

脲酶菌的筛选及其对垃圾焚烧飞灰的固化

王贵卫^a, 徐 辉^b, 丁晓青^b, 陈 萍^b, 胡秀芳^a

(浙江理工大学, a. 生命科学学院; b. 土木工程与建筑学院, 杭州 310018)

摘 要: 焚烧是当前城市垃圾处置的重要方式, 焚烧飞灰及其重金属却是威胁周围环境的一种污染源。为降低这种污染, 从植物根际筛选获得高活性脲酶菌, 并比较脲酶菌固化焚烧飞灰后的抗压强度、颗粒级配及重金属稳定化效果。结果表明: 从丹参根际土壤内分离获得 2 株高效脲酶菌 *Bacillus aryabhattai* UR-F51 和 *Pseudomonas taiwanensis* UR-121; 将脲酶菌与飞灰按一定比例混合后固化, 菌株 UR-F51 和 UR-121 使固化飞灰的抗压强度分别增加 48.00% 和 27.00%, 固化颗粒粒径增加 10.00%~145.00%; 飞灰中重金属(Cr、Ni、Cu、Cd、Hg 和 Pb)的固化率分别为 15.27%~37.23%、41.49%~90.43%、37.17%~99.73%、42.86%~71.42%、20.00%~40.00% 和 47.06%~82.35%。脲酶菌可显著提升飞灰及其重金属的固化效果, 菌株 UR-F51 的固化效果最好, 为缓解城市生活垃圾焚烧飞灰污染提供一种新途径。

关键词: 垃圾焚烧; 飞灰; 重金属; 脲酶菌; 固化

中图分类号: 2939.99

文献标志码: A

文章编号: 1673-3851 (2018) 11-0746-06

0 引 言

垃圾焚烧是当前城市垃圾处置的重要方式。近年来, 我国经济发达地区兴建生活垃圾焚烧厂的量逐年递增, 2015 年底全国生活垃圾焚烧厂多达 267 座, 日焚烧垃圾 21.90 万吨以上, 且年焚烧垃圾量以 10% 的速度增长^[1]。灰渣是生活垃圾焚烧的必然产物, 其中包括焚烧炉中产生的底灰和烟气净化系统中收集得到的飞灰, 底灰的比重约为 20.00%~30.00%, 飞灰比重约为 3.00%~5.00%^[2]。大量研究结果表明, 飞灰中易富集 Zn、Pb、Hg、Cu、Cr、Cd 和 Ni 等重金属, 飞灰内 Zn、Pb、Cu、Cr、Cd 和 Ni 含量一般占飞灰干重的 0.41%~1.93%、0.14%~0.57%、0.04%~0.11%、0.02%~0.04%、0.01%~0.04% 和 0.01%~0.02%^[3-6]。

飞灰由于富含重金属有毒有害物质, 需加以特殊处理。目前垃圾焚烧飞灰固化/稳定化处理方法主要有四种^[7]: 高温处理、水泥处理、化学药剂处理、

水泥-化学药剂复合处理。这四种处理均有各自的优点, 但都存在成本高和不环保等缺点。近年来, 利用微生物诱导碳酸盐沉积技术在重金属固化方面具有极大潜力^[8]。目前常用的微生物主要包括产脲酶细菌、脱氮细菌和硫酸盐还原菌等, 其中脲酶细菌因能够高效诱导碳酸盐沉积而被广泛应用^[9]。脲酶菌具有持续分解尿素的功能, 致使 NH_3 和 CO_3^{2-} 不断释放。同时, NH_3 的释放, 会促使溶液 pH 值升高, 进而提高 CO_3^{2-} 的浓度, 最终达到固化重金属的效果^[10]。目前研究的脲酶菌主要有 *Bacillus*、*Methylocystis* 和 *Sporosarcina* 等细菌, 其中 *Sporosarcina pasteurii* 菌株应用最为广泛^[11]。但是, 除 González 报导 *Sporosarcina pasteurii* 对飞灰的固化效果外^[12], 脲酶菌诱导碳酸盐沉积技术在飞灰固化应用方面有待进一步深入研究。

本文目的是研究脲酶菌对焚烧飞灰内重金属的固化效果。从丹参根际土壤中筛选获得两株脲酶菌 UR-F51 和 UR-121, 对固化飞灰的无侧限抗压强度和颗粒级配进行测定, 从而评估脲酶菌 UR-F51 和

