

不
竟
污
染
分
析
译
文
集
第
二
集

环境污染分析译文集

第 二 集

科学技术文献出版社

一九七五年七月

R12
9.8-2

环境污染分析译文集 第二集

一九七五年七月

学
技
术
文

环境污染分析译文集

第二集

(只限国内发行)

编辑者: 中国科学技术情报研究所

出版者: 科学技术文献出版社

印刷者: 北京印刷三厂

新华书店北京发行所发行 各地新华书店经销

开本 $787 \times 1092 \cdot \frac{1}{16}$ 18.5印张473.6千字

统一书号: 17176·30 定价: 1.50元

1975年7月出版

毛主席语录

外国一切好的经验，好的科学技术，我们都要吸收过来，为我们所用。拒绝向外国学习是不对的。当然迷信外国认为外国的东西都是好的，也是不对的。

但是一切外国的东西，如同我们对于食物一样，必须经过自己的口腔咀嚼和肠胃运动，送进唾液胃液肠液，把它分解为精华和糟粕两部分，才能对我们的身体有益，决不能生吞活剥地毫无批判地吸收。

编 者 的 话

为适应我国环境保护工作迅速发展的需要，进一步提高环境污染分析鉴定的水平，我们继续选编了“环境污染分析译文集（第二集）”。

本译文集着重介绍环境中存在的芳烃、多核芳烃、酚类化合物、汞与甲基汞、各种重金属及农药等污染物质的分析方法，包括各种化学方法、物理方法及生物检测方法。分析对象包括大气、水、淤泥、土壤及生物材料等。供从事环境污染分析、环境污染调查、环境质量评价的人员及分析化学工作者参考。

参加这项工作的还有北京大学化学系、北京市朝阳医院、地质学院等单位。

由于我们政治与业务水平有限，错误和不当之处在所难免，望广大读者批评指正。

31156/4018
北京市环境保护科学研究所
中国医学科学院卫生研究所
中国科学院化学研究所
中国科学技术情报研究所

1974.11.

目 录

1. 环境监测的需要.....	(1)
2. 测定大气中二氧化硫的推荐方法的评价.....	(11)
3. 一种分析尾气的气相色谱法.....	(14)
4. 用三乙醇胺采集空气中阈值范围内的 NO_2	(18)
5. 薄层色谱法测定大气中五氯酚钠.....	(23)
6. 用仪器分析的活化分析法调查大气污染源.....	(24)
7. 检测大气污染的声学放大器.....	(26)
8. 超低浓度的气味红外吸收光谱.....	(29)
9. 烟雾生成反应的化学.....	(41)
10. 大气中苯并芘的简易测定法.....	(50)
11. 大气飘尘及污染源排出物中苯并(a)芘(Bap)微量分析的试行方法.....	(54)
12. 气相色谱法测定多核芳烃.....	(57)
13. 用2,4,7—三硝基萘酮浸渍的 Corasil 工做柱的液固色谱法分离多核芳烃.....	(59)
14. 多核化合物的校正荧光光谱及其应用.....	(65)
15. 有关痕量亚硝胺测定中的问题和进展.....	(79)
16. 呼吸致癌物—其特性和前身.....	(85)
17. 气相色谱检测酚类的新方法.....	(93)
18. 从活性炭氯仿萃取物 (CCE) 分离酚类化合物作各别的气液色谱 (GLC) 鉴定.....	(95)
19. 苯酚及其衍生物与 4—氨基安替比林缩合作用的影响因素—I.....	(99)
20. 文氏剂、氯丹、滴滴涕、七氯等有机氯农药的专一性测试方法.....	(109)
21. 环境样品中多氯联苯的测定.....	(113)
22. 电子捕获检测器的响应与分子结构的关系.....	(120)
23. 还原氧化—气液平衡原子吸收分光光度法对水中 ppb 级的无机汞和有 机汞的分别测定.....	(127)
24. 无焰原子吸收分光光度法测定水中的微量汞.....	(140)
25. 用冷原子吸收分光光度法研究人发内的汞.....	(141)
26. 色层法测定淡水中无机汞和有机汞.....	(146)
27. 烷基汞化合物的薄层色层分离.....	(147)
28. 甲基汞化合物气相色谱分析.....	(149)
29. 气液色谱法测定鱼体内甲基汞的 Westöb 法.....	(152)
30. 由生物材料分离和测定甲基汞的一种新方法.....	(158)
31. 气相色谱法测定鱼、淤泥和水中的甲基汞 CH_3Hg^+	(164)
32. 鱼和水生动物体中汞和有机氯残留的分析.....	(170)
33. 稀释汞溶液的保存.....	(177)

203137

34. 用乙基黄原酸钾—甲基异丁基酮萃取原子吸收分析铅·····	(181)
35. 用离子交换滤纸—X射线荧光法测定餐具中的铅·····	(186)
36. 人发内金属元素测定的干扰—原子吸收分光光度法测定锌、铜、铅和镉··	(189)
37. 水中微量镉的萃取—原子吸收测定中 $Zn(II)$ 的协合作用·····	(193)
38. 食物中重金属的测定·····	(195)
39. 原子吸收法测定肥料和生活污水处理厂中一些重要的重金属的研究·····	(201)
40. 分光光度法或火焰光度法测定前 1—10 菲绕林金属络合物的溶剂萃取和 微量金属离子的浓缩·····	(205)
41. 银、铅、镉、锌和镍在硼硅玻璃·聚乙烯和聚丙烯容器表面的吸附特 性 ···	(210)
42. 测定天然水中三价砷的新的方便方法·····	(214)
43. 用微分脉冲极谱法测定 p.p.b 级的砷 ······	(218)
44. ASH_3 —原子吸收分光光度法测定废水和土壤中的微量砷 ······	(224)
45. 用 2, 3—二氨基萘荧光法测定水中硒·····	(229)
46. 在聚四氟乙烯容器中用硝酸加压分解生物样品以测定极低含量的痕量 元素·····	(231)
47. 水中毒物特别是氢化物和铜的不同化学状态·····	(233)
48. 原子吸收法分析水的综述·····	(238)
49. 一种新型的难溶的硫化物或卤化物的固态离子选择电极·····	(246)
50. 自动采样器和小流量的测定·····	(247)
51. 环境化学物自动测量的可能性和问题·····	(250)
52. 自动水质检测器使用时的关键·····	(264)
53. 水质分析的生态学方法·····	(270)
54. 水体受有机物污染对水生生物的影响·····	(277)

1. 环境监测的需要

Holdgate, M. W.

