

区域环境污染负荷分析的干预——效应法

高长波^{1,2}, 陈新庚¹, 莫创荣¹, 孙艳军¹

(1 中山大学环境科学和工程学院, 广东 广州 510275; 2 广东轻工职业技术学院, 广东 广州 510300)

摘要: 介绍了基于生命周期影响评价模型的干预——效应法, 以及该法包括的环境效应类型的确定、环境干预因子的识别与归类、按当量因子法汇总、数据标准化和赋权评估 5 个技术步骤, 并以广州市 2003 年监测数据为基础, 对广州市酸化、富营养化和光化学臭氧合成效应作了研究。结果表明, 广州市 2003 年排放的酸化污染负荷量约为 379.5×10^3 t SO₂ 当量, 主要污染物是 SO₂ 的排放 (占 57.4%); 富营养化污染负荷量为 657.7×10^3 t NO₃⁻ 当量, 其中最大排放源来自人类生活 (占 38.4%); 光化学臭氧合成污染负荷量为 46.4×10^3 t C₂H₄ 当量, 主要来自于公路交通运输 (占 69.8%)。赋权评估表明广州市区域性的环境效应主要为光化学臭氧合成, 其环境负荷为 32.358×10^3 人当量, 其次为富营养化和酸化效应, 环境负荷分别为 8.138×10^3 人当量和 7.915×10^3 人当量。

关键词: 环境污染负荷; 干预——效应法; 酸化; 富营养化; 光化学臭氧合成

中图分类号: X820.3 文献标识码: A 文章编号: 1006-2009(2006)01-0044-04

Intervention——Effect Method in Analysis of Regional Environmental Pollution Loading

GAO Chang-bo^{1,2}, CHEN Xin-gen¹, MO Chuang-rong¹, SUN Yan-jun¹

(1 School of Environmental Science and Engineering, Zhongshan University, Guangzhou, Guangdong 510275 China; 2 Guangdong Light Industry Occupational Technology Institute, Guangzhou, Guangdong 510300 China)

Abstract The intervention-effect method based on life cycle impact assessment model was introduced including the determination of environmental effect identification and classification of environmental intervention factor; data collection according to normal factor method; data standardization and weight right assessment in this method. Based on the monitoring data of Guangzhou in 2003, it studied the acid pollution, eutrophication and photochemical ozone synthetic pollution. In 2003, the loading of acid pollution was 379.5×10^3 t SO₂ normal, the main pollutant was SO₂ (57.4%); the loading of photochemical ozone synthetic pollution was 46.4×10^3 t C₂H₄ normal, the main pollutant was traffic communication (69.8%).

Key words Environmental pollution loading; Intervention——effect method; Acidification Potentials (AP); Eutrophication Potentials (EP); Photochemical ozone creation Potentials (POCP)

环境污染负荷是表示资源消耗或污染物排放对环境产生压力或胁迫的大小, 这些消耗的资源或排放的污染物称为环境干预因子。环境效应是各种环境干预因子综合作用的结果, 一种污染物会产生不止一种的环境效应, 如 NH₃ 既能产生酸化效应, 又能产生富营养化效应, 但一种环境效应又往往是由多种污染物共同干预产生的, 如能产生光化学臭氧合成效应的环境干预因子就有 VOC、CO、CH₄、NO_x 等。因此环境污染负荷的计量应根据污

染物可能产生的环境效应类型汇总才有意义。基于生命周期影响评价模型的干预——效应法^[1]的原理就是按不同的环境效应类型计量区域内的环境污染负荷, 具体包括环境效应类型的确定、环境干预因子的识别与归类、按当量因子法汇总、数据标准化, 以及赋权评估 5 个技术步骤。

