

广州环境科学

GUANGZHOU ENVIRONMENTAL SCIENCES

第12卷 第1期

VOL. 12 NO. 1



1997

广州市环境科学学会 主办
广州中药一厂 协办

目 次

管 理 论 坛	环境保护激励机制的经济手段 王志刚 (1) 谈谈香港海洋生物保护问题 文志森 (6)
研 究 报 告	影响溶剂气浮分离的物理和化学因素研究 陈卫国等 (9) 异相中多氯代芳香化合物的光催化降解研究..... 杨燕红等 (15) NEGPIM (1) 灰色模型及其预测应用 向跃霜 (21)
环 境 工 程	生活垃圾厌氧处理新工艺..... 李穗中等 (24) 石灰立窑烟气电除尘 金璐珏等 (28) 活性污泥法废水脱氮过程 C/N 值对 N ₂ O 释放及脱氮效果的影响 浦跃武等 (30)
环 境 监 测	广州市光化学污染状况初析..... 陈诚之等 (33)
世 界 环 境	挪威大气环境保护情况简介 葛奕等 (37)
读 者 地 园	在作出环保行政处罚决定前实施听证制度的刍议..... 姚晓云 (42) 生猪饲养、屠宰业及餐饮业对珠江广州河段的污染分析 钟平生 (43)
国 内 简 讯	广州市环境科学学会召开工作年会 (5) 广州市环境科学学会 1996 年度优秀论文 (46) 《广州环境科学》1996 年总目录 (47)
国 外 动 态	法实现低公害交通系统改革 (5) 生态卡片 (27) 泰国对汽车污染采取一系列措施 (27) 低能耗低成本污泥制建材新技术 (27) 污染河流自身恢复清流工程 (32) 日 NO 包装宣传运动 (32) 德国汽车厂商积极回收废车 (36) 减少 NO _x 的多段燃烧炉(36)俄 罗斯核污染难以消失 (41) 日制定生态标志新标准 (41) 城市垃圾焚烧灰制路基材料 (41)
封 面 设 计	春韵依然 林晓东

环境保护激励机制的经济手段

王志刚

(中山大学环境科学研究所, 广州 510275)

摘 要 市场经济条件下, 经济手段在环境保护中的作用日益为人们共识。实践与发展中的环保经济手段主要有: 收费、征税、补贴、排污交易、押金制和鼓励金等。本文分别就这六种经济手段, 尤以前四者进行了较全面的探讨, 同时提出了环保经济手段设计与实施的四条建议: 循序渐进; 诱导为主, 集资为辅; 因地制宜; 经济性。

关键词 市场经济 环保经济手段 环保激励机制 生态觉悟

1 前言

环境管理在过去的十几年里对我国的环境保护起了十分重要的作用。在市场经济的新形势下, 更应当充分发挥环境管理对于环境保护的潜在作用, 为经济建设和持续发展服务。环境管理中既有强制性的行政和法律手段, 也可运用经济手段来引导。后者已为许多国家的实践证实为极其有效的环境管理手段。我国也要求“各级政府应更好地运用经济手段来达到环境保护的目的”。

2 运用经济手段保护环境的根据

在很长一段时间内, 作为经济活动主体的人不可能普遍具有较高水平的生态觉悟(或生态道德意识), 其行为在市场经济条件下更多地为利润获取的动机所驱使。因此, 利用这一特点, 在环境保护的前提下, 制定一系列经济政策和措施, 通过市场资金的运转来影响和引导被调控对象的行为, 使其在市场经济条件下自动转向有益于环境的经济发展行为。持续发展理论是对经济与环境关系中统一性一面的认同与探索, 而环境保护中经济手段的运用则是这一认识在实际操作中的体现。

3 实践与发展中的环保经济手段

环保经济手段大致分为收费、征税、补贴、

押金制、排污交易和鼓励金等。

3.1 征收环境费

收费制度是环境资源有偿使用的体现。为协调经济发展同环境保护的关系, 环境资源的所有者——国家, 应对环境资源的使用者和破坏者征收环境费, 使环境资源的稀缺性和价值最大程度地反映于市场机制下的经济运行过程中, 利用价值规律的作用限制环境资源的浪费、污染和破坏。环境费大致分为二类: 排污费和生态资源补偿费。

3.1.1 排污费

排污费是指向环境排放污染的单位和个人, 依其污染排放量而征收的环境资源的使用补偿费。排污收费在环境保护实践中起了很大的作用。这些作用有:

- a. 刺激排污者不断削减污染, 降低排放量;
- b. 刺激技术更新, 利于开发新的污染控制技术;
- c. 可为环保筹集资金等。

征收排污费制度是我国环境管理的重要制度, 收取排污费为污染治理提供了大量资金。但是, 随着经济的迅速发展, 原排污收费制度明显迟滞于经济发展和环保的要求。存在主要问题有:

- ①收费标准过低。收费远低于环境损失甚

至污染治理的费用,易出现宁交费毋治理的负面效应,不利于污染治理积极性的调动。

②收费依据和方式尚欠科学。一是只实行超标排污收费(除废水外),对其它污染排放缺乏约束力和激励作用;二是收费标准仅使用“浓度控制”,只反映相对污染程度,征收方式上只对污染收费最高的污染排放物计费,对排污限制作用有限。

③排污费使用不尽合理。

④收费范围偏狭。目前只对部分污染物的排放实行收费,而且,收费主要限于生产性排污,对消费行为排污没有约束力。

针对以上问题,需要采取的对策有:

a. 提高收费标准;

b. 征收依据采用浓度与总量双轨并控,征收方式实行多因子迭加计费;

c. 排污费主要用于区域污染综合防治,排污企业污染治理费用逐步由其内部解决,同时,为避免污染责任转嫁,应建立健全相关的监督机制;

d. 逐步扩大排污收费范围

3.1.2 生态资源补偿费

生态破坏同环境污染是环境问题的两个重要方面。据估计,我国每年因这二者造成的经济损失约 2000 亿元,其中生态破坏所致约占 1000 亿元左右。我国生态环境退化和枯竭已十分严重,保护生态环境资源势在必行。生态资源补偿费正是市场经济条件下解决生态环境危机的新举措。

生态资源补偿费是对从事经营开发活动并对生态环境造成损害的单位和个人征收的经济补偿费。我国已开始试行征收生态资源补偿费制度。这一制度实施的效果有赖于资源核算和评估制度的成熟。随着生态资源补偿费制度的完善,必将会对我国生态环境保护起重要作用。

3.2 征收环境税

环境税是指对一切开发利用环境资源的单位和个人,按其对环境资源的开发利用程度

所征的税种。环境税主要有环境容量税和资源税两种。前者如 CO_2 税、含 Pb 汽油税等,后者如开发森林资源税等。

环境税是作为国家调节社会经济行为的重要经济杠杆,对保护环境的积极意义在于:

a. 可以改变价格扭曲,反映真实社会边际成本,有助于形成和引导环境资源地区之间及跨区域之间的协调与平衡,促进资源合理利用和开发保护;

b. 可增加国家财政收入,积累更多的环保资金;

c. 有效刺激生产主体不断考虑采用低费用方法降低污染,自动投入利于环保的技术研制和技术发展。

环境税不同于环境费。首先,就性质而言,环境税是国家对社会剩余产品或价值再分配的一种形式,属于社会产品分配范畴,在商品价格中属于利润的一部分,而排污费则是排污者对环境所致影响的经济补偿,国家允许排污企业将其计入生产成本。因此,环境税作为经济杠杆对资源配置和调节更具公平,对环境保护的激励更具成效。其次,在执行上,环境税更具强烈性的特点,对消费活动排污亦有一定的限制,是环境费必要的补充。

3.3 补贴

许多国家都曾对污染控制活动给予过财政补助和信贷优惠等措施。如美国联邦政府要分担修建污水处理厂的费用,政府拨款占污水厂修建总费用的 55% 左右。

从环保活动的经济特性来讲,环保活动一般不能给排污者带来直接可观的经济利益,同时污染治理工作相对劳动条件差利润低,因此采用补贴的作法,可在一定程度上调动排污主体从事有利于环保活动的积极性。然而,补贴的作法亦有一定缺陷。一方面,占用政府可直接用于改善环境的财力,而这部分资金则又通过税率增加或减少政府其它开支以补偿。提高税率的结果必然把污染治理费用转嫁给其他消费者或污染较轻的企业,这样就不利于市场

经济条件下企业间的公平竞争,也就无法有效地诱导和激励排污者转向更好的污染防治工艺和技术的采用与研究。另一方面,补贴又在很大程度上抵消了环保部门为污染防治采用经济制裁所作的努力。正是因为如此,各国实际环境管理中对补贴应用较少。

从我国国情来说,对一些大型污染防治工程实施污染防治研究,严格依据 PPP 原则由污染者负担全部环境补偿费目前还不可行,尤其在我国经济发展转型时期不利于经济发展。采用补贴对我国防污治污仍有现实意义。在我国环保中使用补贴的作法应注意以下几点:

- a. 逐步减少乃至取消无偿补助的作法,如能源补贴,资源补贴应尽快取消;
- b. 补贴对象转向清洁生产和绿色产品工艺;
- c. 推行差别补贴,大幅度拉开清洁技术和末端治理的补贴差额,以鼓励技术进步防治污染;
- d. 补贴额不能高于污染治理的边际费用。

3.4 抵押金制度

押金制是一种典型的防止污染的手段,是对具有潜在污染的产品在销售时或对有潜在污染的行为实施前征收的环境影响的抵押性补偿费用。该制度在北欧发达国家固体废物污染控制方面应用广泛。丹麦、芬兰等国饮料容器应用抵押金制从而使该类废物回收率达 90% 以上。押金制的优点是使直接环境效益与间接环境效益并收,一方面大大减少了污染物的数量,另一方面使资源循环利用,节约了大量资源。

押金制的应用范围不仅能在产品上推广,而且,也可应用于其他方面,如具有潜在污染的行为活动的实施。我国建设项目试行的“三同时”保证金制度即为这方面的尝试。据统计,全国已有 57 个地区、市、县开展了“三同时”保证金试点工作。从实施效果来看,提高了“三同时”制度的执行效率,使建设项目的后期环境管理得到了加强,污染得到了有效控制。

3.5 排污交易

以利润刺激为基础的市场机制,它的环境外部不经济性的存在,并不意味着不能采用市场方法解决环境外部性问题。排污交易正是用市场方法解决环境外部性的有效手段。

所谓排污交易是指国家把排污作为一种生产性权利,排污者向国家购买排污权才允许排污。在环境危害不增加的前提下排污者之间可以实行排污交易。

排污交易在美国使用广泛,自 1970 年至 1986 年,大气排污交易达 3000 次,节约治理费约 2.5 亿美元。美国的环境排污交易市场政策主要有:

- a. 补偿政策:一个地区污染总量的增加应由该区等量污染物的减少来补偿。在未达标区,新建或扩建原有设施时,必须由同一地区内原有设施的压缩排放量来补偿。这一政策的着眼点在于控制区域污染总量不超标。
- b. 贮存政策:排污者以法律保护的形式把达标以后的排污减少量作为排污减少存款,存贮于银行或参与排污市场交易。

c. 废水排放许可证政策:基本思想就是对已确定的污染总负荷进行更为有效和灵活的分配。具体形式有季节排污许可证、变量排污许可证、厂际点源交易、点源非点源交易和信用卡制等。

排污交易的作用主要表现在几个方面:

- ①促进技术改造和进步,使排污者积极采用低污、无污工艺;
- ②可增加环保集资渠道;
- ③提高环境资源的利用效率,更好地利用环境资源的自净能力。

但是,排污交易因要求有较成熟的市场机制和相当完善的环境监测数据,所以操作成本较高。

我国上海市在水源保护区和准水源保护区从 1987 年开始实施了排污交易。随着我国市场机制的逐步完善,在有条件的地区考虑实施排污交易是可行的。国家在出售排污权时,

应优先考虑具有较高环境效益的企业,交易污染物计费应对各因子分别迭加汇总。建议交易费由环保部门代管,主要用于污染防治。

3.6 鼓励金

对防治污染有突出贡献的生产企业和个人,可适当奖发一定数额的鼓励金,并通过舆论等媒介作用激励更多的企业和个人为环保作贡献。

除上述几种经济手段外,环保经济手段还有环境责任保险、建立环保基金和成立环保投资公司等。

4 设计与实施环保经济手段的建议

4.1 循序渐进(因时制宜)

运用经济手段保护环境不能一味追求环境效果,不能企望高速度达到环境高要求。在实施经济手段时,必须根据国家经济发展状况,选择有益环境且不损害经济发展的手段,并要满足随经济发展逐步提高经济手段的要求。如补贴措施,无偿补助应只限于公众性、区域性等大型的、综合的防污治污工程,对单个排污企业取消原先的80%排污费返还企业作法,改为有偿贷款,最后完全取消补贴,转而采用排污交易等更有效的方法。

4.2 诱导为主,集资为辅

经济手段是环境保护激励机制的重要组成部分,在设计与实施经济手段时,着重点应放在如何才能诱导排污者、资源开发者等变被动为主动来保护环境资源,集资功能是次要的。只有对非采取集资性质不可的项目,才采取集资性质的经济手段来解决,如通过环保投资公司等形式,则可将集资列为首要位置。

4.3 因地制宜

我国地域宽广,环境地带性差异明显,经济发展状况地域差异亦很显著。因此,不同经济发展地区应依据本地区经济水平和环境状况选择适宜的经济手段保护环境。如对城市地区,一般环境监测工作做得较好,且经济实力较高,可考虑选取一些操作成本虽较高但环境

效益突出的经济措施,而对农村地区,则主要加强生态环境资源补偿费的宣传推行和征收等工作。

4.4 经济性

环境保护的目的是为了持续发展,包括经济持续发展,不能单纯为了保护环境而忽视经济发展。在环保经济手段的选取和应用中,应考虑操作成本是否在经济可承受范围内,必须保证其操作成本不大于其环境效益。在环保效益相同时优先采用操作成本低的措施。

5 环保激励机制的经济手段与内部其它要素的协调建设

环保激励机制中的经济手段,是环保激励机制的重要组成部分,在环境管理中有广阔的应用前景。但是,环保经济手段的运用,还必须处理好同行政手段和法律手段的关系。

经济手段是行政手段的有益补充,但经济手段必须以法律手段为保障。现代市场经济是法制经济。经济手段的制订与实施,必须抓好抓紧环保及市场经济的法制建设,才能更好地发挥经济手段在环保中的积极作用。

6 结论

运用经济手段保护环境体现了人们对经济和环境关系中统一性的认识。在实践中各国创造并发展收费、征税、补贴和排污交易等各具特点的环保经济手段,在环保中发挥了重大作用。在环保经济手段的实践发展中应注意循序渐进、诱导为主、集资为辅、因地制宜以及注重经济性的要求,同时还应注意同环保激励机制内部行政手段和法律手段的协调建设。

7 参考文献

- [1] 曹凤中. 国外环境发展战略研究, 1993
- [2] 王金南. 环境经济学. 清华大学出版社, 1994
- [3] 夏光. 环境保护的经济手段及其相关政策. 环境科学研究, 1995; 8(4): 10~13
- [4] 张梓太等. 我国排污收费制度的立法缺陷及完

- 善为议. 中国人口资源与环境, 1995; 5(2): 74~82
- [5] 黄洪亮等. 环境管理走向市场经济的可喜尝试. 中国人口、资源与环境, 1994; 4(1): 69~72
- [6] 王玉庆. 浅谈经济发展和环境保护的关系(下). 环境保护, 1994; (2): 43~44
- [7] 王丽萍. 市场调节在环保的局限与环保手段的优化. 环境保护, 1994; (4): 15~17
- [8] 朱骏武. 环境税初探. 环境保护, 1994; (5): 22~24
- [9] 阎淑娟等. 浅谈建设项目“三同时”抵押金制度. 环境保护, 1994; (6): 5
- [10] 国家环保局. 1993 年中国环境状况公报
- [11] 梁鹏等. 建设项目环境保护“三同时”保证金制度研究. 环境保护, 1994; (10): 5~7
- [12] 王明远. 中国持续发展经济手段的初步研究应用. 环境保护, 1994; (10): 22~25
- [13] 杨朝飞. 市场经济条件下的生态环境补偿费试点工作. 环境保护, 1995; (6, 7, 8)

Economy Measurements in Stimulating Mechanism of Environmental Protection

Wang Zhigang

Under the condition of market economy, function of the economy measurements in environmental protection (EMEP) is commonly accepted. In practice, EMEP includes mainly charging on effluent discharge, taxing, subsidising, trading of discharge, securiting and awarding. These measurements, especially the first fours are studied thoroughly. Then four suggestions for designing and implementing EMEP are proposed as: advancing step by step; guiding prior to fund collecting; suiting to local situation and paying attention to economy.

Keyword market economy EMEP stimulating mechanism of environmental protection ecological consciousness

广州市环境科学学会召开工作年会

广州市环境科学学会一年一度工作年会最近在广州市环保工程设计所召开。会议审议了 1996 年工作总结和 1997 年工作计划, 理事长甘海章局长在会上作了“广州市环保工作形势和任务报告”。会议套开了理事扩大会议和《广州环境科学》审编工作会议。甘理事长指示: 环保工作任重道远, 污染状况严重, 在机遇和挑战前, 要抓住三个有利条件: 广州市完成了环

境保护总体规划; 制定了广州市环保条例; 广州市胜利地召开了第四次环保会议。要增强信心、决心, 加大力度, 发挥会员的聪明才智, 结合各专委的特点, 抓住重点, 开展围绕环保中心工作的有实效的活动。对此, 甘理事长还提出了具体的意见。

会议还表彰了 1996 年优秀论文 34 篇, 积极分子 60 名。
(金名)

法实现低公害交通系统改革

法国政府为实现低公害交通系统的改革目标, 制定政府和民间共同努力的 5 年计划, 投入总额 73 亿法朗。主要内容有汽车的汽油价格比现在提高 15%,

高性能的电动汽车大量投入市场等。民间参加计划实施的有雷诺汽车公司、标致汽车公司。(洪蔚)

谈谈香港海洋生物保护问题

文志森

(香港大学城市规划及环境管理研究中心)

摘要 本文评述了香港政府海洋生态保护政策的不足之处,并提出了进一步建立中华白海豚保护区的几点建议。

关键词 江豚 中华白海豚 白海豚保护区 海洋生态保护

1 前言

香港从一个小小的渔港,发展至现今成为世界金融及财经的重要城市,除了香港市民努力不懈的上进精神外,拥有一个天然深水港口——维多利亚港,也是一个极为重要的成功因素。可惜香港政府迟迟未意识到保护海洋生态,对香港市民健康、生活以及经济增长有莫大的裨益,直至近年来发生了一连串因水污染而引起市民不安的事情(例如霍乱、海滩污染、赤潮涌现等),才着手研究制订有关的法例及政策。

香港政府投入了二千万元设立一个中华白海豚保育区,并于1996年11月23日正式成立。此建议无疑是有助保存这些濒临绝种的回归吉祥物——中华白海豚,但它确有其不足之处,有待改善。况且,本港水域还有一些稀有而珍贵的海洋生物,应需加以保育。因此,本文盼能探讨一下香港海洋生物保护的实际情况。

2 江豚与中华白海豚同属濒临绝种的品种

江豚(PORPOISE)、海豚(DOLPHIN)及鲸鱼(NHALE)都是属于鲸类(CETACEA)。在香港水域内,根本难以寻找鲸鱼的踪影(除了可在海洋公园观赏杀人鲸表演外)。不过,却可发现类似鲸鱼的江豚出没。

江豚称为无鳍江豚(FINLESS PORPOISE)的分布范围遍及整个亚洲,而在香港栖息的江豚多在西贡、大屿山以南,及索罟群岛海域一

带。江豚长有短小扁平的鼻子、嘴部异乎一般海豚,全身呈黑色或灰色,并没有如海豚一般的背鳍,但它最大的特征是长有一道阔沟,前宽后窄,形成高矮不等的脊,而“阔沟”的作用可能是让小江豚骑在母亲共泳之用。

由于江豚身呈深色,加上没有背鳍,而又非常怕人,所以较难被人察觉。况且,江豚没有中华白海豚那么撩人可爱。因此,至今仍未有人对他们进行全面而深入的研究,也未能确知江豚的真正数目及其生活习性。

其实,早于两千多年前的汉代,许慎编纂的《说文解字》中已提及江豚,而1829年西方科学界也有江豚的记录。现时,华盛顿公约已把江豚列入保护名单内。由此可见,江豚与中华白海豚一样,均属世界级濒危绝种的生物。近年香港江豚的死亡数目持续增加,1993~1995年每年都有五宗,当中更有一些幼江豚。根据香港大学研究指出这可能是由于母豚吸取了过量污染物(例如杀虫水),使幼豚在吸食母乳时中毒死亡。无论如何,香港政府的保护海洋生态的政策,不应只顾中华白海豚,而完全忽视江豚的保护。

3 港府设立中华白海豚保育区的过程

香港港督1995年的“施政报告”中,承诺在1996年设立一个白海豚保育区,以保护濒临绝种的回归吉祥物中华白海豚。该保育区将会受到《海洋公园条例》的管制,以确保中华白海豚不受到外界的威胁及滋扰,例如规定在该区内进行的所有工程必须事先获得有关管理

委员会批准,才能施工。

不过,香港政府率先间接地打破此项承诺。在 1995 年 10 月,港府刊登《宪报》,建议在沙洲与龙鼓洲之间,敷设海底电缆以提供电力给新机场雷达站,而该地点正是中华白海豚保育区内。虽然港府多次强调此项工程不会对白海豚造成滋扰及影响,因为此工程不仅施工时间短,而且工程涉及海面面积也不大,况且港府会实行一套水质监测计划及采取保护白海豚的纾缓措施,例如若在工程的 500 公尺范围内发现白海豚,工程便会立即停工。

其实,此项敷设工程耗时整整三个月,而且工程还包括在敷设电缆两旁进行海底挖泥工程。挖泥工程不仅会产生噪音及弄浊海水,还会把沉积于海底的污染物带回水中,影响该水域的生态环境,这迫使白海豚远离此原栖息的水域,另觅新居所。另外,工程进行时所发出噪音以及翻起沙尘,白海豚根本不会游近地盘 500 公尺范围内,所以,这些所谓纾缓措施根本是无甚效用,况且这套措施在缺乏足够人手监督工程施工,以及缺乏先进自动监测白海豚设备,只靠有限人手用望远镜观察,即使有白海豚出现,也不一定被人发现,因此,这措施的作用及有效性却令人怀疑及担忧。

