

生物沥浸法去除猪粪中重金属的研究

杨慧敏^{1,3} 常丽春² 阎中² 何绪文¹ 王凯军^{3*}

(1. 中国矿业大学化学与环境工程学院, 北京 100083; 2. 北京市环境保护科学研究院, 北京 100037;
3. 清华大学环境科学与工程系, 北京 100084)

摘要 探讨以猪粪为培养介质, 驯化和加富培养获得硫细菌混合菌液, 并研究其对猪粪中重金属的生物沥浸效果。结果表明: 猪粪可以在 18 d 内完成驯化, 经 3 轮富集培养的猪粪粪液可作为硫细菌接种菌液。采用此菌液对猪粪粪液接种并投加硫粉, 经过 9 d 的生物沥浸, Cu、Zn 和 Cd 的沥出率分别达到 93.0%、90.1% 和 67.8%。

关键词 猪粪 重金属 生物沥浸 硫细菌

中图分类号 X713 文献标识码 A 文章编号 1673-9108(2009)06-1103-06

Bioleaching of heavy metals from pig manure

Yang Huimin^{1,3} Chang Lichun² Yan Zhong² He Xuwen¹ Wang Kaijun³

(1. School of Chemical and Environmental Engineering, China University of Mining and Technology, Beijing 100083, China;
2. Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection, Beijing 100037, China;
3. Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract Experiments were conducted in batch processes and indigenous sulfur-oxidizing bacteria was obtained in pig manure domestication and enriched by using sulphur powder as the energy substances. It would take 18 days to finish the initial domestication, finally, the maximum active bacteria were obtained through three consecutive transfers of initial acidified manure to the new diluted manure. By using this manure for inoculum and by using sulphur powder as the energy substances, after 9 days of bioleaching, 93% of Cu, 90.1% of Zn and 67.8% of Cd could be removed from the pig manure.

Key words pig manure; heavy metal; bioleaching; sulfur-oxidizing bacteria

随着人民生活水平不断提高, 规模化畜禽养殖业迅速发展, 同时也产生了大量的畜禽粪便, 畜禽养殖已经成为我国新的污染大户。据统计, 1999 年全国畜禽粪便产生量约为 19 亿 t, 是工业废弃物的 2.4 倍。由于运输处理费用比较高, 未经处理的畜禽粪便通常任意堆放在养殖场附近或者就近施入农田。畜禽粪便的农用可以提高土壤肥力, 改善土壤的理化性质, 增加作物产量, 但目前畜禽粪便的成分与以往相比已经发生了质的变化。当今畜牧业生产中大量使用各种能促进生长和提高饲料利用率、抑制有害菌的微量元素添加剂, 如 Zn、Cu 和 As 等金属元素添加剂, 而这些无机元素在畜禽体内的消化吸收利用率极低, 在排放的粪便中含量相当高。这些畜禽粪便施入土壤后, 其中的重金属元素在土壤-水-植物系统中积累转化, 并可通过食物链对人体健康造成威胁, 超过一定限度时能产生毒害。近年来, 这一问题已引起了国内外环保工作者的关注^[1-3]。去除畜禽粪便中重金属对其资源化利用意

义重大。有关的畜禽粪便中重金属的污染防治方法除了所提到的严格控制饲料质量, 加强饲料管理外, 其他的处理方法主要是针对于氮磷污染、生物病原污染以及恶臭物质污染等的防治^[4], 对已经产生的畜禽粪便中的重金属污染问题则鲜见报道。而鉴于我国目前的畜禽饲料质量标准不够严格、质量管理松懈、饲料的药理作用显著、人们的意识形态不易改变等原因, 在短时间内完全通过饲料控制来消除畜禽养殖带来的重金属污染是不可能的, 因此目前通过其他途径来缓解畜禽粪便中重金属污染问题是非常必要的。

起源于微生物湿法冶金的生物沥浸法 (又称为

基金项目: 国家高技术研究发展计划 (863) 项目 (2007AA06Z345)

