

污泥与猪粪作为培养基微生物去除垃圾焚烧飞灰中的重金属

周顺桂¹, 常明¹, 胡佩², 倪晋仁^{1*}

(1. 北京大学环境工程系教育部水沙科学重点实验室, 北京 100871; 2. 四川师范大学化学学院, 成都 610066)

摘要:以污泥或猪粪代替常规的无机盐(SM)作为 *A. ferrooxidans* 和 *A. thiooxidans* 复合菌株的培养基, 利用微生物淋滤法去除垃圾焚烧飞灰中的重金属. 结果表明, 重金属去除率大小顺序为: 污泥 + 菌液 > SM + 菌液 > 猪粪 + 菌液. 污泥 + 菌液的处理中, 经过 15 d 的微生物淋滤, Cd、Zn、Cu 去除率最高分别达到 88.1%、78.7%、69.6%, 而猪粪 + 菌液的处理, 3 种金属的去除率分别为 82.4%、73.5%、60.0%. 试验也表明, 相同浓度的猪粪 DOM 对硫杆菌复合菌株的抑制作用远大于污泥 DOM. 当污泥 DOM 和猪粪 DOM 中水溶性有机碳浓度分别高于 400 mg/L 和 150 mg/L 时, 就表现出对硫杆菌的不可修复的抑制作用. 猪粪 DOM 中小分子量组分较多是造成这一现象的主要原因.

关键词:垃圾焚烧飞灰; 重金属; 微生物淋滤; 污泥; 猪粪

中图分类号: X701 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2005)06-0180-06

Bioleaching of Fly Ash from Municipal Solid Waste Incinerator Using Sewage Sludge and Pig Manure as Culture Media

ZHOU Shun-gui¹, CHANG Ming¹, HU Pei², NI Jin-ren¹

(1. The Key Laboratory for Water and Sediment Sciences, Ministry of Education, Department of Environmental Engineering, Peking University, Beijing 100871, China; 2. College of Chemistry, Sichuan Normal University, Chengdu 610066, China)

Abstract: A mixed culture of *Acidithiobacillus ferrooxidans* and *Acidithiobacillus thiooxidans* was used to leach heavy metals from municipal solid waste incineration fly ash (MSWI fly ash). This study explored the possibility of using sewage sludge or pig manure as nutrients for supporting the growth of the leaching bacteria and allowing metal solubilization like a synthetic mineral medium. In contrast to pig manure, there is a high ability for acidification of the fly ash and solubilization of toxic metals using sewage sludge at the same content. After 15 d of bioleaching, the following removal efficiencies were obtained for the treatment with the addition of 1% sewage sludge: Cd 88.1%; Zn 78.7%; Cu 69.6%, whereas their removal efficiencies for the treatment with the addition of 1% pig manure were 82.4%, 73.5% and 60.0%, respectively. Results demonstrate that the inhibition by sewage sludge DOM is much more significant than by pig manure DOM at the same concentration level. The dissolved organic carbon in excess of 400 and 150 mg/L was inhibitory to the bacterial growth using sludge DOM and manure DOM, respectively. Compared with sewage sludge, pig manure contained a higher fraction of DOM with molecular size < 1 000, which led to its higher toxicity.

Key words: MSWI fly ash; heavy metals; bioleaching; sewage sludge; pig manure

生活垃圾焚烧以其处理速度快、占地面积少、减量化和无害化效果显著而日益受到青睐. 然而, 一般焚烧每 t 生活垃圾会产生 250 ~ 350 kg 的炉渣(底灰)与 40 ~ 60 kg 的飞灰^[1,2]. 由于飞灰中含有较高浓度的可被水浸出的 Zn、Cu、Cd、Pb 和 Cr 等多种有毒重金属, 而被包括我国在内的许多国家列为危险废物^[3,4]. 为防止飞灰中有毒金属的淋溶迁移, 飞灰必须经过固化稳定化处理(如熔融固化、水泥固化), 或者采用浸提法去除有毒金属^[1,3~5]. 其中, 后者具有明显的资源化优势, 因为飞灰中某些金属含量(如 Zn 的浓度高达 3%)可与天然矿石相比拟, 完全可以作为二次矿产资源加以回收^[6,7], 而且, 去除了有毒金属后的飞灰可以作为建筑材料安全利用^[5,6].

