

图5 北京市不同采样点受试人尿中 1-OH-芘水平 (冬、夏合计, 括号内数字为受试人数)

图中纵坐标为 1-OH-芘 ($\mu\text{mol/mol}$ 肌酐)

PAHs 的浓度有显著的正相关^[4]。本文的资料说明北京市人尿中 1-羟基芘的增加主要有两个因素: 工业污染和冬季采暖。这也是造成北京市大气中 PAHs 污染的主要原因。文献资料证明, 焦炉工肺癌的发病与死亡同所接触的焦炉烟气呈剂量反应关系^[7], 最近何兴舟等根据对宣威肺癌的研究工作, 证明了室内空气中苯并(a)芘日平均浓度与肺癌死亡率之间有剂量-反应关系, 进一步证明了 PAHs 是对人类健康威胁最大的环境致癌物之一。对 PAHs 的理化性质、测定方法、结构与致癌活性的关系、代谢途径以及致癌机理等已进行了大量的研究^[8], 但直到目前尚无一个可用的人体接触指标, 最近的报告^[9]

说明, 在高浓度 PAHs 污染的职业环境中, 尿中 1-羟基芘可作为一个良好的生物监测指标。我们的工作显示, 在我国的城市环境中, 用尿中 1-羟基芘作为评价人体接触空气中 PAHs 的一个生物化学指标是可行的, 它将在人体代谢的水平上, 为研究 PAHs 与人体健康关系、预防人类肺癌发病、制定有关环境卫生标准以及对控制燃煤污染措施的评价中发挥其作用。

参 考 文 献

- [1] Jongeneelen, F. G. et. al., *Scand. J. Work Environ. Health*, **12**, 137-143(1986).
- [2] 赵振华等, 环境科学学报, **8**(4), 46-53(1988).
- [3] Jongeneelen, F. G. et. al., *Ann. Occup. Hyg.*, **32**(1), 35-43(1988).
- [4] Zhao Zhenhua, et. al., *Sci., Total Environ.* **92**, 145-154(1990).
- [5] 赵振华等, 环境科学, **11**(2), 8-12(1990).
- [6] Taussky, H. H., *J. Biol. Chem.*, **208**, 853-861(1954).
- [7] Lloyd, W. J., *J. Occup. Med.*, **13**, 53-68(1982).
- [8] International Agency for research on cancer, *polynuclear aromatic compounds, part 1, environmental and experimental data*, Lyon (IARC monograph vol. 32), 3(1983).
- [9] Clonfero, et. al., *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, **61**, 363-368(1989).

(收稿日期: 1990 年 7 月 2 日)

垃圾填埋场渗沥水污染及控制研究

刘 东

(武汉市环境卫生科研所)

摘要 通过现场调查和模拟试验的方法, 对武汉市郭茨口垃圾填埋场氧化塘和垃圾填埋渗沥水的特性进行了调研, 查明了渗沥水的污染特性、降解规律, 及氧化塘的运行状况和塘内渗沥水的污染负荷、分布特点, 并对武汉市土壤和民用煤灰对渗沥水的吸附和防渗能力进行了初步研究。

关键词 垃圾填埋场; 渗沥水; 氧化塘; 有机污染物。

垃圾填埋场在填埋过程中及封场后, 由于降雨下渗和有机垃圾分解发酵, 都会产生

一定量的渗沥水, 并含有大量污染物。因此, 了解渗沥水的污染特性, 搞清其降解规律, 对

防止渗沥水污染很有必要。我们于 1988 年 1 月至 1989 年 10 月,历时近两年,采取现场调查和模拟试验的方法,对垃圾填埋场渗沥水污染及控制对策进行了初步研究,取得了一些成果。

一、研究方法

1. 现场概况及样品采集

郭茨口填埋场是武汉市较大的生活垃圾填埋场。日填埋量 300t,占地 170 亩,填埋高度 6—7m,1982 年开始填埋,至今仍在使。该填埋场背靠山岗,面对汉江依坡填埋,周围土壤为黄壤土和黄粘土。为防止渗沥水流入汉江,筑有 4m 高的子堤,渗沥水的收集处理在氧化塘内进行。

