

获湖南省重点学科—动力机械及工程学科资助

湖南省自然科学基金资助项目(项目计划编号:04JJ40033)

污泥燃烧热解特性及其焚烧技术

刘 亮 张翠珍 编著

中南大学出版社

图书在版编目(CIP) 数据

污泥燃烧热解性及其焚烧技术 /刘亮编著 . —长沙: 中南大学出版社, 2006. 5

ISBN 7-81105-323-3

. 污... . 刘... . 污泥处理 - 垃圾焚化 . X703

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2006) 第 044568 号

污泥燃烧热解性及其焚烧技术

刘 亮 张翠珍 编著

□ 责任编辑 刘 辉

□ 责任印制 汤庶平

□ 出版发行 中南大学出版社

社址: 长沙市麓山南路 邮编: 410083

发行科电话: 0731-8876770 传真: 0731-8710482

□ 印 装 中南大学金湘印刷厂

□ 开 本 850× 1168 1/32 □ 印张 5. 75 □ 字数 143 千字

□ 版 次 2006 年 6 月第 1 版 □ 2006 年 6 月第 1 次印刷

□ 书 号 ISBN 7 - 81105 - 323 - 3/TH · 008

□ 定 价 12. 00 元

图书出现印装问题, 请与经销商调换

前 言

随着世界各国工业生产的发展、城市人口的增加,城市工业废水与生活污水的排放量日益增多,在城市污水的处理过程中,必然产生大量的污泥,污泥通常是指主要由各种微生物以及有机、无机颗粒组成的絮状物。据统计,我国每年的污水排放量已达 5.11×10^4 亿吨。污泥是污水处理过程中产生的固体废物,数量约占处理水量的 0.3% ~0.5% (以含水率为 97% 计),湿污泥产量每年达 153.3 亿吨 ~255.3 亿吨,且其产量在不断增加。污泥未经处理任意堆放和排放不但污染了环境,而且浪费了污泥中的有用资源。如何将产量巨大、成分复杂的污泥,经过科学处理后,使其减量化、无害化、资源化,化废为宝,已成为我国乃至全世界环境科学与工程界的一个重要课题。

污泥中含有大量的有机物和一定量的纤维素、木质素,焚烧法正是利用污泥中有机成分较高、具有一定热值等特点来处理污泥的,是使污泥减量化、资源化、无害化的有效方法。自 20 世纪 90 年代以来污泥焚烧处理方法在德国、丹麦、瑞典、瑞士等发达国家已得到广泛应用,但是,在我国污泥焚烧处理才刚刚开始,对污泥的焚烧原理与焚烧利用技术的研究很少,在实际工程方面,只有深圳特区污水处理厂的污泥采用焚烧技术。本书收录了国内外污泥焚烧已取得的科技成果和实践经验及本书作者在污泥焚烧热解技术方面已做的研究结果。主要包括:污泥的基本性质和特点,污泥的形成、处理及处置,污泥的干燥工艺及燃烧机理;对污泥、污泥混煤燃烧过程进行了分析,重点介绍了污水污泥的热解特性及燃烧动力学特性,对污泥的燃烧技术及焚烧设

备进行了简要介绍,另外,还结合焚烧设备对污泥混烧煤、固体废弃物及其他工业过程中焚化处理技术进行了说明。最后,讨论了污泥焚烧对环境的影响,污泥焚烧时污染物的产生、排放及控制措施等。

本书在编写过程中得到了湖南省重点学科——动力机械及工程学科、湖南省自然科学基金项目资助(项目计划编号:04JJ40033),长沙理工大学李录平教授、陈荐教授、中南大学的周子民教授、东北电力大学吕太教授对本书进行了审阅并提出了宝贵意见,在此一并致谢。

由于编著者水平所限,不当之处,敬请读者指正。

第一章 概 论	(1)
第一节 引 言	(1)
第二节 污泥的分类	(3)
第三节 污泥的基本性质与特点	(5)
第四节 污泥的能源利用简介	(15)
一、污泥的厌氧消化处理与沼气利用	(15)
二、污泥的焚烧处理与热源利用	(20)
三、污泥的热化学处理与炼油技术简介	(22)
第二章 污泥的形成、处理及处置	(25)
第一节 污泥的形成	(25)
第二节 污泥的处理	(27)
一、污泥的浓缩	(28)
二、污泥的消化	(33)
三、污泥的脱水、干燥处理	(38)
第三节 污泥的处置	(48)
一、污泥作为肥料在农业上的应用	(48)
二、污泥的陆地填埋处理	(51)
三、污泥的投海处置	(52)
四、污泥的焚烧处置	(52)
第四节 污泥处置现状和未来污泥的处置发展方向	(55)

一、污泥处置现状	(55)
二、污泥处置的发展趋势	(58)
第三章 污水污泥的干燥过程及燃烧机理	(59)
第一节 概 述	(59)
第二节 水分对污泥燃烧的影响	(60)
一、污泥含水量对污泥燃烧设备设计和运行的影响	(60)
二、干燥过程对污泥燃烧过程的影响	(64)
第三节 污泥的气化	(67)
一、污泥气化技术过程	(67)
二、气化炉	(70)
第四节 流化床中污泥挥发分、焦炭的燃烧过程	(73)
一、流化床中污泥挥发分的释放和燃烧过程	(73)
二、污泥中焦炭在流化床中的燃烧过程	(76)
第四章 污泥及其混煤的燃烧热解特性	(77)
第一节 污泥的基本特性	(77)
一、污泥的成分	(77)
二、污泥的干燥特性	(80)
三、污泥的发热量	(82)
第二节 污泥的燃烧过程	(83)
第三节 污泥的燃烧热解反应动力学分析	(85)
一、热重分析法	(85)
二、热重法研究污泥的燃烧特性	(89)
三、热重特性分析	(92)
四、热解动力学分析	(93)
五、反应动力学参数的求解	(96)

第四节 污泥与煤的混烧特性	(99)
一、污泥和煤混合试样的基本特性	(100)
二、污泥和煤的混烧特性	(102)
第五章 污泥的焚烧技术	(109)
第一节 概 述	(109)
第二节 污泥焚烧的基本原理及其影响因素	(110)
一、污泥焚烧基本原理	(110)
二、焚烧过程	(111)
三、污泥焚烧的影响因素	(115)
第三节 污泥焚烧技术及焚烧设备	(118)
一、多膛炉(多段焚烧炉)	(119)
二、流化床焚烧炉	(123)
三、炉排式污泥焚烧炉	(127)
四、回转窑式污泥焚烧炉(转炉)	(128)
五、鲁奇公司 Etagenwirbler 炉	(129)
六、污泥熔融焚烧炉	(130)
第四节 污泥混烧技术	(132)
一、在燃煤发电厂混烧污泥	(133)
二、燃煤流化床炉中的污水污泥混烧	(135)
三、与固体废弃物混烧焚化技术	(136)
第六章 污泥焚烧过程中污染物的排放及其控制	(139)
第一节 污泥燃烧过程的污染物	(139)
一、城市污泥焚烧处理过程中污染物的种类	(141)
二、污泥焚烧产生的污染物	(142)
第二节 污水污泥焚烧污染物的排放控制	(147)
一、飞灰	(147)

二、重金属	(147)
三、汞	(150)
四、二噁英	(152)
五、SO ₂ 、HCl 和 HF	(153)
第四节 煤燃烧过程中 NO _x 和 N ₂ O 形成机理及其在 污泥燃烧中的应用	(160)
一、煤燃烧过程中 NO _x 和 N ₂ O 形成机理	(160)
二、污泥特性	(162)
第五节 污泥在 FBC 锅炉燃烧中 NO _x 和 N ₂ O 的排放	(163)
一、粒状干污泥燃烧过程中 NO _x 和 N ₂ O 的排放	(163)
二、湿污泥燃烧时 NO _x 的排放	(166)
第六节 污泥混煤燃烧时污染物的排放	(166)
一、煤粉炉中污泥混煤燃烧	(166)
二、污泥混煤在流化床锅炉中的燃烧	(168)
参考文献	(170)

第一章 概 论

第一节 引 言

随着世界各国工业生产的发展、城市人口的增加，城市工业废水与生活污水的排放量日益增多，在城市污水的处理过程中，必然产生大量的污泥，污泥通常是指主要由各种微生物以及有机、无机颗粒组成的絮状物，是城市污水处理及废水处理不可避免的副产品。据统计，我国每年的污水排放量已达 5.11×10^4 亿吨。污泥是污水处理过程中产生的固体废物，其产量巨大，数量约占处理水量的 0.3% ~ 0.5% (以含水率为 97% 计)，如进行深度处理，污泥量还可能会增加 0.5 ~ 1.0 倍。污泥的成分很复杂，它是由多种微生物形成的菌胶团及其吸附的有机物和无机物组成的集合体，除含有大量的水分外，还含有难降解的有机物、重金属和盐类以及少量的病原微生物和寄生虫卵等。污泥中的有机质和营养元素，具有农用资源化价值，但其他物质如：重金属、病原菌、病毒和毒性有机物，则可能危害环境，因此，在其产生、储存、处理处置及资源化利用过程中应予以特别注意。随着世界各国城市化和工业化的快速发展，污泥海洋处理的禁止和严格填埋标准以及日益严格的农用标准的制定与实施，污泥的处理处置已成为一个世界性的社会和环境课题。主要表现在：侵占土地、易腐变臭、易污染土壤和地下水，也可能污染河流、湖泊及海洋等

地表水体，其中的重金属和毒性有机物容易通过生态系统中的食物链迁移富集，对生态环境和人类健康具有长期潜在的危害性，因此需要引起高度重视。污水污泥的处理处置费用较高，在我国污水处理厂的全面建设费用中，污泥处理费用约占 20% ~50%，甚至达 70% 左右。大量未经处理的污泥任意堆放和排放，不但会对环境造成新的污染，而且还会浪费污泥中的有用能源。因此，如何将产量巨大、成分复杂的污泥，经过科学处理后使其减量化、无害化、资源化和稳定化，已成为我国乃至全世界环境界广泛关注的课题之一。

污泥最终处理措施一般用作农肥和进行填埋、露天搁置、焚烧、热解等。采用较多的是填埋法，但由于其体积庞大和高度的渗滤性，这种处理方法的成本越来越高。而露天搁置，利用太阳能脱水，可节约能源，但挥发气体和渗滤液对环境造成严重的污染。堆肥是可资源化利用的处理方法，但污泥中的重金属含量超过国家标准，对农作物的生长有危害，甚至形成食物链中毒现象。相比之下用焚烧法处理污泥，具有减容化、无害化、快速化、便利化、能源化、多用性等优点而日益受到重视。热解法不但可以得到宝贵的气体、液体燃料，同时可以得到性能很好的吸附材料，其显著的优点是操作系统封闭，无污染气体排放，几乎所有重金属颗粒残留在固体剩余物中，对环境影响大大减小，减容效率高。因此研究污泥的燃烧热解特性，对污泥处理处置技术的进一步发展具有重要意义。

城市污泥是城市废水处理的终端产物。城市污泥即使经过脱水处理后水分仍较多，热值较低，若直接作为燃料不易稳定燃烧，而且燃烧产生的热量较难满足工业锅炉供热和发电的需要。因此考虑将城市污泥脱水后和煤混合作为锅炉燃料，为城市污泥的最终处理寻求一条经济合理的途径，以达到节约能源、提高企业经济效益和保护环境的目。研究城市污泥和煤的混料的燃烧

规律，对于污泥的工业应用、资源化处理具有重大的现实意义。

第二节 污泥的分类

一、污水污泥的分类

城市污水处理厂污泥可按不同的分类标准分类，其中常见的分类方法有以下几种。

1. 按污水的来源特性分类

(1) 生活污水污泥 生活污水处理过程中产生的污泥。生活污水污泥中有机物含量一般相对较高，重金属等污染物的浓度相对较低。

(2) 工业废水污泥 工业废水处理过程中产生的污泥。工业废水污泥的特性受工业性质的影响较大，其中含有机物及各种污染物成分也变化较大。

2. 按污水性质分类

(1) 有机污泥 有机污泥主要含有机物，典型的有机污泥是剩余活性污泥，如活性污泥和生物膜、厌氧消化处理后的消化污泥等，此外还有油泥及废水中固相有机污染物沉淀后形成的污泥。有机污泥的特点是污泥颗粒细小，往往呈絮凝体状态，密度小，持水能力强，含水率高，不易下沉，压密脱水困难。同时，有机污泥稳定性差、容易腐败和产生恶臭。但有机污泥常含有丰富的氮、磷等养分，流动性好，便于管道输送。

(2) 无机污泥 无机污泥主要含无机物，如利用石灰中和废水沉淀产生的、混凝沉淀和化学沉淀等，主要成分是金属化合物（包括重金属化合物）。这种污泥密度大，固相颗粒大，易于沉淀、压密和脱水，颗粒持水能力差，含水率低，流动性差，污泥稳定不腐化，而且还可能出现重金属离子再溶出。

(3) 亲水性污泥 亲水性污泥主要由亲水性物质构成, 这类污泥往往不易于浓缩和脱水。

(4) 疏水性污泥 疏水性污泥主要是由疏水性物质构成, 这类污泥的浓缩和脱水性能较好。

3. 按污泥处理的不同阶段分

(1) 生污泥或新鲜污泥 未经任何处理的污泥。

(2) 浓缩污泥 经浓缩处理后的污泥。

(3) 消化污泥 经厌氧消化或好氧消化稳定处理的污泥称为消化污泥。厌氧消化可使 45% ~50% 的有机物被分解成 CO_2 、 CH_4 和 H_2O 。好氧消化是利用微生物的内源呼吸而使自身氧化分解为 CO_2 和 H_2O , 且消化污泥易脱水。

(4) 脱水污泥 经脱水处理后的污泥。

(5) 干化污泥 干化后的污泥。

4. 按污泥的不同来源分

(1) 栅渣 污水中用筛网或格栅截留的悬浮物质、纤维织品、动植物残片、木屑果壳、纸张、毛发等物质被称为栅渣。

(2) 沉砂池沉渣 沉渣是废水中含有的泥砂、煤屑炉渣等, 它们以无机物质为主, 但颗粒表面多黏附着有机物质, 平均相对密度约为 2.0, 容易沉淀, 可用沉砂池沉淀去除。

(3) 浮渣 浮渣是不能被格栅清除而飘浮于初次沉淀池表面的物质, 其相对密度小于 1, 如动植物油与矿物油、蜡、表面活性剂泡沫、果壳、细小食物残渣和塑料制品等。二次沉淀池表面也会有浮渣, 它们主要源于池底局部沉淀物或排泥不当, 池底积泥时间过长, 厌氧消化后随气体(CO_2 、 CH_4 等)上浮至池面而成。

(4) 初沉污泥 初次沉淀池中沉淀的物质称为初沉污泥。初沉污泥是依靠重力沉降作用沉淀的物质, 以有机物为主(约占总干重的 65%), 易腐烂发臭, 极不稳定, 色呈灰黑, 胶状结构, 亲水性, 相对密度约 1.02, 需经稳定化处理。

(5) 剩余活性污泥 污水经活性污泥法处理后, 沉淀在二次沉淀池中的物质称为活性污泥, 其中排放的部分称为剩余活性污泥。剩余活性污泥以有机物为主(占 60% ~70%), 相对密度 1.004 ~1.008 之间, 不易脱水。

(6) 腐殖污泥 污水经生物膜法处理后, 沉淀在二次沉淀池中的物质称为腐殖污泥。腐殖污泥主要含有衰老的生物膜与残渣, 有机成分占 60% 左右(占干固体重量), 相对密度约为 1.025, 呈褐色絮状, 不稳定易腐化。

(7) 化学污泥 用化学沉淀法处理污水后产生的沉淀物称为化学污泥或化学沉渣。如用混凝沉淀法去除污水中的磷; 投加硫化物去除污水中的重金属离子; 投加石灰中和酸性污水产生的沉渣以及酸、碱污水中和处理产生的沉渣均称为化学污泥或化学沉渣。

第三节 污泥的基本性质与特点

污水污泥的来源和形成过程十分复杂, 不同来源的污泥, 其物理、化学和微生物学特性存在差异, 了解污泥的各种性质, 是选择合适的污泥处理方法和焚烧处理技术的基础。

一、污泥的物理性质

1. 污泥含水率

污泥的含水率一般都很大, 相对密度接近于 1。污泥中所含水分的多少称含水量。污泥含水量用含水率来表示, 即单位重量的污泥所含水分的重量百分数。

污泥的含水率可用如下公式计算。

$$P_w = \frac{W}{W + S} \times 100\% \quad (1 - 1)$$

式中 P_w ——污泥含水率，%；
 W ——污泥中水分重量，g；
 S ——污泥中总固体重量，g。
一些污泥的含水率见表 1 - 1。

表 1 - 1 代表性污泥的含水率

名 称	含水率/%	名 称	含水率/%
栅渣	80	浮渣	95 ~97
沉渣	60	生物滴滤池污泥	
腐殖污泥	96 ~98	慢速滤池	93
初次沉淀污泥	95 ~97	快速滤池	97
混凝污泥	93	厌氧消化污泥	
活性污泥		初次沉淀污泥	85 ~90
空气曝气	98 ~99	活性污泥	90 ~94
纯氧曝气	96 ~98		

2. 污泥密度

(1) 污泥相对密度 污泥的密度是指单位体积污泥的质量，其数值通常以污泥相对密度，即用污泥重量与同体积水的重量之比来表示。污泥相对密度(湿污泥的平均密度)的计算公式为：

$$\gamma = \frac{100 \gamma_s}{P_w \gamma_s + (100 - P_w)} \tag{1 - 2}$$

式中 γ ——污泥相对密度；
 P_w ——污泥含水率，%；
 γ_s ——污泥中干固体相对密度。

(2) 污泥干固体相对密度 污泥干固体包含有有机物和无机

物。污泥干固体相对密度与其中的有机物和无机物的含量比例有关，这两者的比例不同，则污泥干固体相对密度也不同。若以 P_v 、 γ_v 分别表示污泥干固体中挥发性固体(有机物)所占比例和相对密度；以 γ_f 表示灰分(无机物)的相对密度，污泥干固体相对密度可用如下公式表示。

$$\gamma_s = \frac{100 \gamma_f \gamma_v}{100 \gamma_v + P_v (\gamma_f - \gamma_v)} \quad (1-3)$$

3. 污泥体积

污泥的体积为污泥中水的体积与固体体积两者之和，即

$$V = \frac{W}{\rho_w} + \frac{S}{\rho_s} \quad (1-4)$$

式中 V ——污泥体积， cm^3 ；

S ——污泥中总固体重量， g ；

W ——污泥中水分重量， g ；

ρ_w ——污泥中水的密度， g/cm^3 (数值与相对密度相同)；

ρ_s ——污泥中干固体密度， g/cm^3 (数值与相对密度相同)。

4. 污泥的脱水性能与污泥比阻

污泥中所含水分，按它的存在形式，可分为间隙水、毛细结合水、表面吸附(粘附)水、内部水等四类。所谓间隙水是指被大小污泥颗粒包围的水分，约占污泥中水分的 70%，由于间隙水不直接与固体结合，因而很容易分离，此类水在调节池停留数小时后，即可显著减少，是污泥浓缩的主要对象；毛细结合水是指在固体颗粒接触面上由毛细压力结合，或充满于固体与固体颗粒之间或充满于固体本身裂隙中的水分，约占污泥水分的 20%，此类水的去除需施以与毛细水表面张力的合力相反方向的作用力，如离心机的离心力、真空过滤机的负压力、电渗力或热渗力等，方可达到脱水目的；表面粘附水是粘附在污泥小颗粒表面上的水分，占污泥水分的 7% 左右，污泥常处于胶体颗粒状态，比表面

积大，在表面张力作用下能吸附较多的水分，表面吸附水的去除较难，不能用普通的浓缩或脱水方法去除，此类水分分离需采用混凝剂辅助进行分离或采用加热法脱除；内部水是指微生物细胞内部的液体，大约占污泥水分的 3% 左右，去除内部水必须破坏细胞膜，故使用机械方法难以奏效，可采用高温加热或冷冻等措施将其转变成外部水，也可通过生物分解手段，如好氧氧化、堆肥化、厌氧消化等予以去除。

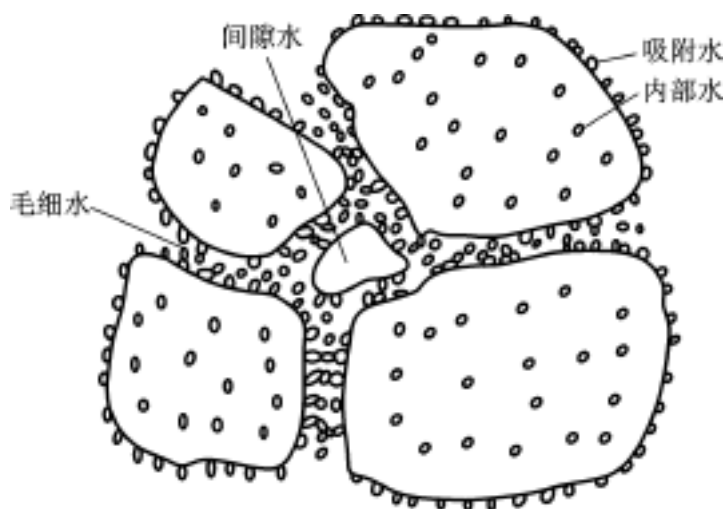


图 1 - 1 污泥中的水分存在形式

污泥的含水率一般都很高，为了使污泥便于输送、处理和处置，必须对污泥进行脱水处理。但不同性质污泥的脱水性能差别很大，脱水的难易程度也不同。污泥比阻(r)常用来衡量污泥的脱水性能，它反映了水分通过污泥颗粒所形成的泥饼时所受阻力的的大小。其物理意义是：单位重量的污泥在一定压力下过滤时，单位过滤面积上的阻力即单位过滤面积上滤饼单位干重所具有的阻力，单位为 m/kg 。

$$r = \frac{2PA^2b}{\mu\omega} \quad (1 - 1)$$

式中 r ——污泥比阻, m/kg ;
 P ——过滤压力, N/m^2 ;
 A ——过滤面积, m^2 ;
 b ——污泥性质系数, s/m^6 ;
 μ ——滤液动力粘度, $\text{Pa} \cdot \text{s}$;
 ω ——单位体积滤液产生的干滤饼质量, kg/m^3 。

5. 污泥的臭气

污泥本身是有气味的, 如果处理不当可释放出难闻的臭气和其他有害污染物, 因此, 臭气的控制是污泥处理和管理中必须重视的问题之一。

污泥中臭气的来源复杂, 其化学组成很难分类, 但可以肯定的是臭味化合物的主要成分是有机物分解的副产物。因此, 控制臭气的最有效方法是阻止或者控制有机物的分解循环。

在分解污水中有机物质的过程中微生物会利用一些元素, 如碳、氮以及其他元素, 形成新的有机化合物并释放出二氧化碳、水、硫化氢、氨、甲烷和相当数量的中间产物。这些有机化合物中的相当一部分都是严重的臭味污染物。

臭味污染物的浓度低, 分子结构复杂, 在空气中的保留时间短, 来源和存在条件多变。大体上可以将它们分为两类: 含硫有机化合物; 含氮有机化合物。含硫有机化合物包括硫醇(通式为 $\text{C}_x\text{H}_y\text{SH}$)、有机硫($\text{C}_x\text{H}_y\text{S}$)和硫化氢(H_2S)等; 在含氮有机化合物中, 各种复杂的胺($\text{C}_x\text{H}_y\text{NH}$)、氨(NH_3)和其他含 N 和 NH_2 原子团的有机物都是恶臭污染物。大多数臭气污染物(除胺和氨以外)的臭味阈值浓度都非常低。

6. 污泥的传输性

液体污泥的物理性质与水极为相近, 它可以很容易通过离心沉淀、皮碗泵、谐振器、膜式泵、活塞和其他类型的传送方式输送。

液体污泥(大约 6% 的总固体)通常是牛顿流体,即在层流状态下,压力的减少与速度和黏度成比例。

浓缩污泥(特别是脱水污泥)是牛顿流体,其随着固体含量的增加还会变成塑性流体。浓缩特别是脱水污泥通常更难运输、计量和储存,因此,对污泥泵、运输工具和储存位置的选择要非常重视。

管道系统的设计也是非常关键的因素。污泥输送管线的管径一般都不小于 150mm。污泥在输送管内经常发生沉积,结果导致传输耗损增加,如果不安装管道清淘措施,污泥输送管最终会堵死。

动力传送带、无轴螺杆传送带、特殊的容积式真空泵和活塞泵已开始用于输送脱水污泥。封闭式传送带和输送泵在含臭味的污泥输送过程中有非常明显的优越性。

7. 污泥的储存性

污泥的储存需要适应污泥产生率的变化,并要充分考虑污泥处理设备不工作时(周末或停产时等)的堆放问题。污泥的储存对保证污泥均匀供给每一处理过程(如脱水、干化、焚烧和化学稳定等)也都是非常重要的。

短时间的液体污泥储存可以在沉淀和浓缩池内完成;长时间的污泥储存需要在好氧和厌氧消化池内完成,特别是要储存在隔离储存池或地下储存池内。

8. 污泥的燃料热值

污泥中含有有机物质,因此污泥具有燃料价值。由于污泥的含水率因生产与处理状态不同有较大差异,故其热值一般均以干基(d)或干燥无灰基(daf)形式给出。不同来源和性质不同的生物固体,其干基热值有所不同,如表 1 - 2 所示。

表 1 - 2 不同污泥的干基热值

污泥种类	干基热值 / (kJ · kg ⁻¹)
初次沉淀池污泥	
新鲜污泥	15 800 ~18 162.1
消化污泥	7 189.6
初沉池污泥与腐殖污泥混合	
新鲜污泥	14 880.8
消化污泥	6 729.8 ~8 109.2
初沉池污泥与活性污泥混合	
新鲜污泥	16 929
消化污泥	7 440.4
新鲜活性污泥	14 880.8 ~15 190.12

根据经验，有机固体的干基热值(Q) 与焚烧性存在以下关系
Q < 3 340kJ/kg，可燃烧但需辅助燃料；
3 340kJ/kg ≤ Q < 4 180kJ/kg，可燃烧，但废热利用价值不大；
4 180kJ/kg ≤ Q < 5 000kJ/kg，焚烧供热、发电均可行；
Q ≥ 6 000kJ/kg，可稳定燃烧供热或发电。

由表 1 - 2 可见，各类污泥的干基热值均大大超过 6 000kJ/kg，所以干污泥具有很好的可焚烧性。但考虑到工程实际，污泥经脱水后含水率一般在 70% ~80% 之间，加上污泥中的挥发性固体只占 70% 左右，因此，可以对湿污泥的燃烧热值估计如下：

取干基热值高的新鲜污泥热值平均约为 $Q_{\text{干}} = 16\,000\text{kJ/kg}$ 计，当含水率为 80% 时， $Q_{\text{湿}} = Q_{\text{干}} (1 - 80\%) = 3\,200\text{kJ/kg}$ ；当含水率为 70% 时， $Q_{\text{湿}} = Q_{\text{干}} (1 - 70\%) = 4\,800\text{kJ/kg}$ 。

考虑到湿污泥焚烧时去除水分还需消耗能量，因此，湿污泥的焚烧性并不理想，一般需加辅助燃料方可稳定燃烧，新鲜污泥热值较高，消化污泥热值较低，一般需加辅助燃料方可稳定焚烧。

二、污泥的化学性质

1. 污泥的基本理化特性

城市污水处理厂污泥的基本理化成分如表 1 - 3 所示。从表中可见，城市污水处理厂污泥以有机物为主，有一定的反应活性，理化特性随处理状况的变化而变化。

表 1 - 3 城市污水处理厂污泥的基本理化成分

项 目	初次 沉淀污泥	剩余 活性污泥	厌氧 消化污泥
pH 值	5.0 ~8.0	6.5 ~8.0	6.5 ~7.5
干固体总量 /%	3 ~8	0.5 ~1.0	5.0 ~10.0
挥发性固体总量(以干重计) /%	60 ~90	60 ~80	30 ~60
固体颗粒密度/(g/cm ³)	1.3 ~1.5	1.2 ~1.4	1.3 ~1.6
容重	1.02 ~1.03	1.0 ~1.005	1.03 ~1.04
BOD ₅ /VS	0.5 ~1.1	—	—
COD/VS	1.2 ~1.6	2.0 ~3.0	—
碱度(以 CaCO ₃)计/(mg · L ⁻¹)	500 ~1500	200 ~500	2500 ~3500

2. 污泥的可消化程度

污泥中的挥发性固体，有一部分易于分解为甲烷(CH₄)、二氧化碳(CO₂)和水，另一部分不易或不能被分解，如纤维素，脂肪、乙烯类、橡胶制品等。污泥的可消化程度表示污泥中挥发性固体被消化分解的百分数，它是污泥消化的技术界限。

3. 污泥的肥分

污泥中有大量的植物营养素、有机物及腐殖质等。污泥中的有机物、腐殖质能明显地改善土壤的物理、化学性质，提高土壤微生物的活性，改善土壤的结构，提高保水能力和抗蚀性能，是良好的土壤改良剂。污泥中的营养元素主要是 N、P、K。氮能促进

进植物茎叶的生长，其中的硝态氮可被植物直接利用，氨氮在土壤中分解氧化后可被植物利用；磷能激发植物根部的繁殖，加速果实成熟和增加植物对病虫害的抵抗能力；钾能促进植物的生长活力，是发育木质枝干、果浆，构成叶绿素的重要成分，并能促进茎叶的生长和增加抵抗病虫害的能力。此外，污泥中还含有重金属和微量元素，其中有些对植物生长也是必需的。

4. 污泥中的重金属物质

污泥通常含有一些有机化合物和无机化合物，这些化合物的过量存在会严重影响动植物的生长及人类健康。污泥中一般含有重金属物质，当城市污水以生活污水为主时，重金属物质的含量一般较低，当城市污水中含有较多的工业污水时，重金属物质明显偏高。污泥中常见的 10 种重金属是：砷、镉、铬、铜、铅、汞、钼、镍、硒和锌。我国部分污水处理厂污泥中重金属含量见表 1 - 4 所示。

表 1 - 4 我国城市污水污泥中重金属成分及含量 / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

污水厂	Zn	Cu	Ni	Hg	As	Cd	Pb	Cr
上海曲阳污水厂	3740	350.0	34.8	1.22	5.68	0.85	9.95	15.77
上海北郊污水厂	2467	158	44.6	9.25	33.4	2.52	108	21.9
广州大坦沙污水厂	3394	1225	693.1	1.96	57.12	2.56	120.0	1550
佛山镇安污水厂	19.51	637	—	—	—	9.37	48.0	139
深圳滨河污水厂	1945	1719	—	2.95	—	2.37	210	195
苏州城西污水厂	1739	88.7	10.4	—	—	1.3	61.6	—
西安污水厂	2803	605.8	266	2.37	23.8	1.30	374	1423
太原杨家堡污水厂	775.1	149.2	39.1	6.96	19.8	0.95	54.5	42.6
太原北郊污水厂	1525	222.6	32.4	6.43	15.5	0.65	49.8	271.1
太原殷家堡污水厂	1423	3068	297.1	6.4	23.3	4.30	53.3	1411
太原镇城底污水厂	168.6	39.3	27.3	0.68	5.60	—	66.6	43.9
太原古交污水厂	261.2	28.4	32.9	0.61	9.18	0.05	42.3	49.1
杭州四堡污水厂	4205	367.1	467.6	1.86	12.95	3.55	135.5	537.2
上海金山石化污水厂	8352	193	53.0	2.5	7.50	2.40	371	249
北京九仙桥污水厂	64	35.2	—	—	—	—	—	—

5. 污泥的其他毒性及对环境的危害性

污泥的毒性和危害性主要因其含有毒性有机物、致病微生物和重金属。

1989 年, 美国环保局曾特别提出需要监测的 25 种毒性有机物, 并于 1993 年重新予以修订。其中有毒污染物主要是难分解的有机氯杀虫剂, 如艾氏剂/狄氏剂 (Aldrin/Dieldrin)、苯并芘 (Benzopyrene)、氯丹 (Dimethyl nitrosamine)、七氯 (Heptachlor)、六氯代苯 (Hexachlorobutadiene)、多氯联苯 (polychlorobiphenyls) 等。由于这类优控污染物含量较高, 农用后作物中的含量可能比未施用土壤的培养物高出 10 倍以上, 因此, 可能对环境对人类带来长期的危害。

污泥中含有比污水中数量高得多的病原物, 主要有细菌类、病毒和虫卵等。常见的细菌有沙门氏菌、志贺氏菌、致病性大肠杆菌、埃希氏杆菌、耶尔森氏菌和梭状芽孢杆菌等; 常见的病毒有肝类病毒、呼肠病毒、脊髓灰质炎病毒、柯萨奇病毒、轮状病毒等; 常见的虫卵有蛔虫卵、绦虫卵等。因此, 污泥必须经过处理处置方可资源化利用。

致病微生物可以通过物理加热法 (高温)、化学法和生物法破坏。足够长的加热时间可以将细菌、病毒、原生动物胞囊和寄生虫卵降低到可以检测的水平以下 (热处理对寄生虫卵的去除效率是最低的); 使用消毒剂 (如氯、臭氧和石灰等) 的化学处理方法同样可以减少细菌、病毒和带菌体的数量, 例如高 pH 值可以完全破坏病毒和细菌, 但对寄生虫卵作用很小或几乎无作用, 病毒对 γ 射线和高能电子束辐射处理的抗性最大; 致病微生物的去除可由微生物直接检测或监测无致病性的指示生物来衡量。

第四节 污泥的能源利用简介

污泥中含有大量的有机质，为其能源利用提供了物质基础。污泥的能源利用主要有三种形式，即：厌氧消化制取沼气；热解处理炼油；焚烧发电或取暖。

一、污泥的厌氧消化处理与沼气利用

1. 污泥厌氧消化的基本原理

污泥的厌氧消化是在微生物的作用下通过液化、酸性发酵和碱性发酵三个阶段后产生沼气的过程。

2. 污泥厌氧消化的条件与影响因素

(1) 温度

温度是消化的主要影响因素之一。温度适宜时，细菌发育正常，有机物分解完全，产气量高。根据操作温度不同，可分为低温消化——可不控制消化温度 (≤ 30)；中温消化—— $30 \sim 35$ ；高温消化—— $50 \sim 56$ 。实际上，在 $0 \sim 56$ 的范围内，产生甲烷菌并没有特定的温度限制，然而在一定温度范围内被驯化以后，温度稍微升降 (± 2) 都可严重影响甲烷消化作用，尤其是高温消化，对温度变化更为敏感，因此，厌氧消化过程操作运行时，应尽量保持温度不变。

(2) 污泥投配率

投配率系指每日加入消化池的新鲜污泥容积与消化池体积的比率，以百分数计。根据经验，中温消化的新鲜污泥投配率以 $6\% \sim 8\%$ 为宜，在设计时，新鲜污泥投配率可在 $5\% \sim 12\%$ 之间选用，若要求产气量多，采用下限值，若以处理污泥为主，则可采用上限值。一般来说，投配率大，则有机物分解程度降低，产气量下降，所需消化池容积小，反之，则产气量增加，所需消化

池容积大。

(3) 营养与碳氮比

消化池的营养由投配污泥供给, 营养配比中最重要的是 C/N 比。C/N 比太大, 细菌氮量不足, 消化液缓冲能力低, pH 值容易下降; C/N 比太小, 含氮量过多, pH 值可能上升到 8.0 以上, 脂肪酸的铵盐积累, 使有机物分解受到抑制。对于污泥消化处理来说, C/N 比以 (10 ~20) : 1 较合适, 因此, 初沉池污泥的消化较好, 剩余活性污泥的 C/N 比约 5 : 1, 不宜单独进行消化处理。

(4) 搅拌

搅拌操作可以使鲜污泥与熟污泥均匀接触, 加强热传导; 均匀地供给细菌以养料, 打碎液面上的浮渣层, 提高消化池的负荷。20 世纪 40 年代的消化池没有搅拌设施, 称标准消化池, 消化时间长, 需 30 ~60d, 有搅拌设备的消化池消化时间为 10 ~15d。

(5) 酸碱度

酸碱度影响消化系统的 pH 值和消化液的缓冲能力, 因此消化系统中有一定的碱度要求。若碱度不足, 可投加石灰、无水氨或碳酸铵进行调节, 但大量投加石灰, 常使碱度偏高, 泥量增加, 应尽量合理使用。甲烷菌的最佳 pH 值为 7.0 ~7.5。

(6) 有毒物质含量

有毒物质主要有重金属、 Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 NH_4^+ 、表面活性剂以及 SO_4^{2-} 、 NO_2^- 、 NO_3^- 等。

重金属离子能与酶及蛋白质结合, 产生变性物质, 对酶有混凝沉淀作用; 多种金属离子共有时对甲烷细菌的毒性有互相对抗作用; NH_4^+ 的毒性主要是如前述对 C/N 比起作用; 表面活性剂 ABS (硬性洗涤剂) 允许浓度为 400 ~700mg/mL, 软性洗涤剂 LAS 允许浓度可更高。

阴离子的抑制作用主要是 SO_4^{2-} 和 NO_3^- 。因硫酸还原和 NO_3^-

反硝化都在厌氧条件下进行，且都是微生物的作用过程，反硝化菌和硫酸还原菌与产甲烷菌相比有争夺电子供体的优势，所以厌氧消化产气中可能有 H_2S 和 N_2 存在。当消化池中 SO_4^{2-} ($\geq 5\,000\text{mg/L}$) 和 NO_3^- ($\text{COD/N} - \text{NO}_3 \leq 4.1$) 浓度过高时，会对产生甲烷过程产生抑制作用。

3. 厌氧消化工艺与消化池类型

目前，比较广泛采用的厌氧消化工艺主要有三种：标准消化法；快速厌氧消化法；两级厌氧消化法。

(1) 标准消化法

标准消化法又称一级消化，其原理如图 1 - 2 所示。生污泥可在 1 天内从 2 ~3 个入口分批(2 ~3 次)加入池内，随着分解的进行池内逐渐明显地分为三层，自上而下依次为浮渣层、分离液和污泥层。污泥层的上部仍可活跃地进行消化反应，下层比较稳定，稳定后的污泥最后沉积于池底，分离液通常返回到废水处理厂入口。但这样容易造成废水综合处理效率降低。

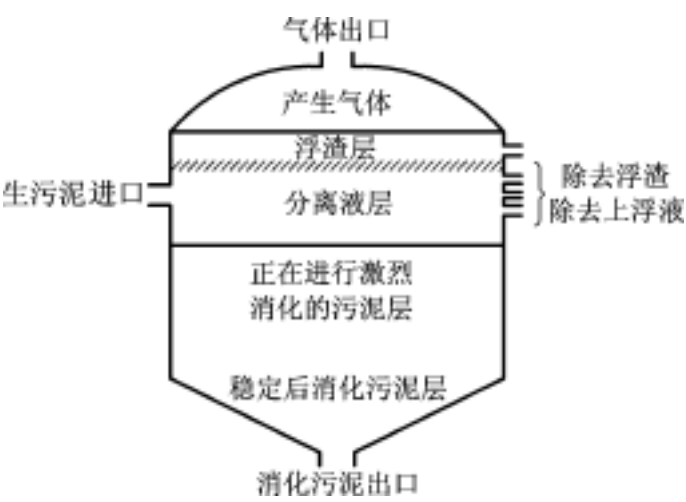


图 1 - 2 标准消化池工作原理图

(2) 快速厌氧消化法

图 1 - 3 是一级快速消化池工作原理图。它与标准消化池的最大差别是消化池内设有搅拌装置，因此混合均匀，操作性能好，可以解决池内沉淀问题，故被逐渐推广使用。

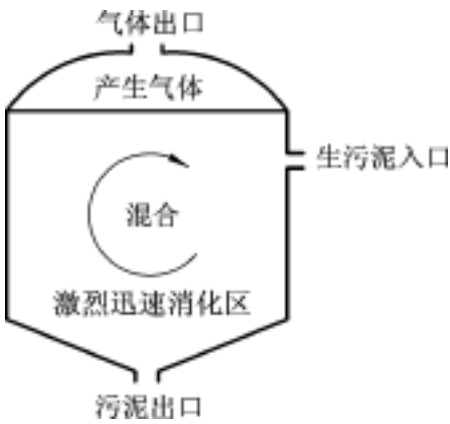
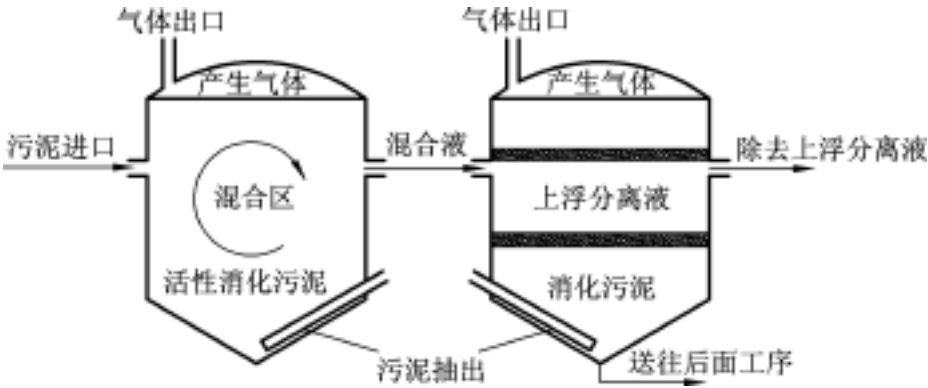


图 1 - 4 为两级消化法示意图。此种方法，在第二消化池内污泥沉降浓缩分离的同时，仍可产生一部分气体。该工艺适合于初沉池污泥或混有少量第二沉池污泥的混合污泥进行厌氧消化，且运转效果较好。对于活性污泥或其他深度处理废水后的污泥，由于消化后难以沉淀分离，则不宜采用此种工艺，而应当采用厌氧接触消化法，如图 1 - 5 所示。此种工艺的特点是将第一快速消化池排出的污泥在第二消化池内进行沉降处理，而第二消化池底部引出物中的微生物，作为菌种回流到第一消化池，这种工艺比快速消化法分解速度更快。



近年来，国外正在竞相研究开发所谓两相(两段)式污泥消

化工艺，其特点主要是根据污泥和固体有机物厌氧处理的三阶段理论，构造并控制第一段生物反应器里生物固体中的有机物的液化与酸性发酵，然后进入第二段厌氧生物反应器(如 UASB) 进行碱性发酵产生甲烷。目前这一技术还处于实验室阶段。

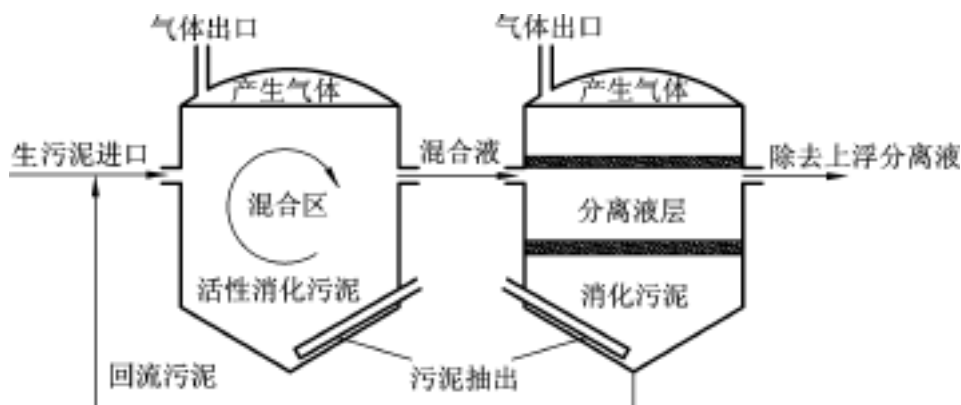


图 1 - 5 厌氧接触污泥消化工作原理图

消化池的加热方式有内部热交换式、外部热交换式和蒸汽吹入式三种。

4. 污泥厌氧消化的沼气产生与利用

沼气的主要成分是甲烷(CH_4)，约占 60%；其次是 CO_2 ，约占 35%；此外还有少量其他气体，如水蒸气、硫化氢、一氧化碳、氮气等。它是厌氧微生物作用下产生的可燃性气体，可以收集处理作为燃料利用，甲烷(CH_4)的热值很高，燃烧热值达 $20\,900 \sim 25\,080\text{kJ/m}^3$ ，微溶于水。

西欧、北美不少污水处理厂用沼气代替燃油在内燃机上使用，使热能变为机械能，也可由沼气发动机带动发电机发电，将机械能变为电能。设甲烷的热值为 2.3MJ/m^3 ，则甲烷发电量可达 6.4kW/m^3 ，由于发电机热效率为 25% ~ 31%，所以，甲烷可发电量为 $1.6 \sim 1.9\text{kW/m}^3$ ，其余的约 70% 中，30% 变成水套中的

热水, 30% 则随烟气流失, 10% 为散失损耗。污水厂的沼气发电余热可以综合利用, 能源总回收率可达 75% ~80%, 其中 30% 的热用来发电, 45% ~50% 的热能通过交换后可用于消化池的加温保温。

二、污泥的焚烧处理与热源利用

污泥的焚烧是指对将脱水或干燥后的污泥, 依靠其自身的热值或辅助燃料, 放入焚烧炉进行热处理的过程, 这是由于污泥具有一定热值和可燃烧性决定的。

污泥的焚烧已有近 70 年的发展历史。1934 年, 美国密执安 Dearborn 安装了第一台有记录的污泥焚烧炉。20 世纪 60 年代, 用作污泥焚烧的主要是多膛式焚烧炉, 目前仍有 170 余座多膛炉在美国运转, 81 座在日本运转。由于辅助燃料成本上升和更加严格的气体排放标准, 多膛炉越来越失去竞争力, 促使流化床焚烧炉成为较受欢迎的污泥焚烧装置。流化床焚烧炉于 20 世纪 60 年代开始于欧洲, 70 年代出现于美国和日本, 自 1962 年以来, 有 125 座流化床焚烧炉在美国安装, 其中 43 座是 1988 年以后安装的。下面简要介绍多膛式焚烧炉与流化床焚烧炉。

1. 多膛式焚烧炉

多膛式焚烧炉又称立式多段焚烧炉, 如图 1 - 6 所示, 它是一个垂直的圆柱形耐火衬里的钢制设备, 内部有许多水平的由耐火材料构成的炉膛, 一层一层叠加, 一般多膛焚烧炉可含有 4 ~14 个炉膛, 从炉子底部到顶部有一个可旋转的中心轴。每个炉膛上有搅拌装置, 可以耙动污泥, 使之按螺旋形轨道通过炉膛, 辅助燃料的燃烧器也位于炉膛上。

多膛炉的工作过程是污泥由上而下逐层下落, 顶部二层起污泥干燥作用, 温度为 480 ~680 , 可使污泥含水率降至 40% 以下; 中部几层为污泥焚烧层, 温度可达 760 ~980 ; 下部几层称

缓慢冷却层，主要起冷却并预热空气的作用，温度为 $260 \sim 350$ ，多膛焚烧炉的规模为 $5 \sim 1250\text{t/d}$ 不等，可将污泥的含水率从 $65\% \sim 75\%$ 降至约 0 ，污泥体积降到 10% 左右。

根据经验，燃烧热值为 17380kJ/kg 的污泥，当含水量与有机物之比为 $3.5:1$ 时，可以自燃而无需辅助燃料，否则，需用辅助燃料，辅助燃料有煤气、天然气、消化池沼气、丙烷气或重油等。多膛式焚烧炉在高浓度过量空气 ($75\% \sim 100\%$) 条件下工作比较理想，能产生更多的热能。

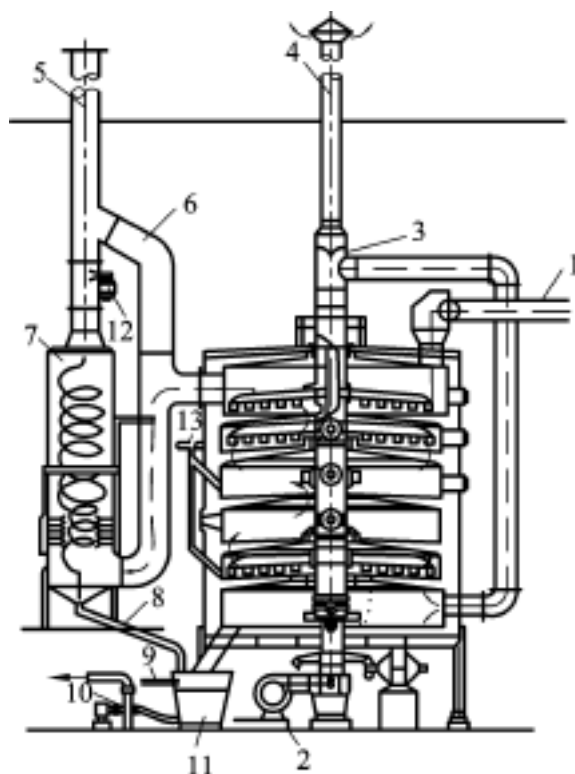


图 1 - 6 立式多段焚烧炉

- 1—泥饼；2—冷却空气鼓风机；3—浮动风门；4—废冷却气；
5—清洁气体；6—无水时旁通风道；7—旋风喷射洗涤器；8—灰浆；
9—分离水；10—砂浆；11—灰桶；12—感应鼓风机架；13—轻油