本文为1971年在加拿大渥太华召开的环境污染质的鉴定和测量的国际会议上, 英国环境部伦敦环境污染中心主席 M. W. Holdgate 的讲话。作者说明此报告仅为本人观点, 不代表环境部的政策。报告中涉及面较广, 谈到了如何选择应检测的污染质, 如何开展生态研究, 如何制订污染质标准等等。由于作者本人处于资本主义国家内, 站在资产阶级立场上观察问题, 因此有些观点是不正确的, 但报告中提出的一些问题, 也是我们在开展工作中所遇到的。因此较详细地译出, 供批判地参考。

译者按

关于环境污染质的检出和测定, 必然有两个听来似乎可笑的问题立刻会被提出, 第一, 什么是污染质。第二, 为什么要检出和测定这些污染质。

污染质的性质

某种物质之所以称为污染质, 乃是因为人类的活动将其在环境中的浓度增加, 开始对我们产生了不利影响。污染质一般可定义为在不适当的时候以不适当的量存在于不适当的地方之某种物质。

因此污染质包含三个重要概念: 1. 实际上任何能影响个别动物或植物的生活系统, 改变生态系统中种属的平衡或能影响生物界的物理和化学过程的物质均为污染质; 2. 与污染质造成影响的性质和范围有关, 与它们的化学结构无关; 3. 最重要的是我们对这种影响的重要性的评价, 因此我们对某特殊污染质的控制, 首先还是与社会的评价有关。提醒一下这些意见, 有助于确定我们对某些物质的检测所付的努力和考虑是否需要。

环境监测的目的

在检测环境污染质的目的中, 同样也包含着科学的和社会的因素, 它们是错综交织的, 这些目的包括:

1. 评价环境污染质在空间分布的模型, 从而判断浓度最高和问题潜在最严重的区域所在。

2. 确定污染质浓度和分布的现时趋势、发展形势和速度, 根据趋势追究污染质的污染路线。

3. 为了保护人类或自然资源的需要, 政府或其它部门在反对环境污染中要进行有效的监测。

4. 增进关于污染质作用于物理系统和生物系统的过程的理解, 从而对当前存在问题的大小和确定将来控制污染和管理环境的必要, 予以恰当的评价。

调查、检测、监测是鉴定测量环境污染质的三个步骤, 并作为政府和其它负责部门立刻采取行动的依据。确定那一种污染质值得调查或监测, 必须根据其问题的严重性或其影响的大小。保持一个健康和满意的环境

有着极大的社会重要性，而控制污染的经济价值也十分重大，甚至我们对污染质的真正影响的理解有稍许的提高，即会带来巨大的福利或巨大的经济，由于它的重要性，因此不要低估这一事业的规模。据说，工业国家在环境管理上的化费为国家总产值的10%。这一统计可能还偏小，因为有些还与环境管理的分类有关。就以联合王国（包括不列颠和爱尔兰）这样的国家来说，1958~1968之间重要工业用于减少大气污染方面约4亿8千万英镑(Chief Alkali inspector, 1968)，过去五年用于新的污水处理工程确定为7亿英镑，在3~4个主要的河口工程中，每个处理污水的工程约化费1500~3000万英镑。即使这样还只处理了一部分，其余靠海洋稀释成为世界污水进行循环，如果我们不能再依赖这种不付代价的服务，那又将化费多少代价。

“本底”知识的需要

任一生态学者或生物地理学者，必须承认生态系统的三个普遍特征：1. 适应性；2. 处于继续变化中；3. 存在着变异性和稳定性之间的关系。第1、2种特征当考虑加拿大或北欧在过去20,000年的动物或植物历史时，就能充分得到说明。第三种特征在自然界中容易见到，如比较热带的多雨森林和海洋岛上的草地，前者包含多至300种天盖形树木(Poore, 1968)和许多种类的寄生植物和地面植物。如果一种特殊的疾病或者突然爆发了一种食草昆虫消灭了一种树木，就有许多竞争者移入取代，在总的外观上没有显著改变。同样，由于优势品种的长寿，缓冲抵抗了气候变化并产生了自己内部的微气候，这样进一步保护了较小品种抵抗环境的侵害。相反，在南部海洋岛海岸的斜坡上有秣草类草地，如遇到了食草的哺乳动物消灭了原来的主要品种，就没有代替的优势品种了，海岸的侵蚀随之也破坏着此系统(Holdgate, 1967)。

人是生态系统的简化者，人们所播种的

草地，生长的谷物，经营的森林，与曾经更迭的自然界植物比较，品种数少，固有的稳定性也微少，再加农业制度和土地使用强度的改变，使人为的变动较其它环境的变化更不恒定。在被人类已改变了的大部分陆地上，这种变化了的生态系统，适应于自然和人类的压力，呈现出巨大的变种变化。