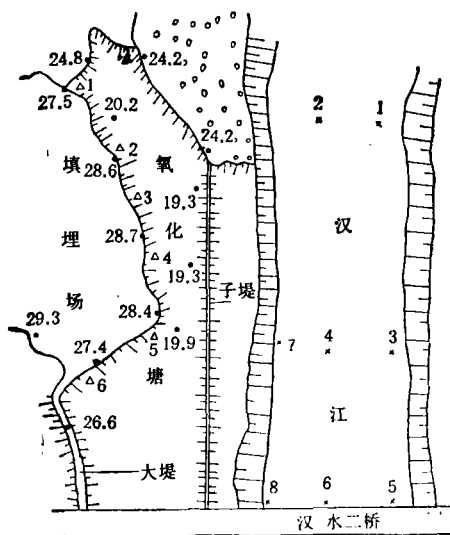


图 1 郭茨口填埋场地形及采样点布置图
△和 X 为采样点

渗沥水的现场采集在氧化塘内进行(见图 1),设 6 个采样点,隔月采样分析^[1,2]。为了解渗沥水对汉江水质影响情况,在汉江内设 8 个采样点,平水期和枯水期进行采样。

2. 垃圾填埋模拟试验

模拟试验在两个直径 250mm、高 1300mm,下部开有放水口的聚氯乙烯塑料

柱中进行。1[#] 试验垃圾为普通混合垃圾,垃圾组成: 易腐物 19.7%, 煤灰等无机物 80%; 2[#] 试验垃圾为液化气地区垃圾,垃圾组成: 易腐物 95.5%, 无机物 4%。垃圾装柱边装边压实,柱高 110cm。1[#] 柱共装入垃圾 37.9kg, 2[#] 柱共装入垃圾 23.9kg。

模拟试验用水为蒸馏水,每隔 15 天左右加水喷淋,加水量按武汉市年均降雨量计算,第二天采样分析^[1,2]。

2. 渗沥水的吸附和防渗试验

试验材料为黄粘土、红壤土和民用蜂窝煤灰。

称取过 2mm 筛的一定量的试样于具塞三角瓶中,加入 250ml 渗沥水振荡 20min,静止沉淀一夜,取上清液测定 COD_{Cr}。

将试样分别装入 3 个直径 65mm 的聚丙烯塑料柱中,边装边压实至高度 300mm,使渗沥水从柱中自然流出测定渗透系数。

二、结果与讨论

1. 填埋场渗沥水的性质

(1) 污染特性 模拟试验共喷淋 14 次,采集渗沥水样 28 个。1[#] 试验和 2[#] 试验结果差别非常显著(见表 1)。2[#] 试验渗沥水中污染物浓度大大高于 1[#] 试验,其溶出负荷平均是 1[#] 试验的 5.65 倍。说明渗沥水的污染浓度与填埋垃圾成份有很大关系,填埋垃圾中有机成份越高,其污染浓度越大。试验开始阶段渗沥水的 pH 值、氧化还原电位、亚硝酸盐氮值较低,以后逐渐上升;而其它监测指标初期较高,随着试验的进行逐步降低。

垃圾填埋产生的渗沥水 COD、BOD 值可高达 20000mg/L 以上,为工业废水最高容许排放浓度的 200—500 倍;氨氮值可高达 400mg/L 以上,是粪便的 1—2 倍。渗沥水 COD、BOD 和氨氮值是汉江水的几千倍(见表 4),其它有关污染指标为汉江水的几十至几百倍。所得结果与国外资料报道相近^[3]。这表明垃圾填埋场渗沥水污染性极强,尤其是

