最佳水位为 40 cm。在超声波增湿撞击流泡沫捕捉塔的实际应用中，应根据实际工况调节设备运行参数，以满足 TMSR 含铍废气处理需求。

参考文献

- 江绵恒, 徐洪杰, 戴志敏. 未来先进核裂变能——TMSR 核能系统[J]. 中国科学院院刊, 2012, 27(3): 366–374. DOI: 10.3969/j.issn.1000-3045.2012.03.016
JIANG Mianheng, XU Hongjie, DAI Zhimin. Advanced fission energy program—TMSR nuclear energy system[J]. Bulletin of the Chinese Academy of Sciences, 2012, 27(3): 366–374. DOI: 10.3969/j.issn.1000-3045.2012.03.016
- 张宁, 郭冰, 韩立欣, 等. TMSR 硝酸盐自然循环回路控制系统设计[J]. 核技术, 2015, 38(7): 070401. DOI: 10.11889/j.0253-3219.2015.hjs.38.070401
ZHANG Ning, GUO Bing, HAN Lixin, *et al.* Design of nitrate natural circulation loop control system in TMSR[J]. Nuclear Techniques, 2015, 38(7): 070401. DOI: 10.11889/j.0253-3219.2015.hjs.38.070401
- 李华, 尹俊连, 张宁, 等. 不同背压下旋流式气液分离器工作特性[J]. 核技术, 2015, 38(1): 010603. DOI: 10.11889/j.0253-3219.2015.hjs.38.010603
LI Hua, YIN Junlian, ZHANG Ning, *et al.* Performance of a gas-liquid separator under different back pressure[J]. Nuclear Techniques, 2015, 38(1): 010603. DOI: 10.11889/j.0253-3219.2015.hjs.38.010603
- 刘可, 徐良, 刘哲, 等. 不同温度 FLiNaK 熔盐对 Hastelloy-N[J]. 核技术, 2015, 38(2): 020602. DOI: 10.11889/j.0253-3219.2015.hjs.38.020602
LIU Ke, XU Liang, LIU Zhe, *et al.* Impact of temperature on the molten salt corrosion of Hastelloy-N alloys[J]. Nuclear Techniques, 2015, 38(2): 020602. DOI: 10.11889/j.0253-3219.2015.hjs.38.020602
- 汪洋, 唐忠锋, 谢雷东, 等. 高温氟化盐对熔盐堆用材料的腐蚀行为研究进展[J]. 化学通报, 2013, 76(4): 307–312. DOI: 10.14159/j.cnki.0441-3776.2013.04.002
WANG Yang, TANG Zhongfeng, XIE Leidong, *et al.* The research progress of corrosion behavior of materials for molten salt reactors in high temperature molten fluorides[J]. Chemistry Online, 2013, 76(4): 307–312. DOI: 10.14159/j.cnki.0441-3776.2013.04.002
- Grimes W. Molten-salt reactor chemistry[J]. Nuclear Technology, 1970, 8(2): 137–155
- Williams D. Assessment of candidate molten salt coolants for the NGNP/NHI heat-transfer loop[R]. Tennessee: Oak Ridge National Laboratory, 2006
- GB 16297-1996, 大气污染物综合排放标准[S]. 1996
GB 16297-1996, Integrated emission standard of air pollutants[S]. 1996
- GB 8978-1996, 污水综合排放标准[S]. 1996
GB 8978-1996, Integrated wastewater discharge standard[S]. 1996
- GBZ 2.1-2007, 工作场所有害因素职业接触限值第 1 部分: 化学有害因素[S]. 2007
GBZ 2.1-2007, Occupational exposure limits for hazardous agents in the workplace-chemical hazardous agents[S]. 2007
- 胡满银, 赵毅, 刘忠. 除尘技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2006: 182–219
HU Manyin, ZHAO Yi, LIU Zhong. Dust removal technology[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2006: 182–219
- 吴源道. 铍-性质、生产和应用[M]. 北京: 冶金工业出版社, 1986: 77–86
WU Yuandao. Beryllium properties, production and application[M]. Beijing: Metallurgical Industry Press, 1986: 77–86