收稿日期: 2018-05-01 网络出版日期: 2018-09-04

基金项目: 国家自然科学基金项目(5157081460, LY16C030002)

作者简介: 王贵卫(1990-), 男, 河南开封人, 硕士研究生, 主要从事微生物和植物互作方面的研究。

通信作者: 胡秀芳, E-mail: huxiuf@zstu.edu.cn

UR-121 对飞灰的固化能力;对固化后飞灰的重金属浸出浓度进行了测试,从而评估微生物诱导碳酸盐沉积处理后飞灰内重金属的稳定能力。

1 材料与方法

1.1 实验材料

KH_2PO_4 2.00 g/L, NaCl 5.00 g/L, Na_2Ac 2.00 g/L, 尿素 20.00 g/L, 琼脂 20.00 g/L, 酚红 (终浓度为 0.01 g/L)。

富集培养基:酵母提取物 20.00 g/L, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 10.00 g/L。

筛选培养基:葡萄糖 20.00 g/L, 蛋白胨 2.00 g/L, 牛肉膏 10.00 g/L, 酵母膏 3.00 g/L, 所用试剂纯度皆为分析纯。城市垃圾焚烧飞灰来源于杭州市萧山区锦江绿色有限公司。

1.2 实验方法

1.2.1 脲酶菌的筛选与鉴定

脲酶菌的筛选:称取土壤 5.00 g, 按 10% 的接种量与无菌水混合, 制成悬浮液。对悬浮液进行倍比稀释后, 分别吸取 100 μL 的 1×10^{-5} 、 1×10^{-6} 倍和 1×10^{-7} 倍稀释液, 均匀涂布于固体筛选培养基上, 每个梯度 3 个重复, 30 $^{\circ}\text{C}$ 恒温培养, 定期观察。然后, 挑取使固体筛选培养基颜色变红的不同菌株, 在固体筛选培养基上划线纯化培养, 30 $^{\circ}\text{C}$ 恒温培养, 每隔 24 h 观察。以尿素为底物, 进行脲酶活性测定, 具体方法见文献[13]。挑选脲酶活性较高的菌株进行飞灰固化实验。

脲酶菌分子鉴定:对筛选获得的高效脲酶菌进行 16S rDNA 分子鉴定。采用通用引物 27 F ($\text{AGAGTTTGTATCCTGGCTCAG}$) 和 1492 R ($\text{GGTTACCTTGTACGACTT}$) 对脲酶菌 DNA 进行 PCR 扩增, PCR 反应体系和循环参数见文献[14]。PCR 扩增产物进行纯化后, 送至苏州金唯智生物科技有限公司测序。测序结果与 Ezbiocloud 库进行 Blast 比对, 利用 MEGA 5.0 建立系统发育树, 从而分析脲酶菌的进化地位。

1.2.2 脲酶菌固化飞灰

1.2.2.1 脲酶菌固化飞灰过程

将垃圾焚烧飞灰于 105 $^{\circ}\text{C}$ 烘箱内干燥 24 h; 脲酶菌 UR-F51 和 UR-121 在 30 $^{\circ}\text{C}$ 、220 r/min 摇床内扩大培养 48 h。将垃圾焚烧飞灰与尿素和菌液按 1.00 kg:0.027 kg:300.00 mL 的比例进行充分混合, 称取上述混合物 120.00 g, 分三次均匀填充于内径 36 mm、高 80 mm 的模具内, 后置于温度为

20 $^{\circ}\text{C}$ 、湿度为 95% 的养护箱内养护, 24 h 后开模, 并继续在养护箱内养护 6 d。以水处理后的飞灰样品为对照组, 每组实验重复 3 次。

1.2.2.2 固化飞灰的检测

无侧限抗压强度:利用万能伺服试验机 (CMT4000) 对养护 7 d 后的模型进行无侧限抗压试验。试验机压力计量程为 30 kN, 精度为 1 N, 加载速率为 2 mm/min。

固化颗粒级配:取无侧限抗压实验后飞灰样品, 在 105 $^{\circ}\text{C}$ 的烘箱内烘干 24 h, 用橡胶槌研碎, 按《土工试验规程》(SL237—1999), 采用筛分法和甲种密度计法联合测定颗粒级配, 并绘制曲线, 颗粒级配的数据处理和分析方法见文献[15]。

