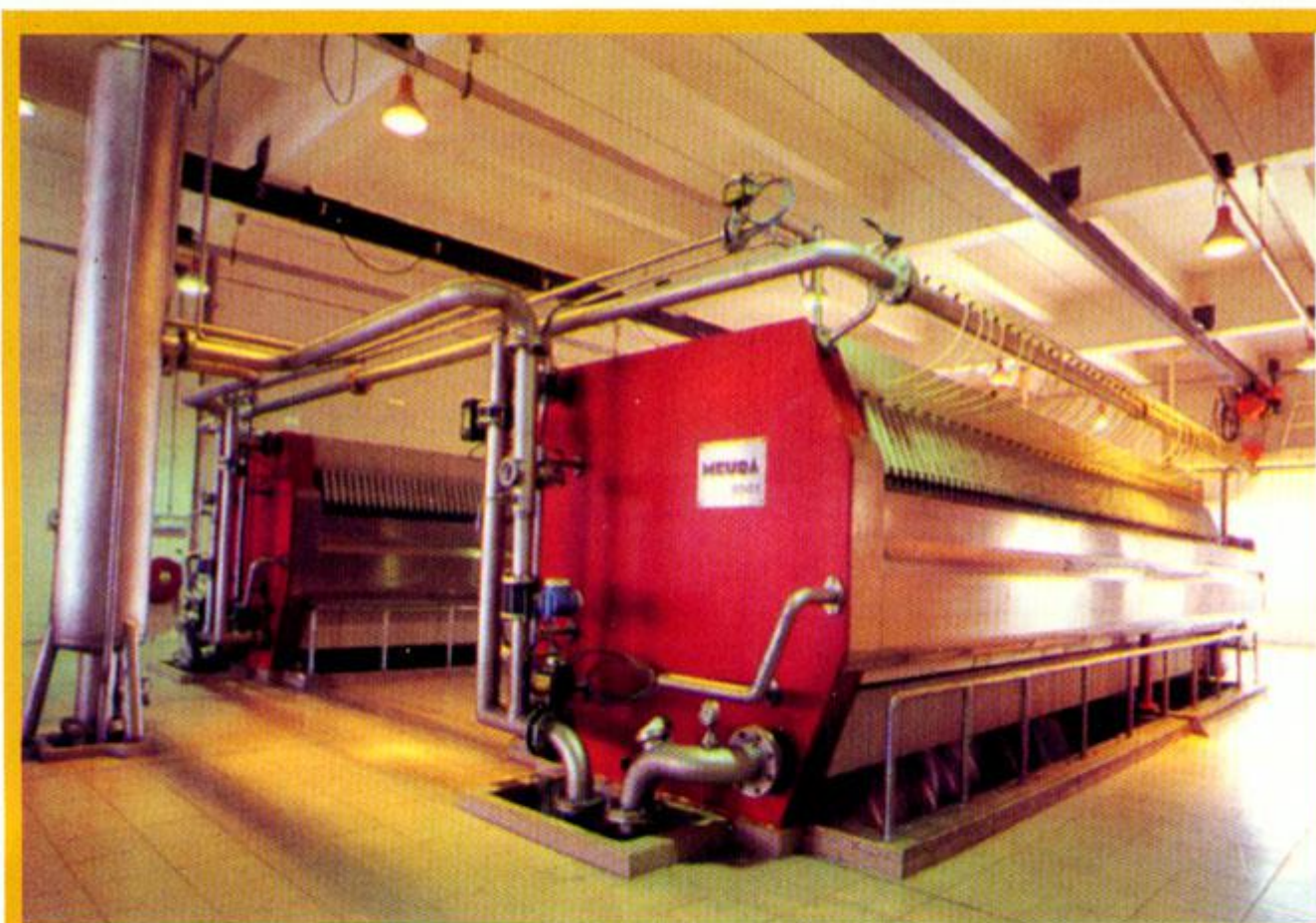


广州环境科学

GUANGZHOU ENVIRONMENTAL SCIENCES

第13卷 第2期

VOL. 13 NO. 2



1998

广州市环境科学学会 主办
广州中药一厂 协办

目 次

管 理 坛	大气环境管理中的总量控制策略 吴广宇等 (1)
研 究 报 告	广州市大气中挥发有机物组成特征 王新明等 (6) 广东西部地区的湍流强度及大气扩散参数探讨..... 吴艳标等 (10) 广州市工业用水结构初探..... 徐家颖 (16) 广州市城市污水处理费效估算的方法探讨..... 罗家海 (19)
环 境 工 程	水解酸化—序批式活性污泥法在屠宰废水处理中的应用 卓 奋等 (23) 阳离子接枝型聚丙烯酰胺在污泥处理中的应用..... 蔡紫云等 (27) 味精废水生化后处理的研究..... 罗志勇等 (31)
环 境 监 测	pH 平均值计算方法浅析 林汉杰等 (33)
环 境 经 济	环境与经济协调发展初探..... 谈锦钊 (37)
调 查 研 究	雅瑶涌锌污染特征..... 万军明等 (40)
读 者 园 地	在企业改革中强化企业环境管理工作..... 廖佩红 (43) 利用数学模型计算非离子氨浓度..... 杜敏敏等 (47)
国 内 简 讯	邹家华视察广州环保工作..... (9)
国 外 动 态	铝回收新技术 (5) 二恶英类 (Dioxins) (15) 临界水分解 PCB 新技术 (15) 德国 大众将推出新电动汽车 (22) 亚洲八国成立 AIIN (22) 挥发性有机物分解技术 (30) 电渗透加压脱水机 (48)
封 面 影 照	省市环保先进单位 ——珠江啤酒集团公司的世界先进设备-2001 型过滤机

大气环境管理中的总量控制策略

吴广宇

(南京大学城市与资源学系, 南京 210093)

陈旭薇

(广州市社会科学研究所, 广州 510045)

摘要 介绍大气环境管理方法的发展历程与趋势, 认为原有的大气环境管理方法不能适应当今经济发展的需要, 难以控制日益严重的大气污染, 使大气环境持续恶化。由此提出必须以总量控制的方法进行大气环境管理, 进而对大气污染总量控制的特点和意义进行了讨论, 指出总量控制是解决大气环境污染问题的理想途径, 同时也是谋求环境效益、经济效益和技术效益相统一的有效手段。

关键词 大气环境 大气污染 管理 总量控制 浓度控制 P值控制

1 前言

大气是人类赖以生存的最基本的环境要素。一切生命过程, 一切动物、植物和微生物都离不开大气。它不仅能通过自身运动进行热量、动量和水资源分布的的调节过程, 给人类创造一个更适宜的生活环境, 而且它能阻挡过量的紫外线照射到地球表面, 有效地保护地球上的生物。然而, 进入本世纪以来, 大量矿物燃料燃烧产生的污染物和温室气体排放以及城市人口的急剧增加, 造成城市大气污染物排放量的进一步迅速增长, 导致在本世纪中叶工业发达国家发生多起著名的城市大气污染公害事件, 使数以万计的人致病和丧生。大气污染严重危害了人体健康和生态平衡, 并危及着人类的生存, 制约着人类进一步发展。

当前, 我国正面临着经济高速增长和经济体制改革不断深化的新形势。全国大气污染从总体上看, 仍然十分严重。全国 570 个城市烟尘型污染与 10 年前相比, 虽然稍有改善, 但环境质量仍很差, 符合大气环境质量一级标准的城市不足 1%。参加全球环境监测网大气

环境质量考核的北京、上海、广州、西安、沈阳等 5 个城市在全球考核的 35 个城市中, TSP 值均列入后几名, 城市大气 TSP 值大体上比国外清洁城市高出一个数量级。

二氧化硫排放量也在不断增加, 目前每年已达 2000 多万吨(其中包括乡镇企业 200 万吨)。由于目前尚无有效的控制措施, 在 2000 年前仍呈增长趋势, 加上氮氧化物排放量也达到 726 万吨, 导致酸雨发展, 不仅地区在扩大, 而且酸雨频率在提高, 降水的 pH 值在降低。华南地区(四川、贵州、广西、广东)继欧洲、北美之后, 已成为世界第三大酸雨区, 这个地区酸雨损失每年达 140 亿元, 有的城市酸雨频率达 90%, 雨水的 pH 值降到 3.2。其中珠江三角洲成为我国酸雨的漏斗集中区、高负荷区和重灾区。目前珠三角酸雨频率高达 47.85%, 即平均每二次降雨就有一次酸雨。据国家环保局调查测算认为, 酸雨造成珠三角地区农业每年减产 10% 以上。据广东省环保局估计, 全省因酸雨造成的直接经济损失每年约为 40 亿元。

经济在迅速发展,能源、资源消耗量在不断增长,环境污染形势越来越严峻。因此,要求我们要转变观念,逐步由单一的浓度控制转向总量控制,通过科学规划,确定总量削减目标,增加环保投入,以适应经济的发展,控制和改善环境质量。

2 总量控制思想的起源和发展

自1972年斯德哥尔摩人类环境会议以后,世界各国均制定了一系列的环保政策和法规,并建立了相应的环境管理体制。这些政策多采用一刀切的方法对污染源的排放进行严格的控制。虽然这些措施取得了一些成效,但随着经济的发展和环保工作的逐渐深入,也暴露了它们的缺点:对技术改革缺乏刺激作用;对经济的增长和变化缺少灵活性;在标准执行中忽视经济效益;对点源控制过严和过细;对技术问题插手过多。由于未将源排放与地面环境质量关联起来,亦会造成满足排放标准而质量标准严重超标等现象。诸多弊端促使各国相继引入一种全新的管理思想——总量控制思想。

总量控制思想起源于日本对封闭海域污染治理提出的对策,并且它在1975~1985年的日本十年环境规划中明确限定了COD的排放总量。1979年,英国学者Wood和Cockbarn采用类似于总量控制的污染预算概念,用于英国泰晤士河的治理获得成功。

美国则选用了一种借助市场的较为经济的总量控制政策。1979年,美国环保局(EPA)开始试行著名的“气泡政策”,即把一个工厂看作是一个“气泡”,只要从这个“气泡”内向外排放的污染物总量符合标准,就允许这个“气泡”内各个污染源的排放量进行自行调整。这项政策可以促使工厂采用最经济的方法来达到最佳的净化途径。美国杜邦公司执行该项政策以后,污染控制费用下降了60%,每年节约8100万美元。

日本率先对大气污染总量控制进行了研

究。他们制定了对SO₂排放进行限制的K值标准,确定对东京、大阪等城市或地区实行总量控制。对于高污染区实行更严格的总量标准,在按大气容量条件进行排污削减的优化分配基础上,选择治理较佳的削减排污方案。日本实施的这种严格、完善的指令管理体制由于其详细广泛的动态信息系统和雄厚经费的支持,效果非常明显^[1]。

为了适应我国社会经济的快速发展和日益严峻的环境污染形势,我国的环境管理也正逐步从浓度控制转向总量控制。国务院环境保护委员会第九次会议通过的《1987年环境保护工作要点》指出:对污染源试行总量控制办法,进一步深化环境监督管理,要求各地区、各部门、各行业对污染源试行排污申报制度和排污许可证制度。国务院已决定“九五”期间在全国对环境危害较大的几种污染物实行总量控制,这是基本控制我国环境恶化加剧趋势的重大举措,也是实现我国“九五”环境目标的一项根本性措施。《中国21世纪议程中国21世纪人口、环境与发展白皮书》中也提出,“建立并推广实行以大气污染总量控制为主导的大气污染物排放申报登记和许可证管理制度”^[2]。

3 大气污染控制方法的演变

纵观世界各国大气污染控制对策的演变与发展,可以发现虽然各国控制大气污染的对策和方法各具特色,但是,其演变过程也有一定的相同之处,具有典型意义的就是浓度控制→P值控制(K值控制)→总量控制的发展过程。

浓度控制法,是通过控制污染源排放口排出污染物的浓度,来控制大气环境质量的方法,这就是人们通常说的国家排放标准,即是国家制订全国统一执行的大气污染物浓度排放标准。

世界上多数国家都是由此开始控制大气污染的。当然,各国根据自己国家的大气污染

特征和经济技术条件,制订的浓度控制方法和标准有所不同。有的以最佳实用技术为依据,有的考虑了不同烟气发生装置、吨位和燃料,有的目前改用单位产量或单位产热量的允许排放量,但这都是针对个体污染源,实行各种控制其排放量的方法。

P 值控制法很大程度上是为了克服浓度控制法对于污染源排放高度没有约束力这一弱点而制订的。它将烟囱排放高度和允许排放量用一个 P 值联系起来。通过地面大气污染质量浓度的限定,给出 P 值,就可以调整污染源的高度和排放量,由此来达到控制大气污染之目的。

其理论依据是,从烟囱排放出来的污染物所造成地面环境质量浓度的最大值与烟囱排放高度的平方成反比,和烟囱的排放量成正比。即:

$$C_{\max} \propto \frac{q}{H_e^2}$$

以上两种方法都有一些不可克服的弱点,尤其是作为排放标准的浓度控制法,是一种“一刀切”的控制方法,它不考虑城市的地域性差别,也就是说无论是沿海城市,还是内陆城市;也不管是南方城市,还是北方城市;甚至也不分是大都市还是小城镇,以及每一个城市的不同环境功能区,不同地形和气象条件影响,不同的污染现状,所规定的控制污染源排放的标准是相同的。这显然是极不合理的和极不科学的。P 值法也并没有完全克服浓度控制法的这一弱点。

特别是这两种控制法,都是针对单个污染源的控制方法。因而,随着经济的不断发展,不能限制污染源数量的增加。久而久之便产生如下几个严重问题:

- a. 城市污染源密集化;
- b. 污染源布局不科学化;
- c. 失去整体环境规划限值;
- d. 浪费了区域环境容量资源;
- e. 部分污染源高烟囱化;

f. 环境质量目标管理失控,等等。

最终许多城市出现了这样一种局面,即每一个污染源都达到了国家浓度控制标准和 P 值标准,然而城市的大气环境质量却严重超标。这种状态,无疑证明仍然实行原来的控制方法,已经无法控制城市大气污染和实现大气环境质量目标^[3]。

因而,必须将控制区域视为一个完整的系统,在使其达到各功能区要求的环境质量目标条件下,计算出全区的允许排放总量,再将这个总量优化分配给每一个污染源,确定每一个源的允许排放量,然后通过控制这些量,达到控制大气环境质量的目标,这就是大气污染总量控制方法产生的主要由来。

4 大气污染总量控制的概念和特点

大气污染总量控制是将某一控制区域作为一个完整的系统,采取一系列措施将排入这一区域范围内的大气污染负荷总量控制在一定的数量之内,以满足该区域的大气环境质量要求。为实现这一要求,通过对该区域大气环境系统的研究,包括大气污染源调查、大气污染物输送过程分析、大气污染来源解析、大气污染防治技术的经济环境效益分析,以可持续发展的观点,通过自净能力利用和费用最小的优化,确定出该区域内各个(类)污染源的分担率以及各个(类)污染源允许排放量,在配套的规划、法规、政策、标准及其它管理方法的保障下加以实施。它具有以下五个明显的特点:

a. 将污染源排放量控制与区域环境质量挂起钩来,具有很强的针对性,可为政府进行环境管理提供定量的决策依据,进而有计划、有目标地采取措施有效控制和改善所辖区的大气环境质量。

b. 总量控制体现了根据地区和环境功能差异,分类指导、宽严有别的原则。

c. 不再单纯实施点源定量控制,而是通过对城市大气污染综合整治,进行总体优化,并具体制定对面源、流动源的总量控制要求。

这样做可以使各种大气污染防治措施的投资比例得到合理分配。

d. 总量控制概念的引入, 为制订大气环境资源有偿使用的经济政策提供了依据, 有利于实现环境资源的合理配置。

e. 总量控制要求可以使企业明确自己的环保责任和目标, 有计划地削减污染物排放总量或制订合理的生产发展计划, 强化企业内部环境管理。

5 大气污染总量控制的意义

5.1 实施总量控制, 可以更迅速、有效地实现环境质量目标

由于实施总量控制的一系列政策、标准和法规是直接与环境质量目标相联系的, 目标十分明确, 可以集中人力、物力、技术力量和管理力量, 集中控制和治理对大气污染贡献大的主要污染源; 或者以超量削减控制费低的源的排放量来顶替控制费高昂的源的排放量; 以高技术、高效益的先进企业的排放替换设备陈旧、技术落后的多源的排放或面源的排放, 以更迅速地达到环境质量目标。同时, “总量控制”可以根据地区的污染现状和技术条件、经济承受能力、环境质量最终目标, 拟定环境质量分期目标及污染源削减的分期计划, 将此计划纳入国民经济计划, 以保证更有效地实现环境质量目标。

5.2 实施总量控制, 可以使区域污染控制治理费用的总和趋于最小

用总量控制的方法制定的地方大气污染源排放标准, 是在充分考虑利用大气的自净能力及不同污染源控制治理的边界费用差异, 用最优化的方法得出的。因而, 它可以使达到同样的环境效益时, 所花费的经济代价趋于最小。

5.3 实施总量控制, 可以提高企业治理环境的自觉性和主动性

由于用总量控制的方法制定的排放标准, 是直接与污染源对大气污染物地面浓度的贡

献相关的, 由此可以使企业得到对空气污染应承担责任以及给自身带来危害的定量概念, 可以启发企业防治环境污染的自觉性, 真正实现“污染者负担”的原则。而且, 实施总量控制使企业采用新的防治技术, 可以把剩余排放量额度转化为经济效益, 这就大大调动了企业研制和实行最优、最省的防治技术的主动性和积极性。

5.4 实施总量控制, 管理上针对性强, 能使管理部门把力量放在规划、方针、政策、法规、监督和指导的主要任务上

总量控制是以实现环境质量目标为目的, 针对性极为明确的管理。它强调了空气资源的有限, 污染者只能有限地使用空气资源, 必须对地区的大气污染承担责任。它制定的原则强调了地区发展的不平衡及各个污染源治理的边界费用的差异。它采用的是宏观调控下, 地区、企业自主管理的方式。它一改在单纯“浓度控制”下, 管理人员面对所有污染源的被动局面, 遵照社会经济发展的规律和污染物在大气中运动的客观规律, 最大限度地调动地方和企业治理环境的主动性, 而把力量集中在方针、政策和规划的制定及监督管理的主要环节上。这样做的结果会促进环境管理的深化及开创环境管理的全新局面。

5.5 实施总量控制, 管理上具有很大灵活性, 有利于区域经济的持续发展

总量控制是实施排污交易政策的基础。在保证区域环境质量目标的前提下, 它可以使环境效益和经济效益很好地协调起来, 采取优化的方案, 保证又快又省地实现环境目标。同时, 可以在保证区域大气环境质量的条件下, 使未达标区的经济获得持续发展的可能。

正确处理经济发展和环境保护这对矛盾, 对发展中国家更显得至关重要。发展中国家环境治理费用的短缺是显然的, 只有在经济生产不断发展的同时, 才可能有效地积累改善环境的资金; 环境的改善又为经济进一步发展创造了良好的条件。总量控制的管理思想有助

于促使这种良性循环的形成。

5.6 实施总量控制,有助于提高全民的环境意识

由于实施总量控制,把污染源排放直接与环境质量挂钩,可以使群众得到更直观、清晰的污染源对空气污染应承担责任和量化概念,有助于提高群众参与的积极性和群众监督的主动性。群众监督是改善环境的巨大动力^[4]。

6 参考文献

- [1] 刘舒生,林红.国外总量控制下的排污交易政策.环境科学研究,1995,8(2)
- [2] 中国 21 世纪议程中国 21 世纪人口、环境与发展白皮书.北京:中国环境科学出版社,1994
- [3] 国家环境保护局,中国环境科学研究院编.城市大气污染总量控制典型范例.中国环境科学出版社,1993
- [4] 林红.推动大气污染物排放总量控制,深化大气环境管理.环境科学研究,1993,6(4)

Total Pollutants Control Solution for the Air Environmental Management

Wu Guangyu Chen Xuwei

Abstract This paper introduced the developing course and trend of air environmental management methods, considered that the existing methods can not suit today's economical development and is difficult to control the air pollution which is getting more and more serious and even results in worse air environment. Therefore this paper proposed the total pollution control solution for the air environmental management, discussed its characteristics and sense, pointed out that this method is not only an ideal way to solve the problem of air pollution, but also an effective measure to coordinate the environmental benefit, economical benefit and technological benefit.