采用微生物淋滤法浸提飞灰中的重金属是国际

上近年刚刚兴起的新技术^[6,7]. 与传统的化学浸提法相比, 微生物淋滤法具有反应温和、耗酸少、运行成本较低的优点. 它的主要原理是利用化能自养型的嗜酸性硫杆菌, 如氧化亚铁硫杆菌(*Acidithiobacillus ferrooxidans*)与氧化硫硫杆菌(*Acidithiobacillus thiooxidans*)的生物产酸作用, 将难溶性的重金属从固相溶出而进入液相成为可溶性的金属离子, 再采用适宜的方法从液相加以回收^[8,9]. 为了维持微生物的生长与生物氧化活性, 必

收稿日期: 2004-12-06; 修订日期: 2005-01-28

基金项目: 中国博士后科学基金(2004035024)

作者简介: 周顺桂(1975-), 男, 博士后, 主要从事固体废物处理与污染控制方面的研究.

* 通讯联系人, E-mail: nijinren@iee.pku.edu.cn

须向飞灰浆液中添加一定量的硫酸铵、磷酸氢二钾等作为微生物的氮源与磷源^[4,6]。污泥和猪粪等有机废弃物中含有丰富的 N、P,因此若能以它们作为硫杆菌的培养基进行飞灰的微生物淋滤脱毒处理,不仅可降低运行费用,而且还为污泥与猪粪的处置提供了一条新的出路。

1 材料与方法

1.1 供试飞灰

飞灰样品取自上海某垃圾焚烧厂,为布袋除尘

飞灰。样品混匀后在 105℃下烘干至恒重,重金属含量采用 HNO₃-HF-HClO₄ 消解,ICP-AES (Optima 4000DV, USA)测定。飞灰中主要重金属的含量如下:Zn 9 869 mg/kg,Pb 2 072 mg/kg,Cu 985 mg/kg,Cd 119 mg/kg。

1.2 污泥与猪粪样品

供试污泥采自北京市高碑店污水处理厂,为未脱水的浓缩污泥。鲜猪粪样品采自北京市房山区一家养殖场。2 样品采回后置于 4℃冰箱冷藏备用,其基本理化性质如表 1。

表 1 供试污泥与猪粪的基本性质
Table 1 Primary composition of sewage sludge and pig manure

项目	pH	含固率 / %	有机质 / g·kg ⁻¹	全氮 / g·kg ⁻¹	全磷 / g·kg ⁻¹	全钾 / g·kg ⁻¹	Zn / mg·kg ⁻¹	Pb / mg·kg ⁻¹	Cu / mg·kg ⁻¹	Cd / mg·kg ⁻¹
污泥	7.5	3.85	457	31.6	15.1	6.1	510	96	212	1.8
猪粪	7.6	16.12	624	20.2	13.4	17.7	645	121	357	2.1

1.3 接种物的制备与驯化

将以前从污泥中分离的氧化亚铁硫杆菌 *Acidithiobacillus ferrooxidans* LX₅^[8]和氧化硫硫杆菌 *Acidithiobacillus thiooxidans* SS-3^[9]纯菌株分别接种到质量浓度为 1% 硫粉、1% 飞灰与 SM 无机盐溶液组成的液体培养基^[6]中,置于 28℃ 往复式摇床中 180r/min 振荡培养,监测 pH 值变化。SM 无机盐成分为^[6]: (NH₄)₂SO₄ 2.0g/L、K₂HPO₄ 0.1g/L、KCl 0.1g/L、MgSO₄·7H₂O 0.25g/L。当培养基 pH 降到 2.0 以下时,分别吸取 15 mL 上述菌液于 135 mL 的含质量浓度 1% 硫粉与 1% 飞灰的 SM 培养基中,在 28℃ 下振荡培养,直至 pH 降到 2.0 以下时停止,如此反复操作 3 次,所得驯化菌液即为飞灰