收稿日期: 2005-02-28; 修订日期: 2005-10-13

作者简介: 高长波 (1970—), 男, 浙江温州人, 副教授, 博士研究生, 从事环境评价和环境规划的研究。

1 干预——效应法技术框架

1.1 确定环境效应类型

环境效应类型划分与研究的具体案例有密切关系。一般可分为资源消耗、环境污染和人类健康影响等几大类。而从发生的空间尺度看,有全球性影响(如不可更新资源消耗、全球变暖、臭氧层损耗等)、区域性影响(酸化、富营养化、光化学臭氧合成等)和局地性影响(陆生生态毒性等)。现选择区域性的酸化、富营养化和光化学臭氧合成效应作为研究环境效应类型的内容。

1.2 环境干预因子的识别与归类

环境效应类型确定之后,应识别环境干预因子,并按其可能产生的环境效应类型归类,建立的分类环境效应与各种环境污染干预因子的对应关系见表 1。

表 1 环境污染干预因子归类及其当量系数^[2]

| 环境效应类型 | 环境污染干预因子及当量系数 |
|---------|---|
| 酸化 | SO ₂ (1)、NO _x (0.7)、NH ₃ (1.88)等的排放 |
| 富营养化 | NO _x (1.35)、NH ₃ (3.64)、TN(4.43)、TP(32.0)、COD(0.23)等的排放 |
| 光化学臭氧合成 | VOC(0.6)、CO(0.03)、CH ₄ (0.007)、NO _x 等的排放 |

注:括号中的数值为当量系数。

1.3 按当量因子法汇总^[3]

不同的环境污染干预因子在相同质量条件下,对同一种环境效应类型产生的作用不一样,它们之间存在一定的当量关系。因此,可按它们之间的当量关系汇总,以求得某一区域在某一时间段内可能产生某一类环境效应的环境污染负荷量。当量因子确定因环境效应类型不同而不同,通常以某种物质为基准计算其他物质的相对大小。各环境污染干预因子当量系数见表 1。这样,将各分类环境效应对应的污染物排放量乘以其当量系数再相加,就可以得到以某一污染物质为参照物的分类环境效应的环境污染负荷量。

1.4 数据标准化

数据标准化有两个目的:一是对各种分类环境效应的相对大小提供一个可比较的标准,二是为进一步评估提供依据。在该研究中采用标准人当量^[2]作为标准化基准。根据该基准,对环境污染负荷总量标准化,计算公式为:

$$NEPL_i = \frac{EPL_i}{T \cdot ER_i}$$

式中: $NEPL_i$ ——产生第 i 类环境效应的环境污染负荷总量的标准人当量,人当量;

EPL_i ——产生第 i 类环境效应的环境污染负荷量, kg

ER_i ——某年标准化基准, kg/(人·a);

T ——计量时间, a

1.5 赋权评估

即使两种不同类型的环境效应通过数据标准化得出了相同的环境污染负荷值,也不意味两者的潜在环境效应同样严重。因此,需要对环境效应类型的严重性排序,即赋予不同环境效应类型不同权重后再比较。该研究确定的标准化基准和权重因子见表 2。

表 2 环境效应标准化的基准值和权重^[2]

| 环境效应类型 | 基准值 | 基准单位 | 权重 |
|---------|------|---|------|
| 酸化 | 35 | SO ₂ 当量/(kg·人 ⁻¹ ·a ⁻¹) | 0.73 |
| 富营养化 | 59 | NO ₃ ⁻ 当量/(kg·人 ⁻¹ ·a ⁻¹) | 0.73 |
| 光化学臭氧合成 | 0.76 | C ₂ H ₄ 当量/(kg·人 ⁻¹ ·a ⁻¹) | 0.50 |

2 区域环境污染负荷计量案例

以广州市为案例。广州市位于广东省中南部,珠江三角洲的北缘,总面积 7 434.40 km²,2003 年全市总人口 725.19 万,人口密度 975 人/km²,人均 GDP 4.84 万元^[4]。在工业化、城市化快速推进和经济高速发展的同时,也加重了区域环境污染负荷,主要环境问题有酸化、富营养化和光化学臭氧合成等。为此,首先对产生酸化、富营养化和光化学臭氧合成的污染物排放总量、构成及来源进行量化分析(以 2003 年监测数据为基础),然后计算各种环境效应的相对大小。

