

广州环境科学

GUANGZHOU ENVIRONMENTAL SCIENCES

第 17 卷 第 1 期

VOL.17 NO.1

2002.1

广州市环境科学学会 主办

广州环境科学

GUANGZHOU HUANJING KEXUE

季刊

1985年12月创刊
第17卷 第1期
(总第65期)
2002年3月30日出版

主管单位 广州市环保局
主办单位 广州市环境科学学会
编辑出版 《广州环境科学》编辑部
主 编 甘海章
责任编辑 琚 鸿 蔡梅茜 陈汇祥
地 址 广州市吉祥路95号
邮政编码 510030
电 话 (020)83355374
E-mail cgzaes@public.guangzhou.gd.cn
印 刷 水利部珠江委勘测设计研究院印刷厂
广东省资料性出版物登记证号粤A第1038号

目次

水环境及污染防治

- 长江河口夏季营养盐的分布、变化及锋面对营养盐的影响
.....周菊珍 谷国传(1)
利用水生高等植物净化污水研究的探讨殷 敏 陈桂珠(6)
气升式生物膜反应器强化处理纸浆漂白废水的挂膜研究
.....谢 澄 疏明君(10)

大气环境及污染防治

- 新型燃煤固硫剂 AG-2 及其应用实例林进华 余 鸥(14)
炉内增钙脱硫若干问题的探讨黄谦德(17)
钢铁生产流程 CO₂ 编目分析评价周和敏 聂祥仁 左铁铮(21)

固体废弃物及处理

- 生活垃圾转化生物有机肥及其对土壤的影响
.....程金平 张兰英 李展强,等(25)

辐射污染及防治

- 居民住房内的氡气辐射污染问题胡国辉 孔令丰 张春寿(28)

环境监测与分析

- 异烟酸-吡啶啉酮光度法测定氯化物的方法研究汪 浙(31)

环境生态

- 应用香根草对垃圾场进行植被恢复及净化垃圾污水的研究
.....夏汉平 敖惠修 刘世忠,等(34)

环境信息与计算机技术

- “数字环保”体系及战略意义探讨张宝春 璐 鸿(38)

环境影响评价

- 玻璃幕墙光污染环境影响评价探讨陆义湘 刘富强(42)

动态与信息简讯

- 本刊加入《中文科技期刊数据库》的声明(9) 用碳纤维净化河流技术(13)
《广州环境科学》编委会(20) 《广州环境科学》栏目编辑(20) 日本着手开
发可监测环境的微晶片(37) 有净化功能的铺路材料(37) 东亚酸雨监控网
国际会议在曼谷举行(45) 英国口蹄疫引起新麻烦(45) 国外环境激素问题
的研究动态(46) 《广州环境科学》征稿启事(48)

封面摄影

- 英雄花开时候的广州 罗鉅全

长江河口夏季营养盐的分布、变化 及锋面对营养盐的影响

周菊珍 谷国传

(华东师范大学河口海岸国家重点实验室, 上海 200062)

摘要 利用长江河口1988年8月锋面同步调查的营养盐资料, 阐述了长江河口夏季营养盐西高东低、南高北低的分布大势中寓有多样的分布势态和复杂的变化特征, 进而探明了径流输移是控制长江河口营养盐分布大势的主要因素, 而生物过程参与物理、化学等各种过程之中, 是致使营养盐分布势态多样、变化复杂的重要原因。最后探讨了锋面对营养盐分布、输移的影响。

关键词 长江河口 营养盐 锋面

活性磷酸盐($\text{PO}_4 - \text{P}$)、活性硅酸盐($\text{SiO}_3 - \text{Si}$)和硝酸盐氮($\text{NO}_3 - \text{N}$)均是海洋浮游生物所需要的营养盐。营养盐的输入、分散和移出是一个物理、化学、生物的综合作用过程, 生物的生长和死亡, 水体的混合和平流、海-气交换及其辐射和光照等均能使营养盐的浓度发生变化。由于营养盐的变化受到众多的因素制约, 与其他水文因素相比, 具有活跃、多变、量级较小的特点。本文结合国家自然科学基金重大项目《中国河口主要沉积过程研究及其应用》的“河口锋研究”课题, 就长江河口夏季营养盐的分布、变化及锋面对营养盐的影响作综合分析。

1 采样和分析

“河口锋研究”课题组于1988-1989年先后3次在长江河口进行了水文、化学、生物等综合调查。本文主要根据1988年8月21-29日的连续站和大面站的监测资料进行分析, 观测范围为 $121^{\circ}45' \sim 123^{\circ}00' \text{E}$, $31^{\circ}50' \sim 30^{\circ}50' \text{N}$ (图1), 在约 1400 km^2 的长江河口水域, 按海洋标准层次检测了3个连续站、38个大面站的营养盐, 遇到锋面过境时, 在锋面两侧进行了加测。

分析仪器主要采用Perkinman分光光度计和 $0.45 \mu\text{m}$ Millipore过滤设备; 分析方法按《海洋调查规范》进行, 将Niskin采水器采集的水样立即过滤, 滤液置于冰箱($< 4^{\circ}\text{C}$)储存, 在24 h内分析

完毕。其中, $\text{PO}_4 - \text{P}$ 用磷钼兰法, $\text{SiO}_3 - \text{Si}$ 用硅钼黄法, $\text{NO}_3 - \text{N}$ 用铜-镉还原法。所有试剂均为优级纯。

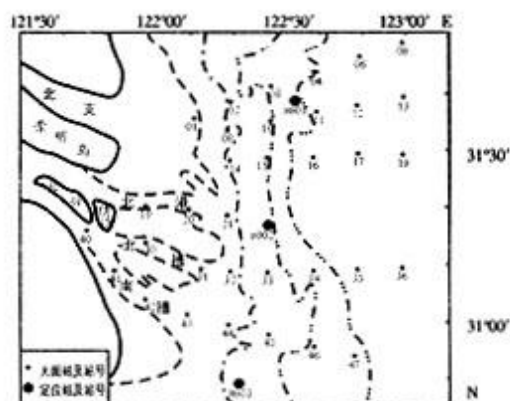


图1 观测站站位图

2 结果和讨论

2.1 营养盐的空间分布

2.1.1 平面分布

表层 $\text{PO}_4 - \text{P}$ 、 $\text{SiO}_3 - \text{Si}$ 和 $\text{NO}_3 - \text{N}$ 的分布大势(图2)基本一致。东、西相比, 均为西高东低; 南、北相比, 均为南高北低; 中部, 即长江河口外10-20 m等深线之间, 浓度突变, 形成强烈的水平梯度, 等值线密集, 成西北-东南向的带状分布, 此带位于长江河口羽状锋区的西边^[7], 其东为低浓度水域。 $\text{NO}_3 - \text{N}$ 最低之处为痕量。全域出现了3个 $\text{NO}_3 - \text{N}$ 痕量区, 分别位于东南部、东北部和东

北部的西侧; $\text{SiO}_3 - \text{Si}$ 除东南部水域外, 均为痕量; $\text{PO}_4 - \text{P}$ 痕量区出现在东南部水域。一般来说, 羽状锋面以西为营养盐高浓度水域, 测得最大值:

$\text{SiO}_3 - \text{Si}$ 为 $114.2 \mu\text{mol/L}$, 在北槽上段; $\text{NO}_3 - \text{N}$ 为 $118.4 \mu\text{mol/L}$, 在南槽上段; $\text{PO}_4 - \text{P}$ 为 $0.87 \mu\text{mol/L}$, 则在南槽口附近。

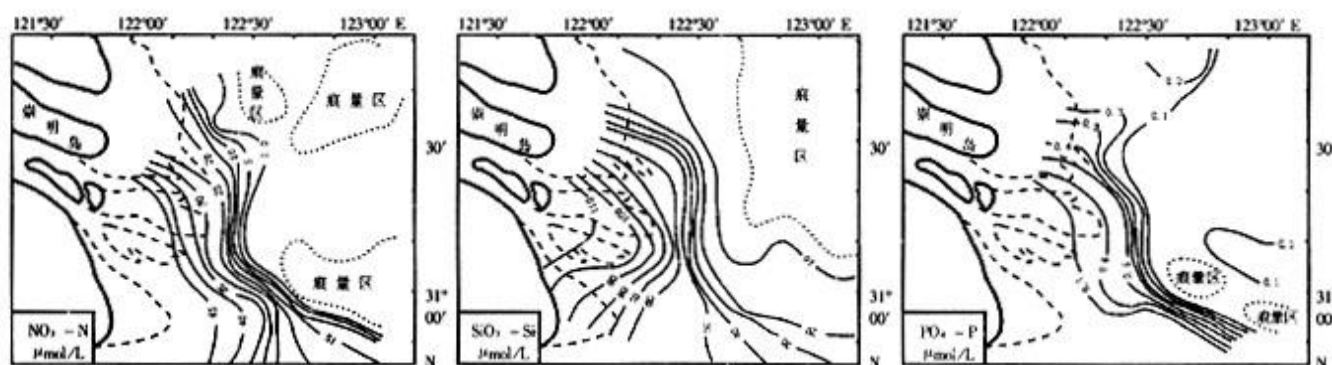


图2 长江河口夏季 $\text{NO}_3 - \text{N}$ 、 $\text{SiO}_3 - \text{Si}$ 、 $\text{PO}_4 - \text{P}$ 表层分布图

底层 $\text{PO}_4 - \text{P}$ 、 $\text{SiO}_3 - \text{Si}$ 和 $\text{NO}_3 - \text{N}$ 的分布和表层相比, 相应的量值向河口内移, 除东南部水域外, 仍保持了西高东低、南高北低的分布大势。 $\text{NO}_3 - \text{N}$ 在该水域的西边出现了一个顺沿 10 m 等深线的宽带状痕量区, $\text{PO}_4 - \text{P}$ 和 $\text{SiO}_3 - \text{Si}$ 的低浓度水域均为非均匀分布, 其实测最低值分别为 $0.03 \mu\text{mol/L}$ 和 $5.14 \mu\text{mol/L}$ 。 $\text{SiO}_3 - \text{Si}$ 最大值为 $113.7 \mu\text{mol/L}$, 出现在南槽中部; $\text{NO}_3 - \text{N}$ 为 $113.3 \mu\text{mol/L}$, 出现在南槽上段; $\text{PO}_4 - \text{P}$ 为 $1.33 \mu\text{mol/L}$, 出现在东南部水域。

2.1.2 断面分布

长江河口营养盐的断面分布, 在同一断面上多数均具有西高东低、上高下低的分布势态 (图 3), 如 $\text{NO}_3 - \text{N}$ 和 $\text{SiO}_3 - \text{Si}$ 的分布在南槽口外断面均以 10 m 水深为界, 西侧浓度高, 向东迅速降低, 其中 $\text{NO}_3 - \text{N}$ 在 41~42 站, 即 $122^\circ00' \sim 122^\circ10' \text{E}$ 之间具有强烈的水平梯度, 但上、下层较均匀; 43~46 站, 即 $122^\circ10' \sim 122^\circ40' \text{E}$ 之间具有明显的分层现

象, 大体上以 10 m 水深为界, 分为明显的二层。在北槽外断面, 也有分层现象, 但分层区域的位置比南槽的偏东。在北支外断面, 分层现象更明显, 约以 10 m 水深为界, 其上, 大部分被痕量层所占据, 其下, 垂直梯度较大, 在 $122^\circ45' \sim 122^\circ55' \text{E}$ 。 $\text{PO}_4 - \text{P}$ 在北槽口外断面也可找到与 $\text{NO}_3 - \text{N}$ 、 $\text{SiO}_3 - \text{Si}$ 相同的分布势态。

2.1.3 垂线分布

影响营养盐的因素很多, 长江河口夏季营养盐的垂向分布也非常复杂, 但仍可发现某些规律性的现象, 以 $\text{SiO}_3 - \text{Si}$ 为例, 在长江河口北槽外断面 (表 1、图 4) 近北槽口附近, $\text{SiO}_3 - \text{Si}$ 呈现出表层高、底层低的分布特征, 而在 $122^\circ40' \sim 123^\circ00' \text{E}$ 之间, 即长江河口羽状锋活动水域则呈相反的变化趋势, 为底层高于表层, 显然前者是与长江径流所携带的营养盐直接有关, 而后者则与锋面活动区的生物地球化学过程相联系^[8]。

表 1

长江河口外水域 $\text{SiO}_3 - \text{Si}$ 垂线分布实测记录

$\mu\text{mol/L}$

层次 m	站号	30	31	32	33	34	35	36
	站位	122°00'E 31°15'N	122°10'E 31°11'N	122°20'E 31°10'N	122°30'E 31°10'N	122°40'E 31°10'N	122°50'E 31°10'N	123°00'E 31°10'N
		114	102	89.0	22.4	9.60	6.70	0.00
5		112	88.5	35.0	23.4	8.80	9.10	0.00
10					16.2	18.8	0.25	17.7
15					17.7	24.0	9.30	26.1
25						25.1	26.6	26.1
底		89.0	78.6	22.4	18.5	24.8	30.8	30.3
测站水深/m		10	12	13	22	34	48	56

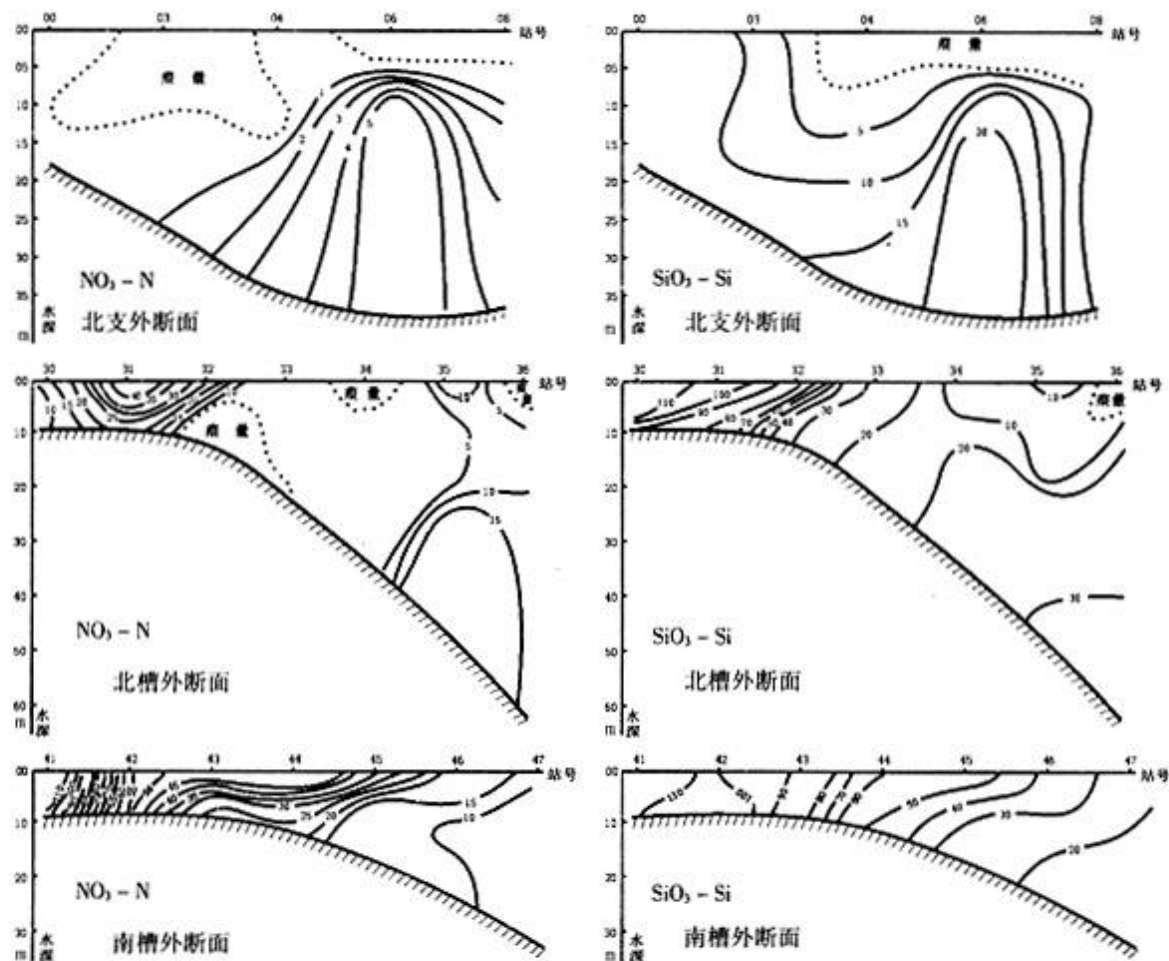


图 3 长江河口夏季 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 断面分布图

表 2		长江河口南部水域的营养盐浓度						$\mu\text{mol/L}$
营养盐	站号月份	41	42	43	44	45	46	平均
$\text{PO}_4\text{-P}$	8	0.80	0.10	0.87	0.37	0.71	0.47	0.55
	12	0.27	0.52	1.38	0.49	0.82	1.13	0.77
$\text{SiO}_3\text{-Si}$	8	111	94.3	81.2	56.5	58.1	36.3	72.9
	12	58.0	71.7	40.6	27.5	24.7	20.9	40.6
$\text{NO}_3\text{-N}$	8	118	54.6	48.5	74.9	38.1	16.2	58.4
	12	29.4	27.2	26.7	14.4	9.99	9.33	19.5
总量	8	230	149	131	132	96.9	53.0	132
	12	87.7	99.4	68.7	42.4	35.5	31.4	60.9
总量之比 (8月/12月)		2.62	1.50	1.91	3.11	2.73	1.69	2.17

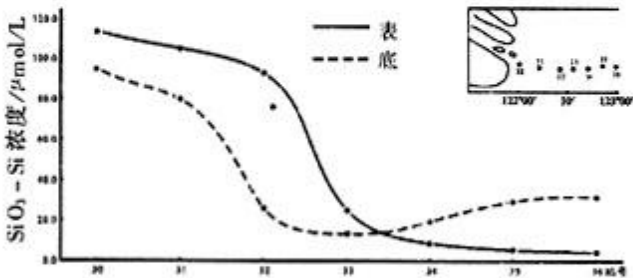


图 4 长江河口北槽外断面 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 纵向分布图

2.2 营养盐的时间变化

据 1983 - 1984 年上海市海岸带海洋化学调查, 夏季长江河口 $\text{NO}_3\text{-N}$ 为全年中最高, $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 为次高, $\text{PO}_4\text{-P}$ 为最低。从它们的总量而言, 夏季是长江河口营养盐最丰富的季节, 在 1988 年长江河口南部水域的营养盐检测中也明显反映了长江河口夏季营养盐丰富的特征 (表 2), 其 8 月的营养盐总量为 12 月的 1.50 ~ 3.13 倍, 平均约为 2.17 倍。必须指出, 夏季营养盐丰富, 这是一个整体概

念,而局部水域因大量生物活动,某些营养盐也可出现偏低现象。此外,长江河口营养盐有较明显的周日变化,究其原因,主要是潮流作用的结果。由于各水域营养盐分布的差异,通过潮流这一载体,使得同一地点的营养盐在不同时间内产生变化。例如在 8802 站,测得在 1988 年 8 月 23~24 日 $\text{PO}_4\text{-P}$ 的周日变化非常显著,变化幅度在一个潮周期内可达 4 倍左右(图 5)。从图 2 还可看出:从 10:00 至 15:00 时流向偏北,南部的低 $\text{PO}_4\text{-P}$ 水体流经该站,致使 $\text{PO}_4\text{-P}$ 的浓度逐渐降低,从 15:00 至 21:00,流向转为东北和东北偏东,位于西部浅水区的高 $\text{PO}_4\text{-P}$ 水体流经该站,致使 $\text{PO}_4\text{-P}$ 的浓度逐趋增高,21:00 至翌日 1:00,流向转为西北偏西, $\text{PO}_4\text{-P}$ 的浓度又逐渐降低,与此同时,原离该站较远的位于东南部的高 $\text{PO}_4\text{-P}$ 水体因受潮流牵引而靠近本站,故从翌日 1:00 至 4:00,流向转为西北和西北偏北时,原较远离的东南部高 $\text{PO}_4\text{-P}$ 水体就流经该站,致使该站 $\text{PO}_4\text{-P}$ 的浓度又趋增高,从翌日 4:00 至 8:00,流向转成偏北,致使南部的低 $\text{PO}_4\text{-P}$ 水体又流经该站,故 $\text{PO}_4\text{-P}$ 的含量又趋降低。由于长江河口潮流有往复流及旋转流二种运动形式,由此可以推知,在往复流强的水域,营养盐的周日变化通常能比旋转流水域显出更好的规律。

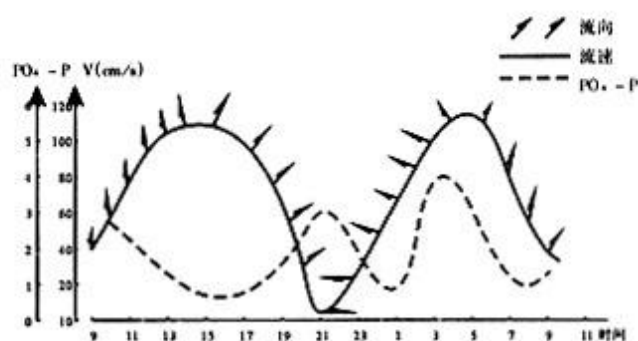


图 5 营养盐($\text{PO}_4\text{-P}$)的周日变化图

2.3 锋面对营养盐分布、变化的影响

长江,作为中国最大的河流,年入海径流量达 9 240 亿 m^3 ,径流所携带入海的营养盐之多是世界各河流中少有的。河口 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的含量是亚马逊河的 5 倍,密西西比河的 2 倍^[8]。洪季时(5~10 月)径流丰沛,长江河口外的营养盐含量远比枯季(11~翌年 4 月)丰富,由于长江冲淡水的路径也随径流、潮量的大小不断变化,加之其物理、化学、生

物、水动力等过程的相互作用,它们都将在一定程度上制约营养盐的分布和变化,其中径流是主宰营养盐分布大势的主要因素,而生物过程参与各种过程之中是致使营养盐分布势态多样、变化复杂的重要原因。此外,一个很重要的河口物理现象——河口锋面的存在对营养盐的分布变化也有深刻的影响。

长江河口是咸淡水交汇的水域,其间存在着不同的锋面,夏季通常存在着三种类型的锋面,即在边滩附近由流速差异而造成的切变锋、在长江口门 10 m 等深线附近长江河口口水与羽状流水体间的悬沙锋以及长江冲淡水核心部分的羽状锋。由于锋面在一定程度上是一个不连续面,因此对营养盐的分布起着明显的作用,特别是后二种锋面影响范围更大。从图 3 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的断面分布中可以明显看到这一情况:在 41~43 测站之间,是悬沙锋活动频繁的水域,其 $\text{NO}_3\text{-N}$ 分布的特点是水平梯度大,垂向分层不明显;在 43~46 测站之间,是羽状锋活动频繁的水域,其 $\text{NO}_3\text{-N}$ 分布的特点除水平梯度大外还在垂向出现了明显的分层现象。此外,从营养盐的平面分布,其浓度等值线密集带(图 2)位于长江河口羽状锋区的西边可以看出:锋面在一定程度上阻碍了营养盐向外海运输,起着类似屏障的作用,故在锋面过境时,其西侧的营养盐通常均明显地高于东侧。1988 年 8 月 26 日长江北支口外 10 m 等深线附近跟踪锋面的调查中也发现了这一现象(表 3),锋面西侧的 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 分别为东侧的 2 倍和 4 倍,而 $\text{NO}_3\text{-N}$ 在西侧为 $20.2\text{ }\mu\text{mol/L}$,在东侧则未检出。实地观测中还发现,从西向东穿越锋面时, $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 和 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 一般都趋于降低。

表 3 长江河口羽状锋面两侧的营养盐浓度 $\mu\text{mol/L}$

$\text{PO}_4\text{-P}$		$\text{SiO}_3\text{-Si}$		$\text{NO}_3\text{-N}$	
锋面西侧	锋面东侧	锋面西侧	锋面东侧	锋面西侧	锋面东侧
0.06	0.03	43.4	10.4	20.26	未检出

锋面的类似屏障作用直接制约着营养盐的输送,影响其分布、变化外,还使锋面两侧的水域生态环境有所差异,即:锋面西部的陆侧水域多喜淡水性生物,东部水域多喜咸水性的外海生物。就浮游生物种数而言,通常咸水种多于淡水种,故使锋面东部水域浮游生物的总种数超过陆侧水域(图 6),又因不同种的生物对营养盐的吸收和移出有其各自的方式和过程,所以锋面东部海域的营养盐通

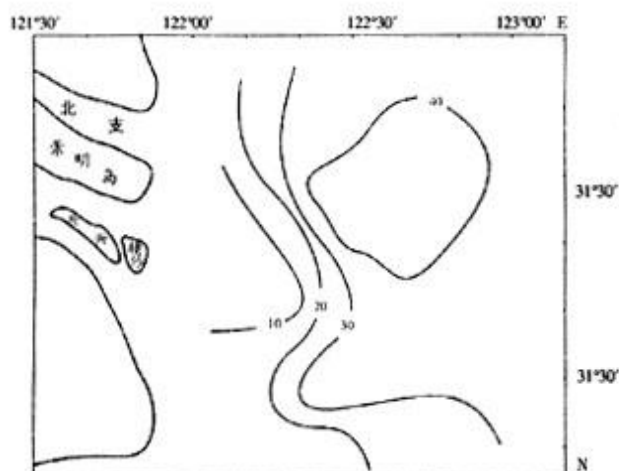


图 6 长江河口浮游生物种数分布图

常比陆侧水域多变, 分布也较散乱, 这是锋面通过制约生物活动等途径对营养盐产生的间接影响。另外, $\text{NO}_3 - \text{N}$ 在锋面移行区下层出现与锋面平行的带状痕量区, 也可认为是锋面通过对生物活动的制约而形成的。此外, 从北支及北槽口外 $\text{SiO}_3 - \text{Si}$ 断面分布 (图 3), 可以发现, 在 $122^\circ 40' \sim 123^\circ 00' \text{E}$ 之间均出现底层值高于表层值的现象, 此间正是夏季羽状锋活动水域, 在表层有大量浮游动植物繁殖, 吸收了大量的营养盐; 同时则有大量浮游动植物尸体、碎屑等沉积底层, 在其腐解过程中释放出营养盐, 加之这一水域正值夏季温、盐跃层的强盛期, 限制了垂直对流, 因而出现了底层高、表层低的现象。

3 结语

(1) 长江河口夏季营养盐的平面分布具有西高东低、南高北低的分布大势, 其浓度等值线密集带位于羽状锋区的西边, 由此表明锋面对营养盐的输移起着类屏障的作用, 且不同的锋面对营养盐分布起着不同的作用, 在口门一带的悬沙锋附近, 营养盐水平梯度大, 垂直均匀; 在羽状锋区则呈现出明显的分层现象。

(2) 由于径流作用的关系, 长江河口营养盐的季节变化就总量而言, 夏季是全年中最高的季节, 冬季最低, 其周日变化主要取决于测站周界营养盐浓度场的分布。在往复流水域, 周日变化规律性较强; 在旋转流强的水域, 营养盐的周日变化规律性较差。

(3) 长江河口营养盐的分布和浮游生物有着密切关系, 浮游生物依赖吸收营养盐而生长繁殖, 因而在多数情况下, 凡是营养盐丰富的地区, 浮游植物密度也高, 即呈重叠关系, 但是有的区域由于浮游植物大量繁殖, 耗尽了营养盐, 则呈相嵌关系。

(4) 夏季, 在羽状锋区域, 生物地球化学过程强烈, 大量的浮游生物沉积到底层, 在腐解过程中释放出营养盐, 加之温跃层的作用, 很难返回到上层, 因此出现了底层营养盐高的现象。

4 参考文献

- [1] 张正斌, 顾宏堪, 等. 海洋化学(上) 上海: 上海科学技术出版社, 1984. 220 ~ 340.
- [2] 李法西, 吴喻端, 等. 河口硅酸盐物理化学过程研究 I, 活性硅含量分布变化及其影响因素的初步探讨. 海洋与湖沼, 1964, 6(4): 311 ~ 321
- [3] 顾宏堪. 海洋中氮循环的热力学平衡问题. 海洋科学集刊, 1976, 11: 1 ~ 6
- [4] 王正云, 姚龙奎, 等. 长江河口营养盐(N、P、Si)分布与变化特征. 海洋与湖沼, 1983, 14(4): 324 ~ 332
- [5] 阮正, 等. 秦山核电站邻近水域营养盐的分布与变化特征. 东海海洋, 1991, 9(2): 16 ~ 20
- [6] 孙秉一, 郝恩良, 史致丽, 等. 长江河口及济州岛邻近海域综合调查报告. 山东海洋学院学报, 1989, 16(1): 172 ~ 205
- [7] 胡方西, 胡辉, 谷国传, 等. 长江河口盐度锋. 海洋与湖沼增刊, 1995, 26(5): 23 ~ 31
- [8] Tian Rucheng, Chen Jiyu, Zhou Juzhen. Dual filtration effect of geochemical and biogeochemical processes. The Changjiang Estuary chin J oceanol limnol, 1991, 9(1): 33 ~ 43

Variation of Nutrients and the Impact of Fronts during Summer in Yangtze Riv

Zhou Juzhen Gu Guochuan

Abstract Based on the data of nutrients collected in August 1988, it revealed that the distributions of nutrients in Yangtze estuary were characterized by high concentration in the west and south while low value in the east and north in summer. It was found that runoff of the flow was the major factor affecting the distributions of nutrients and the combination of physical, chemical and biological processes was the main reason of the variation. The impact of front on the distribution and transportation of nutrients was also discussed.