- 13 凡凤仙, 张明俊. 蒸汽相变凝结对 $PM_{2.5}$ 粒径分布的影响[J]. 煤炭学报, 2013, **38**(4): 694–699
FAN Fengxian, ZHANG Mingjun. Influence of vapor heterogeneous condensation on the $PM_{2.5}$ particle size distribution[J]. Journal of China Coal Society, 2013, **38**(4): 694–699
- 14 沈胜强, 甄妮, 牟兴森, 等. 丝网除沫器除沫效率的数值模拟[J]. 核动力工程, 2014, **35**(5): 172–177. DOI: 10.13832/j.jnpe.2014.05.0172
SHEN Shengqiang, ZHEN Ni, MU Xingsen, *et al.* Determination of separation efficiency in wire mesh mist eliminator by CFD[J]. Nuclear Power Engineering, 2014, **35**(5): 172–177. DOI: 10.13832/j.jnpe.2014.05.0172
- 15 郭朝有, 贺国, 王小川, 等. 高温气流中丝网除水特性数值研究[J]. 武汉理工大学学报(交通科学与工程版), 2014, **38**(5): 1036–1039. DOI: 10.3963/j.issn.2095-3844.2014.05.02
GUO Chaoyou, HE Guo, WANG Xiaochuan, *et al.* Numerical simulation of water elimination by wire mesh in hot gas stream[J]. Journal of Wuhan University of Technology (Transportation Science & Engineering), 2014, **38**(5): 1036–1039. DOI: 10.3963/j.issn.2095-3844.2014.05.02
- 16 李群生. 新型高效丝网除雾器的原理与应用[J]. 明胶科学与技术, 2005, **24**(2): 99–102
LI Qunsheng. The research and application of new style high efficient mesh mist eliminator[J]. The Science and Technology of Gelatin, 2005, **24**(2): 99–102
- 17 Brunazzi E, Paglianti A. Design of complex wire-mesh mist eliminators[J]. AIChE Journal, 2000, **46**(6): 1131–1137
- 18 Brunazzi E, Paglianti A. Conventional and complex knitted mesh mist eliminators[J]. Chemical Engineering & Technology, 2001, **24**(11): 1199–1204
- 19 Eddie S A, Helsør T, Svendsen H F. Liquid holdup in wire-mesh pads[J]. Chemical Engineering Research and Design, 2010, **88**(11): 1523–1531. DOI: 10.1016/j.cherd.2010.03.009
- 20 U.S. 7291196, Filamentary pad for improved mist elimination and mass transfer[P]. 2007-11-06
- 21 Helsør T, Svendsen H. Experimental characterization of wire mesh demisters[D]. Trondheim: Norwegian University of Science and Technology, 2006
- 22 Setekleiv A E, Svendsen H F. Operation and dynamic behavior of wire mesh pads[J]. Chemical Engineering Science, 2012, **68**(1): 624–639. DOI: 10.1016/j.ces.2011.10.027
- 23 Al-Dughaiter A S, Ibrahim A A, Al-Masry W A. Investigating droplet separation efficiency in wire-mesh mist eliminators in bubble column[J]. Journal of Saudi Chemical Society, 2010, **14**(4): 331–339. DOI: 10.1016/j.jscs.2010.04.001
- 24 陈卓楷. 超声雾化水雾的除尘机理和在实验中的应用研究[D]. 广州: 广州工业大学, 2007
CHEN Zhuokai. The mechanism study of atomization water made by ultrasonic technique in dust removal experiment[D]. Guangzhou: Guangzhou University of Technology, 2007
- 25 GB/T 16157-1996, 固定污染源排气中颗粒物测定与气态污染物采样方法[S]. 1996
GB/T 16157-1996, Determination of particulates and sampling methods of gaseous pollutants emitted from exhaust gas of stationary source[S]. 1996
- 26 HJ 657-2013, 空气和废气颗粒物中铅等金属元素的测定电感耦合等离子体质谱法[S]. 2013
HJ 657-2013, Ambient air and stationary source emission-detection of metals in ambient particle matter-inductively coupled plasma/mass spectrometry (ICP-MS)[S]. 2013
- 27 GB 11605, 湿度测量方法[S]. 2013
GB 11605, Measurement method of humidity[S]. 2013
- 28 顾崇孝. 无溢流泡沫除尘器的设计与应用[J]. 有色金属设计, 1997, **24**(3): 30–34
GU Congxiao. Design and application of no overflow foam dust collector[J]. Nonferrous Metals Design, 1997, **24**(3): 30–34
- 29 刘社育, 蒋仲安. 湿式除尘器除尘机理的理论分析[J]. 中国矿业大学学报, 1998, **27**(1): 47–50
LIU Sheyu, JIANG Zhongan. Theoretical analysis of dedust mechanism of wet scrubbers[J]. Journal of China University of Mining and Technology, 1998, **27**(1): 47–50
- 30 裴清清, 张旭东, 魏先勋. 三种型式的湿式除尘器性能对比试验[J]. 环境科学学报, 1997, **17**(1): 106–109
PEI Qingqing, ZHANG Xudong, WEI Xianxun. An comparative study on three kind of wet dust collector[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 1997, **17**(1): 106–109