以上各点，使污染质对生态系统的影响极难解释。还存在着这样的危险，把观察结果错误地解释成与时间有关而其实可能并没有什么因果关系。在气候领域中，Lamb(1970)和 Weiss及Lamb(1970)等曾指出过这种难于解释的问题。大家知道在北部西欧平均温度较高，20世纪的前半纪盛吹西风，但最近十年气候变冷风向改变，有些学者(SCEP Review, 1970)认为起初由于燃烧煤而放出CO₂所造成的温暖，使空气中CO₂含量自1890年的290ppm逐渐升至1969年的320ppm(Council on Environmental Quality, 1970)。而最近的变冷可能是由于在上部空气中的微小尘埃挡住了太阳辐射进入地球。巨大火山喷出物的细小尘埃与北半球凉快的夏季肯定有联系(Lamb, 1970)。但是Weiss及Lamb(1970)指出，本世纪的温度变化正好落在周期约为200年的气候波动曲线上。这种变化从编年史上经过各种情况证明，可追溯到约7000年。而气候与污染质变化（从1960年以来，尘埃含量的重大变化，证明极为不利）的关系，又可能恰巧是完全符合的。

为了在估计污染问题的重大性上避免这一类错误，不致因控制污染而误用资源，我们必须了解自然的本底情况。正如我们不了解健康身体的生理和生理化学基础，就不能评定一种污染质或毒品对人的影响的意义一样，如果不理解对自然界的适应，我们就不能评定污染质的为害。生态系统很复杂，这些知识不能在几个月中获得，而必须经过几个年度的循环，测定许多种的物理和生物变数。也包括污染质。在各种条件下，包括不

同量的污染质, 研究可比较的生态系统, 将有助于我们确定真正的因果关系, 有一些则是通过统计分析的熟练技术而显示出来的。

污染质的性质

几乎任何一种化学物质都可能是污染质, 但并不是所有污染质的影响都是同样严重的。例如 CO_2 或 SO_2 , 它们都是地球大气中的自然组成部分, 磷酸盐和硝酸盐, 它们都是淡水中的主要营养料, 严重问题产生在当浓度很高威胁了生态平衡时, 也有些物质在浓度很小时就有引人注目的影响。因此在评价污染质的潜在危害时, 作为一个普遍的法则, 注意下列性质可能是有效的。

1. 自然性, 2. 毒性, 3. 扩散性, 4. 持久性, 5. 反应活性, 6. 生物可分解性, 7. 生物积累, 8. 作为控制的容量。

显然, 某物的毒性又决定了在环境中不使人受到有害影响的最大容许浓度。但是存在着这样一个问题: 我们评价毒性的方法是否恰当? 一般我们采用测定在较短时期内杀死50%的试验生物的含毒量。但对于长期暴露在含毒环境中此值是否为慢性影响的合理指标? 组成典型的试验生物是什么? 应否随着地区不同而改变试验生物 (Tarzwell, 1971)? 这样是否会因失去可比较性而使试验无效? 有什么行为效应在试验室中没有显示出来? Anderson (1971) 在加拿大的工作中曾指出, DDT 低至 40ppb (10^{-9}) 对抗冷的小鲑鱼和小鳟鱼在冬天能影响其整个种族的生存, 但用一般的毒性试验, 不发生像上面那样的影响。Bryan (1971) 曾报导了各种金属对海洋生物的致死和亚致死影响, 有些金属浓度仅比自然本底高一个数量级即开始有影响, 并说明随着品种和环境变化, 情况十分复杂, 很值得研究。

持久性表明污染质在环境中能保持多久不变, 因此也影响此污染质将能达到多大浓度。扩散性表示可计算的物理参数, 即一物

质所具有的扩散速度、溶解度或淌度。例如该物质通过水体时是自由分散的还是成为惰性沉淀物。生物可分解性和化学反应活性是持久性的形式, 但是一项重要性质, 因为某些物质, 至少是生物可分解性物质可从它的化学结构中预先判断 (Liff, 1971), 因此这两者归属于严格的科学名称中。生物积累为由某些最麻烦的环境污染质和重金属和氯化有机物所表现的麻烦的性质, 活的有机体能在组织中将此种污染质浓缩很多倍, 此被积聚的污染质常常沿着一条食物链通过被食者到摄食者, 使广泛分布于海水、淡水或土壤中的低浓度污染质, 在食物链终点的摄食者如海鸟、鹰、海豹或人等身上, 表现出显著的生理影响。如鱼中的汞 (Löfroth, 1969; Ackefors, 1971), 海鸟或海豹体内的多氯联苯 (Koeman等, 1969; Prestt 等 1970; Holdgate, 1971 Bonner, 1970) 以及许多生物体内的有机氯杀虫剂 (Dustman and stickel, 1969; stickel 1968) 都能说明这类问题。这些物质中多数是脂溶性的, 积聚在脂肪和肝中, 但是我们还很不清楚在各种生物体中、于各种条件下控制积聚速度的详细过程。

自然性的概念不同于这些内在的性质, 但因为它能强化别的性质, 也应予以评价。某些污染质在整个历史发展期存在于环境中, 但只是因人们极大地提高了它们的含量才被提出问题。例如二氧化碳, 二氧化硫, 硝酸盐和磷酸盐, 它们到处存在, 还有氟 (据说是地球上第13种最丰富的元素) 铅、汞、镉、铬、锌、铜和许多其它元素。一般来说, 对这种物质主要的是估计由于人类活动普遍地或局部地提高其浓度超过自然本底多大, 本底的测定极为重要, 但有关此点一般知道得极少。相反地由人们在近年来合成的一些另外的物质现正被放置在环境中, 而生物至今还未置身于其中, 可能生物的生化系统对它们感觉不适应, 对于这些“非自然”物质 (如有机氯杀虫剂) 必须特别仔细地检

查。

这样应有可能将这些性质数字化组合成一个公式给出特殊物质潜在危险的指数。实际上这一方法几乎已能肯定地告诉我们，凡具有剧毒、高度持久性，低生物可分解性，易积累于生物组织中，不以显著的数量天然地存在于生物界中，如重金属和氯化有机物是最严重的环境污染质。这些物质特别为国际专家小组提出列为最大的有害物就不足为奇了（例如 GESAMP, 1971）。