表 1 模拟试验结果

指 标	1# 试 验			2# 试 验		
	最小值	最大值	累计排出量 (g/kg)	最小值	最大值	累计排出量 (g/kg)
pH 值	5.9	7.5		5.5	7.3	
电导率 (NV/cm)	5200	17800		3600	21200	
氧化还原电位 (mV)	-170	30		-190	-60	
总残渣 (mg/L)	2114	20670	19.5	2356	35703	69.8
挥发残渣 (mg/L)	496	8740	8	1106	20916	37.7
硬度(德国度)	56	436		39.2	226	
BOD ₅ (mg/L)	1.5	20320	12.0	1040	28500	55.5
COD _{Cr} (mg/L)	158	22556	16.1	2107	54412	112.1
氨氮 (mg/L)	210	430	0.3784	240	490	1.8592
亚硝酸盐氮 (mg/L)	0.3	21.6	0.0036	0	19.0	0.0133
总磷 (mg/L)	0.56	10.03	0.0123	10.02	71.9	0.2007
氯离子 (mg/L)	61.9	2053	1.2	196.6	3262	6.1
大肠菌群(个/L)	230	5400000		190	540000	

有机污染最为严重,随着城市的发展,煤气化普及率的提高,有机污染性将进一步增大。

(2) 降解规律 填埋场渗沥水对环境的污染,不仅与其污染物浓度有关,而且与持续时间有很大关系。据资料报道^[3,4]渗沥水中污染物浓度初期较高,其污染浓度一直延续至封场,以后随着时间的推移逐步下降。其衰减过程可用公式 $c = c_0 e^{-Kt}$ 表示,其中 c 为 t 时刻的污染负荷, c_0 为初始的污染负荷, K 为溶出系数。为验证此式并求得溶出系数,通过模拟试验,并利用指数回归法得出:

1# 试验,

$$c_{\text{BOD}} = 36861e^{-0.0448t} \quad r = -0.9853$$

$$c_{\text{COD}} = 24796e^{-0.0253t} \quad r = -0.9432$$

2# 试验,

$$c_{\text{BOD}} = 22893e^{-0.0116t} \quad r = -0.9324$$

$$c_{\text{COD}} = 37750e^{-0.0114t} \quad r = -0.9180$$

上述结果相关系数 r 值均大于 $r_{0.01}$ 值呈显著相关。

溶出系数 K 值与垃圾填埋方式和填埋垃圾组份有关,实际填埋场 K 值比实验室得到的值要小得多(见表 2),各种模拟试验所得 K 值是现场 K 值的 2—18 倍。

将 1# 模拟试验 K 值试取不同值, c_{BOD} 和 c_{COD} 的 c_0 值分别取其最大值,则其渗沥水 COD 和 BOD 值达到汉江水和工业废水最高容许排放标准。所需最少时间见表 3。从表 3 可见, K 值高对缩短处理时间有利,这可通过控制填埋垃圾质量(如有机垃圾量),向填埋场表面洒水,和及时排出场内渗沥水来实现。

2. 填埋场氧化塘及塘内渗沥水特性

(1) 运行状况及污染负荷 现场调研共

表 2 不同情况下渗沥水的 K 值

渗出液	1# 试验	2# 试验	山田试验	Frederimck G. Pohland 试验	日本某填埋场	美国某填埋场
方 式	喷淋试验	喷淋试验	全浸没不换水	喷淋试验	现场采样	现场采样
$K_{\text{BOD}}(\text{d}^{-1})$	0.0448	0.0110	0.034	0.0102	0.0048	
$K_{\text{COD}}(\text{d}^{-1})$	0.0253	0.0114	0.0167		0.0014	0.002

表 3 1# 模拟试验渗沥水 K 值取不同值结果

K_{BOD} (d^{-1})	K_{COD} (d^{-1})	达标(汉江水)所需天数(d)		达标(排放标准)所需天数(d)	
		BOD(1.02mg/L)	COD(5.38mg/L)	BOD(60mg/L)	COD(100mg/L)
0.0448	0.0253	221	330	130	214
0.0224	0.0127	442	657	260	427
0.0112	0.0064	884	1303	520	846
0.0056	0.0032	1768	2603	1040	1693
0.0028	0.0016	3536	6951	2080	3387

