

GUANGZHOU ENVIRONMENTAL SCIENCES

Vol.24 No.2

广州环境科学

第二十四卷 第二期



广州市环境科学学会 主办

2

2009

首届穗版内部资料优秀奖
《中文科技期刊数据库》入编期刊
《中国知识资源总库》入编期刊
《华艺线上图书馆》入编期刊

《广州环境科学》编委会

(按姓氏笔画排序)

主 任 傅家谟

副 主 任 甘海章 赖光赐

委 员 王作新 刘攸弘 齐雨藻

朱锡海 陈成章 汪晋三

李萍萍 余国扬 吴政奇

吴乾钊 林锦河 骆世明

姚继业 曾凡棠 彭绍盛

主 编 甘海章

栏目编辑 王仁宇 王良焱 尹伊伟

刘攸弘 李战隆 施性清

黄卓尔

责任编辑 熊晓琪 蔡梅茜

主管单位 广州市环境保护局

主办单位 广州市环境科学学会

编辑出版 《广州环境科学》编辑部

地 址 广州市府前路2号

府前大厦B座8楼

邮政编码 510030

电 话 (020)83355374

E-mail: cgzaes@pub.guangzhou.gd.cn

印 刷 广州市财隆彩色印刷有限公司

广东省连续性内部资料出版物

登记证粤内登字A第10070号

内部资料·免费交流

目 次

固体废物及处理

几种医疗垃圾处理技术综述

..... 余 波, 张 斌, 黄正文 (1)

几种典型危险废物中重金属理化性质研究

..... 曾彩明, 王德汉, 陈沛全 (6)

垃圾填埋场渗滤液处理技术现状及展望

..... 游少鸿, 刘 琼, 孙荣翠, 等 (10)

环境监测与分析

室内环境中微生物与挥发性有机化合物相关性的初步探讨

..... 周志洪, 朱大明, 吴爱冬 (16)

SERES2000 与 HACH AMTAX SC 氨氮在线测试仪的性能比较

..... 罗翠琴 (21)

环境管理与监理

关于加快番禺区生态环境建设的战略思考

..... 孙艳军, 谢柳青 (23)

环境经济

基于 AHP&MLR 的流程制造企业循环经济综合评价与实证分析

——一项铝加工企业的案例研究 周志方, 肖 序, 李晓青 (26)

环境生态

利用 EDTA 溶液淋洗修复重金属污染土壤

..... 周井刚, 蔡信德, 王永强, 等 (32)

环境评价

硫化矿尾矿酸性矿山废水污染及释酸能力预测评价方法

..... 王 飞, 雷良奇, 黄军平, 等 (37)

环境信息与计算机技术

广州市环境监测管理信息化建设中若干问题探讨

..... 陈 洪, 黄 荣, 尹红波, 等 (41)

环保产业与清洁生产

区域清洁生产评价模式探讨

..... 周悦先, 高艳萍 (45)

动态信息与简讯

本刊已成为《华艺线上图书馆》网络出版期刊(20) 广州瑞明电力2×125 MW
机组脱硝工程技术成果总结推广会(36)

封面摄影

广东科学中心鸟瞰

肖新明

几种医疗垃圾处理技术综述*

余波¹ 张斌¹ 黄正文²

(¹ 西华师范大学国土资源学院, 四川 南充 637002; ² 成都大学城乡建设学院, 成都 610106)

摘 要 医疗废物是一类危害极大的特殊废物。自 20 世纪 50 年代起, 医疗废物的处理已引起世界各国的广泛重视。目前, 国内外学者对医疗废物处理技术的研究日益丰富, 已经取得了一定的研究成果。在此基础上, 通过综合比较焚烧处理、高压蒸汽灭菌处理、化学处理、微波处理、热解处理等几种医疗废物处理技术, 综合评定了各种处理工艺的技术参数及优缺点, 最后比较分析得出了高温热解法具有多方面的优点, 是目前国内外首推的医疗废物处理技术。

关键词 医疗废物 处理技术 最优化 热解法

医疗废物(medical waste), 是指医疗卫生机构在医疗、预防、保健以及其他相关活动中产生的具有直接或者间接感染性、毒性以及其他危害性的废物。医疗废物具有极强的传染性、生物毒性和腐蚀性, 未经处理或处理不彻底的医疗废物任意堆放, 极易造成对水体、土壤和空气的污染, 对人体产生直接危害。医疗废物处理问题已成为全世界关注的热点, 国际上视医疗废物为“顶级危险”和“致命杀手”, 我国也在《危险垃圾名录》中将其列为 1 号危险垃圾^[1]。因此, 加强对医疗废物规范化的管理和无害化处理, 无论是从保护环境还是从疾病预防和控制都具有极其重要的意义。但是, 在我国医疗废物的处置才刚刚开始, 同世界发达国家相比, 尚存在很大差距。为了改变目前处置技术及管理上的落后状况, 应逐步完善医疗废物法规, 尽快研究制定医疗废物安全化处理方案。

1 医疗废物处理技术研究进展

各国日益严格的医疗废物管理法规、医疗废物处理产业的巨大市场, 都促进了医疗废物处理技术的研究和推广应用。因此, 围绕医疗废物的研究内容日趋丰富。近年来, 国内外学者不仅对某种单一的医疗废物处理技术进行过研究, 而且对几种处理技术也进行过分析比较。赵县防等^[2]介绍了目前国内外几种医疗废物处理技术的各项指标, 分析得出了焚烧法具有多方面的优点, 找出了目前国内外首推的

医疗废物处理技术, 并对此工艺的尾气净化技术进行了对比及选择。刘锋等^[3]对各种医疗废物处理技术的原理、工艺、处理效果和应用前景进行了探讨。陈红盛等^{[4]32-35}针对我国医疗废物处理现状, 通过对目前国内外医疗废物处理技术的比较, 列出了国内外医疗废物的主要处理技术的技术参数和优缺点, 探讨了我国医疗废物处理技术的应用前景。韩弘等^[5]从医疗废物处理中存在的问题入手, 介绍了中国当前的医疗废物管理和处理的现状。通过综合比较焚烧处理、高压蒸汽灭菌处理、化学处理、微波处理、等离子处理几种医疗废物处理技术, 综合评定了各种处理工艺的优缺点, 为工艺的选择和确定提供支持。最后, 针对中国医疗废物处理的情况, 提出如何选取医疗废物处理方式的建议。周丰等^[6]从医疗废物的产生量、特性和处理要求出发, 定性分析了各类处理技术的优缺点和适宜性, 并初步筛选出 4 类可行技术: 高温处理法、高压蒸汽灭菌法、微波灭菌法和化学消毒法。结合我国处置现状、经济水平、政策导向和国际趋势等因素, 基于层次分析法(AHP)建立了“4 层-13 指标-4 方案”层次决策模型, 对 4 项处理技术进行了定量评估, 并以杭州市医疗废物安全处置项目为例进行验证, 其结果显示高温处理法是此项目的最佳选择, 并对所建立的医疗废物安全处理技术优选体系进行了总结。朱能武^{[12]37}在介绍了几种医疗废物的处理技术后, 对各种医疗废物处理技术的适用性作了对比分析, 最后认为双回转窑高温焚

注: * 基金项目: 四川省教育厅社会科学青年基金项目(编号: SB06020); 西华师范大学校级科研项目(编号: 416002)

收稿日期: 2009-01-08, 修改稿收到日期: 2009-04-14

烧炉对废物的适用性最广。胡建杭等^[7]详细介绍了现有医疗废物处理技术的特点,根据我国的实际情况和各种处理处置技术的比较结果,提出了对医疗废物实行集中焚烧处理的建议以及未来医疗废物处理技术的发展趋势。Liberti L 等^[8]分析了意大利传染性医院废物管理优化、选择措施,并对医疗废物的产生量和特性进行了研究。

笔者尝试对目前国内外医疗废物处理技术进行全面系统的分析,并对其技术参数和优缺点进行比较,根据医疗废物的处理目标和选择处理技术的因素做出最优选择,以期为我国医疗废物的管理和处理在技术上提供一定的参考。

2 医疗废物处理技术比较

2.1 常用医疗废物处理技术简介及比较

医疗废物的处理技术在我国还处于摸索阶段,优选方法仍不够成熟。目前相关的处理技术大体分为3类^[9]:①高温处理法,如焚烧法、热解法和汽化法;②替代型处理法,如化学消毒法、高温高压蒸汽灭菌法、干法热消毒法、微波处理法和安全填埋法;③创新型技术,如等离子技术、放射技术(本文不考虑)。各种常用的医疗废物处理技术优缺点比较见表1^{[4][34]}。

表 1 几种常用医疗废物处理技术的优缺点比较

处理技术	技术参数	优 点	缺 点
卫生填埋处 理 法	医疗废物特性、场地地质条件、土壤、气候和土木技术、建设规模等	工艺较简单,可处理大量的医疗废物	填埋前需消毒,废物减容少,填埋场建设投资大,需占用大量土地,产生大量气体(CH ₄ , NH ₃ , H ₂ S, N ₂ , CO ₂ , CO)和挥发性有机物,需对土壤和地下水进行长期监测
高温焚烧处 理 法	湍流和混合度、废物含水率、燃烧室装填情况、温度和停留时间、维护和检修	体积和重量显著减少,垃圾毁形明显;适合于所有废物类型及大规模应用;运行稳定、消毒灭菌及污染物去除效果好;潜在热能可回收利用;技术比较成熟	建设和运行成本高(800万元和1 232~8 808元/t),空气污染严重,产生二噁英等剧毒产物、PAN(多环芳香族化合物)、PCB(多氯联苯)及有害气体(如HCL, HF, SO ₂ 等),需要配置完善的尾气净化系统,底渣和飞灰具有危害性 ^[4]
高压蒸汽灭 菌 法	温度和压力、蒸汽的穿透度、废物进料尺寸、处理周期时间、容器内空气去除情况	投资低,操作费用低,易于检测,残留物危险性较低,消毒效果好,适宜的处理范围较广	体积和外观基本没有改变,可能有空气污染物排放,易产生臭气,不能处理甲醛、苯酚及汞等物质
化学消毒法	药剂浓度、温度、pH值、废物和药剂接触混合时间、流体的再循环	工艺设备和操作简单方便,除臭效果好,消毒过程迅速;一次性投资少,运行费用低;对于干式处理:废物的减容率高,不会产生废液或废水及废气	干式:对破碎系统要求较高,对操作过程的pH值监测(自动化水平)要求很高。湿式:处理过程会有废液和废气生成,大多数消毒液对人体有害。不适用于处理化学疗法废弃物、放射性废弃物、挥发和半挥发有机化合物
微波处理法	废物特性、废物含水率、微波强度、暴露持续时间、废物混合范围	体积显著减少,垃圾毁形效果好;系统完全封闭、环境污染很小;完全自动化,易于操作	建设和运行成本较高(400万元和1 232~1 760元/t);处理后减重效果不好,会有臭味,不适合血液和危险化学物质处理
干热粉碎灭 菌 法	废物特性、温度	消毒快,减容80%,建设和运行成本低,处理后的垃圾可进行填埋处理或综合利用,处理过程不需采用消毒剂	需进行破碎化等预处理,消毒效果不明显,可能有空气污染物排放,易产生臭气

续表 1

处理技术	技术参数	优 点	缺 点
热解处理法	温度、湿度、反应时间、 物料尺寸、物料分子结 构特性、热解方式	温度较低,无明火燃烧过程,重金 属等大都保持原状在残渣之中,可 回收大量的热能;具有抑制二噁英 产生的有利条件,较好地解决了垃 圾焚烧技术的最大难题	热学性能比较差,残渣中的碳不易烧尽;环保 指标高

2.2 其他新型医疗废物处理技术简介

2.2.1 等离子体法

等离子体法是美国在 20 世纪 90 年代开始研发用以处理危险废物的新技术。等离子体是一种惰性气体和电生成的,通常称为“物质的第 4 种状态”,由大量正负带电粒子和中性粒子组成^[11]。在等离子体系统中,通入电流使惰性气体(如氩)发生电离,形成电弧,在 1/1 000 s 内即可达到 1 200~3 000 ℃的高温,从而有机废物迅速脱水、热解、裂解,产生以 H₂、CO、C_nH_m 等混合可燃气体,再经过二次燃烧,得以破坏医疗废物中潜在的病原微生物^[12]。等离子体技术可以将医疗废物变成玻璃状固体或炉渣,产物可直接进行最终填埋处置。

2.2.2 电弧炉处理技术

电弧炉是以电弧加热的批次式反应炉,其燃烧温度约为 1 650~3 300 ℃,停留时间约 8~10 min^[13]。电弧炉的电极棒透过交变电流产生强大磁性搅拌作用,废弃物与钢液能充分混拌,废物在极高温情况下被裂解氧化成 CO₂ 和 H₂O,从而传染性病菌能在极短的时间内被完全破坏。医疗废物含有不可燃的针头、注射器、玻璃瓶和可燃物这 2 大类,将其置于铁质容器后直接投入电弧炉中将其熔化,其中可燃性废物能迅速而有效燃烧,玻璃等不可燃物形成残渣浮在钢水表面,而针头、器械等金属废物与电弧炉中其他金属一起熔化成钢水。电弧炉技术最早在日本被用于处理医疗废物。

2.2.3 辐照技术

辐照处理技术是利用电子束杀灭微生物和细菌。电离辐射源(如 Co₆₀)激发出来的电子与处理对象分子结构中的电子发生相互作用,所积累的能量可以破坏有机化合物的化学键,从而将微生物加以裂解破坏。但是辐照技术不能用来处理放射性物质,还需要加强对操作人员的防护。

2.2.4 液态合金处理法

该技术是将 Sn、Bi 等特殊的低熔点合金加热到

400 ℃左右,使合金成为液态,然后将医疗废物投入液态合金金属中,在杀死细菌和病毒的同时可以实现水分的蒸发,而挥发出来的气体被加热至 800 ℃,将其中挥发性有机物完全燃烧后排出烟气^[14]。

2.3 医疗废物处理技术的比较结果分析

从表 1 可以看出,高压蒸汽消毒技术和焚烧技术几乎对各种医疗废物都适用,但采用高压蒸汽灭菌技术时,医院必须购置较大的专用高压釜,而且还会产生挥发性有毒化学物质。化学消毒法常用于传染性液体废物的消毒,但用于大量的废物消毒有一定的难度。焚烧技术处理范围广,能有效破坏医疗废物中的传染性物质和有毒物质,但产生二噁英等有害物质,需采用适宜的炉型并配备先进的烟气净化装置。

新型的微波灭菌、干热处理、电浆喷枪、辐射处理、电热去活化、液态合金处理、玻璃膏固化等技术在国内尚很少采用,在国外也属于不成熟技术,难以施行。

笔者认为热解法相对来说适用范围广、热解回收率高、产生二噁英等污染少,具有较好的经济效益,下面将以较大的篇幅介绍该法。

3 热解法简介

热解(pyrolysis)法是利用垃圾中有机物的热不稳定性,在无氧或缺氧的条件下对之进行加热蒸馏,使有机物产生热裂解,经冷凝后形成各种气体、液体和固体,从中提取燃料油、油脂和燃料气的过程。

3.1 热解反应式

热解反应可以用下面的通式表示:

垃圾 $\xrightarrow{\Delta}$ 气体(H₂、CH₄、CO、CO₂)+ 有机液体(有机酸、芳烃、焦油)+ 固体(炭黑、炉渣)

热解本身是一个复杂且同时发生多种化学反应的过程。反应过程中将出现有机大分子的裂解(cracking)反应、有机分子的异构(isomerzation)反应和去氧去氮(deoxygenation and denitrogenation)过程^[15]。以上是对热解过程的一般性描述,它们并不能确切

表明在热解过程中发生的化学反应,因为在固体废物中,绝大部分炭不是自由状态存在的。另外,热解产物在热解过程中还要发生一系列二次反应。医疗废物是一个混合物,不同物质的热解温度不相同,热解行为也不相同。

热解产物的产率取决于原料的化学结构、物理形态和热解的温度和速度。Shafizadeh 等对纤维素的热解过程进行了较为详细的研究后,提出了用图 1 描述纤维素的热解和燃烧过程。

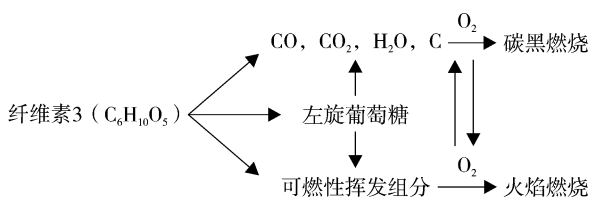


图 1 纤维素的热解和燃烧过程示意

纤维素分子状态下迅速加热升温,随机生成氢、一氧化碳、二氧化碳、水、甲烷等可燃性挥发组分以及其他低分子有机物,这些热解组分与部分存在的氧发生燃烧反应,进一步生成二氧化碳和水。

3.2 热解方式

热解过程由于供热方式、产品状态、热解炉结构等方面的不同,热解方式也各异。按热解的温度不同,分为高温热解、中温热解和低温热解;按供热方式分为直接加热和间接加热;按热解炉的结构分为固定床、移动床、流化床和旋转炉等;按热解产物的聚集状态可分为气化方、液化方式和炭化方式;按热解和燃烧反应是否在同一设备中进行,热解过程可

分为单塔式和双塔式;还可按热解过程是否生成炉渣分为造渣型和非造渣型。

3.3 技术特点

1) 把直接热解法与间接热解法有机地结合,用直接热解获得的低热值燃气供给间接热解时所需的热能,从而解决了用空气代替用纯氧作催化剂产生的热解气的使用和间接热解所需热能问题。

2) 设置混合气体反应装置,充分利用垃圾热解剩余物—垃圾残炭和垃圾热解时产生的混合气,将混合气与残炭收集在反应装置内进行再次反应,使其生成更多的一氧化碳、氢气、甲烷等可燃气,这样既增加了燃气产量,提高了燃气质量,又减少了垃圾残渣和污水的产生与排放。

3) 将还原二氧化碳技术与气化技术及热解技术相结合,解决了烟气排放问题,可使二噁英含量降至 0.087 ng/m^3 ,为直接燃烧的千分之一以下,为国家排放标准(0.5 ng/m^3)的 20% 左右,甚至比欧洲最严格标准(0.1 ng/m^3)还低。

4) 采用逐级推进破碎式进料方式,将不分拣的垃圾破碎,把垃圾前处理工序放在炉内进行,使污染降至最低。这种逐级推进破碎式进料方式,解决了目前国内外尚未解决的热解炉连续进料与工作问题(目前国内外热解炉都为间歇运行),使热解炉的工作效率提高了几倍甚至几十倍。

3.4 热解处理工艺流程

对医疗废物处理采用热解、气化、还原二氧化碳等技术结合方式(见图 2)。

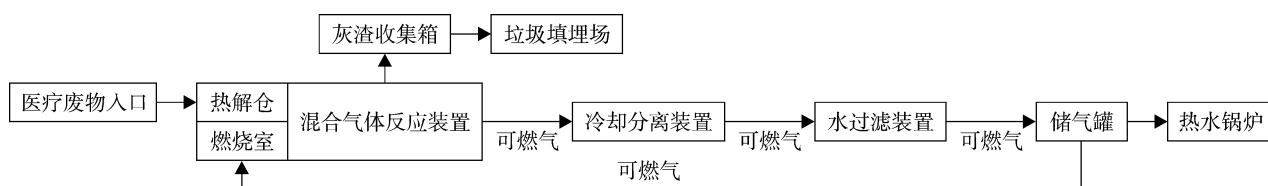


图 2 医疗废物热解处理工艺流程

这过程分 3 个阶段完成:

1) 固体废物热解阶段:医疗废物在高温、缺氧、压力等条件下,有机物分子链开始断裂,产生出含有甲烷、一氧化碳、氢气、焦油、水蒸汽等混合气体。其余转化为残炭。

2) 混合反应阶段:在混合气体反应装置内,通过特殊的工艺过程使混合气体中的焦油、水蒸汽、残

炭等转化为可燃气,二氧化碳在此还原为一氧化碳。

3) 可燃气体净化阶段:经热解反应罐和混合气体反应装置产生的可燃气,经过冷却、过滤等净化处理后,即产生新的清洁可燃气,可达到工业用气标准和民用气标准。

3.5 与焚烧法比较

热解法和焚烧法是 2 个完全不同的过程。首先,

焚烧是一个放热过程,而热解需要吸收大量热量。其次,焚烧的主要产物是二氧化碳和水,而热解的产物主要是可燃的低分子化合物:气态的有氢气、甲烷、一氧化碳;液态的有甲醇、丙酮、醋酸、乙醛等有机物及焦油、溶剂油等;固态的主要是焦炭或炭黑。另外,焚烧产生的热量大的可以用于发电,产生热量小的只可供加热水或产生蒸汽,适于就近利用,而热解的产物是燃料油及燃料气,便于贮藏和远距离输送。

根据以上分析,高温热解具有以下 3 个特点:

1) 医疗废物热解法所焚烧的是裂解气与裂解焦,裂解气中的可燃气体作为热解焚烧的燃料,其运行成本大大低于常规焚烧法。另外,热解法所需的空气系数较小,产生的烟气量大大减少,所需的烟气净化装置也较小,因此总体费用比常规焚烧法低。

2) 传统的焚烧处理法,由于是富氧燃烧,很容易产生二噁英。热解法是在缺氧和除去氯等酸性气体条件下进行的,大大抑制了二噁英的生成,所以热解法比传统焚烧法的二噁英生成量要大为减少。

3) 该法适用范围广,对生活、医疗废物不需要预处理,不需要分类,直接投入炉内进行处理即可。

4 结语

上文介绍的各种技术目前都已不同程度地应用于医疗废物的处理。不同的处理技术对各类医疗废物处理适宜性也有所差异^[6]。因此,选择适当的医疗废物处理技术取决于各种各样的因素,其中医疗废物的处理技术的选择与废物的特征息息相关,同时也决定了其处置成本。适当的处理方案除了应当达到医疗废物处理技术层面上所规定的四个目标(稳定化、安全化、减量化和难以辨认)外,还应基于以下考虑,包括:① 医疗废物的性质及固有的危险;② 处理能力、消毒效果和废物的减容率;③ 排放废物及对环境 and 人体的影响;④ 工作人员的职业健康和安全;⑤ 处理、运行及其它成本;⑥ 处理技术的易操作性和可靠性;⑦ 需要的配套设备和基础设施;⑧ 处理设备排放装置对当地和整个环境的总体影响。

根据以上分析,可以看出,医疗废物热解处理技术为垃圾处理多样化提供了一条新的途径,符合减量化、无害化、资源化的固体废物处理的发展方向。该技术具有能源回收率高、产生二次污染小、综合经济效益好等优点,研究成果属于国内首创。该项目已

研制了比较完善的医疗废物热解处理和热解气回收成套设备,其设计合理,自动化水平高,占地面积少,设备运转正常,具备工程应用及市场转化条件,具有广阔的推广应用前景。该系统采用废弃物自身产生的热解气体实现能量循环,降低能耗和处理成本,具有较好的经济效益。

5 参考文献

- [1] 朱能武. 固体废物处理与利用[M]. 北京:北京大学出版社, 2006.
- [2] 赵县防,王喜红. 几种医疗废物处理工艺的比较及尾气净化技术的选择[J]. 中国资源综合利用, 2004, (9): 3-15.
- [3] 刘锋,马海斌. 医疗废物处理技术研究[J]. 中国环保产业, 2004, (Z1): 57-59.
- [4] 陈红盛,邹亮,白庆中. 我国医疗废物处理处置技术及其应用前景[J]. 中国环保产业, 2004, (Z1): 32-35.
- [5] 韩弘,段云海. 医疗废物处理技术选优对策初探[J]. 环境科学与管理, 2007, 32(5): 122-125.
- [6] 周丰,刘永,郭怀成,等. 医疗废物安全处理技术优选技术[J]. 环境科学, 2006, 27(6): 1252-1256.
- [7] 胡建杭,王华,马媛媛,等. 医疗废物处理技术的现状与发展趋势[J]. 工业加热, 2004, 33(2): 16-19.
- [8] Liberti L, Tursi A, Costantino N, et al. Optimization of infectious hospital waste management in Italy. Part I: Waste production and characterization study[J]. Waste Management and Research, 1994, 12(5): 373-385.
- [9] Townend W K, Donaldson J D, Grimes S M. Review of clinical waste treatment technologies[R]. London: United Kingdom, 2000.
- [10] Wang L C, Lee W J, Lee W S, et al. Effect of chlorine content in feeding wastes of incineration on the emission of PCDD/DFs[J]. The Science of the Total Environment, 2003, 302(1-3): 185-198.
- [11] 卢志强. 医疗废物非焚烧处理技术述评[J]. 城市环境与城市生态, 2005, 8(4): 27-29.
- [12] 王忠义,李裔红. 采用“等离子体特种垃圾焚烧炉”处理医疗废物[J]. 中国环保产业, 2004, (Z1): 74-75.
- [13] 刘锋,马海斌. 医疗废物处理技术研究[J]. 中国环保产业, 2004, (Z1): 57-59.
- [14] 徐长忠,袁长友. 医疗垃圾处理新工艺——高温热解[J]. 中国环保产业, 2004, (Z1): 85-87.
- [15] 赵由才,柴晓利. 生活垃圾资源化原理与技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2002: 110-114.
- [16] URS Dames, Moore. Assistance in development of national plan for hospital waste management: Bulgaria[R]. Northern Scotland: [s.n], 2002.