原先,中华白海豚保育区的设立是为了减低新机场在沙洲兴建飞机燃料库及接收设施的“补偿条件”。因为新机场管理局希望在沙洲兴建一个临时飞机燃油接收站(耗资 4 亿港元),好让越洋油轮或来自青衣岛油库的船只可在沙洲卸油,而经海底管道运到新机场油库,再经地下管道把油运到机场停机处。不过,该项工程的环境影响评估书,却于 1995 年 2 月遭受香港环境咨询委员会会议的否决,这是香港开埠以来首次全面否决由政府部门提交的环境评估书。其实,该份环评书不仅未有清楚罗列出有关工程的可行地点以供选择,更未有提出在选择地点上作出环境保护的措施,同时,也忽略了对沙洲附近的生态影响评估。所以,环境咨询委员会不接受此项工程的环评

书。

机场管理局在同年 3 月再提交第二份的环评报告书,并附上一份由它雇用的美国德萨斯州大学海豚专家胡西机博士的报告。报告中评述此临时油库站对中华白海豚的影响,例如沙洲进行工程可能令海豚不能游近施工地点,但却认为由于沙洲并非白海豚“基本居所”,所以,此工程对白海豚影响不大,并建议香港政府需划出海洋生物保育区,以及制订全面的保护白海豚计划及进行对白海豚的生活习性研究。

根据以上的报告,机场管理局便在第二次环评书中提出两项建议:(1)将临时燃料油原本六至七年的使用期缩减至两至三年,即是把永久性油管的建筑年期加快(预料 1999 年完成启用),以减低对沙洲附近生态环境的影响;(2)在沙洲与龙鼓洲之间划出 1000 公亩(后来增至 1200 公亩)作为白海豚保育区,并投入 1800 万元(后来增至 2100 万元),每年付出 400 万元的营运费用,并在该保育区内建设人工珊瑚礁,为白海豚提供栖息场所,而该笔费用则由港府与机场管理局分摊。

环境咨询委员会经讨论后,认为港府及机场管理局有诚意承担保护沙洲一带环境的责任,最终通过此项环评报告书。港府行政局也于同年 4 月份会议中,通过机场管理局在沙洲兴建临时飞机燃料油接收设施的建议,换言之,环保界与港府就工程对沙洲一带生态环境影响的争论亦可算告一段落了。

4 香港中华白海豚保育区的不足之处

中华白海豚保育区根本无法改善白海豚最迫切面对的威胁——水质污染。这些只经初级处理的 10 多万吨生活污水,每日源源不绝从大屿山排放入沙洲一带的水域,甚至,耗资巨大的全港策略性排污计划也不把大屿山纳入系统内,即是短期内此水域的污水难以改善。由此可见,港府根本缺乏一套长远而综合的保育海洋生态的政策及计划。

英国近海工程学院研究员嘉露莲娜指出,保育白海豚必须要确保有以下三项条件:一是有足够而没有污染的食物;二是有安全而不受滋扰的栖息之所;三是有保育的特别区域。由此可见,水质优良不仅可为白海豚提供一个生存的生态环境,也会令整个生态系统得以确立及正确运作,以便有足够鱼、虾等提供给白海豚觅食。而白海豚需在浅滩作栖息之用,但工程及快速船所发出噪声,以及航道繁忙也使白海豚难以畅游及不易停下来休息。因此,一个能确保白海豚不受外界滋扰和环境污染威胁的保育区,是有一定的重要性。

现时港府建立的保育区,从其位置及面积方面都难以有效保护这些濒临绝种的中华白海豚。因为该保育区的位置不仅是频繁海上交通的航道,尤其是当沙洲临时燃料站开工及建成后,均会有大量船只进出,以搬运建筑材料及燃料。况且,该区附近仍继续容许捕鱼活动,加上海底输油管所带来燃油泄漏的潜在危机,均令白海豚的性命难有保障。

还有,中华白海豚保育区的面积太小,根本不能有效保育白海豚在该区安全地栖息。若以白海豚每分钟可游3公里的速度,此区的1200平方公里面积只可让海豚向前畅游4分钟。在南非,海豚保育区则沿海岸线200公里长,总面积有3000平方公里之大。虽然,本港海面面积有限,但若要有有效保育中华白海豚,便必须加强有关措施及投入资源。

5 扩大保育区的面积及订立全面保育对策

首先,除了在沙洲与龙鼓洲之间设立一个

保育区之外,还应考虑大屿山南面沿海岸线增设另一个同类的保育区,并在两个保育区之间的海面列为海岸公园,作缓冲区之用。

另方面,在白海豚保育区必须要完全禁止捕鱼作业及严格管制区内的船只进入;而在缓冲区的海岸公园则要限制船只速度、挖泥工程及其他发展项目。

更重要的是要改善本港水域的水质状况,策略性排污计划需考虑把大屿山纳入整个系统内,否则便需在大屿山兴建一个生化污水处理厂,以改善保育区的水质,避免继续恶化。

最后,在保育区内也要限制参观海豚活动,例如,环保团体及生态爱好者共同订立一份观豚守则,以免白海豚遭受不必要的伤害或滋扰。应考虑在陆上设立中华白海豚教育中心,并有一些免费使用了望站,可让市民了解及掌握白海豚的历史、生活习性等基本知识。还可提供另一个选择,即可在陆上用先进而强力望远镜来观察白海豚,这样可以减少市民出海观豚的次数,避免对白海豚造成滋扰,还可吸引更多人士来观赏白海豚,尤其是中小學生,他们便不用乘船出海,也可以了解白海豚的状况。

由此可见,即使港府投入巨资来设立中华白海豚保育区,但只有尽速改善香港水域水质、扩大海豚保育区的范围、严格管制保育区内的航运与工程项目、以及完全禁止捕鱼活动,现时数目不超过八十条的香港特别行政区吉祥物中华白海豚,才能得到保护。

6 参考文献(略)

Comment on the Protection of Ocean Beings in Hongkong

Wen Zhisen

The article comments on shortage of Hongkong government's policy for ocean ecology protection, suggests to establish a protection zone for Zhonghua white dolphin.

Keyword black finless porpoise Zhonghua white dolphin protection zone for white dolphin ocean ecology protection.

影响溶剂气浮分离的物理和化学因素研究

陈卫国 任欣 朱锡海

(中山大学环境科学与工程研究中心, 广州 510275)

摘要 本文研究了待分离物呈表面活性物系(甲基橙、次甲基蓝、铁-邻二氮菲与作为捕集剂的十六烷基氯化吡啶、十六烷基三甲基溴化铵、四甲基氯化铵、十二烷基苯磺酸钠、十二烷基磺酸钠、烯丙基磺酸钠作用)和呈疏水性物系(铜-二乙基二硫代氨基甲酸纳、镍-丁二酮肟和铁-磷酸三丁酯)的溶剂气浮变化规律,并进行溶剂气浮法与泡沫分离法和溶剂萃取法对照研究,研究了影响各分离过程主要物理和化学因素的异同点。研究结果表明:待分离物质呈表面活性与呈疏水性的溶剂气浮分离行为是不同的,溶剂气浮是气泡吸附分离和水相与有机相的两相传质过程的耦合,而且这两个微过程又是相互制约的,其中气浮分离过程是决定溶剂气浮分离效率的关键,要使溶剂气浮分离效率大大提高,主要的途径是采用某种方法使得待分离体系具有较强的表面活性。

关键词 溶剂气浮法 分离 影响因素

溶剂气浮法(S.S.)由于具有气浮分离与富集同时完成的新功能而倍受关注^[1]。在环境工程上,本法与萃取相比,有机相用量有可能大大减少,不乳化,可快速连续处理大量水样,在某些情况下其分离效率甚至与分配比无关。更重要的是,从水中去除某些微量而至痕量的剧毒有机污染物,而目前用其它方法是难于达到的,它却有着很大的潜力^[2]。因此,它的应用前景十分诱人。

然而,至今对有S.S分离过程和机制的认识仍是众说纷纭,尚无定论。本文将主要从宏观上找出S.S.与泡沫分离(F.F.)和溶剂萃取(E.X.)的相互关系,尤其是研究它与这两种方法在物理、化学诸影响因素的异同点,通过详实的实验数据澄清目前国内外对S.S.分离过程和机制认识上的混乱。

1 实验部分

1.1 S.S.实验装置及仪器

S.S.的实验装置是采用多孔材料布气的气浮装置,如图1所示。压缩氮气1经过减压阀2,进入气压稳流控制系统3,再由三通阀4

通过布气板5后,在气浮柱6中形成小气泡,然后经过水相吸附待分离物质,并经过有机相11富集分离及灭泡,其氮气经活性炭吸附柱9,进入皂膜流量计指示气流量。气流量采用每5分钟手工调节一次,控制精度为5mL/min。温度由循环水系统7控制,精度为0.1℃。水样从取样口8取样分析。

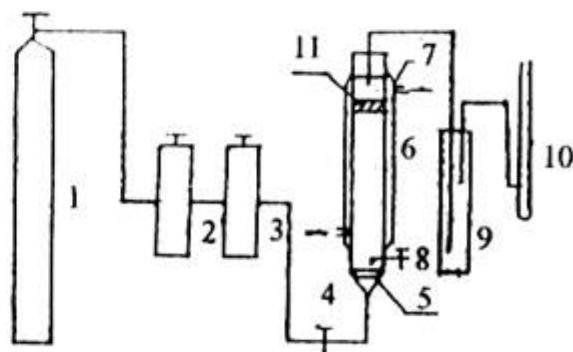


图1 溶剂气浮实验装置示意图

1. N₂气钢瓶; 2. 调压阀; 3. 气流稳压器; 4. 三通阀;
5. 布气板; 6. S.S.柱; 7. 恒温循环水; 8. 取样口;
9. 活性炭吸附柱; 10. 皂膜流量计; 11. 有机溶剂层

使用仪器有:752型紫外-可见光光度计、180-80塞曼原子吸光光度计、Kruss 8600表面张力计、25型酸度计、溶剂萃取振荡器(振荡频率110次/min、垂直振荡高度10cm)。

1.2 影响S.S.分离效率的各物理和化学因素实验

本实验以两类待分离物,即具有表面活性物质和疏水性物质作为S.S.的研究对象。前者选择甲基橙(MO)、次甲基蓝(MB),铁-邻二氮菲(Fe-phen)与可改变待分离物质表面活性的各种捕集剂(十六烷基氯化吡啶 HPC、十六烷基三甲基溴化铵 HTMAB、四甲基氯化铵 TMAC、十二烷基苯磺酸钠 SDBS、十二烷基磺酸钠 SDS、烯丙基磺酸钠 SPES)作为呈表面活性物质体系的研究对象;后者选择了铜-二乙基二硫代氨基甲酸钠(Cu-DDTC)、镍-丁二酮肟(Ni-BDODO)和铁-磷酸三丁酯(Fe-TBP)作为疏水性物质体系的研究对象。实验用S.S.与F.F.及EX.对照研究的方法,研究了表面活性剂种类和浓度,有机溶剂的种类和 V_o/V_w 、气流速率、离子强度、电动电位、酸度等物理和化学因素对S.S.分离过程的影响规律。

在实验中,先配制一定浓度的待分离物水溶液,并按一定的摩尔浓度比加入捕收剂。将该试验液转入气浮柱中,加入一定体积的有机溶剂,然后通入氮气进行溶剂气浮实验。在气浮过程中,每隔一定时间取样,分析水相或有机相中待分离物的浓度^[5~10]。

上述各S.S.实验均与相应的F.F.和EX.进行对照试验,其试验条件与S.S.相同,对F.F.来讲,通氮气但不加有机溶剂;而对EX.,则是用振荡萃取。实验中有有机相选用了正辛醇(OCT)、乙酸戊酯(AA)、磷酸三丁酯(TBP)、异戊醇(IA)。

2 结果与讨论

2.1 呈表面活性物质的S.S.

2.1.1 各种分离方法与时间的关系

实验通过对MO-HPC、MB-SDBS和Fe-

phen-SDBS三种呈表面活性的待分离物质体系进行S.S.、F.F.和EX.的比较实验中发现,各方法的分离效率(R)与分离时间均呈现出相同规律性。图2是MO-HPC-OCT体系在气流量为50mL/min、待分离与捕收剂摩尔浓度比(C_x/C_s)=1:1、 V_o/V_w =1:10的实验条件下得出的结果。从图中可以看到,三种方法约20min后分离效率即达到最高值且总是 $R_{S.S.}/R_{EX.}>1$ 。

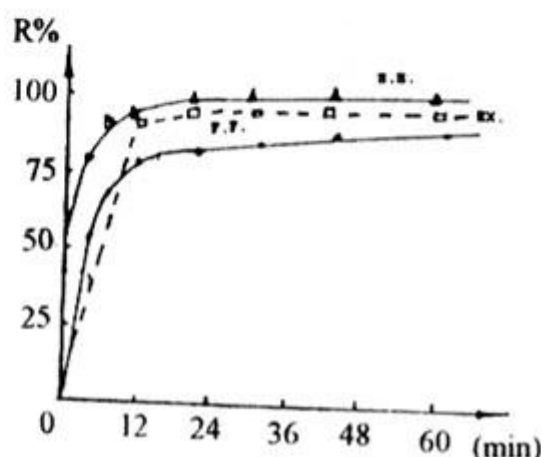


图2 MO-HPC-OCT体系S.S.和F.F.及EX.分离效率与时间的关系

2.1.2 V_o/V_w 比值对分离率的影响

据报道^[3,4],在S.S.过程中,由于有机溶剂的存在,会造成气浮分离行为的某些变化。图3是MO-HPC-AA体系在气流量为50 mL/min、 C_x 为10 μ mol/L、 C_x/C_s 为1:1的条件下获得的结果。可看出, V_o/V_w 的增大,有利于EX.分离效率的提高,这与萃取分配比规律是一致的。但对S.S.来讲,当 V_o 增加至一定量后,R不受 V_o/V_w 的影响,这说明呈表面活性待分离物的S.S.过程受气浮分离规律所控制。

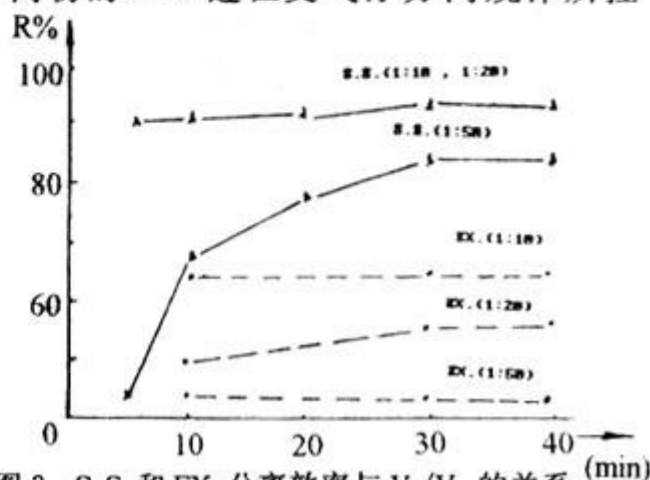


图3 S.S.和EX.分离效率与 V_o/V_w 的关系

2. 1. 3 S. S. 分离与其它影响因素的关系

表 1 是 MB-SDBS-OCT 体系在气流量为 50mL/min、 V_o/V_w 为 1 : 20、MB 为 2. 0 μ mol/L 的实验条件下的结果。从表 1 可见,增加捕收剂浓度,可以提高 S. S. 和 F. F. 的分离效率及速度;但对于 EX. 的分离,基本上影响不大,也就是说 S. S. 和 F. F. 的分离过程是相似的,受气浮过程的规律所支配,且充分说明其与 EX. 的分离过程是不同的。

表 1 MB-SDBS 体系分离效率与捕收剂浓度的关系

时间(min)		2	5	10	20	30	40
Cx/Cs (1 : 2)	R _{s.s.}	38. 8	48. 3	55. 4	60. 2	63. 5	65. 2
	R _{F.F.}	28. 3	32. 5	36. 7	43. 5	50. 2	54. 8
	R _{EX.}	42. 8		50. 4	56. 2	50. 8	53. 5
Cx/Cs (1 : 30)	R _{s.s.}	71. 6	83. 6	88. 1	85. 1	88. 1	88. 2
	R _{F.F.}	85. 7	70. 2	74. 6	78. 1	80. 6	85. 1
	R _{EX.}		52. 6	52. 2	54. 3	52. 2	51. 8

通常 S. S. 在气流量很低(<10mL/min)和很高(>200mL/min)时,分离效率都很低,不适宜进行 S. S. 实验。图 4 是 MO-HPC-AA 体系在 V_o/V_w 为 1 : 20 下,不同气流量的 S. S. 实验结果。图中可以看到,S. S. 的最大分离效率对应一较佳的气流量范围,这与气浮分离原理是一致的。

为试验离子强度对 S. S. 的影响,在待分

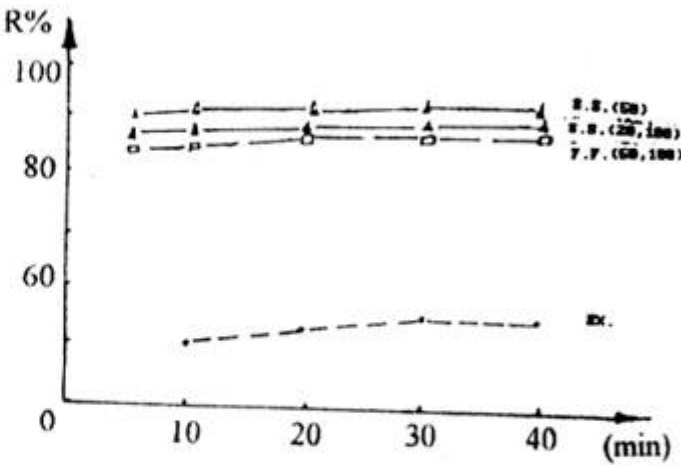


图 4 S. S.、F. F. 和 EX. 分离效率与气流量的关系

离物进行 S. S.、F. F. 和 EX. 的对照实验中,除了在水相测定待分离物的残留浓度外,同时还测定了水相中捕收剂的残留浓度。表 2 列出 MO-HPC-OCT 体系在气流量为 50mL/min、 $C_x/C_s=1 : 5$ 、 $V_o/V_w=1 : 20$ 的实验结果,可以看到,增加离子强度后(加入 NaCl0. 1mol/L),对去除待分离物质是不利的,但在气浮后期捕收剂的去除率却增加了。这可能是由于电解质中跟待分离物质一样的同号离子,因其空间位阻小,浓度高,同时参予了与表面活性捕收剂相互竞争的作用造成的。

表 2 电解质对不同方法效率的影响

时间(min)			5	10	20	30	40	备注
方法 及 体系	R _{s.s.}	MO	94. 5	98. 8	99. 8	99. 2	100. 0	不加电解质
		HPC	46. 8	57. 6	67. 2	73. 6	79. 2	
	R _{F.F.}	MO	85. 5	92. 7	96. 8	99. 6	100. 0	
		HPC	41. 1	57. 7	74. 3	75. 9	82. 5	
	R _{EX.}	MO	98. 0	98. 0 (15min)		98. 4		
		HPC	15. 2	17. 4		13. 9		
方法 及 体系	R _{s.s.}	MO	59. 6	80. 1	82. 8		81. 7	加入电解质
		HPC	57. 0	89. 4	97. 6		97. 6	
	R _{F.F.}	MO	51. 3	71. 8	81. 7	86. 7	93. 3	
		HPC	62. 8	68. 9	75. 1	83. 0	91. 5	
	R _{EX.}	MO	72. 3	81. 2	82. 3		82. 8	
		HPC	82. 8	79. 6	92. 5		93. 3	

2.2 疏水性物质的 S. S.

