

GUANGZHOU ENVIRONMENTAL SCIENCES

Vol.23 No.4

广州环境科学

第二十三卷 第四期



广州市环境科学学会 主办

4

2008

首届穗版内部资料优秀奖
《中文科技期刊数据库》入编期刊
《中国知识资源总库》入编期刊

《广州环境科学》编委会

(按姓氏笔画排序)

主 任 傅家谟
副 主 任 甘海章 赖光赐
委 员 王作新 刘攸弘 齐雨藻
朱锡海 陈成章 汪晋三
李萍萍 余国扬 吴政奇
吴乾钊 林锦河 骆世明
姚继业 曾凡棠 彭绍盛
主 编 甘海章
栏目编辑 王仁宇 王良焱 尹伊伟
刘攸弘 李战隆 施性清
黄卓尔
责任编辑 熊晓琪 林焕章

主管单位 广州市环境保护局
主办单位 广州市环境科学学会
编辑出版 《广州环境科学》编辑部
地 址 广州市府前路2号
府前大厦B座8楼
邮政编码 510030
电 话 (020)83355374
E-mail: cgzaes@pub.guangzhou.gd.cn
印 刷 华南理工大学印刷厂

广东省连续性内部资料出版物
登记证粤内登字A第10070号

内部资料·免费交流

目 次

水环境及污染防治

TiO₂光催化氧化剂改性技术概况

..... 杨少斌, 张建博, 费学宁 (1)

珠江广州河段上覆水和间隙水中磷的形态分布研究

..... 冼超彦, 吴群河 (5)

运用生物倍增工艺处理城市生活污水的探讨

..... 庄昌伟, 刘宏杰, 庄仲昌, 等 (10)

物化+生化处理印染废水

..... 李亚飞, 杨志南 (13)

大气环境及污染防治

广州市在用机动车排气污染防治工作思路探讨

..... 曾唐芳, 邓 南 (16)

固体废物及处理

水泥窑协同处置漂染污泥的初步试验

..... 林益晓 (20)

环境监测与分析

关于饮食业油烟监测中若干问题的讨论

..... 李 超, 李宝铨 (24)

环境经济

我国环境税收政策现状及问题

..... 乐小芳, 张 颖, 刘 豫 (26)

环境评价

基于生态足迹的云南省大理州生态安全评价

..... 卢星星, 侯明明, 胡艳荣, 等 (32)

关于高压输变电工程电磁场安全问题的讨论

..... 张俊帆 (36)

基于 Logistic 模型的大沽夹河水污染经济损失计量研究

..... 孟建国, 苗丽华, 刘洪瑞, 等 (39)

环境法规

美国环境执法机构设置及其启示

..... 张黎黎 (43)

动态信息与简讯

三聚氰胺的毒性和毒理(35) 《广州环境科学》2008年总目录(48)

封面摄影

海印春潮

林晓东

TiO₂ 光催化氧化剂改性技术概况

杨少斌¹ 张建博² 费学宁³

(¹西安航空技术高等专科学校, 西安 710077; ²北京桑德环保集团有限公司, 北京 101102;

³天津城市建设学院, 天津 300384)

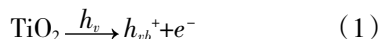
摘要 光催化氧化法是一种新型高级氧化技术,已成为环境治理中的前沿领域及研究热点。由于存在光催化剂效率低、氧化剂难于分离和光能有效利用率低等不足,该方法目前在废水处理工程应用中受到制约,尚处于实验室研究阶段。文章对 TiO₂ 光催化氧化剂性能改进技术进行总结,包括复合半导体催化剂、TiO₂ 催化剂表面酸化、催化剂染料光敏化、纳米光催化剂及催化剂中沉积贵金属和掺杂金属离子等。

关键词 TiO₂ 光催化剂 改性 方法

光催化氧化法是一种新型高级氧化技术,主要原理是在光照条件下半导体催化剂表面产生电子-空穴对,作用于 H₂O、O₂ 或 OH⁻ 产生自由基氧化剂(或作用于有机物产生自由基),对有机物进行氧化降解。催化剂多采用 TiO₂、CdS、SnO₂、ZnO 或 ZnS 等 n 型半导体材料,其中 TiO₂ 因其光化学性质稳定、价廉、无害而成为光催化剂的首选材料被广泛研究^[1,389]。然而,由于存在催化剂效率低、氧化剂难于分离和光能有效利用率低等不足,光催化氧化技术目前在水处理工程应用中受到制约,国内外尚处于实验室研究阶段。本文就 TiO₂ 光催化氧化剂的性能改进技术进行总结。

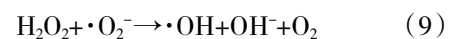
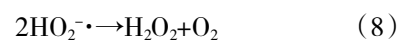
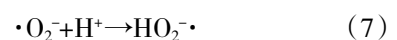
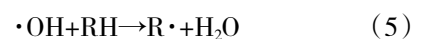
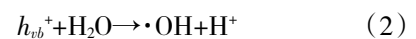
1 光催化氧化法基本原理

光催化氧化法是以 n 型半导体能带理论为基础的光敏氧化法。由于 n 型半导体材料能带的不连续,具有价带和导带所构成的带隙,价带由一系列填满电子的轨道所构成,导带由未填充电子的轨道所构成,价带中最高能级与导带中最低能级之间的能量差为禁带宽度(E_g)。当半导体近表面区在受到能量大于其禁带宽度能量的光($h\nu$)辐射时,价带中的电子会受到激发跃迁到导带,价带上形成空穴(h^+)而导带则带有电子(e^-),在半导体中产生电子-空穴对。以 TiO₂ 为例,此过程可用下式加以描述。



产生的电子-空穴对在空间电荷层电场的作

用下分离并快速地迁移到粒子表面。空穴具有很强的得电子能力,可被 H₂O、OH⁻ 捕获生成·OH,也可直接夺取半导体表面有机物或其他物质的电子进行氧化作用;由于电子居于较高能量状态,也可被吸附氧(O₂)捕获,生成·O₂⁻ 自由基^[2]。氘同位素试验^[3]和电子顺磁共振(ESR)^[4] 研究结果证明·OH 和·O₂⁻ 是光催化氧化过程中主要氧化剂,理论上几乎可将水中所有有机物氧化,甚至最终产物为 H₂O 和 CO₂。反应主要过程可通过如下式加以描述:



2 光催化氧化法存在问题

光催化氧化技术在实际应用中尚存在不足:① 催化剂的电子-空穴量子效率偏低,单纯 TiO₂ 光催化剂的电子-空穴对的再复合率高,降低光催化氧化效率;② 氧化剂选择吸附性能差,光催化氧化反应过程中的反应产物易吸附在催化剂表面(由于 TiO₂ 表面存在部分碱性中心,同时又具有超亲水性),降低了光催化氧化反应的速度和选择性;③ 光

谱响应范围窄,纯 TiO₂(锐钛矿型)光谱吸收域值是 386 nm,只能利用太阳频谱范围 4%的紫外光部分,对太阳能有效利用率低^{[13]90};④ 固定化条件苛刻,由于 TiO₂ 光催化剂粒径较小,难以从溶液中分离,导致催化剂的流失,必须支载于适当载体上或以适当固定化方法固定到基材表面,才能提高光催化氧化效率。此外,光催化氧化技术适合于相对低浓度的有机废水的降解处理,在处理高浓度有机污染物和难降解污染物方面光催化效果不明显。

3 TiO₂ 光催化剂性能的改进

光催化氧化法存在上述不足,在工程应用中受到很大的制约,于是出现通过化学或物理方法改性提高 TiO₂ 光催化效率的研究。从光催化机理看,有机物能否被氧化必然与催化剂空穴和电子浓度有关。通过加入其他氧化剂以俘获导电电子、改性提高半导体自身的光催化性能能够有效减少空穴-电子复合几率,增加空穴和电子浓度,提高光催化效率。

3.1 掺杂金属离子

在 TiO₂ 晶格掺杂不同价态过渡金属离子、稀土金属离子可有效改善光催化剂性能。由于掺杂金属离子可改变催化剂结晶度,且金属离子是电子的有效接受体,可捕获导带中的电子。由于金属离子对电子争夺,减少 TiO₂ 表面电子与空穴复合,使 TiO₂ 产生更多的·OH 和·O₂⁻,提高催化剂的活性^[9]。

不同过渡金属离子掺杂效果不同,有的易形成电子空穴陷阱而抑制其复合,有些金属则形成复合中心而加快其复合。只有某些电子结构及离子半径能与 TiO₂ 催化剂晶型结构和电子结构相匹配的金属离子才能形成有效掺杂而提高光催化性能。Choi 等^[9]以氯乙烯和氯仿为模型化合物研究了 21 种金属离子对 TiO₂ 的掺杂效果,结果表明,0.1%~0.5%的 Fe³⁺、Mo²⁺、Ru²⁺、Os²⁺、Re⁵⁺、V⁴⁺ 和 Rh³⁺ 等离子的掺杂能提高 TiO₂ 光催化剂的反应活性,而 Co²⁺ 和 Al³⁺ 的引入对光催化剂性能提高不利。此外,过渡金属离子具有对太阳光吸收灵敏的外层 d 轨道电子,通过这些电子轨道和催化剂能带进行杂化,可拓宽光催化剂的吸光范围。最近研究结果表明^[7],采用离子注入法在 TiO₂ 格中引入铬、钒离子,可以将 TiO₂ 吸收域值扩展到可见光频谱范围(红移至 600 nm 附近)。

稀土金属离子掺杂也可有效提高 TiO₂ 光催化

活性。钱东等^[8]对稀土元素 La³⁺、Y³⁺ 和 Ce⁴⁺ 掺杂 TiO₂ 研究后发现,3 种离子均能促进光催化反应,掺杂 Ce⁴⁺ 是形成了电子陷阱抑制了电子空穴复合,而掺杂 La³⁺、Y³⁺ 是引起电荷不平衡导致 TiO₂ 表面能够吸附更多的 OH⁻,OH⁻ 与空穴作用生成活性·OH,导致其催化性能提高。

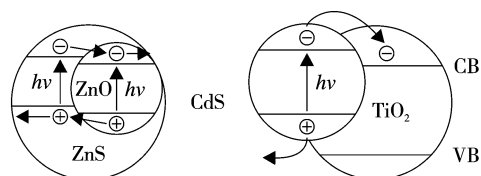
金属离子掺杂于 TiO₂ 中存在最佳浓度,不同金属最佳浓度不同,最佳掺杂浓度与催化剂制备方法及其晶粒大小有关。

3.2 复合半导体催化剂

根据半导体复合组分性质不同,半导体复合可分为半导体与绝缘体复合和半导体与半导体复合。

半导体与绝缘体复合,是将半导体负载于适当载体上,载体起到反应床作用。一般选择比表面积大、吸附性能强有一定机械强度的复合体。如 SiO₂、Al₂O₃、沸石、活性炭等均可制成复合催化剂,此时绝缘体主要用作载体以增加吸附性能,此类催化剂通常具有较大的比表面积和多孔结构,容易吸附有机物。

复合半导体是用 2 种或 2 种以上半导体通过浸渍、混合溶胶、均匀沉淀等制成复合半导体催化剂,一般多选用 CdS、CdSe、WO₃、SnO₂、ZnO、AgI、HgS 等半导体制作复合 TiO₂ 材料。2 种半导体复合的实质是不同层次的复合使它们之间不同价带和导带能级相互藕联,电子和空穴可在不同能级间运输和分离,有效地抑制了空穴和电子的复合,这种能级的藕联作用使复合半导体的吸收波长范围扩大^[9]。以 CdS-TiO₂ 复合半导体为例,当光激发 TiO₂ 和 CdS 电子跃迁时,由于二者导带和价带能级差异,电子更易于聚集到能级更低的 TiO₂ 导带上,空穴则易于聚集到 CdS 价带,两者被有效分离,光催化活性提高^[10]。Kwon 等^[11]用湿法制得 WO₃/TiO₂,复合半导体催化剂 WO₃ 以粒子形态附着在 TiO₂ 表面,该催化剂对异丙醇的光催化效率相当于 P25 型 TiO₂ 的 5.9 倍。其催化能力的提高归因于 WO₃ 作为路易斯酸其酸性强,能够更多地吸附 OH⁻、H₂O 和被降解物。不同半导体的复合催化剂的激发转移如图 1 所示。复合催化剂不同组分之间通常有一个适宜比例,过多或过少对催化都不利。如 Jung 等^[12]考察了不同比例的 SiO₂ 与 TiO₂ 复合体的催化性能发现 30%的 SiO₂ 其光催化活性最高,SiO₂ 过少,催化剂比表面积和表面吸附 OH⁻ 量不足,而过多的 SiO₂ 会影响催化剂多孔结构。



CB为半导体的导带；VB为半导体的价带；⊕为空穴；⊖为电子

图 1 复合半导体光催化剂激发转移状况

3.3 TiO₂ 表面酸化与还原处理

对 TiO₂ 光催化剂表面进行酸化与还原处理可有效增强 TiO₂ 在可见光范围的扩展程度,并不同程度地提高其光催化效率^[13]。

尹峰等^[14]利用 HCl 和 HClO₄ 对不同方法制备的 TiO₂ 进行了表面修饰,发现经强酸修饰后 TiO₂ 的光催化活性有明显提高,其中 HCl 的修饰效果好于 HClO₄。并利用扫描隧道显微镜研究了修饰前后 TiO₂ 的表面微结构和表面电子结构,发现经强酸修饰不会对 TiO₂ 的尺寸和形状产生明显影响,但可影响其表面电子结构,其导带电位负移,禁带宽度增加,并最终提高其光催化活性。苏文悦等^[15]用 SO₄²⁻ 修饰 TiO₂ 制得光催化剂,结果表明:SO₄²⁻/TiO₂ 比 TiO₂ 在降解溴代甲烷时具有更好的光催化活性,这与 SO₄²⁻/TiO₂ 光催化剂的结构改性和表面酸性有关,与 TiO₂ 相比,SO₄²⁻/TiO₂ 光催化剂的锐钛矿含量高、光催化剂结构变化,且修饰后催化剂表面具有从反应物接受电子对的 Lewis 酸和向反应物提供电子的 Bronsted 酸协同中心而引起其催化活性提高^[16]。

此外在还原性物质如氢气中对 TiO₂ 进行热处理也可改变其表面形态,增加催化剂比表面积,提高 TiO₂ 光催化氧化活性。刘鸿等^[17]研究经氢还原处理的 TiO₂,将该催化剂用于降解磺基水杨酸,结果显示经氢还原后锐钛型 TiO₂ 表面形态得到改善,光催化活性明显提高。

3.4 染料光敏化

最有效 TiO₂ 光催化剂只能吸收小于 386 nm 的紫外光,对太阳光利用率小,采用色素或染料对催化剂进行敏化处理,也是解决 TiO₂ 光催化活性的一个重要途径。催化剂光敏化是将光活性化合物(或敏化剂)通过化学吸附或物理吸附于 TiO₂ 表面,吸附态敏化剂分子经光照吸收光子被激发,将激发产生的电子输送到半导体导带,导带电子再转移给催化剂表面的有机体,使其发生光催化氧化还原反应。敏

化剂的选择必须满足 2 个条件:①敏化剂必须较容易吸附于半导体表面,稳定性好;②敏化剂激发态能级较 TiO₂ 导带更负,能吸收太阳光中相应的波长。分子结构特殊的有机化合物如类胡萝卜素^[18]、维生素 C^[19] 等能修饰 TiO₂ 催化剂表面。Rajh 等^[20]用分子结构含双锯齿形化学键的维生素 C 作为电子给体配位基来修饰 TiO₂,结果发现光响应波长扩展到 730 nm。添加有机染料等敏化剂虽可扩展光吸收波长,但大多敏化剂的吸收光谱与太阳光谱还不能很好匹配,敏化剂与污染物之间可能存在吸附和降解竞争,需不断投加敏化剂,给工艺的运行增加了困难。因此,需要寻找更合适的敏化方法以提高光催化的反应效率。

3.5 表面沉积贵金属

表面贵金属沉积通常用 Pt、Au、Ir、Ag、Pb、Nb 等,尤以 Pt 最为常用^[21]。Pt 被沉积到 TiO₂ 表面后,固液界面处形成肖特基势垒(Schottky barrier)对 Pt/TiO₂ 界面,导致电子从费米能级较高的 TiO₂ 越过界面进入 Pt,减小了电子与空穴复合,从而提高光催化活性^[22]。但在 TiO₂ 表面上沉积贵金属对催化剂进行修饰改性的成本相对较高,仅限于实验室研究。

3.6 开发纳米光催化剂

减少光催化剂的颗粒尺寸也可以提高光催化效率,主要体现在“尺寸量子化”和“面积效应”。由于纳米级半导体颗粒的尺寸与电子波长相近,颗粒内能级可进一步分裂,增加了电子和空穴的氧化还原能力,更有利于污染物分解。由于颗粒尺寸减小,比表面积增大,大大增加了光催化剂与污染物的接触面积,提高了降解能力^[23]。目前纳米材料应用的关键技术问题是大规模制备中,做到催化剂均匀化、分散化和稳定化,其次是光催化氧化反应过程中催化剂的分离问题制约了在实际工程中的应用。

3.7 在反应体系中加入电子捕获剂

光激发产生的电子和空穴可经历多种变化途径,其中最主要的是捕获和复合 2 个相互竞争的过程。选用适当的电子和空穴捕获剂可使电子和空穴的复合过程受抑制。如果将有关电子受体或捕获剂预先吸附在催化剂表面,界面电子传递和被捕获过程就会更有效,更具有竞争力。加入 O₂、H₂O₂、过硫酸盐等电子捕获剂,可以捕获电子,降低电子和空穴

的复合,也可提高光催化反应效率^[24]。

4 结语

TiO₂ 光催化氧化法是一种具有较好应用前景的水处理技术,已有大量研究表明众多难降解有机物在光催化氧化作用下可有效去除或降解,已成为环境治理中的前沿领域及研究热点,但目前仍处于实验研究阶段,在实际废水处理工程中尚未出现成熟可用的工艺。本文主要针对 TiO₂ 光催化剂的改性方法进行论述,随着 TiO₂ 光催化氧化法的研究不断深入,制备高效率的催化剂、选择合适的载体实现其固化和实用的光催化反应器,该技术必将在工业、农业、环保等领域发挥越来越重要的作用。

5 参考文献

- [1] Alberici R M, Canela M C, Eberlin M N. Catalyst deactivation in the gas phase destruction of nitrogen containing organic compounds using TiO₂ UV-VIS[J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2001, 30(3): 389-397.
- [2] 韩文亚, 张彭义, 祝万鹏, 等. 水中微量消毒副产物的光催化降解[J]. 环境科学, 2005, 26(3): 92-95.
- [3] Cennanati L, Pichat P, Guillard C, et al. Probing the TiO₂ photocatalytic mechanisms in water purification use of quinoline, photo-fenton generated ·OH radicals and super oxide demitasse[J]. J Phys Chem B, 1997, 101(14): 2650-2658.
- [4] Y S Kang, J D Hugh, Mcmanus, et al. Photoinduced Electron Transfer from(Alkoxyphenyl) triphenylporphyrins to Interface Water of Aerosol Dioctyl and Cetyltrimethylammonium Bromide/Alcohol Reverse Micelles at 77K [J]. J Phys Chem, 1994, 98(3): 1044-1048.
- [5] 胡春, 王怡中, 汤鸿霄. 多相光催化氧化的理论与实践发展[J]. 环境科学进展, 1995, 3(1): 55-64.
- [6] Choi W, Terrain A, Hoffmann M R. The Role of Metal Ion Dopants in Quantum-Sized TiO₂: Correlation between Photoreactivity and Charge Carrier Recombination Dynamics[J]. J Phys Chem, 1994, 98(51), 13669-13679.
- [7] Ding Kaining, Zhang Yongfan, Li Yi. Theoretical study of co-doped into TiO₂(110) surface[J]. Chinese journal of Structural Chemistry, 2005, 24(6): 673-678.
- [8] 钱东, 闫早学, 石毛, 等. 溶胶-凝胶法制备 TiO₂ 纳米颗粒及其光催化性能[J]. 中国有色金属学报, 2005, 15(5): 817-822.
- [9] Shi Daxin, Feng Yaqing, Zhong Shunhe. Photocatalytic conversion of CH₄ and CO₂ to oxygenated compounds over Cu-CdS-TiO₂-SiO₂ catalyst[J]. Catalysis Today, 2004, 98: 505-509.
- [10] 李昱昊, 毛立群, 张顺利, 等. CdS/TiO₂ 复合半导体的表面态及光催化性能[J]. 河南大学学报: 自然科学版, 2004, 34(2): 28-32.
- [11] Kwon Y T, Song K Y, Lee W I, et al. Photocatalytic behavior of WO₃-loaded TiO₂ in an oxidation reaction[J]. J Catal, 2000, 191: 192-199.
- [12] Jung K Y, Park S B. Enhanced photoreactivity of silica-embedded titania particle prepared by sol-gel process for the decomposition of tri-chloroethylene[J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2000, 25: 249-256.
- [13] Jimmy C Yu, Yu Jianguo, Zhao Jincai. Enhanced photocatalytic activity of mesoporous and ordinary TiO₂ thin films by sulfuric acid treatment[J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2002, 36: 31-43.
- [14] 尹峰, 林瑞峰, 林原, 等. TiO₂ 表面电子结构及其光催化活性[J]. 催化学报, 1999, 20, (3): 343-346.
- [15] 苏文悦, 付贤智. SO₄²⁻ 表面修饰对 TiO₂ 结构及其光催化性能的影响[J]. 物理化学学报, 2001, 17(1): 28-31.
- [16] 王心晨. 多相光催化过程中的酸性作用机理研究[D]. 福州: 福州大学, 2001: 46-50.
- [17] 刘鸿, 吴合进, 孙福侠, 等. 氢还原 TiO₂ 光催化降解磺基水杨酸的研究[J]. 分子催化, 2001, 15(1): 47-50.
- [18] Konovalova T A, Kispert L D, Konovalov V V. Surface modification of TiO₂ nanoparticle with carotenoids EPR study[J]. Journal of Physical Chemistry: B, 1999, 10(3): 4672-4677.
- [19] Xagas A P, Bernard MC, Gof A H, et al. Surface modification and photosensitisation of TiO₂ nanocrystalline films with ascorbic acid[J]. J Photochem Photobiol A: Chem, 2000, 13(2): 115-120.
- [20] Rajh T, Nedeljkovic J M, Chen L X, et al. Improving optical and charge separation properties of nanocrystalline TiO₂ by surface modification with vitamin C[J]. Journal of Physical Chemistry: B, 1999, 10(3): 3515-3519.
- [21] Taizo Sano, Nobuaki Negishi, Koji Takeuchi, et al. Degradation of toluene and acetaldehyde with Pt-loaded TiO₂ catalyst and parabolic trough concentrator[J]. Solar Energy, 2004, 77(5): 548-552.
- [22] J Sheng, L Shivalingappa, J Karasawa, et al. Low-Temperature Formation of Photocatalytic Pt-Anatase Film by Magnetron Sputtering[J]. J Mat Sci, 1999, 34: 6201-6206.
- [23] 李晓平, 徐宝馄. 纳米 TiO₂ 光催化降解水中有机污染物的研究与发展[J]. 功能材料, 1999, 30(3): 242-245.
- [24] 李薇, 王怡中. 无机离子对光催化水处理过程影响的研究进展[J]. 环境污染治理技术与设备, 2004, 5(3): 15-17.