几种典型危险废物中重金属理化性质研究

曾彩明¹ 王德汉² 陈沛全¹

(¹ 东莞市环境科学研究所, 广东 东莞 523009; ² 华南农业大学环境科学与工程系, 广州 510640)

摘 要 重金属类危险废物毒性大, 对其进行妥善的处理处置面临了较大压力, 文章对飞灰、电镀污泥和制革污泥 3 种典型危险废物重金属的基本理化性质, 包括重金属含量, 浸出毒性, 热特性等作了分析研究, 为飞灰、电镀污泥和制革污泥的管理提供了决策依据, 并为其处理处置提供了基础数据。

关键词 飞灰 电镀污泥 制革污泥 浸出毒性 热特性

近年来, 我国经济发展正呈现出前所未有的强劲势头, 但环境压力和资源短缺问题也随之凸现, 环境污染物的产生和排放逐年增加, 而且大部分污染物最终以固体废物特别是危险废物的形式进入环境。危险废物对地下水和土壤都有不同程度的危害, 且危险废物造成的污染治理难度大、成本高^[1], 因此, 危险废物的管理和处理处置问题已经引起各环保部门的高度重视。本文对垃圾焚烧飞灰、电镀污泥和制革污泥 3 种典型危险废物的重金属基本理化性质 (包括重金属含量, 热重特性, 浸出毒性特征) 作了全面的分析研究, 旨在为飞灰、电镀污泥和制革污泥的管理和安全处理处置提供基础数据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验所用的飞灰为广东省广州市某垃圾焚烧厂袋式除尘器收集到的垃圾焚烧飞灰。该厂是采用中温高压锅炉发电回收烟气余热的垃圾焚烧厂。飞灰在进行分析测试之前, 对于不同时段现场采样。先均匀化处理, 并在 105 ℃ 下干燥 24 h, 达到恒重。

供试电镀污泥取自广东省广州市几家五金电镀厂, 电镀厂废水主要采用投加絮凝剂和石灰方法絮凝沉淀重金属; 供试制革污泥取自广东省惠州市几家制革厂, 制革废水主要采用絮凝沉淀方法。制革和电镀污泥取回后, 保存少量鲜样用于测含水率、pH 值、电导率 (EC) 等。剩下污泥风干捣碎, 四分法后研磨根据测试要求分别过 0.85 mm 筛 (物理分析用) 或

0.15 mm 筛 (重金属测试用)。

1.2 试验方法

1.2.1 危险废物的部分理化指标测试

含水率和挥发性固体 (VS) 采用烘干法, 即分别将样品放入干燥箱内在 105 ± 2 ℃ 下干燥至恒重测算含水率; 将样品放入马弗炉内, 在 600 ℃ 灼烧 2 h, 质量差测算挥发性固体。EC、pH 值的测定采用无 CO₂ 蒸馏水浸提后 (制革污泥和电镀污泥固液比为 1:2.5, 飞灰固液比为 1:50), 使用 DDS-307 电导率仪和 pHS-3C 型精密 pH 计测定。

1.2.2 重金属全量分析

污泥重金属全量采用 HClO₄-HF-HNO₃ 消煮法消解, 定容消化, 用 Hitachi180-80 型原子吸收光谱仪测定重金属含量。

1.2.3 毒性评测

浸出毒性方法采用国家环境保护部颁布的《固体废物浸出毒性浸出方法——醋酸缓冲溶液法》和《固体废物浸出毒性浸出方法——硫酸硝酸法》^[2]。前者以醋酸缓冲溶液为浸提剂, 模拟工业废物在进入卫生填埋场后, 其中的有害组分在填埋场渗滤液的影响下, 从废物中浸出的过程。后者以硝酸/硫酸混合溶液为浸提剂, 模拟废物在不规范填埋处置、堆存或经无害化处理后废物的土地利用时, 其中的有害组分在酸性降水的影响下, 从废物中浸出而进入环境的过程。

1.2.4 热重分析

本研究采用的热重分析试验装置是岛津公司

DTG-60 型号综合热分析仪器, N₂ 气下炉温最高可达 1 200 ℃, 设计试验工况以标准氮气作为载气, 气体流量设定为 30 mL/min, 试验升温速率分别为 20 ℃/min, 试验终温在 900 ℃, 对不同物料的热重(TGA)、微商热重(DTG)和差热分析(DTA)进行了分析, TGA 曲线反映了物料样品在升温过程中的失重, DTG 曲线显示了在各个时刻的样品失重速率, 而 DTA 曲线则代表样品与参比物之间的温度差。

2 结果与讨论

2.1 重金属危险废物的部分理化性质

3 种典型危险废物的理化常规指标测试结果如表 1, 电镀污泥及制革污泥鲜样含水率都比较高, 分别为 79.56%, 81.97%, 飞灰含水率较低, 其水份只

是来自除尘前的湿法净化尾气过程。挥发性固体测试以风干样为材料, 结果表明, 3 种危险废物相比, 制革污泥 VS 较高, 飞灰和电镀污泥 VS 较小, 说明飞灰和电镀污泥以惰性物质为主。此外, 就 pH 值和 EC 而言, 由于尾气净化流程中采用石灰除酸性气体, 造成飞灰 pH 值较高, 达到 12.53, 属于碱性物质, 电镀污泥和制革污泥 pH 值在 8.0 以上, 亦属于偏碱性物质; 飞灰的可溶性盐或者离子较高, 实验中, 为不超过仪器量程, 采用 50:1 的高液固比, 测得飞灰 EC 值为 4.05 ds/m, 制革污泥和电镀污泥 EC 值较小, 采用 2.5:1 的低液固比, 测得其 EC 值分别为 5.90、2.30 ds/m。由于来源或者生产工艺的不同, 3 种废物的表观特征也不同, 飞灰为浅灰色粉状, 电镀污泥为灰绿色柔软状, 制革污泥为墨黑色粥状。

表 1 3 种重金属危险废物的部分理化性质

样 品	含水率 /%	VS/%	pH 值	EC/ds·m ⁻¹	表观特征
焚烧飞灰	16.04 ± 0.95	8.00 ± 0.21	12.53 ± 0.05	4.05 ± 0.08	浅灰色粉状
电镀污泥	79.56 ± 0.11	14.06 ± 0.35	8.50 ± 0.01	2.30 ± 0.06	灰绿色柔软状
制革污泥	81.97 ± 0.14	37.13 ± 0.37	8.01 ± 0.01	5.90 ± 0.13	墨黑色粥状

2.2 3 种含重金属危险废物的重金属含量

研究的 3 种重金属危险废物的重金属含量均严重超标, 如表 2 所示。垃圾焚烧飞灰中除 Ni 不超标外, Cu、Zn、Cr、Pb、Cd 都超标(以中国污泥农用标准为评价依据, 下同), 说明飞灰重金属含量异常高, 列入危险废物名单是符合特殊管理要求。电镀污泥重

金属含量高, Cu、Zn、Ni、Cr 均超标严重, 对其安全处理处置需要更严格。制革污泥, 与前两者相比, 重金属超标的元素为 Zn 和 Cr, 其中 Zn 超标不算严重, Cr 超标较为严重, 但基本以 Cr⁺³(毒性较小)形式存在。据文献报道^[9]和笔者现场走访, 由于制革污泥肥料养分丰富, 农民直接肥田的现象较为普遍, 但 Cr 排放在环境中污染风险值得高度关注。

表 2 3 种危险废物的重金属含量 mg/kg

项 目	Cu	Zn	Ni	Cr	Pb	Cd
焚烧飞灰	431.07 ± 0.44	5 169.83 ± 1.03	61.37 ± 0.67	1 052.37 ± 1.63	1 918.34 ± 1.21	140.46 ± 0.05
电镀污泥	60 596.96 ± 1.25	2 725.65 ± 1.54	44 907.56 ± 1.35	73 399.91 ± 2.20	108.77 ± 0.95	1.53 ± 0.01
制革污泥	179.51 ± 0.89	864.13 ± 1.00	23.82 ± 0.12	11 784.85 ± 2.55	13.39 ± 0.11	0.24 ± 0.00
中国污泥农用 ^a	≤250	≤500	≤100	≤600	≤300	≤5
德国污泥农用 ^b	≤800	≤2 500	≤200	≤900	≤900	≤10

注: a 为我国施入酸性土壤中的底泥标准(GB 4284-84); b 为德国 1992 年 4 月 15 日修订的污泥农用条例的极限值。

2.3 飞灰、电镀污泥毒性评测

目前世界上固体废物浸出毒性试验方法很多, 这些方法都可以评估污染物在环境中的潜在浸出性, 但是使用不同的方法可能会得出差别显著的结论, 所以危险废物定性问题一直困扰着环保工作者。

本研究分别采用固体废物毒性浸出方法——硫酸硝酸法和醋酸缓冲液法, 比较鉴别电镀污泥(ES)和垃圾焚烧飞灰(FA)的危险特性差异, 结果见表 3。由表可知, 2 种方法均认为飞灰具有浸出毒性, 属于危险废物。按照硫酸硝酸法浸出毒性鉴别标准, 飞灰浸出

液中 Pb 浓度超标,而按照醋酸缓冲液法浸出毒性鉴别标准,Pb 浓度严重超标,超标 5 倍多,且 Cr 浓度也临近超标。电镀污泥而言,2 种方法鉴别结果不一致,硝酸硫酸法鉴别结果没有显示超标,而醋酸缓冲液法鉴别结果表明 Ni 浓度已经超出最高允许值。

说明 2 种浸出方法对危险废物的定性鉴别结果却不尽相同。醋酸缓冲液法浸出的重金属含量基本高于硫酸硝酸的浸出方法,有学者认为醋酸对碱度的缓冲作用以及醋酸根离子对金属的络合能力是产生醋酸缓冲液法重金属浸出浓度高的主要原因^[4-5]。

表 3 垃圾焚烧飞灰、电镀污泥浸出毒性试验结果

mg/L

项目	硫酸硝酸法			醋酸缓冲溶液法		
	ES 实测值	FA 实测值	最高允许值	ES 实测值	FA 实测值	最高允许值
Cu	0.11 ± 0.02	0.03 ± 0.00	100	3.86 ± 0.01	0.77 ± 0.01	75
Ni	0.27 ± 0.01	0.03 ± 0.01	5	15.35 ± 0.06	0.81 ± 0.02	15
Cr	0.48 ± 0.02	4.08 ± 0.02	15	2.39 ± 0.01	10.86 ± 0.03	12
Zn	0.01 ± 0.00	2.61 ± 0.01	100	0.17 ± 0.00	12.69 ± 0.04	75
Pb	0.02 ± 0.01	7.85 ± 0.05	5	0.02 ± 0.00	25.91 ± 0.08	5
Cd	—	0.08 ± 0.00	1	—	0.08 ± 0.00	5

2.4 电镀、制革污泥的热特性

通过差热分析可反映废物的热特性,差热分析是在程序控制温度下,测量物质与参比物之间的温度差与温度关系的一种技术。差热分析曲线是描述样品与参比物之间的温差(ΔT)随温度或时间的变化关系。在 DTA 试验中,样品温度的变化是由于相转变或反应的吸热或放热效应引起的。如:相转变、熔化、结晶结构的转变、沸腾、升华、蒸发、脱氢反应、断裂或分解反应、氧化或还原反应、晶格结构的破坏和其他化学反应。以温差对温度作图就可以得到一条差热分析曲线,或称差热谱图。差热曲线的峰形、出峰位置、峰面积等受被测物质的质量、热传导率、比热、粒度、填充的程度、周围气氛和升温速度等因素的影响。一般说来,相转变、脱氢还原和一些分解反应产生吸热效应;而结晶、氧化和一些分解反应产生放热效应^[6]。

图 1 为电镀污泥在氮气作为载气,以 20 °C/min 升温速率的失重曲线 TGA 和差热曲线 DTA。由图可见,电镀污泥的失重过程分为 3 个阶段。30~140 °C 之间为升温初始阶段,因试样为风干样,此阶段电镀污泥的外在水急剧蒸发,失重较大,达到 20.636%;140~680 °C 之间为失重放热阶段,从 TGA 曲线中可以看出,这一阶段的 TGA 曲线也较为陡峭,失重达 20.382%,期间有一个 DTA 的放热峰,DTA 曲线表明,在 295.80 °C,出现了整个反应过程中的最高峰值,这阶段失重是由电镀污泥各成分发生相关化学反应产生的结果;在 680 °C 以后,TGA 曲线相对变

平缓,DTA 则由放热转为吸热,说明反应基本结束,反应产物的化学成分基本保持不变,而仅为吸热升温过程。以上综合表明,680 °C 之前可以有效的去除水分、挥发份以及有机质物,减容减重效果明显,焚烧处置具有一定可行性。

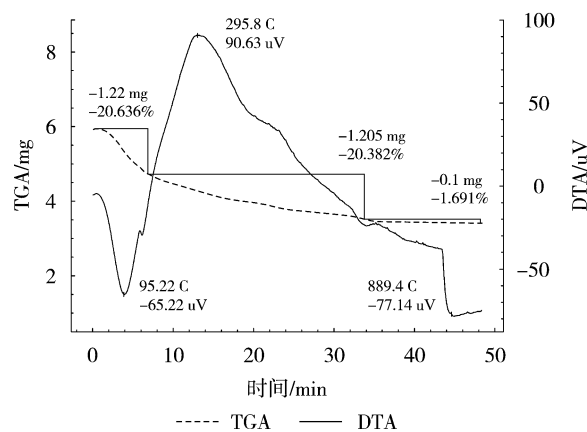


图 1 电镀污泥热分析结果

图 2 为制革污泥在氮气作为载气,以 20 °C/min 升温速率的失重曲线 TGA 和差热曲线 DTA。由图可见,制革污泥的失重过程分为 4 个阶段。30~120 °C 之间为升温初始阶段,因试样为风干样,此阶段制革污泥的外在水急剧蒸发,失重较大,达到 11.735%;120~200 °C 为放热失重阶段,从 TGA 曲线中可以看出,这一阶段的 TGA 曲线也较为陡峭,失重达 8.268%,DTA 曲线显示,在 150 °C 有一个较小的吸热峰,可能是由于制革污泥存在较多的不稳定小分子,升温过程中挥发失重造成的;200~520 °C 为吸热急剧失

重阶段,TGA 曲线陡峭,失重为 29.3%,且在 358.04 °C,DTA 曲线出现了整个反应过程中的最高峰值。该温度段失重可能是由制革污泥中高分子发生分解、燃烧等一系列剧烈的化学反应所致;520 °C 以后,反应基本结束,此时的 TGA 曲线波动较小,说明反应产物的化学成分基本保持不变,但 TGA 曲线并没有走平,造成这种现象的原因可能是表面生成的反应产物阻碍了剩余物料的进一步分解,当温度达到试验设定的结束温度时,TGA 失重过程仍在继续。以上综合表明,520 °C 之前可以有效的去除水分、挥发份以及有机质物,减容减重效果明显,焚烧处置具有一定可行性。但对于焚烧烟气的二次污染,重金属价态的变化及其毒性变化还有待进一步研究。

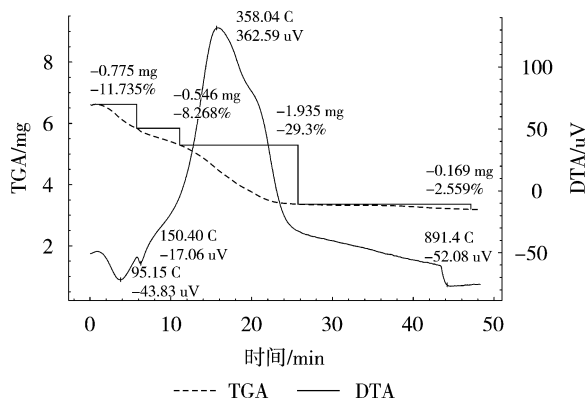


图 2 制革污泥热分析结果

3 结论

3 种废物的来源不一样,其含水率、颜色、pH 值都存在较大差异,试验表明,飞灰、电镀污泥和制革污泥等废物的重金属含量有不同程度超标,垃圾焚

烧飞灰中除 Ni 不超标外,Cu、Zn、Cr、Pb、Cd 都超标;电镀污泥重金属含量高,Cu、Zn、Ni、Cr 均超标严重;飞灰和电镀污泥可以当作高品位矿资源使用;与前两者相比,制革污泥重金属超标的元素为 Zn 和 Cr,其中 Zn 超标不算严重,Cr 超标较为严重,但基本以毒性较小的 Cr^{3+} 形式存在。飞灰和电镀污泥具有浸出毒性,但 2 种浸出方法对危险废物的定性鉴别结果却不尽相同,醋酸缓冲法浸出的重金属含量普遍高于硫酸硝酸的浸出方法。电镀和制革污泥热分析表明,2 种废物分别在 680 °C 和 520 °C 之前可以有效的被去除水分、挥发份以及有机质物,减容减重效果明显,焚烧处理具有一定可行性,但对于焚烧烟气的二次污染,重金属价态的变化及其毒性变化还有待进一步研究。

4 参考文献

- [1] 代江燕,李丽,王琪. 中国危险废物管理现状研究[J]. 环境保护科学,2006,32(4):47-50.
- [2] 国家环境保护总局. 危险废物鉴别标准——浸出毒性鉴别 (GB 5085.3-2007)[S]. 北京:中国环境科学出版社,2007.
- [3] 丁绍兰,章川波. 制革污泥处理及综合利用的途径[J]. 中国皮革,1998,27(8):18-20.
- [4] Filgueiras A V, Lavilla I, Bendicho C. Chemical sequential extraction for metal partitioning in environmental solid samples[J]. Journal of Environmental Monitoring, 2002, 4(6): 823-857.
- [5] Timothy Townsend, Jang Yong Chul, Thabet Tolaymat. Leaching tests for evaluating risk in solid waste management decision making. Florida[R]. Florida: Florida Department of Environmental Protection, 2003: 55-59.
- [6] Espinosa D S R, Tenorio J A S. Thermal behavior of chromium electroplating sludge[J]. Waste Management, 2001, 21: 405-410.

Study on Physical and Chemical Properties of Heavy Metals of Several Typical Hazardous Wastes

Zeng Caiming Wang Dehan Chen Peiquan

Abstract The toxicity of heavy metal hazardous wastes is so great that the proper treatment and disposal of heavy metal hazardous wastes always face great pressure. In this paper, basic physical and chemical properties such as heavy metal content, leaching toxicity, thermal characteristics of three typical heavy metal hazardous wastes included fly ash, electroplating sludge and tannery sludge were comprehensively analyzed and studied. It provided a basis for decision-making of fly ash, electroplating sludge and tannery sludge management and also provided basic data to the wastes' disposal.

Key words fly ash electroplating sludge tannery sludge leaching toxicity thermal characteristics

垃圾填埋场渗滤液处理技术现状及展望^{*}

游少鸿 刘 琼 孙荣翠 李达星

(桂林工学院资源与环境工程系, 广西 桂林 541004)

摘 要 介绍了目前国内外垃圾渗滤液处理技术应用现状,处理方法主要包括物理化学法、土地处理法和生物处理法,并在此基础上提出了垃圾渗滤液处理的发展趋势。

关键词 垃圾渗滤液 处理技术 现状 展望

在城市垃圾填埋处理过程中,由于压实,降水和微生物的分解作用,会从垃圾层中渗出一定量的高浓度有机废水,称为垃圾渗滤液。其对周围地下水和地表水、土壤、大气、生物等多方面均会造成严重的二次环境污染,并会通过食物链直接或间接地进入人体,危害人类的健康^[1]。由于垃圾渗滤液水质复杂,处理难度大,尤其是对于具有老龄特征的垃圾渗滤液,对其高氮和难降解有机物的去除成为难点。因此,研究和探索适合我国国情的高效、低能耗、投资省的垃圾渗滤液处理技术具有重要的意义。到目前为止,垃圾渗滤液的处理技术主要有物化处理、土地处理和生物处理技术。

1 物理化学法

物化法主要包括混凝沉淀法、化学沉淀法、吹脱法、化学氧化法、电化学技术、光催化氧化、吸附法、及膜技术等。

1.1 混凝沉淀法

常用的混凝剂种类很多,可归纳为 2 类。一类为无机盐类混凝剂,应用最广的是铝盐,其中有硫酸铝、硫酸钾铝、聚合氯化铝(PAC)和偏铝酸钠等;其次是铁盐,如三氯化铁、硫酸亚铁、聚合硫酸铁、硫酸铁等;另一类为有机类混凝剂,其中聚丙烯酰胺(PAM)使用普遍。在废水中投加某些化学混凝剂,它与废水中可溶性物质反应,产生难溶于水的沉淀物,或混凝吸附水中的细微悬浮物及胶体杂物而下沉。这种净化方法可降低废水浊度和色度,可去除多种

高分子物质、有机物、某些金属毒物以及富营养化物质氮、磷等可溶性无机物。

李英华等^[2]采用混凝-气浮工艺对垃圾渗滤液进行预处理,结果表明采用 PAC 及 PAM 作为混凝剂,在优化工艺条件下,当进水 COD 为 5 600 mg/L 时, COD 去除率可达到 81.9%, BOD₅ 的去除率可达 73.3%, BOD₅/COD 从 0.26 提高到了 0.4,有效提高了渗滤液的可生化性,达到了较好的预处理效果。杨健等^[3]研究表明以化学混凝法进行前期处理,可在短时间内将渗滤液中有机物大幅去除, COD 及色度去除率皆可达到 50%, 且经过化学混凝前处理的渗滤液,其性质较稳定,不会对后续的生物处理造成影响。

1.2 化学沉淀法

化学沉淀法主要是通过向氨氮废水中添加 Mg²⁺ 和 PO₄³⁻, 使之与 NH₄⁺ 反应生成难溶复盐 MgNH₄PO₄·6H₂O, 简称 (MAP), 通过重力沉淀使 MAP 从废水中分离以去除废水中 NH₄⁺, 还可以吸附一部分盐分、金属离子、SS 以及难生化降解的有机物, 发生共沉淀作用, 可以改善渗滤液的可生化性, 降低下一阶段生化系统的有机负荷, 有利于下一步生化系统的微生物降解, 这样可以避免往废水中带入其它有害离子, 而且 MgO 还起到了一定程度的中和 H⁺ 的作用。

黄稳水^[4]采用 MAP 法预处理高浓度氨氮废水 (1 480 mg/L), 可使镁盐、磷酸盐有效地与废水中的氨氮反应。废水中氨氮去除率大于 95%, 为后续生化处理奠定了基础, 同时生成的 MgNH₄PO₄·6H₂O,

注: * 基金项目: 广西环境工程与保护重点实验室基金项目(桂科能 0704K028); 广西高校人才小高地建设“环境工程”创新团队资助计划项目(2007[71]号); 桂教科研项目(200708LX208)

收稿日期: 2009-01-07, 修改稿收到日期: 2009-02-05

可以作为肥料进行开发利用。刘文辉等^[5]在原垃圾渗滤液的氨氮和 COD 质量浓度分别高达 5 714 和 50 028 mg/L, 采用氧化镁和磷酸对渗滤液进行化学沉淀预处理, 实验表明: 在 pH 值为 9.5, 药物投加比为 $(\text{NH}_4^+):(\text{Mg}_2^+):(\text{PO}_4^{3-})=1:1.3:1$ 时, $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率达到 76.7%, COD 去除率为 40.7%。

1.3 吹脱法

吹脱法是指空气吹脱法, 将空气通入废水中, 使之相互充分接触, 使废水中的溶解气体和易挥发的溶质穿过气液界面, 向气相转移, 从而达到脱除污染物的目的。垃圾填埋场尤其是中老年填埋场的渗滤液中营养比例严重失调, 为调整 C/N 可对其进行氨吹脱预处理。脱氨方法主要有曝气吹脱和吹脱塔吹脱 2 类。氨氮在渗滤液中存在如下平衡: $\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \rightarrow \text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O}$, 当 pH 值调节至碱性时, $\text{NH}_3\text{-N}$ 主要以游离氨的形式存在。然后经曝气吹脱或送入吹脱塔以喷淋和鼓风吹脱去除游离氨。曝气吹脱即直接或间接调整 pH 值后在调节池或吹脱池中曝气, 渗滤液中 NH_3 通过表面更新和向气泡的传质而脱除, 从而改善渗滤液营养比例。

沈耀良等^[6]在处理苏州七子山垃圾填埋场渗滤液的工艺中, 用曝气吹脱法去除渗滤液中的氨氮。在温度为 25.5 °C, pH 值为 11.0 左右, 供气量为 10 L/min 的条件下, 吹脱时间 5 h, 吹脱效率达 68.7%~82.5%。吹脱塔脱氮是将渗滤液调整 pH 值后, 在吹脱塔中进行吹脱除氮。王文斌等^[7]对吹脱法去除垃圾渗滤液中的氨氮进行了研究。在水温大于 25 °C, 气液比控制在 3 500 左右, 渗滤液 pH 值控制在 10.5 左右, 对于氨氮浓度高达 2 000~4 000 mg/L 的垃圾渗滤液, 去除率可达到 90% 以上。氨吹脱效果明显, 处理效率较高, 但由于需要调节 pH 值, 必须投加大量的碱, 而且为了曝气, 还需要提供一定的风量, 造成了处理费用偏高。同时氨吹脱只是将废水中的铵离子转化为游离氨, 最后将之排放到大气中, 实质上氨的污染问题并未得到解决。

1.4 化学氧化法

化学氧化法是利用强氧化剂氧化分解废水中的污染物质, 以达到净化废水目的一种方法。化学氧化是最终去除废水中污染物质的有效方法之一。通过化学氧化, 可以使废水中的无机物以及有机物氧化分解, 从而降低了废水的 BOD_5 和 COD, 或者使废

水中含有的有毒有害物质无害化。

王喜全等^[8]采用 Fenton 法氧化处理中年垃圾渗滤液生化出水, 结果表明, Fenton 法氧化处理中年垃圾渗滤液生化出水的最佳条件是: 初始 pH 值为 7, $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$ 比率为 4:1, 双氧水的经济投加量为 0.05 mol/L, 反应时间为 3.5 h。此时, 混合催化剂可提高双氧水的利用率, 双氧水利用率为 153.9%, COD 去除率可达 80.5%。刘卫华等^[9]研究表明与单纯臭氧氧化相比, 采用催化臭氧氧化可明显提高以 TOC 和 COD_{Cr} 表征的有机物去除率, 但对 UV_{254} 和色度的去除率无明显改善; 采用 $\text{Cu}(\text{II})$ 催化臭氧氧化处理实际生化出水渗滤液, 对 COD、色度、UV 都显示出较好的去除效果。

1.5 电解氧化技术

电解法氧化处理废水的实质就是通过 $\cdot\text{OH}$ 直接氧化或 $[\text{Cl}]$ 间接氧化作用, 破坏有机物结构, 使有机物降解。李小明等^[10]用电解法处理经序批式活性污泥法 (SBR) 处理后的垃圾渗滤液 (COD 及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度分别为 693 和 263 mg/L), 在 pH 值为 4, Cl^- 浓度为 5 000 mg/L, 电流密度为 10 A/dm², 三元电极 SPR 为阳极, 电解时间 4 h 的工艺条件下, 发现电解氧化过程中, $\text{NH}_3\text{-N}$ 被优先去除, 其次是 COD; COD 去除率为 90.6%, $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率为 100%。姚小丽等^[11]采用电解氧化法对垃圾渗滤液进行了预处理和深度处理研究。实验结果表明, 电解氧化过程中, $\text{NH}_3\text{-N}$ 优先于 COD 被氧化去除。当电流密度较小时, 用电解法对垃圾渗滤液进行预处理, 垃圾渗滤液中 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除效率很低, 增大电流密度有助于增强电解效果, 当电流密度为 50.0 mA/cm² 时, 电解 5 h, COD 去除 50%, 氨氮去除 100%。用电解法对垃圾渗滤液进行深度处理, 电流密度较小时, 渗滤液中 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 即可呈现稳定降解的趋势。电解法处理常常作为垃圾渗滤液深度处理, 但也有将其作为渗滤液预处理的报道。李庭刚等^[12]利用电解氧化法对垃圾渗滤液进行预处理, 在添加 Cl^- 4 000 mg/L, 极板间距为 10 mm, pH 值为 8, 初始温度为 50 °C 的条件下, 经 4 h 的电解氧化, 垃圾渗滤液的 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和色度的去除率分别达到 88%、100% 和 98%。而且高浓度的 Cl^- 和电流密度具有相当强的协同作用效应, 对渗滤液中典型的有毒难降解有机化合物 (苯酚) 有很好的去除作用, 苯酚去除率达 82%, 水质的

可生化性显著提高,有利于后续生化处理。

1.6 光催化氧化技术

光催化氧化技术机理是半导体材料(如 TiO_2)或催化氧化剂受到能量大于带隙能量的光照射时,处于价带(VB)上的电子就被激发到导带(CB)上,使导带上生成高活性电子(e^-),价带上生成带正电的空穴(h^+),形成氧化-还原体系,从而起到了降解污染物的作用。光催化氧化采用的半导体有二氧化钛、氧化锌、三氧化二铁等。

王里奥等^[13]采用复合半导体催化剂 ZnO/TiO_2 处理垃圾渗滤液,效果较好,可用作垃圾渗滤液的深度处理。弓晓峰等^[14]以玻璃纤维布作载体制备的 TiO_2 膜光催化氧化处理垃圾渗滤液,取得了较好的效果。潘留明等^[15]用臭氧强化光催化工艺对垃圾渗滤液进行了深度处理,结果表明,该工艺工艺不仅可以提高处理能力,还有效地改善出水的可生化性。

