SO 排放造成的森林损失计算:以湖南省为例

郝吉明,李继*,段雷,贺克斌,戴文楠(清华大学环境科学与工程系,北京 100084)

摘要: SO_2 排放对我国的森林生态系统造成了严重的损害,因而损失计算对于 SO_2 控制具有重要意义,但是目前仍缺乏有效的方法计算不同排放水平下的森林损失。本研究以硫沉降超临界负荷作为计算森林损失的参数,推导了适用于我国硫沉降导致森林损失的剂量-响应函数,并以湖南省为例,以 1995 为基准年,计算了 2000 年~2020 年高中低 3 种 SO_2 排放方案下的森林损失。研究结果表明,随着今后湖南省经济和能源消费的增长,森林损失将继续增加。高排放方案下 2020 年 SO_2 排放将增长 1.2 倍,但森林损失增长 4.3 倍,边际损失高于 6000 元/t.在当前排放水平下对 SO_2 排放进行削减,边际效益达到 1500 元/t,因此控制 SO_2 具有显著的经济效益。对湖南案例的不确定性分析显示,计算方法有较高的可靠性。研究结果为区域 SO_2 控制策略的优化提供了支持。

关键词:森林: 损失: 剂量-响应函数: 临界负荷: 湖南省

中图分类号: X11 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2002)06-05-0001

Valuation of Forest Damage Cost from SO₂ Emission: A Case Study in Hunan Province

Hao Jiming, Li Ji, Duan Lei, He Kebin, Dai Wennan (Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract: Large amount SO_2 emission caused serious damage of forest ecosystem in China and calculation of the damage cost is an important issue for policy making. However, no applicable method was developed to estimate forest damage under different SO_2 emission scenarios. Basing on previous field researches on sulfur related forest impact in China and recent critical load mapping research, this paper presented a model for forest damage calculation by developing a dose response function that related the damage to cumulative sulfur critical loads. This model was applied to the forests in Hunan, a province in acid rain control zone in China. Results showed that in the business as usual case, SO_2 emission in Hunan will increase by 120 % from 1995 (8.82 mil. ton) to 2020 (19.56 mil. ton), but damage cost will increase by 4.3 times, reaching 6.19 billion RMB in 2020. Results also showed the measures for SO_2 control were cost-effective because the marginal damage cost will be about 6000 RMB per ton SO_2 in 2020 in BAU case. At current SO_2 emission level, marginal benefit will be about 1500 RMB per ton. Uncertainty analysis demonstrated that this model provides reasonable damage estimates and would therefore be applicable in a broad range of policy settings.

Keywords: forest; da mage cost; dose-response function; critical load; Hunan Province

预测不同 SO₂ 排放水平下的森林经济损失对于控制措施的制定具有重要意义.但是目前对植物进行的剂量-响应实验通常是控制其它因素在适于树木生长的条件下进行,所以研究结果不适用于实际森林损失计算.因此,为了计算不同 SO₂ 水平下森林损失,需要另外建立森林损失的剂量-响应函数."95"期间的两控区划分研究中,应用临界负荷方法预测了不同控制策略下 2000~2020 年森林损失,为我国 SO₂ 控制方案的选择提供了支持**.但是由于采用1°×1°网格内一定保证率下的临界负荷值作为计

算依据,计算结果存在误差.

由于森林损失计算在方法上存在不确定性因素,至今未能在 SO₂ 控制规划上得到有效利用,本研究基于新的临界负荷研究结果,以硫沉降超临界负荷作为计算森林损失的参数,推导了适用于我国硫沉降导致森林损失的剂量-响

基金项目:世界银行资助项目(P062015)

作者简介:郝吉明(1946~),男,博士,教授,博士生导师,主要 从事大气污染控制研究.

收稿日期:2001-10-27;修订日期:2002-01-19

* 通讯联系人

* * 国家环境保护局等.我国酸雨及二氧化硫控制区划分研究.研究报告.1998.

应函数和损失空间分布计算方法,并以湖南省为例,以1995为基准年计算2000~2020年3种控制方案下的森林损失,为检验剂量-响应函数的准确性,对湖南案例进行了不确定性分析.

1 森林损失计算方法

1.1 剂量-响应函数

硫沉降主要通过 2 条途径造成植物损害: ①直接伤害植物外表并抑制其生长;②加速土壤中营养元素淋失,致使某些土壤(特别是酸性土壤)中生长的植物营养不良和生产力下降,此外还会增强土壤中铝的活化,造成植物过量吸收铝从而导致铝中毒.而硫沉降对森林的危害通常是与其它外界因素共同作用,例如硫沉降造成植物抵抗能力降低,引发森林病虫害.