这一分析对可能提出的具有类似麻烦的污染质给予了提示，但归根结底，最重要的还在于污染质对自然界产生的影响以及社会对这影响可接受的程度。

污染质的影响

习惯的也可能是正确的，我们把凡对人类健康表现出急性影响的污染质均看作为最严重的。1952年12月伦敦的大雾事件，造成了比平时多死亡了3000~4000人，1956年在第一次英国清洁空气法规定下（Royal college of physicians, 1970），促进了烟尘控制。1953~1960年之间，日本水俣湾因死亡了43人，神经遭受不可恢复的损害约60多人，不得不承认汞为一严重的环境污染质。虽然我们强调了污染问题，但我们对许多污染质特别人们与含有低浓度污染质的食品、水、或一般环境接触了相当长的时间，而有关它们对人的影响仍属无知。提出这样的事例：我们从临床研究中得到一些肯定，例如中毒的征象表现于当铅在血液含量超过80微克/100毫升（Kehoe, 1969）或人们每天食用了平均含有10ppm汞的鱼200克（Löföth, 1969）。另外也已确证在血液中可检出的生化变化约在15~20微克/100毫升血（Hernberg and Nikkanen, 1970; Malcolm, 1970），此值较“正常”含量低得多并对长期来说是没有关系的。生化影响对污染质含量曲线十分精确，可据此测定其阈值，超

过阈值该污染质就具有公认的有害影响。除非已有这种曲线能规定此一阈值或已设定了实用的安全因素，否则分析工作者即使具备了熟练的分析技术测得了环境中的污染质并没有什么意义。在尚未得到这种精确的科学证明时，什么是被容许的安全因素是个疑问。就以鱼中的含汞来说，好几国政府设定了自己的标准。结合水俣湾急性中毒，设定在该量的 $\frac{1}{10} \sim \frac{1}{20}$ 左右，此指标是保守

（许多有价值的食物资源将被浪费）还是先进（人们将仍受危害）？美国对于食物中加入杀菌剂或在家庭周围使用制备的杀虫物品都有法律限制，因为此种杀菌剂能导致癌症或畸形。这一原则是清楚的，但是有多少物质在某一浓度下或注入大剂量时不致扰乱动物体内的精密机制，能否说明此项试验与实际情况经常为可比较的，因而对食物和水的污染应从口服方面去管理，气体污染应从吸入方面去管理？应否规定仅当浓度为规定浓度的100倍或1000倍在实际生活中造成了影响，此规定浓度才是安全的。到底允许浓度应订在什么界限？

污染质影响的另一严重问题发生在对家畜、食用的各种鱼类、农作物或其它资源珍品的急性和慢性影响。有关污染质的浓度和其影响的关系曲线常常不是线型的，很难确定，而且只在几点上为已知。例如二氧化硫对某些植物的宏观危害阈值，此关系曲线曾被用于评价英国发电厂高烟囱扩散气体法令的有效性（Ross, 1971并在印刷中）。另外已被表明在英国苏格兰低地二氧化硫的平均浓度可用长于树干上的地衣作为标记（Hawthornthwaite and Rose, 1970）来勾画出地图。但是并不知道此关系的微观临床形式。我们相信在南极的两个部分的企鹅体脂肪内测出的极低浓度的DDT和其它有机氯杀虫剂并无生物学上的重要性，但是我们并不知海中能允许有机氯含量不致造成危害的阈值（Butler, 1971）。

个别的有机体是生态系统中的一个小生物圈，污染质对此两者成为引起敏感调节连续移动的动态平衡的一个因素。前面说过的难于判断的困难在整个生态系统中，污染对大气和海洋的物理和化学系统的影响或对人工建筑物的腐蚀或危害同样也存在。这点将付出努力并进一步发展。

被测物质的选择

关于检测计划，考虑到人力、经济、分析方法和仪器的限制，与其制订一个包括影响和组成自然系统的广泛的计划，不如先分分类，从此选出最重要的和最迫切的问题。通过这样的分类，就能订出适当规模的确切计划。

科学进展通过作出重要的抽象和概念，以及对于观察和实验通过概念的模型作出判断或判断试验，这在生态学和污染研究中，曾经实践。为了研究世界上的自然系统并检测和监测人类对它们的影响因而分散我们的有限资源时，我们需要的是高效的选择、抽象和模型化、我们所作的各种测定不可能与真正的世界一样的复杂和广泛，我们所需要的仅是很有限的能说明世界真实情况的一系列测定，用以判断趋势，作为我们调节社会的、经济的、管理的政策，从而在人与环境之间获得平衡。

由此，我们必须做三件事：第一，我们必须从可能研究的广泛分类中选择出最优先检测的物质。第二，必须保证我们具有足够的科学方法对此进行调查，并获得有意义的结果。第三，必须保证对所得数据，我们能作出正确的解释和判断，或者至少该判断的正确性是已知的，建议在许多问题中可按此三步骤进行选择。

优先监测的评价

有四种标准可作为污染质测定计划的选

择：

1. 污染质本质的重要性（即问题的提出）包括污染质的性质，对自然界的影响，以及问题所涉及的范围。对于最后一项，如一种稀有的污染质，可能对于少数生化过程的作用具有特殊影响，但当在政府级的调查研究中，与大规模的或世界范围的问题如二氧化硫，有机汞化合物，或新的合成的潜在致癌物的分布和影响相比，只能占极小的比例。

2. 问题的迫切性：当有理由推测环境中某一污染质的含量远在阈值之下，其影响不会超越地区性，在将来此浓度还可降低（如由于改变了燃料政策），很清楚对待这些污染质比对安全界限比较狭窄，问题正在加剧的污染质（如供水中的硝酸盐，城市大气中的铅）不会付出更大的努力。

3. 为获得有意义的测定，分析方法的有效性是第一步，监测要等到方法已经发展并证明测定已可能时才能实现。在这方面，可追溯在一般环境中 PCB 和有机汞的测定仅在最近才成为可能。有许多物质，目前还应致力于评价发展技术而不是过早的或不适当的去检测环境中的含量。在淡水领域中，如果我们使用比较不熟练的操作人员作常规的自动检测，则我们需要很多新的发展。如果需要重复利用水时，则对许多微迹的污染质，将会提出重要问题。