Key words Yangtze river nutrient front

利用水生高等植物净化污水研究的探讨

殷 敏 陈桂珠

(中山大学环境科学研究所, 广州 510275)

摘 要 利用高等水生植物净化污水是一种低成本高效益的生物工程技术。文章列举了几个成功的实例, 探讨了高等水生植物净化污水的机制以及影响因素, 最后分析了存在的问题, 并提出今后的发展方向。

关键词 水污染 高等水生植物 净化研究

自 20 世纪 60 年代起, 国内外的学者们就相继采用植物来进行污水治理的研究。1974 年西德建成了第一个用于废水处理的人工湿地, 我国也于 20 世纪 80 年代实施了以凤眼莲净化塘为主的污水处理与利用生态工程, 达到治污与增产双重效益。近年来沿海地区利用红树林湿地处理废水也收效显著。可见, 不论是人工湿地、净化塘, 还是土地处理系统, 利用水生高等植物净化污水都具有广泛的应用发展前景。为了取得更好的净化效果和更高的净化效率, 有必要对水生高等植物净化污水的机制进行实验研究探讨。

1 水生高等植物对废水的净化机制探讨

1.1 香蒲植物净化铅/锌矿废水实例研究

宽叶香蒲属单子叶多年生挺水植物, 具根状茎, 以其地下茎不断延伸而迅速发展成群体, 能形成水生植物净化塘中占绝对优势的种群。中山大学环科所和韶关凡口铅/锌矿环保监测站针对凡口尾矿废水排放量大且重金属含量大的污染状况, 设计和利用当地的废矿石和沙砾建造了一个香蒲净化塘。根据实验结果分析, 未处理的铅/锌矿废水含 Pb、Zn、Cd、总悬浮物含量均超标, 但经过净化塘后, SS 去除率达 99%, Pb、Zn、Cd 去除率达 84%~90%, 各项指标达到工业排放标准。黑灰色废水被香蒲群落变成清澈的出水, 香蒲植物也能茂盛生长, 塘内还出现了多种藻类、鱼类和茭草植物^[1]。

1.2 红树林植物净化含油废水和城市污水实例研究

红树林属于热带海岸特有的湿地生态系统, 包

括陆生生态系统和水生生态系统, 具有防风浪, 保护农田的生态功能, 且因其生物资源丰富、景色美观, 具有较高的经济价值和观赏价值。对于污水处理, 红树林也有独特作用。

李玫等^[2]用秋茄人工模拟湿地进行了为期一年的含油废水净化试验, 发现随含油废水处理浓度升高, 植物对油的相对净化率是: 50 mg/L 组为 75.76%, 100 mg/L 组为 67.55%, 而 800 mg/L 组为 42.94%, 可见净化效率随浓度增高而降低。但秋茄植株的年净吸收油量随着处理浓度的增大而增大。含油量大小为根 > 叶 > 茎 > 枝。实验还表明: 秋茄净化含油废水的适宜浓度应不大于 200 mg/L。

白骨壤也是一种多年生的红树植物。同样将正常、5 倍、10 倍浓度的人工合成污水排放到白骨壤人工模拟湿地中, 一年的实验证明: 白骨壤模拟湿地对污水中重金属净化率均在 88% 以上, 其中 Pb 净化率达 97.91%, Zn 净化率为 89.47%; N 净化率为 88.04%。因 N、Pb、Zn 被白骨壤吸收作为植物的架构元素, 吸收量较大, 故而净化同一种人工污水时与桐花树 (净化率 N: 87.19%, Pb: 93.62%)、秋茄 (净化率 N: 60.58%, Pb: 93.44%) 相比, 净化率最大。可见, 白骨壤对含有重金属的污水有很强的适应性和耐受性^[3]。

1.3 草本植物净化造纸废水实例研究

郝登峰等^[4]选用 7 种水生植物: 水葫芦、水花生、大漂、浮萍、风车草、宽叶香蒲及茭白, 建立

植物处理系统处理造纸废水,将废液混合制成3个浓度级废水注入植物系统里。通过实验,7种植物对废水中悬浮物去除率均在70%以上,其中水葫芦、水花生、风车草为84%以上;对TN、TP的去除能力大小为:水葫芦>大漂>水花生>浮萍,风车草>宽叶香蒲>茭白。但是 COD_{Cr} 和 BOD_5 去除率均不到50%。废水色度也只有水花生、水葫芦去除效果明显,水花生9天后去除率可达73.33%,水葫芦可达54.67%,使得发黑发臭的水处理得比较清澈。

1.4 净化机理探讨

1.4.1 植物自身的性状和抗性能力

水生植物由于长期生活在一种缺氧、弱光的环境中,本身的形态解剖结构上形成特殊性状^[5]。根、茎、叶形成完整的通气组织,保证器官和组织对 O_2 的需要^[6];叶片呈肉质,如香蒲表皮有厚角质层,栅栏组织发达,污染点处的根、茎、叶表皮细胞排列紧密^[1]等结构能抵抗因污染受害而引起的同化功能下降、水分过分蒸腾,增强了香蒲植物的耐污性和抵抗力。

1.4.2 植物的吸收、富集作用

水生植物根系发达,利于吸收水中物质。如凤眼莲生长过程需要大量的N、P营养物^[5],它吸收后生长迅速,对于净化富营养化水体效果明显;香蒲植物吸收废水中的重金属时,吸收能力大小依次是根>地下茎>叶,并且按照一定的比例从生境中吸取各种元素,形成新的动态平衡,防止对某元素吸收过多而引起毒害。植物吸收污染物后,尤其是重金属离子、农药和其他人工合成有机物等,便富集、固定在体内或土壤中,减少水体中污染物质。研究表明,Pb、Zn进入香蒲体内,主要积聚在皮层细胞中的细胞壁上,只有少量进入原生质,可见细胞壁对重金属有较高的亲和力^[1]。

1.4.3 净化塘的沉降、吸附和过滤作用

净化塘里水生植物生长旺盛,根系发达,与水体接触面积大,形成密集过滤层。如香蒲,它的地下茎和根形成纵横交错的地下茎网,水流缓慢时重金属和悬浮颗粒被阻隔而沉降,防止其随水流失^[1]。同时又在其表面进行离子交换、螯合、吸附、沉淀等,不溶性胶体为根系黏附和吸附,凝集的菌胶团把悬浮性的有机物和新陈代谢产物沉降下

来^[5]。

1.4.4 生化作用

植物净化污水的过程中生化作用也起到很大作用,这方面已有大量的研究^[5-10]。光合作用产生的 O_2 和大气中的 O_2 直接输送到植株各处,并向水中扩散,一方面根系通过释放 O_2 ,氧化分解根系周围的沉降物;另一方面使水体底部和基质土壤形成许多厌氧和好氧小区,为微生物活动创造条件,进而形成“根际区”。这样,植物代谢产物和残体及溶解的有机碳给湿地中的菌落提供食物源;同时,大量微生物在基质表面形成灰色生物膜,增加了微生物的数量和分解代谢的面积,使植物根部的污染物(富集或沉降下来的)被微生物分解利用或经生物代谢降解过程而去除。富营养化水体中,也可依靠水生植物根茎上的微生物使反硝化菌、氨化菌等加速 $\text{NH}_3\text{-N}$ 向 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的转化过程,便于水生植物的吸收与利用,减少底泥向水体中的营养盐释放。

1.4.5 对浮游藻类的竞争抑制作用

富营养化严重的水体中,藻类疯长,水质恶化。栽种水生植物后,同浮游藻类竞争营养物质以及所需的光热条件,同时分泌出抑藻物质,破坏藻类正常的生理代谢功能,迫使藻类死亡,以防止其带来的毒素^[5,10,11]。这样可以提高水体透明度,改善水中的DO含量,促进沉水植物与共生菌的生长,进一步净化水质。

1.5 植物净化效应的影响因素

1.5.1 净化植物的选择

净化污水的高等植物有许多,常见的有凤眼莲、水花生、香蒲等,但考虑到具有较高的净化率、低成本、耐冲击负荷等因素时,需选择出理想的净化物种来。华南环科所进行了2年的实验,对华南地区11种高等水生植物从净化能力、抗逆性、管理难易、综合利用价值和美化景观等5方面综合评价,筛选出黑藻和假马齿苋为较优净化物种^[12]。由此可见,植物净化能力大小关系到净化效率的高低。

1.5.2 废水pH值的大小

pH值不同,废水对植物的生长状况影响不同,进而影响其净化效率。用水葫芦、水花生等7种草

本植物净化酸性造纸废水结果表明,废水的 pH 值最低不能低于 5.84^[4],否则植物的生理机制受损,净化功能下降,导致植物不能很好地吸收重金属。

1.5.3 废水的性质

废水中有机污染物浓度高低、N 和 P 含量大小以及污染物是否易降解等性质,对植物净化效率而言很重要。如凤眼莲处理炼油废水实施运行最佳条件为: $65 \text{ mg/L} < \text{COD} < 130 \text{ mg/L}$, 临界有效点为 $\text{COD} = 262.6 \text{ mg/L}$ ^[13]。一旦超过临界点,植物受伤程度越大,净化作用就越小。同样, N、P 营养物质是植物生长所必需的,但高浓度反而有害。对水葫芦而言,造纸废水中 N、P 浓度为 $15 \text{ mg/L} \sim 20 \text{ mg/L}$ 左右净化最好^[4]。

1.5.4 净化时间

净化时间的长短及季节变化对植物净化效率的影响也不容忽视。水生植物凤眼莲净化富营养化湖水滞留时间 $\leq 2 \text{ d}$ 时,净化效果不明显;延至 7 d 时,净化效率提高 50% ~ 80%^[13]。同时,植物在温度变化不大的气候下能正常发挥其功能,但严寒天气就会使一些植物冻坏,生理代谢受阻,不能很好地净化污水。如华南地区气温下降至 4℃ 时,静态培养的风眼莲就会发生冻害,难以越冬^[12]。

当然,植物抗病虫害能力、废水流量及流速、废水中溶解氧的大小等因素同样制约着水生高等植物的净化能力。

2 植物净化的利用与发展

2.1 水生高等植物净化技术的优势

水生高等植物治理污水是一种新兴的生物工程技术,有以下 4 个优点:①成本低,对环境扰动小;②有利于保护和改善原有环境,有较高的美化环境价值;③治理污染时可以收获植物和生物能源,获得经济效益,如水葫芦净化塘,每年每公顷可产沼气 58400 m^3 ,折合节约标准煤 46.72 t ^[6];④操作简单,投资少,其基建投资、运转费用和能耗均为常规二级处理方法的 1/3 ~ 1/5。

2.2 现状问题

目前水生高等植物净化污水还存在着一些问题。首先,管理上控制不当,未能及时打捞过剩的或干枯的植物残体,就会致使二次污染的产生^[5,15]

(如富营养化、有毒物质的释放)。其次,一种植物一般只能吸收降解一种或有限的几种环境污染物,而对其他浓度高的污染物可能会中毒,因此对于推广使用有局限性。再次,水生植物自身在污水中生长,极易在水面屏蔽产生自屏效应,会压迫环境^[14];同时,密度过大也会滋生蚊虫细菌。第四,不能科学地筛选出抗性大的植物,并且净化的系统工艺设计也未考虑最优化配置和后处理问题,导致净化效果不明显,效率不高。

2.3 今后的发展方向

(1) 可继续采用水生植物多种组合组建配置^[20]或多级水生植物串联塘,形成一定的净化层次,这样有利于生长期和净化功能的季节性交替互补。

(2) 对于冬季低温期处理污水,要对其中不耐寒的植物采取覆膜或改变生态位的越冬措施。

(3) 可与其他工程技术结合,建成复合污水处理工艺。如有学者采用煤灰吸附和植物氧化塘复合处理废水,分为三个系统:混合吸附→快速沉降→水葫芦氧化塘自净系统,去除 COD 为 80% 以上,水也可以供生产循环使用^[19]。

(4) 可将分子生物学和基因工程技术应用于治污的高等植物,推广超累积植物,通过改进、改变使其生长周期缩短,生长速率加快,提高净化能力。

(5) 对水生植物净化系统要有后处理清洁工艺,使其变废为宝,提供丰富的生物资源和能量资源。

3 参考文献

- [1] 陈桂珠,马曼杰,蓝崇钰,等.香蒲植物净化塘生态系统调查研究.生态学杂志,1990,9(4):11~15
- [2] 李玫.含油废水对秋茄模拟湿地的影响及湿地净化效应.中山大学硕士学位论文,2000
- [3] 陈桂葵.排污对白骨壤模拟湿地的影响及净化效应.中山大学硕士学位论文.1999
- [4] 陈桂珠,郝登峰.酸性制浆造纸废水对高等水生植物的影响.中山大学环境科学研究所论文集.1998,72~74
- [5] 齐玉梅,高伟生.凤眼莲净化水质及其后处理工艺探讨.环境科学进展.1999,7(2):136~139
- [6] 田淑媛,王景峰,朗铁柱,等.水生维管束植物处理污水及其综合利用.城市环境与城市生态,2000,13(6):54~56

- [7] 唐述虞. 铁矿酸性排水的人工湿地处理. 环境工程, 1996, 14(4): 3~7
- [8] 严国安, 李益健, 唐赢中. 水生植物系统对污水的处理及设计探讨. 环境工程, 1993, 11(2): 16~20
- [9] 彭清涛. 植物在环境污染治理中的应用. 环境保护, 1998, (2): 24~27
- [10] 胡春华, 王国祥, 等. 冬季净化湖水的效果与机理. 中国环境科学, 1999, 19(6): 561~565
- [11] 由文辉. 我国利用水生植物监测和净化污水的研究进展. 环境科学动态, 1993, (2): 8~11
- [12] 陈毓华, 汪俊三, 梁明易, 等. 华南地区 11 种高等水生维管植物净化城镇污水效益评价. 农村生态环境, 1995, 11(1): 26~29, 33
- [13] 唐述虞, 陈建国, 等. 凤眼莲在炼油废水中的生长及其净化作用. 环境科学, 1996, 17(1): 44~46
- [14] 陈锡涛, 叶春芳, 杉辛野, 等. 水生维管束植物自屏对水质净化资源化效应的研究. 环境科学技术, 1994, (2): 1~4, 9
- [15] 周凤霞. 水生维管束植物对污水的净化效应及其应用前景. 污染防治技术, 1998, 11(3): 160~162
- [16] 黄焕权, 林健. 煤灰吸附与植物氧化塘复合处理废水. 环境保护, 1994, (6): 10~13
- [17] 李文朝. 富营养水体中常绿水生植被组建及净化效果研究. 中国环境科学, 1997, 17(1): 53~57
- [18] H J Bavor, D J Roser, P W Adcock. Challenges for the development of advanced constructed wetlands technology. 4th International Conference on Wetland Sstems in Water Pollution Control, Guangzhou, 1994

Study on Wastewater Purification by High Grade Aquatic Plants

Yin Min Chen Guizhu

Abstract According to several examples, this paper discussed the mechanism and affecting factors of wastewater purification by high grade aquatic plants. Current effects of the purification showed that this method is a good convenient bio-technology with low cost and high benefits. The existing problems and future development are described.

Key words water pollution high grade aquatic plant purification study

本刊加入《中文科技期刊数据库》的声明

为了实现科技期刊编辑、出版和发行工作的电子化,推进科技信息交流的网络化进程,本刊已加入《中文科技期刊数据库》,从 2002 年第 1 期起本刊将全文录入《中文科技期刊数据库》。凡向本刊投稿并录用的稿件,将一律由编辑部统一录入《中文科技期刊数据库》,进入因特网提供信息服务。凡有不同意见者,请另投其他期刊。本刊所付稿酬包含刊物内容上网服务报酬,不再另付。

《中文科技期刊数据库》是科技部重点支持的电子信息

资源建设项目,由科技部西南信息中心创办,目前已成为国内数据容量最大和利用率最高的数据库之一。本刊全文内容按照统一格式制作,读者可上网查询浏览本刊内容。《中文科技期刊数据库》网址为: <http://www.cqvip.com> 或 <http://www.vipinfo.com.cn>

《广州环境科学》编辑部

2002 年 1 月

气升式生物膜反应器处理纸浆漂白废水的挂膜研究

谢 澄 疏明君

(华南理工大学造纸与污染控制国家工程中心, 广州 510641)

摘 要 研究了气升式生物膜反应器驯化处理造纸含氯漂白废水, 其结果表明: 载体上微生物挂膜分为附着和生长两个阶段, 生物膜生长成熟后可去除漂白废水 70% 以上的 COD 和 BOD, AOX (可吸附有机氯) 去除率超过 50%, 色度去除率为 60% 左右。水力停留时间 (HRT) 为 6~8 h 时有较好的处理效果和运行状态。

关键词 生物流化床 含氯漂白废水 挂膜 水力停留时间

气升式生物膜反应器是 70 年代以来兴起的新型高效污水处理技术, 它利用载体与污水的混合流体, 在空气或氧气的推动下产生自下而上的流态化运动, 在载体上逐渐生长出一层生物膜, 依靠生物膜的代谢分解作用去除污染物。这种方法可以取得比活性污泥法高数十倍的效率, 因而近年来得到了很广泛的研究和应用。不过目前还没有看到采用气升式生物膜反应器处理造纸工业含氯漂白废水的报道, 本文初步研究了这种反应器处理含氯漂白废水时微生物在载体上挂膜的特性, 为此项技术应用于造纸工业污染治理领域提供实验基础。

1 实验材料与方法

1.1 废水及活性污泥的来源

废水取自广东某甘蔗化工厂纸浆漂白车间。废水水质见表 1。

表 1		漂 白 废 水 水 质				mg/L	
pH	COD _{Cr}	BOD ₅	TSS	VSS	色度	AOX	
6.2	1 250	360	1 920	1 020	1 487	45	

活性污泥取自广州某污水处理厂活性污泥池, 污泥浓度约为 40 g/L。

1.2 主要设备

反应器及处理工艺流程见图 1, 反应器高 1.1 m, 有效容积 36 L, 由升流区、降流区和三相分离区组成, 高径比 (H/D) 为 6.0, 内外径比 (D_1/D_2) 为 0.65。没有设置脱膜装置, 循环推动力主要来自压

缩空气。

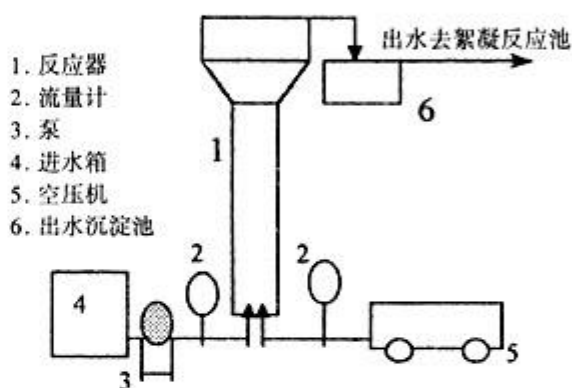


图 1 气升式生物膜反应器装置及流程示意图

充气设备: 采用福建泉州产单缸 Z 型风冷移动式空气压缩机。

载体采用颗粒活性炭: 粒径 0.3~2 mm, 平均粒径约 0.5 mm, 颗粒密度约 0.9 g/cm³, 比表面积约 900 m²/g (BET), 真密度约 1.8 g/cm³, 堆积重约 400 g/L。

使用 NIKON TE-300 型激光散射显微镜观察和拍摄生物膜的生长状况。

1.3 实验方法

在反应器中加满配制好的营养液和载体, 活性炭的加入量为 6% (有效体积比)。加入污泥使反应器中污泥浓度为 5 g/L 左右, 然后开启空压机通气进行闷曝。闷曝一天以后, 开始连续进水, 进水由营养液和漂白废水按一定配比组成, 开始时漂白废水的加入量为 0, 加入适量葡萄糖控制总的 COD_{Cr} 负荷为 1 200 mg/L 左右; 根据 COD:N:P 为 100:5:1 的比例添加必要的铵盐和磷盐, 同时加入

碳酸氢钠调节 pH 值为 7~8; 空气流量为 0.5~0.75 m³/h, 以保持溶解氧在 2 mg/L 以上; 进液流量为 6 L/h, 亦即水力停留时间 (HRT) 为 6 h。根据微生物生长及出水的状况, 逐渐增加漂白废水在进水中的比例, 驯化微生物对含氯漂白废水的适应性。定时测定和分析反应器的运行和处理效果, 观察载体上生物膜的生长状况。

AOX 的测定采用 Schoniger 燃烧法^[1]与电位滴定法相结合^[2], 其他各项方法均按标准方法进行。

2 实验结果与讨论

2.1 微生物挂膜过程

微生物在载体上的挂膜可分微生物吸附和固着生长两个阶段。

2.1.1 吸附

吸附期又分为可逆吸附和不可逆吸附两个阶段。活性炭载体是一种表面比较粗糙的固体颗粒, 又具有许多孔洞, 因此具有很强的吸附能力。在活性炭加入到反应器中以后, 通过各种物理或化学力作用, 很快就会有部分营养物质和接种污泥被吸附到它的上面。运动中的载体会受到水流和气流的剪切力作用, 有些吸附了的物质又会从载体上被冲刷下来, 形成一种可逆的吸附。

不可逆附着过程是可逆附着过程的延续。这种不可逆附着过程通常是由于微生物分泌一些粘性代谢产物所造成的, 例如多聚糖等。这些体外多聚糖类物质起到了生物“胶水”作用, 使部分微生物能相对稳定地固着在载体上。这一阶段附着的微生物不易被中等水力剪切力所冲刷掉。在实际运行中, 若能保证细菌与载体间的接触充分, 即微生物有时间进行生理代谢活动, 那么不可逆附着固定过程就可发生。

污泥加入反应器中以后, 首先进入附着期。图 2 是附着期载体与流体界面的显微照片, 黑色部分为活性炭。由图可见, 有部分微生物 (如丝状菌等) 已经附着在载体表面。

2.2.2 固定微生物的生长

固定微生物的生长可分为以下几个阶段: 停滞期、对数期、静止期和衰老期。但各阶段之间的界限并不明显, 由于反应器内脱落的生物膜不断被排出器外, 又不停地有底物进入维持新的生物膜的生

长, 因此只要不发生严重的中毒或水力剪切作用过大的情况, 一般来说长好的膜的生物量及膜厚度基本保持不变, 也不会发生大面积的脱膜, 这些特点保证了反应器的操作稳定。

经过不可逆附着以后, 微生物在载体表面获得一个比较稳定的生长环境, 在供氧和底物充足的情况下, 吸附在载体上的污泥中的微生物很快就开始生长, 逐渐形成成熟的生物膜。