生物淋滤脱毒试验的接种物。

1.4 飞灰生物淋滤脱毒试验

试验设计见表 2,设 4 个处理,每处理 3 次重复。按表 2 的设计,分别用无菌蒸馏水将供试污泥与鲜猪粪的含固率调配至 1%,取 225 mL 上述污泥或猪粪于 500 mL 三角瓶中,添加 2.5 g 飞灰并用稀硫酸调 pH 至 5.0,然后添加 1.25 g 单质硫,添加 25 mL 接种物。三角瓶用 8 层纱布封口,并置于 28℃ 往复式摇床中 180r/min 振荡培养 15 d。培养期间采用称量法补充因蒸发而损失的水分。每 3 d 取 10 mL 淋滤液,测定其 pH,随后在 11 000 r/min 下离心 15 min,0.45 μm 膜过滤,ICP-AES 法测定滤液中 Zn、Cu、Pb、Cd 和 SO₄²⁻。

表 2 生物淋滤试验设计
Table 2 Bioleaching experimental design

处理	试验设计	简称
处理 1	污泥(含固率 1%) + 10% 菌液 + 0.5% 硫粉 + 1% 飞灰	污泥 + 菌液
处理 2	猪粪(含固率 1%) + 10% 菌液 + 0.5% 硫粉 + 1% 飞灰	猪粪 + 菌液
处理 3	SM 无机盐溶液 + 10% 菌液 + 0.5% 硫粉 + 1% 飞灰	SM + 菌液
处理 4	无菌蒸馏水 + 10% 菌液 + 0.5% 硫粉 + 1% 飞灰	菌液

1.5 2 种来源的 DOM 对硫杆菌复合菌株生物氧化活性的影响

水溶性有机物 (Dissolved Organic Matter, DOM) 的提取方法为^[10]:将污泥和猪粪置于 25℃ 摇床中 180r/min 振荡 16 h,随后在 11 000 r/min 下离心 15 min,0.45 μm 膜过滤,滤液经真空冷冻干燥即

为供试 DOM。在装有 250 mL 的 SM 液体培养基(含硫粉 5g/L,pH5.0)的三角瓶中,添加一定量的污泥 DOM,使水溶性有机碳 (Dissolved Organic Carbon, DOC) 浓度分别达到 0、100、200、300、400 mg/L,同时接种 5 mL 硫杆菌复合菌液,置于往复式摇床 (180r/min,28℃) 上培养 18 d。同时设置添加猪粪

DOM的相应处理,但浓度减半.DOC 浓度以总有机碳含量来表示,采用 TOC 分析仪(TOC-5000 A, 岛津)测定.硫杆菌复合菌株的生物氧化活性以其对 S^0 的氧化率来表示.

DOM 分子量分布测定方法^[11]:吸取 10 mL DOM 溶液,分别放入分子量透过度为1 000、25 000的透析袋中,然后在2 000 mL 重蒸水中进行透析,透析过程中换水 6 次,透析 24h 后(预实验结果表明,24h 可确保透析完全),测定透析袋中的 DOC 浓度,计算不同分子量组分占总 DOC 的百分数^[11].

2 结果与讨论

2.1 飞灰生物淋滤过程中 pH 值变化与 S^0 的生物氧化动态

氧化亚铁硫杆菌与氧化硫硫菌都是中温、好氧、嗜酸、化能自养型的硫氧化细菌^[8,9].它们能以 CO_2 为碳源,以 NH_4^+ 或 NO_3^- 为氮源,将元素硫氧化成硫酸,从而使介质 pH 大幅度下降(见反应式 1).图 1(A)充分显示了营养物在降低飞灰浆液 pH 值的重要作用.