2.2.1 S. S. 和 EX. 分离效率与时间的关系

对 Cu-DDYC、Ni-BDODO 和 Fe-TBP 三种疏水性的待分离物质体系进行 S. S., EX. 和 F. F. 的比较实验发现,疏水性物质的 S. S. 规律与呈表面活性物质的实验情况正好相反,其最高的分离效率是 EX. $>$ S. S., 即 $R_{s.s.}^{\circ}/R_{ex.}^{\circ} < 1$ 。这反映出疏水性物质的 S. S. 过程受分配比影响的特点。图 5 是 Ni-BDODO-IA 体系在气流量为 50mL/min、 V_o/V_w 为 1:58、Ni 为 0.74mmol/L 时的实验结果。

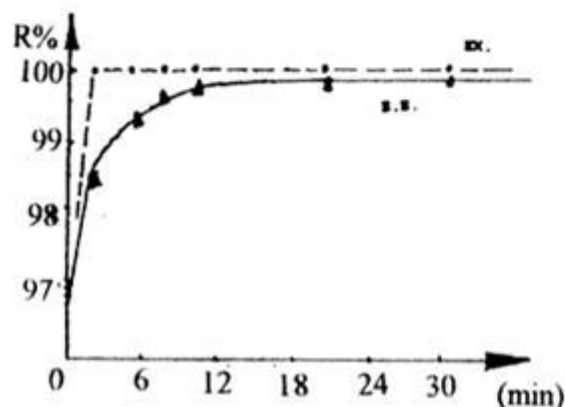


图 5 Ni-BDODO-IA 体系 S. S.、F. F. 和 EX. 分离效率与时间的关系

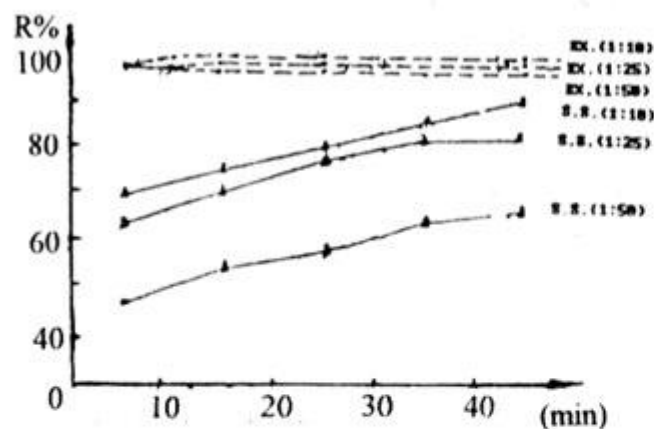


图 6 S. S. 和 EX. 分离效率与 V_o/V_w 的关系

2.2.2 V_o/V_w 比值对分离效率的影响

图 6 是 Fe-TBP-OCT 体系在气流量为 75mL/min、Fe 为 2.38mmol/L 时,不同 V_o/V_w 值下的实验结果。从图中折线趋势可以看出,有机溶剂用量的增加,可使 S. S. 的分离效率提高,并以萃取平衡值为限。这再次证明 S. S. 分离效率受溶剂分配比规律所支配^[11]。

2.2.3 S. S. 与其它影响因素的关系

图 7 是 Fe-TBP-OCT 体系在 Fe 为 2.38mmol/L、 V_o/V_w 为 1:25 下不同气流量下的 S. S. 实验,结果表明与呈表面活性物质不同的是,这类物质在 S. S. 分离时,气流量的增加,可使分离效率增加并以萃取平衡值为限。这是 S. S. 过程主要受溶剂分配比规律所支配的又一证明。

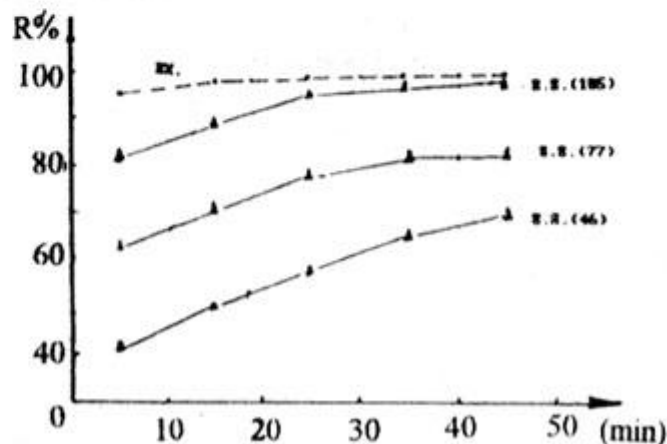


图 7 S. S. 分离效率与气流量的关系

表 3 是 Fe-TBP-OCT 体系在气流量为 75mL/min、Fe 为 2.38mmol/L、 V_o/V_w 为 1:25 时,加入电解质(NaCl)时的实验结果。表中数据表明,电解质的加入对 S. S. 和 EX. 没有出现不利影响,分离效率反而有少许提高,这点也与呈表面活性物质不同。此外,S. S. 分离效率同样表现出以萃取平衡值为限的特点。

表 3 电解质对不同方法分离效率的影响

时间(min)	5	15	25	35	45	$R_{EX.}$
电解质浓度 (mol/L)						
$R_{S.S.}$	0.00	63.6	71.2	78.0	82.5	83.8
	0.01	67.0	72.0	78.8	82.7	85.3
	0.10	89.0	91.3	93.5	94.0	95.2

2.3 S. S. 分离过程的主要特征

关于 S. S. 的分离过程机制问题,已有人从气浮的角度提出了吸附碰撞粘附的分离机制,但这种单一的分离机制很难就目前观察到的 S. S. 现象作出满意的解释,所以有人设想用已观察到的三种分离过程(泡沫分离,萃取,气提)之间的耦合作用来解释 S. S. 分离现象^[3,4]。本文通过对 S. S., F. F., EX. 的一系列

物理和化学因素的系统研究发现,呈表面活性物质和呈疏水性物质的 S. S. 分离过程的规律是不同的。实验结果表明,S. S. 的分离机制应该是,气浮分离与有机相和水相两相间传质过程的耦合,而且这两个过程又是相互制约的。其主要微过程如图 8 所示,首先小气泡(bubbles)和待分离物(colligend)在捕收剂(collector)参与下,通过吸附或碰撞粘附的作用形成气浮分离物(sublate),然后在气浮分离的作用下,气浮分离物经两相间的传质作用进入有机相,从而实现 S. S. 分离的过程。S. S. 分离效率是由影响这两个过程的物理和化学因素来决定的。

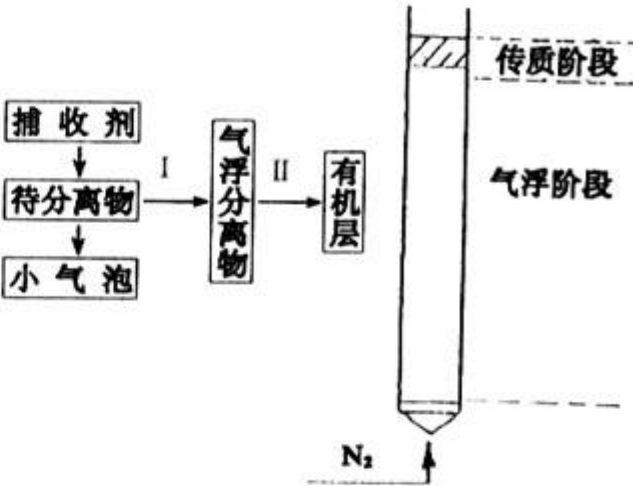


图 8 溶剂气浮分离机制示意图

表 4 不同捕收剂对分离效率的影响

体系	时间(min)	2	5	10	20	30	40	60
MO—TMAC	R _{s.s.}		3.2	3.8	2.7	3.3	3.6	3.7
	R _{EX.}		7.3	6.9	7.6	7.4	7.3	
MO—HTMAB	R _{s.s.}	73.3	93.7	97.2	98.2	98.3	98.4	97.9
	R _{EX.}			96.5	96.1		96.8	96.5
MB—SPES	R _{s.s.}	16.3	20.3	22.8	26.8		25.0	26.8
	R _{EX.}	20.3	25.5	26.8	26.5		26.2	
MB—SDBS	R _{s.s.}	36.8	48.3	55.4	60.2		63.5	65.2
	R _{EX.}	42.8		50.4	56.2		50.3	53.5
Fe—hpen	R _{s.s.}	5.7	3.7	3.7	5.7		3.7	
	R _{EX.}	5.6	3.7	7.4	7.2		7.4	
Fe—hpen	R _{s.s.}	35.2	61.3	95.4	95.4		96.0	
	R _{EX.}	31.8	42.8	45.4	43.2		43.2	

表 4 是在气流量为 50mL/min、有机溶剂为 OCT、V_o/V_w=1 : 20、C_x/C_s=1 : 1、1 : 2 和 1 : 20 的实验条件下,通过选择适当的捕收剂,使同种待分离物可转化成疏水的或呈表面活性的状态,据此来考察待分离物物性变化时相应的 S. S. 的分离效率变化规律性。实验中对 MO 选择了 HTMAB 和 TMAC(均带铵基),而对 MB 和 Fe-phen 选择了 SDBS 和 SPES(均带磺酸基),其中由于 TMAC 和 SPES 的碳链长度均小于 6,不具备明显表面活性的捕收剂^[12]。实验结果发现,因捕收剂表面活性的显著差异,对某一定体系的 S. S. 分离效率呈相

反的变化趋势,即是说,当待分离物呈强表面活性时,S. S. 分离效率会高于 EX.,分离过程受气浮分离效率控制而不受分配比的制约。即 R[°]_{s.s.}/R[°]_{EX.}>1;当待分离物呈弱表面活性时,S. S. 的分离效率是 R[°]_{s.s.}/R[°]_{EX.}<1,受分配比制约。这一实验从 S. S. 规律在某特定条件下,可相互转化的角度有力地证明 S. S. 分离效率由待分离物是否呈表面活性所决定。

3 结论

(1)呈表面活性物质的 S. S. 分离效率不受溶剂萃取分配比所支配,其分离过程主要由

气浮过程控制。适当的有机溶剂及气流量,以及较低的离子强度可获得较好的分离效果。

(2)呈疏水性的待分离物质的 S. S. 分离效率受溶剂萃取分配比所支配,其分离过程主要是由两相间的传质(水相和有机相)过程来控制的。

(3)要使某一体系的 S. S. 达到最佳效果,不为溶剂萃取规律所支配,并可大为降低有机相的体积,主要的途径是采用某种方法使得待分离物质具有较强的表现活性。

总之,S. S. 是气泡吸附分离和水相与有机相两相传质过程的耦合,而且这两个微过程又是相互制约,其中气浮分离过程是决定 S. S. 分离效率的关键。对于每一个体系的 S. S 分离效率是由体系表面活性强弱及影响这两个单元过程分离效率的物理和化学因素决定的。

4 参考文献

- [1] 朱锡海,任欣,陈卫国. 水处理技术,1991;17(6);355

- [2] A. N. Clarke et al. Foam flotation of theory and application. New Your;Marcel Dekker, 1983
- [3] R. B. Grieves et al. Anal. Chem. Acta., 1974;73:293
- [4] K. T. Valsaraj et al. Separ. Sci. & tech, 1986;21:789
- [5] J. L. Womack, D. J. Wilson et al. Separ. Sci. & Tech., 1982;17;897
- [6] 艾有年. 分析化学,1987;15(4);359
- [7] 宋仁元等译. 废水和水质污染的检验标准方法. 北京:中国建筑工业出版社,1985;180
- [8] Z. 马钦科,郑用熙译. 元素的分光光度测定. 北京:地质出版社,1983
- [9] 钟雷等. 表面活性剂及其助剂. 浙江科学技术出版社,1986;347
- [10] 日本规格协会,吴锦等译. 工业废水分析法. 北京:中国环境科学出版社,1987
- [11] 关根达也,腾腾等译. 溶剂萃取化学. 北京:原子能出版社,1981
- [12] J. 赖亚,何伯泉译. 泡沫浮选表面化学. 北京:冶金工业出版社,1987;205

Research on the physical and Chemical Factor Influencing Solvent Flotation

Chen Weiguo Ren Xin Zhu Xihai

This paper studies the solvent flotation regularities of surface active and hydrophobic materials, compares the solvent flotation process with foam separation and solvent extraction and concludes the main points of physical and chemical factor influencing the above processes. The results indicate that the separation behaviors of surface actives is different from those of hydrophobics. Solvent flotation is the coupling of bubble absorption and the material transfer between water and organic phases. These two micro- processes are restrained from each other in which flotation is the key of separation efficiency. The key way to increase flotation efficiency is to make the unseparated system more active in surface.

Keyword Solvent flotation Separation influence factor

异相中多氯代芳香化合物的光催化降解研究

杨燕红 傅家谟 盛国英

(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)

闵育顺

(广东省环境资源利用与保护重点实验室, 广州 510640)

摘 要 本文采用 U. V/TiO₂ 催化光照法, 研究了在活性污泥悬浮颗粒物存在时, 溶液中多氯代芳香化合物(PCAs)的光催化降解行为。结果表明: 体系中的液相及固体吸附相中的 PCAs 均可发生光降解反应。有固体颗粒物时, PCAs 的光催化降解规律复杂。总的来说, 固体颗粒物的存在, 对 PCAs 的光降解具有阻碍作用。此外, 还研究了微生物细胞内贮存物质——聚 β 羟基丁酸(PHB)对 PCAs 光催化降解作用, 并对 PCAs 在活性污泥颗粒物存在时的光催化降解动力学模式进行了探讨。

关键词 多氯代芳香化合物 液相 固体吸附相 光催化降解 PHB

有机物的光催化氧化是八十年代中期才发展起来的新兴研究领域。由于光催化氧化法能够通过少量光催化剂(如 TiO₂、CdS、α-Fe₂O₃ 等), 并在较温和的条件下(常温、常压), 使有机污染物发生较彻底的氧化降解, 而生成无害产物, 如 CO₂ 和水, 因而近年来引起了广泛的关注^[1-7]。本文以水环境中难被生物降解, 而易于吸附在沉积物底泥及悬浮颗粒物中的多氯代芳香化合物(polychlorinated aromatics.)为研究对象, 研究了多氯代苯、七氯、Aroclor1260 等六种 PCAs 在厌氧活性污泥颗粒物中吸附达到平衡时, 在 TiO₂/紫外光催化作用下, 在液相和颗粒物中的变化特征。另外, 文中还将一定量的合成聚 β-羟基丁酸(PHB)加标到厌氧活性污泥中, 研究了活性污泥中微生物细胞内贮存物质 PHB 在光催化降解中的作用。

1 材料与方法

1.1 活性污泥与标样

1995年4月26日在广州大坦沙污水处理厂采集了厌氧活性污泥, 有机碳含量

16.26%。实验所用活性污泥平均含量为 13.33g/L, 颗粒物粒径平均为 2~6μm。

多氯代芳香化合物标准品购于美国 Chem Service 公司; PHB (poly-β-hydroxybutyric acid) 购于 Sigma 化学公司; 锐钛型 TiO₂ 购于上海化学试剂站分装厂, 粒径为 0.2~2μm。纯度均高于 98%。253.7nm 紫外灯管产于上海金光灯具厂。

1.2 GC/ECD 分析

GC 分析是在配有检测器 ECD(⁶³Ni)的 HP5890 II GC 仪上进行的。色谱柱分别为 25m (L)×0.32mm(i.d.)交联硅酮毛细管柱 Ultra1 和 Ultra2, 固定相分别为 DB-1 和 SE54, 膜厚 0.17μm。载气为 N₂; 流速 1.05mL/min, 操作条件: 汽化室温度 290℃, 检测器温度 300℃, 色谱柱初温 60℃, 保持 2min, 以 10℃/min 程序升温至 200℃, 再以 5℃/min 升至 300℃, 恒温 10 分钟。载气: 氮气, 隔膜冲洗 3mL/min, 检测器尾吹 60mL/min。

1.3 实验过程

称取一定量的 1,2,4-三氯苯、1,2,4,5-四

氯苯、五氯苯、六氯苯、七氯及 Aroclor1260 (PCBs),用丙酮溶解后转移到 100 毫升容量瓶中,稀释至刻度。摇匀,作为贮备溶液。

在 2 个 250 毫升具塞三角瓶中,分别加入一定量的厌氧活性污泥,然后再各加入一定体积的多氯代芳香化合物的标准溶液,用经处理过的纯水配制成 150mL 体系中的活性污泥浓度为 13.33g/L,各 PCAs 浓度范围为 0.4~1.25 μ g/mL 的溶液。将反应瓶放入光照培养箱中,在 25 $^{\circ}$ C 恒温条件下,连续 24 小时搅拌,待 PCAs 在活性污泥悬浮颗粒物中吸附达到平衡(约 2 小时)后,在两个反应瓶中分别加入 0.21gTiO₂ 颗粒物,并在其中一瓶中加入聚 β -羟基丁酸(PHB)0.1 $\pm$ 0.003 克。用 15W、波长为 253.7nm 的紫外灯照射,光强约为 900lux,分别在光照后 0.5h、1h、2h、4h、12h、24h 时在各反应瓶中取样,样品经抽滤后,滤液用正己烷萃取,定容后进行 GC 分析。抽干的底泥与滤膜一起加正己烷经索氏抽提后进行 GC 分析。

以同样方式在厌氧活性污泥存在时,配取

一定浓度的 PCAs 溶液。用 240W、253.7nm 紫外灯照射,入射光强分别为 1300lux,采样及样品处理同上。

2 结果与讨论

2.1 PCAs 的光催化氧化

多氯代芳香化合物在水溶液中与活性污泥达到平衡时,分别用 240W 和 15W 紫外灯照射,在 TiO₂ 悬浮颗粒存在下,进行光解实验,240W 和 15W 的照射强度分别为 1300 和 900lux。

通常有机物的光降解反应被认为按动力学一级反应进行:

$$C = C_0 e^{-kt} \quad (1)$$

其中 C_0 为光照前各化合物在液相或颗粒相中的浓度(μ g/mL), C 为光解时间为 t 时化合物在两相中的浓度(μ g/mL), k 为一级反应表观速率常数。

根据实验数据用最小二次方回归,可得出 k 值,各化合物的速率常数 k 及半衰期 $t_{1/2}$ 列于表 1、表 2。

表 1 多氯代芳香化合物的紫外光解速率 K 及 $t_{1/2}$ (15W)

化合物	溶液中				颗粒物中			
	未加 PHB		加 PHB		未加 PHB		加 PHB	
	$K(h^{-1})$	$t_{1/2}(h)$	$K(h^{-1})$	$t_{1/2}(h)$	$K(h^{-1})$	$t_{1/2}(h)$	$K(h^{-1})$	$t_{1/2}(h)$
1,2,4-三氯苯	0.117	5.92	0.101	6.86	0.076	9.12	0.071	9.76
1,2,4,5-四氯苯	0.114	6.08	0.096	7.22	0.087	7.97	0.086	8.06
五氯苯	0.137	5.06	0.096	7.22	0.078	8.89	0.100	6.93
六氯苯	0.131	5.29	0.093	7.45	0.077	9.00	0.103	6.73
七氯	0.304	2.28	0.130	5.33	0.094	7.37	0.096	7.22

2.1.1 未加 PHB 的光照反应体系

在 15W,光照强度 900lux 的紫外光照下,溶液中三氯苯、四氯苯的反应速率比五氯苯、六氯苯略低(表 1)。而在以往均相光解研究中,随着取代氯原子数的增加,氯代芳香化合物光解速率降低,因此,本实验结果表明,PCAs 在颗粒物存在下的光解反应比在均相溶

液中复杂。从表 1 可见,吸附在颗粒物上的化合物,其光解速率明显比在液相中低很多。在溶液中,PCAs 的光解半衰期(即 PCAs 被降解 50% 的光照时间)为 2~17h,而在颗粒物中,PCAs 的光解半衰期则在 7~10h 范围内。

在 240W、照射强度为 1300lux 的紫外光下,溶液中各化合物的反应速率明显高于

15W、光强为 900lux 时的反应速率。在固相颗粒物中,各化合物的光解半衰期均比溶液中化合物光解半衰期长(表 2、图 1)。

以上结果表明,OH·只与液相中 PCAs 反

表 2 多氯代芳香化合物的紫外光解速率 K 及 $t_{1/2}$ (240W)

化合物	溶液中				颗粒物中			
	未加 PHB		加 PHB		未加 PHB		加 PHB	
	$K(h^{-1})$	$t_{1/2}(h)$	$K(h^{-1})$	$t_{1/2}(h)$	$K(h^{-1/2})$	$t_{1/2}(h)$	$K(h^{-1})$	$t_{1/2}h$
1,2,4-三氯苯	0.209	3.32	0.221	3.14	0.049	14.15	0.062	11.18
1,2,4,5-四氯苯	0.150	4.62	0.164	4.23	0.059	11.75	0.064	10.83
五氯苯	0.211	3.29	0.159	4.36	0.073	9.50	0.081	8.56
六氯苯	0.252	2.75	0.149	4.65	0.079	8.77	0.090	7.70
七氯	0.258	2.69	0.148	4.68	0.101	6.86	0.095	7.30
Aroclor 1260	0.373	1.86	0.170	4.08	0.089	7.79	0.105	6.60

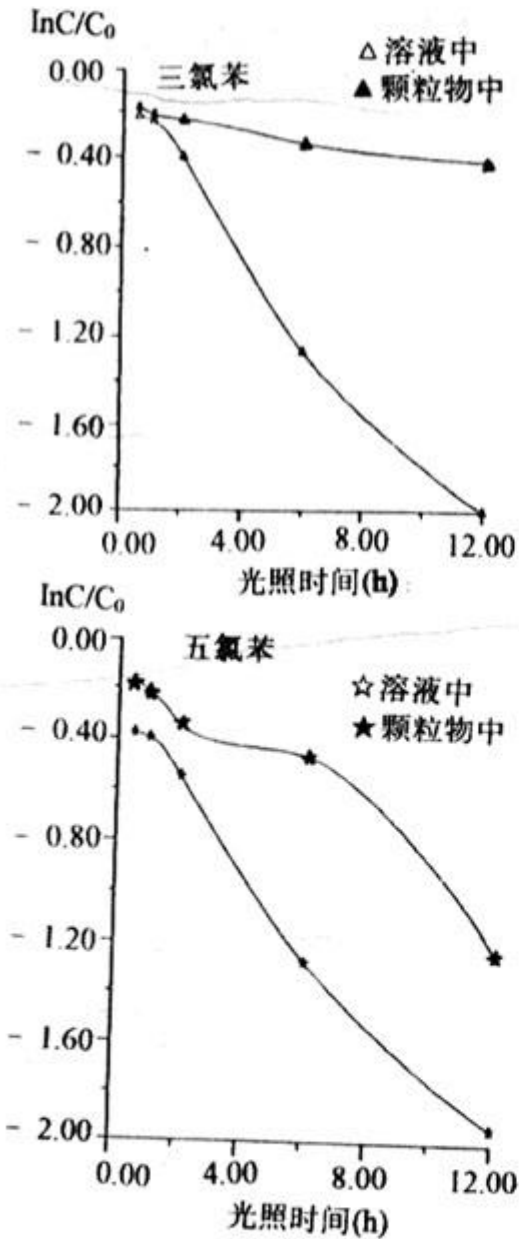


图 1 溶液和颗粒物中 PCA 在 240W UV/TiO₂ 光照下随时间的变化

应,而很难直接与吸附在颗粒物上的 PCAs 反应,由于 OH·与溶液相中的 PCAs 反应要比穿过固液界面与被吸附的 PCAs 反应要快得多,因此 PCAs 在颗粒物上的吸附导致其去除速率的降低,这种效应的大小应取决于吸附—解吸速率及 OH·的反应。

2.1.2 加入 PHB 的光照反应

从表 1 可见,在 15WU. V. 光照下,溶液中不含 PHB 时各化合物的光解速率高于加 PHB 后的光解速率,即在液相中 PHB 对化合物的光解具有阻碍作用。在固相颗粒物上,五氯苯、六氯苯和七氯在 PHB 存在时光解速率高于未加 PHB 时的速率,而对三氯苯和四氯苯,PHB 对其光解速率影响不大。在 240W 的紫外光照时,未加 PHB 的溶液中,除三氯苯、四氯苯外,其它化合物在液相中的反应速率高于 PHB 加入后的反应速率,即 PHB 对氯原子取代数高于 4 的多氯代芳香化合物的光降解具有阻碍作用。比较反应速率常数(表 2),在颗粒物相,PHB 对氯代芳香化合物的光解具有促进作用。在未加 PHB 和加入 PHB 的溶液和颗粒物中,PCAs 的光解反应随光照时间的变化见图 2、图 3。