表 4 现场调查监测结果

指 标	氧 化 塘		汉 江 水	
	含量范围	均 值	含量范围	均 值
pH 值	7.3—8.2	7.84	6.6—8.2	7.58
电导率(N Ω /cm)	930—4500	2219	27—310	218
氧化还原电位(mV)	-170—80	-64	-30—100	31
总残渣(mg/L)	442—5069	1542	160—532	273
挥发残渣(mg/L)	46—3534	412	8—382	110
硬度(德国度)	12.3—55.5	32.63	6.4—12.6	8.8
BOD ₅ (mg/L)	12—288	47.19	0.78—2.4	1.02
COD _{Cr} (mg/L)	48.62—617.68	230.66	0.31—28.5	5.38
氨氮(mg/L)	2.4—203	89.62	0.08—0.40	0.24
亚硝酸盐氮(mg/L)	0—0.870	0.046	0.013—0.860	0.039
总磷(mg/L)	0.3—4.06	0.789	0.07—0.37	0.099
氯离子(mg/L)	46—497	284	4.34—37.25	9.10
大肠菌群(个/L)	240—>16000	>16000*	230—3500	2380

* 中位数

采集水样 84 个,其中氧化塘 52 个,汉江 32 个.结果见表 4.

我国目前尚未制订有关填埋场渗沥水的排放标准,以汉江水为标准,氧化塘内渗沥水除 pH 值与汉江水相近,符合国家地面水三级标准外,其他指标均大于汉江水的数倍至数百倍.氧化还原电位值大大低于汉江水.调查结果表明,由于填埋场渗沥水中污染物浓度太高,致使排入塘内渗沥水虽经消化分解,雨水和地面水稀释,其中污染物浓度仍很高,氧化塘处于超负荷运行状态.

本次调研还对肠道致病菌进行了抽检.从氧化塘内渗沥水中检出两例,分别是阿伯丁沙门氏和田伯丁沙门氏,说明渗沥水还存

在病原微生物污染.

了解渗沥水对汉江水质影响,将汉江水监测值进行采样点间方差分析,分析结果表明,由于汉江水的巨大稀释作用,渗出于堤的渗沥水,对汉江水质影响不大(除挥发残渣外,其余监测指标均没有显著差别).

(2) 分布特点 氧化塘内渗沥水中污染物浓度,不仅与排入塘内渗沥水的数量、浓度有关,而且受气候条件影响较大.各季节间除 pH 值和氨氮外,其余监测指标差别非常显著,而各项监测指标采样点间均没有显著差别.

渗沥水的总残渣反映其中有机物和无机物浓度,该值与电导率间相关性非常显著,

$r = 0.9523$; 而挥发残渣表示渗沥水中有有机物和少量挥发性的无机物浓度, 它与 COD 和 BOD 有很好的相关性, 相关系数分别为 0.9153、0.8171。从图 2 和图 3 可见, 渗沥水 BOD、COD、挥发残渣、电导率、总残渣值春季最高, 渗沥水的可生化性也最好, BOD 与 COD 比值达 0.51。以后各项监测指标趋于下降, COD、BOD 值夏季分别降至 183mg/L 和 26mg/L, 低于和接近工业废水最高容许排放浓度, 生化性也大为降低, BOD 与 COD 比值仅为 0.14。