2.1 酸化环境污染负荷分析

引起广州市酸化效应的主要环境污染干预因子有 SO₂、NO_x、NH₃,故首先要估算 3 种物质的排放量。根据广东省 2004 年统计年鉴^[5],广州市 2003 年 SO₂ 的排放量为 21.78 万 t,NO_x 的排放量主要是由工业燃料燃烧和机动车两部分排放源组成,通过广州市 2003 年工业燃料消耗量^[5]和相应燃料的 NO_x 排放系数^[6],得到广州市工业企业燃料消耗过程中的 NO_x 排放量为 82 303 t,而机动车的 NO_x 排放量根据广州市环境保护监测站的监测

结果统计,广州市区的摩托车、小型车、大中型车平均每年行驶的里程分别为 4 380 km、13 140 km、43 800 km,相应的 NO_x 排放系数则分别为 1.0 g/(辆·km)、2.2 g/(辆·km)、3.2 g/(辆·km)。因此,由 2003 年广州市不同车型总的拥有量计算,得到机动车的 NO_x 排放量为 27 735 t, NH_3 的排放量主要考虑了畜禽源、农业施肥和人类粪便源 3 种排放源。

畜禽养殖的 NH_3 排放量,可通过广州市总的畜禽养殖量乘以相应畜禽 NH_3 的年排放系数^[7]得到,畜禽源排放的 NH_3 为 9 908 t;农业施肥的 NH_3 排放量,据报道,我国氮肥施用后挥发损失的量约占施入量的 20%,2003 年广州市共施用化肥 105 673 t(按 N 计),故广州市因氮肥施用造成的 NH_3 排放量约为 25 685 t;人粪尿中 NH_3 的排放,用广州市 2003 年人口 7 251 888 人,乘以人均粪尿的 NH_3 排放系数 1.3 kg/(人·a)^[7],得到人类粪便源 NH_3 的排放量约为 9 427 t。

2.2 富营养化环境污染负荷分析

广州市生态系统的富营养化主要由排入水体的 N、P,以及其他有机物和排入大气的 NH_3 和 NO_x 构成。水体 TN 的排放源主要考虑工业废水、生活污水和农业生产,其中工业废水和生活污水中的 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 平均排放浓度分别为 5.5 mg/L 和 24 mg/L,那么 2003 年广州市总的工业废水和生活污水中的 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 排放量,通过计算分别为 1 167 t 和 33 870 t;氮肥施入土壤后,经淋溶和地表径流进入水系的量常因地理区位和植被类型而有所不同^[8]。因此,农业生产中的 TN 排放量,若按广州市 2003 年氮肥施用总量的 13% 计算约为 15 851 t。

工业废水和生活污水中磷的来源非常复杂,一般认为,TP 占 TN 的 5% 左右,据此可得到广州市工业废水和生活污水中 TP 的排放量分别为 58 t 和 847 t。而在农业生产中,广州市磷肥施用量按氮肥施用量的 14% 计算,假设平均流失率为 7.5%^[4],则可以得到有关的磷肥排放量为 1 110 t。因此,通过对广州市废水总排放量(133 732 万 t)和 COD 平均排放浓度(180 mg/L)的统计,得出广州市 2003 年废水水体中 COD 的排放量为 240 718 t。