Keyword air environment air pollution management total pollutants control concentration control P control

铝回收新技术

日本神户钢铁公司和东京电力公司共同开发在熔融状态回收铝的新技术。过去铝回收率停留在 40~60%,用电弧放电回收率提高至 80~90%。

新技术是将废铝在充满氩气的炉内加热熔化,氩

气能抑制氧化物产生,提高了铝的回收率。回收后的残渣能作为生产瓷砖和水泥的原料。同时以电为能源可抑制回收过程中有害气体的产生。

(洪蔚)

广州市大气中挥发有机物组成特征

王新明 盛国英 傅家谟

(中国科学院广州地球化学研究所有机地球
化学国家重点实验室, 广州 510640)

闵肖顺

(广东省环境资源利用与保护重点实验室, 广州 510640)

摘 要 采用于 Tekmar 吹扫-捕集-色谱-质谱联用仪分析了广州市一组大气样品中的苯系物、烷烃、卤代烃和单萜烯等挥发性有机物, 并讨论了其组成特征及来源。

关键词 大气环境 大气污染物 挥发性有机物 广州

1 前言

对广州市大气气溶胶的研究表明, 机动车尾气污染是大气气溶胶中有机物的主要来源^{[1],[2],[3]}。机动车尾气来源的有机物, 很大部分直接以气态形式存在, 另外工业生产中使用有机溶剂或排放废气, 都可能使有害物进入大气环境。大气中直接以气态形式存在的有机物, 通过呼吸可能对居民健康产生不良影响。文章着重探讨了广州市大气中检出的主要挥发性有机物的组成特征。

2 采样与分析

2.1 采样

采用江苏建湖电子仪器厂生产的 TMP-1500 大气采样器进行采样, 空气通过捕集管时挥发有机物被吸附下来。捕集管购自美国 Tekmar 公司, 内部充填有 Tenax 和 Carbon-sieve。采样高度均为离地面 1.2 米。空气以每分钟 0.5 升的速率流过捕集管, 每次采样时间均为 20 分钟。在 1996 年 7 月 21 日和 22 日连续两天进行了采样, 采样时间为上午九点和下午两点。采样点选择广州地区及其近郊

的不同功能区。另对机动车尾气也进行了直接采样。共采样品 96 个。

2.2 实验室分析

实验室分析由 Tekmar 6032 Aerotrap Autosampler、Tekmar 3000 Purge & Trap Concentrator 和 HP5972 GC/MSD 这一组合仪器系统完成。将野外现场采样后的捕集管安装到 Tekmar 6032 的热脱附位置, 捕集管被快速升到高温进行热脱附, 脱附产物被氮气流带到 Tekmar 3000 经由捕集阱被捕集起来, 脱附过程完成后, 捕集阱快速升到高温(升温速率 > 400℃/min), 氮气流将捕集阱脱附出来的有机化合物带到 HP 5972 GC/MSD 系统进行定性定量分析^[3]。主要仪器分析条件如下:

Tekmar 6032: 氮气流速 40mL/min, 样品捕集管脱附前吹扫 1 分钟, 样品管脱附温度: 225℃, 脱附时间 20 分钟。

Tekmar 3000: 捕集阱捕集时温度 35℃, 脱附时温度 220℃; 水份去除系统捕集时 180℃, 脱附时 40℃; 捕集阱焙烤温度 225℃, 焙烤时间 10 分钟。

HP5972 GC/MSD: 色谱柱为 HP-VOC

(25m×0.20mm×0.5μm)。柱温程序为:始温 35℃,保持 2min;以 8℃/min 的升温速率升温至 200℃,保持 5min。质谱电离方式为 EI,电离能量:50eV,质量范围为 35-350amu,倍增电压为 1696emV。

3 结论与讨论

3.1 检出主要挥发性有机物

样品中检出的主要挥发性有机物有苯系物、烷烃、卤代烃,另有一些天然来源的挥发性有机物。苯系物(BTEX)主要有苯(B)、甲苯(T)、乙苯(E)、二甲苯(X),还有一些 C3—苯和 C4—苯。本方法能较可靠地检测的烷烃主要是碳数为 6 至 15 的烷烃。卤代烃主要有氯代乙烷和氯代乙烯类(其中三氯乙烯、四氯乙烯、三氯乙烷较普遍)、氯代芳烃类(主要是氯苯和二氯苯)、氟氯烃类(如三氟—氯甲烷)。天然来源有机物中除萜烯类外,还有一些醛类

和醇类。

3.2 检出挥发性有机物的组成特征

对机动车尾气的直接采样分析表明,检测到的挥发性有机化合物主要由单环芳烃和低碳数链烃组成。在广州市不同功能区样品中,虽然不同程度地含有卤代烃类和一些天然来源挥发有机物,但它们所占比例都不高,样品中占绝对优势的还是单环芳烃和链烃,在街道和公路旁所采样品中这种优势更加突出,这表征着汽车尾气或化石燃料消耗可能是广州市大气中挥发有机物的主要来源。

3.2.1 BTEX

如果把采样点进行分类,不同类型地点所采样品中含量相差比较悬殊(见表 1),一些公园样品中 BTEX 含量与街道和公路样品中的含量存在着数量级的差别。但从 BTEX 平均值的分布上三类采样点很相似(见图 1)。

表 1 不同类型样品点中苯系物含量 (μg/m³)

采 样 地 点	苯(B)		甲苯(T)		乙苯(E)		(对+间) 二甲苯(mp-X)		邻二甲苯 (o-X)	
	R	A	R	A	R	A	R	A	R	A
城区交通主干道	20.6~185	51.5	36.1~153	77.3	6.4~45.2	17.8	17.8~98.2	58.6	5.6~50.2	23.0
华南植物园、东郊公园、从化森林公园	0.7~21.6	3.9	2.0~20.8	6.2	0.6~5.6	1.7	0.7~6.6	3.2	0.3~2.5	1.5
大学(华南工大、华南农大、华南师大)和居民区	2.1~64.6	16.1	6.8~42.6	21.5	1.2~18.0	4.0	2.4~26.1	13.8	0.8~13.0	5.3

R 为含量变动范围;A 为平均含量

3.2.2 苯乙烯

苯系物中苯乙烯特征与采样点环境有很大关系,其含量并不与 BTEX 含量成正比,选择总离子流色谱图上与苯乙烯峰最靠近的邻二甲苯作参照,邻二甲苯和苯乙烯含量之比(OX/S)不同地点变化较大(见图 2),相对于 BTEX 而言苯乙烯具有多源性。在街道和公路旁所采样品中,一般邻二甲苯的含量远大于

苯乙烯含量,而在居民区和一些商业区所采样品中邻二甲苯含量与苯乙烯相当,在垃圾填埋场和某些工厂附近,苯乙烯含量要比邻二甲苯高,垃圾填埋场尤其如此。街道样品中苯乙烯含量与其它样品点中苯乙烯含量不象 BTEX 那样相差悬殊,垃圾填埋场、石化厂附近苯乙烯含量相对较高,共检出有 6 个采样点苯乙烯含量超过 10μg/m³,其中两点采于广州石化厂

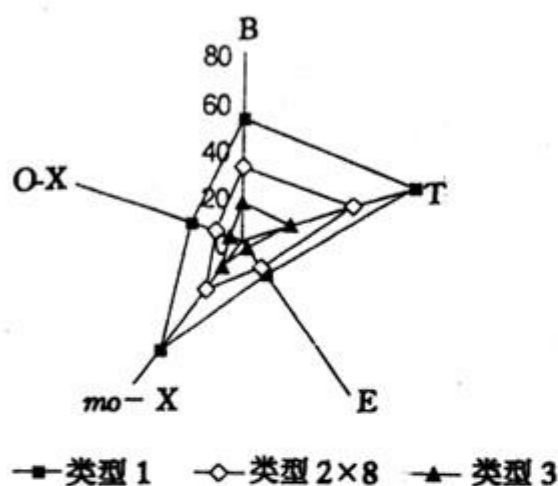


图1 三类样品中BTEX平均值分布图

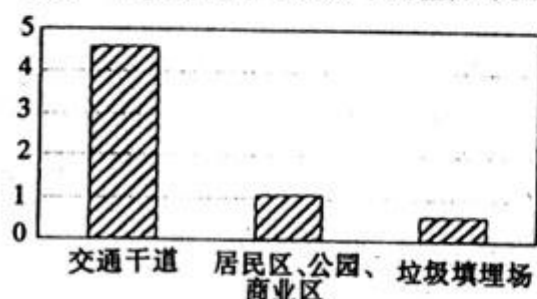


图2 样品中邻二甲苯和苯乙烯比值(OX/S)

附近街道，有4点采于大田山垃圾填埋场。由于苯乙烯用于合成树脂、塑料、橡胶等，化工生产过程和塑料橡胶成品中单体释放，都会使苯乙烯进入大气环境。垃圾填埋场中较高的苯乙烯可能与其中塑料橡胶等分解有关。

3.2.3 烷烃

广州不同地点所采样品中检出 $C_6 \sim C_{15}$ 正构烷烃表现出大致相似的分布，从 nC_6 至 nC_{10} ，含量逐渐升高，总离子流色谱上最高峰一般为 nC_{10} ；在 nC_{10} 以后正构烷烃含量又逐渐降低（见图3）。

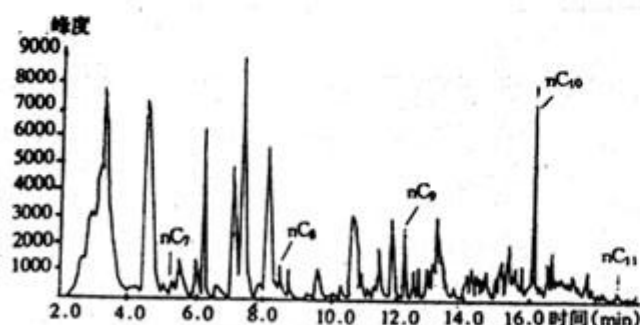


图3 样品中的正构烷烃(五山街)

3.2.4 卤代烃

除在垃圾填埋场和个别采样点检测到含量较高的氟氯烃外，其它样品中含量极微。样品中检出的氯代烃类主要有三氯乙烯、四氯乙烯、氯苯、二氯苯等。检出三氯乙烯的含量范围为 $0.0 \sim 6.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，四氯乙烯含量范围为 $0.02 \sim 23.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，氯苯含量范围为 $0.13 \sim 8.07 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，二氯苯含量（三种异构体含量和）范围为 $0.12 \sim 17.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。交通干道样品中氯代烃的含量很微，而在一般商业区、居区民，普通检测到三氯乙烯和四氯乙烯，在一些化工厂附近样品中检测较高含量的氯苯和二氯苯。

3.2.5 天然来源有机物

样品中检出的主要天然有机物有萜烯，其中主要有 α -蒎烯、 β -蒎烯，另有 β -蒎烯、蒎烯和月桂烯等。一个比较明显有区别是在一般采样点中 α -蒎烯占主要优势，含量远大于 β -蒎烯；而在垃圾填埋场和一些农田所采集的样品中，单萜烯含量很高，而且 β -蒎烯含量大于 α -蒎烯（见图4），垃圾填埋场中异常高的单萜烯含量与其中的植物残体（如腐烂蔬菜）有关。

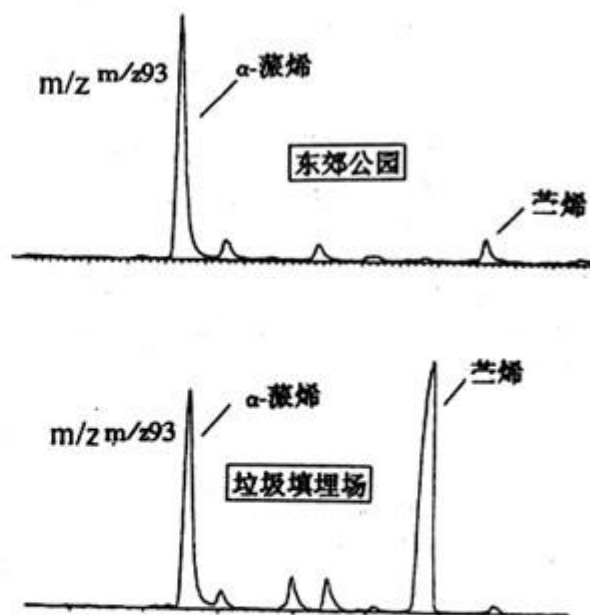


图4 不同样品中蒎烯和β-蒎烯的不同分布特征

4 结论

广州市大气中挥发性有机物的初步研究表明，挥发性有机物主要有苯系物、烷烃、卤代

烃和一些天然来源的挥发性有机物。挥发性有机物中苯系物和烷烃是主要的,主要可能与汽车尾气有关;卤代烃和天然来源有机物占挥发性物中很少一部分,在居区民、商业区和一些化工厂附近,卤代烃和苯乙烯含量较高。在某些采样点,如垃圾填埋场中,单萜烯含量很高,而且与一般天然植物排放的单萜烯呈现不同特征。

5 参考文献

- [1] 盛国英, B. R. T. Semoneit, 傅家谟. 中国一些城市气溶胶中有机质的生物标志研究. 广州环境科学, 1993, 8(2): 12
- [2] Sheng Guoying, Feng Jialiang, Fu Jiame, Wang Xinming, Min Yushun. Preliminary Study of Lipids in Aerosols from Urban and Suburban Areas of Guangzhou. In: Proc. Of The Secend Asian Symposium on Academic Activity for Waster Treatment and Resources(AAWTR), 1994: 264
- [3] Jiamo Fu, Guoying Sheng, Yu Chen, Xingming Wang, Yushun Ming, Ping'an Peng. Preliminary Study of Organic pollutants in Air of Guangzhou, Hong Kong and Macao. In: Robert P, Enganhouse eds. ACS Symposium Series 671: Molecular Markers in Environmental Geochemistry 1997: 164

The Feature of Volatile Organic Component in Guangzhou's Atmosphere

Wang Xinming

Abstract Volatile organics such as benzene series, alkyl hydrocarbon, halo-hydrocarbon and monoterpene in a group of Guangzhou's atmosphere species were analysed with Tekmax analyser (a combined instrument of blowing, capturing, chromatography and spectrograph). The features and sources have been discussed.

keyword air environmentl air pollutants Tekmax analyser volatie organic component
benzene series BTEX Guangzhou

邹家华视察广州环保工作

全国人大副委员长邹家华 5 月 19 日在市领导林树森、戴国治的陪同下,冒雨视察了广州市的环保工作,在视察结束前的讲话中,邹副委员长强调,空气污染指数的日报预报不能搞指标竞赛互相攀比,改善环境质量才是环保工作的根本点和出发点。

邹家华先后视察了广州市机动车尾气路检点和改用液化石油气的 12 路公共汽车总站,以及广州发电厂、大坦沙污水处理厂和市环境监测中心站。在听取有关情况汇报和实地考察后,邹家华对广州控制机动车尾气污染的工作表示赞赏。他认为,电厂粉煤灰的综合利用是好方向,政府应大力扶持。他希望市里能研究将日处理 33 万吨的大坦沙污水处理厂出水回收利用,以节约水资源。在听取市环保局领导关于环

保工作的全面汇报时,邹家华特别介绍了北京治理“白色污染”——建立回收站的经验。

视察中,最让邹家华副委员长动情的是在广州市环境监测中心站的空气质量测报室。陪同人员介绍说,多年前设在该中心站二楼的一个大气自动采样点,现在直接受到附近一个大型停车场和饭店排放废气污染的影响,从而把广州的 API“拉”得很高,有损广州形象。邹家华听后笑着说,监测空气要优化布点,科学、客观、公正地反映整个城市的情况,空气好不好,老百姓鼻子也是可以闻得出的,各地的空气质量日报预报,不仅仅是公布一个指标数的问题,关键是要切实改善环境质量,这才是环保工作的根本目的,环境好了,指标数自然也会好。(廖重斌)

广东西部地区的湍流强度及 大气扩散参数探讨

吴艳标 阳继宏 刘树旺 江奕光 叶燕翔 李福娇
李 琼 向可宗 毛伟康 黄智慧 谷德军

(广州热带海洋气象研究所, 广州 510080)

摘 要 在广东省西部的茂名市石油化工公司所在地区采用追踪平衡球的双经纬仪观测和美制三轴风速仪观测, 分别测定了该地区拉格朗日系统和欧拉系统的湍流脉动量。然后根据不同参照系的泰勒公式, 分别计算出水平及垂直湍流强度和大气扩散参数 σ_y 、 σ_z , 并与 PG 法之计算值和 BNL 实验结果比较, 得出一些有实用意义的结果。

关键词 大气扩散参数 湍流强度 茂名

1 引言

在大气扩散模式中, 最关键的是合理地描述湍流扩散过程。高斯烟流模式是被人们广泛使用的模式, 其大气扩散参数是在平坦地区野外实验总结出来的, 为人们使用扩散参数提供了方便。但对于复杂下垫面条件不能简单使用。

茂名位于广东省西部地带, 地势较为平坦, 属亚热带气候, 气温高、降水量也较充沛, 雨洗和湿沉降作用较大的条件下, 扩散参数取值颇值得研究。

根据在茂名市采用释放平衡球和安装 UVW 三轴风速仪进行湍流脉动量观测取得的大量资料, 运用有关的泰勒公式分别计算出不同稳定度的大气扩散参数 σ_y 、 σ_z 值随下风方距离变化, 并与 PG 函数计算值和 BNL(美国布鲁克海汶国立实验所)的试验结果进行比较及分析讨论, 得出一些有实用意义的结果。

2 观测资料

1988 年 1 月和 5 月、1989 年 7 月、1994 年 1 月, 分别在广东省西部的茂名市石油化工

公司所在区域附近施放平衡球(施放高度为 100 米至 200 米)采用双经纬仪跟踪观测和楼顶(高 25 米左右)在 6 米高的支架上架设 Gill-UVW 三轴风速仪进行湍流脉动量观测。

我们所用的平衡球是无升力的气球。用双经纬仪跟踪观测平衡气球的空间位置, 经纬仪之间的基线长度为 500 米左右, 基线走向与最多风向基本垂直。每个球观测时间为 30 分钟左右, 每间隔 15 秒钟读数一次。对由于配重不合适、氢气泄漏或太阳辐射的影响使气球的平衡状态不理想的资料不作统计。

采用 UVW 三轴风速仪进行脉动量观测, 该风速仪可自动采集不同时间长度与间隔的 UVW 风速及温度, 并把原始数据和经实时处理的计算结果贮存及打印。这里所选用的采样时段为 30 分钟, 采样时间间隔为 1 秒钟。对该资料进行综合处理时, 剔除数据明显不合理的那些样本后再进行分析计算。

3 有关参数的确定

3.1 大气稳定度

a. 采用改进的 pasquill 分类的方法, 根据

风速等级和太阳辐射强度进行确定,太阳辐射强度用太阳高度角及云量等划分。

b. 采用 D. H. slade 根据水平风向脉动(仪器高度为 25 米)标准差 σ_A 来划分大气稳定等级,其划分标准见表 1。

表 1 水平风向脉动标准差 σ_A
划分大气稳定度的标准

稳定度	σ_A (度)
A	$\sigma_A(\text{度}) \geq 23$
B	$18 \leq \sigma_A < 23$
C	$13 \leq \sigma_A < 18$
D	$8 \leq \sigma_A < 13$
E	$4 \leq \sigma_A < 8$
F	$2 \leq \sigma_A < 4$

3.2 湍流强度

根据连续自动测定的 x 、 y 、 z 三个方向的瞬时风速 u 、 v 、 w 及其变化,计算出 $\bar{u}'^2$ 、 $\bar{v}'^2$ 、 $\bar{w}'^2$,即相应的风速脉动方差,并采用下式计算湍流强度:

$$I_u = \left(\frac{\bar{u}'^2}{\bar{u}^2} \right)^{1/2} = \frac{\sigma_u}{\bar{u}}$$

$$I_v = \left(\frac{\bar{v}'^2}{\bar{u}^2} \right)^{1/2} = \frac{\sigma_v}{\bar{u}}$$

$$I_w = \left(\frac{\bar{w}'^2}{\bar{u}^2} \right)^{1/2} = \frac{\sigma_w}{\bar{u}}$$

3.3 摩擦速度 u^*

摩擦速度 u^* 根据定义用以下公式计算:

$$u^* = \sqrt{\frac{\tau}{\rho}} = \sqrt{-u'w'}$$

3.4 地面粗糙度 Z_0

地面粗糙度 Z_0 的估算公式为:

$$Z_0 = \frac{Z_r}{30}$$

Z_r 为粗糙单元的平均高度。计算结果表明,我们进行大气探测的区域地面粗糙度 Z_0 为 0.5 米左右。

3.5 扩散参数估算公式

Pasquill 在泰勒公式的基础上提出了估算大气扩散参数的公式:

$$\sigma_y = \sigma_A x f(x)$$

$$\sigma_z = \sigma_E x f(x)$$

式中: σ_A 、 σ_E 分别为水平和垂直风向脉动的标准差;

x 为下风距离(米);