从图 3 和图 4 可见, 渗沥水亚硝酸盐氮

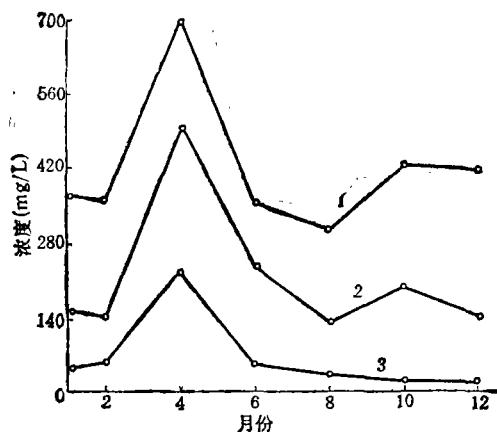


图 2 渗沥水 BOD、COD、挥发残渣变化趋势
1. 挥发残渣 2. COD 3. BOD

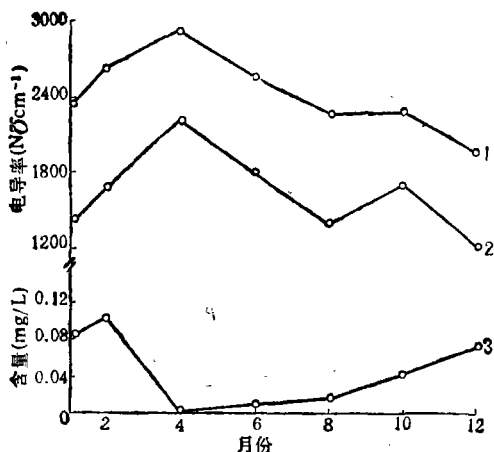


图 3 渗沥水电导、总残渣、亚硝酸盐氮变化趋势
1. 电导率 2. 总残渣 3. 亚硝酸盐氮

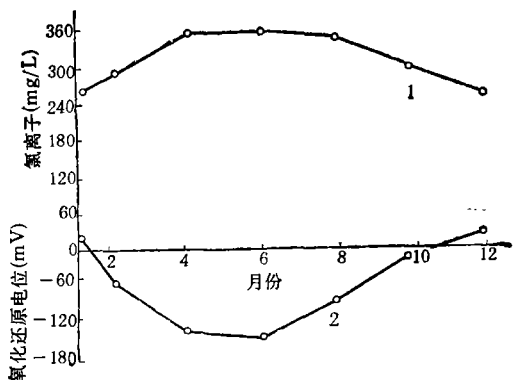


图 4 渗沥水氧化还原电位、氯离子变化趋势
1. 氯离子 2. 氧化还原电位

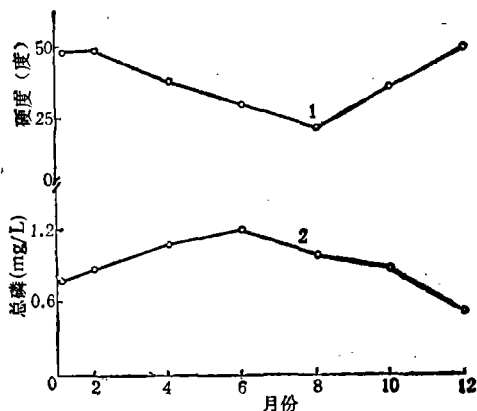


图 5 渗沥水总磷、硬度变化趋势
1. 硬度 2. 总磷

和氯离子浓度与渗沥水氧化还原电位值(也就是溶解氧量)有一定关系, 其变化趋势与生物氮素循环理论和卤族元素特性相符。由于氧化塘渗沥水中有有机物浓度太高, 而处理面积相对来说较小, 春夏秋季氧化塘渗沥水的氧化还原电位为负值(见图 4), 氧化塘处于厌氧和兼性厌氧状态。冬季气温低生物代谢迟缓, 其值接近汉江水氧化还原电位值。

上述结果表明, 氧化塘内渗沥水污染物浓度, 由于降解、挥发、雨水稀释, 夏末秋初较低, 且较稳定, 经适当稀释可达到废水排放标准。

(3) 土壤、煤灰对渗沥水的吸附和防渗效果 武汉市土壤构成以壤土、粘土为主, 生活垃圾中 70% 以上是煤灰, 为探讨利用煤

灰、土壤控制填埋场渗沥水对地表和地下水有机污染的可能性,本研究进行了煤灰、土壤的吸附和防渗能力试验。

吸附试验采用土壤的弗罗因德里希平衡吸着能力试验^[5,6],结果见图 6。根据图 6 求出各种吸附剂的 COD 平衡吸附量为:红壤土 11.078mg/g(干土);黄粘土 13.044mg/g(干土);煤灰 16.885mg/g(干灰)。说明煤灰、土壤均有良好的吸附性。