珠江广州河段上覆水和间隙水中磷的形态分布研究

冼超彦¹ 吴群河²

(¹华南理工大学环境工程学院, 广州 510006; ²中山大学环境科学与工程学院, 广州 510275)

摘要 通过研究污染比较严重的珠江广州河段(雅岗至琶洲大桥)的 6 个断面,共 10 个采样点的上覆水和间隙水的磷形态分布特征,得上覆水总磷(TP)值为 0.705~3.893 mg/L,均为劣 V 类水质。总溶解性磷(TDP)与磷酸盐磷(PO_4^{3-})在各采样点的浓度分布不均匀,由 PO_4^{3-} 浓度显示,各采样点已经有明显的富营养化趋势。通过分析各采样点间隙水磷浓度和引起其上、下层浓度差异的环境因素知间隙水 TP 与 TDP 有一定相关性。间隙水上、下层 TP, TDP, PO_4^{3-} 浓度差异可能与沉积物有机质和氧化、还原环境有一定相关性,总体上认为厌氧环境有利于促进沉积物的磷释放到间隙水。

关键词 珠江广州河段 总磷 总溶解性磷 磷酸盐磷

目前,各国学者对污染水体磷的研究主要集中在水体磷的浓度、磷的来源、磷的分级和磷的季节性变化、磷的迁移等^[1]。其中在研究内源性磷污染方面主要集中在磷形态和迁移,而且目前只有研究沉积物-上覆水界面和沉积物-间隙水的磷迁移的文献报道^[2-5],暂时还没有出现研究间隙水-上覆水磷形态的文献。同时国内外对上覆水磷和间隙水磷的研究,多集中在湖泊和水库方面,在河流方面相对较少,而且只是就上覆水和间隙水某一种磷形态的研究^[6-10],没有总体上从 TP、TDP、 PO_4^{3-} 这 3 方面进行研究。由于 PO_4^{3-} 易被藻类吸收,因此其对水体富营养化是起到关键作用的。而 PO_4^{3-} 只是 TDP 中的一种形式,因此二者之间关系应该也是比较密切的,所以同时研究这 2 种磷形态,具有重要意义。而水体 TP 一直都是作为监测水体水质的一个重要指标,因此对水体 TP 的研究也是不容忽视的。对于珠江广州河段磷的研究,以前主要集中在对底泥磷形态分布方面的研究^[11],后来发展到对底泥-水界面磷形态及迁移的研究^[12],但只是在比较大的范围讨论,没有细化到对间隙水-上覆水磷形态的研究。因此本文就珠江广州河段上覆水,间隙水 TP、TDP、 PO_4^{3-} 这 3 种磷形态及其之间的关系进行研究,为日后的内源磷治理提供依据。

1 实验材料与方法

1.1 样品采集与制备

本论文选取污染较严重的珠江广州河段(雅岗至琶洲大桥)为研究对象,布设 6 个断面,共 10 个采样点。采样位置见图 1,采样点位名称见表 1。采样时间:2006 年 11 月 12 日。

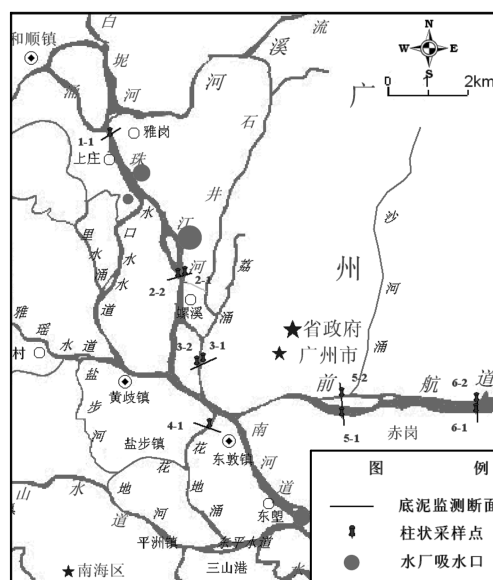


图 1 采样点位置

本实验的采样方法均采用柱状采样法,采样器采用自制的柱状采样器,采样管材料为有机玻璃,管长 1 m,管径为 8 cm。其中上覆水严格按照《水和废

表1 采样点的布设

编号	名称	地点
1-1-x	雅岗	雅岗水文站上游 700 m 处,距离左岸约 30 m。河宽 350 m,水深 3.1 m
2-1-x	硬颈海左岸	西村水厂吸水口,卫生河口上游 200 m,距左岸 35 m。河宽 340 m,水深 4.2 m
2-2-x	硬颈海右岸	卫生河口上游 80 m,距离右岸 35 m。河宽 340 m,水深 1.1 m
3-1-x	珠江大桥东桥左岸	珠江大桥东桥下游 150 m 广荔汽车出租公司码头,距左岸 20 m。河宽 260 m,水深 2.5 m
3-2-x	珠江大桥东桥右岸	珠江大桥东桥下游 130 m 广州珠江容器厂与西郊汽车站连线断面,距右岸 45 m。河宽 240 m,水深 3.1 m
4-1-x	花地涌北出口	芳村大道桥下游 300 m,距右岸约 5 m 处。河宽 50 m,水深 1.2 m
5-1-x	二沙岛右岸	海印大桥下游约 250 m 中大码头附近,距右岸 10 m。水深 2 m
5-2-x	二沙岛左岸	二沙岛第二码头湾,距左岸 100 m,距右岸 35 m。河宽 135 m,水深 2.2 m
6-1-x	琶洲大桥右岸	琶洲大桥上游约 300 m 处,距右岸 10 m
6-2-x	琶洲大桥左岸	琶洲大桥上游约 300 m 处,距左岸约 5 m

注:样品编号格式为 A-B-C,其中 A 代表断面位置所在编号;B 代表在该断面所打的柱号;C 代表该断面该柱分层层号,层号是从表层到底层依次排列,包括上层和下层,分别用 1 表示上层(即距离沉积物表面 0~5 cm),用 2 表示下层(即距离沉积物表面 5~10 cm)。

水监测分析方法》^[3]中各指标的测定方法进行样品预处理,用虹吸法吸取采样装置内的上覆水,每个采样点采集 3 瓶水样:1 瓶加 H₂SO₄ 酸化至 pH 值 < 1,以待测总磷用;1 瓶过滤(0.45 μm 滤膜),以待测可溶性磷酸盐用;1 瓶过滤(0.45 μm 滤膜)后加 H₂SO₄ 酸化至 pH 值 < 1,以待测可溶性总磷用。现场处理好的水样分装各个聚乙烯瓶中,均放入装有冰袋的箱子冷冻保存。间隙水取采样柱的柱芯部分表层 10 cm,并在现场从上到下按 5 cm 为一层切割成 2 层,分别装进洁净的聚乙烯袋密封,放入装有冰袋的箱子保存(12 h 之内测定),带回实验室后对样品进行离心(5 000 r/min, 15 min),所得间隙水分装于各个聚乙烯瓶中,并冷冻保存,待用。

1.2 分析方法

上覆水、底泥间隙水水样中磷的形态分析参照《水和废水监测分析方法》介绍的水中磷的测定。将磷分为 TP(总磷),TDP(可溶性总磷),PO₄³⁻(可溶性正磷酸盐磷)。实验方法见表 2。

表2 实验测定方法

项目	测定方法
pH 值	pH 计
高锰酸盐指数	酸性法
水中 PO ₄ ³⁻ 、TP、TDP	钼锑抗分光光度法
沉积物有机质	重铬酸钾-外加加热法
沉积物粒径组成	粒径分析仪

2 结果与讨论

2.1 珠江广州河段上覆水磷形态分布特征

2.1.1 对 TP 的分析

各采样点上覆水 TP, TDP, PO₄³⁻ 的测定值见表 3, 由表 3 可知, 10 个采样点中 TP 值为 0.705~3.893 mg/L。

表3 各采样点上覆水水质测定结果 mg/L (pH 值除外)

采样点编号	TP	TDP	PO ₄ ³⁻	pH 值	高锰酸钾指数	水质情况
1-1	3.617	0.098	0.027	6.0	12.96	劣 V 类
2-1	2.013	0.270	0.043	6.0	3.91	劣 V 类
2-2	2.075	0.902	0.038	6.1	6.07	劣 V 类
3-1	1.086	0.724	0.298	6.3	1.74	劣 V 类
3-2	0.705	0.581	0.059	6.1	7.43	劣 V 类
4-1	3.893	0.850	0.503	6.3	22.07	劣 V 类
5-1	0.846	0.727	0.068	6.2	4.83	劣 V 类
5-2	1.447	0.992	0.435	6.1	29.67	劣 V 类
6-1	2.757	0.144	0.090	5.8	21.80	劣 V 类
6-2	2.425	0.107	0.054	6.0	16.38	劣 V 类

各采样点上覆水磷形态分布如图 2 所示。由图 2 可以看出, TP 在各采样点上覆水中的浓度差异比较大, 其中以珠江大桥东桥右岸和二沙岛右岸中大码头附近的 TP 稍低; 而雅岗和花地涌北出口的 TP 浓度相对很高。这主要是因为雅岗近年来各种养殖业以及上游白坭河、流溪河水受污染, 导致上覆水磷浓

度升高;而花地涌北出口处于佛山水道与广州河段的交界,佛山有大量零散的私营作坊式的电镀厂、染织厂、金属加工厂等污染企业缺乏排污处理设施,其产生的污水通过花地涌北出口,导致花地涌北出口的水质很差,TP 浓度最高。从现场看,这 2 个地点的黑臭程度最高。

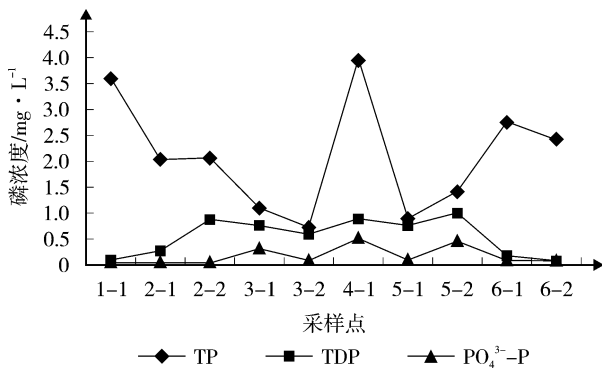


图 2 各采样点上覆水磷形态分布

参照国家《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)标准,其 V 类水质 TP 限值为 0.2 mg/L。基于此标准,上述 10 个采样点均为劣 V 类水质。采用国家《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) III 类标准,TP 限值为 0.1 mg/L。由上表可知,TP 浓度超标 6.05~37.93 倍,其中花地涌北出口超标最严重。

2.1.2 对 TDP 的分析

各采样点上覆水的 TDP 浓度也是很很不均匀的,其中以二沙岛左岸和硬颈海右岸上覆水 TDP 浓度为最高,而最低的为雅岗。从上面对 TP 的分析可知,雅岗的 TP 浓度几乎是各采样点中最高的,但是其 TDP 浓度却最低,这可能是由于流入雅岗的污水所含的污染物多数以颗粒态存在。

2.1.3 对 PO₄³⁻ 的分析

各采样点上覆水 PO₄³⁻ 的浓度也是很很不均匀的,最高点的浓度与最低点相差十几倍。其中以花地涌北出口的 PO₄³⁻ 浓度最高,雅岗的为最低。从上面对 TDP 的分析可知,硬颈海右岸的 TDP 浓度最高,但是其 PO₄³⁻ 浓度却是比较低的。这可能是由于硬颈海右岸的 TDP 多以其他形式的磷存在,而不是以易被藻类吸收的 PO₄³⁻ 存在。而从现场来看,花地涌北出口黑臭程度高,由于 PO₄³⁻ 最容易被藻类生长所吸收,因此该处的潜在富营养化程度相对较高。

2.1.4 从总体上评价上覆水磷污染情况

由上面分析可知,TP 浓度为 0.705~3.893 mg/L, PO₄³⁻ 浓度为 0.027~0.503 mg/L。而美国 EPA 建议:总磷浓度 0.05 mg/L 和正磷酸盐浓度 0.025 mg/L 是湖泊和水库磷浓度的上限^[4]。由此可知,本实验研究的珠江广州河段的全部断面的水体均有明显的富营养化趋势。

2.2 珠江广州河段底泥间隙水磷水平方向上的形态分布特征

各采样点间隙水磷形态浓度和沉积物理化性质见表 4,各采样点间隙水磷形态分布如图 3 所示。

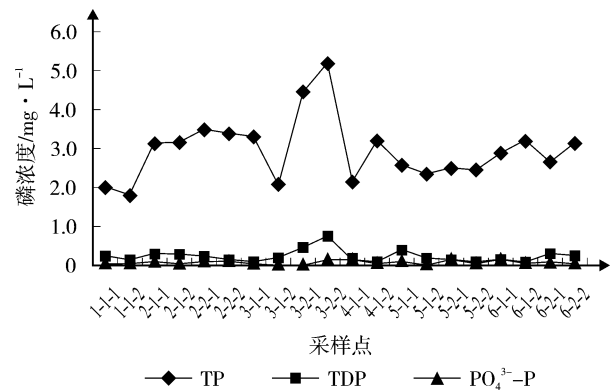


图 3 各采样点间隙水磷形态分布

由表 4 得间隙水 TP 含量为 1.756~5.155 mg/L,其中珠江大桥东桥右岸下层间隙水的 TP, TDP 和 PO₄³⁻ 都是最高的,这可能是由于珠江大桥东桥在近几年,大量生活污水和废水排入,造成大量的磷排入,这些磷沉积到底泥中,经过扰动,分解就释放到间隙水中。同时由图 3 可看出,TP 曲线与 TDP 曲线较一致,而 TDP 与 PO₄³⁻ 的曲线差异很大。经计算,TP 与 TDP 相关系数 $R^2=0.47$, 而 TDP 与 PO₄³⁻ 相关系数 $R^2=0.16$, 因此 3 种磷形态的相关性不明显。同时由图 3 还可以看出,间隙水中 TP 浓度远比 TDP、PO₄³⁻ 高。虽然 TP 污染比上覆水严重,但是其他 2 种易被水生植物吸收的可溶态磷比上覆水污染轻,其中原因还有待研究。

2.3 珠江广州河段垂直方向上的磷形态分布

间隙水中的磷大多数是从沉积物中释放出来的,因此间隙水中的磷与沉积物的性质息息相关,为了更好地从垂直方向分析间隙水中的磷,我们测量了沉积物的有机质含量、沉积物的粒径组成和上、下层间隙水的 pH 值(见表 4)。根据表 3 与表 4 的数

表4 各采样点间隙水磷浓度及沉积物理化性质

采样点编号	TP mg/L	TDP mg/L	PO ₄ ³⁻ mg/L	pH 值	有机质 g/kg	沉积物的粒径组成 /%		
						< 0.05 mm	< 0.01 mm	< 0.005 mm
1-1-1	1.981	0.218	0.021	7.05	60.652 4	85.49	20.42	8.41
1-1-2	1.756	0.120	0.021	7.09	61.952 3	84.01	22.04	9.67
2-1-1	3.066	0.279	0.083	7.00	58.812 1	75.71	20.66	9.74
2-1-2	3.148	0.267	0.021	7.19	65.037 0	93.35	28.37	12.24
2-2-1	3.414	0.230	0.067	7.36	52.102 5	96.58	27.93	10.91
2-2-2	3.373	0.169	0.059	7.48	79.346 8	69.66	14.93	6.39
3-1-1	3.309	0.095	0.040	7.59	14.507 8	84.71	22.44	9.84
3-1-2	2.083	0.200	0.018	7.67	29.971 3	76.33	19.02	8.51
3-2-1	4.409	0.457	0.018	7.43	25.726 1	79.32	22.23	10.42
3-2-2	5.155	0.779	0.148	7.08	30.747 3	95.62	31.57	13.48
4-1-1	2.145	0.107	0.098	7.40	50.172 1	77.79	16.67	6.84
4-1-2	3.210	0.095	0.036	7.52	45.988 5	81.26	17.18	6.86
5-1-1	2.575	0.390	0.083	7.46	43.175 6	91.70	23.34	9.32
5-1-2	2.329	0.181	0.018	7.59	43.843 1	93.29	26.81	11.21
5-2-1	2.472	0.120	0.102	7.37	73.092 0	77.87	18.13	7.77
5-2-2	2.432	0.095	0.048	7.32	69.301 0	36.29	6.30	2.70
6-1-1	2.903	0.169	0.122	7.34	50.279 0	97.84	34.29	14.47
6-1-2	3.189	0.079	0.044	7.20	48.488 1	76.80	20.67	9.62
6-2-1	2.636	0.267	0.089	7.29	47.474 2	96.16	29.27	11.94
6-2-2	3.107	0.230	0.041	7.32	45.455 0	85.65	21.61	9.16

据,描绘出上覆水,间隙水上、下层 TP、TDP、PO₄³⁻ 和有机质的含量分布图,见图 4~图 7。

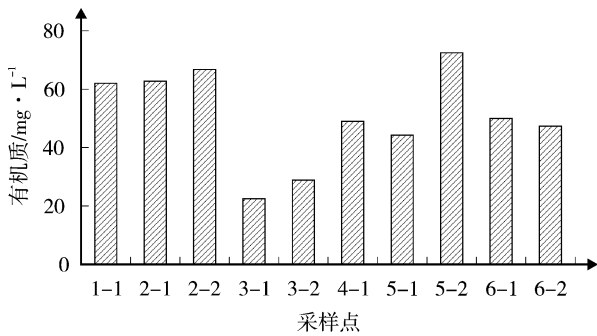


图4 沉积物有机质平均含量分布

2.3.1 对 TP 的分析

间隙水中 TP 为 1.756~5.155 mg/L,是上覆水 TP 0.52~6.78 倍。同时由图 5 可以看出:

1) 在雅岗,上覆水 TP > 间隙水上层 TP > 间隙水下层 TP。

2) 在硬颈海左岸,珠江大桥东桥右岸,琶洲大桥左右岸,间隙水下层 TP > 间隙水上层 TP > 上覆水 TP。

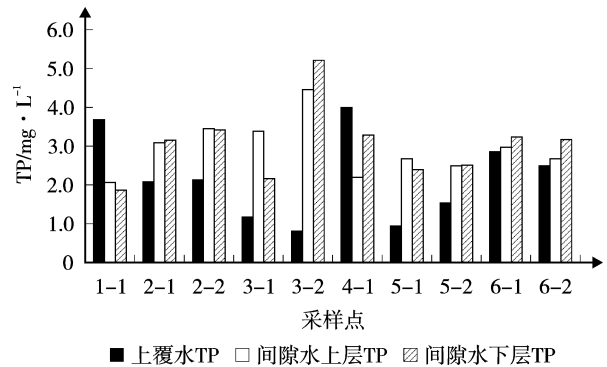


图5 TP 浓度分布

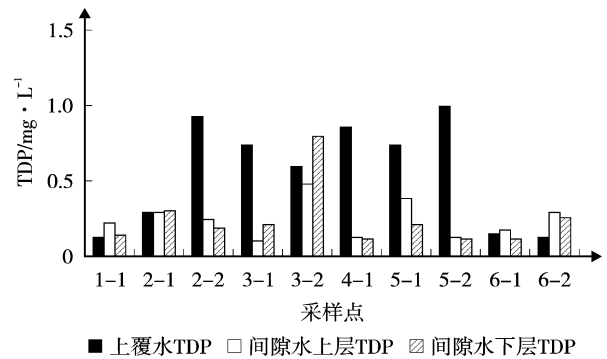
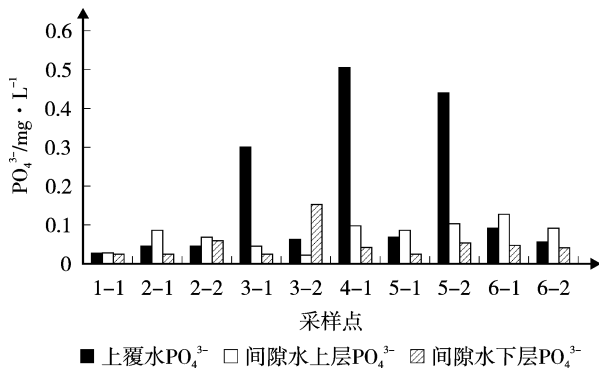


图6 TDP 浓度分布

图 7 PO₄³⁻ 浓度分布

3) 在花地涌北出口, 上覆水 TP > 间隙水下层 TP > 间隙水上层 TP。

4) 其余 4 个采样点, 间隙水上层 TP > 间隙水下层 TP > 上覆水 TP。

总体上, 间隙水的 TP 比上覆水的 TP 含量高, 也就是间隙水的 TP 污染更严重。出现这种情况的原因可能是因为在大部分地方, 近年来污水排放量都得到一定的控制。

2.3.2 对 TDP 的分析

间隙水中 TDP 为 0.079~0.779 mg/L, 是上覆水的 0.11~2.32 倍。由图 6 可知除了珠江大桥东桥左右岸这 2 个采样点的间隙水上层的 TDP 比下层低外, 其余 8 个地方都是上层的 TDP 比下层的高。据研究^[5], 在湖泊中, 沉积物富含有机质时, 好氧条件可能比厌氧条件更有利于沉积物内源磷的释放。有些市区河段有机污染比较严重, 在好氧条件下, 有机物的矿化速率远比在厌氧条件下快, 因而在快速矿化释磷的作用下, 造成沉积物内源磷的大量释放。由此看来由于在其余几个采样点的有机质含量比较高, 因此处于厌氧状态的下层的沉积物释放磷的速率比上层慢, 这样就造成了其余 8 个点的间隙水上层的 TDP 含量比下层高。而在有机质含量比较少的珠江大桥东桥则相反。

2.3.3 对 PO₄³⁻ 的分析

间隙水中可溶性 PO₄³⁻ 为 0.018~0.148 mg/L, 是上覆水的 0.13~1.66 倍。由图 7 可知珠江大桥东桥左岸, 花地涌北出口, 二沙岛右岸这 3 个点上覆水的 PO₄³⁻ 浓度比间隙水高很多, 而在其他 7 个点浓度相差较小。而且在现场状况来看, 上述 PO₄³⁻ 浓度高的 3 个点有比较明显的藻类生长的趋势。究其原因, 可能是因为在在这 3 个点上覆水的可溶性磷多以易被

藻类吸收的 PO₄³⁻ 的形式存在, 其他形态的溶解性磷比较少。也可能是这 3 个点的底泥由于受到强烈扰动, 使底泥的溶解性磷, 特别是 PO₄³⁻ 态的磷直接渗透到上覆水中来, 造成二次污染。

2.3.4 整体分析

我们不难发现, 沉积物上、下层间隙水中的 TP, TDP, PO₄³⁻ 浓度是有差别的, 而由数据可知沉积物上、下层的有机质和沉积物的粒径组成也是不一样的, 因此我们猜想这可能是出现上、下层间隙水中不同形态磷浓度差别的原因。但是在分别进行上、下层沉积物的有机质、沉积物的粒径组成, 与间隙水上、下层各种形态磷浓度相关性分析时, 发现他们的相关系数不高, 因此上、下层总磷浓度的差别不只是受单一的因素影响的, 而是受多个因素影响。除了受沉积物的影响, 还与间隙水所处的水环境有关, 例如 pH 值、Eh 等。

3 结论

研究表明, 珠江广州河段(雅岗至琶洲大桥)的上覆水和间隙水的磷污染情况较为严重, 有一定的富营养化趋势。

1) 上覆水 TP 为 0.705~3.893 mg/L, 均为劣 V 类水质。TDP 与 PO₄³⁻ 在各采样点的浓度分布很不均匀, 其中 TDP 浓度以二沙岛左岸的浓度最高。而 PO₄³⁻ 是以花地涌北出口的浓度最高, 由 PO₄³⁻ 浓度显示, 各采样点有明显的富营养化趋势。

2) 间隙水 TP 污染比上覆水更为严重, 其中以珠江大桥东桥右岸的 TP 污染最高, 间隙水 TDP 与 PO₄³⁻ 浓度最高的都是珠江大桥东桥右岸。由相关性系数显示, 间隙水 TP 与 TDP 有一定的相关性。

3) 间隙水 TP 是上覆水的 0.52~6.78 倍, TDP 为上覆水的 0.11~2.32 倍, PO₄³⁻ 为上覆水的 0.13~1.66 倍。同时间隙水上、下层 TP, TDP, PO₄³⁻ 的浓度与沉积物上、下层 pH 值、有机质含量、沉积物粒径组成及氧化还原环境等环境因素有关, 总体上认为厌氧环境有利于促进沉积物的磷释放到间隙水。

4 参考文献

- [1] 叶恒朋. 广州市河涌磷污染及控制研究[D]. 中国科学院研究生院, 2006.
- [2] Boström B, Andersen J M, Fleischer S, et al. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface[J]. *Hydrobiologia*, 1988, 170:

(下转第 23 页)

运用生物倍增工艺处理城市生活污水的探讨

庄昌伟 刘宏杰 庄仲昌 杨猛
(江苏省泗阳县环境保护局, 江苏 泗阳 223700)

摘要 生物倍增工艺是通过可防堵塞的曝气系统、生物除磷系统、空气提升系统及快速澄清装置,将生物硝化、反硝化、释磷、吸磷、有机物氧化等各工艺全部协调在同一反应池内同时进行,并在池内设立澄清区(相当于二沉池)的一种新型城市污水处理工艺。它省去了传统工艺的污泥回流泵房、二沉池等构筑物及配电、管道等相应设备。

关键词 生物倍增工艺 城市污水 泗阳县

自 1988 年,德国 Engelbart 公司提出的一种新型的活性污泥法——生物倍增(Bio-Dopp)工艺,它与传统污水处理工艺相比,在污染物去除效能方面具有双倍功效,同时具有出水水质稳定、设备高效、工程投资与运行成本低、占地面积小等优点,在欧洲及亚洲已有 100 余座污水处理工程实践。泗阳华海水处理有限公司(泗阳城北污水处理厂)日处理生活污水 2.5 万 t(一期),经过工艺方案比较和论证,结合贷款国技术特点,决定采用 Bio-Dopp 工艺。这是此工艺在国内首次应用处理生活污水。

1 Bio-Dopp 工艺简介

1.1 基本构造

Bio-Dopp 工艺采用 Bio-Dopp 反应器,把曝气池与二沉池组合在单池内,池内各部分顺次完成污水处理的各个工艺过程,包括有机物的需氧降解、同时硝化反硝化生物脱氮、使用特殊设计的斜管实现泥水分离、控制低氧环境实现污泥低增长低产出、反硝化生物除磷、使用碱性物质强化对污染物的去除。该工艺把功能微生物去除过程集中在单一池内协同进行,并在池内设澄清区(相当于二沉池)。采用连续进水,连续运行。

1.2 运行方式

污水进入设有特殊曝气器(平直和波纹聚丙烯多孔软管,充气直径为 65 mm 易进行反冲洗,不易堵塞)的 Bio-Dopp 反应池核心区,反应区按奇数列、

偶数列设 2 组曝气管,混合液进入设有多层斜管的快速澄清装置的廊道,经澄清后尾水至消毒池,消毒后达标排放,沉淀污泥由空气随回流混合液提升至曝气池内循环。Bio-Dopp 反应器采用壁厚 1.5 mm 曝气管道,管道均匀分布在池底,采用专用框架固定。池内污泥浓度高达 9 g/L,污泥可在池内任何点位排除。整个反应器由一在线 DO 控制仪与鼓风机相联系,由专门人员操作。

2 工程设计

2.1 处理规模及进、出水水质

泗阳城北污水处理厂位于江苏泗阳经济开发区西侧,处理污水量为 5 万 t/d,一期 2.5 万 t/d,占地 4 hm²,2007 年 7 月投入试运行。目前在国内市政污水处理厂首次使用此工艺。该污水处理厂进水水质指标为:COD ≤ 500 mg/L, BOD₅ ≤ 200 mg/L, SS ≤ 200 mg/L, NH₃-N ≤ 20 mg/L, TP ≤ 10 mg/L, 动植物油 ≤ 100 mg/L, 总氮 ≤ 35 mg/L; 出水水质要求:COD ≤ 60 mg/L, BOD₅ ≤ 20 mg/L, SS ≤ 20 mg/L, NH₃-N ≤ 8 mg/L, TP ≤ 1 mg/L, 动植物油 ≤ 3 mg/L, 总氮 ≤ 20 mg/L, 阴离子洗涤剂 ≤ 1 mg/L, 粪大肠菌群 ≤ 10⁴ 个/L。

2.2 处理工艺

原污水进入格栅间,在此拦截污水中漂浮物,由污水泵提升,经细格栅进一步去除水中杂质,进入沉砂池去除砂粒,然后进入 Bio-Dopp 反应器的曝气池,去除 COD、BOD₅、N、P 等污染物,混合液经沉淀

分离,澄清液进入消毒池消毒后排入泗塘河,沉淀污泥随回流混合液由空气气提器提升至曝气池内循

环,剩余污泥(泥龄约 20 d),由污泥泵送至脱水机房处理后,泥饼外送^[1]。工艺流程见图 1。

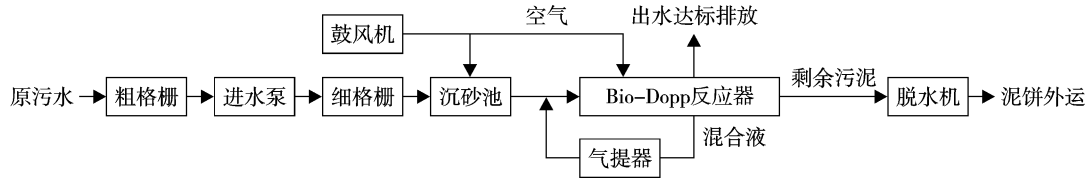


图 1 Bio-Dopp 工艺流程

2.3 Bio-Dopp 主要工艺参数

停留时间(MRT):12.44 h(高峰流量时为 8.64 h);活性污泥浓度(MLSS):10 g/L;回流比:1:20(采用气提回流);污泥产率:每 Kg BOD 产 0.18~0.22 Kg V_{ss} (可挥发性固体悬浮物);充氧动力效率:大于 4 Kg/kW·h;每 m 曝气管服务面积:0.156 m²。