重金属的固化率:取无侧限抗压实验后样品, 在 105 $^{\circ}\text{C}$ 的烘箱内烘干 24 h, 用橡胶槌研碎, 按《固体废物浸出毒性浸出方法-水平振荡法》(HJ 557—2009), 对脲酶菌固化后飞灰进行重金属毒性浸出, 并利用 ICP-MS 技术对脲酶菌固化后飞灰重金属浸出浓度进行测定, 计算固化飞灰的重金属固化率。

1.3 统计分析

利用 SPSS 20.0 软件对实验数据进行处理分析。

2 结果与分析

2.1 脲酶菌筛选与鉴定

2.1.1 脲酶活性测定

从土壤内筛选获得 2 株生长较快的脲酶菌, 分别命名为 UR-F51 和 UR-121。对 2 株脲酶菌进行脲酶活性定量检测, 结果见表 1。由表 1 可知, 菌株 UR-F51 和 UR-121 的脲酶活性分别为 14.91 mmol/L 和 10.19 mmol/L, 且菌株 UR-F51 脲酶活性是 UR-121 的 1.5 倍。

表 1 脲酶菌 UR-F51 和 UR-121 脲酶活性

菌株	脲酶活性/(mmol \cdot L $^{-1}$)
UR-F51	14.91 \pm 0.026
UR-121	10.19 \pm 0.056

2.1.2 脲酶菌 16S rDNA 分子鉴定

对筛选获得的高效脲酶菌进行 16S rDNA 分子鉴定, 并将脲酶菌测序结果与 Ezbiocloud 库进行比对, 脲酶菌 UR-121 和 UR-F51 的分子鉴定与 Ezbiocloud 数据库比对结果, 如表 2。表 2 显示:菌株 UR-F51 与 *Bacillus aryabhattai*、UR-121 与

Pseudomonas taiwanensis 相似度均为 99% 以上。利用软件 MEGA 5.0, 建立脲酶菌 UR-121 和 UR-F51 的系统发育树, 如图 1。图 1 中可见, 菌株 UR-F51 与 *Bacillus aryabhattai*、菌株 UR-121 与 *Pseudomonas taiwanensis* 各自聚为一簇, 因此菌株 UR-F51 为 *Bacillus aryabhattai*, 菌株 UR-121 为 *Pseudomonas taiwanensis*。

表 2 脲酶菌 UR-121 和 UR-F51 的分子鉴定与 Ezbiocloud 数据库比对结果

比对结果	UR-F51	UR-121
最高相似度菌株	<i>Bacillus aryabhattai</i> B8W22(T)	<i>Pseudomonas taiwanensis</i> BCRC 17751(T)
相似度值/%	100.00	99.93