PHB 是许多微生物细胞内贮存的物质^[8],在污水处理系统中,PHB 主要存在于活

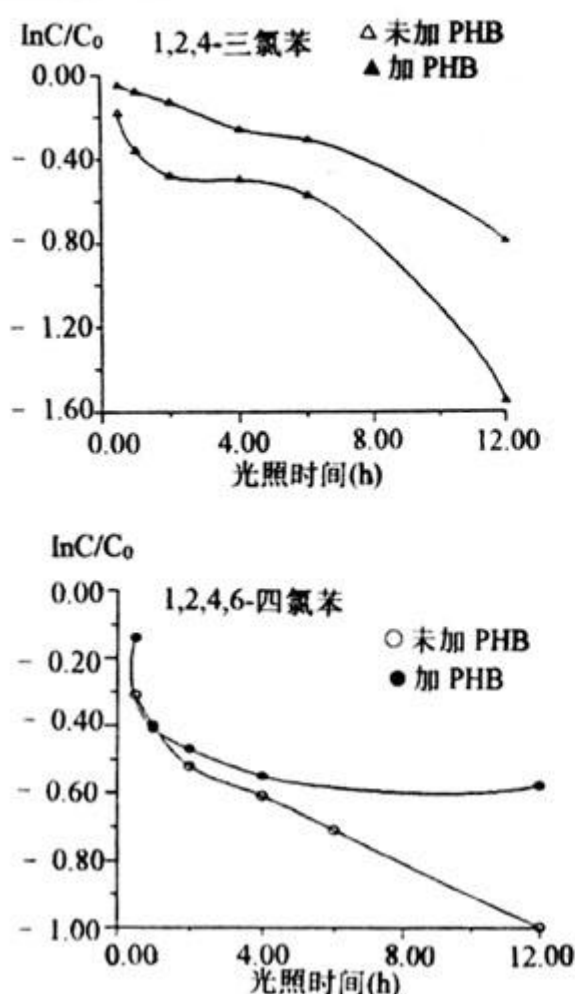


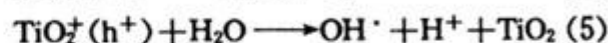
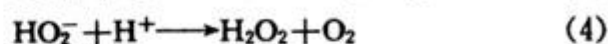
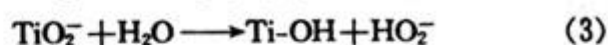
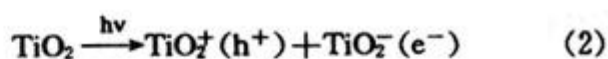
图2 溶液中三氯苯、四氯苯在15W UV/TiO₂光照下随时间的变化

性污泥中的产碱杆菌属、动胶菌属、假单胞菌属等微生物中。本实验结果表明,PHB对于PCAs在活性污泥颗粒物存在时的光降解具有一定作用,这种作用可能是通过PHB对PCAs在活性污泥上的吸附—解吸的影响而使PCAs的光降解行为复杂化。也就是说,活性污泥中微生物产生的PHB在污水处理系统中的作用很可能表现在两个方面:一方面PHB对于污水中易被生物降解的有机污染物的去除具有促进作用;另一方面又对于象PCAs这类疏水性极强、难被生物降解的有机污染物的进一步深度处理具有一定的阻碍作用。

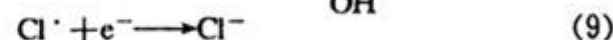
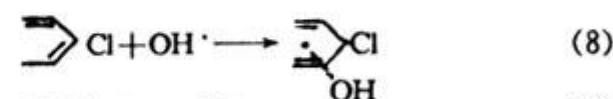
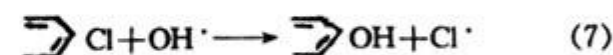
2.2 PCAs的光催化降解动力学

2.2.1 光催化降解机制

在UV光照射下,TiO₂颗粒表面受到光激发,产生电子和空穴(e⁻和h⁺),这些电子/空穴对能引发化学反应。



PCAs在TiO₂催化下的光降解过程主要为直接脱氯和溶液中产生的OH[·]游离基的破坏作用:



2.2.2 PCAs的光催化降解模式

在大多数天然水和污水中,PCAs同时存在于水溶液和固体颗粒物相中。因此,在预测PCAs的光降解动力学模式时应考虑到吸附动力学。



PCAs=S代表吸附在颗粒物中的PCAs。

反应(10)是溶液相吸附与解吸反应,反应(11)为PCAs与OH[·]游离基的动力学反应。化合物在固相中吸附力不很强的条件下,即当反应速率比解吸速率低得多时,可以认为多氯代芳香化合物的转化是一个表观一级反应过程,也就是说“表观一级”模式是基于反应(10)相对反应(11)来说是一个相当快的反应过程,在这一条件下,转化速率可近似为:

$$-\frac{d[\text{PCAs}]}{dt} = K_{\text{OH}}[\text{OH}^\cdot][\text{PCAs}] \quad (12)$$

K_{OH}为二级反应速率常数。

由于PCAs的疏水性很强,在溶液中平衡浓度为100μg/L时,溶液中90.5%~93.7%的PCAs被活性污泥颗粒物吸附,因而反应式(12)还应考虑到颗粒物及OH[·]游离基的浓度,因此,对于PCAs的降解反应,应有下列关系式^[9]:

$$[\text{PCAs}] = K_d[\text{PCAs}](e^{-\alpha} - e^{-\beta})/(\beta - \alpha) \quad (13)$$

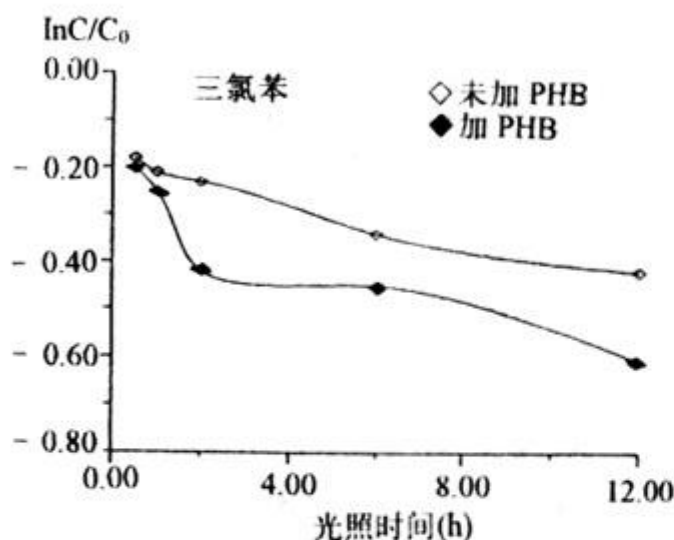


图3 颗粒物中三氯苯在240W的UV/TiO₂光照下随时间的变化

其中:

$$\alpha\beta = K_d K_{OH} [OH]$$

$$\alpha + \beta = K_d + K_d [S] + K_{OH} [OH]$$

K_{OH} 为 $OH^\cdot$ 游离基反应速率常数, $[S]$ 为溶液中颗粒物的浓度;

K_d 为 PCAs 在活性污泥上的解吸速率常数。

有研究认为 TiO₂ 受光激发后,在其颗粒表面上产生的空穴(h^+)易吸附溶液中的羟基自由基 $OH^\cdot$ [10~12],光解反应主要发生在 TiO₂ 颗粒表面上,因此在研究水体中 PCAs 的光解速率时,还应考虑到化合物在 TiO₂ 表面的吸附动力学,故在均相溶液中,其光解规律适用于 Langmuir-Hinshelwood 动力学模式来表达:

$$-\frac{d[PCAs]}{dt} = \frac{Kk[PCAs]}{(1 + k[PCAs])} \quad (14)$$

其中:

K 为速率常数;

k 为 PCAs 在 TiO₂ 表面的吸附常数。

综上所述,等式(12)、(13)适用于有悬浮颗粒物存在,无 TiO₂ 等催化剂的条件下,疏水性有机物的光解反应。(14)式是在 UV/TiO₂ 存在下,液相中有机物的光催化降解模式。而本实验体系是固体吸附相以及 TiO₂ 悬浮颗粒

物并存的复杂体系。因此,在活性污泥及 TiO₂ 悬浮颗粒存在下,仅用原有的 Langmuir-Hinshelwood 动力学模式(14)不能充分描述 PCAs 在 UV/TiO₂ 照射下的复杂反应体系,其光催化降解动力学模式应考虑到吸附-解吸动力学以及在 TiO₂ 表面上的反应动力学:

$$-\frac{d[PCAs]}{dt} = \frac{(K_d[S] + K_{OH}[OH])k[PCAs]}{1 + k[PCAs]} \quad (15)$$

其中:

$$K_d[S] + K_{OH}[OH] = K$$

k 为 PCAs 在 TiO₂ 表面的吸附常数。

公式(15)即为适用于本实验体系的 PCAs 光催化降解模式。当 PCAs 在 TiO₂ 表面上的吸附能力很差,即 k 值很小,而溶液中产生稳态、恒定浓度的 $OH^\cdot$ 时,(15)可简化为 2.1 节中的一级反应模式:

$$-\frac{d[PCAs]}{dt} = K_1[PCAs] \quad (16)$$

其中:

$$K_1 = (K_d[S] + K_{OH}[OH])k。$$

2.3 PCAs 的光降解产物

有机物的光催化降解反应是一个复杂的过程,因此其反应的中间产物也相当复杂,并且难以鉴定[13],在本实验中,我们用 GC-MS 对降解过程中 PCAs 的变化进行了分析,从谱图上可看出,在光解反应过程中,产生了许多新的未知小峰,其中许多化合物难以确定,一般为酚类和醌。在光解反应后期,即 UV/TiO₂ 照射接近 24h 时,溶液中已检测不到中间产物,因而表明,在光反应接近 24h 时,PCAs 已基本氧化,生成 CO₂ 和水。

3 结论

PCAs 在活性污泥颗粒物存在时,在 TiO₂ 催化下的光降解实验结果总结如下:

在 UV/TiO₂ 照射下,PCAs 在液相及固体吸附相中均发生光降解反应,在活性污泥颗粒物存在时,PCAs 在光催化降解的同时,在活性

污泥颗粒物及 TiO_2 表面上还发生吸附-解吸反应,因此其光降解规律复杂。在取代氯原子数 >4 时,PCAs 不同于以往只有液相或固相存在时,氯代芳香化合物的降解规律;微生物细胞内贮存物质 PHB 对于液相和吸附状态的 PCAs 的光催化降解具有一定影响,其原因可能是一方面 PHB 在溶液中的存在减弱了在 TiO_2 颗粒表面的入射光强度,另一方面,PHB 对 PCAs 在活性污泥上的吸附-解吸作用的影响使 PCAs 的光降解行为复杂化;考虑 PCAs 在活性污泥上的吸附-解吸平衡及在 TiO_2 表面吸附因素,PCAs 的光催化降解规律可用经修正的 Langmuir-Hinshelwood 动力学模式来描述;PCAs 在 UV/ TiO_2 照射近 24 小时后,基本上被完全氧化,生成 CO_2 和水。

4 参考文献

- [1] 许宜铭,陈文星,朱志杰. 环境化学,1990;9(6): 13~19
- [2] 魏宏斌,严煦世. 上海环境科学,1995;14(10): 31~34
- [3] Alberici Rosana M and Wilson F. Jardim. Wat. Res. ,1994;28(8):1845~1849
- [4] D, Oliveira Jean-Christophe, Ghassan Al-Sayyed and Pierre Pichat. Environ. Sci. Technol. ,1990;24(7):990~996
- [5] Esplugas s, P. I. Yue and M. I. Pervez. Wat. Res. , 1994;28(6):1323~1328
- [6] Mills German and Michael R. Hoffmann. Environ. Sci. Technol. ,1993;27:1681~1689
- [7] Pelizzetti Ezio, Marco and Claudio Minero et al. . Chemosphere,1988;17(3):499~510
- [8] Ward A. C. and E. A. Dawes. Analytical Biochemistry,1973;52:607~613
- [9] Sedlak David L and Anders W. Andren. Wat. Res. , 1994;28(5):1207~1215
- [10] Ku Young and Ching-Bin Hsieh. Wat. Res. ,1992; 26(11):1451~1456
- [11] Matthews Ralph W. Wat. Res. ,1990;24(5):653~660
- [12] Matthews Ralpy W. Journal of Catalysis,1988; 111:264~272
- [13] Turchi Craig S. and David F. Ollis. Journal of Catalysis,1989;119:483~496

The Photochemical Catalysis Decomposition of PCAs in Heterophase

Yang Yanhong Fu jiamo sheng Guoying Min Yusun

This paper studies the decomposition behavior of polychlorinated aromatics (PCAs) under the presence of active sludge suspension particles using U. V/ TiO_2 photocatalysis. The result shows that PCAs can be photo-decomposed either in liquid or in solid absorption phase. It appears a complicated regulation of PCAs photo-decomposition with the solid particle and some impediment from these particles. Besides that, the Photo decomposition of PCAs by polyhydroxy butyric acid (PHB) in microbe cell and the dynamic model of this decomposition under the presence of solid particle have been researched.

Keyword polychlorinated aromatics liquid phase solid absorption phase photo-catalysis
decomposition PHB

NEGPIM(1)灰色模型及其预测应用

向跃霖

(湖南省洞口县环保局, 洞口 422300)

摘要 运用 NEGM(1,1)模型的建模思想,提出和建立了非等间隔 GPIM(1)[简称 NEGPIM(1)]模型的优化建模方法。结果表明,运用该方法建立的 NEGPIM(1)模型能有效地估计已往时序值和预测未来时序值。

关键词 NEGM(1,1) NEGPIM(1) 工业废气 预测

1 引言

灰色动态 GPIM(1)是 GM(1,1)的一种派生模型^[1],它由幂函数与线性函数组成,被定义为灰色幂线性函数曲线模型,已在环境系统中得到了初步应用^[2]。但常规 GPIM(1)模型只适应等间隔序列分析,非等间隔序列分析尚无应用先例。本文根据某厂工业废气排放量历年统计值,构造一非等间隔时间序列,运用非等间隔 GM(1,1)模型的建模思想^[3],提出和建立了非等间隔 GPIM(1)[简称 NEGPIM(1)]模型的优化建模方法。

2 NEGPIM(1)模型

2.1 建模步骤及方法

设某序列随一自变量的整数变化而形成的序列为:

$$\{x^{(0)}(t)\}, \quad t = 1, 2, \dots, n$$

作一阶累加生成得 $\{x^{(1)}(t)\}$,其中

$$X^{(1)}(t) = \sum_{i=1}^t x^{(0)}(i) \quad (1)$$

上述序列可用下述 GPIM(1)白化方程微分拟合:

$$\frac{dx^{(1)}}{dt} + a \frac{x^{(1)}}{t} = \frac{b}{t} + k \quad (2)$$

式中, a, b, k 为待辨识量。记向量

$$a = [a, b, k]^T$$

依最小二乘法,有:

其中:

$$\hat{a} = (A^T A)^{-1} A^T Y \quad (3)$$

$$A^T = \begin{bmatrix} -x^{(1)}(1), & -\frac{x^{(1)}(2)}{2}, & \dots, & -\frac{x^{(1)}(n)}{n} \\ 1, & \frac{1}{2}, & \dots, & \frac{1}{n} \\ 1, & 1, & \dots, & 1 \end{bmatrix}$$

$$Y = [x^{(0)}(1), x^{(0)}(2), \dots, x^{(0)}(n)]^T$$

解(2)式即得:

$$\hat{x}^{(1)}(t) = ct^{-a} + pt + q \quad (4)$$

式中, $p = \frac{k}{1+a}, q = \frac{b}{a}, c$ 可依初值(或终值)确定。

分析(4)式可知,GPIM(1)的模型结构与人们常用的 GM(1,1)模型迥然不同,其单变量的变化率不是一个指数分量,由幂函数与线性函数组成的复合函数。它不仅适应于具有灰指数律的简单系统的分析预测,也适应于幂指数律与线性律相耦合的复杂系统的分析预测,因而比 GM(1,1)模型具有更大的适用范围。

考虑到模型精度与 c, p, q 的取值有关,由于 a 值已经求出,将 c, p, q 视为待辨识量,通过优化建模,可进一步提高模型精度。记

$$c = [c, p, q]^T$$

依最小二乘法,有

$$\hat{c} = (B^T B)^{-1} B^T Z \quad (5)$$

其中

$$B^T = \begin{bmatrix} 1, 2^{-q}, \dots, n^{-q} \\ 1, 2, \dots, n \\ 1, 1, \dots, 1 \end{bmatrix}$$

$$Z = [x^{(1)}(1), x^{(1)}(2), \dots, x^{(1)}(n)]^T$$

将求得的3个参数 c, p, q 值代入(4)式, 即得到具有3个最优参数值的GPIM(1)模型的时间响应式。

因为 $x^{(1)}$ 由 $x^{(0)}$ 累加生成, 所以 $x^{(0)}$ 则由 $x^{(1)}$ 累减得到。因此, (4)式的还原态为:

$$\hat{x}^{(0)}(t) = c[t^{-q} - (t-1)^{-q}] + p \quad (t \geq 2) \quad (6)$$

2.2 NEGPIM(1)模型的建立^[3]

以上内容均是基于等间隔分布得到的, 对于非等间隔序列, 依NEGM(1,1)的建模思想, 则是将其首先处理成等间隔序列, 然后按上述方法建模。

2.2.1 计算时段平均间隔 Δt_0

$$\Delta t_0 = \frac{1}{n-1}(t_n - t_1) \quad (7)$$

2.2.2 计算各实际时段与平均时段单位时差系数 $u(t_i)$

$$u(t_i) = \frac{t_i - (i-1)\Delta t_0}{\Delta t_0}, \quad i = 1, 2, \dots, n-1 \quad (8)$$

2.2.3 计算各实际时段总的差值 $\Delta x^{(0)}(t_i)$

$$\Delta x^{(0)}(t_i) = u(t_i)[x^{(0)}(t_{i+1}) - x^{(0)}(t_i)] \quad (9)$$

2.2.4 计算等间隔点的灰数值 $x^{(0)}(\otimes_k)$

$$x^{(0)}(\otimes_k) = x^{(0)}(t_i) - \Delta x^{(0)}(t_i) \quad (10)$$

于是得到等间隔序列为:

$$x^{(0)}(\otimes) = \{x^{(0)}(\otimes_1), x^{(0)}(\otimes_2), \dots, x^{(0)}(\otimes_n)\}$$

对该序列依前述方法即得到能预测包括“间断点”在内的时序值的NEGPIM(1)还原态模型为:

$$\hat{x}^{(0)}(t) = c \left[\left(\frac{t_i - t_1 + \Delta t_0}{\Delta t_0} \right)^{-q} - \left(\frac{t_i - t_1 + \Delta t_0}{\Delta t_0} - 1 \right)^{-q} \right] + p \quad (11)$$

上述方法被称为NEGPIM(1)模型的优化建模法。

3 实例应用

已知某厂1981~1992年工业废气排放量(见表1, 其中, 1990~1992年数据不参与建模计算, 只用作预测效果比较), 利用本文方法建立NEGPIM(1)分析模型, 并与NEGM(1,1)作对比。

表1 某厂历年工业废气排放量 (万 m^3/a)

年份	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
序号	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
$x^{(0)}$	3.81	8.06	11.59	15.38	19.32	26.19	29.66	36.90	42.47	49.65	58.21	66.03

选取如下非等间隔时序为: 3.81(1981), 11.59(1983), 26.19(1986), 36.90(1988), 42.47(1989), 按照2.2的步骤将其转换为等间隔序列。有关结果见表2。

依表2数据建立的NEGPIM(1)还原态模型为:

$$\hat{x}^{(0)}(t) = 1.38095 \times \left[\left(\frac{t_i - t_1 + \Delta t_0}{\Delta t_0} \right)^{2.58405} \right]$$

$$- \left(\frac{t_i - t_1 + \Delta t_0}{\Delta t_0} - 1 \right)^{2.58405} \Big] + 4.40578 \quad (t \geq 2) \quad (12)$$

NEGPIM(1)灰色模型与NEGM(1,1)的拟合, 预测结果比较列于表3、表4。

表 2 某厂非等间隔状态工业废气排放量及建模参数

年份	1981	1983	1986	1988	1989
$x^{(0)}$	3.81	11.59	26.19	36.90	42.47
t_k	1	3	6	8	9
n	1	2	3	4	5
Δt_0	$9-1/5-1=2$				
u	0	0	0.5	0.5	0
$\Delta x^{(0)}$	0	0	7.30	5.355	0
$x^{(0)}(\otimes)$	3.81	11.59	18.89	31.545	42.47
$x^{(1)}(\otimes)$	3.81	15.40	34.29	65.835	108.305

表 3 两种非等间隔灰色模型的拟合结果

时序	$x^{(0)}$	NEGM(1,1)值		NEGPIM(1)值	
		$\hat{x}_{x^{(0)}}$	拟合误差%	$\hat{x}_{x^{(0)}}$	拟合误差%
1	3.81	3.685	+3.28	3.837	-0.71
2	8.06	9.610	-19.23	8.113	-0.66
3	11.59	12.890	-11.22	11.305	2.46
4	15.38	15.748	-2.39	15.208	1.12
5	19.32	19.223	0.45	19.735	-2.14
6	26.19	23.493	10.30	24.829	5.20
7	29.66	28.698	3.24	30.448	-2.66
8	36.90	35.055	5.00	36.558	0.93
9	42.47	42.82	-0.87	43.134	-1.56

表 4 两种非等间隔灰色模型的预测结果

时序	$x^{(0)}$	NEGM(1,1)值		NEGPIM(1)值	
		$\hat{x}_{x^{(0)}}$	预测误差%	$\hat{x}_{x^{(0)}}$	预测误差%
10	49.65	52.305	-5.35	50.151	-1.00
11	58.21	63.891	-9.76	57.592	1.06
12	66.03	78.043	-18.19	65.44	0.89

4 结果分析

从拟合情况来看,NEGM(1,1),NEGPIM(1)模型的平均拟合精度依次为 93.78%、98.30%;从预测情况来看,NEGM(1,1)、NEGPIM(1)的平均预测精度依次为 88.90%、99.02%。经进一步分析,对实际值与两种模型值进行“两组数据的系统误差检验”,NEGPIM(1)模型与实际值之间不存在显著性差异。而且 NEGPIM(1)偏离系统发展轨迹较小,预测值呈非线性变化,符合系统发展变化规律。这说明 NEGPIM(1)灰色模型的系统同态性较优。