收稿日期: 2008-10-06; 修订日期: 2008-10-28

作者简介: 杨慧敏 (1974~), 女, 博士研究生, 主要从事水污染控制方面的研究。E-mail: yhm214@126.com

* 通讯联系人

生物沥滤法或生物淋滤法)是一项非常有前景的金属浸提技术^[5],此方法近年来主要用于环境污染治理等领域,例如污水污泥和垃圾焚烧飞灰中重金属的去除^[6-9],废旧干电池中有毒重金属的回收处理^[10-12],重金属污染土壤与河流底泥的生物修复^[13-15]等。生物沥浸法的主要原理是利用氧化亚铁硫杆菌或氧化硫硫杆菌等嗜酸性硫杆菌的生物氧化作用,直接或间接以生成的硫酸间接将介质中难溶的金属变成可溶性的金属硫酸盐,通过固液分离加以去除。与传统化学浸提法相比该方法具有反应温和、耗酸少、运行成本低、去除效果好、实用性强等优点,越来越受到关注^[5,16-18]。本实验以猪粪为基质,进行生物沥浸微生物培养研究,并初步考察了生物沥浸法对重金属的去除效果,以期为该法工程化应用于畜禽粪便提供理论参考。

1 材料与方法

1.1 样品采集和分析

试验用猪粪取自北京某养猪厂干清粪。猪粪采回后保存于3层塑料袋中并置于4℃冰箱备用。经测定,该猪粪性质如下:含固率29.06%;pH值7.54;有机质65.47%;Cu 321.19 mg/kg;Zn 1 087.32 mg/kg;Cd 3.67 mg/kg(除pH值外均以干物质计)。目前,我国尚无有机肥中的重金属限量标准,我国肥料标准中也未对Cu、Zn进行限量,本研究按德国腐熟堆肥中部分重金属的限量标准^[19]的规定对Cu和Zn的测定结果进行了评判,此标准中Cu和Zn的限量分别为100 mg/kg和400 mg/kg,可判定出所取猪粪粪样中Cu和Zn的含量均超标。而Cd按肥料登记时,我国对有机肥料的要求,其重金属含量应符合城镇垃圾农用控制标准^[20],此标准中Cd的限量为3.0 mg/kg,按此限值可判定出所取粪样中Cd含量也超过了标准要求。

由方迪等^[21]的研究可知,污泥含固率采用6%以下沥浸效果较好,因此为了初步考察生物沥浸法应用于猪粪中重金属的去除效果,本实验所用粪液均为用蒸馏水将原猪粪稀释至4%含固率的猪粪粪液。此粪液起始 SO_4^{2-} 浓度为300.2 mg/L。

1.2 实验用菌液的培养

1.2.1 驯化培养

取200 mL猪粪粪液于250 mL锥形瓶中,加入10 g/L(S粉质量/粪液体积)的S粉,同时设不加硫的粪液作对照,在200 r/min,28℃下振荡培养,直

至处理粪样pH值降至2.5。

1.2.2 富集培养

取驯化培养的混合菌液,按10%(体积比)接种到猪粪粪液中,同样,加入10 g/L的S粉,进行第1轮硫细菌混合菌液的富集振荡培养,摇床转速调为180 r/min,pH值降至2.5以下后再采用同样的方法,将摇床转速调为200 r/min,进行第2轮和第3轮富集培养,第2轮和第3轮富集培养均历时6 d,在3轮富集培养过程中均设接种硫细菌菌液,不添加S粉的猪粪粪液作对照。第3轮富集培养所得菌液作为生物沥浸实验的硫细菌接种液。

1.3 猪粪中重金属生物沥浸试验

取400 mL猪粪粪液于500 mL锥形瓶中,按10%(体积比)接种硫细菌接种液,并按10 g/L投加S粉后,置于28℃、转速为200 r/min的摇床中恒温振荡培养以进行生物沥浸试验。为区分在生物沥浸过程中存在的化学氧化与生物氧化,同时设不接种硫细菌菌液、不投加S粉的猪粪粪液作对照。

1.4 分析项目与方法

每天用蒸馏水补充蒸发的水分后取20 mL样品采用H98128笔式酸度计测其pH值,并将样品在2 000 r/min下离心40 min,用0.45 μm滤膜过滤后,采用WFX-1208型原子吸收分光光度计测定沥浸液中Cu、Zn和Cd的含量,采用DR 5000型分光光度计通过铬酸钡光度法测 SO_4^{2-} 浓度。根据沥浸前后干物质中重金属含量的差值,计算猪粪中重金属的沥出率。