2.3 光化学臭氧合成环境污染负荷分析

非甲烷挥发性有机物(NM VOC)、CO、 CH_4 和 NO_x 被认为是光化学臭氧合成的主要干预因子。

由于数据的可得性,VOC 和 CO 的排放源仅考虑公路运输和工业燃烧, CH_4 的排放主要考虑农业排放源。

工业燃烧中的 VOC 和 CO 排放量是根据工业锅炉的排放因子^[2]和广州市当年工业消耗的各种能量量计算,结果分别为 17 805 t 和 83 290 t;而公路运输中的 VOC 和 CO 排放量是根据广州市环境保护监测站的监测结果统计,由于广州市区的摩托车、小型车、大中型车平均每年行驶的里程分别为 4 380 km、13 140 km、43 800 km,那么相应的 HC 和 CO 排放系数则分别为 2.47 g/(辆·km)、2.81 g/(辆·km)、7.31 g/(辆·km) 和 8.0 g/(辆·km)、17.8 g/(辆·km)、25.4 g/(辆·km),再根据 2003 年广州市不同车型总的拥有量计算,得到公路运输的 VOC 和 CO 排放量分别为 37 382 t 和 249 870 t。

由于 CH_4 的农业排放源非常广泛和复杂,故对 CH_4 排放量的估算也十分困难。根据文献[9],华南地区稻田中的 CH_4 排放量为 100×10^3 t/a ~ 200×10^3 t/a,该研究采用广州市稻田面积对华南地区总 CH_4 的排放量进行分配,统计结果表明, CH_4 的排放量为 4 330 t/a。

2.4 环境污染负荷量汇总

环境污染负荷量的汇总情况为:2003 年广州市排放的酸化污染负荷量约为 379.5×10^3 t SO_2 当量,从污染干预因子构成看, SO_2 、 NH_3 和 NO_x 排放量分别占 57.4%、22.3% 和 20.3%。

富营养化污染负荷量约为 657.7×10^3 t NO_3^- 当量,其中 38.4% 来自人类生活、35.8% 来自农业生产部门、20.1% 来自工业生产部门、5.7% 来自公路运输部门。

光化学臭氧合成污染负荷量约为 46.4×10^3 t C_2H_4 当量,其中 VOC 的排放占 71.3%、CO 的排放占 26.5%,主要来自于公路交通运输(占 69.8%)。

2.5 环境污染负荷量的标准化和赋权评估

根据表 2 对各类环境污染负荷量进行标准化和赋权评估,结果表明,2003 年广州市区域的环境效应主要为光化学臭氧合成,其环境污染负荷为 32.358×10^3 人当量,其次为富营养化和酸化效应,环境污染负荷分别为 8.138×10^3 人当量和 7.915×10^3 人当量。各种环境效应类型的相对贡献见图 1。

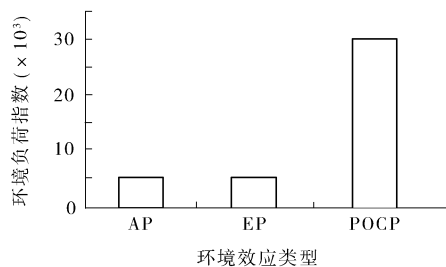


图 1 环境污染负荷量的标准化和赋权评估

3 结论

基于生命周期影响评价 (LCA) 模型的干预——效应法具体包括环境效应类型的确定、环境干预因子的识别与归类、按当量因子法汇总、数据标准化和加权评估 5 个技术步骤。利用干预——效应法计算, 得到广州市 2003 年排放的酸化污染负荷量约为 379.5×10^3 t SO₂ 当量, 主要污染物是 SO₂ 的排放; 富营养化污染负荷量约为 657.7×10^3 t NO₃⁻ 当量, 其中最大排放源来自人类生活; 光化学臭氧合成污染负荷量约为 46.4×10^3 t C₂H₄ 当量, 主要来自于公路交通运输。赋权评估的结

(上接第 37 页)

超临界水氧化是一个很有应用前景的技术, 但是它也存在着不足。如造纸废水的悬浮物使反应器易腐蚀、盐沉积易堵塞等, 因此超临界水氧化处理造纸废水工业化还有待进一步研究。