1.7 吸附法

吸附法主要是利用多孔性固体物质,使废水中的 1 种或多种物质被吸附在固体表面而去除的方法。常用的吸附剂有活性炭、沸石、焦炭、膨润土、焚烧炉底灰、粉煤灰等,其中应用较广泛的是颗粒状和粉末状的活性炭。活性炭具有 $500\sim 1\,700\text{ m}^2/\text{g}$ 的比表面积,有很强的吸附能力。

隋智慧等^[16]用混凝与吸附联合的方法对北京安定垃圾填埋场渗滤液进行预处理的研究结果表明,该方法对废水 COD 的去除率稳定在 70% 左右,且受水质变化的影响不大。活性炭吸附法处理程度高,对水中的绝大多数有机物都有效,可适应水量和有机物负荷的变化,粒状炭可再生后重复使用,设备紧凑,管理方便。但是活性炭吸附易受 pH 值、水温及接触时间等因素的影响。

燃煤发电的主要废弃物为粉煤灰,目前其利用率约为 30%。由于粉煤灰具有优良的吸附性能和过滤性能,因此能吸附污水中悬浮物、脱除有色物质、降低色度、吸附并能除去污水中的耗氧物质。利用粉煤灰对渗滤液进行吸附净化,成本较低,工艺简单,并且有较好的处理效果,可取得显著的环境效益、经济效益和社会效益。朱启红^[17-18]的研究表明活化粉煤灰对垃圾渗滤液 COD 具有较高的去除率,在最佳条件下,对 COD 的去除率达 95.8%,同时对铬离子的去除率达 88.8%。

李鸿江等^[19]采用 NDA-150 树脂对垃圾渗滤液生物处理出水的吸附进行研究,结果表明,该树脂的吸附率受溶液的 pH 值影响较大,其最优 pH 值为 2.0,静态吸附动力学显示,树脂初期吸附速度较快,24 h 内可使最终出水的 COD 满足直排标准($<100\text{ mg/L}$);72 h 基本达到吸附平衡。

邵红等^[20]对改性膨润土预处理垃圾渗滤液进行试验研究,结果表明,以溴化十六烷基三甲基胺为改性剂制备的有机改性膨润土处理效果明显优于原土,改性土用量为 30 g/L ,pH 值为 5 左右,搅拌时间为 40 min,静置时间为 30 min 时,能够使垃圾渗滤液的 COD 去除率达到 67% 以上,减轻了下步生物处理的负荷。

1.8 膜分离处理技术

利用新型的膜分离技术处理垃圾渗滤液在欧美等发达国家和地区正逐渐采用。目前膜技术包括反渗透、超滤、微孔过滤等几种,其中以反渗透(RO)分离技术的应用最为广泛,并取得了一定的效果;而超滤和微滤常作为反渗透的预处理。膜分离法的特点是分离过程不发生相变化,能量的转化率高,一般不需要投加其他物质,且可在常温下进行。

Hurd 等^[21]选用 3 种低压聚酰胺 RO 膜处理 Trail Road 垃圾填埋场渗滤液的试验表明,适当条件下,反渗透膜技术对渗滤液中的 TOC 和 Cl^- 的去除率 $>96\%$, $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率 $>88\%$ 。纳滤是目前水处理技术的一个新亮点,Linde K 和 Trebouet D 等人认为纳滤更加优于反渗透和超滤,其渗流量比反渗透高出几倍,且效率也高。何红根^[22]利用组合膜工艺即“垃圾渗滤液-混凝沉淀-超滤膜-DTRO 膜”处理工艺对垃圾渗滤液污染物有良好的去除效能。经该工艺处理后,垃圾渗滤液由浑浊的褐黄色变为清澈透明,由腐臭味变为无异味,COD、氨氮和电导率分别由 $3\,200$ 、 $1\,685\text{ mg/L}$ 和 $8\,500\text{ }\mu\text{S/cm}$ 下降为 65 、 140 mg/L 和 $23\text{ }\mu\text{S/cm}$,SS、色度和浊度的去除率均为 100%。膜技术对渗滤液的水质处理虽然有很好的效果,但是其处理费用很高,而且膜处理前一般都要有良好的预处理,否则膜很容易被污染而导致处理效率迅速下降。

2 土地处理法

土地-植物处理系统^[23]是人类最早采用的污

水处理法。通过吸附、离子交换或沉淀作用,土壤颗粒从渗滤液中将悬浮固体过滤掉,并将溶解性组分固定在颗粒上。土壤中的微生物将渗滤液中溶解性有机物进行转化和稳定,并将有机氮氧化成氨氮。植被利用渗滤液的各种营养物生长,以保持和增加渗入容量,并通过蒸腾作用减少了渗滤液量。目前用于渗滤液的土地处理法主要是回灌和人工湿地。

渗滤液回灌实质是把填埋场作为一个以垃圾为填料的巨大生物滤床,将渗滤液收集后,再返回到填埋场中,通过自然蒸发减少滤液量,并经过垃圾层和埋土层生物、物理、化学等作用达到处理渗滤液的目的。回灌处理方式主要有填埋期间渗滤液直接回灌至垃圾层、表面喷灌或浇灌至填埋场表面、地表下回灌和内层回灌。据估计,英国 50% 的填埋场采用了回灌技术。褚衍洋等^[24]利用回灌+铁促电化学氧化工艺处理垃圾渗滤液,结果表明该工艺可有效处理可生化性较好的渗滤液,有效地去除渗滤液中的 COD、NH₃-N 和色度,对回灌处理后的渗滤液,通过铁促电解法可以将渗滤液的 COD 降低到 300 mg/L 以下, NH₃-N 降低到 15 mg/L 以下。

人工湿地是近几年出现的一种处理垃圾渗滤液的新工艺,国外应用较多。挪威、加拿大、英国、斯洛文尼亚和波兰等许多国家都成功地应用了人工湿地系统工艺处理垃圾渗滤液。美国利用人工湿地处理垃圾渗滤液较广泛,如 Alabama 州 Mobile 市的 Chunchula 填埋场将一般污水和渗滤液混合进水上,采用表面流人工湿地,经过沉淀池沉淀后达到排放标准,其 COD 去除率达 90%、TSS 去除率达 97%、重金属 Cu 去除率达 52%、Pb 去除率达到 94%^[25]。美国爱荷华州 Des Moines 地区采用人工湿地直接处理垃圾填埋场的渗滤液,效果显著^[26]。在实际运用中,人工湿地多与其他处理工艺相结合,能稳定处理后的水质。国内陈玉成等^[27]对重庆金刚碑垃圾填埋场渗滤液进行了土壤渗滤和芦苇湿地 2 级模拟处理试验研究,原水水质为 COD<1 333 mg/L, NH₃-N<267.8 mg/L, 色度不超过 400 倍, SS 低于 163 mg/L, 处理后 COD 和 NH₃-N 的去除率均达到 90% 以上。与其他处理系统相比,该系统是一种便宜的去掉填埋场渗滤液污染物的途径,但从长远来看,该系统存在重金属及盐类在土壤中的积累与饱和问题,这会对土壤结构及植物的生长带来负面影响。另外,随着使用时间的延长,其处理效率会下降。

3 生物处理法

生物处理法具有处理效果好、运行成本低等优点,适合于处理生化性较好的渗滤液,是目前用得最多,也最为有效的处理方法,包括好氧处理、厌氧处理及好氧-厌氧结合的方法。

3.1 好氧处理法

好氧法主要包括活性污泥法、曝气稳定塘、生物膜法、生物滤池和生物流化床等工艺。

希腊的 Loukiou MX 等^[28]研究了以粉末活性炭为载体的流化床处理高浓度渗滤液的效果,进水水质为:pH 值=7.5, COD=5 000 mg/L, BOD₅=1 000 mg/L, NH₃-N=1 800 mg/L, 结果表明, COD、BOD₅、NH₃-N 以及色度的平均去除率为 81%、90%、85% 和 80%。Ahmet Uygur 等^[29]首次研究了序批式活性污泥法对生物营养元素(COD、NH₃-N 和 PO₄³⁻-P)的去除。比较了 3 段(厌氧/缺氧/好氧)、4 段(厌氧/好氧/缺氧/好氧)和 5 段(厌氧/缺氧/好氧/缺氧/好氧)SBR 工艺处理渗滤液的效果。结果显示 5 段 SBR 工艺最优,对 COD、NH₃-N 和 PO₄³⁻-P 的去除率分别为 62%、31% 和 19%。进而比较了在添加粉末活性炭(1 g/L)的情况下,用 5 段 SBR 工艺处理渗滤液与生活污水的混合液(体积比为 1:1), COD、NH₃-N 和 PO₄³⁻-P 的去除率得到大幅提高,分别达到 75%、44% 和 44%。生活污水的混入提高了渗滤液的生化性,粉末活性炭通过吸附去除非生物降解物质和有毒物质,同时也有助于微生物絮体的形成。史一欣等^[30]采用固定化微生物曝气生物滤池(I-BAF)对晚期垃圾渗滤液进行了短程脱氮试验研究,经过微生物固定化和硝化菌培养后,通过控制溶解氧等条件可使反应器(I-BAF1)实现稳定的亚硝化,亚硝化速率平均值是硝化速率的 21.5 倍,对氨氮的去除率达到 90% 左右,且氮主要是由同步硝化反硝化作用去除的;当将 2 级 I-BAF(I-BAF2 充分曝气)与 Fenton 工艺联用时,对 COD、氨氮和总氮的去除率分别为 95.1%、99.1% 和 73.8%。

3.2 厌氧处理法

用于垃圾渗滤液处理的厌氧法有:厌氧生物滤池、厌氧接触池、上流式厌氧污泥床及厌氧塘等。

徐竺等^[31]采用上流式厌氧过滤器对垃圾渗滤液的研究结果表明,上流式厌氧过滤器处理垃圾渗滤

液的效果良好,在中温(35~40℃)消化时,高浓度(3 000~8 000 mg/L)进水 COD 的去除率达 95%左右,常温消化 COD 去除率可达 90%左右。Calli^[32]对升流式厌氧污泥床(UASB),升流式厌氧滤池(UAF)和复合式厌氧反应器(UBF)处理含高浓度氨氮(2 500 mg/L)的垃圾渗滤液进行了试验研究,有机负荷在 2.9~23.5 kg/(m³·d)(以 COD 计),水力停留时间(HRT)为 2 d,在游离氨达到抑制浓度之前,各反应器均具有相近的 COD 去除率(75%~95%)。为了降低游离氨的抑制作用,第 181 d 调节进水 pH 值至 4.5 后,反应器内 pH 值和游离氨的质量浓度分别从 8.3 和 330 mg/L 降至 7.5 和 30 mg/L, COD 的去除率恢复至 85%。各反应器 COD 去除率一般均高于 80%,而 UASB 去除率总是最低;UAF 和 UBF 均有较高的耐氨氮毒性,而 UASB 系统在氨氮的质量浓度超过 1 500 mg/L 时恶化。除了传统的厌氧控制参数,他们还采用了变性梯度凝胶电泳(DGGE),克隆和荧光原位杂交(FISH)技术比较最终的微生物组成,研究表明,反应器的结构并没有对微生物的组成带来显著影响。

3.3 厌氧-好氧处理法

厌氧技术虽然能处理有效,但出水水质不能达标排放,单独使用较少,更多的是采用厌氧-好氧技术。Agdag 等^[33]研究了 2 段 UASB 与完全混合反应器(CSTR)的组合工艺处理渗滤液。最大 OLRs(容积负荷)为 16 kg/(m³·d)(以 COD 计),2 段 UASB 的 HRT 分别为 1.25 和 4.5 d, CSTR 的污泥停留时间(SRT)为 15 d,随着 OLRs 的增加,第一段 UASB 的 COD 去除率从 58%增加到 79%, NH₃-N 的去除率为 13%~27%;第二段 UASB 的 COD 去除率下降到 40%, NH₃-N 的去除率为 2%~7%; CSTR 的 COD 去除率为 85%~89%;整个系统的 COD 和 NH₃-N 去除率分别为 96%~98%和 99.6%。系统虽然取得了较高的去除效果,但是 2 段 UASB 的采用,使得系统的操作变得更加复杂。陈石等^[34]采用氨吹脱-厌氧生物滤池-SBR 工艺对深圳某填埋场的渗滤液进行了中试研究,结果 COD、BOD₅、NH₃-N 和 TN 的去除率分别达到 95%、99%、99.5%和 97%。李平等^[35]采用厌氧+好氧生物流化床耦合工艺处理垃圾渗滤液,当进水 COD、NH₃-N 分别为 5 000、280 mg/L 时,系统的出水 COD、NH₃-N 达到《生活垃圾填埋污染控制

标准》一级排放标准。由于渗滤液成分复杂,陈旧的渗滤液氨氮浓度很高,可生化性较差,还需要结合其他的方法进行处理。

4 结语

垃圾渗滤液含有高浓度的有机物和有毒物质,水质水量变化大,成分复杂,是难处理污水,在处理过程中,物理化学法是目前应用较成熟的方法,但由于经济成本高,易造成二次污染,更多的是用于预处理和深度处理。生物处理工艺具有成本低,处理效率高和对环境的二次污染小等优点,是目前的重要研究方向。而单独采用 1 种方法处理是难以满足要求的,必须采用多种方法的组合工艺。随着国家对垃圾渗滤液出水标准的提高和垃圾场运行年限的增加,由于国内垃圾渗滤液的处理工艺目前尚无成熟的经验和成功的先例可参考,因此在项目的可行性研究阶段要认真收集各种数据,必要时进行各种模拟试验,提出的设计要求应尽量切合实际,避免在工程实施过程中多次更改。在条件许可的情况下,应加大深度处理技术的研究,如可在处理的后段采用反渗透、离子膜、电解、吸附等工艺进一步降低 COD 的浓度,提高出水水质,这样的工艺对现有的而没达到垃圾渗滤液排放标准的工程更具有实际意义。

5 参考文献

- [1] 刘书俊. 垃圾渗滤液污染处理的现状及对策[J]. 长江建设, 2001, 37(3): 36-37.
- [2] 李英华, 余仁焕, 李海波. 混凝-气浮预处理垃圾渗滤液的模拟试验研究[J]. 安全与环境学报, 2008, 8(1): 48-51.
- [3] 杨健, 王晓云. 化学混凝+CSBR 处理垃圾渗滤液废水试验研究[J]. 能源与环境, 2008, (2): 36-39.
- [4] 黄稳水. 磷酸铵镁法预处理高浓度氨氮废水的研究[J]. 工业水处理, 2003, 23(10): 34-36.
- [5] 刘文辉, 武奇, 刘增超, 等. 化学沉淀/Fenton 法处理垃圾渗滤液的研究[J]. 工业安全与环保, 2008, 34(5): 43-45.
- [6] 沈耀良, 张建平, 王惠民. 苏州七子山垃圾填埋场渗滤液水质变化及处理工艺方案研究[J]. 给水排水, 2000, 26(5): 22-26.
- [7] 王文斌, 董有, 刘士庭. 吹脱法去除垃圾渗滤液中的氨氮研究[J]. 环境污染治理技术与设备, 2004, (5): 51-53.
- [8] 王喜全, 胡筱敏, 刘学文. Fenton 法处理垃圾渗滤液的研究[J]. 环保科技, 2008, 14(1): 11-15.
- [9] 刘卫华, 季民, 张昕, 等. 催化臭氧氧化去除垃圾渗滤液中难

- 降解有机物的研究[J]. 环境化学, 2007, 26(1): 58–61.
- [10] 李小明, 王敏, 矫志奎, 等. 电解氧化处理垃圾渗滤液研究[J]. 中国给水排水, 2001, 17(8): 14–17.
- [11] 姚小丽, 秦侠, 刘伟. 电解法处理城市生活垃圾渗滤液的研究[J]. 四川环境, 2008, 27(3): 6–9.
- [12] 李庭刚, 陈坚, 张国平. 电化学氧化法处理高浓度垃圾渗滤液的研究[J]. 上海环境科学, 2003, 22(12): 892–897.
- [13] 王里奥, 黄本生, 吕红, 等. 光催化氧化处理生活垃圾渗滤液[J]. 中国给水排水, 2003, 19(6): 56–58.
- [14] 弓晓峰, 简敏菲, 刘春英, 等. 玻璃纤维布负载 TiO_2 膜催化氧化垃圾渗滤液[J]. 重庆环境科学, 2003, 25(11): 56–58.
- [15] 潘留明, 季民, 王苗苗. 臭氧强化光催化对垃圾渗滤液的深度处理[J]. 环境工程学报, 2008, 2(5): 660–663.
- [16] 隋智慧, 曲景奎, 卢寿慈, 等. 物理化学法处理垃圾填埋场渗滤液的研究进展[J]. 环境污染治理技术与设备, 2002, (2): 17–19.
- [17] 朱启红. 活化粉煤灰对垃圾渗滤液的 COD 吸附作用研究[J]. 农机化研究, 2007, (9): 210–216.
- [18] 朱启红. 活化粉煤灰对垃圾渗滤液中铬离子的吸附作用研究[J]. 农机化研究, 2007, (10): 131–133.
- [19] 李鸿江, 赵由才, 朱英, 等. NDA-150 树脂对垃圾渗滤液生物处理出水的吸附[J]. 中国环境科学, 2008, 28(12): 1122–1126.
- [20] 邵红, 孙伶, 李辉, 等. 改性膨润土预处理垃圾渗滤液试验研究[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(12): 157–159.
- [21] Hurd S, Kennedy K, Droste J, et al. Low-pressure reverse osmosis treatment of landfill leachate[J]. Journal of Solid Waste Technology and Management, 2001, 27(1): 1–14.
- [22] 何红根. UF+DTRO 膜处理垃圾渗滤液的研究[D]. 武汉: 武汉理工大学, 2007.
- [23] 支卫兵, 谭惠忠. 城市垃圾渗滤液处理方法综述[J]. 江西科学, 2007, 25(5): 656–659.
- [24] 褚衍洋, 徐迪民. 回灌 + 铁促电氧化工艺处理垃圾渗滤液研究[J]. 环境科学与技术, 2007, 30(5): 86–89.
- [25] Martin Craig D, Johnson Keith D, Moshiri Gerald A. Performance of A Constructed Wetland Leachate Treatment System at the Chunchula Landfill. Mobile County. Alabama[J]. Water Science and Technology, 1999, 40(3): 67–74.
- [26] Sarah Rasmussen. Locals Build Wetland to Treat Leachate[J]. American City and County, 2000, (10): 54.
- [27] 陈玉成, 陈小龙, 皮广浩. 城市生活垃圾渗滤液土地处理的模拟研究[J]. 城市环境与城市生态, 2001, 14(2): 19–21.
- [28] Loukiou M X, Zouboulis A I. Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment[J]. Environmental Pollution, 2001, 111(2): 273–281.
- [29] Ahmet Uygur, Fikret Kargi. Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor[J]. Journal of Environmental Management, 2004, 71(1): 9–14.
- [30] 史一欣, 倪晋仁. 曝气生物滤池对晚期垃圾渗滤液的短程脱氮研究[J]. 中国给水排水, 2007, 27(13): 69–75.
- [31] 徐竺, 李正山, 杨玖贤. 上流式厌氧过滤器处理垃圾渗滤液的研究[J]. 中国沼气, 2002, 20(2): 12–15.
- [32] B Calli, B Mertoglu, K Roest, et al. Comparison of long-term performances and final microbial compositions of anaerobic reactors treating landfill leachate[J]. Bioresource Technology, 2006, 97(4): 641–647.
- [33] Osman Nuri Agdag, Delia Teresa Sponza. Anaerobic/aerobic treatment of municipal landfill leachate in sequential two-stage up-flow anaerobic sludge blanket reactor (UASB)/completely stirred tank reactor (CSTR) systems[J]. Process Biochemistry, 2005, 40(2): 895–902.
- [34] 陈石, 王克虹, 孟了, 等. 城市生活垃圾填埋场渗滤液处理中试研究[J]. 给水排水, 2006, 26(10): 15–18.
- [35] 李平, 韦朝海, 吴超飞, 等. 厌氧/好氧生物流化床耦合处理垃圾渗滤液的新工艺研究[J]. 高校化学工程学报, 2002, 16(3): 345–350.

Status and Prospect of the Waste Landfill Leachate Treatment Technology

You Shaohong Liu Qiong Sun Rongcui Li Daxing

Abstract In this paper, the current application of waste landfill leachate's treatment technology at home and abroad which include physical, chemical and biological technology was introduced. Moreover, the development trend of waste landfill leachate's treatment technology was also proposed.

Key words waste landfill leachate treatment technology status prospect

室内环境中微生物与挥发性有机化合物相关性的初步探讨

周志洪 朱大明 吴爱冬

(广州市环境监测中心站, 广州 510030)

摘 要 采集室内环境空气中菌落,经培养后分别将微球菌属、葡萄球菌属、芽孢杆菌属、曲霉属、青霉属的纯培养物转接到培养皿上,然后放入环境测试舱密闭环境中进行放大培养。分析菌落放大培养前后环境测试舱内空气中 VOCs 组成及其含量水平。结果表明,检测的 100 种挥发性有机化合物中有 42 种化合物在扩大培养后浓度升高,而 30 种化合物的浓度下降。微生物在生长代谢过程中既能分解空气中的一些毒害性有机污染物,也能产生一些毒害性有机污染物。

关键词 室内环境 微生物 挥发性有机化合物 相关性

随着居民生活水平的提高,家庭装修大量使用装饰材料。装修用装饰材料释放挥发性有机化合物(VOCs)造成室内环境空气污染,已引起人们的普遍重视,而室内环境空气生物污染,也是影响室内环境空气质量的重要因素,却尚未得到足够的重视。加拿大的一项调查表明,室内空气质量问题有 21%是微生物污染造成的。环境空气缺乏水分和养料,不是微生物生长繁殖的适宜场所,微生物污染并不显著,但在室内空气中,尤其是通风不良、拥挤或带有较多人工干预成分的室内环境,常飘浮着许多微生物。研究发现,由于室内环境的相对封闭、使用空调、室内化学污染物的增加和饲养宠物等原因,使得室内生物污染正在严重影响着人们的健康。室内空气生物污染是影响室内空气品质的一个重要因素,主要包括细菌、真菌(包括真菌孢子)、花粉、病毒、生物体有机成分、微生物释放的毒素、挥发性气体、孢子等。

在室内环境中,挥发性有机化合物是否参与微生物的代谢过程,两者之间是否存在某种关系?笔者在环境测试舱密闭环境中对典型室内环境微生物菌落(细菌和真菌)进行扩大培养,分析测试培养前后测试舱内挥发性有机化合物成分及其浓度的变化情况,探讨室内环境微生物污染与 VOCs 污染的关系。

1 试验部分

1.1 仪器与材料

WH-2A 型智能环境气候舱,舱内体积 1 m³(武汉宇信科技开发有限公司)。培养皿,9 cm²。Trace plus GC/MS(Finnigan),Entech Model 7100A preconcentration。

1.2 菌落的采集和培养

分别用撞击法、平皿沉降法在典型室内环境(办公室)中采集菌落。将接菌后的细菌平皿放入培养箱中 37 ℃培养 48 h;将接菌后的真菌平皿放入另一培养箱中 28 ℃培养 5 d。

依据菌落的不同培养特征,挑选 16~18 个菌落数多、分散的培养皿,根据湿润和粘度等特点挑取单菌落再分离培养。分别将微球菌属、葡萄球菌属、芽孢杆菌属、曲霉属、青霉属的纯培养物转接到培养皿上(每个菌属分别在 4 个培养皿上接种 5~8 个菌),20 个培养皿一起放入环境测试舱密闭环境中进行放大培养。在环境测试舱放大培养前,以及培养 5 d 和 9 d 后,分别抽取测试舱内的气体样品 6 L,分析其中 VOCs 组成和含量水平。

1.3 分析方法

依据美国环保署(USEPA)的分析方法 TO-15^[1],应用不锈钢真空罐采样,液氮预浓缩和 GC/MS 系统分析培养箱内空气中 VOCs。

分析条件:①预浓缩 低温捕集温度为 -150 ℃,脱附温度为 150 ℃,脱附流速约为 3 mL/min(氦气);②气相色谱 DB-1 交联甲基硅烷柱(60 m × 0.32 mm × 1.0 μm),初始柱温 40 ℃/保持 2 min,5 ℃/min 升温

至 120 ℃,8 ℃/min 升温至 150 ℃,15 ℃/min 升温至 230 ℃/ 保持 1 min; ③ 质谱 70 ev EI 离子源, 质量范围 35~300 amu。

2 结果与讨论

接种培养皿在环境测试舱密闭环境中培养 5 d 后,各属菌点生长到平均直径约为 1.2 cm 的菌落, 9 d 后各属菌类生长到平均直径约为 1.6 cm 的菌

落。培养后的微球菌属菌苔呈圆形,颜色呈黄色和红色;葡萄球菌属菌苔呈圆形,颜色金黄;芽孢杆菌属菌苔呈不规则圆形,颜色呈黄色;曲霉属菌苔呈圆形,颜色多为无色,老熟时渐变为浅黄色至褐色;青霉属菌苔呈圆形,颜色为灰色。

本次试验定量检测了微生物密闭培养箱空气样品中 100 种挥发性有机物的含量水平,培养前(本底浓度)与培养后的检测结果比较于表 1。

表 1 微生物培养前后测试舱内空气中挥发性有机化合物的浓度变化

序号	有机物	本底浓度 μg/m ³	培养 5 d 浓度 μg/m ³	5 d 差值 μg/m ³	5 d 变化率 %	培养 9 d 浓度 μg/m ³	9 d 差值 μg/m ³	9 d 变化率 %
1	六氯-1,3-丁二烯	1.96	0.78	-1.18	-60.20	0.28	-1.68	-85.70
2	1-戊烯	5.90	7.69	1.80	30.51	1.18	-4.72	-80.00
3	1,3,5-三甲基苯	1.11	0.38	-0.73	-65.77	0.35	-0.76	-68.50
4	反-1,2-二氯乙烯	0.03	0.03	-0.01	-33.33	0.01	-0.02	-66.70
5	异丙基醇	12.79	6.93	-5.87	-45.90	6.32	-6.47	-50.60
6	氟里昂-11	5.80	3.20	-2.60	-44.83	3.08	-2.72	-46.90
7	乙醇	5.22	2.69	-2.53	-48.47	3.23	-1.99	-38.10
8	1,3-二氯苯	0.50	0.27	-0.23	-46.00	0.31	-0.19	-38.00
9	1,1-二氯苯	0.03	0.03	0.00	0.00	0.02	-0.01	-33.30
10	癸烷	6.07	3.86	-2.20	-36.24	4.40	-1.66	-27.50
11	异丙基-苯	1.81	1.19	-0.63	-34.81	1.33	-0.48	-26.50
12	1-丁烯	7.94	5.49	-2.45	-30.86	5.94	-1.99	-25.20
13	正十一烷	14.97	10.70	-4.27	-28.52	11.32	-3.65	-24.40
14	异丁烷	23.38	15.38	-8.00	-34.22	18.16	-5.22	-22.30
15	壬烷	1.96	1.49	-0.46	-23.47	1.53	-0.42	-21.90
16	顺-2-丁烯	2.10	1.63	-0.47	-22.38	1.65	-0.45	-21.40
17	反-2-丁烯	2.50	1.97	-0.53	-21.20	1.98	-0.52	-20.80
18	顺-1,2-二氯乙烯	0.05	0.04	-0.01	-20.00	0.04	-0.01	-20.00
19	环己烷	2.43	5.64	3.21	132.10	1.98	-0.45	-18.50
20	邻-乙基甲苯	2.07	1.71	-0.36	-17.39	1.71	-0.36	-17.40
21	二氯甲烷	7.92	6.82	-1.10	-13.89	6.63	-1.29	-16.30
22	丙烯	10.57	8.07	-2.50	-23.65	8.90	-1.66	-15.80
23	氟里昂-12	4.23	3.55	-0.68	-16.08	3.61	-0.62	-14.70
24	间-二乙基苯	0.64	0.57	-0.07	-10.94	0.55	-0.09	-14.10
25	丁烷	19.63	16.75	-2.89	-14.72	17.16	-2.47	-12.60
26	氯甲烷	3.11	2.37	-0.74	-23.79	2.72	-0.39	-12.50
27	1,2,4-三甲基苯	17.77	14.91	-2.86	-16.09	15.59	-2.18	-12.30
28	苜基氯	0.82	0.58	-0.25	-30.49	0.72	-0.11	-12.20
29	溴甲烷	0.09	0.10	0.00	0.00	0.08	-0.01	-11.10
30	间-乙基甲苯	4.87	4.46	-0.41	-8.42	4.37	-0.50	-10.30
31	对-乙基-甲苯	11.87	10.41	-1.46	-12.30	10.69	-1.18	-9.90
32	苯乙烯	19.89	16.22	-3.67	-18.45	18.32	-1.56	-7.90
33	辛烷	1.77	1.64	-0.14	-7.91	1.64	-0.14	-7.30
34	丙基-苯	1.82	1.60	-0.23	-12.64	1.70	-0.13	-6.60