2. 流化床式焚烧炉

流化床焚烧炉系统由风箱(强制通风室)、空气分配器、流化床和分离区组成。流化床的特点是利用硅砂(粒径 0.3 ~2mm)为热载体(深度 1 ~1.5m),在预热空气的喷流下,形成悬浮状态,泥饼加入后,与灼热的砂层进行激烈混合焚烧,如图 1 - 7 所示。

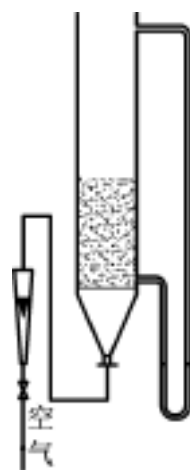


图 1 - 7 流化床焚烧炉

通常,污泥焚烧的床温为 730 ~870 ,稀相区温度比床温高 20 ~40 ,在稀相区,气体残留时间通常为 5 ~7s,足以破坏大部分有机物。

流化床是较好的热氧化器,其焚烧气体外排较少,采用适当气体净化器,流化床焚烧炉即可满足严格的气体排放标准。目前,国际上正大力开发自体干燥流化床焚烧系统;英国西北水处理公司设计的消化污泥焚烧装置甚至可以有余热用于发电。

污泥的焚烧处理具有许多优点: 污泥可在原位实现最大减量化; 所有病原物均可杀灭,有毒污染物被氧化; 灰泥中的重金属活性比污泥中的要低得多; 使用先进的空气净化设备,可使气体达标排放。其缺点是投资与建设运行费高,排放气体的二次污染问题仍受到关注。随着固体废弃物,特别是污泥焚烧技术的不断进展,相信污泥焚烧技术将会成为一种可以接受的污泥处理方式。

三、污泥的热化学处理与炼油技术简介

污泥的能源化利用,除了厌氧消化制取沼气或焚烧供热发电外,还可以进行低温热处理,制取燃料,即低温炼油技术。该技术是指在 400 ~500 、常压缺氧条件下,通过对干燥污泥进行热分馏和催化转变,使污泥中的脂类和蛋白质等变成碳氢化合物的过程。

污泥低温炼油技术最早是在 1939 年由法国的 Shibata 提出。到 20 世纪 70 年代末,德国科学家 Bayer 和 Kutubuddin 等对该工艺进行了比较深入的研究,基本弄清了低温炼油的转变机制。现已证明该过程与自然界将固态有机物转变为液态碳氢化合物的过程相似,可分为热分馏和催化转变两个过程,其中,催化转变的作用比热解作用更大。Bayer 及其合作者已明确证实污水污泥中的硅酸铝和重金属(尤其是 Cu)具有催化作用,在催化转变反应中起关键性作用。1983 年, Bridle 和 Campbell 在加拿大建造了一个小规模连续反应系统,1986 年,在澳大利亚的珀斯(Perth)和悉尼(Sydney)建起了第二代试验厂,这些中试和生产性试验为大规模污泥炼油技术提供了大量的数据和经验。20 世纪 90 年代末,第一座商业规模的污泥炼油处理厂在澳大利亚珀斯的 Subia-co 废水处理厂建造,每天处理规模可达 25t 干污泥。

研究表明,污水污泥经过热化学处理后可以转化成 4 种主要产品:油、焦炭、非冷凝性气体和反应水,不同类型污泥其产油率有所不同,如表 1 - 5 所示。污泥经热化学处理转变所得的油在质量上类似于中号燃料油,由表 1 - 5 可知,生污泥中的挥发性固体含量比消化污泥高,所以产油率也高。

表 1 - 5 典型污泥的低温炼油转化情况

产 品	生污泥 /%		消化污泥 /%		工业污泥 /%	
	产量	污泥能量	产量	污泥能量	产量	污泥能量
油分	30	60	20	50	15 ~40	50 ~60
焦炭	50	32	60	41	30 ~70	30 ~40
非冷凝性气体	10	5	10	6	7 ~10	3 ~5
反应水	10	3	10	3	10 ~15	2 ~4

污泥炼油系统主要由装料斗、反应器、冷凝器、燃烧器及油

第二章 污泥的形成、处理及处置

第一节 污泥的形成

污泥是在污水处理过程中产生的，它是由有机残片、细菌体、无机颗粒和胶体等组成的非均质体，而污水是由居民生活污水、市政污水、工业污水与地下水、地表水和雨水混合而成，污水中包含有机物、无机物、毒性有机质及病毒微生物，废水中的有机成分主要是蛋白质、碳水化合物、脂肪酸和废油。

污水未经处理不能排放有几方面的原因，首先，有机物的分解需要消耗氧，这样会减少水中生物新陈代谢所需氧量，而且有机物分解时会散发出大量有臭味的气体。其次，未经处理的污水中含有大量对人体有害的微生物。第三，废水中含有有毒物质，尤其是重金属物质，会对植物和动物的生长造成破坏，而废水中的磷酸盐和含氮化合物则会导致植物的疯长。因此，废水必须经过处理减少其中的有机物、含氮和含磷化合物、有毒物质及病毒微生物后才能排放。

各国制定了相应的污水排放标准，主要是限制排放污水中的五日生化需氧量(BOD_5)、化学需氧量(COD)、固体悬浮物(SS)、磷酸盐、氮、汞、酚类的含量。欧盟各国执行 1991 年 5 月颁布的污水排放标准，要求居住人口在 2000 人以上的地区必须安装污水处理装置。表 2 - 1 为某些国家和地区的污水排放标准，现代

各国包括新兴工业化国家对污染物的排放标准要求越来越严格，污水必须经过机械处理、生化处理、脱氮脱磷三个处理阶段后才能达到污水排放标准要求。

表 2 - 1 部分国家和地区污水排放标准(mg/l)

	香港	日本	马来西亚	新加坡	台湾	法国	葡萄牙	欧盟
BOD ₅	20 ~40	160	20 ~50	100	100	30	20	25
COD	80 ~85	—	—	—	—	90	150	125
SS	30 ~40	—	—	—	—	30	60	35
N	20 ~50	—	—	—	—	10	15	10 ~15
Hg	0.001	0.05	0.005 ~0.05	0.001 ~0.05	0.005	—	—	—
酚类	0.1	5	0.001 ~1	<5	5	—	—	—

机械处理是对污水进行初步净化，未经处理的污水先流过格栅，粗颗粒被分离出来，然后进入沉淀池进行沉淀，在这一阶段，可沉物质和悬浮物被分离。在机械处理阶段，50% ~70% 的悬浮物，25% ~40% 的五日生化需氧量被脱除，分离出来的物质形成初级污泥，成分为 30% 的无机物和 70% 的有机物。

污水生物处理过程是指利用微生物的新陈代谢把污水中存在的各种溶解态或胶体状态的有机污染物转化为稳定的无害化物质，这些转化的无害化物质比重大于水的比重，可以通过沉淀作用沉淀下来形成污泥，这一阶段的污泥称为二级污泥。

第三处理阶段是把氮和磷除去，脱氮经过两个阶段：硝化阶段和脱硝阶段，废水中的氮首先被氧化成硝酸盐，然后通过化学方法把硝酸盐转变成单质氮，在这过程中，脱硝阶段是实现氮循环的关键性一步，通过脱硝阶段把氮化合物转变成氮气排放到大气中，就完成了废水的脱氮。废水的脱磷是通过在沉淀池添加化学添加剂或通过生物的生化作用把磷转变为能够沉淀的含磷化合物而脱除。在第三阶段，产生了含氮、含磷的污水污泥。

第二节 污泥的处理

1896 年，英国出现了第一座用于处理生活污水的厌氧消化池，1906 年，在德国诞生了第一个双层沉淀池(殷霍夫池)，1914 年，英国建造了活性污泥处理实验厂，生活污水的处理已有一百年的历史，其污泥处理也有近百年历史。经历 100 余年的发展，污泥的处理技术已日趋成熟，污水和污泥的处理基本流程见图 2 - 1，污泥处理的流程为：污泥→浓缩→消化→脱水、干燥→去污泥处置设备，进行污泥处理的目的主要有三方面：

减少水分，为后续处理、利用和运输创造条件，并减少污泥处置时的容积。

使污泥卫生化、稳定化。通过处理，消除污泥中的有毒有害物质和致病微生物，尽量使污泥达到稳定无害。

改善污泥的成分和某些性质，以利于资源利用。

下面就污泥的几种处理方法分别介绍。

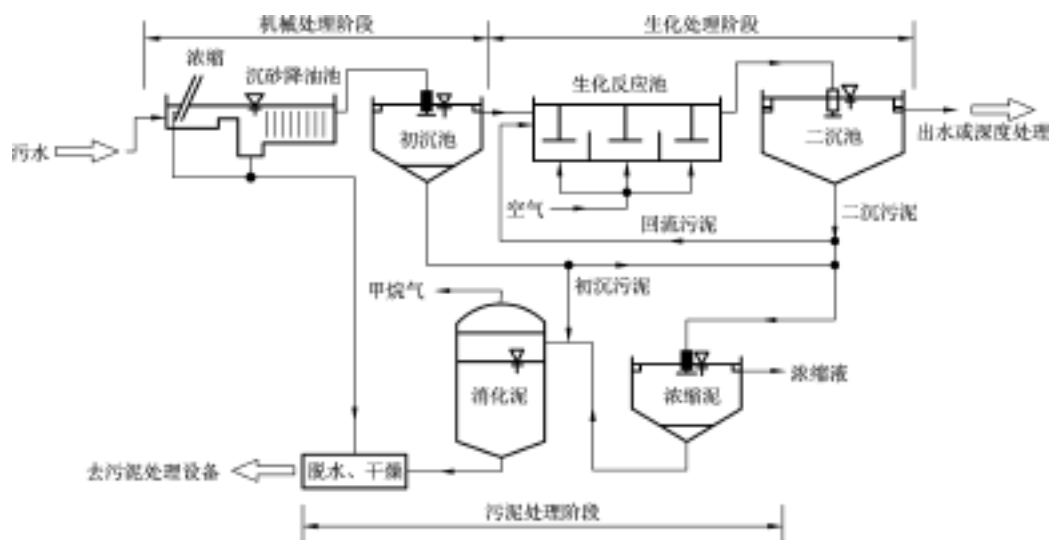


图 2 - 1 污水处理厂污水和污泥的处理流程

一、污泥的浓缩

污泥的浓缩脱水是为了去除污泥中的间隙水，从而减少污泥的体积，减轻后续处理单元的压力，当污泥的含水率由 99% 降为 96% 时，体积缩小到原来的 $1/4$ ，但仍可保持其流动性，可以用泵输送。污泥浓缩方法有重力浓缩、机械浓缩和气浮浓缩，污泥浓缩工艺的选择主要取决于产生污泥的污水处理工艺、污泥的性质、污泥量和需达到的含固率要求。

1. 重力浓缩

重力浓缩是使用最广泛、最简便的浓缩方法，是污泥中的固体颗粒在重力作用下沉淀和进一步浓缩的过程。按照运行方式不同可分为间歇式重力浓缩池和连续式重力浓缩池，前者主要用于小型污水处理厂和工业企业的污水处理厂，后者用于大、中型污水处理厂。

(1) 连续式重力浓缩池

连续式重力浓缩池形同辐射式沉淀池，可分为有刮泥机与污泥搅动装置、不带刮泥机及带刮泥机的多层浓缩池三种，图 2 - 2 为带刮泥机和搅动装置的连续式重力浓缩池构造图。该类浓缩池一般都是直径为 5 ~ 20m 的圆形钢筋混凝土构筑物，池底坡度一般为 $1/100 \sim 1/12$ ，污泥在水下的自然坡度角为 $1/20$ ，进泥口设在池中心，池周围有溢流堰，自进泥口进入的污泥在向池的四周缓慢流动的过程中，固体粒子得到沉降分离，分离液则从溢流堰流入溢满槽，被浓缩沉降到池底的污泥经刮泥机刮集到池子中心，然后由排泥管排出。为了提高浓缩效果和缩短浓缩时间，在刮泥机上安装搅动杆，连同刮泥机缓慢旋转，旋转速度为 2cm/s ，搅动作用可缩短浓缩时间 4 ~ 5h。

当用地受限制时，可考虑采用多层辐射式浓缩池，见图 2 - 3，如不用刮泥机，可采用多斗式浓缩池，斗的椎角保持

55 ℃以上，依靠重力排泥，如图 2 - 4。

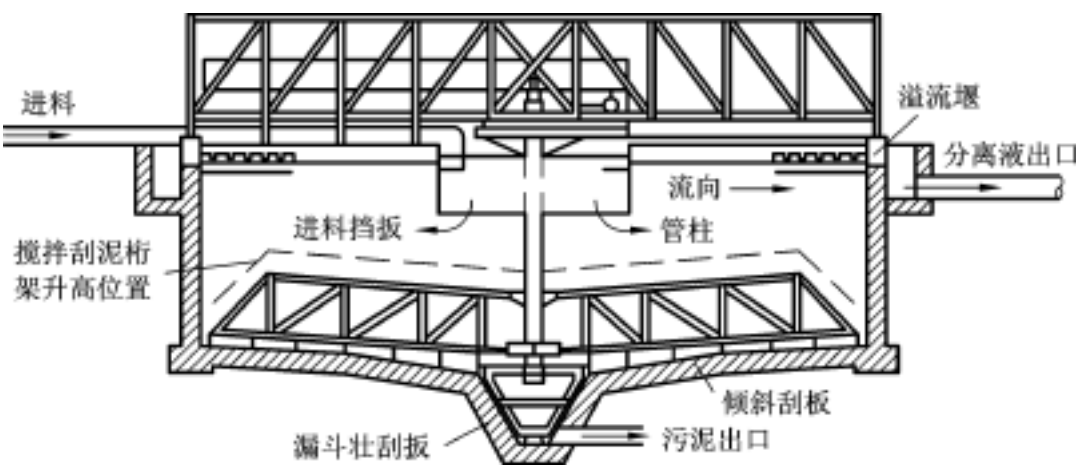


图 2 - 2 有刮泥机及搅动装置的连续式装置重力浓缩池

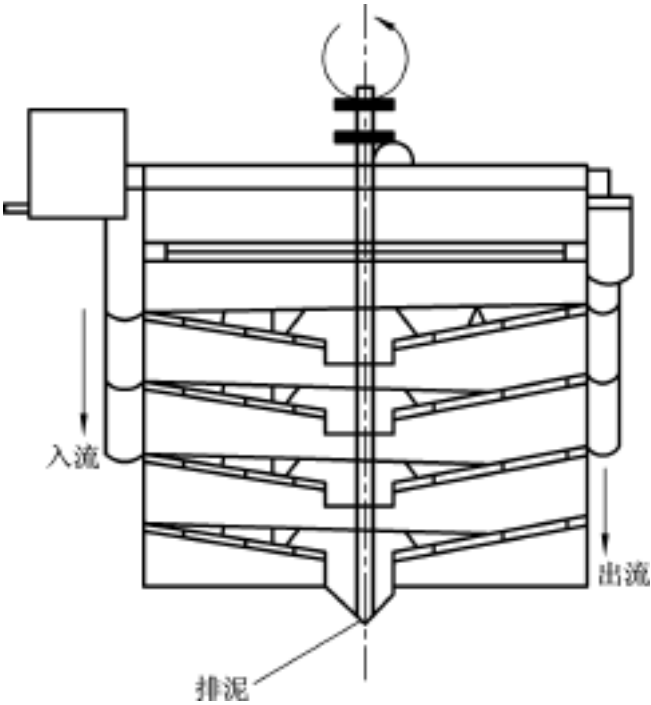


图 2 - 3 多层辐射式浓缩池

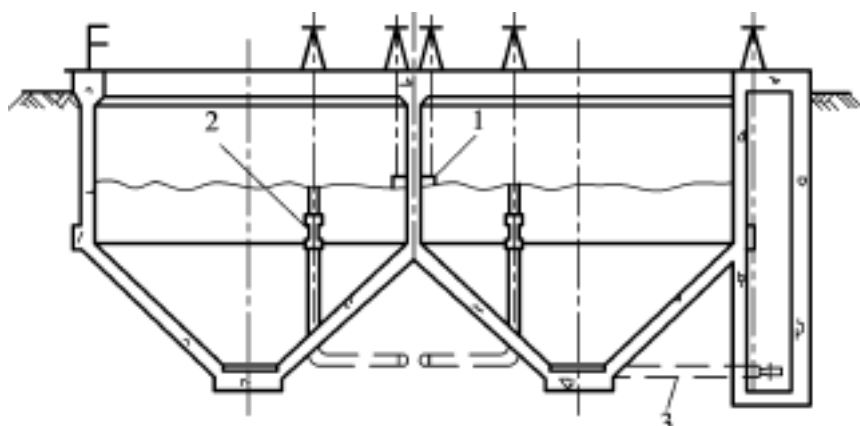


图 2 - 4 多斗连续式浓缩池

1—进口；2—可升降的上清液排除管；3—排泥管

(2) 间歇式重力浓缩池

间歇式重力浓缩池的原理同连续式重力浓缩池，运行时，先排出浓缩池中的上清液，再投入待浓缩的污泥，因此应在浓缩池深度不同高度设上清液排出管，浓缩时间不宜小于 12h，间歇式重力浓缩池见图 2 - 5。

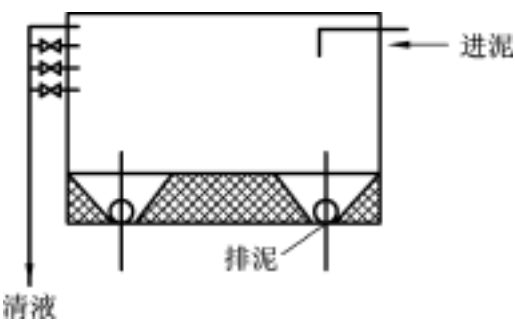


图 2 - 5 间歇式重力浓缩池

重力浓缩法工艺技术、构造和运行管理简单，但占地面积大，卫生条件差，不进行曝气搅拌时，在池内可能发生污泥的厌氧消化，污泥上浮影响浓缩效果，这种厌氧状态还使污泥已吸收的磷释放，重新进入污水之中。

2. 机械浓缩

机械浓缩是以过滤介质两边的压力差为推动力，使污泥中的

水分强制通过过滤介质成为滤液，固体颗粒被截流成为滤饼的固液分离操作，机械浓缩设备为欧洲引进技术，有带式浓缩机和离心浓缩机两类。带式浓缩机一般与带式脱水机联合使用，根据浓缩机与脱水机的安装关系，可分为一体机、组合机和分体机三种。目前一般结构紧凑、占地小的一体机，此机将两者组装在一个机架上，浓缩段在上、脱水段在下，由一套驱动电机、清洗水泵、调偏机构、进布料器组成一个整体。带式浓缩段的作用是通过纤维芯带渗滤脱去污泥颗粒间的自由水，使污泥的流动性减小，提高污泥在滤带上分布的均匀性(如果高含水率污泥直接压榨脱水会导致严重跑料)。离心浓缩机主要借助污泥颗粒与水在离心力和重力方面的差异来分离水和污泥，由于污泥颗粒的离心力是重力的 500 ~3000 倍，因而在很大的重力浓缩池内达到的浓缩效果，在很小的离心机内就可以完成。

带式浓缩机和离心浓缩机均可起到传统浓缩池的作用。对有机质含量高、含水率高、不易脱水的好氧活性污泥，一般采用离心浓缩机，而不宜采用带式浓缩机，对低负荷下运行的是已完成一个(有机质)消化的活性污泥，其脱水性能比前述污泥好，浓缩时既可用带式机，也可用离心机。

3. 气浮浓缩

19 世纪末，气浮(DAF)浓缩工艺最早应用于采矿工业，20 世纪 20 年代气浮(DAF)浓缩技术开始应用于水处理领域，自 1957 年第一个气浮(DAF)浓缩装置在纽约的 BayPark 污水处理厂成功地浓缩污泥以来，气浮(DAF)浓缩技术在许多国家城市污水处理厂得到了广泛应用。压力溶气气浮在国外已广泛应用于城市污水处理厂的剩余污泥浓缩。

气浮浓缩是依靠大量微小气泡附着于悬浮污泥颗粒上，从而减小污泥颗粒的密度而上浮，使污泥颗粒与水分离。根据气泡形成的方式，气浮可以分为：压力溶气气浮、生物溶气气浮、涡凹

气浮、真空气浮、化学气浮、电解气浮等，应用于污水处理厂中污泥气浮浓缩主要有压力溶气气浮、生物溶气气浮两种，生物气浮浓缩工艺是1983年瑞典 Simoma Cizinska 开发的一种新型污泥浓缩工艺，它利

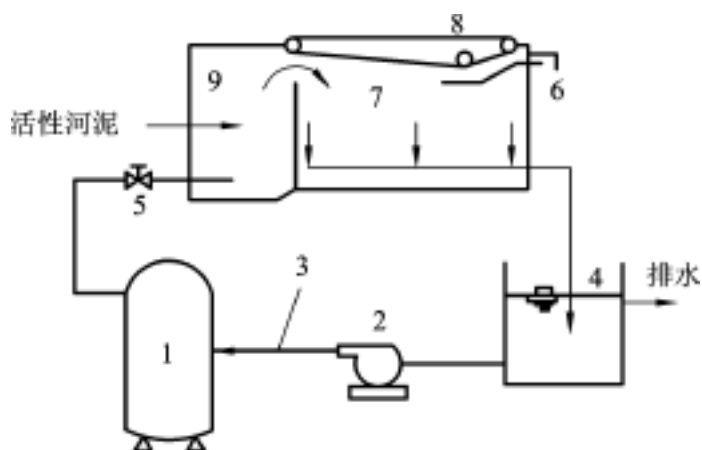


图 2 - 6 压力气浮浓缩的工艺流程

- 1—溶气罐；2—加压泵；3—压缩空气；
4—出流管；5—减压阀；6—浓缩污泥；
7—气浮浓缩池；8—刮泥机械

用污泥的自身反硝化能力，加入硝酸盐，污泥进行反硝化作用产生气体使污泥上浮而进行浓缩。生物气浮浓缩工艺已应用在捷克的 Pisek 污水厂、Milevske 污水厂和瑞典的 BjOrnlunda 污水厂，我国同济大学刘军对生物气浮法浓缩剩余活性污泥的工艺也进行了研究，但在我国没有污水处理厂应用此种浓缩工艺的报道。我国成都市三瓦窑污水处理厂采用了压力溶气气浮浓缩剩余活性污泥，其工艺流程见图 2 - 6。

进水室的作用是使减压后的溶气水大量释放出微细气泡，并迅速附着在污泥颗粒上。气浮池的作用是为污泥颗粒上浮浓缩提供时间和空间，在池表面形成的浓缩污泥层由刮泥机刮出池外。不能上浮的颗粒沉至池底，随设在池底的清液排水管一起排出。部分清液回流加压，并在溶气罐中压入压缩空气，使空气大量地溶解在水中。减压阀的作用是使加压容器水减压至常压，使之进入进水室能释放微细气泡，起气浮作用。

二、污泥的消化

污泥消化是在人工控制下,通过微生物的代谢作用使污泥中有机物质稳定化的过程。根据代谢过程中微生物对氧的需求情况,可将微生物分为好氧微生物和厌氧微生物,相应的处理过程称为好氧消化和厌氧消化。

(一) 厌氧消化

厌氧消化是目前国际上最为常用的污泥生物处理方法,也是大型污水处理厂最为经济的污泥处理方法,美国 68% 的污水处理厂采用厌氧方法消化污泥,在德国,服务人口大于 30 000 人的地区,(约 $9\,000\text{m}^3/\text{d}$) 污水处理厂大多采用厌氧消化方法,法国和东欧国家采用厌氧消化工艺的污水处理厂相应服务人口多大于 100 000 人(约 $30\,000\text{m}^3/\text{d}$)。

1. 厌氧消化的机理

厌氧消化一般是在密闭的消化槽内,主要是通过兼性厌氧细菌和厌氧细菌的作用使有机物分解,最终生成以甲烷为主的沼气。有机物在厌氧条件下消化降解的过程一般可分为两个阶段(见图 2-7),即酸性发酵和甲烷发酵阶段。

近年来由于能源价格的上涨,人们更为关注的是产生沼气的甲烷发酵阶段。事实上在污泥消化中酸性阶段占据重要地位,产生可溶的

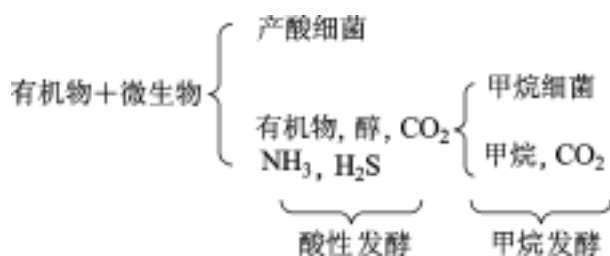


图 2-7 厌氧消化机理图

有机碳作为下一阶段的能量基质,直接影响甲烷发酵阶段的效果。目前,人们把酸性发酵阶段分为两个过程,第一步是水解过程,可降解的固体颗粒被水解成可溶性分子。第二步是发酵过程,产酸细菌利用这些溶解的微粒作为能量和生长基质,进行发

酵产生醋酸等有机酸, 以及醇、氨、 CO_2 、硫化物和能量, 并形成细胞物质。国内外的研究表明发酵步骤进行得很快, 产酸细菌的最小细胞停留时间只有几小时, 而水解过程进行缓慢。

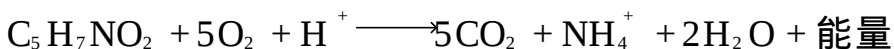
2. 厌氧消化工艺

污泥消化工艺种类较多, 按消化温度的不同可分为中温消化和高温消化, 中温消化温度一般控制在 $33 \sim 35$, 最佳温度为 34 , 高温消化的温度一般控制在 $55 \sim 60$ 之间, 高温消化比中温消化分解温度快, 产气速率高, 所需的消化时间短, 消化池的容积小, 但高温消化加热污泥所消耗热量大。按污泥厌氧消化的等级可分为单级消化和二级消化, 单级消化只设一个池子, 污泥在一个池子中完成消化过程, 而二级消化的消化过程在两个串联的消化池内进行, 一般在二级消化的一级消化池内主要进行有机物的分解, 在一级消化池内进行混合搅拌和加热, 进行主要分解后, 排入二级消化池, 在二级消化池完成进一步的消化, 在二级消化的过程排上清液和浮渣, 单级消化的土建费用较省, 二级消化的土建费用较高, 运行操作比单级消化复杂, 但产气率一般比单级消化高 10%。按消化池的效率不同可分为常规消化和高效消化, 常规消化的进出流是间歇式的, 高效消化的进出流可以是间歇式的, 也可以是连续式的, 可串联运行, 也可后接不加热的常规池或其他污泥处理设施。

(一) 好氧消化

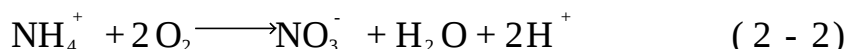
1. 污泥好氧消化的原理

污泥好氧消化的基本原理是使微生物处于内源呼吸阶段, 以其自身生物体作为代谢产物获得能源和进行再合成, 由于代谢过程存在能量和物质的散失, 使得细胞物质被分解的量远大于合成的量, 通过强化这一过程达到污泥量大大减少, 该反应式可近似表达为:



(2 - 1)

污泥好氧消化时间可长达 15 ~20 天, 利于生长时间较长的硝化菌生长, 故存在硝化作用。



上述反应都是在微生物酶催化作用下进行的, 其反应速率及有机体降解规律可以通过参与反应的微生物活性予以反映。

污泥好氧处理对中小型水厂比较适用, 据报导这种方法在北美洲应用得相当广泛, 仅加拿大的一个省就有 20 余个小型污水厂采用此方法。

2. 污泥好氧消化工艺

(1) CAD 工艺

传统污泥好氧消化工艺(CAD) 主要通过曝气使微生物在进入内源呼吸期后进行自身氧化, 从而使污泥减量。CAD 工艺设计、运行简单, 易于操作, 基建费用低。传统好氧消化池的构造及设备与传统活性污泥法的相似, 但污泥停留时间很长, 其常用的工艺流程主要有两种(见图 2 - 8)。

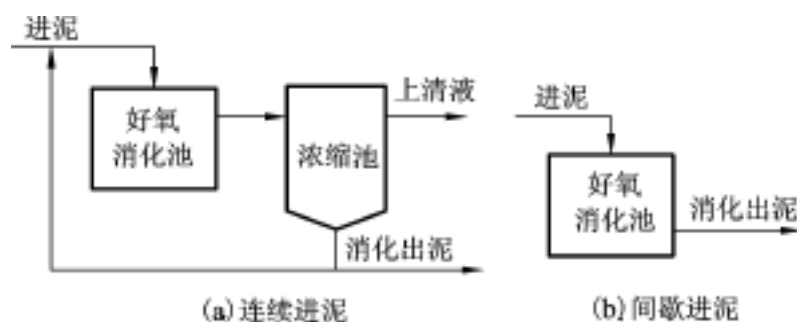


图 2 - 8 传统好氧消化工艺流程图

一般大、中型污水处理厂的好氧消化池采用连续进泥的方式, 其运行与活性污泥曝气池相似。消化池后设置了浓缩池, 浓缩污泥一部分回流到消化池中, 另一部分被排走(进行污泥处置), 上清液被送回至污水处理厂首端与原污水一同处理。间歇

进泥方式多被小型污水处理厂所采用，其在运行中需定期进泥和排泥。

在好氧消化中曝气量很重要，既要为微生物好氧消化提供充足的氧源，又要满足搅拌混合需要(使污泥处于悬浮态)，同时曝气量又不能过大以防止增加运行费用。

(2) AAD 工艺

AAD(Anoxic Aerobic Digestion) 工艺是在 CAD 工艺的前端加一段缺氧区，利用污泥在该段发生反硝化反应产生的碱度来补偿硝化反应中所消耗的碱度，所以不必另行投碱就可使 pH 值保持在 7 左右，另外，在 AAD 工艺中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 替代 O_2 作最终电子受体，使得耗氧量比 CAD 工艺节省了 18%，AAD 工艺常见流程见图 2 - 9。工艺(a) 采用间歇进泥，通过间歇曝气产生好氧和缺氧期，并在缺氧期进行搅拌而使污泥处于悬浮状态以促使污泥发生充分的反硝化。工艺(a)、(c) 为连续进泥且需要进行硝化液回流，工艺(c) 的污泥经浓缩后部分回流至好氧消化池。AAD 消化池内的污泥浓度及污泥停留时间等与 CAD 工艺相似。

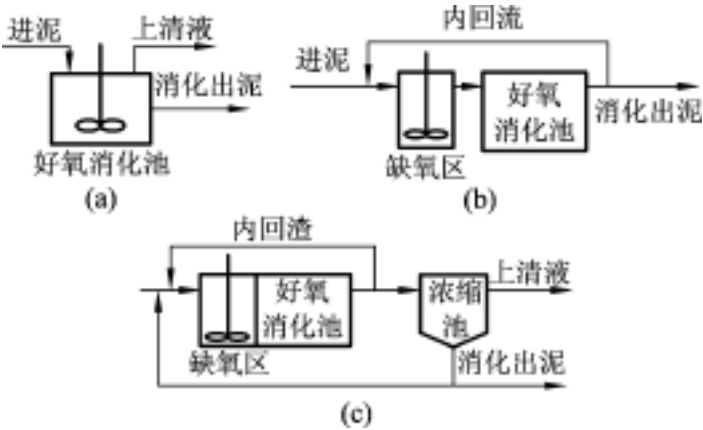


图 2 - 9 缺氧/好氧消化工艺流程图

CAD 和 AAD 工艺的主要缺点是供氧的动力费较高、污泥停

留时间较长，特别是对病原菌去除率低，在温度为 20℃ 时即使停留时间达到 42 天也不能保证对病原菌的去除达到 2 - lg 等级。

(3) ATAD 工艺

ATAD(Autoheated Thermophilic Aerobic Digestion) 工艺是一种自动升温好氧消化或高温好氧消化工艺，ATAD 的研究最早可追溯到 20 世纪 60 年代的美国，其设计思想产生于堆肥工艺，所以又被称为液态堆肥。自从欧美各国对处理后污泥中病原菌的数量有了严格的法律规定后，ATAD 工艺因其较高的灭菌能力而受到重视。该工艺利用活性污泥微生物自身氧化分解释放出的热量来提高好氧消化反应器的温度。

ATAD 工艺的进泥首先要经过浓缩，这样才能产生足够的热量。同时，反应器要采用封闭式(加盖)，其外壁需采取隔热措施以减少热损失。另外，还需采取措施以减少蒸发热损失，有时甚至采用纯氧曝气。通过采取上述措施可使反应器温度达到 45 ~ 65℃，甚至在冬季外界温度为 - 10℃、进泥温度为 0℃ 的情况下不需要外加热源仍可使其保持高温。

ATAD 反应器内温度较高有以下优势：抑制了硝化反应的发生(硝化菌生长受到抑制)，因此其 pH 值可保持在 7.2 ~ 8.0。同 CAD 工艺相比，既节省了化学药剂费又可节省 30% 的需氧量；

有机物的代谢速率较快、去除率高(一般为 45%，甚至可达 70%)；污泥停留时间短，一般为 5 ~ 6 天； NH_3 - N 浓度较高，故对病原菌灭菌效果好。ATAD 消化池一般由两个或多个反应器串联而成(见图 2 - 10)，反应器内加搅拌设备并设排气孔，其操作比较灵活，可根据进泥负荷采取序批式或半连续流的进泥方式，消化和升温主要发生(60%) 在第一个反应器内，其温度为 35 ~ 55℃， $\text{pH} \geq 7.2$ ；第二个反应器温度为 50 ~ 65℃， $\text{pH} \approx 8.0$ 。为保证灭菌效果应采用正确的进泥次序，即首先将第二个反应器内的泥排出，然后由第一个反应器向第二个反应器进泥，最后从

浓缩池向第一个反应池进泥。

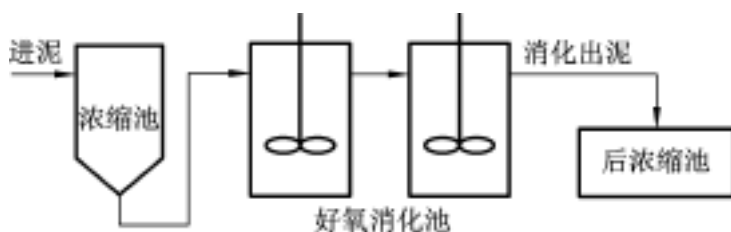


图 2 - 10 ATAD 工艺流程

(4) AerTAnM 工艺

近几年，人们又提出了两段高温好氧中温厌氧消化 (Aer-TAnM) 工艺，其以 ATAD 作为中温厌氧消化的预处理工艺，并结合了两种消化工艺的优点，在提高污泥消化能力及对病原菌去除能力的同时还可回收生物能。

预处理 ATAD 段的污泥停留时间一般为 1 天(有时采用纯氧曝气)，温度为 $55 \sim 65$ ，后续厌氧中温消化温度为 (37 ± 1) ，该工艺将快速产酸反应阶段和较慢的产甲烷反应阶段分离在两个不同反应器内进行，有效地提高了两段的反应速率。同时，可利用好氧高温消化产生的热来维持中温厌氧消化的温度，进一步降低能源的费用。

目前，欧美等国已有许多污水处理厂采用 AerTAnM 工艺，该工艺可显著提高对病原菌的去除率(消化出泥达到美国 EPA 的 A 级要求)，并提高了后续中温厌氧消化运行的稳定性。

三、污泥的脱水、干燥处理

(一) 污泥的脱水

污泥经浓缩后，含水率为 $95\% \sim 97\%$ ，污泥脱水的目的是进一步减少污泥的体积，使之减量化，便于污泥的运输和最终处置。

1. 污泥脱水的预处理

对污泥进行脱水预处理是为了改善其脱水性能，预处理方法大致可分为：药剂预处理和不加药预处理，药剂预处理如：石灰处理、酸处理、高分子絮凝剂和混凝剂处理等；不加药处理如热处理、冰冻 - 解冻处理等。

污泥脱水中最常用的预处理剂是石灰，污泥加石灰处理后，钙和污泥中固体粒子作用，使污泥结构发生变化，污泥由 Al - 粘土变成 Ca - 粘土，脱水性得以提高；同时 pH 值上升，使污泥中的金属离子析出，另外还使水中构成硬度的钙离子变成沉淀形式而除去。

向污泥中投加聚丙烯酰胺进行脱水预处理，目前受到广泛重视，此过程又被称为污泥调质，加药剂调质使污泥的浓缩脱水性能得到很大改善，生产中通常是在污泥即将进入脱水装置之前投加调质药剂，最常用的调质药剂是阴离子型和非离子型聚丙烯酰胺。

加酸预处理可使污泥和固相污物分离，由于污泥中铝或铁的析出，减少了污泥中的固体含量，这不但减少了污泥脱水和泥饼处置的工作量，而且改善了污泥的浓缩和脱水性能，酸处理适用于原水浊度低，混凝剂加注量大，原水中浮游生物、有机质或藻类较多，悬浮物的粒径和比重较小，污泥的脱水性能较差等情况。

在气候条件适合的地区，冰冻 - 解冻法是絮凝污泥预处理的经济有效方法，污泥在低温下完全凝固，水从污泥中析出形成冰晶体，污泥体积大大减小。解冻后，污泥成为褐色的粉末。部分冷冻可使含铝污泥比阻降低 $1/2$ ，彻底冰冻可使污泥比阻降低到原来的 $1/3$ 。

2. 污泥脱水工艺与方法

(1) 干化床

干化床是最典型的非机械脱水工艺，是一种较古老、较简

便、采用广泛的污泥脱水方法，干化床可分为自然滤层干化场(无人工排水滤层)和人工滤层排水干化场两种，自然滤层干化场适用于自然土质渗透性能好，地下水位低，渗透下去的污水不会污染地下水的地区，后者的地板是人工不透水层，上铺滤水层，渗下的污泥水由埋在人工不透水层上的排水管截留，送到处理厂重复处理(见图 2 - 11)。

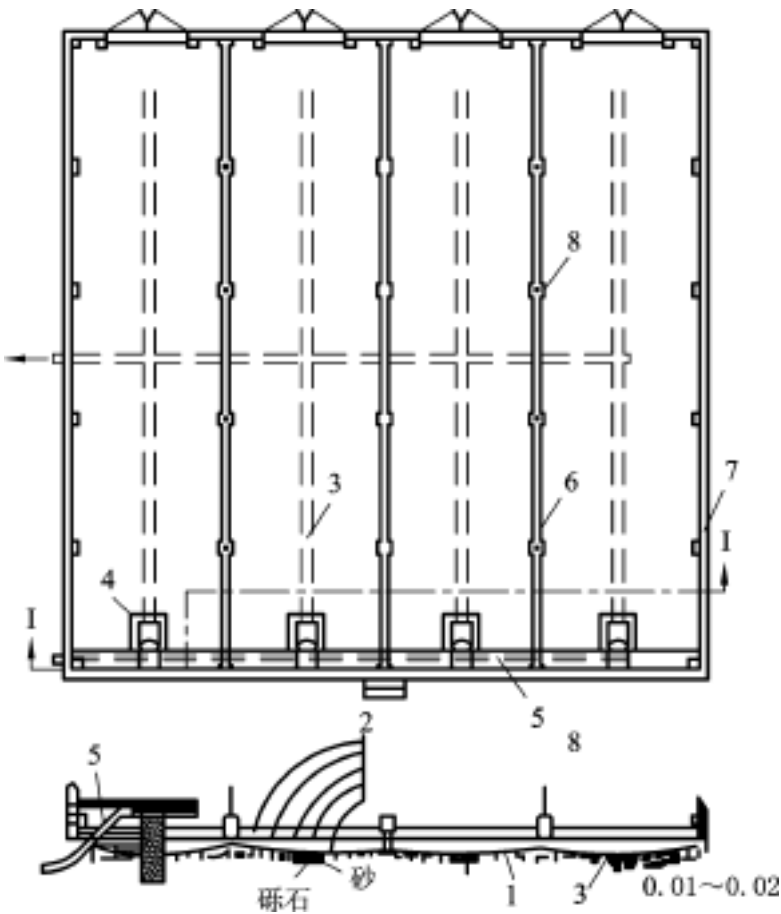


图 2 - 11 人工滤层干化场

- 1—不透水底板；2—滤层；3—排水管系统；4—溅泥面；
- 5—输泥管与切门；6—隔墙；7—围堤；8—柱子

干化床中，污泥的干化分自由水的重力脱除及蒸发风干两个

阶段，干化床的实际应用效果，受很多因素影响，污泥比阻、压缩性、固体浓度等内因对自由脱水影响显著，而风速、湿度、降雨量、温度等外因则控制蒸发风干的速度，所有这些因素综合决定脱水干化时间，另外，干化泥饼的清运方法、最终处置方式也是决定干化负荷的重要因素。

干化床脱水工艺的主要特点是：污泥处理成本低，维护管理方便，对原水水质、水量变动适应性强。但占地面积大，受当地气候条件影响明显。

(2) 真空过滤脱水

真空过滤脱水是通过真空设备产生的负压，将吸附于滤布上的污泥中的水分透过滤布吸入工作室，使污泥中水分得以脱除，它适用于污泥比阻较小的场合。

最常见的真空过滤脱水装置由一个较大转鼓组成（见图 2 - 12），转鼓的底部浸没在污泥池中，转鼓转动时，污泥在真空吸力作用下，被带到滤布上，转鼓分成几个部分，通过选轮阀产生真空吸力，过滤操作在下面三个区内进行，即泥饼形成区、泥饼脱水区和泥饼排除区。

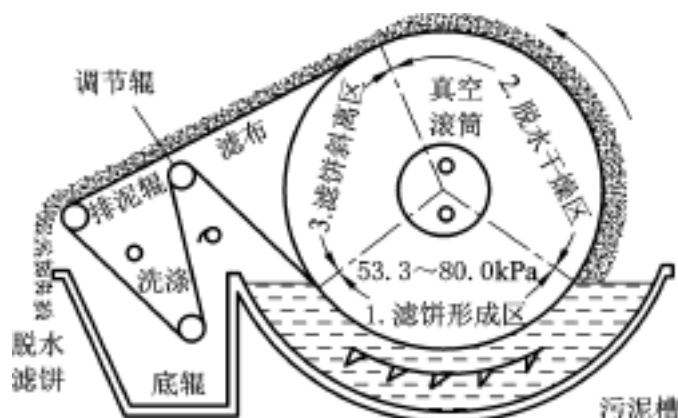


图 2 - 12 带式真空过滤器工作原理图

真空过滤技术与设备是较早出现的机械脱水方式，它存在能耗高、辅助设备噪声大、占地面积大、相对出泥含固率低、效率低等缺点。

(3) 压滤

压滤的工作原理是：在正压的作用下，污泥中水分被压出，通过滤布排除，形成脱水泥饼，这种方法适用于污泥比阻大、脱水泥饼含固率要求高的场合。压滤后的脱水污泥含固率是所有脱水污泥中最高的。因此，20 世纪 80 年代许多水厂采用压滤机对污泥进行脱水，为泥饼的陆上埋弃处置创造了较好的条件。该法在日本得到了广泛应用，在美国的应用也呈现出上升趋势。

压滤机有板框压榨压滤机、辅以空气的板框压滤机及带式压滤机等几种类型。板框压滤机被认为是所有脱水机械中最经济的（见图 2 - 13），但它也存在间歇运行、噪音大、劳动强度高等缺点。带式压滤机可以连续运行，但所得泥饼含固率比板框压滤机低，对水厂污泥，出泥可能达不到可堆放、运输的要求。

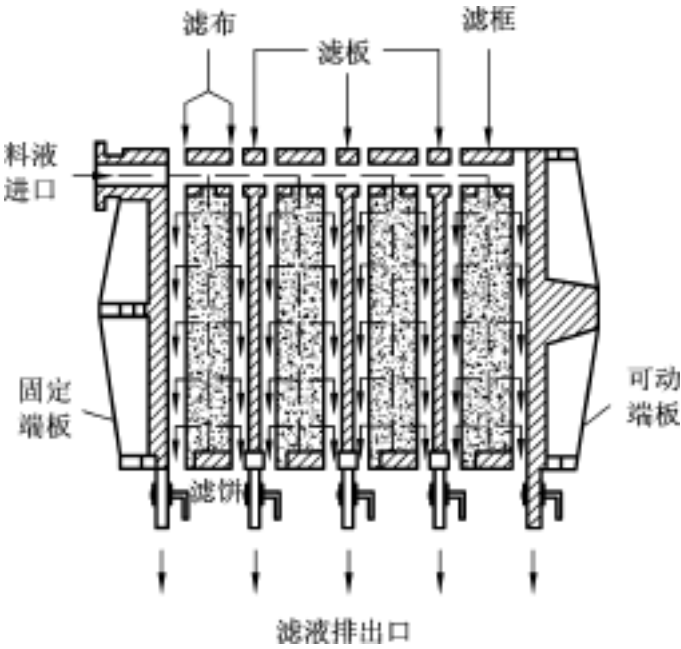


图 2 - 13 板框型压滤器工作原理图

污泥压滤脱水前处理是采用向污泥中加入消石灰的办法，以改善污泥的脱水性能，同时可改善脱水泥饼的力学性质。另外，浓缩过程是否经酸处理，对压滤脱水有较大影响。经酸处理的污泥，泥饼的含水率可降至 50% ~60%，压滤机滤布可用各种带孔的人造纤维布，其中以聚丙烯织物使用效果好，单纤维织物尤佳。

用压滤机处理石灰软化污泥较容易，也可用于处理絮凝沉淀污泥。当处理絮凝污泥时，需要投加消石灰、硅藻土或高分子聚合物进行调质。调质时，消石灰的投加分两阶段进行效果较好，其总用量比一次性投加有所减少，并且投加量以调质污泥 pH 值达到 11 左右为准。实际运行时，应当进行现场试验确定具体投加方式。

(4) 离心脱水

离心脱水过程中，经有机高分子絮凝剂调质等前处理的污泥，在离心机强烈的离心力作用下，比重较大的固体颗粒粘附在旋转圆筒的内壁上，并随螺旋状导流叶片移到出口处排出。脱水后泥饼含固率可达到 65% ~75%。

离心法适用于软化污泥的脱水，也用于混凝沉淀污泥的处理。处理混凝沉淀污泥时，原水浊度升高，聚丙烯酰胺耗量将大幅增加，离心法脱水后泥饼呈糊状，处理软化污泥时，污泥含水率可降到 30% ~40%。

最常用的污泥脱水离心机有涡管出流离心机、转筒式离心机。转筒式离心机有两种形式，即同向流和反向流，同向流是固体和液体在同一方向流动，反向流是液体固体运动方向相反，图 2 - 14 为反向流转筒离心装置。

离心脱水机可连续运行，占地面积小，管理方便灵活，但离心法电耗较高，噪音较大。

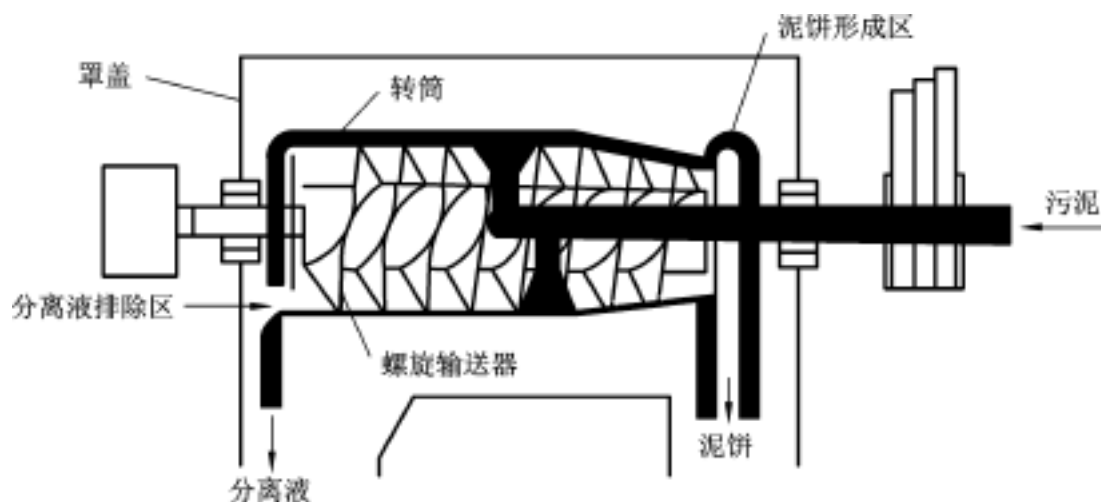


图 2 - 14 反向流转筒离心装置

(5) 污泥浓缩脱水一体化技术

传统的污泥浓缩脱水工艺，一般将浓缩、脱水两道工序分开进行。浓缩过程一般通过设置单独的污泥浓缩池来完成。浓缩段时间比较长，并且需要配置相应的机械设备。污泥浓缩脱水一体化装置集污泥浓缩与压榨脱水为一体，由带式污泥浓缩机和传统的带式压滤机组成。污泥浓缩主要依靠一条绕在辊筒上的滤带来形成比较长的重力脱水区，实现污泥快速重力脱水浓缩，絮凝后的污泥通过重力作用排出游离滤液。污泥浓缩脱水工艺的主要特点为：浓缩效果好。由于采用了浓缩前投加絮凝剂的方法，有效地解决了污泥浓缩后进入压滤段的衔接问题，提高了浓缩效果，因为污泥浓缩属于压缩沉淀，主要是将颗粒间的空隙水排除，以降低体积。除磷效果好。将传统重力浓缩池用带式浓缩设备进行替代，污泥停留时间短，使得污泥中细菌来不及重新释放磷，浓缩后的污泥已进入压榨脱水阶段，使磷基本上保留在泥饼中，游离液中磷的含量极低，可以减轻全厂除磷的负担，提高污水厂总体运行效果。节省投资、减少占地。采用浓缩脱水一