$f(x)$ 为普适函数, pasquill 根据高架源野外扩散实验总结得出随距离变化的相应结果^[1]。

污染物的扩散过程是拉格朗日过程。由欧拉系统观测到的湍流数据估算拉格朗日系统有大气扩散参数,需建立两者之间的关系,这里采用三轴风速仪和双经纬仪跟踪观测资料计算大气扩散参数是根据泰勒的扩散基本理论。泰勒公式的谱函数形式为:

$$\bar{Y}^2 = \bar{v}^2 T^2 \int_0^\infty F_L(n) \frac{\sin^2(\pi n T)^2}{(\pi n T)^2} dn \quad (1)$$

式中:

n ——不规则脉动速度; v' 分解成各谐波分量的频率;

$F(n)$ —— v' 的谱密度函数;

T ——粒子扩散时间。

用 $\bar{X}$ 或 $\bar{Z}$ 取代 $\bar{Y}$ 其表达式也是类似的。

由于欧拉系统自相关时间尺度比拉格朗日系统相差 β 倍(这里 β 值取经验系数 ≈ 4)。故对于欧拉系统湍流脉动量,上式变为:

$$\bar{Y}^2 = \bar{v}^2 T^2 \int_0^\infty F_L(n) \frac{\sin^2(\pi n T / \beta)^2}{(\pi n T / \beta)^2} dn \quad (2)$$

(1)式右边的一部分可以证明为:

$$(\bar{v}^2)_{\tau, T} = \bar{v}^2 \int_0^\infty F_L(n) \frac{\sin^2(\pi n T)^2}{(\pi n T)^2} dn \quad (3)$$

即上式右端为拉格朗日系统测定的,取样时间为 τ ,滑动平均时间为 T 之湍流脉动方差;在欧拉系统中(2)式右端也可写作:

$$(\bar{v}^2)_{\tau, T/\beta}$$
$$= \bar{v}^2 \int_0^\infty F_L(n) \frac{\sin^2(\pi n T/\beta)^2}{(\pi n T/\beta)^2} dn \quad (4)$$

若采用三轴风速仪测定资料进行计算,滑动平均时间应改为: T/β 。就是说如果使用平衡球作为标记示踪粒子,其扩散参数为:

$$\sigma_y = T^2(\bar{v}^2)_{\tau, T}$$
$$\sigma_z = T^2(\bar{w}^2)_{\tau, T}$$

而使用三轴风速仪资料进行计算则为:

$$\sigma_y = T^2(\bar{v}^2)_{\tau, T/\beta}$$
$$\sigma_z = T^2(\bar{w}^2)_{\tau, T/\beta}$$

4 计算结果及分析

4.1 大气稳定度特征

现场野外实测结果表明(见表2),广东省

西部地区的大气稳定度均以中性(D类)为主。采用 pasquill 辐射强度等划分大气稳定度标准其D类层结频率达 52.2%,不稳定(B类)和弱不稳定(C类)的频率分别为 9.9%和 10.6%,极不稳定(A类)为 4.3%,弱稳定(E类)和稳定(F类)则分别为 12.9%和 10.1%。采用 slade 水平脉动方差 σ_A 分类标准其中性(D类)层结的频率为 26.8%,极不稳定(A类)、不稳定(B类)和弱稳定(C类)的频率分别可达 19.0%、20.4%和 23.2%,弱稳定(E类)和稳定(F类)均小于 10%。由上述实测计算结果表明,采用 slade 水平脉动方差划分大气稳定度 A-C类的频率明显增多,故较为符合当地的实际情况。

表2 不同稳定度分类标准及相应的大气稳定度频率(%)分布特征

稳 定 度		A	B	C	D	E	F	合计
PG 辐射强度分类标准的频率分布	风速 $\geq 1\text{m/s}$	2.3%	6.1%	6.8%	38.1%	7.6%	7.0%	67.9%
	风速 $< 1\text{m/s}$	2.0%	3.8%	3.8%	14.1%	5.3%	3.1%	32.1%
	合计	4.3%	9.9%	10.6%	52.2%	12.9%	10.1%	100.0%
Slade 水平脉动方差分类标准的频率分布	风速 $\geq 1\text{m/s}$	14.2%	14.8%	17.6%	14.8%	4.8%	1.7%	67.9%
	风速 $< 1\text{m/s}$	4.8%	5.6%	5.6%	12.0%	2.4%	1.7%	32.1%
	合计	19.0%	20.4%	23.2%	26.8%	7.2%	3.4%	100.0%

4.2 风向标准差与风速的关系

图1是根据1994年1月8日~18日三轴风速仪观测结果计算得出的横风标准差 σ_v 与风速的关系。由图可知,在不稳定层结条件下,横风标准差 σ_v 与风速有较明显的线性关系;中性条件时,其线性关系略为减弱;稳定层结条件时, σ_v 与风速的线性关系又略为减弱。在其它稳定度状态下沿风向或纵向标准差 σ_u 、垂直向标准差 σ_w 与风速的线性关系也有类似的趋势。

4.3 湍流强度

我们根据三轴风速仪观测到的大量样本的平均风速、湍流强度和采用 Slade 水平脉动方差划分大气稳定度标准进行全面的分析统

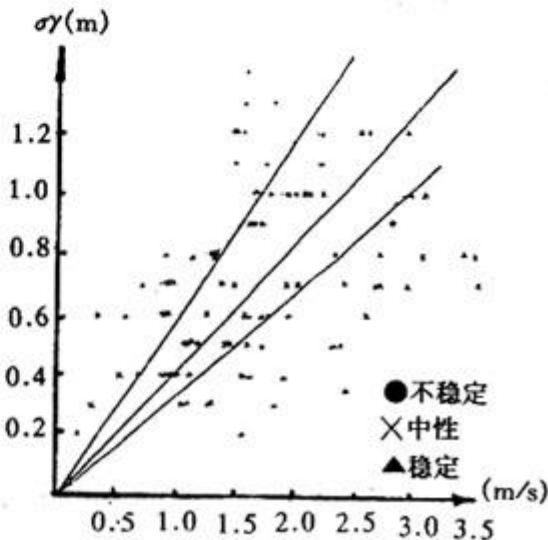


图1 不同层结条件下25米高度处横风标准差 σ_v 与风速的关系

表 3 广东西部地区不同层结条件下的湍流强度特征

层 结		不稳定		中性		稳定	
		范围	平均	范围	平均	范围	平均
平均风速(m/s)		1.46~2.80	1.78	0.24~3.92	1.64	0.68~1.93	1.51
$\sigma_i/\bar{u}$	I_u	0.31~0.92	0.53	0.27~1.03	0.50	0.25~0.46	0.36
	I_v	0.29~1.12	0.61	0.21~1.05	0.53	0.13~0.82	0.35
	I_w	0.09~0.40	0.21	0.09~0.34	0.18	0.06~0.23	0.11

计,其结果列于表 3。

分析结果表明(见表 3),在不同稳定度条件下,用 $\sigma_i/\bar{u}$ 表示的湍流形式,纵向和横向的平均值比较接近,且在不稳定和中性时横向略大于纵向,各类稳定度时铅直向的值则明显偏小。湍流强度的平均值为 0.11~0.61。这比广州的观测结果(0.26~0.55)稳定状态时略为偏小^[2],不稳定和中性层结时略大些,但比江苏仪征的观测值 0.12~0.26 和美国中部草原观测到的值(0.18、0.10、0.06)则均较为偏大,而与粤东地区所观测到的值(0.10~0.51)则大致相同^[3]。

4.4 大气扩散参数

图 2 至图 7 给出了根据三轴风速仪和平衡球双经纬仪跟踪观测的风的脉动资料所计算得出的不同稳定度层结条件下平均扩散曲

线随下风方距离变化,并与 pasquill - Gifford 的 $f(x)$ 函数计算值(简称 PG 值)和美国布鲁克海汶国立实验所(BNL)实验结果比较。由图可看出:对于不稳定(B类)层结时,采用平衡球(其飞行高度在 100~200 米左右,因无谱分析,故其高差影响未作修正)和三轴风速仪观测所得出的 σ_y 实测值比 BNL 的实验结果均明显偏大,比 PG $f(x)$ 值略为偏大或较为接近; σ_z 实测值仍比 BNL 实验结果明显偏大,比 PG 值在 5000m 范围内略大些,5000m 以外则较为接近。中性(D类)状态期间,三轴风速仪和平衡球 σ_y 实测值比 BNL 和 PG 值则略偏大及较接近; σ_z 实测值比 PG 值偏大更为明显。比 BNL 值则较为接近及略偏大。稳定(E类)条件时, σ_y 实测值均比 BNL 和 PG 值则略为偏大; σ_z 实测值均比 PG 和 BNL 值明显偏大。

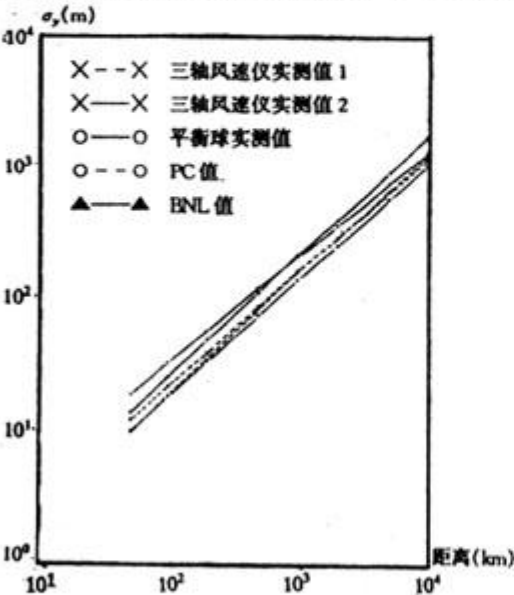


图 2 不稳定(B类)层结条件下实测水平扩散参数随下风方距离的变化及与 PG 值和 BNL 值比较

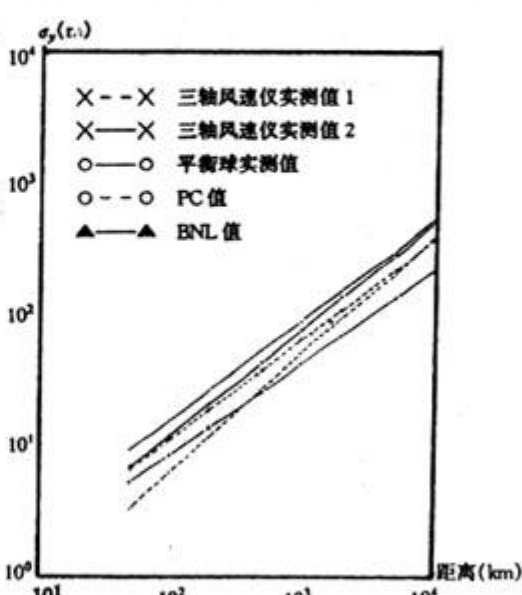


图 3 不稳定(B类)层结条件下实测垂直扩散参数随下风方距离的变化及与 PG 值和 BNL 值比较

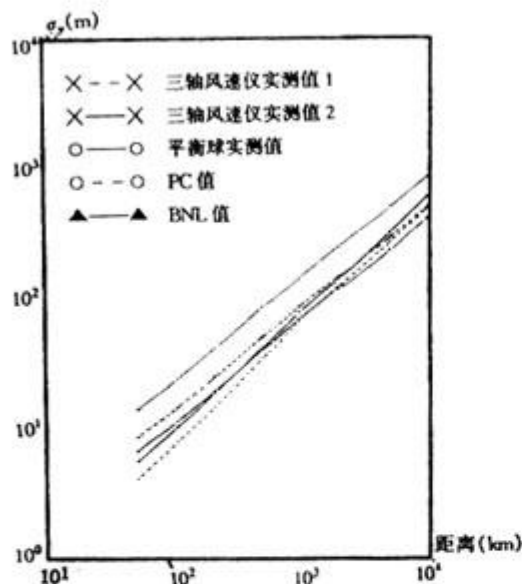


图4 中性(D类)层结条件下实测水平扩散参数随下风距离的变化及与PG值和BNL值比较

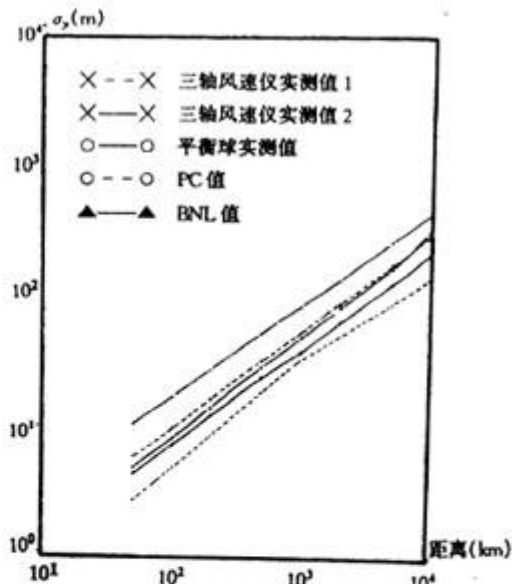


图5 中性(D类)层结条件下实测垂直扩散参数随下风距离的变化及与PG值和BNL值比较

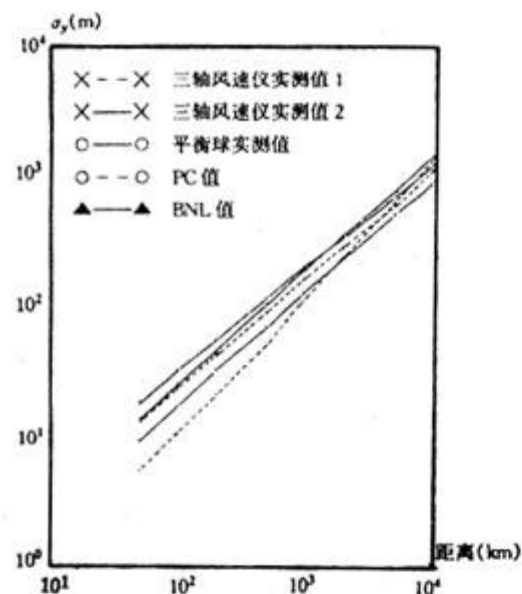


图6 稳定(E类)层结条件下实测垂直扩散参数随下风距离的变化及与PG值和BNL值比较

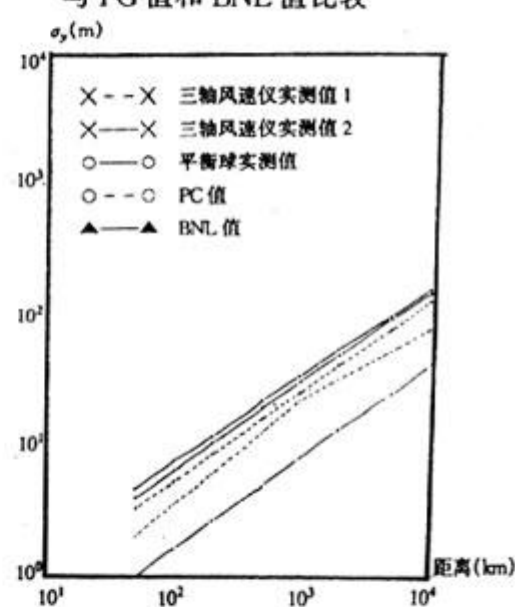


图7 稳定(E类)层结条件下实测垂直扩散参数随下风距离的变化及与PG值和BNL值比较

5 结果讨论

①采用slade水平脉动方差 σ_A 划分大气稳定度较为合理。

②广东西部地区纵向标准差 σ_u 、横风标准差 σ_v 及垂直标准差 σ_w 与风速 u 有较好的线性关系,且越不稳定其线性关系更为明显。

③该地区近地层湍流强度比平坦地区较为偏大,稳定状态时则比广州地区略为偏小^[3]。

④各类稳定条件下三轴风速仪和平衡球

实测结果 σ_y 、 σ_z 值均比BNL值较为偏大,比PG值则略为偏大及相对接近, σ_z 值在稳定时则均比PG值和BNL值明显偏大。

6 参考文献

- [1] 李宗恺,潘云仙,孙润桥.空气污染气象学原理及应用.北京:气象出版社,1985:145~162,222~279
- [2] 徐玉貌等.广州市近地层大气的湍流微结构和谱特征.大气科学,1993,17:338~348
- [3] 吴艳标等.粤东复杂地形上空的大气湍流强度及扩散参数.热带气象学报,1996,12:130~137

Atmospheric Turbulence Intensity and Diffusion Parameter over Western Guangdong

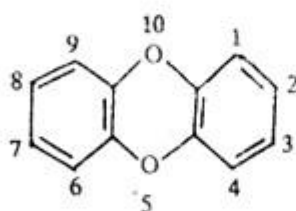
Wu Yanbiao Yang Jihong Liu Shuwang

Abstract Based on the observation with dual-theodolite anemometer in tracking balanced balloon and an American Gill UVW anemograph, turbulent fluctuation of the Lagrangian and Eulerian systems are determined for the complicated underlying surface in Maoming, western Guangdong. Following Taylor's formula in respect to a few reference frames, horizontal and vertical turbulence intensity and atmospheric diffusion parameter σ_y and σ_z are computed and compared with those events obtained by PG method and BNL experiments. Some results of practical significance have been obtained.