2.4 Bio-Dopp 工艺主要技术特征

2.4.1 高效曝气池设备确保低氧条件下微生物去除耗氧有机物

低溶解氧环境下(0.1~0.3 mg/L)并不意味着 Bio-Dopp 工艺会使有机物氧化,氨氮硝化出现供氧量不足等情况,主要其曝气系统充氧效能高,充氧动力效率达到 4 kg/kW·h 以上。

特殊的 Bio-Dopp 曝气器使微生物泡在水中的停留时间增加 1 倍,可达 3~4 s,且上升过程中不会出现常规曝气装置那样上升聚为更大的气泡而降低溶解氧率。相对充足的供氧量,以及反应池内始终保持高的活性污泥浓度,使系统有较强的耐冲击能力,因而使系统中的 COD、BOD₅、N、P 等污染物具有较高的去除效率及稳定的出水水质。

2.4.2 在低溶解氧条件下完成同步硝化反硝化

Bio-Dopp 工艺在同一反应器内实现同时硝化反硝化,硝化反应的废物可直接进行反硝化,避免过程中硝态氮积累而对硝化反应产生抑制,加速硝化反应的速度;而且反硝化反应中所释放出来的碱可部分补偿硝化反应所消耗的碱,使系统中 pH 值相对稳定。由于 Bio-Dopp 工艺在低溶解氧条件下培养与驯化的污泥颗粒小,污泥活性相对较低,异养菌生长缓慢,污泥外表不易形成隔离膜,活性污泥可与氧及可溶性有机物直接接触,实现氨氮的硝化。NO₂⁻和少量 NO₃⁻在菌胶团内部利用 BOD₅ 在低氧的条件下迅速发生反硝化反应^[2]。

2.4.3 在低溶解氧的条件下达到良好的除磷效果

Bio-Dopp 工艺在澄清区与入口端之间,甚至澄清区以前的反应区间,水体几乎无溶解性 BOD₅,在缺氧的条件下为磷的彻底释放提供最佳环境,随着入口端 BOD₅ 的进入,水中鼓入氧直接与兼性微生物接触,迅速被利用。水体中释放的磷很快被彻底吸收,被吸收的磷即使在缺氧条件下,泥龄相对较长也会因缺乏可溶性 BOD₅ 而不会重新释放到水体中。

当出口水要求比较高时,可适当在反应器内添加水合白云石或石灰,外加少量铁盐使磷酸盐沉淀。不易因泥龄长而返回水体中,增加二次污染^[3]。

2.4.4 Bio-Dopp 工艺高效持续稳定

除了通过 Bio-Dopp 稳定污泥再循环工艺,将稳定污泥再循环到硝化及脱氮工段,始终保持反映池中 8~10 g/L 的较高污泥浓度,确保高基数的生物菌群数量外,最主要能通过高效率的空气提升系统使循环混合液与进水快速稀释,使得污水进出口的浓度差大大降低,为微生物提供相对稳定的底质生长条件。这种高效率的传质混合过程也省去了传统工艺中推流搅拌过程。

曝气池内细菌在循环过程中需要相对稳定及保持较高的污泥活性,Bio-Dopp 始终保持池内相对稳定的溶解氧、水质与污泥浓度,保证了反应池持续稳定的去除效率。

2.4.5 高效搅拌的作用

Bio-Dopp 曝气管铺满整个池底,且相互间距 10 多 cm,并且气孔间距较密,能起到微混合作用,不会沉淀到池底,大倍率的回流比也会对污泥的搅拌起一定作用。

2.4.6 Bio-Dopp 曝气系统维护方便

Bio-Dopp 的独立设计有利于曝气管的维护和检修。即使曝气管堵塞,仅需关闭 1 个阀门即可解决问题,特殊设计的拉环可以在不停车的情况下进行更换曝气管。

3 运行效果数据分析

该污水处理厂于2007年9月24日~26日委托宿迁市环境监测中心站进行了验收监测(监测频率:4次/d),结果见表1、表2。

表1 泗阳县 Bio-Dopp 工艺进水口、出水口的监测结果

mg/L(粪大肠菌群除外)

日期	取样点	监测项目								
		SS	动植物油	阴离子洗涤剂	总氮	氨氮	总磷	COD	BOD ₅	粪大肠菌群个/L
9月24日	进口	88	5.06	2.80	42.7	27	2.70	179	54.4	73 000
	出口	17	0.51	0.35	18.7	6.87	0.951	34	12.5	4 450
9月25日	进口	91	4.71	2.63	50.2	24.3	2.89	182	53.5	12 900
	出口	17.5	0.46	0.33	19.1	7.35	0.924	31	14.5	7 975
9月26日	进口	73	4.63	2.35	13	28	2.95	178	53.7	86 500
	出口	19	0.63	0.36	16.9	6.83	0.892	41	12.3	6 650
9月24~26日均值	进口	86	4.77	2.60	46.5	26	2.85	180	53.7	104 125
	出口	18	0.51	0.34	18.2	7.10	0.922	38	13.8	6 762
处理效率 1%		79.1	89.3	86.9	60.9	72.7	67.6	78.9	74.1	93.5

表2 Bio-Dopp 工艺各处理环节的 COD 去除率

监测点位	COD mg/L	去除率 %	总去除率 %
总进水口	180	—	—
脱磷脱氮环节	143	20.6	—
生化曝气环节	56	60.8	—
紫外消毒排放环节	38	32.1	78.9

3 结语

1) Bio-Dopp 工艺处理泗阳县城市生活污水,各项污染物均能达标排放,处理效果总磷为 67.6%,总氮为 60.9%,其他各项均大于 72%。

2) 该工艺有一定的适用范围。因为首次运用,还应考虑以下问题:① 高浓度污泥,须有一定浓度的进水作为支撑。针对进水污水浓度不高的情况下,应考虑提高管网收集能力,建议增设均化池。② 在

从表1、表2可以看出我城市生活污水经处理后各项污染物均能达标排放,处理效率除总磷、总氮低于 68%,其他各项目处理效率大于 72%,从总体上看,现有的 Bio-Dopp 工艺处理城市污水效果较好,且工艺运行稳定。

低氧情况下,曝气管满足微生物需氧以外,水流动力的搅拌作用应充分考虑。③ 磷的去除工段如果采用化学除磷应考虑对微生物和沉淀工艺的影响。④ 由于出水中的溶解氧较低,尾水排入水体中会继续吸收水体中溶解氧。必须在尾水排放前,考虑后曝气,确保溶解氧达 2 mg/L 再排入水体。

综上所述,Bio-Dopp 工艺更适用于中小型污水处理厂,在一定范围内,可替代其他活性污泥法,具有独特的优点,并且有较强的竞争力。

4 参考文献

- [1] 许保玖,龙腾跃.当代给水与废水处理原理[M].北京:高等教育出版社,2000:467-468.
- [2] 吕炳南,陈志强.污水生物处理新技术[M].哈尔滨:哈尔滨工业大学出版社,2005:203-204.
- [3] 贝尼菲尔德,兰德尔.废水生物处理过程设计[M].北京:中国建筑工业出版社,1984:136-137.

On the Treatment of Urban Sewage by Bio-dopp Process

Zhuang Changwei Liu Hongjie Zhuang Zhongchang Yang Meng

Abstract The Bio-dopp process is a new process in urban sewage treatment. With the process, the biological nitrification, denitrification, phosphorus release and absorption, organic matter oxidation are compacted in one reaction pool with the application of the plug-aeration systems, biological phosphorus removal systems, air-lift system and rapid clarification devices. It omits the traditional process of return sludge pumping station, the sedimentation tank, and other structures and distribution, pipelines and other relevant equipments.

Key words bio-dopp urban sewage Siyang

物化 + 生化处理印染废水

李亚飞 杨志南

(上海工大科技园环境工程有限公司南通分公司, 江苏 南通 226001)

摘要 文章介绍了物化 + 生化处理工艺在印染废水中的应用。运行结果表明, 当进水 BOD_5 为 250~400 mg/L, COD 为 800~1 100 mg/L 时, 出水达到《江苏省纺织染整工业水污染物排放标准》(DB 32/670-2004) 一级标准。该工艺具有适应性强、运行稳定、有机物及色度去除率高等特点, 因此在印染废水处理中具有良好的前景。

关键词 印染废水 混凝沉淀 水解酸化 接触氧化

1 废水的水质、水量

南通某印染有限公司, 以针织棉染色加工为主, 生产中排放出漂染废水, 其污染物主要来自纤维原料上的污物油脂、添加的各种浆料、染料、表面活性剂、助剂、酸、碱等。该废水具有典型的印染废水的特点: 即废水的水量及水质变化大、COD 高、 BOD_5 /COD 低 (一般在 0.2~0.35 之间)、可生化性差、色度高^[1]。根据该公司的要求, 废水处理的设计水量为 20 m³/h, 对废水排出口多次监测。废水进水水质见表 1。

表 1 废水的水质指标

COD/mg·L ⁻¹	BOD ₅ /mg·L ⁻¹	SS/mg·L ⁻¹	色度 / 倍	pH 值
1 200~1 500	300~400	250	240	8~9

根据《江苏省纺织染整工业水污染物排放标准》(DB 32/670-2004) 的规定, 设计的废水处理站出水水质应执行一级排放标准, 即: COD ≤ 100 mg/L、 BOD_5 ≤ 25 mg/L、SS ≤ 70 mg/L、色度 ≤ 40 倍、pH 值 6~9。

2 废水处理工艺

2.1 工艺流程

该公司原有 1 套废水处理设施: 气浮 - 过滤池 - 外排, 该设施已年久失修, 不能满足处理目前生产废水的需要, 因此需要重新配置 1 套废水处理装置。新设计的废水处理站充分考虑印染废水的特点, 并结合国内、外印染废水处理的设计和实践经验, 采用物化处理与生化处理相结合的处理工艺, 其工艺流程见图 1。

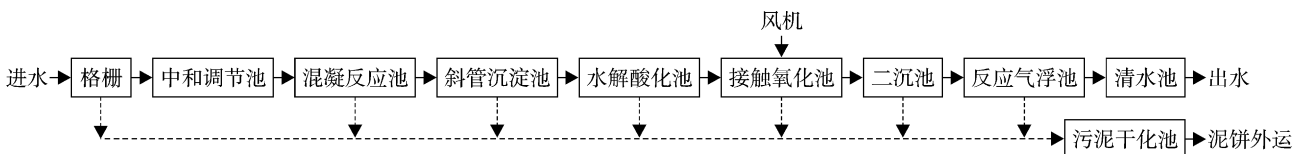


图 1 物化 + 生化处理废水工艺流程

2.2 工艺流程说明

从车间排出的生产废水经下水道排入生产废水处理站。首先经过格栅, 将废水中大颗粒的杂质、纱线等从废水中去除, 以确保后道工艺设施的正常运行。在中和调节池中加入酸, 调节废水 pH 值至 8.5 左右。中和调节池出水用泵提升进入混凝反应池, 在反应池中加入药反应, 加药量为: 碱式氯化铝 (PAC)

200~300 mg/L, 聚丙烯酰胺 (PAM) 3~4 mg/L^[2]。反应池出水进入斜管沉淀池内进行固、液分离, 去除绝大部分的悬浮杂质。斜管沉淀池污泥进入污泥干化池, 出水进入水解酸化池, 利用废水中兼氧微生物对废水进行降解处理, 在缺氧状态下, 微生物将废水中大分子有机物分解为小分子有机物, 使废水 COD 值得以降低; 水解酸化池中兼氧微生物可将废水中难物化

降解的有机物分解为易物化降解的有机物,调节废水 BOD₅/COD 值,从而改善废水的可物化处理性能;兼氧微生物还可以破坏染料分子中的发色基团,降低废水的色度。水解酸化池出水进入接触氧化池,在接触氧化池中向废水鼓入空气,废水中附着在填料上的好氧微生物吸附废水中的有机物,利用自身的酶将有机物分解为小分子有机物、无机物,从而较好地将废水中的污染物进行降解去除。接触氧化池出水进入二沉池,废水中老化脱落的生物膜在二沉池中通过自身重力沉淀下来进入泥斗,从废水中分离出来。二沉池出水自流进入反应气浮池,本工程气浮采用部份回流加压溶气气浮,利用清水池出水作为溶气水。在溶气罐中与压缩空气接触,在加压条件下,形成过饱和溶气水。当溶气水在气浮池中释放时,过量空气以微气泡形式从水中析出、上浮,废水中的矾花吸附微气泡后,利用其浮力浮至液面,从而将污染物从废水中分离出来^[3]。上层浮渣定期刮除。气浮池出水自流进入清水池,清水池中废水可达标外排。各池沉淀的污泥在污泥干化池汇集、干化、外运。

3 主要构筑物及设备

3.1 格栅

格栅共设 2 道,每道格栅尺寸为 2.5 m × 0.8 m × 2.0 m,栅隙分别为 20、10 mm。简易格栅可人工定期清理栅渣。

3.2 中和调节池

调节池是原有的,池子的平面尺寸为 14 m × 12 m,有效容积为 500 m³,有效水深为 3.5 m,水力停留时间(HRT)为 25 h。调节池内同时设有 2 台提升泵,1 用 1 备,单泵流量为 22.5 m³/h,扬程 20 m。水泵的开、停由自控系统根据水位自动控制。加酸采用 pH 计自动控制。

3.3 混凝反应池

混凝反应池为钢结构,尺寸为 2.5 m × 1.25 m × 2.5 m,分成 2 格,内设立式叶轮搅拌装置。

3.4 斜管沉淀池

初沉池采用斜管沉淀池,其具有水力负荷高,沉淀效果好的特点。构造平面尺寸为 5.0 m × 5.0 m,取有效水深 2.0 m。表面负荷为 0.81 m³/(m²·h),废水在

沉淀池中有效沉淀时间为 2 h。

3.5 水解酸化池

地上钢砼结构,尺寸为 6 m × 8 m × 5.5 m,分 2 格。有效容积为 240 m³,有效水深 5 m,设计水力停留时间为 12 h。布水采用下部穿孔管布水系统,使进水均匀地分布到整个水解池的池底断面,集水系统采用锯齿堰上部集水系统,在汇水槽上加设三角堰。池内填充弹性填料 168 m³,填料填充率为 70%。

3.6 接触氧化池

接触氧化池池子尺寸为 8 m × 8.5 m × 5.0 m,有效水深 4.5 m,水力停留时间为 15 h。采用鼓风曝气,气水比 15:1。池中挂有软性纤维状组合填料,池底设有曝气软管,直接在填料底部曝气,在填料上产生上向气流。在气流的冲击、搅动下污水中的有机物充分与生长在填料上的微生物接触,使其得以吸附降解。接触氧化池中填料容积为 238 m³,填料填充率为 78%。配套风机型号为 3L32WC 型,流量 5.49 m³/min,风压 58.8 kPa,转速 1 200 r/min。

3.7 二沉池

二沉池采用竖流式沉淀池,平面尺寸为 4.8 m × 4.8 m,表面水力负荷 0.88 m³/(m²·h),有效停留时间为 2.0 h。设污泥回流泵 1 台。

3.8 反应气浮池

反应气浮池是对原有设备进行改造的,反应池分成 2 格,内设立式叶轮搅拌装置。尺寸 4 m × 7 m × 2.5 m,反应池设穿孔管,用空气搅拌。气浮池采用加压溶气气浮设备 1 套,废水在释放区停留时间为 5 min,在分离区停留时间为 45 min。气浮溶气水采用清水池处理出水,溶气水回流比 20%~30%。配套溶气泵型号为 TW50-200 型,流量 15.0 m³/h,扬程 48 m,转速 2 900 r/min,电机功率 5.5 kW。空压机 1 台,型号 V-0.08/10;配套电机功率 1.1 kW,排气量 0.08 m³/min,压力 1.0 mPa。配有刮渣机 1 台。

3.9 清水池

砖、混凝土结构,总有效容积 30 m³。

3.10 污泥干化池

采用自然干化,砖、混凝土结构,面积为 100 m²。

4 运行结果

经过调试人员 3 个多月的努力, 废水处理系统运行效果良好, 对 COD、BOD₅ 的去除率均达到 90%

以上, 处理出水水质优于《江苏省纺织染整工业水污染排放标准》(DB 32/670-2004)一级标准, 见表 2。

表 2 印染废水处理的监测数据

采样日期	监测点位	监 测 项 目					
		排水量 /t·d ⁻¹	pH 值	色度 / 倍	SS/mg·L ⁻¹	COD/mg·L ⁻¹	BOD ₅ /mg·L ⁻¹
2007 年 11 月 21 日	处理前		9.57	128	97	1.63 × 10 ³	340
			7.25	20	61	85	17.1
	处理后	500	7.36	20	65	89	16.6
	处理后日均值		7.32	20	58	84	16.6
	处理后日均值		7.31	20	61	86	16.8
	处理效率 /%		—	84.4	37.1	94.7	95.1
2007 年 11 月 22 日	处理前		9.09	64	95	1.52 × 10 ³	330
			7.69	20	59	84	19.1
	处理后	500	7.74	20	57	85	18.1
	处理后日均值		7.71	20	61	90	18.1
	处理后日均值		7.71	20	59	86	18.4
	处理效率 /%		—	68.8	37.9	94.3	94.4
	执行标准		6~9	40	70	100	25
	评 价		达标	达标	达标	达标	达标

注: 以上是海门市环境监测站对该项目的验收监测数据。

从表 2 不难看出, 虽然废水水质变化较大, 但其出水基本都能达到《江苏省纺织染整工业水污染排放标准》(DB 32/670-2004)一级标准。

5 主要经济技术指标

该工程总投资 40 万元, 总占地面积为 350 m²。该废水处理站总装机功率为 14.15 kW, 运行成本为 1.75 元/m³, 其中人工费 0.27 元/m³、电费 0.85 元/m³、药剂费 0.55 元/m³, 污泥外运费 0.08 元/m³。

6 结论和建议

1) 采用物化 + 生化工艺处理印染废水, 对 COD、BOD₅ 的去除率均在 90% 以上, 处理出水水质优于《江苏省纺织染整工业水污染排放标准》(DB 32/670-2004)一级标准, 该工艺在印染废水处理中具有较好的应用前景。

2) 由于印染废水中含有少量表面活性剂, 曝气池曝气时会有大量泡沫出现, 设计时应采取消泡措施, 可用高压水喷淋或投加消泡剂。

3) 加强对进水水质的监测, 注意温度、COD、pH 值的变化, 尤其是 pH 值, 超过要求时应立即采取相应措施, 否则会对生化处理工段菌种不利。同时前道混凝沉淀一定要正常运行, 否则会对后续生化处理产生较大的冲击负荷。

7 参考文献

- [1] 邵云海, 蒋克彬. 水解与接触氧化工艺处理印染废水[J]. 中国给水排水, 2001, (17): 53-55.
- [2] 武江津, 王凯军, 丁庭华, 等. 三废处理工程技术手册(废水卷)[M]. 北京: 化学工业出版社, 2000: 60-80.
- [3] 李家珍. 染料、染色工业废水处理[M]. 北京: 化学工业出版社, 1998: 117-138.

Treatment of Dyeing Wastewater by Physical-chemical and Biochemical Process

Li Yafei Yang Zhinan

Abstract The application of physical-chemical and biochemical process in the treatment of Dyeing wastewater was introduced. The results showed that, the effluent water quality reached the first level of Discharge Standard of water pollutants for dyeing and finishing of textile industry (DB 32/670-2004). The process could be widely used for its strong adaptability, stability, high removal rates of organic matter and colority.

Key words dyeing wastewater coagulation hydrolysis acidification contact oxidation

广州市在用机动车排气污染防治工作思路探讨

曾唐芳 邓南

(广州市环境监测中心站, 广州 510030)

摘要 至 2007 年底,广州市汽车保有量约为 105 万辆,其中国 0 车辆约 26 万辆。2007 年广州市简易瞬态工况法排放限值试验的研究表明,就排放总量来说,国 0 车辆中 20% 高排放车辆的 CO 和 HC 平均排放水平分别是国 III 车辆的 26.7 倍和 22.9 倍,NO 排放也为国 III 车辆的 10.4 倍。因此,广州应结合环保标志发放等各种管理措施,将机动车排放控制的重点放在国 0 高排放车辆方面。

关键词 机动车 污染防治 环保标志 广州市

近年来,随着我国经济社会的发展,环境保护工作越来越受到政府部门的重视,广州市机动车的排气监管工作也取得了长足发展,由上世纪末的以道路抽检为主要监管内容、其他管理方式为辅的管理模式正向着多元化监管模式转化,监管的内容和范围已逐步深入到机动车排气监管工作的各个方面。《广州市机动车排气污染防治工作方案》的发布与实施,已为广州市近年及今后一段时间内机动车排气的整体监管工作进行了较好规划,而《广州市机动车排气污染防治规定》的修订又为这些工作的开展提供了更加完善的法制保障。此时,探讨广州市机动车排气污染防治的具体工作思路,对进一步提高监管工作效率,保障监管工作的有效性等是非常有益的。

1 广州市在用机动车的构成

1.1 保有量情况

据 1996~2008 年《广州市统计年鉴》统计,至 2007 年底,广州市机动车保有量约 182 万辆,其中汽车约 105 万辆,摩托车约 77 万辆。由于经济的快速增长,即使在禁摩情况下,广州市的机动车保有量也没有减少,新增车辆主要以小汽车为主,近几年的年均增长速度超过了 20%。

广州市 2001 年到 2007 年机动车保有量,自 2003 年起开始控制摩托车的使用以来,摩托车的数量在逐年减少,全市摩托车保有量呈下降趋势,而汽车的数量却在迅速增加,摩托车减少数量与汽车增

长数量基本平衡,这也就是近 2 a 来广州市机动车的总保有量增长不明显的原因(见图 1)。

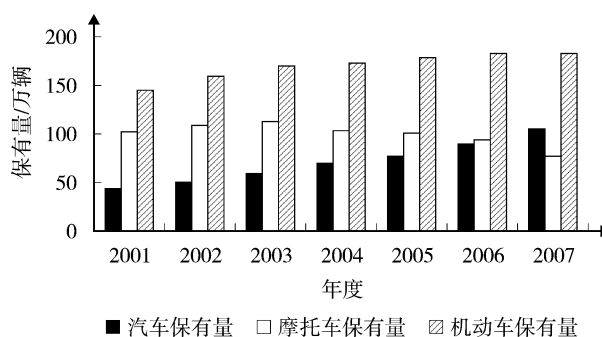


图 1 广州市 2001~2007 年机动车保有量

自 1995 年以来,广州市机动车保有量迅速增加。但由于 2003 年开始控制摩托车的使用,由限制路段行驶至在市中心区全面禁止摩托车行驶工作的落实,市中心区的机动车保有量增长趋势较缓,全市机动车保有量近几年增长幅度也不明显(见图 2)。

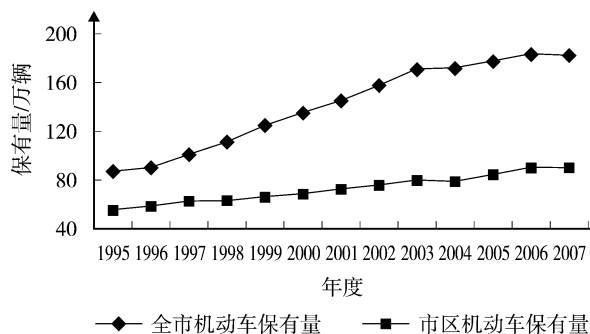


图 2 1995~2007 年广州市机动车增长趋势情况

1.2 在用汽车构成情况

据广州市车辆管理所提供的数据统计,截止 2007 年底,广州市实施各阶段排放标准的汽车保有量见图 3。其中,实施国家第 I 阶段排放标准前上牌的车辆(以下简称国 0 车辆)约有 25.6 万辆,国 I 车辆 44.5 万辆,国 II 车辆仅 15.7 万辆,而国 III 车辆却有约 19.6 万辆,国 0 车辆和国 I 车辆约占 65%,这些车辆特别是国 0 车辆其排放水平差,据广州市 2007 年所开展的简易瞬态工况法排放限值试验研究工作表明,1 台国 0 车的污染物排放量相当于 10~13 台国 III 车污染物排放量,因此,对这些老旧车辆加强监管应该说是今后一个阶段广州市机动车排气监管工作中一项十分重要的工作。

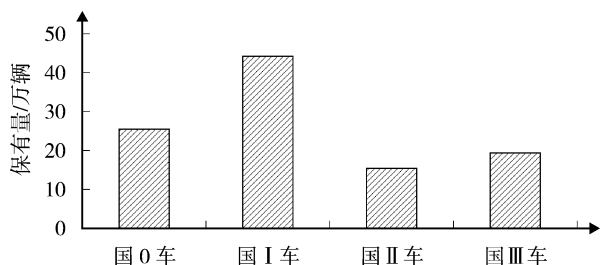


图 3 广州市实施各阶段排放标准的汽车保有量情况

2 广州市机动车排气监管工作的形势与任务

2.1 近年来所开展重点工作

根据《广州市机动车排气污染防治工作方案》的工作部署,广州市机动车污染防治工作得到了全面展开,主要包括如下几方面的重点工作:

1) 2006 年 9 月广州市提前实施了国家第 III 阶段排放标准,从源头方面加强了机动车排气污染控制。2008 年 5 月全市实现了符合国家第 III 阶段排放标准要求的车用燃油供给,又为国 III 车辆燃油的使用在油品质量方面提供了切实保障。

2) 2007 年 1 月,在中心城区对摩托车实施禁行,使大量污染物排放严重的老旧摩托车被淘汰,使得机动车排放污染状况没有因小型汽车的快速增长而恶化,同时也消除了摩托车噪声扰民问题。

3) 发放机动车环保标志,按工作计划将于 2009 年全面实施标志管理工作,没有环保标志车辆将被禁止上路行驶,环保标志为黄色的黄标车辆则在一定范围内被限制行驶。

4) 积极推进简易工况法的实施工作,从地方标准制定、检测站建设规划、建设要求、以及数据管理网路系统等方面作准备,为 2009 年全市轻型汽车排气定期检测实施简易工况法打基础。