图 3 是微生物在载体表面迅速生长时的情景, 由图可见到活性很好的累枝虫。

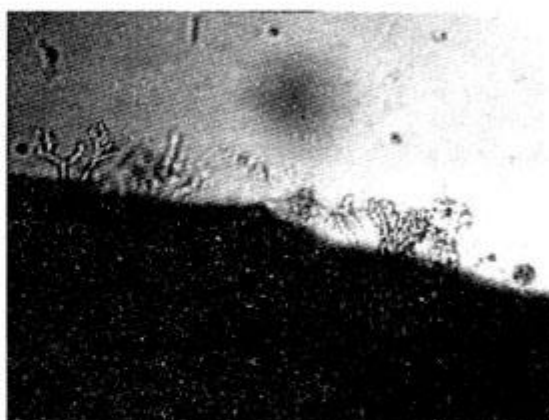


图 2 发生可逆吸附时载体的表面

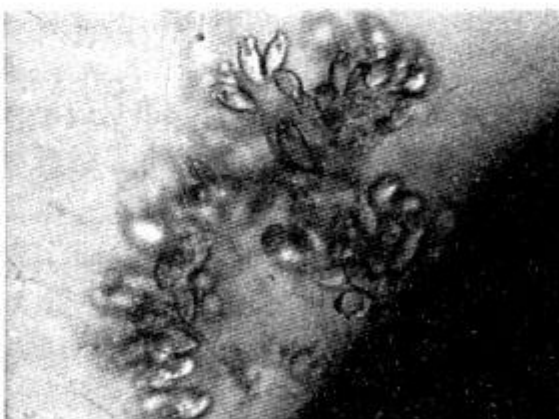


图 3 累枝虫等微生物开始在载体局部大量繁殖

随着培养驯化时间的增长, 在载体表面的生物膜量也不断增长, 逐渐覆盖整个载体表面, 并开始增厚。但生物膜的生长并不均匀, 在载体比较突出的地方, 生物膜比较薄, 而凹处则会长出相当繁盛的菌落, 可见水力剪切对生物膜的生长具有重要的影响。在载体表面附着生长的微生物种类繁多, 除了累枝虫、钟虫外, 还可观察到丝状菌、球菌、杆菌等, 还有一些游泳型的微生物在活动。随着载体上附着了越来越多的生物膜, 载体的表观密度逐渐会下降, 变得更轻, 更容易流态化, 也容易被出水

带出,同时在下降区的载体下降速度有所变慢。

生物膜达到一定厚度以后,再继续增厚已经不多,此时,生物膜进入成熟老化期,对底物的去除保持在一个较为稳定的水平上,是反应器运行的主要时期。此时生物膜的形态如图4所示。

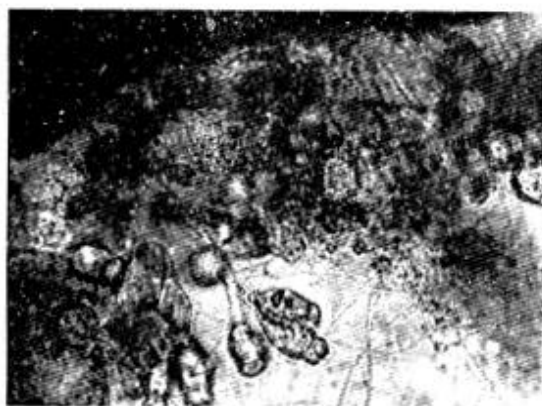


图4 种类繁多的微生物在载体表面形成成熟的生物膜

采用升流式生物膜反应器驯化处理漂白废水时,由于氯化有机物的毒性作用,挂膜时间会比较长,需要30~40d左右,待生物膜生长成熟时,总生物量约为6.5 g/L,附着生物量为3.65 g/L,悬浮生物量为2.85 g/L,生物膜厚度约为100~150 μm 。

2.2 漂白废水的处理效果

通过约40d的驯化处理,漂白废水的比例达到70%,这时的出水较浑浊,含有较多的悬浮的微生物,经沉降放置后,上清液比较清澈,底部有较多的絮体存在。如果后续加以吸附过滤或絮凝处理,就能获得很清澈的出水,甚至达标排放。但若在进水中继续增加漂白废水的比例,生物膜反应器内的微生物已经难以忍受,容易发生大规模的脱膜现象,故保持漂白废水的比例在70%,不再增加。

在漂白废水比例达到70%时,经过生物膜的处理(HRT=6h),出水COD降为360 mg/L左右,BOD降为100 mg/L左右,去除率均达到70%以上,色度去除率达到60%,为600左右,AOX也有超过50%的去除率。

2.3 HRT对生物膜生长的影响

在反应器运行比较稳定,对废水的污染负荷保持着较大的去除率以后,改变流化床的水力停留时间,研究其对处理效果的影响。为了获得比较稳定的结果,不同的水力停留时间均进行4~5d的稳

定处理,实验结果如图5所示:

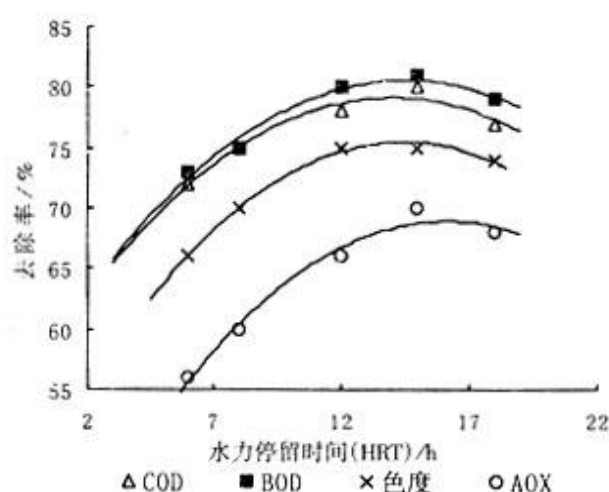


图5 不同HRT对几种污染物去除率的影响

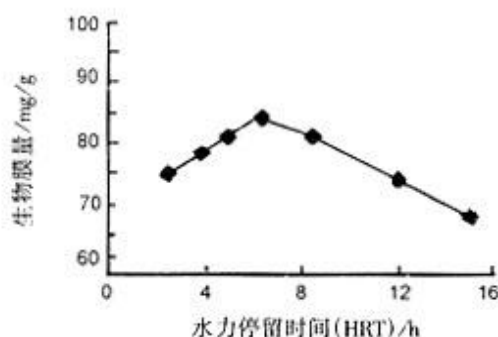


图6 HRT对生物膜量的影响

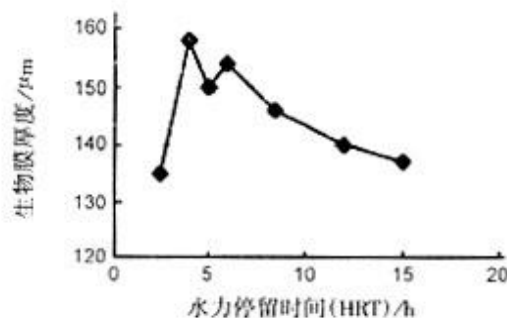


图7 HRT对生物膜厚度的影响

从图5可见,在一定范围内延长水力停留时间,可以使生物膜与污染物充分接触,增强处理效果,改善反应器出水的水质。但长的水力停留时间意味着处理量的下降,或者需要的反应器体积增大,这在工程中有时是很难满足的。而且过长的HRT会导致悬浮微生物生长占据优势,抑制了生物膜的生长和更新,不利于反应器的运行。HRT在一定程度上减少,亦即进水流量在一定程度上增大,会冲走较多的悬浮微生物,在挂膜期间有利于生物膜的生长,使之在与悬浮微生物进行竞争时取得优势。在实际操作中应根据反应器运行的状况和

出水水质的要求来确定最佳的水力停留时间,以保证反应器在最佳的条件下运行。

HRT对生物膜量及生物膜厚度的影响见图6、7。由图可见,在HRT为5~8h时,生物膜的量及厚度也处于最高值,有利于污染物的去除。本研究中,采用HRT为6~8h是较为合理的。

由上面的实验也可以看出,生物膜的量及厚度并不与COD等污染指标的去除率完全对应。在对数生长期,生物膜的厚度和生物量是不断增加的,此时底物的去除率也不断增加,出水COD不断下降,到了成熟期以后,生物膜厚度有时会因为进 waters 水质的波动或者气体流量的不稳定而发生波动,但基本保持稳定。此时COD的去除率已经不与生物膜厚度成直接对应的关系,而更多地决定于底物性质及浓度、水力停留时间、进气流量等因素。

3 结论

(1) 采用气升式生物膜反应器处理含氯漂白废水,当废水比例为70%,进水COD为1200 mg/L左右,BOD为400 mg/L左右,气水比为120:1,水

力停留时间为6h,经过一段时间的驯化挂膜处理以后,可以获得稳定的出水。COD、BOD的去除率均可达到70%以上,色度去除率也达到60%左右,AOX去除率超过50%。

(2) 生物膜生长可分为吸附期和生长期两个阶段,待生物膜生长成熟时,总生物量约为6.5 g/L,附着生物量为3.65 g/L,悬浮生物量为2.85 g/L,生物膜厚度约100~150 μm 。

(3) 在一定范围内延长水力停留时间,有利于提高反应器的处理效果,但会降低处理量。随着水力停留时间的升高,生物膜的量及生物膜厚度均有一个峰值,太高或太低的HRT均不利于生物膜的生长。

4 参考文献

- [1] Eriksson B, et al. Determination of inorganic chlorine compounds and total chlorine in spent bleaching liquors. Svensk Papperstid, 1976, 17: 570
- [2] 王双飞,等. 电位滴定法测定漂白废水中总有机氯化物的研究. 中国造纸, 1997, (4): 43~46

Bio - film Formation Character in Treating Pulp Bleaching Effluent with Bio - fluidized Bed

Xie Cheng Shu Mingjun

Abstract In the treating of chlorine bleaching effluent with Bio - fluidized Bed, the formation of bio - film included two stages: accreting and growing. After domestication in reactor, the removal rates of COD_Cr and BOD_5 can reach 70% or more, removal rate of AOX is more than 50% and chromaticity color about 60%. The ideal hydraulic retention time (HRT) is 6~8h.

Key words Bio - fluidized Bed chlorine bleaching effluent bio - film formation hydraulic retention time

用碳纤维净化河流技术

新日本制铁发表导入使用碳纤维净化河流和湖泊的技术。把加工成直径7 μm 线性的碳纤维上面附着微生物浸在河流等水体中,微生物分解去除水中有机物等污染物质。碳

纤维微生物等附着能力是碳纤维重量的100~1000倍。

洪蔚 《资源环境对策》(日)Vol.37, NO.11, 2001

新型燃煤固硫剂 AG-2 及其应用实例

林进华 余 鸿

(广州市粤首实业有限公司, 广州 510730)

摘 要 介绍用于燃煤锅炉炉内喷钙脱硫的 AG-2 型固硫剂, 及其在广州石油化工总厂脱硫示范工程中获得的技术指标和成本分析。

关键词 固硫剂 燃煤锅炉 脱硫成本

1 概述

中国科学院某所研制的燃煤固硫剂 DCL, 1999 年 9 月在鞍钢第一发电厂 130 t/h 燃煤锅炉中进行了工业试验。当燃煤含硫 1% 左右, $n(\text{Ca}) : n(\text{S}) = 2 \sim 2.5$ 时, 脱硫率可达到 59% ~ 66%, 锅炉热效率降低值可控制在 1% 以内。

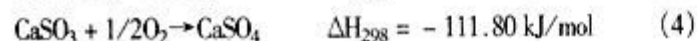
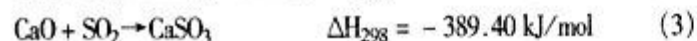
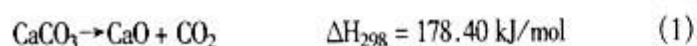
作为合作单位, 我公司在 DCL 固硫剂的基础上, 进一步开发了新型固硫剂, 命名为 AG-2。在广州石油化工总厂的支持下, 在一台 220 t/h 燃煤锅炉上建立了用 DCL、AG-2 固硫剂的示范工程。工程于 2001 年 6 月 5 日投入运行。

2 AG-2 固硫剂的技术特性及其制备

2.1 脱硫原理和技术特性

AG-2 和 DCL 都是以石灰石为基体的固硫剂, 供煤粉锅炉“炉内喷钙”脱硫使用。该法是将固硫剂粉末喷射到锅炉燃烧区温度为 900 ~ 1100℃ 的区域内, 使燃煤产生的 SO_2 转变为稳定的 CaSO_4 固体物质而脱硫。“炉内喷钙”法是最早用于燃煤脱硫的方法, 因其存在两方面问题未能解决而渐被淘汰: 其一是脱硫率和脱硫剂利用率都低; 其二是碳酸钙的分解降低了锅炉的热效率。

“炉内喷钙”法脱硫过程涉及的反应有:



石灰石粉喷入锅炉高温区时, 首先按反应式 (1) 进行热解。在锅炉气氛中, 反应要在 750℃ 以上才能进行, 低于此温度则反向生成 CaCO_3 。 CaO 与 SO_2 的有效反应温度为 900 ~ 1100℃, 适宜温度为 900℃, 在 800℃ 以下脱硫效率急剧下降。石灰石的特性和煅烧条件对固硫率都有较大影响: 石灰石在煅烧后生成的 CaO 如果孔隙率高, 能增大颗粒比表面积, 有利于化学反应。但在高温下石灰石颗粒如果被“烧僵”, 则孔隙被堵塞, SO_2 不能向颗粒内部扩散, 脱硫率急剧下降。石灰石特性之一的活化能最好在 41.87 kJ/mol 左右。根据反应模式计算, 在活化能为 41.87 kJ/mol、 SO_2 浓度为 3000 mg/m^3 、 $n(\text{Ca}) : n(\text{S}) = 2$ 时, 脱硫率可达 65%; 而当活化能为 69.92 kJ/mol、其他条件相同时, 脱硫率仅 25%。但各种石灰石的活化能范围都在 33.49 ~ 75.36 kJ/mol。反应式 (3) 必须在温度低于 650℃ 左右, 气相中 SO_2 的平衡浓度才能达到满足烟气脱硫的要求, 而大约在 1038℃ 时逆向, 说明在高温时按反应式 (3) 脱硫的可能性不大。锅炉内脱硫过程主要按反应式 (2) 进行。反应式 (2) 的平衡常数计算结果表明: 温度低时, 平衡常数高, 脱硫反应率高, 但低温时反应速度太慢; 反应实际在较高温度下进行, 而当温度达到 1160℃ 时, SO_2 平衡浓度达到 2924 mg/m^3 , 脱硫反应不能发生。凡此种种, 传统“炉内喷钙”法难得满足, 故其脱硫效率仅有 30% 左右, 事在必然。

AG-2 燃煤固硫剂引入了催化技术, 在固硫剂中加入了添加剂, 降低了反应 (1) 和 (2) 的活化能, 提高了固硫效率。由于相对增加了 CaSO_4 的生

成量,也就增加了反应热,抵销了部份石灰石分解热,因而减少了对锅炉热效率的负面影响。

石灰石分解是吸热反应,降低了锅炉的热效率。但是,如果综合考虑生成 CaSO_4 的反应热,可作出如下的基本估计。

固硫剂喷入区温度为 $1\,100^\circ\text{C}$, 根据反应 (1)、(2) 的 ΔH_{298} 数据及基尔霍夫积分式 $dH = \Delta C_p dT$, 代入反应的热容增值 ΔC_p 并积分,可算得在 $1\,100^\circ\text{C}$ 下反应 (1) 吸热 $Q = -214.36\text{ kJ/mol}$; 反应 (2) 放热 $Q = 466\text{ kJ/mol}$ 。当脱硫率 69.6%、 $n(\text{Ca}) : n(\text{S}) = 2.5$ 时,总热效应 Q_t (标准煤/硫) 可由下式计算得:

$$\begin{aligned} Q_t &= 0.696Q_2 + 2.5Q_1 \\ &= -211.6\text{ (kJ/mol)} \\ &= -6611.8\text{ (kJ/kg)} \\ &= -0.225\text{ (kg/kg)} \end{aligned}$$

若煤含硫 1.0%, 则锅炉燃烧每吨煤的热损失为 2.25 kg 标准煤 (低位热值 $29\,308\text{ kJ/kg}$), 即热损失率为 0.225%。

此外,固硫剂以常温喷入炉内,升温到 $1\,100^\circ\text{C}$ 时吸热量为 Q_3 :

$$\begin{aligned} Q_3 &= C_p \Delta T = -0.0921 \times (1\,100 - 25) \\ &= -99.0\text{ kJ/mol} \end{aligned}$$

则每公斤硫需喷入的固硫剂之吸热量 $Q_4 = -99.0 \times 2.5 \times 1\,000/32 = -7\,736\text{ (kJ/kg)}$ 或 0.264 (标准煤/硫)。假定固硫剂含 CaCO_3 80%, 则固硫剂升温吸热造成的热损失为 0.33%。

理论计算总热损失 $\Delta Q = 0.225\% + 0.33\% = 0.555\%$ 。

鞍钢 DCL 脱硫,煤含硫 1%, $n(\text{Ca}) : n(\text{S}) = 2.2$, 脱硫率 60%。利用锅炉热效率测定数据,算得热损失为 0.84%。

以上理论计算表明:由于生成 CaSO_4 的反应放热,可部分抵消石灰石分解反应吸热的影响,减少了“炉内喷钙”时锅炉的热损失。

2.2 固硫剂的制备

AG-2 固硫剂的制备过程中,在细磨工序加入助剂。工艺流程如下:



这个制备过程和水泥厂的石灰石破碎、熟料细磨基本相同,工艺成熟。各工序的扬尘可用适当的集气罩收集并送往除尘器净化,可实现清洁生产。

3 技术经济分析

示范装置的构成及其操作,在文献[1]中已有详述。

3.1 技术指标

用 DCL 及 AG-2 固硫剂在示范装置中实际运行,其脱硫率均进行了测定。测定时,操作条件是相同的,只是固硫剂不同。操作条件是:锅炉热负荷 180 t/h , 耗煤量 23 t/h , 煤含硫 0.8%, 所得脱硫率如下:

$n(\text{Ca}) : n(\text{S}) = 2$ 时: DCL 的脱硫率 57.9%, AG-2 为 61.3%;

$n(\text{Ca}) : n(\text{S}) = 2.5$ 时: DCL 的脱硫率 61.3%, AG-2 为 69.6%。

3.2 运行成本测算

该锅炉热电并供,年运行时数 $6\,000\text{ h}$ 。以上述操作条件,运行成本测算如表 1。

表 1 $n(\text{Ca}) : n(\text{S}) = 2$ 时 AG-2 的运行成本测算

项目名称	单 价	小 时 单 耗	单位成本 (元/h)	年总消耗	年总成本 (万元)
固硫剂	120 元/t	1.36 t	163.20	8 160 t	98.00
电 能	0.60 元/kW·h	23.4 kW·h	14.04	140 400 kW·h	8.40
压缩空气	0.077 元/m ³	240 m ³	18.48	140 × 10 ⁴ m ³	11.00
折旧费	-	-	-	-	30.00
修理费	-	-	-	-	12.00
减少排污费	0.15 元/kg	181.2 kg	27.18	1087 t	16.305
运行成本	-	-	238.53	-	143.095

表 2 $n(\text{Ca}) : n(\text{S}) = 2.5$ 时的运行成本测算

项目名称	单 价	小 时 单 耗	单位成本 (元/h)	年总消耗	年总成本 (万元)
固硫剂	120 元/t	1.70 t	204	10 200 t	122.40
电 能	0.60 元/kW·h	26.3 kW·h	15.78	157 800 kW·h	9.40
压缩空气	0.077 元/m ³	240 m ³	18.48	140 × 10 ⁴ m ³	11.00
折旧费	-	-	-	30.00 元	30.00
修理费	-	-	-	-	12.00
减少排污费	0.15 元/kg	205 kg	30.75	1230 t	18.45
运行成本	-	-	277.25	-	166.35

由表 1 和表 2 可得, 脱除 SO₂ 成本为 1 320 ~ 1 350 元/t。国内已运行的各种脱硫装置, 脱硫成本为 1 500 ~ 2 900 元/t。“炉内喷钙”因适用于中、低硫煤, 脱硫率相对较低, 故脱硫成本未能大幅度下降。

锅炉配套机组的发电容量为 50 MW, 按年运行 6 000 h 计算, 发电量为 30 × 10⁷ kW·h/a。运行成本分摊到每度电增加的成本为: $n(\text{Ca}) : n(\text{S}) = 2$ 时, 0.48 分/kW·h; $n(\text{Ca}) : n(\text{S}) = 2.5$ 时, 0.55 分/kW·h。国内各种脱硫装置相应为 2 ~ 4 分/kW·h。AG-2 “炉内喷钙”技术, 因投资省、设备维修工作量小, 其管理费(包括折旧及修理)大为节省, 度电成本增加很少。

3.3 机组规模及煤含硫的影响

表 3 使用 AG-2 固硫剂脱硫装置的经济分析

煤含硫 %	机组规模 MW	基本投资 元/kW	脱硫成本 元/t	电增成本 分/kW·h
0.8	50	120	1 350	0.55
0.9	300	108	1 364	0.63
1.1	300	108	1 340	0.69
1.3	300	108	1 311	0.81
1.5	300	108	1 296	0.92

4 本技术推广应用的意义

我国燃煤脱硫尚处于起步阶段, 目前还没有自

己的知识产权的大、中型脱硫技术装备, 大多数已建的脱硫装置均从国外成套引进。引进装置基本投资大、占地多、运行费用高, 为多数企业难以接受。

DCL、AG-2 固硫剂脱硫是我国拥有知识产权的燃煤脱硫新技术, 在同类的“炉内喷钙”脱硫技术中具有领先水平, 适用于以中、低硫煤为燃料的煤粉锅炉的脱硫。按照国家“十五”计划要求, 在未来 10 年里, 我国 SO₂ 排放总量应削减 10%; “双控区”应削减 20%。按照保守的估计, 如果有 5 000 万 MW 中、低硫煤的电厂锅炉及大、中型工业锅炉采用本技术, 年减排放 SO₂ 可达到 110.5 万 t。本技术能用少的投资解决削减 SO₂ 排放量的问题, 具有现实意义。

本技术还具有占地少 (50 ~ 100 m²); 电增成本低; 无需改造原有的煤粉锅炉; 固硫剂输送喷射装置操作简便、维修量小等优点, 适合我国国情。特别适用于老的电厂或热电站。

5 参考文献

[1] 李广铨. DCL 固硫剂脱硫技术在 220t/h 锅炉的应用. 广州环境科学. 2001, 16 (4): 16 ~ 18
[2] 南京化学工业公司研究院《硫酸工业》编辑部. 1981 低浓度二氧化硫烟气脱硫. 上海科学技术出版社.
[3] 上海医药设计院编. 1996 化工工艺设计手册第二版化学工业出版社.

Application of a New Sulfur - fixation Agent AG - 2 in Coal - burnt Boiler

Lin Jinhua Yu Hong

Abstract The calcium - spraying sulfur - fixation agent AG - 2 utilized in coal - burnt boiler, the technical indexes and running cost analysis of exhibition project in Guangzhou Petro - chemical Plant are described.