Keyword atmospheric diffusion parameter turbulence intensity Maoming

二恶英类(dioxins)

亦称“联苯-P-二恶英类”,结构式如图,中间环 5、10 两位置为氧原子,其余 1-4, 6-9 各位置可以为氢原子,也可被卤族原子或有机基团所取代。



已发现二恶英类中毒性最大者为 2,3,7,8-四氯联苯二恶英,其 LD_{50} 为 0.04mg/kg(鼠);2,3,7,8-四氯联苯二恶英,其 LD_{50} 为 1mg/kg 其他多氯多溴联苯二恶英的 LD_{50} 多大于 1mg/kg。实验室内已合成多种二

恶英类,但尚无工业制造及应用。环境中的二恶英类为有机氯农药生产和含氯有机制品等废弃物焚烧的排放物。如各种氯苯及其盐类,特别是除草剂 2-4-二氯苯酚(2,4-D),2,4,5-三氯苯酚(2,4,5-T)等在环境中能生成二恶英类。环境中二恶英类性质稳定不易分解,由于高亲脂性且难溶于水,故易进入生物体并经食物链积累。曾发现污染区藻类体内浓度为水中浓度千倍以上,水蚤及鱼体内浓度为水中浓度千倍以上。已有实例证明二恶英类对环境生态有危害。

(编辑)

临水分解 PCB 新技术

日本工业技术院物质工学工业技术研究所成功完成利用临水将 PCB 几乎完全分解的实验。新方法的特点是在分解反应中加入氢氧化钠来处理混入

PCB 的绝缘油,没有副反应,不会产生有害物质。选择在分解 PCB 最佳条件下进行,处理后的绝缘油能回收再利用。(洪蔚)

广州市工业用水结构初探

徐家颖

(华南师范大学地理系, 广州 510631)

摘 要 根据 1995 年的有关统计资料, 采用直接用水系数、完全用水系数、用水乘数指数等指标对广州市工业用水结构进行了全面的分析和讨论, 并在此基础上, 提出了合理利用水资源的对策和建议。

关键词 工业用水 直接用水系数 完全用水系数 用水乘数

1 引言

广州市地处珠江三角洲北缘, 面积 7434.4km²。本地水资源并不丰富, 全市年平均水资源量 81.29 亿 m³。其中地表水 60.10 亿 m³, 浅层地下水 20.37 亿 m³, 深层地下水 0.82 亿 m³。地表水与浅层地下水相加即河川径流量共计 80.47 亿 m³, 人均径流量仅 1253m³, 其中 90% 以上的水体目前已受不同程度的污染。过境客水虽然比较丰富, 但水体同样面临着水质污染问题。因此保护和合理利用本地水资源对广州市经济社会的可持续发展极为重要。本文应用投入产出方法对代表广州市工业现状的 13 个工业部门的用水结构进行了全面的分析, 从工业经济结构的角度来探讨水资源问题, 为合理的水资源利用体系提供依据。

2 各部门直接用水系数和完全用水系数的分析

1995 年, 广州市全年工业用水量为 332550 万 t^[3], 其中绝大部分为地表水, 地下水不到 1%。

2.1 直接用水系数和完全用水系数的内涵

直接用水系数是各个生产部门对水的直接消耗系数, 它反映了某一产品部门创造单位

产值对水资源的直接需求量。此外各生产部门在生产过程中消耗的原材料、燃料、动力、机器、设备等, 在它们的生产过程中也消耗了水, 这就构成了对水的间接消耗。直接消耗和间接消耗之和构成了对水的完全消耗。完全用水系数亦是衡量经济部门用水的一个重要指标, 是从最终使用的角度考察各部门之间的多级、间接联系, 把这种联系反映在用水上, 以定量的形式表示出来。

2.2 直接用水系数和完全用水系数的计算

直接用水系数: $Z = \frac{H_j}{X_j}$ (1)

H_j ——第 j 种部门对新鲜水的消耗量;

X_j ——第 j 种部门的总产量。

完全用水系数: $W = Z \times (I - A)^{-1}$ (2)

I ——单位阵;

A ——部门之间的直接消耗系数矩阵;

Z ——直接用水系数矩阵。

先将 13 个部门的总产值及各部门对新鲜水的消耗量代入公式(1), 经计算得直接用水系数矩阵 Z 。再将直接用水系数矩阵代入公式(2), A 由 13 个工业部门之间的投入产出表计算所得, 最后计算得完全用水系数矩阵 W 。将结果列于表 1。

2.3 直接用水系数和完全用水系数分析

由表 1 可知, 在 13 个工业部门中电力蒸

表 1 各部门的直接用水系数、
完全用水系数 (t/万元)

序号	部 门	直接用水系数	完全用水系数
1	电力蒸汽热水供应业	1800.12	2325.81
2	造纸工业	1004.67	2008.26
3	食品制造业	373.97	901.26
4	炼焦煤气及煤制品工业	344.87	1252.58
5	金属冶炼及压延加工业	146.3	862.12
6	矿业	124.15	559.98
7	石油加工业	112.10	595.50
8	纺织工业	100	714.08
9	化学工业	85.92	736.10
10	建材及非金属矿物制品业	57	731.01
11	缝纫及皮革制品业	37.81	517.08
12	金属制品业	21.10	631.81
13	机械、电气、电子及通信设备制造业	19.40	449.80

13 个部门的总产值及各部门对新鲜水的消耗量来源于《1995 年广东省环境统计资料汇编》,广东省环境保护局编,A 由《广东省投入产出资料,1995》整理计算所得。

汽热水供应、造纸工业、炼焦煤气及制品工业、食品制造业的直接用水系数和完全用水系数均居前四位,属耗水型工业。其中电力蒸汽热水供应业和造纸工业完全用水系数在 2000t 以上,是用水大户。金属制品业、化学工业等部门的完全用水系数都在 900~600t 之间,属中等耗水型工业。机械、电气、电子及通信设备制造业万元产值完全用水量较小,从节约水资源的角度考虑,应积极促进其发展。缝纫及皮革制品业的直接用水系数和完全用水系数虽然都比较小,但其万元产值排污量却相当大,而且又属劳动密集型工业,不适应广州工业结构优化调整的需要,应适当限制其发展。

3 各部门用水乘数的分析

用水乘数是水的完全消耗系数与直接消耗系数比值,反映了部门之间的经济联系程度

和各部门对水的依赖程度。部门的用水乘数越大,说明该部门直接或间接消耗其它部门的产品中存在着对水依赖较强的产品系列,同时也说明相关部门间经济联系较强,各部门的用水乘数见表 2。

表 2 各部门用水乘数

序号	部 门	用水乘数
1	金属制品业	29.94
2	机械、电气、电子及通信设备制造业	23.19
3	缝纫及皮革制品业	13.67
4	建材及非金属矿物制品业	12.82
5	化学工业	8.57
6	纺织工业	7.14
7	金属冶炼及压延加工业	5.89
8	石油加工	5.31
9	矿业	4.51
10	炼焦煤气及煤制品工业	3.63
11	食品制造业	2.41
12	造纸工业	2.00
13	电力蒸汽热水供应业	1.29

由表 2 可知,金属制品业、机械、电气、电子及通信设备制造业、缝纫及皮革制品业的用水乘数较大。就金属制品业来说,因为其生产过程需要大量电力蒸汽热水供应业和金属冶炼及压延加工业的产品,而这两个部门的直接用水系数和完全用水系数都处于中等和较高的水平,结果导致金属制品业的万元产值间接用水量大于其万元产值直接用水量。缝纫及皮革制品业和化学工业、纺织工业有较强的经济联系。化学工业和纺织工业都属中等耗水型工业,万元产值完全需水量在 700t 以上,最终造成缝纫及皮革制品业的万元产值完全耗水量高达 517.08t,而其万元产值直接耗水量仅为 37.8t。在 13 个工业部门中,电力蒸汽热水供应业、造纸工业、食品制造业等部门的用水乘数较小,说明这些部门的间接用水量较少,同时也反映出这几个部门与其它产品部门

的经济联系相对较弱。

4 结论与对策

(1)由以上分析可知,电力蒸汽热水供应业、造纸工业、食品制造业及炼焦煤气及制品工业是用水大户。就电力蒸汽热水供应业而言,每增加一万元最终需求,需消耗 2325t 新水。因此,这些行业的发展规模和利用水资源的方式将对广州水环境质量产生较大的影响。针对电力蒸汽热水供应业、炼焦煤气及煤制品工业等耗水量大的基础工业,限制其发展规模和速度是不足取的。当前应采取措施扩大工业循环用水率,以间接方式缩减新水的消耗量。尤其是电力蒸汽热水供应业,更应如此。电力蒸汽热水供应业的万元产值 COD 的完全排放量很小,仅为 15.48kg,也就是说电厂用过的水基本无污染,只要经过除尘,一般都可再用于其它工业。1995 年广州市区火电厂用水量为 24.64 亿 m^3 ,预计到 2000 年后,用水量可达 37.41 亿 m^3 。如果将电厂排出的污水作除尘处理,再利用,可大大节约新水消耗量。造纸工业和食品制造业作为传统工业,不仅万元产值耗水量大,而且万元产值 COD 的排放量也相当大。这些行业既消耗水资源又污染环境,应适当减少其对外输出量,以缓解本市的用水压力。

(2)金属冶炼及压延加工业、建材及非金属矿物制品业、化学工业和纺织工业等属中等耗水型工业。目前这些行业在广州经济中仍

占有比较重要的地位。1995 年,这五个行业的总产值占广州市工业总产值的 31.4%,增加值占工业总增加值的 32%。有鉴于此,当前应促进这些行业企业联合兼并,扩大生产规模。这样,一方面有利于提高经济效益,增加资源利用的效率,能够充分发挥区域的合作和比较优势效益,增加产品的国际竞争能力,另一方面有利于技术革新,改进工艺,达到节约用水,减少污水排放的目的。

(3)在 13 个行业中,机械、电气、电子及通信设备制造业是万元产值直接用水和完全用水最少的行业,属产值大耗水少的工业,特别是电子及通信设备制造业本身就属于技术、知识型工业,不仅万元产值需水量较少,而且万元产值 COD、 SO_2 的完全排放量也处于较低水平,具有低污染、低消耗的特点。这说明行业技术、知识水平越高,对水资源和水环境的浪费和污染程度就越轻。因此,广州工业今后发展的重点应是高科技制造业,这符合广州人均占有水资源相对较少的现状,有利于本市水资源合理利用。

5 参考文献

- [1] 陈锡康等. 当代中国投入产出理论与实践. 中国国际广播出版社, 1988
- [2] 罗家海等. 广州市水资源的问题及对策. 广州市环境科学, 1997, 12(2)
- [3] 广东省环境保护局. 1995 年广东省环境统计资料汇编. 1996, 5

Research on the Structure of Industrial Water Utilization in Guangzhou

Xu Jiaying

Abstract Based on the statistic data of 1995, the structure of industrial water utilization in Guangzhou is analysed and discussed with direct usage coefficient, full usage coefficient and multiplier of water utilization. Proposals on using water source reasonably are raised.

Keyword direct usage coefficient of water full usage coefficient of water multiplier of water usage adjusting industry structure utilising water source reasonably

广州市城市污水处理费效 估算的方法探讨

罗家海

(广州市环境保护科学研究所, 广州 510620)

摘要 用环境经济学理论探讨城市污水处理的费效分析方法, 并结合广州市水环境污染的实际情况, 分析了建设城市污水处理厂的投资费用及效益, 结果表明, 效益明显大于费用。由于水污染问题属产权不明确的经济学问题, 因此, 政府投资污水厂的效益更为明显, 建议政府应加大力度投资污水处理厂的建设。

关键词 污水处理 投资 费用 效益

1 问题的提出

广州随着城市的不断扩大以及人口的不断增长, 排入珠江的污染物日益增加, 珠江水体的污染已经直接影响到社会经济的发展 and 人们的正常生活。据统计, 1996 年全市废水排放量 103482 万吨, 其中生活污水 75647 万吨, 占总废水量的 73.1%, 工业废水 27836 万吨, 占总废水量 26.7%, 生活污水的排放量约为工业废水的 2.7 倍。而且, 生活污水处理率只有 11% 左右, 而工业废水处理率达到 87.4%。近年来由于加强了工业废水的治理, 工业废水中的主要污染物质已经得到了有效的控制, 但限于经济条件的原因, 城市污水治理跟不上城市的发展, 致使入江有机污染物不断增加, 而且其增加量远大于工业有机污染的削减量, 使到珠江河流水质中有机污染呈逐年上升的趋势, 水质监测结果表明, 1990~1995 年的 5 年间珠江河流主要代表断面的 BOD_5 和氨氮分别增加 2~3 倍。因此建设城市污水处理厂, 控制水污染恶化迫在眉睫。

然而, 建设城市污水处理厂一次性投资很大, 资金筹集困难, 加上运行费用高, 收益周期长, 对商业投资者来说效益不显著, 但从整个

社会经济来说, 建设城市污水处理厂应该有多方面的收益, 本文将以此现有的大坦沙污水处理厂(30 万 t/d)为例, 利用环境经济理论分析其费用效益情况, 进而探讨广州市污水处理厂建设的可行性和必要性。

2 分析过程

2.1 计算原理

费用-效益分析方法在工程建设项目投资估算上常常被采用, 此法的优点是能够非常直观地反映出工程的效益好坏情况, 本文在计算污水处理厂的费用-效益时, 从如下几方面考虑:

a. 把工程投资当费用考虑, 而污染所造成的损失当作效益考虑;

b. 以货币的形式计算直接发生的总成本和总费用, 对整个社会利益总成本则不作考虑;

c. 采用贴现办法, 将所有货币折算为现值计算。

根据环境经济学理论, 假设 B_p 为效益, C_p 为费用, r 为贴现率, 在 n 年内某一年的 i 的效益、费用分别为 B_i 、 C_i , 则现值计算公式

为:

$$B_p = \sum_{i=1}^n \frac{B_i}{(1+r)^n}$$

$$C_p = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{(1+r)^n}$$

通过分别计算 B_p 和 C_p 的值来比较,可以评估城市污水处理厂投资的经济效益。

2.2 城市污水处理厂投资费计算

城市污水处理厂的投资费用主要为工程建设费和运行管理费。以广州大坦沙 30 万 t/d 污水处理厂为例,计算其年总投资费。

2.2.1 建设费

按 1991 年扩容后大坦沙污水厂工程总投资为 2 亿元左右(其中外汇约 400 万美元),费用包括:(1)厂内的基本建设费,设备费;(2)厂外截污闸,泵站等建设费;(3)其它的征地、绿化、供电、管理费等。由于资金来源为贷款,利息按 10% 计,污水厂设计使用年限为 30 年,则按 1991 年值计,年投资费用 A_{91} :

$(1/30 + 10\%) \times 2 \times 10^8 = 2666.7$ 万元
折算为 1996 年现值(r 取 12%):

$$A_{96} = 2666.7 \times (1+r)^5 = 4699.6 \text{ 万元}$$

2.2.2 运行管理费

一般的二级污水处理厂运行费为 0.4 元/ m^3 ,但大坦沙污水厂由于采用 A/A/O 工艺,进水水质低需外运粪便加入处理,增加了运行费用,从过去几年的运行情况看,每年的运行费有一定的波动,但一般在 0.5 元/ m^3 ,因此每年的运行费为:

$$30 \text{ 万 } m^3/d \times 0.5 \text{ 元}/m^3 = 15 \text{ 万元}/d = 5475 \text{ 万元}/a$$

以上两项计,城市污水处理厂投资为 10174.6 万元/a,即约 1 亿元/a。广州市区污水排放约为 207 万 m^3/d ,相当于 6.7 个大坦沙污水厂的处理量,要处理这些污水必须多建 6 个 30 万 m^3/d 规模的污水厂,年总费用需 7 亿元左右,即 $C_p = 7$ 亿元/a。

2.3 建设城市污水处理厂效益分析

城市污水厂建设前,由于污染物直接排入

水环境,所造成的影响主要反映在以下几个方面:

2.3.1 对工业生产影响

工业生产离不开水资源,水和其它生产资料一样也要在生产过程中被消耗而变为成本。如果水环境受到了污染,对工业生产的影响主要反映在:(1)不能保证产品质量需在增加用水处理费用的投入,设为 C_u ;(2)由于水环境容量的减少需加大工业废水的处理费用的投入,设为 T_c 。由于污水的存在更增加了外部成本,即 $E_c = C_u + T_c$,从而增加生产的总成本,即总成本 $C = \text{生产成本}(P_c) + \text{外部成本}(E_c)$,一般地

$$C_u = \alpha GV$$

$$T_c = \beta GV$$

式中:

$\alpha(P_i)$ ——工业用水处理系数,按资料介绍一般为 0.25%;

$\beta(P_i)$ ——污水处理系数,按资料介绍一般为 0.20%;

GV——工业总产值;

P_i ——水质指数 $P_i = \frac{C_i}{C_{i0}}$ 。

1996 年广州市工业总产值为 2058.7 亿元,由此计算 $E_c = 9.20$ 亿元。

2.3.2 对人群健康的影响

仅考虑两方面的费用:(1)由于污水引起疾病所支付的医药费,设为 H ;(2)由于生病所造成的劳动日内创造的产值的损失,设为 W ,根据医疗保险部门的资料:

$$H = dMK(P_2 - P_1)$$

其中:

d ——每人每日支付的医药费(一般每人每日为 6~10 元);

M ——受害人口数;

K ——污染物影响系数;

P_i ——水质指数;

$$W = MKaG(P_2 - P_1)$$

其中:

G ——人均国民收入(元/ d);

a ——损失的劳动日生病天数。

计得人口增长率 b 和在 N 年内的贴现率为 η , 则总的损失费用:

$$T = W + H \\ = MK(P_2 - P_1)(d + a \cdot G)$$

$$\sum_{n=1}^N (1 + b)/(1 + \eta)^n$$

若按市区 300 万人计算, 由于水质变差所带来的损失 $T = 3.1$ 亿元/ a , 约占广州市工业总产值的 0.15% 左右。

2.3.3 对渔业、农业等影响

广州河段的出水口是伶仃洋, 由于水体受污染而致使渔业产量下降和农业、水果产量失收, 全市废水 1996 年比 1995 年增加 1.91%, 据省农业和渔业部门资料的不完全统计, 90 年代农业总产值每年增长 8.0% 左右, 但从 1994 年到 1996 年间, 每年只增长 5.2%, 减少 2.8%。同样河流渔业减少 4%, 估计这两方面的损失 1996 年比 1995 年约多 8000 万元。

2.3.4 供水影响

主要考虑两方面的影响: (1) 由于水污染使处理费用的增加, 设为 T_r ; (2) 设施腐蚀的改造维护费 P_r :

$$T_r = \lambda \Phi Q (P_2 - P_1) + E_d + N$$

$$P_r = \varphi (B_2 - B_1) + B_p$$

式中:

λ ——处理吨水的费用;

Φ ——投药量;

Q ——供水量;

E_d ——电费;

N ——人工费等;

φ ——维护系数;

B_2 ——水质指数为 P_2 时的费用;

B_1 ——水质指数为 P_1 时的费用;

B_p ——维护费占总改造费的比例。

据有关资料, $T_r + P_r$ 约为 1500 万元/ a 。但如果水质污染超过了 V 类水致使水厂停产

或新找水源和新建大规模水厂, 则投资约 60 亿元(按 1996 年现值)。

2.3.5 船只及其它水工建筑物的影响

由于水污染致使与河水接触的建筑物腐蚀而缩短了使用寿命, 增加了维护成本, 据对航道部门的调查, 每年损失超过 1000 万元。

2.3.6 水质感观影响

水质变差使人在感观和心情上受到了影响, 旅游观光等收入减少, 同时也影响纳污河流沿岸工作人员、居民的工作, 生活环境, 如果要改良和恢复受污染的水质, 需要花费一大笔费用, 这个方面的损失一般很难估算, 但通过问卷调查办法统计, 许多人的估算将超过 1 亿元/ a

3.3.7 家庭、商业用水的影响

由于水质受污染, 增加了用水的压力, 采用经济和行政的办法限制了家庭和商业的用水, 除了增加污水处理费用外, 还提高了水价, 这部分的损失影响约 600 万元。

以上七项影响总计损失 144000 万元/ a , 即 $B_p = 144000$ 万元。

3 费用-效益比较

根据以上的估算结果, 显然 $B_p > C_p$, 即城市污水处理厂的建设所取得的环境经济效益大于投资费用, 而且效益十分显著。

4 结论和建议

本文主要是对城市污水处理厂建设投资费效分析方法的探讨。尽管由于许多不确定的因素给分析计算带来了很大的困难, 但通过对广州市污水处理厂实例的简单分析, 结果表明, 建设污水处理厂表面上看似乎没有多大效益, 但实际上, 对整个社会环境来说, 效益是明显的, 也就是说这种投资对商业投资者来说直接效益并不明显, 而对政府投资来说, 效益十分显著。主要原因是水环境污染问题属产权不明的经济学问题, 需要政府从社会经济的角度整体考虑。因此在城市污水处理厂的建设

方面,建议政府加大投资力度,早建设早收效,建设资金可以从得益的各方面筹集或回收。

5 参考文献

- [1] 胡 涛,王华东.中国的环境经济学在实践中应用.中国环境科学出版社
- [2] 胡 涛,王华东.中国的环境经济学从理论到实践.中国农业科技出版社
- [3] 广州市政设计院.大坦沙污水处理厂扩容工程可行性研究报告
- [4] 国家环保局.环境统计手册
- [5] 邬扬善.城市污水处理.中国环境科学出版社

Study on the Economic Evaluation of City Sewage Disposal Plant in Guangzhou

Luo Jiahai

Abstract This paper focuses on the evaluation for cost-benefit analysis of city sewage disposal plant by environment economic principle and analyses the investment cost-benefit for building city sewage disposal plant. The result shows that benefit is much higher than cost. Because water pollution is an economics issue of indefinite property right, the benefit that government gets from investing sewage disposal plant is more remarkable, So it is suggested that government should strengthen the building of city sewage disposal plant.