体化设备, 可以将传统污泥浓缩池取消, 只保留脱水机房即可。使污水处理厂占地面积减少, 节约土地, 降低土建造价。

(二) 污泥的干燥

污泥经脱水处理后, 滤饼仍含有 55% ~80% 的水分, 用来做肥料或土壤改良剂水分偏高, 用于焚烧处理影响污泥的热值和焚烧效果, 需要很大的能源费用, 所以有必要继续降低其水分, 常用的方法是热干燥技术。

1. 污泥干燥机械的类型及其工作原理

干燥技术是通过加热使潮湿物料中的水分蒸发, 同时进行传热和传质扩散过程的操作。热干燥技术按照热介质是否与污泥相接触可以分为两类: 直接热干燥技术和间接热干燥技术。

直接热干燥技术又称对流热干燥技术, 在操作过程中, 热介质(热空气, 燃气或蒸汽等)与污泥直接接触, 热介质低速流过污泥层, 在此过程中吸收污泥中的水分, 处理后的干污泥需与热介质进行分离。排出的废气一部分通过热量回收系统回到原系统中再利用, 剩余的部分经无害处理后排放。此技术热传输效率及蒸发速率较高, 可使污泥的含固率从 25% 提高至 85% ~95%。但由于与污泥直接接触, 热介质将受到污染, 排出的废水和水蒸气须经过无害化处理后才能排放; 同时, 热介质与干污泥需加以分离, 给操作和管理带来一定的麻烦。旋转式热干燥器以及闪蒸热干燥器都是典型的直接热干燥装置。

在间接热干燥技术中, 热介质通过热交换器将热传递给湿污泥, 使污泥中的水分得以蒸发, 因而热介质不仅仅限于气体, 也可用热油等液体, 同时热介质也不会受到污泥的污染, 省去了后续的热介质与干污泥分离的过程, 过程中蒸发的水分到冷凝器中加以冷凝。热介质的一部分回到原系统中再用, 以节约能源。由于间接传热, 该技术的热传输效率及蒸发速率均不如直接热干燥技术, 这种技术的操作设备有薄膜热干燥器、圆盘式热干燥器等。

2. 污泥干燥设备

(1) 对撞流干燥

对撞流干燥是一种新兴的具有广阔应用前景的干燥技术。它利用相向气流对撞所形成的高度湍流, 以及湿物料在对撞区内的快速非稳态运动来增强传热传质过程。具有快速、高强度干燥的特点, 并能很好地保持产品的品质。对撞流干燥中特殊的流体动力学和运动学特性强化了传热传质过程, 因而有着极高的干燥效率。目前, 白俄罗斯、以色列和加拿大等国家在这一领域取得了显著进展, 并将其应用于药品、谷物、城市污泥等的干燥, 取得了很好的效果。国内在这方面的研究近几年才刚刚开始, 还处于初步探索阶段。

(2) 过热蒸汽干燥

过热蒸汽干燥指用过热蒸汽直接与被干燥物料接触而去除水分的干燥方式。与传统的热风干燥相比, 这种干燥以水蒸气作为干燥介质, 干燥机排出的废气全部是蒸汽, 利用冷凝的方法可以回收蒸汽的潜热再加以利用, 干燥介质的消耗量明显减少, 故单位热耗低。利用过热蒸汽在流化床、搅拌干燥机和闪蒸干燥机上可以进行污泥的干燥。

(3) 燃气红外辐射干燥

红外辐射干燥就是红外线以辐射形式直接传播电磁波对物料进行干燥。红外线具有一定的穿透能力, 可以穿透物料表面层到一定深度, 从内部加热物料。物料潮湿部位比干燥部位能更多地吸收辐射能, 使得干燥过程的辐射能可以自动调节, 这是传导干燥和对流干燥所不具备的特点。为了把污泥干燥成粒状肥料, 研制了污泥干燥炉, 其中的干燥器就是使用 RFRT - 3.0X 型燃气红外辐射器, 如图 2 - 15, 污水首先经过离心机脱水变成粘稠状物质, 再由挤压机挤压成十几束细状物, 在传送带传送到接收器过程中, 污泥经过辐射器的加热干燥, 就可成为农用肥料。经样机

实验，发现污泥内外干燥均匀效果好，完全达到预先目的，并且投资成本低，运行费用少。

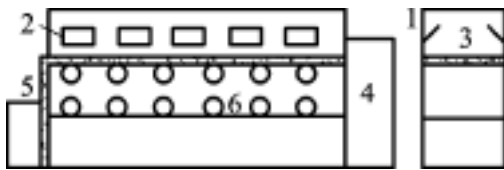


图 2 - 15 污泥燃气红外辐射干燥器

- 1—炉体；2—RFRT - 3.0X 型多孔陶瓷板燃气红外辐射器；
3—污泥；4—挤压机；5—接收器；6—传送带

(4) 间壁式热干燥

在污泥热干燥中，间壁式热干燥因干燥气体的二次污染易于控制而成为应用的主流，其中湿污泥(脱水泥饼)以薄层状，顺序流经加热壁方式干燥。如图 2 - 16 所示，重力浓缩的混合污泥，经离心脱水(3000r/min，10min)后，在预升温至指定壁温的电

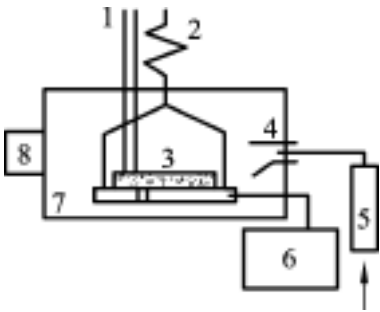


图 2 - 16 污泥间壁热干燥装置示意图

- 1—干湿球温度计；2—电子称；3—污泥层；
4—导流板；5—转子流量计；
6—可控硅温度调节仪；7—干燥室；
8—电加热平板；9—出口

加热板上成型(厚度控制，平铺)，关闭干燥室，开始向干燥室供风，影响污泥间壁热干燥强度的主要工艺参数是壁温和泥层厚度。

(5) 流化干燥

脱水后的湿态污泥，通过传送器被输入流化干燥床内；气流进入流化床内污泥层，引起污泥在受热下的固体颗粒运动，状似流体沸腾，谓之流化。控制气体流速，使污泥保持悬浮状态(而

不是输运状态), 干燥所需的热量由蒸汽通过安装在流化床内的热交换器提供; 在流化床内, 气体与污泥处于交叉逆流中, 气体作为高效热量交换介质, 而污泥中的水分则在流体运动中得以蒸发; 流化干燥床位高的一端可连续进入湿泥, 而床位低的另一端则可连续排出颗粒状干泥; 被蒸发的水分通过冷凝器加以回收并被排回到污水处理系统, 干燥过程中产生的部分污泥粉尘, 由旋风分离器从循环气体中分离后进入混合机, 与湿态污泥混合后, 再进入流化干燥床。

第三节 污泥的处置

城市生活污水处理后的污泥, 一般含水率约 80%, 富含有机质等营养成分, 又含有一定量的重金属和病毒、病原体、寄生虫卵等有害物质, 污泥处置不当会造成严重的二次环境污染。目前国外污泥主要的处置方法是填埋、焚烧、填海与农田应用, 欧美各国主要是填埋和农田利用, 日本填海造地的污泥占 70% 以上, 我国污泥主要的处置方法是填埋及焚烧。总体来讲, 各种处置方法在实际应用上都存在着一定的优点和限制条件。

一、污泥作为肥料在农业上的应用

污泥用作肥料在农业上的利用被许多国家大量采用, 农业应用污泥的比例法国为 60%、丹麦 54%、西班牙 50%、英国 44%、美国 26%, 我国污泥土地利用很早就开始了, 如 1961 年北京高碑店污水处理厂的污泥大多被当地的农民施用于土地, 接下来几十年, 我国污水处理事业飞速发展, 污水处理厂已由当时的几家发展到现在的 600 多家, 相应的污泥年产量已达 148 万吨, 但我国污泥农用的比例较小(不足 10%)。污泥作肥料利用分两种: 污泥直接施用和污泥间接施用, 适用的土地有农田、林地、草地、

市政绿化、高尔夫球场、果园等。

1. 直接施用

由于含有较高数量的有机质、氮、磷、钾和其他植物生长所需的微量元素，因此，在许多国家，把污泥直接施用于土地中。在我国，污泥多用于农田土壤。但科学家对用污水污泥施肥存有争论，因为污泥中含有重金属和有机污染物，生态学家担心时间长了，重金属和有机污染物积累会降低土壤生产力，还担心污染地下水或进入食物链。但大多数农业科学家认为污泥肥料是安全的。对于非食物链植物生长的园林绿地来说，由于不会威胁人类食物链，其风险性更小，尤其是森林，其林地处理场所远离人口密集区，所以很安全；加之森林环境的影响，以及林地、荒山往往比农田更缺乏养料，使过量的 N、P 养料得以充分利用，同时病原微生物的存活时间也大大缩短。

污泥作为肥料提供养分的同时，也对改善土壤结构、促进土壤快速熟化和恢复植被有积极作用，尤其对严重扰动、破坏土地的修复(如采煤场、矸石场、露天矿坑、粉煤灰堆积场等)有非常好的效果。

污泥直接施用缺点是卫生条件差，容易孳生蚊蝇，影响景观，尤其是用于城市园林绿化，对农田土壤来说，应掌握适当的施用量，若过量易出现作物烧苗、死秧和虫害等现象，并会造成农作物品种出现异常，地下水受污染等不良后果。

2. 间接施用

由于污泥直接施用的缺点，加之运输成本高，污泥往往处理后再施用，处理技术有堆肥化、污泥消化、加碱或氯气稳定等，堆肥化技术目前较为普遍，经处理后的污泥既可增加施用效应，又可减少有害物质含量。

污泥堆肥化是将污泥与调理剂(如锯末、秸秆、树叶、粪肥、垃圾)及膨胀剂(如木屑、秸秆、花生壳、玉米芯等)，在一定条件

下(如 pH、C/N、通气、水分、温度)进行好氧堆肥,其产物在国外多叫生物固体。污泥经堆肥化处理后,病原菌、寄生虫卵、杂草种子几乎全部被杀死,挥发性成分减少而臭味减低;重金属有效态的含量也会降低,速效养分含量有所增加,成为一种比较干净而性质比较稳定的物质。在美国,许多污水处理厂将污泥堆肥干燥及颗粒化后出售,这种颗粒肥易于同其他肥料混合,便于运输及使用。

污泥堆肥除可施用于农田、园林绿化、草坪、废弃地等外,还可用作林木育苗基质,降低了育苗成本,同时减少对腐叶土、海肥等的采挖,可达到保持生态环境的目的。

污泥堆肥作为肥料利用,一是比污泥直接施用干净卫生,二是减少了运输费用。但其养分含量毕竟低于化肥,单位养分的运输成本较高,农民购买的积极性不高,因此,运输良好、规模较大的污泥堆肥厂在我国为数不多。

3. 污泥堆肥化后农用相关的环境问题

污水污泥是良好的有机肥料来源,堆肥化利用前景广阔。但是,污泥中存在多种毒性污染物,如果污泥中污染物含量超标或使用不当,可能会导致土壤、水体、植物的污染,甚至被农作物吸收后通过食物链进入人体,从而影响人体健康。

重金属是限制污泥大规模土地利用的最重要因素。污泥成分虽然会因其污水来源不同而存在一定差异,但一般都或多或少含有一定量的重金属。一般地,生活污水污泥养分较高,重金属主要以锌、铜为主,其他金属含量较低。我国城市大量使用镀锌管道,因此,生活污水污泥中含有较高的锌。工业污水污泥则因不同行业排放的污水成分不同而不同,如皮革行业污水中含较高的镉,冶炼制造行业含较高的铅,塑料行业含较多的汞。这些重金属随污泥施用进入土壤,就可能对环境造成一定的危害。因此,应该尽可能地减少其在污泥中的含量。

未经处理的污泥中含有较多的病原微生物和寄生虫卵，在污泥的应用中，它们可通过各种途径传播，污染土壤、空气、水源，并通过皮肤接触、呼吸和食物链危及人畜健康，也能在一定程度上加速植物病害的传播，故对污泥进行稳定化是必要的。污泥经堆肥化后，病原菌、寄生虫(卵)、杂草种子等几乎全部被杀死，挥发性成分减少，臭味减低，重金属有效态的含量也会降低，速效养分含量有所增加，污泥成为一种比较干净而且性质比较稳定的物质。

二、污泥的陆地填埋处理

1. 污泥陆地填埋的方式

污泥陆地填埋法是一种自然生物处理法。它是在自然条件下，利用土壤微生物，将污泥中的有机物质分解，使其体积减少而渐趋稳定的过程。污泥填埋分为单独填埋和混合填埋，在欧洲脱水污泥与城市垃圾混合填埋比较多，而在美国多数采用单独填埋。

在混合填埋场中，一般污泥的比例 $\leq 10\%$ ，在该比例下污泥一般不会影响填埋体的稳定，但是含有污泥的填埋场在短期内(6年以内)，渗滤液 COD、挥发酸、重金属的含量会降低，pH 值会上升。在我国，混合填埋应该成为大部分污泥的出路，但由于垃圾和污泥分属环卫和市政两个不同的行政部门管理，在管理体制上还需进一步理顺。在技术方面，由于脱水后污泥含水率一般在 75% 以上，这不能满足填埋场的要求，需要再处理后才能送到生活垃圾填埋场填埋。根据德国的资料，当脱水后的污泥和垃圾混合填埋时，要求污泥的含固率 $\geq 35\%$ 、抗剪强度 $> 25\text{kN/m}^2$ ，为了达到这一强度，必须投加石灰进行后续处理，这增加了污泥处置的成本，为此有的国家设置了专用的污泥填埋场，根据污泥的含水率及力学特性等因素进行专门填埋。

污泥能否填埋取决于两个因素：污泥本身的性质，主要是土力学性质；填埋后对环境可能产生的影响。当污泥单独填埋时，一般要求污泥的抗剪强度 $\geq 80 \sim 100 \text{ kN/m}^2$ 。一些污泥因为土力学性质很差而无法进行填埋操作，有些污泥填埋后会因产生严重的气味而影响环境，有些污泥在填埋前必须经过适当的预处理。

三、污泥的投海处置

投海是利用水体消纳城市污泥，一般不需要进行严格的无毒无害化处理，也无需脱水便可直接排入水体，而且容量很大，对于靠近海岸的大型污水处理厂，这是一种方便的污泥处置方法，但此法并未从根本上解决环境问题，同时也造成了海洋污染，对海洋生态系统和人类食物链已造成威胁。纽约每年约有 $1.2 \times 10^6 \text{ m}^3$ 的污泥投入海洋，自 1940 年以来通过长期积累，已使 51.8 km^2 海域受到严重污染，所投海域已变称“死海”。由于污泥的投弃，造成了污泥的厌氧分解严重，污染了海区的环境卫生，影响其感官性状，海底的重金属浓度提高了 $100 \sim 200$ 倍，主要原因是投海污泥未经消化处理，污泥投海区没有激烈的潮流，扩散与稀释作用不明显。美国 1998 年已禁止向海洋倾倒城市污泥，1998 年 12 月 31 日以后，欧盟也禁止在海洋中处置城市污泥。

四、污泥的焚烧处置

城市污泥中含有大量的有机物和一定量的纤维素、木质素，焚烧正是利用污泥中有机成分较高、具有一定热值等特点来处置污泥。

在欧洲，许多国家诸如德国、丹麦、瑞典、瑞士等国从 20 世纪 90 年代起就开始以焚烧工艺作为处理市政污泥的主要方法。德国有近 40 个污水处理厂，已经拥有多年的污泥焚烧工艺实际

运行经验。其中 10 家混烧生活垃圾和市政污泥, 20 多家焚烧城市污水污泥, 9 家专门进行工业废水污泥的焚烧处理。丹麦每年约有 25% 的污泥焚烧处理。瑞士宣布从 2003 年 1 月 1 日起禁止污水厂的污泥用于农业, 所有污水厂的污泥都要进行焚烧处理。在 20 世纪 70 年代, 英国就将焚烧法作为处理污泥的一个方法, 但当时和其它方法比焚烧费用高且污染严重, 因此到了 70 年代末, 仅有的 4 个污泥焚烧处理厂被关闭十年后由于抛海在 1998 年被禁止, 土地填埋越来越贵, 而流化床技术日益成熟, 因此焚烧法重又兴起。1986 年在 Esholt 建立了十年来的第一台污泥流化床焚烧炉, 流化床以砂为床料, 床温 $750 \sim 800$, 炉子上部温度 $800 \sim 850$ 。床温受污泥质量影响并由流化风速控制, 床温太高则喷水调节。目前, 在英国每年约产生 1.1×10^6 吨干污泥, 如果污泥处理系统不能正常运行的话, 则必然会影响整个污水处理系统的运作。由于对填埋这一传统的污泥处理方法的种种限制, 近年来英国水处理公司越来越重视污泥焚烧这一工艺的研究。加拿大 McGill 大学和加拿大能源与矿物研究中心碳化燃烧实验室对污泥的鼓泡流化床和循环流化床焚烧都进行了能量回收和污染排放分析, 结果表明采用流化床技术处理废弃物不仅回收了可用能, 而且烟气排放可满足苛刻的环保要求, 既提高了污泥处理厂的经济性又保护了环境。

焚烧法处理污泥在日本应用的最广, 例如 1984 年处理量占 72%, 现在日本规模较大的污水处理厂大都采用焚烧法处理污泥。自 1963 年日本 TSK(Tsukishirra Kikai) 公司使用第一台立式多段焚烧炉以来, TSK 开始着重开发固体废物焚烧这一工艺, 近几年来, 流化床焚烧炉的比例逐渐增大, 开始运用在污水处理这一领域, 以名古屋市脱水污泥的处置为例, 1972 ~1973 年经太阳干燥后用于填埋; 1973 ~1976 年建立了两台多级焚烧炉; 1990 ~1991 年将多段炉更换为流化床焚烧炉, 发展成现在的设备, 为了

达到更为严格的卫生环保标准, TSK 开发了一种分散式管道型流化床焚烧炉, 并采取将脱水污泥和固体废物混合的燃烧处理方式, 这种焚烧炉可达到如下效果: 在高温流化床层中可达到同步干燥和焚烧的效果。 可达到理想的流化状态(锥形流化床层)。 不相干物质和不可燃物可从焚烧炉炉底排出。 在 750 ~850 的焚烧炉内, 异味可被彻底分解, 并且日本针对污泥焚烧所产生的焚烧灰的利用进行了大量研究, 如将焚烧灰作为沥青填料、路床和路基材料、砖瓦材料、水泥原料、熔融填料等。

我国在污泥处理方面对污泥的能源化利用研究很少, 尤其是对污泥的焚烧处理方面, 由于耗资大、设备复杂、对操作人员的素质和技术水平要求高, 因此这方面开展的工作就更少。目前只有浙江大学、中国科学院、清华大学和华中科技大学对污泥的焚烧原理进行了一定的研究。在实际工程方面, 只有深圳特区污水处理厂的污泥用于焚烧。

浙江大学热能所, 在用异重流化床燃用洗煤泥的基础上, 从 1992 年起就在国内首先系统开展了污泥流化床焚烧技术的研究, 并已取得一定成功。

焚烧工艺的应用前景越来越被看好, 第一这种处置技术在大大减少污泥的体积, 相对于机械脱水的污泥来说, 最终的焚烧产物体积只相当于最初产物的 10%。第二, 焚烧可以杀死一切病原体, 一切有机物在燃烧过程中都会最大程度地被分解, 病原体和细菌也不例外, 通过高温处理在燃烧残渣内几乎没有病原体存在。此外, 焚烧过程还可以解决污泥的恶臭问题。第三, 经过脱水的污泥的热值相当于褐煤的水平, 这样可以在一定程度上减轻污泥焚烧的费用。但是另一方面, 焚烧成本较高并可能产生二次污染(废气、噪声、震动、热和辐射), 焚烧的成本是其它工艺的 2 ~4 倍。污泥中的重金属可能随着烟尘的扩散而污染空气, 同时污泥必须保证比较低的含水率才能制作“ 合成燃料 ”, 因此污泥需

进行脱水处理。从目前的技术水平看，机械脱水成本比较高，自然脱水虽然成本低，但时间长占地大、而且晾晒期间，污泥中的腐臭气污染空气。由此可见，焚烧存在着不少问题：投资和操作费用较高；计划实施较困难；焚烧产生的气体若控制不当可能会产生二次污染(二噁英等)；污泥中的有用成分未得到充分的利用。

第四节 污泥处置现状和未来 污泥的处置发展方向

一、污泥处置现状

目前，污水污泥的主要处置方式有填埋、投海、焚烧、肥料化利用。这些方法都能够容纳大量的城市污水污泥，但各种处置方法在实际的应用上都存在着一定的优点和限制条件，如肥料化利用时污泥中含有重金属离子、呋喃等有害物质，若长期将剩余污泥施用于土地，有可能会因为有害物质的积累而影响人们的身体健康。因此，欧美等发达国家都对剩余污泥土地回用作了严格的标准规定。填埋处置存在以下问题：如合适的场地不宜寻找；污泥运输和填埋场地建设费用较高；填埋场容量有限；有害成分的渗漏可能会对地下水造成污染；填埋场的废气排放等。大海投弃是利用海洋巨大的稀释和容纳能力来处理污泥，但会污染海洋，且已对海洋生态系统和人类食物链造成威胁，国际公约已经禁止。焚烧是利用污泥中有机成分较高，具有一定热值等特点来处置污泥。但焚烧在过去一直存在着投资和操作费用较高，计划实施较困难，产生的气体若控制不当可能会产生二次污染，以及污泥中的有用成分未得到充分的利用等问题。

1992 年欧盟几种主要污泥处置方法所占比例为：农业利用

37%，填埋 40%，焚化 11%，排海 6%。与 1984 年相比，污泥产量增加了 16%，农业利用增加了 18%，填埋增加了 5%，而排海降低了 6%。欧盟各成员国由于当地环境、政府态度、管理方式的不同，所采用的各种污泥处置方式所占比例相差很大。填埋在各成员国所占比例从 8% (英国) 到 90% (希腊、卢森堡)；农业利用所占比例从 10% (希腊、爱尔兰) 到 60% (法国)；焚烧比例从小于 1% (意大利) 到 24% (丹麦)；排海仅有三个国家采用，比例从 1% (西班牙) 到 35% (爱尔兰)。日本制定了大区域污泥处置和资源利用的 ACE 计划，即 A(agriculture)——污泥无害化后用于农田、园林或绿地；C(constructionuse)——污泥焚烧后的污泥灰制成熔融固体砖；E(energy recovery)——利用污泥所含有的能量发电、供热。在德国，污水厂污泥被划分为固体废弃物，近十多年来其填埋比例也大幅下降，焚烧比例则明显升高(相关的法律和法规也推广污泥焚烧技术)，德国的污泥处置情况见图 2 - 17。

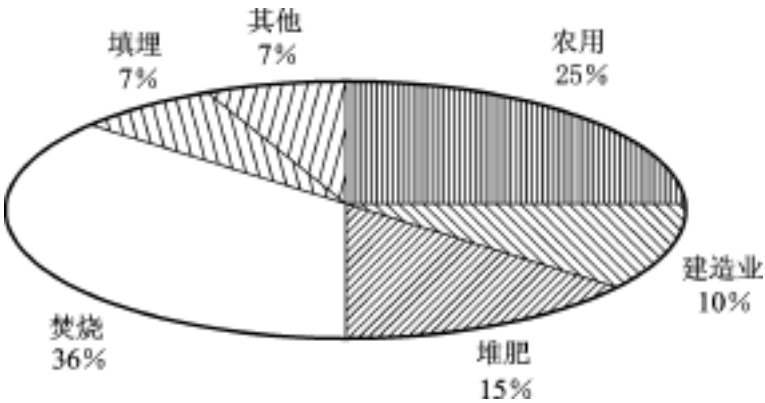


图 2 - 17 德国污泥处置方式所占比例

我国自 1961 年北京高碑店污水处理厂的污泥大多被当地的农民施用于土地，其后的天津纪庄子污水处理厂的污泥也均用于农田。随着城市污水污泥产量和污水处理厂的逐渐增多，目前我国已开始将污水处理厂污泥用于土地填埋和城市化绿化，并将污泥

作为基质，制作复合肥用于农业等。但在国内，总的状况还是以土地利用的形式将污泥用于农业。但由于我国在污泥管理方面对污泥所含病原菌、重金属和有毒有机物等理化指标及臭气等感官指标控制的重视程度还不够，因此我国的污泥处置，即最终出路存在严重问题，从图 2 - 18 可以看到仍有 13.79% 的污泥未经任何处置，这将给环境带来巨大危害。污泥散发的臭气污染空气，病原菌对人类健康产生潜在威胁，重金属和有毒有害有机物污染地表和地下水系统。造成这种现象的原因可以归纳如下：由于我国污泥处理处置起步较晚，许多城市没有将污泥处置场所纳入城市总体规划，从而造成很多处理厂难以找到合适的污泥处置方法和污泥弃置场所；我国污泥利用的基础薄弱，人们对污泥利用的认识存在严重不足，对污泥的最终处置问题缺乏关注，给一些有害污泥的最终处置留下了隐患；污泥的利用率不是很高，仍有一部分污水厂污泥只经贮存即由环卫部门外运市郊直接堆放(南方很多城市采用这种方式)。这样的处置方式既影响了污水厂的正常运行，同时污泥的随意堆放又可能产生二次污染，也造成污泥资源的浪费。因此，我国当前面临的问题是尽快发展污泥处置技术以应付不断增长的污水污泥。

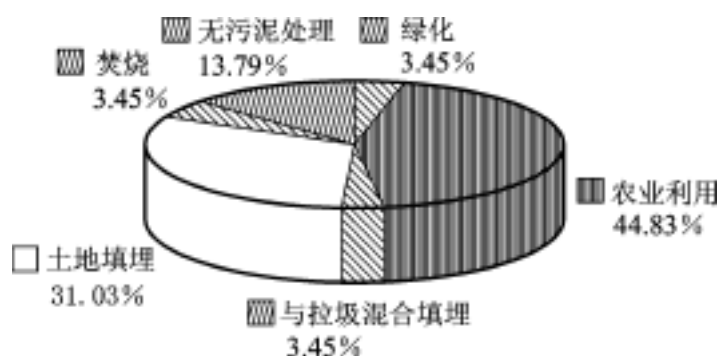


图 2 - 18 几种污泥处置技术在我国所占比例

二、污泥处置的发展趋势

欧盟对废物处理政策按下列顺序进行：不产生；产生量尽量少；循环利用；焚烧(energy recovery)；填埋。1992年欧盟污泥排海占6%，1998年12月31日后增加陆地污泥处置量，所有欧盟成员国都意识到填埋处置不是长久之计。由于填埋空间的限制，运行费用的提高和严格的环境控制标准及循环利用的鼓励，在未来污泥填埋量会逐渐减少。为了限制 CH_4 及渗出液的释放，一些成员国(如丹麦、德国)通过立法，规定填埋仅限于焚烧炉灰，大部分国家认为农用是污泥长期的主要出路，而重金属、有机物的污染及N、P富营养化，仍是限制污泥农用的主要因素。污泥焚烧法所占比例较小，但所产生的能量可用于发电，鉴于污泥农用日益面临压力，污泥焚烧量会迅速增加。此外，专门利用、贮存等处置方法会在一些国家产生重要作用，但除非技术上有明显突破，这些处置方法所占比例都会很小，2005年欧盟污泥处置方式中，填埋17%、焚烧38%、农用55%。

未来的几年里，欧盟、美国、日本等国的污泥量会迅速增加，尤其是欧盟污泥量增加更快，污泥排海禁止后，污泥主要在陆地处置，未来的发展趋势是：农用处于主导地位，其次是焚烧，再次是填埋。

虽然欧盟国家污泥处置的发展趋势不一定完全适合我国国情，但污泥的焚烧处置在我国污泥处置方法中所占比例逐渐增加的趋势是不容置疑的。

第三章 污水污泥的干燥过程及燃烧机理

第一节 概 述

前面介绍了污泥的几种处置方式，其中污泥的焚烧处置将是污泥处置的发展方向之一，污泥焚烧有利也有弊，焚烧优势在于可以迅速和较大程度地使污泥达到减量化，且在恶劣的天气条件下不需存储设备，既解决了污泥的出路问题又充分地利用了污泥中的能源，而且污泥不需要作杀灭病原菌的处理，在所有的污泥处置中，焚烧方法产生的剩余物最少；它的另一个优越性在于无异味。但另一方面，焚烧成本高和可能产生二次污染(废气、噪声、震动、热和辐射)，焚烧的成本是其他工艺的 2 ~4 倍。污泥中的重金属可能随着烟尘的扩散而污染空气，同时污泥必须达到比较低的含水率才能制作“合成燃料”，因此污泥需进行脱水处理。从目前的技术水平看，机械脱水成本比较高，自然脱水虽然成本低，但时间长占地大，而且晾晒期间，污泥中的腐臭气污染空气。

用做污泥焚烧的设备主要是多膛式焚烧炉和流化床焚烧炉，世界上第一台用作污泥焚烧的多膛式焚烧炉是 1934 年美国密歇根州安装的多膛式焚烧炉，到 20 世纪 80 年代逐渐被流化床焚烧炉代替，多膛式焚烧炉只能烧干污泥，而流化床污泥焚烧炉却可

以燃烧湿污泥和半干后的污泥，用流化床焚烧技术来处理污泥是近年来发达国家广泛采用的方法，它能很好地实现污泥的稳定化、无害化和减容化。应用流化床焚烧技术，还主要基于这样几点原因：流化床焚烧炉的低污染排放性，烟气中的重金属和 NO_x 等污染物的排放较低， SO_2 、 HCl 及 Cl_2 的控制也较易实现。参比各类焚烧设备，流化床产生的二次污染是最低的。即使将污泥的含水率降至40%，污泥的热值也仅有1000~1400kcal/kg，仍属于高水分低热值燃料，对于这种高水分低热值燃料焚烧，流化床具有独特的优势。污泥的收到基水分是80%，干燥基灰分50%，干燥无灰基挥发分90%和小于10%的干燥无灰基固定碳，污泥的高水分、高挥发分、低固定碳含量使污泥燃烧时呈现出与煤不同的燃烧特性，研究污泥的干燥过程、挥发分的释放和燃烧过程、焦炭的燃烧过程，分析污泥在流化床的燃烧机理对于污泥焚烧处置工艺的发展、控制燃烧过程中气体污染物(如 CO ， C_xH_y ， NO 和 N_2O)的排放具有重要意义。

第二节 水分对污泥燃烧的影响

一、污泥含水量对污泥燃烧设备设计和运行的影响

污泥是包含有机物、无机物和高水分的混合物，其水分按存在形式分为四类：间隙水，存在于污泥颗粒间，约占污泥水分的70%；毛细水，污泥颗粒间的毛细管水，约占20%；表面吸附水，吸附在污泥颗粒表面，约占7%；内部水，存在于污泥颗粒内部或微生物细胞内的水，约占3%。四种水分与污泥颗粒结合的强度由大到小的次序是：内部水>表面水>毛细结合水>间隙水，该次序也是污泥脱水的难易顺序。污泥干燥曲线并不是在恒定的干燥速率下干燥(见图3-1)，间隙水是以恒定的干燥

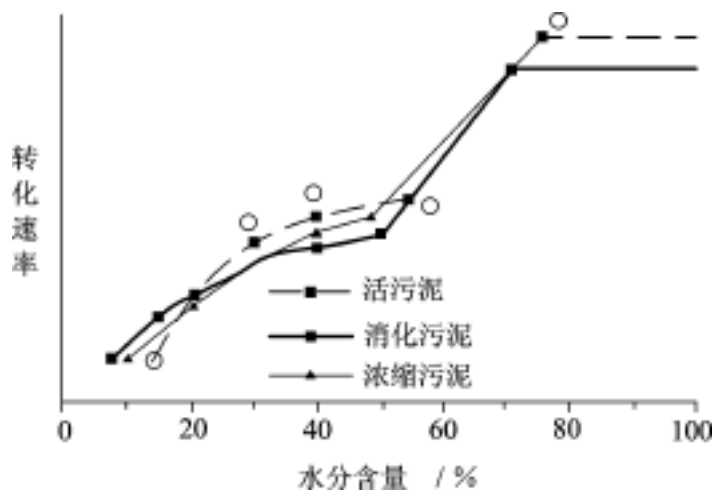


图 3 - 1 污泥的干燥特性曲线

速率脱除水分，表面吸附水以逐渐降低的干燥速率下干燥，而毛细结合水在干燥速率第二次下降时脱除，内部水在这个过程中不能脱除，内部水必须用化学方法脱除。干燥过程分为三个区(见图 3 - 2)，首先

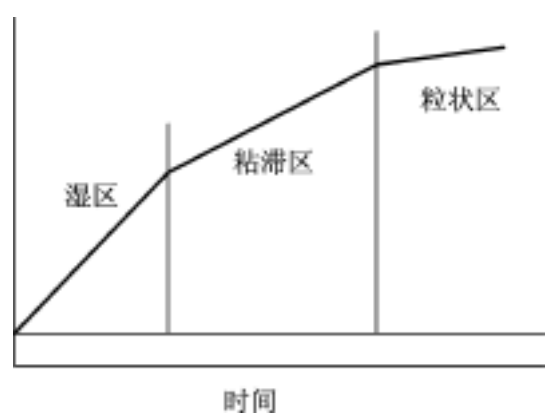


图 3 - 2 污泥干燥过程中的物理变化

是湿区，在这个区域的污泥能自由流动，能非常容易地流入加热管，然后是粘滞区，在这个区域的污泥具有粘性，不能自由流动，最后是粒状区，这个区域的污泥呈粒状，可以容易和其他物质掺混。污泥干燥技术有两个发展方向，半干燥工艺(干燥至湿区的底部)和全干燥工艺，完全干燥有两个阶段，应用再循环混合技术，将未经干燥的污泥与已经脱水的再循环污泥以一定比率混合成能越过粘滞区的固态污泥(大约干燥率 65%)，再循环污泥的

量决定于脱水机械的脱水率和要求越过粘滞区的固态污泥的要求，要达到此要求一般再循环污泥的量要大于进入混合器湿污泥的量，例如：污泥要达到 24% 的脱水率，再循环污泥的质量是湿污泥质量的四倍。

因为焚烧炉的排烟温度大都在 100 以上，所以污泥带入炉内的水分最后都是以蒸汽的形态被排出焚烧炉的。这些蒸汽以气化潜热的形式带走了燃料中的部分能量，剩余的热量才有可能为焚烧炉所用，在 1 标准大气压下，水气化潜热为 2 510kJ/kg。对于应用基水分为 M_{ar} ，干基低位发热量为 $Q_{ad, net, p}$ (kJ/kg) 的污泥，因水分存在造成 1kg 干污泥的能量损失为：

$$dQ = 2510 \times \frac{M_{ar}}{100 - M_{ar}} \text{ (kJ/kg)}$$

用相对值表示，相对原有干污泥能量的损失份额为：

$$q_w = \frac{2510 \times M_{ar}}{(100 - M_{ar}) Q_{ad, net, p}}$$

图 3 - 3 表示式(3 - 2) 在不同水分下的能量损失份额。

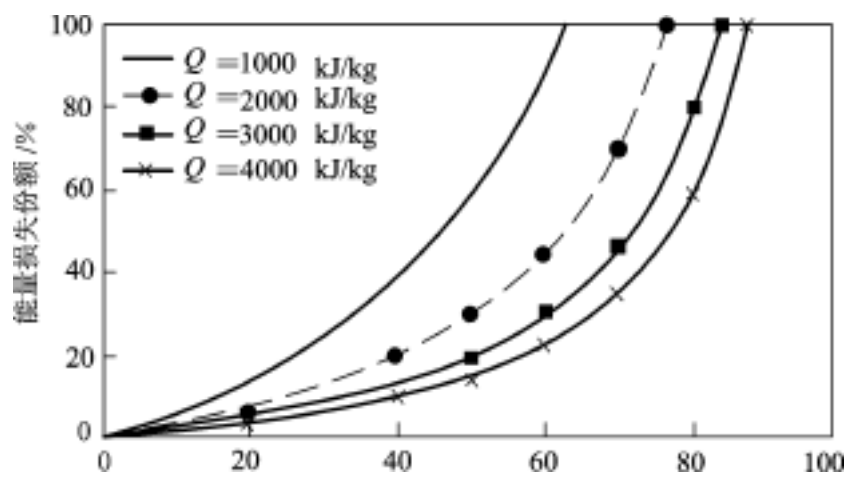


图 3 - 3 不同水分下的能量损失份额

从图中可以看出, 对于干基低位发热量 837 kJ/kg 的污泥, 水分达到 76.9% 时, 其损失达 100% , 即无能量可用了。污泥水分高, 焚烧时需加辅助燃料, 图 3 - 4 为不同水分的造纸污泥在流化床中的理论燃烧温度 T_a , 即没有任何散热时完全燃烧能达到的最高温度。

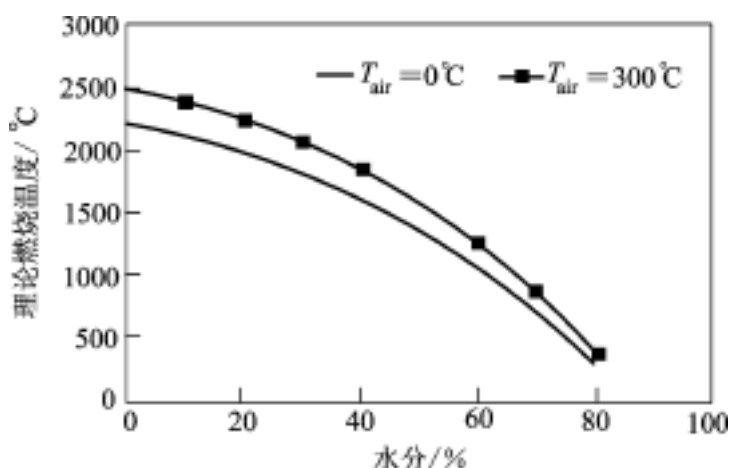


图 3 - 4 不同水分的理论燃烧温度

流化床燃烧的正常温度一般在 $800 \sim 1\,000$ 左右。由图可见, 随着水分的增加, 理论燃烧温度显著下降, 当污泥水分为 50% 时, 其理论燃烧温度还超过 $1\,300$, 这对流化床而言, 扣除燃烧损失和散热损失, 合理的床温还是有保证的, 当水分升至 65% 以上时, 理论燃烧温度降至 900 以下, 则需加入一定量的辅助燃料或采用高温热空气送入以维持床温。不同含水率的污泥焚烧时流化床的床温, 见图 3 - 5、图 3 - 6, 图中横坐标为床高, 纵坐标为相应的温度。图 3 - 5 中, S/C 表示送入炉中的污泥与煤的质量比, 图 3 - 6 中 S 为燃烧的污泥质量。由流化床温度曲线可以看出: 当污泥含水率为 82.58% 时, 污泥给入量比较少, 炉膛中主要是辅助燃料煤燃烧, 流化床锅炉床温的分布比较均匀, 而当污泥含水率为 34.36% 时, 炉膛中污泥自主燃烧。水分越高,

床内温度越低，燃烧反应速度减慢，床内燃烧份额减少，另一方面，水分越高，床温变化越灵敏，抗干扰能力减小，不利于控制燃烧。污泥水分越高，其发热值下降，且所需理论空气量减少，床温将下降。为了将床温维持在较高水平使污泥能稳定燃烧，可以减少一次风量，适当增大二次风量。

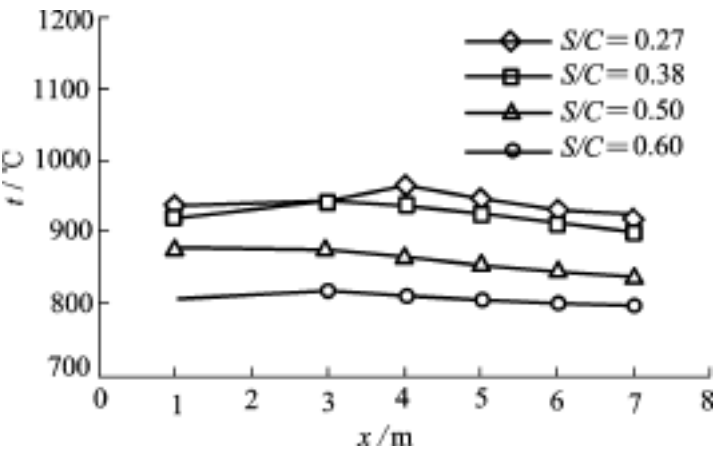


图 3 - 5 污泥含水率为 82.58% 时的床温

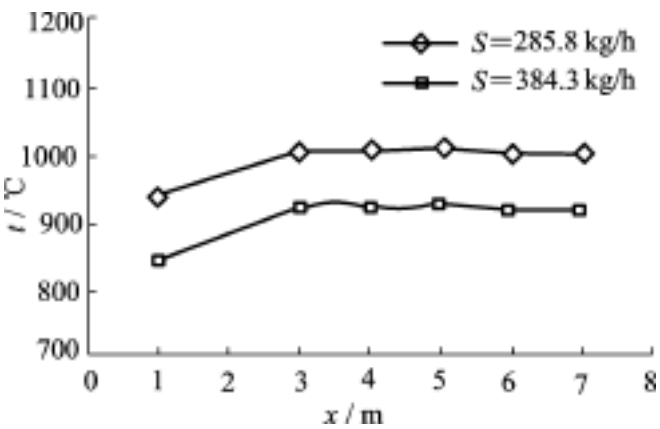


图 3 - 6 污泥含水率为 34.36% 时的床温

二、干燥过程对污泥燃烧过程的影响

污泥是一种高水分燃料，污泥的高含水率使得必须考虑干燥过程对燃烧过程的影响，研究煤的燃烧过程时，因为煤的含水率

低所以可以忽略，研究褐煤在流化床锅炉上燃烧时，发现水分的干燥会延迟挥发分的释放，并且水分的干燥过程对燃烧速率有很大影响。对于污泥的干燥过程对燃烧过程的影响，在流化床中测定含水率为 40%、60%、80% 的污泥挥发分、固定碳析出率随停留时间的变化分别如图 3 - 7、图 3 - 8 所示。虽然 3 种含水率的污泥挥发分析出率曲线相差不大，但可看出在相同的时间内含水率低的污泥其挥发分析出率要比含水率高的污泥析出率略高，经过较长时间后 3 种污泥挥发分的析出率都达到了 100%。

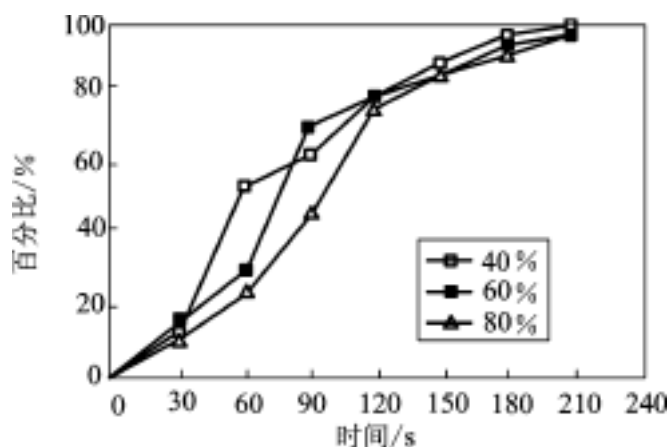


图 3 - 7 水分干燥过程对挥发分的影响

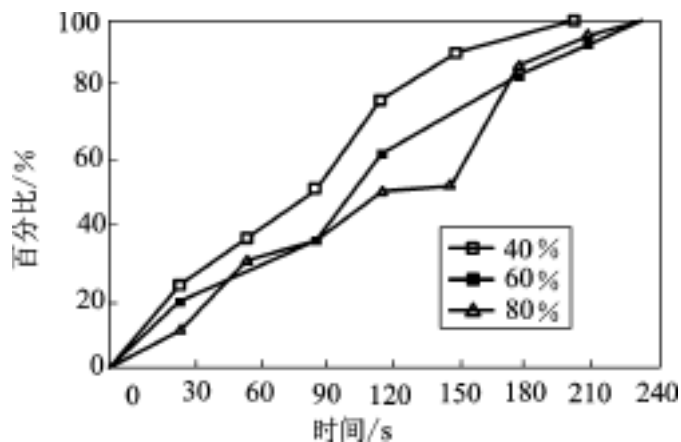


图 3 - 8 水分干燥过程对固定碳燃烧率的影响

水分对固定碳燃尽率的影响与其对挥发分析出的影响相同。由于高含水率的污泥在燃烧中需要更多的热量来使水分蒸发。而水分是先于其他组分失去的，这就使挥发分的析出和固定碳的燃尽时间延迟。

污泥在流化床中挥发分释放是在干燥完成后进行，还是和干燥过程同时进行，观察污泥放进保持 850℃ 高温的流化床锅炉的情况，一段时间后，污泥被取出，快速冷却，称量它的重量，在污泥干燥、挥发分释放和燃烧过程时重复此过程(图 3 - 9)，结果显示，污泥挥发分开始释出时仅有 40% 的水分被脱除，把湿污泥样品放在炉中，间隔一段时间后，取出样品，迅速冷却并称量剩余样品，进一步干燥从炉中取出的样品，得到随时间变化的水分含量和挥发分释放量(图 3 - 10)，同时用 1mm 直径的 Ni - Cr - Ni 温差热电偶测量湿泥中心的温度，结果显示在干燥时挥发分就开始释放，并且两个过程是并行的过程，但干燥比和挥发分释放时燃料的温度相对较低，固定炭燃烧时温度急速上升，达到最大峰值温度，如图 3 - 10 所示。

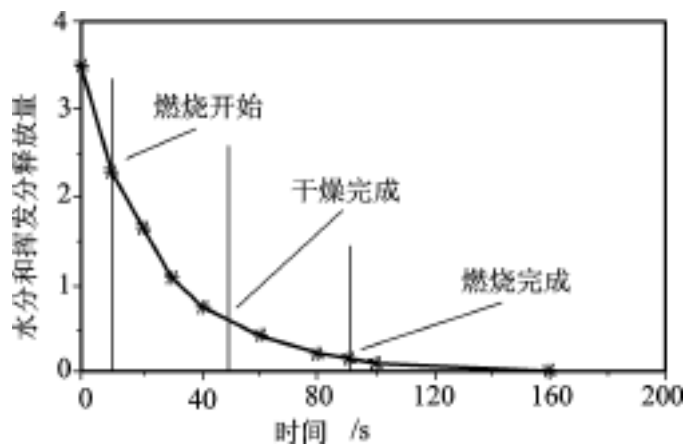


图 3 - 9 污泥的干燥过程和挥发分释放过程

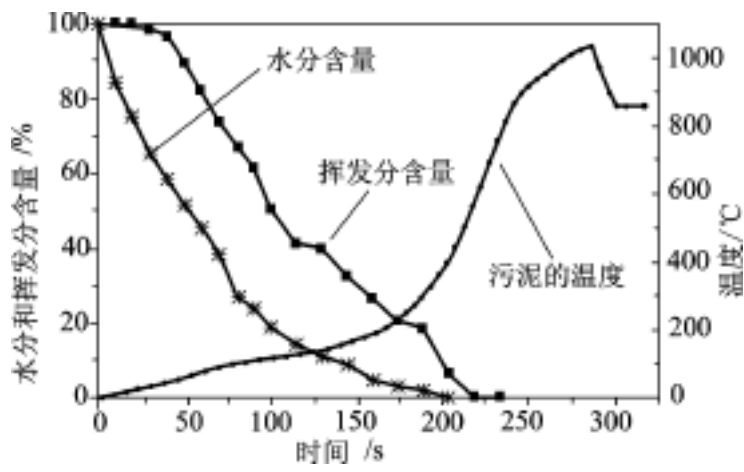


图 3 - 10 干燥、挥发分释放量及污泥的温度曲线

第三节 污泥的气化

一、污泥气化技术过程

污泥气化是一种新兴的污泥热处理工艺，是在无氧或低于理论氧气量的条件下，将污泥在高压、高温(600 ~1 000)下气化，利用温度驱使污泥有机质热裂解和热化学转化，使固体分解为油、可燃气体和炭三种可燃物，与传统的焚烧方式相比，产生的可燃气体可以有多种用途，如输送到工厂现有的锅炉或窑炉中燃用，同时由于气化、燃烧过程可以利用余热干燥污泥中的水分，从而不必外加辅助燃料，降低运行费用。气化处理利用技术既解决污泥直接排放带来的环境问题，又充分利用其能源价值。

污泥气化过程经过“干燥→在气化装置中气化生成可燃性气体产物→气体燃烧”过程实现洁净处理、能量回收利用(见图 3 - 11)。该利用涉及污泥的干燥、输送、热解气化、燃气的输送及燃烧等很多过程。其中燃烧过程为气相燃烧，易于控制；干燥所需的热量可