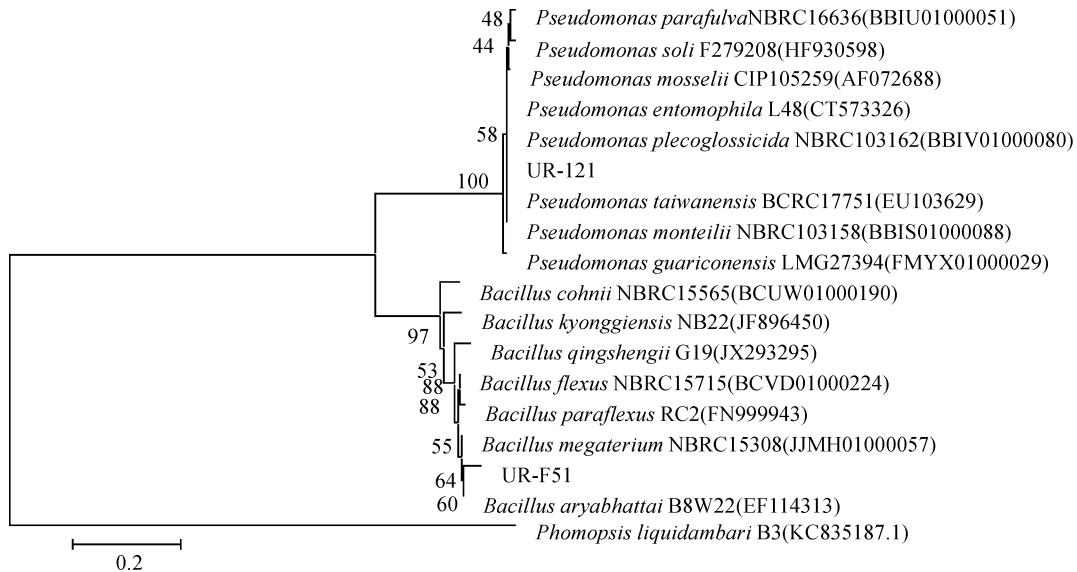


图 1 基于 16S rDNA 序列构建脲酶菌 UR-F51 和 UR-121 的系统发育树

2.2 脲酶菌固化飞灰

利用脲酶菌 UR-F51 和 UR-121 分别固化垃圾焚烧飞灰, 继而测定脲酶菌固化后飞灰的各项指标, 即无侧限抗压强度、飞灰颗粒级配、飞灰颗粒 SEM 检测和重金属固化率。

2.2.1 无侧限抗压强度

脲酶菌固化后飞灰样品在养护箱内养护 7 d, 然后测定其无侧限抗压强度。脲酶菌 UR-F51 和 UR-121 的无侧限抗压强度测定结果如图 2 所示。由图 2 可知, 脲酶活性与抗压强度呈正相关, 脲酶活性较高的 UR-F51, 其无侧限抗压强度相对其他处理组偏高; UR-F51 和 UR-121 处理组的抗压强度分别为 0.42 MPa 和 0.36 MPa, 与对照组相比, 分别提高 48.46% 和 27.39%。以上结果表明, 脲酶菌固化后飞灰的无侧限抗压强度明显得到提高, 且与脲酶活性呈一定的正相关。

2.2.2 固化飞灰颗粒级配

采用筛分法和甲种密度计法联合测定固化后飞灰的颗粒级配, 并绘制颗粒级配曲线, 脲酶菌 UR-121 和 UR-F51 固化后的飞灰颗粒级配曲线, 如图 3。结果显示: 脲酶菌固化飞灰的颗粒直径在 0.00

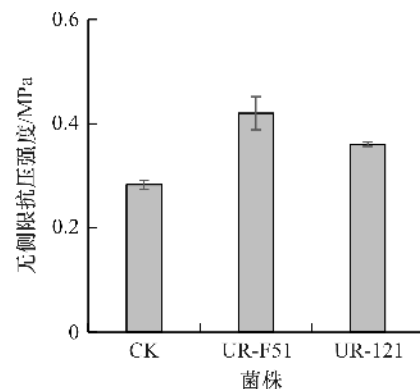


图 2 脲酶菌 UR-121 和 UR-F51 固化后的飞灰抗压强度

~1.00 mm 之间; 粒径小于 0.01 mm 时, 处理组间无明显差异, 且所有固化后的飞灰所占的百分含量均约为 10%; 粒径在 0.03~0.90 mm 之间时, 处理组间差异显著, 与对照相比, 菌株 UR-F51 和 UR-121 处理组所占百分含量显著增偏高, 且处理组 UR-F51 所占百分含量显著高于 UR-121。以上结果表明: 脲酶菌固化后飞灰的颗粒粒径显著变大, 且处理组 UR-F51 的颗粒粒径最大, 与脲酶菌 UR-F51 和 UR-121 固化飞灰后的扫描电镜(图 4)结果一致。