的 5.21 上升至 7.06,此后一直在这个值上下波动.而添加营养物的 3 个处理,淋滤 6d 后 pH 值明显降低,从降低幅度来看,污泥+菌液>SM+菌液>猪粪+菌液.淋滤 15d 后,3 处理的 pH 值分别由起始的 5.2 左右下降到 1.98、2.04 和 2.21.在微生物淋滤体系中,pH 值下降是嗜酸性硫杆菌大量增殖以及微生物淋滤反应启动的标志.从图 1(A)还可以看出,从反应启动的快慢顺序来说,SM+菌液>污泥+菌液>猪粪+菌液.究其原因,主要是硫杆菌为化能自养型细菌,它对有机废弃物中的 DOM 较为敏感^[8,9],尤其是 DOM 中的小分子量的有机酸、单糖等对硫杆菌的生长有显著的抑制作用^[12].测定各处理的 DOC 浓度可以发现(表 3),污泥+菌液和猪粪+菌液 2 处理在淋滤起始时,分别存在 126 mg/L 和 65 mg/L 的 DOM,这可能就是它们延迟期增长的主要原因.同时 2 处理经微生物淋滤后,DOC 浓度有所下降,暗示淋滤过程中有嗜酸性异养菌活动,消耗了部分 DOM.

表 3 飞灰微生物淋滤前后各处理 DOC 浓度的比较/ $mg \cdot L^{-1}$
Table 3 Comparison between concentration of dissolved organic carbon before and after bioleaching in various treatments/ $mg \cdot L^{-1}$

处理	淋滤前	淋滤后
(污泥+菌液)处理	126	77
(猪粪+菌液)处理	65	48
(SM+菌液)	0	0.5
菌液	0	0

元素硫的生物氧化是 pH 下降的内在动力.图 1(B)表明, SO_4^{2-} 与 pH 值的变化趋势正好相反,即硫酸根的产生越快的处理,pH 下降也越迅速.根据淋滤起始的 SO_4^{2-} 浓度,可粗略推算,污泥+菌液、猪粪+菌液、SM+菌液以及不加营养物的菌液等 4 个处理中硫粉的生物氧化率分别约为 67%、59%、65%与 0.6%.

2.2 飞灰中重金属生物去除效果

飞灰是粉末状的细小尘粒,粒径基本在 $100 \mu m$ 以下.已有的大量研究表明,Pb、Cd 和 Zn 等易挥发性金属,倾向于在飞灰颗粒表面凝结富集^[13,14].Linton 等^[14]用挥发-凝结机理来解释这一现象,并指出这种表面凝集的现象极大地提高了飞灰的环境危害性,因为有毒重金属的浸出性被大大地增强了.但这对微生物淋滤来说却非常有利,因为这意味着只需选择性地将飞灰表面的重金属溶出,就有可能

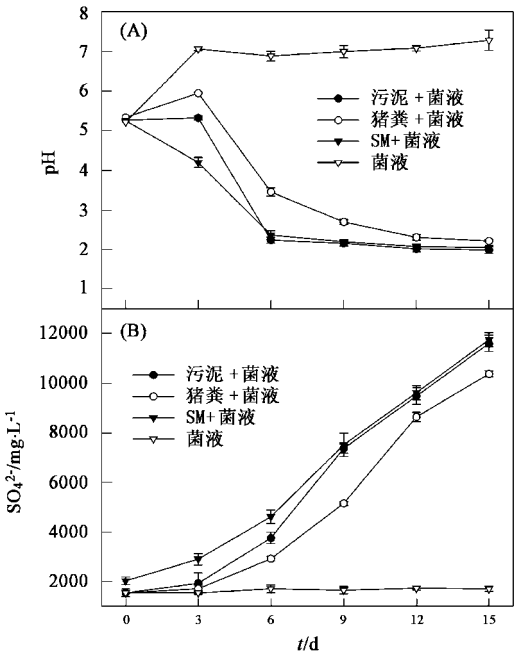
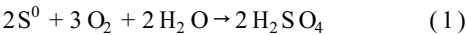