5 结论

综上所述,在本例所示的条件下,NEGPIM(1)灰色模型不仅能准确地估计已往时序值,也能有效地预测未来时序值,由模型所揭示的规律与系统发展趋势相一致。另外,在资料不完整的情况下,该方法还能为我们估计时序“间断点”提供一条可供遴选的途径,也是本法的另一大优点。

6 参考文献

[1] 向跃霖. GM(1,1)的几种派生模型及其在环境系统中的应用. 见:灰色系统研究新进展. 武汉:华中理工大学出版社,1996

[2] 向跃霖. 煤矸石综合利用趋势灰色预测新探. 煤矿环境保护,1995;9(4):51~53,55

[3] 袁嘉祖. 灰色系统理论及其应用. 北京:科学出版社,1991;126~130

[4] 向跃霖. 预测区域环境噪声的 GIM(1)模型. 四川环境,1996;15(1):68~71

Non—equidistance Grey Model GPIM(1)
and its Application for Forecast

Xiang Yuelin

The Paper presents and establishes an optimistic modeling method of non-equidistance grey model NEGPIM(1) Applying the modeling thought of NEGM(1,1). It is shown that this method can estimates the past value and forecast the coming value of time series efficiently.
Keyword NEGM(1,1) NEGPIM(1) industrial waste gas forecast

生活垃圾厌氧处理新工艺

李穗中 龚辉 陆金辉 王利成
(广州市环境保护工程设计所, 广州 510030)

摘 要 本工艺以芬兰 WABIO 厌氧消化法处理生活垃圾为核心, 提出一套适合于我国中小城镇生活垃圾处理的新工艺。该工艺使垃圾中蕴藏的生物能和有用物质转化为电能、热能和有机肥, 符合近年倡导的生态循环构想。该工艺占地少、投资省、无二次污染、经济自给有余。我国首座应用该技术的城镇垃圾处理厂已开始设计。

关键词 生活垃圾 厌氧消化

1 前言

近十年来, 欧洲积极开发新的垃圾生物处理技术。其中, 以反应器为基础的堆肥和厌氧消化已获得成功应用。反应器堆肥改变了传统堆肥占地大、过程缓慢、管理繁杂、有渗滤液和产气产味等问题。它可控、易操作、降解快、过程全封闭、产物可计量和再利用。堆肥用反应器有鼓形、筒形、塔形、箱形和槽式等, 过程需曝气。反应器式厌氧消化过程不需供氧, 它按物料总固体含量分为湿式($TS < 15\%$)、干法($TS > 25\%$)、半干法($TS = 15 \sim 25\%$)三种, 物料以泵或机械混合和输送, 反应温度有 $30 \sim 40^\circ\text{C}$ (中温) 和 $50 \sim 60^\circ\text{C}$ (高温)。芬兰 WABIO 工艺属上述反应器中温消化工艺。

2 WABIO 简介

WABIO 工艺是一种利用厌氧微生物使垃圾中的有机物转化为甲烷和二氧化碳的厌氧消化过程。其反应机理首先是水解, 有机物被分解成简单的糖类(例如葡萄糖 $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$), 然后进一步转化为长链脂肪酸; 第二步是长链脂肪酸转化为乙酸、氢和二氧化碳并最后转化为甲烷。

WABIO 工艺流程如图 1 所示。主要工序包括垃圾分选; 重质物料厌氧消化, 轻质物料焚烧; 热能利用。分选得到的重质物料, 配成含

固体 15% 的浆料送厌氧消化, 副产沼气。分选得到的轻质物料, 热值 $> 5000\text{kcal/kg}$, 用于焚烧并产生过热蒸汽或蒸馏水。

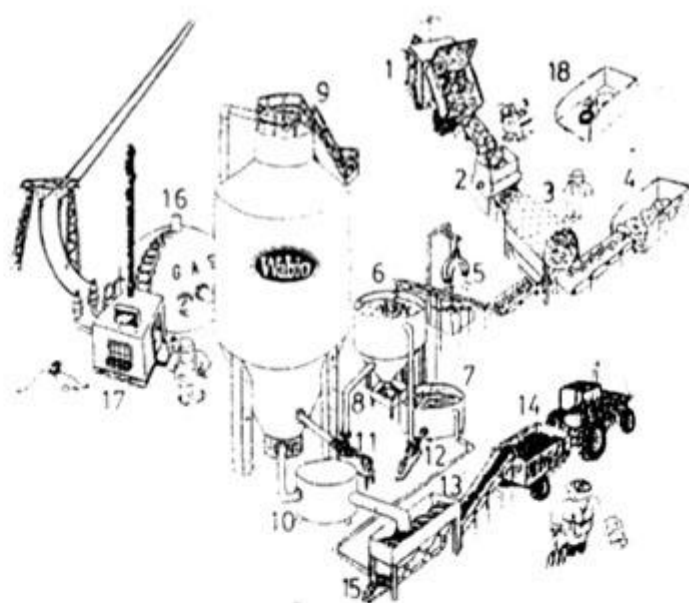


图 1 WABIO 工艺流程示意图

1. 垃圾运输车 2. 粉碎机 3. 转动筛 4. 贮仓
5. 电磁铁 6. 配料槽 7. 工艺用水池 8. 砂贮池
9. 生物反应器 10. 消化污泥池 11. 供料泵
12. 水泵 13. 污泥脱水机 14. 运输车 15. 滤液泵
16. 沼气柜 17. 沼气发电房 18. 贮仓

3 WABIO 工艺物料平衡

以某镇日处理 77 吨生活垃圾工程为例来阐述 WABIO 工艺物料平衡。某镇生活垃圾成份如表 1 所示。按此进行 WABIO 工艺设计所做的物料平衡如图 2。

表 1 某镇垃圾成份分析数据

项目	含量(%)
废纸类	4.00
食物类有机物	18.35
塑料类	6.70
无机物	23.40
木屑、草类	2.60
布、鞋、橡胶等可燃物	12.40
玻璃	3.95
金属	7.00
杂类碎物(约一半为食物类)	27.30

腐殖土的 N、P、K 含量相当于 40kg 标准无机复合肥；有害重金属含量也符合标准(GB4284—84)，是一种符合农作物需要的优质有机复合肥。

4 WABIO 工艺技术参数

WABIO 工艺的实质是厌氧消化，是由城市污水厂污泥厌氧消化发展而来的。该工艺主要的技术参数如下：

- ①前处理：
物料粒径(筛分后) ≤30mm；
- ②原料配制：
料浆总固体(TS)含量 ~15%
温度 36~37℃
- ③厌氧消化：
容积负荷 3~7kgVS/m³·d
pH ~7
物料停留时间 15~20d
沼气产率 435m³/t·VS
沼气含 CH₄ 60%
污泥浓度 9~10%
污泥产率 0.5t/t·VS
- ④沼气发电：
沼气热值 21MJ/m³
单耗 0.49m³/kwh
- ⑤焚烧(国内配套)
轻质物料热值(某镇计)~22.6J/kg
热利用率 30%

与污水厂污泥消化工艺比较，WABIO 工艺污泥浓度高，物料停留时间较短，污泥产率及沼气产率相仿。

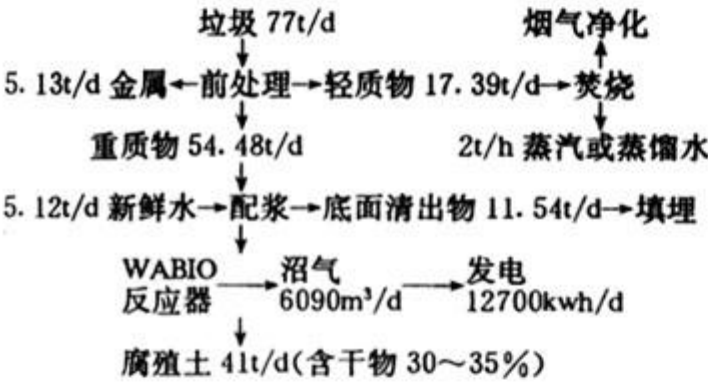


图 2 某镇 77t/d 生活垃圾处理工程 WABIO 工艺物料平衡图

由物料平衡可见，该镇垃圾经此处理后，仅有 15% 需要填埋，而且，这部分清出物经新鲜水洗涤，达到欧洲卫生标准，没有垃圾填埋的弊端；垃圾的其余部分均变成可再利用的资源；金属、蒸汽或蒸馏水、电能和腐殖土肥料。其中，腐殖土的成份因垃圾成份而异，以在德国 Bottrop 运行的 WABIO 厂样品分析为例，其成份如表 2。

由表 2 可见，该腐殖土富含有机质，每吨

表 2 Bottrop 垃圾腐殖土肥料样品干基成分

项目	TN	TP	TK	Ca	Mg	B	As	Cd	Ni	Pb	Hg	ds	VS *	H ₂ O
	(g/kg)					(mg/kg)						(%)		
含量	17.0	3.4	2.7	21.0	1.0	10	4.3	0.95	10	94	0.18	39.2	59.2	60.8

* VS 为按干物计的挥发性物质；ds、VS、H₂O 以湿重计。

5 WABIO 工艺的经济可行性分析

城市垃圾处理是一项社会公益性事业,为了减轻群众的经济负担,垃圾处理厂经济上应做到自负盈亏,以求获得生存和发展。WABIO 工艺是属于资源综合利用型技术,垃圾经该工艺处理后,转化为有用物质,产品有供经济作物或农作物用的有机肥——腐殖土,还有可供民用和工业用的电能和热能。现将该工艺用于

处理某镇生活垃圾的成本分析列于表 3。

此外,一座每天处理 80~100 吨生活垃圾的工厂占地约 20 亩,总投资约 2500~3000 万元。如以银行贷款形式建厂,以表 3 所列生产盈余和折旧还贷付息,在工厂建成投产 5 到 6 年后即可清偿。如果将副产的蒸汽用于制造工业或食用蒸馏水,其经济效益更为显著。

表 3 WABIO 工艺处理某镇垃圾的成本分析(折每日处理一吨计)

项 目	支 出		收 入		结 余 (元)
	定 额	金额(元)	定 额	金额(元)	
用电及发电	25.5 度	22.95	161.4	145.26	122.31
水	0.07	0.035	—	—	-0.035
厂房折旧	5%/年	7.5	—	—	-7.5
设备折旧	20%/年	91.72	—	—	-91.72
维修	设备 5%/年	22.92	—	—	-22.92
人工福利	2 万元/人·年	11.74	—	—	-11.74
其它	上述和 10%	15.69	—	—	-15.69
焚烧产蒸汽	—	—	0.623 吨	62.30	62.30
腐殖土	—	—	0.567 吨	56.70	56.70
废金属	—	—	0.067 吨	53.60	53.60
垃圾处理费	—	—	—	80.00	80.00
合计		172.56		397.86	225.30

注:表中金额计算按如下单价:电 0.90 元/度;水 0.50 元/吨;蒸汽 100 元/吨;废金属 800 元/吨;垃圾处理费按 1、2、5、6、7 五项之和加 10%计;腐殖土按氮磷钾含量折无机复合肥数量及价值的 1/3~1/4 计。

6 结语

以 WABIO 工艺为核心的生活垃圾处理技术,其规模暂时还只达到中小型,并已用于欧洲多家垃圾处理厂。在亚洲,泰国即将兴建,我们也正设计并即将付诸实施。根据我国国情,我们为 WABIO 工艺配套了引进的沼气发电机和自行设计的焚烧回收热能系统。就目前已有的垃圾处理技术而言,上述以 WABIO 工艺为核心的成套生活垃圾处理技术,具有技术成熟、无二次污染、资源回收较彻底和投资可短期内回收的优点,是一套值得推广应用的生

活垃圾处理新工艺。

7 参考文献

- [1] Biological Wastetreatment in Europe. International Directory of Solidwaster Management, 1996; 6: 46
- [2] Wabio Anaerobic Digestion of Waste and Sludge, International Directory of Solidwaste Management, 1996; 6: 68
- [3] MSW Management State of Practice in the USA. International Directory of Solidwaste Management, 1996; 6: 226~230
- [4] 芬兰来华系列资料

A New Process-Anaerobic Treatment of Domestic Waste

Li Suizhong Gong Hua Lu Jinhai Wang Licheng

The core of the new process is Finnish Wabio process-anaerobic digestion. This new method is suitable to the treatment of domestic waste in middle and small towns in China. The process converts the biological energy and organic contained in the waste into electric, thermal energy and organic fertilizer and conforms to the new concept of ecological circle. The process has advantages of less area occupation, investment saving, no additional pollution and self-sufficient economically. The first treatment plant using this process has been under designing.

Keywords Domestic waste anaerobic digestion

生态卡片

美国维斯诺塔米科斯公司制造的一种‘生态卡片’,可用于测定光化学烟雾。用目测能简单地测定大气中低浓度臭氧浓度的变化,臭氧浓度在 0.01~0.35ppm 之间,卡片分 8 个阶段以变色显示。卡片大小 8×3.5cm,可以挂在使用者的胸前,也可挂在墙壁上,使用非常方便。(洪蔚)

泰国对汽车污染采取一系列措施

泰国为了解决汽车对大城市大气的污染,规定 1600cc 以上的新车必须安装排气催化净化装置;为减少柴油车排出的黑烟,政府预算用 4 亿株(泰国货币)引进 200 辆以压缩天然气为燃料的汽车;加强对汽车排气的监测管理;削减汽油中的含铅量;为推广无铅汽油改革了汽油税,使用无铅汽油每升比含铅汽油少收 0.3 株税金,促使曼谷无铅汽油销售已占汽油总供应量的 25%;政府系统公共汽车使用含硫 0.5%的低硫柴油和低馏份柴油,减少黑烟和硫氧化物的排放。政府努力采用种种措施来减少汽车对大城市大气的污染。(洪蔚)

低能耗低成本污泥制建材新技术

日本水道机工开发成功用污水处理厂排出的污泥为原料生产路基材料和建材的新技术。仅用固化剂固化,外加能源很少,为确保强度在污泥内掺加铸造废砂和焚烧灰,生产成本只有污泥熔融固化法的 1/5~1/4。有利于大量推广应用。(洪蔚)

勘误:本刊第 11 卷第 4 期第 6 页表 1 中铅、铬的土壤环境标准 25.00mg/kg 应为 250.0mg/kg,特此更正。

石灰立窑烟气电除尘

金璐琍 张伟基

(广州钢铁公司安环处, 广州 510381)

摘 要 本文通过实例介绍以电除尘器为主体的石灰立窑烟气除尘系统、电除尘器的选择和运行条件的控制。该除尘系统解决了石灰立窑烟气除尘的主要技术问题, 除尘后烟气含尘浓度在 $20\text{mg}/\text{m}^3$ 以下, 满足了烟气回收 CO_2 的要求。

关键词 烟气除尘 静电除尘器 石灰立窑

1 前言

广钢现有两座 150m^3 石灰立窑, 互为备用。立窑烟气含尘约 $1000\text{mg}/\text{m}^3$, 气体组分为 CO_2 、 SO_2 、 H_2S 、 HCl 、 NO_x 等。为回收利用 CO_2 , 要求先行除尘至 $20\text{mg}/\text{m}^3$ 以下。

石灰立窑烟气温度变化大、湿度高, 烟尘比电阻变化大、粘附性很强且具水硬性。国内多用袋滤除尘, 易产生“糊袋”现象, 清灰困难,

维护工作量大, 运行费用高。

新建的广钢石灰立窑烟气除尘工程, 烟气经脱水、调温、预除尘后进入电除尘器, 能保持电除尘器稳定运行, 达到了预期的净化效果。

2 除尘工艺

取样测试结果, 石灰立窑烟尘性质见表1、表2。

表1 烟尘的粒径分布

粒级范围(μm)	<3	3~9.8	9.8~17.8	17.8~27.3	27.3~43	43~55.3	55.3~64.4	>64.4
频数分布(%)	2.29	6.09	10.40	7.08	7.09	2.60	2.57	61.88

表2 烟尘的比电阻

温度 $^{\circ}\text{C}$	20	80	100	110
含水 2.6% 时($10^7\Omega\cdot\text{cm}$)	0.6~0.8	1.13~1.24	0.9~0.96	2.82~7.68
干烟尘($10^{11}\Omega\cdot\text{cm}$)	4.51~8.62	3.16~7.29	1.47~7.46	2.03~6.10

立窑烟气温度随生产过程作周期性的变化: 煅烧阶段逐渐升温到 400°C 左右。然后开始上料, 温度渐降至 50°C 左右。最后停风出灰, 烟气维持在 50°C 或略有上升。在一个周期内, 烟气维持 $50\sim 200^{\circ}\text{C}$ 约占 90 分钟; 高温段 $200\sim 400^{\circ}\text{C}$ 约占 30 分钟。

由于原料堆场有限, 采用边冲洗原料边上料的操作方式, 烟气湿度较大, 露点温度高于 50°C 。

经分析, 烟尘含 CaO 约 50%; 焦炭粉末约 30~40%, 其余为 CaCO_3 、 MgO 、 SiO_2 、 Al_2O_3

等。

根据烟气特性和烟尘性质, 采用的除尘工艺如下:

立窑烟气→脱水→旋风除尘→热交换器→电除尘器→排风机→ CO_2 回收车间

用于调温的热交换器, 当烟气温度过高时将其冷却至 120°C 以下; 烟温低时则控制出水温度使烟气保温。调温的目的是保持电除尘器中烟气高于露点温度且使烟尘比电阻处于正常运行的范围。

采用此种工艺的主要原因还有:

①烟尘粒度相对较粗,可用旋风除尘器作第一级除尘,减轻电除尘的负担。

②烟气先行脱水,可避免两级除尘器的烟尘粘附和由此引起的故障。

3 电除尘器及其运行

根据我公司其它电除尘器运行经验和石灰窑烟尘性质,采用了两台二电场高压、宽极距电除尘器并联运行。单台电除尘器的设计参数如下:

外形外尺:4000×2300×10000mm;

集尘极类型:平板式;

电晕极类型:芒刺线;

电极间距:600mm;

集尘极面积:130m²;

有效断面积:4.4m²;

处理风量:12600~16200m³/h;

电场风速:0.8~1.1m/s;

二次电压:100KV;

二次电流:30mA;

清灰方式:顶部高频振动清灰。

在选定运行条件时,考虑了下列因素:

①烟气中保持适当水份,使烟尘比电阻维持 $10^5 \sim 5 \times 10^{10}$ 欧姆·厘米正常范围内。

②烟气中含较多 CO₂、适量水汽及少量 SO₂ 等电负性气体,利于尘粒荷电。烟尘中 CaO 为高比电阻物质,含量又较高,宜采用较高的操作电压,并相应增加极距。

③依照烟尘比电阻测定数据,大致推测在 135~180℃ 和烟气水分较低条件下,比电阻可能出现峰值并超出正常范围。因此,电除尘

器操作温度控制在 120℃ 以下、露点温度以上。

4 运行效果

除尘系统投产以来,电除尘器运行正常。二次电压、电流较稳定,保持在 100KV、20~30mA 设计范围。经芳村区环境监测站和我公司环境监测站多次测定,出电除尘器的烟气含尘浓度均低于 20mg/m³,除尘效率高于 98%。

对于含碳的石灰尘捕集以及通流面积只有 4.4m² 的小型电除尘器来说,这种运行效果达到较好的水平。除了操作条件选用较为适当外,电除尘前的调温调湿措施起了重要作用,成功地解决了电除尘器运行中的反电晕、爬电、打火等问题。

5 存在问题及讨论

集尘极和电晕极用高频振动器清灰,初期效果尚理想。随后,因支承弹簧疲劳、积灰、生锈、故障较多,导致除尘效率下降。由于弹簧安装在电场内,不易在通电情况下更换,被迫定期进行人工清理电场。国内有些厂家使用挠臂振打方式,效果也不大理想。我公司煅烧石灰石采用 NaCl 作催化剂,烟气腐蚀性强,有必要对电极清灰机构作进一步的研究。

石灰立窑烟气湿度大,露点温度较高。烟气在电除尘器内易结露,以及焦炭尘粘附,均会引起绝缘子爬电、打火甚至击穿,严重削弱了电除尘器运行的稳定性。因此,高压系统有待改善,保证绝缘子处于干净和干燥状态。

6 参考文献(略)

Electrical Precipitation of the Smoke from Vertical Lime Kiln

Jin Luli Zhang Weiji

A practical electrical precipitation system in which electrical dust remover (EDR) is used as the main body, selection and process control of EDR is described in this paper. This system solved the major techniques for the dust removal of vertical lime kiln. The dust content is below 20mg/m³ after precipitation and meets the requirement of CO₂ recovery.