来自气化可燃气体的燃烧，即源自污泥，达到能量自给。

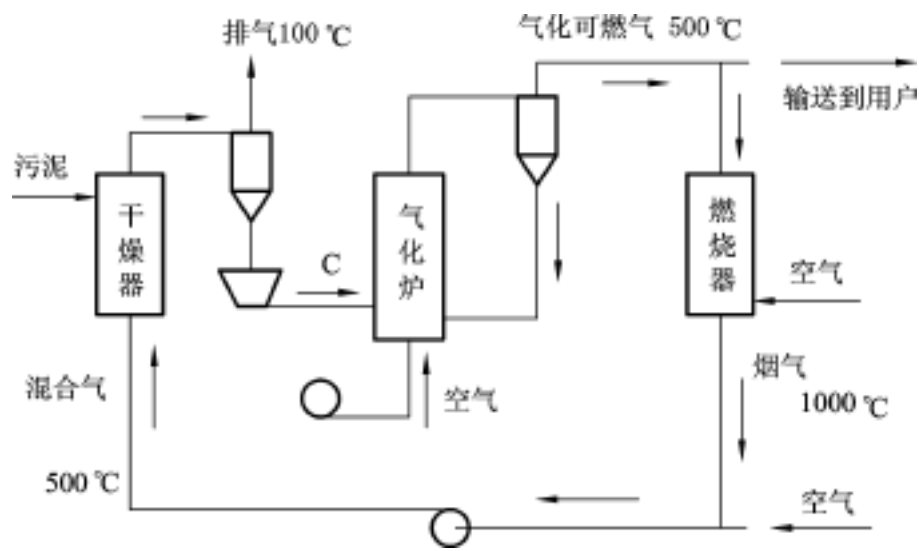


图 3 - 11 污泥气化工艺流程图

污泥气化过程包含一系列化学变化过程，是含碳物质挥发分释放的热分解过程，使原始的污泥分解出几种气体，气化产物主要是气体、碳黑和油，每种气体产生的量受气化温度的影响，气化

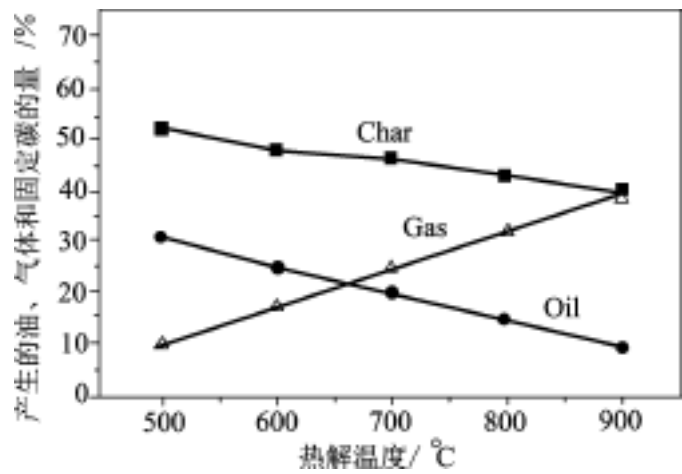


图 3 - 12 热解产物随温度的变化

温度升高，产生的气体质量增加，而炭黑和油的质量下降（见图 3 - 12，预干燥的市政污泥随温度变化热解产物变化曲线）。污泥气化时气体主要由 H_2 、 CO 、 CO_2 和 C_xH_y 组成，而每一种气体的量主要取决于污泥的种类和气化温度，图 3 - 13 为不同种类污泥气化时的气体组成，对于绝大部分污泥来讲，气体产物中

CO 的量最大，其次是 C_xH_y ，表 3 - 1 为同一种污泥在不同气化温度时各气体产物组成的百分比，随着气化温度升高，气化产生 CO 的量增加而 CO_2 和 C_xH_y 的量减少。

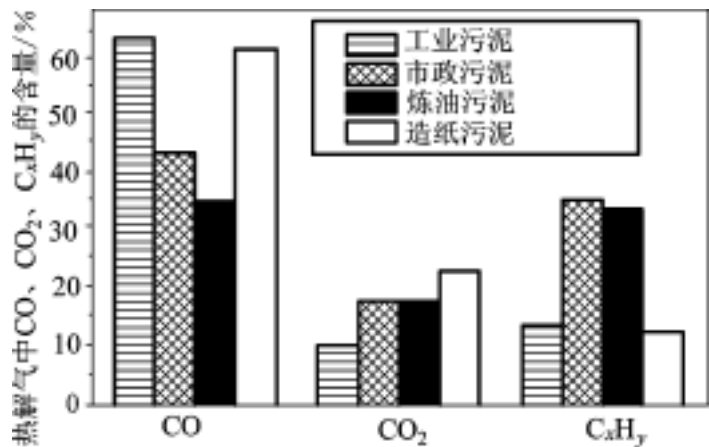


图 3 - 13 干燥污泥在气化时气体的组成

表 3 - 1 污泥在不同温度气化时气体组成

温度()	620	670	760	830
H ₂ (%)	2.5	2.59	3.2	4.62
CO ₂ (%)	24.4	18.32	15.39	7.25
CO(%)	28.63	34.62	43.43	66.17
C _x H _y (%)	33.54	36.04	31.12	16.45

表 3 - 2 不同温度下热解气体的组成

温度()	620	670	760	830
H ₂ (%)	2.5	2.59	3.2	4.62
CO ₂ (%)	24.4	18.32	15.39	7.25
CO(%)	28.63	34.62	43.43	66.17
C _x H _y (%)	33.54	36.04	31.12	16.45

污泥中的碳有两种存在形式：挥发分碳和固定碳，污泥中的碳在气化时绝大部分随着挥发分挥发出去(图 3 - 14)，在一个较低的气化温度时，40% ~60% 的污泥中碳随挥发分释放出去，如果温度升高到 700 ℃ 时，70% ~80% 的碳随挥发分释放出去，如果再升高温度则污泥中碳随挥发分释放比例几乎不会再改变，挥发分碳和固定碳的这种分配比例是所有污泥的共性，与污泥的种类、水分含量、气化起始温度无关，在燃烧温度时，绝大部分碳是挥发分碳。

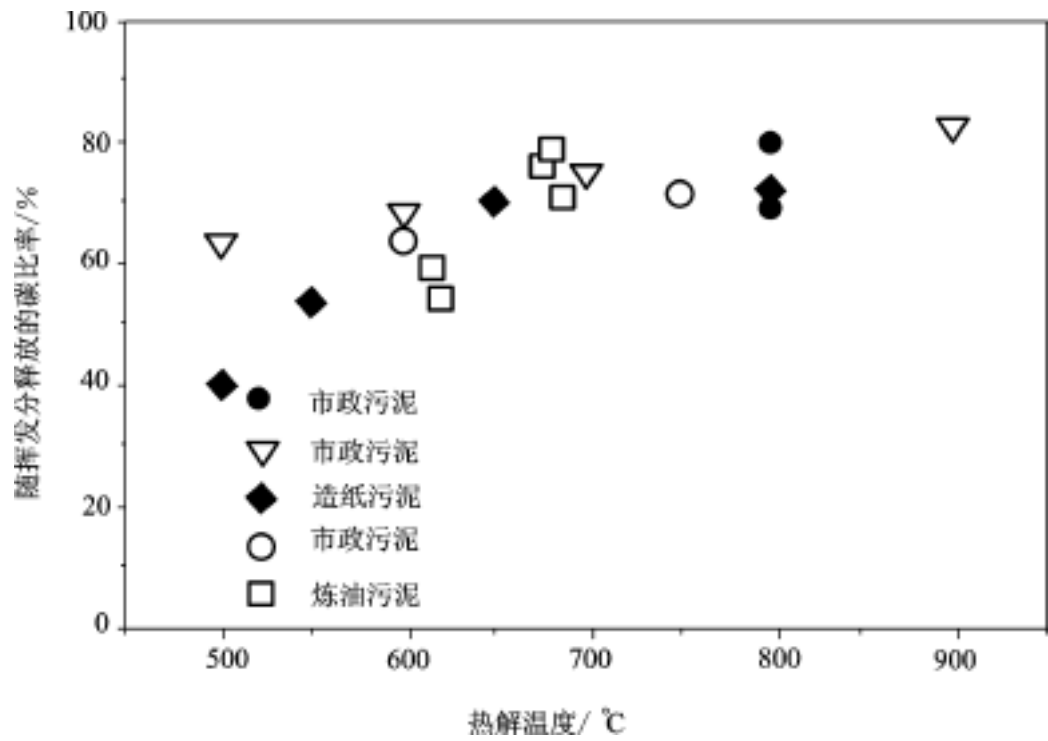


图 3 - 14 气化温度对随挥发分释放的碳比率的影响

二、气化炉

气化炉是气化过程产生可燃气体的主要设备，分为固定床、流化床和气流床气化炉。固定床气化炉装置可分为下吸式和上吸式固定床气化炉装置，如图 3 - 15 所示。下吸式固定床气化炉的特点是在床底部设有一个收缩喉口区，污泥和气体同向通过高温

喉口区(直径 D 为 180mm) 向下流动。污泥在喉口区发生气化反应, 产生的焦油通过喉口高温区时在炭床上部分裂解。上吸式固定床气化炉的气体流动方向与污泥移动方向相反。在气化炉底部, 空气中的氧气与固定碳不完全燃烧、气化, 产生可燃气体, 向上流动时加热向下移动的废渣污泥, 使其发生气化反应, 释放出可燃气体。

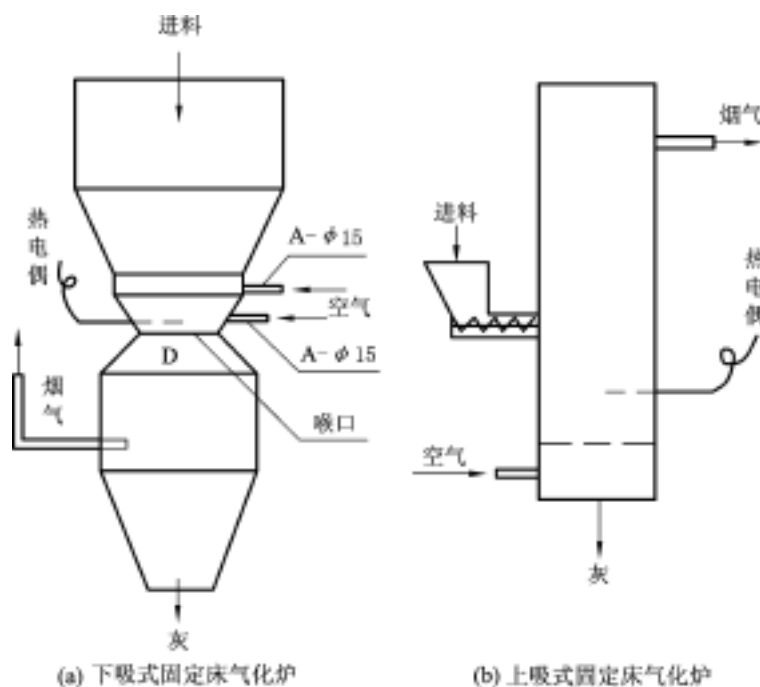


图 3 - 15 固定床气化炉

流化床污泥气化系统主要包括气体发生器及气体净化装置两大部分(见图 3 - 16)。与上吸式及下吸式固定床气化器不同, 流化床气化器没有炉箅, 鼓入气化器的适量空气经布风板系统均匀分布后将床料流化, 粒度适宜的污泥经供料装置送入气化器, 并与高温床料迅速混合, 在布风板以上的一定空间内激烈翻滚, 在常压条件下迅速完成干燥、热解、燃烧及气化反应过程, 从而生产出需要的燃气。由于床料热容大, 即使水分含量较高的燃料也

可直接气化。因其气化强度高，且供入的燃料量及风量可严格控制，所以流化床气化炉非常适合于大型的工业供气系统，且可在一定的范围内任意调整可燃气体的热值。

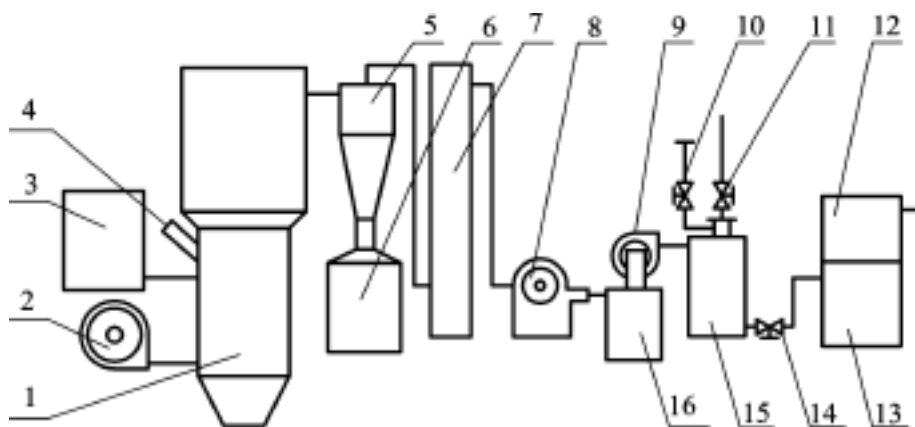


图 3-16 流化床气化工艺流程图

- 1—气化器 2—鼓风机 3—料仓 4—减压孔 5—除尘器 6—灰仓
7—冷却塔 8—1#风机 9—11#风机 10—火焰监视器 11—排空阀
12—水封 13—过滤器 14—供气阀 15—1号除焦器 16—2号除焦器

气流床气化工艺过程为：污泥与气化剂经喷嘴喷入气化炉的燃烧区，由于气化炉该处温度高达 $1\,500 \sim 2\,000\text{ }^{\circ}\text{C}$ ，因此污泥中的残余水分快速蒸发，同时由于热分解反应速度大大高于污泥的燃烧速度，所以细小的颗粒开始发生快速热分解，即脱挥发分，生成半焦和气体产物，挥发分中的活性可燃成分如 CO 、 H_2 、 CH_4 及焦油与 O_2 发生气相燃烧反应，生成 CO_2 和 H_2O ，并放出热量供污泥继续热解及气化反应的进行，由于气相燃烧反应速度很快，因此一般认为在氧气存在的情况下，上述气相燃烧反应达到完全，亦即在氧气存在时，气相中不含 CO 、 H_2 、 CH_4 和焦油，煤中的挥发分析出后，发生半焦燃烧及气化反应，与水蒸气及 CO_2 反应，如此时仍有氧气存在，则在气相中仍发生 CO 和 H_2 燃烧反应，气化炉中的氧气反应完后，半焦与水蒸气、 CO_2 和 H_2 等继续

发生气化反应，同时气相中还有变换反应和甲烷裂解反应等，对气化床气化，一般将变换反应和甲烷化反应视为平衡反应。

固定床、流化床和气流床三种气化炉各有其优缺点，固定床技术由于主气化层建立在灰熔融的高温区附近，燃料在炉内停留时间长，气化剂在炉内的气流速度低，吹风蓄热，加上采用上、下吹轮制气，使得炉内热利用率高、蒸汽分解率高，初净化容易，排灰和排气温度都低，炉内热损失少。故具有省氧、省蒸汽、省投资且气化效率高的优势，提高碳转化率和提高整体热效率以及降低运行费用的关键在于优化操作工艺。流化床气化炉技术由于备料简单，炉温较低、均匀，使工艺简化、方便，设备制造不复杂，且投资不太大，具有规模适中、操作很容易掌握等优势。气流床技术由于燃料适应性强，炉子操作温度高，热效率高，合成气中有效组分高，原煤和氧耗相对流化床均较低，且具有运行可靠性高、自动化程度高、环保性能良好等优势，是当今世界最先进的气化工艺。

第四节 流化床中污泥挥发分、焦炭的燃烧过程

一、流化床中污泥挥发分的释放和燃烧过程

污泥中可燃物的绝大部分都是挥发分，干燥无灰基挥发分达90%，因而研究挥发分的释放和燃烧过程可以说具有十分重要的意义。污泥在流化床中的焚烧过程，基本上是水分蒸发同时伴随挥发分的析出与燃烧。过程与水分的蒸发过程不同，流化床中挥发分的析出在焚烧初期比较缓慢，曲线较为平坦，这是因为初期水分大量蒸发，污泥温度较低缘故，随着焚烧过程的进行，挥

发分的析出速度逐渐增大，并在一定时间内保持不变，最后随着焚烧接近结束，挥发分的析出速度又降为零(见图 3 - 17)。

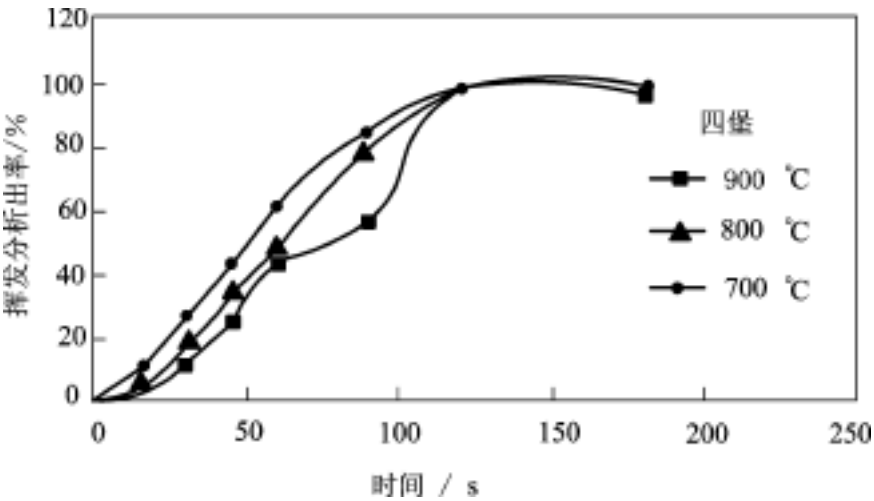


图 3 - 17 温度对四堡污泥挥发分释放的影响

对于燃烧过程来讲，并不是所有燃料挥发分的燃烧都是主要因素。对于污泥的燃烧来讲，挥发分的燃烧是非常重要的一步，污泥挥发分含量高，污泥中碳的 80% 随挥发分释放。关于挥发分释放和燃烧所处区域有三种模型，第一种模型认为把燃料送入后挥发分迅速释放和燃烧，挥发分燃烧和释放速度高于炉床物料的混合速度，第二种模型认为挥发分的释放和燃烧贯穿于炉床，因此挥发分释放和燃烧时间和物料的混合时间成比例，而物料的混合时间，正比于炉床的尺寸，第三种模型认为释放出的挥发分成卷流状而阻止了氧气向里面的扩散和深入，这形成了仅发生在边界的限制燃烧。通过比较污泥、碳氢化合物和煤的燃烧发现：燃料中挥发分含量越高，燃烧特性越接近气体的燃烧特性(图 3 - 18)。污泥的燃烧是由挥发分的燃烧控制，在建立模型时，把挥发分的释放和燃烧与固定碳的燃烧分开是接近实际情况的。

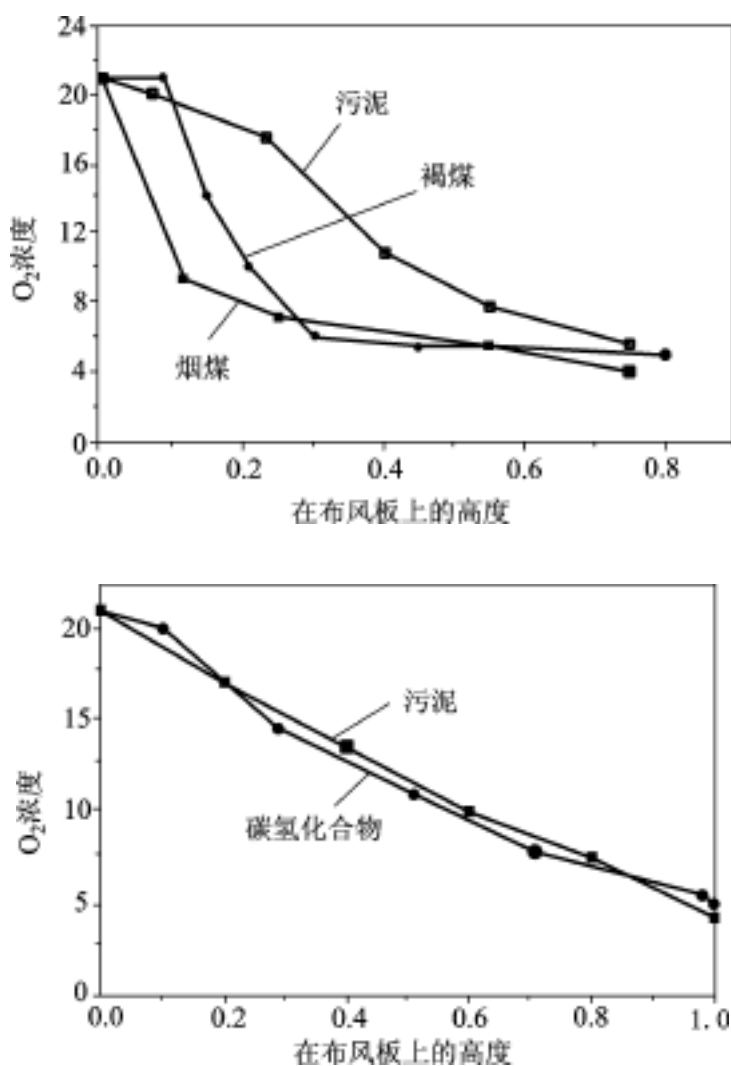


图 3 - 18 污泥、煤和丙烷燃烧特性比较

污泥颗粒在炉床上燃烧时保持了它们的原有形式，并没有发生颗粒分离，湿污泥放进流化床焚烧炉中燃烧，观察炉床的上部边界，可观察到悬浮粒子在炉床表面或浅层干燥、热解和燃烧，颗粒的直径在减小，挥发分燃烧发出短而明亮的火焰，但火焰并不连续，一会儿消失。与湿污泥相比，干污泥形成一长而黑的火焰，火焰的高度取决于挥发分释放的剧烈程度。

二、污泥中焦炭在流化床中的燃烧过程

污泥干燥和析出挥发分后，剩余的焦炭将会和氧气发生反应直至燃尽，对于煤颗粒来讲，焦炭的燃尽时间高于挥发分的脱除时间，煤颗粒的燃烧主要是由焦炭的燃烧过程控制，而对于污泥来讲，焦炭的含量低，焦炭的燃烧时间少于挥发分的释放和燃烧时间，湿污泥则挥发分释放时间更长一些，因此，污泥的燃烧过程主要是由挥发分的释放和燃烧过程控制，可忽略焦炭燃烧的影响。

污泥中焦炭是多孔性物质，炭的燃烧和气化，在一定的温度条件下，在焦炭外表面上进行，同时随着反应气体向孔隙内部渗透扩散，反应过程也扩展到焦炭内部。污泥中固定碳的燃烧有三种燃烧模型，收缩粒子模型、收缩核心模型和收缩密度模型，因为污泥的高灰分特性，一些人选择收缩核心模型作为污泥的燃烧模型。然而，由于污泥干燥和热解时失重量大，形成的固定炭多孔，在同样的实验条件下污泥形成的固定炭孔隙率远高于褐煤固定炭形成的孔隙率，污泥固定炭的燃烧包括氧原子穿入固定炭孔隙的过程，但收缩核心模型并不能充分表述这一过程。

总之，由上面的分析可以看到湿污泥的高水分和高挥发分特性明显影响污泥的燃烧特性，污泥的干燥和热解是并行发生的过程，干燥过程和挥发分的释放、燃烧过程确定了炉膛的温度分布，特别是在多膛式焚烧炉和流化床焚烧炉中燃烧污泥时。挥发分的释放和燃烧过程控制污泥的燃烧过程，固定碳的燃烧过程处于次要地位，在设计和运行污泥焚烧炉时必须引起注意。

第四章 污泥及其混煤的燃烧热解特性

第一节 污泥的基本特性

一、污泥的成分

污泥的来源与形成过程十分复杂，不同来源的污泥其成分不同。但从燃烧角度来讲是由可燃质、不可燃的矿物杂质(灰质)和水分组成。为了实用方便，都通过元素分析和工业分析来确定各种物质的百分含量。表 4 - 1，表 4 - 2 是几种污泥的元素分析与工业分析数据。

表 4 - 1 几种污泥的元素分析(空干基)

污泥试样	C	H	O	N	S
程桥污泥	28.16	3.88	12.04	4.24	1.51
污泥 1	23.25	1.743	3.161	0.780	0.946
污泥 2	54.1	9.5	29.5	5.5	1.4
长沙污泥	35.66	3.80	—	3.22	1.80
污泥 3	24.83	3.99	—	3.30	—
污泥 4	23.00	3.50	—	2.52	—
造纸污泥	23.98	3.60	19.28	0.75	—
上海韩松潜力纸业	29.83	4.04	22.39	0.41	0.17

表 4 - 2 污水污泥的工业分析(空干基)

试样	水分 (M_{ad}) / %	灰分 (A_{ad}) / %	挥发分 (V_{ad}) / %	固定碳 (FC_{ad}) / %	发热量 (Q / ($KJ \cdot kg^{-1}$)
程桥污泥	7.70	42.49	44.64	5.17	11500
吴淞污泥	5.12	51.73	39.88	3.26	8461
污泥 5	9.67	28.06	52.77	9.5	—
污泥 6	4.8	42.93	44.28	7.99	12820
长沙污泥	4.9	54.1	38.2	2.8	—
黄石污泥	6.97	55.51	22.67	14.85	8246
太原污泥	5.33	56.66	40.95	2.39	12920

(一) 污泥的元素分析

污泥中的元素组成，一般是指有机物中的碳(C)、氢(H)、氧(O)、氮(N)、硫(S) 的含量。

1. 碳(C)

碳是污泥中可燃质主要的元素，一般占可燃质成分的 50% 以上。污泥的碳含量随着污泥的来源不同而有差别。

碳是污泥的发热量的主要来源。每千克碳完全燃烧时可放出约 32.70mJ 热量。污泥中大部分碳与氢、氮、硫等结合成挥发性有机化合物，固定碳很少。固定碳在较高的温度下才能着火燃烧。当污泥中固定碳的含量较高时，燃烧热解过程就有可能呈现两个峰值。

2. 氢(H)

氢也是污泥中的可燃成分。该元素的发热量最高，每千克氢燃烧后的低位发热量为 120.37mJ(约为纯碳发热量的 4 倍)，但污泥中氢的含量很少。污泥中的氢元素大多以各种类型的碳氢化合物状态存在，它们在受热时易裂解析出，较易着火和燃烧。

3. 硫(S)

硫是污泥中的有害杂质。污泥中的硫分为两部分：一部分在

硫酸盐中,不能燃烧,是灰的一部分;另一部分是有机硫和黄铁矿硫,可燃烧放热,但每千克可燃硫的发热量仅为 9.10mJ。污泥中各种硫分的总和称为全硫分(S_t)。其中有机硫、硫铁矿硫和元素硫均参与燃烧,因而合称可燃硫。

硫燃烧后在烟气中以 SO_2 及少量的 SO_3 存在。 SO_3 使烟气的露点大大升高。烟气中的 SO_2 及 SO_3 能溶解于水变成 H_2SO_3 及 H_2SO_4 , 会使焚烧炉受热面金属腐蚀及堵灰,从而影响焚烧炉的使用寿命。锅炉排放烟气中的硫化物会污染环境,且对人体和农作物都有害。

4. 氧(O)

氧为污泥中的不可燃元素,污泥中氧的含量,随污泥的形成来源不同而有较大差别,其存在形式一般表现为与碳、氢化合。

5. 氮(N)

污泥中氮含量较高,一般为 6% ~8% (干燥无灰基)。氮在燃烧中有可能形成氮氧化合物 NO_x (NO 及 NO_2 等), 会污染大气环境。

(二) 污泥的工业分析

在工业上常用的简易分析燃料成分的方法称工业分析,工业分析只测定污泥中所含水分、灰分、挥发分和计算固定碳成分。另外还可测定污泥的发热量。污泥的工业分析能反映出污泥在燃烧方面的某些特性。这种分析适用于污泥焚烧厂等单位对污泥的日常监督。

1. 水分(M)

水分是污泥中不可燃成分。其含量变化甚大,最少的仅为 2% 左右,最多的可达 50% ~90%。随着污水污泥处理过程不同而有区别。

水分是污泥处理过程中涉及的一个重要物理参数,其值大小直接影响到污泥干燥、脱水及污泥焚烧过程的进行,需严格进行

监控。含内在水分大的污泥着火困难，而且在燃烧过程中水分气化要吸收热量，降低燃烧温度；烟气水分使锅炉效率降低，还易在低温处腐蚀设备。

2. 灰分(A)

灰分是污泥中不可燃的矿物杂质在燃烧后的生成物。其主要成分与污泥来源有关。污泥灰分中常见的 10 种重金属是：砷、镉、铬、铜、铅、汞、钼、镍、硒和锌，它们对环境有很大的影响，另外，硅、铝、钙、镁、铁等亦是灰分的主要成分。

灰分的测定通常使用灼烧法，即在 815℃ 下对污泥样灼烧，直待残留物恒重时，其量即为污泥的灰分，或称灰分产率。

污泥的灰分含量高，这必然会影响到污泥的着火与燃烧。另外污泥中灰分的存在也是结渣、积灰和磨损的根源。

3. 挥发分(V)

污泥中挥发分不是污泥的固有物质，而是在特定条件下污泥受热分解的气体产物，确切地说应称挥发分产率。其主要是各种类型的碳氢化合物及不能燃烧的气体 and 蒸汽，如氮、二氧化碳、水蒸气等。

污泥挥发分含量高，大多在 20% ~50% 之间；挥发分含量越高，污泥就越易着火，也较易于燃尽，燃烧损失较少。挥发分对污泥的燃烧性能有很大的影响。

4. 固定碳(FC)

在污泥受热分解析出挥发分后，剩余的焦渣中扣除灰分后，即为污泥的固定碳。在污泥中固定碳含量一般很少。

二、污泥的干燥特性

污泥经过自然干化或机械脱水后，尚有 45% ~85% 的含水率，体积与重量仍然很大，可采用干燥的方法进一步脱水干化。干燥的脱水对象主要是去除毛细管水、吸附水和颗粒内部水。经

干燥后,含水率约可降低至 10% 左右。

(一) 污泥自然干燥

最简单的污泥加热干燥方式是早期的自然干燥法,该方法是利用太阳能,具有无污染、可再生、能量大、成本低等特点,对污泥进行加热干燥。污泥的自然干燥脱水法需要良好的气候条件,当日照时间长、光照强、风速大、降雨量少时,脱水效果好,反之则差。

在污泥的自然干燥过程中,污泥往往简单地放置在一片较为开阔的地方,如干化床、砂滤床等。在干燥的第一天,污泥中的水分大部分得到分离,浮泥下面的水层通过渗流排入砂层,污泥依靠蒸发继续进行干化,直至其含水率达到处理要求。为防止散发臭气,孳生蚊蝇,污泥在干燥前需进行稳定化处理。有时为增强干燥效果,还可采用真空泵抽吸或机械搅拌等方法,但如果要采用机械搅拌方法,则要求污泥的初始固体物质的含量(简称含固量)达到 12% ~15%。

污泥自然干燥方法特别适合一些气候条件好,空间开阔的地区采用,如美国南部地区即有很多污泥自然干燥的工程实例。

(二) 加热干燥技术

20 世纪 80 年代,人们对污泥的干燥特性进行了研究,发现污泥与晶体物质的干燥特性有很大的差异。水分在污泥中有 4 种存在形式:间隙水、毛细结合水、表面吸附水以及内部水,这些存在形式分别反映了水分与污泥固体颗粒结合的情况,如图 4 - 1 所示。

在污泥的热干燥特性的试验研究中发现,随着含水率的降低,污泥的

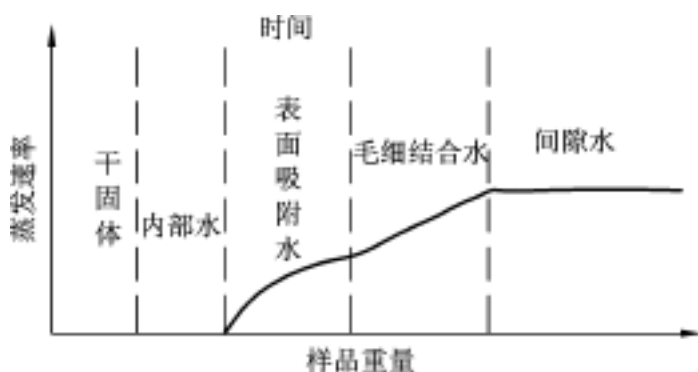


图 4 - 1 污泥的热干燥曲线

热干燥特性越来越好。污泥经热干燥处理后,污泥性状得到改善,利用价值提高,为后续处理处置过程创造了良好的条件。

加热干燥技术是处理城市污水污泥的一个可靠有效的方法,特别是对人口稠密、土地有限的地区来说,意义更为重要。利用该工艺可以极大地提高污水污泥的品质,变废为宝,因而,加热干燥工艺及技术发展迅速。大型的污泥加热干燥工厂遍布于美国各地,例如纽约、密尔沃基、波士顿等地都有年设计生产能力在 350 000t 干重以上的大型工厂。

加热干燥技术是一项发展迅速的污泥资源化技术,具有以下几大优势:能有效地去除细菌和病原体,并对最终产物消毒,使其完全符合污泥处理与利用的相关标准;大幅度减少污泥的体积与重量;能保持污泥的营养物质,并使其得以循环利用;可将处理后的污泥加工成某种有利用价值的物质,如生物肥料、土壤修复剂及燃料等,从中获得一定的经济效益;可改善污泥产品的运输、贮存性能,使其更易被社会接纳。

三、污泥的发热量

污泥的发热量是单位质量的污泥完全燃烧时所产生的热量。污泥的发热量一般较低,由于来源不同,发热量差别较大,热值高的高达 18.191MJ/kg,有的很低,只有 3MJ/kg,大部分污泥燃烧需要加辅助燃料,部分污泥能自持燃烧。

污泥燃烧的热值主要来源于所含有有机物的燃烧,其燃烧热值的计算式为:

$$Q = 2.3a \left[\frac{100P_v}{100 - G} - b \right] \left[\frac{100 - G}{100} \right] \quad (4 - 1)$$

式中 Q ——污泥的燃烧热值, kJ/kg(污泥干重);

P_v ——有机物质(即挥发性固体)含量, %;

G ——无机混凝剂量(以占污泥干固体重量百分数计), 当

用有机高分子混凝剂或未投加混凝剂时， $G = 0$ ；

a、b——经验系数，与污泥性质有关，新鲜初沉污泥和消化污泥： $a = 131$ ， $b = 10$ ；新鲜活性污泥： $a = 107$ ， $b = 5$ 。

污泥的燃烧热值也可查表 4 - 3 得到。

表 4 - 3 各种污泥的燃烧热值

污泥种类		燃烧热值 /[$\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$]	污泥种类		燃烧热值 /[$\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$]
初沉污泥	新鲜	15826 ~18191.6	初沉污泥与活性污泥混合	新鲜	16956.5
	经消化	7201.3		经消化	7452.5
初沉污泥与腐殖	新鲜	14905	活性污泥	新鲜	14905 ~15214.8
污泥混合	经消化	6740.7 ~8122.4			

第二节 污泥的燃烧过程

燃料的燃烧是指燃料中可燃物与空气中氧气在高温条件下进行的强烈化学反应过程，在此过程中产生大量热量。通常把具有强烈放热效应、有基态和电子激发态的自由基出现，并伴有光辐射的化学反应现象称为燃烧。燃烧可以产生火焰，而火焰又能在合适的可燃介质中自行传播。火焰能否自行传播，是区分燃烧与其他化学反应的特征，其他化学反应都只限在反应开始的局部。燃烧过程，伴随着化学反应、流动、传热和传质等化学过程及物理过程，这些过程相互影响、相互制约。因此，燃烧过程是一个极为复杂的综合过程。

污泥中的主要可燃成分为碳、氢元素及他们的化合物。燃烧过程中，都会生成二氧化碳和水蒸气。表 4 - 4 为污泥中主要元素及化合物的燃烧方程。

表 4 - 4 燃烧方程

可燃物	分子量	反应方程	放热量/(kJ · kg ⁻¹)
碳	12	$C + O_2 \longrightarrow CO_2$	32750
氢	2	$H_2 + 0.5O_2 \longrightarrow H_2O$	141694
硫	32	$S + O_2 \longrightarrow SO_2$	9292
硫化氢	34	$H_2S + 1.5O_2 \longrightarrow SO_2 + H_2O$	16492
甲烷	16	$CH_4 + 2O_2 \longrightarrow CO_2 + 2H_2O$	55515
乙烷	30	$C_2H_6 + 3.5O_2 \longrightarrow 2CO_2 + 3H_2O$	51797
丙烷	44	$C_3H_8 + 5O_2 \longrightarrow 3CO_2 + 4H_2O$	49941
丁烷	58	$C_4H_{10} + 6.5O_2 \longrightarrow 4CO_2 + 5H_2O$	49477
戊烷	72	$C_5H_{12} + 8O_2 \longrightarrow 5CO_2 + 6H_2O$	51103

燃料的燃烧过程首先取决于燃料自身的燃烧特性。所谓燃烧特性是指燃料的理化特性、着火特性、燃尽特性和灰渣特性。同时，燃料的燃烧过程还与许多外部条件有关，例如炉内温度水平、空气与燃料的混合比例、配风方式、燃料 - 空气的混合物与炉内高温烟气的热量交换、燃烧放热量、换热器的吸热能力等。

上述因素交织在一起，影响着燃料的着火、燃尽以及结渣等过程。由此可见，燃料的燃烧过程是一种十分复杂的物理、化学现象的发生与发展过程。各种燃料燃烧特性差别很大，其燃烧过程发展的差异也随之增大。对于固体燃料，其燃烧过程大致要经历以下几个阶段： 燃料的加热、干燥； 挥发分的析出与焦炭的形成； 挥发分的着火与燃烧； 焦炭的着火与燃烧； 灰渣的形成。

实际上因为燃料颗粒的大小不同,且其组分也有很大偏差,加之受热情况的差异,燃烧过程 5 个阶段将交错进行。例如在燃烧阶段,仍不断有挥发分析出,只是数量逐渐减少,同时灰渣也开始形成。污泥的具体焚烧过程分析见第五章第二节。

第三节 污泥的燃烧热解 反应动力学分析

一、热重分析法

(一) 概述

热重法(thermogravimetry, 即 TG) 是在程序控制温度下测量物质的质量与温度关系的一种技术。用于热重法的仪器是热天平,它能连续记录质量与温度的函数关系(TG 曲线)。工作时,一般以程序控制温度的方式来加热或冷却样品,或使样品保持在某个恒定的温度,或进行某种程序的循环。

图 4 - 2 是热天平系统的原理图,其主要组成部分为: 记录天平; 炉子; 程序控制温度系统; 记录仪; 支持器。

利用热天平研究燃料的燃烧性能,是根据热分析曲线表示出的燃烧特性参数,包括确定燃料的着火温度(T_i)、燃尽温度(T_h)、可燃质份额(q)、可燃质最大燃烧速度(DTG_{max})等,来判断燃料燃烧特性的一种常规分析法。这种方法在国外开始于 20 世纪 70 年代,国内对燃料燃烧特性的研究开始于 20 世纪 80 年代。利用热天平来研究燃料的燃烧特性,国内外尚没有统一的标准。美国的 B&W 公司用燃烧分布曲线来判断燃料的着火特性; F&S 公司采用燃料的反应指数来评价燃料的燃烧特性。国内西安热工所则提出着火稳燃特性综合判别指标 R_s 以及燃尽特性综合判别指标 R_j 。热重分析方法对于煤种研究的较多,对于污泥的研究才刚刚起步。

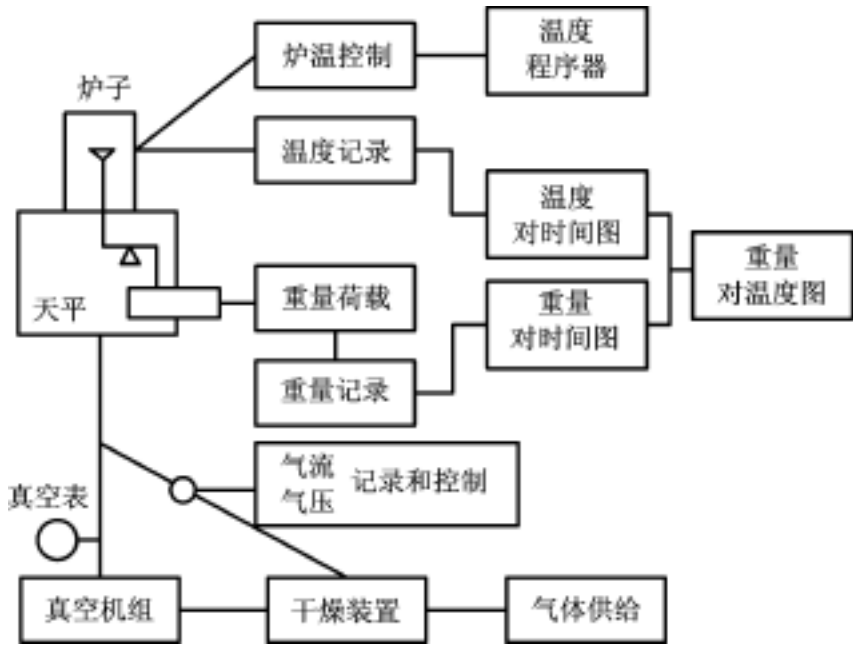


图 4 - 2 热天平原理图

对于污泥，由于不同成分之间相互影响、相互作用，其各项燃烧特性如着火特性、燃尽特性、结渣特性、灰熔融特性等和煤都显示出较大的差异。

(二) 测试仪器介绍

1. 用途及使用范围

以北京光学仪器厂生产的 WCT - 2 型热天平为例进行说明。该微机差热天平为高温型微机化的 DTA—TG—DTG(TG 为热重分析——thermogravimetry; DTG 为差热热重分析或微分热重分析——differential thermal gravimetry; DTA 为差热分析——differential thermal analysis) 同时分析仪，它可以对微量试样同时进行差热分析，热重测量及热重微分测量，广泛用于化学、物理学、地学、生物学等基础科学领域以及化工、冶金、地质、电工、陶瓷、轻纺、食品、医药、农林等行业的生产企业、科研单位及大专院校。

WCT - 2 型微机差热天平适宜于研究物质的相变、分解、化合、脱水、吸附、解吸、熔化、凝固、升华、蒸发等现象及对物质作鉴别分析、组分分析、热参数测定和动力学参数测定等。该差热天平带有真空及气氛控制系统, 可以在真空、静态气氛及流动性气氛下进行试验。

2. 主要技术指标

温度范围: 室温 ~1400 (中温型为室温 ~1100)

调温速度: 0.1 /min ~20 /min, 间隔 0.1 /min

程序方式: 升温、保温、降温, 可分十段设置

差热量程: ± 10 、 ± 25 、 ± 50 、 ± 100 、 ± 250 、 ± 500 、 ± 1000 、 ± 2500 , μV

热重量程: 1、2、5、10、20、50、100、200、500, mg

微分量程: 2、5、10、20、50, mV/min

坩埚容积: 0.06ml

电调零范围: ± 50 mg

微机系统: 486 或 486 以上微机

内存容量 ≥ 8 M

显示器: 37 cm 彩色

绘图仪: DXY 系列, 八笔彩色

绘图面积: 184mm $\times$ 260 mm, A₄ 纸

3. 结构原理

(1) 工作原理简介

热重测量。将装好试样的坩埚放到天平一臂上方的样品座上, 利用电炉对其加热。如果试样在某一温度下由于分解、化合、吸附、解吸、升华、脱水等原因而发生质量改变时, 天平将失衡, 与天平横梁刚性连接的光栏产生位移。利用光电位移传感器 (红外发光二极管、差动硅光电池) 及时检测出失衡信号, 热重测量系统自动改变平衡电流, 使天平恢复平衡。平衡线圈中的电流

变化量正比于试样质量变化量，将此电流变化量通过采样电阻输送到微型计算机，即得到 TG 曲线的采样数据。

差热分析。将装有试样与参比物的坩埚分别放到天平一臂上方的样品座上，利用电炉对其加热，试样与参比物处于炉子的均温区内。如果试样在某一温度下，由于试样发生相变、分解、化合、吸附、解吸、脱水、熔化、凝固等现象而伴有焓的改变时，参比物在测试温区内没有焓的改变，此时试样的温度与参比物的温度有一差值，利用差热电偶可以及时检测反映试样与参比物温差的热电势。再经过差热放大器进行放大，送入计算机即可得到 DTA 曲线的采样数据。

热重微分测量。试样发生质量变化时，变化过程中各点的变化速率是不同的，将 TG 信号送入微分放大器进行微分，再送入计算机即可得到反映试样质量变化速率的 DTG 曲线采样数据。

温度测量。将测温热电偶的热电势经过热电偶冷端补偿后送入计算机即可得到温度 T 曲线的采样数据。

(2) 电控系统结构原理说明

本仪器电控系统的组成如图 4 - 3 所示。

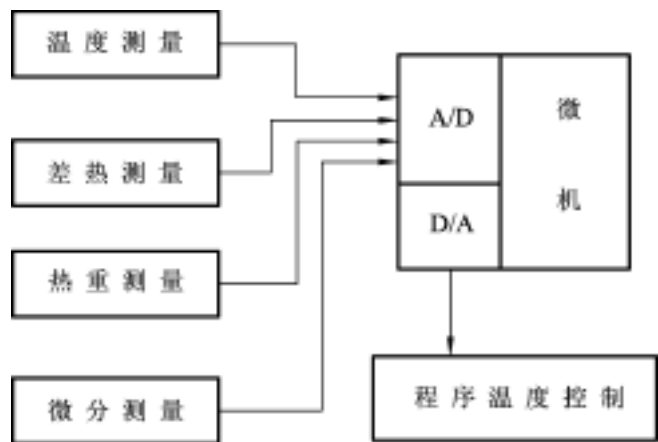


图 4 - 3 电控系统

按功能可分为差热测量、热重测量、微分测量、温度测量和程序温度控制及微机系统等六个部分，其具体的工作原理情况在这不作详细的介绍。

二、热重法研究污泥的燃烧特性

(一) 燃烧特性参数

1. 着火温度 T_i

着火温度是体现燃料着火性能的主要指标, 因此, 可通过热天平燃烧曲线测定燃料的着火温度来分析研究燃料的着火特性。最常用的确定燃料的着火温度方法是 TG - DTG 法, 即在 DTG 曲线上, 过峰值点 A 作垂线与 TG 曲线交于一点 B, 过 B 点作 TG 曲线的切线, 该切线与失重开始时平行线的交点 C 所对应的温度定义为着火温度(见图 4 - 4), 对于多峰值的 DTG 曲线, 通常采用过 DTG 曲线上第一峰值点作垂线与 TG 曲线的交点来确定。

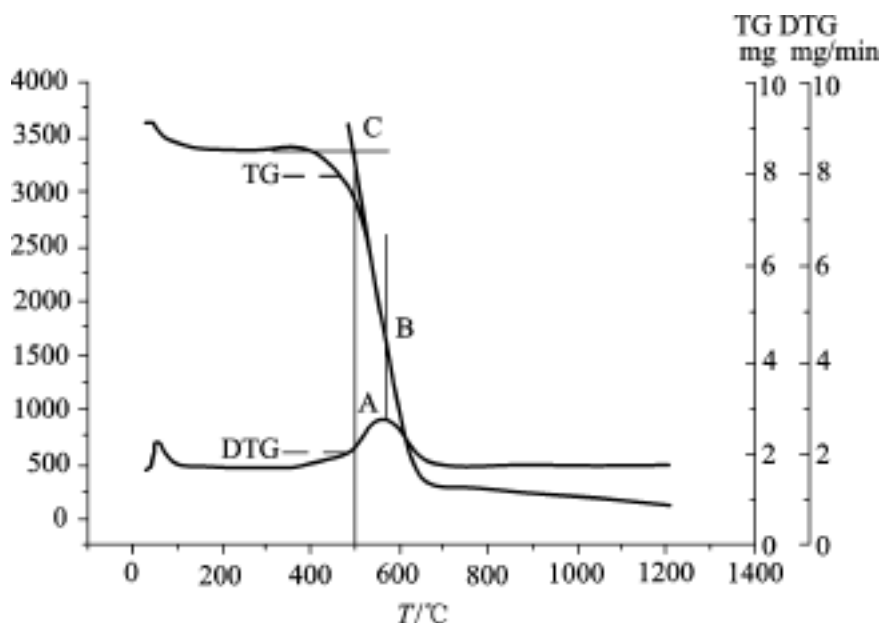


图 4 - 4 着火温度定义示意图

2. 热解产物(挥发分) 初析温度 T_s

DTG 曲线上对应失重率 $\Delta W / \Delta t = 0.1 \text{ mg/min}$ 的温度。

3. 燃尽温度 T_h

即燃料中可燃物全部燃尽时的温度，由于燃尽后为不可燃的灰渣，故在 TG 曲线上表现为燃烧试样重量开始出现恒重，或由剧烈失重变为缓慢失重时的拐点。通常取由剧烈失重变为缓慢失重时，DTG 曲线上对应失重率 $\Delta W/\Delta t = 0.1\text{mg/min}$ 的温度。