在此，对一般所说的生物监测加以简要的评论。这一名词有两种概念，一方面可用以说明在生物体内的残留污染质，如平时对许多食物所作的残毒检测。因为有机体在其体内积累了某些物质高出环境中的浓度，多次地进行组织分析能得到污染质在一阶段中某一地区内的总量，并且也能给化学工作者以比环境中浓度高得多的分析材料，因而测定也容易得多。这种测定已被证明作为环境受杀虫剂、多氯联苯及许多金属的污染具有指示价值，并且继续保持重要。另外生物监测也用来说明一种方法，用植物品种和动物



北林图 A00113554

群落的相对或绝对的丰富程度作为环境状态的总的指示,如河流中的生物指标或空气(Hawksworth & Rose, 1970)或海洋某一区域(Tarzwel, 1971)的生物指标如海草 *Luminaria* (Bu-rrows, 1971a, 1971b)等。某一种属的生长和性能也是污染质浓度的一个有效的指示。这一技术无疑地将被继续发展。但是在生态系统中种属丰富程度的变化与许多天然的和人为的因素的平衡有关,并且生态系统还表现出周期性的天然变化,如果要正确地解释观察到的变化,这些方面都应了解,并且还存在着假相关一系列的危 险,因此必须十分注意。甚至某单一种属的强壮、生长速度或外表的变化也可以有许多原因,并且外表的观察未被物理或化学的测定所证实,是否可作为一种方法,也值得怀疑。最好把种属外表的调查及其丰度可作为第一步,由此构成假设,可用另外的分析方法进行调查研究。

4. 我们所选择测定的参数和因子作为指示广泛情况的价值。例如在六个月期间内,如检测树干上地衣群落的组成和数量,得出某一地区二氧化硫和光化学氧化物浓度总的评价比经常作各种气体的化学测定是一种更为经济有效的技术。同样苔藓积累金属和降尘中的其它成份的容量,可使它们的周期性样品较之经常采取的个别样品更为有效并有普遍指导意义(Goodman and Roberts, 1971)。

方法、数据和模型

关于环境污染质及其在环境中的含量报告中使人奇怪的是缺少标准偏差,或方法所能达到的正确数字。例如在估计1969年死于爱尔兰海海鸟中的多氯联苯时,一个重要因素就是所用的方法仍然不够正确。特别是一旦 PCB 达到较高的水平,一个数量级的正确度就将引入10或 100ppm 的差数(Pre-estt Jefferies and Moore, 1970)。所以方

法的正确度一定要在数据后附加说明。

另外,由不同试验室和不同方法所得结果的内在可比性,过去很少交换样品做过实际检验。最近在欧洲经济合作与发展组织(OECD)下工作的一个小组,曾做过鸟和海洋生物中的残留有机氯,他们发现在不同国家中能力不同的分析者之间对检出和测定杀虫剂所存在的差异与自然群落中动物之间的不同相比则很小。由此,作为一共同合作的监测计划,这样的一致性已经足够而可行(Holden, 1970)。还希望提出两点:第一,在各个试验室中所得到的结果应具有可比的可靠性,第二,应为对同一物质的测量。如果能保证这两点,则方法的统一并不重要。但是,如果用不同的方法敏感地测定不同的物质,由于对不同的化合物在较宽的范围内有不同的灵敏度,那末当数据供给区域或全球系统评价时,如不进行方法标准化,则保证方法之间互相标定是很重要的。

数据必须对判断有效,因为我们关系到计划现在和指导将来而不只是分析过去,因为即使现时,在世界各部分所收集到的污染质含量的资料极多,必须依靠现代计算机的容量来整理和贮存情报,还须用数学模型做这种判断。以大气过程而言,有关气象预报,判断污染质在大气(Murgatroyed, 1969)或河口的扩散,这种模型已为大家所熟知。关于数学模型应用于生态系统有许多争论,因为对每个动物和植物相互作用的基本过程还知道得很少并且很少能还原成数学形式(参阅 Van Dyme, 1966)。但是在国际生物学提纲中所展出的模型(NnHeal 1970)指明可能做到。相信这种模型将发展到至少能达到得出各种污染质对有机体影响的阈值的基本理解。对生物资源危害的同样形式的有效判断也能制成模型说明污染质的扩散和稀释。生态系统对污染质响应的形式以及许多其它各种干扰的形式也很相似,可以断言也有希望可用数学模型来判断(Woodwell, 1970)。

社会的判断

应否把一个社会的环境保护标准设立在保护社会中受危害最大的成员一边？例如从Cumberland的Windscale处理厂排出液体放射性废物，该厂处理的目的在于使 ^{106}Ru 同位素浓度低于在南威尔士一小部分最嗜吃大量由“斑岩”海草所做成的紫菜面包而引起危害的该点浓度，此海草积聚了这种放射性元素(Woodhead, 1971)。在任何一种经济基础上，这样的建议将被议论为完全是可笑的，因为补偿消费者的海草，并保持较廉的废水处理和监测方法肯定比较便宜，甚至出现了关于野生动物安全的更严重的问题。在海洋污染中处于最危险地位的有机体为海鸟和海豹，因在食物链的最末端并对漂浮的油类特别受到危险。鱼中污染质的浓度如以人类消费来说，应不引起危害，而不可能是除了食鱼者外使别的种属较少地遭受危害。我们绝对不会化了很大的代价去保护海豹和鸬鸟。