图 1 飞灰淋滤过程中 pH 和 SO_4^{2-} 的变化动态
Fig.1 Variation of pH (A) and sulfate production (B) during the bioleaching of MSWI fly ash



不添加营养物但接种硫杆菌复合菌株的对照,由于飞灰具有较强的酸中和能力,pH 值很快从起始

达到较高的去除率.图 2 清楚地表明,4 种重金属中,Cd 和 Zn 较容易被溶出,Cu 次之,Pb 较难被溶出.并且,添加营养物对重金属的溶出有极其重要的作用.不添加营养物的对照处理,4 种金属的溶出率都一直在 0.5 % 下,而添加污泥、猪粪或 SM 无机盐作为硫杆菌培养基的 3 处理,经过微生物淋滤后,重金属逐渐从固相中溶出进入液相.从溶出率(去除率)来说,污泥+菌液>SM+菌液>猪粪+菌液,这与 S^0 生物氧化或 pH 下降的规律是一致的.

相关分析表明,Cd、Zn 与 Cu 3 种金属的去除率与 pH 值都呈极显著的负相关关系(r^2 值分别为 0.980 9^{**}、0.963^{**} 和 0.656 9^{**}, $n=60$),说明 Cd、Zn 与 Cu 的浸出都主要受控于 pH.这 3 种金属的浸出动态是不同的.结合图 1(A)与图 2 发现,存

在 3 个不同的 pH 阈值,即 pH 约 4.1、4.2 和 2.1,来控制 Cd、Zn 与 Cu 3 种金属的溶解浸出,一旦 pH 低于此阈值,它们去除率将从约 5 % 以下迅速上升至 40 % 以上.例如,在污泥+菌液处理中,Cd 和 Zn 首先被浸出,6d 内 Cd、Zn 去除率分别迅速达到 65 %、62 %,之后逐步上升,第 15d 达到它们的最高值(88.1 % 与 78.6 %).而 Cu 的大量溶出直到第 9d 才开始启动(去除率为 37.5 %),这时对应的 pH 为 2.15,之后随着 pH 的逐步下降,Cu 去除率也逐渐上升,至第 15d 达最大值(69.5 %).究其原因,一是与金属离子本身的性质有关;二是与它们在飞灰中的赋存形态有关.已经证实飞灰中 Cu 主要以 Cu_2S 和 Cu_2O 2 种还原态形式存在,而 Zn 与其它金属主要以完全氧化态(如氧化物)形态存在^[6].