4. 最大燃烧速度 $(DTG)_{\max}$ 及对应的温度 $T_{\max}$

最大燃烧速度即最大失重速率，也可表示为 $(dW/dt)_{\max}$ 。

5. 可燃性指数 $C \left[C = \frac{(dW/dt)_{\max}}{T_i^2} \right]$

定义为燃烧最大燃烧速度与着火温度的平方的比值。

(二) 污泥燃烧的 DT/DTG 曲线

采用热重分析法可以较为准确地表征城市污水污泥的着火及燃烧特性。通过实验得出污泥的 TG/DTG 曲线，从 TG/DTG 曲线上经过计算及分析，可确定污泥的开始热分解温度、着火温度、燃尽温度以及平均燃烧速度等重要参数。几种污泥的 TG/DTG 曲线分别如图 4 - 5，图 4 - 6，图 4 - 7 等所示。

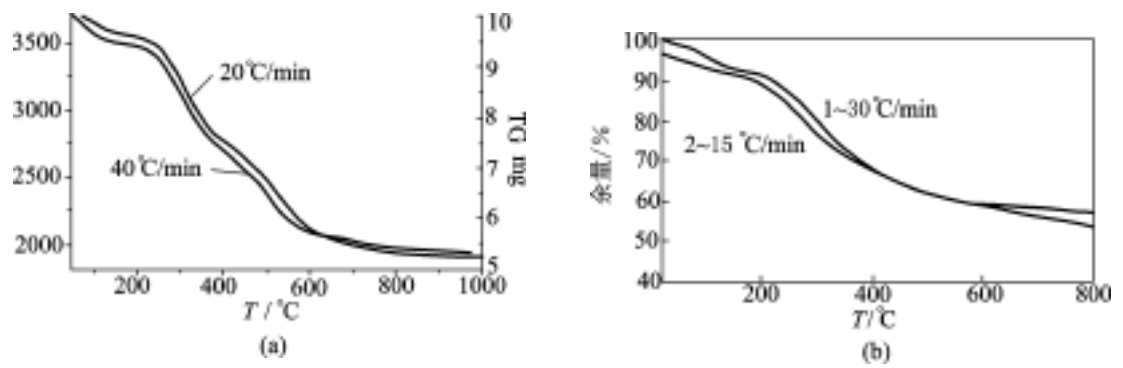


图 4 - 5 污泥的 TG 曲线

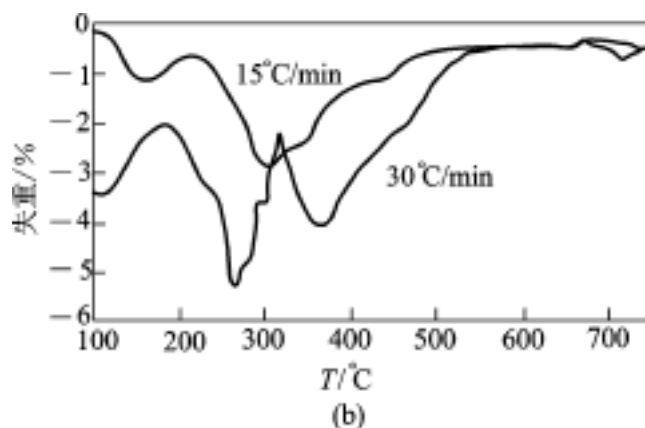
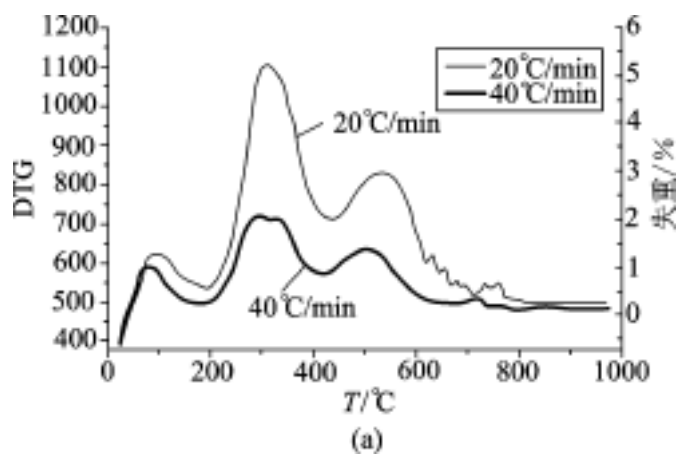


图 4 - 6 污泥的 DTG 曲线

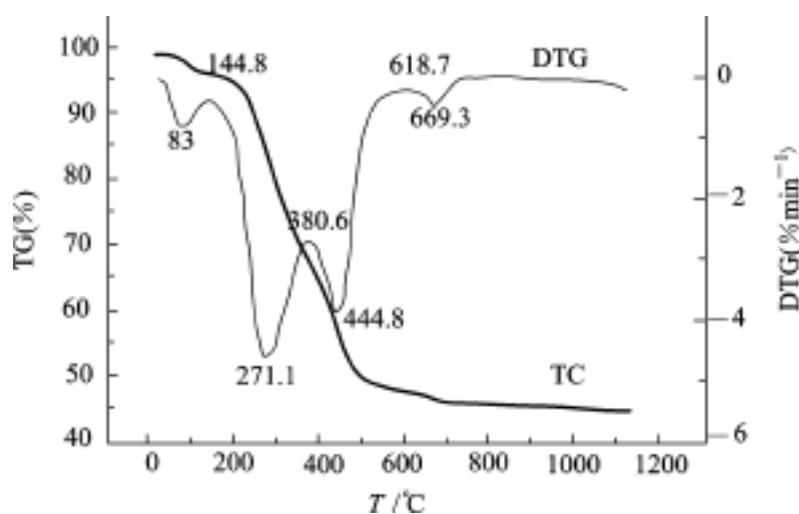


图 4 - 7 上海程桥污水厂污泥的 TG /DTG 曲线

三、热重特性分析

(一) 污泥失重热分析

从污泥 DTG 曲线可以发现, 污泥燃烧热解过程中基本上都存在 3 个或 4 个失重峰, 有些曲线由于采用干燥后的干化污泥样品, 所以图中显示为 3 个失重峰。在第一个失重峰阶段失重主要是由于污泥中自由水和化学结合水的损失引起的; 第二、第三个明显的失重峰主要是由于污泥中挥发分的析出和燃烧引起的, 析出物的成分主要是 CO_2 和 CO , 也有少量的水蒸汽产生(可认为是化学反应产生的水分)。第四个失重峰(温度较高)不是很明显, 应该是污泥中的少量固定碳的燃烧过程。

其中, 存在两个不同的温度段, 失重峰较为明显(对应于第二、第三失重峰), 这主要是污泥所含挥发分的成分比较复杂, 各成分的化学键强弱不一造成的。至于固定碳的燃烧阶段(温度高), 由于污泥本身固定碳含量相当少, 挥发分燃烧又消耗了样品周围大量氧气, 且样品中灰分成分含量相当多, 从而阻碍了固定碳同氧气接触的机率, 只有当温度相当高时, 挥发分燃烧完后, 固定碳才能燃烧, 因而, 在较高温度区会出现一较小的失重峰。

(二) 升温速率的影响

从图 4 - 5、图 4 - 6 中还可看出污泥的反应速度在升温速率不同时是有差别的, 在空气气氛下, 低升温速度时燃烧热解反应速率大于高升温速率[见图 4 - 6(a)]。这是由于在空气气氛下, 升温速率较低时有更充分的反应时间, 所以失重明显, 这点可从图中看出, 在 950 ℃ 时, 20 ℃/min 和 40 ℃/min 的升温速率时的失重分别为 48.3% 和 46.8%。因此在空气气氛下升温速度慢有利于污泥的分解。而在氮气气氛的情况下, 情况刚好正好相反。如图 [4 - 6(b)] 所示, 在图中 30 ℃/min 升温速率下的污泥反应比

15 /min 升温速率下的失重明显,前者失重速率约为后者的 2 倍。这主要由于升温速率较低时,保护气体(氮气 N_2) 扩散到污泥的外表面和内部空隙中的停留时间较长,使 N_2 分子有足够的时间覆盖污泥的内外表面,此时的样品以吸附作用为主;而升温速率较高时,挥发作用发生速率明显加快,相对于吸附作用来说便起主导作用,使 N_2 与样品的接触时间变短,所以出现了反应的显著性差异。

四、热解动力学分析

热分析动力学是指用化学动力学的知识解析用热分析方法测得的物理量(如质量、温度、热量、模量、尺寸等)的变化速率与温度的关系。这种动力学分析不仅可用于研究各类反应,也可用于各类转变和物理过程。

热解动力学分析一般是借助于热重分析、差热分析等仪器得到热重曲线(TG)、微分热重曲线(DTG)、差示扫描热量曲线(DSC)进而分析其动力学的一种方法。热重试验数据处理方法有微分法和积分法。采用微分法来处

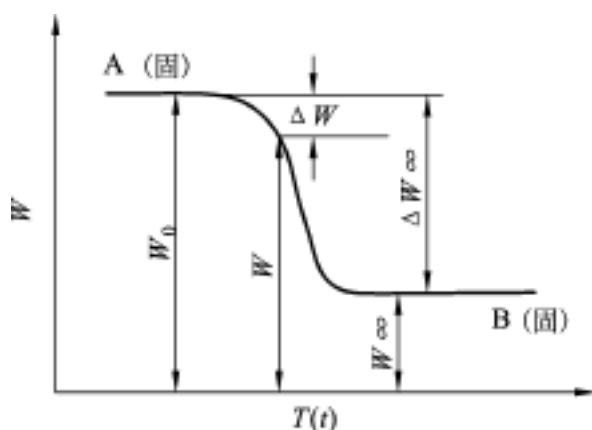
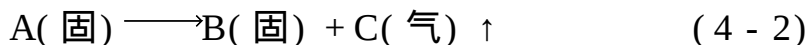


图 4 - 8 典型热重曲线

理试验数据,其优点是简单方便,不足之处是要用到 DTG 曲线,DTG 曲线的影响因素复杂,易增大数据处理的误差。

(一)、热重动力学的基本表达式

设热分解反应方程式为:



通常由热重分析仪测得的典型热重曲线如图 4 - 8 所示。

图中, W_0 ——起始重量; W —— $T(t)$ 时的重量,
 W_∞ ——最终重量; ΔW —— $T(t)$ 时失重量,
 ΔW_∞ ——最大失重量。

根据热重曲线, 可按下式算出变化率 α (即失重率):

$$\alpha = \frac{W_0 - W}{W_0 - W_\infty} = \frac{\Delta W}{\Delta W_\infty} \quad (4-3)$$

则分解速率为:

$$\frac{d\alpha}{d\tau} = Kf(\alpha) \quad (4-4)$$

根据阿伦尼乌斯公式:

$$K = Ae^{-\frac{E}{RT}} \quad (4-5)$$

(4-4) 式中函数 $f(\alpha)$ 取决于反应机理。对于简单的反应, $f(\alpha)$ 一般可用下式表示:

$$f(\alpha) = (1 - \alpha)^n \quad (4-6)$$

式中 n 为反应级数。把式(4-5)和(4-6)代入(4-4)式, 可得

$$\frac{d\alpha}{d\tau} = Ae^{-\frac{E}{RT}}(1 - \alpha)^n \quad (4-7)$$

在恒定的程序升温速率下, $\frac{dT}{d\tau}$ 则

$$\frac{d\alpha}{dT} = \frac{A}{\frac{dT}{d\tau}} e^{-\frac{E}{RT}}(1 - \alpha)^n \quad (4-8)$$

这样, 就得到一个简单的热分解反应动力学方程式。

式中 α ——试样热解过程中消耗的量;

A ——频率因子(或指前因子), $1/s$;

E ——活化能, kJ/mol ;

R ——气体常数, $8.314J \cdot mol/K$;

T ——反应温度, K;

$f(\alpha)$ ——与热解机理相关的函数。

式(4 - 8)是热解动力学微分法和积分法的最基本式, A 、 E 和 n 是要求解的动力学参数。

(二) 差减微分法(Freeman-Carroll 法) 计算热解动力学参数

热分解反应动力学方程(4 - 8) 两边取对数, 并将其微分, 经整理可得到:

$$\frac{d \lg \frac{d\alpha}{dT}}{d \lg(1 - \alpha)} = n - \frac{E}{2.303R} \times \left[\frac{d \left(\frac{1}{T} \right)}{d \lg(1 - \alpha)} \right] \quad (4 - 9)$$

将上式采用差减微分法简化即得

$$- \frac{E}{2.303R} \times \left[\frac{\Delta \left(\frac{1}{T} \right)}{\Delta \lg C} \right] = \frac{\Delta \lg \frac{dC}{dt}}{\Delta \lg C} - n \quad (4 - 10)$$

式中 C ——反应物的浓度, 对热解 TG 曲线来说就是在时间 t 时反应物的剩余质量;

dC/dt ——在时间 t 时的质量损失速率; 其余参数同前。

因此, 由热分析曲线若干点的质量损失率、质量损失速率、

温度的倒数, 求出相邻点间的差值, 由 $\left[\frac{\Delta \lg \frac{dC}{dt}}{\Delta \lg C}, \frac{\Delta \left(\frac{1}{T} \right)}{\Delta \lg C} \right]$ 作图, 求

得直线的斜率 $-E/(2.303R)$ 和截距 n , 就可确定活化能和反应级数。

(三) 积分法计算热解动力学参数

由式(4 - 8),

$$\frac{d\alpha}{dT} = \frac{A}{e^{\frac{E}{RT}}} (1 - \alpha)^n \quad (4 - 8)$$

有

$$-\int_1^C \frac{dC}{C^n} = \int_0^\alpha \frac{d\alpha}{f(\alpha)} = F(\alpha) = \frac{A}{R} \int_0^T e^{-\frac{E}{RT}} dT \quad (4-11)$$

并定义 $x = E/RT$, 有:

$$F(\alpha) = \frac{AE}{R} \cdot p(x) \quad (4-12)$$

$p(x)$ 的近似值可查表, 该表 Doyle 在 1961 年就已给出, 后来 Flynn 又作了修正。House 通过对式(4-11)右端 $\int_0^T e^{-\frac{E}{RT}} dT$ 的数值进行积分, 提出比以往更为精确的 $-\lg p(x)$ 值, 能计算到小数点后 5 位, 数值的范围是: $E = 20 \text{ kcal/mol}, 25 \text{ kcal/mol}, 30 \text{ kcal/mol}, \dots, 100 \text{ kcal/mol}$ 和 $T = 300 \text{ K}, 350 \text{ K}, 400 \text{ K}, \dots, 1000 \text{ K}$, 对一般情况来讲, 都是 E 、 T 值最常用的范围。

总之, 求解这个反应的动力学参数方法有很多, 除了常用的微分法、积分法外, 还有简单图解法、双热重曲线法等。利用热重分析仪研究污泥热解可求得反应动力学参数, 进而为建立热解综合模型提供一定的基础数据。

五、反应动力学参数的求解

下面给出一种动力学参数求解方法。因污泥的热解不能用单一的机理函数 $f(\alpha)$ 来求解。因此在描述污泥的热解机理时, 将 DTG 曲线分为两部分, 在 DTG 峰值的前后分别采用不同的热解机理模型来描述。如图 4-9 所示。在热解初始阶段由于热分解速率很小, 一般不作考虑, 只对中温范围求解, 求解区域见图 4-9。在 DTG 峰值前后, 分别以不同反应机理函数代入实验数据, 按式 $\ln \left[\frac{d\alpha/dT}{f(\alpha)} \right] = -\frac{E}{RT} + \ln(A)$ 作图, 反应机理函数 $f(\alpha) = (1-\alpha)^n$ 中的反应级数 n 在 DTG 峰值前后分别选取不同的数值进行试算。并在峰前、峰后分别选取相应温度范围的多组数

据，并求得不同的 $\ln[(d\alpha/dt)/f(\alpha)]$ 和 $1/T$ 。然后，以 $1/T$ 为横坐标， $\ln[(d\alpha/dt)/f(\alpha)]$ 为纵坐标，对不同的 n 值进行直线拟合作图，以不同的反应机理方程 $f(\alpha)$ 代入试探求解，使其成为线性关系，进行线性数据的拟合，相关性越好，则反应机理函数的选取越适合，由此直线的斜率可求出反应的活化能 E ，由截距可求出频率因子 A 。图 4 - 10 是某污泥热解 DTG 曲线峰前的拟合图样，表 4 - 5 是 DTG 峰前不同反应级数的拟合方程及相关系数，从表中看出，当 $n = 1$ 时，方程线型拟合的线性度最好。所以 $f(\alpha) = (1 - \alpha)^1$ 是最适合用来描述该段反应机理的方程，这与大多数热解反应按一级反应是一致的。因此可求出活化能为： $E = 22.9\text{kJ/mol}$ ，频率因子 $A = 45.8 \times 10^5 \text{ min}^{-1}$ 。以同样的方法分析 DTG 后半峰，可得出峰后拟合方程和相关系数，并求出动力学参数。

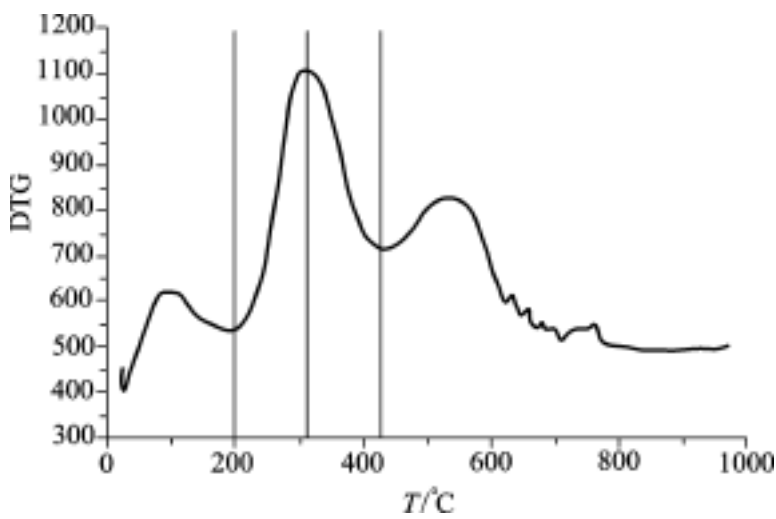


图 4 - 9 求解区域示意图

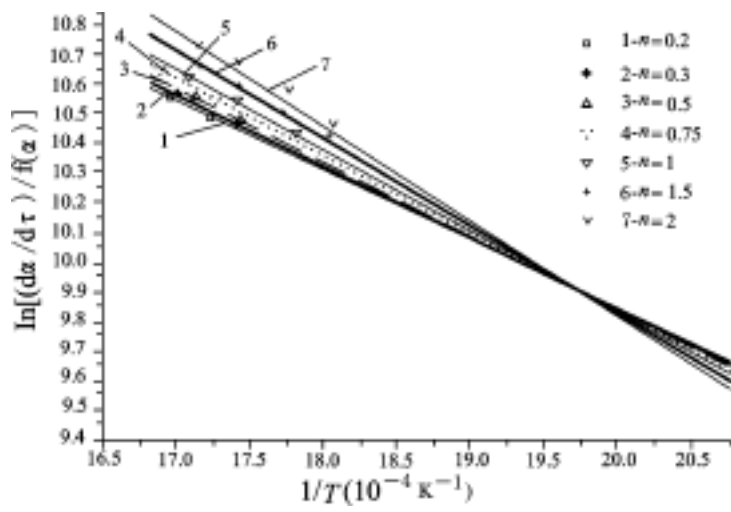


图 4 - 10 某污泥 DTG 峰值前污泥热微分图

表 4 - 5 某污泥 DTG 峰前不同反应级数的拟合方程及相关系数

n	拟合方程	相关系数 R(R ²)
0.2	Y= 14.57629 +(- 0.23683) X	0.98995(0.9800010)
0.3	Y= 14.67149 +(- 0.24167) X	0.99031(0.9807337)
0.5	Y= 14.86187 +(- 0.25134) X	0.99089(0.98186299)
0.75	Y= 15.09986 +(- 0.26342) X	0.99133(0.98273517)
1	Y= 15.33784 +(- 0.27551) X	0.99155(0.98317141)
1.5	Y= 15.81381 +(- 0.29968) X	0.99148(0.98303259)
2	Y= 16.28977(- 0.32386) X	0.99097(0.98202154)

其他污水污泥的热解燃烧动力学参数见表 4 - 6。

表 4 - 6 几种典型污泥试样的动力学参数

试样	温度区间 /	加热速率 /($\cdot \text{min}^{-1}$)	活化能	指前因子
			$E_i / (\text{kJ} \cdot \text{mol}^{-1})$	$\ln A_i$
试样 1	200 ~430	20	29.9	50.0(min^{-1})
试样 2	150 ~360	20	36.79	222.90(min^{-1})
试样 2	150 ~360	40	31.63	137.40(min^{-1})
试样 2	360 ~485	20	22.84	13.10(min^{-1})
试样 2	360 ~485	40	23.43	27.50(min^{-1})
试样 3	200 ~400	30	80.11	4040(s^{-1})
吴淞污泥	190 ~310	30	81.4	8.26×10^5 (min^{-1})
吴淞污泥	310 ~380	30	224	47.6(min^{-1})
程桥污泥	200 ~300	30	70.1	4.1×10^5 (min^{-1})
程桥污泥	300 ~400	30	304.3	18.1(min^{-1})
黄石污泥	220 ~300	30	95.2	1.37×10^5 (min^{-1})
黄石污泥	300 ~400	30	184	372(min^{-1})
试样 4	380 ~620	20	139.14	1.346×10^8 (s^{-1})
试样 4	140 ~380	20	59.20	1971.77(s^{-1})

第四节 污泥与煤的混烧特性

污泥焚烧由于具有减容量大、处理速度快、可分解污泥中有害物质、可回收能量、焚烧灰可回收利用等优点日益受到重视。然而，污泥是高水分、低热值的劣质燃料，其成分十分复杂，不能一概认为任何污泥都可以用来焚烧，若完全以污泥作为燃料，燃烧时不一定能够稳定着火燃烧。考虑到环境要求和经济条件等方面的因素，将污泥与煤混合燃烧，可以在基于已有的煤的燃烧装置(例如煤粉炉)和排放物净化回收装置上进行合理的改造来实现，这对降低污泥焚烧处理的成本，减少污染物排放具有十分

重要的意义。

一、污泥和煤混合试样的基本特性

由污泥的工业分析可知，污泥水分，灰分，挥发分含量都很高，而固定碳含量低。因而可以肯定，污泥的燃烧特性及热解动力学特性与煤燃料有很大的不同。表 4 - 7 为某煤粉试样及其同污泥混合试样的工业分析数据。

表 4 - 7 试样的工业分析

试样		水分 (M _{ad}) %	灰分 (A _{ad}) %	挥发分 (V _{ad}) %	固定碳 (FC _{ad}) %
煤粉		2.0	31.39	20.32	46.29
污泥	煤粉 = 1 9	2.31	32.14	21.96	43.59
污泥	煤粉 = 2 8	2.69	34.66	23.04	39.61
污泥	煤粉 = 3 7	3.02	35.19	24.91	36.88
污泥	煤粉 = 4 6	3.19	37.14	26.42	33.25
污泥	煤粉 = 5 5	3.45	39.26	28.31	28.98
污泥	煤粉 = 6 4	3.77	40.92	30.66	24.65
污泥	煤粉 = 7 3	4.01	44.28	32.46	19.25
污泥	煤粉 = 8 2	4.38	47.77	35.02	12.83
污泥	煤粉 = 9 1	4.69	50.14	36.47	8.7
污泥		4.89	54.00	38.23	2.88

图 4 - 11 为某城市污泥和某煤粉单一燃烧的 TG 和 DTG 曲线，通过比较可以发现： 污泥的热重曲线有 3 个比较明显的失重区域，其中前两个温度段可理解为是挥发分的燃烧过程，而最后一个温度段则对应的是固定碳的燃烧过程； 对于煤粉，仅在一个温度范围内观察到与固定碳燃烧过程相对应的明显的失重过程，而观察不到明显的挥发分的燃烧过程。

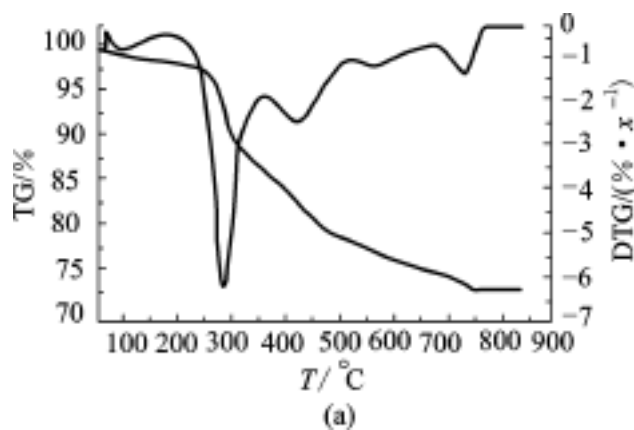


图 4 - 11(a) 某城市污泥 TG/DTG 曲线

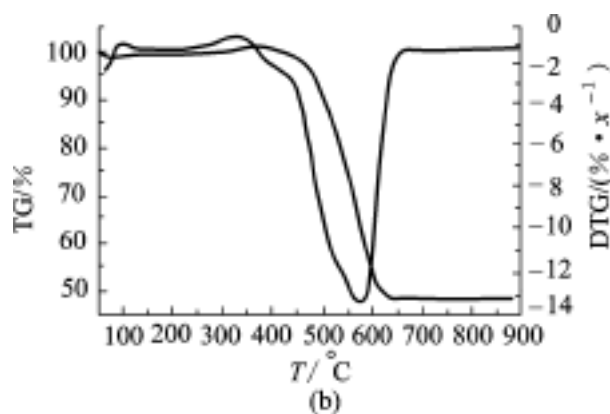


图 4 - 11(b) 某煤粉 TG/DTG 曲线

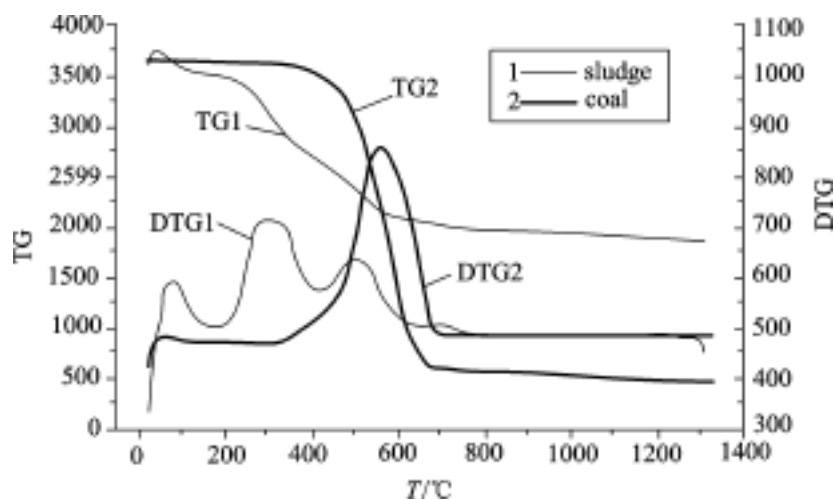


图 4 - 12 某煤样及污泥的 TG/DTG 曲线

图 4 - 12 为另一污泥及燃烧的 TG/DTG 曲线，由图可见，污泥的燃烧过程与煤粉的燃烧过程有着较大不同，煤粉的燃烧过程中起主要作用的是固定碳的燃烧，而污泥在燃烧过程中，其高挥发分的析出和燃烧起主要作用。

通过分析污泥的热重曲线还可以发现，污泥的燃烧特性与其自身性质有很大关系。由于污泥含有大量的挥发分，其热失重过程主要集中在挥发分的析出和燃烧阶段，图中 DTG 峰非常陡峭，这表明污泥挥发分的析出和燃烧非常迅速。从图 4 - 12 中可以看出，污泥相对于煤在较低的温度下就可以着火，其挥发分的析出燃烧过程有两个明显不同的温度段，这应该是由于污泥所含挥发分的成分比较复杂，各成分的化学键强弱不一所致。

二、污泥和煤的混烧特性

为了全面评价污泥与煤的燃烧情况，除了采用着火温度 T_i 、燃尽温度 T_h 、最大燃烧速率 $(dW/dt)_{max}$ 及其对应温度 T_{max} 、及可燃性指数 C $\left[C = \frac{(dW/dt)_{max}}{T_i^2} \right]$ 等参数外，我们还采用了煤的综合燃烧特性指数 S ，对污泥和煤的混烧特性进行描述。综合燃烧特性指数 S 定义如下：

$$S = \frac{(dW/dt)_{max} \times (dW/dt)_{mean}^c}{T_i^2 \times T_h} \tag{4 - 13}$$

式中 $(dW/dt)_{max}$ ——最大燃烧速度；

$(dW/dt)_{mean}^c$ ——平均燃烧速度；

T_i ——着火温度；

T_h ——燃尽温度。

综合燃烧特性指数 S 全面反映了试样的着火和燃尽性能， S 的值越大说明试样的综合燃烧性能越好。

某污泥及其混煤试样的燃烧特性参数如表 4 - 8 所示。

表 4 - 8 试验样的特征参数

试样	着火温度 T_i () K	$(dW/dt)_{\max}/T_{\max}$ (% . min ⁻¹ /) (mg/min)	燃尽温度 T_h ()	可燃性指数 C ($\times 10^{-6}$)	燃烧特性指数 S ($\times 10^{-9} \text{mg}^2 \cdot \text{min}^{-2} \cdot \text{K}^{-3}$)
煤粉	484(757)	10. 564 /559(1. 0564)	682	1. 8435	1. 29879
泥 煤 = 1 9	484(757)	10. 374 /567(1. 0374)	675	1. 8103	1. 31074
泥 煤 = 2 8	464(737)	9. 783 /565(0. 9783)	668	1. 8011	1. 17562
泥 煤 = 3 7	438(711)	8. 638 /561(0. 8638)	658	1. 7087	1. 03098
泥 煤 = 4 6	439(712)	8. 887 /558(0. 8887)	657	1. 7531	1. 03191
泥 煤 = 5 5	401(674)	6. 935 /559(0. 6935)	654	1. 5266	0. 74582
泥 煤 = 6 4	379(652)	6. 081 /558(0. 6081)	650	1. 4305	0. 63262
泥 煤 = 7 3	355(628)	5. 810 /561(0. 5810)	647	1. 4732	0. 56714
泥 煤 = 8 2	283(556)	3. 878 /560(0. 3878)	638	1. 2545	0. 37121
泥 煤 = 9 1	214(487)	3. 001 /304(0. 3001)	635	1. 2653	0. 29903
污泥	208(481)	3. 634 /310(0. 3634)	610	1. 5707	0. 36382

为便于比较，在图 4 - 13、图 4 - 14 中给出了一些污泥及其混煤实验的燃烧特性曲线。

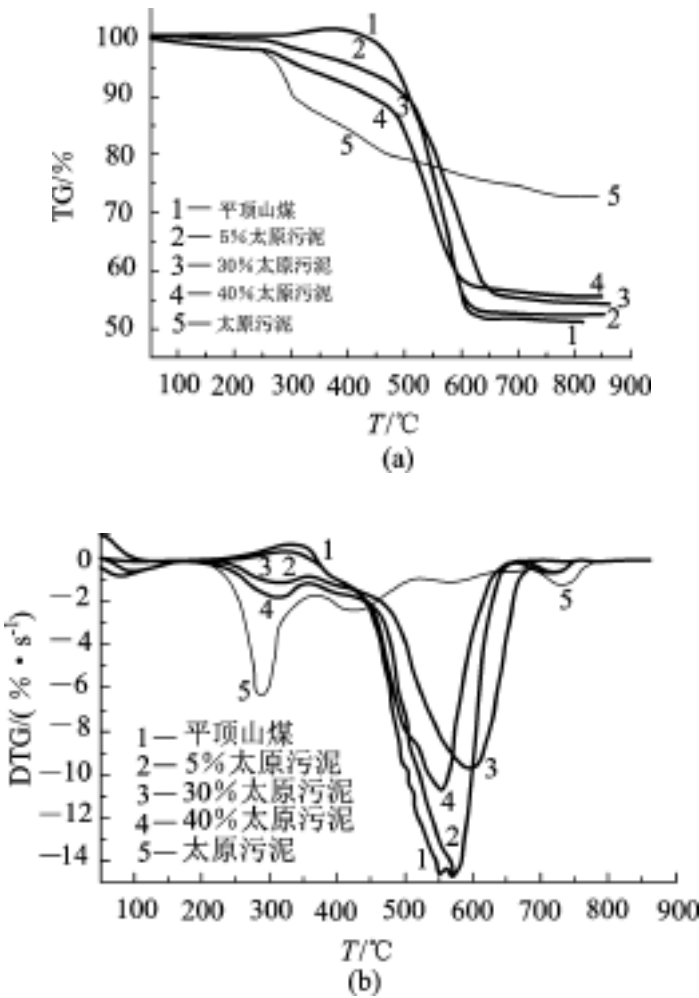


图 4 - 13 太原污泥与平顶山煤混烧的 TG /DTG 曲线

(一) 燃料的着火特性分析

燃烧动力学参数是描述燃料与氧反应性能最基本的参数。在燃烧动力学参数中，着火温度是一个十分重要的参数。

从表 4 - 8 可见，污泥的着火温度相当低，远低于煤粉的着火温度，对于城市污泥与煤粉掺烧，随城市污泥比例的增加，混合试样的着火温度明显下降，说明城市污泥的掺入使混合试样的着火性能有较大的改善。这主要是由于污泥中的挥发分能够在较低

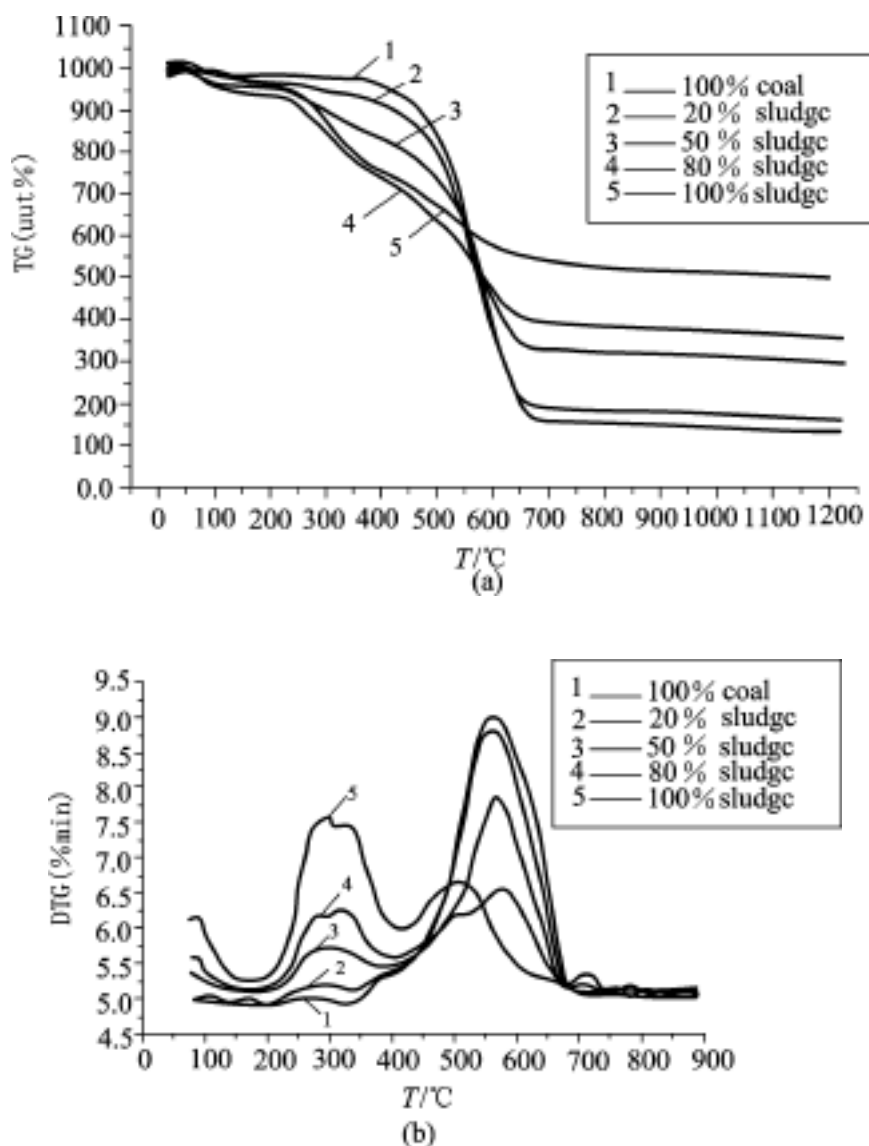


图 4 - 14 某污泥与煤粉混烧的 TG /DTG 曲线

的温度下迅速析出。从表中还可看出：当污泥的掺烧量仅为 10% ~20% 时，其着火性能与煤的着火性能相差不大，但当污泥的掺烧量达到 60% ~80% 时，混合燃料的着火点明显下降，这主要是由于污泥中大量挥发分的析出和燃烧促进了混合燃料的着火，表明污泥的掺入可以改善煤的着火性能。

(二) 燃烧性能分析

燃料着火后，燃烧速率越高，越容易形成较高的燃烧温度，燃烧越稳定，在一定的停留时间内燃料的燃尽程度也越高。在热天平试验中，最大失重速率反映燃料的燃烧速度。由表 4 - 8 可见煤粉的最大失重速率比城市污泥大。

对于煤粉与城市污泥这两种燃烧性能不同的燃料掺混燃烧时，最大失重速率有较大幅度的变化，如图 4 - 15 所示。这说明在污泥中加入煤粉混合燃烧，可大幅度的提高燃烧的稳定性。从图 4 - 15 中可见，随着煤粉所占比例的增大，混合试样的最大燃烧速度呈上升趋势。从最大失重速率这一角度来看，污泥掺混煤粉燃烧，可以提高污泥的燃烧效率。同样可以看出：当煤和城市污泥混合后，尽管着火温度和燃尽温度有所提前，但是燃烧的剧烈程度明显下降，其综合燃烧性能将下降。

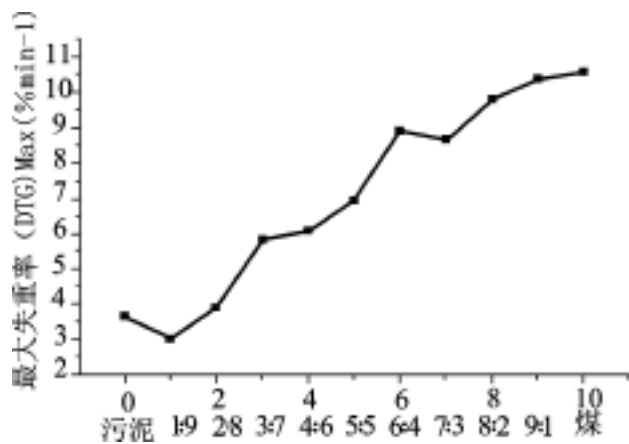


图 4 - 15 最大失重速率随掺混比的变化曲线

由表 4 - 8 中数值可见，煤粉的燃烧特性指数 S 值比污泥的 S 值大。由图 4 - 16 可见，不同掺混比的混合试样中，随污泥比例的增大，其混合试样的燃烧特性指数 S 值变小，燃烧性能变差。

有研究表明：混烧在一定程度上可提高污泥的燃尽率，这从

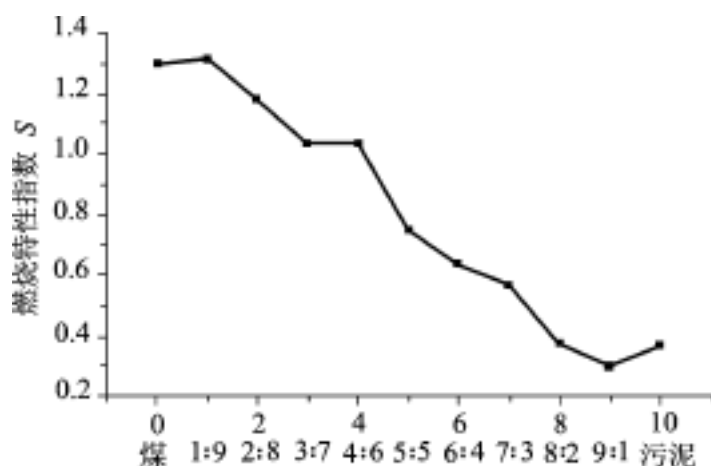


图 4-16 燃烧特性指数 S 随掺混比的变化曲线

图 4-13 中可以看出。TG 曲线上，混烧的最终残留物所占比重随着污泥在混合燃料中所占比重的增加而有少量增加。这是因为污泥所含灰分很大，而煤所含灰分较少，随着污泥比重的增大，最终残留物的比重必然会有所增加。但是，当污泥掺烧比例达到 40% 时，其残留物总量相对于纯煤燃烧残留物而言增加的并不明显（按掺烧比例应增加的更多），因此可以推论混烧可提高污泥的燃尽率。

混合试样的燃烧曲线基本上位于污泥和煤粉燃烧曲线之中，且存在两个失重峰，曲线形状视各试样的含量不同而稍有差别。掺烧污泥较少试样，其 TG、DTG 曲线基本上接近于煤粉的燃烧曲线。但当污泥的掺烧量达到 50% 以上时，由于混合燃料中污泥挥发分的大量析出和燃烧，一方面加速了失重过程（表现为该温度段最大失重速率的增大），另一方面析出的挥发分燃烧又迅速消耗了大量的氧气，从而使 DTG 曲线在第一温度区间内，出现了明显的失重峰，这与纯污泥在该温度段的性质相似。而在第二温度区间内，随着污泥的掺混比例的增加，失重率开始下降。由这一现象也可以看出，污泥所占比重和挥发分的析出对混合燃料的

着火燃烧有较大影响。

另外，就热重曲线整体比较来看，污泥单独燃烧时，DTG 峰很窄；混烧后，混合燃料的 DTG 峰宽度增大，说明污泥单独燃烧集中在低温段，混烧后，燃烧在时间上表现更加均匀。

总之，混合燃料燃烧性能在各方面表现出与单一燃料不同的特性，如在煤中掺入城市污泥后，混合试样和煤相比其着火温度减少，但综合燃烧性能却下降。因此，在进行污泥的掺混燃烧时应合理组织掺混比例。同样，污泥与煤混烧特性比较复杂，混烧表现出的着火和燃尽等燃烧特性在某些方面优于污泥或煤单独燃烧时的燃烧特性，因而将污泥掺混煤燃烧也是可行的。

第五章 污泥的焚烧技术

第一节 概 述

污泥的热处理技术，按一般常用的分类方法可分为如下三种。即：污泥单一焚烧方式、混煤焚烧方式及正在发展中的新的热处理技术，具体情况如图 5 - 1。本书中主要对前两种焚烧技术进行说明。

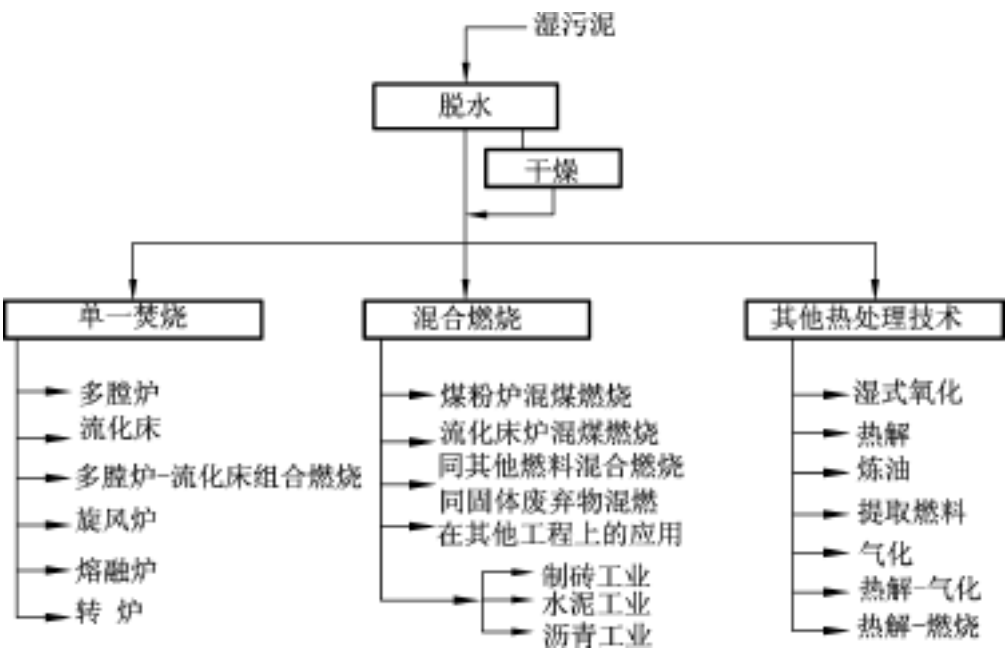


图 5 - 1 污泥的不同热处理技术

在应用这些污泥焚烧热处理技术过程中，我们必须注意以下几种因素：

在焚烧处理后，有达到超过 50% 以上的污泥转变成灰分，其中污泥中的大部分重金属成分存在于污泥焚烧后的灰分中，这使得灰分处理处置变得更复杂。

在干燥过程中，污泥中的 50% ~60% 以粘性状态存在，这使得干燥处理过程变得更困难。

在燃烧处理过程中，污泥中的有毒物质(元素)，如氮、氯、硫、二氧芑、呋喃等会以各种不同形式呈气体污染物释放出来。因此就必须像固体废弃物燃烧一样，采用相关的气体洁净系统来对烟气进行处理，以满足环保要求。

对于机械脱水污泥，由于含有 70% ~80% 的水分，其自身热值不足以维持稳定燃烧，因此，与其他辅助燃料混烧是必需的。

第二节 污泥焚烧的基本原理 及其影响因素

一、污泥焚烧基本原理

焚烧可使污泥等废弃物在 600 ~850 的高温条件下热解燃烧，并有效地减容、解毒和资源化。在焚烧过程中，污泥显示出与煤燃烧不同的性质。污泥的干燥、挥发分的释放和燃烧、含碳组分的燃烧将明显影响污泥燃烧的整个过程。

污泥焚烧或燃烧可以完全认为是污泥中有机物的氧化过程，在产生稳定飞灰的同时排放出一定量的烟气。污泥中的 C、H、S

成分或可能包含的 NH_3 等都可以进行燃烧化学反应, 放出热量。在完全燃烧的情况下, 排放出 CO_2 、 H_2O 、 N_2 、 NO_x 及 SO_2 等气体, 但污泥焚烧不可能完全焚烧彻底, 因此同样会排放出 CO 。

固体废物的燃烧比液体或气体废物要困难得多, 燃烧(焚烧)的反应条件相当重要。由于固体分子是紧密靠在一起的, 要使它的有机分子和氧气接触, 进行氧化反应较困难。有机物在焚烧炉中充分燃烧的必要条件有: 碳和氢所需要的氧气(空气)能充分供给, 反应系统有良好搅动(即空气或氧气能与废物中的碳和氢良好接触), 系统温度必须足够高。这三个因素对于污泥焚烧过程很重要, 也是最基本的条件。干化污泥的热值相当于低品位的煤, 但污泥通常含有很高比例的挥发分和较少的固定碳, 因此在焚烧时会产生更多的挥发分火焰。

需注意的是, 污泥的成分变化较大, 如不同处理阶段的污泥、不同来源的污泥等, 具体情况在第4章第1节已经介绍。

二、焚烧过程

污泥焚烧过程比较复杂, 通常由干燥、热分解、蒸发和化学反应等传热、传质过程所组成。一般根据不同可燃物质的种类, 分为分解燃烧(即挥发分燃烧)和固定碳燃烧两种。而从工程技术的观点看, 又可将污泥的焚烧分为三个阶段: 干燥加热阶段; 焚烧阶段; 燃尽阶段, 即生成固体残渣的阶段。由于焚烧是一个传质、传热的复杂过程, 故这三个阶段没有严格的划分界限。从炉内实际过程看, 送入的污泥中有的物质还在预热干燥, 而有的物质已开始燃烧, 甚至已燃尽了。从微观角度上来讲, 对同一污泥颗粒, 颗粒表面已进入了焚烧阶段, 而内部可能还在加热干燥。这就是说上述三个阶段只不过是焚烧过程的必由之路, 其焚

烧过程的实际工况将更为复杂。

1. 干燥加热阶段

污泥是有机物和无机物的综合，含水率较高，因此，焚烧时的预热干燥任务很重。从污泥送入焚烧炉起到污泥开始析出挥发分着火这一段，都认为是干燥加热阶段。随着污泥送入炉内的进行，其温度逐步升高，其水分开始逐步蒸发，此时，物料温度基本稳定。随着不断的加热，水分大量析出，污泥开始干燥。当水分基本析出完后，温度开始迅速上升，直到着火进入真正的燃烧阶段。在干燥加热阶段，污泥中的水分是以蒸汽形态析出的，因此需要吸收大量的热量——水的气化热。

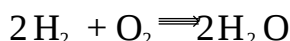
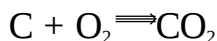
污泥的含水率愈大，干燥阶段也就愈长，从而使炉内温度降低。水分过高，炉温将大大降低，着火燃烧就困难，此时需投入辅助燃料燃烧，以提高炉温，改善干燥着火条件。有时也可采用干燥段与焚烧段分开设计，一方面使干燥段大量水蒸汽不与燃烧的高温烟气混合，以维持燃烧段烟气和炉墙的高温水平，保证燃烧段有良好的燃烧条件。另一方面干燥吸热是取自完全燃烧后产生的烟气，燃烧已经在高温下完成，再取其燃烧产物作为热源，就不致影响燃烧段本身了。