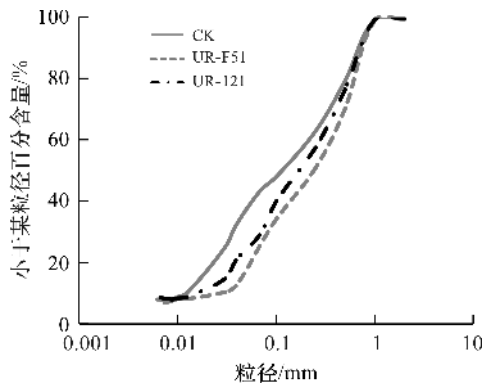


图 3 脲酶菌 UR-121 和 UR-F51 固化后的飞灰颗粒级配曲线

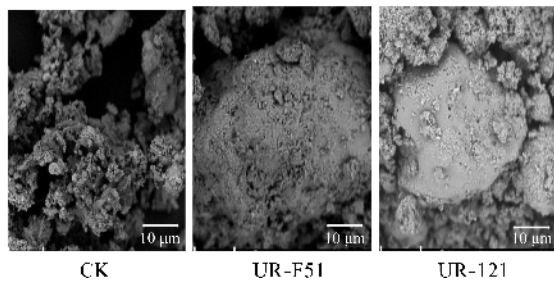


图 4 脲酶菌 UR-121 和 UR-F51 固化后飞灰 SEM 图

2.3.3 固化飞灰的重金属固化率

脲酶菌 UR-121 和 UR-F51 固化飞灰后的重金

属浸出浓度结果如表 3 所示。由表 3 可知,Cu 和 Cr 的浸出浓度显著高于 Ni、Cd、Hg 和 Pb。菌株 UR-F51 和 UR-121 处理组的 Cr、Ni、Cu、Cd 和 Pb 浸出浓度显著低于对照,表明 2 株脲酶菌显著促进飞灰中重金属的固化作用。菌株 UR-F51 和 UR-121 处理组固化后飞灰内 Cu 的浸出浓度分别为 0.58 $\mu\text{g/L}$ 和 132.70 $\mu\text{g/L}$,固化率分别为 99.73%和 37.17%;Ni 浸出浓度分别为 0.09 $\mu\text{g/L}$ 和 0.55 $\mu\text{g/L}$,固化率分别为 90.43%和 41.49%;Cr 浸出浓度分别为 2.63 $\mu\text{g/L}$ 和 3.55 $\mu\text{g/L}$,固化率分别为 37.23%和 15.27%。以上结果证实菌株 UR-F51 对飞灰重金属的固化效果最佳。

3 讨 论

本文从土壤中分离出 2 株脲酶菌 *Bacillus aryabhattai* UR-F51 和 *Pseudomonas taiwanensis* UR-121,进一步分析发现 2 株脲酶菌均能增强飞灰的固化作用,其中菌株 *Bacillus aryabhattai* UR-F51 对飞灰及其重金属的固化效果最好,在飞灰处理中具有一定的应用潜力。影响飞灰及其重金属的因素有很多,如脲酶菌脲酶活性、环境 pH 值、脲酶菌代谢产物和飞灰颗粒大小等^[8]。

表 3 脲酶菌 UR-121 和 UR-F51 固化飞灰后的重金属浸出浓度

固化飞灰	Cr/($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	Ni/($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	Cu/($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	Cd/($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	Hg/($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	Pb/($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)
CK	4.19 \pm 0.294 ^a	0.94 \pm 0.091 ^a	211.19 \pm 19.886 ^a	0.07 \pm 0.001 ^a	0.05 \pm 0.001 ^a	0.17 \pm 0.001 ^a
UR-F51	2.63 \pm 0.249 ^c	0.09 \pm 0.001 ^c	0.58 \pm 2.096 ^c	0.02 \pm 0.005 ^c	0.03 \pm 0.004 ^b	0.03 \pm 0.047 ^c
UR-121	3.55 \pm 0.336 ^b	0.55 \pm 0.031 ^b	132.70 \pm 13.974 ^b	0.04 \pm 0.100 ^b	0.04 \pm 0.001 ^{ab}	0.09 \pm 0.037 ^b

注:利用 spss 软件对实验数据进行显著性分析,表内凡有一个相同标记字母的即为差异不显著,凡具不同标记字母的即为差异显著。

脲酶菌的脲酶活性影响飞灰的固化效果。脲酶菌脲酶活性的高低,反映了对尿素分解能力的强弱。脲酶活性越强,分解尿素越多,产生的 NH_4^+ 和 CO_3^{2-} 浓度越高,过饱和的 CO_3^{2-} 离子会促使金属离子的沉淀^[16]。季斌等^[11]在研究产脲酶微生物诱导钙沉淀及其工程应用时发现,脲酶活性和脲酶菌诱导的金属离子沉积呈正相关。可见,脲酶菌脲酶活性的强弱会影响重金属固化率的大小。pH 值变化是影响脲酶菌固化飞灰内重金属的重要因素之一。pH 值的增加,有利于 HCO_3^- 和 CO_3^{2-} 离子的生成,进而导致重金属离子的沉积^[17];较高 pH 环境下,细胞膜 ζ 电位为负值^[18],能与正电荷金属离子紧密结合。Zhu 等^[19]研究表明,一定范围内,pH 值越高,胞壁上多糖、羧基、磷酸酯和胺和羟基等负官能团,结合正电荷金属离子的能力越强。因此,飞灰内