Keyword Sewage disposal investment cost benefit

~~~~~

## 德国大众将推出新电动汽车

德国大众汽车公司在汉诺威商品展销会上宣布,该公司到 2000 年用甲醇作燃料的装有燃料电池的电动汽车将投入市场。与戴姆勒·奔驰公司用氢气作燃料的汽车相比,使用的燃料更简单。该公司还和英国、瑞典、荷兰的公司共同进行开发。

(洪蔚)

## 亚洲八国成立 AIIN

亚洲各国为加强环境监督管理系统的 ISO14000 情报交流,中国、日本、印尼等 8 国组成 ISO14000 情报网络(AIIN)。

阶段情报,下一步交流对制度的宣传和贯彻的经验,将来如何对 ISO 在亚洲地区内不产生不利影响统一见解。

AIIN 事务局当前交流各国建立 ISO14000 制度

(洪蔚)

## 水解酸化—序批式活性污泥法 在屠宰废水处理中的应用

卓 奋 张 平 庄永强 张 翔 钟维平 章生卫

(广州市环境保护科学研究所, 广州 510620)

**摘 要** 在实验研究的基础上,应用水解酸化—序批式活性污泥法(AH-SBR法)处理屠宰废水,运行结果表明,在进水  $\text{COD}_\text{Cr}$  600~2000mg/L、 $\text{BOD}_5$  400~1000mg/L、氨氮 40~100mg/L时,处理后排水水质达到《广州市污水排放标准》新扩改一级标准。实验证明 AH-SBR法是屠宰废水处理的理想工艺。

**关键词** 屠宰废水 生化处理 水解酸化—序批式活性污泥法

广州市某肉联厂是广州市三大集中肉联厂之一,集牲猪屠宰、冷冻、肉类加工于一体,日宰牲猪近4000头。该厂排出的废水中主要含有大量血污、毛、油脂、油块、肉屑、内脏杂物、未消化的食料和粪便等污染物,外观呈暗红色,具有腥臭味,废水  $\text{COD}_\text{Cr}$ 、 $\text{BOD}_5$ 、SS、氨氮等污染物浓度高、水质水量波动大。目前国内治理这类废水以好氧生物法(包括浅层曝气、射流曝气、延时曝气、吸附再生、生物接触氧化等工艺)和厌氧生物法(包括厌氧生物滤池、水压式沼气池、UASB等工艺)为主,纯好氧生物法出水水质好、处理效率高,但能耗高、剩余污泥量多,而单纯厌氧生物法虽然能耗低、污泥量少,但占地面积大、处理效率较低<sup>[1][2]</sup>。为了寻求能耗低、投资省、处理效果好的处理方法,根据国内外有关研究资料<sup>[3][4][5]</sup>,在实验室试验的基础上,应用水解酸化—序批式活性污泥法(Hydrolysis Acidification-Sequencing Batch Reactor Activated Sludge Process 简称 HA-SBR法)处理屠宰废水新工艺对该厂废水治理工程进行设计,处理规模为3000m<sup>3</sup>/d,该工程经过一年的调试和运行,结果令人满意,出水水质一直良好,可达到《广州市污水排放标准》(DB4437-90)的新

扩改一级标准。

### 1 工程设计

#### 1.1 废水水质

该厂废水主要由屠宰废水、猪圈冲洗废水、猪车清洗废水、地面冲洗废水和厂区生活污水五部分组成。该厂排出废水的综合水质见表1。

#### 1.2 工艺流程

屠宰废水经粗格栅机融渣、沉砂预处理后汇同其它废水,由回转式格栅机去除粗大的杂物(如猪内脏碎屑、漂浮油脂等)后进入集水池,经潜污水泵提升、电磁流量计计量、反切式细格栅机进一步除去废水中携带的猪毛、猪粪等悬浮杂物后进入调节池,经过水质水量调节、水解酸化反应和预曝气后,再由污水泵送入SBR反应池进行生化处理,SBR反应池的排水经砂滤后排入清水池,部分废水由潜水泵送回厂区重复使用,多余部分则通过溢流口排放。SBR反应池的剩余污泥定期由排泥泵排入调节池水解酸化区进行厌氧消化处理,而调节池水解酸化区的剩余污泥则由泵提升至污泥浓缩池,经浓缩、调质处理后用带式压滤机脱水。废水处理工艺流程如图1所示:

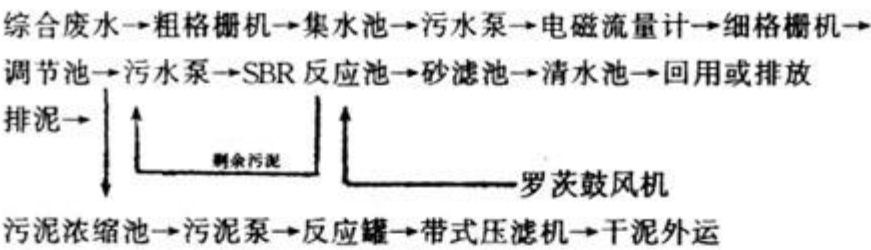


图 1 废水处理工艺流程

表 1 综合废水主要污染物浓度

| pH    | COD <sub>Cr</sub> (mg/L) | BOD <sub>5</sub> (mg/L) | SS(mg/L) | 氨氮(mg/L) | 大肠杆菌(个/升)               |
|-------|--------------------------|-------------------------|----------|----------|-------------------------|
| 7~7.3 | 600~2000                 | 400~1000                | 200~600  | 40~100   | 1.0~1.8×10 <sup>5</sup> |

表 2 主要构筑物

| 序 号 | 名 称      | 数量(座) | 有效容积(m <sup>3</sup> ) | 主人设计参数                                   |
|-----|----------|-------|-----------------------|------------------------------------------|
| 1   | 集水池      | 1     | 50                    | HRT=10min                                |
| 2   | 水解、预曝调节池 | 1     | 1500                  | HRT=12min                                |
| 3   | SBR 反应池  | 3     | 1000                  | Ne=0.10kg BOD/kg MISS                    |
| 4   | 砂滤池      | 1     | --                    | 表面负荷:10m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> ·h |
| 5   | 清水池      | 1     | 500                   |                                          |
| 6   | 污泥浓缩池    | 1     | 40                    |                                          |

表 3 主要设备

| 序号 | 名 称         | 数 量    | 型 号                   | 主 要 参 数                             |
|----|-------------|--------|-----------------------|-------------------------------------|
| 1  | 粗格栅机        | 1 台    | XG-500                | Q=500m <sup>3</sup> /h              |
| 2  | 潜污水泵        | 3 台    | 200WQ200-12           | Q=200m <sup>3</sup> /h, N=15kw      |
| 3  | 细格栅机        | 1 台    | SXF-1315              | Q=330m <sup>3</sup> /h              |
| 4  | 立式污水泵       | 3 台    | 150WL190-18           | Q=190m <sup>3</sup> /h, N=18.5kw    |
| 5  | 罗茨鼓风机       | 3 台    | TSE-200               | Q=200m <sup>3</sup> /min, P=53.9kPa |
| 6  | 滗水器         | 6 个    | 非标                    | Q=300m <sup>3</sup> /h              |
| 7  | 微孔曝气头       | 1350 个 | KKB-215               | 服务面积:0.3~0.5m <sup>2</sup> /个       |
| 7  | 带式脱水机       | 1 台    | GPF-650S <sub>5</sub> | Q=20m <sup>3</sup> (湿泥)/h           |
| 8  | 可编程 PLC 控制器 | 1 套    |                       |                                     |

1.3 主要构筑物及设备

主要构筑物及设备见表 2 和表 3。

2 工程调试和运行

2.1 活性污泥培训

活性污泥的培训采用接种培训法。调试运行分三个阶段进行,第一阶段主要是对三个 SBR 反应池的活性污泥进行培训。第二阶段是厌氧活性污泥的培训。第三阶段是整个处理系统串联运行。为了缩短培养时间,第一阶

段与第二阶段同时进行。

调节池水解酸化区的厌氧酸化活性污泥和三个 SBR 反应池的好氧活性污泥,均以广州市大坦沙污水处理厂的污泥接种直接驯化。先分别在调节池水解酸化区和 SBR 反应池注入 1/3 池清水,在投入种泥后补充清水至预定的水位,为了使调节池水解酸化区活性污泥处于悬浮状态,提高传质效率,采用两台潜污水泵进行搅拌, SBR 反应池则由一台鼓风机鼓风连续闷曝,当水解调节池或 SBR 反应池中

出现少量活性污泥絮体,停止搅拌或曝气,使调节池水解酸化区和 SBR 反应池内的混合液静置沉淀后排放池内上层澄清液,上层澄清液的排放到预定的水位后,继续投入新的屠宰废水,进入下一个周期的试运行,按照逐渐提高有机负荷的原则,以后各周期的废水投加量逐渐递增,直至满负荷为止。二个月以后,三个 SBR 反应池中都形成了性能良好的活性污泥(MLSS 达 300mg/L, SV<sub>30min</sub> 为 25~36%),整个工程投入了运行。

在调试运行初期,由于 SBR 反应池的种泥投加量较少、废水注入量递量过小,曝气时间和闲置时间过长,使反应池较长时间在低负荷下运行,污泥生长十分缓慢。经过重新投加种泥、缩短曝气时间和闲置时间、提高有机负荷后,活性污泥生长较快,很快转入正常运行。

经过三个多月的调试运行,确定最佳运行工艺条件如下:

调节池水解酸化区:水力停留时间为 4~10h,有机容积负荷 4.0kgCOD/(m<sup>3</sup>·d)。

SBR 反应池:采用限制性曝气方式运行,污泥沉降比(SV<sub>30min</sub> 为 30~40%,污泥浓度

(MLSS)为 2500~3500mg/L,每个 SBR 反应池工作周期为 12h,运行程序为:进水时间 0.5h,曝气时间 8.0h,沉淀时间 1.5h,排水时间 1.0h,闲置时间 1.0h。

2.2 运行效果

在调试运行期间,该厂日宰牲猪量约为 2000~3500 头,废水排放量为 1000~2500m<sup>3</sup>/d,经过一年的调试和连续运行,该工程处理水量、水质达到设计指标。1997 年 10 月 9 日和 1998 年 1 月 9 日经广州市环境监测中心站现场采样监测,出水水质达到《广州市污水排放标准》(DB4437-90)的新扩改一级标准,监测结果见表 4 和表 5。

3 技术经济指标

3.1 工程投资

按工程投资折合投资指标:2500 元/(m<sup>3</sup>·d)。

3.2 占地面积

废水站总占地 1100m<sup>2</sup>(包括道路和绿化地),折合占地指标:0.44m<sup>2</sup>/(m<sup>3</sup>·d)。

表 4 1997 年 10 月 9 日现场水质监测结果

| 序号 | 现场采样情况             | pH     | COD<br>(mg/L) | BOD<br>(mg/L) | SS<br>(mg/L) | 氨氮<br>(mg/L) | 总大肠菌<br>(个/L) |
|----|--------------------|--------|---------------|---------------|--------------|--------------|---------------|
| 1  | 处理前                | 6.76   | 780           | 478           | 148          | 54.8         | 160000        |
| 2  | 处理后(第一次)           | 6.91   | 40.5          | 10.7          | 40           | 3.35         | 460           |
| 3  | 处理后(第二次)           | 6.77   | 56.2          | 15.8          | 55           | 3.05         | 430           |
| 4  | 处理后(第三次)           | 6.78   | 53.6          | 14.3          | 54           | 2.65         | 460           |
| 5  | 处理后(平均值)           | 6.82   | 50.1          | 13.6          | 50           | 3.02         | 450           |
| 6  | DB4437-90 的新扩改一级标准 | pH=6~9 | ≤80           | ≤30           | ≤70          | ≤10          | ≤500          |

表 5 1998 年 1 月 9 日现场水质监测结果

| 序号 | 现场采样情况             | pH     | COD<br>(mg/L) | BOD<br>(mg/L) | SS<br>(mg/L) | 氨氮<br>(mg/L) | 总大肠菌<br>(个/L) |
|----|--------------------|--------|---------------|---------------|--------------|--------------|---------------|
| 1  | 处理前                | 9.26   | 1380          | 868           | 394          | 43.1         | -             |
| 2  | 处理后(第一次)           | 7.48   | 78.3          | 26.2          | 33           | 3.37         | -             |
| 3  | 处理后(第二次)           | 7.34   | 82.5          | 26.8          | 31           | 3.42         | -             |
| 4  | 处理后(第三次)           | 7.48   | 70.8          | 22.2          | 28           | 3.61         | -             |
| 5  | 处理后(平均值)           | 7.43   | 77.2          | 25.1          | 31           | 3.60         | -             |
| 6  | DB4437-90 的新扩改一级标准 | pH=6~9 | ≤80           | ≤30           | ≤70          | ≤10          | ≤500          |

### 3.3 废水处理运行成本

废水处理每日总费用:1471 元/d;

废水处理运行成本:0.59 元/m<sup>3</sup>。

## 4 讨论

(1)调节池水解酸化区作为屠宰废水的前处理设施十分重要。水解酸化反应速度快、能够将屠宰废水中血红蛋白等难降解的有机物转化为低分子有机酸,不仅可去除一部分有机物质,降低了 SBR 反应池的有机负荷,还可提高废水的可生化性,为加速好氧生物降解速度、缩短 SBR 反应池曝气时间创造有利条件。另外,利用调节池水解酸化区的厌氧消化作用,对 SBR 反应池的剩余活性污泥进行厌氧消化处理,大大减少了废水处理系统污泥产生,到目前为止,整个废水处理系统尚无剩余活性污泥排出。

(2)SBR 反应池采用限制曝气方式,不易发生污泥膨胀,废水处理系统运行一年,尚未发现污泥膨胀现象。这主要是由于 SBR 反应池内底物浓度高、浓度梯度大,在时间上形成理想的推流状态,使污泥膨胀不易发生。此外,间歇运行过程使缺氧与好氧状态交替出现,抑制了专性好氧丝状菌的过度繁殖,有效地防止污泥的膨胀。

(3)应用可编程 PLC 自动控制器,可使 AH-SBR 废水处理系统运行方式灵活、适应性强、能耗低、操作管理简便的优点更充分地得

到体现。在调试运行期间,废水量在 1000~2500m<sup>3</sup>/d 的范围内变化时,可编程 PLC 控制器可根据废水水量的变化情况,自动调整运行计划,既可保证废水处理的效率,又可节省废水处理系统的运行能耗和费用。

## 5 结论

(1)HA-SBR 工艺处理屠宰废水不会发生污泥膨胀问题,其运行效果稳定、出水水质好,可达到《广州市污水排放标准》(DB4437-90)新扩改一级标准要求。

(2)工程实践证明,HA-SBR 工艺处理屠宰废水是成功的,该工艺具有占地少、能耗低、剩余污泥量少、运行方式灵活、适应性强,操作管理简便等优点,为屠宰废水治理提供一条有效、可靠的途径。

## 6 参考文献

- [1] 万秀林.我国肉联屠宰废水生物处理工艺与效果.四川环境,1992,11(2):19~26
- [2] 何强等.屠宰废水治理技术评述.重庆环境科学,1995,17(3):41~44
- [3] 张森林等.序列活性污泥处理屠宰污水.环境保护,1991,11
- [4] 李天荣等.厌氧酸化-好氧法处理屠宰废水在工程中的应用.中国环境科学,1993,13(2):146~148
- [5] Arora, L. M., et al. Technology evaluation of sequencing batch reactors, Journal WPCF, 1985, 57(8):867~875

## Application of Hydrolysis Acidification-Sequencing Batch Activated Sludge Process in Slaughterhouse Wastewater Treatment

Zhuo Fen Zhang Pin Zhuang Yongqiang

Zhang Xiang Zhong Weiping Zhang Shengwei

**Abstract** Based on the lab-scale experimental study, Hydrolysis Acidification-Sequencing Batch Reactor Activated Sludge Process (HA-SBR) has been applied in slaughterhouse wastewater treatment. Results show that when the influent ranges in COD<sub>Cr</sub> of 600~2000mg/L, BOD<sub>5</sub> of 400~1000mg/L, NH<sub>3</sub>-N of 40~100mg/L, the effluent of COD<sub>Cr</sub>, BOD<sub>5</sub> and NH<sub>3</sub>-N can meet with the discharge standard of wastewater in Guangzhou.

**Keyword** HA-SBR process slaughterhouse wastewater application in engineering

## 阳离子接枝型聚丙烯酰胺 在污泥处理中的应用

蔡紫芸 严惠华 邱 菲 杨丹菁 张展毅  
(广州市环境保护科学研究所, 广州 510620)

**摘 要** 介绍了阳离子型接枝型聚丙烯酰胺絮凝剂在城市污泥脱水中的应用及机理, 并与其它絮凝剂作了对比, 说明阳离子接枝聚丙烯酰胺的絮凝性能优于国产阳离子聚丙烯酰胺及其它污泥脱水剂, 与国外名牌产品相接近。

**关键词** 絮凝剂 阳离子絮凝剂 污泥脱水 聚丙烯酰胺 接枝共聚

### 1 前言

淀粉、纤维素等与烯类单体的接枝共聚物具有卓越的性能和广泛的应用, 是近年来增长速度较快的功能高分子材料之一<sup>[1-3]</sup>。其中淀粉、纤维素与丙烯酰胺的接枝共聚受到人们广泛的关注。主要原因是由于随着石油资源日益减少, 对以石油为原料路线的化工产品构成威胁, 促使人们用极其丰富、取之不尽又可不断再生的天然资源作为取代品; 此外, 纤维素、淀粉属刚性链, 配以柔性的聚丙烯酰胺支链, 这种刚柔相结合的网状大分子在水处理、石油化工、造纸工业中表现出优异的性能<sup>[4-6]</sup>。由于接枝共聚物的支链可以进行改性生成多种衍生物, 其应用范围更大。

近年来广州市环境保护科学研究所研制的JF-阳离子型接枝聚丙烯酰胺已于1997年8月通过国家科委的鉴定。经鉴定, 其整体技术水平达国际先进水平。该产品已广泛应用于污泥脱水及各种工业废水处理。本文重点介绍该产品在污泥脱水中的应用及其机理。

### 2 实验

#### 2.1 药剂

JF-C: 阳离子接枝型聚丙烯酰胺, 广州市环境保护科学研究所生产。

CPAM: 阳离子聚丙烯酰胺, 广州市某精细化工公司产品。

GD-2: 广东某精细化工厂生产。

Zetage: 英国某胶体有限公司产品。

#### 2.2 污泥

广州市大坦沙污水处理厂处理系统的消化污泥。

#### 2.3 污泥脱水性能的测定

用吸滤试验法测试添加絮凝剂后污泥的过滤比阻来比较污泥脱水的效果<sup>[7-8]</sup>。试验装置如图1。

按下列公式计算添加絮凝剂后污泥的过滤比阻。

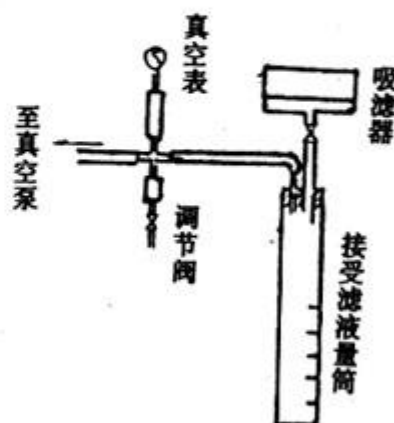


图1 过滤试验装置

$$r = \frac{2PA_S}{\mu C}$$

其中:

$r$ ——过滤比阻,单位过滤面积上,滤饼单位干固体重量所受到的阻力( $s^2/g$ );

$P$ ——应用真空度( $g/cm^2$ );

$A$ ——滤机面积( $cm^2$ );

$C$ ——参数,单位容积的滤出液沉积在滤器上的固体物数量( $g/cm^3$ )

参数  $C$  由下式求出。

$$C = \frac{1}{(1 - C_f)(C_f^{-1} - (1 - C_i)C_i^{-1})}$$

$C_i$ ——入流泥浆中的固体物浓度( $g/mL$ );

$C_f$ ——滤出液固体物的浓度( $g/mL$ );

$\mu$ ——滤出液的粘滞度( $g/cm \cdot s$ )

$S$ ——在污泥的吸滤试验中,以滤液的容积  $V$  为横坐标,以时间  $T$  与滤液容积  $V$  的比值  $T/V$  为纵坐标,所作的一直线的斜率。在本实验中用回归法求出。

### 3 试验结果与讨论

#### 3.1 最佳用量试验

取污水处理厂处理系统中的消化污泥(含水率 95%,把阳离子型接枝聚丙烯酰胺(下简称 JF-C)按不同添加量加入污泥中,经搅拌后倒入吸滤试验装置中的漏斗,测定污泥的过滤比阻。试验结果如图 2a,从图中求出最佳絮凝剂用量为 0.3%(对干泥重量)。

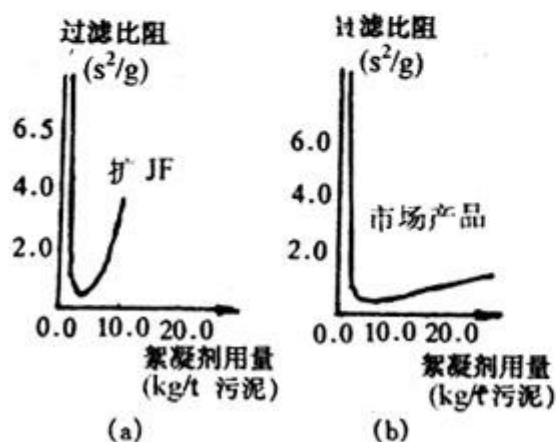


图2 最佳用量对照试验

污泥的过滤比阻用来比较污泥的过滤特性。过滤比阻为  $10^{12} \sim 10^{13} (s^2/g)$  的污泥属难过滤污泥,在  $(0.5 \sim 0.9) \times 10^{12} (s^2/g)$  为中等,小于  $0.4 \times 10^{10} (s^2/g)$  属易过滤污泥。

从图 2a 可见,当最佳絮凝剂用量为 0.3% 时,污泥的过滤比阻为  $0.45 \times 10^{10} (s^2/g)$ 。易过滤,滤饼干燥,易于从滤布中剥离。

此外,从图中可见,随着 JF-C 用量的增加,开始时过滤比阻呈下降趋势,表示污泥脱水性能提高,但当 JF-C 用量达到一定值后,继续增加药剂用量,污泥的过滤比阻反而升高,即脱水性能下降。这可用日本大森英三<sup>[9]</sup>关于高分子絮凝剂的絮凝机理来解释,在污泥中添加絮凝剂后,絮凝剂主要是起吸附架桥作用,絮凝剂分子好象蜈蚣的足一样,用无数的极性基把粒子架桥,而吸附悬浊粒子的高分子相互间吸附形成凝集(Flocculation),使固液分离,如图 3 所示。

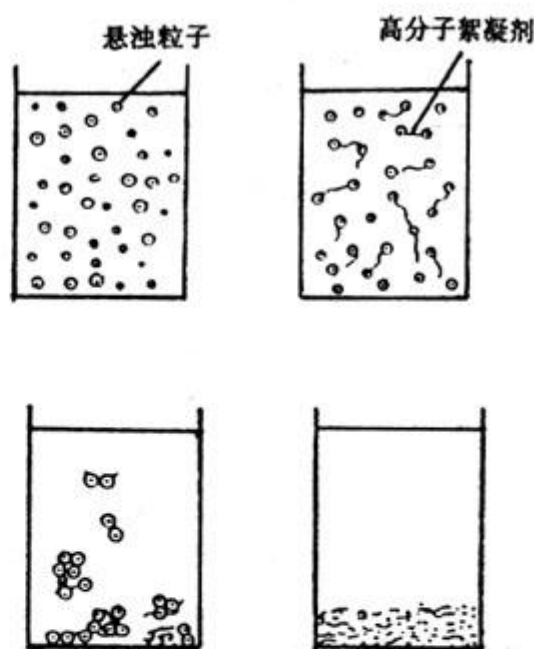


图3 高分子絮凝剂的凝集模型图

(a)絮凝剂添加前;(b)絮凝剂添加后(絮凝剂吸附悬浊粒子,发生凝集);(c)搅拌中(由于吸附架桥作用,粒子相互集成成的絮团开始沉淀);(d)沉降终了。

但当絮凝剂过量时,在悬浊粒子表面的吸着活性点全部被絮凝剂分子包围,絮凝剂本来

的架桥作用不起作用,而且凝集剂自身是高分子电解质,由于有较强的亲水性呈现保护胶体的作用,把悬浊粒子包围起来,这样,使悬浊粒子在水中稳定,呈分散状态,固液不分离,如图 4 所示。

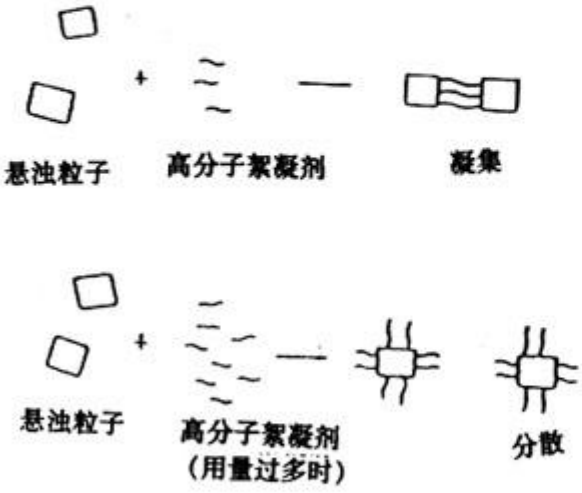


图 4 高分子絮凝剂的凝集机理的模型解释

3.2 几种絮凝剂性能的对照

用目前广州城市污水处理厂使用的污泥脱水剂 GD-2 进行对比试验,其结果如图 2b。其最佳用量为 0.67%,且过滤比阻是

$0.56 \times 10^{10} (s^2/g)$ 。把 JF-C 与 GD-2 作比较如表 1。

表 1 最佳用量试验结果

| 产 品  | 最佳用量<br>(kg/t 干泥) | 过滤比阻<br>( $s^2/g$ )   |
|------|-------------------|-----------------------|
| JF-C | 33                | $0.45 \times 10^{10}$ |
| GD-2 | 67                | $0.56 \times 10^{10}$ |

从表 2 中明显可见,JF-C 对污泥的脱水性能明显比 GD-2 好。

进一步与国产阳离子聚丙烯酰胺 (CPAM)及英国某胶体有限公司的污泥脱水剂阳离子聚丙烯酰胺 Zetage 2 进行对比试验,其结果见表 2。

由于阳离子接枝型聚丙烯酰胺除了靠阳离子官能团在悬浊粒子各个表面发生吸附,形成絮状体,同时,由于絮凝剂分子本身成树状结构,使絮团相互交连,以至形成一个三维网状结构的大絮团。因此,新产品可使絮团的强度更大,絮凝效果更好。

表 2 几种絮凝剂的污泥脱水效果对照

| 用量 (%)<br>(对干泥) | 过滤比阻 ( $s^2/g$ )      |                       |                       |                       |
|-----------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
|                 | JF-C                  | Zetage 2              | GD-2                  | CPAM                  |
| 0.29            | $0.83 \times 10^{10}$ | $0.89 \times 10^{10}$ | $1.19 \times 10^{10}$ | $6.21 \times 10^{10}$ |
| 0.34            | $0.28 \times 10^{10}$ | $0.25 \times 10^{10}$ | $0.61 \times 10^{10}$ | $7.20 \times 10^{10}$ |

4 应用情况

4.1 用于带式压滤机的污泥脱水

广东省澳联玻璃有限公司使用带式压滤机处理污泥,经过沉淀浓缩的污泥与稀释成 0.3%浓度的 JF-C 在混合器中混合后,污泥中的悬浮固体微粒絮凝成絮状团块,并分离出自由水,絮凝后污泥输送到脱水机重力脱水区,在重力作用下过滤去除大部分自由水而形成半流动状态的污泥,然后夹持在两片网带之间,经过楔形区和挤压反复压榨成滤饼排出。原污泥含水率 95.5%,压出泥饼含水率达 75%左右,网下滤出液澄清,SS 达 40mg/L。

广州万宝冷机工业制作公司的浓缩污泥含油较高,曾用阳离子聚丙烯酰胺进行脱水,几乎无效。采用 JF-C 后,水渣分离好,易过滤,滤水澄清,获得满意的效果。

4.2 用于离心式污泥分离机

广东新会冠华针织厂使用离心式污泥分离机,先后曾试用过多种絮凝剂,固液分离不理想,无法成滤饼。使用 JF-C 后,污泥脱水顺利,泥饼便于收集运输,出水清,悬浮物可达国家一级排放标准。

4.3 应用评价

经多家用户二年多来应用情况,对 JF-C



## 味精废水生化后处理的研究

罗志勇 李穗中 陈赛玲

(广州市环境保护工程设计所, 广州 510115)