3 结语

目前, 国内造纸废水的处理技术有了一定发展, 在实际应用中收到了一定的成效, 但造纸废水处理仍是一大难题, 一些造纸废水处理的新技术尚不成熟, 还需降低成本, 提高处理效率。同时造纸行业也应该充分研究和应用清洁生产技术, 加强原辅材料管理, 提高白水回收率, 黑液综合利用率, 废水处理与循环使用率, 逐渐实现废水零排放, 提高造纸得率, 尽可能将原材最大限度地转化为产品, 而把消耗和排污降至最低点。

[参考文献]

[1] 梁宏, 林海波. 造纸废水治理技术研究现状及展望 [J]. 四川理工学院学报 (自然科学), 2002, 18(2): 56-60.

果表明, 2003 年广州市区域的环境效应主要为光化学臭氧合成, 其次为富营养化和酸化效应。

[参考文献]

- [1] Centre of Environmental Science (CML). Life cycle assessment an operational guides to ISO standards [M]. Neithelands Leiden University, 2000
- [2] 杨建新, 徐成, 王如松. 产品生命周期评价方法及应用 [M]. 北京: 气象出版社, 2002
- [3] 王寿兵, 张浩, 王祥荣. 区域环境负荷计量的当量因子法 [J]. 中国环境科学, 2004, 24(2): 237-241
- [4] 彭奎, 朱波. 试论农业养分的非点源污染管理 [J]. 环境保护, 2001(1): 30-32
- [5] 广东省统计局. 2004 广东省统计年鉴 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2004
- [6] 王文兴, 王伟, 张婉华, 等. 我国 SO₂ 和 NO_x 排放强度地理分布和历史趋势 [J]. 中国环境科学, 1996, 16(3): 161-167.
- [7] 王文兴. 中国氨的排放强度地理分布 [J]. 环境科学学报, 1997, 17(1): 2-6.
- [8] 周根娣, 章家骥. 上海市郊氮肥流失及去向研究 [J]. 上海环境科学, 1996, 15(4): 37-39.
- [9] 沈壬兴, 上官行健, 王明星. 广州地区稻田甲烷排放及中国稻田甲烷排放的空间变化 [J]. 地球科学进展, 1995, 10(4): 387-391

本栏目责任编辑 张启萍

- [2] 王晖, 符斌. 造纸废水处理方法及展望 [J]. 中国资源综合利用, 2002, 2: 21-24
- [3] 刘斌, 张梅. 造纸废水混凝处理研究 [J]. 内蒙古石油化工, 2005, 6: 1-3.
- [4] 万红霞, 蔡鹤生. 废纸造纸废水处理技术研究 [J]. 化工环保 (增刊), 2005, 25: 153-156.
- [5] 杨玲. 用于造纸废水处理的膜分离技术研究进展 [J]. 四川理工学院学报 (自然科学版), 2005, 18(2): 62-65
- [6] 黄江丽, 施汉昌. MF 与 UF 组合工艺处理造纸废水研究 [J]. 中国给水排水, 2003, 19(6): 13-15
- [7] 谭绍早, 陈震华. 聚丙烯腈纳滤膜的制备及对造纸废水的截流性能 [J]. 中国造纸学报, 2002(2): 63-66.
- [8] 周丹, 呼世斌, 张涛. Fenton 氧化-粉煤灰处理造纸废水的研究 [J]. 西北农林科技大学学报 (自然科学版), 2004, 33(6): 156-158
- [9] 崔玉民, 朱亦仁, 王克中. 用复相光催化剂 WO₃/a-Fe₂O₃/W 深度处理造纸废水的研究 [J]. 感光科学与光化学, 2001, 19(2): 131-138
- [10] 戴航, 黄卫红, 钱晓良. 超临界水氧化法处理造纸废水的初步研究 [J]. 工业水处理, 2000, 20(8): 23-26.

本栏目责任编辑 李文峻