Key words sulfur - fixation agent coal - burnt boiler desulfur cost

炉内增钙脱硫若干问题的探讨

黄谦德

摘 要 对炉内增钙脱硫基本反应进行了理论分析。介绍了 3 种作业方式的设备、操作条件和技术特性。对它们在实际应用中的一些技术问题进行了初步探讨。

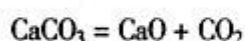
关键词 炉内增钙脱硫 热力学分析 应用

1 概述

炉内增钙脱硫用于燃煤锅炉,以石灰石为脱硫剂,加入炉内。常用作业方式有炉内喷钙、沸腾床增钙和循环流化床增钙。前者属炉内烟气脱硫类型,反应时间短促;后两种为炉内燃烧过程中脱硫,即燃烧与脱硫一体化。

2 脱硫基本反应的热力学分析

2.1 石灰石的热分解



$$\Delta H_{298}^0 = 178.87 \text{ kJ}$$

反应吸热使脱硫剂颗粒周围温度降低,利于 SO_3 和硫酸盐的生成。分解产出的初生 CaO 有很强的吸附能力和反应活性。这些优点是用石灰(CaO)作脱硫剂所不具有的。因此,炉内增钙脱硫均用石灰石作脱硫剂。

利用物质的标准自由焓函数 Φ_T^0 和绝对零度下的标准生成热 ΔH_{0T}^0 ^[1],笔者算得: CaCO_3 分解反应的标准反应热(用盖斯定律计算);积分常数 $\Delta H_0^0 = 176\,400 \text{ J}$;在 $900 \text{ K} \sim 1\,400 \text{ K}$ 温度范围内,反应的平均标准自由焓函数变化值 $\Delta \Phi_{29}^0 = 152.49 \text{ J/K}$ 。由此整理得反应自由焓计算式为:

$$\Delta G_T = 176\,400 - 152.49 T + 19.1\,428 T \lg J_p \text{ (J)}$$

对于 CaCO_3 分解反应,气相中相关气体的实际分压商 J_p 即为炉气中 CO_2 的实际分压或体积浓度。煤粉炉内 CO_2 体积浓度一般为 $11\% \sim 15\%$,故 CaCO_3 的实际开始分解温度见表 1。

因此,炉内增钙脱硫的操作温度可借助炉气

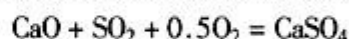
CO_2 浓度的实测值来确定。操作温度必须高于 CaCO_3 实际开始分解的温度。通常有意提高操作温度,以便加速石灰石分解。

表 1 炉内 CO_2 体积浓度与 CaCO_3 分解温度的数值关系

CO_2 体积/%	11	12	13	14	15
分解温度/K	1 033	1 037	1 041	1 045	1 048

2.2 CaSO_4 、 CaSO_3 的生成与分解

这两种盐的生成与分解皆互为逆反应。成盐过程实际上较复杂,可能包括水、亚硫酸参加。热力学只问始末状态,故以总反应进行分析。



$$\Delta H_{298}^0 = -503 \text{ kJ}$$

利用物质的标准生成自由焓 $G_T^{0[2,3]}$,此反应的标准反应自由焓 ΔG_T^0 由下式计算:

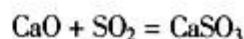
$$\Delta G_T^0 = \sum n_i G_{T(i)}^0 \text{产物} - \sum n_i G_{T(i)}^0 \text{反应物}$$

在 $900 \text{ K} \sim 1\,400 \text{ K}$ 温度范围内,计算结果如表 2。

表 2 $\text{CaO} + \text{SO}_2 + 0.5\text{O}_2 = \text{CaSO}_4$ 的 ΔG_T^0

温度/K	900	1 000	1 100	1 200	1 300	1 400
$\Delta G_T^0/\text{kJ}$	-254.3	-228.1	-202.3	-176.9	-151.8	-127

用 ΔG_T^0 判断反应自发性时,一般认为 $\Delta G_T^0 \leq -40 \text{ kJ}$ 的方向可自发进行。因此,在实际操作温度下,生成 CaSO_4 的反应可自发进行。在更高温度下, ΔG_T^0 值增大,生成反应的热力学趋势减弱;分解趋势加强。



因高温下 CaSO_3 的热力学函数缺乏数据,生成

CaSO_3 的 ΔG_T^0 , 不大于 1 000 K 时用物质的 ΔG_T^0 计算, 见表 3。

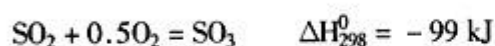
表 3 $\text{CaO} + \text{SO}_2 = \text{CaSO}_3$ 的 ΔG_T^0

温度/K	800	900	1 000
$\Delta G_T^0/\text{kJ}$	-93	-75.2	-57.4

脱硫反应区有足够氧气时, CaSO_3 可进一步氧化成 CaSO_4 。

炉内增钙脱硫应正确选择操作温度, 并创造良好的反应动力学条件, 促使 SO_2 与 CaO 生成稳定的 CaSO_4 、 CaSO_3 进入固体灰渣。炉气中 SO_2 的排放量因此得以削减。

2.3 SO_3 的生成



利用物质的 Φ_f^0 函数, 可求得反应的平衡常数。进而算得不包括局外气体, 仅由 SO_2 、 SO_3 和 O_2 组成的“孤立系统”中 SO_2 的平衡转化率和 SO_3 的平衡浓度。

指定温度下的标准反应自由焐及热力学平衡常数根据下列公式计算:

$$\Delta G_T^0 = \Delta H_T^0 - \Delta \Phi_T^0 T \quad (\text{J})$$

$$\lg K_p = -\Delta G_T^0 / 19.1428 T$$

反应 $\text{SO}_2 + 0.5\text{O}_2 = \text{SO}_3$ 的平衡常数表达式为

$$K_p = P_{\text{SO}_3} / P_{\text{SO}_2} \cdot P_{\text{O}_2}^{0.5}$$

设反应达到平衡时 SO_3 的产量为 X , 则平衡时有关气体的数量为:

$$\text{SO}_2 = 1 - X; \quad \text{O}_2 = 0.5 - 0.5X$$

当系统总压为 1 atm 时, 根据道尔顿分压定律和上述相关式子, 可整理得

$$(1 - K_p^2) X^3 + (3K_p^2 - 3) X^2 - 3K_p^2 X + K_p^2 = 0$$

以指定温度下的 K_p 值代入上式, 可求得在该温度下 SO_3 的平衡浓度和 SO_2 转化率。计算结果如表 4。

表 4 $\text{SO}_2 + 0.5\text{O}_2 = \text{SO}_3$ 平衡计算结果

温度/K	900	1 000	1 100	1 200	1 300	1 400
SO_3 体积/%	61.67	35.76	33.92	8.7	4.08	2.23
SO_2 转化率/%	70.7	45.5	43.5	12.5	6.0	3.3

因此, 较低的温度可获得较高的 SO_2 平衡转化率和 SO_3 平衡浓度, 利于 CaSO_4 的生成。石灰石分解吸热恰好为此创造了条件。

锅炉炉气含 SO_3 很少, 它与 CaO 反应生成 CaSO_4 在宏观上不占重要地位。但是, 由于初生 CaO 对 SO_2 、 O_2 的表面吸附作用, 使 CaO 颗粒周围 SO_3 易于形成且其浓度较炉气中为高, CaSO_4 的生成速度增加。

在石灰石中添加少量某些金属氧化物作催化剂, 因其硫酸盐易分解, SO_3 及 CaSO_4 的生成速度大为增加, 可获得较高的脱硫率。

3 炉内喷钙脱硫 (FSI)

此法在国外应用约有 30 年历史。将磨细至 200 ~ 400 目的石灰石喷入煤粉炉内燃烧区上方 800℃ ~ 1 200℃ 区域内, 并均匀分布在炉膛水平断面上。 $n(\text{Ca}) : n(\text{S}) = 2.2 \sim 3$ 。脱硫率 20% ~ 40%, CaO 有效利用率 < 20%。

FSI 适用于中、低硫煤。但是, 法国 Provence 省某电厂 1 × 600 MW 机组使用含硫 4% 的高硫高钙煤。包括煤中的 CaO , $n(\text{Ca}) : n(\text{S}) = 3.5 \sim 4$, 脱硫率达到 60%。

我国抚顺电厂 1 × 120 MW 机组, 引进芬兰 IVO 公司 FSI 技术。煤含硫 0.54%, 脱硫率 40%^[4]。

广州市粤首实业有限公司广州石化总厂 1 × 50 MW 机组脱硫示范工程, 使用含催化剂的脱硫剂。在脱硫剂用量相对减少的条件下获得较高的脱硫率^[5]。这意味着 CaO 的利用率也有所提高。

4 沸腾床锅炉增钙脱硫

沸腾床锅炉可使用热值较低的煤, 物料在床内停留时间以分钟计数, 对炉内增钙脱硫很有利。华南理工大学陈怀忠、张美玉等人曾用轻工企业下脚料作脱硫剂, 加入催化剂, 混入燃煤中。沸腾炉燃煤 300 kg/h, 煤含硫约 1.3%, 粒度 ≤ 3 mm, 操作温度 950℃ ~ 1 125℃。实测脱硫率 97.7% ~ 99.5%。

据陈怀忠提供的资料, 国外沸腾床增钙脱硫试验获得的脱硫率, 常压沸腾炉为 80% ~ 85%, 加压沸腾炉为 90%。

5 循环流化床锅炉增钙脱硫

循环流化床 (CFB) 锅炉在燃料流态化燃烧的基础上, 附设分离器, 将流化床排出的较粗的颗粒捕集并返回流化床。脱硫剂加入流化床下部并参与

上述“内循环”过程。

美国 Foster Wheeler 公司近年承建一批锅炉蒸发量 68 ~ 410 t/h 的机组。已有多台采用芬兰 Ahlstrom 公司水冷管壁式方形分离器（紧凑型）的大型 CFB 锅炉成功运行；300 MW、600 MW 机组已经完成设计。CFB 锅炉操作温度 800℃ ~ 900℃，燃煤粒度 ≤ 12mm， $n(\text{Ca}):n(\text{S}) = 1.5 \sim 2$ ，石灰石粒度 0.2 ~ 1.5mm，脱硫率 80% ~ 90%； NO_x 产出率仅为煤粉炉的 1/3 ~ 1/4、排放浓度 133 ~ 270 mg/m³[6]。一些电厂的应用情况见表 5

表 5 CFB 锅炉增钙脱硫应用实例[8,9]

电 厂	芬 兰 Voima Oy	加 拿 大 Nova Scotia	波 兰 Turow	波多黎各 Guyama	中 国 内江高坝
规模/MW	1 × 125	1 × 180	2 × 235	2 × 235	1 × 100
煤 S/%	0.9	5	0.6	0.76	3.1
灰/%	10	20	22.5	8.6	22.2
质 H ₂ O/%	9	4	44.1	11.3	9
热值(低)/kJ/kg	28 140	24 280	9 786	27 050	23 500
承建公司	F·W	F·W	F·W	F·W	Ahlstrom

Guyama 电厂还将 2 台机组的烟气合并，在一台大型洗涤器中进一步脱硫[7]。

法国 Provence 省 La·Maxe 电厂 1 × 250MW 的 CFB 锅炉机组 1995 年投产，顺利达到满负荷。该省的煤 $n(\text{Ca}):n(\text{S}) = 1.6 \sim 2.5$ ，曾用 FSI 加尾部烟道喷水活化吸收法中试。烟道上按照 $n(\text{Ca}):n(\text{S}) = 2 \sim 2.5$ 补喷石灰；随后喷水增湿并维持烟气温度 ≤ 60℃。两段脱硫总脱硫率达到 80%。

我国目前已有 800 多台中小型 CFB 锅炉在运行。与国外合作生产的大型 CFB 锅炉造价已经有较大幅度的降低。现在国内订货 125MW 机组已多于 15 台，2003 年起将陆续投产。除高坝电厂外，已投运的 220 t/h CFB 锅炉有杭州热电厂、宁波中华纸厂、大化电厂和辽河电厂[9]。

广东省新会双水电厂计划用 2 × 125MW 的 CFB 锅炉机组代替原有煤粉炉机组。使用无烟煤，含硫 0.4%

广州怡地环保实业总公司曾为广州恒运电厂 210 MW 燃煤机组进行优选方案。建议首选 CFB 锅炉增钙脱硫。煤含硫 0.8%、灰 29%，耗量为 106 t/h。物料衡算得，炉底灰产量 21.62 t/h；电除尘灰 15.51 t/h。设计脱硫率 90%。炉子主体（包括电除尘器）的初投资为 12 000 万元，费效比（以

SO_2 ，计）5 530 元/t，发电成本附加费 0.02 元/kW·h[10]

6 操作控制及应用前景展望

6.1 操作控制

炉内增钙脱硫的主要操作条件有温度、钙硫比值、气固接触状况及反应时间等。炉子工况对脱硫率也有重要影响。应采用先进的仪器和调控手段，对炉子及增钙系统的操作参数进行自动控制。应安装排烟在线监测装置，创造条件实施联网监控。

6.2 应用前景展望

与烟气湿式脱硫相比，炉内增钙脱硫不产生污染废水，排烟温度高而利于排放和扩散，初投资及发电成本附加费用较少，有良好应用前景。

使用新型脱硫剂的炉内喷钙脱硫，因占地少，无须改炉，脱硫率明显提高，初投资和发电成本附加费很少，特别适合我国原有电厂及热电站。在 SO_2 环境容量许可的条件下，对新建煤粉炉机组或仍有较长服务时间的老机组也是适用的。建议在工程设计中，燃煤含硫范围可取 0.6% ~ 1.2%； $n(\text{Ca}):n(\text{S}) = 1.5 \sim 2.5$ ；要求脱硫率 50% 左右。

沸腾床锅炉已大量减少，现有机组可加强除尘或增设烟气脱硫装置，服务期满后改成 CFB 锅炉；也可考虑用于坑口电站。

CFB 锅炉增钙脱硫适用各种燃煤，有高的脱硫率和很低的 NO_x 排放浓度，发展前景良好。此外，它可以处理原煤洗选产出的次煤，是坑口电站的首选方案。产出的灰渣，视其成分和市场需求加以分选、利用或回填矿井采空区。但是，由于炉子结构和燃料准备作业不同，CFB 锅炉脱硫技术不能直接用于煤粉锅炉。

我国火电、工业锅炉长期使用灰份较高的原煤，产生的各种负面影响极为严重，城市电厂尤烈。炉内增钙脱硫若沿用原煤入炉，这些影响将会加重。若片面追求高脱硫率或盲目选用低硫煤，因石灰石的加入，使烟尘比电阻增大、进入电除尘器的 SO_2 浓度过低，将导致原有电除尘器除尘效率下降。对于新建电除尘器，则上述因素使其初投资和运行费用均有所增加[10]。

7 参考文献

- [1] Л.В.Гурвич. Термодинамические свойства индивидуальных веществ, Том I ~ IV. СССР 1978 ~ 1982
- [2] I Barin, O Knacke. Thermochemical Properties of inorganic Substances, 1973
- [3] I Barin, O Knacke, O Kubaschewski. Thermochemical Properties of inorganic Substances, 1977
- [4] 张晔. 中国燃煤电厂烟气脱技术现状和前景展望. 环境保护, 1999, (4):
- [5] 李广铿. DCL 固硫剂脱硫技术在 220t/h 锅炉的应用. 广州环境科学, 2001, 16 (4): 16 ~ 18
- [6] 李明富, 等. 循环流化床锅炉的特点及发现状. 环境保护, 2001, 7
- [7] 黎仁超. 电站用 CFB 锅炉的设计与运行经验. 锅炉技术. 1999, (2)
- [8] 何怀清. 简述燃煤电厂脱硫技术的选择. 环境保护, 1999, (2)
- [9] 秦学. 循环流化床锅炉电厂除灰渣系统调研报告. 除灰技术, 1999, 2
- [10] 黄谦德. 电厂烟气治理技术. 广州环境科学, 1997, 12 (4): 12 ~ 15

The Probe on Calcium Adding and Deulfur in Boiler

Huang Deqian

Abstract The theory of calcium adding and desulfur reaction was analyzed. Probe was done on the equipment, operating condition and technical features of three process styles and their application.

Key words calcium adding and desulfur in boiler thermodynamics analysis application

《广州环境科学》编委会

主 任 傅家谟

副主任 甘海章 赖光赐

委 员 (按姓氏笔划排名)

王作新 刘攸弘 齐雨藻 朱锡海 陈成章 李萍萍 汪晋三 吴乾钊

吴政奇 余国扬 骆世明 姚继业 黄兆源 曾凡棠 彭绍盛

《广州环境科学》栏目编辑

王仁宇 尹伊伟 刘攸弘 李战隆 施性清 黄谦德 董天明

钢铁生产流程 CO₂ 编目分析评价

周和敏 聂祚仁 左铁镭
(北京工业大学材料科学与工程学院, 北京 100022)

摘 要 对钢铁生产的几种流程在研究的系统边界内进行编目分析, 结果表明: 吨铁产品累计 CO₂ 排放量, 直接还原海绵铁 > 高炉铁; 吨钢产品累计 CO₂ 排放量, BF-BOF 流程的粗钢 CO₂ 排放量最大, DRI-EAF 次之, EAF 最小, 吨粗钢累计 CO₂ 排放量 BF-BOF 流程高于 EAF 流程 18%; CO₂ 排放主要在铁前工序, 铁后工序 CO₂ 排放量相对较少, 因此减少铁前工序能耗是减少 CO₂ 排放量的主要矛盾; 由于我国吨钢能耗大于国外先进水平, 导致 CO₂ 排放量高于国外 35% 左右。

关键词 CO₂ 排放 环境负荷 编目分析 钢铁生产流程

由于化石燃料的燃烧, 全球工业生产中 CO₂ 排放量近 200 亿 t/a, 相当于 60 亿 t/a 碳含量, 约占全球 CO₂ 总排放量的 50%。其中火力发电的 CO₂ 排放居于首位, 钢铁生产仅次于发电, 然后是水泥工业。全球性温室效应已引起国际上的广泛注意。

目前全世界粗钢产量超过 8 亿 t, 钢铁生产主要用煤和铁矿资源, 通过煤中的碳还原铁矿得到铁, 碳又作为燃料燃烧, 最终以 CO₂ 气体排放到大气中。因此, 钢铁工业中节能措施和提高热效率是减少 CO₂ 排放的最重要的途径。若全世界都能达到日本钢铁企业的能量利用效率水平, 世界钢铁能耗可以减少 30%, 相当于全球 CO₂ 排放量可减少 2%, 吨钢产品 CO₂ 排放, CO₂ 与粗钢质量比从 2.62 降至 1.60, 减少了 39%。随着能量利用效率的进一步提高, 采用精料技术及新的冶金工艺改进, 节能的潜力还有 1/3 可以发掘, 因此, 可望到 2005 年 CO₂ 排放将进一步降低 12% ~ 18%。但要继续减少 CO₂ 排放有些困难, 因为要将铁从矿石中还原出来, 必须满足最小生铁碳当量要求 430 kg/t。

1 几种流程中的 CO₂ 排放分析

1.1 燃料的 CO₂ 排放系数

钢铁生产及火力发电的 CO₂ 排放系数计算结果见表 1 所示。

表 1 燃料和火力发电的 CO₂ 排放系数

能源种类	CO ₂ 排放量 kg/kg	燃料种类	CO ₂ 排放量 kg/kg	燃料种类	CO ₂ 排放量 kg/m ³
无烟煤	2.75	重油	3.14	焦炉煤气	0.72
动力煤	2.85	焦油	3.508	高炉煤气	0.816
洗精煤	2.86	柴油	2.64	转炉煤气	1.673
冶金焦炭	3.15	汽油	2.51	发生炉煤气	0.662
1kW·h 火电 1.615(kg/kW·h)					

注: 表中 CO₂ 排放系数, 根据燃料中 C 燃烧计算得到。

2.2 研究边界范围

对生产规模和生产流程基本相同的某两个钢厂(T 钢厂和 H 钢厂) 高炉转炉工艺流程进行调研, 边界范围如图 1 所示。电炉普钢流程和直接还原-电炉流程(特钢) 研究边界范围分别见图 2、图 3 所示。这几种流程工序使用的燃料种类和能耗见表 2、3 所示。

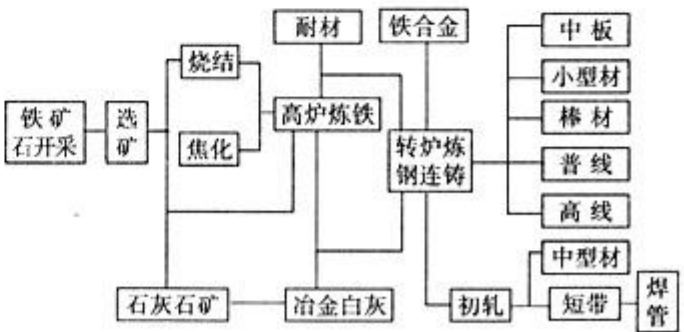


图 1 高炉-转炉流程(BF/BOF)CO₂ 排放的边界界定

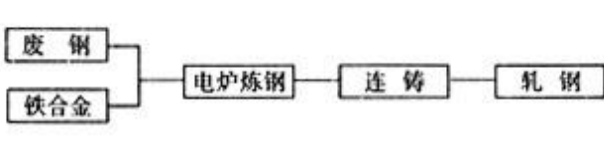


图 2 电炉钢流程(EAF)普钢 CO₂ 排放边界



图 3 直接还原-电炉流程(DRI/EAF)CO₂ 排放边界

表 2 高炉-转炉流程工序能源消耗 (/t-工序产品)

kg

燃料种类	石灰 石开采	石灰 煅烧	高铝砖 烧结	铁合金 硅铁	铁矿 开采	铁矿 精选	烧结	焦化	高炉炼 铁	转炉 炼钢	初轧	轧材 平均
重 油			285.09								32.469	23.909
焦 油											11.727	11.319
汽 油	0.136		3.79		0.051	0.447						
柴 油	0.732		13.455		0.044	2.868				1.832		
洗精煤								1395.2				
无烟煤							9.252		74.662			
动力煤		80.578	260.644		1.8	20.563		13.099	7.144			11.452
冶金焦/kg		80.947		797.76		0.009	44.385		520.588	0.143		
焦炉煤气/m ³						5.588	195.94	0.424				
高炉煤气/m ³						76.26	300.11	854.677				
转炉煤气/m ³										15.13		14.324
电耗/kW·h	8.214	31.93	413.44	8 268.45	25	80.287	41.67	30.945	44.537		39.87	
回收能源									- 5.994	- 2.97	- 3.693	- 3.247
工序能耗	7.336	148.13	932.028	4 106.4	11.524	51.966	82.2	173.477	484.6	36.3	73.9	103.8

注：焦化工序吨焦回收焦炉煤气 389.21 m³，高炉炼铁工序吨铁回收高炉煤气 1 924.44 m³，转炉炼钢工序吨钢回收转炉煤气 39.34 m³，在工序能耗计算中已扣除，以上气体均为标态下体积。表中回收能源主要指回收余热，以标煤计。

表 3 电炉普钢流程和直接还原-电炉流程工序能源消耗 (/t-工序产品)

kg

燃料种类	电炉普钢炼钢			直接还原-电炉流程			
	电炉普钢	铸造	直接还原	电炉炼钢	连铸	热轧管	管加工
重 油		4.697			1.59	81	
柴 油	0.312	0.137			3.355	21	28.52
还 原 煤			732				
无 烟 煤			314				
动 力 煤		8.212					
冶 金 焦	0.491	12.44					
电耗/kW·h	520.84	45.038	141.52	600	8.5	168.4	67.293
回收能源			198.66				
工序能耗	223.9	57.2	752.25	252.35	2.42	228.01	99.75

注：表中回收能源主要指回收余热蒸汽，以标煤计。

3 钢铁生产系统 CO₂ 排放量评价

3.1 铁生产 CO₂ 排放量评价

工序过程计算中，工序直接 CO₂ 排放量系指该工序燃料燃烧或矿石分解产生的 CO₂ 排放量，间接 CO₂ 排放量系指本工序由于电耗（火电）带来的 CO₂ 排放量。

累积 CO₂ 排放量指由生产该工序产品所需各种原料带来的 CO₂ 排放累积量加上本工序直接和间接 CO₂ 排放量之和。将各工序的用料系数和辅料进行综合计算，得出各工序产品的累计 CO₂ 排放量。

通过对高炉流程和直接还原流程铁生产 CO₂ 排放量计算，得到工序过程 CO₂ 排放量和产品累计 CO₂ 排放量数据，如图 4 所示。

由图 4 可以看出，高炉炼铁工序直接 CO₂ 排放

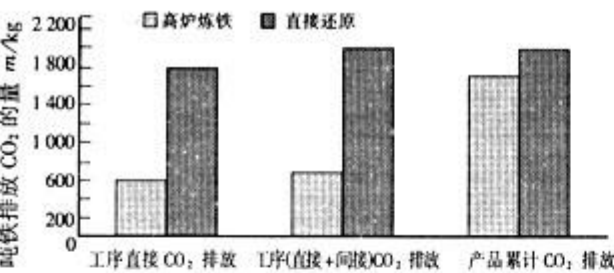


图 4 几种流程的吨铁 CO₂ 排放量比较

量只相当于直接还原工序的 34.4%，吨产品累计 CO₂ 排放量也低于直接还原铁。高炉流程工序较多，产品累计 CO₂ 排放量主要是由烧结矿和焦碳带来的 CO₂ 排放量。

3.2 粗钢生产 CO₂ 排放量评价

图 5 为高炉-转炉工序转炉钢与废钢-电炉工序的电炉钢和直接还原-电炉工序的电炉钢的工序过程 CO₂ 排放量和产品累计 CO₂ 排放量数据对比。

由图 5 中可知，转炉炼钢工序直接和间接 CO₂ 排放量最小，电炉炼钢次之，DRI 流程的电炉最大，从钢产品累计 CO₂ 排放量来说，结果就有所不

同，BF-BOF 流程的粗钢 CO₂ 排放量最大，DRI-EAF 次之，EAF 最小。以上均不包括废钢所携带的 CO₂ 排放量，因为废钢是作为回收资源再利用。从以上结果看，如以 CO₂ 排放量作为衡量指标，应当优先发展电炉钢。

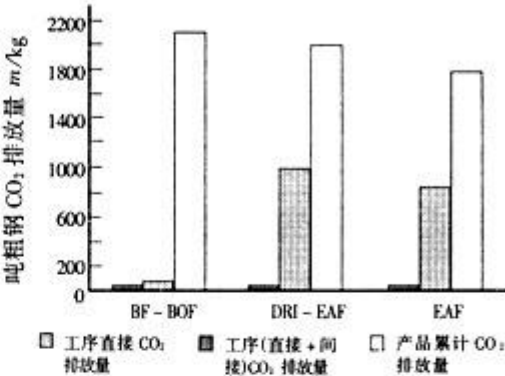


图 5 几种流程的吨粗钢 CO₂ 排放量比较

3.3 钢材产品生产 CO₂ 排放量评价

各轧钢工序的直接 CO₂ 排放量、工序合计 CO₂ 排放量（含电耗折算的 CO₂ 排放量）和产品累计 CO₂ 排放量计算结果，见表 4、表 5。

表 4	T 钢厂 BF-BOF 流程轧钢工序及成品的 CO ₂ 排放量							kg/t
工序过程	初轧坯	小型材	棒材	普线	高线	中型	短带	焊管
工序直接 CO ₂ 排放量	143.09	216.99	215.54	189.746	99.736	163.82	313.91	0
工序合计 CO ₂ 排放量	207.48	341.955	340.641	350.529	295.49	238.574	461.235	44.666
产品累计 CO ₂ 排放量	2 424.389	2 595.142	2 581.515	2 675.278	2 483.810	2 786.607	2 675.832	2 850.276

表 5	DRI-EAF 流程轧钢工序及成品的 CO ₂ 排放量		kg/t
工序过程	热轧管	管加工	
工序直接 CO ₂ 排放量	306.01	75.293	
工序合计 CO ₂ 排放量	577.976	183.971	
产品累计 CO ₂ 排放量	2 983.075	3 307.250	

由表 4 中可知，在 BF-BOF 流程中带钢生产工序直接 CO₂ 排放量最大，焊管最小，因为焊管只消耗电力，除此之外高线最小，并且只相当于普线的一半；从产品累计 CO₂ 排放量来看，焊管>中型材>短带>普线>小型材>棒材>高线。因此，对于线材产品来说，应以高线淘汰普线，以减少 CO₂ 排放量。