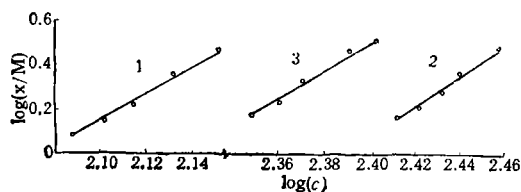


图 6 吸附试验

1. 煤灰 $\frac{x}{M} = 4.27 \times 10^{-12} \times c^{5.487} (r = 0.9958)$

2. 红壤土 $\frac{x}{M} = 4.724 \times 10^{-17} \times c^{0.832} (r = 0.9948)$

3. 黄粘土 $\frac{x}{M} = 3.255 \times 10^{-15} \times c^{0.241} (r = 0.9977)$

经防渗试验测定,煤灰柱渗透系数为 $9.05 \times 10^{-3} \text{cm/s}$,土柱渗透系数均大大低于 $4.75 \times 10^{-8} \text{cm/s}$ 。随着渗出量的增加,煤灰柱渗透系数逐步减小,当达到 2000ml 时缩小了两个数量级,为 $2.7 \times 10^{-5} \text{cm/s}$ 。试验结果表明,渗沥水中污染物对渗沥水的下渗有一定阻碍作用,武汉市的土壤经压实,可作填

(上接第 76 页)

已被人们所认识,有些还未被认识。农业对这些变化的响应是个很复杂的问题,需要进行大量的试验研究工作才能逐步搞清机理,才能制定出科学的对策。我们现在对这项工作的研究仅仅是开始,有待进一步研究。

参 考 文 献

- [1] Royer, J. F., 史国宁译,气象科技,(4),10(1984).
- [2] Локшина, И. Ю., 刘树泽译,气象科技,(3), 66 (1987).
- [3] 赵宗慈,气象,15(3),10(1989).
- [4] 中国环境科学研究院等,中国环境科学,5(2), 1 (1985).

埋场防渗材料使用。

三、小 结

1. 垃圾填埋场渗沥水是一种高浓度的有机污水,且随着城市的发展,液化气的普及,有机污染将成倍递增。因此,应尽可能减少有机垃圾进入填埋场,高含量的有机垃圾,宜进行堆肥处理。

2. 渗沥水污染持续时间长,在垃圾填埋场的设计施工中,不仅要考虑防污染问题,而且要考虑如何设计施工更利于渗沥水排出。

3. 渗沥水适宜生化处理,但由于其中污染物浓度太高,应设二级或三级处理设施。氧化塘内渗沥水的排放以夏末秋初为佳。

4. 煤灰和土壤是很好的吸附和防渗材料,可作垃圾卫生填埋防污染材料使用。

参 考 文 献

- [1] 美国公共卫生协会等编著,宋仁龙等译,水和废水标准检验法,第 63—755 页,中国建筑工业出版社,北京,1985 年。
- [2] 姚先振,环境科学动态,(6),3(1984).
- [3] P. A 维西林德著,吴柏青译,资源回收工程原理,第 446 页,机械工业出版社,北京,1985 年。
- [4] 陈志诚等,上海环境科学,8(3),11(1989).
- [5] T. M 凯内兹著,李维音等译,水的物理化学处理,第 274 页,清华大学出版社,北京,1982 年。
- [6] 彭安等,环境化学,6(2),22(1987).

(收稿日期:1990 年 4 月 5 日)

- [5] 唐孝炎等,中国环境科学,4(1),68(1984).
- [6] 气象科学研究院等,我国农业气候资源与种植制度区划,第 63 页,农业出版社,北京,1982 年。
- [7] Kress, L. W., *Environmental and Experimental Botany*, 25(3), 211(1985).
- [8] 冈本和人,农业气象(日),10(10),30(1987).
- [9] Adams, S., *Agricultural Research*, 34(10), 6 (1986).
- [10] Biggs, R. H., *Physiologia Plantarum*, 53(1), 19(1981).
- [11] Basiouny, F. M., *Journal of Agronomy and Crop Science*, 57(1), 31(1986).
- [12] 金仰高,中国农业气象,(1) 60(1988).
- [13] Heeh, W. W., *JAPCA*, 34(7), 729(1984).

(收稿日期:1990 年 3 月 20 日)

Experimental Study of Energizing Activated Sludge: Tests of Thermal Flash Pyrolysis. Liu Lifan, Zhao Shu-chang, Den Yi-zhao, Yan Cheng-wei, Chang Yu-qin (Chemical Engineering College, Dalian University of Technology, Dalian): *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(2), 1991, pp. 2—8.