2 结果与讨论

在生物沥浸过程中,pH值是影响硫细菌生长进而影响重金属沥浸效率的重要因素。利用硫的硫细菌为专性化能自养菌,以元素硫或硫化物作能源,将其氧化产生硫酸,促使pH下降,而硫细菌属于嗜酸性微生物,在较低pH值环境下会大量增殖促使pH值迅速降至最低,从而使重金属从固相中大量沥出而被去除。通常猪粪中含有足量的N、P和K等基本营养元素,能够满足硫细菌生长所需,但硫化物含量不能满足大量硫细菌增殖的能源需求,因此试验中需投加硫以提供硫细菌生长所需的电子供体^[6,18]。

2.1 驯化与富集培养过程中pH值的变化情况

图1~图3显示了处理粪样与对照粪样在驯化富集培养过程中的pH值变化情况。由图1~图3

中均可看出,在反应初期(驯化和第 1 轮培养过程的前 7 d;第 2、3 轮培养过程的前 3 d),系统 pH 值经小幅升高后又降低至起始 pH 值水平,基本稳定在 7.0~8.0 之间。随后,系统 pH 迅速下降。经分析认为反应初期,pH 稳定在较高水平,是由于在反应初期,粪液中原有的异养微生物仍有较强的活性,占据优势地位,此时粪液中主要进行的是好氧消化,此阶段主要发生氨化作用生成 $\text{NH}_3\text{-N}$ 致使 pH 值升高^[22,23]。随着硫杆菌大量繁殖并在数量上占据优势,其新陈代谢才导致 pH 值迅速下降^[24]。而对照粪样驯化期 pH 值不但没有降低,反而略有增加,这是因为对照粪样没有能源物质可以利用,硫细菌很少甚至没有,系统内主要进行的是好氧消化导致 pH 值始终稳定在较高的水平。

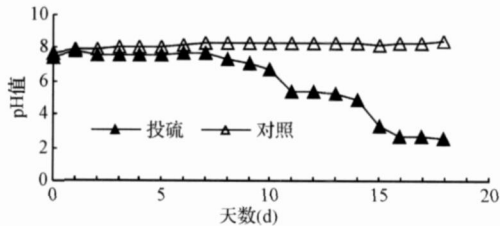


图 1 驯化培养过程中 pH 的变化

Fig. 1 pH change of pig manure during domestication

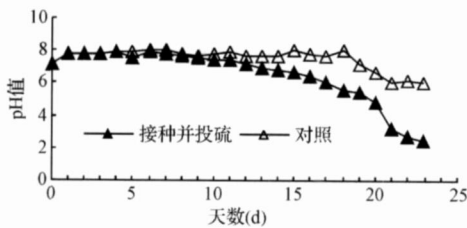


图 2 第 1 轮富集培养过程中 pH 的变化

Fig. 2 pH change of pig manure during the first enrichment of sulfur-oxidizing bacteria

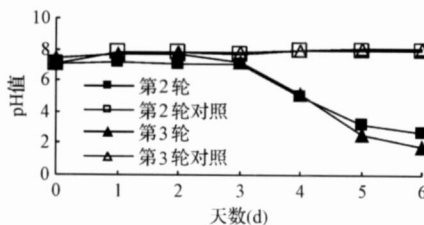


图 3 猪粪第 2 及第 3 轮富集培养过程中 pH 的变化

Fig. 3 pH change of pig manure during the second and the third enrichment of sulfur-oxidizing bacteria

第 1 轮培养过程由于转速调低为 180 r/min,与驯化期相比,酸化速率有所下降,第 2 轮和第 3 轮培养过程中转速与驯化培养期的转速相同,均为 200 r/min,但培养过程中的酸化速率较驯化培养期大大提高,pH 值由驯化 16 d 降到 3 以下缩短为第 2 轮富集 6 d 降到 3 以下,而第 3 轮富集则在第 5 d 就降到了 3 以下,这是由于硫细菌增殖速率越来越高酸化速度加快的结果。

第 1 轮富集培养期对照粪样 pH 值也略有下降,经 20 d 培养后 pH 值稳定在 6 左右,这是由于猪粪中有一部分硫化物结合态的重金属或猪粪中自带的 S 元素充当了硫细菌的能源物质,其中结合的 S 元素被氧化生成了 H_2SO_4 从而导致 pH 值一定程度地下降,但后期随着 S 元素被耗尽,pH 值不再下降而是稳定在了一数值。这说明 S 粉作为能源物质直接影响着酸化速率。第 2、3 轮培养过程的对照粪样在 6 d 内 pH 值稳定在 7.5~8.0。