续表 1

序号	有机物	本底浓度 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	培养 5 d 浓度 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	5 d 差值 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	5 d 变化率 %	培养 9 d 浓度 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	9 d 差值 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	9 d 变化率 %
35	正十二烷	18.59	18.11	-0.48	-2.58	18.16	-0.43	-2.30
36	1,1,2,2-四氯乙烷	8.61	8.57	-0.04	-0.46	8.57	-0.04	-0.50
37	邻-二甲苯	11.73	11.21	-0.52	-4.43	11.67	-0.06	-0.50
38	氟里昂-114	0.13	0.13	0.01	7.69	0.13	0.00	0.00
39	氯乙烷	0.21	0.19	-0.02	-9.52	0.21	0.00	0.00
40	1,2-二溴乙烷	7.21	7.19	-0.02	-0.28	7.21	0.00	0.00
41	2-甲基-戊烷	0.67	0.65	-0.02	-2.99	0.67	0.00	0.00
42	四氢呋喃	4.52	4.46	-0.06	-1.33	4.53	0.01	0.20
43	一溴二氯甲烷	4.85	4.85	0.00	0.00	4.86	0.01	0.20
44	二溴一氯甲烷	4.92	4.92	0.00	0.00	4.93	0.01	0.20
45	溴仿	11.6	11.6	0.00	0.00	11.62	0.02	0.20
46	顺-1,3-二氯丙烯	3.49	3.5	0.01	0.29	3.50	0.01	0.30
47	反-1,3-二氯丙烯	3.32	3.33	0.00	0.00	3.33	0.01	0.30
48	氯苯	5.35	5.35	-0.01	-0.19	5.37	0.02	0.40
49	对-间二甲苯	13.96	13.31	-0.65	-4.66	14.09	0.13	0.90
50	三氯乙烯	4.39	4.54	0.16	3.64	4.46	0.07	1.60
51	四氯乙烯	7.17	7.29	0.12	1.67	7.31	0.14	2.00
52	四氯化碳	3.99	4.13	0.14	3.51	4.08	0.09	2.30
53	乙苯	15.01	14.61	-0.40	-2.66	15.48	0.47	3.10
54	氯仿	3.52	3.39	-0.13	-3.69	3.65	0.13	3.70
55	顺-2-戊烯	3.25	3.67	0.42	12.92	3.38	0.13	4.00
56	2,3,4-三甲基戊烷	0.23	0.25	0.02	8.70	0.24	0.01	4.30
57	1,3-丁二烯	1.60	1.63	0.04	2.50	1.68	0.09	5.00
58	甲苯	42.66	46.14	3.48	8.16	45.94	3.28	7.70
59	反-2-戊烯	1.15	1.30	0.15	13.04	1.27	0.12	10.40
60	1,2-二氯苯	0.28	0.32	0.05	17.86	0.31	0.03	10.70
61	庚烷	5.57	7.18	1.61	28.90	6.23	0.66	11.80
62	2,2-二甲基丁烷	0.50	0.60	0.10	20.00	0.56	0.06	12.00
63	3-甲基-庚烷	1.35	1.65	0.30	22.22	1.53	0.18	13.30
64	二硫化碳	1.86	2.52	0.66	35.48	2.19	0.33	17.70
65	2-甲基-庚烷	1.44	1.75	0.31	21.53	1.70	0.25	18.10
66	2,3-二甲基-戊烷	1.30	1.97	0.67	51.54	1.57	0.27	20.80
67	甲基-环己烷	2.00	2.66	0.66	33.00	2.42	0.42	21.00
68	乙酸乙酯	10.97	13.13	2.16	19.69	13.29	2.32	21.10
69	己烷	5.18	6.90	1.72	33.20	6.48	1.31	25.10
70	异戊烯	3.16	5.03	1.87	59.18	3.98	0.82	25.90
71	氟里昂-113	0.60	0.72	0.12	20.00	0.76	0.16	26.70
72	甲基-环戊烷	3.94	5.44	1.51	38.32	5.00	1.06	26.90
73	甲基叔丁基醚	6.85	9.49	2.64	38.54	8.78	1.93	28.20
74	环戊烯	3.36	4.76	1.40	41.67	4.36	1.00	29.80
75	苯	9.00	11.25	2.25	25.00	11.81	2.81	31.20
76	戊烷	6.46	8.20	1.75	27.09	8.57	2.11	32.70
77	1,1,1-三氯乙烷	0.27	0.38	0.10	37.04	0.36	0.08	33.30

续表 2

序号	有机物	本底浓度 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	培养 5 d 浓度 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	5 d 差值 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	5 d 变化率 %	培养 9 d 浓度 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	9 d 差值 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	9 d 变化率 %
78	1-己烯	1.06	1.43	0.37	34.91	1.42	0.36	34.00
79	丙酮	10.44	11.82	1.38	13.22	14.11	3.67	35.20
80	1,1-二氯乙烷	0.08	0.11	0.02	25.00	0.11	0.02	37.50
81	3-甲基-己烷	5.18	8.11	2.93	56.56	7.19	2.01	38.80
82	甲基-异丁基酮	0.31	1.28	0.97	312.90	0.44	0.13	41.90
83	1,2-二氯丙烷	0.32	0.40	0.08	25.00	0.46	0.14	43.80
84	醋酸乙烯酯	12.57	17.78	5.21	41.45	18.37	5.79	46.10
85	2,3-二甲基丁烷	3.24	4.70	1.47	45.37	4.74	1.50	46.30
86	2-甲基-己烷	3.24	5.40	2.16	66.67	4.92	1.67	51.90
87	1,2,3-三甲基苯	2.87	2.54	-0.33	-11.50	4.38	1.51	52.60
88	1,2-二氯乙烷	0.67	1.04	0.38	56.72	1.03	0.36	53.70
89	丁酮	14.42	24.68	10.26	71.15	22.64	8.23	57.00
90	1,4-二氯苯	1.88	2.33	0.45	23.94	2.99	1.11	59.00
91	对-二乙基苯	0.80	0.78	-0.01	-1.25	1.29	0.49	61.30
92	2,4-二甲基-戊烷	0.67	1.19	0.52	77.61	1.12	0.45	67.20
93	异戊烷	55.59	85.29	29.70	53.43	96.56	40.97	73.70
94	1,4-二氧杂环乙烷	2.92	4.05	1.13	38.70	5.08	2.16	74.00
95	3-甲基-戊烷	3.84	7.11	3.27	85.16	6.91	3.07	79.90
96	甲基-丁基酮	5.52	5.75	0.24	4.35	10.3	4.78	86.60
97	1,1,2-三氯乙烷	0.19	0.23	0.04	21.05	0.36	0.17	89.50
98	2,2,4-三甲基戊烷	0.32	0.60	0.28	87.50	0.63	0.31	96.90
99	氯乙烯	0.12	0.18	0.06	50.00	0.25	0.13	108.30
100	1,2,4-三氯苯	0.37	1.43	1.06	286.49	3.12	2.75	743.20

从表 1 可以看出,在检测的 100 种 VOCs 中,有 23 种化合物在微生物培养 9 d 浓度变化幅度很小 ($\leq 5\%$),可以认为这些化合物与微生物的代谢活动关系不密切,包括正十二烷、1,1,2,2-四氯乙烷、邻-二甲苯、氟里昂-114、氯乙烷、1,2-二溴乙烷、2-甲基-戊烷、四氢呋喃、一溴二氯甲烷、二溴一氯甲烷、溴仿、顺-1,3-二氯乙烯、反-1,3-二氯乙烯、氯苯、对十间二甲苯、三氯乙烯、四氯乙烯、四氯化碳、乙苯、氯仿、顺-2-戊烯、2,3,4-三甲基戊烷、1,3-丁二烯。有 30 种 VOCs 在微生物培养后 9 d 后浓度显著下降 ($>10\%$),烯炔类化合物占多数,也有一些苯系物,包括六氯-1,3-丁二烯、1-戊烯、1,3,5-三甲基苯、反-1,2-二氯乙烯、异丙基醇、氟里昂-11、乙醇、1,3-二氯苯、1,1-二氯乙烯、葵烷、异丙基-苯、1-丁烯、正十一烷、异丁烷、壬烷、顺-2-丁烯、反-2-丁烯、顺-1,2-二氯乙烯、环己烷、邻-乙基甲苯、二氯甲烷、丙烯、氟里昂-12、间-二乙基苯、丁烷、氯甲烷、1,2,4-三甲基苯、苣基氯、溴甲

烷、间-乙基甲苯。可以认为这些化合物与微生物的代谢活动关系密切,如微生物有可能利用这些有机物作为养料(碳源)。

有 42 种 VOCs 在微生物培养后 5 d 后浓度显著上升 ($>10\%$),占检测化合物数量的 42%。值得注意的是,浓度上升的 VOCs 中有也有一些是苯系物和烷炔类化合物,包括反-2-戊烯、1,2-二氯苯、庚烷、2,2-二甲基丁烷、3-甲基-庚烷、二硫化碳、2-甲基-庚烷、2,3-二甲基-戊烷、甲基-环己烷、乙酸乙酯、己烷、异戊烯、氟里昂-113、甲基-环戊烷、甲基叔丁基醚、环戊烯、苯、戊烷、1,1,1-三氯乙烷、1-己烯、丙酮、1,1-二氯乙烷、3-甲基-己烷、甲基-异丁基酮、1,2-二氯丙烷、醋酸乙烯酯、2,3-二甲基丁烷、2-甲基-己烷、1,2,3-三甲基苯、1,2-二氯乙烷、丁酮、1,4-二氯苯、对-二乙基苯、2,4-二甲基-戊烷、异戊烷、1,4-二氧杂环乙烷、3-甲基-戊烷、甲基-丁基酮、1,1,2-三氯乙烷、2,2,4-三甲基戊烷、氯乙烯、1,2,4-三氯苯。这些化合物有可能是经

过微生物代谢后产生释放到空气中,例如苯系物化合物,有可能是经过微生物的代谢后产生了异构体或某些结构发生了变化,如 1,3,5-三甲基苯、异丙基-苯、乙苯、间-乙基甲苯、间-二乙基苯、1,2,4-三甲基苯、邻-乙基甲苯代谢生成苯或对-二乙基苯。烯烃类化合物可能代谢生成烷烃类化合物,有代表性的是 1,1-二氯乙烯、顺-1,2-二氯乙烯代谢后生成 1,1-二氯乙烷和 1,2-二氯乙烷等。

3 小结

本次研究将微生物在固体培养基上进行扩大培养,以了解微生物固体培养基表面生长代谢过程中

空气中挥发性有机物的变化情况。监测结果表明,微生物在生长代谢过程中既能分解(吸附)空气中的一些毒害性挥发性有机物,也能产生一些毒害性挥发性有机物。相关研究工作有必要进一步深入展开。

4 参考文献

- [1] U.S. Environmental Protection Agency. Compendium Method TO-15 Determination Of Volatile Organic Compounds (VOCs) In Air Collected In Specially-Prepared Canisters And Analyzed By Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS) [S]. Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air. 1999 Second Edition.

A Preliminary Study on the Relationship Between Microorganism and Volatile Organic Compounds in Indoor Environment

Zhou Zhihong Zhu Daming Wu Aidong

Abstract Microorganism was collected from indoor environment and then incubated in an isolating environmental test chamber. The concentrations of the volatile organic compounds in the chamber before and after incubating were determined and compared. The results showed that 42% of the detected compounds represented higher concentrations after incubating while 30% became lower. Thus microorganism can decompose some toxic organic compounds in air during its metabolism while at the same time it can release some others.

Key words indoor environment microorganism volatile organic compounds relationship

(上接第 5 页)

Study on the Disposal of Different Medical Waste Disposal

Yu Bo Zhang Bin Huang Zhengwen

Abstract Medical waste is a special type of extremely hazardous waste. Since 1950s, medical waste disposal has attracted great attention from all over the world. At present, the study of medical waste disposal technology by domestic and foreign scholars is increasingly rich and some progress has been made. By comparing the medical waste treatment technologies such as incineration treatment, high pressure steam sterilization, chemical processing, microwave and pyrolysis treatment, a comprehensive assessment of the technical parameters, the advantages and disadvantages of these treatment processes have been made. Finally, the result of a comparative analysis shows that high-temperature pyrolysis is the most important medical waste disposal technology with various advantages at home and abroad.

Key words medical waste disposal technology optimization pyrolysis method

本刊已成为《华艺线上图书馆》网络出版期刊

为适应我国信息化建设,推进科技信息交流的网络化进程,扩大本刊及作者知识信息交流渠道,增强学术论文发表的引用率及影响力,本刊已成为《华艺线上图书馆》全文网络出版期刊,从 2009 年起的全部期刊将全文录入《华艺线上图书馆》。凡向本刊投稿并录用的稿件,将一律由编辑部统一录入《华艺线上图书馆》,进入因特网提供信息服务。作者著作

权使用费与本刊稿酬一次性付给,如作者不同意文章被收录,请向本刊声明,本刊将做适当处理,否则视为同意。

《华艺线上图书馆》是中国台湾·华艺数位股份有限公司规划推出,是全球唯一以收录整合中国学术期刊的全文平台。所收录的学术期刊经由 Google Scholar 对 6 000 万名读者提供免费栏目查询以及付费全文阅读下载服务。

《广州环境科学》编辑部

SERES2000 与 HACH AMTAX SC 氨氮在线测试仪的性能比较

罗翠琴

(广州市环境监测中心站, 广州 510030)

摘 要 文章通过对已投入运行的 SERES2000 与 HACH AMTAX SC 2 种型号氨氮在线测试仪的基本性能、维护量、试剂用量等情况进行比较,得出对 2 台仪器的综合评价。

关键词 氨氮 在线测试仪 性能

氨氮是重要的水质评价项目,是《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)规定的基本水质项目之一。地表水中氨氮主要来源于居民生活污水、第三产业污水、农业和养殖业排放水、食品工业排放水等,水体和底质中含氮有机物被微生物分解也释放氨氮。对地表水体中氨氮含量进行监测,在水质评价和水体污染防治中均有重要意义。应用氨氮在线测试仪可以对水体氨氮浓度进行实时和连续的测量,实时监控水质状况和污染变化趋势,及时发现污染事件,与传统手工采样监测工作模式相比具有明显优势。目前国内氨氮在线测试仪的检测方法主要包括水杨酸-次氯酸分光光度法、纳氏比色法、离子

选择电极法和氨气敏电极法。笔者在水质在线监测工作中使用 SERES2000 和 HACH AMTAX SC 2 种型号的氨氮在线测试仪,其检测方法分别为水杨酸-次氯酸分光光度法和氨气敏电极法,并对这 2 种仪器的工作性能进行比较。

1 仪器技术指标

SERES2000 和 HACH AMTAX SC 氨氮在线测试仪的技术指标列于表 1。2 种仪器标示的测量精密度一样,但采用氨气敏电极法的 HACH AMTAX SC 仪器,检测速率较快,检测范围较广。

表 1 仪器技术指标比较

仪器型号	生产厂家	测量方法	测量范围 mg/L	最小测量周期 min	精密度 %	标准物质
SERES2000	法国 SERES 公司	水杨酸-次氯酸分光光度法	0.05~10.00	15	± 2	氯化铵
HACH AMTAX SC	美国哈希公司	氨气敏电极法	0.05~20.00	5	± 2	氯化铵

2 仪器检测性能测评

根据《广东省水质自动监测系统运行考核验收要求》(广东省环境保护监测中心,内部资料)对仪器检测性能进行测试与评价。

2.1 标准曲线

按仪器标示的测量范围均匀选择 6 个浓度的标准溶液(包括空白)进行检测,结果列于表 2。2 种仪器响应信号的线性均为较好,SERES2000 仪器和 HACH AMTAX SC 仪器的相关系数分别为 0.999 8

和 0.999 9;斜率分别为 0.981 1 和 1.003 6。

表 2 仪器校正曲线

标液浓度	响应值	
	SERES2000	HACH AMTAX SC
0.00	0.00	0.00
1.00	1.00	0.99
2.00	2.04	2.01
3.00	3.02	3.03
4.00	3.97	3.99
5.00	4.89	5.02

2.2 准确度与精密度

采用经国家认可的质量控制样品对仪器检测性能进行测试。仪器经校准后,连续 6 次测定质量控制

样品,根据测定结果评价仪器的准确度和精密度,结果见表 3。结果表明,2 种仪器的检测结果均可接受,但 SERES2000 仪器重现性较好。

表 3 仪器的准确度和精密度

仪器型号	标液浓度 mg/L			测 定 值 mg/L				平 值 值 mg/L	相 对 误差	相 对 标 准 偏 差
SERES2000	2.00	2.02	2.03	2.03	2.01	2.03	2.03	2.025	1.25%	0.41%
HACH AMTAX SC	2.00	1.91	2.06	2.06	2.00	1.99	2.01	2.005	0.25%	2.76%

2.3 检出限

仪器的检出限根据低浓度样品的检测结果,按式(1)计算。

$$DL=\frac{k}{b}\cdot S_b$$
 (1)

式中:DL——仪器实际检出限,mg/L;

k ——置信系数,取 $k=3$;
 b ——校准曲线的斜率;
 S_b ——低浓度样品检测结果的标准偏差,mg/L。

配制 3 倍仪器标示检出限的低浓度样品溶液,测定 8 次,结果见表 4。SERES2000 和 HACH AMTAX SC 仪器的实际检出限分别为 0.04 和 0.07 mg/L。

表 4 仪器实际检出限测试结果 mg/L(b 除外)

仪器型号	样品浓度			测 定 值						b	DL
SERES2000	0.15	0.19	0.17	0.18	0.21	0.20	0.17	0.18	0.18	0.981 1	0.04
HACH AMTAX SC	0.15	0.11	0.12	0.14	0.15	0.16	0.16	0.17	0.17	1.003 6	0.07

3 仪器运行成本比较

3.1 试剂使用情况

仪器运行使用试剂及年用量列于表 5 (年用量按每 4 h 分析 1 次的运转频率估算)。SERES2000 仪器使用的试剂种类和数量都比 HACH AMTAX SC 仪器多,但 HACH AMTAX SC 仪器需要更换电极液和电极膜。

表 5 仪器运行使用试剂

SERES2000		HACH AMTAX SC	
试剂名称	年用量	试剂名称	年用量
氢氧化钠	1 188 g	氢氧化钠	3 000 g
氯化氨	10 g	氯化氨	10 g
氯化钾	1 188 g	EDTA 二钠盐	450 g
酒石酸钾钠	1 620 g	柠檬酸	680 g
水杨酸钠	10 800 g		
亚硝基铁氰化钠	72 g		
二氯异氰尿酸钠	144 g		
次氯酸	720 mL		
硫 酸	2 088 mL		

3.2 仪器运行维护量

SERES2000 氨氮分析仪的日常运行,除更换试剂外,还必须经常检查自来水流量是否足够、反应室搅拌子是否搅动正常、进样是否正常流入反应室,否则试剂容易在反应室形成结晶,影响检测工作。

HACH AMTAX SC 氨氮分析仪的日常维护相对较为简单,主要是更换试剂、电极液和电极膜,保持电极清洁即可维持正常检测工作。

4 小结

根据上述对 SERES2000 和 HACH AMTAX SC 2 种型号氨氮分析仪的检测性能、使用及维护量的情况比较,小结如下:

1) HACH AMTAX SC 仪器的测量周期较短,适合于水质变化比较快的水体,日常维护比较简单,容易管理,但重现性稍差;

2) SERES2000 仪器的稳定性较好,检出限较低,用于氨氮污染程度比较轻的水体在线监测具有优势,但日常维护工作量较大。

(下转第 48 页)

关于加快番禺区生态环境建设的战略思考

孙艳军 谢柳青

(广州市番禺区环境保护局, 广州 511400)

摘 要 文章对番禺区现存生态环境瓶颈与未来压力进行了系统剖析,重点从环境管理与政策的实践层面入手,深入阐述推进“腾笼换鸟”工作和加强生态环境建设的环保举措,同时从战略规划层面入手提出坚持生态优先、以环境优化经济增长,以“腾笼换鸟”推动番禺经济与生态和谐发展的对策和建议,以期对政府决策和社会经济的可持续发展提供借鉴参考。

关键词 生态优先 环境优化 腾笼换鸟 可持续发展

广州市番禺区地处珠江三角洲中心地带,过去粗放型、低端式的产业发展,使得产业结构不合理、发展后劲不足、竞争力弱的问题日益凸显,资源环境问题已经成为实现经济社会全面、协调和可持续发展的瓶颈。番禺区委、区政府积极破解发展难题,深入探求科学发展的新思路、新举措和新方法,大力实施“腾笼换鸟”战略,以环境优化经济增长,努力走出一条“生态优先、环境优化、和谐发展”的经济跨越式发展之路,着力避免“资源难以支撑、环境难以维系、健康难以承受、发展难以持续”局面的出现^[1-3]。本文将在系统剖析番禺区目前生态环境状况和面临的生态环境压力基础上,研究提出以实施腾笼换鸟战略为契机,加快生态环境建设和优化环境的对策措施,以期区委、区政府科学决策提供参考。

1 番禺区生态环境现状与压力分析

1.1 生态环境总体质量呈下降趋势

从生态负荷来看,相比整个珠三角地区,番禺区的生态负荷严重,生态赤字高于珠三角的平均水平。从生态环境质量的变化趋势来看,番禺区的生态环境仍处于退化、恶化阶段。其中,水环境污染是当前最主要的环境问题。

1.2 森林生态系统功能不足,生态景观格局破碎

快速的城市化进程造成番禺区自然生态体系被破坏,农田被侵占,自然生态体系破碎化严重,特有的基塘生态系统和自然生态廊道均遭到破坏,生态

系统的连通性较低。建成区植被分散不成系统,并且缺乏相互连通的廊道,不同绿地类型之间不能构成整体合力。另外,番禺区水系发达、河涌密布,然而滨河绿地却十分有限,尤其是建城区河道两侧多被道路和建筑物所侵占,柔性开发空间狭窄。

1.3 内河涌污染严重威胁水环境安全

内河涌污染严重威胁水环境安全,毋庸置疑,目前河涌污染已引起各级领导的高度重视,已成为新闻媒体和广大公众关注的焦点。番禺区水资源总量丰富,但主要内河涌受到严重污染,干流水质受制于内河涌,水生态系统亟待恢复。近年监测资料表明,主要内河涌水质有下降趋势,枯水期水质为V类和劣V类的河涌比例近60%。

生活污水对番禺区水环境质量的影响突出,城镇居民排放的生活污水大多数未经处理直接排入了流经市区的河涌。同时,主要工业污染源分布仍以中心城区为主,并呈现出以主城区及各镇区为中心的大分散、小集中格局。

1.4 生态环境问题深层次原因诊断

番禺区的生态环境问题主要是由于过去传统的发展模式,过分注重经济数量和经济效益的增长,忽视了经济发展与环境保护的协调统一,在一定程度上把经济的增长建立在资源消耗和生态破坏的基础上,高速的城市化和工业化是导致环境污染和生态破坏的根本原因。此外,城市快速建设与发展未能按照规划进行,盲目发展,贪大求全,基础设施建设严

重滞后,生态保护意识淡薄,过热的房地产开发和人口剧增也严重破坏了有序的生态环境。

2 加快推进番禺区生态环境建设的对策建议

2.1 全面推进各项环保政策的落实

2.1.1 实现三位一体,齐抓共管

“腾笼换鸟”工作应与区“惠民一号”工程河涌综合整治工作和节能减排工作紧密结合,实现三位一体^[4],区分轻重缓急,以点带面,对敏感区域实施重点突破,如亚运村、新火车站、沙湾水道水源保护区、市桥水道、中心城区、大型房地产楼盘等周边工业企业,坚决取缔沙湾水道水源保护区内工业企业,建议政府禁止在水源保护区内新增工业项目,对现有的工业项目逐步淘汰,分期分批次责令关停或搬迁。

2.1.2 实行环保前置审核,提高产业准入门槛

对符合“腾笼换鸟”工作条件和类型的项目,实行积极的环保政策,灵活破解难题。招商引资过程中,建议先征求环保部门的意见和建议,设定环保准入条件,提高准入门槛,变“末端治理”为“源头控制”,避免重蹈“先污染、后治理,先开发、再保护”的覆辙。

2.1.3 重点区域实施区域限批和行业限批

对市桥河流域、沙湾水道、亚运村和新火车站等重点控制区实行区域限批和行业限批^[5]。各镇街要根据属地管理原则,大力削减辖区内老污染源,对新上马项目实行“点对点”清退,推进区域平衡替代削减,做到“以新带老”,“增产不增污”,努力达到“增产减污”,腾出发展所需的环境容量。

2.1.4 强化环境信息化手段,提升环境管理档次和水平

加快环境监控中心建设,对全区重点污染源实现实时在线监控和严密监管,解决环境执法人手严重不足的问题。通过推动数字环保和强化环境信息化手段,提升环保管理档次和水平^[6],进一步配合好区政府的“腾笼换鸟”战略工作。

2.1.5 铁腕遏制“三无”项目滋生,强化企业监管

各镇街、村要严格禁止“三无”项目继续产生,严格控制未经环保审批的工业园区、工业厂房和工业企业的出现。对不符合环保要求的工业项目,要加大处罚力度,该关的关,该停的停;对于有环保手续但存在较大环境污染隐患的工业企业或属于低端劣势

企业,建议政府责令其搬迁或关停。

2.2 坚持生态优先,科学制定总体发展战略规划

2.2.1 大视野、高起点和大手笔规划“腾笼换鸟”战略工作

要充分发挥规划先行的作用,建设服从规划,规划服从环保。要着眼于从规划全局入手,实现控制性规划全覆盖,不要随意变动规划,加快编制番禺区“腾笼换鸟”工作战略规划。规划要充分考虑到土地资源的节约和集约,要实现存量优化和总量集约,定下番禺区总体发展规模,适当控制房地产,大力发展商业地产和现代服务业,提高各类建筑容积率和单位面积的投资产出强度。