Keyword smoke dust removal electrical precipitation vertical lime kiln

活性污泥法废水脱氮过程 C/N 值 对 N₂O 释放及脱氮效果的影响

浦跃武 梁世中

(华南理工大学轻工食品学院, 广州 510641)

摘 要 本文就活性污泥法废水脱氮过程中 C/N 值对 N₂O 气体形成及废水处理脱氮效果的影响进行探讨。试验结果表明, C/N ≥ 4.5 时, 脱氮过程中没有 N₂O 气体释放大气中, 总脱氮率 ≥ 92%; 而当 C/N ≤ 3.0 时, 由 NH₃-N 转化为 N₂O-N 的百分比随 C/N 值下降而升高。

关键词 活性污泥法 N₂O 气体 脱氮 C/N 值

1 前言

N₂O 气体, 俗称笑气, 其吸收红外线的能力较强, 在同温层中经光化学反应间接消耗臭氧。N₂O 在大气的滞留时间约为 50~100 年, 一分子的 N₂O 气体对温室效应的作用效果是一分子 CO₂ 的 190 倍^[1]。虽然 N₂O 的排放量比 CO₂ 少得多, 但 N₂O 对温室效应的影响不容忽视。

大气中 N₂O 气体的主要来源有三: ①工业生产过程; ②燃烧过程; ③氮素循环中的硝化-反硝化过程。

在活性污泥法废水脱氮过程中, 影响 N₂O

释放的因素很复杂, 本文仅就 C/N 值对 N₂O 释放及废水脱氮效果进行研讨, 以确定操作过程适宜的 C/N 值。

2 材料与方法

2.1 废水和碳源

含氮废水为甜菜糖厂经厌氧处理后的废水与蒸发站的冷凝水(主要的氨氮来源), 两者按 1:1 的比例混合, 称之为混合废水。碳源为糖厂未经处理的高浓度废水。混合废水与碳源废水的水质分析见表 1。

表 1 混合废水与碳源废水水质(mg/L)

	COD _{Cr}	BOD ₅	NH ₃ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	pH
混合废水	200~550	70~200	100~160	<1	≤3	7.5~8.0
碳源废水	8700~11000	3500~4400	1~60	<1	≤2	5.5~6.5

2.2 废水处理装置

试验用的废水处理装置为四个容积相同、底部相通的池串联组成, 总有效容积为 52m³。其中一个作沉降池, 其余三个池则轮换用于硝化、反硝化。

2.3 分析方法

a. COD_{Cr}、NH₃-N、NO₃-N、NO₂-N 采用德国 Dr Lange 公司生产的 kuvetten Test 进行

测定。

b. BOD₅ 按德国工业标准的分析方法进行测定。

c. N₂O 气体的测定采用德国 Hartmann & Braun 公司生产的非离散红外分析仪(NDIR), 型号为 Uras 10E。反硝化过程中用压缩空气进行气体采样, 气体流量为 1.5L/min。

3 结果与讨论

在本试验过程中,由于混合废水的 BOD₅ 较小,同时混合废水和碳源废水中的 NO₂-N、NO₃-N 指标较低(参见表 1),故采用碳源废水的 BOD₅ 与混合废水的 NH₃-N 之比值作为 C/N 指标。NH₃-N 和 COD_{Cr} 负荷按四个池的总有效容积计算。

3.1 C/N 为 4.5~10.1 的试验结果

控制 C/N 值为 4.5~10.1 之间,在不同的碳源废水和混合废水的流加量以及设备运行负荷的条件下,出水水质情况见表 2。

表 2 C/N 值为 4.5~10.1 的试验结果

进 水	混合废水(L/h)	600	720	1500	1500
	碳源废水(L/h)	200	150	300	200
	C/N	10.1	6.3	6.7	4.5
	NH ₃ -N 负荷 (10 ⁻³ kg/m ³ ·h)	1.6	1.9	3.9	3.8
	COD _{Cr} 负荷 (10 ⁻³ kg/m ³ ·h)	42.2	32.9	67.6	48.7
	COD _{Cr} (mg/L)	≤60			
	NH ₃ -N(mg/L)	<1			
	NO ₃ -N(mg/L)	≤7.0			
	NO ₂ -N(mg/L)	≤1			
	pH	7.2~7.8			
出 水					

当 C/N 值为 4.5~10.1 时,在脱氮过程中检不出有 N₂O 气体释放大气中,总脱氮率 ≥92%,NH₃-N 去除较为彻底。

废水处理装置在表 2 所述的条件下运行,没有造成 NO₂-N 和 NO₃-N 的积累,说明反硝化菌的浓度适当。硝化菌中的羟胺氧化酶没有受抑制,而异化亚硝氨还原酶受抑制^[2],故没有 N₂O 气体生成。在反硝化菌中,由碳源所提供的电子,经由细胞色素 b、c 传递给 N₂O-还原酶,最终使 NO₃ 还原为 N₂,没有造成反硝化中间产物 N₂O 的积累。同时,碳源被氧化为 CO₂ 和 H₂O^{[3][4]},达到了同时脱氮去碳的目的。

3.2 C/N 值为 3.0、2.0 及不加碳源的试验结果

当 C/N 值为 3.0、2.0 及不加碳源,维持混合废水的流加量为 1.5m³/h,得到了如表 3 所示的试验结果。

表 3 C/N 值为 3.0、2.0 及不加碳源的试验结果

进 水	混合废水(L/h)	1500	1500	1500
	碳源废水(L/h)	150	100	0
	C/N	3.0	2.0	/
	NH ₃ -N 负荷 (10 ⁻³ kg/m ³ ·h)	39.2	29.8	10.8
	NH ₃ -N(mg/L)	≤1	≤2	10~15
出 水	NO ₃ -N(mg/L)	20~30	25~61	50~80
	NO ₂ -N(mg/L)	10~15	20~30	30~50
	COD _{Cr} (mg/L)	≤60	≤60	≤70
	NH ₃ -N 转化为 N ₂ O-N(%)	0.4~0.7	0.8~3	5~7
	总脱氮率*(%)	67	43	10

* 总脱氮率按出水和入水中的 NH₃-N、NO₃-N 和 NO₂-N 的平均值计算。

在脱氮过程中,碳源充足,则反硝化的反应速率与 NO₃ 的浓度无关,呈零级反应,只与反硝化菌的浓度有关。而碳源不足时,反硝化速率则受底物浓度及碳源量,即 C/N 值的影响。从试验结果可看出,C/N 值下降时,出水中的 NH₃-N、NO₃-N 和 NO₂-N 的浓度升高,NH₃-N 转化为 N₂O-N 的百分率增加。不加碳源废水时,由于废水中所含碳源甚微,且硝化过程中大部分被氧化,仅靠活性污泥中的生物死亡并自溶后释放的碳源——内碳源,基本不能进行反硝化反应,NH₃-N 仅被氧化为 NO₃⁻、NO₂⁻。

许多研究结果表明^{[5][6]},在活性污泥脱氮过程中,N₂O 气体的释放是与底物中 NO₃-N 和 NO₂-N 的浓度、pH、溶氧、碳源特性等因素有关。N₂O 的释放量随 COD/NO₂-N 的减少而增加^[5]。一般而言,N₂O 的释放量随底物中 NO₃-N、NO₂-N 浓度的增加而升高。并且,

$\text{NO}_2\text{-N}$ 含量对 N_2O 的释放量的影响比 $\text{NO}_3\text{-N}$ 要大。若碳源不足,则硝化、反硝化失衡,底物中 NO_3^- 和 NO_2^- 积累,造成脱氮过程中 N_2O 气体的释放,同时使总脱氮率下降。

4 小结

a. $\text{C/N} \geq 4.5$ 时,没有 N_2O 气体释放大气中,脱氮和去碳效果良好,总脱氮率 $\geq 92\%$,经处理的废水达到排放标准。

b. $\text{C/N} \leq 3$ 时,脱氮过程中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 转化为自由释放的 $\text{N}_2\text{O-N}$ 的百分率随 C/N 值的减少而增加,总脱氮率随之下降。

c. 废水生化处理试验装置耐 NH_4^+ 和 COD 负荷的冲击能力强。

5 参考文献

- [1] Houghton J. J., Jenkins G. J., Ephraums J. J.. Climate Change. The JPPC Scientific Assessment,

Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge; Cambridge Univ. Press, . 1990

- [2] Prosser J. I.. Autotrophic nitrification in bacteria. *Advances in Microbial Physiology*, 1989; 30: 125~181
- [3] Knowlee R.. Denitrification. *Microbiological Reviews*, 1982; 46: 43~70
- [4] Seiler W, Conrad R.. Field measurements of natural and fertilizerinduced N_2O rates from soil. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 1981; 6
- [5] Thomas J., Simpkin and William C. Boylo. The Lack of Repression by Oxygen of the Denitrifying Enzymes in Activated Sludge. *Wat. Res.*, 1988; 22 (2); 201~206
- [6] S. Geywitz- Hetz, M. Bubmann und G. Schon. Einfluss einiger Umweltfaktoren auf die N_2O -Bilung durch Belebtschlamm unter anoxischen Bedingungen. *Acta hydrochem. hydrobiol.*, 1995; 21; 258~266

The Influence of C/N Release of Nitrous Oxide and Nitrogen Removal in an Activated Sludge

Pu Yuewu Liang Shizhong

This paper studying the influence of C/N in an activated sludge on the release of nitrous oxide and the nitrogen removal. When $\text{C/N} \geq 4.5$, $\text{NH}_3\text{-N}$ was not transformed to N_2O -gas and total nitrogen removal rate was $\geq 92\%$. When $\text{C/N} \leq 3.0$, the percentage of $\text{NH}_3\text{-N}$ to $\text{N}_2\text{O-N}$ increased with the decrement of C/N and the rate of nitrogen removal decreased.

Keyword activated sludge N_2O nitrogen removal C/N

污染河流自身恢复清流工程

日本近畿地方建设局姬路工程事务所使用 NSC 化学工业公司的特殊无机硬化剂,把河流沉积的土砂和污泥等制成砌块,再用于污染河流的环境恢复工程。这一利用河流自身的污染物使河流恢复清流的工

程,已在兵库县西部的揖保河、林田河实施,不仅处理了河流底质的污染物,又使河流恢复清流,真是一举二得之举。(洪蔚)

日 NO 包装宣传运动

日本百货商店协会开展 NO 包装宣传运动,要求尽可能减少不必要的包装。该协会的会员商店(108 家百货公司和 252 家百货商店)中有 91% 商店开展了 'NO 包装宣传运动',并在 1 年中包装回收率达 87%。

据日本百货商店协会调查,1994 年全国百货商店

使用的包装纸量约 1.2 万吨,比 1993 年减少 10.8%。1985 年垃圾排出量 18.5 万吨,比 1994 年减少 13.6%。充分证明减少不必要的包装在减少垃圾处理量中的重要性。(洪蔚)

广州市光化学污染状况初析

陈诚之 黄玮仪 王丽仪

(广州市环境保护科学研究所, 广州 510620)

摘要 本文根据实测数据,对广州市光化学污染状况进行初步的规律性统计分析,旨在为广州市环境保护规划机动车发展的光化学污染预测与防治对策提供依据。

关键词 光化学烟雾 污染 广州

1 概述

机动车排出废气中的碳氢化合物及氮氧化物,在阳光照射下形成光化学烟雾。光化学反应的特征产物有臭氧 O_3 等,通常以 O_3 浓度增加作为光化学污染的标志。

根据《广州环境保护总体规划》的子课题《广州市机动车发展光化学污染预测与防治对策》的要求,我所与北京大学合作于1995年10月10日至20日进行了复盖面较广的主要污染因子实测。

2 监测项目及方法

2.1 监测项目

选择一氧化氮(NO)、二氧化氮(NO_2)、非甲烷总烃(NMCH)、臭氧(O_3)、甲醛、气溶胶、碳氢分类,其七项。本文对前五项测定结果进行初步分析。

2.2 监测方法

表1 监测方法及检出限

测定项目	监测方法	检出限 (mg/m ³)
二氧化氮	盐酸萘乙二胺分光光度法	0.006
一氧化氮	盐酸萘乙二胺分光光度差减法	0.006
甲醛	乙酰丙酮光度法	0.008
非甲烷总烃	气相色谱法	0.14
臭氧	靛蓝二磺酸钠光度法	0.0066

2.3 监测点的布设

考虑到广州地区的年主导风向和次主导风向、交通繁忙干道、污染物的迁移和二次污染物形成的时空过程等因素,设置了以下10个测点:

1#莲花山;2#广州经济技术开发区(以下简称开发区);3#石化总厂明珠楼;4#广州市环境保护科学研究所(简称所本部);5#越秀区环保局;6#白云山锦绣南天(简称白云山);7#石门水厂;8#龙归镇;9#花都市;10#省博物馆。

2.4 监测质量保证措施

采取了采样器校正;标准工作曲线的标样检验;平行双样检查; O_3 吸收剂IDS最大吸收波长及空白吸光值检验;空白扣除等措施。

3 监测结果及初析

3.1 主要光化学污染物的浓度范围

由表2中可见,一次污染物的高浓度值出现在临近繁忙交通干线的测点;二次污染物的高浓度值出现在距交通干线一定距离的测点。如:

NO: 5#(东风中路)浓度最高,可达到0.557mg/m³。测点设在人行天桥,高程4.5m。该测值测定时间为1995年10月18日7:00~7:30时,处于车流高峰时段,且因一次污染物未经远距离传输和转化,故浓度仍高。

表 2 主要光化学污染物浓度范围

项目	NO(mg/m³)	NO ₂ (mg/m³)	O ₃ (μg/m³)	NMCH(mg/m³)	甲醛(μg/m³)
1 [#]	0.0010~0.079	0.0080~0.050	32.8~247.0	0.11~1.10	—
2 [#]	0.0010~0.056	0.010~0.085	9.50~192.0	0.95~1.92	—
3 [#]	0.0010~0.042	0.0090~0.166	33.5~259.0	0.65~2.23	—
4 [#]	0.0010~0.122	0.014~0.215	20.7~239.0	0.28~2.74	2.0(Y)~20.0
5 [#]	0.038~0.557	0.0080~0.300	17.1~128.0	0.90~3.93	—
6 [#]	0.0010~0.124	0.0030~0.089	3.30~296.0	0.39~1.27	—
7 [#]	0.0010~0.140	0.0010~0.092	22.8~198.0	0.62~2.00	—
8 [#]	0.0010~0.052	0.0010~0.060	28.9~205.0	0.43~1.06	—
9 [#]	0.0010~0.059	0.0010~0.058	3.30~194.0	0.54~1.76	2.0(Y)~11.9
10 [#]	0.0010~0.155	0.024~0.176	13.5~228.0	0.62~3.17	2.0(Y)~22.5

GB3095—82

二级

160

NO₂:高浓度值出现于 5[#]、4[#]、10[#]和 3[#]点。后三个测点位于交通干线近侧。这些测点 NO_x 浓度值均超过 GB3095—82 的二级标准值,其中 5[#]超标倍数达 3.42 倍(最高测值),说明交通干线及其近侧 NO_x 污染严重。

O₃:作为光化学反应产物,其浓度将随传输的时空延续呈上升趋势,故 5[#]浓度低于二级标准值;1[#]莲花山和 6[#]白云山最高浓度分别达到 247(μg/m³)和 296μg/m³,均超过二级标准值。这说明,广州市机动车排气(含其它光化学污染源)已影响到莲花山、白云山,甚至花都市。

甲醛:我国目前尚未将其列入大气环境质量标准,原苏联标准为 0.012mg/m³(长期)及 0.035mg/m³(短期)。本次实测 3 个点最高浓度为 0.012~0.022mg/m³,参照原苏联标准,说明广州市已受到一定污染,已有超过长期标准的限值。

NHCH:目前国内外大气环境质量无碳氢(CH)的综合标准,石油化工企业标准为 2mg/m³。5[#]、10[#]、4[#]测点的最高测值分别

为 3.93、3.17、2.74mg/m³,均高于石化企业标准。3[#]测点的高浓度值也达到 2.23mg/m³,该点位于石化总厂生活区,显示了石化生产 NMCH 的污染影响。

3.2 NO、NO₂ 比值 NO/NO₂ 分析

机动车尾气含有多种价态的氮氧化物,在一定的条件下建立起相应的化学平衡并存在于光化学烟雾中。氮氧化物的主要形态是 NO 和 NO₂,根据热力学计算,燃烧烟气中主要为 NO,尾气排出后逐步氧化成 NO₂。因此,研究 NO/NO₂ 及它们在不同时段的浓度分布规律有重要意义。现将实测结果按不同时段의九日均值列于表 3。

结果表明:越是贴近机动车排放源,太阳光强度越弱,测点的 NO 相对浓度也就越大。5[#]测点晨 7:00~7:30 时段 NO/NO₂=4.07,其它时段的比值也均大于 1,说明交通干线近地测点的 NO 浓度高于 NO₂。

3.3 不同时段 O₃ 浓度的变化规律

各测点 O₃ 浓度在不同时段의九日均值列于表 4。

表 3 不同时段 NO、NO₂、NO/NO₂ 比较*

测点	7:00~7:30			11:00~11:30			13:00~13:30			17:00~17:30		
	NO	NO ₂	NO/NO ₂	NO	NO ₂	NO/NO ₂	NO	NO ₂	NO/NO ₂	NO	NO ₂	NO/NO ₂
1 [#]	0.016	0.034	0.47	0.0061	0.023	0.26	0.0048	0.022	0.22	0.0036	0.031	0.12
2 [#]	0.030	0.052	0.58	0.011	0.042	0.26	0.0085	0.039	0.22	0.0078	0.070	0.11
3 [#]	0.016	0.051	0.31	0.014	0.050	0.28	0.0034	0.030	0.11	0.0086	0.040	0.22
4 [#]	0.054	0.060	0.90	0.013	0.045	0.29	0.0057	0.053	0.11	0.019	0.110	0.17
5 [#]	0.334	0.082	4.07	0.232	0.128	1.81	0.225	0.154	1.46	0.307	0.176	1.74
6 [#]	0.035	0.019	1.84	0.0089	0.028	0.32	0.016	0.022	0.73	0.0034	0.045	0.076
7 [#]	0.043	0.044	0.98	0.0053	0.033	0.18	0.0047	0.020	0.24	0.0021	0.045	0.047
8 [#]	0.016	0.029	0.55	0.0084	0.0073	1.15	0.0020	0.0070	0.28	0.0044	0.032	0.138
9 [#]	0.016	0.027	0.59	0.016	0.023	0.70	0.0041	0.011	0.37	0.0039	0.031	0.126
10 [#]	0.077	0.067	1.15	0.013	0.065	0.20	0.011	0.060	0.18	0.017	0.106	0.16

* 表中数据为相应时段的九天实测均值。

表 4 O₃ 在不同时段的浓度比较(单位:μg/m³)

测点	7:00~9:00~11:00~13:00~15:00~17:00~18:00					
	8:00	10:00	12:00	14:00	16:00	18:00
1 [#]	59.3	86.6	128.7	170.7	175.7	156.0
2 [#]	29.0	39.1	70.6	105.4	113.9	89.6
3 [#]	58.3	78.3	105.5	119.0	124.6	108.9
4 [#]	63.2	77.9	123.4	142.0	107.2	67.2
5 [#]	46.3	49.5	75.3	81.9	81.0	66.7
6 [#]	76.8	108.0	103.0	126.9	139.4	106.3
7 [#]	53.6	81.9	114.1	122.5	107.4	101.0
8 [#]	52.3	77.2	95.5	106.0	117.6	87.9
9 [#]	52.5	67.9	90.6	129.9	120.5	94.1
10 [#]	52.5	90.0	124.9	122.4	150.5	93.3

统计分析表明:各测点均于 11:00~15:00 时段 O₃ 浓度出现峰值。这是因为该时段区间太阳光辐射强,光化学反应强烈。5[#]测点由于 O₃ 形成的时空条件不足,因而 O₃ 浓度明显偏低。

3.4 主要光化学污染物九日均值

为避免随机性,用它们的浓度九日均值统

计分析。每个数据由 36~54 次测值统计求均值,列于表 5。

表 5 NO、NO₂、NO_x、O₃ 九日均值(单位 mg/m³)

测点	NO	NO ₂	NO _x	O ₃
1 [#]	0.0076	0.028	0.036	0.128
2 [#]	0.014	0.051	0.065	0.0799
3 [#]	0.010	0.043	0.053	0.0994
4 [#]	0.023	0.067	0.090	0.0968
5 [#]	0.274	0.135	0.409	0.0664
6 [#]	0.016	0.028	0.044	0.109
7 [#]	0.012	0.036	0.048	0.00968
8 [#]	0.0077	0.019	0.027	0.0894
9 [#]	0.010	0.023	0.033	0.0916
10 [#]	0.030	0.074	0.104	0.105
GB3095-82 二级				0.10 0.16(1 小 (日均) 时平均)

结果表明:臭氧污染由强减弱顺序为莲花山→白云山→省博物馆→石化总厂→所本部……,浓度高峰值不在交通干线,而在离市区较远的地区。

氮氧化物 NO_x (NO 、 NO_2 等多种氮氧化物总和) 高浓度区出现在市区交通干线及其近邻。

3.5 光化学污染水平

以典型光化学污染物 O_3 浓度值为标志,

表6 国内外某些城市 O_3 浓度水平

城市或地区	O_3 最高浓度值 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	时 间
日本各都府县	429	1985 年 4 月~10 月
西北欧	200	1989 年、1990 年夏天
	421	1981 年
中国兰州西固	651	1982 年
	490	1983 年
	296(一次值)	1995 年 10 月
广州市	124(最高时段 10 个测点均值)	1995 年 10 月

广州与国内外某些城市(或地区)比较如表 6。

与其它地区比较,广州市光化学污染不属最高水平,但 O_3 一次值较高,并高于 GB3095—82 二级标准。

4 结论

广州市已受到光化学污染物比较明显的污染影响,存在光化学烟雾形成的潜在危险。

随着广州市机动车的增加,车辆通过速度低甚至常出现交通堵塞。如遇上不利气象条件可能出现光化学烟雾。

因此,从现在起,应加强机动车发展规划研究和机动车排气管制的管理和立法。

5 参考文献(略)

Preliminary Analysis on the Photochemical Pollution Situation in Guangzhou

Chen Chnegzhi Huang Weiji Wang Liji

Based on the practical measurement, the regular statistics of photochemical pollution situation of Guangzhou is analysed in the paper. The purpose is to provide certain basis on the forecast and preventing countermeasures against the photochemical pollution from mobiles for Guangzhou's environmental protection plan.