图 4 显示了处理粪样和对照粪样的初始 SO_4^{2-} 浓度与第 1、3 轮富集培养末期 SO_4^{2-} 浓度。处理粪样和对照粪样的起始 SO_4^{2-} 浓度均为 300.2 mg/L。第 1 轮富集培养末期,处理粪样中 SO_4^{2-} 浓度达到 8 756 mg/L,对照粪样的 SO_4^{2-} 浓度为 2.208 mg/L。在第 3 轮富集培养末期,处理粪样中 SO_4^{2-} 浓度达 18 229 mg/L,对照粪样 SO_4^{2-} 浓度为 3 102 mg/L。 SO_4^{2-} 浓度可以表征系统中硫细菌的数量与活性,硫细菌的数量与活性越高,其代谢产物 SO_4^{2-} 浓度越高。处理粪样的 SO_4^{2-} 浓度与对照粪样相比,第 1 轮培养末期为其 4 倍,第 3 轮培养末期为其 5.9 倍。故经过 3 轮富集培养,系统中硫细菌的数量与活性达到了较高的水平,S 粉的投加为硫细菌的生长繁殖提供了能源物质。而对照粪样耗尽粪液本身结合的 S 元素后由于能源物质缺乏抑制了硫细菌的生长, SO_4^{2-} 浓度只有一定程度的增加。

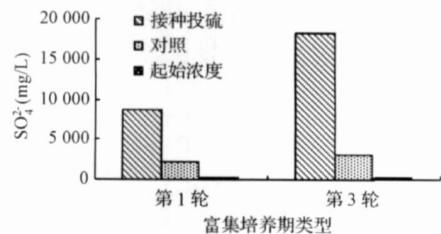


图 4 猪粪富集培养末期沥浸液中 SO_4^{2-} 浓度

Fig 4 SO_4^{2-} of pig manure after enrichment of sulfur-oxidizing bacteria

表1 培养末期猪粪中重金属的沥出率

Table 1 Solubilization of heavy metals after domestication and enrichment

培养期 类型	Cu沥出率 (%)		Zn沥出率 (%)		Cd沥出率 (%)		培养时间 (d)	转速 (r/min)
	处理粪样	对照粪样	处理粪样	对照粪样	处理粪样	对照粪样		
驯化	55.7	7.3	49.8	3.8	31.3	6.0	18	200
第1轮富集	68.2	13.7	85.5	1.6	35.5	13.3	23	180
第3轮富集	89.2	15.8	91.3	2.1	64.9	12.8	6	200

2.2 驯化与富集培养末期重金属的去除效果

为了考察培养期的粪液培养效果,测试了驯化培养末期、第1轮富集培养末期和第3轮富集培养末期猪粪中重金属的沥出率(见表1)。

由表1可知,处理粪样中重金属的沥出率随着进一步的加富培养而增加,Cu、Zn和Cd沥出率分别由驯化培养末期的55.7%、49.8%和31.3%增加至第3轮富集培养末期的89.2%、91.3%和64.9%。而对照粪样的沥出率均较低。由此可见,经过驯化及3轮富集培养,处理粪样中重金属的去除效果达到了较高的水平,这说明,第3轮富集培养结束时,处理粪样中硫细菌在粪液中的活性较大,密度也基本接近了最大值,此时的猪粪粪液可以作为硫细菌接种液继续进行其他序批试验。

2.3 猪粪中重金属生物沥浸效果

以经过驯化与3轮富集培养所得的硫细菌混合菌液为接种菌液,考察了猪粪生物沥浸过程中重金属的去除效果,本试验仅测试了Cu、Zn和Cd的沥出率。

2.3.1 生物沥浸过程中pH的变化

图5显示,猪粪沥浸第4d,粪液pH值即从初始的7.4降至3左右,对照粪液pH值则从初始的7.8增加至8。到第5d,接种并投加S粉的粪液pH值降至2.56,第6d降至1.8,随后稳定在1.6左右,对照粪液pH值则始终维持在8左右,这说明处理粪样由于接种了硫杆菌,在适宜的温度和具有充足能源物质的条件下迅速增殖,使粪液快速酸化。而对照粪样由于既没接种也没投加S粉,所以粪液中