2.2.2 划分主体功能区域,确定产业发展方向

优化生态功能区划,按照资源禀赋、环境容量和生态状况,划分优先开发、重点开发、限制开发和禁止开发4个区域,明确不同区域的功能定位。对不同的功能区,提出不同的产业发展方向。

1) 沙湾水道以北不适宜兴建重污染行业企业,原有重污染大户分阶段进行搬迁、限期淘汰及分期关闭,停止审批兴建电镀、石化、造纸、印染、洗水、制革等重污染行业。

2) 番禺北部片区要依托广州市区、大学城和新客运站,设定较高的产业准入门槛,鼓励发展高新技术产业、先进制造业和现代服务业等。以市桥水道和沙湾水道为主的中部片区,应以市桥和沙湾为中心,大力发展都市型工业,如珠宝产业和生物医药等。南部片区要承接南沙开发区的产业发展,大力发展现代服务业、物流、汽配产业和都市农业。

3) 要大力推动产业积聚和优化升级,全力打造一条以莲花大道为发展轴的东部高新技术产业带,主动接受大学城和广州开发区的辐射^[7]。要抓紧通过规划的调整,配套出台相应政策,高标准建设新工业区,结合“腾笼换鸟”战略的推进,整合历史形成的工商业小区,重点发展汽车及零配件、生物医药、电子信息、物流等高新技术产业和现代服务业。

2.3 大力推进工业园区的整合和重点污染行业的升级改造

2.3.1 加快推进原有31个工业园区的撤并与整合,实现工业集聚

番禺区产业分布比较散乱,产业分布在空间上没有规律性,并且产业与产业间的关联性不大,企业

规模小而分散,没有形成集聚效应,而且工业小区与居民区混杂扰民现象突出。政府应以“腾笼换鸟”工作为契机,加快现有工业小区的撤并与整合,违反规划的要清理,不符合环保要求的要整治。

2.3.2 大力推进现有重点污染行业的升级改造,提升产业档次和水平

政府要下定决心,花大气力,全面清理和淘汰落后的重污染行业^[8],如电镀、漂染、洗水、造纸、化工、塑料、小五金、小铸造等,禁止重污染行业在番禺落户和生存。加快推进重污染行业统一定点基地的建设规划和选址,选择符合条件的基地进行规划建设。针对工业企业重污染大户,按照“关闭一批、限期治理一批、改造搬迁转移一批”的原则和重点区域先易后难的整治思路,全方位、分步骤实施整治计划,提出可行的集聚、搬迁、限期淘汰及分期关闭的环境污染综合整治措施。

2.4 坚持科学发展观,扎实推进生态环境建设工作

2.4.1 制定和实施生态功能区划,优化区域生态环境空间布局

遥感与 GIS(地理信息系统)技术的发展为番禺区实施生态功能区划奠定了技术支撑。打破镇、街行政区划界线制定城乡一体化生态保护规划,划定生态控制线和生态廊道,结合番禺生态环境区域特征,构建“一区(都市农业发展区)、两带(钟村-莲花山城市组团绿化隔离带和沙湾-海鸥岛城市组团绿化隔离带)和三纵两横(3条南北向和2条东西向的生态廊道)”星形绿网的城市生态安全体系格局。

2.4.2 重点推进经济圈环境与生态建设一体化进程

按照可持续发展的要求,对亚运村、新客运站、东部产业带及中船基地经济圈内的自然资源实行节约、集约利用与优化配置相结合,推进经济圈环境与生态建设一体化。借鉴经济发达地区的先进经验和发展模式,努力打造重点发展经济圈生态安全网,建立人与自然和谐发展、经济社会协调发展的经济圈生态城市群。

2.4.3 构建生态建设与产业发展的互动机制

以番禺区域经济发展为依托,努力打造以生态产业替换生态破坏型产业的产业置换机制和生态建设与产业区域集聚共赢的产业规划机制,将产业生态园区的建设培育成传统工业园区生态化建设的主要形式和重要载体,形成产业发展与生态建设的良

性循环^[9]。

2.4.4 突出重点、加大对重点和敏感生态区的保护力度

番禺区属于珠三角生态敏感区域,生态环境脆弱,需要划定区域实施重点保护,如沙湾水道水源保护区、莲花山风景名胜、滴水岩鸟类自然保护区及大夫山森林公园等,禁止各类与生态保护区发展无关的一切开发活动,最大限度减少人类活动的干扰。

3 结语

在经济转型的关键时期,番禺区紧密围绕广州市区域宏观战略,以创造“宜业宜居的生态文明城区”为目标,实施积极的环保政策,着力推进生态环境建设工作,坚持以人为本、树立全面、协调、可持续发展观,统筹规划,营造优良城市生态环境,不久的将来必将发展成为主导产业明确、功能分区明显、基础设施配套、环境质量良好、综合效益高的具有岭南水乡特色的现代化城区。

随着国家对土地的严格控制以及广州“南拓”战略实施的需要,番禺今后不可能再靠大量建设用地来实现可持续发展,加快原有工业小区升级改造,淘汰低附加值、低科技含量、高污染、高能耗的企业,大力实施“腾笼换鸟”战略,加强生态环境建设力度,构建稳固的生态安全网络,腾出发展空间吸引高新技术产业项目,成为番禺区实现科学发展的必由之路。

4 参考文献

- [1] 陈敏. 转变发展方式 建设生态文明[J]. 环境, 2008, (7): 70-71.
- [2] 孙春明. 政府推动市场运作——“腾笼换鸟”中的“广州模式”[J]. 中国外资, 2006, (12): 13-15.
- [3] 向晓梅. “腾笼换鸟”实现珠三角产业升级[N]. 南方日报, 2008-08-13(B03).
- [4] 袁绍东. 环保如何助推产业调整[J]. 环境, 2008, (5): 70-71.
- [5] 杨兴云. 广东: 不能承受的产业转移之重[J]. 中国社会导刊, 2005, 27(9): 38-40.
- [6] 钟奇振. 李清谈产业转移环境问题[J]. 环境, 2008, (8): 68-69.
- [7] 谭应华. 在中共广州市番禺区委十一届五次全体会议上的讲话[N]. 番禺日报, 2008-07-15(A1).
- [8] 陈晓舒, 李映民. 珠三角“逐客令”[J]. 中国新闻周刊, 2008, (25): 20-21.
- [9] 国家产业发展改革委员会产业政策司综合处. 当前国际产业转移的特点、趋势及启示[J]. 中国经济导刊, 2004, (21): 20-21.

基于 AHP&MLR 的流程制造企业循环经济综合评价与实证分析 ——一项铝加工企业的案例研究*

周志方¹ 肖序¹ 李晓青²

(¹中南大学商学院, 长沙 410083; ²中国人民银行长沙中心支行, 长沙 410205)

摘 要 针对传统企业循环经济评价重物质、轻价值;重通用、轻特定;重数理、轻实践的不足,文章以资源流转平衡为核心,以铝加工企业资源的物质流转路线为基础,通过描绘并追踪其生产流程过程的资源投入、消耗、产出及废弃的价值信息,从投入、消耗与循环、输出 3 个环节构建循环经济评价指标,采用层次分析法和多元线性回归法综合评价方法对其循环经济发展进行了综合分析,其评价的基本原理和方法可供冶金、建材、造纸及食品加工等高污染高能耗行业借鉴。

关键词 AHP&MLR 铝加工 循环经济评价 资源流

1 循环经济评价体系简介

循环经济作为传统线性经济模式的革新,其合理的综合评价一直是循环经济研究中的热点和难点之一。目前,国内外对循环经济评价指标体系的研究颇多。从评价对象可分为宏观^[1]、中观(区域)^[2]和微观^[3]3 层次的指标体系;从指标体系的评价方法角度可分为主成分分析法^[4]、模糊综合评判方法^[5]、灰色聚类法^[6]、神经网络分析^[7]等数学方法。此外,从研究对象的特征或属性角度又有以能值分析^[8]、生态足迹^[9]、物质流分析^[10]、生态效率^[11]为基础构建循环经济评价指标体系。

纵观国内外循环经济评价的研究历程,可归纳为以下特征:①宏观、中观评价多,微观评价少;②通用指标体系建构多,特定对象研究少,特别是特定企业的案例或实地研究尚未深入;③以引入物质流为基础研究多,以价值流分析研究少。前者虽能对经济体中的物质流进行实时评价,促使资源节约,降低污染排放;但后者的缺乏将使企业在循环经济管理决策中更偏好的货币信息含量降低;④指标体系模块化研究多,指标设置与循环经济内涵的内在关联逻辑研究少。

企业作为循环经济发展的微观市场主体,其评价在整个指标体系系统中居于基础地位,为中观和宏观评价提供信息来源;因此,微观层面指标体系的

缺少会使中观和宏观层面的指标体系成为无源之水、无本之木。而传统企业循环经济评价不足颇多,如何将企业内不同计量单位的物质与价值统一,并将企业全生产流程的“循环”链条进行分割和组合,由此建立一套适合的评价体系则紧迫而又关键。

2 铝加工企业的资源流转特征与循环经济评价体系构建的内在逻辑

资源科学将资源流界定为资源的时空流动及价值转移,既包括资源在不同地理空间资源势的作用下发生的空间位移(横向流动),也包括资源在原态、加工、消费、废弃这一链环运动过程中形态、功能、价值的转化过程(纵向流动)^[12-13]。由此可知,铝加工企业作为铝资源实物形态消耗、价值形态转变的载体,其铝资源“纵向流动”的全过程分析与评价不仅可明晰生产流程中资源形态的变化,而且有助于评价企业铝资源流的运转、利用效率及环境效率,进而为企业循环经济的综合评价提供依据。其铝加工企业的资源实物与价值流转逻辑如图 1。

由图 1 及铝加工工艺流程特征可知,自原铝坯锭或铝铸锭输入企业后,铝锭资源在配制合金、铸造、轧制/挤压、拉伸/锻造等工序间流动,其中一部分资源流(不合格品及铝边角料等)在企业内部再循环、再利用;最后,除极少部分资源还原于自然以外,其他绝大部分物质变成了新的资源形态,包含铝

注: * 湖南省研究生科研创新基金(1343-74236000001);中南大学与中国铝业科研合作课题(EIS2006CCFF08-1304)阶段性研究成果
收稿日期: 2009-03-02, 修改稿收到日期: 2009-04-27

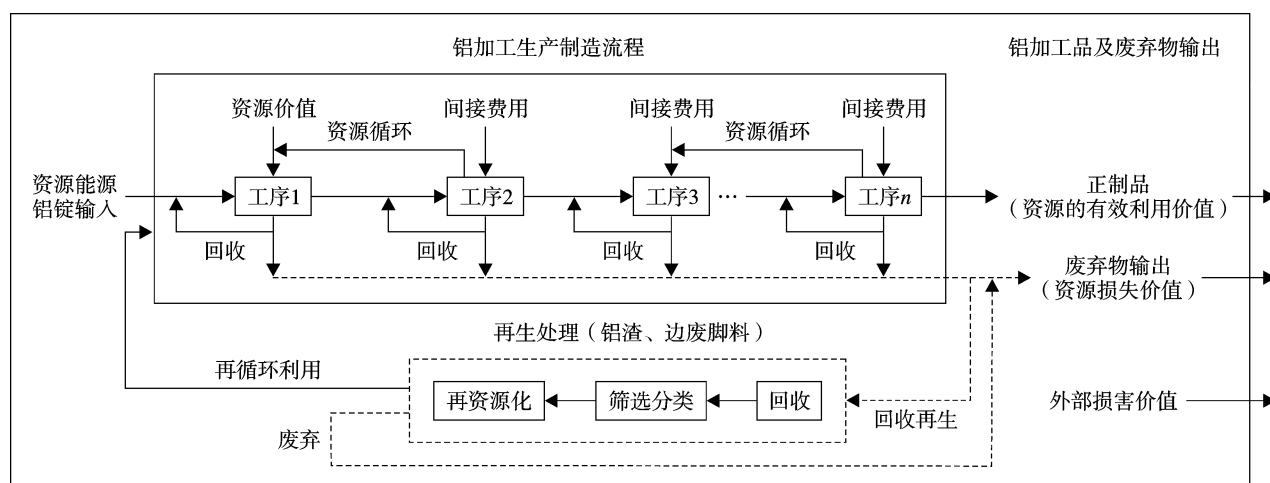


图 1 铝加工企业资源流转示意

加工品形态(板材、管材、棒材、线材、型材等)输出、“三废”输出(部分回流)及废弃物最终处置 3 部分,其资源的价值属性随实物形态流动而流转。

由此可得,企业在资源输入、生产消耗与循环、产品输出与污染物排放环节与其成本费用、附加价值之间存在着紧密的因果逻辑和内在关联。因此,以铝加工企业资源流转路径为基础,分别从其资源“入口”、“消耗与循环”、“出口”3 个流程环节构建若干物量中心,并分别截取资源实物量指标并求得相对应的价值量及环境影响数据,以此构建铝加工企业的循环经济评价体系。其中,“入口”指标主要以资源生产率(产值/铝锭投入量)和单位产品资源消耗方式设置,体现了在产值规模不变或增加的前提下铝资源投入的相对节约程度,即资源投入的减量化原则;“消耗与循环”指标主要以附加价值产出率(附加

价值/产值)和铝材料内部循环利用率的方式设置,以附加价值相对比重和资源内部循环利用比率来体现再循环再利用原则;“出口”指标则以环境效率(环境污染物排放量/附加价值)和废弃物综合利用方式设置,单位附加价值涵盖利润、息税及人工,其污染物排放量直接与废弃物资源化相连,体现再资源化原则。从而可全面反映铝加工企业资源投入减量化、资源再循环再利用、废弃物无害化排放的循环经济发展水平。

此外,为能精确计量铝加工企业资源流动所伴随的价值流转量,特引入资源流转价值概念。其以资源流动为基础,从循环经济的“资源价值”角度,描绘资源在链、环、网运动过程中的价值变化形态,包含现行会计及经济系统中的价格、成本、附加值等尺度,以及资源流对环境系统的损害价值,如表 1 所示。

表 1 资源流转价值概念框架

资源流转价值一般概念		资源流转价值具体概念	
企业循环经济的资源流转价值	市场体系内以交易价格计量的资源流转价值	资源流转经济增值(经济学角度)	资源流转附加价值
	市场体系外评估计量的资源流转价值	资源流转成本价值(会计学角度)	产品有效利用价值(正制品价值)
			废弃物资源损失价值(负制品价值)
		废弃物的环境外部损害价值(外部生态损害价值)	

在表 1 中,资源流转经济增值由企业人工、折旧及利税等财务数据调节而得;资源流转成本价值以铝加工工艺流程特征和成本会计学逐步结转模式为基础,吸收物质流分析手法,在企业内部构建物量中心,依据每一节点的资源物转量予以计算。即资源随企业连续生产流程或节点流转,其价值按各工

序的主要资源(元素)的流向含量划分,同时,间接费用也以此标准分配,从而形成产品或半成品资源有效利用价值与废弃物价值;废弃物外部损害价值计算,则以废弃物物量及其物质特性的损害系数为依据计算。

值得指出的是,因不存在交易市场而无法确定

损害单价使其货币计量较为困难,但随着环境经济学、环境会计学与环境影响评价等学科的发展,目前已开始出现了新的突破,并逐步被应用于企业的环境管理中,主要包括:日本的 LIME、JEPIX、MAC,荷兰的 Eco-indicator 99,瑞典的环境优先战略(EPS),欧盟主导开发的 ExternE 认定等。通过笔者比较分析,较为典型的是日本损害算定型环境影响评价方法(LIME),它由日本综合产业技术研究所于 2005 年开发成功,目前已在日本企业实践中广泛应用。故由此可借鉴其原理,对企业外部环境损害价值予以考量。

3 铝加工企业的循环经济综合评价体系构建

依据上述指标设置逻辑,以国内某大型铝加工企业的工艺流程为基础,分析其资源的实物流动量,通过构建若干物量中心的方式计算其价值流转量^[4],以便于确立其评价指标体系。通过查阅和收集铝加工企业的相关资料和信息,运用频度统计法和专家分析法建立一般指标体系(初选 65 个),其中,初选的指标涵盖经济效益、清洁生产、环保、物质流转量、发展潜力及价值流转量等各个方面。经过可行性、准确性分析及调整(剔除 21 个),对具体指标进行主成分和独立性分析(剔除 20 个),选择出代表性广且独立的指标构成评价体系(24 个),见表 2。

在资源输入环节,反复投料烧损率是指由熔铸至成品的过程中,各工序产生的废料在加工过程中损耗掉的废料量占废料投入量的百分比;铝锭氧化烧损量与铝锭投入量之比称之为原铝锭损耗率。

在资源利用环节,内部废料利用率指再利用内部废料含铝量占产生内部废料中含铝量的比重;内部废料产出率指内部废料量中纯铝含量占投入铝材生产的原铝锭中纯铝含量比重;铝加工综合价值损失率指加工过程中计入负制品的成本价值损失占总投入成本价值的比重,包括材料流成本、能源和水资源成本及间接费用等。废弃物循环利用和回收效益采用负成本表示,作为减项列出。

在资源输出环节,铝加工材综合成品率指产出的合格铝材成品中纯铝含量与投入原铝锭中纯铝含量之比。其受合金品种规格、装机水平及验收标准的影响较大;单位产出的外部损害价值用以评价企业经济活动造成的外部环境损害货币价值量。

表 2 铝加工企业循环经济评价指标体系

总体层 (一级指标)	准则层 (二级指标)	指标层 (三级指标)
铝 加 工 企 业 循 环 经 济 综 合 评 价 指 标 (H)	资源输入 指标 A	资源综合产出率
		主要资源综合单耗(原铝锭、精炼剂等)
		铝加工材综合能耗
		原铝锭损耗率
		反复投料烧损率单位产值能耗
		单位产值能耗
		单位产值新水消耗
		单位铝加工材综合投入成本
		单位产出的附加值率
		铝加工综合价值损失率
	资源消耗 与循环指 标 B	铝加工内部资源价值与外部损害价值比
		内部废料利用率
		内部废料产出率
		铝加工材生产能力利用率
		能源内循环利用率
		工业水重复利用率
		铝加工材综合成品率
		单位铝废料的处置成本
		“三废”综合排放处置率
		单位铝加工材的“三废”排放量
	资源输出 指标 C	单位附加值废水排放量
		单位附加值废气排放量
		单位附加值固体废弃物排放量
		单位产出的外部损害价值

4 基于 AHP&MLR 的铝加工企业的综合评价方法

目前,评价标准的确定依据主要有国际、国家或行业标准值,国内外企业最优值或从初始数据矩阵中确定等。该铝加工企业以“国家基本政策要求、企业实际情况及国内外先进水平”3 个方面相结合为基本原则,设计指标体系的评估理想值。而权重确立主要有主观赋权法和客观赋权法 2 种,其各有利弊。由于铝加工企业生产流程及资源价值流转数据特性限制了客观赋权法的应用,而 AHP 法(层次分析法)所具有的“树”状特征不仅为资源价值流转 3 个环节提供“结构”基础,且可与客观分析法联合使用以增加指标权数的客观性。

此外,由于该企业评价指标较多,且指标间的

“好”与“差”属性在很大程度上带有一定的模糊性,故采用折线型模糊隶属度函数方法较为适合。故选择折线型模糊隶属度函数的方法,对各个评价指标原始数据的实际值进行“量化”:①确定各个评价指标的“优”、“劣”上下限,即各个指标的最大值和最小值;②确定各个指标模糊隶属度函数类型。即对正向指标采用半升梯形模糊隶属度函数进行量化,对逆向指标采用半降梯形模糊隶属度函数进行量化,对适度指标,采用半升半降梯形模糊隶属度函数进行量化;③模糊变换。将各个指标实际值代入其相应的模糊隶属度函数,即可求出其模糊隶属度值(即量化值)。

目前,国内外积极探讨尝试运用不同的数理统计方法评价国家、区域及企业的循环经济绩效,如人工神经网络、模糊数学方法等,但其皆需以复杂数理知识为基础,且未能从内部关联角度考量因素间影响,故一时难以推广和应用。而企业循环经济的发展是一个最优要素相互和谐的过程,即在发展水平、发展速度和发展协调性 3 个方面最优发展。MLR 法(多元线性回归法)能将总体目标分解为多层次上的多个子目标,能准确地分析自变量的相关影响因素对因变量的作用程度,便于企业追踪循环经济发展中的不利因素及有利因素。其核心为:以循环经济发展指数、发展系数和协调系数结果为基础,进行综合评价。

对该铝加工企业而言,循环经济发展指数包括资源投入、循环利用及资源产出指数。对第 i 个样本有:

$$U_{ki} = \sum_{j=1}^n W_{ij} \times B(X_{ij}) \quad (1)$$

式中: U_{ki} ——第 i 个样本的相应指数, $k=1,2,3$ 时分别表示第 i 个样本的资源投入、循环利用及资源产出指数;
 $B(X_{ij})$ ——第 i 个样本的 D_j 指标实际数值的隶属度值;
 W_{ij} ——第 i 个样本中的 D_j 指标权重数;
 n ——各指数所包含的指标数目。

循环经济发展系数综合反映了该企业在评价期内循环经济发展的总体水平和能力,用来描述企业的循环经济发展状况。对第 i 个样本有:

$$C_{ki} = \sum_{k=1}^3 W_k \times U_{ki} \quad (2)$$

式中, k 为企业循环经济发展系数所包含的指数数目($k=3$)。

该企业样本的协调系数为:

$$H_i = 1 - S_i / \bar{F}_i \quad (3)$$

式中: S_i ——企业样本 i 的资源投入、循环利用及产出指数标准差;

\bar{F}_i ——企业样本 i 的资源投入、循环利用及产出指数的平均值。

当 U_1 、 U_2 及 U_3 数值越接近,则表明子系统之间发展协调,其数值就越接近于 1;反之,子系统之间发展越不协调,其值越接近于 0。

在界定循环经济系数性质属性时,将两者无相关和低度相关关系视为弱循环,显著相关称为基本循环,高度相关则为强循环,对协调系数的界定也与此类似。如表 3、表 4 所示。

表 3 企业循环经济发展系数分类

等级	循环经济发展系数 C	循环表征状态
I	$0 \leq C < 0.5$	弱循环
II	$0.5 \leq C < 0.8$	基本循环
III	$0.8 \leq C \leq 1.0$	强循环

表 4 企业循环经济发展协调系数分类

等级	循环经济发展协调系数 H	循环表征状态
I	$0 \leq H < 0.5$	不协调发展
II	$0.5 \leq H < 0.8$	基本协调发展
III	$0.8 \leq H \leq 1.0$	协调发展

企业循环经济发展系数(纵)及协调系数(横)构成一个二维评价空间,分别表征企业循环经济的发展持续性和发展协调性。如表 5 所示。

表 5 企业循环经济发展特征

循环经济发展特征	循环经济发展系数 C	循环经济发展协调系数 H
强循环协调发展 A		$0.8 \leq H \leq 1.0$
强循环弱协调发展 B	$0.8 \leq C \leq 1.0$	$0.5 \leq H < 0.8$
强循环不协调发展 C		$0 \leq H < 0.5$
基本循环协调发展 D		$0.8 \leq H \leq 1.0$
基本循环弱协调发展 E	$0.5 \leq C < 0.8$	$0.5 \leq H < 0.8$
基本循环不协调发展 F		$0 \leq H < 0.5$
弱循环协调发展 G		$0.8 \leq H \leq 1.0$
弱循环弱协调发展 H	$0 \leq C < 0.5$	$0.5 \leq H < 0.8$
弱循环不协调发展 I		$0 \leq H < 0.5$

根据该企业在综合评价图上的位置,即可确定其循环经济特征,得出循环经济评价结论,据此分析应采取的企业发展策略。由于样本组是同一企业在不同时期的指标构成的集合,故通过样本数据的时间序列分析,可在综合评价图上清楚地观察到企业的循环经济发展轨迹。

5 数据计算与结果分析

数据主要采集该企业 2002~2007 年的 6 a 连续数据予以计算(本文以 2007 年数据为例),指标数据采集主要来源于清洁生产报告、生产技术质量月报、资源流转价值分析报告、财务报告、环境污染普查报告等。本案例采用层次分析和德尔菲法,由课题组 5 名专家和企业的 5 名管理及技术人员对铝加工企业评价指标相对重要性打分,求得该企业评价指标体系的相对权重如表 6 所示。其中,资源输入、内部

流转和循环、输出 3 个环节的 3 级评价指标体系相对权重计算过程略。

表 6 二级评价指标体系相对权重

<i>H</i>	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>	<i>b_j</i>	<i>W_j</i>	<i>AW</i>	
<i>A</i>	1.00	0.75	1.00	0.908 6	0.300 0	0.90	$\lambda_{\max}=3$
<i>B</i>	1.33	1.00	1.33	1.211 4	0.400 0	1.20	CI=0
<i>C</i>	1.00	0.75	1.00	0.908 6	0.300 0	0.90	RI=0.514 9
合计				3.028 5	1.00		CR=0

在求得其评价指标体系的二级和三级相对权重后,可确定和计算铝加工企业评价指标体系中理想值。其评价理想值应与国家循环经济标准、铝行业清洁生产标准、铝加工企业国内外先进企业(美铝、加铝)的最好水准相对接。并依据企业的实际确定指标的上下限,将指标标准化处理后,逐级计算可得各阶段评价指数和综合发展指数如表 7 所示:

表 7 铝加工企业循环经济综合发展指数结果

指标层(三级指标)	指标值	理想值	评价值	三级指标 相对权重	各级指标 综合评价	二级指标 相对权重	一级指标 综合评价
资源综合产出率	1.50	1.30	0.87	0.150 9	0.860 8	0.300 0	
主要资源综合单耗	1 560.00	1 400.00	0.90	0.149 8			
铝加工材综合能耗	1 184.59	950.00	0.80	0.126 3			
原铝锭损耗率	0.06	0.05	0.83	0.115 0			
反复投料烧损率	0.10	0.08	0.80	0.119 7			
单位产值能耗	0.90	0.85	0.94	0.100 1			
单位产值新水消耗	0.87	0.75	0.86	0.098 2			
单位铝加工材综合投入成本	11 328.87	10 000.00	0.88	0.140 0	0.863 4	0.400 0	0.862 9
单位产出的附加值率	0.47	0.55	0.85	0.172 9			
铝加工综合价值损失率	0.13	0.10	0.77	0.154 8			
铝加工内部资源价值与外部损害价值比	12.40	15.00	0.83	0.116 5			
内部废料利用率	0.87	1.00	0.87	0.114 7			
内部废料产出率	0.92	1.00	0.92	0.103 0			
铝加工材生产能力利用率	0.97	1.00	0.97	0.092 4			
能源内部循环利用率	0.87	1.00	0.87	0.125 6	0.864 2	0.300 0	
工业水重复利用率	0.89	1.00	0.89	0.120 1			
铝加工材综合成品率	0.94	1.00	0.94	0.170 8			
单位铝废料的处置成本	2 153.00	1 800.00	0.84	0.110 2			
“三废”综合排放处置率	0.88	1.00	0.88	0.140 1			
单位铝加工材的“三废”排放量	21.18	1.60	0.73	0.119 7			
单位附加值废水排放量	0.00	0.00	1.00	0.104 5			
单位附加值废气排放量	2.84	2.50	0.88	0.104 5			
单位附加值固体废弃物排放量	3.89	3.25	0.84	0.104 5			
单位产出的外部损害价值	0.01	0.00	0.80	0.145 7			