比较 BF-BOF 流程和 DRI-EAF 流程可知，焊管的 CO₂ 排放量小于无缝管，小 5% 左右；在能够以焊管代替无缝管时，从减少大气的温室效应来考

虑，尽可能采用焊管。但由于 BF-BOF 流程是以生产高质量的石油套管为主，因此还需要综合考虑其他因素。

3.4 CO₂ 排放量与国外比较

从各流程吨钢、吨材的 CO₂ 累积排放量来看，我国与发达国家相比还有较大差距。国外吨粗钢 CO₂ 累积排放量均小于 1 600 kg（日本 Mizushima），而我国吨粗钢 CO₂ 累积排放量转炉钢为 2 102 kg，电炉钢为 1 980 kg，分别比国外高 31.4% 和 23.75%。国外吨材 CO₂ 累积排放量均小于 2 000 kg（Thyssen 为 1 880 kg），而我国吨材 CO₂ 累积排放量均大于 2 000 kg，平均为 2 539 kg，高于国外 35% 左右。主要原因是我国吨钢能耗比国外高 30% 左右，因此我国减少吨钢 CO₂ 排放量还大有潜力可挖。

根据以上工序过程和产品的 CO₂ 排放量，与国

外相比, 参照排放指数模型: 将国外数据作为评价 CO₂ 排放指数 $x_i = c_i/S_i$ 。将结果列于表 6。
标准 S_i , 我国各工序或产品 CO₂ 排放量为 c_i , 我国

表 6 工序过程或产品的 CO₂ 排放指数

工序 或 产品	BF - BOF								EAF 均值	DRI - EAF 无缝管
	粗钢 平均	焦炉	高炉	型材	棒材	线材	板材	管材		
c_i	2.102	1.131	0.685	2.595	2.581	2.484	1.975*	2.850	0.866	2.983
S_i	1.77	1.021	0.455	2.04	2.04	2.04	2.04	2.45	0.59	1.54
x_i	1.188	1.108	1.505	1.272	1.265	1.218	0.968	1.163	1.468	1.937

注: 该数据为 H 钢厂流程, 因 H 钢厂无采矿、选矿, 铁精矿粉为外购没包括在内。

4 结 论

- (1) 高炉炼铁生产工序直接 CO₂ 排放量小于煤基直接还原铁工序。而对于吨铁产品累计 CO₂ 排放量而言, 直接还原海绵铁 > 高炉铁。
- (2) 单指转炉炼钢工序生产直接 CO₂ 排放量小于电炉工序, 但吨粗钢产品累计 CO₂ 排放量看, BF - BOF 流程粗钢 > DRI - EAF 流程 > 废钢 EAF 流程。废钢 EAF 流程对减少温室效应有优势。
- (3) CO₂ 排放主要是铁前工序, 铁后工序 CO₂ 排放量相对较少, 因此减少铁前工序能耗是减少 CO₂ 排放量的主要矛盾。
- (4) 我国的吨钢能耗大于国外先进水平, 因而 CO₂ 排放量高于国外 35% 左右。

5 参 考 文 献

[1] Yoshikuni Yoshda. Steel gets power to go green, Steel Times, 1998, (10): 368
[2] 社团法人日本鐵鋼連盟. 气候变动問題を巡る最近の动向. 铁钢界, 1997, (6): 2~6
[3] 社团法人日本鐵鋼連盟. 铁钢业的环境保全に关する自主行动计划. 铁钢界, 1997 (6): 7~11
[4] 瀬津行雄. 铁づくりと环境に思ろ. 电气制钢, 1997, 68 (4): 223~225
[5] Y Shinohara. Steel industry measures to reduce carbon dioxide emissions. Encosteel World Conference. 611~612
[6] Jurgen A Philipp. State and future prospects of environmental control in the iron and steel industry. Asia steel international conference, 2000

Assessment on CO₂ Life Cycle Inventory in Iron and Steel Process

Zhou Heming Nie Zuoren Zuo Tiejong

Abstract The life cycle inventory of CO₂ emission for several processes of iron and steel making was studied. The results showed that the accumulative CO₂ emission per ton DRI is more than that of BF - iron and molting reduction iron; the accumulative CO₂ emission per ton crude steel for BF/BOF process is the highest figure which is 18% more than EAF processes, while DRI/EAF ranks in the middle. The CO₂ emission concentrates in the process before iron - making, therefore how to reduce energy consumption before iron - making is the key to reduce CO₂ emission. Due to the higher energy consumption, the accumulative CO₂ emission per ton crude steel in China is 35% higher than advanced level in other countries.

Key words CO₂ emission environmental load inventory iron and steel process



更 正

2001 年 1 期 19 页文中更正如下:
左栏第 1 行 “I - II 卷”, 改为 I - IV 卷; 第 3 行 “Φ₁T”, 改为 ΔΦ₁T; 第 8 行 “Φ₁”, 改为 ΔΦ₁;
表 2 “1400K” 栏第 2 行 “49.24”, 改为 495.25。

生活垃圾转化生物有机肥及其对土壤的影响

程金平 张兰英

(吉林大学朝阳校区环境与资源学院, 长春 130026)

李展强

(地矿部广东省中心实验室, 广州 510080)

郑 敏

(上海交通大学生命科学技术学院, 上海 200240)

摘 要 文章主要阐述了生活垃圾转化生物有机肥的工艺流程、工艺参数及堆肥过程中温度和微生物的关系, 对反应动力学也进行了简单的分析, 并说明了生物有机肥对土壤的影响。

关键词 生活垃圾 生物有机肥 堆肥 土壤

1 基本概念^[1-3]

目前较成熟的垃圾处理方法有 3 种: 填埋法、焚烧法和堆肥法。利用先进的生物工程技术将生活垃圾中可分解的有机质, 转化成高效的生物有机肥回归大自然, 以确保人类生活的品质, 已成为当今环境保护与资源利用的重大课题。另一方面, 我国多数地区因长期施用化学肥料已使土壤生态环境、土壤理化性状及土壤营养元素比例严重失调, 土壤板结加剧, 根际土壤微生物优势种群数量减少, 并在一定程度上对农产品品质造成了污染。生物有机肥是根据根际土壤微生物生态学和植物营养生理学原理, 采用现代生物发酵工程技术研制而成的一种新型微生物肥料。它是以多功能微生物活性菌(固氮菌、解磷菌、解钾菌等)为核心, 以垃圾为载体, 再配以少量的有机养分及微量元素合理组合, 利用微生物快速的新陈代谢作用及高效的发酵作用, 将垃圾中所有能分解的有机质在短时间内转化成稳定状态的高效生物有机肥。这种新型生物肥料既能向农作物供肥又能向作物根际土壤中引植有益微生物优势群体, 达到肥田壮菌、促生防病、优质高产的目的。

2 生活垃圾转化生物有机肥

2.1 生活垃圾转化生物有机肥工艺流程^[4]

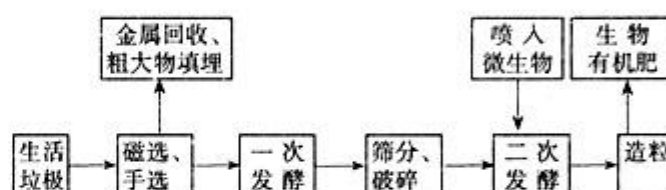


图 1 生活垃圾转化生物有机肥工艺流程简图

2.2 生活垃圾转化生物有机肥工艺参数^[4-6]

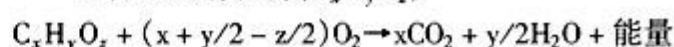
表 1 生活垃圾转化生物有机肥工艺参数

参 数	一次发酵	二次发酵
含水率/%	45 ~ 55	< 20
有机质/%	40 ~ 60	
C:N	25:1 ~ 30:1	< 20:1
通风量/m ³ /min	0.1 ~ 0.2	0.1 ~ 0.2
温度	45℃ ~ 65℃	< 45℃
pH	7.5	7.5 ~ 8.5
发酵周期/d	10	10 ~ 18

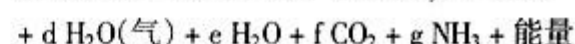
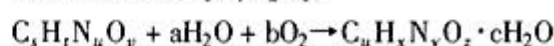
2.3 生化反应计量方程式

(1) 有机物氧化

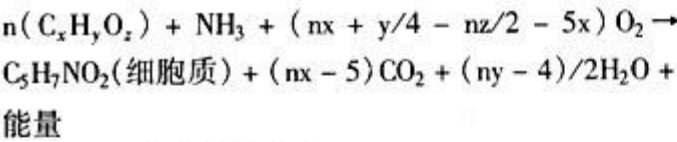
不含 N 的有机物($C_xH_yO_z$)



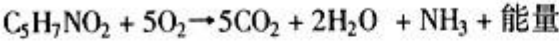
含 N 有机物($C_xH_yN_uO_v$)



(2)细胞物质的合成(包括有机物的氧化)



(3)细胞物质的氧化



2.4 动力学分析^[7,8]

在堆肥化过程中,微生物附着于有限水分的固体物料,固体底物的降解需要进行一系列相当复杂的变化过程,如固体底物的增溶、溶液化的底物扩散、氧在颗粒空隙间和微生物内的输送、微生物对底物的氧化等,各作用过程都可能成为好氧堆肥化总过程的动力学主要限率因素。堆肥化动力学还没有发展到象污水处理动力学那样能将各种限率因素都综合进数学模型的程度,但对限率因素的各过程分别建立相应的动力学模型还是可能的。Roger Tim Hang 曾推导了描述堆肥化底物增溶过程的类似 Monod 方程的动力学模型:

$$ds/dt = -KA_vX/(K_x + X)$$

ds/dt 为挥发性固体的水解速率, K 为最大水解速率, A_v 为底物每单位容积的有效表面积 (酶的有效结合部位), X 为微生物浓度, K_x 为微生物浓度的半速度系数。该方程有助于解释好氧堆肥化不同阶段的反应速率为何存在显著差异。

2.5 堆肥温度与微生物的关系

表 2 堆肥温度与微生物生长关系

温度/℃	温度对微生物生长的影响	
	嗜温菌	嗜热菌
20~38	激发态	不适用
38~45	抑制状态	开始生长
45~55	毁灭态	激发态
55~60	不适用 (菌群衰退)	抑制状态 (轻微)
60~70	-	抑制状态(明显)
70 以上	-	毁灭期

随着温度的变化微生物相的变化为:细菌、真菌—纤维素分解菌—放线菌—木质素分解菌

2.6 生物有机肥质量标准

产品质量标准:(1)有益菌>0.18 亿个/g (2)杂菌率<12% (3)水分 20%~33% (4)有机质>

20% (5)酸碱度: pH=6.2~7.5 (6)筛余物(颗粒<20 目) 0.18 mm (7)有效期 12 个月(参照农业部行业标准 NY227-94 制定本标准主要技术指标)。

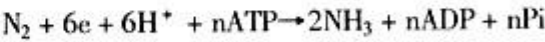
3 生物有机肥与土壤肥力

施用化肥,包括施用无机复合肥,虽然能够暂时增产,但目前反映出来的是使土壤板结、沙化,水土流失严重,植物根须短,既不抗旱,又不抗涝,也不抗风;土壤中的有益微生物被杀死,良田变成没有活力的病土,遗患无穷。施用生物有机肥由于减少了化肥对土壤养分、结构等方面的不良影响,同时又使微生物的活动能力得到增强,所以相对改善了土壤的理化性质并提高了土壤中某些养分的含量和有效性。生物有机肥是熟化土壤,培肥地力的特效肥料,是解决当前制约农业生产继续稳产高产的关键问题。世界上发达国家已广泛施用生物有机肥,尽量降低化学肥料施用量。

3.1 生物有机肥对土壤养分贮量及有效性的影响

3.1.1 生物有机肥中的固氮菌

生物有机肥中的微生物有传统的固氮菌,它将空气中的 N₂ 还原为可被生物吸收利用的 NH₃。据有关资料估计^[9],全球每年生物固氮作用所固定的氮素大约为 130×10⁹ kg/a,而工业和大气的固氮量则少于 50×10⁹ kg/a,即依靠生物所固定的氮素是工业和大气固氮量之和的 2.6 倍,因此开发生物有机肥是充分利用空气中氮素的一个重要方面。固氮作用的机理,用方程式表示:



固氮微生物通过电子传递将电子转运给固氮酶进行还原作用,将大气中的 N₂ 转化成作物可以利用的氨。利用生物固氮作用不仅大大节约了工业能源,也减少了氮肥生产和施用中对环境的污染,并提高了氮的利用率。

3.1.2 生物有机肥中的解磷菌、解钾菌

生物有机肥中有解磷菌、解钾菌,为作物吸收磷、钾元素起到重要的作用,也是保持和提高土壤氮、磷元素贮量的有效措施。作物对土壤中磷、钾等矿物养分的利用能力较差,且磷、钾等肥料的利用率也较低;磷肥当季作物利用率大多不到 20%^[9];钾肥当季作物利用率一般也在 40% 以下。

所以将土壤中的无效态磷、钾转化成可供作物吸收利用的有效态养分,一直被研究者所关注,生物有机肥料无疑为其提供了前提条件。解磷微生物使土壤中的含磷有机物核酸和卵磷脂分解释放出磷酸。

土壤中磷的吸附与解吸、沉淀与溶解是土壤中磷转化的重要化学过程。生物有机肥能提高磷有效性的机理,主要是它在土壤的吸附和解吸中起重要作用。生物有机肥中的钾细菌可以分解象长石、云母等原生态矿物,使难溶于水的钾转化为植物能吸收利用的有效钾,同时还能分解土壤和矿物中难被植物吸收的无效磷为有效磷。钾细菌的作用机理还不清楚。

生物有机肥中还有分解纤维素菌、分解木质素菌、抗生素等。微生物分解纤维素是先以纤维素酶水解纤维素产生纤维二糖,再在纤维二糖酶的作用下分解为葡萄糖,然后葡萄糖在有氧或无氧条件下进行分解。生物有机肥中的微生物对土壤养分贮量(包括微量元素)及作物生长和抗虫害等方面起重要的作用。

3.2 生物有机肥对土壤有机质的影响

土壤有机质是保证土壤肥力的重要因素。土壤有机质含量处于微生物腐解有机质和不断分解原土壤腐殖质的动态平衡中。施用生物有机肥通过形成有机无机复合体和微团聚体,既提高了土壤有机质的数量,又能更新和活化老的有机质,改善腐殖质品质,从而全面提高土壤肥力^[10]。胡敏酸是腐殖质的主要组成成分,安胜姬、张兰英(安胜姬博士论文)等通过对胡敏酸的光学性质研究认识到:通过施用生物有机肥,可以使土壤胡敏酸结构特征发生规律性的变化。这种规律一致表明了分子结构变得简单,氧化度和缩和度、芳香度下降,木质素特征和脂肪结构特征的比例增加,使胡敏酸向年轻化发展。胡敏酸结构的年轻化是土壤腐殖质更新和活化的表现,对土壤肥力有积极作用,它也从理论上证明了施用生物有机肥后土壤得到培肥的现象。

3.3 生物有机肥能改善土壤的理化性质

施用生物有机肥能在一定程度上改善土壤的理化性质。施用生物肥料,由于减少了化肥对土壤养分、结构等方面的不良影响,同时又使微生物的活

动能力得到增强,因而改善了土壤的理化性质,并提高了土壤中某些养分的含量和有效性。

生物有机肥归纳有以下作用:(1)增进土壤肥力;(2)营养全面,肥效持久;(3)增强植物抗病、抗旱能力;(4)产生植物激素,促进作物生长;(5)改良土壤,疏松保肥;(6)改善作物品质,降低硝酸盐及重金属含量。

4 结语

处理垃圾要选择适合我国国情的技术方法,我国是农业大国,长期使用化肥已对土壤造成破坏,而且生产化肥过程中产生大量的“三废”,严重影响环境。所以,发展生物有机肥是农业可持续发展的最佳出路之一。

我国幅员辽阔,可根据各地具体情况选择堆肥,或施用颗粒生物有机肥。要实现这个目标,还有赖生活垃圾的分类收集或分选;改变我国现有的肥料使用政策。

5 参考文献

- [1] 王庆仁,李继云.论合理施肥与土壤环境的可持续发展.环境科学进展,1999,7(2):116~124
- [2] 魏源送,王敏健,王菊思.堆肥技术进展.环境科学进展,1999,7(3):11~21
- [3] 徐庆元,徐长法,陈全明.城市生活垃圾发酵制肥.四川环境,1999,18(4):12~16
- [4] 陈世和,张所明.城市垃圾堆肥原理与工艺.上海:复旦大学出版社,1990
- [5] 喻泽斌,杨国清.城市生活垃圾复混肥示范工程工艺设计.环境污染与防治,1999,21(3):7~9
- [6] 陈海滨.城市垃圾堆肥处理厂技术经济评价指标.武汉城市建设学院学报,1996,3(3):73~78
- [7] 陈朱蕾.城市垃圾二次好氧性堆肥工艺的若干设计方程.应用与环境生物学报,1999,(5):113~116
- [8] 顾夏声.废水生物处理数学模式.北京:清华大学出版社,1982
- [9] 曾稀柏,刘国栋.生物肥料与我国农业可持续发展.科技导报,1999,(8):55~57
- [10] 安胜姬,张兰英,郑松志,等.生活垃圾转化高效生物有机肥料的肥效研究.环境科学研究,2000,13(3):47~50

(下转第33页)

3 注意事项

(1) 根据样品 pH 值, 确定磷酸的用量, 使蒸馏液 pH 值达到要求。

(2) 控制蒸馏速度为 2 ~ 4 mL/min。过慢, 则浪费分析时间, 过快, 则易使氰化物损失。

(3) 如有较多挥发性酸被蒸出, 应增加吸收液中 NaOH 的加入量, 使定容后的馏出液 pH = 12.40。

(4) 测定体系的 pH 值在 6.8 ~ 7.5 范围内, 吸光度最大, 超出此范围, 吸光度均显著降低。因此, 应较为严格地控制所吸取样品和磷酸盐缓冲溶液的 pH 值。如用煮沸的蒸馏水配制磷酸盐缓冲溶液, 可在冰箱中保留较长时间。

(5) 氯胺 T 颜色如果变为淡黄色, 则说明其中活性氯已经损失。使用这种试剂, 常出现不显色或是灵敏度低等现象 (加大试剂用量也是如此), 故购买时应注意。氯胺 T 应放置于冰箱中避光保存, 以防止其中活性氯的损失。

4 参考文献

- [1] 国家环境保护局科技标准司. 水环境分析方法标准工作手册 (上册)
- [2] 林静奎. 用灭菌净代替氯胺 T 测定氰化物 [J]. 广东环境监测与管理, 2001, 11 (2): 35
- [3] 奚旦立, 孙裕生, 刘秀英. 环境监测 [M]. 北京: 高等教育出版社, 1996.69

On the Determination of Cyanide by Using Iso - Nicotinic Acid and Pyrazolone Spectrophoto Method

Wang Shu

Abstract The determination of cyanide by using sodium hypochlorite as alternative active chlorine agent was studied in the paper. The measuring condition and the influence on result with these two agents was compared. Distillation pretreatment had been improved and the attentive items in course of iso - nicotinic acid and pyrazolone spectrophoto method were discussed.

Key words iso - nicotinic acid and pyrazolone spectrophoto method determination of cyanide standard detection half analysis detection Substitution detection



上接第 27 页

The Transform of City Garbage to Bio - organic Fertilizer and its Influence on Soil

Cheng Jinping Zhang Lanying Li Zhanqiang Zheng Min

Abstract The process flow, parameters of transform the city garbage to bio - organic fertilizer and relationship between temperature and microbe during piling are described. The reaction dynamics and the influence of bio - organic fertilizer on soil are analyzed.

Key words city garbage bio - organic fertilizer pile fertilizer soil

居民住房内的氡气辐射污染问题

胡国辉

(中国广州分析测试中心, 广州 510070)

孔令丰 张春旻

(暨南大学物理系, 广州 510632)

摘 要 氡是天然放射性惰性气体, 是铀系衰变链中的一个衰变产物。文章简要介绍了对氡辐射危害的认识过程, 综合分析了住房内氡气辐射时的水平及其监测方法, 提出了降低住房内氡气浓度的方法和措施。

关键词 氡 行动水平 相对危险度

1 对氡气危害认识的历史

15、16 世纪, 德国的斯尼伯格和亚希莫夫地区, 开采银矿的矿工常患肺疾病死亡, 被称为“斯尼伯格肺疾病”, 直至 19 世纪才被确认为肺癌。肺癌和吸入氡气的关系, 只是在居里夫妇发现镭以及其衰变产物钋以后, 通过长时间的矿工肺癌患者队列的组织解剖研究, 并随剂量学研究的进步, 特别是完成了有关钋和钍衰变产物在肺中的沉积和滞留实验, 给出肺部支气管上皮细胞平均 α 剂量的定量估计之后, 才确认肺癌是由氡子体的 α 粒子在肺支气管上皮靶细胞的辐射所致^[1]。

在矿井高浓度氡气情况下, 通过矿工肺癌患者队列的大量研究, J H Lubin 对流行病调查结果进行汇总分析, 得出了矿工受氡气及其子体辐射与肺癌的相对危险度^[2]; 不少学者^[3,4]还建立了有关用于辐射防护目的的呼吸道模型, 详细描述氡子体在肺部的沉积、廓清和剂量吸收情况。人类为认识氡气及其子体的危害, 经历了数百年时间。

2 住房内的氡气辐射污染问题

氡气是天然放射性惰性气体, 是铀系衰变链中的一个衰变产物。在室外空气中, 氡气被稀释到很低浓度, 不存在危害。首先提出住房内氡浓度偏高问题是 20 世纪 60 年代, 美国西部一些用铀矿废物或其污染物作建材所建造住房, 发现住房内氡气浓度较高; 在天然高本底地区, 用当地材料建造的住

房, 住房内氡气浓度也会相应偏高, 特别是 20 世纪 90 年代美国总统克林顿发表了有关居民住房内氡危害的信件后, 美国各州都相应成立了有关居民住房内氡的咨询和服务机构, 测氡的各类仪器也相继推出, 住房内氡浓度问题逐渐为人们所关注。

由于地域环境、住房建材、室内装饰和生活方式的不同, 住房内氡浓度水平相差很大, 从几个 Bq/m^3 到几万 Bq/m^3 不等, 但大多数住房内的氡浓度水平是不高的。

关于住房内氡的危险度, 由于其浓度不高, 不可能从高浓度的矿工队列的流行病学的结论中外推得到; 其最保守, 同时也是最可靠的办法是在住房氡浓度约在 $150 \text{ Bq}/\text{m}^3$ 水平的居民的肺癌患者流行病学的调查研究中得出。表 1 是初步的统计结果^[5]。

表 1 流行病学研究对氡辐射相对危险度的估计

国家	氡浓度 Bq/m^3	样本量(肺癌病例)		相对 危险度	95%置 信水平的 置信区间
		样本	对照		
芬兰 I	211	238	434	1.30	1.09 ~ 1.55
美国 I	22	433	402	1.83	1.15 ~ 2.90
瑞典 I	128	210	400	1.83	1.34 ~ 2.50
瑞典 II	107	1 281	2 576	1.20	1.13 ~ 1.27
芬兰 II	961	517	517	1.01	0.94 ~ 1.09
加拿大	120	738	738	0.96	0.86 ~ 1.08
美国 II	67	538	1 183	1.12	0.92 ~ 1.36
中国	85	308	362	0.84	0.78 ~ 0.91
总合分析	150	4 263	6 612	1.14	1.01 ~ 1.30

住房内氡的辐射防护, 国际放射防护委员会

(ICRP) 的观点近年来有个转变的过程。氡辐射属于天然辐射, 在 1977 年的 ICRP 第 26 号出版物中^[7], 把人类活动使其“增强”的天然辐射和“正常”的天然辐射分开, 辐射防护只考虑前者而不考虑后者, 实际上这两者是很难区分的, 有时后者远远大于前者。1984 年 ICRP 第 39 号出版物^[8]修正了前面的观点, 提出了区分“可控制”天然辐射和“不可控制”天然辐射两种情况的概念, 相应于住房内氡的辐射防护, 提出了“已有建筑”和“未来建筑”两种情况, 其对应的行动水平为 200 Bq/m^3 和 100 Bq/m^3 平衡氡浓度。我国按照 ICRP 的建议, 出版了“住房内氡浓度控制标准”^[9]和“地下建筑物氡及其子体控制标准”^[10]等国家标准。ICRP 在 1993 年的第 63 号出版物中^[1], 不再区分“增强”辐射和“正常”辐射, “已有建筑”和“未来建筑”的提法, 用氡的测量浓度代替了氡的平衡当量浓度, 并提出了住房内氡浓度控制的指导性意见: 对工作场所为 $500 \sim 1\,500 \text{ Bq/m}^3$; 对居室为 $200 \sim 600 \text{ Bq/m}^3$ 。各国政府可根据具体情况, 选择一个准确数值或数值范围, 我国也正按 ICRP 的最新建议进行制订。

3 住房内氡的监测

住房内氡浓度时刻受居室内的温度、湿度、通风和其他外界和人为活动影响, 因此, 按照人们正常居住方式, 较长时间收集住房内氡浓度的变化, 求出平均水平, 较能实际地反映住房内人们所接受的氡辐射剂量。但作为一般了解, 瞬态氡的测量也十分需要, 而且十分简便。

瞬态测量: 为使测量能反映住房内氡浓度的真实情况, 使测量结果误差小, 有可比性, 测量要选择一天氡浓度较为稳定的时刻, 在这之前, 居室要封闭 24 h 或某一规定时间, 然后在启封零时或 2 h 内进行测量, 测量点选在居室中央离地面高 1.5 m 处为佳。瞬态测量仪器一般选用注入式闪烁室, 仪器要经标准氡室标定, 并扣除本底。瞬态测量在住房内氡浓度调查中起着扫描作用, 一旦找到疑点, 还需长时间的连续测量方能确定住房内氡浓度水平。

连续测量: 固体径迹探测器和活性炭罐是目前常用的被动式累积氡探测器。在进行连续测量时, 住房要保持正常生活状态, 探测器要放置在人们生活中经常所处的区域并离地一定高度。对 CR-39

固体径迹探测器可放置 1~3 个月, 活性炭罐要短一些, 一般在 2~5 d。这些探测器在使用前都要经标准氡室刻度, 考虑本底以及环境的影响, 详情可参照各仪器说明书。