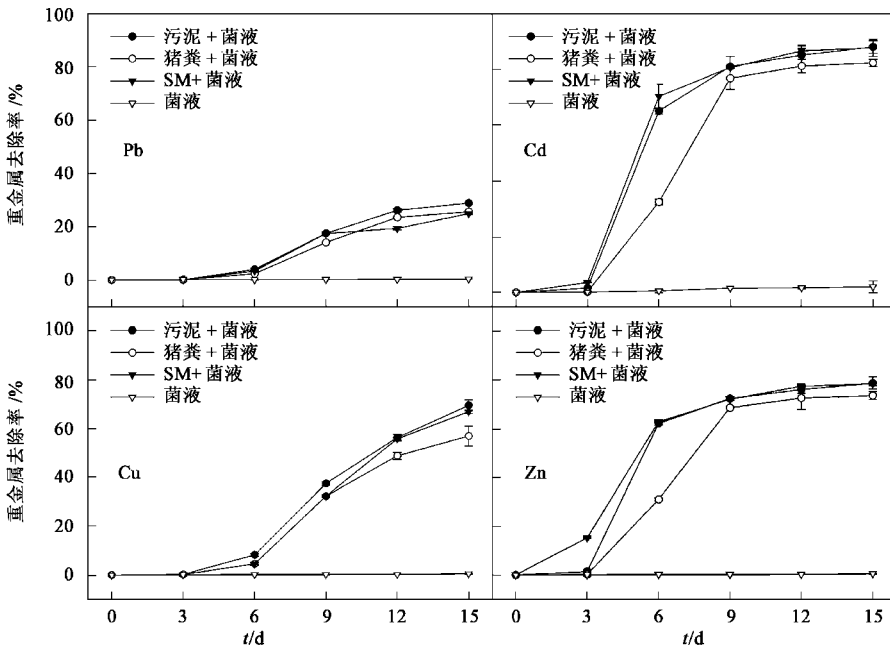


图 2 飞灰生物淋滤过程中重金属溶出动态

Fig. 2 Solubilization behavior of MSWI fly ash during bioleaching

对 Pb 来说,微生物淋滤处理的浸出效果并不明显,各处理的去除率都低于 30 %.这是因为在以硫为底物的微生物淋滤体系中, SO_4^{2-} 浓度很高,而 $PbSO_4$ 的溶解度极低($K_{sp}=1.06 \times 10^{-8}$),因此,溶出的 Pb^{2+} 立即与 SO_4^{2-} 生成难溶性的 $PbSO_4$ 沉淀.因此,尽管 Pb 的去除率较低,但是它在飞灰中的赋存形态已经发生改变.可以推测,微生物淋滤处理能将 Pb 从易交换态向难浸出态的 $PbSO_4$ 沉淀转化.

以污泥、猪粪代替常规的无机盐(SM),进行飞灰的微生物淋滤脱毒是可行的.并且使用污泥的效

果要好于 SM 与猪粪.在污泥+菌液的处理中,经过 15d 的微生物淋滤,Cd、Zn、Cu 去除率最高分别达到 88.1 %、78.7 %、69.6 %.但如何降低处理成本仍然是该技术走向实际工程亟待解决的问题,今后的研究热点将集中在如何降低硫的消耗与解决 S^0 的循环利用问题.一个有意义的方向是加强下游工艺的微生物处理,例如,利用自然界中存在的硫还原菌(Sulfate-reducing bacteria, SRB)将淋滤产生的高浓度的 SO_4^{2-} 还原成 H_2S ,然后再利用一些光合硫细菌或无机化能型的硫氧化菌将 H_2S 氧化成 S^0 ,从而

实现硫粉的循环利用.这样,一个人工强化的硫微生物转化过程($S^0 \rightarrow SO_4^{2-} \rightarrow H_2S \rightarrow S^0$),将促进微生物去除技术的实用化.

2.3 不同浓度污泥 DOM 与猪粪 DOM 对硫杆菌生物氧化能力的影响及原因

图 3 显示了硫杆菌复合菌株在含不同浓度污泥 DOM(A)与猪粪 DOM 的 SM 液体培养基(含硫粉 5g/L, pH5.0)中对 S^0 氧化动态.由图 3 可以发现,DOM 浓度越大,对 S^0 生物氧化的抑制就越明显.并且,2 种 DOM 的抑制能力存在显著差别,猪粪 DOM 的抑制作用远高于污泥 DOM.若以 S^0 氧化率达到 50% 的需要时间(t_{50})为衡量标准,则当污泥 DOM 浓度为 0、100、200、300 mg/L 时, t_{50} 分别为 8.1、8.3、11.8、17.9 d.当污泥 DOM 超过 400 mg/L 时,就会对硫杆菌的生长增殖与 S^0 氧化能力产生不可修复的抑制作用,细菌的镜检也表明,经过 18d 的持续抑制,硫杆菌几乎全部自溶.而对猪粪来说,当 DOM 浓度为 0、50、100 mg/L 时, t_{50} 分别为 8.1、10.9、14d.并且,150 mg/L 的猪粪 DOM 就会完全抑制硫杆菌的生物氧化活性.