从上可知,计算出铝加工企业 2007 年循环经济综合发展评价指数为 0.862 9(H),即该企业循环经济总体处于良性循环状态;此外,资源输入指数(A)、资源流转循环指数(B)及资源输出指数(C)分别为 0.860 8,0.863 4,0.864 2,与理想值(参考基准值)比较,3 个指数均处于较好水平,且大体相同;其中资源循环利用和资源输出情况略高,说明在资源输入环节相对落后。协调系数和循环系数结果见表 8。

表 8 铝加工生产系统循环经济协调系数

A	B	C	标准差 Si	协调系数 Hi	平均值 Fi	循环系数 Ci
0.860 8	0.863 4	0.864 2	0.001 8	0.997 9	0.862 8	0.862 9

由表 8 可知,协调系数为 0.997 9。数值接近于 1,说明资源输入、资源循环利用以及资源废弃物产出指标间的协调很好,指标间关系均衡。采用同一计算原理对 2002~2006 年的数据计算就可对该企业循环经济长期发展趋势、速度和协调性进行综合评价,结果如图 2 所示。

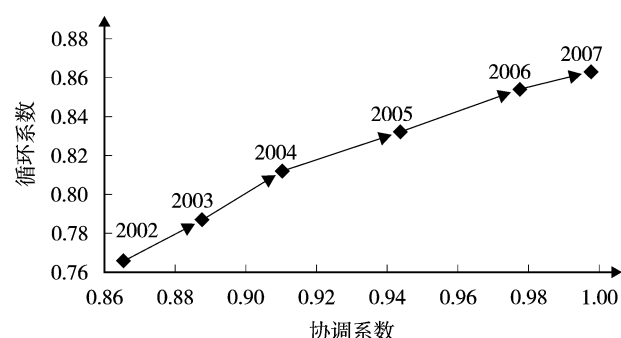


图 2 铝加工企业循环经济综合评价

由图 2 可知,该铝加工企业近几年来循环经济成效一直较为显著,2002~2005 年两系数值虽有波动但仍属较高水平,而 2006~2007 年的循环系数和协调系数增长很快,这与该企业一直积极贯彻循环经济与可持续发展战略紧密相连。其通过废料回收梯级利用和内部水循环形成“零排放”,最大限度地各环节实现资源共享,将污染负效益转化成资源正效益。从循环经济发展指数趋势看,其数值逐年增加且与目标值逐年接近;从协调系数发展看,资源输入指数、资源流转循环指数、资源输出指数已进入协调发展状态。此时应保持各系统间协调发展的良好状态,并进一步调整使该企业循环经济向

更优状态发展。

6 结论

本文针对铝加工企业的资源流转特征,以内部资源的物质流动为基础,追踪和描绘资源的价值流转路径,从资源投入、消耗、产出及废弃流程环节尝试性构建了铝加工企业的循环经济评价指标体系,并采用 AHP·MLR 综合评价方法予以实证评价与分析,对其他流程制造企业乃至其他行业的循环经济综合评价具有抛砖引玉之效。

7 参考文献

- [1] 叶蔚,于忠军,汤建泉. 浅谈资源节约型社会指标体系的构建[J]. 煤炭经济研究,2004,(11):8-9.
- [2] 元炯亮. 生态工业园区评价指标体系研究[J]. 环境保护,2003,(3):38-40.
- [3] 李健,邱立成,安小会. 面向循环经济的企业绩效评价指标体系研究[J]. 中国人口·资源与环境,2004,(4):121-125.
- [4] 张久龄,董晓东,唐志丹. 基于主因子分析的矿业城市循环经济指标统计分析与测评[J]. 科技咨询导报,2007,(14):180.
- [5] 李桂香,赵明华. 基于模糊综合评判的山东省资源节约型社会评价研究[J]. 山东师范大学学报:自然科学版,2008,(6):58-62.
- [6] 黄海凤,张宏华,蔡文祥,等. 基于灰色聚类法的生态工业园区评价[J]. 浙江工业大学学报,2005,(4):379-402.
- [7] 管祥兵,鲍宏礼,代静. 基于未确知 BP 神经网络的农村循环经济综合评价[J]. 当代经济,2007,(5):89-90.
- [8] 崔风暴. 基于能值理论的城市经济良性循环评价体系设计——宜宾市经济良性循环评价的实证研究[J]. 宜宾学院学报,2007,(9):61-65.
- [9] 贾秋森. 基于生态足迹分析法的城市循环经济发展的综合评价[J]. 中国科技信息,2007,(22):331-332.
- [10] 刘滨,王苏亮,吴宗鑫. 试论以物质流分析方法为基础建立我国循环经济指标体系[J]. 中国人口·资源与环境,2005,(4):32-36.
- [11] GjalHuppel,MasanobuIshikawa. Eco-efficiency and Its Terminology[J]. Journal of Industrial Ecology,2005,9(4):43-46.
- [12] 沈镭,刘晓洁. 资源流研究的理论与方法探析[J]. 资源科学,2006,28(3):9-16.
- [13] 成升魁,闵庆文,闫丽珍. 从静态的断面分析到动态的过程评价[J]. 自然资源学报,2005,20(3):407-414.
- [14] 肖序,周志方,李晓青. 论成本创新与资源流成本会计:一项基于冶炼工业企业的案例研究[J]. 上海立信会计学院学报,2008,(5):39-46.

(下转第 36 页)

利用 EDTA 溶液淋洗修复重金属污染土壤*

周井刚^{1,2} 蔡信德¹ 王永强¹ 李伯威¹ 郭正元²

(¹ 环境保护部华南环境科学研究所, 广州 510655; ² 湖南农业大学农业环境保护研究所, 长沙 410128)

摘 要 通过室内模拟实验,采用振荡淋洗的方法研究了不同浓度、pH 值、淋洗时间的 EDTA 溶液对污染土壤中 Pb、Cu、Ni、Zn、Cr 的去除,并利用一级反应动力学模型对实验数据进行拟合。结果表明:在实验条件下,EDTA 为 0.05 mol/L、pH 值=7、液土比为 10:1、淋洗时间为 18 h 的条件下能达到对污染土壤重金属最大去除率,去除率分别为 Zn 85.26%、Cu 21.65%、Pb 16.76%、Ni 7.83%、Cr 6.29%。模型拟合结果表明,转移系数最大的是 Cr,其次是 Cu、Pb、Zn,最后是 Ni,说明在土壤淋洗过程中 Cr 最先达到质量转移的平衡状态,然后是 Cu、Pb、Zn,最后是 Ni。

关键词 重金属 土壤污染 淋洗 乙二胺四乙酸二钠

土壤是自然环境的重要组成部分,是人类赖以生存的物质基础。长时间以来,城市土壤因大规模的工业产业、人类聚居和密集的商业等人为活动,受到了不同程度的污染,给城市生态环境和人体健康带来了很大的风险,这一问题在经济发达的珠江三角洲尤为明显。相关的研究表明,严重的土壤重金属污染已经成为制约珠江三角洲地区土地可持续开发利用的主要因素。因此开展重金属污染土壤修复的技术研究是当前研究热点。目前重金属污染土壤治理主要有 2 种途径^[1]: ① 改变重金属在土壤中的存在形态,使其固定,降低其在环境中的迁移性和生物可利用性; ② 从土壤中去掉重金属,使其存留浓度接近或达到土壤重金属背景值。在国内外,土壤淋洗技术正以其广泛的适应性和快速性而被广泛地在实验室进行研究并且应用于野外实际治理中。其中 EDTA(乙二胺四乙酸二钠盐)是常用的淋洗剂,与强酸相比,EDTA 等人工合成的螯合剂不但能有效地去除污染土壤中的重金属,而且对土壤结构和理化性质破坏不大,并且较容易再生和回用,因此这类物质在土壤淋洗中已

得到了广泛的关注^{[2]、[3]1016~1017}。目前,国内外有关利用 EDTA 淋洗修复重金属污染土壤的研究较多,但大多以人工配制的污染土壤为修复目标物,这难免与实际土壤的修复结果有一定的差别。本实验在前人工作的基础上,结合工程实例,以多金属污染的废弃工业场址作研究对象,探讨 EDTA 在不同条件下对污染土壤中重金属的去除效果,筛选出适宜的工艺条件,从而为制定重金属污染土壤淋洗修复技术提供理论依据,为在更大范围内修复重金属污染土壤储备技术和积累经验。

1 材料与方法

1.1 材料

1.1.1 供试土壤

选自珠江三角洲某电镀厂旧址,采样深度 0~100 cm。土样经风干后过 2 mm 塑料筛,部分土样经研钵研磨后过 0.125 mm 塑料筛,供元素全量和有效态分析。供试土壤基本性质见表 1。

表 1 供试土壤基本的理化性质

有机质 /%		pH 值		阳离子交换量 /mmol·kg ⁻¹		粘粒 /%		粉粒 /%		沙砾 /%	
14.2		6.57		20.7		18.7		39.3		42.0	
Cr/mg·kg ⁻¹		Ni/mg·kg ⁻¹		Cu/mg·kg ⁻¹		Pb/mg·kg ⁻¹		Zn/mg·kg ⁻¹			
全量	有效量	全量	有效量	全量	有效量	全量	有效量	全量	有效量	全量	有效量
7 448.9	240.2	4 255.8	1 324.2	1 094.7	478.5	6 751.6	47.8	1 952.4		501.0	

注: * 基金项目: 全国土壤现状调查及污染防治项目(1440800011)

收稿日期: 2009-03-10, 修改稿收到日期: 2009-05-13

1.1.2 供试试剂

Zn、Cr、Ni、Cu、Pb 标准溶液购于国家标准物质中心, EDTA、硝酸、固体氢氧化钠等药剂均为分析纯。

1.2 振荡淋洗实验

1.2.1 pH 值对重金属去除率的影响实验

称取过 2 mm 筛的土样 2 g 置于一系列 50 mL 塑料离心管中, 分别加入 20 mL 0.01 mol/L 的 EDTA 溶液, 调节溶液的 pH 值为 5、7、9, 每处理重复 3 次。将上述溶液在室温下以 90 r/min 振荡 24 h, 静置, 然后以 3 000 r/min 离心分离 10 min, 滤液用中速定量滤纸过滤, 用 AAS(原子吸收光谱仪)测定上清液中重金属浓度。

1.2.2 动力学实验

称取过 2 mm 筛的土样 2 g 置于一系列 50 mL 塑料离心管中, 分别加入 20 mL pH 值=7(溶液的 pH 值均用 5 mol/L HNO₃ 或 NaOH 调节) 的 0.01 mol/L EDTA 溶液。将上述溶液在室温下以 90 r/min 振荡, 分别于不同时间段进行取样分析, 处理时间依次为 1、2、3、6、14、18、24 h, 每处理重复 3 次, 其它操作步骤同 1.2.1。

1.2.3 EDTA 浓度对重金属去除率的影响实验

称取过 2 mm 筛的土样 2 g 置于一系列 50 mL 塑料离心管中, 分别加入 20 mL pH 值=7 的不同浓度 EDTA 溶液, 浓度梯度依次为 0.001、0.002 5、0.005、0.007 5、0.01、0.025、0.05 mol/L。每处理重复 3 次。将上述混合溶液于室温条件下以 90 r/min 振荡 18 h, 其它操作步骤同 1.2.1。

1.3 模拟重金属质量转移过程

一级反应动力学方程表达式如下^[4]:

$$C_t = C_e \times (1 - e^{-kt})$$

式中, C_t 为 t 时刻重金属在 EDTA 溶液中的浓度($\mu\text{g/mL}$); k 为重金属的质量转移系数(h^{-1}), 它反应了重金属从土壤向 EDTA 溶液转移的快慢程度; C_e 为重金属在 EDTA 溶液中的平衡浓度($\mu\text{g/mL}$); t 为接触反应时间(h)。方程的拟合通过 Sigma plot 软件实现。

1.4 测定方法

土壤颗粒组成用比重计法测定^{[5]18-21}; 土壤有机质用重铬酸钾容量法测定^{[5]25-28}; 土壤 pH 值用酸度法测定^{[5]10-12}; 土壤阳离子交换量用醋酸铵淋洗法测

定^{[5]31-33}、重金属元素全量分析用 HNO₃+HClO₄+HF 消化、重金属元素有效态用 0.1 mol/L HCl 提取, 用 FAAS(Shimadzu AA6800)测定^{[5]243-321}。

2 结果与分析

2.1 pH 值对污染土壤中重金属去除的影响

从图 1 可以得出, 随着 EDTA 溶液 pH 值从 5 变化到 9, 5 种重金属离子的去除率变化不大。这一结果说明, EDTA 溶液在比较广泛的酸度范围内(pH 值=5~9)能够有效地去除 Zn、Cr、Pb、Cu 和 Ni 5 种离子。这一结果与 Hong^{[3]1020-1021}、可欣等^{[6]602-603}的研究结果一致。

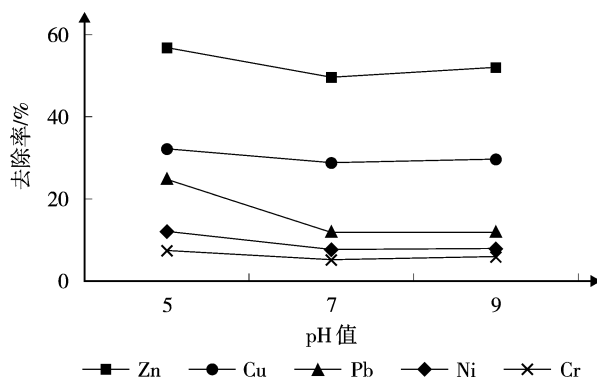


图 1 pH 值对污染土壤中重金属去除的影响

pH 值是影响螯合剂与重金属形成的螯合物稳定性的重要因素, 因此它是螯合剂提取能力的决定性因素之一。螯合反应的动力学、土壤的固相吸附、矿物质的溶解、螯合剂的降解及其金属螯合物的分解都是影响土壤中螯合物形成的重要因素^[7-8]。Wasay 等^[9]研究表明, EDTA 即使在 pH 值=3~6 范围内仍主要以 H₂[EDTA]²⁻ 形式存在, 而在这一酸度范围内土壤重金属离子主要以 II 价形式存在, 因此, EDTA 仍能和其形成稳定的螯合物。由此可见, EDTA 能在非常广的 pH 值范围(3~8)内与 Zn、Cr、Pb、Cu 和 Ni 5 种重金属离子形成稳定的螯合物, 但是考虑到实际土壤修复过程中淋洗剂对土壤结构、理化性质及其土壤微生物的影响, EDTA 溶液 pH 值选择在中性范围内比较合理, 本实验选用 pH 值=7 为最适值。

2.2 解吸动力学拟合结果

螯合剂与污染土壤中的重金属发生反应的时间是影响重金属去除率的重要因素之一^[10]。可欣等^{[6]603-604}

研究表明,随着淋洗时间的增加,EDTA 淋洗剂对污染土壤中的 Cd、Pb、Zn、Cu 的去除率增加;当淋洗时间增加至 24 h 后,4 者的去除率基本不变。本实验表明,Zn、Cr、Pb、Cu、Ni 5 种重金属的去除率同样随着淋洗时间的增加而增加,当淋洗时间增加至 18 h 后,5 者的去除率基本不变(图 2)。

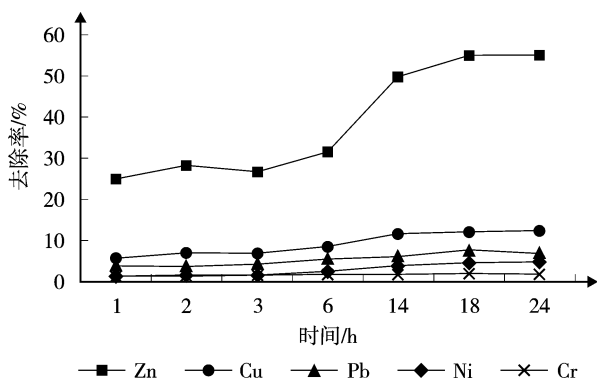


图2 时间对去除率的影响

通过曲线所获得的每种重金属的相关系数较高,数值在 0.71~0.90 之间(表 2),这说明此模型能正确描述 Zn、Cr、Pb、Cu 和 Ni 5 种重金属从土壤向 EDTA 溶液转移的动力学过程。

表2 一级反应曲线拟合后重金属的平衡浓度(C_e)和质量转移系数(k)

重金属	平衡浓度/ $\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$	质量转移系数/ h^{-1}	R^2
Zn	188.50 ± 1.94	0.28 ± 0.04	0.76
Cu	24.38 ± 1.83	0.43 ± 0.12	0.71
Pb	93.44 ± 7.18	0.32 ± 0.10	0.87
Ni	38.01 ± 3.60	0.17 ± 0.02	0.90
Cr	28.77 ± 2.18	0.57 ± 0.05	0.77

通过上述模型,可以得到重金属在 EDTA 溶液中的平衡浓度(C_e)和质量转移系数(k),其中转移系数最大的是 Cr,其次是 Cu、Pb、Zn,最后是 Ni(表 2)。这一结果说明,在振荡淋洗过程中,Cr 最先达到质量转移的平衡状态,然后分别是 Cu、Pb 和 Zn,最后是 Ni。质量转移系数大小同样能在一定程度上反映重金属离子在土壤中的转移能力。质量转移系数大说明重金属离子的移动能力强,反之则移动能力弱。Griffiths^[11]认为,影响重金属离子在土壤中移动能力强弱的因子包括:有机质、粘粒、金属氧化物、重金属离子的老化及重金属离子的初始浓度。本研究中造成 Cr 的移动能力最强的原因是研究所用土壤中 Cr

的初始浓度最大的缘故(7 448.9 mg/kg)。从动力学角度来看,与 Cr 相比,要去除其余 4 种重金属则需要更长的反应时间,本研究认为 18 h 为最适的反应时间。

2.3 EDTA 浓度对污染土壤中重金属去除的影响

从图 3 可以看出,EDTA 浓度也是影响重金属去除率的重要因素之一,即随着 EDTA 浓度从 0.001 mol/L 增加到 0.1 mol/L,土壤中 3 种重金属离子的去除率也相应增加;当 EDTA 浓度增加至 0.05 mol/L 后,5 者的去除率基本不变。Elliott and Brown^[12]的研究表明,当 EDTA 与 Pb 的摩尔浓度比为 2:1 时,污染土壤中超过 95% 的 Pb 能够被去除,并且去除率随着两者的摩尔浓度比的增加而升高。土壤成分中的 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Fe^{3+} 、 Al^{3+} 能与土壤中重金属离子竞争螯合剂的结合点部位,因此过量的螯合剂才能达到理想的重金属的去除效果。

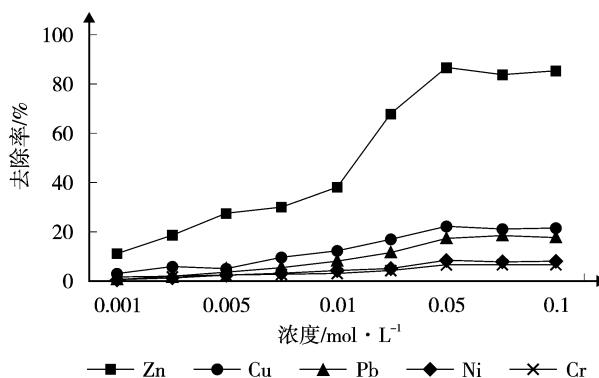


图3 EDTA 浓度对去除率的影响

EDTA 能与绝大部分重金属离子以 1:1 的摩尔比螯合形成有机金属螯合物,并且去除率随着两者的摩尔比的增加而升高,因此理论上 EDTA 的最少用量为 1 倍重金属的量,才有可能完全将重金属离子置换到溶液相中^[13]。本研究中 EDTA 与污染土壤中重金属的摩尔比为 0.04:1 至 4:1。从图 3 可以看出,EDTA 浓度与土壤中重金属离子的去除率成正比例关系,当 EDTA 的浓度为 0.05 mol/L 时,土壤中重金属的去除率达到最大,分别为 Zn 85.26%、Cu 21.65%、Pb 16.76%、Ni 7.83%、Cr 6.29%。本研究中,0.05 mol/L 的 EDTA 对污染土壤中 Ni 的去除效果不到 10%,可见单独使用 EDTA 对 Ni 的处理效果较差,这与 Robert W Peters^[14]的结论一致。而使用 0.1 mol/L HCl 振荡淋洗实验土壤时,Ni 的去除率达到了 31.1%

(表 1,有效态/全量),因此在使用淋洗剂振荡淋洗修复单一重金属 Ni 污染土壤的实际工程中,可以考虑适当提高淋洗剂酸度从而获得对 Ni 较好的去除效果。

3 应用前景

尽管 EDTA 被认为是迄今为止最为有效的淋洗剂,但是它也有一些缺点,如 EDTA 在环境中难以降解、容易残留在土壤中引起地下水的污染。其次,它能与很多重金属发生强烈的螯合作用,包括土壤正常组分如 Al、Cu、Fe、Mg 等阳离子,这不仅对土壤的物理结构和化学性质产生影响,同时也降低了萃取剂的效率^[15-16]。尤为重要的是,EDTA 的价格较昂贵,因此限制了它在土壤修复中的广泛应用。

如果能对 EDTA 和所萃取的重金属进行回收,则大大降低土壤修复成本。N.Finžgar 等^[17]应用臭氧/紫外光分离萃取液中的重金属物质,以回收 EDTA,降低土壤治理的成本;P.K.Andrew Hong 等^[18]的研究表明,通过加入 Na_2S 和 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 2 种试剂或者 Fe-Cl_3 和 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 2 种试剂,能够回收利用 EDTA;Zeng 等^[19-20]报道,通过加入 Na_2S 和 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 能够回收 EDTA,EDTA 在连续萃取过程中由于土壤的吸附而有所损失,在 14 d 里,损失的 EDTA 为 19.5%~23.5%。照此推算,不考虑其他因素的话,EDTA 至少可以被连续利用 60~70 d,可见该技术能够节约治理重金属污染土壤的成本,也避免了二次污染的发生。

综上所述,EDTA 作为一种有效的土壤重金属螯合剂,它在多金属污染土壤修复中具有巨大的应用潜力和广阔的商业市场。

4 结论

1) 在实验条件下,EDTA 为 0.05 mol/L、pH 值=7、液土比=10:1、淋洗时间为 18 h 的条件下能达到对污染土壤重金属最大去除率,去除率分别为 Zn 85.26%、Cu 21.65%、Pb 16.76%、Ni 7.83%、Cr 6.29%。

2) 转移系数最大的是 Cr,其次是 Cu、Pb、Zn,最后是 Ni,说明在土壤淋洗过程中 Cr 最先达到质量转移的平衡状态,然后是 Cu、Pb、Zn,最后是 Ni。

5 参考文献

[1] 雷鸣,田中干也,廖柏寒,等. EDTA 及其回收溶液治理重金属污染土壤的研究[J]. 环境工程学报,2007,(5):88-93.

- [2] Weihua, Zhang, Danlel C W, Tsang, Irene M C Lo. Removal of Pb by EDTA-Washing in the Presence of Hydrophobic Organic Contaminants or Anionic Surfactant[J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, 11: 84-91.
- [3] P K Andrew Hong, Chelsea Li, Weimin Jiang. Agents for Extraction of Heavy Metals from Soil[M]. New York: Academic/Plenum Publishers, 2000.
- [4] Paula J Woolgar, Kevin C Jones. Studies on the Dissolution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Contaminated Materials Using a Novel Dialysis Tubing Experimental Method[J]. Environmental Science and Technology, 1999, 33(12): 2118-2126.
- [5] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科学出版社, 1999.
- [6] 可欣, 李培军. 利用乙二胺四乙酸淋洗修复重金属污染的土壤及其动力学[J]. 应用生态学报, 2007, 18(3): 601-606.
- [7] Nowack B, Schulin R, Robinson B H. Critical Assessment of Chelant-Enhanced Metal Phytoextraction[J]. Environmental Science and Technology, 2006, 40: 5225-5232.
- [8] I Alkorta, J Hernandez-allica, J M Becerril, et al. Reviews in Environmental Science and Biological Technology[M]. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2004: 55-70.
- [9] Wasay S A, Barrington S F, Tokunaga S. Organic Acids to Remediate A Clay Loam Polluted by Heavy metals[J]. Canadian Agricultural Engineering, 1998, 40: 9-15.
- [10] Heil D M, Samani A, Hanson T, et al. Remediation of Lead Contaminated Soil by EDTA Batch and Column Studies[J]. Water Air Soil Pollut, 1998, 113: 77-95.
- [11] Griffiths R A. Soil-washing technology and practice[J]. Journal of Hazardous Materials, 1995, 40: 175-189.
- [12] Elliott H, Brown G. Comparative Evaluation of NTA and EDTA for Extractive Decontamination of Pb-Polluted Soils[J]. Water, Air and Soil Pollution, 1989, 45: 361-369.
- [13] Domen Leštan, Chun-ling Luo. The Use of Chelating Agents in the Remediation of Metal-Contaminated Soils: A Review[J]. Environmental Pollution, 2007, 12: 1-11.
- [14] Robert W Peters. Chelant Extraction of Heavy Metals From Contaminated Soils[J]. Journal of Hazardous Materials, 1999, 66: 151-210.
- [15] Wasay S A, Barrington S F, Tokunaga S. Organic acids for the in situ remediation of soils polluted by metals: soil flushing in columns[J]. Water, Air and Soil Pollution, 2001, 127: 301-314.
- [16] 李海波, 李培军, 孙铁珩. 用淋洗法修复张士灌 Cd Pb 污染沉积物的研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(2): 328-332.
- [17] Neža Finžgar, Domen Leštan. Heap leaching of Pb and Zn contaminated soil using ozone/UV treatment of EDTA extrac-

- ants[J]. Chemosphere, 2006, 63:1736-1743.
- [18] P K Andrew Hong, Chelsea Li, Weimin Jiang, et al. Agents for Extraction of Heavy Metals from Soil[M]. New York: Academic/Plenum Publishers, 2000:1015-1031.
- [19] Q R Zeng, S Sauvé, H E Allen, et al. Recycling EDTA solutions used to remediate metal-polluted soils[J]. Environmental Pollution, 2005, 133:225-231.
- [20] 曾清如, 廖柏寒, 杨仁斌, 等. EDTA 溶液萃取污染土壤中的重金属及其回收技术[J]. 中国环境科学, 2003, 23(6): 597-601.

Heavy Metal Removal in Contaminated Soil with EDTA Leaching

Zhou Jinggang Cai Xinde Wang Yongqiang Li Bowei Guo Zhengyuan

Abstract This paper reported the feasibility of remediation of heavy metal contaminated soil with EDTA. Batch experiments were performed to test the influence of EDTA concentration, pH and reaction time. An empirical model was employed to describe the kinetics of heavy metal dissolution and desorption. The results showed that utilization of EDTA is effective for removal of heavy metal from contaminated soil within 18h, attaining 85.26% of Zn, 6.29% of Cr, 7.64% of Pb, 21.53% of Cu, 8.01% of Ni in the 0.05M, pH=7.0 of EDTA, ratio of liquid and solid=10:1. The mass transfer coefficient was in the order of $Cr > Cu > Pb > Zn > Ni$.