近年广州还在探索有关用车大户的管理模式,也曾根据管理需要和机动车排放情况开展了对车况较差(如校巴、楼巴、运钞车、货运车辆等)的各种用途车辆进行专项整治行动,以及推广使用清洁能源等措施,有效地遏制了机动车排放污染。

2.2 2010 年亚运会的承办对机动车排气监管工作提出了更高要求

为改善环境空气质量,近几年来广州市政府采取了加大排污企业的整治力度,对高污染排放企业采取关、转、停等有效管理措施,使广州市的环境空气质量不断得到改善。由于固定源排放的分担率大为下降,从总的形势来看,机动车排气污染的分担率在逐年上升,也即机动车排气污染防治工作已成为城市改善环境空气质量最重要的工作之一。

据有关研究表明机动车排放的细粒子是灰霾形成的主要原因之一^[4]。近年广州市灰霾天气的增加,应该说是与机动车的排气污染分不开的。广州将于 2010 年承办亚运会,广州市政府将改善环境空气质量作为亚运会相关准备工作中一项十分重要的工作,并出台了《广州市 2008~2010 年空气污染综合整治实施方案》^[5]。方案提到强化在用车排气污染治理工作,全面实施环保标志管理、限制高排放车辆使用和加大对冒黑烟超标车辆的查处力度等机动车污染综合防治方面共 11 项工作,也将是广州市今后 2 a 机动车污染防治的工作重点。

2.3 新的城考指标对机动车排气监管工作提出了新的要求

2006 年国家对环境综合整治定量考核指标进行了调整,其中将有关机动车考核指标由原来的“汽车尾气达标率”修改为“机动车环保定期检测率”,也即新的指标将考核范围由汽车扩大到了摩托车,且原来的指标仅强调了检测合格率内容,没有对检测工作量提出要求。新的指标要求定期检测率达到 80%,其考核重点是定期检测中检测数与在用机动车的注册登记数之比,也即要求监管的面扩大了,监管的范围也扩大了。

2.4 经济与社会的发展推动了机动车排气监管工作的发展

我国自改革开放经过 30 a 的经济建设,人民的生活发生了根本性变化,在小汽车开始进入广大市民家庭的同时,市民对机动车污染所造成的危害认识也越来越清楚,关心机动车排气监管工作的人越来越多,政府对机动车排气的监管力度也在不断加大。在目前广州提出建全省首善之区的要求下,环保工作将成为首要工作之一,而机动车排气污染这一敏感工作又会成为环保工作中的重中之重。

3 加强机动车排气监管工作的建议

3.1 抓住亚运会机遇,有重点有目标地对机动车排气污染进行监管

目前,离 2010 年亚运会 2 a 时间了,要在 2 a 时间内使广州市环境空气质量得到较大改善,对机动车排气实施卓有成效的监管将是非常关键的工作。因此,必须抓住工作重点,选择最有效的监管对象,才会得到最好的监管效果。

2007 年广州市为推进简易工况法的实施工作,开展了简易瞬态工况法排放限值试验的研究工作,通过对近 1 500 辆车辆的试验数据分析,得出了如下结论:

就污染物排放总量来说,1 台国 0 车辆的污染物排放量约相当于 10~13 台国 III 车辆的污染物排放量,1 台国 I 车辆的污染物排放量约相当于 3~4 台国 III 车辆的污染物排放量。如按此统计,广州市 26 万辆国 0 车排放的污染物总量就相当于超过 260 万辆国 III 车辆的污染物排放总量。而在 26 万辆国 0 车中化油器车占了大多数,这部分车辆基本没有采用任何排放控制措施,其排放状况更差。广州市简易瞬态工况法排放限值试验数据显示,如用单车 1 km 平均排放量计算,国 0 车辆中 20% 高排放车辆的 CO 和 HC 平均排放水平分别是国 III 车辆的 26.7 和 22.9 倍,NO 排放也为 III 车辆的 10.4 倍。因此,对国 0 车辆加强控制,将会取得事半功倍的效果,即近期内应将机动车排气污染的控制重点放在国 0 车上,特别是化油器车辆的监管方面,对这些车辆应增加定期检测频次和抽检频次,严格执行达标行驶管理,以促进其淘汰与更新。

3.2 以环保标志为抓手,推动机动车排气的全方位监管工作

2007 年广州市对新上牌国 III 汽车开展了环保标志的核发工作,2008 年 1 月 1 日起又扩大到对全市在用汽车实施环保标志的核发,同年 9 月 15 日开始对外籍车辆进行标志核发工作,其目的是根据机动车的污染物排放水平,使用环保标志对其进行分类,结合排气定期检测、道路抽检、机动车年审、限行等各种措施对其污染实施更有效的监管,无疑这将有利于提高广州市机动车排气监管工作效率。

应该说,目前情况下对机动车实施环保标志分类管理是一种切合实际的行之有效措施,但如何充分利用这一手段,发挥更有效的作用是值得监管部门思考与研究的事。笔者以为如要良好发挥环保标志的作用,应做好如下几方面的工作:

1) 虽法律法规规定环保部门对机动车超标行驶有处罚权限,但由于缺乏道路拦车检查权限,即使在道路上明知车辆排气超标、无环保标志、或环保标志属限行的车辆也无法对其实施有效监管,何况是面对成百万的车辆。因此,环保部门应充分发挥新修订的《广州市机动车排气污染防治规定》的作用,按法规所规定的职责,取得公安交警部门的积极配合和支持,将道路上的排气监管工作交由公安交警部门执行。

2) 以《广州市机动车排气污染防治规定》为依托,通过协调,争取将机动车排气检测合格作为公安定期审验工作的前置条件,至少也应将排气检测合格作为定期审验的必要条件之一。同时将定期检测与环保标志的换发工作结合起来,对不能通过定期检测的车辆不换发环保标志,没有按时换发环保标志的车辆则不允许其上路行驶。

3) 环保部门应加强排气检测机构的监管工作,从事排气检测工作的检测机构必须具备计量认证资格,必须接受环保部门监管,也必须经过环保部门的委托。

4) 环保部门应建立机动车排气检测档案管理,对道路抽检、用车大户抽检以及环保部门开展的其他专项行动抽检中排气超标车辆的处罚执行情况记录,对未完成排气超标处罚的车辆在定期检测时应敦促其按规定接受相应处罚。排气超标车辆只有已完成环保处罚,检测机构才能受理排气定期检测工作和按规定换发环保标志。

5) 市外籍车辆的排气监管一直是令各地环保部门头痛的事,将其也纳入到环保标志的管理,不失为一种良策。但在具体实施监管时应考虑与周边城市和地区之间的协调监管问题,争取其相互支持配

合,对于已实施环保标志管理的地区或城市最好是做到环保标志的互认,这样有利于城市之间排气监管工作的协调发展。

3.3 加大简易工况法的推进力度,建立适合监管需要的机动车排气检测监管网络

采用简易工况法对机动车进行排气检测,广州已做了几年准备,包括调研、建站、排气监管网络的建设等各个方面的工作,并计划在全市建设 140 条左右的简易工况法排气检测线,并计划于 2009 年开始全面实施,目前已进入实质性工作阶段。为使该项工作能按计划顺利开展,广州市仍有大量的工作需要做,首先是检测站的建设并形成检测能力就需要进行一系列培训、指导等,需要建立起较为完善的管理体系,包括检测人员、检测设备、检测机构的各种管理制度,检测数据网络的管理制度等;其次,还应建立包括利用监管网络进行防作弊的管理与控制措施等。总之,应在推进简易工况法工作的同时,尽快建立起一套可操作性强的管理制度和监管措施,以保证简易工况法的实施工作能良好、有效推进。

3.4 充分发挥机动车排气监测数据为管理提供决策支持的效能

长期以来,由于机动车排气监管工作基本处于一种松散状况,许多管理工作也无法有效到位,致使机动车排放检测数据的利用率较低。随着近年广州市机动车排气监管工作的加强,其监管工作已逐步深入到机动车排气管管理的各个方面,也在逐步建立各种数据网络管理系统,这将为机动车排气检测数据的充分利用提供良好平台。因此,广州市应在加强检测数据管理的前提下,加强数据的分析和应用能力,应做到定期对所采集到的排放数据进行综合分析利用,建立机动车排放因子、排放清单数据库,为管理决策部门提供有力的技术支持。

3.5 加强监管队伍建设,打造一支技术过硬的监管队伍

任何好的政策和措施都需要人去具体实施,机动车排气监管队伍的建设对各项机动车排气监管措施的有效实施是至关重要的。特别是在目前各种新的监管措施出台、监管手段不断加强、机动车排气监管逐步向信息化管理转化的历史时期,机动车排气监管部门应在积极推进各项工作的同时,更进一步加强队伍的建设,积极引进和培养各种专业技术人才,以保证技术能跟上管理工作需要。

3.6 利用各种媒体,加大宣传力度

广州市机动车排气监管工作正处于快速发展阶段,各种监管措施也在不断丰富、加强和完善,监管的范围越来越宽,也因此可能一些工作在短时间内难于为市民理解,甚至难为一些机关部门所理解,这样可能会对各项工作的推进造成不良影响。因此,环保部门应积极利用各种媒体,对相关政策、措施进行大力宣传,使广大市民了解各种工作的目的、意义,以取得市民和相关部门更多、更大的支持。

4 结语

机动车排气监管工作是一项十分复杂和艰难的工作,它必须结合国家和地方整体经济、环境、管理等需要不断提高监管水平和更新监管措施,需要相关部门的密切配合,需要社会和市民的积极参与和理解,更需要各级政府的大力支持 and 重视。

5 参考文献

- [1] 清华大学贺克斌研究组. 解析可吸入颗粒物特征[EB/OL]. [2008-10-22]. <http://it.sohu.com/20071217/n254135730.shtml>.
- [2] 广州市人民政府. 广州市 2008-2010 年空气污染综合整治实施方案[EB/OL]. [2008-10-22]. <http://www.gz.gov.cn/vfs/content/content2.jsp?contentId=558814&catId=4103>.

On the Preventing Countermeasure of Vehicle Exhaust Pollution in Guangzhou

Zeng Tangfang Deng Nan

Abstract The vehicle population in Guangzhou was about 1.05 millions by end of 2007, and 0.26 million of them were classified as the "Nation Standard 0" vehicles. The results obtained by simple driving mode measurements in 2007 showed that, 20% gross emitter of the "Nation Standard 0" vehicles exhausted more CO, HC and NO than the "Nation Standard III" vehicles by 26.7, 22.9 and 10.4 times, respectively. Some suggestions were given on environmental classifying symbol and more attention on the gross emitter of "Nation Standard III" vehicles.

Key words vehicle pollution prevention environmental classifying symbol Guangzhou

水泥窑协同处置漂染污泥的初步试验

林益晓

(广州市越堡水泥有限公司, 广州 510800)

摘要 利用水泥窑高温的特性协同处置污泥,能达到彻底无害化处置目的,且能实现污泥中能源再生利用,是循环经济的典范。文章介绍了利用水泥窑协同处置漂染污泥生产中试的过程及初步结论。

关键字 水泥窑 漂染污泥 协同处置

水泥窑协同处置废弃物在欧美发达国家已得到普遍的认同及应用,但在我国仅处于小规模试验阶段,较成功的案例有北京水泥厂等^[1]。为配合广东省环保局寻求漂染等污泥合理彻底无害化处置的方式,我公司根据自身水泥窑系统的特点,拟投入资金建设利用窑尾余热烘干污泥预处理系统。本次试验的目的是为进一步核实水泥窑协同处置污泥的可行性。

1 漂染污泥试验试烧方案

原生污泥含水率一般大于 75%,从以往试验结果看^[2],直接处置原生污泥将会影响窑系统的稳定性,带来窑产量减少及煤耗增加等负面影响,同时窑系统处置能力也很难提高,无法体现水泥窑协同处置污泥的优势,因此在余热烘干系统尚未建成的情况下,为使试验接近现实,在现有条件下,我公司用时 15 d,采用晾晒及窑底烘干等方式将漂染污泥干燥至含水率小于 35%。不同日期晾晒的污泥理化特性见表 1。

表 1 试验用漂染污泥堆制的主要理化分析数据

编号	SO ₃ ²⁻ %	粒度分布		实物水分 %	工业分析			重量 t
		0~1 mm %	0~2 mm %		内部水 %	灰分 %	热值 kcal/kg	
1	5.27	47.17	80.54	33.72	4.26	66.90	1 641	29.80
2	8.42	51.66	87.51	33.32	5.19	74.94	928	12.56
3	9.21	41.15	67.06	34.98	5.60	71.20	1 181	11.12
4	10.55	53.80	90.36	32.16	2.91	69.90	1 447	25.14
5	11.03	57.12	91.87	32.18	4.17	72.98	1 143	32.24
6	11.47	51.83	87.13	33.53	3.50	74.16	1 102	34.34
7	13.55	43.50	68.79	31.44	1.33	65.98	1 858	8.38
8	15.19	40.46	62.90	34.40	6.61	59.74	1 930	25.84
9	15.21	41.53	67.45	33.97	2.97	64.98	1 806	21.06
10	4.66	37.85	60.64	32.68	7.55	65.90	1 421	15.84
平均值	10.50			33.24			1 403	

此次试验污泥投加量仅占生料投料量的 1.93%,所用污泥含氯率最高值仅为 0.206%,平均值为 0.185%,从以往的试验结果判断,氯离子对窑系统及产品的影响极小,但污泥中含硫量较高,可能会对窑系统结皮及废气排放造成较大影响,因此将本次

试验的主要参数定为 SO₃²⁻。本次试验的污泥 SO₃²⁻的范围为 4.66%~15.21%,平均为 10.5%。试验期间污泥水分波动较小,平均为 33.24%。

试验期间,窑系统的生料及煤的喂入量保持稳定,污泥的喂料量按照以下方式进行(见表 2)。

表 2 工业污泥喂料记录

试验阶段	开始时间	结束时间	喂料量 累计量	
			t/h	t
过渡阶段	12月23日 9:15	12月23日 13:15	1.20	4.80
第一阶段	12月23日 13:15	12月24日 13:15	2.28	59.52
第二阶段	12月24日 13:15	12月25日 9:00	4.56	146.72
第三阶段	12月25日 10:00	12月25日 17:00	7.60	216.30

工业污泥采用人工破袋卸料,通过装有隔栅的溜管卸入皮带秤,皮带秤下方采用螺旋下料器、双翻板阀锁风后送入窑系统进行处置。在整个试验期间,秤上部污泥溜管基本维持满料,秤的下料稳定,从而保证了污泥喂料的连续稳定。

2 试验期间水泥窑系统主要操作参数的变化情况

试验期间,中控室操作员同步记录了水泥窑系统的主要操作参数及入窑物料喂入量的变化情况(见图1)。由图1可见,试验期间窑系统的煤及生料的喂入量的波动均在正常的生产调节范围内,因此试验结果具有典型意义。从污泥的工业分析结果推断,试验所用的漂染污泥的实物基低位热值在850~950 kcal/kg之间。从试验0~4.56 t/h 污泥处置量的累计结果来看,污泥投加量的变化并没有对窑头、窑尾煤粉的喂入量产生显著影响,即使是7.6 t/h 的最大投加量,污泥对窑系统产生的节煤效果也极小。

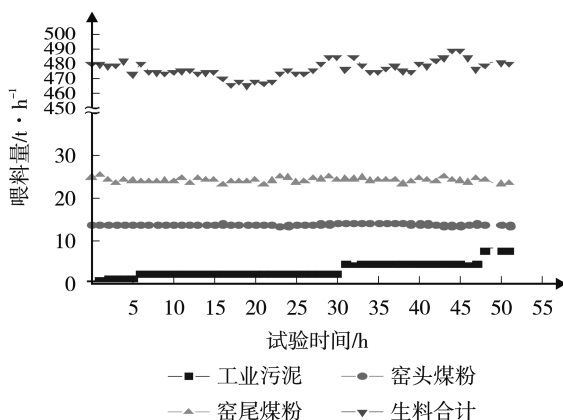


图 1 试验期间水泥窑喂料记录

3 试验前、后系统的风量测试结果

按照试验前、过程中等不同阶段对窑尾废气总管 A、B 2 列及烟囱出口进行了风量的监测工作。监测

结果表明在试验前后,系统的通过风量基本维持稳定,系统的拉风在试验期间基本维持不变,与正常生产监测的结果保持良好的一致性。

结合窑系统的喂煤、喂生料记录,窑系统的通风量在不同的污泥喂入条件下,窑系统风量的波动小于3%。污泥投加量递增的变化并没对系统风量的变化有贡献,系统风量的变化主要是由于系统本身变化引起,由此可认为,窑系统处置污泥不会对系统温度、压力分布及拉风水平产生明显影响。

4 试验前、后烟气成分的测试结果

在试验前、后及过程中分别对系统 A、B 2 列废气总管的烟气成分进行了监测,结果见表3、表4。

表 3 废气总管 A 列烟气成分监测结果

监测序号	污泥量 t/h	温度 °C	压力 Pa	CO ₂ %	O ₂ %	CO mg/m ³	SO ₂ mg/m ³	NO _x mg/m ³
1	0	282	-6 960	37.50	1.33	620	0	680
2	0	284	-6 750	30.51	2.28	591	0	373
3	1.20	284	-6 750	30.50	2.30	715	0	380
4	2.28	265	-6 800	33.00	1.13	471	0	472
5	2.28	288	-6 740	32.90	1.20	292	0	517
6	4.56	248	-6 810	35.18	1.27	160	0	545
7	4.56	275	-6 720	33.42	1.15	280	0	527
8	7.60	274	-6 870	32.93	1.25	223	0	389

表 4 废气总管 B 列烟气成分监测结果

监测序号	污泥量 t/h	温度 °C	压力 Pa	CO ₂ %	O ₂ %	CO mg/m ³	SO ₂ mg/m ³	NO _x mg/m ³
1	0	282	-6 740	28.60	3.00	538	0	607
2	1.20	284	-6 750	30.50	2.30	315	0	473
3	2.28	258	-6 780	32.93	1.33	417	0	468
4	2.28	285	-6 770	32.63	1.30	259	0	474
5	4.56	215	-6 670	33.40	2.14	148	0	719
6	4.56	265	-6 600	34.33	1.10	375	0	507
7	7.60	286	-6 710	32.68	1.58	173	0	398

从监测结果来看,试验对系统烟气成分及系统拉风量的影响很小,比系统因生料磨避峰停转造成的影响要小得多,因此可知,处置含水率小于35%的工业污泥,投加量在0~7.6 t/h 之间时,不会对系统的风量、投加的料及煤之间的匹配关系形成明显的影响。

5 水泥窑煅烧过程物料中硫含量的变化

生料是系统最主要的硫元素来源,污泥中的硫带入量与煤的硫带入量相当。试验中,污泥投加量最大及含硫量最高的条件下,污泥的硫带入量会高于煤的硫带入量。从硫的带入量的分析来看,如何解决系统因处置工业污泥带来硫对窑系统的影响,应与入窑煤粉的含硫量综合考虑。一般可以依靠工厂

对燃煤硫含量的控制及工业污泥处置量、含硫量的要求而确定。

6 试验前、后水泥熟料成分的变化

试验前、后,分别对水泥熟料进行化学分析,结果见表5。

表5 水泥熟料化学成分变化对比

时间	样品号	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	Cl ⁻	SO ₃ ²⁻	f-CaO
试验前	1	21.10	5.28	3.73	65.67	1.19	0.62	0.09	0.034	0.89	0.53
	2	21.32	5.33	3.79	65.74	1.33	0.70	0.09	0.021	0.88	0.89
	3	21.18	5.32	3.72	65.64	1.18	0.63	0.09	0.033	0.88	1.13
	4	21.27	5.36	3.83	66.07	1.21	0.62	0.08	0.024	0.85	0.53
	5	21.14	5.37	3.77	65.42	1.48	0.74	0.09	0.019	1.06	0.89
	6	21.24	5.35	3.75	65.48	1.50	0.75	0.09	0.019	1.07	0.59
试验中	1	21.15	5.31	3.75	65.36	1.48	0.75	0.09	0.019	1.06	1.13
	2	21.19	5.38	3.85	66.10	1.21	0.62	0.07	0.023	0.84	1.36
	3	21.13	5.34	3.76	65.49	1.34	0.69	0.07	0.019	0.83	0.89
	4	20.98	5.32	3.68	65.37	1.40	0.73	0.08	0.022	1.02	0.53
	5	21.17	5.40	3.78	65.39	1.33	0.69	0.08	0.021	0.83	1.01
	6	21.19	5.39	3.79	65.43	1.33	0.69	0.08	0.019	0.83	0.95
	7	21.11	5.31	3.69	65.31	1.39	0.72	0.08	0.023	1.03	1.13
	8	20.91	5.28	3.79	65.08	1.44	0.74	0.08	0.018	1.05	0.53
	9	21.30	5.26	3.81	65.68	1.31	0.64	0.08	0.019	0.83	0.77
	10	21.12	5.29	3.76	65.27	1.45	0.75	0.09	0.022	1.06	0.53

从表5可见,试验前、后水泥熟料化学成分基本保持不变,不同样品之间的波动规律基本一致,由此可判断试验前、后熟料品质会基本保持不变。试验前确定的试验重点影响因素硫组分在熟料中含量有上升的趋势,而氯离子的含量基本不变。

7 试验的初步结论

依据试验期间所有数据的分析,可初步得到以下结论:

1) 从本次试验结果可知,将利用水泥窑协同处置含水率小于35%、SO₃²⁻含量小于15.3%的半干污泥是可行的。

2) 试验前及试验过程中所取的熟料样品中SO₃²⁻含量保持在0.83%~1.07%之间、氯离子含量保持在0.018%~0.034%之间,波动不大且与试验前波动情况大致相同,由此可知水泥窑协同处置此类污泥对产品质量没有明显影响。

3) 即使本次试验的污泥是经过半干化处理的,但由于此类污泥热值较低,低位热值平均仅为1403 kcal/kg(实物基低位热值在850~900 kcal/kg之间),因此节煤效果并不明显。从节能角度考虑,规模化处置污泥时应尽可能需求高热值的污泥以降低系统煤耗。

4) 随着入窑热生料、煤及污泥硫含量的增加,窑系统内SO₃²⁻浓度也有较显著的增加,对烟室的结皮有较明显影响,因此在规模化处置污泥应根据含硫量的高低进行搭配,同时严格控制燃煤的全硫含量,避免入窑物料总硫含量过高。

8 参考文献

- [1] 黄少文. 我国水泥工业的资源与环境问题及对策[J]. 新世纪水泥导报, 2004, (增刊): 41-44.
- [2] 张桦, 张振国. 利用回转窑处理有机漂染污泥的初步工业试验[J]. 水泥, 2005, (3): 35-36.

Test on the Cement Kiln Co-treatment of Dyeing Sludge

Lin Yixiao

Abstract Dyeing sludge can be harmlessly treated by co-process with cement kiln at high temperature. At the same time, energy contained in sludge can be recycled, which can be regarded as an example of economy recycling. The test procedure as well as the primary conclusion of treating dyeing sludge in cement kiln were introduced in this paper.

Key words cement kiln dyeing sludge co-processing

(上接第 9 页)

- 229-244.
- [3] Kaiserli A, Voutse D, Samara C. Phosphorus fractionation in lake sediments—Lakes Volvi and Koronia N Greece[J]. *Chemosphere*, 2002, 46(8): 1314-1319.
- [4] Eiji Komatsu, Takehiko Fukushima. Modeling of P-dynamics and algal growth in a stratified reservoir—mechanisms of P-cycle in water and interaction between overlying water and sediment[J]. *Ecological Modelling*, 2006, 197: 331-349.
- [5] Daniel Abel Shilla, Takashi Asaeda. Phosphorus concentration in sediment, water and tissues of three submerged macrophytes of Myall Lake, Australia[J]. *Wetlands Ecol Manage*, 2006, 14: 549-558.
- [6] 高效江, 陈振楼, 许世远, 等. 长江口滨岸潮滩沉积物中磷的环境地球化学特征[J]. *环境科学学报*, 2003, 23(6): 711-715.
- [7] 高丽, 杨浩, 周健民, 等. 滇池沉积物磷内负荷及其对水体贡献的研究[J]. *环境科学学报*, 2004, 24(5): 776-781.
- [8] 贾晓珊, 徐昕荣, 李适宇, 等. 珠江流域河网底泥的氮磷污染特征及释放机理[J]. *中大学学报*, 2005, 44(2): 107-110.
- [9] 陈春华, 王焰新. 武汉东湖底质磷释放对水体的影响[J]. *环境科学与技术*, 2006, 29(10): 15-17.
- [10] 黄小平, 郭芳, 岳维忠. 南海北部沉积物间隙水中营养盐研究[J]. *热带海洋学报*, 2006, 25(5): 43-47.
- [11] 陈玉娟, 唐永奎, 黄新华, 等. 珠江广州河段中磷的形态研究[J]. *中山大学学报: 自然科学*, 1990, 9(4): 73-78.
- [12] 杨广杏, 刘玉, 陈志雄, 等. 珠江广州市区河段磷的迁移和分布的初步研究[J]. *重庆环境科学*, 1995, 17(4): 14-17.
- [13] 国家环保局《水和废水监测分析方法》编委会. 水与废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 243-248.
- [14] LiXP. Lake eutrophication research and control in USA[J]. *Natural Journal*, 2002, 24(2): 63-68.
- [15] 尹大强, 覃秋荣, 阎航. 环境因子对五里湖沉积物磷释放的影响[J]. *湖泊科学*, 1994, 6(3): 240-244.

Speciation Characteristics of Phosphorus in Overlying Water and Pore Water in Guangzhou Reach of Pearl River

Xian Chaoyan Wu Qunhe

Abstract The species distribution characteristics of phosphorus in overlying water and pore water have studied in Guangzhou reach of Pearl River (from Yagang to Pazhou Bridge). The results for 10 sampling points on six sections show that, the TP in overlying water was in the range of 0.705~3.893 mg/L, showing obvious eutrophication trend, and the concentration distribution characteristics of TDP and PO_4^{3-} are different at each sampling point. The TP and TDP in pore water were related in certain degree. The difference between TP, TDP, and PO_4^{3-} concentrations in pore water at upper and lower layers might be affected by the organic matter and Eh in sediment. The anaerobic environment is favorable for the release of phosphorus from sediment to pore water.