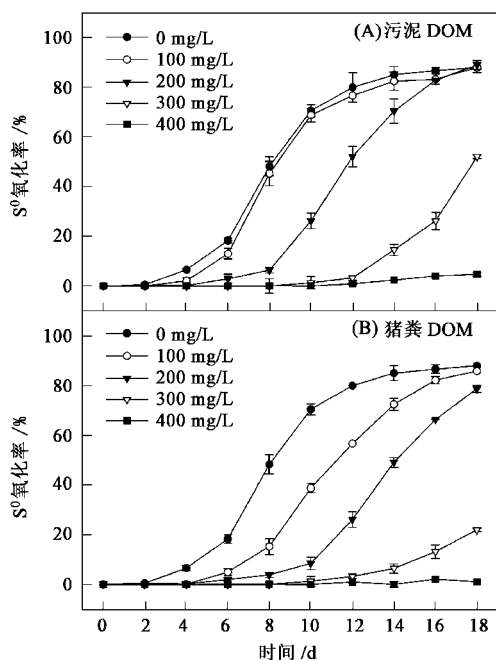


图 3 不同 DOM 浓度下硫杆菌复合菌株对 S^0 的氧化率
Fig.3 Effect of DOM concentration on oxidation efficiency of elemental by mixed cultures of *Acidithiobacillus ferrooxidans* LX₅ and *Acidithiobacillus thiooxidans* SS-3

特别值得一提的是,考察图 3(A)和(B)中 S^0 氧

化率突跃曲线可以发现,当污泥 DOM 浓度为 0 ~ 200 mg/L,猪粪 DOM 浓度为 0 ~ 100 mg/L 时,在突跃段各曲线的斜率几乎相等,这就暗示在一定范围内(污泥 DOM 浓度 0 ~ 200 mg/L,猪粪 DOM 浓度 0 ~ 100 mg/L),硫杆菌对 S^0 氧化只存在延迟期长短的差别,一旦进入指数生长期,DOM 就不会影响它们对 S^0 的氧化效率.因此,在实践中通过在污泥或猪粪环境中驯化消除延迟期,就能达到较高的生物氧化效率.

为了解 2 种 DOM 对硫杆菌生物氧化活性抑制作用大小不同的内在原因,将 DOM 区分为 <1 000、1 000 ~ 25 000 与 >25 000 共 3 种分子量组分.考察 3 组分的百分含量(图 4)可以发现,猪粪 DOM 中 <1 000 的小分子组分含量为 77.6%,是污泥 DOM 的 1.59 倍,说明相同浓度的猪粪 DOM 中小分子有机物远高于污泥 DOM.对硫杆菌来说,小分子有机物(尤其是小分子有机酸)的毒性远远高于大分子水溶性组分. Gu 等^[12]已经证实,存在 10.8 mmol/L 的乙酸和 9.88 mmol/L 丙酸就能显著抑制 *Acidithiobacillus ferrooxidans* 的生长与氧化活性.

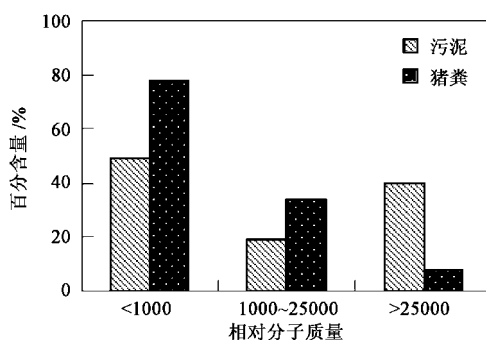


图 4 污泥 DOM 与猪粪 DOM 中不同分子量组分的含量比较

Fig.4 Comparison between molecular size distribution of DOM derived from sewage sludge and pig manure

3 结论

(1) 污泥或猪粪可以代替常规的无机盐(SM),进行飞灰的微生物淋滤脱毒.采用污泥的效果要明显好于猪粪.在污泥+菌液的处理中,经过 15d 的微生物淋滤,Cd、Zn、Cu 去除率最高分别达到 88.1%、78.7%、69.6%,而猪粪+菌液的处理,3 种金属的去除率分别为 82.4%、73.5%、60.0%.