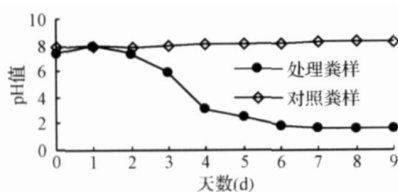


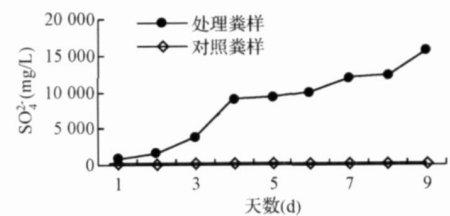
图5 生物沥浸过程中pH的变化

Fig 5 pH change during bioleaching

很少或者几乎没有硫细菌生长,粪液中仅是进行了好氧消化致使pH值稳定在7.8~8。

2.3.2 生物沥浸过程中 SO_4^{2-} 浓度的变化

外源添加的S粉的利用率(氧化率)不但可用来评价S在该生物沥浸系统中作为能源物质的效率,而且也是评价沥浸后去除了重金属的猪粪质量的重要指标。因为残余在猪粪中的S若没在生物沥浸过程中氧化成硫酸盐,则脱毒猪粪在土地利用时,残余的S可能在土壤中继续被氧化而导致土壤局部酸化(即所谓的“后酸化作用”)[25]。为此特地考察了生物沥浸过程中 SO_4^{2-} 浓度的变化动态。

图6 生物沥浸过程中 SO_4^{2-} 浓度的变化Fig 6 SO_4^{2-} change during bioleaching

由图6可知,处理粪样中 SO_4^{2-} 浓度随培养时间逐渐增加,而对照粪样中 SO_4^{2-} 浓度却始终维持在起始浓度300 mg/L左右。分析结果为,处理粪样中 SO_4^{2-} 浓度的增加是由于硫细菌将S单质和重金属的硫化物氧化生成 H_2SO_4 的缘故;而对照粪样在没接种也没投加硫粉的情况下,几乎没有硫细菌存在,即使粪样中存在硫化物也不会被氧化为硫酸盐,所以 SO_4^{2-} 浓度基本不变始终维持在起始浓度水平。处理粪样运行到第9d生物沥浸结束时 SO_4^{2-} 浓度增加至15649 mg/L,扣除掉粪液本身携带的 SO_4^{2-} 浓度后为15348.8 mg/L,这一部分 SO_4^{2-} 即使全部由S转化而来,按10 g/L投加的S粉的利用率仅达到51%。由此可见,本实验所投加的S粉超过了生物沥浸所需要的投硫量。从充分利用S粉角度考虑,建议S粉投加量采用5.1 g/L以避免猪粪农用

的“后酸化作用”。

2.3.3 生物沥浸过程中重金属沥出率的变化

图 7 显示了生物沥浸过程中 Cu 沥出率的变化。结合 pH 值的变化发现, Cu 沥出率与 pH 值的变化有极大的关系。生物沥浸第 5 d, 处理粪样的 Cu 沥出率由第 4 d 的 4.73% 突然增至 60.64%, 与对照粪样的 Cu 沥出率拉开差距, 同时处理粪样的 pH 值由第 4 d 的 3.14 降至第 5 d 的 2.55, 而对照粪样的 pH 值则变化不大。由此可见, Cu 沥出率变化的转折点是 pH 值降至 3 以下, 随后当 pH 值逐渐由第 5 d 的 2.55 降至第 9 d 的 1.59 时, Cu 沥出率也随之逐渐增加, 最后达到 92.97%。

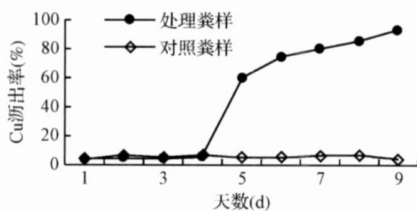


图 7 生物沥浸过程中 Cu 沥出率的变化
Fig 7 Solubilization of Cu during bioleaching

图 8、图 9 分别显示了生物沥浸过程中 Zn、Cd 沥出率的变化, 二者的变化相同之处在于: 当 pH 值由第 3 d 的 5.91 降至第 4 d 的 3.14 时, 处理粪样中重金属沥出率开始大幅度增加, Zn 沥出率由第 3 d 的 7.41% 增至第 4 d 的 58.15%, Cd 沥出率由第 3 d 的 19.6% 增至第 4 d 的 56.24%, 随后随着 pH 值进一步降低, 沥浸第 9 d Zn 沥出率达到 90.13%, Cd 沥出率达到 67.85%。