4 住房内氡的控制和防治对策

从广东省环境辐射研究监测中心及广州市环境监测中心站对广州市一般建筑住房内氡浓度水平调查研究初步结果来看, 若测量前封闭 24 h, 开启零时进行测量, 绝大多数钢筋水泥框架结构、混框水泥地面住房的氡浓度为几个 Bq/m^3 到 100 多 Bq/m^3 之间, 小于 100 Bq/m^3 的占 85%, 开启 2 h 内测量, 小于 100 Bq/m^3 的占 90%^[11]; 与欧洲住宅平均氡水平 (表 2)、世界范围住宅中平均水平 (表 3) 可比较^[6]。广州地区虽处花岗岩发育区域, 花岗岩基岩、表面风化层使土壤中天然辐射偏高, 在全国属天然辐射高本底地区, 各类工业废渣制成的建筑材料被广泛利用, 客观条件上是住房内氡浓度偏高的地区, 但由于广州地处亚热带, 天气炎热, 住房窗户常开, 空气流通, 氡浓度累积不高, 除地下建筑之外, 较少有住房内的氡测量浓度超过“待筑” 100 Bq/m^3 和“已建” 200 Bq/m^3 的国家标准和 ICRP 的 $200 \sim 600 \text{ Bq/m}^3$ 推荐值。

表 2 欧洲住宅中平均氡水平		Bq/m^3
国 家	平均值	
比利时	40	
捷克斯洛伐克	140	
芬兰	90	
法国	62	
德国(原德意志联邦共和国)	49	
西班牙	86	
瑞典	108	
瑞士	70	
英国	20	

表 3 世界范围住宅中平均氡水平		Bq/m^3
国 家	平均值	
澳大利亚	12	
加拿大	34	
中国 7 省平均	24	
四川省	19	
深圳市	16	
埃及	9	
印度	60	
日本	29	
美国	42	
世界平均值	40	

为了控制和改善广州地区居民住房内氡的辐射危害,笔者认为:

(1) 要加强各类建材的产品质量控制。政府部门要按照国家标准对建材生产进行严格监管,整个行业要按国家标准对放射性水平进行监测,特别是装饰新产品材料例如花岗岩板材、大面积的耐磨砖等,一些渗入长石的耐磨建材要进行重点监督,超标的要禁止投放市场,这是降低住房内氡浓度的最有效的源头控制。同时要对市民进行科普宣传,引导市民正确选材。

(2) 要引导市民采用良好的生活方式,不开空调时,多开窗户,增加室内空气流通;夏天开空调时,也要适量交换新鲜空气,这是降低住房内氡气浓度最易做的廉价办法。

(3) 对已装饰可能导致氡偏高的住房,建议进行室内氡气浓度监测,先用瞬态测量,偏高的再进行较长时间连续测量。对少数确实偏高的住房,可采取一些补救措施。若氡气由墙壁渗透入室的,用防氡涂料涂墙,把氡气封在墙壁内任其衰减;若地板材料放射性含量高,要加强通风。只有极少数居高不下的住房,才需考虑更换装饰材料。

就全世界而言,人类所接受的天然本底辐射平均值为 2.4 mSv/a,中国的平均值为 2.3 mSv/a,这当中有一半来自氡及其子体,可见降低住房中的氡浓度是非常有意义的。

由于各国国情不同,不宜采用某些国家的做法,以免引起人们的误解。就广州地区而言,先可

在各类住房进行调查摸底,再根据国家标准和 ICRP 建议,进行适当科普宣传,正确引导居民进行住房装饰,对极少数住房氡浓度的确偏高的,提出切实可行的补救措施。

5 参考文献

- [1] 国际放射防护委员会.李素云译.住宅和工作场所氡-222的防护(国际放射防护委员会第65号出版物).北京:原子能出版社,1977.50
- [2] J H Lutin. Lung cancer in radon exposed mines and estimation of risk from indoor exposure. Journal of the National Cancer institute, 1995, 87 (11): 7
- [3] 周永增. ICRP 94 年人类呼吸道模型介绍. 辐射防护, 1996, 16 (4): 278
- [4] 关祖杰, 余君岳, 杨健明. 环境²²²Rn 和²²⁰Rn 子体所致气管剂量的模拟测量. 辐射防护, 1998, 18 (1): 1
- [5] 王作元. 氡的防护和氡照射流行病学研究. 辐射防护, 1998, 18 (5~6): 481
- [6] Gerry Kendall. 氡: 如何控制居室内照射的危险. 辐射防护, 1999, 19 (2): 88
- [7] ICRP. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP publication 26. Annals of the ICRP, 1977, 1 (4)
- [8] ICRP. Principles for limiting exposure of the public to national source of radiation, ICRP Publication 39. Annals of the ICRP. 1984, 14 (1)
- [9] 中华人民共和国标准. GB/T16146-1995. 住房内氡浓度控制标准
- [10] 中华人民共和国标准. GB/T16356-1996. 地下建筑氡及其子体控制标准

The Pollution of Radon Radiation in Indoor

Hu Guohui Kong Lingfeng Zhang Chunlin

Abstract As a product from the uranium disintegration, radon is a natural radioactive idle gas. The paper described the understanding history of the risk of radon exposure, the level and supervision of indoor radon exposure and the countermeasures for reducing the radon concentration in indoors.

Key words radon action level relative risk

异烟酸 - 吡唑啉酮光度法测定氰化物的方法研究

汪 澍

(广州市花都区环境监测站, 广州 510800)

摘 要 研究了用次氯酸钠代替氯胺 T 为活性氯试剂进行测定的方法, 比较了这两种试剂对测定条件和结果的影响, 且对蒸馏预处理方法进行了改进, 并提出了在蒸馏预处理及使用异烟酸 - 吡唑啉酮分光光度法测定过程中的注意事项。

关键词 异烟酸 - 吡唑啉酮分光光度法 氰化物的测定 国标测定法 减半法 替代法

异烟酸 - 吡唑啉酮光度法^[1]是国标中测定氰化物浓度为 0.004 ~ 0.25 mg/L 水样的方法之一。氰化物的测定过程中, 常常由于氯胺 T 失效, 蒸馏预处理不当或者磷酸盐缓冲溶液 pH 值未达到要求, 而导致测定结果不准确或者体系完全不显色。本文研究了用次氯酸钠代替氯胺 T 为活性氯试剂的测定方法 (替代法)^[2]; 用减半法进行蒸馏, 使预处理时间缩短, 试剂用量减少; 提出了本法与预处理过程所应注意事项。

1 实验部分

1.1 主要仪器和试剂

722 分光光度计; 全玻璃蒸馏器;

氯胺 T (白色粉末, 活性氯不小于 24%); 临用前, 配成 1% 的水溶液;

NaClO (淡黄绿色液体, 活性氯不小于 9.0%); 临用前, 4 体积溶于 96 体积蒸馏水中。

1.2 实验原理

在中性条件下, 样品中的氰化物与活性氯反应生成氯化氰, 再与异烟酸作用, 经水解后生成戊烯二醛, 最后与吡唑啉酮缩合生成蓝色染料。其在可见光最大吸收波长的吸光度与氰化物含量成正比, 据此进行定量分析^[3]。

1.3 实验方法

1.3.1 样品蒸馏预处理

1.3.1.1 国标蒸馏法

取适量样品于 500 mL 蒸馏瓶中 (同时取相同量的蒸馏水进行空白实验), 加蒸馏水至蒸馏瓶中溶液体积为 200 mL, 蒸馏导管插入装有 10 mL 1% NaOH 吸收液的量筒, 依次加入 10 mL EDTA 二钠 (10%) 和磷酸 (1.69 g/mL), 迅即闭塞, 加热蒸馏, 以 2 ~ 4 mL/min 的速度蒸出馏分, 至量筒中溶液体积接近 100 mL 时, 停止蒸馏, 加蒸馏水至 100 mL。

1.3.1.2 减半法

取样量、EDTA - 磷酸的加入量、吸收剂 NaOH 的加入量及量筒接收馏出液的量均为标准方法的一半, 操作步骤同国标方法。

1.3.2 样品测定

1.3.2.1 国标测定法

吸取适量上述馏出液于 25 mL 比色管中, 加 0.1% NaOH 至 10 mL, 加入 5.00 mL 磷酸盐缓冲溶液 (pH = 7) 后, 迅速加入 0.20 mL 氯胺 T, 闭塞, 摇匀, 3 ~ 5 min 后, 加入 5 mL 异烟酸 - 吡唑啉酮试剂, 加蒸馏水至满刻度后, 闭塞, 摇匀, 25 ~ 35℃ 水浴 40 min。使用分光光度计, 以试剂空白为参比, 在波长 638 nm 处测定吸光度 (空白样品测定步骤同前), 样品吸光度减去空白值后, 查标准曲线对应含量, 计算样品浓度。

1.3.2.2 替代法

用 0.30 mL NaClO (4%) 代替 0.20 mL 氯胺 T, 水浴时间为 20 min, 其余同国标法。

2 结果与讨论

2.1 替代法与国标测定法对比

2.1.1 吸收曲线

取 $1\mu\text{g/mL}$ KCN 标液各 5.00 mL ，分别用替代法和国标测定法，在 $400\sim 800\text{ nm}$ 波长范围内测定吸光度，结果表明：两法在波长 638 nm 处均有最大吸收。

2.1.2 标准曲线

取 $1\mu\text{g/mL}$ KCN 标液 0 、 0.20 、 0.50 、 1.00 、 2.00 、 3.00 、 4.00 、 5.00 、 6.00 mL ，分别用替代法和国标测定法测定吸光度，以氰化物质量为横坐标，吸光度为纵坐标，绘制标准曲线，进行线性回归。结果表明：用替代法测定 $0\sim 6.00\mu\text{g}$ 氰化物时，线性良好， $a = -0.0017$ ， $b = 0.11$ ， $r = 0.9997$ ， $\epsilon = 2.6 \times 10^6$ ，检测下限为 $0.11\mu\text{g}$ 。用国标测定法测定 $0\sim 5.00\mu\text{g}$ 氰化物时，线性良好， $a = 0.0019$ ， $b = 0.15$ ， $r = 0.9998$ ， $\epsilon = 3.6 \times 10^6$ ，检测下限为 $0.054\mu\text{g}$ 。

2.1.3 替代法相关试剂用量优化

固定磷酸盐缓冲溶液用量 5.00 mL ，异烟酸-吡啶啉酮试剂用量 5 mL ，用单因素轮换法分别研究 0.1% NaOH 和 4% NaClO 的最佳用量。结果表明： 0.1% NaOH 用量为 5 mL 、 4% NaClO 用量为 0.30 mL 时，样品测定的吸光度最大。

2.1.4 显色时间

取 $1\mu\text{g/mL}$ KCN 标液各 5.00 mL ，分别按替代法和国标测定法测定步骤进行，显色 $10\sim 60\text{ min}$ ，每隔 5 min 测定一次吸光度，结果表明：替代法显色时间为 $20\sim 35\text{ min}$ 时，吸光度最大，且之间变化小；国标测定法最佳显色时间为 $40\sim 55\text{ min}$ 。

2.1.5 准确度

取 6 个不同浓度的污染源样品，安排加标回收率实验。计算得替代法的回收率为 $96\%\sim 105\%$ ，国标测定法的回收率为 $98\%\sim 103\%$ 。

2.1.6 精密度

使用替代法和国标测定法测定同一样品的吸光度，各安排 7 次平行实验。结果表明，替代法： $s = 0.0023$ ， $\text{RSD} = 0.93\%$ ；国标测定法： $s = 0.0019$ ， $\text{RSD} = 0.76\%$ 。计算得 $t = 1.78 < 2.45 = t_{0.05}(6)$ ，故替代法和国标测定法无显著差异，两种方法可比性很好。结合前述实验结果，可知本法准确度和精密度高，检测下限和灵敏度均符合要求，方法可行。

表 1 活性氯试剂对测定条件和结果的影响

活性氯	活性氯 用量 mL	活性	显色 时间 min	ϵ	检测 上限 μg	检测 下限 μg
氯胺 T (1%)	0.2	较大	40~55	3.6×10^6	5.0	0.054
NaClO (4%)	0.3	较小	20~35	2.6×10^6	6.0	0.11

2.2 减半法与国标蒸馏法对比

分别按减半法和国标蒸馏法预处理同一样品，用国标测定法测定，进行方法对比。

2.2.1 吸收曲线

两法处理后的样品在各个波长 ($400\sim 800\text{ nm}$) 的吸光度一致，最大吸收波长均为 638 nm 。

2.2.2 准确度

取 6 个污染源样品，安排加标回收率实验，计算得减半法的回收率为 $97\%\sim 102\%$ ，国标法的回收率为 $98\%\sim 103\%$ 。

2.2.3 检测下限

各安排 20 次空白实验，用公式 $L = 4.6 \times 6_{\text{m}}$ 进行计算，得减半法和国标法的检测下限均为 $0.048\mu\text{g}$ 和 $0.047\mu\text{g}$ 。

2.2.4 精密度

分别以减半法和国标蒸馏法对同一样品进行 7 次平行预处理。表 2 所示为各馏出液的测定值，结果表明，两法精密度均良好。计算得 $t = 1.33 < 2.45 = t_{0.05}(6)$ ，故减半法和国标蒸馏法无显著差异，两种方法可比性很好。结合前述实验结果，可知本法准确可靠。

表 2

减半法与国标蒸馏法精密度比较

mg/L

测定次数	1	2	3	4	5	6	7	均值	S	RSD
减半法	0.225	0.223	0.226	0.225	0.224	0.227	0.227	0.225	0.0015	0.67%
国标蒸馏法	0.226	0.225	0.225	0.227	0.224	0.227	0.227	0.226	0.0012	0.54%

3 注意事项

(1) 根据样品 pH 值, 确定磷酸的用量, 使蒸馏液 pH 值达到要求。

(2) 控制蒸馏速度为 2 ~ 4 mL/min。过慢, 则浪费分析时间, 过快, 则易使氰化物损失。

(3) 如有较多挥发性酸被蒸出, 应增加吸收液中 NaOH 的加入量, 使定容后的馏出液 pH = 12.40。

(4) 测定体系的 pH 值在 6.8 ~ 7.5 范围内, 吸光度最大, 超出此范围, 吸光度均显著降低。因此, 应较为严格地控制所吸取样品和磷酸盐缓冲溶液的 pH 值。如用煮沸的蒸馏水配制磷酸盐缓冲溶液, 可在冰箱中保留较长时间。

(5) 氯胺 T 颜色如果变为淡黄色, 则说明其中活性氯已经损失。使用这种试剂, 常出现不显色或是灵敏度低等现象 (加大试剂用量也是如此), 故购买时应注意。氯胺 T 应放置于冰箱中避光保存, 以防止其中活性氯的损失。

4 参考文献

- [1] 国家环境保护局科技标准司. 水环境分析方法标准工作手册 (上册)
- [2] 林静奎. 用灭菌净代替氯胺 T 测定氰化物 [J]. 广东环境监测与管理, 2001, 11 (2): 35
- [3] 奚旦立, 孙裕生, 刘秀英. 环境监测 [M]. 北京: 高等教育出版社, 1996.69

On the Determination of Cyanide by Using Iso - Nicotinic Acid and Pyrazolone Spectrophoto Method

Wang Shu

Abstract The determination of cyanide by using sodium hypochlorite as alternative active chlorine agent was studied in the paper. The measuring condition and the influence on result with these two agents was compared. Distillation pretreatment had been improved and the attentive items in course of iso - nicotinic acid and pyrazolone spectrophoto method were discussed.

Key words iso - nicotinic acid and pyrazolone spectrophoto method determination of cyanide standard detection half analysis detection Substitution detection



上接第 27 页

The Transform of City Garbage to Bio - organic Fertilizer and its Influence on Soil

Cheng Jinping Zhang Lanying Li Zhanqiang Zheng Min

Abstract The process flow, parameters of transform the city garbage to bio - organic fertilizer and relationship between temperature and microbe during piling are described. The reaction dynamics and the influence of bio - organic fertilizer on soil are analyzed.

Key words city garbage bio - organic fertilizer pile fertilizer soil

应用香根草对垃圾场进行植被恢复 及净化垃圾污水的研究

夏汉平 敖惠修 刘世忠 何道泉

(中国科学院华南植物研究所, 广州 510650)

摘 要 扼要报道了香根草技术用于垃圾堆放场覆盖改造效果及对垃圾渗滤液的净化效果。结果表明, 香根草在这 2 方面都表现出了良好效益, 对垃圾场的生态恢复效果好, 对污水的净化效果明显。因此, 香根草技术是一种值得在我国南方都市推广的生态环保技术。

关键词 香根草技术 垃圾堆放场 垃圾渗滤液 生态恢复 植物净化

城市生活垃圾及其渗滤污水对周围环境产生的污染问题已成为我国大中城市中普遍存在, 甚至相当严重的环境问题。垃圾场中的垃圾在其自然状态下降解缓慢, 且在降解过程产生许多有毒的化学物质和有害气体, 即使停止倾倒垃圾后, 植物也难以在其上立足生长。至于从垃圾堆中渗出的污水, 其 BOD、COD、有机物、氮化物、氯化物等成分的含量都非常高, 对生物产生严重毒害。虽然这类污水一般都经过净化后才排放, 但很多时都难以保证达到排放标准, 不同程度地污染下游地区的农田和鱼塘, 甚至威胁下游居民的身心健康^[1], 有时因排放水的水质离排放标准相差太远, 又不得不重新将水抽上来进行二次净化, 其所消耗的财力物力都是巨大的^[2]。如何经济而又有效处理城市生活垃圾及其渗滤污水, 目前已成为有关政府部门和环境专家共同关心的热点话题^[1-5]。

1 生态工程材料

香根草 (*Vetiveria zizanioides* (L.) Nash) 这禾本科的多年生草本植物, 被人类利用已有近千年历史, 但过去主要是用它的根驱蚊治病, 或提炼精油用作香料与化妆品原料, 因而人们并没有对这一植物给予太多的关注。15 年前, 当它开始被广泛用于水土保持后, 才真正受到人们的重视。如今全球有 100 多个国家和地区在引种栽培和推广利用香根草, 广泛用于水土流失治理, 公路和铁路边坡的保护, 水库、堤坝的稳固, 风沙地的防风固沙, 金属

尾矿和采石场的复垦, 工业污染地的净化等各类退化生态系统的植被恢复方面, 都取得了良好效果。香根草技术被认为是人类战胜水土流失和治理环境的新希望^[6-8]。

大量科学实验和工程应用已经证明, 香根草是一种适应性广、抗逆性强、对重金属和污染物等都具有较强抗性和吸收能力的植物。然而, 在这以前, 国际、国内还从未有人将香根草用于垃圾场的植被恢复与垃圾污水的净化。于是, 我们在多年对香根草研究的基础上, 从 1997 年起开展了这项试验工作, 包括种植香根草覆盖垃圾场和净化垃圾污水, 以期能为今后更广泛地利用香根草净化环境, 特别是净化垃圾污水和覆盖垃圾场提供科学依据。

2 垃圾场的植被恢复

供试垃圾场位于中国科学院华南植物研究所的大院内, 面积约 600 m², 以前主要用来堆放该所职工的生活垃圾。但从 1996 年下半年开始, 广州市的生活垃圾统一由市环卫部门运走处理, 该垃圾场便封闭停止使用。但半年过去了, 垃圾场仍恶臭熏天, 寸草不生, 而苍蝇、老鼠等害虫蔓延猖獗。于是, 在 1997 年 3 月开始用香根草试图对它进行植物恢复。

种植方法是先用铁镐在垃圾场内按 40 cm × 50 cm 的株行距刨穴, 穴深 25 cm 左右, 然后每穴放入一铲泥土, 约 1.5 ~ 2 kg。香根草从苗圃地挖起后, 保留茎秆 30 cm, 根系 5 cm 左右, 然后按每丛

4~5 株种入穴内,用土压实。由于种植后正好遇上下雨,没有淋水,种后任其自然生长。香根草于 3 月 19 日种植,6 月 14 日进行第一次观测。香根草全部成活,成活率高达 100%,平均株高 1.1 m,平均每丛分蘖数 12 个,最长达 22 个。7 月 14 日进行第二次观测,发现香根草长势非常旺盛,平均株高达 1.6 m,平均每丛分蘖数达 25 个,最长达 40 个。而同期种在苗圃的香根草苗,尽管种前施过鸡粪作基肥,返青后又追过肥,但平均每丛的分蘖数仅 11 个,最多的一丛也就 20 多株。可见,种在垃圾场的香根草不仅能成活,而且比种在苗圃地的长势还好得多,这可能是因为香根草的根系发达,深入到垃圾中后,能充分吸收垃圾中的养分。11 月中旬进行现场第三次观测,这时的垃圾场已经变成一片茂密的草地,香根草的覆盖率几乎达 100%,苍蝇、老鼠不见踪影,原来的臭气被清新的空气取代,整个环境得到彻底改观。用力从中拔出 2 丛香根草,令人难以置信的是,香根草强大的根系将垃圾中的纸片、布衣、塑料、木块乃至铁皮等都穿透固结起来,形成一个庞大的根系“集团”。难怪香根草能在垃圾场内长得如此茂盛!

3 垃圾污水的净化

垃圾污水取自广州市李坑垃圾卫生填埋场的污水净化站。李坑垃圾卫生填埋场位于广州市北郊的白云区太和镇百足桥,离市区约 15 km。垃圾场的下方建有污水处理站。本试验所用 2 种污水即取自该污水净化站的进水口和出水口,即分别为从垃圾场渗滤出来的准备净化的高浓度污水和净化后的准备排进氧化塘的出口水,即低浓度污水。

实验在温室开展,采用水培方法。水培植物除香根草外,还有水花生(*Alternanthera philoxeroides*)、百喜草(*Paspalum notatum*)和水葫芦(*Eichhornia crassipes*) 3 种植物。实验安排 3 种处理,即清水(鱼塘水)、低浓度污水、高浓度污水,每种处理均设 3 次重复。方法是用塑料小盆装等量的清水或污水,然后将植物放入盆内培养,每盆放 1 种植物,水培时间 66 d,观测这 4 种植物在 3 种水体中的生长状况和对污水的净化效果。

所测试的 4 种植物都具有生长快、生物量大的特性,且都有一定或较强的抗逆性。试验结果表明,4 种植物均可在清水中生长,其中水葫芦的生长速度最快,5~7 d 即覆盖整个水面;香根草的长

势次之,外观上没有出现明显的营养不良症状,但其生长速度不及栽培在土体中快;水花生和百喜草则明显表现出生长不良,生长缓慢,且茎叶均发黄的症状。在低浓度污水中,水葫芦和百喜草在 24 h 内均出现受害症状,其中前者随时间推移逐渐加重,3~6 d 后陆续全部死亡;香根草的长势比在清水中略差一些,而水花生则表现“疯长”现象,在高浓度污水中,水葫芦在 24 h 内就出现死亡植株,48 h 内全部死亡;百喜草在 2~3 d 内亦全部死亡;香根草和水花生也都受到较重伤害,其中水花生的长势比在低浓度污水中弱得多。另外,就生物量而言,水花生在 3 种水体中的长势差异最大,明显地表现为低浓度 > 高浓度 > 清水。这说明浓度不高的污水可能导致了水花生“富营养化”,这与在排污沟所见到的水花生极度蔓延的现象是一致的。香根草的生长则呈现为清水 > 低浓度 > 高浓度的趋势,这说明随浓度升高,香根草受伤害的程度逐渐加重,但方差分析显示,不同处理下的香根草的生长(包括株高和生物量等)几乎都没有呈现出显著性差异,这说明清水和污水对香根草的影响不甚明显^[2]。和香根草相比,百喜草明显不适宜在水中生长,且其抗污染性相当弱,即使在低浓度污水中不仅没有产生新的分株,而且原来的分蘖有相当一部分也被毒害致死,结果其总分蘖数还下降。因此,经过试验发现,4 种植物的耐瘠瘦的强弱为水葫芦 > 香根草 > 百喜草 > 水花生,而抗污能力为香根草 > 水花生 > 百喜草 > 水葫芦;在垃圾污水表现最好的为香根草,其次为水花生。

本试验除了观测 4 种植物在垃圾污水的生长状况外,还对在污水中表现相对较好的香根草和水花生的去污能力进行了分析,被观测的指标有 COD、总碱度、总氮、氨态氮、硝态氮、总磷和 Cl⁻ 等 7 项。结果表明,水花生对低浓度污水的净化效果总体上好于香根草,尤其对总氮和硝态氮的净化效果明显好于香根草,但香根草对高浓度污水中的 7 项指标的净化效果均优于水花生,且对低浓度污水中的磷与 COD 的净化亦优于水花生。在被观测的 7 种水质指标中,氨氮的净化效果最好,净化率在 77%~91% 之间。此外,香根草对磷也表现出了较强的净化能力,净化率高达 70% 以上。总的来说,香根草和水花生可分别作为高、低 2 种浓度垃圾污水的净化植物来辅助净化污水。该实验的详细内容与结果参见文献[2]。

4 香根草生态工程应用于垃圾场的效益分析

用香根草进行植被恢复的试验垃圾场经过2年的作用后,场内垃圾大部分被降解,环境状况得到极大改善,已改造成的苗圃地,育苗效果非常好。

根据对该垃圾场所做的植被恢复工作,以及结合我们过去10年开展香根草生态工程的经验,我们认为应用香根草生态工程对垃圾场进行生物修复能产生较大的经济效益与良好的社会效益。现以一个面积为 $6\,670\text{ m}^2$ (10亩)的垃圾场为例,对其投入、产出和效益作如下分析。

4.1 投入

4.1.1 材料投入

(1) 主要材料 香根草: $0.15\text{ 元/株} \times 16\,000\text{ 株/亩} \times 10\text{ 亩} = 24\,000\text{ 元}$ (香根草苗按高于市场价50%,即0.15元/株计)

(2) 次要材料 其他乔灌木: $2\text{ 元/株} \times 300\text{ 株/亩} \times 10\text{ 亩} = 6\,000\text{ 元}$

4.1.2 隐形支出

(1) 技术与设计(暂不考虑)