对保护人类健康及其附属问题要保证给以首要的关心，但是保持自然资源和舒适环境决不是不重要，某一特殊污染质在环境的特殊区域中能允许的精确定量须由三种标准来确定：

- a. 正确地了解浓度与影响之间的关系，
- b. 发生问题的环境区域的特性评价
- c. 分析方法的性质和控制机制的有效性

关于浓度和影响之间的关系越不能肯定，则需要容许的安全界限就越宽。同样，关于环境的同化能力如没有污染质内在性质的详细的了解则对环境生态学和它们之间的关系也不能正确判断。最后，技术上受到极大的限制，也必然使安全界限较之理论更为宽些。总之，虽然这些考虑必需引导至建立某种标准，但它必须与环境的细节联系考

虑。

在严格的逻辑学中，标准应基于要求某一特殊污染质其浓度不许可开始达到不可接受的影响的程度。因此，第一步应为环境同化能力和对有机体生理的和生化的危害阈值的评价。由此可知没有能统一适用的普遍标准，因为环境区域的同化能力变化很大，在大西洋中污染质能被安全地稀释，分解和循环的数量较内陆海要大得多。在波罗的海中，水的容量，混合速度，与温度有关的过程速度，生态学系统的性质与地中海和波斯湾又大不相同。控制污染质排入这些水体，同样地需要调整到符合当地条件。显然，对在物理和生物学上几乎完全不同的河流、湖泊、和河川也是同样适用的，甚至更费力些。

实际上，正确确定许多地方环境中的同化能力是很困难的，并且要求进行普遍的控制测量，常常以直觉判断为基础作为预防的第一步，因此环境标准倾向于先主观设定，随着科学知识的发展，以后再加修正。在这点上可能存在着两种分歧的哲学思想。

一种观点认为污染控制是费钱的，没有一个国家有无穷的资财专心致力于此项事业，应该估计那些该优先监测并坚定地立足于这样的基点：即正确的科学证明，从污染质目前已达到的水平或迫在眉睫即将达到的水平，将对人类、资源或安适构成危害。这是曾为英国的建议所倾向，这也可说明为什么在英国内陆水污染的控制较之汽车排气污染进行了更多的工作，因为如果要满足预见到的供水要求，必须加以净化，而后者在目前英国条件下尚未出现对健康的危害。另一种观点则认为：许多污染质肯定都没有好处，都有潜在危险性，大多数是肮脏的、臭的、不受欢迎的。因此在付出一定代价上如技术上可以实现，则降低它们在环境中的水平而不是禁止它们认为值得去做。这一观点在英国支配了在“制碱等工厂法”中(1906及1966)从主要工业中控制散发气体的决议。

检查者有责任为了实施条例，必须使用最好的可实现的方法，降低散发的污染质水平。在此，他们并不要求危害的医学证明因而要求改用新的或更有效的方法。

还有许多可说是两种观点的混合。显然，如果已经造成危害，必须最优先地给以控制，然而，如存在可行的方法减少危害，则立刻采用。可能也要作经济的衡量，大家能充分意识到整个社会由于灰尘、臭气或噪音引起的广泛传播而失去了真正的价值，控制这些无益物的代价成为产品中成本的一部分，因此人们与其购买这些昂贵的产品，毋宁就住在工厂的下风处。

监测的需要

在一个国家内，调查主要是为了确定污染问题究竟有多大，以及它和人类或资源管理的矛盾有多深。污染调查应与资源调查联系，因为两者是同一事业的表现，从而可制订切实的计划。污染趋势的检测同样是使用国家和地方资源计划的一个重要部分，而且是为了在污染控制领域中确定哪些应优先监测。在这一点上切勿忘记环境管理的时间范围。确实，完成一件较大的环境管理计划，从开头到实行，需要很长时间。1980年我们将要有的环境，大部分已被确定，如果我们要求在2000年有一个清洁的世界，必须从现在开始就要着手计划合理的趋势预报，这也就说明了环境检测的所以必要。

同时还应强调需要正确分析生命系统和污染质之间的相互作用过程以及发展适当的模型提高判断的正确性。在现时，如果我们还不能肯定我们所得的数字的有效性，我们以许多力量致力于空气和海洋中污染质水平的测定就没有多大用处，除非我们对基本情况有过较多的研究，否则将错误地制订合理标准或解释展现在我们周围的过程，我们也不能设计出切实的监测系统。

当前需要监测还因关系到指出我们正在

环境方面所付出的污染控制的努力是成功还是失败，如果是失败，又坏到什么程度。在国际间对发生在空气和海洋中有关全球性的共同财富的污染影响，应该进行国家联合调查和监测。全世界计量组织已经制订了大气污染监测计划；而食品和农业组织的专家小组委员会在1970年12月会议的决议上决定，海洋监测部署须等到基本调查和研究进行以后，否则就不应设计，这是得不偿失的。我们需要国际合作去调查、侦察、监测污染水平，这是出于诚意的国际关怀，因为它们影响了共同的空气和海洋贮备，如果不加检验，可能会扰乱平衡并损害整个人类。国际间的工作是复杂的，但是科学上的一条基本规律就是不应使任何一个解释或研究计划比必要的更为复杂。我们认识到污染的大部份只影响污染源附近较小的范围，这种情况最好按地区或国家为基础进行研究，根据判断，由政府设定有关的优先监测物质。有些问题可能影响区域的，例如接界的河或湖泊，如北美的五大湖，莱茵河，第尼伯河，尼罗河以及内海如波罗的海或地中海。这些地方，由直接有关的各国共同协议，进行区域研究或区域控制，以任何方式尽可能广泛地交换科学数据和管理经验。但是当现在或将来可以预见到的问题，其性质基本是区域性的或全国性的，则是否组织世界规模的监测计划就应慎重处理。

如果我们要作全球的，区域的或国家范围的监测计划，最后不可避免地要出现完善的科学设计和适当的方法学这些具体事情。如果数据来自许多中心由不同实验室操作，则能正确地测定同一物质这一点极为重要。如果方法不同，则至少数据应是可比较的并知道其正确度，在这方面仍需进行科学研究。为了设计巨大的全国的和国际的污染控制计划，如果基本的调查、趋势分析、影响监测的其所依赖的是不正确的方法，那末对整个工作来说至少是个障碍，甚至是一种巨大的欺骗。我们决不应这样做，如果现在某