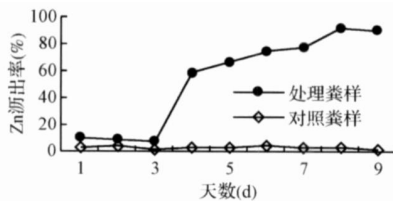


图 8 生物沥浸过程中 Zn 沥出率的变化
Fig 8 Solubilization of Zn during bioleaching

由上述 3 个图中均可得, 对照粪样 pH 值变化不大, 重金属沥出率始终和重金属初始沥出率大小接近, Cu 沥出率维持在 3.8% ~ 6.65%, Zn 沥出率维持在 1.9% ~ 4.1%, Cd 沥出率维持在 4.1% ~ 6%, 这一部分沥出率主要来自于水溶态的重金属。由此可见, S 粉的投加与否影响着非水溶态重金属

的沥出, 而 pH 值的变化则影响着沥出率的变化幅度。

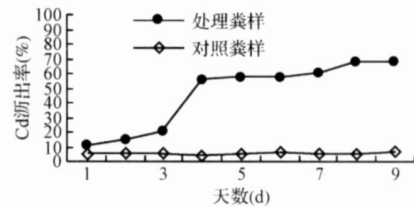


图 9 生物沥浸过程中 Cd 沥出率的变化
Fig 9 Solubilization of Cd during bioleaching

实验结果表明, 生物沥浸法应用于去除猪粪中的重金属是可行的。处理粪样经过 9 d 的生物沥浸, Cu、Zn 和 Cd 的沥出率可分别达到 92.97%、90.13% 和 67.85%, 生物沥浸后的粪液可进行脱水处理, 脱水后的沥浸液可通过沉淀法对重金属进行回收利用。脱水后的猪粪中的 Cu、Zn 和 Cd 的含量分别为 22.58、107.32 和 1.18 mg/kg, 均远远低于本文所参考的标准对 3 种重金属的限量要求^[19,20], 毒性大大降低, 此外处理后的猪粪 pH 值较低, 投加适量石灰中和后即可安全地进行农用。

3 结 论

(1) 含固率为 4% 的猪粪粪液经过驯化和 3 轮富集培养后可以作为硫细菌接种液进行其他的生物沥浸序批试验。

(2) 采用生物沥浸法对猪粪中重金属具有较高的去除效果。重金属沥出率与 pH 值密切相关, 经过 9 d 的生物沥浸, pH 值由起始的 7.41 降至 1.59; SO_4^{2-} 浓度由起始的 320 mg/L 增至 15 649 mg/L; Cu 沥出率由起始的 4.0% 达到 93.0%; Zn 沥出率由起始的 5.9% 达到 90.1%; Cd 沥出率由起始的 8.7% 达到 67.8%。经过生物沥浸之后的猪粪中的重金属大大减少, 剩下未去除的重金属稳定性极强, 不易迁移转化, 猪粪经石灰中和后即可更加安全地进行农用。

(3) 无论是驯化富集培养期还是生物沥浸期, 与所设对照粪样相比, 都充分地说明了 S 粉的投加和硫细菌的接种直接影响着 pH 值的变化, 从而影响重金属的最终去除效果。为了避免 S 粉产生的“后酸化作用”, 应尽量降低 S 粉的投加量并提高其充分利用率。