Key words Guangzhou reach of Pearl River TP TDP PO_4^{3-}

关于饮食业油烟监测中若干问题的讨论

李超 李宝铨

(广州市建材工业环境监测站, 广州 510663)

摘要 根据作者长期在监测第一线的实践经验及在油烟监测工作中所遇到的一些具体问题, 着重提出油烟监测过程中应该注意的问题和做好油烟监测工作的具体措施, 既有理论依据, 可操作性也强, 并对监测标准中存在的一些问题发表笔者的见解。

关键词 油烟监测 标准 讨论

随着城市规模的扩大, 人口的增长, 旅游业的兴起, 饮食业迅速发展壮大。饮食业的快速发展, 对繁荣经济、方便和丰富居民的生活起到了积极的作用, 但因该行业网点遍布城区大街小巷, 营业中带来的油烟污染问题日益突出, 已成为居民环保投诉的热点问题之一。因此, 有必要进一步加强对饮食业油烟排放的监督管理, 保障居民的环境权益, 而饮食业的油烟监测是这项工作的重要内容。现行国标《饮食业油烟排放标准(试行)》(GB 18483-2001)(下文简称为《标准》)涉及的油烟采样和计算方法, 尚有一些问题值得进一步探讨^[1-3], 本文将展开适当的讨论。

1 油烟采样

饮食业油烟排放监测工作程序较长、步骤较多, 其中油烟采样是最重要的步骤之一, 要取得客观而有代表性的监测数据, 离不开采样监测人员的专业操作。

1.1 采样滤筒

《标准》中没有提及使用何种具体材质滤筒为优, 笔者日常的油烟监测一般使用不锈钢丝滤筒。使用不锈钢丝滤筒, 每次清洗完毕后需及时把滤筒放在通风的地方干燥, 防止滤筒生锈而影响监测结果。笔者曾在一次油烟监测中因大意而使用了一个带有铁锈的滤筒, 导致监测数据显著偏高。

1.2 采样布点

《标准》要求“采样位置应优先选择在垂直管段。

应避免烟道弯头和断面急剧变化部位。采样位置应设置在距弯头、变径管下游方向不小于 3 倍直径, 和距上述部件上游方向不小于 1.5 倍直径处, 对矩形烟道, 其当量直径 $D = 2AB/(A+B)$, 式中 A、B 为边长”。但是, 在实际监测工作中, 经常遇到空间位置有限、情况各异, 不可能完全满足上述采样条件的要求, 这时只能在可操作条件下选取比较适宜的管段为采样位置。根据笔者的经验, 需要特别注意 2 种情况: ① 大多数饮食企业在油烟治理设施后的排放管段都是水平管段; ② 部分饮食企业在治理设施前、后找不到符合标准中要求的管段进行开孔监测。就第①种情况而言, 由于水平管段中油粒在重力沉降作用下会趋向向下运动, 因此在监测的时候需要把采样嘴位置往截面中心点稍向下移或在该截面增加 1 至 2 个监测点以弥补油粒分布不均匀所造成的影响。就第②种情况而言, 由于难以找到符合标准采样要求的布点管段, 而采样位置离弯头、变径管位置过近容易造成流速、排气量、油烟浓度等测量结果的代表性不足, 这种情况只能把采样点设置在离弯头、变径管尽可能远的位置, 并在采样截面多设置采样点, 把受采样条件限制所造成的影响减少到最低。此外, 为防止排烟管负压作用导致滤筒中的油烟颗粒被倒吸入排烟管内, 应尽可能把采样位置选择在排烟管抽、排风机的后面。

1.3 采样时间和频次

《标准》对油烟监测时的采样工况和采样时间有

明确的规定：“采样工况应在油烟排放单位(炒菜、食品加工或其他产生油烟的操作)高峰期;采样时间应在油烟排放单位正常作业期间,采样次数为连续采样 5 次,每次 10 min”。上述规定对于大型饮食业单位基本上是合适的,但对于分布在大街小巷,营业面积只有数 10 m² 的众多小餐馆来说,许多时候采样时间很难满足《标准》要求,因其正常作业的高峰期持续时间往往不足 0.5 h,难以取得 3 个有效监测数据(《标准》要求 5 次采样中至少有 3 个数据参与平均值计算),给监测工作带来实际困难。而小餐馆的油烟排放是居民投诉的热点,也是环保管理的重点和难点。《标准》规定的采样时间不适合面广量大的小型油烟排放单位的油烟排放监测,建议《标准》修订时,以 10 min 为采样时间单元,视油烟排放单位的具体作业情况决定高峰期采样频次和采样时间,对有条件的单位实施连续采样 5 个时间单元,对于没有条件的单位应允许适当减少采样频次或缩短采样时间。比如,某小型饮食企业的正常作业炒菜持续时间为 30~40 min,监测方案可设置 3 个采样时间单元,而不必设置 5 个采样时间单元。事实上,对小型企业来说,关键是保证所采样品的有效性(作业高峰期)。

2 油烟排放浓度的计算

2.1 基准灶头数的折算

基准灶头数的折算是油烟排放监测中数据处理的重要内容。按《标准》方法,“基准灶头数按灶的总发热功率或排气罩灶面投影总面积折算”。而在实际监测工作中,估算厨房炉灶排气罩的投影面积要比估算炉灶的发热功率更具可操作性,因此折算基准灶头数时一般采用排气罩的总面积除以 1.1 的方法(每个基准灶头对应的排气罩灶面投影面积为 1.1 m²)。然而,估算排气罩的面积时往往会遇到一些问题,如

厨房排气罩的下方不一定就是产生油烟的炉灶。饮食企业炉灶一般有油炉和蒸炉 2 种,而油烟排气罩面积只是与产生油烟的油炉有关。为有效估算产油烟炉灶的排气罩面积和基准灶头数,笔者建议根据厨房排气罩总面积、炉灶的总数(包括蒸炉和油炉)和实际工作的油炉数目,按式(1)折算基准灶头数(n)。

$$n = \frac{\text{实际使用灶头数}}{\text{总灶头数}} \times \frac{\text{总排气罩面积}}{1.1} \quad (1)$$

需要指出的是,个别企业将炉灶的排气罩面积设置得较大,此时不宜依据排气罩面积来折算基准灶头数,而应按炉灶的总发热功率来折算(如按耗油量折算)。

2.2 分析结果处理

分析结果处理,《标准》要求“5 次采样分析结果之间,其中任何一个数据与最大值比较,若该数据小于最大值的 1/4,则该数据为无效值,不能参与平均值计算。数据经取舍后,至少有 3 个数据参与平均值计算。若数据之间不符合上述条件,则需重新采样”。在实际工作中,饮食单位油烟产生量与就餐人员多少有关,与烹饪方法有关,油烟排放工况变化较大,一般炒、炸油烟产生量较大,而蒸、煮油烟产生量较小。对于大型饮食企业,以最大值的 1/4 作为作业高峰期的界定值是合理的,但对于小型油烟排放单位,实施起来会遇到实际困难,甚至难以操作(正常作业时间较短,往往只能取得一个有效数据)。因此,对油烟排放企业进行适当分类,区别对待更为合理。

3 参考文献

- [1] 袁文昌,王统旺. 饮食业油烟排放采样时间与数据处理探讨[J]. 江苏环境科技,2002,15(2):46-47.
- [2] 刘从平,何雨箐. 餐饮业油烟测试中需要注意的问题[J]. 环境监测管理与技术,2003,15(2):35-36.
- [3] 郭峰. 测定饮食行业排放油烟的方法探讨[J]. 陕西环境,2003,10(6):77-78.

Discussion on the Monitoring of the Catering Oil Fume

Li Chao Li Baochen

Abstract Based on the long-term practical experiences, a few problems in the monitoring of catering oil fume were discussed, and some suggestions were made for the reedition of catering oil fume monitoring standards.

Key words fume monitoring standards discussion

我国环境税收政策现状及问题

乐小芳^{1,2} 张颖¹ 刘豫¹

(¹深圳大学经济学院, 广东 深圳 518000; ²北京大学深圳研究生院, 广东 深圳 51800)

摘要 我国现行的税收体制是 1994 年改革后的新税制,我国严格意义上的环境税只有资源税,大量的环境税收政策则散见于各税种之中。文章对见于各税种中的环境税收政策进行了综述,分析了我国这种税收政策体系存在的问题,并提出了分阶段完善环境税收政策体系的建议。

关键词 税收体系 环境保护 环境税收政策

环境税收政策是一种调节环境污染以保护环境的经济手段,广义的环境税收政策包括环境税、与环境和资源有关的税收和优惠政策、消除不利环境影响的补贴政策和环境收费政策。狭义的环境税收政策是指对开发、保护和使用环境资源的单位和个人,按其对环境资源的开发利用、污染、破坏和保护程度进行征收和减免的一种税收^{[1]2-17},即环境税。环境排污收费和环境税收政策构成了我国目前环境保护税费政策的基本格局,但随着中国环境问题的日益严峻,排污收费制度的先天性不足逐渐显现,如收费标准低、法律效率弱、征收不规范等;加之中国正在实施的税费改革方案,这些使得对我国目前环境税收政策的研究尤其重要。

1 我国环境税收政策现状

我国现行的税收体制是 1994 年改革后的新税制。按课税对象的性质把税收分为流转税、所得税、财产税、资源税和行为税 5 类。我国严格意义上的环境税只有资源税,除资源税外,我国还有一些与环境相关的税种(见表 1),通过这些税种的优惠规定鼓励环境保护行为,为我国环境保护提供了一定的经济刺激和资金。

1.1 增值税

涉及环境保护的增值税其目的在于通过优惠政策来鼓励资源综合利用、促进废旧物资回收、鼓励清洁能源和环保产品的生产、鼓励环境基础设施的建设。诸多优惠政策见表 2。

表 1 我国与环境保护相关的税收项目

税种	税收项目
流转税	增值税
	消费税
	关税
所得税	企业所得税
	外商投资企业和外国企业所得税
资源税	资源税
	城镇土地使用税
	耕地占用税
行为税	车船使用税
	城市维护建设税

1.2 消费税

消费税是我国 1994 年税制改革时设置的税种,是对货物征收增值税以后,再根据财政或调节目的,对一些特定产品征收的税种,当时主要选择了烟、小汽车、摩托车、轮胎等 11 类应税产品。与环境相关的税目征收情况见表 3。

在 1994 年消费税征收的基础上,陆续出台了一些有针对性的环保消费税政策。

1) 为保护生态环境和减少机动车辆排气污染,调高了含铅汽油税率,即从 1999 年 1 月 1 日起,含铅汽油的消费税税率由 0.2 元/L 提高到 0.28 元/L。(财税字[1998]163 号)。

2) 对低污染机动车减税,并且逐步提高了标准。根据财税[2000]26 号的规定,企业生产销售达

表 2 与环境保护相关的增值税优惠政策

政策目的	优惠方式	优惠项目	政策依据
鼓励资源综合利用	免征	① 企业利用废液(渣)生产的黄金、白银	财税字[1995]44号 财税字[1996]120号 国税函[2008]116号
		② 在生产原料中掺有不少于 30%的煤矸石、石煤、粉煤灰、烧锅炉的炉底渣(不包括高炉水渣)的建材产品(包括商品混凝土)	国税函[2003]115号 财税字[1995]44号 财税字[1996]120号
	减半征收	③ 利用煤矸石、石煤、煤泥、油母页岩(用量占发电燃料的比重必须达到 60%以上)生产的电力	财税[2004]25号 财税[2001]198号
		④ 利用城市生活垃圾(重量占发电燃料的比重不低于 80%)生产的电力	
	即征即退	⑤ 利用煤炭开采过程中伴生的废弃物油母页岩生产加工的页岩油及其它产品	
		⑥ 生产原料中掺有不少于 30%的废旧沥青混凝土生产的再生沥青混凝土	财税[2001]198号
		⑦ 在生产原料中掺有不少于 30%的煤矸石、石煤、粉煤灰、烧锅炉的炉底渣(不包括高炉水渣)及其他废渣生产的水泥(包括水泥熟料)	
		⑧ 对生产原料中粉煤灰和其他废渣掺兑量在 30%以上的水泥熟料	国税函[2003]1164号
	先征后退	⑨ 燃煤电厂烟气脱硫副产品,包括:二水硫酸钙含量不低于 85%的石膏、浓度不低于 15%的硫酸、总氮含量不低于 18%的硫酸铵	财税[2004]25号
		⑩ 对煤层气抽采企业的增值税一般纳税人抽采销售煤层气实行增值税先征后退政策	财税[2007]16号
促进废旧物资回收	免征	① 废旧物资回收经营单位销售其收购的废旧物资	
	抵扣	② 增值税一般纳税人生产企业购入废旧物资可按普通发票上注明的金额的 10%计算抵扣进项税额	财税[2001]78号
鼓励清洁能源和环保产品的生产	减半征收	① 利用风力生产的电力	财税[2001]198号
		② 列入《享受税收优惠政策新型墙体材料目录》的新型墙体材料产品	财税[2004]25号
鼓励环境基础设施建设	免征	① 各级政府及主管部门委托自来水厂(公司)随水费收取的污水处理费	财税[2001]97号

表 3 部分消费税税目与税额

税目	机动车排气量/mL	税率
汽油		0.2元/L
柴油		0.1元/L
汽车轮胎		10%
摩托车		10%
小轿车	≥2200	8%
	1000~2200(含1000)	5%
	<1000	3%
越野车(4轮驱动)	≥2400	5%
	<2400	3%
小客车(面包车)	≥2000	5%
	22座以下	3%

到低污染排放标准的(相当于欧Ⅱ标准)的小轿车、越野车和小客车,减征 30%的消费税。财税[2003]266号规定,自 2004 年 1 月 1 日起,对企业生产销售的达到 GB 18352-2001 排放标准(相当于欧洲Ⅱ标准)的小汽车,停止减征消费税,一律恢复按规定税率征税;自 2004 年 7 月 1 日起,对企业生产销售达到相当于欧洲Ⅲ号排放标准的小汽车减征 30%的消费税。但根据财税[2004]142号,目前此项优惠政策已暂缓执行。

3) 自 2001 年 1 月 1 日起,对“汽车轮胎”税目中的子午线轮胎免征消费税,对翻新轮胎停止征收消费税。其余轮胎继续按 10%税率征收消费税(财税字[2000]145号)。

4) 2006 年消费税作了大的调整,有利于环境保

护的包括:①扩大成品油消费税征收范围,对航空煤油、石脑油、溶剂油、润滑油、燃料油开始征收消费税。②将木制一次性筷子和实木地板纳入了消费税征税范围,税率均为5%。③对小汽车消费税作调整,提高了大排量和高耗能小轿车、越野车的消费税税率。

1.3 所得税

为了进一步加大环境保护力度,我国近年来出台了一些对资源节约、环境保护的所得税专项政策。

1.3.1 鼓励资源综合利用的所得税优惠政策

根据财税[1994]1号文件规定,企业利用废水、废气、废渣等废弃物为主要原料进行生产的,可在5a内减征或者免征所得税。具体包括:①企业在原设计规定的产品以外,综合利用本企业生产过程中产生的、在《资源综合利用目录》内的资源作主要原料生产的产品的所得,自生产经营之日起,免征所得税5a。②企业利用本企业外的大宗煤矸石、炉渣、粉煤灰作主要原料,生产建材产品的所得,自生产经营之日起,免征所得税5a。③为处理利用其他企业废弃的、在《资源综合利用目录》内的资源而新办的企业,经主管税务机关批准后,可减征或者免征所得税1a。

1.3.2 对国家鼓励发展的环保产业设备实行投资抵免、加速折旧或免税政策

为了鼓励环保产业的发展,国家经贸委、国家税务总局制定了《当前国家鼓励发展的环保产业设备(产品)目录》,目录公布的环保产业设备(产品),包括水污染治理设备、空气污染治理设备、固体废弃物处理设备、噪声控制设备、环保监测设备、节能与可再生能源利用设备、资源综合利用与清洁生产设备、环保材料与药剂等8类,共62项。具体内容包括:①企业技术改造项目凡使用目录中的国产设备,享受投资抵免企业所得税的优惠政策;②企业使用目录中的国产设备,经企业提出申请,报主管税务机关批准后,可实行加速折旧办法。③对专门生产目录内设备(产品)的企业(分厂、车间),在符合独立核算、能独立计算盈亏的条件下,其年度净收入 ≤ 30 万元的,暂免征收企业所得税, > 30 万元的部分,依法缴纳企业所得税(国经贸资源[2000]159号、国经贸[2002]23号)。

1.3.3 环保技术、产品和环保投资的优惠

国家经贸委《关于加快风力发电技术装备国产化的指导意见》规定,鼓励外商在我国合资开发风力发电技术和装备,加快国产进程。对外商投资建设风

力发电场采购的国产装备,按照《国务院办公厅转发外经贸部等部门关于当前进一步鼓励外商投资的意见的通知》(国办发[1999]73号),可在增值税和企业所得税方面享受优惠政策。即可以享受退还增值税和投资抵免所得税40%的优惠。

国经贸资源[2000]1015号文件,《关于加强工业节水工作的意见》的通知规定,通过财政补助、减免有关事业性收费等政策,鼓励和支持节水技术改造和废水回收。工业企业节水技术改造国产设备投资的40%,可按财政部、国家税务总局财税字[1999]290号文件有关规定,抵减当年所得税。对于以废水为原料生产的产品,可以按照财政部、国家税务总局财税字[1994]001号文件的有关规定,减免所得税5a。

1.3.4 对外商投资企业和外国企业有利于环保的行为给与优惠

为防治环境污染,保护生态环境,加速社会服务基础设施建设,对从事污水、垃圾处理业务的外商投资企业可以认定为生产性外商投资企业,享受“两免三减半”优惠(国税函[2003]172号)。

《中华人民共和国外商投资企业和外国企业所得税法》十九条规定,为科学研究、开发能源、发展交通事业、农林牧业生产以及开发重要技术提供专有技术所取得的特许权使用费,经国务院税务部门批准,可以按减10%的税率征收所得税,其中技术先进或者条件优惠的,可以免征所得税。根据《中华人民共和国外商投资企业和外国企业所得税法实施细则》第66条,其中与环境有关的可以享受优惠的技术包括:①改良土壤、草地,开发荒山,以及充分利用自然资源的技术;②培育动、植物新品种和生产高效低毒农药的技术;③对农、林、牧、渔业进行科学生产管理,保持生态平衡,增强抗御自然灾害能力等方面的技术。④在节约能源和防治环境污染方面提供的专有技术所收取的使用费。⑤煤的液化、气化及综合利用技术。

1.3.5 支持、鼓励有助于环保的行为

1.3.5.1 淘汰消耗臭氧层物质生产线企业取得的赠款免征企业所得税

为了顺利履行《关于消耗臭氧层物质的蒙特利尔议定书》中规定的淘汰消耗臭氧层物质的义务和要求,促进我国环境保护事业,国家环保总局建议凡经国家环保总局通过招标确定需要淘汰消耗臭氧层生产线企业所获得的“议定书”多边基金的赠款,经

国家税务总局批准,可视为有指定用途的基金,免予征收企业所得税(国税函[2000]228号)。

1.3.5.2 向中华环境保护基金会的捐赠税前扣除

对纳税人向中华环境保护基金会的捐赠,可纳入公益救济性捐赠范围,企业所得税纳税人捐赠额不超过应纳税所得额 3% 的部分,个人所得税纳税人捐赠额不超过应纳税所得额 30% 的部分,允许在税前扣除(国税函[2003]762号)。自 2004 年 1 月 1 日起,对企业、事业单位、社会团体和个人等社会力量,通过中华环境保护基金会用于公益救济性的捐赠,准予在缴纳企业所得税和个人所得税前全额扣除(财税[2004]172号)。

1.3.5.3 对环境保护方面的奖金免征个人所得税

省级人民政府、国务院部委和中国人民解放军以上单位,以及外国组织、国际组织颁发的环境保护方面的奖金,免征个人所得税(《中华人民共和国个人所得税法》第 4 条第 1 款)。

1.4 资源税

资源税是以国家矿产资源的开采和利用为对象所课征的税。开征于 1984 年,1994 年税制改革中制定了新的条例。开征资源税,旨在使自然资源条件优越的级差收入归国家所有,排除因资源优劣造成企业利润分配上的不合理状况,资源税税目、税额幅度见表 4。由于资源税征收仅包括矿产资源和盐,对森林、草原、水资源等资源的开采还是实行无偿的,加上资源税税率偏低,使得我国资源税费极端不合理。林毅夫在北京大学举行的“中国经济研究中心(CCER)中国经济观察”第十次报告会上指出,资源税费不合理不仅成为导致中国目前收入差距扩大和收入分配不均的主要症结之一,也进一步加剧了中国经济发展所面临的资源与环境压力。

1.5 关税

“十五”期间,我国多次调整和完善出口退税政策和关税政策,对高污染行业降低了出口退税税率或取消了出口退税税率,提高或开征了高污染行业关税税额和税目(财税[2007]90号)。

1.6 城市维护建设税

城市维护建设税是我国在 1985 年设立的,其目的是为了扩大和稳定城市维护建设资金的来源,加强城市的维护建设而征收的一种地方特定税。所征

表 4 资源税税目税额幅度

税目	税额	
原油	8~30 元/t	
天然气	(2~1.5) × 10 ⁻³ 元/m ³	
煤炭	0.3~5 元/t	
其他非金属矿原矿	0.5~20 元/t 或 0.5~20 元/m ³	
黑色金属矿原矿	2~30 元/t	
有色金属矿原矿	0.4~30 元/t	
盐	固体盐	10~60 元/t
	液体盐	2~10 元/t

税款专门用于城市住宅、供水、环境卫生等公共设施的建设和维护,具有专款专用的特点,已成为城市基础设施投资的重要来源,也成为城市环境基础设施的建设资金的来源。

1.7 城镇土地使用税和耕地占用税

城镇土地使用税开征于 1988 年,其目的是为了促进合理使用城镇土地资源,适当调节城镇土地级差收入。但因其税率较低,对于城镇土地资源节约和合理使用刺激作用较小。耕地占用税开征于 1987 年,其目的是为了减少日益减少的农用耕地,尽管耕地占用税的税额较低,但对抑制乱占滥用耕地资源起到了一定的作用。

1.8 其它支持环保工作的税收措施

在房产税、土地使用税、车船使用税等税种中也体现了环境保护的作用。

免征车船使用税的有:由国家财政部门拨付事业经费的环保单位自用的车船(财税地字[1986]第 008 号);环保部门使用的各种洒水车,垃圾车船(国税发[1986]90号),环卫、环保部门的路面清扫车、环境监测车(财税地[1987]3号);市内公共汽车、电车(财税地字[1986]第 008 号);国有林区天然林资源保护工程实施企业和单位用于天然林保护工程的车船(财税[2004]37号)。

免征土地使用税和房产税的有:国有林区天然林资源保护工程实施企业和单位用于天然林保护工程的房产、土地,对由于国家实行天然林资源保护工程造成森工企业的房产、闲置 1 a 以上不用土地(财税[2004]37号)。

2 我国环境税收政策存在的问题

我国现行环境税收政策已经形成了鼓励资源节

约、限制污染、保护环境的政策导向,与政府的排污收费制度和排污许可证制度等其他有关措施相配合,在减轻或消除污染、节约和合理利用资源、加强环境保护、促进我国可持续发展方面发挥了积极的作用^[2]。但是我国目前尚未真正构建起环保税收体系,面对日趋严重的环境状况,我国现有的环境税收政策明显存在以下几点问题。

2.1 我国现有环境税收政策缺乏规范性和系统性

从上面政策归类中可以看出,我国的环境税收政策散见于各税种之中,税收政策杂乱,税收优惠原则不明确,没有形成规范性和系统性。首先表现在我国已有的环境税收政策涉及到增值税、消费税、所得税等6、7个税种,但这些规定零星琐碎,没有形成一套完整的、以促进生态保护为目标的、各税种要素相互配合、相互制约的税制体系,相反,还存在不少经济、环境相冲突的税收优惠政策,比如对农药、化肥等污染行业出于发展农业等原因实施了不少优惠政策,而对无污染的产品和清洁生产以及再生资源的回收利用项目,还缺乏有效的税收优惠政策的支持。其次是政策的出台在一定程度上给人以“一事一议”的感觉。例如,同时为了鼓励利用废弃物,利用煤矸石、石煤、煤泥、油母页岩(用量占发电燃料的比重必须达到60%以上)生产的电力实行增值税减半征收,而利用城市生活垃圾(重量占发电燃料的比重不低于80%)生产的电力则实行增值税即征即退。再就是环境税收优惠政策的法律地位偏低,大多以部门规章的形式出台,而不是在税法或条例中明确规定。

2.2 环境排污收费是我国限制污染的主要形式,环境税缺位

如前所述,我国严格意义上的环境税只有资源税,缺少以保护环境为目的,针对污染环境的行为或产品课征的专门税种,即环境保护税,这一税种应当在环境保护税收制度中处于主体地位,它的缺位既限制了税收对污染、破坏环境的行为的调整力度,也难以形成专门用于环境保护的税收收入来源,弱化了税收的环境保护作用。

目前限制污染的主要形式是排污费。虽然排污费和环境税的理论基础都是污染者负担,即谁污染谁付费原则,而且也具有环境税的鼓励消减污染和筹集环境治理资金,但我国的排污收费制度还有

待改进。首先排污费的征收标准过低,理论上,收费标准应不低于环境成本曲线与环境收益曲线相交点的污染防治曲线,否则污染单位将不会致力于污染的防治。我国目前收费标准远低于按照环境经济理论计算出来的最佳收费标准。其次排污费征收存在困难,排污费不能足额征收,存在政府干预、执法不严等现象,这是因为排污费收取不能纳入税收征管法的管辖范围,其征收管理缺乏法律保障。最后,排污收费的征收内容有待完善,对于许多已造成环境污染的项目仍没有列入到收费范围之内。我国规定了污水、废气、废渣、噪声和放射性等5大类100多项排污收费的功能,但仍还有相当多的污染物,如恶臭物质、部分工业固体废弃物、生活垃圾,以及对机动车、飞机、船舶等流动污染源等仍未开征排污费。

2.3 资源税税制不合理

资源税税制不合理,难以充分发挥其促进资源合理开发和可持续利用的作用。主要体现在:功能定位单一,没有充分考虑节约资源降低污染的功能,不利于将资源开采所造成的外部成本内在化,不能遏制资源浪费;征收范围仅限于主要矿产品和盐,对大部分非矿产品,如森林、草原、海洋、名贵中药材、水资源等,都没有征税,助长了非税资源的掠夺性开采,不能充分发挥其对保护自然资源、保护生态环境的作用;资源税征收定额偏低,资源税本身应对超负荷使用自然资源或滥用资源带有经济上的惩罚性,而现行资源税单位税额太低不能对使用者起到制约作用;对已开采而未销售的资源不征税,造成大量资源的积压和浪费;计税依据不合理,我国现行资源税的计税依据是纳税人开采和生产应税产品销售数量,即从量定额征收,在资源产品价格和收益不断上涨的情况下,资源税收入却固定不变;资源税与资源补偿费并存,不利于规范政府对资源品的调节^[3]。