些物质还不可能监测,就不要写进计划中去,如果数字的可靠性只有40%或50%以内,则将误差明确附于数据之后,此数字就可不应用它去作需要较高正确度的判断。这些问题似乎平凡又明了,但往往被忽略实使人惊讶。对于科学的正确性,除了基于正确的方法和良好的试验设计外,没有其它可以代替的更好方法。

总 结

污染质可定义为对人、资源、安适有影响,对社会环境不受欢迎的物质。其中有很大成份是立足于社会判断。

测定污染质是为了评价目前问题的大小,预报污染趋势,了解其影响和监测控制测量的有效性。

在判断污染质的严重性时,与污染质的毒性、持久性、分散特性,反应活性、生物可分解性、生物积累和作为控制的环境容量有关,我们的科学方法对这一重大责任往往还不能适应。

考虑污染质的影响还存在着社会判断这一因素。严格地说,应把污染质对人的影响放在最高的位置,但我们仍然还缺乏许多慢性影响对人和生物资源的性质的正确理解,许多已设定的标准是主观的,可能只有很小的真实性。

如果没有生态学和生理过程的本底知识去评价一污染问题的真正大小和性质,以及在环境中的自然趋势,不是不可能就是很困难。在这一领域内,假相关可导致判断的极大错误并浪费资源,因此,能应用于正确模型的严格数据极为重要。

在建立环境中污染质的容许水平标准时,必须确定那一部分人或生物群落要保护到什么程度,这一点往往不易达到逻辑地一致。在污染质与污染影响之间我们所具有的科学知识越少,需要的安全界限就越宽。从逻辑学上说,标准应关系到有机体或环境的

同化容量,这些标准极不一致;没有一种这样简单的事情,即设置一种单一的全球性的环境质量标准。但是在现今许多情况不确定时,可能需要采取使用最好的可实行的方法去消除散落物,即使这些物质尚未证明其有害这样一种观点。

调查、检测、监测为管理的工具,并为计划管理的重要部分。一般来说,国际的全球的计划,仅对空气和海洋需要,而后者还有设计的困难。地区性的和国家性的监测计划更普遍地需要,因为许多污染问题是地区性,要求控制在国家或地区范围水平。

对于所有这些考虑的基础,是在分析中、影响测定中和建立判断模型中的完善的科学方法。但是要作全球的或区域性的污染控制和监测,则必须要有详细的情报资料。

参 考 文 献

- Ackefors, H. 1971. Mercury pollution in Sweden with special reference to conditions in the water habitat. *Proc. Roy. Soc. Lond. B*, 177: 365—388.
- Anderson, J. M. 1971. Assessment of the effects of pollutants on physiology and behaviour. *Proc. Roy. Soc. Lond. B*, 177:307—320.
- Bonner, W. N. 1970. Seal deaths in Cornwall, Autumn 1969. *Natural Environment Research Council, London, publications series C, No 1*.
- Bryan, G. W. 1971. The effect of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. *Proc. Roy. Soc. Lond. B*, 177:389—422.
- Burrows, E. M. 1971. Assessment of pollution effects by the use of algae. *Proc. Roy. Soc. Lond. B*, 177:295—305.
- Burrows, E. M., and C. Pybus. 1971. *Laminaria saccharina* and marine pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 2(4):53—56.
- Butler, P. A. 1971. Influence of pesticides on marine ecosystems. *Proc. Roy. Soc. B*, 177:321—330.
- Chief Alkali Inspector (England & Wales). 1968. *Annual Report*. London, HMSO.
- Council on Environmental Quality. 1970. *Environmental Quality 1970*. Washington, US Government Printing Office.
- Dustman, E. H., and L. F. Stickel. 1969. *The*