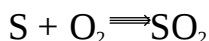
2. 焚烧阶段

物料基本上完成了干燥过程后，如果炉内温度足够高，且又有足够的氧化剂，物料就会很顺利地进入真正的焚烧阶段。焚烧阶段包括三个同时发生的化学反应模式。

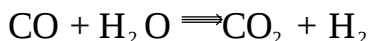
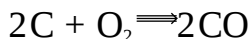
(1) 强氧化反应

燃烧包括产热和发光二者的快速氧化过程。如果用空气作氧化剂，则可燃元素碳(C)、氢(H)、硫(S)的燃烧反应为



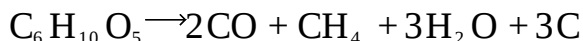


上面列出的几个典型氧化反应都是完全氧化反应的最终结果。其实在这些反应中, 还有若干中间反应, 即使是碳的反应也还会出现若干形式, 如:



(2) 热解

热解是在无氧或近乎无氧条件下, 利用热能破坏含碳高分子化合物元素间的化学键, 使含碳化合物破坏或者进行化学重组。尽管焚烧要求确保有 50% ~150% 的过剩空气量, 以提供足够的氧气与炉中待焚烧的污泥有效的接触, 但仍有部分污泥没有机会与氧接触。这部分污泥在高温条件下就要进行热解。以常见的纤维素分子为例。



被热解后的组分常是简单的物质, 如气态的 CO 、 H_2O 、 CH_4 , 而 C 则以固态形态出现。

在焚烧阶段, 对于大分子的含碳化合物而言, 其受热后, 总是先进行热解, 随即析出大量的气态可燃气体成分, 诸如 CO 、 CH_4 、 H_2 或者分子量较小的挥发分成分。挥发分析出的温度区间在 200 ~800 范围内。但要注意热解过程也会产生某些有害的成分, 这些成分如果没有充分被氧化(燃烧掉), 则必然成为不完全燃烧物。

(3) 原子基团碰撞

焚烧过程出现的火焰, 实质上是高温下, 富有原子基团的气流的电子能量跃迁, 以及分子的旋转和振动产生量子辐射, 它包

括红外线的热辐射、可见光以及波长更短的紫外线。火焰的形状取决于温度和气流组成。通常温度在 1 000 左右就能形成火焰。气流包括原子态的 H、O、Cl 等元素，双原子的 CH、CN、OH、C₂ 等，以及多原子的基团 HCO、NH₂、CH₃ 等极其复杂的原子基团气流。

3. 燃尽阶段

物料在主焚烧阶段进行了强烈的发热、发光氧化反应之后，参与反应的物质浓度自然就减少了。反应生成的惰性物质，气态的 CO₂、H₂O 和固态的灰渣增加。由于灰层的形成和惰性气体比例的增加，剩余的氧化剂要穿透灰层进入可燃物的深部与可燃成分反应也愈困难。整个反应处于不利状况。因此，要使污泥中未燃的可燃成分反应燃尽，就必须保证足够的燃尽时间，从而使整个焚烧过程延长。该过程与焚烧炉的几何尺寸等因素直接相关。综合分析，燃尽阶段的特点可归纳为：可燃物浓度减少，惰性物增加，氧化剂量相对较大，反应区温度降低。要改善燃尽阶段的工况，常采用翻动、拨火等办法来有效地减少物料外表面的灰层，或控制稍多一点的过剩空气量，增加物料在炉内的停留时间等。

在整个焚烧过程中，燃烧结果至少有以下三种可能情况。

污泥中的有机物主要部分在燃烧室内被氧化或被全部破坏，或者一部分在一级燃烧室被热解，而在第二燃烧室或后燃室完全焚毁。

很少一部分污泥由于某种原因，在焚烧过程中热解析出气体，挥发分气体逃逸而未被销毁，或只有部分销毁。在此情况下，有害组分就达不到销毁要求。

可能会产生一些中间产物。这些中间产物可能更为有害。在此情况下，不完全燃烧产物(PIC, Products of Incomplete Combustion)很可能超标排放。

污泥焚烧过程的内容和进行方式如图 5 - 2 所示。

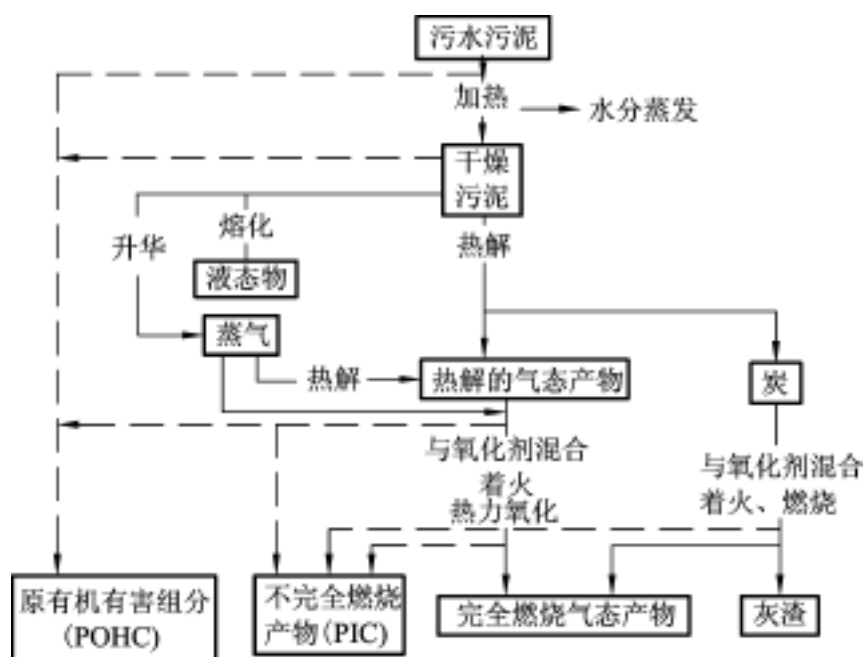


图 5 - 2 焚烧过程的内容和进行方式

三、污泥焚烧的影响因素

影响污泥焚烧过程的因素有许多，主要因素有污泥的性质、停留时间、燃烧温度、空气过量系数等。其中停留时间、燃烧温度和污泥含水率是反映焚烧炉性能的主要指标。

1. 停留时间

污泥在焚烧炉内停留时间的长短直接影响焚烧的完善程度，停留时间也是决定炉体容积尺寸的重要依据。为了使污泥能在炉内完全燃烧，污泥需要在炉内停留足够的时间。一般认为，污泥燃烧所需要的停留时间与含水量有一定的关系，含水量越大，干燥所需的时间越长，污泥在炉内的停留时间也就越长。此外，良好的搅拌与混合，使污泥的水分更易于蒸发，其所需的停留时间

就较短。停留时间也意味着燃烧烟气在炉内所停留的时间，燃烧烟气在炉内停留时间的长短决定气态可燃物的完全燃烧程度。一般来说，燃烧烟气在炉内停留的时间越长，气态可燃物的完全燃烧程度就越高。

2. 焚烧温度

污泥的焚烧温度一般是指污泥焚烧所能达到的最高温度。污泥的焚烧温度比其着火温度要高得多。污泥的焚烧温度越高，燃烧速度越大，污泥就焚烧得越完全，焚烧效果越好。污泥的焚烧温度与污泥的燃烧特性有直接的关系，污泥的热值越高、水分越低，焚烧温度也就越高。

一般来说，提高焚烧温度有利于污泥的燃烧和干燥，并分解和破坏污泥中有机毒物。但过高的焚烧温度不仅增加了燃料消耗量，而且会增加污泥中金属的挥发量及氮氧化物的数量，引起二次污染。因此不宜随意确定较高的焚烧温度。

污泥焚烧的温度与污泥在焚烧设备内的停留时间相关联，大多数有机物的焚烧温度范围在 800 ~1 100 之间，通常在 800 ~ 900 之间。

3. 污泥的性质

污泥的热值、成分、含水量等是影响污泥焚烧效果的主要因素。热值越高，燃烧过程越易进行，燃烧效果越好。可燃成分越多，越易着火，燃烧越快。由于水分对污泥焚烧的影响很大，下面单独进行分析。

4. 污泥含水率

污泥是有机物和无机物的综合，含有很高比例的水分，70% 间隙水，20% 左右的毛细结合水，7% 左右的表面粘附水及 3% 左右的内部水。污泥热值与其的水分密切相关。图 5 - 3 显示了含水量和热值之间的关系。

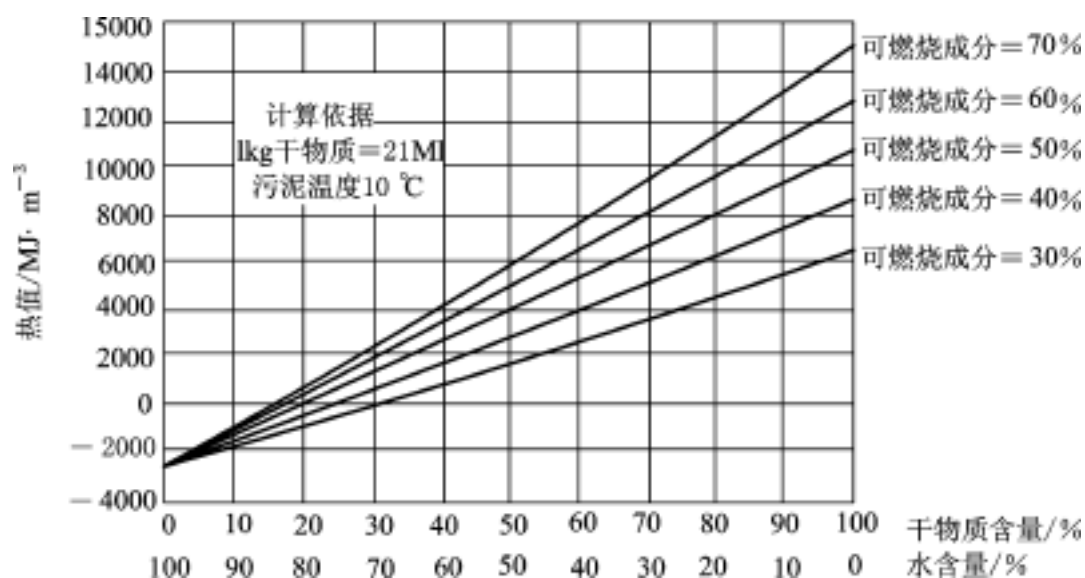


图 5 - 3 含水量和热值之间的关系

5. 过量空气系数

在实际的燃烧系统中，氧气与可燃物质无法完全达到理想程度的混合及反应。为使燃烧完全，仅供给理论空气量很难使其完全燃烧，故实际焚烧过程中往往送入比理论空气量更多的助燃空气量，以使污泥与空气能完全混合燃烧。

过剩空气系数(α %) 用于表示实际空气与理论空气的比值，定义为

$$\alpha = \frac{V}{V^0}$$

式中 V^0 ——理论空气量；

V ——实际供应空气量。

过剩空气系数对污水污泥的燃烧状况有很大的影响，供给适量的过量空气系数是有机可燃物完全燃烧的必要条件。合适的过剩空气系数有利于污水污泥与氧气的接触混合，强化污泥的干燥、燃烧。但过剩空气系数过大又有一定的副作用，过剩空气系数过大既降低了炉内燃烧温度，又增大了燃烧烟气的排放量。

第三节 污泥焚烧技术及焚烧设备

在污泥焚烧设备中，流化床(FBC) 和多炉膛焚烧炉(MHF) 是应用广泛的主要炉型，尽管其他炉型如：旋转炉窑、旋风炉和各种不同形式的熔炼炉也在使用，但所占份额不大。例如，1988 年在日本有 151 家污泥焚烧厂运行，其中多炉膛焚烧炉有 72 台，53 台是固定流化床和 20 台旋转炉窑(如图 5 - 4)。在德国 39 家污泥燃烧处理厂中，有 10 家是同固体废弃物一起混烧，20 家是采用生活污水作为燃料单独燃烧，还有 9 家是对工业污泥进行焚烧处理。在这 39 家污泥焚烧厂中有 70% 是采用鼓泡流化床焚烧炉型。在美国，到 1970 年时，有 120 多台多炉膛焚烧炉在运行，而目前美国有 100 多台流化床锅炉用于污泥焚烧，在世界范围内更有超过 300 台的流化床锅炉应用于污泥的焚烧处置。从图 5 - 4 中我们可以看出。在 1982 年到 1988 年期间，日本在污泥焚烧处置过程中，流化床(FBC) 的应用呈现出迅速增加的趋势。

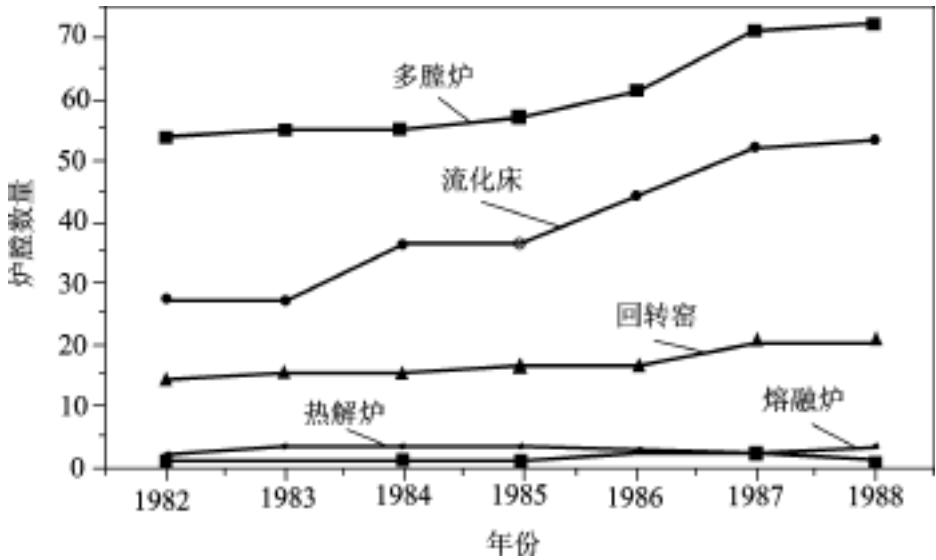


图 5 - 4 1982 ~1988 年日本污泥焚烧厂焚烧炉炉型变化趋势

一、多膛炉(多段焚烧炉)

多膛式焚烧炉又称立式多段焚烧炉，早在 20 世纪初即用于矿石焙烧。1934 年美国密歇根 Dearborn 安装了第一台污泥焚烧炉，该技术真正应用是在 20 世纪 60 年代。当时，美国是开展污泥焚烧技术最早的国家，并且这一炉型在美国占统治地位。在欧洲的第一台污泥焚烧装置是德国于 1962 年建造。

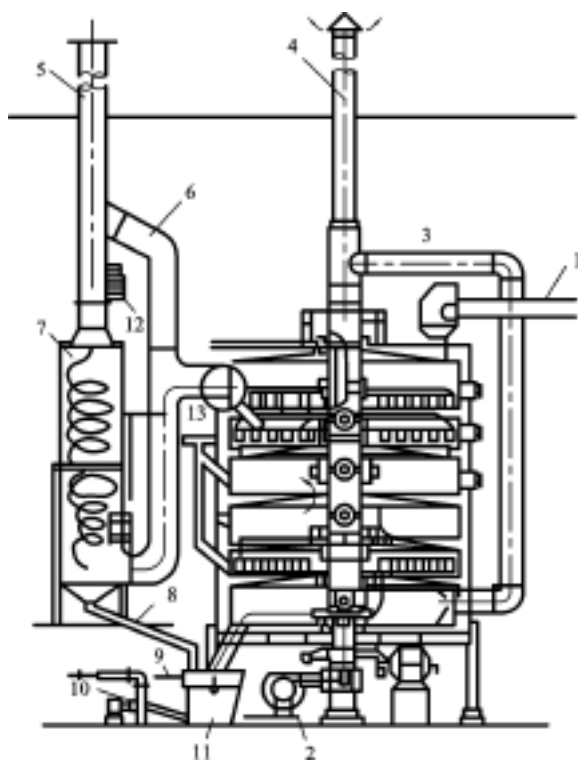


图 5 - 5 立式多段焚烧炉

- 1—泥饼；2—冷却空气鼓风机；3—浮动风门；4—废冷却气；5—清洁气体；
6—无水时旁通风道；7—旋风喷射洗涤器；8—灰浆；9—分离水；
10—砂浆；11—灰斗；12—感应鼓风机架；13—轻油

多膛式焚烧炉是一个垂直的圆柱形耐火衬里钢制设备，内部有许多由耐火材料构成的炉膛，自上而下布置有一系列水平的

绝热炉膛，一层一层叠加。一般多膛焚烧炉可含有 4 ~14 个炉膛，从炉子底部到顶部有一个可旋转的中心轴，如图 5 - 5 所示。每个炉膛都有一个搅拌装置，污泥通过搅拌装置搅动，从顶层一层层往下传输。搅拌装置，也叫搅拌臂，通常在搅拌臂上设计有一定数量的齿，齿长约 100mm。通过转动中心轴可以耙动污泥，使之沿螺旋形轨道通过炉膛，一般在每一炉膛内污泥厚度保持在 120mm 左右。辅助燃料的燃烧器也位于炉膛上。

多膛炉的工作过程是污泥由上而下逐层下落，从整体焚烧过程来看，可将多膛炉分为三个部分。顶部二层为干燥区，绝大部分污泥的水分在此蒸发，起干燥作用，温度为 425 ~760 °C，可使污泥含水率降至 40% 以下。中部几层为污泥焚烧区，温度可达 760 ~925 °C。还可细分为中上部——挥发分气体及部分固态物燃烧区，中下部——固定碳燃烧区域。多膛炉最下面几层称缓慢冷却区，主要起冷却并预热空气的作用，温度为 260 ~350 °C。

与烟煤相比，污泥挥发分的析出在颗粒温度很低时就开始了。对污泥以及多段焚烧炉不同区域温度测量显示，当污泥由一个炉膛流到另一个炉膛时，加热很缓慢，直到第 5 层时，温度才到 100 °C。此后，炉内颗粒温度有一个快速增加的过程，意味着干燥过程的结束，也可能是污泥颗粒周围挥发分的释放和燃烧的开始，这表明挥发分的析出过程是在这个温度左右开始的。而且，干燥结束时的温度与挥发分的析出开始温度之间有明显的间隔。

根据经验，燃烧热值为 17 380 kJ/kg 的污泥，当含水量与有机物之比为 3.5 : 1 时，可以自燃而无需辅助燃料，否则，多膛炉应采用辅助燃料，辅助燃料有煤气、天然气、消化池沼气、丙烷气或重油等。多膛炉焚烧时所需辅助燃料的多少与污泥的自身热值和水分大小有关。当污泥水分较高时，就必须添加较多的辅助燃料量。

多膛炉的主要优点是有一个好的内部热量利用系统，因为焚烧后的烟气能很好的同污泥进行接触加热。多膛炉对污泥处理的一个主要缺点是不不断的添加进去的辅助燃料的费用

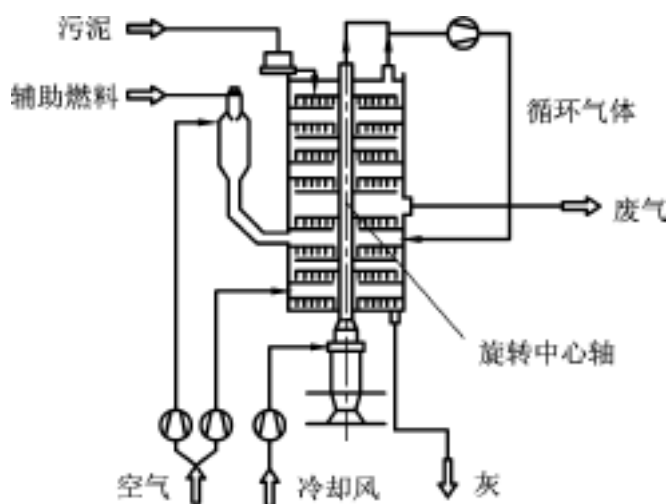


图 5 - 6 多膛炉结构示意图

用，辅助燃料的作用是维持焚烧过程的进行。较早的多膛炉存在怎样设计各个区域的困惑，即干燥、燃烧、及燃尽/冷却区域的分配问题。如果在较上部区域燃烧，以保证污泥的干燥，那么污泥中挥发分难以完全析出，而且燃烧温度也不能保证使污泥焚烧。另一方面，如燃烧主要在多膛炉下部进行，以保证污泥的燃尽率，那么会使得灰分不能得到足够的冷却，而会对灰处理设备形成损害。目前，问题已经基本上得到解决，即将干燥区的水蒸气再循环引向燃烧区域，并以较高的温度离开炉膛(见图 5 - 6)。

多膛式焚烧炉在高浓度过量空气条件下工作比较理想，能产生更多的热能。但通常多膛炉需配置后燃室，来保证除尽臭味和充分燃烧。也有一些多膛炉采用污泥从下部送入，上部则设计为后燃区。正常工况下，需要 50% ~100% 的过剩空气，送入多膛炉以保证充分燃烧，如氧气供应不足，则会产生不完全燃烧现象，排放出大量的 CO、煤烟和碳氢化合物，当然，过量的空气不仅会导致能量损失，而且会带出大量飞灰。

多膛焚烧炉的污泥处理能力多为 5 ~1250t/d 不等，可将污泥的含水率从 65% ~75% 降至约 0，污泥体积降到 10% 左右。多膛

焚烧炉的污泥处理能力与其有效炉膛面积有关，特别是处理城市污水污泥时。焚烧炉有效炉膛面积为整个焚烧炉膛面积减去中间空腔体、臂及齿的面积。一般多膛炉焚烧处理 20% 含水率的污泥时，焚烧速率为 $34 \sim 58\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ 。表 5 - 1 示出一些多膛炉的典型尺寸及炉室数。表 5 - 2 为典型多膛炉设计参数。

表 5 - 1 典型多膛炉尺寸

焚烧炉有效炉膛面积/m	焚烧炉直径/m	多膛炉室数量/个
7.90	2.06	6
13.47	2.36	7
17.93	2.82	6
25.64	3.28	6
33.82	3.28	8
41.99	3.28	10
52.02	3.28	12
62.43	4.34	7
78.50	5.11	6
87.70	4.34	10
99.22	5.72	6
104.79	4.34	12
130.06	5.11	10
143.07	5.11	11
154.21	6.17	8
174.19	6.17	9
191.37	6.17	10
211.35	6.17	11
241.54	6.78	10
289.85	6.78	12

表 5 - 2 典型多膛炉设计参数

参 数	低	中	高
多膛炉焚烧速率 / ($\text{kg} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$) (干污泥)	7.2	9.8	16.2
空气过剩系数 / %	20	50	80
冷却空气排出温度 /	95	150	195
排渣温度 /	38	160	400
排烟温度 /	360	445	740
污泥特性			
热值(挥发分) / $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($\text{kcal} \cdot \text{kg}^{-1}$)	22191 (5300)	23238 (5550)	32491 (7760)
挥发分含量(干污泥) / %	43.4	54.2	71.8
总能量输入(污泥加辅助燃料)			
约 25% 含固率(湿污泥) / $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($\text{kcal} \cdot \text{kg}^{-1}$)	3391 (810)	4606 (1100)	5673 (1355)
约 48% 含固率(湿污泥) / $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($\text{kcal} \cdot \text{kg}^{-1}$)	6678 (1595)	7243 (1730)	8047 (1922)

多膛炉尾部净化装置通常为文丘里除尘器、撞击式捕集除尘器、湿法旋风除尘器或干法除尘器。

由于污泥自身热值、辅助燃料成本、严格的气体排放标准以及焚烧能力等原因，多膛炉越来越失去竞争力，促使流化床焚烧炉成为较受欢迎的污泥焚烧装置。

二、流化床焚烧炉

流化床焚烧炉于 20 世纪 60 年代开始在欧洲得到应用，70 年代出现于美国和日本。

(一) 基本原理

流化床的基本工作原理是利用炉底布风板吹出的热风，将污泥悬浮起呈沸腾(流化) 状进行燃烧。一般采用载体(砂子) 进行

流化，再将污泥加入到流化床中与高温的砂子接触、传热进行燃烧。流化床焚烧炉的炉型，按照流化风速及物料在炉膛内运动状态，可分为鼓泡流化床和循环流化床两大类，见图 5 - 7。

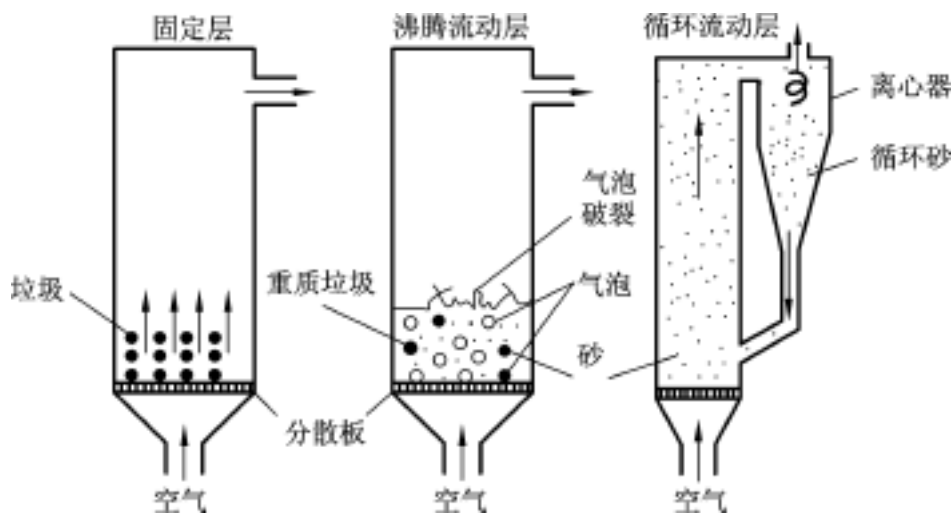


图 5 - 7 固体废弃物流化床焚烧炉炉型示意

流化床焚烧炉的结构很简单，主体设备是一个圆形塔体，下部设有分配气体的分配板，如图 5 - 8，塔内衬有耐火材料，并装有耐热粒状载体。气体分配板由多孔板做成，有的平板上穿有一定形状和数量的专用喷嘴。气体从下部通入，并以一定速度通过分配板，使床内载体“沸腾”呈流化状态。污泥从塔侧或塔顶加入，在流化床层内进行干燥、粉碎、气化等过程后，迅速燃烧。燃烧气从塔顶排出，尾气中夹带的载体粒子和灰渣一般用除尘器捕集后，载体可返回流化床内。

流化床内气——固混合强烈，传热介质速率高，单位面积处理能力大，具有极好的着火条件。流化床炉采用石英砂作为热载体，蓄热量大，燃烧稳定性较好，燃烧反应温度均匀，很少局部过热。因此，能处理生活垃圾、有机污泥和有毒有害废液等废物种类，有害物质分解率高。

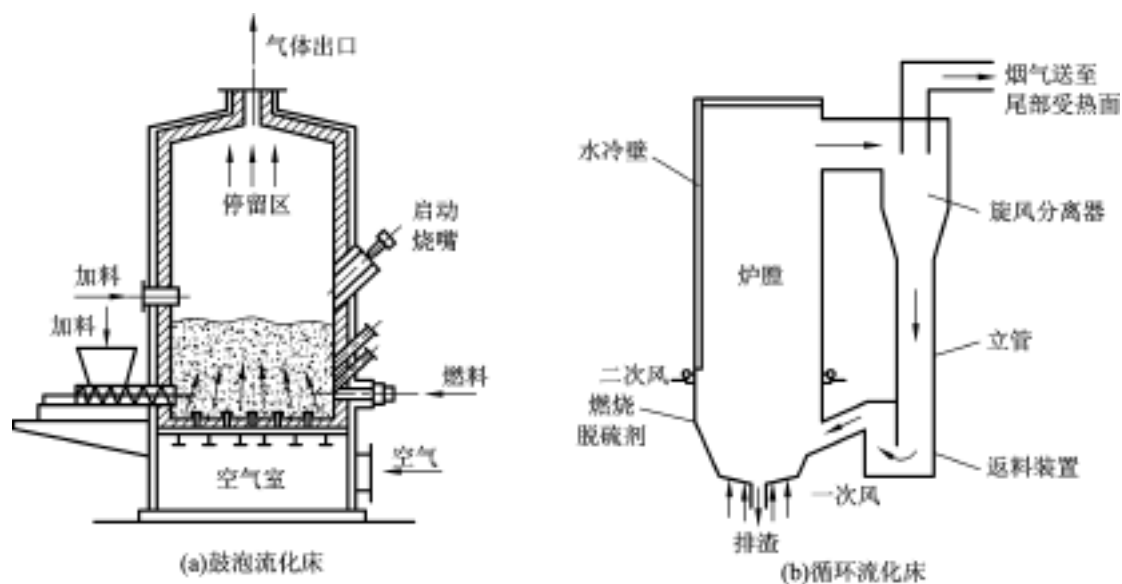


图 5 - 8 流化床焚烧炉

流化床燃烧温度在 800 ~900 之间，过量空气系数小，氮氧化物生成量少，有害气体生成易于在炉内得到控制，是新一代“清洁”焚烧炉，极具发展前途。此外，流化床焚烧炉无运动部件，结构简单，故障少，投资及维修费低。但工艺操作则比一般机械炉要求高些。

对于污泥焚烧，流化床不管什么来源的污泥，只需干物质含量达到 45% (半干化)，不需要额外的热能就可以自己燃烧，到达热平衡，而且焚烧产生的热量足够满足半干化干燥机。流化床焚烧炉的优势还在于有非常大的燃烧接触面积、强烈的湍流强度和较长的停留时间。而且还可连续加料、连续出料，操作可自动调节，因此可广泛地用来处理各种固体废物及污泥。对于难于在多膛炉、炉排焚烧炉上焚烧的污泥，采用流化床焚烧技术是很合适的。

(二) 工程实例

图 5 - 9 是德国的 Berlin-Ruhleben 污泥焚烧厂和英国的 Round-hill 焚烧厂采用流化床技术焚烧湿式污泥的工艺流程图。在 Berlin-Ruhleben 厂每天接收来自污水处理厂含固量(2% ~3.5%) 的污泥

5000m³。这些污水污泥先经过脱水处理到含固量 24% ~28% 后，经活塞泵打入焚烧炉燃烧。焚烧厂有 3 台焚烧机组，每台机组有 4 个给料点，机组最大能处理 3.7t/h 的干燥污泥量，这相当于含水 25% 湿污泥 15t/h。为了除去臭气，焚烧厂专门设置了引风机从臭气发生点抽出异味。为了保证床料层温度达到 750℃，稀相区温度能保持在 850℃，设置了辅助燃料——工业用油燃烧装置。烟气离开炉膛时的温度达到了 850 ~870℃，烟气余热通过余热锅炉和空气预热器加以回收利用，烟气利用电除尘及湿式洗涤系统进行净化，每天大约产生 45t 灰。通过烟气脱硫系统，烟气中的 SO₂ 含量从 2500mg/m³ 减少到 30 mg/m³，在烟气脱硫系统(FGD) 中，每天消耗 CaO 大约 2.5t 左右，并产生 7t 石膏。

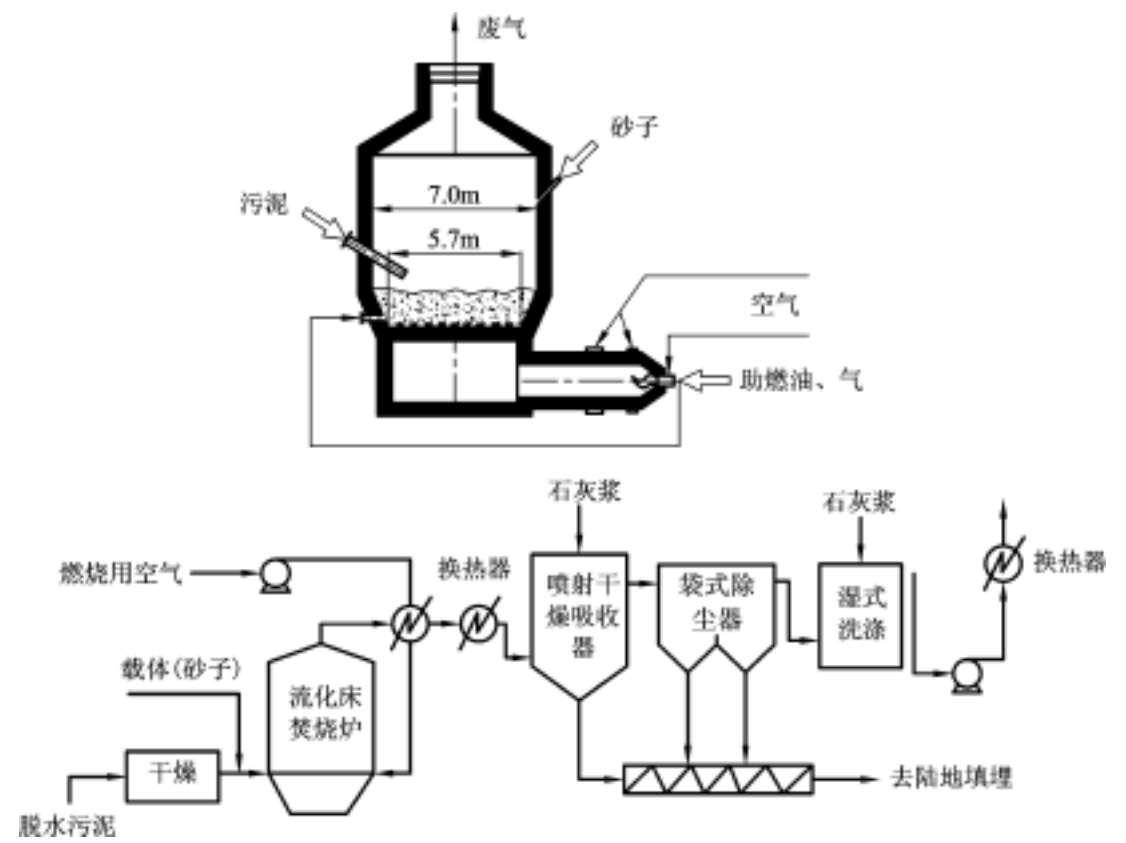


图 5 - 9 流化床焚烧湿式污泥工艺流程图

1993 年由 Dorr-Oliver 授权和资助建在英国 Roundhill 的污泥焚烧厂，它一年处理干燥污泥 16000 吨。脱水污泥(含固量 23% ~ 25%)被干燥到含固量 34% 后，通过砂子混合并被加入到焚烧炉中，燃烧用空气被加热到 650℃，焚烧厂装备有喷射式干燥吸收器以脱除酸性气体，袋式除尘器除灰、湿式洗涤系统用于有效脱除重金属和剩余的酸性气体。焚烧厂能满足欧共体和德国烟气排放标准。这是第一个在英国建成的大规模污泥焚烧厂，Dorr-Oliver 在美国及世界其他范围内建设的焚烧厂情况与此相类似。

三、炉排式污泥焚烧炉

污泥送入炉排上进行焚烧的焚烧炉简称为炉排型焚烧炉。污泥焚烧中通常使用的为阶梯往复式炉排焚烧炉，这种焚烧炉是阶梯往复式燃煤炉改造而成。炉排的往复运动将料层翻动扒松，可使燃烧空气与之充分接触，焚烧完全，炉排型焚烧炉结构如图 5 - 10 所示。一般该焚烧炉炉排由 9 ~ 13 块组成，固定和活动

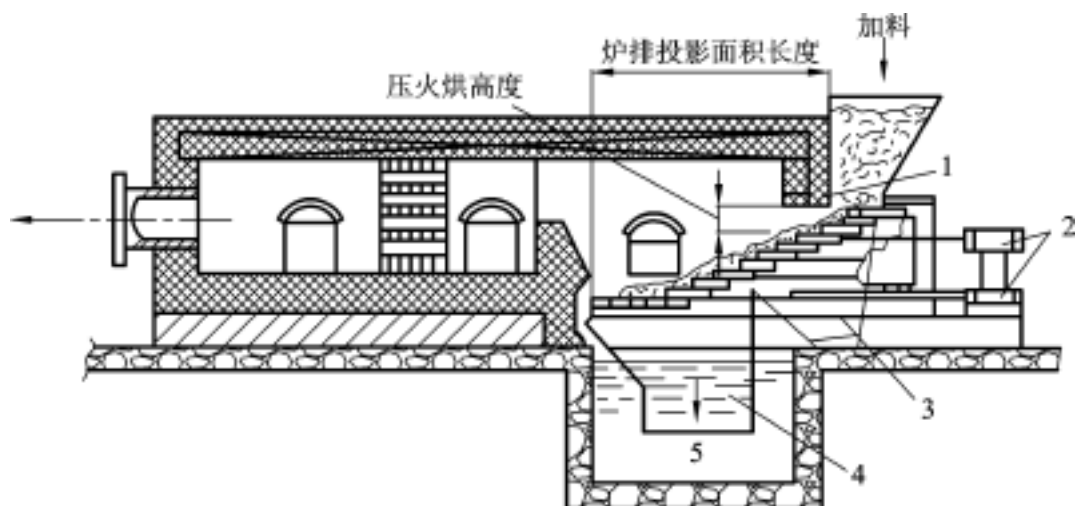


图 5 - 10 阶梯往复式炉排焚烧炉

1—压火烘；2—液压缸；3—盛料斗；4—出灰斗；5—水封

排交替旋转。前几块为干燥预热炉排，后为燃炉排，最下部为出渣炉排。活动炉排的往复运动由液压缸或由机械方式推动。往复的频率根据生产能力可以在较大范围内进行调节，所以操作控制相当方便。

炉排炉焚烧污泥时，液压装置使可动段前后往返运动，一边搅拌污泥层，一边运送污泥层。污泥燃烧的干燥带较长，燃烧带较短。水分在 50% 以下的污泥可以高温自燃。上部设置余热锅炉，回收蒸汽可以用于污泥干燥。脱水污泥饼(水分 75% ~ 80%) 经过干燥成干燥污泥饼(水分 40% ~ 50%) 后，进入焚烧炉排炉，最终形成焚烧灰。

四、回转窑式污泥焚烧炉(转炉)

一般来讲，转炉内胆是由具有较高阻力的耐火材料组成，炉膛结构稍微倾斜并以较低的速度旋转，通过炉膛的旋转，带动污泥旋转、翻转换热，使得污泥在不同的温度区域内干燥、析出挥发分、燃烧并使燃烧后的灰分冷却。燃烧通常在 800 ~ 1000 范围内，烟气和灰分冷却的热量用于空气的预热和产生蒸汽。污泥的燃尽率不高，因为在污泥作旋转运动时，污泥外表面部分燃烧并烧结成团，而内部污泥并没有完全燃烧。

窑体的一端以螺旋加料器或其他方式进行加料，另一端将燃尽的灰尽排出炉外。污泥在回转窑内可逆向与高温气流接触，也可与气流一个方向流动。逆向流动时，预热污泥，热量利用充分，传热效率高。排气中常携带污泥中挥发出的有害有臭气体，故必须进行二次焚烧处理。顺向流动的回转窑，一般在窑的后部设置燃烧器，进行二次焚烧。

污泥回转焚烧炉见图 5 - 11。炉衬为混凝土结构和砖，混凝土部分设置内部构件结构。回转窑所配置的燃烧室做成带滚轮的结构，可移动并且方便检修。

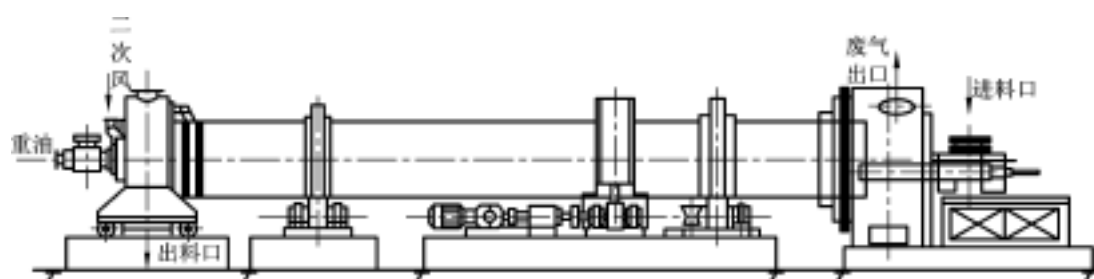


图 5 - 11 回转窑焚烧炉示意图

回转窑式焚烧炉的温度变化范围较大，为 $810 \sim 1650$ ，温度控制由窑端头的燃烧器的燃料量加以调节，通常采用液体燃料或气体燃料，也可采用煤粉或废油作燃料。

五、鲁奇公司 Etagenwirbler 炉

鲁奇公司结合多膛炉和流化床炉的优点设计出了一种新炉型，即 Etagenwirbler 炉型，如图 5 - 12，它将多膛炉结构单元置于流化床炉顶部，用于预热干燥污泥，这样，焚烧炉就不需辅助燃料而能进行污泥的干燥预热了。

这种型式的焚烧炉从 1981 年以来就一直在德国 Frankfurt 污水处理厂运行。燃烧室由 5 段炉膛组成，具有处理 2t/h 干污泥的能力(容量)。含干燥污泥 $28\% \sim 30\%$ 的污水污泥被送入顶部多膛炉结构中， $50\% \sim 60\%$ 烟气从流化床结构部分的稀相区引出用于加热干燥，最后一段炉膛作为给料器，将干燥污泥均匀的播撒在流化床床层上。在多膛炉对污泥干燥过程中，污泥中的 50% 水分被除去，相较传统的流化床焚烧炉而言，这可使 Frankfurt 污泥焚烧厂减少炉壁面积达 50% 。从干燥区域来的水蒸气被重新引回到床层除臭。在烟气洁净处理系统中，飞灰被余热锅炉和静电除尘器除去。此后，烟气经过两段湿式洗涤，在第二阶段气体洗涤净化过程中，运行温度低于露点温度($55 \sim 60$)，以确保 Etagenwirbler 炉

燃烧系统烟气中的水蒸气(5t/h)能够凝结离析出来。

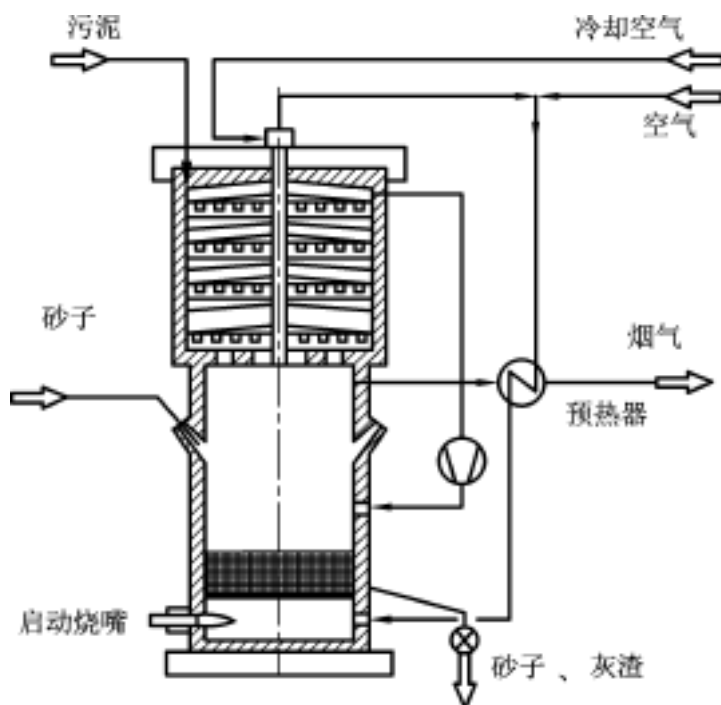


图 5 - 12 鲁奇公司 Etagenwirbler 炉

六、污泥熔融焚烧炉

运行温度低于污泥中灰分熔点的炉型的主要缺点是，灰(渣)中含有大量高浓度的污染环境的重金属，要处理处置这种污染物质，费用很高，并且需要特殊的填埋地点。污泥熔融处理技术就是为了解决污泥焚烧中的灰分存在的问题而开发出来的。在这里，预先干燥的污泥在超过灰熔点的温度下进行焚烧(一般在 1300 ~ 1500)，这不仅能对污泥中有机物进行热处理，也可以形成比其他焚烧方式形成的密度大 2 ~3 倍的熔化灰，从而达到污泥减容的目的。而且熔炼处理焚烧能将污泥灰转化成玻璃体或水晶体物质，此时，重金属以稳定的状态存在 SiO_2 等玻璃体或水晶体中，并且不会溶出(被过滤)而损害环境，炉渣也可用作建筑材料。

用于污泥处理的熔融炉有许多种，如表面熔融炉(膜熔融炉)、旋流式熔融炉、焦炭床式熔融炉、电弧式电熔融炉等，下面以旋流式熔融炉简要介绍一下其结构。

旋流式熔融炉是将细粉化的干燥污泥旋转吹入圆筒型熔融炉内，污泥中的有机成分瞬时热分解、燃烧。这时形成1400℃左右的高温，污泥中的灰分开始熔融，在炉内壁上一边形成薄层一边流下，从炉渣口排出。有纵型(如图5-13所示)、倾斜型和水平型3种炉型，原理基本相同，具有旋风炉的特性。另外，污泥送入熔融炉的前处理过程可能不同，有蒸汽干燥、气流干燥、流动干燥、流动热分解等。

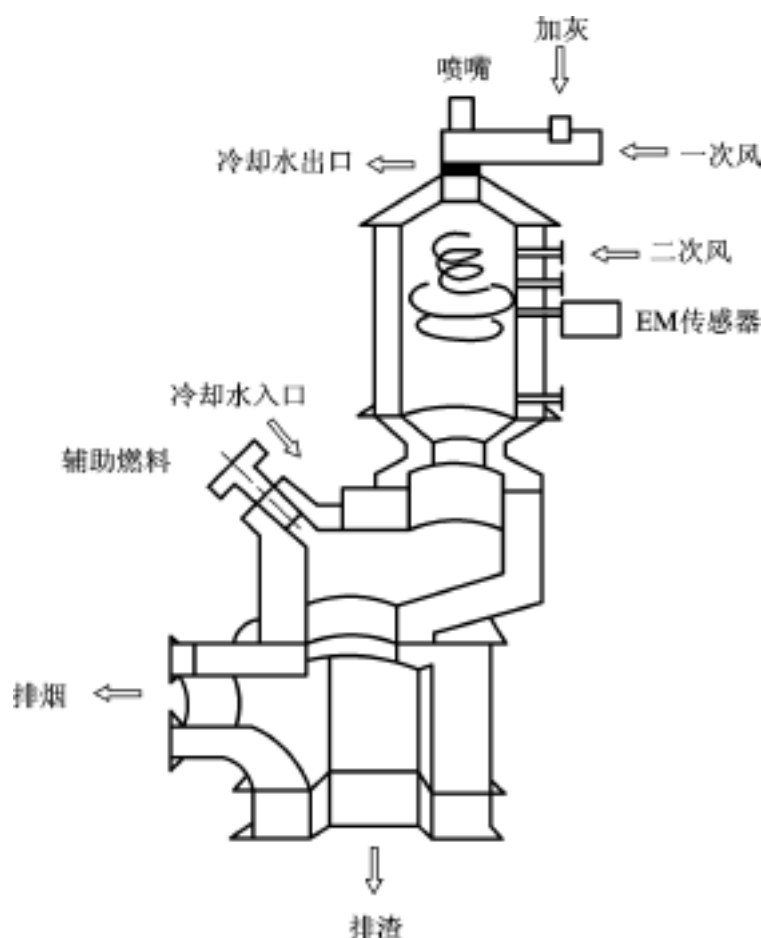


图5-13 纵型旋流式熔融炉示意图

在日本东京以南的 Nanbu 污泥熔炼焚烧厂是日本最大的污泥熔炼焚烧厂, 1991 年投入运行。每日处理含固量 20% 的湿污泥 160t, 湿污泥被预先干燥到含固量达 80% 以后, 磨粹后送入旋风熔融炉中, 同气体燃料一起燃烧, 炉膛温度维持在 $1\ 400 \sim 1\ 500$, 余热被余热锅炉和空气预热器利用, 来自锅炉的蒸汽用于污泥的干燥。

由于采用高温焚烧处理(一般在 $1\ 300 \sim 1\ 500$), 因此污泥灰分熔融变成炉渣, 重金属可以被封在 SiO_2 等玻璃质中。在显著减量的同时, 由于灰分转变为均质物质, 因此可彻底进行回收利用。

污泥熔融处理时, 从热经济角度看, 降低熔融温度有运行容易、炉壁损耗减少等优点。因此, 可以加入石灰和硅石进行调整来降低熔融温度。然而, 过多地加入调整材料, 会导致调整剂本身抢夺熔融热。

一般来说, 污水污泥的熔融设备系统由以下 4 个过程组成。

干燥过程(含有 70% ~80% 水分的脱水污泥饼 → 含有 10% ~20% 水分的干燥污泥饼);

调整过程(根据各熔融炉的使用方式, 进行造粒、粉碎、热分解炭化等);

燃烧、熔融过程(有机分燃烧 → 灰熔融 → 炉渣);