Key words heavy metals soil pollution leaching EDTA

(上接第 31 页)

Synthesized Evaluation and Empirical Analysis of Recycling Economy Development of Manufacturing Enterprises Based on AHP&MLR ——A Case Study of Aluminum Processing Enterprise

Zhou Zhifang Xiao Xu Li Xiaoqing

Abstract Traditional evaluation of recycling economy of enterprise focused on material but neglected value, pay much attention to general ways but overlooked specific cases, thought highly of mathematics but made light of practice. Taking the balance of resources flow as core and basing on material flow route in aluminum processing enterprise, through depicting and tracking the value information of resource input, consumption, output and disposal in manufacture processing, in this paper we constructed an evaluation index system of recycling economy from three-link-input, consumption and recycle, output. Furthermore, the paper carried on comprehensive analysis and evaluation about recycling economy development situation of electrolytic aluminum enterprises by AHP & MLR comprehensive evaluation method, and it can provide basic principles and methods for the industries with high pollution and high energy consumption, such as metallurgy, building materials, paper making and food processing etc.

Key words AHP & MLR aluminum processing evaluation of recycling economy resources flow

广州瑞明电力 2 × 125 MW 机组脱硝工程技术成果总结推广会

为配合广州市委、市政府打造“2010 年广州绿色亚运”目标,全面改善空气环境质量,广州市环境保护局于 2009 年全面启动脱硝工程建设,成为继北京之后,第 2 个全面开展烟气脱硝工作的城市,力争 2010 年广州亚运会前全市火电企业全部安装降氮脱硝设施,削减氮氧化物排放量 3.6 万 t/a。

为加强广州火力发电企业脱硝技术经验交流,进一步推动火电企业脱硝工程建设进程,由广州市环境科学学会主办,广州瑞明电力股份有限公司承办的“广州瑞明电力股份有限公司 2 × 125 MW 机组脱硝工程技术成果总结推广会”于

2009 年 6 月 5 日在广州大厦举行,原广东省副省长匡吉、广东省人大环资委副主任郭德勤、原广东省电力局局长吴希荣、浙江大学岑可法院士、广州市黄埔区环境保护局局长许建勋以及广州瑞明电力股份有限公司、广州电力企业集团有限公司、中石化广州分公司、广东粤华发电有限公司、广州恒运企业集团、广州发电厂有限公司、广州珠江发电厂有限公司、广州旺隆热电有限公司、广州梅山发电厂等企业代表出席会议。各与会领导、专家与企业代表就火电企业脱硝技术的选定、脱硝工程的实施等问题进行了互动交流。

《广州环境科学》编辑部

硫化矿尾矿酸性矿山废水污染及释酸能力预测评价方法*

王 飞¹ 雷良奇^{1,2} 黄军平³ 卢友月¹

(¹ 桂林工学院资源与环境工程系, 广西 桂林 541004; ² 广西地质工程中心重点实验室, 广西 桂林 541004;

³ 中国石油大学(北京)资源与信息学院, 北京 102249)

摘 要 酸性矿山废水是全球矿山面临的最严重的环境问题之一。文章介绍了评价硫化物尾矿产酸潜力的 2 种方法,即静态溶浸测试和动态淋滤测试。静态溶浸测试包括酸碱估算法和净酸生成法 2 种。还探讨了 2 种方法所存在的问题和局限性,并对进一步的研究提出了设想。

关键词 酸性矿山废水 硫化物尾矿 产酸潜力 淋溶实验

1 硫化矿尾矿酸性矿山废水与矿山环境污染

对于金属矿山,不论是露天开采的还是地下开采的,所产生的废石和选冶尾矿中含有一定量的硫化物,由于氧化作用,暴露于大气中的硫化物矿物(如黄铁矿和磁黄铁矿)氧化形成酸性矿山废水(Acid Mine Drainage, AMD),当硫化矿尾矿的成酸潜势超过了自身和环境中和/缓冲容量时,就可以释放出酸性矿山废水,导致矿区和周边地区的水污染。同时在 AMD 的作用下会导致金属的释放速度大大快于自然的风化过程,在较低 pH 值条件下,水体明显地富集可溶性的 Fe^{3+} 、 Mn^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Al^{3+} 、 SO_4^{2-} 离子及重金属元素(Pb、Cu、Ni、Co、As、Cd 等),造成水体的重金属污染。

AMD 污染及其引起的重金属污染在很多国家和地区都造成了严重的环境问题。加拿大曾对几百年前关闭的部分矿山酸性废水的产生和持续时间进行调查,结果表明:截至 1988 年,共调查 108 座废矿,其中 21 座仍在大量渗漏酸性废水,废水中离子浓度超出该国饮用水标准数 10 倍,地下水和土壤受到严重污染^[1]。墨西哥 Santa Maria de La Paz 的 Ag-Pb-Zn-Cu-Au 矿带上,约 200 a 的矿山开发导致 100 km² 土地受到污染,尾矿中的重金属平均含量为:Cu 400 mg/kg、Zn 2 000 mg/kg、As 4 000 mg/kg、Cd 30 mg/kg 和 Pb 3 000 mg/kg,土壤表层中 Zn、As、Pb 的富集分别达 5 000、6 600、2 700 mg/kg,附近蔬菜叶中 Cd 和 Pb

含量分别超出正常水平的 20 倍和 50 倍^[2]。

我国绝大部分金属矿山为原生硫化物矿床,遗弃的大量硫化物废石,经过风化、淋溶,极易形成酸性矿山废水,例如江西德兴铜矿、武山铜矿、银山铅锌矿、浙江遂昌金矿、安徽南山铁矿、向山铁矿、铜官山铜矿、江苏梅山铁矿、湖南七宝山铜锌矿、湘潭锰矿等。德兴铜矿是我国最大的斑岩型铜矿,为典型的硫化金属矿,其特点是矿体埋藏浅,易于露天开采。因此在开采过程中要抛弃大量的含硫化物废石,其中主要为黄铁矿。在高温多雨和微生物的催化作用下,废石中硫化物强烈风化,形成大量的含金属离子的酸性矿山废水,长期从废石场流出,造成下游大坞河受到严重污染^[3]。周建民等对广东大宝山矿矿区周围尾矿、土壤/沉积物中重金属的总量和化学形态进行了详细研究,结果表明:该矿区周围土壤污染是以 Cu、Zn、As、Cd 和 Pb 为主的多金属复合污染^[4]。金属矿山开采所产生的大量酸性矿山废水及尾矿堆的风化和淋滤过程中流失的有毒有害重金属元素是矿区及其周围地区生态环境污染的最主要问题,引起了广泛关注。

2 硫化矿尾矿 AMD 预防/控制的重要性

由于受介质缓冲容量的影响,AMD 通常发生在硫化矿固体废物堆放后一段时期,并且一旦发生其对环境的影响可持续到矿山关闭后很长一段时期^[5],因此 AMD 是一种延缓性(化学定时炸弹)和持续性的

注: * 广西自然科学基金(编号:桂科回 0731023)及广西研究生教育创新计划资助项目(2008105960818M14)

收稿日期: 2009-01-07, 修改稿收到日期: 2009-04-27

地球化学灾害。这就决定了 AMD 治理的长期性和高投入性。在澳洲,每年仅花费在矿山地管理的潜在产酸废弃物的费用约为 6 千万澳元,废弃矿山地治理费用估计为 10 万澳元/hm²^[6]。另据 Feasby 等估计,加拿大固废酸水排放责任总费用介于 20 亿~50 亿加元之间(在加拿大,矿山生产 70 亿 t 金属矿和工业矿物尾矿,以及 60 亿 t 废弃岩石中,分别约有 15 亿和 7.5 亿吨可产酸)^[7]。

自上世纪 40 年代以来,国外对酸性矿山废水的成因和防治进行了大量的研究。上世纪 70 年代,我国也开始积极采用各种方法对矿山酸性废水进行治理。目前主要有中和法、覆盖隔离技术、人工湿地处理技术、微生物法等^[8-10]。这些治理技术大多为低效率、高成本,属末端治理技术,而在源头控制可以保证低成本,高效率,这就要求对硫化矿尾矿释酸能力进行预测评价。

3 硫化矿尾矿 AMD 危险预测评价技术

对硫化矿尾矿 AMD 进行预测评价,目前国际上主要采用如下 2 种方法:

3.1 静态溶浸测试

静态溶浸测试(Static Test)采用实验定量估算硫化矿尾矿的产酸量,包括酸碱估算法(Acid Base Accounting, ABA)和净酸生成测试法(Net Acid Generation, NAG)^[11]。包括 2 个实验:①基于产酸量估算的净产酸潜力试验(Net Acid Production Potential Test, NAPP);②利用 H₂O₂ 氧化的测定产酸量的净产酸试验(Net Acid Generation Test, NAG)。实验的主要参数有:样品总 S 和 SO₄²⁻ 含量;酸中和能力值(acid-neutralization capacity, ANC);净产酸潜力值(net-acid-producing potential, NAPP);净产酸值(net acid generation, NAG)。与 ABA 法相比,使用 NAG 法的样品运转时间比较短,并可用于尾矿的初步筛选鉴别和快速评价,以及预测尾矿产酸——金属淋滤的速度。从理论上说,如果 NAPP 值 >0,即最大可产酸量(Maximum Potential Acidity, MAP)值高于 ANC 值,表明样品具有产酸潜力,如果 NAPP 值 ≤0,即 ANC 值大于或等于 MAP,表明样品中的碱性物质足以中和样品氧化所产生的酸,样品不具产酸潜力。束文圣等^[12]利用净产酸试验(NAG)和净产酸潜力试验(NAPP)方法,研究了广东乐昌铅锌尾矿的产酸潜

力,结果表明该尾矿有着很高的产酸潜力,同时指出由于黄铁矿硫不会完全被氧化,NAG 试验比 NAPP 试验可更为准确地预测尾矿的产酸潜力。Lei 等^[13]曾采用静载试验方法对西澳黑天鹅镍矿尾矿库进行酸泄危险性再评价,并预测了泄酸可能发生的部位和酸水及重金属污染转移的趋势,部分样品的 NAG 值和 NAPP 值为正值,认为前人认为不可产酸的尾矿现在有产酸的可能。

3.2 动态淋滤测试

动态淋滤测试(Kinetic Test)采用实验方法获得酸生成以及中和的相对速度、预测酸水排放开始的时间和毒性重金属的排放顺序。包括淋滤柱测试法(实验室)和仓/室法(现场测试)^[14]^[15-17]。动态淋滤测试主要以酸碱度(pH 值)、电导度(EC)以及金属排放浓度随时间的关系图研究对象。仓/室法(现场测试)所耗时间长,项目消耗的人力、物力、财力大。马少健等^[15]用硫化矿尾矿直接浸润实验,研究了硫化矿尾矿堆放中内部温度的变化特性;利用动态柱式淋溶实验,研究了硫化矿尾矿在不同淋溶条件下的铅、锌重金属离子溶出规律。结果表明,硫化矿尾矿堆的内部温度随堆放时间的延长而升高,到第 25~30 d 时达到最高值;浸润液的 pH 值对尾矿堆内部温度存在显著影响,酸性越强,尾矿堆内部温度越高。在酸性、碱性动态淋溶条件下,铅、锌离子都有一定的溶出浓度,酸性越强,越有利于离子溶出,离子溶出浓度随淋溶时间延长而降低;与 Pb²⁺ 相比较,Zn²⁺ 的溶出受淋溶液 pH 值及淋溶时间的影响更大,对强酸性淋溶很敏感。

3.3 评价试验中存在的问题和局限性

采用静态试验和动态试验方法对硫化矿尾矿的释酸危险性进行评价预测,可为酸水及有关的重金属污染的防控提供科学依据。但这些评价预测方法存在一定的局限性,值得进一步研究完善。

首先,实验过程中矿物与矿物(化学试剂)之间的反应是否完全进行是实验数据准确与否的关键因素,由于硫化物氧化过程中硫化物表面常被一层非常薄的铁的氢氧化物膜覆盖^[16],而且其厚度随 pH 值的升高而增厚,该氢氧化物膜可能会阻止氧化还原,以及实验中酸碱中和反应的进行,使实验数据产生误差。

一般来说,通过 NAPP 和 NAG 试验得出的产酸

量是不一致的,大致上 NAG 值要比 NAPP 值低。考虑到 NAG 值是活性硫参加反应后直接产酸的量,而 NAPP 值是黄铁矿硫的最大产酸量计算得来,由于黄铁矿硫并不完全被氧化,NAPP 方法可能过高估计样品的产酸潜力^[17]。影响黄铁矿硫氧化的因素很多,如颗粒大小、形态和黄铁矿的存在类型等。例如,形态和颗粒大小会极大地影响黄铁矿的氧化反应,颗粒在 0.25 μm 以下会很容易被氧化,而在 50 μm 以上则相当稳定。草莓状黄铁矿(粒径小于 0.5 μm)易于氧化,而原生自形黄铁矿(由晶体或自形立方晶或三角晶,直径 5~10 μm)就相当稳定^[18]。

其次,静态和动态试验可用于估算硫化矿固废成酸的潜能和预测释酸可能发生的时间,却不能提供酸水生成和转移趋势/规律的信息。这些信息对于释酸的防控无疑也是十分重要的,应该作为释酸危险评价预测的组成部分。

再次,在硫化矿废物释酸危险评价预测中通常采用的指标参数主要源自“世界矿山地的国际静载试验和动力试验数据库”^{[19]132-140},以及“预测金属淋滤和酸泄的 ABA 筛选标准”^[143]。由于该数据库及有关标准主要是根据北美和澳大利亚矿山的资料建立起来的,并且该数据库所统计的 229 座矿山大多数位于变质岩及岩浆岩区,其局限性在所难免。比如在上述数据库中所确定的氧化样品 ANC 阈值 <10 kg/t (以 CaCO_3 计),即氧化样品的 ANC 值每 t 尾矿样品的酸中和能力相当于 10 kg CaCO_3 的酸中和能力,则可能是产酸的,但存在例外的情况,一些样品显示可用的 ANC 值可高达 60 kg/t,即 ANC 值高于阈值 5 倍仍有产酸的可能性^{[19]148},因此,在除变质岩和岩浆岩区以外的其他地区,如碳酸盐岩发育地区,使用上述数据库和标准预测和鉴别废弃物时须慎重。

4 硫化物尾矿释酸进一步研究的设想

矿山环境作为目前研究的主要对象,尽管在很多方面已经取得了成就,但仍然存在很多问题,有待于进一步的深入研究。

1) 黄铁矿、磁黄铁矿等硫化物矿物的氧化机理的进一步研究,及它们的表面溶解机理、溶解速率等,进一步研究硫化物尾矿酸性废水的生成机理。

2) 硫化物自然风化作用的实验模拟、低 pH 值尾矿水溶液下有关微生物参与下的硫化物氧化作用的生物机理过程,以及矿区及附近动植物对(重)金

属的生物积累及生态效应,金属矿山硫化物释酸对整个矿区的生态影响的综合评价。

3) 建立能够预测和预防酸性矿山废水产生的地球化学演化模型,和以详尽的矿山地质和水文资料为基础的水文地球化学模型。此外还应建立适合评价我国酸性矿山废水污染各指标参数的评价标准。

4) 硫化物尾矿形成 AMD 进入土壤既是一个废液在多孔介质中的流体力学过程,又是一个化学反应、分子扩散的化学物理过程^[20]。依据水力学的基本原理,应用地下渗流理论、多孔介质的水动力弥散理论,可以建立硫化物尾矿 AMD 中重金属向土壤迁移的数学模型,以评价重金属的污染。

5) 同位素(Pb、S、Sr 等)和稀土配分等地球化学示踪技术在水体、大气、土壤污染的研究中的运用越来越广泛,可为 AMD 生成转移和金属释放迁移过程提供方法借鉴,即采用多种方法综合评价硫化物尾矿 AMD 生成机理和能力。

5 结语

酸性矿山废水及其有害元素造成的环境影响已成为各国关注的热点。研究酸性矿山废水及有害元素的形成与转化规律,有效预测和预防酸性矿山废水的发生,是矿山发展的内在要求,也是实施可持续发展战略的需要。在我国金属矿山释酸的研究起步较晚,与国外先进水平相比有很大的差距,必须加大投入,加快研究步伐,吸收国外先进技术和经验,提高我国对矿山酸性废水的预测和预防研究水平,尽量避免先污染后治理的情况发生。

6 参考文献

- [1] 陈天虎,冯军会,徐晓春.国外尾矿酸性排水和重金属淋滤作用研究进展[J].环境污染治理技术与设备,2001,2(2): 41-46.
- [2] Castro-Larragoitia J, Kramar U, Puchelt H. 200 years of mining activities at La Paz/San Luis Potosí/Mexico—Consequences for environment and geochemical exploration[J]. Geochem Explor, 1997, 58: 81-91.
- [3] 刘成. 德兴铜矿酸性废水成因的研究[J]. 有色矿山, 2001, 30 (4): 49-53.
- [4] 周建民,党志,司徒粤,等. 大宝山矿区周围土壤重金属污染分布特征研究[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(6): 1172-1176.
- [5] Taylor J R, Waring C L, Murphy N C, et al. An overview of

- acid mine drainage control and treatment options including recent advances: Proceedings of the 3th Australian Workshop on Acid Mine Drainage, Darwin NT, Australia, July 15–18, 1997[C]. Canberra: [s.n.], 1997: 147–160.
- [6] Harries J. Acid mine drainage in Australia: its extent and potential future liability: Supervising Science Report 125 [R]. Canberra: Supervising Scientist, 1997.
- [7] Feasby D G, Tremblay G A. New technologies to reduce environmental liability from acid generating wastes[J]. Mining and Mineral Exploration Research, 1995, 20(6): 643–647.
- [8] 鞠海燕, 黄春文, 罗文海, 等. 金属矿山酸性废水危害及治理技术的现状与对策[J]. 中国钨业, 2008, 23(2): 41–44.
- [9] 付善明, 周永章, 高全洲, 等. 金属硫化物矿山环境地球化学研究述评[J]. 地球与环境, 2006, 34(3): 23–29.
- [10] 潘科, 李正山. 矿山酸性废水治理技术及其发展趋势[J]. 四川环境, 2007, 26(5): 83–86.
- [11] Sobek A A, Schuller W A, Freeman J R, et al. Field and laboratory methods applicable to overburden and mine soils[S]// United States Environmental Protection Agency. EPA 600/2–78–054. Washington D C: EPA Pub, 1978: 203.
- [12] 束文圣, 张志权, 蓝崇钰. 广东乐昌铅锌尾矿的酸化潜力[J]. 环境科学, 2001, 22(3): 113–117.
- [13] Lei L Q, Watkins R. Acid mine drainage re-assessment of mining tailings, Black Swan nickel mine, Kalgoorlie, Western Australia[J]. Applied Geochemistry, 2005, 20(3): 661–667.
- [14] Price W A, Morin K, Hutt N. Guidelines for the prediction of acid rock drainage and metal leaching for mines in British Columbia: Part II Recommended procedures for static and kinetic testing: Proceeding of the 4th International Conference on the Abatement of Acid Rock Drainage, Vancouver, Canada, May 31–June 6, 1997[C]. Vancouver: MDAG Publishing, 1997.
- [15] 马少键, 王桂芳, 陈建新, 等. 硫化矿尾矿堆的温度的变化和动态淋溶规律的研究[J]. 金属矿山, 2004, 10: 59–62.
- [16] Nichplson R V, Gillham R W, Reardon E J. Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: Rate control by oxide coatings[J]. Geochim Cosmochim Acta, 1990, 54: 395–402.
- [17] Miller S D, Jeffery J J, Wong J W C. Use and misuse of the acid-base account for AMD prediction: Proceedings of the Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Montreal, 1991[C]. Ottawa: [s.n.], 1991: 489–506.
- [18] Hossner L R. Reclamation of Surface-Mined Lands: vol 1[M]. Boca Raton, Florida: CRC Press, 1988: 159–190.
- [19] Morin K A, Hutt N M, Ferguson K D. The international kinetic database: rates of acid generation, neutralization, and metal leaching from mines around the world: Proceedings of 3th International and 21th Annual Minerals Council of Australia Environment Workshop, Newcastle, NSW Australia, 1996[C]. Vancouver: MDAG Publishing, 1996.
- [20] 吴超, 廖国礼. 有色金属矿山重金属污染评价研究[J]. 采矿技术, 2006, 6(3): 360–363.

Acid Mine Drainage Pollution and Prediction–Assessment Methods of Acid Producing Potential of Sulphide Mine Tailings

Wang Fei Lei Liangqi Huang Junping Lu Youyue

Abstract Acid mine drainage is one of the most serious environmental problems of global mine. Two methods were introduced for assessing the acid producing potential of sulphide mine tailings in this article, the static test and dynamic test. The static test included acid base accounting and net acid generation. The problems and limitations of the two methods had been discussed in details and the assumptions of further research were proposed in this paper.

Key words acid mine drainage sulphide mine tailings acid Producing potential leaching experiment

(上接第 25 页)

Study on Promoting the Construction of Ecological Environment for Panyu District

Sun Yanjun Xie Liuqing

Abstract The present ecological environment bottlenecks and future pressure in Panyu were firstly analyzed in a comprehensive manner. In order to solve these resource and environmental issues, the Government of Panyu District is seeking a new way to carry out the industrial escalation. Optimizing the environment of economic growth with harmonious development will be the important principal of this escalation. The industrial escalation was deeply described based on the environmental management policy.

Key words ecological priority environmental optimization industrial escalation sustainable development

广州市环境监测管理信息化建设中若干问题探讨

陈 洪 黄 荣 尹红波 武超颖 杨 柳

(广州市环境监测中心站, 广州 510030)

摘 要 以广州市环境监测中心站推进信息化的实践为例,重点对环境监测管理信息化规划、开发和应用 3 个环节所涉及的信息化进程路线、应用系统开发的需求分析和推广应用等问题进行了一些探讨,提出切合自身的解决思路或办法。

关键词 环境监测 信息化建设 问题探讨

中国环境监测信息化建设已走过了十几个年头,成为环境监测现代化的重要组成部分。很多环境监测站和软件开发公司先后投入了不少人力物力,开发了一些环境监测管理信息系统,然而到目前为止,达到预期效果、真正完全使用并充分发挥计算机网络管理效能的系统凤毛麟角。因此,有必要对信息技术之外的原因进行分析和探讨^[1]。

1 现状分析

1.1 基本情况

国内环境监测信息化建设引用和借鉴最多的是 LIMS、LAB SYSTEM、GIS、OA 等软件。目前环境监测管理信息系统的基本框架大多引用 LIMS,并在此基础上融合了 GIS、OA 等内容。设计主线从采样任务的分配开始,到分析数据的上报,数据分析着重报表的生成,结果的展现强调以 GIS 的应用形式为亮点。在实际应用中暴露的缺点主要是:①任务流程设置和数据录入形式单一,不能兼顾较为复杂的任务安排,在减轻工作量、提高工作质量方面不能很好地与现行工作融合,没有发挥计算机的应有效能;②数据分析单一、呆板,难以进行深度、灵活的分析应用,不能发挥数据库的优势;③由于缺乏数据深度分析、相关技术环境的支持及需求市场的持久性,GIS 在实际应用中内涵不深、后劲不足;④后台信息维护困难,不能适应监测任务围绕环境管理工作灵活多变及监测手段快速发展的需要;⑤软件开发队伍不稳定,监测软件市场发育不成熟,软件维护、升级难以跟上。现代的计算机软件开发技术和能力,对于

环境监测管理信息系统的建设可以说是游刃有余,但环境监测管理人员与计算机专家缺乏沟通,双方最初的愿望是一次性付出,设计出一个完美的全盘解决方案,期望可以一步跨入信息时代。双方的急于求成、环境监测站与国外实验室或国内企业实验室工作的类似,催生了各种基于国外 LIMS 为框架的环境监测管理信息系统,其中原始的需求分析不到位,或已发生变化,导致了上述缺陷的存在,加之用户员工计算机使用观念和能力没能跟上,造成成果在验收后往往束之高阁^[1]。

1.2 比较分析

国情的不同,赋予中国的环境监测站与国外实验室在功能、管理方式、工作程序、工作目的等方面都有很大的差别。

功能上的差别:国外实验室或环保机构的实验室功能比较单一,不如国内环境监测站功能综合、复杂、多变。对于前者,样品分析是其核心和主体,而对于后者,样品分析仅仅是“监测”中“测”的一部分,尽管工作量比重较大,但从功能的系统类型来划分,仅占一部分。因此,LIMS 只相当于国内环境监测管理信息系统的一小部分。

管理方式的不同:国外实验室大多是市场化运作,管理相对明了,样品、分析、数据、汇总、审核、记录、溯源是一个比较容易固定化的程序;而国内的环境监测站是政府环境保护部门技术执法的一个实体,目前必须依托政府行政管理,形式也复杂多变。

发展历程的不同:国外实验室经历了几十年成功、固定模式的运作,程序管理很成熟,相比之下,国

内的环境监测站正规管理还在完善之中,变数很大,区域差异也很大,人治特征比较突出。计算机管理系统一旦设定,对“例外”的程序处理能力有限,这是程序管理运行时经常“卡壳”的主要原因之一。

因此,环境监测管理信息系统必须能适应不断完善、因地制宜、灵活多变的机制,仅靠 LIMS 显然不能满足,也难以将其扩展成整个系统的基本框架。环境监测管理信息系统建设应当脱开 LIMS 的束缚,系统框架应建立在自己的工作运行体系之上,充分结合自身特点,从实际工作出发^[11-2]。

2 明确关键问题

综观信息化建设成败案例的讨论内容,众说纷纭:领导意识、管理体系、资金使用、复合型人才、选用技术设备、选择合作机构、先进性与实用性、适用周期、总体规划、系统设计、需求分析、开发管理、沟通交流、系统验证、运行环境与管理、服务意识、推行力度、人员整体素质、统筹兼顾、综合协调等都会成为成败的关键问题。

通过对这些烦琐复杂内容的研究分析,我们可以得到有益的启示:在信息化建设中,无论是取得成功或受到挫折的建设单位,都会遇到一些关键问题,处理好了离成功就近了一步,反之则远离期望。如何解决这些关键问题,少走弯路,是所有信息化建设单位共同面对的问题。

结合实际,一些关键问题则容易凸现出来。广州市环境监测中心站(简称广州站)在信息化建设初期,许多关键问题得到了很好的解决,如领导很重视、管理体系改造完成、运行环境的硬件体系建设完成、资金可以支持部分应用系统的建设等,而对环境监测信息化的规划、开发和应用 3 个环节所涉及的信息化进程路线、应用系统开发的需求分析和推广应用等一些问题还有待正确认识。

3 问题的解决

3.1 总体规划

调查表明,在信息化程度较高的国家,大型单位有 95%进行了信息化规划;中型单位有 91.3%进行了信息化规划;小型单位有 76.1%进行了信息化规划。根据资料分析,我国那些缺乏长期投资意识和建设重复、延续性差的信息化建设单位,多数是一开

始就缺乏顶层设计,没有进行战略研究和总体规划。中外大量的经验表明,信息化建设成功的因素固然有很多,但做好规划,无疑是其中最重要的一个^[2]。广州站信息化发展历程的切身体会,也表明了没有总体规划,遇到困难就容易放弃。毋庸置疑,制定一个好的总体规划,有利于信息化朝着正确方向持续发展。