Keyword photochemical smog pollution Guangzhou

德国汽车厂商积极回收废车

德国汽车制造厂和输入商向环境部提出废车自主处理、循环利用的约束性文书和回收计划。主要内容是①汽车行业从废车和修理厂回收的废弃零部件,在 2 年内完成循环利用体制;②各汽车公司各自生产

的汽车,直接从最终汽车拥有者手中回收废车;③有循环利用证明的汽车,从领执照起至少 12 年内都无偿回收。(洪蔚)

减少 NO_x 的多段燃烧炉

日本工业技术院北海道工业技术研究所开发成功在矿物燃料燃烧时,使发生的 NO_x 和二氧化氮同时减少的技术。新技术采用流动床煤燃烧装置和改良型

3 段燃烧法,使 NO_x 比过去减少 90%,二氧化氮减少 65%。多段燃烧炉的制造在技术上没有什么困难,在应用上也很容易,便于推广。(洪蔚)

挪威大气环境保护情况简介

葛 奕 梁宇杰

(广州市环境保护科学研究所, 广州 510620)

摘 要 本文介绍了挪威王国的地理环境、大气环境,以及他们监督管理大气环境、控制大气污染的先进经验。

关键词 大气环境 大气污染 监督管理 污染控制

挪威王国位于北欧斯堪地纳维亚半岛西侧,总面积 386974 平方公里(包括斯瓦尔巴群岛与其附近挪属岛屿),从南至北的距离是 2100 公里;全国划分为 18 个郡和奥斯陆市,郡下设市镇,全国共有 400 多个市镇,人口 450 万。首都奥斯陆,人口 45 万人。挪威的大部分地区为森林和山脉,只有 4% 的区域是可耕地。低温积雪的漫长冬季,漫长的海岸线和众多的峡湾,北部地区的极昼和极夜等都是挪威著名的风景。

在挪威的经济部门中,石油和天然气开发居首要位置,采矿和金属加工工业也是主要工业之一;此外还有捕鱼和鱼类加工工业,以及化肥、石油化工、造船和海上平台生产、航运等。水电在挪威占据着重要的地位,长期向瑞典和丹麦等国家提供电力。近年来,挪威的服务业发展十分迅速,工业所占的比例正在逐渐减少。1995 年,挪威人均 GNP 大约为 2.5 万美元。

1 挪威的主要环境问题

在挪威,人们主要生活在狭长的海岸和山谷地带,大约有 100 万人生活在首都奥斯陆周围。整个国家的 60~70% 在森林线以上。在常刮西风的高原地区,降雨量十分充足,水力资料非常丰富,水力发电站大都分布于此。挪威的工厂一般多靠近电厂建设,地处环山的峡湾前端,这些地区扩散条件很差,冬季经常出现

持续时间较长的逆温层,不利于大气污染物的扩散。

挪威的土地主要是酸性岩基和薄层土壤,缓冲能力低。由于气候条件的影响,酸雨造成本区湖泊和西南部水源的酸化,导致大面积的鱼类绝迹,加重了土壤侵蚀和森林破坏。据估计,挪威有 90% 以上的硫酸盐沉降是由其它国家的大气污染物排放造成的。酸沉降已成为挪威最大的环境污染问题,并且酸雨污染的地区还在不断扩展。

挪威作为一个渔业大国,鱼类加工工业过程给沿海一些地区带来了恶臭问题;而在林业为基础的纸浆和造纸工业中,化学纸浆的生产也造成了一定的恶臭污染。

此外,道路交通污染带来了相应的烟尘浓度的超标;并产生大约 30 万吨/年的较粗颗粒物,沉降在公路旁,这些都是环境问题之一。

2 挪威的大气环境状况

2.1 挪威的空气质量变化趋势

近些年来,挪威致力于降低酸性排放,其空气中二氧化硫的浓度不断下降;由于无铅汽油的广泛使用,空气中铅浓度迅速下降;而主要来自交通的烟尘和氮氧化物的浓度则变化不大。

在首都奥斯陆,1962~1963 年冬季和 1985~1986 年冬季,二氧化硫地面浓度由 1962 年冬季的 $400\mu\text{g}/\text{m}^3$ 减少到 1985 年冬季

的 $30\mu\text{g}/\text{m}^3$, 而烟尘浓度则由 1962 年冬季的 $75\mu\text{g}/\text{m}^3$ 下降到 1985 年冬季的 $47\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

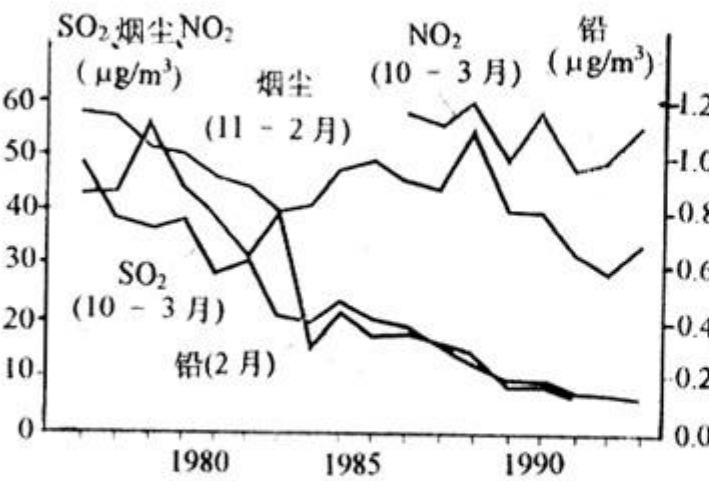


图1 挪威的空气质量状况

2.2 挪威的臭氧分析情况

整个挪威从北至南, 无论 8 小时平均臭氧浓度超过 $60\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的天数, 还是 7 小时平均臭氧浓度值, 都呈递增趋势。

2.3 挪威暴露在空气质量指标值以上的人群情况(见表1)

表1 人群暴露在空气质量指标值以上的情况

	空气质量 指标值浓 度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	平均 时间	城区暴露人数(千人)	
			1992	2005
NO ₂	50	6月	660	390
	75	24小时	210	42
PM ₁₀	70	24小时	700	340
SO ₂	90	24小时	29	29

2.4 挪威主要大气污染物的排放情况

70 年代挪威二氧化硫的排放量为 18 万吨。1992 年挪威本国的二氧化硫排放量已减少到约 0.6 万吨(主要来自冬季居民集中供热采暖燃油, 均为低硫燃料), 仅占全国二氧化硫总沉降量(约为 11.7 万吨)的 5.13%。大气中铅的排放主要来自交通, 随着无铅汽油的普遍使用, 80 年代以来, 大气中铅的排放量逐年减少, 由 1980 年的 740 吨下降到 1991 年的 170

吨。交通带来的另一方面污染就是氮氧化物和一氧化碳污染。仅在奥斯陆的市区, 氮氧化物和一氧化碳的排放量就分别相当于当地排放总量的 81% 和 73%(1985 年)。随着机动车的不断增加, 交通产生的大气污染物排放量仍会增加。由于铁合金厂、其它冶金厂和化工厂削减了颗粒物的排放, 颗粒物的年排放量已下降到 25~30 万吨。

表2 1985 年奥斯陆城区各类污染源的排放情况
单位: 吨/年

排放源	二氧 化硫	氮氧 化物	一氧 化碳	颗粒物
交通	1062	10755	33765	851
民用/供热	2406	1460	12393	1112
工业及发电	1847	1082	340	66
总计	5315	13297	46498	2099

3 挪威的大气环境监督管理

3.1 挪威空气污染控制发展简述

挪威于 1961 年成立了烟尘控制委员会, 并赋予其对污染企业颁发许可证及限制其排放等权力。1962 年开始, 挪威颁布对实施排污许可证和燃料油含硫量的管理条例, 并在 60 年代初期开始了空气质量监测。1964 年, 交通运输部颁发了一系列关于柴油发动机废气排放的规定, 对废气的不透明度进行了限制。

挪威卫生部门和石油公司从 1970 年开始, 限制汽油中铅的最高含量, 对 1964 年 1 月 1 日以后注册的车辆执行公路机车排放管理条例。1970 年 6 月的第 64 号法规, 又赋予当局颁布限制燃料油含硫量和残渣含量规定的权利; 其后, 奥斯陆和德拉门两市据此颁布了有关的管理条例。1973 年始, 挪威议会决定, 政府有权颁布法规, 将已有法规中的有关条款扩大到老企业, 从而开始了旧工厂的“净化”工作。自 1974 年挪威当局开始执行欧洲经济委员会关于汽车尾气的排放标准。1977 年, 烟尘控制委员会颁布了二氧化硫、颗粒物、氮氧化

物、氟化物的空气质量指标,1982年修订时又增加一氧化碳和光化学氧化物指标。根据1979年颁布的79号“产品控制法”,环境部颁发了关于公路车辆汽油成份的管理条例(该条例于1981年1月1日实施),将普通和优质汽油中苯含量限制在50mg/L以内,普通汽油铅含量限制在0.15g/L以内,而优质汽油的铅含量则为0.40g/L(而从1983年9月1日起则限为0.15g/L)。

1981年3月11日颁布的第6号“污染控制法”(1983年10月1日实施),是一部重要的污染控制综合法,该法的目的是通过维护适宜的环境质量,来保护外部环境免受污染并减少现有污染。从而使污染不会损害人类的健康和利益,不破坏自然生产能力和再生能力。

1985年发布的“白皮书”,提出了更为详尽的挪威控制污染的有关政策,指出未来防治污染的主要对策:增加预防措施的实施;从实际出发,采取改善人口稠密地区和重工业区空气质量的因地制宜的计划;研究空气污染物对健康的影响,如多氯联苯、多环芳烃、碳氢氯化物及重金属等;研究与酸沉降有关的空气污染物长距离传输;积极开展国际合作……。

1985年,环境部决定,所有设置一台油泵以上的加油站,均应在1987年7月1日后供应无铅汽油;1992年始,所有加油站均依此执行。

3.2 挪威的污染控制机构

挪威的主要污染控制机构是:环境部、污染控制委员会、国家污染控制局和郡政府。环境部负责全面的工作,主要是确定目标、规定政策和确定优先领域;污染控制委员会由政府有关部门和组织的代表们组成,每年召开几次例会,对经过环境影响评价的项目,依照“污染控制法”决定是否颁发许可证,并对环境部或国家污染控制局提交的案例提出意见;国家污染控制局是污染控制机构的中枢,它负责所有与污染控制有关的技术工作如管理监测工作,并对特殊地域的空气质量进行调研,管理有关

项目,颁发排污许可证,并执行监督任务以保证污染物达标排放,同时它还负责起草新的(或新修订的)管理条例并担任污染控制委员会秘书处的职责;郡政府主要处理市政污水、废物和一些工业污染案件。通常,市政府不处理污染事件,但在排放许可证的准备工作中需征询其意见;市卫生局有独立处理污染控制的权力;发生重大污染事件时,可向警察局告发该企业。

3.3 挪威现行环境管理制度的主要特点:

a. 挪威的环境管理体制在发展的过程中不断得到完善,形成目前中央、地方两个层次、功能完善的管理体系:

——国会(能源与环境小组委员会)

环境部

环境保护局

中央政府在地区(郡)的派出机构

——行政区/郡(政治团体和管理部门)

市政府

——欧洲联盟和欧洲经济区

法律体系

非政府组织

b. 中央政府赋予地方政府一定的环境管理权,其授权在不同情况下有所区别。市政府和地方政府在土地使用、区域与交通规划方面是主要执行者。污染控制则通常由环保局管理,或由中央政府的郡级派出机构进行;目前,地方政府在大气污染控制方面所获得的授权还很有限。

c. 主要的法律依据是污染控制法和产品控制法(国会通过);专门的法规由环境部在向有关团体征询意见的基础上制定并颁布;空气质量指引目前尚不具有法律效力,这一点今后将会有所改变。

d. 每年全国的环境税和排污费的征收由国会决定,由税务管理部门负责执行。

e. 点源的控制是通过对各个企业发放相应的排污许可证来实现。许可证范围包括所有的污染物(水、大气、废物等),并与污染控制相

结合。排放许可证通常根据空气质量状况来制定(而不是根据一般的排放标准);许可证通常由环保局发放,有时也授权下一级部门颁发;

3.4 交通大气污染控制政策法规

挪威政府通过以下手段对交通大气污染进行控制。

a. 制定有关标准:对氮氧化物、一氧化碳和颗粒物制定排放标准进行限定;燃料标准则包括对铅、苯和硫的控制指标,同时要求所有的加油站出售无铅汽油。

b. 实施交通法规

——道路法规:管理道路的设计和建设;

——道路交通法规:管理交通(如限速等);

——城市健康法:地方卫生管理机构有权阻止或改变那些对健康产生严重影响的活动,或依照其它相关法规处置。

c. 进行区域和交通规划

——规划和建设法规:市政府和郡政府制定当地的土地利用规划,经中央政府批准实施,具有法律效力;

——执行协调土地利用和交通规划的国家导则;

——大型项目进行环境影响评价。

由于交通大气污染主要来自私人汽车,挪威政府制定了有针对性的经济政策对其进行控制(控制机动车燃料的使用数量和质量),其中主要的经济手段包括燃料税、机动车税、道路收费、公交补贴等。

①. 燃料税

汽油税:含铅汽油按 0.7 美元/升,无铅汽油 0.6 美元/升征收;

二氧化碳税:汽油按 0.13 美元/升,柴油按 0.07 美元/升征收;

二氧化硫税:柴油按大约 0.01 美元/升征收,对于含硫量低于 0.05% 的低硫柴油免于征税。

②. 机动车税

购置税:视其车价、车重和发动机效率与

容量而定;

年费:私人汽车每年缴纳 250 美元的费用。

③. 收费路段(在三个最大城市的范围):对每天的不同时段制定不同的收费标准。

④. 对于公共交通和道路建设,政府给予一定的补助金。

3.5 工业大气污染防治政策法规

污染控制法是工业大气污染防治的主要法规。该法指出要控制点源污染,对所有未经专门许可可能带来污染的活动进行总体控制,同时要求所有可能产生污染的项目申请排污许可。排污许可证制度是挪威工业大气污染控制的主要手段。

排污许可证制度一般有效期 10 年,每个许可证都对污染物最大允许排放量、排放地点、工艺的选择、依据空气质量指引提出的排放限制、加强工业污染的防治等做出了规定。

除了排污许可证制度以外,挪威的工业污染还通过工业控制过程、法规、制裁、经济政策等手段进行控制。

工业控制过程通过要求工厂按照排污许可证规定的程序进行污染控制的内部控制过程,以及包括环保局鉴定(不作事先通知)和环保局系统复审(事先通知)等共同监督的外部控制过程,来达到其目的。

对于违法行为则进行严厉的经济制裁和法律制裁。

用于限制工业污染物向大气排放的经济手段主要包括:

a. 向石油产品征收二氧化硫税(取决于二氧化硫含量)

——每 0.25% 的硫分(重量)每升征税 0.01 美元;

——使用者如能证明减少排放可退回征税;

——轻油:0.01 美元/升、低硫重油:0.04 美元/升;普通含硫重油:0.09 美元/升;

b. 向工业能源生产的化石燃料征收二氧

化碳税

——轻油和柴油、重油 0.07 美元/升；煤 0.07 美元/公斤；

——纸浆工业减少 50% 税；水泥生产、陆地天然气使用和煤的加工等可以豁免。

此外,挪威政府还制定产品标准用于规定燃料油的含硫量;与企业签订自愿协议减少温室气体的排放等大气污染控制措施。

3.6 能源方面和民用方面的管理手段

挪威的能源 100% 源自于水电。对使用化石燃料者将征收二氧化碳税和二氧化硫税。同时,能源生产设施必须进行环境影响评价。

在挪威,只有很少一部分的空气污染物来自于民用方面。居民使用化石燃料取暖则需缴纳二氧化碳税和二氧化硫税,使用木柴取暖也有相应的直接法规进行约束,对居民燃料油的

含硫量也制定了产品标准。

通过有效的政策法规手段,挪威在大气污染防治方面取得了很大成绩。尤其是他们在大气污染控制方面广泛应用经济手段值得我们研究借鉴。

(挪威经济分析中心(ECON)的 Torleif HAUGLAND 先生和 Knut AARHUS 先生为本报告的编写提供了有关资料,特此致谢!)

4 参考文献

- [1] 国际空气污染防治协会联盟编, 候雪松等译. 全球空气污染的立法与实践. 1992
- [2] 国家环保局情报研究所, 世界进入环境时代. 1989
- [3] Nilu, R. Air Quality in Major European Cities. 1995

日制定生态标志新标准

日本环境厅对环境保护型商品生态标志的认可采用新的评价标准。在现有评价基础上,加上制品在生产、使用、废弃等过程中对环境的影响进行综合评价,称为制品寿命周期评价(LCA)。目前国际标准化组织正在讨论的国际标准也将录用 LCA。

新评价标准的评价项目除资源消耗量外,还要有地球气候变暖物质、臭氧层破坏物质、大气污染物质、水污染物质等 9 项物质各自排出多少,从制品的原料、制造、流通、使用、废弃、再资源化 6 个阶段 9 个项目进行综合评价。(洪蔚)

俄罗斯核污染难以消失

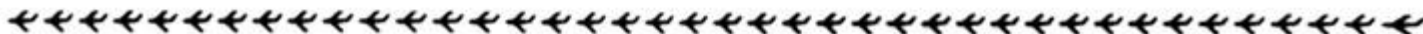
俄罗斯切尔诺贝利原子能发电站事故,受核污染严重的贝拉尔西的水文气象委员会最近完成核污染预测地图,说明从事故发生 30 年后,即到 2016 年

国土的 14% 还受到射能严重污染。1 居里/公里² (日本禁止一般人进入放射源管理地区的标准的地区占人口 20%, 约 200 万人。 (洪蔚)

城市垃圾焚烧灰制路基材料

日本ユマツ利用城市垃圾等焚烧灰固化制造路基材料等。该技术是将焚灰加氧化系固化剂、少量波特兰水泥和水反应因化,制成各种固体材料,由于在

弱碱性金属成分难以析出,因此比水泥固化法、熔融固化法等更为安全。(洪蔚)



在作出环保行政处罚决定前 实施听证制度的刍议

姚晓云

(广州市环境监理所, 广州 510180)

摘 要 本文主要通过对听证程序各环节的探讨, 分析了实施听证制度在行政行为规范化、当事人合法权益维护中的重要性。

关键词 行政处罚 听证

行政听证制度源于近代资本主义国家的司法审判制度, 后逐步移植适用于立法和行政领域。听证的原意即指司法审判机关在听取当事人双方就其身份认定、违法事实与情节、证据的取得、确认与采纳、司法程序的适用、法律条文的采用等各方面提出的异议后, 作出判断、决定的一种司法制度。我国《行政处罚法》第四十二条规定: “行政机关作出责令停产停业、吊销许可证或者执照、较大数额罚款等行政处罚决定之前, 应当告知当事人有要求举行听证的权利; 当事人要求听证的, 行政机关应当举行听证。”

根据《行政处罚法》的规定, 环保行政处罚的听证程序应包括以下几方面:

1 当事人提出听证要求

环保行政机关作出责令停产停业、吊销许可证或者执照、较大数额罚款等行政处罚决定之前, 应当告知当事人有要求举行听证的权利。当事人要求听证的, 应当在环保行政机关告知后三日内提出。

1.1 根据《行政处罚法》的规定, 对责令停产停业、吊销许可证或者执照、较大数额罚款等行政处罚决定, 当事人可以要求举行听证, 这是充分适合我国当前实际情况的规定, 既避免了由于听证过多而难以实际操作, 又在我国人力、物力允许的最大限度内保障了当事人的重大合法权益。

1.2 当事人在环保行政机关告知听证权利后三日内不提出听证要求的, 视为自动放弃要求听证的权利, 环保行政机关可即时作出处罚决定。

2 举行听证会

2.1 环保行政机关应当在听证的七日前, 通知当事人举行听证的时间、地点。为了方便当事人、节约听证费用, 一般应将听证地点设在当事人方便到达的地点, 如当事人的单位、住所等。

2.2 除涉及国家秘密、商业秘密或个人隐私外, 听证公开进行。公开举行听证, 有利于环保部门向公众宣传环保法律、法规、规章和政策, 这是提倡并鼓励环境保护的公众参与、提高全民族环境意识这一环保工作基本原则的体现。

2.3 听证会由环保行政机关指定的非本案调查人员主持。一般由环保行政机关内设立的专门机构或相对固定的听证小组中的人员主持, 主持人应当与案件无直接利害关系。

2.4 举行听证时, 由调查人员说明当事人违法的事实、出示相关的证据、提出行政处罚建议, 当事人有权进行申辩和质证。对当事人提出的异议, 调查人员应当给予解答。当事人可以亲自参加听证, 也可以委托一至二人代

(下转第45页)

综合分析表 1、表 2、表 4 这类有机污染源的排放情况可以看出,珠江广州河段的有机污染,除了有居民生活污水的污染问题外,生猪饲养业、屠宰业及餐饮业废水的污染也是重要的因素,不容忽视。要解决珠江广州河段的有机污染问题,必须下大力气重点解决好上述几个有机污染源的污染问题。

3 几点建设

要从根本上解决珠江广州河段的有机污染问题,除切实加速建设城市污水处理设施之外,还应重视生猪饲养、屠宰、餐饮业这类有机污水排放量大,有机污染物含量高的污染源的治理工作。

3.1 严格饲养业、屠宰业项目的环境管理

生猪饲养场(及其他饲养场)、屠宰场一般都设在市郊或城乡结合部,一直以来,对这类项目的管理较松,对其废水处理问题重视不够,在项目建设时大多未配套安装有效的废水

处理设施。笔者认为,今后在这类项目建设时,也应与工业项目一样,从“三同时”选址报建、项目竣工验收各个环节,进行严格管理,保证其废水治理资金的落实,才能从根本上减少有机污染物的排放量。

3.2 研究适合餐饮业废水处理的设备,适度控制餐饮业发展

目前,广州市对大型饮食服务行业的废水处理问题,已经提到议事日程,但对为数众多的中小型饮食服务行业的废水处理问题,则显得办法不多。我认为,广州市的环境保护研究、设计机构应多研究、开发适合中小型餐饮行业废水处理的设施、设备,使餐饮业建设者既能在经济上承担,又能有效地处理其经营中产生的废水。另外,有关部门应从宏观角度出发,制定一些管理条例,适度限制小型餐饮业的盲目发展。

4 参考文献(略)

(上接第 42 页)

理。由于行政听证是一种准司法程序,因而应当制做笔录,笔录应当交由当事人审核无误后签名盖章。

3 环保行政机关作出决定

听证结束后,环保行政机关应对结果进行审查,根据不同情况,经集体讨论研究,分别作出以下决定:

- 确有应受行政处罚的违法行为的,根据情节轻重及具体情况,作出行政处罚决定;
- 违法行为轻微,依法可以不予行政处罚的,不予行政处罚;
- 违法事实不能成立的,不得给予行政处罚;
- 违法行为已构成犯罪的,移送司法机关

处理。

在作出环保行政处罚决定之前实施听证制度,是对公民合法权益免受非法侵犯的有效保障。实施听证制度,能更有效地规范环保行政执法机关执法人员的执法行为,提高其执法水平,促使执法机关在对当事人作出重大处罚决定前,认真听取当事人的意见,避免错误的处罚决定对当事人的合法权益造成更大的侵害,避免了不必要的行政复议与诉讼造成的人力、物力上的浪费,同时有利于宣传环保法律、法规、规章与政策、提高公民的环保意识,真正做到“有法必依,执法必严、违法必究。”