In this paper, a fresh attempt has been made in exploring thermal decomposition of activated sludge so as to make it harmless and be resources by using flash pyrolysis process. The dried surplus sludge taken from Tianjin Sewage Plant was pyrolyzed in a heat radiating furnace and kept in a below reactor for 10 min with air being cut off. In order to provide the needed heat to sustain high temperature, a series of partial combustion pyrolysis tests were carried out in the same experiments using the same feedstock. The temperature range was 550°C to 850°C. The products obtained were combustible gas (for industrial or civil use), light oil, tar and char. According to the results of the experiments, three process designs are proposed.

Key Words: activated sludge, thermal flash pyrolysis, tar.

Distribution of Particle Sizes and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Emitted from the Coal-Fired Plants and Their Mutagenic Characteristics. Yao Wei-xi, Cui Wen-xuan, Xu Xiao-bai (Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing) *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(2), 1991, pp. 9—13.

Reported in this paper are the discussions on distribution of particle sizes and PAHs emitted from a UG-35/39-M Typed boiler fired with coarse coal and briquettes respectively. The flue dust was collected separately into dust-fall, floating dust and smoke in accordance with particle sizes. It was showed that PAHs mostly existed in floating dust and smoke, i. e., low-number rings of PAHs distributed mainly in smoke while high-number ring ones in floating dust. The sum of mutagenicity of both floating dust and smoke was 5—6 times higher than that of dust-fall by Ames Test. When briquettes were substituted for coarse coal, the total floating dust emission would decrease approximately by 50—60% in weight. And mutagenicity of the emissions by burning briquettes were much lower than that by burning coarse coal. So the briquette combustion technology will be one of important measures for reducing air pollution.

Key Words: coal-fired boiler, briquette, polycyclic aromatic hydrocarbons, flue dust, mutagenicity.

A Biochemical Index for Human Exposure to Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAHs) —Urinary 1-hydroxypyrene Level of the R-

esidents in Different Functional Districts of Beijing. Zhao Zhen-hua, Quan Wen-yi, Tian De-hai (Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection): *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(2), 1991, pp. 13—18.

The paper reports the determination results of urinary 1-hydroxypyrene of the residents who lived in different functional districts of Beijing. The data obtained varied in different functional districts, meanwhile those of the residents themselves also varied from heating seasons to non-heating seasons. The results indicates that the level of 1-hydroxypyrene in workers' urine at the coke-oven plant is the highest of all the residents, it is about 4—25 times higher than those who lived in other districts. The order is as follow: industrial district > commercial district > residential district > scenic district. So, it is suggested that 1-hydroxypyrene be a biochemical index for human exposure to PAHs.

Key Words: 1-hydroxypyrene, polynuclear aromatic hydrocarbon, biochemical index.

Research on Control of Garbage Leaching Liquor in A Landfill Site. Liu Dong (Wuhan Municipal Institute of Environmental Sanitation): *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(2), 1991, pp. 18—23.

By field investigation and simulated experiments, the oxidation pond beside Guozikou (a garbage landfill site) and the characteristic of leaching liquor from the dumps were examined. Its pollution characteristics and degradation as well as pollution load and distribution in the pond were studied. According to the results obtained, three measures are offered to control pollution of the liquor.

Key Words: garbage landfill site, leaching liquor, oxidation pond.

The Effects of Simulated Acid Rain on the Behavior of Cu and Cd in Soils and Their Acute Toxicity. Xie Si-qin, Zhou De-zhi, Gu Zong-lian, Wu Liu-song (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing): *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(2), 1991, pp. 24—28.

The basic emphasis of this work is to research the behavior of Cu and Cd in red soil, yellow brown soil and black soil and their acute toxicity under simulated acid rain conditions. The experimental results were as follows: (1) The simulated acid rain had some influence upon leaching of Cu and Cd in soil. As the acidity of precipitation was increased, Cu- or Cd-leaching amounts were increasing. However, the increased level differed from variant soil and concentrations of the metals added to soil. Under the condition of same acidity, Cu or Cd amounts