(2) 相同浓度的猪粪 DOM 对 *A. ferrooxidans* 和 *A. thiooxidans* 复合菌株的抑制作用远大于污泥

DOM.复合硫杆菌株能耐受的污泥 DOM 和猪粪 DOM 浓度分别约为 400 mg/L 和 150 mg/L(以 DOC 浓度来表示).猪粪 DOM 中小分子量组分较多是造成这一现象的主要原因.

(3) Cd、Zn、Cu 3 种重金属的溶出主要受控于硫氧化所导致的 pH 下降.但 3 种金属的溶出动态有所不同,存在约 4.1、4.2 和 2.1 的 pH 阈值来控制 Cd、Zn 与 Cu 的溶出.

参考文献:

- [1] Hong K J, Tokunaga S, Ishigami Y, *et al.* Extraction of heavy metals from MSW incinerator fly ash using saponins[J]. *Chemosphere*, 2000, **41**:345 ~ 352.
- [2] Bipp H P, Wunsch P, Fischer K, *et al.* Heavy metal leaching of fly ash from waste incineration with gluconic acid and a molasses hydrolysate[J]. *Chemosphere*, 1998, **36**(11):2523 ~ 2533.
- [3] 张瑞娜,赵由才,许实.生活垃圾焚烧飞灰的处理处置方法[J]. *苏州科技学院学报(工程技术版)*, 2003, **16**(1):22 ~ 29.
- [4] Mercier G, Chartier M, Couillard D, Blais J F. Decontamination of fly ash and used Lime from municipal waste incinerator using *Thiobacillus ferrooxidans* [J]. *Environ. Manage.*, 1999, **24**(4):517 ~ 528.
- [5] Katsuura H, Inoue T, Hiraoka M, Sakai. Full-scale plant study on fly ash treatment by the acid extraction process[J]. *Waste Manag.*, 1996, **16**:491 ~ 499.
- [6] Brombacher C, Bachofen R, Brandl H. Development of a laboratory-scale leaching plant for metal extraction from fly ash by *Thiobacillus* strains[J]. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1998, **64**(4):1237 ~ 1241.
- [7] Krebs W, Brombacher C, Bosshard P P, *et al.* Microbial recovery of metals from solids[J]. *FEMS Microbiol. Rev.*, 1997, **20**(3-4):605 ~ 617.
- [8] 周顺桂,王世梅,余素萍,周立祥.污泥中氧化亚铁硫杆菌的分离应用效果[J]. *环境科学*, 2003, **24**(3):56 ~ 60.
- [9] 周顺桂,周立祥,王世梅.嗜酸硫氧化菌 SS-3 的分离.特性及其在污泥生物脱毒上的应用[J]. *环境科学研究*, 2003, **24**(5):41 ~ 45.
- [10] Zhou L X, Liang J R, Zhan X H, *et al.* Fractionation and characterization of sludge bacterial extracellular polymers by FT-IR, ^{13}C -NMR, ^1H -NMR[J]. *Water Sci. Technol.*, 2001, **44**(10):71 ~ 78.
- [11] 张雪英,周顺桂,周立祥,等.堆肥处理对污泥腐殖质形态与重金属分配的影响[J]. *生态学杂志*, 2004, **23**(1):30 ~ 33.
- [12] Gu X Y, Wong J W C. Identification of inhibitory substances affecting bioleaching of heavy metals from anaerobically digested sewage sludge[J]. *Environ. Sci. Technol.* 2004, **38**:2934 ~ 2939.
- [13] 何品晶,章骅,曹群科,等.上海浦东垃圾焚烧发电厂飞灰性质研究[J]. *环境化学*, 2004, **23**(1):38 ~ 42.
- [14] Linton R W, Williams P, Evans C A, *et al.* Determination of surface predominance of toxic elements in airborne particles by ion microprobe mass-spectrometry and auger electron spectrometry[J]. *Anal. Chem.*, 1977, **49**(11):1514 ~ 1521.