4 参考文献

- [1] 中华人民共和国行政处罚法

生猪饲养、屠宰业及餐饮业对 珠江广州河段的污染分析

钟平生

(白云区环境保护局, 广州 510405)

摘 要 本文分析了广州市生猪饲养、屠宰业及餐饮业等这类有机废水排放量大、有机物浓度高的污染源的排污状况, 指出造成目前珠江广州河段的有机污染, 除居民生活污水外, 生猪饲养业、屠宰业及餐饮业废水也是不容忽视的重要因素, 并提出了相应的防治对策。

关键词 有机性污染 生猪饲养业 屠宰业 餐饮业 有机物污染 珠江 广州河段

1 珠江广州河段水质现状

据广州市环境监测中心站近年来对珠江广州河段的水质监测, 珠江广州河段水体中的有机污染较突出。珠江广州河段水体中溶解氧有逐年下降的趋势, 且一直低于 GB3838—88 Ⅲ类标准规定的 5mg/L ; $\text{NH}_3\text{—N}$ 则一直维持较高水平, 多年来, 超标达到 2.40~3.96 倍。而高锰酸盐指数及 BOD_5 则已经接近 Ⅲ类标准限值, 可见, 作为广州市饮用水源一、二级保护区水体的珠江广州河段, 其有机污染是非常突出的。

2 广州市生猪饲养、屠宰业及餐饮业排污状况

近几年来, 关于珠江广州河段的有机污染问题, 许多专家均认为是居民生活污水造成了今天珠江广州河段的有机污染, 这当然是一个事实。但笔者认为, 除此之外, 广州市日益发展的生猪饲养业、屠宰业及餐饮业所产生的大量有机废水, 也是造成珠江广州河段有机污染问题日益突出的重要污染源。

广州市的生猪饲养业、生猪屠宰业这几年在稳步发展, 据广州年鉴(1991~1995年)提供的数字显示, 1991年全市生猪存栏量为 108.94 万头, 出栏量 127.50 万头, 1992 年分

别为 109.27 万头和 129.25 万头, 1993 年分别为 105.23 万头和 137.25 万头, 1994 年分别为 106.87 万头和 146.05 万头, 1995 年则分别为 107.60 万头和 153.89 万头。根据《中国工厂化养猪实用技术》(农业出版社, 1992 年)中提供的资料, 养猪废水排污系数为 0.0192 吨/日·头, 污染物排放浓度为 COD_Cr 2 万 mg/L 、 $\text{NH}_3\text{—N}$ 300 mg/L , 据此可以计算出广州市生猪饲养业污染物排放量(见表 1); 根据《广州市磨碟砂屠宰场改建工程环境影响分析报告》提供的资料, 国内屠宰废水排放系数为 0.8372 吨/日·头, 废水主要污染指标为 COD_Cr 1000 mg/L 、 BOD_5 700 mg/L 、 $\text{NH}_3\text{—N}$ 50 mg/L , 据此可计算出广州市生猪屠宰业污染物排放量(见表 2)。根据计算结果可知, 广州市的生猪饲养业废水排放量虽然只有生活污水量的 1.25% 左右, 但其 COD_Cr 的排放量却是生活污水的 1.5 倍左右, 可见, 其有机污染物的排放量是巨大的。而表 2 所列的生猪屠宰业污水排放量及污染物排放量虽然不及生猪饲养业, 但其年均污水排放量和 COD_Cr 排放量也分别达到 100 多万吨和 1000 多吨。就废水处理设施而言, 这两个行业也还存在着较大的差距。生猪饲养废水 90% 以上均为直接排放, 个别原来建有废水处理设施的养猪场也因管理不善等原因造成运行不正常, 处理效率低。至

于屠宰业废水的污染问题,同样令人担忧。广州市的屠宰业管理是较为混乱的,屠宰场布局不合理,选址不当的现象较为严重,生猪私宰问题一直未得到根本解决,屠宰业的废水处理更是严重滞后。1994 年,市政府为解决屠宰业管理混乱的问题,决定采取生猪集中屠宰的办法,全市共安排七大屠宰场,这为屠宰废水处理提供了一定条件,但这一措施在实施中进展较为缓慢,要实现屠宰废水全部达标排放还须作艰苦的努力。

表 1 广州市生猪饲养业污染物排放量

指标	存栏量 (万头)	COD _{Cr} (万吨)	NH ₃ -N (万吨)	污水量 (万吨)
1991 年	108.94	15.25	0.23	762
1992 年	109.27	15.30	0.23	765
1993 年	105.23	14.72	0.22	737
1994 年	106.87	14.95	0.22	748
1995 年	107.60	15.05	0.22	753

表 2 广州市屠宰业污染物排放量

指标	出栏量 (万头)	COD _{Cr} (吨)	BOD ₅ (吨)	NH ₃ -N (吨)	污水量 (万吨)
1991 年	127.50	1067	747	53.0	106.7
1992 年	129.25	1081	757	53.7	108.2
1993 年	137.25	1148	804	57.0	114.9
1994 年	146.05	1222	856	60.6	122.3
1995 年	153.89	1288	902	63.8	128.8

另外,广州市的餐饮业是较为发达的,素有吃在广州之“美称”。据《广州年鉴》(1991~1995 年)提供的资料,广州市饮食服务业的机构数(或网点数)呈逐年增长的趋势。另据白云区 1996 年对各种经济成份,不同规模的餐饮业“三同时”审批情况看,其一次性就餐人数从四、五十至五、六百个不等,平均约为 150 个,据此,可估算出全市各年度餐饮业餐位的大致情况。当然,由于各餐饮机构经营状况不同,实

际就餐人数可能比设计容量要少得多。据笔者对餐饮业建设项目的审批及日常管理工作经验,估计有一半左右的餐饮业经营状况较好,有 70~80% 的上座率,而其余则经营状况较差,上座率只有 20~30%,这样,可推算出全市各年度餐饮业每次就餐人数(见表 3)。根据实测的餐饮业废水平均水质及《广州市污水集中处理建设投资管理暂行办法》提供的排污系数计算,广州市全市餐饮业废水排放量及有机污染物排放量见表 4。从表 4 可见,广州市餐饮业废水排放量及有机污染物排放量也是异常巨大的。其有机污水量虽只及生活污水的 20%,而有机污染物(COD_{Cr})的排放量则达到生活污水的约 50%。但是,由于一直以来对餐饮业这类建设项目的严格管理不够,“三同时”执行率低,致使绝大多数餐饮业建设项目均未配套安装有效的废水处理设施,即使有,也是以简易处理居多,处理效果很差,这也是珠江广州河段有机污染的一个重要来源。

表 3 广州市餐饮业网点数、餐位情况

年份	餐饮业网 点数(个)	估算餐位 总数(万个)	实际就餐 总数(万个)
1991	10583	158.7	79.4
1992	11935	179.0	89.5
1993	13189	197.8	98.9
1994	15070	226.0	113
1995	16477	247.2	123.6

表 4 广州市餐饮业污染物排放情况 (单位:万吨)

年份	废水量	COD _{Cr}	BOD ₅	动植物油	LAS
1991	9274	4.17	1.62	0.46	0.14
1992	10454	4.70	1.83	0.52	0.16
1993	11552	5.20	2.02	0.58	0.17
1994	13198	5.94	2.31	0.66	0.20
1995	14436	6.49	2.53	0.72	0.22
餐饮业废水实测 400~150~40~60 10~20 平均水质(mg/L) 500 200					

注:本表统计数字以经营两餐计。

综合分析表 1、表 2、表 4 这类有机污染源的排放情况可以看出,珠江广州河段的有机污染,除了有居民生活污水的污染问题外,生猪饲养业、屠宰业及餐饮业废水的污染也是重要的因素,不容忽视。要解决珠江广州河段的有机污染问题,必须下大力气重点解决好上述几个有机污染源的污染问题。

3 几点建设

要从根本上解决珠江广州河段的有机污染问题,除切实加速建设城市污水处理设施之外,还应重视生猪饲养、屠宰、餐饮业这类有机污水排放量大,有机污染物含量高的污染源的治理工作。

3.1 严格饲养业、屠宰业项目的环境管理

生猪饲养场(及其他饲养场)、屠宰场一般都设在市郊或城乡结合部,一直以来,对这类项目的管理较松,对其废水处理问题重视不够,在项目建设时大多未配套安装有效的废水

处理设施。笔者认为,今后在这类项目建设时,也应与工业项目一样,从“三同时”选址报建、项目竣工验收各个环节,进行严格管理,保证其废水治理资金的落实,才能从根本上减少有机污染物的排放量。

3.2 研究适合餐饮业废水处理的设备,适度控制餐饮业发展

目前,广州市对大型饮食服务行业的废水处理问题,已经提到议事日程,但对为数众多的中小型饮食服务行业的废水处理问题,则显得办法不多。我认为,广州市的环境保护研究、设计机构应多研究、开发适合中小型餐饮行业废水处理的设施、设备,使餐饮业建设者既能在经济上承担,又能有效地处理其经营中产生的废水。另外,有关部门应从宏观角度出发,制定一些管理条例,适度限制小型餐饮业的盲目发展。

4 参考文献(略)

(上接第 42 页)

理。由于行政听证是一种准司法程序,因而应当制做笔录,笔录应当交由当事人审核无误后签名盖章。

3 环保行政机关作出决定

听证结束后,环保行政机关应对结果进行审查,根据不同情况,经集体讨论研究,分别作出以下决定:

- 确有应受行政处罚的违法行为的,根据情节轻重及具体情况,作出行政处罚决定;
- 违法行为轻微,依法可以不予行政处罚的,不予行政处罚;
- 违法事实不能成立的,不得给予行政处罚;
- 违法行为已构成犯罪的,移送司法机关

处理。

在作出环保行政处罚决定之前实施听证制度,是对公民合法权益免受非法侵犯的有效保障。实施听证制度,能更有效地规范环保行政执法机关执法人员的执法行为,提高其执法水平,促使执法机关在对当事人作出重大处罚决定前,认真听取当事人的意见,避免错误的处罚决定对当事人的合法权益造成更大的侵害,避免了不必要的行政复议与诉讼造成的人力、物力上的浪费,同时有利于宣传环保法律、法规、规章与政策、提高公民的环保意识,真正做到“有法必依,执法必严、违法必究。”

4 参考文献

- [1] 中华人民共和国行政处罚法

广州市环境科学学会 1996 年度优秀论文

· 环境工程专业委员会 ·

1. 大坦沙污水处理一期工程可变段改造可行性分析
黄佑福
2. 关于厌氧好氧活性污泥的评述
金端瑶
3. 关于采用新型溢流喷射光生物反应器培养螺旋藻的研究
高孔荣等
4. EWP 高效污水净化器用于重金属污水治理的试验研究
李松汉等

· 环境监测专业委员会 ·

1. GC/MS 分析法测定塑料工业废气中酞酸酯
林明德等
2. 改进高氯酸消化 HG/AAS 测定煤和环境及生物样品中砷和硒
黄卓尔
3. 人体脏器中钼的石墨炉原子吸收测定方法研究
莫胜均等
4. 单柱色谱法测定酸雨中的阴离子
苏流坤
5. 无火焰原子吸收分光光度法快速测定水和废水中的铍
罗津新

· 环境生态专业委员会 ·

1. 广州市城市生态景观保护规划研究报告
梁秩豪等
2. 利用废水培养螺旋藻的实验研究
骆育敏等
3. 香根草生物工程在公路护坡的试验研究
敖惠修等
4. 酸性淋溶对铅锌矿金属行为的影响及植物毒性
蓝崇钰等

· 环境经济专业委员会 ·

1. 加强工业污染防治, 实施排污总量控制
邵秀梅

· 环境法学专业委员会 ·

1. 广州市环境立法现状及对策
何湛等
2. 调查取证应注意几个问题
游成龙

· 环境信息专业委员会 ·

1. 学习国外经验, 加强城市废弃物管理
陈卓容
2. 广州市危险废物污染的现状及其防治对策
李战隆等

· 环境医学专业委员会 ·

1. 投药法治理印染废水对鲫鱼的影响—废水治理前后对鲫鱼非特异免疫功能的影响
董书芸等
2. 广州市焚烧生活垃圾成份及热值调查报告
邢益和等
3. 广州市二次供水卫生状况及其管理对策的探讨
黄蓓
4. 珠江广州河段水污染状况分析
陈国强
5. 广州市市区机动车高架路汽车废气对附近小学生健康影响初步调查

广州市环境科学学会医学专业委员会

· 环境质评专业委员会 ·

1. 可持续发展理论宜贯彻广东省东西两翼规划的始终
唐永奎
2. 我市当前农业环境主要问题的原因趋势及对策
蔡汉泉等
3. 汕头港湾附近水域潮流特征和污染物扩散的数值计算(I)
罗家海等
4. 总量控制在城市污水处理系统规划中的应用
潘南明等
5. 番禺市经济社会发展与环境保护初探
吴志英
6. 广州市机动车尾气排放系数及污染趋势探讨
祝昌健
7. 广东西部地区的湍流强度及扩散参数探讨
吴艳标等

· 环境教育专业委员会 ·

1. 构建中学有效环境教育促使学生素质全面提高
潘高尧
- 利用环境对学前儿童进行环境教育的探讨
市一幼环保课题组
3. 把环境教育融汇在美育教育中
吴其梅
4. 核电与环境
金日纬

《广州环境科学》1996年总目录

题 目	作者 (年、期、页)	电石法 PVC 生产中乙炔含硫废水“闭路循环”工艺的 试验研究	杜敏(96. 2. 31)
· 专论 ·		用过氧化氢处理工业废水的实践报告	陈仁伟(96. 3. 18)
关于我市环境保护的形势和任务	甘海章(96. 2. 1)	AA/O 工艺运行参数中的 DO、MLSS、r 值选定的探讨	黄佑福(96. 4. 19)
· 考察报告 ·		铜材厂 TSP 污染的来源与控制	李伟中等(96. 4. 22)
赴法国巴黎的考察报告	甘海章(96. 1. 1)	· 环境监测 ·	
· 管理论坛 ·		BOD ₅ 测定中根据 COD _{Cr} 值确定稀释比的一种方法	钱东辉等(96. 1. 28)
对我国城市污水海洋处置的思考	吴洪杰等(96. 1. 4)	紫外分光光度法测定水中硝酸盐氮适用情况的体会	梅红婴(96. 1. 32)
引入总量收费,完善排污许可证制度	廖佩红(96. 1. 8)	含氯农药和多氯联苯在微型硅胶柱上的分离	邹世春等(96. 2. 34)
珠江三角洲推行清洁生产刍议	李强等(96. 2. 5)	如何进行地面水监测点位优化	杨柳(96. 3. 23)
深圳城市化的环境水利问题	杨军等(96. 3. 1)	密封式反应器 COD 快速测定法的研究	陈元彩等(96. 3. 27)
广州市环境空气质量功能区划分刍议	祝昌健等(96. 3. 4)	中日合作酸性降下物监测调查广州地区监测结果 分析	关志刚等(96. 4. 25)
番禺市经济社会发展与环境保护初探	吴志英(96. 3. 8)	· 综述 ·	
广州迈向21世纪的环境保护战略选择	夏育民(96. 4. 1)	A ² /C 生物除磷脱氮活性污泥法运行控制条件	卓奋等(96. 1. 21)
广州市发展生态旅游农业的现状与对策	广州市环境科学学会(96. 4. 5)	浅谈环境自动监测技术	孙大勇等(96. 2. 37)
· 专题研究 ·		几种土壤质量评价方法的比较	刘宗洪(96. 2. 42)
环境与经济协调发展的定量评判及其分类体系	廖重斌(96. 1. 12)	氯氟烃替代物的研究与应用现状	杨平等(96. 3. 30)
试论广东省的烟气脱硫对策	蔡亲颜(96. 1. 27)	电解氧化法处理难降解有机废水的研究进展	陈繁忠等(96. 4. 30)
· 研究报告 ·		· 环境教育 ·	
地理信息系统在广州市环境保护规划中的应用	孙群等(96. 2. 10)	谈生物教学中的生态环境教育	叶丽琳(96. 1. 36)
水中多氯代芳香化合物(PCAs)在自然沉积物及活性 污泥中的吸附特征	杨燕红等(96. 2. 14)	· 调查研究 ·	
汕头港湾附近水域潮流特征及其数值模拟的研究	罗家海等(96. 2. 20)	中小型水泥厂大气污染防治初探	游启光(96. 1. 38)
Visual Basic 语言的功能特点及其在环境预测中的应 用研究	吴春龙(96. 3. 13)	广州市粉煤灰综合利用的现状与对策	李战隆等(96. 3. 34)
最大排放量模型在湛江市 SO ₂ 总量控制中的应用	范常忠等(96. 4. 10)	环境费用效益分析方法——调查评价法应用的探讨	冯少英等(96. 3. 39)
汕头港湾附近水域污染扩散模拟研究	罗家海等(96. 4. 15)	保护万亩岭南佳果林区的调查报告	刘攸弘、冯铭芳(96. 4. 35)
· 环境工程 ·		珠江广州河段西河道水体富营养化的调查	莫珠成等(96. 4. 38)
武汉污水排江工程扩散器的研究	袁欣波(96. 1. 24)		
饮用水中微量有毒有机物活性炭处理技术初步研究	王伯光等(96. 2. 25)		

·读者园地·

氧氯化锆($ZrOCl_2$)生产流程中不同产物的天然放射性核素测定 陆继根等(96.2.47)

溶氧仪极谱型薄膜电极的简易再生方法 张美等(96.3.42)

水解——好氧——氯氧化工艺在染整废水处理中的应用 梁峰(96.3.45)

广州市东山区环境污染的特点与防治 马玉兰(96.4.42)

荔湾区贯彻《广州市环境噪声污染防治规定》工作的评估及对策 曾宝权(96.4.46)

·仪器介绍·

LEEMAN PS95C 中阶梯光栅 ICP 光谱仪及其在环境分析中的应用 陈诚之等(96.1.41)

·国内简讯·

广州市召开《广州环境保护总体规划(征求意见稿)》专家咨询会 (96.1.3)

“国家环保局广州机动车排污监控中心”成立 (96.1.11)

中国环境科学学会四届一次全会召开 (96.1.16)

广州市环境科学学会1995年度优秀论文 (96.1.45)

《广州环境科学》1995年总目录 (91.1.46)

广州市内环路工程环境影响报告书通过国家环保局的审查鉴定 (96.1.48)

广州市环境科学学会召开工作年会 (96.2.4)

广州造纸厂年增产13万吨新闻纸及环保工程论证获得通过(96.2.9)

国家环保局最近发布《放射性废物的分类》等三项国家标准 (96.2.19)

广州市环境科学学会组织专家考察广州市石场垦复现状 (96.2.46)

广州市环保产业界组团考察江、浙地区噪声治理 (96.2.48)

广州市研制成功污水治理设施运行监测装置 (96.3.7)

国家发布环境空气质量新标准 (96.3.12)

珠江三角洲经济区环境保护考察活动 (96.3.18)

广州市公众首次参加重大建设项目环境影响评价活动 (96.3.44)

我国将实行新的综合排放标准 (96.3.47)

第十届广州市中学生环境科学夏令营在港举行 (96.3.48)

’96广州市、区、县级市环保局长(主任)研讨会在海珠区召开 (96.3.48)

中国环境科学学会全国秘书长工作会议在银川市举行 (96.3.48)

广州市环境科学学会工程专业委员会组织参加佛山市首座城市污水处理厂 (96.3.48)

广州市召开第四次环境保护会议,落实跨世纪的环保目标和任务 (96.4.4)

环境保护成为亚太城市首脑会议主题 (96.4.9)

《广州市农业现代化的现状与对策研讨座谈会》在穗召开 (96.4.18)

环境保护规划在广州市国民经济和社会发展规划中占有重要地位 (96.4.45)

瑞典马省工业代表团访穗 (96.4.45)

·国外动态·

高效防水材料 (96.1.3)

能立即测出柴油机黑烟浓度的测烟仪 (96.1.11)

零排放技术又重露头角 (96.1.20)

电子束烟气脱硫脱氮的实际运行效果 (96.1.20)

模拟自然净化排水处理系统 (96.1.27)

澳大利亚垃圾收费程序控制 (96.1.31)

德国加强废塑料的资源化 (96.1.35)

日本指定水源水域三卤甲烷排放标准 (96.1.35)

创设亚太环境基金 (96.1.48)

日本环境保护型经济发展对策 (96.2.13)

美研制成功无毒性新型农药 (96.2.24)

英印共同生产太阳能电池汽车 (96.2.24)

日邮电系统环保新招术 (96.2.30)

能生物分解的玻璃钢代用品 (96.2.30)

发泡聚苯乙烯减容技术 (96.2.33)

日本将开展第4次水质总量控制 (96.2.46)

抑制藻类发生的绿色滤光器 (96.3.38)

防止地面扬灰的新材料 (96.4.18)

加拿大低温处理废轮胎技术 (96.4.18)

颗粒物和冷缩物对挥发性有机物控制系统的影响及技术对策 (96.4.21)

生物移动床反应器除氮效果 (96.4.21)

令人震惊的经济损失 (96.4.29)

德国西门子公司坚定开发太阳能 (96.4.29)

南极臭氧层破坏相当欧洲面积 (96.4.37)

日燃氢汽车投入试运行 (96.4.41)

废干电池制铁氧体材料 (96.4.45)

CONTENTS

1. Economy Measurements in Stimulating Mechanism of Environmental Protection
..... Wang Zhigang (1)
2. Comment on the Protection of Ocean Beings in Hongkong Wen Zhisen (6)
3. Research on the Physical and Chemical Factor Influencing Solvent Flotation
..... Chen Weiguo et al (9)
4. The Photochemical Catalysis Maromposition of PCAs in Heterophase ... Yang Yanhong et al (16)
5. Grey Model GPIM (1) and its Application for Forecast Xiang Yuebin (22)
6. A new Process—Anaerobic Treatment of Domestic Waste Li Suizhong et al (25)
7. Electrical Precipitation of the Smoke from vertical Lime Kiln Jin Luli et al (29)
8. The influence of C/N Release of Nitrous Oxide and Nitrogen Removal in an Activated Sludge
..... Pu Yuewu et al (31)
9. Preliminary Analysis on the Photochemical Pollution Situation in Guangzhou
..... Chen Chengzhi et al (34)

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 (邮码 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：李战隆

广东省期刊登记证刊号 GD—1055/K

(95) 穗工商广临字 056 号