**摘 要** 本试验进行了味精废水生化后出水再处理的物理化学净化研究, 考察了 Fenton 试剂法和混凝沉淀法的效果, 得出采用混凝沉淀法可使味精废水生化后出水进一步处理至  $\text{COD}_{\text{Cr}} < 80\text{mg/L}$  的技术条件和经济指标。

**关键词** 味精废水 生化 后处理

味精废水是一种处理难度很高的有机废水, 它的特点是有机物特别是难降解有机物的含量高, 只用普通的生化法处理难以达标排放, 特别是出水的 COD 很难达到广州市 DB4437-90 的排放标准。基于此, 我们在生化处理的前提下, 探索了用混凝沉淀法进行后处理的方案, 并取得了良好的效果。

### 1 前处理简介

1997 年底, 在对广州市某味精厂废水进行的小试实验中, 我们确立了一套有效的生化处理方案: 厌氧水解-二级好氧。好氧过程采用接触氧化法, 以煤渣为填料。流程图如下:

废水 → 水解 → 一级好氧 → 二级好氧 → 出水

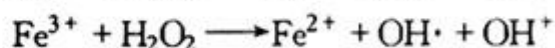
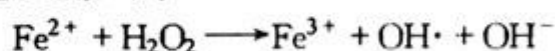
经培菌驯化、挂膜, 连续进水数周后, 该流程运行达到稳定。实验结果表明, 该工艺  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率达 94% 以上, 按照设计原水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  约为 3500mg/L, 出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  为 210mg/L 左右, 由于已曝气 16 小时, 继续曝气无太大意义。因此, 我们进行了 Fenton 试剂法和混凝沉淀法作后处理的试验研究。

### 2 Fenton 试剂法应用试验

#### 2.1 Fenton 试剂法原理

Fenton 试剂法是一种采用过氧化氢为氧化剂, 以亚铁盐为催化剂的均相催化氧化法,

反应机理如下:



反应中产生的  $\text{OH}\cdot$  是一种氧化能力很强的自由基, 反应速度快, 氧化效率高。体系中存在有机物时, 可使有机物的 C—C 键断裂并最终被氧化成  $\text{CO}_2$  和  $\text{H}_2\text{O}$ , 使体系的色度和  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  值降低。

#### 2.2 投加 Fenton 试剂试验

取二级好氧出水若干份, 每份 100mL, 投加一定量的 10%  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  溶液和 30%  $\text{H}_2\text{O}_2$  溶液, 反应 1 小时, 取上清液测  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  值, 与原水比较。结果见表 1。

表 1 Fenton 试剂法试验数据

| 原水<br>$\text{COD}_{\text{Cr}}$<br>(mg/L) | 投加 10%<br>$\text{FeSO}_4$ 量<br>(mL) | 投加 30%<br>$\text{H}_2\text{O}_2$<br>(mL) | 投药后的<br>$\text{COD}_{\text{Cr}}$<br>(mg/L) |
|------------------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------------|--------------------------------------------|
| 194.38                                   | 1.0                                 | 0.35                                     | 218.44                                     |
| 194.38                                   | 1.0                                 | 0.70                                     | 64.79                                      |
| 201.70                                   | 1.0                                 | 0.35                                     | 183.46                                     |
| 201.70                                   | 1.0                                 | 0.70                                     | 108.04                                     |
| 195.40                                   | 1.0                                 | 0.70                                     | 263.50                                     |

从试验的结果看, Fenton 试剂法在味精废水后处理中的处理效果很不稳定, 无法达到降低 COD 的目的, 且经济性差。

3 混凝沉淀试验

在实验中,我们选择了两种常用的混凝剂来进行比较:聚合氯化铝(PAC)和硫酸亚铁( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ )。实验内容及其结果如下:

①取好氧 2 号池出水,每份 100mL,分别加入 10%  $\text{FeSO}_4$  溶液滴加石灰水调节  $\text{pH}=8.0$ ,充分搅拌后,静置约 10 分钟。取其上清液分别做  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  分析,结果见表 2。

表 2 以  $\text{FeSO}_4$  为混凝剂的试验数据

| 加 10%<br>$\text{FeSO}_4$ 量<br>(mL) | 混凝前<br>$\text{COD}_{\text{Cr}}$<br>(mg/L) | 混凝后<br>$\text{COD}_{\text{Cr}}$<br>(mg/L) | $\text{COD}_{\text{Cr}}$<br>去除率<br>(%) |
|------------------------------------|-------------------------------------------|-------------------------------------------|----------------------------------------|
| 1.0                                | 209.90                                    | 99.10                                     | 52.8                                   |
| 2.0                                | 198.18                                    | 90.10                                     | 54.5                                   |
| 4.0                                | 223.40                                    | 54.00                                     | 75.8                                   |
| 4.0                                | 198.18                                    | 40.54                                     | 79.5                                   |
| 5.0                                | 212.14                                    | 45.74                                     | 78.4                                   |

(注:投入  $\text{FeSO}_4$  后,需用石灰水调节  $\text{pH}$  至 8.0)

表 3 以聚合氯化铝为混凝剂的试验数据

| 加 PAC 量<br>(g) | 混凝前<br>$\text{COD}_{\text{Cr}}$<br>(mg/L) | 混凝后<br>$\text{COD}_{\text{Cr}}$<br>(mg/L) | $\text{COD}_{\text{Cr}}$<br>去除率<br>(%) |
|----------------|-------------------------------------------|-------------------------------------------|----------------------------------------|
| 0.01           | 140.93                                    | 110.10                                    | 21.9                                   |
| 0.02           | 140.93                                    | 105.64                                    | 25.0                                   |
| 0.04           | 264.24                                    | 39.64                                     | 85.0                                   |
| 0.05           | 264.24                                    | 44.04                                     | 83.3                                   |
| 0.08           | 202.68                                    | 59.76                                     | 70.5                                   |
| 0.10           | 202.68                                    | 88.08                                     | 56.5                                   |

②同样取好氧 2 号池出水若干份,分别加入聚合氯化铝,充分搅拌后静置,取其上清液分别做  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  分析(见表 3)。

结果显示,如选用硫酸亚铁( $\text{FeSO}_4 \cdot$

$7\text{H}_2\text{O}$ )作为混凝剂,则最佳投加量为 4.0g/L,处理率可达 75.8% 以上。如选用聚合氯化铝(PAC),则最佳投加量为 0.4g/L,去除率可达 85.0%。处理后上清液  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  均可大大低于 80mg/L 的排放标准。

4 结论

表 4 列出三种味精废水后处理方法,即 Fenton 试剂法、 $\text{FeSO}_4$  混凝法、聚合氯化铝(PAC)混凝法的对比。

表 4 三种后处理法的比较

| 工艺                     | 处理<br>效果              | 药剂成本<br>(元/米 <sup>3</sup> ) | 操作管<br>理难度    |
|------------------------|-----------------------|-----------------------------|---------------|
| Fenton<br>试剂法          | 不稳定                   | >7.0                        | 操作复杂<br>管理难度大 |
| $\text{FeSO}_4$<br>混凝法 | 效果明显,<br>处理后可<br>达标排放 | 约 1.6,且<br>需人工操<br>作        | 操作较繁琐<br>管理方便 |
| PAC<br>混凝法             | 效果明显,<br>处理后可<br>达标排放 | 约 1.0                       | 操作简单<br>管理方便  |

由此可见,在生化处理前提下,用混凝沉淀法的确能得到较好的处理效果。在水解—二级好氧的基础上,增加一个混凝沉淀池,当投加聚合氯化铝(PAC)的量达到 0.4g/L 时,可使出水的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  达标。

5 参考文献

[1] 王炳坤,北尾高岭,木曾祥秋等.采用 Fenton 试剂法处理废水中难降解的苯胺类化合物.环境化学,1987,6(5):80~83

Research on the Biochemical Post-treatment of  
Monosodium Glutamate Wastewater

Luo Zhiyong Li Suizhong Chen Sailing

**Abstract** This experiment studies the physical-chemical clarification of the glutamate wastewater after biochemistry treatment, observes the results of Fenton process and flocculating precipitation (FP) process and acquires the technical and economical index for the further treatment of glutamate wastewater with FP process until  $\text{COD}_{\text{Cr}} < 80\text{mg/L}$ .

**Keyword** Monosodium glutamate wastewater bio-chemistry post treatment

# pH 平均值计算方法浅析

林汉杰 黄静平 陈日玮

(广东省汕头市龙湖区环境保护监测站, 汕头 515041)

**摘 要** 通过理论计算和实验对比, 对五种 pH 平均值计算方法进行分析, 表明对单一稳定体系进行多次测量的均值宜直接采用各 pH 测定值进行算术平均, 而对于其它 pH 值极差较大或既有酸又有碱的样本, 如天然降水, 则应采用酸碱中和原理同时考虑水的电离的计算方法。

**关键词** pH 平均值计算

水溶液的 pH 值被人为地定义为  $H^+$  活度的负对数或简单地表示  $[H^+]$  的负对数。这就给某些体系 pH 平均值的计算带来了许多争议。有的直接用各 pH 测定值进行算术平均<sup>[1]</sup>, 有的用各  $[H^+]$  加权平均<sup>[2-6]</sup>, 还有的则是从降水化学平衡的角度求解<sup>[7]</sup>。这些算法都有各自的特点和条件, 如果条件发生改变, 有些算法就会产生较大的偏差或者显得繁琐, 甚至会产生误导。因此, 关于 pH 平均值的计算仍值得进一步探讨。

## 1 pH 平均值的各种计算方法

### 1.1 各 pH 测定值的加权算术平均<sup>[1]</sup>

$$pH_{\text{平均}} = \frac{\sum_{i=1}^n V_i pH_i}{\sum_{i=1}^n V_i}$$

$$= - \frac{1}{\sum_{i=1}^n V_i} \lg \prod_{i=1}^n ([H^+]_i)^{V_i}$$

### 1.2 单纯各 $[H^+]$ 的加权算术平均<sup>[2]</sup>

$$pH_{\text{平均}} = - \lg \frac{\sum_{i=1}^n V_i [H^+]_i}{\sum_{i=1}^n V_i}$$

### 1.3 考虑酸碱中和因素后剩余 $[H^+]$ 或 $[OH^-]$ 的加权算术平均<sup>[3,4]</sup>

酸性溶液以  $[H^+]$ 、碱性溶液以  $[OH^-]$  参与计算。

当  $\sum_{i=1}^n V_i [H^+]_i > \sum_{j=1}^m V_j [OH^-]_j$  时,

$$pH_{\text{平均}} = - \lg \frac{(\sum_{i=1}^n V_i [H^+]_i - \sum_{j=1}^m V_j [OH^-]_j)}{\sum_{i=1}^n V_i + \sum_{j=1}^m V_j}$$

当  $\sum_{i=1}^n V_i [H^+]_i < \sum_{j=1}^m V_j [OH^-]_j$  时,

$$pH_{\text{平均}} = 14 + \lg \frac{(\sum_{j=1}^m V_j [OH^-]_j - \sum_{i=1}^n V_i [H^+]_i)}{\sum_{i=1}^n V_i + \sum_{j=1}^m V_j}$$

### 1.4 考虑酸碱中和因素和水电离对 pH 平均值的影响<sup>[5]</sup>

中和后剩余  $[H^+]$

$$= \frac{(\sum_{i=1}^n V_i [H^+]_i - \sum_{j=1}^m V_j [OH^-]_j)}{\sum_{i=1}^n V_i}$$

$$= A$$

$$\text{pH}_{\text{平均}} = -\lg \frac{A + \sqrt{(A^2 + 4 \times 10^{-14})}}{2}$$

中和后剩余 $[\text{OH}^-]$

$$= \frac{(\sum_{i=1}^n V_i [\text{OH}^-]_i - \sum_{i=1}^n V_i [\text{H}^+]_i)}{\sum_{i=1}^n V_i} = B$$

$$\text{pH}_{\text{平均}} = 14 + \lg \frac{B + \sqrt{(B^2 + 4 \times 10^{-14})}}{2}$$

### 1.5 由降水化学平衡方程求解<sup>[7]</sup>

$$\text{pH}_{\text{平均}} = -\lg [\text{H}^+]_{\text{平均}}$$

$$\begin{aligned} \text{平均净酸量} \overline{\Delta A} &= \frac{\sum_{i=1}^n V_i \Delta A_i}{\sum_{i=1}^n V_i} \\ &= \left[ \sum_{i=1}^n V_i \left( [\text{H}^+]_i - \frac{10^{-11.296}}{[\text{H}^+]_i} - \frac{10^{-21.625}}{[\text{H}^+]_i^2} \right. \right. \\ &\quad \left. \left. - \frac{10^{-14.00}}{[\text{H}^+]_i} \right) \right] / \sum_{i=1}^n V_i \end{aligned}$$

当 $\overline{\Delta A} > -50 \mu\text{eq/L}$ 时,

$$[\text{H}^+]_{\text{平均}} = \frac{\overline{\Delta A} + \sqrt{(\overline{\Delta A})^2 + 10^{-10.694}}}{2}$$

当 $\overline{\Delta A} \leq -50 \mu\text{eq/L}$ 时,

$$[\text{H}^+]_{\text{平均}} = \left[ -10^{11.296} - \sqrt{(10^{-22.59} - \overline{\Delta A} \times 10^{-21.023})} \right] / 2 \overline{\Delta A}$$

## 2 不同样品 pH 平均计算方法的选择

通常在相同条件下, 对一个量进行重复测定的测定值可视为一个随机变量。而在数理统计理论上, 任何随机变量的分布规律决定了其平均值的计算方法和结果。当随机变量呈正态分布时, 其均值应取算术平均值; 而当随机变量呈对数正态分布时, 其均值则应取几何平均值<sup>[1]</sup>。在化学定义上, 水溶液的 pH 值可简单地表示为 $[\text{H}^+]$ 的负对数。那么, 对于一个抽样样本, 其 pH 值与对应的 $[\text{H}^+]$ 哪一个被当作随机变量, 它们是否服从正态分布, 由此便产生了算术平均与几何平均两类算法。显然, 求算的方法必须科学、合理, 而又方便、

简捷。

### 2.1 单一稳定样品进行多次 pH 值测量的均值, 宜采用方法 1 求算

方法 1 最为简单, 但极限性最大。有些人<sup>[3,4]</sup>认为, 用方法 1 求 pH 的平均值不正确。然而, 在相同条件下, 对单一稳定样品 pH 值的多次测量所产生的随机误差一般都很小 ( $\Delta \text{pH}$  极差  $\ll 1.0$ <sup>[7]</sup>), 所以其 pH 测量值完全可以当作一个随机变量来处理, 其随机误差通常都服从正态分布。因此, 对单一样品进行多次 pH 值测量的均值, 完全可以用 pH 的算术平均值 (即方法 1) 求算, 其结果产生的误差不会超过仪器本身的测量误差 (见表 1)。而受仪器精密度的影响, 用其它方法求算则显得繁琐。这从表 1 实验数据的计算结果很容易得到证实。应该指出的是, 方法 1 通常只适用于单一稳定体系的重复测定, 而对于不稳定体系或混合体系, 通常在 pH 极差大于 1 时则不一定适用, 即使是服从正态分布的样本也很容易得出错误的结果。

表 1 单一样品 pH 测量值及各种方法计算结果

| pH 测量值 | 7.25  | 7.25  | 7.27  | 7.28  | 7.30  |
|--------|-------|-------|-------|-------|-------|
|        | 7.30  | 7.30  | 7.31  | 7.31  | 7.31  |
| 计算方法   | 方法 1  | 方法 2  | 方法 3  | 方法 4  | 方法 5  |
| 计算结果   | 7.288 | 7.287 | 7.288 | 7.288 | 7.289 |

注: 如果按有效数字计算规则保留两位有效数字, 则 5 种计算方法所得结果完全相同。为了能体现出各种计算方法的差别, 结果多保留一位数字。

### 2.2 对 pH 值极差较大的样本, 宜采用方法 3 或方法 4

虽然几何平均值可以在很大程度上消除算术平均值受极端值影响的因素, 这在数理统计学的角度上无疑是正确的。但是, 如果用统计学的这种原理来计算各种体系的平均酸碱度时, 常常会出现与实际情况偏差很大的结果<sup>[3,7]</sup>。从监测结果来看<sup>[6]</sup>, 全国绝大多数城市年降水 pH 值的频率分布并不遵从正态分布, 而且极差很大, 最低 pH 值达 3.0, 最高为

9.1。正是由于几何平均值消除了在实际水体中不可能自行消除的这种极端 pH 值影响的要素,导致了计算结果与实际情况不符的现象。对于降水的平均 pH 值,规范规定用  $[H^+]$  雨量加权平均法<sup>[2]</sup> 计算。然而,由于降水中存在着  $pH > 7.0$  的情况,所以,这种计算与实际情况仍然存在较大偏差。陈<sup>[3]</sup>和吴<sup>[4]</sup>

考虑到酸碱中和,提出在有酸有碱情况下 pH 均值的求算方法(即方法 3)。关<sup>[5]</sup>还考虑到水本身的电离对酸碱度的影响,进一步对 pH 均值算法作了改进(方法 4)。俞<sup>[7]</sup>则是从数理统计学及降水化学的角度推导水样 pH 平均值。

表 2 各种 pH 均值算法计算结果及实际测量结果

| pH          | 方法 1 | 方法 2 | 方法 3 | 方法 4 | 方法 5  | 实测值  |
|-------------|------|------|------|------|-------|------|
| 3.69, 9.22  | 6.46 | 3.99 | 4.04 | 4.04 | 8.92  | 4.20 |
| 3.00, 11.00 | 7.00 | 3.30 | 中和   | 7.00 | 10.83 |      |
| 5.00, 9.00  | 7.00 | 5.30 | 中和   | 7.00 | 8.71  |      |
| 6.40, 7.60  | 7.00 | 6.67 | 中和   | 7.00 | 7.32  |      |

从表 2 计算结果表明,属于规范中 pH 平均值计算的方法 2,无论混合前其中的碱性溶液的碱性有多强,混合后的 pH 平均计算值总是靠近 pH 值最小或较小的一个, pH 值较小的溶液对计算结果的贡献要远远大于任何一个 pH 较大的溶液甚至强碱性溶液。显然,这既不符合有关的化学定律,又与实际结果相差较大。然而,在计算中发现,通过降水化学推导出的 pH 平均值的计算方法 5,在 pH 极差较大且有碱性溶液存在的情况下,则与方法 2 的计算结果完全相反,即 pH 值较大的碱性溶液,对计算结果的贡献要远大于酸性溶液。如 pH 值 3.69 和 9.22 两种溶液等体积混合,实际测得 pH 值 4.20,可计算结果却为 8.92。再如 pH 为 3.0 和 11.0, 5.0 和 9.0,它们等体积混合的结果完全属于酸碱中和,可计算结果仍靠近其中碱性溶液的 pH 值。显然这种计算结果也是不正确的。从以往的监测结果来看<sup>[6]</sup>,北京、杭州、乌鲁木齐、西安等许多城市均出现过碱性降水,有的 pH 值高达 9.1。如果用方法 5 来计算天然降水的平均 pH 值,势必会使计算结果偏向碱性。由此可见,以上由这两种方法所得到的计算结果既不符合酸碱

作用定律,又与实际结果偏差很大。因此,方法 2 仅适用于所有 pH 值均小于 7 的情形。方法 5 则只能用于水样 pH 极差  $< 1$  的情形,否则,都有可能产生很大的偏差。方法 3 则考虑到酸碱中和作用,从而弥补了方法 2 的不足,但是由于忽略了水本身的电离,使得在混合后溶液的 pH 值接近中性的情况下,也会产生较大的偏差<sup>[5]</sup>。方法 4 既考虑了酸碱中和,又考虑到水的电离,但是水的电离在一定 pH 值范围内仍可以完全忽略。

假如混合后溶液呈酸性,

$$\frac{(\sum_{i=1}^n V_i[H^+]_i - \sum_{i=1}^n V_j[OH^-]_j)}{\sum_{i=1}^n V_i} = A$$
$$(A + \alpha)\alpha = Kw$$
$$\alpha = \frac{-A + \sqrt{(A^2 + 4 \times 10^{-14})}}{2} \tag{1}$$

假设  $\Delta pH = \lg(A + \alpha) - \lg A \leq 0.02$ (仪器的测量误差)

$$\frac{\alpha}{A} \leq 10^{-1.327} \tag{2}$$

由(1)和(2)得  $A \geq 10^{-6.35}$ ,  $pH_A \leq 6.35$

假如混合后溶液呈碱性,

$$\frac{(\sum_{i=1}^n V_i [\text{OH}^-]_i - \sum_{i=1}^n V_i [\text{H}^+]_i)}{\sum_{i=1}^n V_i} = B$$

同理可导出  $B \geq 10^{-6.35}$ ,  $\text{pH}_B \geq 14^{-6.35} = 7.65$ 。

可见,对于酸碱中和体系,剩余的  $[\text{H}^+] \geq 10^{-6.35} \text{ mol/L}$  或剩余的  $[\text{OH}^-] \geq 10^{-6.35} \text{ mol/L}$  时,完全可以忽略水的电离对体系酸碱度的影响。