3.1.1 明确信息化的进程路线

通常,规划是围绕广义环境监测工作进行的,内容丰富、涉及面广。事实上,不同行业信息化的侧重点是不一样的,如,企业管理信息化所侧重的是财务数据应用,在环境监测管理领域其情形则有所不同,孤岛式财务应用系统仍具有现实价值并将继续发挥作用。广州站在充分考虑承受能力的情况下,对规划的各分系统的相关性和迫切性进行深入分析,将重点放在实现环境监测管理信息化上,并据此提出一个切合自身实际的可以分步实施的信息化进程路线,追求实施一个,成功一个。

3.1.1.1 实现管理工作信息化

在实验室国家认可、建章立制等管理体系再造工作完成后,最需要是利用网络信息技术,开发办公自动化系统和监测业务管理系统,实现信息共享协同工作,以提高管理效率,并通过系统应用进一步深化和固化规范的管理体系。

3.1.1.2 实现监测数据统一管理

环境监测数据集中管理和共享,并使之得到充分有效利用是信息化推进中的一项非常重要的需求。但是,进行数据大集中式的共享,稍有不慎危害较大,因为数据集中的过程很复杂,盲点很多,尤其是历史数据,由于产生背景不同,集中电子化是一个难题,即使找到好的集中方法,集中也需较长的时间做大量的工作。在办公、业务系统应用后,其新生成的数据已实现了相对集中管理和共享,相关历史数据可以采用逐步向新系统回归方式进行集中,再结合自动监测、在线监测和外部数据等相对集中的数据库,建立监测数据统一管理平台,应该是数据统一管理和共享较为容易实现的一种方式。

3.1.1.3 实现综合分析工作信息化

综合分析工作是体现环境监测成果最重要的一环,也是监测数据得到充分有效利用的重要手段。但是,没有统一数据管理平台的支持,综合分析工作信息化的基础就不踏实,因此选择在建立数据统一管

理平台之后开发综合分析系统。

3.1.1.4 实现决策分析信息化

随着信息化建设工作的深入开展,统一管理的数据种类和数量不断增多,内容不断丰富,技术人员运用计算机解决问题的能力也在不断提高,此时基于数据库开发决策系统应较为合适。

3.1.2 解决缺乏复合人才的问题

要做一个好的规划,需要有对环境监测管理和业务、信息技术产品及其应用全面系统深入准确的了解,对环境监测战略有准确判断和认识的复合型人才。由于,广州站缺乏复合人才,因此,选择了与信息化规划专业机构进行合作的模式。

由了解环境监测工作、信息化建设经费、最终要解决什么和当前最需要解决什么等问题的建设单位主导战略、内容和进程部分的编写工作;而信息化技术方面的规划,则由专业机构根据建设单位提供的需求,结合实地调研,分析信息化现状与战略方向、分析建设需求与信息技术要求的契合程度,找准环境监测管理体系信息流转中各种重要的信息处理点,提出对信息和信息流的规划,完成基础设施架构、网络架构、开发技术架构、应用系统架构、数据架构等技术层面的规划。通过双方专业人员合作研究,共同完成切合实际的规划编制工作。

3.2 正确对待需求

在信息化规划确立后,面临系统开发及其需求分析,是信息化进程中最实在和最艰难的环节。如果分析不完整或不清楚透彻,就会给开发者传递错误信息,造成系统的整体失败。然而,人的思想具有局限性,有很多需求一开始以为说清楚了,而在系统开发过程中却发现有问题,达不到编程的要求。如果过分强调需求的重要性而忽略了需求的发展性,就会使系统开发陷入需求的泥潭而裹足不前。可见,正确对待需求将十分有利于信息化应用系统开发朝着成功方向推进。因此,广州站在开发办公自动化系统和监测业务管理系统的时候,既重视需求的重要性,也充分考虑到需求的发展性,并根据两者需求的差异,采取了不同的开发方式。

3.2.1 分步实施

以办公自动化系统开发为例。系统设计的整体框架非常明确,涉及公文流转无纸化这一部分的需求非常清晰且技术解决方案很成熟,而涉及到质量

管理、辅助办公、档案管理及外部关联等问题的需求还达不到开发的要求。从实际工作需要出发,考虑到公文流转、信息发布、邮件系统、电子论坛、个人事务、分布办公等功能模块已构成一个相对完整的无纸化办公体系,投入使用后可以有效提高办公效率和节约管理成本,因此定为系统一期的开发目标。事实上,这部分功能已有市场化的产品,因此,在较短的时间内,用较低成本就可以顺利开发完成,投入应用后效果很好。

通过一期的应用,许多人的思维得到了有益的启发,引发了更新更趋完善的需求,并融入二期的设计中。在此基础上进行二期开发,包括了对一期的完善以及将档案系统从单机版到网络版的升级、相关质量管理体系实现无纸化、各种辅助办公功能的建立等,从而形成了一个更为全面的自动化集成办公环境。在一期投入使用不久,二期也顺利投入了使用。

显然,不采取分步实施,需求相对较复杂的二期势必会影响已近具备市场化的清晰的一期需求的早日实现,从而耽误办公自动化的整体进程,同时,还可能因二期需求的不确定性导致系统开发的整体失败。

3.2.2 并行开发

以监测业务管理系统开发为例。由于需求涉及的问题较办公自动化系统,其专业性更强、内容更复杂、技术细节更多等原因,加之我国环境监测单位的功能综合,业务复杂多变,因此,业务系统的适用周期、可继承性、可兼容性、可扩展性等实用性问题,就更显错综复杂。同时,还存在着业务人员、系统开发人员等参与者的专业学科差异较大,难以交流等问题,因此,需要有一种合适的开发路线。

为此,广州站在开发业务管理系统时,充分考虑了实际情况和技术条件的前提下,根据监测业务管理的需求,合理考虑各种变化因素,以逻辑模块化设计系统的整体框架,采用了并行开发的方法。即为开发者与使用者建立一个可以根据实际工作对系统进行测试的交流平台。主要体现在,开发者及早地为实际使用者提供系统测试的机会,建立两者基于正在进行的真实工作,本着相互尊重、相互理解、相互促进的态度进行不断的交流,有效促进复杂需求的具体化,充分归纳提炼流程和明确细节。并建立每周例会制度,集中讨论双方分歧较大的问题并及时提出

解决方法,确保并行开发的进行。这样,通过不断的测试、修改、促进系统的日趋完善,在系统开发完成时,系统的测试、按实际工作模式进行操作的运行、验收、培训等就自然完成了。这样,十分有利于系统的实际应用推广。

通过实践,我们深刻理解到系统开发和需求认识是一个长期而复杂的过程。分步实施,对于有多个功能模块的综合性系统,先选择其需求成熟,组成相对完整且具有实际应用价值的部分进行开发,使系统早日投入应用和发挥作用。并行开发,是发动实际使用者参与需求分析和系统开发的一种有效方式,有利于复杂需求的深入挖掘和明确,有利于提高系统的实用性和降低系统应用实施的难度。采用分步实施和并行开发的方法,有利于整体需求的不断完善,有利于环境监测技术人员正确对待复杂系统开发的需求分析和提高对应用系统开发的认识。

3.3 及时改进管理体系

编制了科学的规划、选择了合适的技术,也成功开发了应用系统,但这并不意味着信息化已经成功。从信息化整体来看,可分为信息化建设与信息化应用管理2个阶段。如果信息化建设成果在与之不相适应的环境中应用,问题就会不断出现,超前的信息化就可能会因应用环境的相对滞后而失败。同时也应注意到,数据共享协同工作的信息化系统应用涉及面广、工作模式改变较大,能否成功实施与领导的决心、重视程度以及全体人员的协作有极大的关系。

有鉴于此,广州站高度重视信息化成果的推广应用,在每个应用系统投入使用时,均根据信息化的进程和实际工作的变化,对管理体系进行必要的重组和改造,及时建立新的规章制度,使信息化应用与管理体系取得较好融合和匹配。管理体系的及时改

进,对信息化系统的成功应用起到了非常积极的作用,因此,广州站的办公自动化系统和监测业务管理系统得到了良好的推广应用。

4 结语

广州站在环境监测信息化的推进过程中,借鉴他人信息化成败的经验和教训,结合实际,具体问题具体分析,找到合适自身的发展路线和解决问题的办法,在规划中解决了信息化进程的路线,在开发中解决了需求难题,在应用中及时调整管理体系,在发展中化解缺乏复合型人才等问题。

办公自动化系统,于1994年4月1日正式投入;环境监测业务管理系统于1995年9月1日正式投入使用;信息化系统的应用,极大提高了广州站的管理效率,达到了规划的阶段目标,多次受到实验室国家认可现场评审专家的赞许,其中,环境监测业务管理系统获得了2007年广东省环境保护科学技术奖三等奖。由此,广州站实现了管理工作信息化,目前,正努力朝着实现数据综合分析工作信息化迈进。

通过实践,我们认为,在信息化的进程中,不同行业不同单位情况千差万别,许多关键问题的正确解决办法不是唯一的;对一些复杂的关键问题不要过分纠缠,可以立足于发展中加以解决;对建设单位来说,切合实际持续有效的工作思路和建设成果就是最好的。

5 参考文献

- [1] 王合生. 环境监测信息化建设分析——走中国式环境监测信息化建设道路[J]. 环境监测管理与技术, 2006, 18(5): 1-3.
- [2] 顾磊. 提高中国企业信息化成功率之二——信息化规划的WHO与HOW[EB/OL]. [2008-12-17]. http://cio.ccw.com.cn/research/qiye/htm2004/20040922_100WK.asp.

A Discussion on Information Construction of Environmental Monitoring Management of Guangzhou

Chen Hong Huang Rong Yin Hongbo Wu Chaoying Yang Liu

Abstract In This paper, we took the practice of Guangzhou Environmental Monitoring Center's promotion of information construction as an example, discussed the process of informatization, the requirement analysis, popularization and application of application-system's development, which associated with the planning, development and application of information construction of environmental monitoring management. Finally some appropriate ideas and solutions were proposed.

Key words environmental monitoring information construction problem discussion

区域清洁生产评价模式探讨

周悦先¹ 高艳萍²

(¹河南省新悦环境科学技术研究发展有限公司, 河南 洛阳 471000; ²洛阳市环境监测站, 河南 洛阳 471002)

摘 要 区域清洁生产提供了有效解决地区性重大环境问题的途径。介绍了区域清洁生产理论基础之后, 论述了区域清洁生产的实施模式, 并建立了完整的经济环境评价模型, 为区域清洁生产的实施提供了参考依据。

关键字 区域清洁生产 实施模式 评价模型

清洁生产是一种创造性的思想, 实现了生产污染物排放由传统的末端治理向生产全过程控制的战略转移。但是, 目前清洁生产的研究与实践大都停留在单个企业的层次上, 主要关注于具体生产工艺过程的控制, 即局限于某一工艺过程, 而不考虑不同生产系统之间的连接, 因此只能解决局部问题, 而对日益紧迫的全球性、地区性重大环境影响的缓解则显得力不从心。众多的实践表明, 需要提高清洁生产实施的层次, 扩大清洁生产实施的范围, 以解决更大范围的环境与发展问题。区域清洁生产是将清洁生产和工业生态学理论相结合, 融入系统分析与集成方法, 将清洁生产的对象从以往单一的企业或技术拓展到产业系统、自然系统和经济社会系统。从只考虑局部或某个阶段的影响扩展到考虑产品或工艺的整个生命周期的环境影响, 将工业体系的所有组成部分及其同生物圈的关系进行全面的、一体化的分析。对区域经济的总体布局、产业结构、重点行业等实施清洁生产审计, 找出存在的主要问题, 提出合理的清洁生产方案, 从区域整体上实现资源的合理利用、废物资源化和废物最小化^[1]。

1 区域清洁生产的理论基础

1.1 工业生态学

工业生态学认为可以建立模仿自然生态系统的工业系统, 运用一体化的生产方式取代传统的简单化生产方式, 减少或消除工业活动对环境的影响^{[2][3]}。工业生态学通过“供给链网”(类似食物链网)分析和物料平衡核算等方法分析系统结构变化, 进行功能

模拟和分析产业流(输入流、产出流)来研究工业生态系统的代谢机理和控制方法。工业生态学的思想包含了产品的整个生命周期内不应对环境和生态系统造成危害, 产品生命周期包括原材料采掘、原材料生产、产品制造、产品使用以及产品用后处理等。

1.2 循环经济

循环经济是对物质闭环流动型经济的简称。从物质流动和表现形态的角度看, 传统工业社会的经济是一种由“资源 - 产品 - 污染排放”单向流动的线性经济, 而循环经济倡导的是把经济活动组织成一个“资源 - 产品 - 再生资源”的反馈式流程。循环经济的建立依赖于以“减量化、再使用、再循环”为内容的行为原则(3R 原则)。其中, 减量化(Reducing)原则属于输入端方法, 旨在减少进入生产和消费流程的物质质量; 再利用(Reusing)原则属于过程性方法, 目的是延长产品和服务的时间强度; 再循环(Recycling)原则是输出端方法, 通过把废弃物再次变成资源以减少最终处理量。

2 区域清洁生产实施

区域清洁生产的最高目标是实现工业的生态化, 总体战略是建立以企业单独实施清洁生产为基础, 逐步增加各企业之间的联系, 并从整体上实行宏观控制, 实现资源的合理利用、废物最小化和废物资源化的区域清洁生产模式。

2.1 企业清洁生产实施

2.1.1 原辅材料和能源

原辅材料本身所具有的纯度、难降解等特性,在一定程度上决定了产品及其生产过程对环境的危害,因而选择对环境无公害的原辅材料是清洁生产所考虑的重要方面。企业是我国能源消耗的主体,能源在使用过程中都会直接或间接地产生废弃物。因此,节约能源、使用清洁能源将有利于减少污染物的产生。

2.1.2 技术工艺与设备

技术工艺水平决定了废物产生的数量和种类,先进技术可以提高原材料的利用效率,从而减少废弃物的产生。设备体现了技术工艺的先进性,设备的适用性及其维护、保养情况等均会影响到废弃物的产生。综合技术改造预防污染是实现清洁生产的一条重要途径。

2.1.3 过程控制

过程控制对生产过程十分重要,反应参数是否处于受控状态并达到优化水平(或工艺要求),对产品的产出率和废物产生数量具有直接的影响。

2.1.4 产品

产品本身决定了生产过程,同时产品性能、种类的变化往往要求生产过程作出相应的调整,因而也会影响到废物的种类和数量。此外,包装方式和用材、体积大小、报废后的处置方式以及产品储运和搬运过程等,都是在分析和研究产品相关的环境问题时应加以考虑的因素。

2.1.5 废弃物

废物本身所具有的特性和状态直接关系到它是否可再利用和循环使用,只有当它离开生产过程才成为废物,否则仍为生产过程中的有用物质,对此应尽可能回收,以减少废物排放的数量。

2.1.6 员工与管理

任何生产过程,无论自动化程度多高,从广义上讲均需要人员的参与,因而员工素质的提高及积极性的激励也是有效控制生产过程和废弃物产生的重要因素。同时,加强管理是企业发展的永恒主体,任何管理上的松懈均会严重影响到废弃物的产生。

2.2 区域清洁生产实施

2.2.1 通过物质集成,实现资源综合利用

创建清洁生产的基本原理是按生态原则组织生产,实现物料的闭合循环,也就是地域性地将各个专业化生产有机地联合成一个综合生产体系。区域内

的各企业不是孤立的,他们通过彼此副产品物质和能量需求,能够相互形成上下游关系,建立生态链,从而实现物质和能量的循环。根据优势资源开发关键产品,发挥横向联系,提高不同企业间的交联度,增加行业的多样性。根据生态学原理,构成生态系统的组分越多样,结构方案的数量越大,则系统越稳定,能量和物料的利用越合理。通过不同部门,不同行业间的协作,形成工业生态链和物流网络,使资源得到综合利用。资源综合利用的前提是资源的综合勘测、综合评价和综合开发^{[2]13-14}。资源的综合勘测要求对资源进行全面、正确的鉴别,考虑其中所有的组分。资源的综合评价,以矿藏为例,不但要评价矿藏本身的特点,如矿区地点、储量、品位、矿物组成等,还要评价矿藏的开发方案、选矿方案、加工工艺、产品形势等,同时要评价矿区所在地的交通、动力、水源、环境经济发展特点、相关资源状况等。实现资源的综合利用,需要实行跨部门、跨行业的协作开发,组织工业链,建立优化的产业结构体系。根据产品特点及物料流向合理布局,形成生产群落,力求区域内物流的闭合。

2.2.2 通过能量集成,实现能源在系统内的梯级利用

能量不仅有数量上的差别,而且有质量上的差别,即能质的高低。能量综合利用系统从总体上考虑能的数量和质量,实现能源的梯级利用。能源的梯级利用包括按质用能和逐级多次利用2个方面。所谓按质用能就是尽可能不用高质能源去作低质能源可完成的工作;在只有高温热源,有只需要低温加热的场合下,则先利用高温热源发电,再利用发电装置的低温余热取暖,如热电联产。逐级多次利用就是当高质能源在一个装置中已降至经济适用范围以外时,即可转至另一个能够经济使用这种较低能质的装置中去使用,使总的能源效率达到最高水平。能量的梯级利用能够有效地满足各单位的用能需要,而不增加能源消耗,极大地提高能源利用率^{[3]66}。区域能源供应的主体是电力的供应,我国的大多数区域以燃煤为主,燃煤火电站是重大的污染源,排向大气的烟气中含有颗粒物、二氧化硫、氮氧化物、重金属等污染物以及温室气体二氧化碳,火电站还排出大量废水、粉煤灰和煤渣等固体废物,此外还有废热污染的问题。针对燃煤电站的环境问题,应采用煤的清洁燃烧

技术,控制烟尘、二氧化硫、氮氧化物的排放,实现闭路用水循环,安排与电站配套的建材企业,消化固体废物,利用电站实行热电集中供热等。

2.2.3 通过水系统集成,实现水资源网络优化

水系统集成可以采用以下的 4 条途径:① 废水作为生产或以废治废原料供当地的其他企业使用。② 废水联级使用。一个企业排出的水质相对较好的废水,如循环冷却水的排放部分可以用于临近另一个企业对水质要求不高的环节,如烟尘治理。③ 废水集中回用。若干临近企业共建水循环系统,对于若干企业产生的同样性质的废水,可先集中后再统一回用到其他企业。④ 废水处理设施共享。对于有较大规模废水处理设施的企业,还可以考虑接纳邻近其他企业的废水进行有偿处理,有助于缓解当地废水集中处理设施的压力。

2.2.4 实施固体废物综合管理,使对环境与生态影响最小化

“零排放”社会只是一种理想的状况,在现实生活中基本上是不存在的。在现有技术条件下,总有一些不能被重复利用并资源化的固体物质,由于其含有对环境有毒或有害的成分,所以,必须建立固体废物管理系统,以对其进行科学管理与处置,从而使其对环境和生态的影响降到最低。对于工业固废,要在对其成分进行分析的基础上,结合当地的实际条件,并参考国内外其他地区的做法,研制使其资源化的途径。在还未找到合适的资源化途径时,要进行安全存放或填埋。对于生活垃圾,要对其产生、收集、运输、贮存、处理和处置的全过程及各个环节实行控制管理和开展污染防治。同时还要建立完善生活垃圾管理法规体系,建立与市场经济相适应的生活垃圾管理体系。

2.3 区域清洁生产实施保障

实现区域清洁生产,首先要建立以法律法规为依据,以 ISO 14000 系列标准为指南,以区域环境综合整治为基础的区域环境管理体系。结合本地环境保护工作实际,积极推行清洁生产和全过程控制,实现环境、经济与社会的可持续发展。但在现实条件下,政府的行政管理还必须加强,许多的政策、法律、规划、要求还必须通过行政命令来贯彻,甚至体系中的方针、目标指标、程序制度也需用行政手段来使相关部门遵守和完成。其次,要完善区域清洁生产信息

管理系统,包括区域内各企业的生产信息、经营状况、市场信息、污染排放状况、环境影响等,为区域清洁生产的方案与决策提供支持。利用先进的信息技术对区域内的各种各样的信息进行系统整理,建立完善的信息数据库,计算机网络和电子商务系统,并进行有效的集成,促进区域内的物质循环,能量有效利用。

3 区域清洁生产评价模型

实施清洁生产的社会效益是综合作用的结果,因此,在评价某企业实施清洁生产的效益时,通常定量评价企业实施清洁生产的环境和经济效益,对清洁生产的社会效益主要是定性评价。

3.1 经济效益评价模型

清洁生产经济效益一般可通过比较投资和收益计算,参照建设项目的经济评价,对清洁生产的效益可用净现值、内部收益率、投资回收期等指标进行量化评价。用净现值进行量化评价公式为^[4]:

$$NPV = NPVB - NPVI - NPVC \quad (1)$$

式中: NPV ——清洁生产经济效益;

$NPVB$ ——清洁生产的收入额;

$NPVI$ ——清洁生产的投资费用;

$NPVC$ ——清洁生产的运行费用。

$$VPVB = NPVE + NPVW + NPVM + NPVP + \dots \quad (2)$$

式中: $NPVE$ ——清洁生产节约能源费用;

$NPVW$ ——清洁生产废物回收利润;

$NPVM$ ——清洁生产节约原材料的费用;

$NPVP$ ——清洁生产减少的排污费用。

3.2 环境效益评价模型

以工业园区的环境—经济系统为研究对象,应建构多级多目标体系,协调发展,实现对系统的双向控制^[5-6]。实施区域清洁生产方式,在实现经济目标时,总是寻求区域废弃物最少化,区域能源消耗最小化。设对象区域内有 n 个企业,第 k 年各企业的产值分别为 $x_1(k), x_2(k) \dots x_n(k)$, 单位为万元。

3.2.1 总目标控制

1) 区域内各企业总的污染物排放量最小。

$$\min F_2(i) = \sum_{j=1}^n C_{ji}(k) x_j(k) \quad (k=1, 2, \dots, q; j=1, 2, \dots, n) \quad (3)$$

式中: $C_{ji}(k)$ 为第 k 年第 j 个企业第 i 种污染物的

万元产值排放量, t/万元。

2) 区域内各企业总的能耗最小(以标准煤计)。

$$\min F_3 = \sum_{j=1}^n e_j(k) x_j(k) \quad (4)$$

式中: $e_j(k)$ 为第 k 年第 j 个企业万元产值能源消耗量^{[3]67}, t/万元。

3.2.2 约束条件

1) 能源约束, 各企业消耗各种能源(电、煤、油、气)的总数应不超过能提供的能源总量。

$$\sum_{j=1}^n e_{pj}(k) x_j(k) \leq E_p(k) \quad (p=1, 2, 3, 4) \quad (5)$$

式中: $e_{pj}(k)$ ($p=1, 2, 3, 4$) 是原能源消耗系数, 表示第 k 年第 j 个企业第 p 种能源万元产值消耗量, t/万元; $E_p(k)$ 为第 k 年能供给该区域第 p 种能源的总量, t。

2) 污染物排放约束, 各企业排放各种污染物的总量应不超过环境保护政策法规所允许的排放总量, 即:

$$\sum_{j=1}^n h_{sj}(k) x_j(k) \leq H_s(k) \quad (s=1, 2, \dots, T; j=1, 2, \dots, N) \quad (6)$$

式中: $h_{sj}(k)$ 是污染物排放系数, 表示第 k 年第 j 个企业第 s 种污染物每万元产值排放量, t/万元; $H_s(k)$ 为第 k 年按环境保护政策法规允许该区域排放第 s 种污染物的数量, t。

4 结语

从区域上探索实施清洁生产的方法具有较大的优越性, 以本地区战略性资源和生态环境问题为核心, 从区域社会可持续发展的角度抓住实施清洁生产重点, 解决全局性关键问题, 也可以解决个别企业难以实施的清洁生产方案, 如水的串联使用, 企业间的废料循环利用以及建立“生态工业链”等。在各地建设电力、化工等生态工业园区过程中, 积极建立完善的区域环境管理体系和区域清洁生产信息系统, 使区域清洁生产发挥更大作用。

5 参考文献

- [1] 石磊, 施汉昌, 钱易. 清洁生产技术框架探讨[J]. 化工环保, 2002, 22(2): 97-101.
- [2] 孙大光. 浅谈生态工业园区企业清洁生产审核[J]. 环境与可持续发展, 2008, (1): 13-15.
- [3] 蒋瑛瑛. 清洁生产审核中的能量审核[J]. 中国环保产业, 2007, (7): 66-70.
- [4] 张继伟, 李多松. 清洁生产审核中方案的经济可行性评估解析[J]. 中国石油大学学报: 社会科学版, 2008, 8(4): 28-31.
- [5] 王格, 郭猛. 清洁生产定量评价方法浅谈[J]. 环境保护与循环经济, 2008, (6): 26-29.
- [6] 舒型武. 清洁生产定量评价方法实例[J]. 环境工程, 2006, 24(1): 68-69.

Discussion on the Model of Regional Cleaner Production

Zhou Yuexian Gao Yanping

Abstract Regional cleaner production can provide effective solution to the problem of significant regional environmental. In this article, the theory and implementation mode of regional cleaner production were discussed, the economic and environment assessment model was set up. Referential material was provided for the implementation of regional cleaner production.

Key words regional cleaner production implementation mode assessing model

(上接第 22 页)

The Performance Comparison of two Ammonia Nitrogen Online Testers: SERES2000 and HACH AMTAX SC

Luo Cuiqin

Abstract In this article, the basic performance, maintenance quantity, reagent dosage of two ammonia nitrogen online testers named SERES2000 and HACH AMTAX SC which had been put into operation were compared. And then a comprehensive evaluation was made after comparison.

Key words ammonia nitrogen online tester performance

CONTENTS

Study on the Disposal of Different Medical Waste Disposal	
.....	<i>Yu Bo, Zhang Bin, Huang Zhengwen</i> (1)
Study on Physical and Chemical Properties of Heavy Metals of Several Typical Hazardous Wastes	
.....	<i>Zeng Caiming, Wang Dehan, Chen Peiquan</i> (6)
Status and Prospect of the Waste Landfill Leachate Treatment Technology	
.....	<i>You Shaohong, Liu Qiong, Sun Rongcui, et al</i> (10)
A Preliminary Study on the Relationship Between Microorganism and Volatile Organic Compounds in Indoor Environment	
.....	<i>Zhou Zhihong, Zhu Daming, Wu Aidong</i> (16)
The Performance Comparison of two Ammonia Nitrogen Online Testers: SERES2000 and HACH AMTAX SC	
.....	<i>Luo Cuiqin</i> (21)
Study on Promoting the Construction of Ecological Environment for Panyu District	
.....	<i>Sun Yanjun, Xie Liuqing</i> (23)
Synthesized Evaluation and Empirical Analysis of Recycling Economy Development of Manufacturing Enterprises Based on AHP&MLR——A Case Study of Aluminum Processing Enterprise	
.....	<i>Zhou Zhifang, Xiao Xu, Li Xiaoqing</i> (26)
Heavy Metal Removal in Contaminated Soil with EDTA Leaching	
.....	<i>Zhou Jinggang, Cai Xinde, Wang Yongqiang, et al</i> (32)
Acid Mine Drainage Pollution and Prediction—Assessment Methods of Acid Producing Potential of Sulphide Mine Tailings	
.....	<i>Wang Fei, Lei Liangqi, Huang Junping, et al</i> (37)
A Discussion on Information Construction of Environmental Monitoring Management of Guangzhou	
.....	<i>Chen Hong, Huang Rong, Yin Hongbo, et al</i> (41)
Discussion on the Model of Regional Cleaner Production	
.....	<i>Zhou Yuexian, Gao Yanping</i> (45)