2.4 环境税收形式单一

环境税收优惠的政策手段包括直接优惠和间接优惠2大类。直接优惠的具体方式主要是免税、减税、退税;间接优惠的具体方式主要是税收扣除、加速折旧等。一般情况下,直接优惠对纳税义务人争取或骗取税收优惠的刺激作用大,间接优惠对纳税义务人调整生产经营活动的激励作用大。因此,在选择税后优惠的手段时,主要应当运用间接优惠,尽可能地少用直接优惠。我国目前除了对国家鼓励发展的

环保产业设备实行投资抵免、加速折旧或免税政策外,一般只限于对废物利用给予直接减免等项目,并没有规定允许企业对生产经营过程中使用的无污染或减少污染的机器设备,如无公害的生产设备、特定的基础材料产业结构改善用设备等实行加速折旧制度,这样不但不利于抑制污染,而且还妨碍了企业积极开发技术和加速设备的更新换代^[4]。

3 构建我国环境税收政策体系的展望

“十五”规划制定的“城乡环境质量改善,主要污染物排放总量比 2000 年减少 10%”的目标没有如期实现,“十一五”规划要求在 2010 年前单位 GDP 能耗要降低 20%左右。从 2006 年及 2007 年的情况来看,局势不容乐观,而我国近期粮食和能源价格的全面上涨引发了新一轮的通货膨胀。这些情况都说明开征环保税的必要性,但是由于新的排污费征收条例从 2003 年 7 月才开始施行,从政策稳定性的角度看,马上要求费改税、开征独立环境税不现实。一方面,独立环境税的开征需要与税制改革进行通盘考虑,另一方面,开征新税制方案需要全国人大批准才能生效,涉及到各方面利益冲突,阻力较大,企业也不一定能承受。所以我国环境税收政策的完善需要循序渐进、分步实施,可分近期、中期和长期 3 个目标。

3.1 近期消除不利于环境的补贴和税收优惠政策、完善环境收费政策以及调整消费税税目

我国税收体系中为了针对某个目标设置了各种各样的税收优惠政策,这些优惠政策虽然能实现既定的目标,但是也间接地鼓励资源使用和环境破坏,对我国的环境保护带来负面影响,因此,这些补贴和税收优惠政策应该清理和消除,在制定新的相应政策时应综合考虑经济、社会和环境的影响。环境收费政策近期还将持续存在,因此需要对环境收费的征收、管理和使用进行改革,提高征收标准,增强排污收费

制度的规范性和强制性,保证排污收费的足额征收,加强排污收费资金的使用和管理,切实保障对环保的投入。调整消费税税目,将一些污染产品有选择性地纳入消费税征收范围,而对低污染的相关产品予以免税或减税。

3.2 中期以“流转三税”为税基开征环保附加税

增值税转型、企业所得税合并和降低税率的减税措施是税制发展的必然趋势^[5]。开征流转税性质的环保附加税,专款专用于环境保护产业。这样不仅可以减缓减税引起的财政压力,还可以引导企、事业单位有利于资源节约使用和环境保护的行为。

3.3 远期实行环境费改税,建立独立型环境税方案

环境费改税可以增加环境税的法律地位,减少征收阻力,可以纳入预算管理,改变乱收费的状况。环境费改税后,可以建立独立型环境税,独立型环境税是在现有税制中单独设立环境税种,该税种下主要有环境税、直接污染税和污染产品税^[10-12]。独立型环境税一方面通过加重污染者的税收负担,促其减轻或停止对环境的污染和破坏;另一方面又可以以为环境保护事业筹资。

4 参考文献

- [1] 王金南,张德勇,葛察忠,等. 打造中国绿色税收——中国环境税收政策框架设计与实施战略[J]. 环境经济,2006,(9):10-20.
- [2] 苏明,傅志华,刘军民,等. 中国环境经济政策的回顾与展望[J]. 经济研究参考,2007,(27):2-23.
- [3] 杨人卫. 我国资源税费制度现状及其完善措施[J]. 环境经济,2005,17:44-46.
- [4] 马国强. 完善现行税收优惠制度的设想[J]. 中国财政,2003,(9):17-18.
- [5] 岳树民. 新一轮税制改革中需要处理好的几个问题[J]. 公共经济评论,2006,(1):66-67.

On the Environmental Tax Policies of China

Yue Xiaofang Zhang Ying Liu Yu

Abstract In the active tax system in China, reformed in 1994, only the resource tax is the proper environmental tax, while there are many environmental tax policies described separately in other items of taxation. In this paper, the environmental policies described in the active tax system are summarised, the problems are discussed, and suggestions are given on how to perfect the environmental tax policies.

Key words tax system environmental protection environmental tax policies

基于生态足迹的云南省大理州生态安全评价

卢星星 侯明明 胡艳荣 史岩松

(昆明理工大学环境科学与工程学院, 昆明 650093)

摘要 文章应用生态足迹理论对大理州的生态安全现状进行了分析,结果表明大理州处于生态不安全状态,其中耕地、水域、草地和化石燃料都处于不安全状态,而草地和化石燃料生态安全形势最为严峻。最后针对大理州的生态安全形势相应地给出了一些建议。

关键词 生态足迹 生态安全 大理州

由于生态恶化和环境问题日益严重,特别是生态灾难的频繁发生,生态安全逐渐成为人类生存与发展的全球性问题,生态安全研究的紧迫性和必要性越来越大。生态安全作为国家或地区安全的有机组成部分,其重要性日益突出^[1-2]。现有的生态安全的评价方法主要有综合指数法、景观生态学方法、生态系统安全的综合评价法和生态安全承载力的评价方法 4 种^{[3]、[4]、[20]}。所有这些方法存在的主要问题是评价方法复杂,涉及的评价因子繁多,需要人为赋值,主观因素影响大,评价指标和划分等级的标准很难统一,因而评价结果在不同的时空条件下没有可比性^{[4]、[20]、[5]}。

上世纪 90 年代,加拿大生态经济学家 W Rees 和 M Wackemagel 提出了生态足迹模型^{[6]、[23]、[7]},简明、直观、定量地给出了“强可持续性”的度量方法,用生态生产性面积表达特定的经济系统和人口对自然资源的消费量,并与该地区实际的生态供给能力相比较,衡量地区的可持续发展。生态足迹指标作为一种衡量自然资本可持续利用的生物物理定量评价工具,吸引众多学者进行了大量研究^{[8]、[29]、[9-11]},但是将生态足迹应用于生态安全评价则较少。本文用生态足迹模型对云南省大理州生态安全进行评价,并为当前云南省大理州生态不安全的现状提供相应对策。

1 生态足迹模型简述

1.1 生态足迹理论

生态足迹是指在现有技术条件下,按空间面积

计量的支持一个特定地区的经济和人口的物质、能源消费和废弃物处理所要求的土地和水等自然资本的数量^[12]。它主要包括 3 个常用的衡量指标^{[6]、[25]、[13-14]}:
① 生态足迹(EF),指特定区域在一定人口和经济规模条件下,维持这些人口自然资源消费、能源消费和吸纳废弃物所需要的生态生产性土地面积(包括陆地和水域);EF 表征人类的生态需求,即人类社会发展对环境造成的生态负荷,其值越大对环境的破坏越大。
② 生态承载力(EC),指一个地区所能提供给人类的生态生产性土地面积总和;BC 表征区域生态系统供给人类自然资源 and 生态服务的能力。
③ 生态赤字(ED)或盈余(ER)指生态承载力与生态足迹之差;ED(ER)反映该区域人口对自然资源的利用状况和计算时刻该区域的生态可持续性。

生态足迹的计算是基于以下 3 个基本假设^{[8]、[31]}:

① 人类可以确定自身消费的绝大多数资源及其所产生的废物的数量;
② 这些资源和废弃物能转换成相应的生物生产性面积;
③ 这些土地在空间上是互斥的,即不同的资源消耗只能转换成一种类型的土地。

1.2 计算模型

1.2.1 生态足迹的计算

生态足迹又称生态占用,其中生态生产性土地面积分为 6 种类型:化石燃料土地、可耕地、林地、草场、建筑用地和水域^[15]。其计算公式为:

$$EF = N \cdot ef = N \cdot \sum_{i=1}^n aa_i = N \cdot \sum_{i=1}^n C_i / P_i \quad (1)$$

式中: EF ——总的生态足迹, hm^2 ;
 N ——代表区域的人口数, 人;
 ef ——人均生态足迹, $\text{hm}^2/\text{人}$;
 i ——所消费的商品或折算的投入类型;
 aa_i ——人均 i 中交易商品折算的生物生产性面积, $\text{hm}^2/\text{人}$;
 P_i —— i 中消费商品的单位面积平均生产能力, kg/hm^2 ;
 C_i —— i 中商品的人均消费量, $\text{kg}/\text{人}$ 。

1.2.2 生态承载力的计算

生态承载力也称生态供给, 是计算区域能够提供的各类土地的生态生产性面积。不同区域的资源禀赋有很大的差异, 因此在计算生态承载力时除了乘以均衡因子外, 还要乘以一个产出因子, 用以平衡不同区域中同类土地的生产能力的差距。生态承载力中只计算 5 种用地的供给, 计算公式为:

$$EC = N \cdot ec = N \cdot \sum_{j=1}^n a_j r_j y_j \quad (2)$$

式中: EC ——总的生态承载力, hm^2 ;
 N ——总人口数, 人;
 ec ——人均生态承载力, $\text{hm}^2/\text{人}$;
 j ——土地类型;
 a_j ——第 j 类土地的生物生产面积, $\text{hm}^2/\text{人}$;
 r_j —— j 类土地的均衡因子;
 y_j —— j 类土地的产出因子。

1.2.3 生态赤字的计算

生态赤字或盈余的计算公式为:

$$ED(ER) = EF - EC = N \cdot (ef - ec) \quad (3)$$

式中: ED 表示生态赤字, hm^2 ; ER 表示生态盈余, hm^2 ; 其他符号同前。

2 研究方法

2.1 生态安全评价方法

肖玲等在生态足迹原理的基础上, 提出生态压力指数的概念^[6]。将生态压力指数定义为某一国家或地区可更新资源的人均生态足迹与生态承载力的比率, 它代表了区域生态环境的承压程度, 其模型为:

$$T = ef/ec \quad (4)$$

式中: T ——生态压力指数; ef, ec 同前。

为了确定科学的评价指标及等级划分, 根据世界自然基金会(WWF)2004 中提供的 2001 年全球

147 个国家或地区的生态足迹和生态承载力数据, 利用生态压力指数模型计算其生态压力指数, 其变化范围为 0.04~4.00。为便于研究结果的相互比较, 并对生态压力指数值进行标准化处理, T^* 为标准化处理后的生态压力指数, 其计算公式如下:

$$T^* = T/T_{\text{标}} \quad (5)$$

式中: $T_{\text{标}}$ 为全球生态压力指数标准值 (即在全球范围内生态压力指数属于最高一类的阈值), 并将其值定为 2。作者通过对所获得的全球生态压力指数值进行聚类分析, 结合考虑世界各国的生态环境状况, 制定了生态压力等级划分标准, 见表 1。

表 1 生态压力指数等级划分标准

指标	I 级	II 级	III 级
生态压力指数	< 0.4	0.4~0.59	> 0.59
表征状态	生态安全	生态预警	生态不安全

2.2 数据来源

基于以上分析, 现利用《2007 云南省统计年鉴》数据^[7], 对云南省大理州生态安全进行评价。由于 6 类生物生产面积的生态生产力不同。需要对计算得到的各类生物生产面积乘以一个“均衡因子”。将它们转化为具有相同生态生产力的面积, 才能汇总各项消费项目的生态足迹。目前采用全球一致的均衡因子分别为^[8]: 林地和化石燃料用地为 1.1, 耕地和建筑用地为 2.8, 草地为 0.5, 水域为 0.2。在生态承载力的计算中, 由于不同国家或地区的资源禀赋不同, 需要对不同类型的面积进行标准化。不同国家或地区的某类生物生产面积类型所代表的局地产量与世界平均产量的差异可用“产量因子”表示。某个国家或地区某类土地的产量因子是其平均生产力与世界同类土地的平均生产力的比率。本文采用邢海梅在进行云南省生态足迹时空分析时所确立的产量因子, 分别为: 耕地和建筑用地为 1.82, 林地和化石燃料为 0.61, 草地为 0.94, 水域为 1, 同时还应扣除 12% 的生物多样性保护面积^[9]。

3 结果与分析

大理州生态安全计算数据见表 2。从表 2 可知, 2006 年云南省大理州人均生态足迹为 2.041 5, 大理州人均生态承载力为 0.961 8 hm^2 。大理州总的生态压力指数为 1.061 3, 由此可知, 大理州的人均生态

表2 大理州生态安全计算数据

指标	耕地	草地	林地	化石燃料	建筑用地	水域	总计
生态足迹 /hm ²	0.183 8	1.370 2	0.046 71	0.278 9	0.000 877 2	0.161 0	2.041 5
生态承载力 /hm ²	0.144 1	0.217 7	0.429 6	0.078 1	0.003 879	0.088 44	0.961 8
生态赤字 /hm ²	0.039 7	1.152 5	-0.382 89	0.200 8	-0.003 002	0.072 56	1.079 7
生态压力指数	0.637 8	3.147 0	0.054 36	3.571 1	0.113 1	0.910 2	1.061 3
安全状态	生态不安全	生态不安全	生态安全	生态不安全	生态安全	生态不安全	生态不安全

足迹已经严重超出其生态承载力,处于生态不安全状态。在发达地区,生态足迹超出当地的生态承载力时,可以通过外界输入所需资源来缓解生态赤字对生态环境的直接作用。而大理州处于西部不发达地区,其更多的是超额利用当地资源的自然资本存量来满足过剩人口,因此其人均生态足迹超出人均生态承载力对当地的生态环境是致命的,不容忽视的。

1) 林地和建筑用地的生态赤字为负,生态安全指数分别为 0.054 36 和 0.113 1。都处于生态安全状态,说明人们对于林地和建筑用地的消费需求在生态承载力之内。究其原因是因为大理州人口密度较低,生活水平低下致使其对建筑用地的需求较低;而且大理州地处西南山区,森林覆盖率比较高。

2) 在所有分项生态压力指数当中,草地和化石燃料的生态压力指数都很大。草地和化石燃料的生态赤字为正,处于不安全状态。究其原因,前者是因为大理州大力发展畜牧业,过度放牧导致了对草地的生态足迹超出其生态承载力,由此可知大理州的畜牧业处于一种不可持续发展状态;后者是因为大理州没有各种化石能源的供给,生态承载力较低所致。

3) 耕地和水域也处于生态不安全状态,但是两者生态赤字都较小,生态压力指数不是太大。耕地处于生态不安全状态是由于耕地生产力低下,人们对于食物的消费需求越来越大所致;水域处于生态不安全状态是由于过度的水电开发对当地的生态环境造成了严重的破坏,从而威胁到了当地的生态安全。

4 大理州生态建设对策研究

从上面的分析可看出,大理州的生态承载力已不能满足当地经济发展和人们生活的需要,特别是能源、畜牧业和农业处于不可持续发展状态,生态压力指数已经严重超出了预警空间。因此,为了缓和大理州的生态危机,笔者认为应该采取以下积极的措施:

1) 大力发展各种新能源。大理州的化石燃料生

态安全压力指数为 3.571 1,处于不安全状态,而大力发展水电又给当地的生态环境造成了巨大的破坏。因此,大理州必须大力发展风能、太阳能等清洁能源,既可缓解当地的能源压力,又可以减少能源使用对当地的环境造成的污染。同时在农村可以大力发展沼气,大理的畜牧业比较发达,大量的动物粪便发酵产生的沼气不但可以解决农村的生活用能源问题,还可以减少环境污染,防止疾病传播。

2) 优化畜牧业发展。从上面的分析可知,大理州畜牧业的发展,导致草地的生态安全指数达到 3.147 0,大理州的畜牧业处于严重的不可持续发展状态。这将会导致草场退化,草地面积减少,为此,需要规范畜牧业的发展。改变以往粗放式的生产方式,限制牲畜的数量,提高牲畜的质量。从而保护好当地的草地,保护好了良好的生态环境也就是发展了生产力。

3) 提高人口素质,减低人口数量。一个地区的资源数量是有限的,人口的增加必然会使得人均资源数量降低,这也是为什么我国普通的生态承载力低的原因。巨大的人口压力,使得我们的国土不堪重负,因此,继续推进计划生育工作是我国也是大理州提高生态承载力的有力保障。同时,要不断提高人口素质,增强人口的竞争能力,以便于多种渠道解决超负荷人口,如可以通过劳务输出,减少农民对土地的依赖性,从而减少对农业系统的压力。

5 参考文献

- [1] 周国富. 生态安全与生态安全研究[J]. 贵州师范大学学报: 自然科学版, 2003, 21(3): 105-108.
- [2] 张百平, 姚永慧, 朱运海, 等. 区域生态安全研究的科学基础与初步框架[J]. 地理科学进展, 2005, 24(6): 1-5.
- [3] 任志远, 黄青, 李晶. 陕西省生态安全及空间差异定量分析[J]. 地理学报, 2005, 60(4): 597-606.
- [4] 赵先贵, 肖玲, 马彩虹, 等. 基于生态足迹的可持续评价体系的构建[J]. 中国农业科学, 2006, 39(5): 1202-1207.
- [5] 赵先贵, 肖玲, 兰叶霞, 等. 陕西省生态足迹和生态承载力

- 动态研究[J]. 中国农业科学, 2005, 38(4): 746-753.
- [6] William Rees, Mathis Wackemagel. Urban ecological footprints: why cities cannot be sustainable—And why they are a key to sustainability[J]. Environmental Impact Assessment Review, 1996, 16(4-6): 223-248.
- [7] Mathis Wackemagel, William Rees. Perceptual and structural barriers to investing in natural capital: Economics from an ecological footprint perspective[J]. Ecological Economics, 1997, 20: 3-24.
- [8] Lenzen M, Murray S A. A modified ecological footprint method and its application to Australia [J]. Ecological Economics, 2001, 37(2): 229-255.
- [9] Hubacek K, Giljum S. Applying physical input-output analysis to estimate land appropriation (Ecological Footprints) of international trade activities[J]. Ecological Economics, 2003, 44(1): 137-151.
- [10] Stoglehner G. Ecological footprint—A tool for assessing sustainable energy supplies[J]. Journal of Cleaner Production, 2003, (11): 267-277.
- [11] Chen B, Chen G Q. Modified ecological footprint accounting and analysis based on embodied energy: a case study of the Chinese society 1981-2001[J]. Ecological Economics, 2007, 61(2-3): 355-376.
- [12] Ree W E. Ecological footprint and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out[J]. Environment and Urbanization, 1992, 4(2): 121-130.
- [13] William Rees, Mathis Wackemagel. Monetary analysis: Turning a blind eye on sustainability[J]. Ecological Economics, 1998, 29: 47-52.
- [14] Mathis Wackemagel, William Rees. Our ecological footprint: reducing human impact on the earth[M]. Gabriola Island: New Society Publishers, 1996: 132.
- [15] Mathis Wackemagel. National natural accounting with the ecological footprint concept[J]. Ecological Economic, 1999, 29: 375-390.
- [16] 肖玲, 董林林, 兰叶霞, 等. 基于生态压力指数的江西省生态安全评价[J]. 地域研究与开发, 2008, 27(1): 119-121.
- [17] 云南省统计局. 云南省统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2007.
- [18] 徐中民, 张志强, 程国栋. 甘肃省 1998 年生态足迹计算与分析[J]. 地理学报, 2000, 55(5): 607-615.
- [19] 邢海梅. 云南省生态足迹时空分析[D]. 昆明: 云南大学, 2007: 27.

Ecological Safety Assessment on Dali City of Yunnan Province with the Ecological Footprint Principles

Lu Xingxing Hou Mingming Hu Yanrong Shi Yansong

Abstract The ecological safety of Dali city was analyzed with the theory of ecological footprint. The results showed that, Dali city is in an unsustainable situation, including cropland, water body, grassland and petrol-fuel. Suggestions were given on the ecological safety of the Dali city.

Key words ecological footprint ecological safety Dali city

小资料

三聚氰胺的毒性和毒理

三聚氰胺(Melamine)是三嗪类含氮的杂环有机化合物,作为一种化工原料它常广泛地用于木材、塑料、涂料、纸张等行业中。由于其含氮的特性,因此在蛋白质检测方法通常使用的“凯氏定氮法”中,如果被检样品中混入这种物质就会因其含氮量被提高而误检,从而夸大了蛋白质的含量。

用三聚氰胺来蒙混夸大蛋白质的含量,首先来自国外的报告。美国 2007 年 3 月曾报告说:宠物饲料中混有三聚氰胺而使宠物致死的案例达 4 000 多起。马来西亚、泰国、秘鲁等国生产的鱼粉,台湾生产的观赏鱼饲料,澳大利亚生产的宠物饲料中都先后发现过混有三聚氰胺的问题。

从毒理学的资料来看,三聚氰胺对哺乳动物的半致死量(LD50)为 < 3 000 mg/kg,因此在毒性分级上属于“微毒”。便现

在发现长期摄入会造成生殖泌尿系统的损害,在膀胱、肾脏部位造成结石,并有诱发膀胱癌的可能。目前毒理学研究资料认为:单独摄入三聚氰胺不会造成严重的后果,但在三聚氰胺生产过程中所产生的三聚氰酸与三聚氰胺混合后会形成水合链而形成的网格状结构是使肾小管产生结石,从而导致阻塞的根源,而三聚氰酸在生产过程中是难以避免的一种副产品。

目前尚未见到三聚氰胺对生态环境造成重大危害的资料,这是因为三聚氰胺在动物体内不能被代谢吸收,而是在尿中以原形排出,所以没有生物积累及食物链积累等生态环境方面的问题。但排出的过程除了经由尿、粪等主要途径之外,也可能在动物的其他排出物如乳汁、卵中出现,这可能是这些食物也会受到污染的原因。

尹伊伟 摘编

关于高压输变电工程电磁场安全问题的讨论

张俊帆

(佛山市高明区环境保护科学研究所, 广东 佛山 528500)

摘要 城区建设的高压输变电工程,产生的电磁场对人体影响问题长久以来争论不休。文章就高压输变电工程产生的 3 种场强对人体的影响方式、执行标准进行介绍,说明我国高压输变电工程的各种场强具体大小,最后对如何加强高压输变电工程的各种场强管理提出意见。以期减轻居民对高压输变电工程电磁危害的恐惧心理。

关键词 高压输变电工程 电磁场 居民 影响

城区的高压输变电工程建设往往会引起附近居民恐慌,造成纠纷和投诉事件。居民对高压输变电工程电磁辐射影响的恐怖心理来源于对其产生的电磁场执行标准的不了解。

1 高压输变电工程电磁场的危害

电磁场的大小可通过电场强度、磁场强度和无线电干扰强度来描述。高压输变电工程产生的各种场强危害对生物体和电器均有表现,同时对附近居民产生心理影响。

1) 电磁场对人体和生物的危害主要是热效应和非热效应。热效应是指人体蛋白质和水分子随电场的变化而不断振动,分子之间相互摩擦产生热量,如果细胞内蛋白质温度太高,超过一定限值时,就会破坏蛋白质分子,导致某种生理病症^[1]。非热效应是指电磁场对人体在不产生温升的情况下而引起的生理病,人体长期处在一个与地磁场的强度和方向都不同的人为产生的强磁场中,人体的神经系统正常功能将会受到影响的现^[2,3]。

2) 电磁场可以使测量仪器性能降低、电子开关或电器工作失常、无线电接收设备出现噪声、电视机图像和声音变差、收音机信号不好等。电磁场的频率与被干扰设备的频率相差越小,干扰的程度就越严重。

3) 高压输变电工程对人们心理产生恐慌。人们对高压输变电工程的第一个印象就是危险,在下雨、雨雪交加等天气,周围和绝缘部分因为绝缘性变差,被高电压击穿后产生电晕现象。但一般在电位梯度小于 15 kV/m 时,电晕放电几乎不存在。

4) 累积效应。人体以前受到电磁场的损伤还没来得及及恢复又被新的电磁场伤害,久而久之成为永久性病态,对人体产生不可逆转的损害。

2 国内外电磁场环境执行标准比较

2.1 工频电场标准

日本规定人们来往频繁地区场强限值为 3 kV/m;美国新泽西州规定线路边缘处场强限值为 3 kV/m,而纽约州则规定走廊边缘限值为 116 kV/m。国际非离子电磁辐射委员会(1999)采用 5 kV/m 的标准(注:括号中为该标准发布年份,下同),欧洲标准化委员会(1995)采用 8.333 3 kV/m 的标准,英国(1993)采用 12 kV/m 的标准,澳大利亚(1989)采用 5 kV/m 的标准。

中国现采用《500 kV 超高压输电工程电磁辐射环境影响评价技术规范》推荐的标准,即 500 kV 超高压输变电设施的环境影响评价以工频电场 4 kV/m 为评价标准,非居民区标准为 10 kV/m。

从以上标准比较看,国内的工频电场标准比大多数国外标准要严格得多。

2.2 工频磁场标准

只有少数几个国家制定了磁场影响的限值。国际非电子辐射委员会(1999)采用 0.1 mT 的标准;欧洲标准化委员会(1995)采用 0.533 3 mT 的标准;英国(1993)采用 1.6 mT 的标准;澳大利亚(1989)采用 0.1 mT 的标准。美国为 0.12 mT;原苏联为 0.13 mT;西德工业标准为 5 mT,5 min 内允许 50 mT。1990 年,

国际电磁辐射防护协会所属国际非电离辐射协会(IRPA/INIRC)向世界各国推荐了一个 50 或 60 Hz 电场和磁场照射限值临时指导原则,把照射限值分为职业照射限值和公众照射限值:职业工作人员在整个工作日内受到连续磁场照射时,其磁通量不应超过 0.15 mT;短时间内的全身照射,磁通量不应超过 5 mT;时间不应超过每天 2 h,当照射局限于四肢时,磁通量不超过 25 mT 是允许的。对于一般居民来说,每天受到连续磁场照射的磁通量不应超过 0.11 mT。