(2) 劳动力支出 A. 挖穴种植: $40\text{ 元/天} \cdot \text{人} \times 10\text{ 人} \times 10\text{ 天} = 4\,000\text{ 元}$; B. 挖泥填穴: $0.1\text{ 元/kg} \times 5\,000\text{ kg/亩} \times 10\text{ 亩} = 5\,000\text{ 元}$; C. 养护管理: $30\text{ 元/天} \times 60\text{ 天} \times 2\text{ 人} = 3\,600\text{ 元}$

(3) 运输、灌溉及其他开支 $500\text{ 元/亩} \times 10\text{ 亩} = 5\,000\text{ 元}$

总计支出: $24\,000 + 6\,000 + 4\,000 + 5\,000 + 3\,600 + 5\,000 = 47\,600\text{ (元)}$, 平均: 7.14 元/m^2 。

4.2 产出与效益

4.2.1 经济效益

(1) 直接产出 最初种植的每亩1.6万株香根草苗,2a后至少可达40万株,即使按低于市场价的20%来算,即每株0.08元,则产值为3.2万元,10亩地则为32万元。

(2) 间接产出 采用香根草生态工程措施比常规方案节约2/3以上的费用^[10]。在垃圾场的生态恢复方面,估计每亩节省投资将在1万元以上,10亩场地共节省10万元。

(3) 土地资源再利用价值 种植香根草2a后,

垃圾场可被改造重新利用。垃圾场一般位于城郊,改良后土壤肥沃,土地价值较高,一般可达10万元/亩,10亩地计100万元。

因此,10亩垃圾场经香根草生态工程改造后所创造的总效益为: $32 + 10 + 100 = 142\text{ (万元)}$, 平均 213 元/m^2 ,经济效益相当显著。

诚然,以上分析的部分数据只是估计值或理论值,实际情况肯定会有一定的出入。

4.2.2 生态效益和社会效益

(1) 改善环境 应用香根草生态工程对垃圾场进行生物修复的效果明显。不仅能使垃圾得到植被覆盖,而且使场内及周边的空气得到净化,减少污水渗出、减低渗出污水浓度,控制鼠、蝇繁衍,最终使城郊生态环境得到明显改善。

(2) 降低环保成本 该生态工程方案还能大大降低环境保护的费用成本。按以往的治理措施,不仅花费高,而且效果也不很明显,工业化的负面影响也较大。生态工程的应用,既体现自然界的发展规律,又符合国家的环保政策,还减少环保治理的费用。

(3) 土地再利用 城市垃圾堆放场,不仅污染环境,还占用大量的宝贵土地。实施香根草生态工程方案,最大限度地实现了土地的再利用。当垃圾场经过2a左右的生物治理后,大部分垃圾被降解,污物被净化或吸收,垃圾场最终能改造成高质量的苗圃、花圃、果园或用作其他目的,使宝贵的土地资源得到充分再利用。

(4) 清理盲流、稳定社会治安 城市垃圾场往往滞留了大量的拾荒者,不仅容易导致疾病传播,影响城市形象,而且给社会治安带来不稳定的因素。垃圾场经过生态工程改造后,清理了“垃圾盲流”,社会又获得一片“净土”。

5 参考文献

- [1] 黄庭蔚,陈镇华.广州市大田山垃圾卫生垃圾填埋场环境效益调研与评价.广州环境科学,1993,8(1): 12~20
- [2] 夏汉平,王庆礼,孔国辉.垃圾污水的植物毒性及植物净化效果之研究.植物生态学报,1999,23(4): 289~301
- [3] 黄立南,蓝崇钰,姜必亮.卫生填埋场渗滤液及其处理研究.生态科学,1999,18(1): 39~43
- [4] 梁秩荣,吕瑞娟,莫珠成,等.广州市城市生活垃圾

- 填埋场的选址. 广州环境科学, 1998, 13 (3): 33 ~ 37
- [5] 单习章, 宋树龙. 城市垃圾污染防治对策探讨. 广州环境科学, 1998, 13 (4): 5 ~ 8
- [6] 夏汉平, 敖惠修, 刘世忠. 香根草生态工程——实现可持续发展的生物技术. 生态学杂志, 1998, 17 (6): 44 ~ 50
- [7] 夏汉平, 敖惠修, 刘世忠, 等. 香根草——优良的水土保持植物. 生态科学, 1997, 16 (1): 75 ~ 82
- [8] National Research Council. Vetiver grass: a thin green line against erosion. Washington D.C.: National Academy Press, 1993
- [9] 赵南坚, 于呐洋. 垃圾出路, 亟待解决. 南方日报, 1997 年 4 月 9 日第 9 版
- [10] Xia Hanping, Ao Huixiu, Liu Shizhong. Application of the Vetiver Eco - engineering for the prevention of highway slippage in South China. In: International Erosion Control Association (ed.), Proceedings of the First Asia - Pacific Conference on Ground and Water Bioengineering for Erosion Control and Slope Stabilization. Manila, the Philippines, 1999. 522 ~ 527

Study on Restoration of Garbage Landfill and Phytoremedy to Garbage Leachate by Vetiver Grass Planting

Xia Hanping Ao Huixiu Liu Shizhong He Daoquan

Abstract Application of Vetiver Grass for eco - restoration of garbage landfill and leachate phytoremedy is reported. The results indicated that the Vetiver Grass technique has got good benefit in both applications and is worth to be spreaded in the cities of south China.

Key words Vetiver Grass technique garbage landfill garbage leachate eco - restoration phytoremedy

日本着手开发可监测环境的微基片

日本经济产业省决定从 2002 年度起由政府、产业和大学合作, 花 5a 时间, 致力于研制开发用玻璃基片制造的微细空间电路, 同时并行发生各种化学反应的微型化学基片工程。在研制开发的玻璃基板上, 形成由 μm 或 nm 单位加工的流体通路的反应电路。它是由小型泵、电子管、传感器等相配合, 通过调整微量流体的流动来控制试剂和试样物质的反应。每个基片中拥有复数的电路, 可以各自分别产生化学反应。它可以按生产量和反应种类自由计算, 实

现适应需要的灵活性高的化学合成系统。同时, 由于作为化学反应结果可使产生的废液减少, 可以使环境负荷减少到最低限度。如再插入以原子、分子为单位的萃取、分离技术和通过光来检验分析的技术, 还可应用于二噁英、环境激素、氮氧化物等水中、大气中所含的微量物质的实时监测。

曹信孚 译自《用水と废水》(日) Vol.43, No.8 (2001)

有净化功能的铺路材料

日本大有混凝土工业开发具有净化环境功能的铺路材料。以垃圾焚烧工厂排出的焚烧灰熔渣为主要原料制成透水性平板, 上面涂刷二氧化钛磷灰石光催化剂, 用于铺路

可分解去除 NO_x 、恶臭等污染物质净化环境。

洪蔚 译自《资源环境对策》(日) Vol.37, No.12, 2001

“数字环保”体系及战略意义探讨

张宝春

(广州市芳村区环境保护局, 广州 510380)

琚 鸿

(广州市环境科学学会, 广州 510030)

摘 要 “数字环保”是使环境保护工作科学化、规范化、公众化的一项系统工程。文章通过探讨“数字环保”的技术基础、体系结构和“数字环保”战略的内容, 阐述了“数字环保”战略的意义, 并为实施“数字环保”战略提出建议。

关键词 数字环保 结构体系 战略意义

“数字环保”是近年来在环境管理与决策支持系统(EMIDSS)、数字地球(DE)、地理信息系统(GIS)、全球定位系统(GPS)等技术的基础上衍生的大型系统工程。“数字环保”就是利用数字技术、信息技术和虚拟现实技术手段, 对环保的数据要求和业务要求进行深入的挖掘和整理, 实现对环保业务的严密整合和深度支持, 从而最大程度地提高环保信息化水平、监管执法水平、工作协同水平和创新水平, 使环境信息系统空间化、感性化, 使环保工作科学化、规范化、公众化的一项系统工程^[1]。

1 “数字环保”体系结构(图 1)

“数字环保”的目标主要是利用数字技术汇集、整理环境数据, 整合环境保护的日常业务, 提高环境保护的信息化水平, 提高环保工作的协同水平, 支持环保数据共享, 支持环保决策和新业务的开发。其基本特点为: 对基础数据进行规范化处理, 应用功能开放式接入, 重视业务的过程化、可控性。

1.1 “数字环保”的技术基础

硬件支撑技术。如海量数据处理、存贮及元数据(关于数据库的数据)技术, 信息高速公路和宽带高速网络技术。

数据获取技术。如国家空间数据基础设施(NSDI: National Spatial Data Infrastructure)、卫星影

象技术, 传感器技术等。

系统软件。如宽带真三维地理信息系统(Web 3D-GIS), 开放式环境管理信息和决策支持系统(Open EMIDSS), 远程互操作、互运算, 信息共享系统。

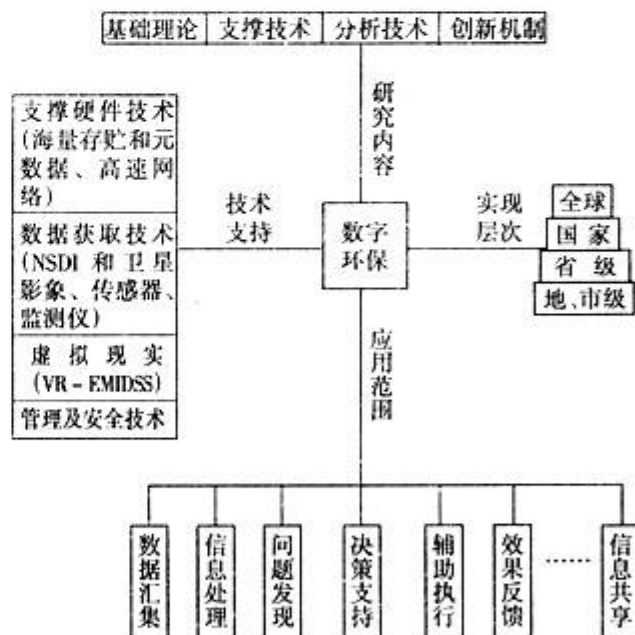


图 1 “数字环保”体系结构

科学计算。如数据挖掘(Data Mining)技术, “数字环保”信息模型与体系结构: 建筑、交通、生产、能源、污染物排放等设施 and 行政管理的信息模型及体系结构(包括逻辑及运行), 信息组织及管理应用的体系模型等。

虚拟现实技术。如面向 Web、面向对象的真三维造型语言(解释性语言)所组织的虚拟环境管理

信息和决策支持系统 VR-EMIDSS 等。

运行管理技术。如通信网络系统及其管理,数据组织及数据交换,决策模型管理,信息应用及安全保障机制等。

1.2 “数字环保”的研究内容

“数字环保”相关的研究包括基础理论、支撑技术和分析技术。具体包括:(1)高分辨的卫星遥感技术:高光谱分辨率、高空间分辨率;(2)宽带网真三维地理信息系统(Web 3D-GIS),数据仓库与数据交换中心技术;(3)Open EMIDSS 标准、远程互操作、互运算等信息共享技术;(4)仿真-虚拟技术和 VR-EMIDSS 技术;(5)传感器、分析仪器、快速分析技术;(6)“数字环保”的信息模型与体系结构研究,如建筑设施,交通设施,能源设施,生产设施,通信设施,污染物排放设施和行政管理的信息模型及体系结构(包括逻辑及运行)和信息组织及管理应用;(7)“数字环保”的运行管理技术:通信网络系统及其管理,数据组织及数据转换,决策模型管理,信息应用和安全保障机制,机构、人事、操作规范及创新机制。

1.3 “数字环保”应用范围及实现层次

“数字环保”的主要应用范围包括:(1)数据汇集,主要是各种数据的汇聚与共享,包括地理、地质、水文、生态等基础数据,监测、监测等业务数据以及外部数据;(2)信息处理,即对收集的各种数据信息进行规范化的整理过程,包括基本信息处理(图、表、文档)、特殊信息引擎生成(GIS/地质/水文/生态)、应用信息引擎(语义生成)、信息测度与数据清洁(大量数据的整理、剔除)、应用视图管理(局部应用语义)、全局信息维护(一致性/完整性/相容性);(3)决策支持,包括数据挖掘组件、知识管理组件、模型管理组件、决策技术组件、交互过程支持、群体决策支持;(4)问题发现,即现场监控报警(事故报警系统)、异常趋势发现(历史数据分析)、危险态势发现、监管对象分级/抽检、复杂环境事件仿真/评估、监管措施评估和外界举报接入;(5)辅助执行,即远程实时监控、移动对象连续监控系统、事务追踪系统、指挥调度系统(指挥中心)、工作流管理系统;(6)效果反馈,即监测对象/目标/数据动态建模、监测结论生成和共享、异常反馈信息示警、外部反

馈信息接入;(7)信息共享,即部门级信息共享(业务系统/操作员之间)、行业级信息共享(环保部门之间)、行业间共享(林业/建设/卫生防疫/人大...)、公众信息服务、信息增值服务(房地产/旅游/服务业)等。

“数字环保”在实现层次上为:地、市级—省级—国家级—全球。从概念形成到系统建设的过程就是环境保护的数字化进程,最终形成区域和非区域理念共存的数字系统,如污染源管理及污染物排放和总量控制,酸雨及大气污染物监测控制,产业排污动态监测,非点源污染监测,流动污染源监测,远程自动监测,环境影响评价,决策支持系统,环境信息发布,办公自动化等作为“数字环保”的子系统,在运行的过程中针对的问题是区域及非区域共存的。实现层次不同,则业务综合的层次是不同的。

2 “数字环保”战略的内容及实施意义

2.1 “数字环保”战略内容

“数字环保”战略是以“数字环保”系统工程为核心,以促进“数字城市”的实现为目的的宏观决策。在广义上,“数字环保”战略是指通过建设宽带多媒体信息网络、地理信息系统等基础设施平台,整合地方环保系统和资源管理等相关领域的信息资源,建立电子监测、电子监测、电子政务、环保产业电子商务等信息系统及信息化环保社区。在实施“数字环保”工程过程中,整合科研群体和信息企业的技术资源,开展以推进信息产业及相关产业的技术创新为内容的科技攻关,从而将成熟技术推广,促进地方国民经济和社会信息化,推动信息产业的发展,使我们紧紧把握已经到来的信息化时代的脉搏。

2.2 “数字环保”战略的意义

2.2.1 提高环境保护部门业务水平的要求

环保工作面临科学化、规范化、公众化发展的需要和压力。如在数据采集、信息处理、问题发现、决策支持、辅助执行、效果反馈、信息共享等方面,对精密度、科技含量要求逐步提高,如对现场监控报警,异常趋势和危险态势发现,监管对象分级、抽检,复杂环境事件仿真与评估,监管措施评估和外界举报接入等工作就需要建立“数字环

保”支持下的包括远程实时和移动对象连续监控、事务追踪、指挥调度（指挥中心）、 workflow 管理系统；对于各种决策包括政府的大型项目、涉及环境资源政策的经济发展决策及环境保护决策等，外部数据（如地理、地质、水文、生态数据等）及信息的处理量增加，对科学决策支持要求提高，要求信息共享的程度提高，如业务系统或操作员之间的部门信息共享，环保部门之间的行业信息共享，与农林、建设、卫生防疫、人大等部门的行业间共享，公众信息服务及信息增值服务等。

2.2.2 实现资源的系统化管理，促进区域可持续发展^[2]

可持续发展特别强调环境与资源的长期承载能力，强调发展对改善环境的重要性。在知识经济时代，人们拥有信息资源远胜于在工业经济中拥有自然资源。为此，我们不仅需要实时、动态掌握资源环境信息，而且需要全面、持续不断获取变化信息，并对与发展相关的变化信息进行实时、动态的监测，确保可持续发展所需的发展空间适宜性信息的提供。

“数字环保”为我们研究这一问题提供了非常有利的条件。“数字环保”应用于对气候变化、水土流失、荒漠化、生态与环境变化等的监测，在计算机中对生态环境变化的过程、规律、影响以及对策进行各种模拟和仿真，从而提高应对能力。还可以对可持续发展的许多问题进行综合分析预测，如资源环境与经济发展、人口增长与生态环境变化等。采取有效措施，发挥“数字环保”的作用，从宏观的角度加强监测和预测，避免其他国家发展过程中走过的弯路。

2.2.3 推动产业结构调整和提升科技竞争力，促进“数字城市”的建设

“数字环保”战略的实施，应本着“政府主导、统筹规划、统一标准、联合建设、互联互通、资源共享”的原则。从而在战略实施的过程中整合地方的科研群体和信息企业的科技、生产力量，以政府规划、计划的方式统筹安排，针对“数字环保”工程中的技术难题进行科技攻关。这同时促进了地方科研机构和信息产业的科技竞争力，也为信息产业提供了生产方向和市场动力，从而促进地方经济发展和产业结构的调整。

把“数字环保”纳入“数字城市”的发展计划中，使“数字环保”成果（包括设施、技术和管理

经验等）为“数字城市”的建设应用。把“数字环保”以成功的模式推广应用，为其他部门作示范，改变以往面向问题建设系统（如单项功能的监测数据库、排污申报登记、固体废物管理系统等）的现状及其产生的低共享性。减少或避免各种资源包括社会资源的浪费，由此将促进“数字城市”的建设。

2.2.4 促进政府机构改革和工作方式的改革

“数字环保”的实施仍然涉及多部门、多行业，这充分考验了政府的综合协调能力，这样一个复杂的系统工程，成功的多部门协调机制为政府的工作提供了管理经验。

“数字环保”实现网络化管理和调控，是具有高度的自动化、智能化的技术系统，促进信息的充分和高效利用，使信息快速流动，进一步发挥技术创新在环保领域中的应用，实现信息系统支持下的环保决策、环保业务开发和环保数据共享，从而提高环保信息化水平、工作协同水平和监管执法水平，提高管理效率，并推动政府人员的结构调整和机构改革，从而促进政府工作方式的改革。

3 实施“数字环保”战略的建议

3.1 必须由政府来主持

实施“数字环保”战略，必须由政府统筹规划、计划，考虑国家环保总局的规划要求，以环保部门作为牵头单位，承担“数字环保”工程的建设任务，建成后行使代管的责任。有些设施、工程，环保部门无法独立完成，如数字化的城市基础设施，产业平台，背景数据的采集等，政府统筹将会使“数字环保”更为完善。如果不在政府统筹之下，有可能是数据采集不丰富和因陋就简的使用现有的数字网络条件或重复以往面向问题解决方案建设信息系统的老路。政府统筹规划，资金、设备、人力、技术的整合与政策的倾斜作用，容易统一规范 and 标准，避免重复建设和浪费资源。

3.2 提倡使用国产软件

首先考虑的是信息安全，同时有利于培养民族软件的国内市场，也使我们以后具有系统升级换代服务的基础和保证。而通过“数字中国”的建设推动中国信息产业的发展，也正是中国应对美国“数字地球”战略的对策之一。目前国产的一些系统软

件已经达到了国际先进水平或领先水平。如国产的 GIS 软件 AM/FM/GIS 应用开发平台 Crow, 它在技术上超过了大部分国外软件, 处于国际领先水平, 已成功地应用于电力、交通、消防、燃气等领域。

“十五”期间, 国家将加大对 GIS 软件的支持力度, 将围绕建立一个工程 (数字化中国工程)、完善两个体系 (国家对地观测体系和国家空间信息技术应用体系)、发展三个产业 (空间数据服务产业、空间信息软件产业、及空间信息应用产业) 来开展空间信息技术领域方面的工作。建立全国范围的 GIS 技术培训体系和推广应用网络, 开发 5 ~ 10 个对国家建设和社会安定有重大促进作用的大型 GIS 应用示范工程, 以及 50 ~ 100 个各种类型的中小 GIS 应用示范工程是具体发展目标之一^[4]。应该说实施“数字环保”战略, 面临前所未有的机遇, 如果可以争取到示范工程, 还可得到设备、技术、资金的支持和政策的倾斜。

3.3 加快 NSDI 建设, 促进产业结构调整

针对国际上“数字地球”的战略, 美国、欧洲、俄罗斯和亚太地区都纷纷建设国家空间数据基础设施 (NSDI), 我国也应在新世纪之初, 抓紧建立我国基于 1:50 000 和 1:10 000 比例尺的空间信息基础设施。经济相对发达城市应该在国家的统一部署下, 争取国家的支持, 在经济许可的条件下, 率先完成地方的空间数据基础设施建设。并利用 NSDI 建设的有利时机, 调整产业结构, 培养 GIS 应用服务企业成长, 加快地理数据产业的建设; 规范标准, 建立数据共享机制; 加强数据更新能力;

建立良好的环境和有效的 GIS 产业社会支撑体系; 完善市场体系, 配套产业政策; 增强技术创新力度等。

3.4 加大信息化法制、安全和宣传工作力度, 为“数字环保”的建设创造良好的软环境

应该明确信息化法制建设的重要性, 开始着手系统地研究信息化建设的制度和规范问题, 制定信息工程建设的相关管理办法和有关信息资源、基于网络的信息服务业的管理办法。安全问题已不容忽视, 争取国家信息安全测评认证中心的支持, 加强地区信息安全测评工作。“数字环保”能否实现, 领导干部和广大公务员有没有信息化意识是关键。为此, 应采取措施加大信息化宣传力度。通过宣传, 使大家认识到信息化带来的不仅是技术手段的革命, 而且是生活方式、管理方式的革命, 是思想观念的革命。

4 参考文献

- [1] 杜亚宾. 西安交大长天软件公司提出“数字环保”概念. <http://www.jointsky.com/e-magazine/main/mainnew1.htm>, 2000 - 10 - 8 (总第 2 期)
- [2] 王心源, 郭华东. 数字地球与中国的可持续发展. 数码城市报, www.chinadci.com/gb/smesb/smesb.htm, 2000 - 11 - 8 (总第 8 期)
- [3] 迟国彬, 邹春洋, 李岩. “数字广东”发展战略探讨. 热带地理, 2000, 20(2): 83 ~ 87
- [4] 阎小培. 广州信息服务业增长的地域类型分析. 热带地理, 1999, 19(1): 18 ~ 22

The Digital Environmental Protection and its Stratagem Signification

Zhang Baoqun Ju Hong

Abstract The Digital Environmental Protection (DEP) is a systematic engineering to make environmental protection scientific, criterion and public. By discussing the technical foundation, system structure and the stratagem content of DEP, the paper advanced stratagic signification and practice of DEP.