由于天然降水本身成分及影响因素非常复杂,采用任何计算方法都不可能真正体现天然降水对自然界所产生的综合结果,也不是用实验就能原原本本地重现它的特征及其在自然界中产生的影响。然而,相对而言,对于象天然降水这样 pH 值极差较大且存在碱性样品的样本,采用算法 3 或算法 4 计算比较合理,计算出的结果一般相对偏差都小于 5%。

### 3 结语

(1)求单一稳定样品 pH 值多次测量的平均值时,直接用各 pH 测定值进行算术平均,计算简单快捷,结果准确。

(2)由降水化学推导的计算方法 5,不适

合于有碱性样本的 pH 平均值的求算。

(3)样本中既有酸又有碱,方法 2 不适用,当中和后剩余的  $[\text{H}^+] \geq 10^{-6.35} \text{ mol/L}$  或中和后剩余的  $[\text{OH}^-] \geq 10^{-6.35} \text{ mol/L}$  时,可忽略水本身电离产生的  $\text{H}^+$  和  $\text{OH}^-$  的影响,直接由方法 3 计算其 pH 平均值,否则要考虑水的电离,必须采用方法 4 求均值。

### 4 参考文献

- [1] 庄世严. 关于 pH 平均值的正确算法. 中国环境监测, 1990, 6(4): 55-56
- [2] 国家环境保护局. 环境监测技术规范. 1986: 137
- [3] 陈晋鼎. 谈谈 pH 值算法问题. 中国环境监测, 1988, 4(5): 60-63
- [4] 吴松恒. pH 值单项评价指数的探讨. 中国环境监测, 1991, 7(1): 62-63
- [5] 关镜辉. 论 pH 均值的算法. 中国环境监测, 1991, 7(4): 57-58
- [6] 魏复盛, 钱铁宗, 王明霞, 程子峰. 降水平均 pH 值计算方法的比较研究. 中国环境科学, 1989, 9(6): 466-469
- [7] 俞绍才. 关于 pH 平均值算法的研究. 中国环境监测, 1993, 9(1): 28-29

## Discussion on the Calculation Method for pH Mean Value

Lin Hanjie Huang Jingping Chen Wie

**Abstract** In order to find a more scientific, reasonable, simple and accurate method for calculating the pH mean value, 5 methods were analysed and discussed. Based on theoretical calculation and experimental comparison it is shown that arithmetic mean value of pH should be directly taken when measurements were repeated in single stable system. Whereas in case of bigger partial difference or the sample contained either acid or base such as rainfall, the neutralization principle together with the calculating method considering ionization of  $\text{H}_2\text{O}$  should be used.

**Keyword** pH mean value calculation

## 雅瑶涌锌污染特征

万军明 冯永康

(南海市环境保护局, 南海 528200)

**摘 要** 以雅瑶涌为例研究了内河涌的锌污染特征, 结果表明由于陶瓷及砖瓦等行业排入大量的含锌废水, 使得水体中的锌含量逐年升高, 其年均值由 1991 年的 0.032mg/L 增加到 1995 年的 0.177mg/L。对河涌底质、表层土和农作物等含锌量的研究表明, 河涌中的锌大量沉积, 并可能随着灌溉向土壤和农作物中转移。

**关键词** 锌 污染 迁移

### 1 引言

珠江三角洲地区水系纵横, 河涌密布, 成为工业废水的天然排污渠。近年来随着该地区经济的迅猛发展, 河涌遭受重金属污染的问题非常突出, 现以南海市雅瑶涌为例, 来探讨内河涌锌污染的特征。

雅瑶涌起源于南海市官窑镇大榄, 实质上是一个受闸控制的围内河涌, 沿途流经官窑、里水、松岗、大沥、盐步和黄歧等镇区, 通过北村大闸与水口水道汇合后再汇入珠江。由于它接纳了官窑、大沥、松岗等镇的生活污水和以铝材、电镀和陶瓷为主的乡镇工业废水, 重金属浓度明显比其它河涌高, 支涌污染尤其

严重。

### 2 河涌锌浓度的变化特征

据 1991~1995 年的监测数据(表 1), 结果表明雅瑶涌锌的含量逐年升高, 其最大值 1991 年仅为 0.039mg/L, 1995 年已达 0.349mg/L, 年均值也由 1991 年的 0.032mg/L 增加到 1995 年的 0.177mg/L。

1995 年雅瑶涌的含锌量虽然远未达到《地面水环境质量标准(GB3838-88)》的Ⅲ类水质的限值(1.0mg/L), 但已超过《渔业水质标准(TJ35-79)》的限值(0.1mg/L)。

表 1 雅瑶涌锌的浓度统计(1991~1995 年) 单位:mg/L

| 年 份 | 1991 年 | 1992 年 | 1993 年 | 1994 年 | 1995 年 |
|-----|--------|--------|--------|--------|--------|
| 最大值 | 0.039  | 0.060  | 0.136  | 0.131  | 0.349  |
| 最小值 | 0.025  | 0.058  | 0.036  | 0.047  | 0.054  |
| 年均值 | 0.032  | 0.059  | 0.082  | 0.084  | 0.177  |

表 2 雅瑶涌接纳锌的数量统计(1991~1995 年) 单位:kg

| 年 份   | 1991 年  | 1992 年  | 1993 年   | 1994 年  | 1995 年   |
|-------|---------|---------|----------|---------|----------|
| 接纳锌的量 | 3955.56 | 5954.57 | 23417.94 | 17696.8 | 15439.59 |

### 3 锌的的来源分析

#### 3.1 雅瑶涌接纳锌的数量

雅瑶涌含锌量的升高这一趋势,源于向该河涌排放锌的数量逐年增长(表 2)。据统计,雅瑶涌 1991 年接纳锌 3955.56kg, 1995 年则为 15439.59kg,增加了将近 3 倍。

#### 3.2 排放锌的主要污染行业

向雅瑶涌排放锌的行业主要有金属加工及涂饰、电镀、陶瓷及砖瓦等,对比 1993~1995 年 3 年的统计数据可知(表 3),由于大沥区近年来铝型材行业的蓬勃发展,金属加工与涂饰行业的企业个数猛增,由 1993 年的 55 家增加到 1995 年的 104 家,锌的排放量也由

1993 年的 2477.88kg 增加到 1995 年的 3755.62kg。

虽然电镀行业与陶瓷、砖瓦行业的排锌量有减少的趋势,但从排放总量上看,它们仍然是主要的污染行业,尤其是陶瓷和砖瓦行业,1995 年其锌的排放量占总排放量的 58.9%。陶瓷原料虽然不含锌,但很多陶瓷产品,如彩釉砖、卫生瓷片及工艺美术瓷片,在施釉过程中会用到大量的氧化锌。由于氧化锌在酸性溶液中很容易转化为离子状态,所以随着球磨机等设备的冲洗导致大量的锌进入水体,使得陶瓷和砖瓦行业成为雅瑶涌的最主要锌污染源。

表 3 排放锌的行业统计(1993~1995 年)

| 排放锌的行业  | 企 业 个 数 |        |        | 锌 排 放 量(kg) |          |         |
|---------|---------|--------|--------|-------------|----------|---------|
|         | 1993 年  | 1994 年 | 1995 年 | 1993 年      | 1994 年   | 1995 年  |
| 金属加工及涂饰 | 55      | 84     | 104    | 2477.88     | 3605.33  | 3755.62 |
| 电 镀     | 21      | 21     | 21     | 2975.36     | 2258.96  | 2591.76 |
| 陶瓷及砖瓦   | 8       | 8      | 9      | 17964.70    | 11832.51 | 9092.21 |

### 4 雅瑶涌锌的迁移转化

重金属是具有潜在危害的重要污染物。与其他许多污染物不同,重金属的污染威胁在于它不能被微生物所分解,相反地,生物体可以富集重金属,并且把某些重金属转为毒性更大的金属—有机化合物。

锌是具有一定毒性的一般重金属<sup>[1]</sup>。其在水环境中的迁移,按照物质运动的形式,可分为机械迁移、物理化学迁移和生物迁移三种基本类型。

水体中锌的形态与水环境的 pH 值有密切的关系,锌离子( $Zn^{2+}$ )在天然水的 pH 范围内能够水解,一般在 pH 为 6 时以简单离子形式存在,在 pH 为 7 时有微量  $ZnOH^+$  生成, pH 为 8~10 时以  $Zn(OH)_2$  占优势, pH<11 时,可生成  $Zn(OH)_3^-$  与  $Zn(OH)_4^{2-}$ <sup>[2]</sup>。

根据历年的监测资料,雅瑶涌的 pH 值在 7.23~7.80 之间,平均为 7.42,可见该河涌锌

的沉积作用较强。 $Zn^{2+}$  和  $S^{2-}$  有很强的亲和力,也可形成溶度积极小的  $ZnS$  沉积到底质中。腐植酸与  $Zn^{2+}$  可以发生螯合作用,锌可与胡敏酸等形成不溶性络合物向底质沉积物中迁移<sup>[3]</sup>。锌的沉积导致近年来雅瑶涌河涌底泥中锌含量的急剧上升,据对该河涌 12 个测点的监测结果,1991 年底泥样的含锌量范围为 33.59~2874.13mg/kg,平均值为 605.66mg/kg,而到 1996 年底泥样的含锌量范围达 82.52~3275.71mg/kg,平均值为 875.34mg/kg。以雅瑶村测点为例,1991 年的底泥中含锌量为 431.85mg/kg,1994 年增至 575.00mg/kg,1996 年则增至 686.69mg/kg,远远超过了北江水系水体沉积物的元素背景值(锌的背景值为 55mg/kg)。

用含有高浓度锌的河涌水灌溉,锌可能以  $Zn^{2+}$  形态进入土壤,以络离子  $Zn(OH)^+$ 、 $ZnCl^+$ 、 $Zn(NO_3)^+$  等形态与土壤表层的粘土

矿物缔合,参与土壤中的代换反应而发生固定累积,或者形成氢氧化物、磷酸盐、硫酸盐、碳酸盐和硫化物沉淀,也可以与土壤中的有机物结合,使得土壤表土构成锌的富集层。据1996年6月的测定结果,12个测点的菜园土锌含量范围为146.39~326.65mg/kg,平均值为219.88mg/kg,远远超过了佛山市表层土壤背景值的平均值51.00mg/kg(《佛山市土壤环境背景值统计量》,1990)。

锌在土壤中的富集,必然导致在植物体中的累积。植物体只能吸收水溶性或可代换态的锌(即有效态锌),锌的有效性取决于土壤的酸碱性及其固定锌的能力。据大沥区农作物含锌量的监测结果,叶茎类平均含锌量1991年为88.43mg/kg,1996年则为94.90mg/kg;花果类平均含锌量1991年为42.88mg/kg,1996年则为69.70mg/kg;根菜类平均含锌量1991年为51.82mg/kg,1996年则为98.20mg/kg。

需要说明的是,造成雅瑶涌沿岸的表层土以及农作物的含锌量明显偏高的因素很多,河涌水的灌溉只是其中一个因素,由于河涌水的含锌量并未超过《农田灌溉水质标准(GB5084-85)》的限值(锌及其化合物 $\leq 2.0\text{mg/L}$ )。所以河涌的锌污染,对于土壤及农作物的影响到底有多大,还有待对其迁移转化规律进行详细研究。

## 5 小结

(1)由于雅瑶涌集水面积内的产业构成特点,河涌水中含锌量呈逐年上升的趋势。虽目前其水质尚未超过《地面水环境质量标准(GB3838-88)》的Ⅲ类水质和《农田灌溉水质标准(GB5084-85)》的限值,但这种趋势的影响应进行进一步的研究;

(2)陶瓷砖瓦行业由于在施釉过程中用到大量的氧化锌,成为排放锌的主要污染行业,1995年排放量占雅瑶涌受纳锌的58.9%,其次是电镀行业,另外金属加工及涂饰等行业向雅瑶涌排放锌的数量也逐年增多;

(3)雅瑶涌水体中的锌大量向底泥中沉积,导致底泥的锌含量显著升高,并可能由于灌溉作用而向土壤和农作物中转移。

## 6 参考文献

- [1] 陈静生等编. 水环境化学. 高等教育出版社, 1986
- [2] Forstner et al., Metal Pollution in the Aquatic Environment. 2nd Edition, New York: Springer-Verlag, 1981
- [3] 廖自基编. 微量元素的环境化学及生物效应. 中国环境科学出版社, 1992
- [4] 环境背景值数据手册. 中国环境科学出版社, 1989

## Studies on the Characteristic of Zinc Pollution in Inner-river Yayao

Wan Junming Feng Yongkang

**Abstract** This paper is to research the characteristic of Zinc pollution in inner-river Yayao. The results indicate that the content of Zn increased from 0.032mg/L of 1991 to 0.177mg/L of 1995. In addition, the Zinc of water body deposits to the bottom soil and may transform to the soil and vegetable following irrigation.

**Keyword** Zinc pollution transformation

## 在企业改革中强化企业环境管理工作

廖佩红

(广东省环保局, 广州 510045)

**摘 要** 文章分析了企业改革给环境保护工作带来的机遇和不利影响, 并对目前采取的对策进行了归纳和分析, 提出在企业改革中强化企业环境管理的对策建议。

**关键词** 企业改革 企业环境管理 对策

### 1 前言

企业改革是企业改制、改组、改造和加强科学管理的统称。

江泽民总书记在十五大报告中指出:要着眼于搞好国有经济, 抓好大的, 放活小的, 对国有企业实施战略性改组。以资本为纽带, 通过市场形成具有较强竞争力的跨地区、跨行业、跨所有制和跨国经营的大企业集团。采取改组、联合、兼并、租赁、承包经营和股份合作制、出售等形式, 加快放开搞活国有小型企业的步伐。

十五大以后, 各地纷纷制定政策, 鼓励国有企业改革, “抓大放小”, 国有企业呈现一派生机。

国有企业的改革, 给国有企业带来生机, 也给环保工作带来了机遇和挑战。

### 2 企业改革给环保工作带来的机遇

(1) 企业改革, 使企业的产权和经营权分开, 国家根据出资额享有所有者权益, 企业真正做到自主经营, 自负盈亏。政府主要是运用税收、物价、金融等经济政策来宏观调控社会的经济活动。在这种情况下, 企业对各种经济信号逐渐敏感, 这为运用环境经济政策、调动企业保护环境的积极性、缓解现实中发展经济与保护环境之间的矛盾创造了条件。

政企分开, 国有企业不再是政府的附属

物, 环保部门依法行政时遇到行政干预的机会会逐渐减少, 这将有利于环保部门对环境保护工作依法实施统一监督管理。

(2) 企业改革, 职工投资入股, 企业利益与职工直接挂钩, 职工更加关心和参与企业的生产经营管理, 千方百计增收节支, 减少“跑冒滴漏”等非生产性消耗, 从而减少了污染物的排放。职工的环保守法意识提高, 不会随意违反环保法的规定使企业承担风险。

(3) 企业改革后, 激烈的市场竞争使资源流向效益好、利用率高的产业和部门, 提高资源利用效率, 为实现环境保护资源存量调整(即资源从不利于环境保护的领域流向有利于环境保护的领域)的设想创造了条件。

(4) 在资产评估时, 要考虑资产功能变化的因素, 即考虑由于技术进步等因素, 使现有资产产生的无形损耗, 对一些工艺、技术落后的固定资产, 加大折旧, 尽快淘汰。因此, 国家可以制定政策, 通过资产评估, 促使产生严重污染的落后生产工艺和设备以及生产污染产品的设备尽快淘汰, 实现产业结构和产品结构的调整。

### 3 企业改革对环境保护工作的影响

#### 3.1 对承担环保责任和义务的影响

国有企业发生改组、联合、兼并、租赁、承包经营、出售以及股份合作制后, 应由哪一方

来承担环境保护的义务和责任。比如某一国有小型企业承包后,违反了环保法的规定,依法应予以行政处罚,应处罚谁,是原企业法人还是现承包经营者?

### 3.2 对排污申报登记工作的影响

企业改革后,可能会改变企业的名称,企业法人也可能发生变化。对排污申报登记来说,排污申报的主体发生了变化,企业是否应该重新办理申报登记手续?

国家环保局颁布的《排放污染物申报登记管理规定》只对排污单位申报登记后,排放污染物的种类、数量、浓度、排放去向、排放地点、排放方式等发生重大改变时的排污申报登记事项作出了规定。对排污单位因企业改革而发生的变化的排污申报登记事项未作明确规定。若企业名称、企业法人发生变更后没有重新申报登记,环保部门将难以对其进行处罚。

### 3.3 对排污收费工作的影响

国有企业发生改组、联合、兼并、租赁、承包经营、出售以及股份合作制后,原企业拖欠的排污费如何处置?

1982年颁布的《征收排污费暂行办法》和《广东省征收超标准排污费实施办法》均未对企业改革后,原企业拖欠的排污费如何征收作明确规定。

### 3.4 对污染限期治理工作的影响

随着企业改革的深入,跨地区、跨行业、跨所有制和跨国经营的大型现代企业不断增加,如何确定对这些企业的管理权限,如限期治理,根据《环境保护法》,市、县或者市、县以下人民政府管辖的企业、事业单位的限期治理,由市、县人民政府决定。对跨地区的现代企业的限期治理,应该由谁来决定?

再比如,被限期治理的企业在改革中进行资产评估时,是否应从企业的净资产中减去限期治理所需的资金,否则,将会因为筹集不到限期治理所需的资金而难以完成限期治理任务。

### 3.5 对总量控制工作的影响

随着总量控制制度的逐步推广、实施,越来越多的企业拥有自己的污染物总量控制指标(下简称排污指标)。

企业改革后,新企业是否自动继承原企业的排污指标?

排污指标的分配是无偿的,但是在有些地区,已无排污指标可分,某些新建企业是花费了一笔资金,从其他企业中购得排污指标的,排污指标应属企业的无形资产,这种无形资产如何估价?

有的企业在申领了排污许可证后,破产倒闭了,其拥有的排污指标,如何处置?

### 3.6 对污染防治设施管理工作的影响

由于排污费低于治理费用,污染治理设施的承包者受自身利益驱动宁愿交排污费而不愿治理;而有些企业改革采用出售企业部分资产的方式,因污染治理设施从表面看不产生效益,因此,没有人愿意购买这部分设施的产权。而由政府成立专门的污染治理公司负责污染治理设施的运行,因治理费用远远高于排污费,企业不愿意与专门公司签订合同委托治理污染物。

在企业产权转让出售中,由于污染治理设施不能产生经济效益,使有些企业这部分资产产权出售出现“真空”,即使有的企业环保设施产权出售出去,但由于股东或企业业主不能承担起持续投资的责任,环保设施难以正常运转或同环保监督检查打“游击战”,超标排污或者违法偷排。在资产评估时,对污染治理设施的价值如何评估?

## 4 在企业改革中强化环保工作的对策及建议

针对企业改革中环保工作碰到的新问题、新情况,各地环保部门解放思想,更新观念,积极采取了相应的对策。如江苏省环境保护委员会下发了《关于在企业改制中加强环境保护工作的通知》,安徽省巢湖行署环保局发出了

《关于在企业改制中谨防环境质量“反弹”的紧急通知》,其他地区的环保部门在新制定的规范性文件中作出了相应的规定。这些对策和措施值得借鉴。

#### 4.1 强化环境管理的行政手段

4.1.1 把环保要求作为批准企业改革的前置条件,在企业改革中实现产业结构和产品结构的调整。明确规定:

a. 把环保工作作为企业改革的有机组成部分,企业改革领导小组应有环保部门的负责人参加,审定有关文件应有环保部门的负责人参加,颁发的有关文件中应包括环保的要求和内容。所有改制企业应当首先经当地环保部门的审核。对一些污染严重,又无经济可行、技术成熟的治理技术的企业,不得让其改制。

b. 企业改制前,必须重新到环保部门办理新的环境影响审批手续,明确企业新的产权所有者应承担的环保责任和风险。

c. 更换法人代表和企业名称,变更产品、生产规模,改革工艺和设备,都必须到环保部门重新审批和办理变更排污申报登记手续。

d. 对目前污染治理尚未达标或没有治理设施的企业,在改制时要有切实可行的治理方案和保证措施,改制新老双方在污染治理上要划定目前的责任范畴,并订立书面合同,作为环保审批的依据。

e. 已申领了《排污许可证》的企业在其破产,进行财产清算时,不管其排污指标是无偿分配的还是有偿转让的,均应在破产后的一定时限内,将《排污许可证》交回给原批发证的环保部门,并办理注销手续。

4.1.2 各级环保部门在办理改革企业环保审批手续时,严格实行排污总量控制,防止国有环境资源的流失。

a. 审批改革企业时,规定污染物排放浓度和总量指标。

b. 凡改革后企业分成若干企业的,各企业的排污总量之和不得超过原企业的排污总量。

4.1.3 通过对资产评估方案的审批,加强环

保资产管理,确保改革企业的污染治理任务的完成。

a. 对正在进行污染治理的企业,在改革中,要求其治理资金应从评估后的总资产分离,保证不影响原有的治理目标和进度。

b. 对尚未开展污染治理的企业,应按现行价格编制污染预算,从评估后总资产分离该预算资金,并要求设立专门机构,负责该部分资金的经营管理和企业的污染防治设施的建设。

c. 已具备污染治理能力的企业,在改革分成若干小企业时,应把环保资产从总资产中分离,并成立专门经营单位负责这部分资产的经营管理。

#### 4.2 引入经济手段,协调环境保护与经济发展的关系

江苏省环境保护委员会在其下发的《关于在企业改制过程中加强环境保护工作的通知》中引入了环境经济手段,以协调环境保护与经济发展的关系。

##### 4.2.1 引入排污指标有偿转让

规定若企业改革后分为若干企业的,各企业的排污指标可以有偿转让,但必须经环保部门审批,并在同一环境单元内进行。

##### 4.2.2 引入污染治理设施的有偿服务

规定专门的环保资产经营单位可以按有偿使用的原则向利用其污染治理设施的排污企业收取有关费用,并保证污染物达标排放且排污总量不超过环保部门的规定。

#### 4.3 对策分析及建议

4.3.1 根据对上述地区采取的对策的分析可以看出:目前强化企业环境管理多采用行政手段的形式,如通过对申请改革企业和资产评估方案的审批来把好企业改革中的环保关,环保部门通过对排污指标的分配及处理来实现总量控制以及采用其他的行政管理措施等。

行政手段对处理环境管理中出现的新问题的灵活性和有效性是显而易见的;在不与法律、法规、规章相抵触的情况下,制定规范性文件并付诸实施来规范企业改革中的环保行为,

不失为处理环境管理工作中出现的新问题的行之有效的办法。规范性文件在协调改革的渐进性和法律的相对稳定性之间的矛盾中起到了应有的作用。各地的实践经验亦证明了这点。但是,根据《行政处罚法》,规范性文件不能设定行政处罚。由于企业改革是一件新生事物,因此,会出现一些法律、法规、规章没有规定可以处罚,但实际工作中却是应当给予处罚的情况。这时,规范性文件就显得无能为力了。

4.3.2 应强化法律手段在环境管理中的应用。

a. 应以法律法规的形式规定改革前后企业在环境保护方面的权利、义务关系,改革后企业享有改革前企业在环境保护方面的权利,如获得环保部门的许可排放污染物、排污指标等权利,相应地也应承担改革前企业在环境保护方面的义务,如缴纳拖欠的排污费、完成限期治理任务、在排污指标内排污等。

目前,行政机关对社会事务的管理正在逐渐由管理型向服务型转变,强调保护公民、法人和其他组织的合法权益,要求行政机关严格依法行政,尤其是处理涉及到公民、法人或其他组织的权利、义务方面的事务时,应有法律依据;在无法律依据时不得随意作出影响公民、法人和其他组织的合法权益的决定。

企业改革对环保工作的影响,很多是涉及到改革企业的权利、义务的,因此,应以法律法规的形式明确规定改革前后企业在环保方面的权利和义务关系。

b. 应对各地实施当地制定的规范性文件的情况进行总结,对其中一些卓有成效的规定及时上升为地方性法规或地方政府规章,为在企业改革中强化环境管理提供法律依据。

c. 建议在有关法律法规中进一步明确资源有偿使用的原则,为有关部门制定环境保护方面的经济政策提供法律依据。

d. 建议在法律中规定将限期治理的决定

权由现在的按隶属关系来决定转变为按限期治理工程的投资额实行分级决定。

4.3.3 运用经济手段,强化企业改革的环境管理。

a. 引入总量收费,完善排污收费制度。

建议改现行的超标排污收费为多因子叠加总量收费,并将收费标准定得略高于治理费用。这样做,将有利于专门的污染治理公司的生存和发展,还会促进环保信托的发展,而且有助于防止国有环境资源的流失。

b. 在总量收费的基础上,试行排污指标有偿转让。

试行排污指标有偿转让,可以在发展经济的同时,兼顾环境保护,同时还可以筹集到部分治理污染所需的资金。

排污指标转让应在发放排污许可证的机构的监督下进行,转让后转让和受让方的排污指标须取得上述机构的认可并写进各自的排污许可证。

随着国有企业改革力度的加大,企业改革给环境保护工作带来的新问题将越来越迫切地摆到了环保部门的面前,环保部门应认真贯彻十五大精神,抓住机遇,迎接挑战,加快改革开放,加大调整力度,强化环境与发展的综合决策,规范企业改革中的环保行为,促进经济结构的调整,使企业改革走上经济与环境协调发展的轨道。

## 5 参考文献

- [1] 高杰. 企业改制:环保当谋良策. 中国环境报, 1997年11月22日
- [2] 高杰. 江苏:环保参与综合决策. 中国环境报, 1997年12月18日
- [3] 谭德荣, 刘刚. 巢湖:严防环境质量反弹. 中国环境报, 1997年12月18日
- [4] 王金南, 陆新元. 中国的环境经济政策:实践与展望. 世界环境, 1997年
- [5] 徐雪峰. 论社会主义市场经济条件下的企业环境行为. 上海环境科学, 1997, 16(8): 8-10

## 利用数学模型计算非离子氨浓度

杜敏敏 鲁建新

(南通市环境监测中心站, 南通 226006)

**摘 要** 根据我国颁布的“地面水环境质量标准非离子氨换算方法”, 用 Foxpro 语言编程计算非离子氨浓度, 提高监测数据处理率和数据处理的准确度。

**关键词** 数学模型 计算 非离子氨浓度

为配合地面水环境质量标准(GB3838-88)的实施, 国家环保局于1994年12月16日正式颁布了《地面水环境质量标准非离子氨换算方法》(以下简称《换算方法》)。该方法在充分调研国内外文献的基础上, 根据我国实际情况, 对原引进美国环保局1976年公布的《氨的水溶液中非离子氨的百分比》表进行了修订, 新换算方法将 pH 和温度的间隔分别调整为 0.1、0.5℃, 温度常数修正为 273.15K, 表头改名为《氨的水溶液中的非离子氨的摩尔百分比》<sup>[1]</sup>, 但是, 新换算表的 pH 和温度的间隔仍满足不了实际工作的需要, 尤其在插值换算情况下, 计算较为繁琐。鉴于目前各级环境监测站已广泛使用微机进行数据处理。本文根据《换算方法》中给出的数学模式, 应用 Foxpro 语言编制一程序, 直接计算非离子氨浓度, 方便日常工作, 提高监测数据处理率, 减少计算误差。

### 1 计算模式

在现行地面水环境质量监测中, 水样中(总)氨是以氨氮的形式表示的。因此, 由氨氮计算非离子氨时, 可先由测定的水温和 pH 计算出非离子氨的摩尔百分比值, 再用监测方法测出的水样中氨氮的浓度换算得出水样的非离子氨的浓度。具体计算模式<sup>[1]</sup>如下:

$$C_{\text{NH}_3} = 1.216 \times C_{\text{NH}_3\text{-N}} \times f/100$$

$$f = 100/(10^{\text{pKa}-\text{pH}} + 1)$$

$\text{pKa} = 0.09018 + 2729.92/(273.15 + t)$   
式中:

$C_{\text{NH}_3}$ ——测定的水温和 pH 下, 水样中非离子氨的浓度, mg/L;

$C_{\text{NH}_3\text{-N}}$ ——用监测方法测出的水样中氨氮的浓度, mg/L;

$f$ ——氨的水溶液中非离子氨的摩尔百分比;

$t$ ——测定的水温, ℃。

### 2 程序设计

在程序设计时, 将该计算作为一个过程处理, 以方便各程序调用, 同时按照数据处理的有关规则, 以计算结果进行了数据修约。流程图见图 1。

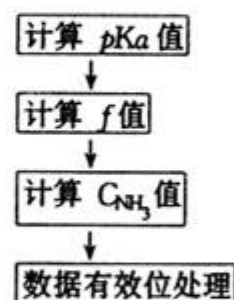


图 1 非离子氨  $C_{\text{NH}_3}$  计算流程图

程序如下:

PARAMETERS T, PH, C-NHN

CS1 = 0.09018 + 2729.92/(273.15 + T)

CS2 = 100/10^(CS1 - PH) + 1

C-NH3 = 1.21 \* C-NHN \* CS2/100