中国现采用《500 kV 超高压输电工程电磁辐射环境影响评价技术规范》推荐的标准,即 500 kV 超高压输变电设施的环境影响评价以工频磁场 0.1 mT 为居民区评价标准。我国工频磁场对 500 kV 高压输变电设施的工频磁场标准执行国际上最严格的标准,但对 500 kV 以下的并未推荐具体数据。

2.3 我国无线电干扰场强标准

GB 15707-1995《高压交流架空送电线无线电干扰限值》对高压输变电工程工频磁场测量值进行规定,规定在 80%时间内,评价区域范围内(距离导线投影 20 m 外)的无线电干扰强度要低于表 1 所列的水平。

表 1 我国无线电干扰场强限值

电压/kV	干扰限值/dB($\mu\text{V}\cdot\text{m}^{-1}$)
110	46
220~330	53
500	55

2.4 我国供电线路工程标准

城市电力规划规范规定,1~330 kV 架空电力线路导线与建筑物之间的垂直距离(在导线最大计算弧垂情况下)为 6 m,架空电力线路边导线与建筑物之间的安全距离(在最大计算风偏情况下)为 5 m。《110~500 kV 架空送电线路设计技术规程》中的规定如表 2 所示。

表 2 《110~500 kV 架空送电线路设计技术规程》的有关规定

电压/kV	导线与建筑物之间最小垂直距离/m	边导体与建筑物之间最小垂直距离/m	边导线与不在规划范围内城市建筑物水平距离/m
110	5.0	4.0	2.0
220	6.0	5.0	2.5
500	9.0	8.5	5.0

3 我国高压输变电工程路的电磁场强度

3.1 电磁场水平

中国输变电设施的频率为 50 Hz(通称为工频),根据实际测量,对于 500 kV 高压输电线的电磁场强度小于 53 dB($\mu\text{V}/\text{m}$),不能形成有效的电磁场。但只要电压和电流,就会产生电场和磁场,因此高压输变电设施产生的是工频电场和工频磁场,而非电磁辐射。输变电工程环境影响评价中,不应继续出现“电磁辐射”、“工频电磁波”等非规范性术语,对工频(50 Hz)形成的电磁作用应分别以“工频电场”、“工频磁场”表示^[4]。

检测数据表明,输电线 5~10 m 以外的磁场水平不超过 10 μT ,这只有 1 只开着的电吹风机产生磁场强度的 1/7,距高压线 17 m 远的电磁场强就已经很小了^{[5][6]}。

有研究指出,500 kV 变电所所外和输电线路走廊下附近环境工频电场强度小于 4 kV/m,工频感应磁场强度小于 0.1 mT,两者均小于相关环境保护评价标准限值^[9]。

有人对乌鲁木齐市的高压输变电工程工频电场进行了测量。架空线路地面环境工频电场最大测量值为 1 165 V/m,空间环境工频电场最大测量值为 615 V/m,变电站内外 1 m 环境工频电场最大测量值为 1 510 V/m。高压输变电工程工频磁场测量值均低于国家标准限值 100 μT 。其中,架空线路地面环境工频磁场最大测量值为 0.5 μT ,空间环境工频磁场最大测量值为 1.8 μT ;变电站内外环境工频磁场最大测量值为 2.4 μT 。架空线路无线电干扰场强最大测量值为 38 dB($\mu\text{V}/\text{m}$),变电站无线电干扰场强最大测量值为 42 dB($\mu\text{V}/\text{m}$)^[7]。

有人根据实测数据得出结论,在 500 kV 高压线投影 20 m 处干扰场强可以达到 3 dB($\mu\text{V}/\text{m}$),远远低于 42 dB($\mu\text{V}/\text{m}$)的标准要求^{[5][45]}。

从以上文献资料可以看出,我国的高压供输产生的各种电磁场,在安全距离范围外均能达到标准要求。

3.2 电磁场强度水平的影响因素

根据研究发现,距离是高压输变电工程各种电磁场强的影响因素。从以上实例可以得知,500 kV 导线投影 20 m 以外的各种电磁场水平均能达到各

种标准要求。

高压输变电工程的电磁场强水平同建筑遮挡等有关。研究发现在由空旷地带进入住宅区建筑群的分界处电场强度具有较大的衰减,从而使建筑物间的电场强度比不考虑建筑物影响时的理论模型的计算结果要小。建筑物密度越高,界面处电场强度衰减得也越快。由于建筑材料的导磁率与空气导磁率相近,因此高压输电线附近建筑物对工频磁场强度分布基本没有影响,对磁场没有衰减性^[8]。

4 控制高压输变电工程电磁污染的措施

高压输变电工程电磁场污染防治应贯彻“预防为主、防治结合”的方针,综合利用技术、管理和法律手段进行电磁照射防治措施。笔者认为做好高压输变电工程的电磁照射污染治理工作要做好“四科学、二依法、一努力”。

4.1 四科学

治理电磁污染过程中的四科学是指:科学规划、科学选址、科学建设、科学管理。科学规划是根据城区不同的用电要求和地理环境,规划好供输工程的规模、线路采用方式等。科学选址要求严格执行《城市电力规划规范》(GB 50293-1999)、环保“三同时”制度中规定的与敏感建筑物的安全距离,科学安排电缆进出线,科学安装高压设备,合理优化设备布局等措施。科学建设要求建设供输电工程过程中一定严格按照科学的施工、科学使用材料。科学管理要求,严格依照《电磁辐射环境保护管理办法》的规定制定相应的电磁照射环境保护规章制度和管理办法,做到有效管理,责任到人;工程运行管理部门应在高压架空送电线路下方保护走廊的醒目处和变电站外悬挂电磁照射警示牌,防止公众接近高压输变电工程设备;对工作人员定期进行电磁照射环境保护法律法规和专业知识的教育培训;对变电所建成后的固有设备,不得随意增加变电设备,输电线路不得随意降低电线架高、增高线路电压;加强对高压输变电工程设备的日常维护、检修,当更新或维修设备后,应进行电磁场强的监测,以保证电磁波电磁场强水平符合国家标准限制要求。

4.2 二依法

二依法是指依法办理环保手续,依法进行监督监测。依法办理环保手续是指根据“三同时”制度规定,

要在建设规划初期向环保部门进行申请,委托有资质单位编制环评文件,并向相关环保部门申请环评批复和竣工验收。依法监督监测是指依法对供输电工程产生的电磁场进行监督监测,保证不超出标准要求。

4.3 一努力

努力加强与周围群众的沟通、疏导工作。近期产生的一些有关供输电工程电磁场纠纷和投诉事件都是由于政府各部门与周围群众缺乏沟通,没有做好群众工作造成的。让群众明白电磁场原理,了解周围环境电磁场情况,知道高压输变电工程对周围群众影响程度,是我们政府、学者应该要做的事情。

5 结束语

高压输变电工程存在着电磁场是不争的事实。根据上述测试数据表明,按照《110~500 kV 架空送电线路设计技术规程》(DL/T 5092-1999)设计的高压输变电工程,同时履行环境保护手续,保护好敏感目标,高压输变电工程对环境标准来讲是安全的。国家应该制定并出台高压输变电工程电磁场方面的有关法规,界定电磁照射影响的范围和具体标准要求。电力规划、建设部门应加大宣传、普及电磁照射及其防护知识,引导公众对电磁照射影响的了解,加强自身的保护意识,高压输变电工程产生的电磁照射以及引起的恐慌能得到较好的疏导。

6 参考文献

- [1] Frohl Ich H. What are thermal electric biological effects[J]. Bioelectromagnetics, 1982, 3(1): 45-46.
- [2] Sandweiss J. On the cyclotron resonance model of ion transport[J]. Bioelectromagnetic, 1990, 11(2): 203-205.
- [3] 刘亚宁. 电磁生物效应[M]. 北京:北京邮电大学出版社, 2002: 34-48.
- [4] 龚建新,蔡金锭. 输变电建设项目环境影响评价中部分问题的探讨[J]. 福建电力与电工, 2006, 26(3): 18-47.
- [5] 孙蓓云. 高压输电线路的电磁辐射研究及其防治措施[J]. 供配电, 2007, (20): 44-46.
- [6] 侯云,彭继文. 500 kV 输变电工程电磁辐射现状及预防[J]. 湖南电力, 2005, 25(3): 19-21.
- [7] 谭金敬. 城市高压输变电工程电磁辐射污染危害及防治措施探讨[J]. 干旱环境监测, 2008, (1): 24-27.
- [8] 赵清莲. 穿越城区的高压输电线路电磁污染研究[J]. 安全, 2004, (6): 6-8.

(下转第 42 页)

基于 Logistic 模型的大沽夹河水污染经济损失计量研究

孟建国¹ 苗丽华² 刘洪瑞¹ 吕春帅¹

(¹ 山东地震局泰安基准地震台, 山东 泰安 271000; ² 山东经济学院经济与城市管理学院, 济南 250000)

摘要 文章首先讨论了水资源的价值及其计量。通过水污染经济损失计算模式, 并根据烟台市环保局提供的大沽夹河流域 2002~2004 年水质监测资料, 研究该流域由于水污染而带来的经济损失, 得出相应的结论。最后提出了一些防止和控制水污染的措施。

关键词 Logistic 模型 水污染 经济损失 计量研究 大沽夹河

大沽夹河地处烟台市东北部, 由内、外夹河 2 大支流汇合而成, 是烟台市的第二大河, 干流总长 140 km, 流域面积 2 296 km², 位于东经 120°50' 至 121°20', 北纬 37°00' 至 37°40'。大沽夹河是烟台地区主要的淡水资源库, 具有防洪排涝、灌溉、景观、旅游、生态、环保等多种功能。大沽夹河发源于胶东半岛中部的栖霞市境内, 流向偏北, 在烟台市区西部胜利东村附近流入黄海海域的套子湾(又称芝罘西湾), 流经栖霞、牟平、莱山、福山、蓬莱、芝罘区、经济技术开发区等 8 个县(市、区)的 21 个乡镇。流域主要以农业生产为主, 农耕历史悠久, 是山东省主要粮食、水果生产基地之一, 2002~2004 年, 流域内年均农业生产总产值为 15.60 亿元, 占烟台市农业总产值的 6.5%^[1]。近 20 a 来, 随着烟台市人口的增长和社会经济的快速发展, 各种需水、用水量剧增, 加之气候变暖、降水量减少, 地区涵养水分能力降低和蒸发加剧等环境因素的影响, 使大沽夹河流域的生态系统遭到了一定程度的破坏, 出现了水土流失、水量减少甚至径流断流等现象, 流域的水污染十分严重, 这不仅制约了烟台地区社会经济的健康发展, 同时也影响着该区工、农业和生活用水^[2-4]。

1 水污染经济损失计量方法

水污染经济损失的计量方法, 国外较早开展了研究, 有大量的研究成果。总的思路概括起来就是用户所受到的一定水质降低的损失, 也就是为弥补损失而采取的最便宜的综合措施费用的总和。现有水污染经济损失的计算方法主要有 3 大类, 即分类

计算法、计量经济法和恢复费用法^{[5]4-55}。

分类计算法的基本思想是利用结构分解, 将水环境价值分为若干部分, 分别计算各部分价值, 最后求和。应用该方法计算水污染经济损失时, 首先采用简明清晰的分类方法, 把水污染损失分为工业、农业、渔业、旅游业、市政建设、家庭消费和人体健康等几大类, 分别考虑每一类污染物排放所影响人群或地域范围, 然后借助已有科学实验得出的参数, 根据计算对象特性, 分别选用不同的方法, 计算出分类的损失值。但这种方法由于在计算过程中很难完全贯彻“独立性原则”和“穷尽性原则”, 因而计算结果有可能出现重复或漏失的问题。

计量经济法是将水环境价值作为一个整体, 通过对水环境价值, 特别是水资源价值与经济活动关系的分析, 寻找主要影响因素, 建立关系式; 然后利用大量数据分析计算, 得出方程的参数; 最后利用求出的关系式计算出污染损失值。具体应用时, 该方法主要包括索洛方程法、模糊数学法、污染损失率法、水污染经济损失函数法和一些经验公式等^{[5]56}。索洛方程法缺乏一定的可操作性; 模糊数学法需要掌握大量计算范围内的水质数据, 有可能夸大污染程度, 造成计算结果偏大; 污染损失率法的前提是必须对受污染水体中污染物种类有比较清楚的了解; 水污染经济损失函数法适合用来计算一个流域的水污染经济损失, 但必须采用国民核算系统中的宏观统计资料和各级水行政主管部门和环境保护行政主管部门监测的水质资料; 经验公式法需要做大量工作。

恢复费用法是以恢复受破坏的水环境资源所需的费用作为水环境资源遭到破坏的经济损失估值的一种计算方法。该方法不考虑污染以后造成的复杂影响,仅从污染源角度出发,计算消减污水排放的费用。这种方法看上去实现的困难不大,但是它一方面无法体现累积效应的影响,另一方面由于不同排放方式和用途的污水,所造成的危害不尽相同,因此,计算结果也存在差异^{[6]52}。

基于此,本文尝试利用 Logistic 模型解决上述水污染经济损失计量方法中的不足,并以烟台地区的河流为例来计算水污染带来的经济损失。

2 Logistic 模型的简介

Logistic 函数,也被称为生长曲线函数,由美国生物学家和人口统计学家珀尔(R.Pearl)和利德(J.reed)于 1920 年首先在生物繁殖研究中发现,后被广泛应用于生物生长过程和产业成长过程的描述^{[6]53}。詹姆斯 L.D.研究发现,污染物对水体造成的经济损失与污染浓度并不呈线性关系。污染物浓度低时,对水体的损害不明显,但随着污染物浓度的增加,对水体的损害程度则急剧增加,当污染物的浓度达到一定程度后,对水体的损害程度则减慢,直至达到损失的极限^[7]。该趋势常表现为“S”型非线性,见图 1。

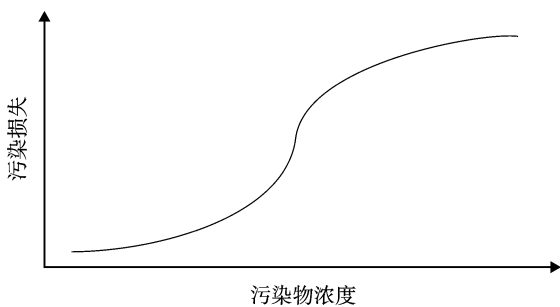


图 1 污染物浓度与损失的关系示意

因此,在研究水污染物浓度与水体经济损失间的关系时,可用表示这种“S”型非线性变化趋势特征的 Logistic 模型作表达,其表达式如式(1),并通过式(2)、式(3)求其中的参数 α 、 β ^{[8]16, [9]39-40}。

$$R_j = \frac{1}{1 + \alpha_j \exp(-\beta_j c_j)} \quad (1)$$

$$\alpha_j = [(1 - R_{ij}) / R_{ij}] \exp[f_j c_{ij} / (c_{ij} - c_{0j})] \quad (2)$$

$$\beta_j = f_j (c_{ij} - c_{0j}) \quad (3)$$

式中: R_j 为 j 污染物对水体造成的经济价值损

失率; c_j 为水体中 j 污染物的质量浓度; c_{0j} 为 j 污染物的本底浓度,引起污染时的临界浓度值为 c_{ij} ,相应单项污染损失率为 R_{ij} , f_j 为一常数。

3 大沽夹河水污染经济损失计量

以大沽夹河流域水污染为例,应用 Logistic 模型计算大沽夹河流域水污染对其水环境资源造成的影响。参照国家《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002),并联系实际确定水体中各污染因子的本底浓度,选择 BOD₅、总氮、总磷、挥发酚、As 作为大沽夹河流域水质的评价因子。表 1 是 2002~2004 年大沽夹河流域各段面监测结果得到的平均水质情况。

表 1 2002~2004 年大沽夹河水水质监测结果 mg/L

年份	BOD ₅	TN	TP	挥发酚	As
2002	2.56	0.510	0.012	0.001 2	0.004
2003	2.19	0.595	0.025	0.002 0	0.005
2004	2.31	0.490	0.024	0.001 6	0.007
地表水 II 类水质标准 ≤	3	0.5	0.025	0.002	0.05

如前所述,待估参数 α 和 β 与污染物的性质有关,一般需要通过污染毒理学实验或对受污染的水资源实际调研确定, α 和 β 的确定可以水中该污染物的本底浓度为基础,参照国家有关污染物综合排放标准的有关规定近似表述。由于污染物的毒性不随时间地点改变,参数一经确定就适用于任一水体的计算^{[8]17, [9]40-41},有关参数的参考取值见表 2^[10]。

表 2 参数 α 和 β 的参考取值

使用功能	参数	BOD ₅	TN	TP	挥发酚	As
渔业	α	570.00	160.60	160.60	622.10	985.00
	β	0.44	0.48	4.84	367.6	45.95
饮用水源	α	24 569.5	368.00	368.00	274.90	985.00
	β	1.83	5.25	52.52	510.55	45.95
旅游	α	18 895.6	799.4	799.4		
	β	1.31	4.18	41.77		
农业灌溉	α				274.90	108.6
	β				10.21	0.93

根据表 1 中的水质实测数据和表 2 中的参数,结合大沽夹河流域水资源主要使用功能(其主要功能为工、农业和生活用水),在 BOD₅、TN、TP 水质因子计算中 α 、 β 取值按饮用水源为主,旅游、渔业为辅,根据大沽夹河管理站提供的建议我们取其比重

为:饮用水源(75%)、旅游(20%)、渔业(5%)。即:

$$\alpha_j = \alpha(\text{饮用水源}) \times 75\% + \alpha(\text{旅游}) \times 20\% + \alpha(\text{渔业}) \times 5\%$$

对于挥发酚和 As 因子,取值比重有所变化,具体为:

$$\alpha_j = \alpha(\text{饮用水源}) \times 45\% + \alpha(\text{农业灌溉}) \times 40\% + \alpha(\text{渔业}) \times 15\%$$

同理求出 β_j 相关取值。

以 2004 年为例,计算 BOD₅ 的 α 、 β 参数的参考取值见表 2。

$$\begin{aligned} \alpha_j &= \alpha(\text{饮用水源}) \times 75\% + \alpha(\text{旅游}) \times 20\% + \alpha(\text{渔业}) \times 5\% \\ &= 24\,569.5 \times 75\% + 18\,895.6 \times 20\% + 570.0 \times 5\% \\ &= 22\,234.75 \end{aligned}$$

同理得 $\beta_j = 1.66$

计算 2004 年的值时, c_j 取 2.31, 所以:

$$R_j = \frac{1}{1 + \alpha_j \exp(-\beta_j c_j)} = \frac{1}{1 + 22\,234.75 \exp(-1.66 \times 2.31)} = 0.068\,479\,1$$

同理可得其他各种污染物造成的经济价值损失率。

多种污染物对水环境经济价值损失的计算,是建立在单一污染物对单一环境价值损失的基础上的,若把 R' 理解为某一污染物对某一环境要素的价值造成的损失率,依据概率论知识:任意 2 事件(A 与 B) 和的概率等于这 2 事件的概率的和减去这 2 事件概率的积,即:

$$R'_{AB} = R'_A + R'_B - R'_A R'_B = R'_A + R'_B (1 - R'_A)$$

据此,可求出 n 种相互独立的污染物对水环境的污染损失率函数为:

$$R = 1 - \prod_{j=1}^n (1 - R_j) \quad (4)$$

式中, n 为水环境中污染物种类, R 为 n 中污染物对水环境的污染损失率, R_j 为单因子经济价值损失率。

将前面求得的 R_1, R_2, \dots 等代入式(4), 即:

$$R = 1 - \prod_{j=1}^n (1 - R_j) = 0.190\,971$$

单一污染物 j 对水环境造成的经济价值损失模型为:

$$S = KR_j \quad (5)$$

其中 R_j 用式(1)表示。 S 为当水中污染物浓度

为 c_j 时造成的经济损失, 万元; K 为水的经济价值。

n 种污染物对水环境造成的经济价值损失模型为:

$$S = KR \quad (6)$$

其中 R 用式(4)表示, $n > 1$ 。

此时 K 取值为 848 万元, 故:

$$S = KR = 848 \times 0.190\,971 = 161.94(\text{万元})$$

同理可得其他相关计算结果见表 3。

表 3 大沽夹河流域水质因子污染损失率 %

年份	BOD ₅	TN	TP	挥发酚	As	总污染损失率
2002	16.076 4	5.558 1	1.363 7	7.976	2.039 1	29.524 3
2003	8.994 96	5.112 2	1.971 4	1.277 9	1.134 3	17.379 3
2004	6.847 91	1.467 2	1.157 1	5.779 2	1.159 2	19.097 1

根据烟台市年鉴 2002~2004 年提供的大沽夹河流域水资源经济价值数据, 利用公式(6)计算出大沽夹河流域的水污染经济损失, 计算结果见表 4。

表 4 大沽夹河流域水污染经济损失

年份	总污染损失率 %	水资源经济价值 万元	水污染经济损失 万元
2002	29.524 3	654	193.09
2003	17.379 3	898	156.07
2004	19.097 1	848	161.94

4 结论与建议

Logistic 模型不仅能表现水污染经济损失的“S”型非线性行为, 较真实地反映客观事实, 而且模型中的污染损失率能够描述出水资源的受损情况, 其物理意义比较明确。通过计算得到大沽夹河流域水污染经济损失 2002 年为 193.09 万元, 2003 年为 156.07 万元, 2004 年为 161.94 万元。

运用该模型计算水污染经济损失, 其结果能更好地反映水污染与经济损失之间的关系, 与其他方法相比, 该模型简洁明确, 更容易使人理解。在污染物较多的情况下, 更能突出该模型在计算上的简便; 而且该方法综合性强, 适用范围广, 不仅可对单一环境要素的受损情况进行估算, 还能对多种环境要素进行综合评价, 其他方法则没有此功能。该模型中的参数少, 因而模型受主观影响小, 计算结果客观性强, 能够较真实地反映水污染造成的影响。

值得一提的是, 尽管大沽夹河流域由于水污染

导致的经济损失是惊人的,但由于在此次经济损失计算过程中对水污染导致的潜在影响损失如水污染对环境资源、景观生态、生活环境、风景旅游等造成的经济损失未进行计算,因而可能低估大沽夹河流域水体污染造成的经济损失。为了更加真实、全面地反应大沽夹河流域水污染的经济损失,需要随着研究不断深入而得以补充量化。

为了更有效地控制水污染,并减少水污染带来的经济损失,可以从以下方面着手。首先要开源节流,节约用水,特别是农业节水;其次要加强水资源的管理,制订合理的水资源管理条例,严格执行国家法规;再次,合理布局工业,减少工业废弃物对河流的污染。通过以上措施,可以减少水污染带来的经济损失,从而使地区环境和经济持续发展。

5 参考文献

[1] 烟台市人民政府烟台年鉴编辑部. 烟台年鉴(2004)[M]. 北京:中国出版社,2005.

- [2] 陈妙红,邹欣庆,韩凯,等. 基于污染损失率的连云港水环境污染功能价值损失研究[J]. 经济地理,2005,25(2):223-227.
- [3] 刘晨,伍丽萍. 水污染造成的经济损失分析计算[J]. 水资源保护,1998,(2):26-30.
- [4] 王丽琼,张江山. 水污染损失的经济评价方法[J]. 福建师范大学学报,2005,21(3):84-87.
- [5] 方国华,钟淋娟,毛春梅. 水污染经济损失计算方法述评[J]. 水利水电科学进展,2004,24(2):54-56.
- [6] 徐洪钟,李雪红. 基于 Logistic 增长模型的地表下沉时间函数[J]. 岩土力学,2005,26(增刊):151-153.
- [7] 胡晓寒,党志良,阮仕平,等. 水污染造成的湖泊水环境价值损失研究[J]. 水资源与水利工程学报,2004,15(1):78-80.
- [8] 张江山,孔健健. 环境污染经济损失估算模型的构建及其应用[J]. 环境科学研究,2006,19(1):15-17.
- [9] 黄进勇,王兆骞. 水体污染经济损失模型及其应用[J]. 生物数学学报,2003,18(1):37-42.
- [10] 朱发庆,高冠民,李国,等. 东湖水污染经济损失研究[J]. 环境科学学报,1993,13(2):214-222.

Research on Economic Loss for Water Pollution in Dagujia River with the Logistic Model

Meng Jianguo Miao Lihua Liu Hongrui Lv Chunshuai

Abstract The value and its calculation of water resource were discussed. Based on the data base of Dagujia River water quality monitoring from 2002 to 2004, the economic loss caused by water pollution was evaluated according to the Logistic model. Some counter-measures preventing and controlling water pollution were put forward.

Key words the Logistic model water pollution economic loss calculation research the Dagujia River

(上接第 38 页)

The Health Problems of Electromagnetic Field in HV Transmission and Transformation

Zhang Junfan

Abstract There have been serious doubts about the influence of HV transmission and transformation on human health. The health influences from three kinds of electromagnetic field generated in HV Transmission and Transformation, the standards for radiation, and the strength of magnetic fields in China are summarised to alleviate fear of the residents. Some suggestions are given on the management of HV transmission and transformation.