冷却、炉渣化过程(使用水冷可得到粒状炉渣, 空冷得到的炉渣结晶化后 → 有效利用)。

第四节 污泥混烧技术

除了上节所述污泥单独焚烧处理技术外, 在燃煤电厂、固体废弃物焚烧厂及其他工艺过程中, 也可以利用混烧技术来处理污泥。在大多数情况下, 污泥在各个工厂内仅仅只占一小部分, 以

防止对其他工业过程产生负面影响。利用现有燃煤电厂来焚烧处理污泥不失为一种较好的方法。第一，电厂职工往往是受过良好训练、有相当经验的人员，他们来处置处理污泥，方式可靠、方法得当，并可利用燃煤电厂的富余容量。第二，现代大型电厂往往装备有烟气净化系统，它可对污泥燃烧带来的污染物进行处理净化，不会带来环保问题。同固体废弃物一起混烧也不失为一种好方法，因为不需要对焚烧厂进行什么特别的改造。

一、在燃煤发电厂混烧污泥

实践证明，污泥占燃煤总量的 5% 以内，对于尾气净化以及发电站的正常运转无不利影响。火电厂混烧污泥的主要优点是：可以除臭，病原体不会传染，卫生；装车运输方便；仓储容易，与未磨碎煤的混合性及其燃烧性都得以改善。

对于污泥和煤混烧，必须考虑燃料的制备、燃烧系统的改造和燃烧产生的污染物处理等。首先，污泥必须预先干燥，并在干燥后磨制成粉末；另外，电厂还须投入处理凝结物、臭气、粉尘和 CO 排放的设备，并考虑在污泥干燥过程中的能源损耗等；干燥后的污泥还存在自燃、风粉混合物的爆燃等隐患。污泥中的氮、硫和重金属含量较高，会导致混烧过程中 NO_x 、 SO_2 和重金属排放增加，所以，对于燃煤电厂，在进行污泥混烧时必须认真考虑。

德国路德维希港地区 BASF 公司采用煤粉炉混烧污水污泥。该电厂的混烧炉从 1984 年开始与 1974 年投入运行的 3 台流化床污泥焚烧炉一道运行至今。图 5 - 14 是过程的工艺流程图。污泥在过滤器脱水之前，和煤一起用絮凝剂进行混合调湿。在进入煤粉炉之前，滤饼先在转桶干燥器中进行干燥，该煤粉炉每小时可混烧 16t 污泥(干基含量 25%)。

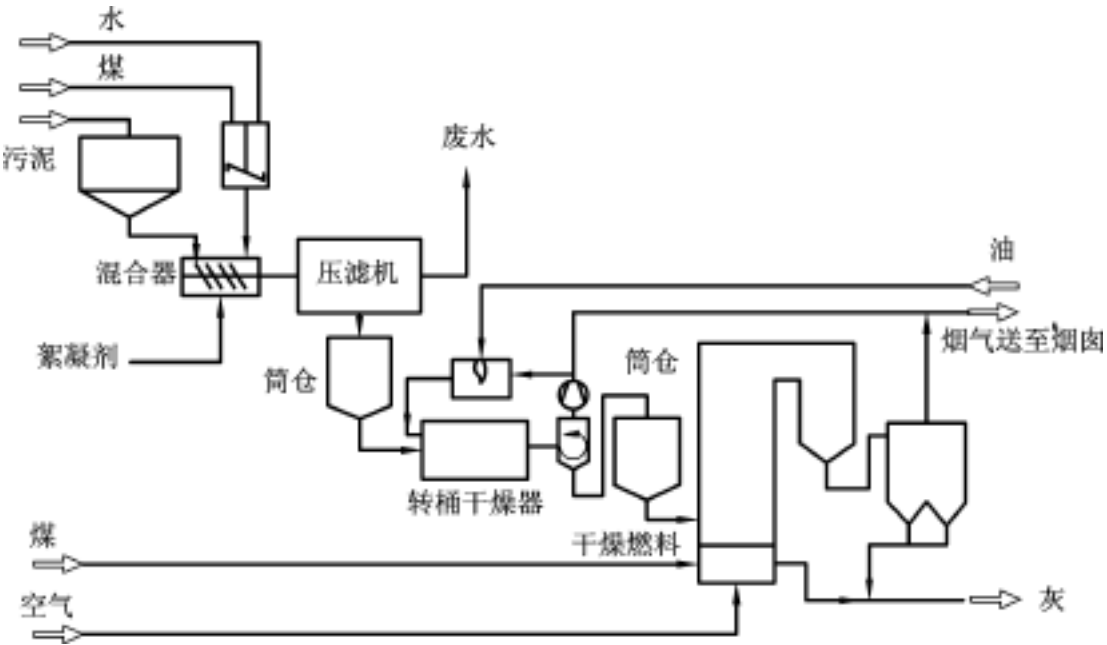


图 5 - 14 路德维希港地区 BASF 公司煤粉炉混烧污泥工艺流程图

比利时 Aquafin 城市于 1995 年开始进行污泥与煤粉混烧。其中污泥比例约为 5%，在 Electabel 电厂的 11#机组进行了污泥混烧测试，该机组功率为 130 MW，每天需 1000t 煤。

混烧结果表明，过高的混烧比例(如 7.6% 干污泥)会造成尾部烟气净化装置，特别是静电除尘器会产生严重结灰现象。另外，还在黏结物中发现有硫化物金属，因此适当的混烧比例非常重要，一般建议将污泥混烧比例控制在 5% 以下。另外，也曾在 300MW 发电机组中进行混烧 4000t 干污泥的试验，实验持续了 2000 h，加入的干污泥比例，从一开始的 2% 到 20%。结果表明，混合燃烧过程中，设备运行没有出现明显的偏离。和燃煤相比，在混合燃烧过程中炉渣没有明显的变化。但由于烟气中蒸汽浓度增加了，电除尘器进行了相应的改造，同时也发现污泥预处理设备中存在材料磨损等问题。

长期运行还发现过热器会产生高温腐蚀，因为碱性硫化物容

易结在受热面管上，并与氧化层进行反应形成复杂的碱性铁硫化物 $[(K_2Na_3)_3Fe(SO_4)_3]$ ，因此混烧时，污泥中 Cl、S 及碱性金属应严格控制。

二、燃煤流化床炉中的污水污泥混烧

目前，在燃煤循环流化床炉上已有很多生物质和造纸厂污泥混烧的经验。法国 Golbey 造纸厂采用一台鼓泡流化床进行树皮、锯屑和造纸厂污泥的混烧。1993 年投入运行，锅炉容量为 35t/h，蒸汽压力为 26bar。1992 年，美国德克萨斯州的谢尔登的 Champion 国际公司就同 Tampella Power 签订了合同，将原有的燃烧树皮的锅炉改造为烧造纸污泥和废弃木料的鼓泡流化床锅炉，改造后，锅炉出力为 90t/h，蒸汽参数为：压力 60bar、温度 441℃。

德国 Rheinbraun 公司在位于德国 Villeberrenrath 的一台燃用 93t/h 褐煤的循环流化床锅炉上，进行了长达一年的污泥和褐煤的混烧试验，经机械脱水、含固量 30% 的污泥和褐煤一起从返料腿进入炉膛燃烧。该循环流化床锅炉混燃污泥和褐煤工艺示意图如图 5 - 15。

通过试验，发现 SO_2 、 NO_x 、CO 和颗粒物含量均低于煤燃烧和废弃物燃烧的相应标准。由于污泥中的灰含量高于褐煤，混烧后的飞灰量增加了，但分析显示，灰中重金属的浓度降低了，并且灰可以作为惰性物质进行处理。另外，烟气中 Hg 排放提高了，需要额外投资建设文丘里塔(塔中填充褐煤焦炭)来吸附烟气中的 Hg。吸附塔位于静电除尘器之后。至于吸附 Hg 所必需的媒介硫酸可通过捕集烟气中的 SO_2 来生成(100 mg/m^3)。Hg 的脱除率可达到 95% 以上。由于有这样令人满意的结果，该厂于 1995 年 11 月获准可进行污泥和煤的混烧，每年可焚烧掉约 65 000t(干基)的污水污泥。

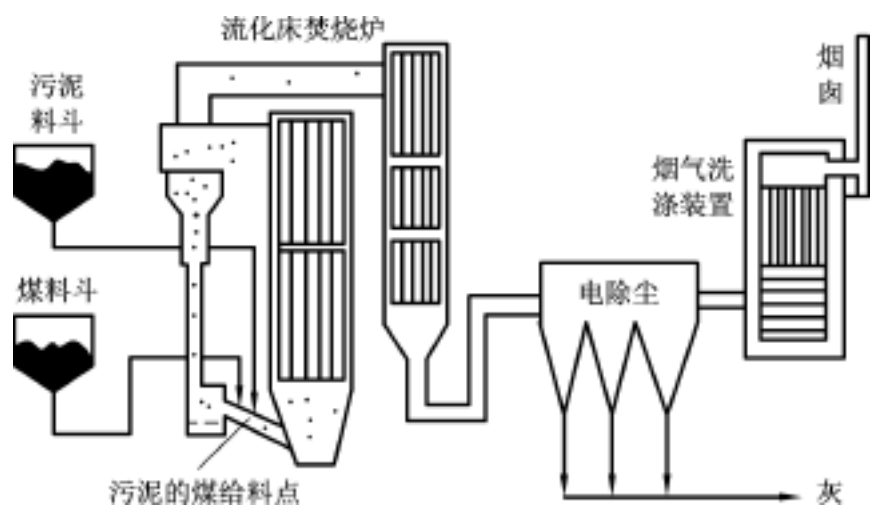


图 5 - 15 混烧污泥和褐煤的循环流化床锅炉

三、与固体废弃物混烧焚化技术

同固体废弃物混合燃烧主要目的是为了减少污泥和固体废弃物焚烧的费用。基于当前的技术水平，目前主要采用图 5 - 16 中给出的三种混合燃烧方式。

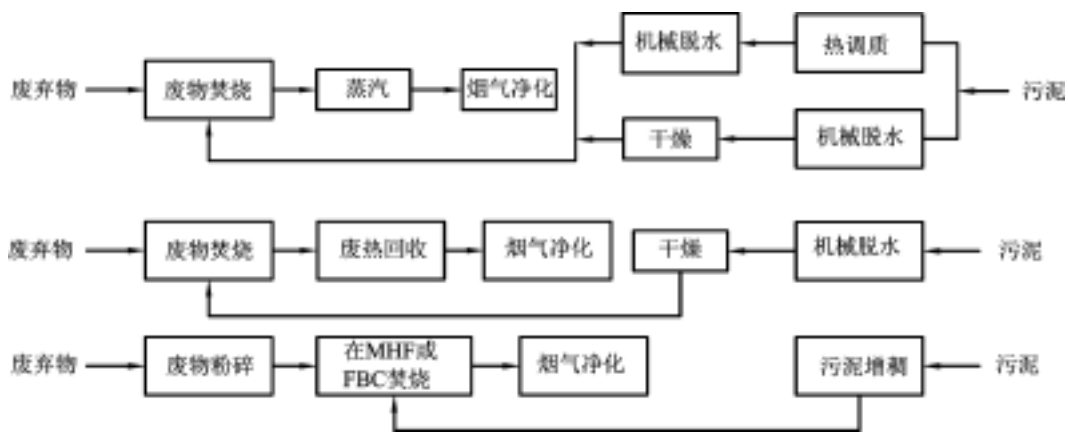


图 5 - 16 污泥和固体废弃物混合燃烧原则性流程图

在第一、二种流程中采用典型的链条炉，废弃物的燃烧热量主要用来产生蒸汽，并用这些蒸汽来干燥污泥，预先干燥能使污泥的含固量达到 55% ~65%，并能增加污泥的热值，使之与废弃物一起能够达到自主燃烧而不用添加辅助燃料。第三种工艺流程采用的炉型是多膛炉或流化床锅炉，这种炉型需要将废弃物磨碎成小颗粒，并与湿污泥混合后送到炉膛中去。

（一）链条炉混烧焚化技术

链条炉是用来焚烧污泥和固体废弃物混合物主要炉型之一。在日本札幌焚烧厂，被干燥的污泥(含固量 60%)同木材废料一起在 800 ~900 °C 时进行混合燃烧，锅炉产生压力为 1.9MPa、温度为 300 °C 的过热蒸汽。德国 Ingolstadt 污泥 - 废弃物焚烧厂，污泥在流化床锅炉干燥，形成污泥颗粒与固体废弃物一起在链条炉中混合燃烧。另外还有一种链条炉粉状污泥复合燃烧系统，其显著特点是将预先干燥的污泥磨制成粉状，然后以悬浮状态进入链条炉上层燃烧。污泥量为 360kg/h，废弃物量 1 250kg/h，即污泥比例占 29%，这种系统能达到很好的燃烧效率。

（二）多膛炉和流化床锅炉中的混合焚化燃烧

污泥同固体废弃物在多膛炉中的混烧是另一种广泛应用的焚烧技术，早在 20 世纪 70 年代，在多膛炉内进行湿污泥的混烧就很流行，污泥在多膛炉上部干燥，而固体废弃物则经过磨碎、除去金属颗粒后从炉膛中部挥发分析出区域加入，这种燃料组织方法相当好，但不可避免的有污泥臭气溢出。但在新建的焚烧厂中，采用了链条炉和多膛炉组合的方式进行焚烧(图 5 - 17)，废弃物在链条炉中焚烧，而污泥则在多膛炉中燃烧，来自链条炉中的烟气中的热量用来加热干燥并燃烧污泥。在德国 Marktoberdorf 就建设了一家这样的焚烧厂，每小时分别处理废弃物和污泥各 2.5 吨和 1.0 吨。

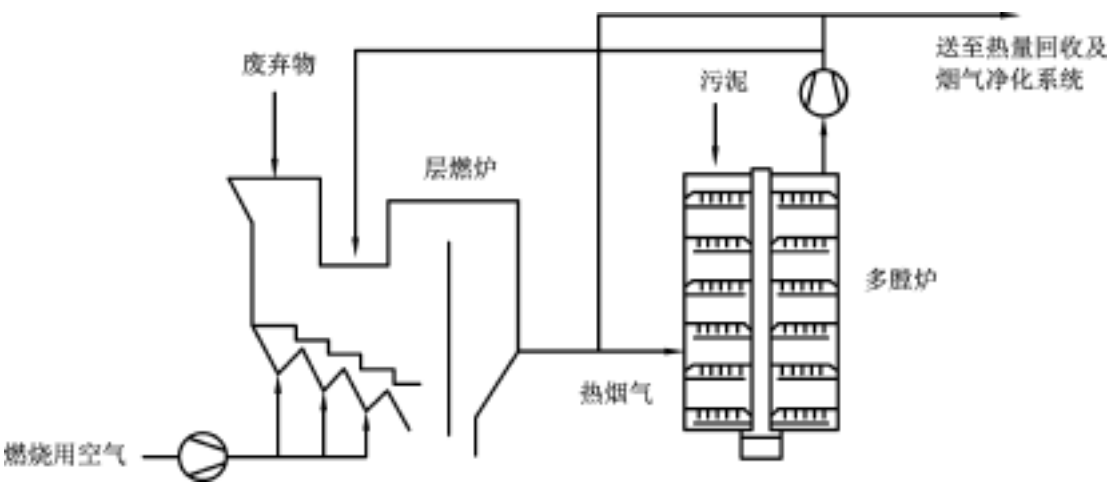


图 5 - 17 链条炉和多膛炉组合焚烧方式

第六章 污泥焚烧过程中污染物的排放及其控制

第一节 污泥燃烧过程的污染物

跟煤相比，城市污泥组成有很大区别(如表 6 - 1 所示)，加之焚烧处理技术在现阶段的发展局限，在利用过程中必然会产生各种形态的污染物，有些污染物的危害甚至超过了城市污泥本身对环境和生态的影响。为了实现城市污泥焚烧处理的“ 无害化 ” 目标，资源化利用过程中，污染物控排技术的研究与开发就具有显而易见的意义。

表 6 - 1 燃煤与污泥的有关成分参数

干 基	波兰煤	干城市污泥	消化并干燥污泥
工业分析数据			
全水分 /%	9 ~10	21 ~26	5 ~8
灰分 /%	10 ~15	41 ~44	45 ~46
挥发分物质 /%	25 ~30	51 ~53	47 ~49
高位热值 / (MJ · kg ⁻¹)	28 ~31	13.7 ~14.4	13.2 ~13.6
有机物高位热值 / (MJ · kg ⁻¹)	33.6 ~34.9	24.3 ~24.4	24.2 ~24.7

续表

干 基	波兰煤	干城市污泥	消化并干燥污泥
元素成分			
C/%	70 ~76	30.5 ~31.6	30.1 ~31
H/%	4 ~4.5	4.3 ~4.7	7.1 ~7.6
O/%	6 ~8	19.4 ~20.5	13 ~15
N/%	1.2 ~1.5	0.4 ~0.6	0.48 ~0.6
S/ $\times 10^{-6}$	7000 ~10000	11000 ~12000	13100 ~15000
Cl/ $\times 10^{-6}$	1100 ~1600	3100 ~4100	900 ~1300
F/ $\times 10^{-6}$	70 ~200	750 ~950	200 ~300
重金属			
As/ $\times 10^{-6}$	3 ~4	9 ~14	11 ~14
Cd/ $\times 10^{-6}$	1	4 ~5	4.5 ~6.6
Cr/ $\times 10^{-6}$	26 ~33	190 ~530	104 ~156
Cu/ $\times 10^{-6}$	21 ~32	330 ~400	585 ~743
Hg/ $\times 10^{-6}$	0.16 ~0.2	2.1 ~5.4	1.4 ~1.8
Ph/ $\times 10^{-6}$	14 ~19	220 ~250	321 ~346
Ni/ $\times 10^{-6}$	12 ~19	40 ~45	46 ~62
Zn/ $\times 10^{-6}$	40 ~50	1700 ~4900	1620 ~1800
矿物质			
Na/%	0.05 ~0.14	0.3 ~0.4	0.3 ~0.7
K/%	0.23 ~0.4	0.5 ~0.7	0.55 ~0.72
Ca/%	0.35 ~0.45	6 ~8.5	3.8 ~4.7
Ma/%	0.1 ~0.3	0.35 ~0.45	0.36 ~0.45
Si/%	2.4 ~4.2	5.1 ~9.2	8.7 ~9.3
Al/%	1.5 ~2.2	2.4 ~2.9	3.1 ~3.5
Fe/%	0.70 ~0.90	2.5 ~3.1	3 ~4
Ti/%	0.09 ~0.11	0.08 ~0.16	0.3 ~0.34

污泥处理不当可导致各种各样的环境问题,包括地表水污染、土壤和水体表面污染、空气污染以及通过直接接触或者食物链而导致的人和动物的中毒。尽管在废弃物的焚烧方面有许多可利用的经验,但是污泥焚烧仍然会带来各种污染,来源于污泥焚烧的污染物主要有以下三个方面:

- (1) 重金属;
- (2) 固体废弃物(残渣)的处理;
- (3) 污泥焚烧产生的烟气(含粉尘、有毒有害气体等)的排放。

一、城市污泥焚烧处理过程中污染物的种类

1. 气态污染物

主要是指污泥焚烧过程产生的烟气。其中除了无害的 CO_2 及水蒸气外,还含有许多污染物质,这些物质视其数量和性质对环境都有不同程度的危害。

焚烧尾气中所含污染物质的产生及含量与污泥的成分、燃烧速率、焚烧炉型式、燃烧条件有密切的关系,主要的污染物质有下列几种。

(1) 不完全燃烧产物 碳氢化合物燃烧后的主要产物为无害的水蒸气及 CO ,可以直接排入大气之中。此外,还有其他由于燃烧不良而产生的副产品,包括炭黑、烃、烯、酮、醇、有机酸及聚合物等。

(2) 粉尘 废物中的惰性金属盐类、金属氧化物或不完全燃烧物质等。

(3) 酸性气体 包括 HCl 、卤化氢(氯以外的卤素)、硫氧化物(SO_2 及 SO_3)、氮氧化物(NO_x)等。

(4) 重金属污染物 包括 Pb 、 Hg 、 Cr 、 Cd 、 As 等的元素态、氧化态及氯化物等。

(5) 有机污染物 PCDDs/PCDFs 。

2. 固态污染物

固态污染物是指污泥焚烧利用过程产生的固体残渣。焚烧灰渣是从污泥焚烧炉的炉排下和烟气除尘器、余热锅炉等收集下来的排出物，主要是不可燃的无机物以及部分未燃尽的可燃有机物，灰渣的主要成分是金属或非金属的氧化物。

二、污泥焚烧产生的污染物

(一) 重金属

废水处理工厂中的重金属来源于工业企业，并且已经扩散到了家务、地表面活动、污水排泄管的侵蚀。污泥中重金属的浓度与相应的工业活动及污泥的来源有关。污泥中重金属的存在形式主要有氢氧化物、碳酸盐、磷酸盐、硅酸盐和硫酸盐，它们在废水处理过程中仍保持在污泥中，并与污泥结合在一起。

了解重金属的种类和含量，是对城市污泥进行合理处置利用的基础。对国内(1994 ~2001 年)报道的城市污泥重金属的资料进行统计分析表明，我国城市污泥的 Ni、Pb、Cr、Cu、Zn 含量变化幅度很大，最高达几千 mg/kg；Zn 是含量最高的元素，均值为 1 450mg/kg(表 6 - 1)。这是因为我国城市大量使用镀锌管道，导致城市污水中 Zn 含量较高的缘故；含量次高的为 Cu，再次是 Cr，而毒性较大的元素 Hg、Cd、As 含量往往较低，通常在几个 mg/kg 范围内。

按照中国 1984 年颁布的《农用污泥污染物控制标准》(GB428484)的规定，Hg、Cd、As、Pb、Cr 在统计样本中没有超标案例，超标率最高的是 Zn，其次是 Cu、Ni(表 6 - 2)。从现有的统计资料和国家相关标准分析，我国城市污泥中重金属首要污染物是 Zn，超标率高达 55%。但是，按照 2002 年颁布的《城镇污水处理厂污染物排放标准》的规定，我国城市污泥中 Zn、Cu 的超标率分别为 9%、12%；如果按照美国环保局的标准，我国城市

污泥的重金属都不超标。

表 6 - 2 中国城市污泥中重金属含量

重金属	样本数	变化范围 /(mg · kg ⁻¹)	平均值 /(mg · kg ⁻¹)	统计样本超标率/%		
				GB428484 pH > 6.5	2002 年 标准	USEPA 标准
Hg	33	0 ~9.3	2.84	0	0	0
Cd	54	0.05 ~16.80	2.97	0	0	0
As	26	0.29 ~47.00	16.1	0	0	0
Ni	35	10.4 ~374.0	77.5	11	11	0
Pb	55	0.6 ~669.0	131	0	0	0
Cr	37	0.4 ~728.0	185	0	0	—
Cu	59	28.4 ~3068.0	486	30	12	0
Zn	57	16.8 ~7384.0	1450	55	9	0

根据国内有关城市污泥重金属的报道资料，我国的城市污泥重金属含量普遍低于欧美等国家(表 6 - 3)。以重金属的平均值进行比较，即使是含量最高的 Zn(1 450mg/kg)，也低于瑞典城市污泥中 Zn 的含量，更远远低于英国和美国。容易超标的 Zn、Cu、Cd、Pb 的含量也比英国、美国低很多。

表 6 - 3 中国和英国、英国、瑞典城市污泥中重金属的含量

	重金属, mg/kg								
	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb	Cr	Mn	Mo	Co
英国(1994 年)	2847	1121	201	107	900	887	397	7.7	16.5
美国(1994 年)	2200	700	52	12	480	380	—	—	—
瑞典(1994 年)	1570	560	51	6.7	180	86	384	—	10.8
中国 (1994 ~ 2001 年的平均值)	1450	486	77.5	2.97	131	185	—	—	—

城市生活垃圾中所含重金属物质, 高温焚烧后除部分残留于灰渣中之外, 大部分则会在高温下气化挥发进入烟气。部分金属元素在炉中参与反应, 生成的氧化物或氯化物比原金属元素更易气化挥发。这些氧化物及氯化物因挥发、热解、还原及氧化等作用, 可能进一步发生复杂的化学反应, 最终产物包括元素态重金属、重金属氧化物及重金属氯化物等。

高温挥发进入烟气中的重金属物质, 随着烟气温度降低部分饱和温度较高的元素态重金属(如汞等), 会因达到饱和而凝结成均匀的小粒状物或凝结于烟气中的烟尘上。饱和温度较低的重金属元素无法充分凝结, 但飞灰表面的催化作用, 会使其形成饱和温度较高且较易凝结的氧化物或氯化物, 或因吸附作用易附着在烟尘表面。仍以气态存在的重金属物质, 也有部分会被吸附于烟尘上。重金属本身凝结而成的小粒状物粒径都在 $1\ \mu\text{m}$ 以下, 而重金属凝结或吸附在烟尘表面, 也多发生在比表面积大的小粒状物上, 因此小粒状物上的金属浓度比大颗粒要高, 从焚烧烟气中收集下来的飞灰通常被视为危险废物。

在较高的焚烧温度下, 大部分金属都被蒸发了, 当烟气冷却时, 它们凝固在飞灰的颗粒表面。研究表明: 78% ~98% 的 Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 固定在飞灰中, 98% 的 Hg 可能随着烟气一道被排放到大气中。灰分中金属的分布并不均匀, 重金属如 Pb、Cd、Cu 和 Ni 一般位于灰核附近位置, 而轻金属 Si、Al、Ca、Na、K 等则分布在飞灰颗粒的表面。实验表明, 焚烧炉温度在低于 870 °C 时, 对重金属挥发分排放量影响很小。污泥中氯含量的提高会促进焚烧温度对 Pb 和 Cd 排放的影响, 这主要是由于高挥发性物质 PbCl_2 和 CdCl_2 的作用。一般来说, 氯离子在干基污泥中的含量低于 0.5%, 但如果污泥采用石灰和氯化铁进行脱水的话, 氯离子在干基污泥中的含量可提高到 7% ~9%。如处理这样的污泥, Pb 和 Cd 排放量将大大提高。

(二) 二噁英类物质

二噁英是指聚合氯代二苯并 - 对 - 二噁英 (polychlorinated dibenzo-p-dioxins, PCDDs), 它是由两个苯环和两个氧原子结合而成。由于其周围能结合 1 ~8 个氯原子, 根据氯原子的个数和置换位置, 二噁英总共存在 75 种异构体。聚合氯代二苯并呋喃 (polychlorinated dibenzofurans, PCDFs) 具有和 PCDDs 类似的性质, 它是由两个苯环和 1 个氧原子结合而成。由于其周围同样能结合 1 ~8 个氯原子, 所以总共存在 135 种异构体。这两者合起来统称为二噁英类。图 6 - 1 所示为二噁英的分子结构。

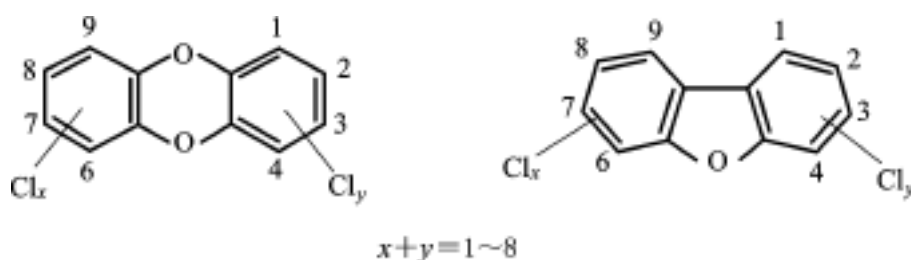


图 6 - 1 二噁英的分子结构

二噁英是一类非常稳定的亲油性固体化合物, 其熔点较高, 分解温度大于 700 , 极难溶于水, 可溶于大部分有机溶液, 所以容易在生物体内积累。美国国家环保局(EPA) 确认的有毒二噁英类物质有 30 种, 其中包括 PCDDs 7 种、PCDFs 10 种、多氯联苯 (PCBs) 13 种, 以毒性大、致癌作用强的 2, 3, 7, 8 - 四氯代二苯并二噁英(2, 3, 7, 8 - TCDD) 为代表。不同的二噁英类取代衍生物具有不同的毒性, 根据美国国家环保局 1995 年的报告, 二噁英是迄今人类所发现的毒性最强的物质。可影响细胞分裂、组织再生、生长发育、代谢和免疫功能。因此, 二噁英被称为“ 毒素传递素”, 影响和危害正常人体系统, 如内分泌、免疫、神经系统等。

通常认为燃烧含氯金属盐的有机物是产生二噁英的主要原

因,其中金属起催化剂作用,如 FeCl_3 、 CuCl_2 可以催化二噁英的生成。几乎可以在所有的燃烧过程中,如城市生活垃圾,废水污泥,医疗废物、危险废弃物、煤、木材、石油产品燃烧过程以及建筑物燃烧过程中的产物烟气、飞灰、底渣和废水中都能发现二噁英(PCDD/Fs)的存在。而且污泥中包括家庭生活污水污泥普遍存在二噁英。焚烧过程中温度在 $250 \sim 650$ 之间时会生成二噁英,且在 300 时生成量最大。

(三) 飞灰

污泥的高灰含量导致烟气中很高的灰浓度。离开燃烧室的烟气含灰量可达 6000 mg/m^3 ,这主要与燃烧方式、炉膛结构以及污泥的灰含量有关。特别是在流化床中几乎所有的灰分都可能离开床层进入到烟气中。对于回转炉窑及多炉膛结构的焚烧炉,预计的烟气平均灰含量是流化床的 $10\% \sim 20\%$ 。

(四) 其他污染物

20 世纪 60 年代的污泥焚烧工厂,从烟气中去除灰分是仅有的烟气处理措施。但污泥焚烧时烟气中还存在有机碳和酸性气体,如 NO 、 SO_2 、 HCl 、 HF 和 N_2O 、 CO 等其他污染物。这些气体与全球环境的变化有很大关系,比如酸雨、臭氧层的破坏和全球变暖。污泥中 N 、 Cl 等的含量直接影响到焚烧烟气的排放。污泥中 S 的含量与煤中 S 含量相当,并在污泥焚烧过程中全部转化为 SO_2 ,而 N 的含量是煤中的好几倍,因此污泥燃烧会产生更多的 NO_x 和 N_2O 。

由于 N_2O 是一种温室气体并且会导致臭氧层的破坏,人们对于 N_2O 的排放越来越关注,据报道,空气中 N_2O 的浓度从现在的 330ppb 以 $0.18\% \sim 0.26\%$ 的年增长率增加。 N_2O 与氧反应形成 NO 分子,这种分子严重地破坏臭氧层。在平流层(同温层)中, N_2O 是主要的氮氧化物, NO 和 NO_2 的浓度只有 $0.01 \sim 0.03 \text{ ppb}$,而 N_2O 的浓度达到 330ppb。 N_2O 的半衰期为 170 年, NO_x 为 $1 \sim 2$

分钟，空气中 NO_x 由于与低层潮湿空气反应，而使存在时间更短。而 N_2O 却没有类似的反应，因而扩散进入上层空气，在那里与氧反应形成 NO 而破坏臭氧层。

第二节 污水污泥焚烧污染物的排放控制

一、飞灰

在大多数固体废弃物和污泥焚烧工厂中，静电除尘器常用于除去飞灰。静电除尘器的最高操作温度为 400°C 。有些情况下旋风分离器也有可能安装在静电除尘器的前端，它既可除去粗颗粒以减少除尘器的负荷，也作为保护设备，防止来自烟气中的粗颗粒对机组其他设备形成损害，如：余热锅炉、热交换器、风机等。静电除尘器和洗涤设备联合使用能够使烟气中的灰分颗粒在出口处减少，并满足排放标准。

二、重金属

(一) 重金属排放控制原理

焚烧厂排放尾气中所含重金属量的多少，与污泥组成、性质、重金属存在形式、焚烧炉的操作及空气污染控制方式有密切关系。去除尾气中重金属污染物的机理有：

(1) 重金属降温达到饱和，凝结成粒状物后被除尘设备收集去除；

(2) 饱和温度较低的重金属元素无法完全凝结，但飞灰表面的催化作用会使重金属形成饱和温度较高且较易凝结的氧化物或氯化物，从而被除尘设备收集去除；

(3) 仍以气态存在的重金属物质，因吸附于飞灰或喷入的活

性炭粉末上而被除尘设备一并收集去除;

(4) 部分重金属的氯化物为水溶性, 即使无法在上述的凝结及吸附作用中去除, 也可利用其溶于水的特性, 由湿式洗气塔的洗涤液自尾气中吸收下来。

当尾气通过热能回收设备及其他冷却设备后, 部分重金属会因凝结或吸附作用而附着于细尘表面, 可被除尘设备去除, 温度愈低, 去除效果愈佳。但挥发性较高的 Pb、Cd 和 Hg 等少数重金属则不易被凝结去除。由于每 1kg 干性污泥通常含有 1 ~4mgHg, 而这些 Hg 存在的形态多样, 因此, 在下面将对 Hg 的排放控制单独进行论述。

(二) 控排技术

国内外对于由于焚烧引起的重金属污染的控制技术, 可分为焚烧前控制、焚烧中控制以及焚烧后控制三方面。

(1) 焚烧前控制

焚烧前控制的最主要的方法就是从来源上减少, 即在重金属进入市政污水排放系统前就减少。污泥中重金属主要来源于工业用水、城市生活用水、地表运动、排水设施等。如由英国环境署所统计的数据表明, 严格控制行业排污系统的标准, 促使各行业控制商业排水, 减少排放废水的量, 同时改进制造工业的用水工艺, 从而使得排放到下水道中的重金属含量减少, 在 1982 ~1992 年间, 使污泥中的锌、铜、镍、镉、铅、铬的含量降低了 26% ~ 64%。对于来源于工业生产过程中的污泥, 可通过工艺改造来降低污泥中重金属含量, 如在 Norddeutsche Affinerie 公司, 欧洲最大的铜冶炼厂, 通过投资改进工艺, 使灰尘和铁颗粒降低了 58%, 铅和 SO₂ 的排放分别减少 80% 和 87%。

(2) 焚烧中控制——重金属的捕获技术

根据挥发 - 冷凝机理, 金属在离开炉膛后将经历冷凝过程, 当温度低于重金属露点温度时金属发生同类核化(形成重金属颗

粒) 或异相吸附(富集在飞灰颗粒上), 其颗粒的大小取决于到达露点温度后的滞留时间。通常情形下所形成的颗粒直径很小, 尤其是对于金属的同类核化($< 1 \mu\text{m}$)。常规的颗粒捕获设备对主要的微量元素如 Sb、Be、Cd、Cr、Co、Pb、Mn 等能有效捕集, 且捕集率超过了 95%; 而对于大部分富集在微小颗粒中或者以气体形式出现的 Hg、As、Se 等, 捕集效率则很低。这些富集了有毒金属的细小颗粒将被排到大气中最终被人类所呼吸。

当金属碰到其他灰颗粒(典型的为吸附剂) 时, 两者相互作用, 形成了有利于捕获的金属化合物或络合物, 避免了成核过程。

目前焚烧系统重金属排放的控制是使用传统的除灰装置, 如文丘里除尘器、静电除尘器以及湿式电离除尘器。大部分固体废弃物和污泥焚烧电厂用静电除尘设备来控制飞灰排放, 除尘效率一般需在 99% 以上, 才能保证焚烧的飞灰排放控制要求。某些情况下, 在除尘设备前安装旋风分离器分离粗颗粒, 以减少粗颗粒对余热锅炉、热交换器、风机等设备的磨损。静电除尘器和洗涤设备的联合使用可以使烟气中的粉尘排放完全达标。因此, 控制气态重金属排放的措施是强化除尘器的除尘效率。

(3) 焚烧后控制——灰处理技术

基于上述讨论, 控制烟气中重金属排放的技术已逐渐转向怎样有效的将飞灰除去。在越来越严厉的颗粒排放浓度标准限定下, 重金属的问题正由空气污染问题转变成含重金属灰污染的处理。

由于污泥焚烧中的灰分含有高浓度的重金属, 不能应用于建筑行业, 所以必须以特殊的填埋法进行填埋堆放。由于重金属可溶解和过滤, 污染周围环境水体, 故重金属溶解是非常危险的。在欧洲目前有三种填埋法, 它们分别针对于惰性废弃物、无危险的废弃物和危险的废弃物, 具体填埋方式依据填埋废弃物中重金

属的浓度而定。MSW 流化床焚烧试验表明, 底层灰分是惰性的, 旋风分离器灰分是无危害的, 布袋式过滤器中的灰分是危害性的, 它们的重金属浓度也依次增加。

由于重金属的溶解和过滤会污染周围环境, 而污泥的高温焚烧可以解决重金属的渗流问题, 高温条件下形成的灰分是一种熔融状态, 其中的重金属受到约束, 渗滤性能将下降, 从而可以在建筑行业进行再利用。在这方面日本走在前列。采用技术包括: 熔融物和溶渣的分离, 灰分的粒化, 重新回炉生成空隙以形成轻质混凝土, 通过加压焙烧制造建筑用砖, 也可以通过与石灰石在 1450℃ 下退火生产陶瓷玻璃。

利用固体废弃物焚烧炉(MSW 炉) 混合焚烧固体废弃物与污泥, 不会使灰分质量变差, 因为固体废弃物中的重金属浓度与污泥相当甚至更高。或者利用污泥制砖, 制砖时, 重金属被固定在砖块中而不会渗滤, 而在混合烧结过程中来源于污泥中的重金属被粒子吸收并经静电除尘器分离后返回炉窑。

三、汞

每 1kg 干性污泥通常含有 1 ~4mgHg, 这些 Hg 存在的形态多样。由于 Hg 的沸点低, 污泥燃烧后, 含汞化合物被气化并以气体形态存在。由于高温下气态的含汞化合物不稳定, 大多数的含汞化合物在 700℃ 以上时又分解为单质汞。单质汞是不可溶的, 因此不像其他重金属, 能在烟气的处理中随灰分一同除去。但 Hg 在烟气被冷却后, 可以与烟气中的其他成分反应形成化合物。

烟气清洁装置中汞的捕获, 与污泥的组成、烟气属性(温度、气体成分等)、汞的种类、飞灰、吸附剂属性等有关。汞与烟气中其他化合物的反应对于汞的排放控制非常重要, 因为离子态的汞可溶, 并且可以通过烟气湿式清洗去除。实验表明, 汞主要与 HCl、Cl₂、O₂ 反应形成氯化物, 而与 SO₂、NO_x 以及 H₂S 的反应却

不那么明显。因此,在烟气净化系统入口处,单质汞和氯化汞是汞在烟气中两种主要存在形式,其他的含汞物质(HgO 、 HgCl_2 、 Hg_2Cl_2 和 HgSO_4)的浓度在给定的温度范围内较低。由于与 HCl 及 Cl_2 的选择性化学反应,烟气中的单质汞排放浓度随污泥中的 Cl 含量的增加而减少。在固体废弃物中 Cl 含量高于污泥,因此污泥焚烧时,烟气中单质汞含量百分比预计会更高。据报道,固体废弃物焚烧烟气中汞排放量仅有5%~10%,而在污泥的焚烧过程中却有30%以上的汞含量。因此在污泥焚烧过程中,单一的洗涤除尘法不是有效的汞排放控制方法。

为更好控制汞的排放,我们应着重考虑对汞排放起主要作用的因素,如离子型化合物(主要是 HgCl_2),它们可以通过湿式洗涤除去。现代湿式洗涤系统一般分为两个步骤,即预备和主体洗涤阶段。在预洗涤阶段,通过水洗可以除掉 HCl ,而在主洗涤阶段,将使用 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 来吸收其中的 SO_2 并生成石膏。离子型汞的洗涤在预洗涤阶段进行,洗涤效率与以下3方面的因素有关,含汞化合物的溶解度 汞的传质 溶解汞的结晶特性。 HgCl_2 在酸性环境中具有较好的溶解度;通过置换及周期性的排污可以在洗涤液中保持较好的溶解度,从而避免汞的沉淀与堆积;至于汞溶解饱和的洗涤液,则可通过处理,回收汞及其他重金属,例如采用絮状凝结方法。影响汞处理效率的还有烟气中的某些成分,它们可能与溶解了的汞化合物反应并导致单质汞析出。为了减小这种影响,可以在冲洗水或者烟气中加入添加剂使之沉淀。

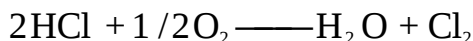
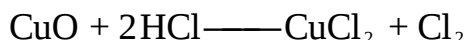
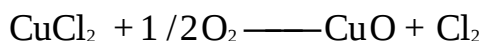
对于那些污泥中汞含量很高,单靠洗涤不能达标排放的处理厂而言,必须采取其他控制措施,如元素汞可以通过活性炭或者木炭的吸附加以除去。研究表明:掺入硫磺的活性炭具有很强的吸附能力,不仅具有物理吸附,也存在化学吸附能力,它可将汞离子转化成离子型的硫化汞。还有其他的方法,如利用固定床将汞变成硅酸盐形式,以及加入其他添加剂来使重金属沉淀的方

法。另一类方法是通过诸如过氧化氢来氧化金属汞，并使之转化为离子形式然后通过洗涤系统除去。

四、二噁英

在固体废弃物焚烧过程中，影响 PCDDs 和 PCDFs 的形成和排放的主要因素包括：废弃物的成分及特性，燃烧条件，烟气成分，烟气中微粒的含量，烟气温度分布，粉尘去除装置的运行温度以及酸性气体的控制方式。

污泥焚烧过程中二氧(杂)芑和呋喃的形成有 3 个可能的途径，首先是因为包含 PCDDs/PCDFs 的化合物在燃烧室不完全的裂解所造成，其次二氧(杂)芑和呋喃也可能通过炉膛中的氯酚和氯苯等氯化物形成，第 3 种途径则是由无机氯化物与有机物综合反应的结果。后一种途径通常是在有催化剂存在的条件下发生，如温度范围为 250 ~400 的余热锅炉及除尘器中的飞灰，所含的一般金属化合物就是一种典型的催化剂。促进 PCDDs 和 PCDFs 形成的金属化合物有铜的氯化物、氧化物、硫酸盐以及铁、锌、镍、铝的氧化物。二氧(杂)芑和呋喃形成机制通常被认为是在 CuCl_2 的催化作用下，经过如下反应进行的。反应过程生成的 Cl_2 是由于用氯气处理有机化合物而形成的，并且导致二氧(杂)芑和呋喃的形成。



影响 PCDDs 和 PCDFs 排放的两个主要参数是氯的含量和污泥中 S/Cl 比值。关于二氧(杂)芑和呋喃的排放与氯含量有关的结论一直受到争论，但烟气中的 SO_2 可抑制了二氧(杂)芑和呋喃的生成却是不争的事实(S/Cl 的摩尔比大于 1 时)，这主要是因为 SO_2 消除了催化反应中氯的形成，从而使它难以与有机化合物

反应并且形成二氧(杂)芑和呋喃。研究表明：随着 S/Cl 比的增加，污泥焚烧后烟气中二氧(杂)芑和呋喃的浓度反而降低。(如图 6 - 2)

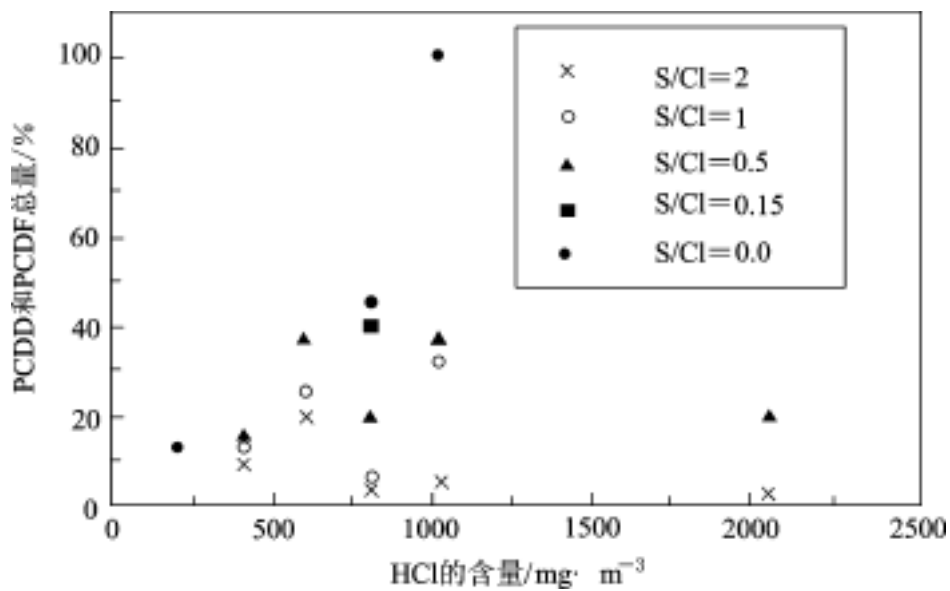


图 6 - 2 S/Cl 比对 PCDDs 和 PCDFs 的排放影响

由于焚烧在 600℃ 以上进行，二噁英类物质(二氧(杂)芑和呋喃)被完全破坏，因此控制二氧(杂)芑和呋喃排放的主要途径是避免它们在烟气中重新生成。

由于污泥中的 S/Cl 比要比其他废弃物中的高 7 ~10 倍，正如前面所述，硫的高含量抑制了二氧(杂)芑和呋喃的形成。因此对于污泥焚烧来讲，要满足相关排放标准并不困难。有关资料表明：与输入浓度相比，氧(杂)芑和呋喃的排放量要少得多。实际燃烧过程中输入量的 94% 以上在燃烧过程中被破坏，只有不到 1% 随烟气进入大气，大约 5% 保留在灰中。

五、SO₂、HCl 和 HF

在固体废弃物及污泥焚烧工厂中，燃烧后形成的酸性气体如

SO₂、HCl 和 HF 的去除通常通过同样的工艺进行，目前，主要控制酸性气体的技术有湿式、半干式及干式洗气三种方法。

（一）湿式洗气法

焚烧烟气处理系统中最常用的湿式洗气塔是填料吸收塔，其构造如图 6 - 3 所示。经静电除尘器或布袋除尘器去除颗粒物后的烟气由填料塔下部进入，首先喷入足量的液体使烟气降到饱和温度，再与向下流动的碱性溶液不断地在填料空隙及表面接触及反应，使烟气中的污染气体被有效吸收。

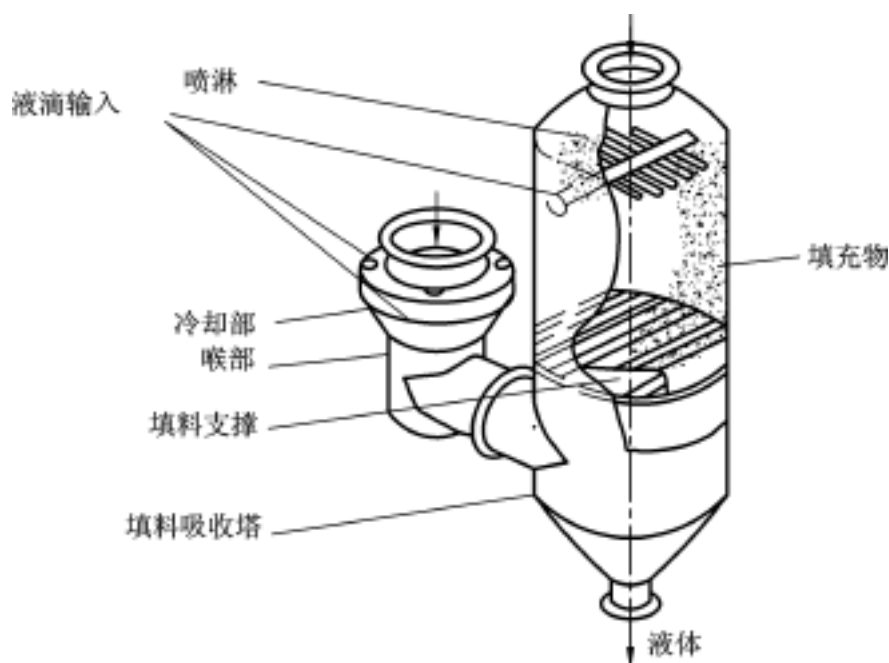


图 6 - 3 湿式洗气塔结构图

填料对吸收效率的影响很大，要尽量选用耐久性与防腐性好、比表面积大、对空气流动阻力小以及单位体积质量轻和价格便宜的填料。近年来最常使用的填料是由高密度聚乙烯、聚丙烯或其他热塑胶材料制成的不同形状的特殊填料，如拉西环、贝尔鞍及螺旋环等，较传统的陶瓷或金属制成的填料质量轻、防腐性高、液体分配性好。使用小直径的填料虽可提高单位高度填料的

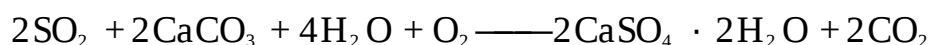
吸收效率,但是压差也随之增加。一般来说,气体流量超过 $14.2\text{m}^3/\text{min}$ 以上时,不宜使用直径在 25.4mm 以下的填料;超过 $56.6\text{m}^3/\text{min}$ 以上,则不宜使用直径低于 50.8mm 的填料,填料的直径不宜超过填料塔直径的 $1/20$ 。

吸收塔的构造材料必须能抗拒酸气或酸水的腐蚀,传统做法是碳钢外壳内衬橡胶或聚氯乙烯等防腐物质,近年来玻璃纤维强化塑胶(FRP)逐渐普及。FRP 不仅质量轻,可以防止酸碱腐蚀,还具有高度韧性及强度,适于作为吸收塔的外设及内部附属设备。