金属离子的固化与 pH 值呈很好的相关性。脲酶菌的代谢产物可促进飞灰内金属离子的固化。脲酶菌有很多代谢产物,如胞外多糖、有机酸、氨基酸和碳水化合物等^[20]。多糖可通过本身所带的负电荷官能团吸附溶液内游离的金属阳离子。Phillips 等^[21]证明,多糖可通过负电荷官能团(羧基、酰胺基、氨基和羟基)与金属阳离子结合,且与 Pb、Cd、Cr 和 Hg 的固定化呈正相关。另外,有机酸、氨基酸和碳水化合物等同样可改变环境 pH 值,进而影响飞灰内金属离子固化效果。González 等^[12]报道微生物分泌的有机化合物,如有机酸、氨基酸和碳水化合物等,通过结合、沉淀、改变环境 pH 值或微生物的氧化还原状态来影响金属的固定化。因此,脲酶菌产生的代谢产物通过自身负电荷官能团吸附正电荷金属离子或者改变环境 pH 值,从而增强飞灰及其金属离

子的固化效应。飞灰粒径大小是影响脲酶菌固化飞灰内重金属的另一个重要因素。飞灰的颗粒直径越大,单位反应面积越小,则越难富集重金属,最终导致飞灰内重金属含量越低。Ajmonemarsan 等^[22]认为,相互粘结的两个细小颗粒间接接触面积越大,则会产生更多的接触及吸附位点,最终颗粒表面会吸附更多重金属,且更加牢固;当细小颗粒相互粘结时所形成的紧密空隙,达到固化飞灰内重金属的效果。脲酶菌的脲酶活性、环境 pH 值、脲酶菌代谢产物等因素均显著影响脲酶菌对飞灰及其重金属的固化效果,菌株 UR-F51 对飞灰及其重金属的强固化活性可能与这几方面均相关。

4 结 论

飞灰富含重金属等有毒有害物质,对人类的健康造成极大的威胁。许多研究表明,脲酶菌的应用可以缓解城市生活垃圾焚烧飞灰污染。本文通过筛选脲酶菌,并探索脲酶菌生物固化焚烧飞灰的效果,结论如下:

a) 本文从土壤内分离获得 2 株高效脲酶菌 *Bacillus aryabhattai* UR-F51 和 *Pseudomonas taiwanensis* UR-121。

b) 2 株脲酶菌均能增强飞灰的固化作用,其中菌株 *Bacillus aryabhattai* UR-F51 对飞灰及其重金属的固化效果最好,在飞灰处理中具有一定的应用潜力。

参考文献:

- [1] 南晓杰. 垃圾焚烧炉渣与城市污泥协同稳定过程及重金属环境行为研究[D]. 重庆:重庆大学,2015:49-58.
- [2] 赵鹏. 城市生活垃圾直接气化熔融过程中灰渣熔融实验研究[D]. 昆明:昆明理工大学,2007:16-28.
- [3] 丁世敏,封享华,王里奥,等. 垃圾焚烧飞灰处理处置研究进展[J]. 工业安全与环保,2009,35(5):26-27.
- [4] Aubert J E, Husson B, Sarracone N. Utilization of municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash in blended cement part 1: Processing and characterization of mswi fly ash[J]. Journal of Hazardous Materials, 2006,136(3):624-631.
- [5] Schuhmacher M, Meneses M, Granero S, et al. Trace element pollution of soils collected near a municipal solid waste incinerator: Human health risk[J]. Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology, 1997, 59(6):861-867.
- [6] Giller K. E, Witter E, Mcgrath S P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: A review [J]. Soil Biology & Biochemistry, 1998,30(10/11):1389-1414.
- [7] 苏蓉. 生活垃圾焚烧飞灰的处理[J]. 广州化工,2016,44(24):104-106.
- [8] 王茂林,吴世军,杨永强,等. 微生物诱导碳酸盐沉淀及其在固定重金属领域的应用进展[J]. 环境科学研究, 2018,31(2):25-31.
- [9] 李萌,郭红仙,程晓辉,等. 土壤中产脲酶细菌的分离及对砂土固化效果的室内试验[J]. 工业建筑,2015,6(7):8-12.
- [10] 严建华,彭雯,李晓东,等. 城市生活垃圾焚烧飞灰重金属的浸出特性[J]. 燃料化学学报,2004,32(1):65-68.
- [11] 季斌,陈威,樊杰,等. 产脲酶微生物诱导钙沉淀及其工程应用研究进展[J]. 南京大学学报,2017,53(1):191-198.
- [12] González I, Vázquez M A, Romero-Baena J, et al. Stabilization of fly ash using cementing bacteria. Assessment of cementation and trace element mobilization[J]. Journal of Hazardous Materials, 2017, 321(3):316-325.
- [13] 黄娟,李祺,张健. 改良靛酚蓝比色法测土壤脲酶活性[J]. 土木建筑与环境工程,2012,34(1):102-107.
- [14] Yang R H, Wang G W, Wang S, et al. Molecular identification and diversity of 'candidatus phytoplasma solani' associated with red-leaf disease of salvia miltiorrhiza in china[J]. Journal of Phytopathology, 2016,164(11/12):882-889.
- [15] 封光寅,赵成海,张孝军,等. 泥沙颗粒级配曲线与有关特征值关系分析[J]. 中国粉体技术,2005,11(4):203-207.
- [16] 赵茜. 微生物诱导碳酸钙沉淀(micp)固化土壤实验研究[D]. 北京:中国地质大学,2014:112-123.
- [17] Kumari D, Qian X. Y, Pan X, et al. Microbially-induced carbonate precipitation for immobilization of toxic metals[J]. Advances in Applied Microbiology, 2016,94(6):79-108.
- [18] Wang Jianyun, Tittelboom Kim Van, Belie Nele De, et al. Use of silica gel or polyurethane immobilized bacteria for self-healing concrete[J]. Construction and Building Materials, 2012,26(1):532-540.
- [19] Zhu X F, Zheng J L Guo Q X, et al. Pyrolysis of rice husk and sawdust for liquid fuel[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2006,18(2):392-396.
- [20] 杜秀娟. 产胞外多糖细菌筛选及其对土壤团聚体的影响[D]. 沈阳:沈阳农业大学,2016:116-123.
- [21] Phillips A J, Gerlach R, Lauchnor E, et al. Engineered applications of ureolytic biomineralization: A review

- [J]. Biofouling, 2013, 29(6): 715-733. particle-size fractions of the soils of five european cities
- [22] Ajmonemarsan F, Biasioli M, Kralj T, et al. Metals in [J]. Environmental Pollution, 2008, 152(1): 73-81.

Screening of ureolytic bacteria and solidification to fly ash from the MSWI

WANG Guiwei^a, XU Hui^b, DING Xiaoqing^b, CHEN Ping^b, HU Xiufang^a

(a. College of Life Sciences; b. School of Civil Engineering and Architecture,

Zhejiang Sci-Tech University, Hangzhou 310018, China)

Abstract: Incineration is an important way to dispose the urban refuse, and the fly ash from municipal solid waste incineration (MSWI) and heavy metals are the pollution sources which threaten the surrounding environment. In order to lower the pollution, high-activity ureolytic bacteria were gained by plant rhizosphere screening, and compressive strength, grain composition and heavy metal stabilization effect of fly ash solidified with ureolytic bacteria were compared. The results showed that, two strains of highly effective ureolytic bacteria, *Bacillus aryabhattai* UR-F51 and *Pseudomonas taiwanensis* UR-121, were isolated from the rhizosphere soil of *Salvia miltiorrhiza*. After ureolytic bacteria were mixed with fly ash according to certain proportion, fly ash was solidified. The bacterial strains UR-F51 and UR-121 made the compressive strength of solidified fly ash increase by 48% and 27%, respectively; and the particle size of the fly ash solidified with UR-F51 and UR-121 increased by 10.00%~145.00%. The solidification rates of Cr, Ni, Cu, Cd, Hg and Pb in fly ash solidified by UR-F51 and UR-121 were 15.27%~37.23%, 41.49%~90.43%, 37.17%~99.73%, 42.86%~71.42%, 20%~40% and 47.06%~82.35%, respectively. Obviously, ureolytic bacteria can improve the solidification effect of fly ash and heavy metals, and especially strain UR-F51 has the best solidification effect. This study provides a new way to alleviate the fly ash pollution of from municipal solid waste incineration.

Key words: municipal solid waste incineration; fly ash; heavy metals; ureolytic bacteria; solidification rate

(责任编辑:唐志荣)