Key words HV transmission and transfer power electromagnetism radiation people influence

美国环境执法机构设置及其启示

张黎黎

(中国人民大学公共管理学院, 北京 100872)

摘要 环境问题已经成为政府关注的焦点, 实现良好的环境治理需要有效的执法机构作为基础和保证。美国环境执法机构职能明确、体制完善、权责关系明确、运行有效, 是美国实现环境治理的有力保证。研究美国环境执法机构设置可为我国环境执法机构设置提供有益的经验。

关键词 环境执法 执法机构 机构设置

20 世纪 40 年代以来, 环境问题日渐受重视, 各国政府不但制定了大量环境法律、法规和规章, 而且纷纷组建专门的环保机构治理环境问题。美国在保持经济高速增长的同时有效地控制了环境的恶化, 强有力的执法机构是环境治理的有效保障。我国的环境执法机构虽然在不断成熟壮大, 但还远不能适应改善我国环境现状和实现人民环境权利的要求。加强环境执法机构建设迫在眉睫。本文对美国环境执法机构设置情况进行描述和分析, 试图为我国环境执法机构的建设提供一些参考和借鉴。

1 美国环境执法机构概况

1.1 联邦层级环境执法机构建制与职能

为应对环境问题, 1970 年美国政府成立了联邦环

境保护局(The U.S. Environmental Protection Agency, EPA), 其宗旨是保护人类健康和环境^[1]。EPA 的职能是: 制定和执行法规; 提供经济援助; 从事环境研究; 资助自愿合作伙伴和计划; 加强环境教育; 公布环境信息等^[1]。这些职能由 12 个主管办公室来执行, 其中执法与守法保障办公室是专门的执法机构(具体设置见图 1)。该办公室设有守法处、管制执法处、刑事执法法庭辩论与培训处、现场补救执法处、联邦行动处、环境正义处、联邦设施执法处、规划、政策分析和宣传处、行政和人员支持资源管理处等 9 个部门, 主要是为了帮助工业等其它部门机构改善守法状况; 协调和评估全国有害废物清理计划; 根据国家环境政策法规协调对所有环境影响报告的评估; 制定守法监督纲要; 推荐关于守法与执法的全国政策; 确定国家守法与执法的侧重点; 对州和地方的执法行动提供支持^[2]。

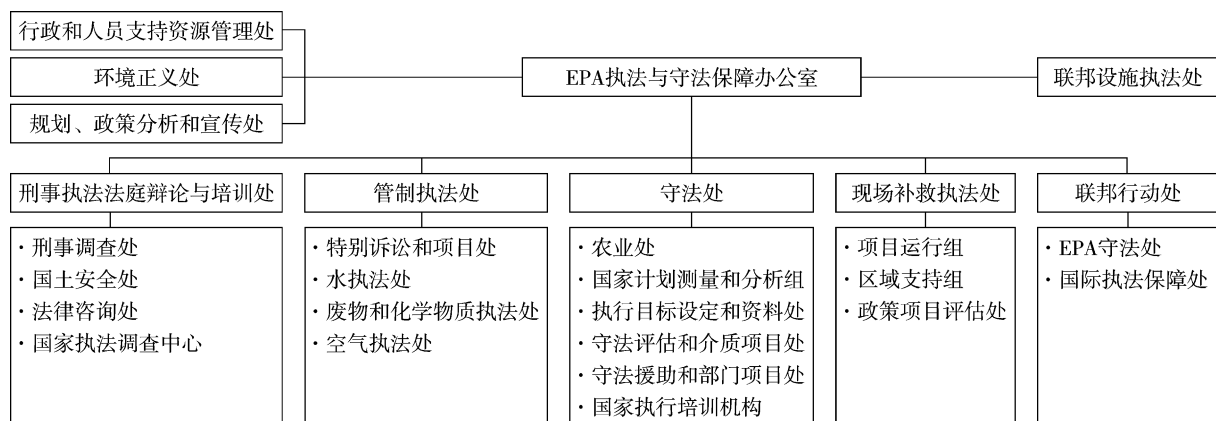


图 1 执法与守法保障办公室机构设置

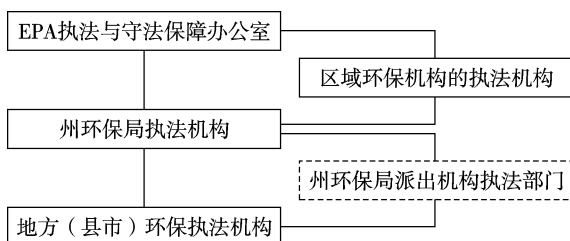
按区域划分,EPA在全国设立了10个区域办公室,作为联邦与州的衔接机构,监督检查州环境保护部门的执法情况。以设在西雅图的第10区域办公室为例,该办公室内设置了执法和守法保障办公室,重点关注执法和守法的计划、指导和资源分配,在规定的职能范围内采取执法行动,进行协调战略性的守法援助、评估项目,协调与环境保护局的关系,通过鼓励创新、提供激励等多种方式实现环境的改善。虽然各区域办公室机构设置有所不同,但基本上都设有专门的执法机构协调联邦与州环境执法工作。

1.2 州与地方环境执法机构建制与职能

为进行环境执法,各州政府也建立了相应的环境保护机构。州环境保护机构的主要职能是:经授权代表联邦执行联邦计划和州内事务;自主制定州的法律;监督环境状况;针对具体环境问题颁发许可证;确保计划得以实施^[38]。州与地方环境执法机构的设置有2种建制:①州政府环境执法机构直接管辖地方,其适用于如华盛顿特区等较小的州;②在地方建立环境执法机构,州政府同时设立派出机构对地方执法机构进行监管,人口较多、面积较大的州,如加利福尼亚州采用的是这种建制。州以下地方政府环境保护部门内部通常设有环境和资源管理部,负责环境执法,其职能主要集中于提供环境服务以及处理区域噪声、恶臭和垃圾等事务。

1.3 美国环境执法机构体系

从上文描述可看出,美国环境执法主要依靠各级环境保护机构内设立专门的执法机构来实现。从纵向看,美国环境执法机构是与联邦行政体制相对应的由中央到地方的体系结构,自上而下依次为:美国联邦环保局(执法与守法保障办公室)→联邦环保局区域办公室(执法机构)→州环保局→(州环境派出机构)→地方(县市)环保机构(参见图2)。



注:虚线部分表示依具体情况设立的机构

图2 美国的环境执法机构体系

2 美国环境执法机构的权责关系

在美国,EPA是最高的环境执法机构。美国联邦政府制定30部环境保护法律中直接授权EPA执行的就有13部^[39]。比较而言,EPA的权限要比其他联邦部门大一些。①EPA执法与守法保障办公室内设有行政执法法庭和执法官,并且拥有一定的调查取证权和处罚权。②EPA拥有自己的警察——绿色警察(Green Police)队伍作为独立的执行机构。③在联邦环境执法机构与州执法机构的关系上,州环境执法机构执行各州环境法律法规,只有当各州未能执行联邦最低的环境标准时,联邦执法机构才可以独立于州直接执行和查处违反联邦环境标准的行为。

州和地方对环境执法负有主要责任,大多数控制环境污染的联邦法规都授权联邦环保局把执法权委托给经审查合格的州环境执法机构。各州的环境保护局并不隶属于联邦环境保护局,而是依照州的法律独立履行职责,除非联邦法律有明文规定,州环境保护局才与联邦环境保护局合作。联邦执法机构对州及地方环境执法机构进行监督,只有在其未能履行职责时,联邦执法机构才能直接干预。

派出机构在环境执法机构体系中也占有重要地位。联邦派出机构接受EPA的授权获得执法地位,在联邦执法机构与州及地方执法机构之间沟通和合作。州派出机构接受州环境执法机构授权进行执法。派出机构在权责关系的衔接上对美国环境执法起了重要的作用。

3 美国环境执法机构的运行

预防和惩戒是法律2项功能。美国执法机构的运行包含了预防和惩戒2项运行机制。

3.1 预防机制的运行

3.1.1 守法援助

环境守法援助,主要指通过向受管制者和公众提供生产、管理、生活过程中需要遵守的环境法律、环境管理信息和服务,以促进公众遵守环境法律法规及政策的活动^[4]。守法援助的对象主要是公众和被管制者。每年,EPA执法与守法援助处都要针对守法援助制定广泛的计划。通过散发宣传品为公众提供法律培训,举行听证会,设立网络、电话等多种咨询交流平台,为污染企业提供法律信息及

技术支持,与企业、科研机构、环保机构建立合作伙伴关系、媒体宣传等多种方式促进公众和被管制者主动守法。

3.1.2 守法激励

守法激励主要通过政策降低守法成本来增进被管制者守法意愿。在金融领域内,通过免去环境债券的利息、在贷款中设立用于保护环境的资金比例、运用抵消性政策等降低守法成本。同时,EPA 还通过排污费、污染税、许可证制度、对守法企业的补贴、奖励等经济刺激方法实现促进守法。守法激励的目标指向是提高企业的环境管理能力。

3.1.3 守法监测

守法监测是指对被管制者守法状况信息的搜集、分析与评估,通过监测,查清执法行为,为执法提供依据。守法监测需要的信息可以通过检查、自我监督、公众投诉举报、区域监测等方式获得。

3.2 惩戒机制的运行

3.2.1 非正式的和正式的运行机制

美国环境执法行为主要包括监督行动、补救行动、惩罚行动。监督行动指执法机构守法监测行动,如要求企业采用环境监测和报告、进行环境审计等;补救行动包括制定守法计划、关闭操作设施等;惩罚行动包括罚款、要求法院判决、限制财政援助等。这些行动可通过非正式机制和正式机制得以实现。

环境执法的非正式机制针对的是违法程度较轻、造成的危害较小的行为。其目标在于促使违法者纠正违法行为,不具有惩罚性。一般通过电话通知、检查、发出警告信和违法通知等方式进行。这些行动本身不具有执行性,但如果违法者忽视非正式行动,不采取改进措施,则可能会引发正式的反应机制。

正式的执法机制包括行政行动、民事行动和刑事行动,这些行动都具有强制性。行政行动指环境执法机构依据法定权限,不经过法庭程序直接要求被管制者在规定期限内采取纠正措施,并对违法者可进行物质上、资格上的惩罚。罚款、命令违法者停止违法行为、限期整改、撤销许可证等都是常见的方式。民事行动应用于重大违法行为。对于违法程度较重的行为,行政执法通常只是司法执行行动的前奏。美国环境保护法规定,对重大的违法行为,执法机构只能做出处罚决定,最后的决定权由法院掌握。刑事行动适用于最严重的违法者,罚则包括从罚款

到判刑等^[9-11]。

3.2.2 执行程序

程序正义是法律正义的重要体现,美国的环境法非常重视程序。对基本权利进行保护的程序有通知违法者、给违法者申诉的权利以及对特别程序的规定。在执法中,执法机构需要证明违法行为存在,证明执法的公平性,证明措施的必要性和可行性。美国的行政执法还通过设置公民参与程序与协商机制维护行政相对人的基本权利。

3.2.3 执法手段的创新

EPA 在执法中重视运用创新手段。如通过守法援助、守法激励、守法监测等方式配合执法行动。综合运用经济激励、环境审计、公开信息、公众参与、培训教育等市场手段与管制手段,形成执法合力。

3.2.4 执法监督

美国行政法以限制行政权为基本原则,监督是控制权力滥用的有效手段。从环境执法的监督主体来看,被管制者、公民和社会团体、EPA 内部机构、其他行政部门、司法部门都可以对环境执法机构进行监督。在监督方式上,法律不仅在行政程序进行了设置,司法诉讼也已成为有效的监督方式。同时,信息公开制度、公众参与制度也发挥着积极的监督作用。

4 美国环境执法机构设置的经验启示

美国是世界上最早实行环境管理的国家。环境执法机构的合理设置在环境保护中发挥了重要作用。美国的经验对完善我国环境执法机构设置具有重要启示。

4.1 明确执法机构职能与地位,并赋予相应的权限

职能目标是机构存在的前提,行政机构是为完成政府管理的某方面事务设置的。EPA 从设置之初就以保护人类健康和环境为最高宗旨,环境执法机构在这个宗旨下确定具体职能目标。2003 年,我国成立了环境监察局,其主要职能有拟定和组织实施环境监察、排污收费等政策、法规和规章;指导和协调解决各地方、各部门以及跨地区、跨流域的重大环境问题;组织建立重大环境污染事故和生态破坏事件的应急预案,并负责调查处理工作;负责突发事件的有关环境应急处理工作;负责环境保护行政稽查工作;受理环境事件公众举报;组织开展全国环境

保护执法检查活动;指导全国环境监察队伍建设。区域和地方环境监察部门的职能也基本上是按照这个思路进行设计。与美国执法机构职能相比,我国环境监察职能分散,执法工作任务不明确,而且以惩戒职能为主,缺乏预防性职能。

从执法机构的地位看,EPA在美国政府中地位很高,是一个独立的执行机构,得到联邦政府的授权,并直接向美国总统负责。其法定地位是执法机构执行力的重要保证,也是其独立性的保障。我国环境监察机构的地位和美国环境执法机构相比有很大的差异。我国环境监察机构并不是独立的执行单位,而是按照“统一监督管理与分级、分部门监督管理相结合”的体系设立的,缺乏相对独立性,受到地方利益、部门利益的严重干扰,执法力度和效果均受影响。

与机构职能和地位相适应的是机构权限。机构权限的大小直接影响执法能力和效果。从横向上看,如前所述,EPA在执法方面的权限比较大,甚至拥有自己的法庭和警察。法律也赋予环境执法机构防治大气污染、水污染、固体废物污染、杀虫剂污染、噪声污染、海洋倾废等各种污染介质和审查环境影响评价书等权限。从纵向看,美国的环境执法机构实行的是基本法定职能平行负责制,州一级执法机构在执法中发挥了主要作用。联邦保留了直接干预的权力,地方则主要拥有执行服务职能的权力;同时,通过设立派出机构保持对低一级执法机构的有效监督。我国的环境监察机构起点较低。在横向权限划分上,环境保护部在跨行业监督中权力较小,直接制约了环境执法的效果。基层执法机构的法定身份为事业单位,其执法权力来源于行政机构的委托,没有相应的处罚权,与执法职能不对等。在权限的纵向划分上,我国区域督察中心刚刚建立,职权划分还有待进一步研究,国家环境监察局与地方环境监察机构的关系是领导与指导的关系,地方监察机构受到地方政府的制约,国家环境监察局难以形成对地方环境监察机构的有效监督。

4.2 完善机构体系建设,建立完整统一、运行流畅的执法机构体系

从第一部分的描述中可以看到,美国环境执法机构机构体系完整,并且通过执法机构内部设置与外界与环境执法相关的部门形成了良好的沟通与协

调。目前,我国的环境监察局是最高级别的环境监察机构,地方各级环境保护局也有自己的执法机构,在地方形成了省(直辖市、自治区)、市(自治州)和县(自治县)环境监察总队、监察支队和监察大队(统称环境监察)3级机构体系。2006年,国家又决定在华东、华南、西北、西南、东北组建了5个区域环保督查中心。这样,我国的环境监察体系基本形成了由国家环境监察局到区域环保督察中心、环境监察总队、环境监察支队、环境监察大队的5级体系。从环境监察机构的内部机构设置来看,国家环境监察局内部设有综合处、环境稽查处、城市与工业污染应急监察处、区域与生态环境应急监察处。由于各级环境监察的职能重心不同,内设机构设置的结构差异也比较大,基本上是按照职能划分。

从我国环境监察机构体系来看,主要存在以下几个问题。①环境监察机构体系虽然基本形成,但由于设立时间较短、职能尚未完全整合,整个体系力量薄弱。区域督察中心的数量对于其管辖范围来看,机构少、任务重,难以形成有效的监督和协调。地方监察执法机构机构设立的层级较多,不利于公正执法和监督。②环境执法机构受到职能的限制,缺乏与预防职能相关的机构。如除了12369环境热线外,与公共参与相关的机构缺乏。③与其他部门进行协调的机构力量薄弱。环境执法涉及多个部门,与司法部门、其他具有一定环境管辖权力部门、民间环保机构、企业、国际机构的协调可以有效促进执法的实施,而我国目前仍没有专门的环境执法协调机构。

4.3 赋予执法机构与职能相适应的资源,加强执法机构能力建设

环境执法效果与执法机构的资源和能力密切相关,只有目标与手段、任务与能力相适应时,才能提升机构的执行力。美国环境执法机构在人员、经费、设备、技术、手段上都有很大的优势,是有效执法的重要保障。

国家环保总局副局长张力军曾指出:总的说来,我国环境执法机构建设取得了长足的进步,环境执法队伍建设取得突破,环境执法力量不断壮大。据统计,全国环境监察机构已达3183个,在编人员4.87万人,实有人员近6万人,全国环境监察网络已初步形成^[9]。但是相对于960万km²的国土、13亿的人口大国来说,我国环境执法队伍力量十分弱小。从

经费保障上看,2004年,我国环境监察局36人的预算为440万元人民币,仅占当年环保总局总预算的0.62%^[6]。地方基层执法的经费部分要靠地方政府拨款,更是不能得到有效保证。经费的缺乏同时导致了设备、技术的落后和执法手段的单一。环境监察部门的车辆稀少、监测设备缺乏、信息网络不发达是普遍现象。而由于执法经费有一部分来源于排污收费,导致了执法机构的罚款手段倾向,利用物质奖励等经济激励的手段受到制约。环境执法的专业性强、技术要求高,需要一定资源作为保障和基础,从我国的执法机构资源情况看,执法能力不强也是难免的。

5 小结

美国法学家庞德认为:“法律的生命在于它的实行”^[7]。环境执法监察工作是履行环境管理职责基本支撑力量,是提升环境管理水平的有效手段,执法机构是执行法律的实体机构,其职能目标、机构体系、机构运行等机构设置问题直接关系到执法的效果。发达国家100a工业化过程中分阶段出现的环境问题,在我国已经集中显现,目前我国已进入污染事故多发期和矛盾凸显期。“它山之石,可以攻玉”,美国

环境执法机构设置为我国提供了有益的参考和借鉴。完善我国环境执法机构设置是维护国家环境安全、保障公民环境权益、促进全面发展的需要。

6 参考文献

- [1] U S EPA. Mission and what we do[EB/OL]. [2008-5-9].<http://www.epa.gov/epahome/aboutepa.htm>.
- [2] U S EPA. What we do[EB/OL]. [2008-5-9]. <http://www.epa.gov/compliance/about/us.html>.
- [3] 汪劲,严厚福,孙晓璞. 环境正义:丧钟为谁而鸣——美国联邦法院环境诉讼经典判例选[M]. 北京:北京大学出版社,2006.
- [4] 秦虎、张建宇.美国环境执法特点及其启示[J].环境科学研究,2005,(1):40-44.
- [5] 张力军.抓住机遇,勇挑重担 扎实推进环境执法监察工作——在2007年全国环境执法工作会议上的报告[J].环境保护,2007,(10):4-13.
- [6] 陆新元,Dudek,秦虎,等.中国环境监察执法问题与对策[EB/OL].(2007-1-4)[2008-5-9]. http://www.cideg.org.cn/infor_show.asp?id=352&lev=yjbg.
- [7] Roscoe Pound. Jurisprudence(Vol.1)[M]. St Paul:West Publishing Company,1959:353.

Construction and Its Illumination of the USA Environmental Enforcement Institutions

Zhang Lili

Abstract Environmental problems have become the main issue of the government. Effective environmental enforcement institution is the basis and ensurance for environmental protection. Environmental enforcement institution in the USA has specific definite functions, perfect system, definite duty and power, and is running effectively in organization and environmental governance. The construction of environmental enforcement institutions in the USA may be a good model for ameliorating the environmental enforcement in China.

Key words environmental enforcement enforcement institutions organization construction

(上接第4页)

Modification of TiO₂ Photocatalyst

Yang Shaobin Zhang Jianbo Fei Xuening

Abstract As an advanced oxidation technology, the photocatalytic oxidation has been applied and researched widely in many fields such as environment protection. However, the application of the technology is limited, and is still under laboratory test, owing to the disadvantages, such as low catalytic efficiency, difficult to isolate the oxidant and low utilization of solar energy. The methods for the modification of TiO₂ photocatalyst are summarized, including surface acidification, photosensitivity of dye, nano-TiO₂ photocatalyst, metal deposition, and metal ions penetration.

Key words TiO₂ photocatalyst modification methods

《广州环境科学》2008 年总目录

目 录	作者 (年.期.页)	目 录	作者 (年.期.页)
·综述·		我国围填海现状、问题及调控对策 刘 伟, 刘百桥 (2008.02.26)	
现代光度分析法测定环境样品中痕量铁的研究与应用 王文元 (2008.02.01)		·环境经济·	
土壤重金属污染的微生物效应研究进展 王 彬, 杨胜翔, 徐卫红 (2008.02.06)		山东省华丰煤矿循环经济发展探讨 孟建国, 崔青春, 孟庆新, 等 (2008.01.21)	
·水环境及污染防治·		我国环境税收政策现状及问题 乐小芳, 张 颖, 刘 豫 (2008.04.26)	
果汁生产废水处理工程实践 左文武 (2008.01.01)		·环境生态·	
超声波诱导催化氧化处理有机化学实验室废水的初步试验 陈祥云, 彭梦侠 (2008.01.05)		中央空调系统中微生物控制技术简介 刘文碧, 刘迎云, 廖 颖 (2008.01.24)	
近年来国内反渗透技术在废水处理中的应用状况 牛涛涛, 李振玉, 汪建根, 等 (2008.02.11)		生态工业园建设研究——基于与传统工业园差异上的论述 叶荣盛 (2008.01.29)	
BIOLAK 工艺处理小城镇污水 林文周, 姜金生 (2008.03.01)		广东省高州市根子镇 1995-2005 年生态足迹动态分析 孔 洁, 陈飞鹏, 汪殿蓓, 等 (2008.02.31)	
微生物絮凝剂在污泥处理中的应用研究 辛嘉晟 (2008.03.04)		附植生物对沉水植物的影响研究进展 谭海剑 (2008.03.25)	
冬季水库水的自来水净化处理试验 柳志刚, 毕灿华, 姚学俊 (2008.03.08)		·环境评价·	
印染废水接触氧化池的调试方法 李亚飞, 杨志南 (2008.03.11)		北京市城市生态系统健康评价 向 丽, 王红瑞, 李迎霞 (2008.01.34)	
TiO ₂ 光催化氧化剂改性技术概况 杨少斌, 张建博, 费学宁 (2008.04.01)		城市总体规划环境影响评价的探讨 韦正乐, 黄碧纯 (2008.01.41)	
珠江广州河段上覆水和间隙水中磷的形态分布研究 洗超彦, 吴群河 (2008.04.05)		公众参与问卷调查方法探讨 蒋 昕 (2008.02.36)	
运用生物倍增工艺处理城市生活污水的探讨 庄昌伟, 刘宏杰, 庄仲昌, 等 (2008.04.10)		孝感市孝南区农业土壤重金属污染的初步评价 翁添富, 高建培, 崔雪梅 (2008.02.40)	
物化 + 生化处理印染废水 李亚飞, 杨志南 (2008.04.13)		在环境质量综合评价中因素控制变权方法的研究探讨 赵光明, 李 斌, 李 娜 (2008.03.29)	
·大气环境及污染防治·		广州市某工业区周围农田土壤环境质量调查分析 胡迪琴, 朱大明, 余文永, 等 (2008.03.32)	
广州市重点工业污染源脱硫减排对环境空气质量的影响 陈煜辉, 陈炳基 (2008.02.14)		海上溢油生态环境损害评估及展望 杨天姿, 于桂峰 (2008.03.36)	
广州市机动车分类保有量建模与预测 王贤烽, 彭美春, 林怡青, 等 (2008.03.13)		土地利用现状环境影响评价——以冷水滩区为例 张小红, 曾 嵘 (2008.03.40)	
广州市在用机动车排气污染防治工作思路探讨 曾唐芳, 邓 南 (2008.04.16)		基于生态足迹的云南省大理州生态安全评价 卢星星, 侯明明, 胡艳荣, 等 (2008.04.32)	
·固体废物及处理·		关于高压输变电工程电磁场安全问题的讨论 张俊帆 (2008.04.36)	
水泥窑协同处置漂染污泥的初步试验 林益晓 (2008.04.20)		基于 Logistic 模型的大沽夹河水污染经济损失计量研究 孟建国, 苗丽华, 刘洪瑞, 等 (2008.04.39)	
·辐射污染与防治·		·环境法规·	
广州市部分企业含密封源仪表应用状况及辐射水平调查 李锦林, 郑丝雨, 胡迪琴, 等 (2008.02.18)		试论我国环境责任的重构 杨留强, 王彦昕 (2008.01.45)	
·环境监测与分析·		试论政府主导型流域生态补偿制度的建立和完善 张询书 (2008.02.44)	
广州市越秀区夜间光污染调查与防治对策研究 何旻昊 (2008.01.07)		美国环境执法机构设置及其启示 张黎黎 (2008.04.43)	
浅谈空气质量自动监测系统子站整体防雷措施 伦伟明 (2008.02.21)		·环境信息与计算机技术·	
质控图在环境分析质量控制中的应用 李欣红 (2008.02.24)		GIS 技术在环境规划管理中的应用研究——以 MapInfo 为例 何 磊, 李志琴 (2008.03.44)	
火焰原子吸收法测定高色度含铬废水中的六价铬 肖明波, 黄卓尔, 周树杰, 等 (2008.03.18)		·动态与信息简讯·	
关于饮食业油烟监测中若干问题的讨论 李 超, 李宝铨 (2008.04.24)		我市海珠区小洲村荣获“国家级生态村”称号 (2008.02.43)	
·环境管理与监理·		关心湿地, 走进红树林 (2008.03.28)	
关于构建广州市环境污染责任保险制度的探讨 李明光, 张娅兰, 罗家海 (2008.01.12)		潘岳: 期待珠三角地区率先推行环境经济政策 (2008.03.31)	
关于重大环境污染事件风险管理的讨论 钱龙霞, 张晓岚, 刘明国, 等 (2008.03.21)		《广州环境科学》征稿启事 (2008.03.48)	
·环境与可持续发展·		三聚氰胺的毒性和毒理 (2008.04.35)	
基于社区的地质遗迹旅游开发研究——以四川八台山省级地质公园为例 王兴贵, 李铁松, 邓茂林, 等 (2008.01.16)		《广州环境科学》2008 年总目录 (2008.04.48)	

CONTENTS

Modification of TiO ₂ Photocatalyst	<i>Yang Shaobin, Zhang Jianbo, Fei Xuening</i>	(1)
Speciation Characteristics of Phosphorus in Overlying Water and Pore Water in Guangzhou Reach of Pearl River	<i>Xian Chaoyan, Wu Qunhe</i>	(5)
On the Treatment of Urban Sewage by Bio-dopp Process	<i>Zhuang Changwei, Liu Hongjie, Zhuang Zhongchang, et al</i>	(10)
Treatment of Dyeing Wastewater by Physical-chemical and Biochemical Process	<i>Li Yafei, Yang Zhinan</i>	(13)
On the Preventing Countermeasure of Vehicle Exhaust Pollution in Guangzhou	<i>Zeng Tangfang, Deng Nan</i>	(16)
Test on the Cement Kiln Co-treatment of Dyeing Sludge	<i>Lin Yixiao</i>	(20)
Discussion on the Monitoring of the Catering Oil Fume	<i>Li Chao, Li Baochen</i>	(24)
On the Environmental Tax Policies of China	<i>Yue Xiaofang, Zhang Ying, Liu Yu</i>	(26)
Ecological Safety Assessment on Dali City of Yunnan Province with the Ecological Footprint Principles	<i>Lu Xingxing, Hou Mingming, Hu Yanrong, et al</i>	(32)
The Health Problems of Electromagnetic Field in HV Transmission and Transformation	<i>Zhang Junfan</i>	(36)
Research on Economic Loss for Water Pollution in Dagujia River with the Logistic Model	<i>Meng Jianguo, Miao Lihua, Liu Hongrui, et al</i>	(39)
Construction and Its Illumination of the USA Environmental Enforcement Institutions	<i>Zhang Lili</i>	(43)