参考文献

- [1] 郝秀珍, 周东美. 畜禽粪中重金属环境行为研究进展. 土壤, 2007, 39(4): 509 ~ 513
- [2] Aamink A. J. A., Verstege M. W. A. Nutrition, key factor to reduce environmental load from pig production. Livestock Science, 2007, 109: 194 ~ 203
- [3] Nicholson F. A., Chambers B. J., Williams J. R., et al. Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. Bioresource Technology, 1999, 70: 23 ~ 31
- [4] 孔源, 韩鲁佳. 我国畜牧业粪便废弃物的污染及其治理对策的探讨. 中国农业大学学报, 2002, 7(6): 92 ~ 96
- [5] 周顺桂, 周立祥, 黄焕忠. 生物淋滤技术在去除污泥中重金属的应用. 生态学报, 2002, 22(1): 125 ~ 133
- [6] 华玉妹, 李文红, 陈英旭, 等. 不同接种量下生物沥滤去除污泥中重金属的研究. 浙江大学学报, 2005, 31(1): 47 ~ 51
- [7] Wong J. W. C., Xiang L., Gu X. Y., et al. Bioleaching of heavy metals from anaerobically digested sewage sludge using FeS_2 as an energy source. Chemosphere, 2004, 55: 101 ~ 107
- [8] 杨洁, 汪群慧, 王琪, 等. 垃圾焚烧飞灰浓度对黑曲霉生长及重金属生物淋滤效果的影响. 环境科学, 2008, 29(3): 825 ~ 830
- [9] Wu H. Y., Ting Y. P. Metal extraction from municipal solid waste (MSW) incinerator fly ash-chemical leaching and fungal bioleaching. Enzyme and Microbial Technology, 2006, 38(6): 839 ~ 847
- [10] 赵玲, 杨栋, 朱南文. 废旧干电池的生物法资源回收技术. 有色冶金设计与研究, 2007, 28(23): 98 ~ 102
- [11] 孙艳, 吴锋, 辛宝平. 硫杆菌浸出废旧 MH/Ni 电池中重金属研究. 生态环境, 2007, 16(6): 1674 ~ 1678
- [12] Muller T., Friedrich B. Development of a recycling process for nickel metal hydride batteries. Journal of Power Sources, 2006, 158: 1498 ~ 1509
- [13] Kumar R. N., Nagendran R. Influence of initial pH on bioleaching of heavy metals from contaminated soil employing indigenous *Acidithiobacillus thiooxidans*. Chemosphere, 2007, 66: 1775 ~ 1781
- [14] Tsai L. J., Yu K. C., Chen S. F., et al. Effect of temperature on removal of heavy metals from contaminated river sediments via bioleaching. Water Research, 2003, 37: 2449 ~ 2457
- [15] Willscher S., Pohle C., Sitte J., et al. Solubilization of heavy metals from a fluvial AMD generating tailings sediment by heterotrophic microorganisms, Part I. Influence of pH and solid content. Journal of Geochemical Exploration, 2007, 92: 177 ~ 185
- [16] Krebs W., Bronbacher C., Philipp P., et al. Microbial recovery of metals from solids. FEMS Microbiology Reviews, 1997, 20: 605 ~ 617
- [17] Tomonori Ishigaki, Akane Nakanishi, Masafumi Tateda, et al. Bioleaching of metal from municipal waste incineration fly ash using a mixed culture of sulfur-oxidizing and iron-oxidizing bacteria. Chemosphere, 2005, 60: 1087 ~ 1094
- [18] Chen S. Y., Lin J. G. Bioleaching of heavy metals from contaminated sediment by indigenous sulfur-oxidizing bacteria in an air-lift bioreactor. Effects of sulfur concentration. Water Research, 2004, 38: 3205 ~ 3214
- [19] 周焱, 陆若辉, 董越勇, 等. 浙江省复混肥料、有机-无机复混肥料和有机肥料品质的研究. 植物营养与肥料学报, 2007, 13(1): 148 ~ 154
- [20] 国家环境保护总局环境工程评估中心. 环境影响评价技术导则与标准汇编. 北京: 中国环境科学出版社, 2005. 1032 ~ 1033
- [21] 方迪, 周立祥. 固体浓度对生物淋滤法去除制革污泥中铬的影响. 中国环境科学, 2004, 24(2): 163 ~ 165
- [22] 边德军, 陈慧良. 初级污泥好氧消化的实验研究. 长春工程学院学报(自然科学版), 2001, 2(4): 41 ~ 42
- [23] 丁文川, 龙腾锐, 许龙. 污泥好氧消化影响因素分析. 给水排水, 2004, 30(7): 23 ~ 26
- [24] 邹塞, 张盼月, 曾光明, 等. 硫粉投加量与污泥含固率之比对生物淋滤过程的影响. 环境科学学报, 2008, 28(3): 510 ~ 515
- [25] 周立祥, 方迪, 周顺桂, 等. 利用嗜酸性硫杆菌去除制革污泥中铬的研究. 环境科学, 2004, 25(1): 62 ~ 66