```
JE=LTRIM(STR(C-NH3,16,10))
L1=LEN(JE)
M1=SUBS(JE,5,1)
IF VAL(M1)<>5
JG=ROUND(C-NH3,2)
ELSE
M2=SUBS(JE,6,L1-6)
IF VAL(M2)<>0
JG=ROUND(C-NH3,2)
ELSE
M3=SUBS(JE,4,1)
IF MOD(VAL(M3),2)=0
JG=LEFT(JE,4)
JG=VAL(JG)
ELSE
```

```
JG=ROUND(C-NH3,2)
ENDIF
ENDIF
ENDIF
RETU
```

参数说明:  
T:测定的水温,℃;  
pH:测定的 pH 值;  
C-NHN:测出的水样中氨氮的浓度,mg/L。

3 实例

选用南通市 1997 年 7 月 23 日濠河水环境质量监测数据进行微机运算,将其运算结果与查表计算的结果进行比较,结果表明二者计算结果是一致的(见表 1)。

表 1 非离子氨计算结果

| 河流<br>名称       | 断面<br>名称 | 水温<br>(℃) | pH   | 氨氮<br>(mg/L) | 非离子氨(mg/L) |      |
|----------------|----------|-----------|------|--------------|------------|------|
|                |          |           |      |              | 查表计算       | 微机运行 |
| 濠<br><br><br>河 | 三元桥      | 31.7      | 8.43 | 1.39         | 0.33       | 0.33 |
|                | 长桥       | 30.8      | 8.27 | 1.44         | 0.24       | 0.24 |
|                | 北濠桥      | 30.0      | 8.34 | 0.94         | 0.17       | 0.17 |
|                | 跃南桥      | 31.2      | 8.51 | 1.53         | 0.46       | 0.41 |
|                | 和平桥      | 31.9      | 8.71 | 1.36         | 0.53       | 0.53 |

4 结语

通过微机运算与查表计算相比较可以看出,利用数学模型编程直接计算非离子氨浓度不仅方便了日常工作,提高了监测数据处理

率,同时提高了上报数据的准确度。

5 参考文献

[1] 国家环保局.地面水环境质量标准非离子氨换算方法.中国环境监测,1995,11(4)

电渗透加压脱水机

日本神钢パニテック开发的电渗透式加压脱水机,是在加压脱水机内装入电极,用电能来帮助污泥粒子移动,可防止污泥阻塞过滤膜,使污泥脱水能力

大大提高。这种脱水机每日可处理 113700m<sup>3</sup> 水量,而过滤面积只有普通加压脱水机的 1/2 以下。

(洪蔚)

CONTENTS

1. Total Pollution Control Solution for the Air Environmental Management  
..... Wu Guanggyu et al (1)
2. The Feature of Volatile Organic Component in Guangzhou's Atmosphere  
..... Wang Xinming (6)
3. Atmospheric Turbulence Intensity and Diffusion Parameter over Western Guangdong  
..... Wu Yanbiao et al (10)
4. Research on the structure of Industrial Water Utilization in Guangzhou  
..... Xu Jiaying (16)
5. Study on the Economic Evaluation of City Sewage Disposal Plant in Guangzhou  
..... Luo Jiahai (19)
6. Application of Hydrolysis Acidification-Sequencing Batch Activated Sludge Process in  
Slaughterhouse Wastewater Treatment ..... Zhuo Fen et al (23)
7. The Application of Cationic Grafted Acrylamide ..... Gai Ziyun et al (27)
8. Research on the Biochemical Post-treatment of Monosodium Glutamate WasteWater  
..... Luo Zhiyong et al (31)
9. Discussion on the Calculating Method for pH Mean Value ..... Lin Hanjie et al (33)
10. On the Coordinate Development of Environment and Economy ..... Tan Jincan (37)
11. Studies on the Characteristic of Zinc Pollution in Inner-river Yayao  
..... Wan Junming et al (40)

广州环境科学 (季刊)

|                  |                              |
|------------------|------------------------------|
| 主办: 广州市环境科学学会    | 地 址: 广州市吉祥路 95 号 (邮编 510030) |
| 协办: 广州中药一厂       | 电 话: (020) 83355374          |
| 编辑: 《广州环境科学》编辑部  | 主 编: 甘海章                     |
| 印刷: 广州市白云师范学校印刷厂 | 责任编辑: 琚 鸿 李战隆                |