- occurrence and significance of pesticide residues in wild animals. *Ann. New York Acad. Sci.* 160:162—172.
- Goodman, G. T., and T. M. Roberts. 1971. Plants and soils as indicators of metals in air. *Nature*, Lond. 231(5301):287—292.
- GESAMP (Group of Experts on Scientific Aspects of Marine Pollution). Reports on 2nd meeting, 1970, and 3rd meeting, 1971.
- Hawksworth, D. L., and F. Rose. 1970. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature*, Lond., 227 (5254):145—148.
- Heal, O. W. 1971. (Editor.) *Tundra Biome. Report on Working Meeting on Analysis of Ecosystems*, Kevo, Finland, September 1970. London, IBP Central Office.
- Hernberg, S., and J. Nikkanen. 1970. Enzyme inhibition by lead under normal urban conditions. *The Lancet*, 1(7637):63—64.
- Holden, A. V. 1970. International co-operative study of organochlorine pesticide residues in terrestrial and aquatic wildlife. 1967/1968. *Pest. Monit. J.* 4(3):117—135.
- Holdgate, M. W. 1967. The influence of introduced species on the ecosystems of temperature oceanic islands. *Proc. and Papers, IUCN 10th Tech. Meeting, IUCN. Pub. new series*, № 9, pp. 151—176.
- Holdgate, M. W. 1971. The seabird wreck in the Irish Sea, autumn 1969. (Duplicated full report, available from Natural Environment Research Council, London not abstract published as NERC Publications Series C, № 4, 1971).
- Iliff, N. A. 1971. Organic chemicals (except agricultural, animals health chemicals and food additives). *Proc. Second Int. Symp. Chemical and Toxicological Aspects of Environmental Quality*, Munich, 27/28 May 1971 (in press).
- Kehoe, R. A. 1969. Toxicological appraisal of lead in relation to the tolerable concentration in the ambient air. *J. Air Poll. Control Assoc.*, September. pp. 690—703.
- Koeman, J. H., M. Tennoever de Brauw, and R. H. De Vos. 1969. Chlorinated biphenyls in fish, mussels and birds from the River Rhine and the Netherlands coastal area. *Nature*, Lond., 221(5186):1126—1128.
- Lamb, H. H. 1970. Volcanic dust in the atmosphere with a chronology and assessment of its meteorological significance. *Phil. Trans. Roy. Soc.* 266(1178):425—533.
- Löfroth, G. 1969. Methylmercury. *Ecol. Res. Comm. Swed. Nat. Sci. Res. Council*, Stockholm, Bull. № 4, pp. 35.
- Malcolm, D. 1970. Lead damage. *New Scientist*, 17 December, p. 525.
- Murgatroyd, R. J. 1969. The dispersion of pollutants in the free atmosphere by the large scale wind systems. *Phil. Trans. Roy. Soc. Lond. A*, 265:273—294.
- Prestt, I., D. J. Jefferies, and N. W. Moore. 1970. Polychlorinated biphenyls in wild birds in Britain and their avian toxicity. *Environ. Pollution*, 1:3—26.
- Poore, M. E. D. 1968. Studies in Malaysian Rain Forest. I. The forest on Triassic sediments in Jengka Forest Reserve. *J. Ecol.* 56:143—196.
- Ross, F. F. 1971. Sulphur dioxide over Britain and beyond. *New Scientist*, 13 May: 373—376.
- Ross, F. F. 1971. Paper presented to ECE seminar on desulphurisation of fuels and flue gases (in press).
- Royal College of Physicians. 1970. *Air pollution and Health*. London, Pitman.
- SCEP. 1970. *Man's impact on the global environment*. MIT Press, Cambridge, Mass. and London.
- Stickel, L. F. 1968. Organochlorine pesticides in the environment. US Dept of the Interior, Special Scientific Report, Wildlife, № 19.
- Tarzwel, C. M. 1971. Bioassays to determine allowable waste concentrations in the aquatic environment. *Proc. Roy. Soc. Lond. B*, 177:279—286.
- Van Dyne, G. M. 1966. Ecosystems, ecology and systems ecologists. Oak Ridge National Laboratory, Rept. № ORNL-3957, 40 pp.
- Weiss, I., and H. H. Lamb. 1970. On climatic changes in the North Sea and the outlook. *Fachliche Mitteilungen*, № 160, May. pp. 6—15.
- Woodhead, D. S. 1971. The biological effects of radioactive waste. *Proc. Roy. Soc. Lond., B*, 177:423—438.
- Woodwell, G. M. 1970. Effects of pollution on the structure and physiology of ecosystems. *Science*, 168 (3930):479—483.
- (吴鹏鸣 译自 “International Symposium on Identification and Measurement of Environmental pollutants”, Ottawa, Ontario Canada 1971年6月 P 1—8)

2. 测定大气中二氧化硫的推荐方法 的评价 (付玫瑰苯胺法)

Blacker, J.H., Confer, R.G. 和 Brief, R.S.

环境保护管理局(EPA)已经指定了^[1]付玫瑰苯胺 (Pararosaniline, 缩写 PRA)法作为测定大气中二氧化硫的推荐方法,这个方法原来是由 Scaringelli 等人^[2]提出的。

方法需要通过四氯汞钾或四氯汞钠 (缩写 TCM)溶液吸入已知体积的空气样品。二氧化硫被 TCM 吸收而形成了二氯亚硫酸汞络合物 (dichlorosulfitomercurate)。付玫瑰苯胺和甲醛与样品反应形成一个有色溶液,最大吸收峰为548nm,用分光光度测定二氧化硫的浓度。

Scaringelli 对 West 和 Gaeke^[3]所报导的原有的方法进行了改进,这样使方法因付玫瑰苯胺的污染所引起的结果的变化减少到最小程度,排除了氮氧化物、臭氧和重金属的干扰,并且用调节合适的 PH 来提高方法的灵敏度。

Southwest Research Institute-Houston^[4]协调了十四个实验室,按推荐方法中所规定的亚硫酸盐校准和30分钟采样操作一起作实验,共同分析人造的纯大气。这个试验开始阶段所得到的大量数据在统计学上是无用的。为了一致起见,在第二次系列试验之前,所有参加的实验室在一起共同熟练三天。

Intersociety 委员会已经审查了 PRA 方法,并且否定此方法作为标准方法。首先是因为被 Southwest Research Institute-Houston 所协调的共同试验表明,此方法在作为常规使用获得准确数据之前,需要有充分的训练。

在 1972年 7 月和 8 月期间,我们进行了采集24小时环境空气样品的对比实验。使用我们在 ESSO 调查空气监测站 (ER-AMS)^[5]运转的连续电导仪 (wösthoff ultragas 分析器) 和 PRA 方法。

对表 1 中第一行和第二行进行比较表明:用推荐的 PRA 方法得到的结果总是偏低的(即17次中有16次是低的)。第 4 行是这些数据的比值,并指出平均起来用 PRA 方法测定的二氧化硫浓度只是电导法的64%。

这些结果的差别最初归结于是影响电导法而不影响 PRA 法的正干扰所引起的。二氧化硫明显的损失也可能是由于 SO₂ 和 TCM 吸收液所形成的二氯亚硫酸汞的络合物比预期的要少。采集的气体样品在吸收液中的滞留时间将是影响这个反应的重要因素,但是关于 PRA 方法的这一方面的内容报导的非常少。研究了可能影响 PRA 方法的其他因素,如采样效率、pH、金属干扰、分光光度计的性能和试剂的稳定性。

电导分析器是用渗透管技术^[6]制备的已知气体浓度来校准的。PRA 方法是用表示已知二氧化硫量的一系列亚硫酸盐标准溶液来校准。渗透管和亚硫酸盐两个校准操作都被EPA承认用于二氧化硫测定,这样就暗示了用任何一个校准操作在采样时所得的结果都是相同的。但是由于在每一个校准操作中硫化物的品种不同,预期所得结果不同是合理的。

据了解 Tennessee Valley Authority