常用的碱性药剂有苛性钠(NaOH)溶液(质量分数, $15\% \sim 20\%$)或石灰[$\text{Ca}(\text{OH})_2$]溶液(质量分数, $10\% \sim 30\%$)。石灰价格较低,但是在水中的溶解度不高,含有许多悬浮氧化钙粒子,容易导致液体分配器、填料及管线的堵塞及结垢。虽然苛性钠较石灰贵,但苛性碱和酸气反应速率较石灰快,吸收效率高,其去除效果较好且用量较少,不会因 pH 值调节不当而产生管线结垢等问题,故一般均采用 NaOH 溶液为碱性中和剂。

洗气塔的碱性洗涤溶液采用循环使用方式,当循环溶液的 pH 值或盐度超过一定标准时,排泄部分溶液,并补充新鲜的 NaOH 溶液,以维持一定的酸性气体去除效率。排泄液中通常含有很多溶解性重金属盐类(如 HgCl_2 、 PbCl_2 等),氯盐浓度亦高达 3% ,必须予以适当处理。

石灰溶液洗气时,其化学方程式为



其中 $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 可以回收再利用。

由于一般的湿式洗气塔均采用充填吸收塔的方式设计,故其对粒状物质的去除能力几乎可被忽略。湿式洗气塔的最大优点为酸性气体的去除效率高,对 HCl 去除率为 98% , SO_2 去除率为 90% 以上,并附带有去除高挥发性重金属物质(如 Hg)的潜力;

其缺点为造价较高,用电量及用水量亦较高,此外为避免烟气排放后产生白烟现象需另加装废气再热器,废水亦需加以妥善处理。目前改良型湿式洗气塔多分为两阶段洗气,第一阶段针对 SO_2 ,第二阶段针对 HCl ,主要原因是二者在最佳去除效率时的 pH 值不同。

此外,湿式洗气法产生的含重金属和高浓度氯盐的废水需要进行处理。

(二) 干式洗气法

干式洗气法是用压缩空气将碱性固体粉末[消石灰(CaO)或碳酸氢钠(NaHCO_3)]直接喷入烟气管道或烟道上的某段反应器内,使碱性消石灰粉与酸性废气充分接触和反应,从而达到中和废气中的酸性气体并加以去除的目的。

为提高干式洗气法对难以去除的一些污染物质的去除效率,用硫化钠(Na_2S)及活性炭粉末混合石灰粉末一起喷入,可以有效地吸收气态 Hg 及二噁英。干式洗气塔中发生的一系列化学反应如下:

消石灰粉与 SO_2 及 HCl 进行中和反应;

SO_2 可以减少 HgCl_2 并转化为气态 Hg ;

活性炭吸附现象将形成 H_2SO_4 , 而 H_2SO_4 与气态 Hg 可发生反应。

因此当消石灰粉末去除 SO_2 时,会影响 Hg 的吸附,故需加入一些含硫的物质(如 Na_2S)。

干式洗气塔与布袋除尘器组合工艺(Flank 干式洗气法)是焚烧厂中烟气污染控制的常用方法,其典型流程如图 6-4 所示。优点为设备简单,维修容易,造价便宜,消石灰输送管线不易阻塞;缺点是由于固相与气相的接触时间有限且传质效果不佳,常需超量加药,药剂的消耗量大,整体的去除效率也较其他两种方法为低,产生的反应物及未反应物量亦较多,需要适当最终处置。目前虽已有部分系统采用回收系统,将由除尘器收集下来的

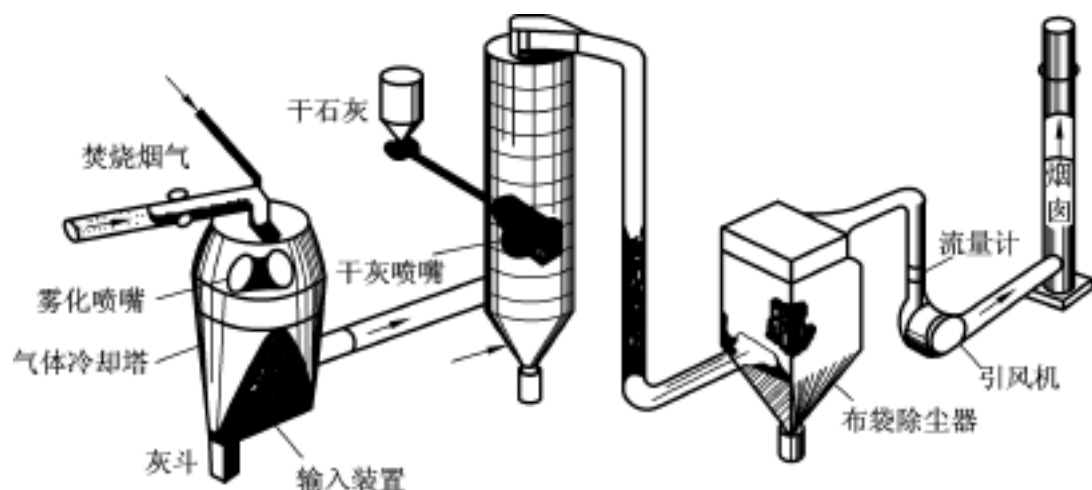
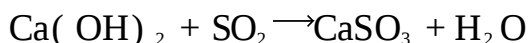
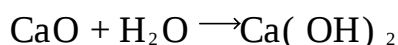


图 6 - 4 Flank 干式洗气法典型流程

飞灰、反应物与未反应物，按一定比例与新鲜的消石灰粉混合再利用，以期节省药剂消耗量，但其成效并不显著，且会使整个药剂准备及喷入系统变得复杂，管线系统亦因飞灰及反应物的介入而增加了磨损或阻塞的频率，反而失去原系统设备操作简单、维修容易的优势。

(三) 半干式洗气法

如图 6 - 5 所示，半干式洗气塔实际上是一个喷雾干燥系统，利用高效雾化器将消石灰泥浆从塔底向上或从塔顶向下喷入干燥吸收塔中。烟气与喷入的泥浆可以同向流动或逆向流动，充分接触并产生中和作用。由于雾化效果佳(液滴的直径可低至 $30\ \mu\text{m}$ 左右)，气、液接触面积大，不仅可以有效降低气体的温度，中和气体中的酸气，并且喷入的消石灰泥浆中的水分可在喷雾干燥塔内完全蒸发，不产生废水。其化学方程式为



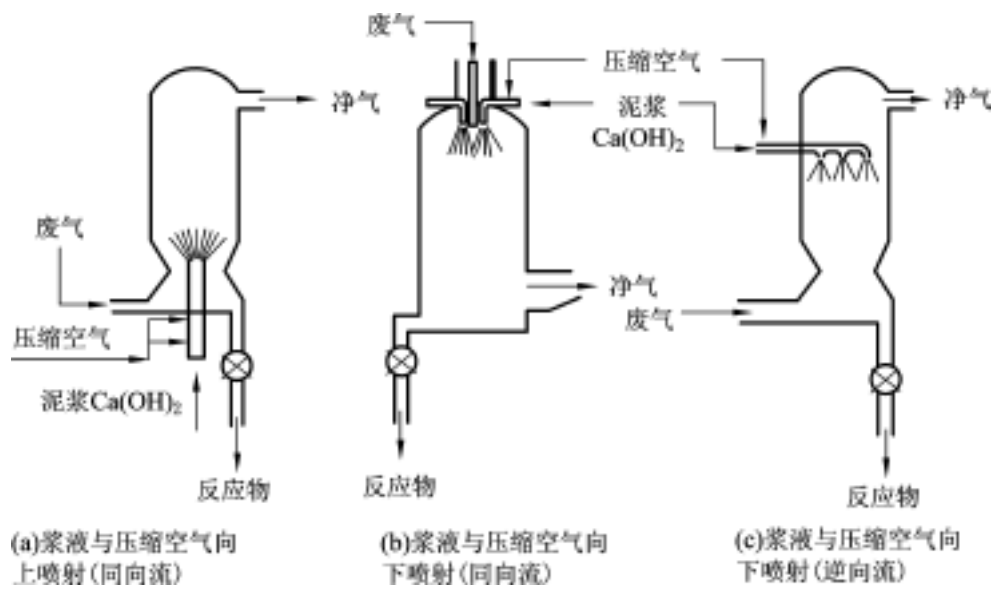
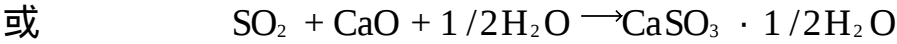


图 6 - 5 半干式洗气塔



这种系统最主要设备为雾化器，目前使用的雾化器为旋转雾化器及双流体喷嘴。旋转雾化器为一个由高速马达驱动的雾化器，转速可达 10 000 ~20 000r/min，液体由转轮中间进入，然后扩散至转轮表面，形成一层薄膜。由于高速离心作用，液膜逐渐向转轮外缘移动，经剪力作用将薄膜分裂成 30 ~100 μm 大小的液滴。喷淋塔的大小取决于液滴喷雾的轨迹及散体面。双流体喷嘴由压缩空气或高压蒸气驱动，液滴直径为 70 ~200 μm，由于雾化面远较旋转雾化面小，所以喷淋室直径也相对降低。旋转雾化器产生的雾化液滴较小，只要转速及转盘直径不变，液滴尺寸就会保持一定，酸气去除效率较高，碱性反应剂使用量较低；但构造复杂，容易阻塞，价格及维护费用高。其最高与最低液体流量比为 20 : 1，远高于双流体喷嘴(约 3 : 1)，但最高与最低气体流量比(2.5 : 1)远低于双流体喷嘴(20 : 1)，多用在废气流量较大时(一般为 $Q > 340\,000\text{ m}^3/\text{h}$)。双流体喷嘴构造简单不易阻塞，但液滴尺寸不均匀。

Flank 半干式洗气法典型流程如图 6 - 6 所示, 包含一个冷却气体及中和酸气的干/湿洗涤塔及除尘用的布袋除尘器。系统的中心是一个设置在气体散布系统顶端的转轮雾化器。高温气体由干/湿洗涤塔顶端成螺旋或漩涡状进入。石灰浆经转轮高速旋转作用由切线方向散布出去, 气、液体在塔内充分接触, 可有效降低气体温度, 蒸发所有的水分及去除酸气, 中和后产生的固体残渣由塔底或集尘设备收集, 气体的停留时间为 10 ~15s。单独使用石灰浆时对酸性气体去除效率约在 90% 左右, 但利用反应药剂在布袋除尘器滤布表面进行二次反应, 可提高整个系统对酸性气体的去除效率(HCl 98%, SO_x 90% 以上)。

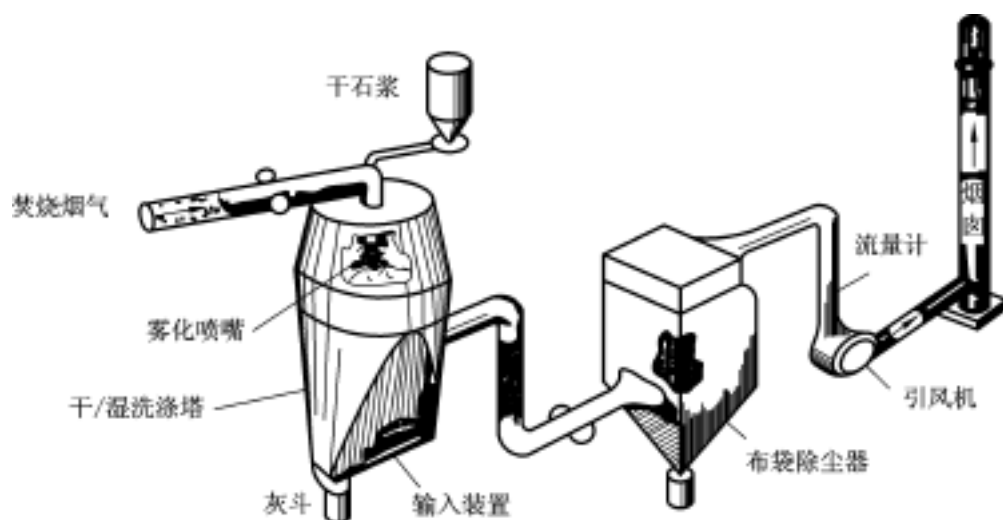


图 6 - 6 Flank 半干式洗气法典型流程

本法最大的特性是结合了干式洗气法与湿式洗气法的优点, 构造简单、投资低、压差小、能源消耗少、液体使用量远较湿式洗气法低; 较干式洗气法的去除率高, 免除了湿式洗气法产生过多废水的问题; 操作温度高于气体饱和温度, 烟气不产生白雾状水蒸汽团。但是喷嘴易堵塞, 塔内壁容易为固体化学物质附着及堆积, 设计和操作中要很好控制加水量。

(四) 酸性气体控制技术比较

综合而言，以上三种酸性气体洗气塔功能特性比较如表 6 - 4 所示。

表 6 - 4 酸性气体洗气塔功能特性相对比较 单位：%

种类	去除效率		药剂消耗量	耗电量	耗水量	反应物量	废水量	建造费用	操作维护费用
	单独	配合袋式除尘器							
干式洗气塔	50	95	120	80	100	120	—	90	80
半干式洗气塔	90	98	100	100	100	100	—	100	10
湿式洗气塔	99	—	100	150	150	—	100	150	150

注：1. 去除效率以 HCl 去除率为基准。
2. 药剂种类：干式为 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 粉 (95% 纯度)，半干式为 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 乳液 (15%)，湿式为 NaOH 溶液 (45%)。

第四节 煤燃烧过程中 NO_x 和 N_2O 形成机理及其在污泥燃烧中的应用

一、煤燃烧过程中 NO_x 和 N_2O 形成机理

NO_x 是燃烧过程生成的 NO 和 NO_2 的总称。在炉膛内， NO_x 主要是指 NO，而 NO_2 的含量不到 5%。然而在烟道的下游低温部位，NO 会不断地被氧化为 NO_2 ，一般情况下所谓的 NO_x 主要是指 NO。

煤燃烧过程有 3 种形式的 NO_x ，即热力型 NO_x 、快速型 NO_x 和燃料型 NO_x 。热力型 NO_x 主要是由于燃烧过程中的氮与氧分子在高温 (1 300) 作用下氧化形成，而燃料型则来源于燃料中的氮。在粉煤燃烧和熔炼炉中的高温作用下，热力型 NO_x 比较显著。而对于炉膛温度低于 1 000 的流化床和多段焚烧炉，热力

型 NO_x 几乎可以忽略不计。氧浓度也是影响热力型 NO_x 含量的一个参数, 一般来讲, 氧气浓度和烟气温度越高, 热力型 NO_x 的排放量越大。

烟气中另一种 NO_x 的生成机理是快速型, 它比热力型 NO_x 的生成机理复杂。因为快速型 NO_x 来源于活性的 C—H 链, 并在火焰锋面与空气中的氮反应生成 HCN, 并进一步生成 NO。

燃料型 NO_x 的形成则更加复杂, 在煤粒的挥发分析出阶段, 燃料中的氮, 部分随挥发分析出, 部分则保留在煤焦中。含氮挥发分主要是 NH_3 和 HCN, 它们的浓度与挥发分析出过程和燃烧温度有关。对于低温燃烧的流化床, 研究表明 NH_3 是主要的含氮挥发分。

因此, NO_x 的形成主要通过两种途径, 即挥发分中含氮物质单相燃烧和焦碳中的非均相(多相)燃烧。第一种情况中, NH_3 分解为 NH_2 和 NH 基团, 它们或者被氧化为 NO, 或者与 NO 和 OH 基团反应生成 N_2 。因此, NH_3 既是 NO 的来源同时又可以减少 NO 的含量, 这取决于烟气所处的具体环境。挥发分中另一种含氮化合物 HCN, 在游离态的氧原子作用下可能分解为 NCO, 然后 NCO 与 NO 反应生成 N_2O 。这一反应机理是流化床煤燃烧过程生成 N_2O 的主要途径。对焦碳中的氮而言, 单一颗粒的燃烧实验证明焦碳燃烧过程中主要的氮化物是 NO、 N_2O 和 N_2 , 其中 NO 的浓度高于 N_2O , 并且 NO 和 N_2O 的浓度大致正比于焦碳的燃尽率。 N_2O 对高温很敏感, 当温度高于 900 后, 它开始分解为 N_2 。

焦碳在控制 NO_x 生成方面起着非常重要的作用, 焦碳为气相 NO 减少、气固反应提供接触表面。NO 主要减少过程是 NO 和 CO 在焦粒表面进行的催化反应。烟煤燃烧过程中生成的 NO 的 50% 是通过这个反应途径得以减少, 而且焦碳也可作为 N_2O 的减少反应的催化剂, 并可直接减少 N_2O 。

焦碳对 NO_x 和 N_2O 的生成和减排的作用适用于各种类型的燃烧系统, 但在流化床燃烧条件下, 还将有其他因素发生作用,

如燃料中的 CaO 、 MgO 和 Fe_2O_3 等也可为 NO_x 的减少提供反应表面。例如，褐煤中 Ca 的分布非常均匀，燃烧过程中这些 Ca 组分形成很好的反应表面，有利于 NO_x 的减排。

随着燃烧温度、过剩空气系数和煤中氮含量的升高， NO_x 会相应地增加。分级燃烧和喷入 NH_3 或者尿素也是减少煤燃烧中的 NO_x 的有效措施。 N_2O 的排放只与流化床锅炉燃烧有关，这主要是因为流化床燃烧属于低温燃烧。研究表明，较高的燃烧温度、劣质煤的燃用、在流化床锅炉中添加石灰石、降低氧浓度等都将减少 N_2O 的排放。因此分级燃烧和增加排烟温度，对于流化床锅炉来说是减少 N_2O 的排放的有效手段。

二、污泥特性

煤燃烧过程 NO_x 和 N_2O 的生成机理一般情况下也适用于污泥燃烧，然而污泥中的氮、挥发分和灰分含量很高，而固定炭的含量则很低。其中最大的区别在于湿污泥的含湿量要高得多。

污泥中氮的含量一般为 6% ~8% (干燥无灰基)。在污泥中燃料氮是以氨的化合物形式存在。污泥干燥时，将释放出部分氨气，因此机械式脱水的污泥要比预干燥的污泥具有更高含氮量。污泥的含氮量与污泥的稳定方法和操作条件有关。例如，污泥热力稳定过程将导致污泥中的部分氨蒸发释放，因而氮含量较低。同样，用石灰石对污泥进行处理时，由于 NH_3 在石灰石颗粒表面的部分分解也将导致 NH_3 减少。

除灰分含量较高外，污泥燃烧生成的灰分中 CaO 和 Fe_2O_3 的含量也很高。干燥处理后污泥燃烧时的灰分中 Fe_2O_3 的含量为 9%， CaO 的含量达到 18%，如果它们堆积在床层或者炉壁上，将有利于 NO_x 和 N_2O 的减少，由于污泥中含有较少的固定炭，相应地其床层中的碳较少，因此，污泥燃烧时焦炭对于 NO_x 和 N_2O 的生成和减少的影响很小。

第五节 污泥在 FBC 锅炉燃烧中 NO_x 和 N_2O 的排放

一、粒状干污泥燃烧过程中 NO_x 和 N_2O 的排放

粒状干污泥在鼓泡床和循环流化床中燃烧时，其 NO_x 和 N_2O 的排放情况和煤燃烧时情况类似(如图 6 - 7)。

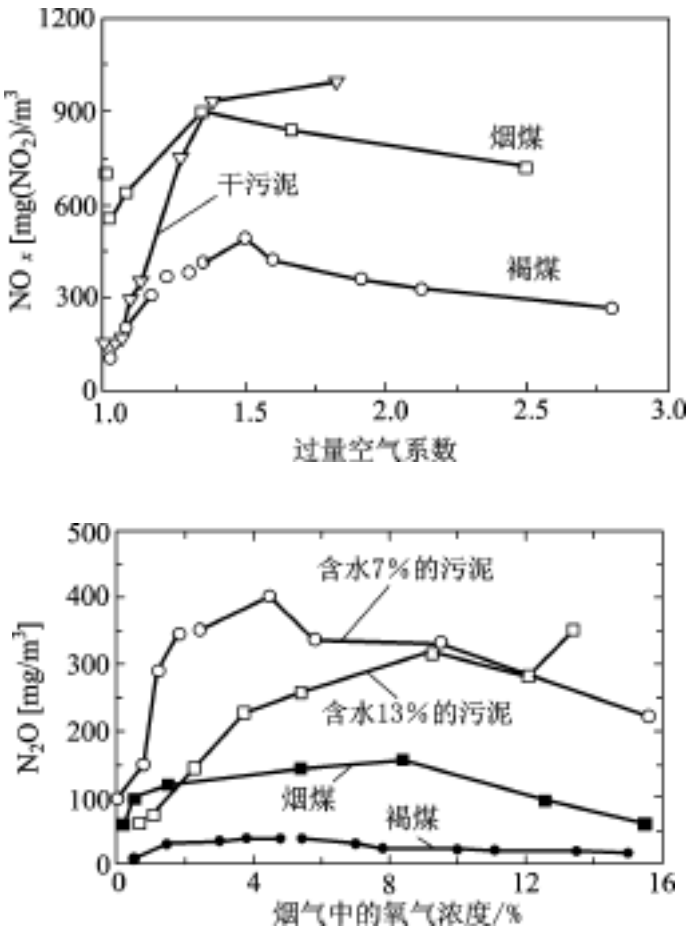


图 6 - 7 煤和干污泥燃烧过程中 NO_x 和 N_2O 排放量

实验研究表明：污泥燃料中氮转化为 NO_x 和 N_2O 的转化率比大部分煤的转化率要低得多(图 6 - 8)。这是由于污泥中含有较多的 CaO 和 Fe_2O_3 ，而 CaO 和 Fe_2O_3 的存在则有利于减少 NO_x 和 N_2O 。而在实验室反应中观察到的一般倾向与焚烧厂燃烧实际情况可能不同，这需要更多的工程测试数据来进行验证。

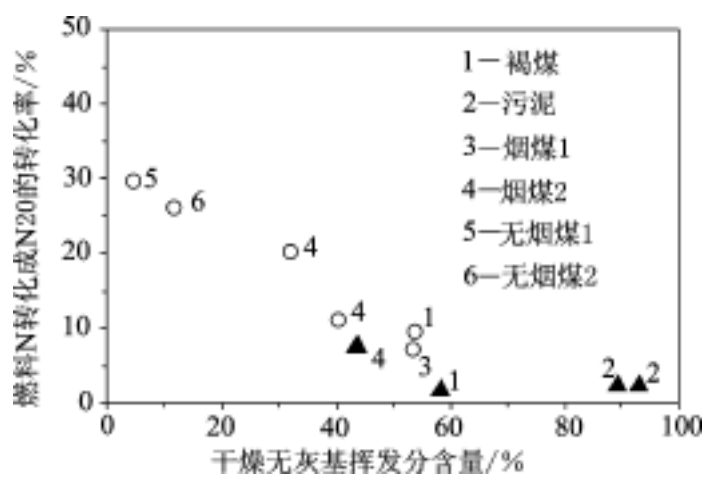


图 6 - 8 污泥及煤中氮转化为 NO_x 和 N_2O 的转化率

干燥污泥颗粒的燃烧像煤燃烧一样，随着过剩空气系数的增加，污泥颗粒中 NO_x 和 N_2O 的排放增加，燃烧温度的升高也将导致 NO_x 和 N_2O 排放增加。一般来讲， NO_x 排放峰值点出现在化学反应当量比附近。

分级燃烧和选择性非催化还原反应对于控制干污泥颗粒燃烧时的 NO_x 排放同样适用。通过分段燃烧，可以减少 CO 、 NO_x 和 N_2O 的排放。例如某污泥采用分级燃烧及不采用分级燃烧的 NO_x 排放情况就可以说明这个问题(图 6 - 9)，图中 NO_x 的排放从 $900 \sim 1300\text{mg}/\text{m}^3$ 减少到不足 $260\text{mg}/\text{m}^3$ ， N_2O 的排放从 300 以上降至 $100\text{mg}/\text{m}^3$ 以下。

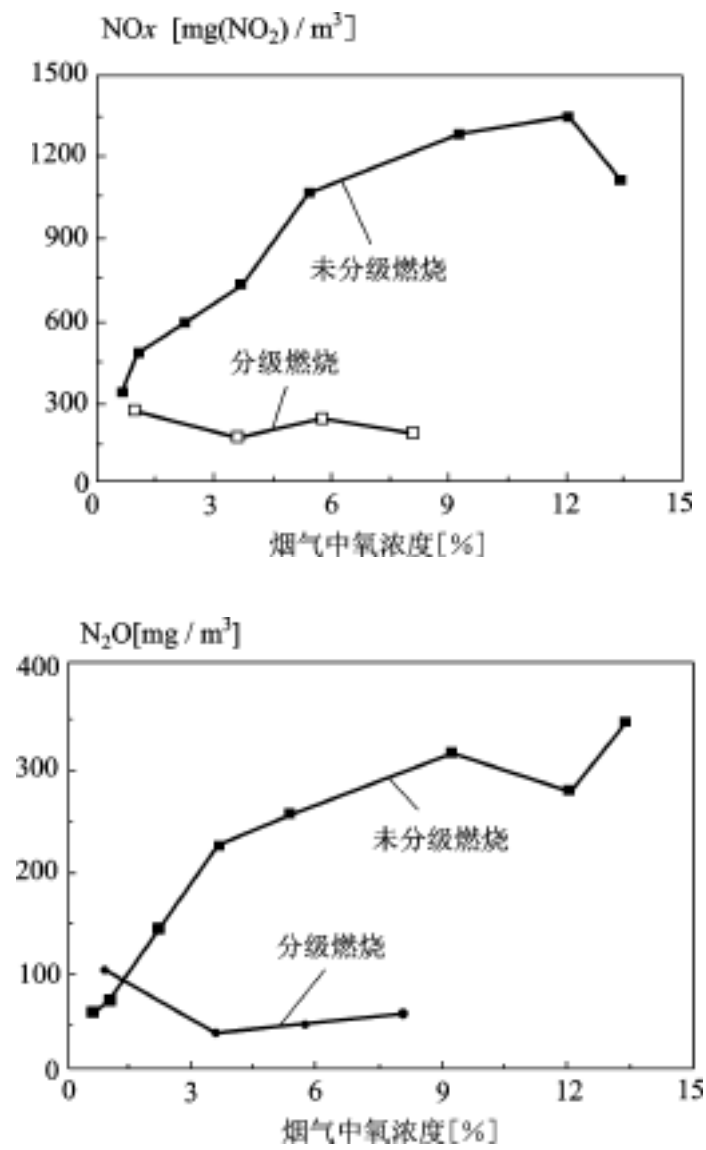
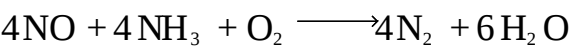
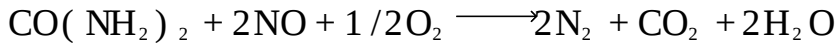


图 6 - 9 在流化床锅炉中分级与未分级燃烧 NO_x 和 N₂O 的排放情况

通过提高稀相空间温度可以显著地降低 N₂O 和 CO 的排放。在选择性非催化还原反应中(SNCR)，干灰颗粒燃烧时，通过喷入 NH₃和尿素，在摩尔比为 2 ~4 的情况下，可成功的将 NO_x 的排放从 700 ~1050 mg/m³减少到 200mg/m³。





以上实验是在烟气中的氧气体积浓度恒定为 6%，流化床和稀相空间的温度均保持在 850℃ 条件下进行的。

二、湿污泥燃烧时 NO_x 的排放

机械脱水的污泥焚烧时，其 NO_x 排放特性并不像干燥污泥一样呈现出与煤相似的排放特性。无论什么情况下，湿污泥焚烧时 NO_x 排放值都很低；另外，湿污泥展现出了不同寻常的 NO_x/O_2 趋势，当氧浓度增加时， NO_x 随之减少，燃烧温度对 NO_x 的影响也不明显。用于减少 NO_x 排放的分段式燃烧和 SNCR 技术也不能减少 NO_x 。这是由于湿污泥中含有较高的 NH_3 ，使得焚烧过程中存在着类似于 SNCR 的作用。另外，由于干燥和挥发分析出时温度较低，使得污泥燃烧时 NO_x 的排放减少，而粒状干污泥挥发分的氧化一般发生在高温下。

第六节 污泥混煤燃烧时污染物的排放

一、煤粉炉中污泥混煤燃烧

对于煤粉炉中污泥和煤混合燃烧情况，国外已经进行广泛研究。如德国斯图加特大学电厂技术与工程研究所的 Hein 教授就进行了煤、污泥和其他的生物质的混烧实验，实验是在一个直径为 0.7m、总高 7m、热容量为 500kw 的煤粉实验炉上进行的。Abbas 等也在一个 0.5MW 热容量的煤粉炉进行了三类燃烧情况实验，第一类是 100% 煤的燃烧，第二类掺混有 16% 的污泥（热量比），第三类则是 100% 的污泥燃烧，实验结果得到英国 Derby 的 Rolls Royce 国际燃烧公司的工业试验验证。

(一) 燃尽情况及 CO 的排放

结果表明, 如果污泥干燥良好并且研磨到小于 100 ~200 μm 的尺寸, 燃烧效率不会受到太大影响, 燃尽率可高达 97% ~ 99%, 并且 CO 排放很少。甚至在 100% 的污泥燃烧情况下, CO 的含量和燃烧温度都没有显著地变化。但随着污泥的质量比率的增加, 灰分增加, 因而导致燃烧效率略有下降。

(二) NO_x 的排放

煤粉炉中污泥与煤粉混烧时, 污泥与煤粉在预混情况下, 污泥中高浓度的含氮量对 NO_x 排放影响较显著, NO_x 的排放随预混物中污泥比例的增加而迅速增加(如图 6 - 10)。在污泥的质量比例高于 50% 时, NO_x 的含量达到最大, 其后又随污泥的含量的继续增加而减少。但将污泥和煤粉采用分级形式送入炉膛时, 如果污泥送入火焰中心而煤粉由周向送入时, 此时 NO_x 的排放较低。如采用相反的送入方式, NO_x 的排放浓度较高(图 6 - 11)。

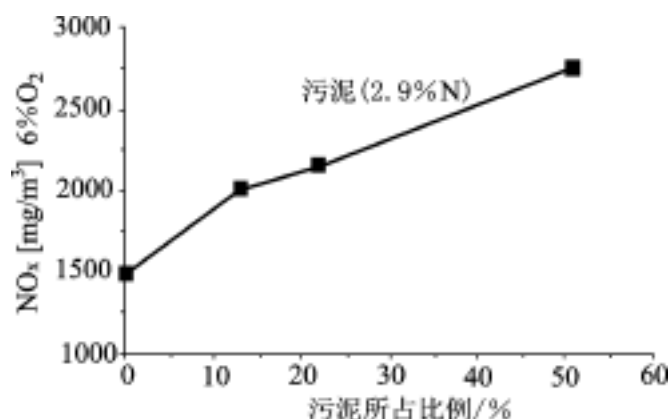


图 6 - 10 污泥煤粉预混混烧时 NO_x 排放随污泥比例的变化趋势

减排技术如分段燃烧和燃料再循环, 对于污泥在煤粉炉中的混烧能够起到较好的减排作用。污泥与煤粉分级燃烧要比不分级燃烧少排放 50% 以上的 NO_x 。

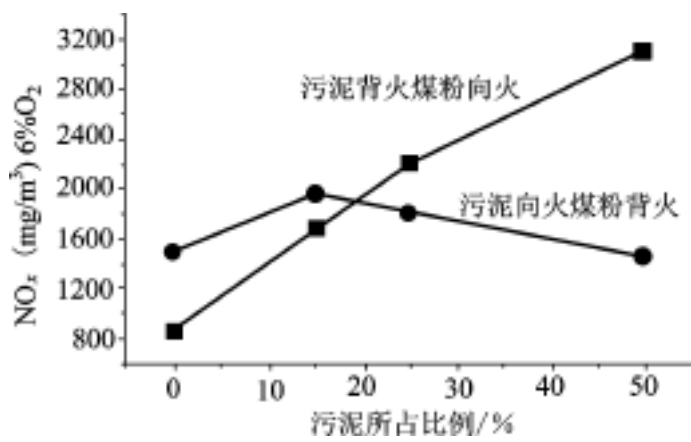


图 6 - 11 污泥煤粉分级燃烧时 NO_x 排放随污泥比例的变化趋势

污泥中心喷入(向火侧) 和煤粉周向喷入(背火侧) 的分级燃烧, 以及采用燃料再循环燃烧方式而导致 NO_x 的排放较少的主要原因是, 在贫氧区喷入污泥, 污泥中的氮释放出来并引起 NO 与 NH₃ 基团反应, 因而减少 NO_x, 而且高浓度的 CO 也起着重要的作用。

(三) SO₂、HCl 的排放

煤粉炉火焰中 SO₂ 和 HCl 的排放主要与污泥中的硫和氯的含量有关。因为燃烧时燃料中的硫 90% ~100% 转变成 SO₂, 高硫燃料的燃烧必将导致 SO₂ 排放的直线增长。对于 HCl 也是如此。因此对于燃煤电站中污泥的混烧, 如果污泥中硫和氯的含量高于煤, 则会导致 SO₂ 和 HCl 的排放增加。

二、污泥混煤在流化床锅炉中的燃烧

流化床燃烧是采用低温燃烧技术, 燃烧温度控制在 900 左右, 客观上为燃烧脱硝创造了有利条件, 其燃烧所生成的氮氧化物(NO_x) 主要是燃料型 NO_x, 而空气中的氮气在高温下形成的氮氧化物——热力型 NO_x 所占的比例相对很小(通常小于 5% ~10%) 。

为进一步降低 NO_x 排放量, 可采用分级配风降低 NO_x 的方法。通过分级配风, 使流化床层的过量空气系数控制在 1 以下,

形成还原区，燃料燃尽所需的另一部分空气在床层上部以二次风的形式送入炉膛。这样在流化床层内由于处于还原区，抑制了 NO_x 的形成。同时由于分级配风后二次风的加入，大大增强了 NO_x 的多相(NO_x 与焦炭)和气相(NO_x 与 H_2 、 CO 、 CH 、 NH_3 等)还原反应，使 NO_x 排放量进一步降低。

污泥和煤粉在流化床锅炉混烧时，排放特性不象在煤粉炉中的混烧，在 FBC 锅炉里，烟气中 NO 和 CO 的浓度基本上不会增加或增加不多， NO_x 的排放特性可能还会因为污泥的比例增加有所改善。因为在污泥灰分中存在着有催化反应特性的催化剂，这将使得 NO_x 的浓度不会随着氮的输入量增加而增加。然而 SO_2 和 HCl 排放量有随污泥的增加迅速增加的趋势，当煤/污泥的质量比为75/25时，燃烧所得 HCl 浓度比纯煤燃烧时要高10倍，必须引起注意。由于流化床的运行温度较低， SO_2 可通过添加石灰石来减少。另外，污泥比例的增加会导致烟气中灰分含量的急剧增加，从而引起流化床床层的严重积灰。不过与煤相比，混烧时旋风分离器中灰分含碳量将减少。

湿污泥与煤混烧时，湿污泥中的 NH_3 可用来有效地减少 NO_x 。高含氮量的污泥混烧虽然能够显著地减少 NO_x ，但混烧可能导致烟气含有较高浓度的 CO 和 N_2O ，不过 CO 和 N_2O 可以通过提高稀相区温度，或者利用后续燃烧来加以减少。

总之，污泥无论是单独焚烧还是混煤燃烧，热效率都较高。随着现代烟气高效处理洁净技术的发展，污泥燃烧能够满足越来越严厉的环保要求和法规，并且焚烧灰经过处理后能够循环利用，填埋处置后，重金属渗漏到底下水的可能性大大减少。污泥焚烧产生的二噁英比固体废弃物焚烧要少，重金属排放量也满足环保要求。尽管污泥中含有较高含量的 N 元素，但 NO_x 的排放比煤燃烧还低，而且 N_2O 和 CO 在较高温度下更容易减少。因此，污泥焚烧技术大有发展前途。

参考文献

- [1] 何品晶, 顾国维, 李笃中. 城市污泥处理与利用. 北京: 科学出版社, 2003
- [2] 徐强, 张春敏, 赵丽君. 污泥处理处置技术及装置. 北京: 化学出版社, 2003
- [3] 尹军, 谭学军. 污水污泥处理处置与资源化利用. 北京: 化学工业出版社, 2005
- [4] 周少奇. 城市污泥处理处置与资源化. 广州: 华南理工大学出版社, 2002
- [5] 李天宝, 熊正为, 刘勇. 城市污泥处理方法综述. 南华大学学报, 2003, 17(4): 87 ~90
- [6] 马娜, 陈玲, 何培松等. 城市污泥资源化利用研究. 生态学杂志, 2004, 23(1): 86 ~89
- [7] 杨健, 吴敏. 城市污水厂混合污泥的生态稳定处理. 环境污染与防治, 2003, 25(6): 345 ~347
- [8] 曾科, 李平先, 李杉等. 城市污水厂污泥浓缩新技术的应用. 安全与环境学报, 2002, 2(1): 57 ~58
- [9] 胡锋平, 朱自伟, 李伟民等. 城市污水处理厂污泥浓缩工艺的应用与发展趋势. 重庆建筑大学学报, 2004, 26(5): 124 ~127
- [10] 邱兆富, 周琪. 国内城市污水污泥的特点及处理处置对策. 中国沼气, 2004, 22(2): 22 ~25
- [11] 叶子瑞. 国内外污泥处置和管理现状. 环境卫生工程, 2002, 10(2): 85 ~88

-
- [12] 邱宏俊, 郝以琼. 国外污泥处置技术. 重庆建筑大学学报, 1998, 20(6): 51 ~55
- [13] 李金红, 何群彪. 欧洲污泥处理处置概况. 中国给水排水, 2005, 21(1): 101 ~103
- [14] 陈友岚, 唐友尧. 水厂污泥浓缩试验研究. 环境技术, 2004, 2: 37 ~41
- [15] 杨小文, 杜英豪. 污泥处理与资源化利用方案选择. 中国给水排水, 2002, 18(4): 31 ~33
- [16] 管满. 污泥浓缩脱水一体化技术应用探讨. 山西建筑, 2001, 27(4): 151 ~152
- [17] 王凯军. 厌氧处理的污泥稳定化研究. 中国给水排水, 2001, 17(12): 69 ~72
- [18] 程曦, 李田. 水厂污泥的脱水. 城市公用事业, 2000, 14(1): 24 ~26
- [19] 陈辉. 离心式污泥浓缩脱水一体机在自来水厂的应用. 给水排水, 2002, 28(11): 75 ~75
- [20] 孙兵. 剩余污泥的脱水处理. 有色金属设计, 2004, 31(1): 64 ~70
- [21] 林春绵, 蔚立玉, 王军良等. 城市污水处理厂污泥的肥料化利用. 浙江工业大学学报, 2004, 32(2): 151 ~156
- [22] 尹军, 谭学军. 我国城市污水污泥的特性与处置现状. 中国给水排水, 2003, 19(1): 21 ~24
- [23] 赵乐军, 戴树桂, 辜显华. 污泥填埋技术应用进展污泥填埋技术应用进展. 中国给水排水, 2004, 20(4): 27 ~29
- [24] 李贵宝, 尹澄清. 污泥作为肥料的利用及前景. 农资科技, 2000(5): 11 ~13
- [25] 曾庭华, 严建华. 造纸污泥的流化床焚烧技术研究. 浙江大学学报, 1999, 33(3): 254 ~258

- [26] 胡龙, 何品晶, 邵立明. 城市污水厂污泥热干燥处理技术及其应用分析. 重庆环境科学, 1999, 21(1): 51 ~53
- [27] 曲艳丽, 李爱民. 污泥处理热干燥工艺的研究进展. 城市环境与城市生态, 2004, 17(2): 35 ~38
- [28] 李军, 王忠民. 污泥焚烧工艺技术研究. 环境工程, 2005, 23(6): 48 ~52
- [29] 曾庭华, 池涌, 严建华等. 污泥在流化床中的焚烧特性研究. 燃烧科学与技术, 1997, 3(2): 120 ~125
- [30] 邱天, 张衍国, 吴占松. 城市污水污泥燃烧特性试验研究. 热力发电, 2003(3): 19 ~21
- [31] 李援. 流化床焚烧炉污泥处理特性及污染机理研究. 北京工业大学硕士学位论文, 2003, 6
- [32] 周夏海. 斯图加特污水处理厂污泥焚烧工艺研究. 北京大学硕士学位论文, 2003, 5
- [33] 张宁生, 周强, 芮新红等. 污泥的焚烧处理技术. 能源研究与利用, 2003(1): 35 ~37
- [34] 李晓东, 岑宇虹. 污泥流化床焚烧技术的研究及应用. 燃烧科学与技术, 2002, 8(2): 159 ~162
- [35] 蒋旭光, 池涌, 严建华等. 污水污泥流化床焚烧研究及65t/d焚烧炉设计. 热力发电, 2004(4): 21 ~25
- [36] 李爱民, 王志, 魏砾宏等. 污水污泥在流化床内燃烧特性的试验研究. 沈阳航空工业学院学报, 2001, 18(4): 43 ~45
- [37] 蒲文灏, 王逸仁. 用流化床焚烧造纸污泥的热态试验. 工业锅炉, 1999(3): 25 ~28
- [38] 陈晓平, 赵长遂. 造纸污泥流化床焚烧炉设计分析. 新能源, 1998. 20(8): 16 ~20
- [39] 陈晓平, 黄超, 崔国圣等. 造纸污泥流化特性试验研究. 能源研究及利用, 1998. 3: 24 ~27

- [40] 陈晓平, 赵长遂, 兰计香. 造纸污泥流化床焚烧技术试验研究. 燃烧科学与技术, 2000, 6(1): 15 ~18
- [41] 蒋旭光, 黄国权, 杨家林等. 造纸污泥流化床燃烧特性及燃烧过程数学模型. 燃烧科学与技术, 1999, 5(4): 394 ~402
- [42] 蒋旭光, 严建华, 王健等. 用于处理造纸污泥的流化床燃烧新技术. 动力工程, 1996(4): 34 ~38
- [43] 徐振刚, 宫月华. GSP 加压气流床气化技术及其在中国的应用前景. 洁净煤技术. 1998, 4(3): 9 ~11
- [44] 张文华, 吴创之. 生物滤池 - 活性污泥法处理生物质煤气废水的工程应用. 环境工程, 2005, 23(6): 7 ~9
- [45] 范米铁, 刘武标. 生物质流化床气化过程的试验研究及示范. 农村能源, 2002(1): 21 ~25
- [46] 杜始南. 三种煤气化技术的比较及相互促进. 中氮肥, 2005(5): 4 ~7
- [47] 蒋旭光, 马增益. 污泥的异重流化床燃烧机理研究. 燃料化学学报, 2000, 28(4): 328 ~331
- [48] Liu L, Li L P, Zhou J M, et al. On the Thermogravimetric Analysis of Combustion Characteristics of Blended Coals[J] . Journal of changsha University of Science & Technology. Vol. 2 No. 4 (2005): 44 ~48
- [49] 布学朋, 彭万旺, 徐振刚. 煤炭气化气流床气化炉的数学模拟. 煤炭转化, 2001, 24(4): 7 ~12
- [50] Calvo. L. F, Otero. M, et. al. Heating process characteristics and kinetics of sewage sludge in different atmospheres. Thermo-chimica Acta 2004. 409: 127 ~135
- [51] 王红, 周浩生, 孙学信等. 应用 TGA-FTIR 研究污泥与污泥的热解规律[J] . 华中理工大学学报, 1999, 27(9): 38 ~40
- [52] Werther J, Ogada T. Sewage sludge combustion. Prog Energy

Combust Sci 1999; 25: 55 - 116

- [53] 温俊明, 池涌, 刘渊源等. 城市污水污泥的燃烧动力学特性研究[J]. 电站系统工程, 2004, 20(5): 5 ~7
- [54] 苏胜, 李培生, 孙学信等. 污泥基本特性及其与污泥混烧的热重研究[J]. 热力发电, 2004, 09: 69 ~74
- [55] 刘振海. 化学分析手册—热分析. 第二版. 北京: 化学工业出版社, 2000: 47 ~54
- [56] 陈镜泓, 李传儒. 热分析及其应用[M]. 北京: 科学出版社, 1985. 120 ~121
- [57] 赵长遂, 黄超, 陈晓平等. 造纸污泥热解试验和化学动力学研究[J]. 南京工程学院学报, 2003, 06: 1 ~6
- [58] 赵庆祥. 污泥资源化技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2002. 1.
- [59] Nadziakiewicz J, Koziol M. Co-combustion of sludge with coal [J]. Appl Energy 2003; 75: 239 ~48
- [60] 蒋旭光, 池涌, 严建华等, 污泥的热解动力学特性研究. 环境科学学报, 1999 19(2): 221 ~224
- [61] 陆继东, 毕玉龙, 孙路石等. 污水污泥的燃烧特性. 燃烧科学与技术, 2001, 7(3): 271 ~274
- [62] 奉华, 张衍国, 邱天等. 城市污水污泥的热解特性. 清华大学学报(自然科学版), 2001, 41(10): 90 ~92
- [63] 刘亮, 李录平, 柏湘杨等. 混煤热解特性及燃烧过程实验研究. 动力工程 2006, 26(1): 130 ~134
- [64] Conesa J. A, Marcilla A, Prats D, et al. Kinetic study of the pyrolysis of sewage sludge. Waste Management & Research (1997) 15, 293 ~305
- [65] 张晓杰, 混煤燃烧过程研究. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学博士学位论文, 1999.12, 44

- [66] 孙学信编, 燃煤锅炉燃烧实验技术与方法. 北京, 中国电力出版社, 2002.1, 78 ~82
- [67] 高正阳, 方立军, 叶学民等. 无烟煤和烟煤混煤燃烧性能的热重实验研究[J]. 华北电力大学学报(自然科学版), 2001, 28(1): 39 ~42
- [68] 聂其红、孙绍增、李争起等褐煤混煤燃烧特性的热重分析法研究. 燃烧科学与技术, 2001.2, 第7 卷(2001) 第1 期 72 ~ 76
- [69] Spliethoff H, Hein K. R. G. Effect of co-combustion of biomass on emission in pulverized fuel furnaces. Fuel Process Technol 1998; 54: 189
- [70] 刘亮, 李录平, 周子民等. 污泥和煤混烧特性的热重分析法研究[J]. 环境科学学报 2006. 5
- [71] 刘亮, 周臻, 李录平等. 混煤燃烧反应动力学实验研究. 电站系统工程, 2006, 22(2): 7 ~8 - 13
- [72] 张翠珍, 衣晓青, 刘亮. 煤热解特性及热解动力学研究, 热力发电, 2006(4)(已录用)
- [73] 姜秀民, 杨海平, 刘辉等, 粉煤颗粒粒度对燃烧特性影响热分析[J]. 中国电机工程学报, 2002, 22(12): 142 ~145
- [74] 刘彦, 周俊虎, 方磊等, O_2/CO_2 气氛煤粉燃烧及固硫特性研究[J]. 中国电机工程学报, 2004, 24(8): 224 ~228
- [75] 鲍棋铭, 高乃奎, 马小芹等, 大型发电机主绝缘老化的热分析研究[J]. 中国电机工程学报, 2003, 23(7): 99 ~101
- [76] Ndaji F. E, Ellyat W. A. T, Malik A. A, et al. Temperature programmed combustion studies of the co-processing of coal and waste materials[J]. Fuel 1999; 78: 301
- [77] Otero M, Diez C, Calvo L. F, et al. Analysis of the co-combustion of sewage sludge and coal by TG-MS. Biomass Bioenergy.

2002; 22: 319

- [78] 顾利锋, 陈晓平, 赵长遂等, 城市污泥和煤混燃特性的热重分析法研究. 热能动力工程, 2003, 18(6): 561 ~563
- [79] 刘亮, 李录平, 周子民等. 污泥燃烧的热重实验研究[J]. 电站系统工程, 2006, 22(1): 11 ~12 - 18
- [80] 苏胜, 李培生, 孙学信等, 污泥基本特性及其与煤混烧的热重研究[J]. 热力发电, 2004, 09: 69 ~74
- [81] Varey J. E, Hindmarsh C. J, Thomas KM. The detection of re-active intermediates in the combustion and pyrolysis of coals, chars and macerals. Fuel 1996; 75: 165
- [82] Folgueras M. B. , Diaz R. M Xiberta. J, Pyrolysis of blends of different types of sewage sludge with one bituminous coal[J] . Energy 30 (2005) 1079 ~1091
- [83] Folgueras M. B. Diaz R. M Xiberta. J. et al. Thermogravimetric analysis of the co-combustion of coal and sewage sludge[J] . Fuel 82 (2003) 2051 ~2055
- [84] 李永华, 陈鸿伟, 刘吉臻等, 800MW 锅炉混煤燃烧数值模拟[J]. 中国电机工程学报, 2002, 22(6): 101 ~104
- [85] 解强, 边炳鑫, 赵由才编. 城市固体废弃物资源化利用技术 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2004
- [86] 李余增, 热分析[M]. 北京: 清华大学出版社, 1987 年 8 月
- [87] 池涌, 李晓东, 严建华等, 洗煤泥与污泥处理焚烧技术及工程实例[M]. 北京: 化学工业出版社, 2006. 1
- [88] 陈同斌, 黄启飞, 高定. 中国城市污泥的重金属含量及其变化趋势. 环境科学学报, 2003, 23(5): 561 ~569