Key words Digital Environmental Protection structure system stratageic significant practice advicement

玻璃幕墙光污染环境评价探讨

陆文湘 刘富强

(华南环境科学研究所, 广州 510655)

摘 要 文章通过对玻璃幕墙光污染环境评价实例的总结, 探讨了光污染环境评价的原则、依据、内容和指标定量的方法等问题, 展望光污染环境评价技术规范化。

关键词 玻璃幕墙 光污染 环境影响评价

1 光污染的产生

高层建筑物外墙披上彩色玻璃, 不但具有减轻墙体重量、方便施工及减少室内空调耗能、防窥等优点, 而且使构筑物华贵壮观、气派不凡, 为城市增添亮丽的风景。玻璃幕墙具有上述的良好效应, 同时也带来光污染的不良后果, 其中镜玻璃、幕墙玻璃产生的反射光明晃白亮、眩眼夺目; 彩色幕墙玻璃反射出彩色光使人感官难受或者身体不适; 如反射光照到人眼后会产生短时的目眩头晕、失明感觉, 开车司机的眼睛受照射可导致交通事故。在国外已发生许多严重的光污染事件, 如 1987 年德国柏林曾有过因玻璃幕墙聚焦发热引起火灾事故。我国上海、重庆等城市都曾发生因大厦大面积玻璃幕墙反射光污染而受到居民投诉的事件。这表明在我国光污染问题已提到议事日程。

2 评价的主要依据和原则

在我国, 光污染影响评价目前还未建立规范, 也未制定评价标准和方法。因此, 目前只能以光学的理论为依据, 参照《环境影响评价技术导则》(HJ/T2.1~2.3-93) 中对建设项目环境影响评价的一些技术方法, 进行光污染影响评价。

2.1 光污染的机理

2.1.1 光和光源

光的照射遵循光的直线传播定律、光的反射定律和光的折射定律。形成污染的光多是反射的太阳光, 光源来自太阳。但也有霓虹灯、广告灯和娱乐

场所的彩色光等光源。当太阳光照到玻璃幕墙上, 按照光的反射定律, 产生强烈的反射光, 投到人的眼睛或物体上, 产生强光照射作用, 对人或物质产生影响或损害。无论受直接反射或散射(漫射)太阳光面带来的热(能)量还会产生光的热辐射污染。

2.2 光污染的制约条件和因素

2.2.1 光源

光污染必须有强的光源, 玻璃幕墙产生光污染则是反射了太阳光源。一般进口镀膜玻璃的反射率为 30%~80%, 因此光污染强度也可达到光照强度的 30%~80%。

2.2.2 天气和季节

由于天气状况不同, 例如阴雨或有云天气, 使光污染源强弱产生变化。

光污染与季节有密切关系, 春、夏、秋、冬太阳运行轨道不同, 同一受照射地点受投射光的强度也发生变化。夏季(夏至)太阳光直射北回归线(北纬 23°30'), 对于该纬度附近地区受太阳光照射最强, 因而反射而产生的光污染强度相对也最大; 冬季(冬至)因太阳直射于南回归线(南纬 23°30'), 上述地点受到的照射强度最小; 春季(春分)、秋季(秋分)太阳直射赤道, 上述地点受到的光照射强度居中。

2.2.3 地理位置

北回归线以北的区域, 建筑物北面的玻璃幕墙不受太阳光的直接照射而不产生反射光污染。同理, 南回归线以南地区, 建筑物南面的玻璃幕墙也

不受太阳光照射而不产生反射光的污染。而建筑物面向太阳光直接照射的玻璃幕墙,都可能在一定条件下反射太阳光而产生光污染。

2.2.4 太阳高度角

照射到同地点的太阳光强度与太阳高度角大小有关。太阳高度角指太阳在天球上相对于地平圈(纬度)的高度,在一日内,当太阳上中天时,其高度角达到最大值(正午太阳高度角)。在一年之内(指在南北回归线之间的纬度带)正午太阳高度角对北半球来说,以在夏至日为最高,冬至日为最低,其余时间则顺推。表1为广州地区不同时间段的太阳高度角。

当太阳高度角达到最大值直射地面时,虽然照射强度最大,但不被该地点的建筑物玻璃幕墙反射而发生光污染。相反,只有当太阳光的入射角小于 90° ,而物体正好处于其反射角及合适距离之内,就会受到光污染。

2.2.5 周围地形地物的影响

一般情况,近距离周围有高大建筑或地形遮挡,尤其是东、西两侧,则该地点受到太阳光反射污染的可能性要少得多。

表1 广州地区不同季节、不同时段太阳高度角(2000年) 度

季节 时段(北京时)	春分 3月20日	夏至 6月21日	秋分 9月23日	冬至 12月22日
上午(10时)	47.75	55.93	47.69	32.07
正午(12时)	66.91	83.39	66.82	44.11
午后(14时)	58.55	68.76	58.49	39.4

2.3 评价原则

光污染定量涉及复杂的天文、地理及光学计算,因此,采用如下原则进行分析评价。即根据特征值,以特征的时段或空间点作为定量评价点。如夏季以夏至日(太阳光照最强)、冬季以冬至日(太阳光照最弱)为代表;白天以10时、12时、14时(太阳高度角在一天内由小到大再到小过程)为代表,这样评价的结果具有代表性。以此推算光污染随时空变化的规律。

2.4 评价的范围、对象和重点的确定

光污染影响范围视玻璃幕墙的面积、空间结构、光源强度和入射角度等而确定,一般在10~50m范围影响较明显,高层建筑(12层以上)的影响范围即有所增大。光污染影响评价的重点是受

影响范围内敏感要素如学校、医院、疗养院、办公室、文化机关及易燃易爆物体存放地点等。

2.5 评价指标及观测方法

光污染环境影响的定量指标用光照度和光出射度。光照度表征受照面被照明的亮暗程度;光出射度表征发光表面所发出光的亮暗程度。两者的单位均为勒克斯(Lux),差别在于一是发出的光通量,另一是接收的光通量。

光照度采用数字化照度计:Lx—101Lux METER

测量方法采用照度计观测玻璃幕墙表面反射光及被反射光照射的物体表面照度读数(Lux)。

3 实例评价分析

在珠海市某12层大楼拟装饰蓝色镀膜玻璃幕墙(其中镀膜玻璃面积 $2\,216.8\text{ m}^2$,铝板幕墙面积 $3\,490.6\text{ m}^2$)的环境影响评价中,采用对某已建成的类似工程实测类比评价获悉,当太阳升起后,太阳光首先就会照射到东面的玻璃幕墙上(同时接受照射的玻璃幕墙还有东北向的或东南向的,视各建筑物结构不同而异)。按夏至的日出时间为5:42测算,太阳照射到大楼幕墙的时间约为6:00。此时太阳光线几乎垂直反射出去。此时的反射光可以照到很远地方,受影响范围很大,但光照强度很弱。

随着太阳逐渐升高,太阳高度角不断增大,玻璃幕墙反射光的反射角逐渐缩小,反射光的照射距离慢慢缩短,反射光影响范围逐渐减少,直至中午减少到最小。但反射光的光强度却会很快增大。在天气晴朗无云、相对湿度60%以下时,在日出后,1小时内太阳直射光照度 $17\,000\sim 270\,00\text{ lux}$,但日出1小时后,很快从 $27\,000$ 增至 $98\,000\text{ lux}$,玻璃幕墙反射光亦相应增大,详见表2。玻璃幕墙反射光的照度一般为 $17\,000\sim 19\,000\text{ lux}$,倘若照射到阴暗处,叠加地面本来具有的光照度($4\,300\sim 14\,000\text{ lux}$)为 $2\,200\sim 31\,000\text{ lux}$ 。倘若照射到有阳光直射的地面(包括马路)叠加上路面的照度($42\,000\sim 74\,000\text{ lux}$)后为 $61\,000\sim 93\,000\text{ lux}$ 。反射光照度 $17\,000\sim 19\,000\text{ lux}$ 照射到附近的居家室或办公室内时,这些室内通常光照度只有 $100\sim 500\text{ lux}$ (在明朗夏日天气下),而变为光强度大了20~30倍以上的彩色光,会使人们感到不习惯,时间长了

会使人们因视觉不适而至疲倦、烦躁等不良反应。当反射光照射到阳光直射的马路时，马路面光强度就会在原有基础上增加 1/4 的光强度，在夏日强光下更加显得耀眼，会使人们眼睛的视网感光细胞更易于产生疲劳，甚至视力功能下降。倘若行人或汽车司机太注意前面幕墙玻璃强反光点（照度大于

10 万 lux）而偶尔受到照射时即会瞬间失明或眩晕造成不适。故此，大型建筑物 4 层以下装饰玻璃幕墙，而其反射光立面又对正人群活动多的街道或交通流量大的马路是不适宜的，其对环境造成的影响是较大的。

表 2 某大楼玻璃幕墙反射光照度测量结果

时 段	直射光照度	无直射光照射处的照度/lux		有直射光照射处的照度/Lux		反射光照射距离 m
		无反射光照射	有反射光照射	无反射光照射	有反射光照射	
日出后一小时内或 日落前一小时内	17 000 ~ 27 000	1 400 ~ 3 300				> 50
日出后一小时至日 落前一小时	27 000 ~ 98 000	4 300 ~ 14 000	22 000 ~ 31 000	42 222 ~ 74 000	61 000 ~ 93 000	< 10 ~ 15

日过中午后，太阳照射方向慢慢转向西面，其中对于北半球夏至期间转向快，春、秋和冬季均由南面慢慢向西偏转，尤其冬季偏转更慢。反射光所照射的影响区域在一天中由东面和东南面逐渐向西南面和西面照射。太阳光强度逐渐减弱，到日落前 1 小时内与日出后 1 小时内基本相似。在此之前太阳光强度是相对很大的，在夏日上午 8：00 后至下午 4：00 前，只要天气晴朗无云，相对湿度 60% 以下，太阳光对地面照度一般可达 9 000 ~ 98 000 lux。而反射光照射范围，上、下午各有不同，下午反射光照射范围逐渐增大，中午前后照射范围很窄，越接近日落反射光照射范围越大，见图 1。

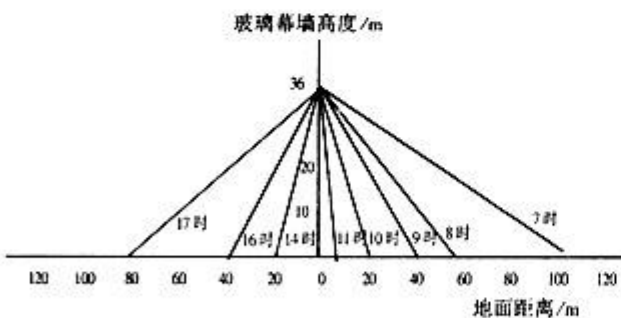


图 1 夏至日各时段反射光照射距离

反射光照射的影响范围除一天中会随不同时段太阳高度角变化而变化外，也会因不同季节太阳高度角变化产生差异。同时还会因建筑物高度的不同而不同，楼愈高（指装饰了幕墙玻璃的）反射光照射范围愈大。12 层高的楼玻璃幕墙高度约为 38 m，其幕墙玻璃反射光主要影响范围在楼房附近的 10 ~ 50 m 范围。其中夏季以东面和西面为主，其余季节东、南、西面均受影响，但对南面影响距离较

短。楼房结构不同，楼房四个方向立面面积设置不同（尤其是装饰玻璃墙面积大小不同）以及整幢楼房座落方向不同，都直接影响反射光照射的地段与范围。附近受影响对象也就不同了，故此在环境影响评价中要针对建设项目（楼房）结构特点作出具体评价。

大楼座落位置及其周围的环境状况与其产生的反射光对环境造成的影响密切相关。大楼座落位置是在较窄小街道（街道宽度 50 ~ 60 m 以内）旁，而街道两旁又有较多高大建筑物（多为 12 层以上建筑物）的，由于对阳光相互阻挡作用，其影响距离短，范围小。但对近处及周围建筑物受照射反射光强度仍然是较大的。尤其值得注意的是敏感点。大厦所座落位置在宽阔的大街上（路宽 100 m 以上），或座落在交叉路口上的，其玻璃幕墙反射光照射距离将大大增加，甚至在一条很长的平直街道的很远处都会受到其强烈的反射光的影响，对附近建筑物及人群影响范围也相对加大。

对高层建筑物外墙装饰玻璃幕墙产生环境影响分析发现，其反射光往往都会造成前方马路明显的光污染带，路面光亮程度一般会增加 20% 以上；幕墙玻璃产生强烈的反光点更可照射马路的均匀处及其它的地方。大厦玻璃幕墙产生的反射光对附近的建筑和人群居住环境、工作环境亦会造成一定影响，必须采取防治措施减轻影响，如建议适当修改设计方案，受影响对象加设挡光设施，大厦周围营造乔木绿树以减少光照射影响等。

4 小结

光污染是新的环境污染问题。各种各样的光污染源,已从多个方面影响到人们的生活和工作环境,现已引起人们的重视与关心。城市高层建筑采用玻璃幕墙装饰外墙因其诸多优点而广为兴起,成为光污染重要方面,其对环境的影响不容忽视,更应引起有关方面重视,要加强管理,适当控制。

光污染环境评价是建设项目环境管理一项新内容。在我国对光污染环境评价工作还未正式列入管理规定之中,也未有标准、方法和技术规范。因此,必须建立起一套完善的统一的指标、标准。规定计算模式及参数规范化等一系列的工作,

使光污染评价工作逐步走向完善和规范。

5 参考文献

- [1] 赵凯华,钟锡华.光学.北京:北京大学出版社,1999
- [2] 李彤.几何光学和光学设计.浙江大学出版社,1999
- [3] 唐玄乐,孙淑卿.有色玻璃对人体神经行为功能影响研究.环境与健康杂志,2000,17(1)
- [4] 王自强.光学测量.浙江大学出版社,1989
- [5] 李书田.新型建筑围护材料与施工.中国建筑工业出版社,1990
- [6] 全国新型建筑材料情报信息网.见:新型墙体材料及其建筑节能效果论文集,1991
- [7] 方杏芹,谢瑞文.高架路工程日照环境影响评价方法初探.广州环境科学,1998,13(4):13~17

Approach on the Environment Impact Assessment of Light Pollution from Glass Wall

Lu Yixiang Liu Fuqiang

Abstract Based on the practice of environmental impact assessment for light pollution from glass wall, the fundament, gist, contents and quantitative indexes for assessment of light pollution are discussed. The technical criterion of environmental impact of light pollution assessment is prospected.

Key words glass wall light pollution environmental impact assessment

东亚酸雨监控网国际会议在曼谷举行

最近在泰国的曼谷召开了关于东亚酸雨监控网国际会议,它是为召开第三次政府间会议而举行的首次会议。会议由联合国环境计划署事务局主办,由参加会议的中国、印尼、日本等9国提出了资金组织等的具体建议。建议设立对政府间会议筹集资金的信托基金,要求尽快建立监视体制。指出为了确保资金来源的稳定性,在确保2002年资

金的同时,从中长线的观点出发,进行设定各国的出资率的讨论是必要的。有关酸雨问题,欧美是在关于长距离大气污染的越境大气污染条约的基础上,缔结为削减酸雨的先驱物质 SO_x 和 NO_x 的排放议定书来采取对策的。

曹信孚 译自《用水と废水》(日) Vol.43, No.9, 2001

英国口蹄疫引起新麻烦

英国为制止家畜传染病——口蹄疫,处理传染口蹄疫的家畜,大部分用废轮胎、废木材和轻油与其一起燃烧,大量焚烧家畜引起二恶英。据英国环境当局推断,从口蹄

疫发生6周间全国排出63g二恶英,引起环保团体的担忧,要求病畜处理使用安全焚烧设施或采用填埋处理。

洪蔚《资源环境对策》(日) Vol.37, NO.9, 2001

国外环境激素问题的研究动态

近年来各国纷纷报导有关扰乱内分泌的化学物质——环境激素的问题。这一问题起因于 1996 年出版发行的科尔沃恩所著《窃走我们的未来》(Our Stolen Future)一书。该书提醒人们关注野生动物出现生殖功能下降和生殖行动异常。告诉人们在过去的 50 a 间人的精子减少很多,并提出了乳房癌和子宫内膜癌的生殖异常的统计数据近年来全球性增加。据科学推论,上述异常是由胎儿期暴露的扰乱内分泌物质,经多年以后才发病的,这一推论给人以很大震动。此后卡特瓦利所著的《雌化的自然》(The Feminization of Nature)一书,更引起人们对这一问题的不安。1998 年 2~4 月间,有关环境激素的宣传报道十分兴盛,运用国际采访网采访了上述著作中出现的科学家,确认了环境激素问题的严重性。

1 环境激素问题的由来及其与历来的化学物质问题的差异

环境激素指摄入动物的活体内时,起着原在活体内正常工作的荷尔蒙作用——荷尔蒙的合成、分泌、体内输送及与受体结合、作用、作用后的降解、消灭等一系列过程的外因性物质。专家分析,环境中存在的若干化学物质,通过扰乱动物体内的激素作用,可能带来阻碍生殖功能,引起恶性肿瘤等不良影响。这就是扰乱内分泌物质问题,即环境激素问题。

环境激素问题的研究,迄今主要是以研究阻碍雌激素正常活动的物质为中心。30 年代初人工合成雌激素乙烯雌酚,在 60~70 年代在医疗上频繁使用于防止流产,并证实在胎儿期会使女性生殖器发生缓发性癌等问题。经对有关野生动物的生殖活动和生殖异常进行研究,推断出造成这一异常的原因,是具有类似雌激素作用的污染物质。但考虑到扰乱内分泌作用的发生途径,就不应仅仅停留在类似雌激素作用的化学物质的安全性讨论,还应考虑到扰乱其他激素的物质的存在。据美国环境保护厅的科研人员分析指出,存在着若干种抑制雄性激素作用的物质和扰乱甲状腺激素作用的物质以及扰

乱副肾皮质激素作用的物质等。

迄今,因化学物质导致的环境污染问题,如以 PCB、二噁英为代表的化学物质在环境中难以分解,并通过食物链浓缩,特别是通过鱼和贝类的摄入而危及到处于食物链顶端的人类的例子很多。令人注意的主要是它的致癌性。专家们认为重要的不是这类致癌的终点,而是要着眼于更基础的发生在动物体内的“扰乱”。

环境激素的影响,虽然也有产生乳房癌和前列腺癌的说法,但减少精子数和降低精子运动量的癌是与其他影响一起论述的。说到底,对生殖功能产生的障碍,是几乎涉及到人类和野生动物物种延续的重大论点。对包括人类在内的野生动物来说,使生殖——初生期发生最严重不良影响的,恰恰就是环境激素问题,见表 1。

该表与历来对环保领域化学物质的环境污染问题相比较,说明了环境激素问题的由来,而后者可以说是处于内分泌学与野生动物学的邂逅点。但有关该问题的科学发展过程真的就到此结束了吗?它是否会形成包括影响免疫、神经系统在内的统一理论,发展成为防止化学物质污染环境的更大的领域,目前尚难判断。

2 事例报告和科学知识间的差距

很多环境激素问题的报告所提的异常和造成异常的原因物质之间的因果关系,发生这种异常状况的途径等,至今尚不清楚。为弄清其因果关系,需要增加异常的实例和统计分析,掌握环境污染状况及其摄入量,进一步弄清发生影响的途径。

为解决科学知识的不足,美、英等国正着手进行可疑物质的甄别、试验。日本环境厅在 1998 年 5 月发表了《环境激素战略计划 SPEED'98》,列举了约 70 种具有扰乱内分泌作用的可疑物质,为争取今后进行调查,并作为判明问题时的对象物质。但问题不仅仅是约 70 种的物质,在它以外更广泛范围的化学物质是否也具有扰乱内分泌作用?它有多大程度的作用?必须通过甄别、试验加以证实。经

济合作开发组织以制定国际统一的甄别、试验为目标，成立专家操作小组，1998 年开始研究。美国 1998 年 10 月开始用 5 a（即到 2003 年）对 15 000 种物质统一甄别、试验方法。美国的甄别、试验方法，经济合作开发组织也在仔细研究，预定先选出 12 种左右的试验方法作为国际标准，再由加盟各国分担。上述甄别、试验方法，1999 年度开始着手进行有效的验证。

表 1 环境激素问题的由来

年代	化学物质的 环境污染问题	合成雌激素 问题	野生动物的 异常报告
30 年代	开始生产 PCB	杜兹成功地合成雌 激素乙烯雌酚	日本在 20 年代后 期发表蛙类畸形 报告
40 年代	开始生产 DDF		美国发表 DDT 扰 乱性激素影响鸟 类的报告
50 年代	发现水俣病		
60 年代	全球发生农药污染 1962 年沈默之春 报导发生卡勒未 油中毒事件	60~70 年代以防止 流产为目的频繁使 用合成雌激素乙烯 雌酚	丹麦发表因 PCB 导致野生动物污 染全球性蔓延
70 年代	日本制订 DDT 等 残留性农药注册 失效化审议法	发表胎儿期合成雌 激素所暴露的男女 生殖器异常报告 70 年代以后中止 使用乙烯雌酚，禁 止生产、使用 PCB 认识到二噁英的 污染	美国指出环境 中的雌激素问 题，吁请世界关 注
80 年代	二噁英、有机氯 系溶剂问题，高 尔夫球场农药 问题等		
90 年代	日本推进防止 二噁英污染对 策处理 PCB 问 题取得进展	通过乳房癌细胞 增殖试验等提出 疑是壬基苯酚导 致男性精子减少 的报告	频繁发生野生 动物异常的报 告《窃走我们的 未来》一书出版

在研究因扰乱内分泌化学物质可能对人和野生动物发生影响及其防止对策时，专心评价通过环境媒体的污染，有关化学物质在人和野生动物中暴露的可能性，评价扰乱内分泌作用强度的环境风险，以此为基础，进行恰当的环境危险管理是十分重要的。根据环境激素问题的特征，必须注意各点：

在研究对野生动物的影响多大程度合适时，对扰乱内分泌化学物质的感受性却因种类的不同而有相当差异，应予注意。

迄今为止对野生动物影响的研究结果，很多是与水生生物或靠近水域生息的两栖类和鸟类有关，因此，在查清影响发生的结构，评价环境风险时，

必须特别着眼于水域环境的污染。

排放到环境中扰乱内分泌的化学物质在环境中的行迹，不明点甚多，必须注意在环境中因发生化学变化而具有扰乱内分泌的物质，在实际环境中产生很多物质的化学影响的可能性。

扰乱内分泌化学物质的扰乱作用的强度并不完全相同。因此，在继续查明扰乱内分泌的作用、途径的同时，尽可能弄清它的强度，进行环境风险的评价是很重要的。

由于激素给生物体带来相当低浓度的作用，作为环境中存在的污染物质的扰乱内分泌化学物质，在环境中具有难分解性，并在体内呈高浓度蓄积时或代谢慢在体内排泄困难时，应在环境风险管理上给予特别注意。

迄今为止，众多的报告指出雌激素作用的扰乱内分泌化学物质，其影响特别是带来阻碍生殖功能一事，由胎儿期暴露的影响，有可能在长大后发现。因此在研究该问题时，从防止发生超过一代人的长期影响的观点出发，进行环境风险评价和环境风险管理方法的研究是很重要的。

3 各国的研究动向

有关环境激素问题，科尔蒙等 1991 年发表了温贡斯普雷德宣言，要求促进对该领域的研究。1996 年，以《窃取我们的未来》一书问世，提高了国际上对这一问题的关心。1997 年 5 月，在美国的迈阿密举行的 8 国环境部长会议上，在儿童环境保健议题下发表了议论宣言。强调推进科学见解的国际评价和按先后程序推进合作研究，合作进行扰乱内分泌化学物质的主要发生源和环境中遭遇的特定场合的风险管理及预防战略的合作，促进向国民提供信息。

据 1997 年完成的经济合作开发组织的报告，美英等国已致力于该问题的研究。

美国在 1996 年 8 月进行了食品质量保护法和饮用水安全法的修正。以此为基础，美国环保局计划在二年内从农药和其他化学物质中研究具有雌激素或其他具有扰乱内分泌作用的化学物质的甄别计划，并已提出了甄别的试验方法的建议。

英国环境厅在 1998 年向国民提出了应当优先致力的研究范围，并号召产业界抑制扰乱内分泌化学物质向环境排放，致力于采用代替品，开始着手向国民征求意见。

日本环境厅为掌握因怀疑有扰乱内分泌作用的化学物质造成的环境污染状况、环境污染源和负荷量以及对野生动物影响的实际情况,1998年在全国实行了统一调查。

通过上述调查所得的数据,进行数据化,使之成为研究行政措施时的根据,并为研究活动提供数据。

1998年12月,由日本环境厅主持在京都召开了“关于扰乱内分泌化学物质问题的国际研讨会”,

集中了世界第一线的专家开展了3d的科学讨论。

总的说来,关于环境激素问题,在科学领域还仅仅是开始,科学上的不明点还很多,正如科学知识所指出的,这是涉及到孕育着对人的健康和生态系统无法挽回的重大影响和危险性的问题,因此推进跨学科讨论和科学研究,就显得尤为必要。

(曹信孚 编译自吉田德久.木格化する環境ホ르몬問題への取組み.用水と廃水,1999,41(1))

《广州环境科学》征稿启事

《广州环境科学》创刊于1985年,是由广州市环境科学学会主办的广东省唯一的环境保护综合性科技刊物,是面向广大环保科技工作者的中高级刊物。本刊现已加入《中文科技期刊数据库》。

一、本刊欢迎下列来稿

1. 有关环境自然科学(包括环境化学、环境物理学、环境生物学和环境地学);环境社会科学(包括环境法学、环境管理、环境经济和环境教育);环境科学技术(包括环境工程学、环境医学、环境监测及监督、仪器研究、环境质量评价等)方面的论文、研究报告、资料介绍等。

2. 有关国内外环境科学的发展动态、综述、专论。

二、本刊主要栏目

专论、综述、水环境及污染防治、大气环境及污染防治、噪声及污染防治、固体废弃物及处理、环境监测与分析、环境管理与监理、环境与可持续发展、环境经济、环境生态、环境医学、环境法规、环境教育、环境伦理学、环境信息与计算机技术,讲座、动态与信息简讯等。

三、稿件要求

1. 论点明确、数据可靠、文字准确简练。来稿一般不超过5000字(包括图、表、参考文献),并有中、英文摘要(200字以内)和关键词。

2. 来稿用单面稿纸钢笔横列书写,字迹工整,标点清楚,或用A4纸打印,每页45行(5号字),并附软盘(文本文件)。

3. 来稿只附最必要的图表和照片。文中图表及插图置于文内段落处,标明图位、图序和图题。插图请用描图纸黑墨描绘或电脑制图(另附)。要求线条粗细均匀,图内文

字用铅笔标清。照片务必清晰、层次分明。

4. 文中计量单位一律采用《中华人民共和国法定计量单位》。外文符号一律仿邹刷书写并用铅笔标明“希文”、“日文”等字样,标明字母、符号的大、小写,正、斜体,上、下角。

5. 参考文献只择直接引用列出,未公开发表的资料请勿引用。文献按文中出现的先后次序排列在文内相应处,用上角标注明。其格式如下:

图书:著者,书名,版本,出版地:出版者,出版年,起止页次(用~隔开)

期刊:著者,题(篇)名,刊名,出版年,卷(期)号:起止页次

6. 来稿条理分明,编号层次采用以下系统:1、2、3……;1.1、1.2、1.3……;1.1.1、1.1.2、1.1.3………;(1)、(2)、(3)……。

四、稿件处理

编辑部有权对稿件作文字上的修改,必要时退请作者修改。3个月内未接采用通知或退修通知者,可自行处理,来稿一律不退。稿件一经发表,即按规定致酬。

五、稿件投寄

欢迎全国各地环境保护方面的专家、学者、科技人员和管理人员踊跃投稿。来稿请注明作者真实姓名、通讯地址、电话、邮编。用笔名者请注明。来稿请寄:广州市吉祥路95号《广州环境科学》编辑部(510030)

电话:(020)83355374

传真:(020)83399372

电子邮箱:Cgzaes@public.guangzhou.gd.cn

欢迎网上投稿。

GUANGZHOU ENVIRONMENTAL SCIENCES

Vol. 17 No. 1

Mar. 2002

CONTENTS

- Variation of Nutrients and the Impact of Fronts during Summer in Yangtze River..... *Zhou Juzhen Gu Guachuan*
- Study on Wastewater Purification by High Grade Aquatic Plants *Yin Min Chen Guizhu*
- Bio – film Formation Character in Treating Pulp Bleaching Effluent with Bio – fluidized Bed
..... *Xie Cheng Shu Mingjun*
- Application of a New Sulfur – fixation Agent AG – 2 in Coal – burnt Boiler *Lin Jinhua Yu hong*
- The Probe on Calcium Adding and Deulfur in Boiler *Huang Qiande*
- Assessment on CO₂ Life Cycle Inventory in Iron and Steel Process *Zhou Heming Nie Zuoren Zuo Tiejong*
- The Transform of City Garbage to Bio – organic Fertilizer and its Influence on Soil *Cheng Jinping Zhang Lanying*
- The Pollution of Radon Radiation in Indoor *Hu Guohui Kong Lingfeng Zhang Chunlin*
- On the Determination of Cyanide by Using Iso – Nicotinic Acid and Pyrazolone Spectrophoto Method
..... *Wang Shu*
- Study on Restoration of Garbage Landfill and Phytoremedy to Garbage Leachate by Vetiver Grass Planting
..... *Xia Hanping Ao Huixiu Liu Shizhong , et al*
- The Digital Environmental Protection and its Stratagic Signification *Zhang Baochun Ju Hong*
- Approach on the Environment Impact Assessment of Light Pollution from Glass Wall *Lu Yixiang Liu Fuqiang*