但是硫沉降对森林生态系统的损害并非线性的.森林生态系统对于环境压力具有自我修复能力,因此在一定压力范围内不会受到明显破坏[1]. Rabl 归纳了 4 种主要的剂量-响应函数(图 1),其中曲线 OCP 能够恰当地描述森林生态系统对于环境压力的响应.图中 O 为原点,P点为已知响应点,而 C 点为阈值点,表示系统在不遭受破坏时对环境压力的最大承受能力.

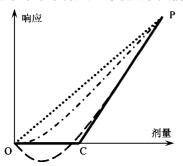


图 1 4 种主要的剂量-响应函数[2]

Fig .1 Four major possibilities of dose-response functions

硫沉降临界负荷正是反映了森林对硫沉降的最大的承受能力.临界负荷是指"不致使生态系统发生长期危害影响的化学变化的最高沉降量"[3].临界负荷在研究酸沉降对生态系统的影响中已得到广泛应用,例如 Gregory 应用临界负荷估算了欧洲的森林损失[4].

基于上述分析,本研究假设:①硫沉降低于临界负荷时对森林没有损害;②森林损失与超

临界负荷成正比且比例在研究区域内为常数.事实上,大部分综合模型(如 CAS M、RAINS等)在其环境影响模块中都或清晰或隐含地应用了以上2个假设[5].

若已知基准年损失(本研究参照两控区划分研究中1995年的森林损失值),则剂量-响应

函数为:
$$D_2 = \begin{pmatrix} D_1 \times X_2 / X_1 & (X_2 > 0) \\ 0 & (X_2 \le 0) \end{pmatrix}$$
 (1)

式中,下标 1.2 分别表示基准年和预测年,D 为 损失,X 为超临界负荷, $X_k = S_k - L(k=1.2)$,S.L 分别为硫沉降和临界负荷.对于小尺度区域,S.L 和 X 可视为常数,但在较大尺度区域范围内,S 和 L 分布不均匀.令 X_1 、 X_2 为分别为基准年和预测年平均超临界负荷.则式(1)改

写为:
$$D_2 = \begin{vmatrix} D_1 \times X_2 / X_1 & (X_2 > 0) \\ 0 & (X_1 \le 0) \end{vmatrix}$$
 (2)

1.2 平均超临界负荷

为提高平均超临界负荷 X 的准确性,将区域划分为若干个网格,先计算各单元格的平均超临界负荷,再计算全部区域的平均值.

(1)单元网格的平均超临界负荷 根据临界负荷的概念,一个地区的临界负荷应是该地区所有生态系统临界负荷的最小值.实际绘制的网格临界负荷图通常是指一定保证率下(通常为95%或80%)的临界负荷,用来替代平均超临界负荷将存在较大的误差.

若已知临界负荷的累积分布函数(见图 2,横坐标 f 表示临界负荷为 L(f) 时生态系统所占的比例),对横坐标积分可计算平均超临界负荷 X:

$$\overline{X} = \int_{0}^{t_{s}} X(t) dt = \int_{0}^{t_{s}} (S - L(t)) dt$$
 (3)

式中,S 为网格的硫沉降负荷,当网格划分与硫扩散沉降模型一致时,S 在单元网格内为常数; t_S 为临界负荷值等于 S 时的生态系统所占的比例.

(2)全部网格的平均超临界负荷 由于单元网格同一地区内地形因素差异较小,故可假设森林生态系统在同一网格内是均匀分布的.但不同网格的森林蓄积量不同,因此,为计算所有网格的超临界负荷平均值,考虑用网格的森林蓄积量作为加权平均系数,得到超临界负荷

平均值:
$$\overline{X} = \sum_{i=1}^{n} (A_i \times \overline{X_i})$$
 (4)

式中 $_{i}$ 为网格号 $_{i}$ 为网格总数 $_{i}$ 为网格 $_{i}$ 的森林蓄积量比例(占全部区域森林蓄积量的百分比) $_{i}$, $_{i}$ 为网格 $_{i}$ 的平均超临界负荷,由式(3)计算。

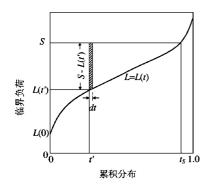


图 2 临界负荷的累积分布函数

Fig.2 Cumulative distribution of critical load

1.3 森林总损失

森林损失可分为直接损失和间接损失.直接 损失主要指林产品损失,如林木产量.直接损失 可以通过市场价格进行计算.森林的间接效益包 括水土涵养、防风固沙、固土保肥、净化大气、旅 游休憩等.在森林生态效益中,森林直接经济效 益(林产品)仅占一小部分,大部分为间接效益. 日本 美国、芬兰、前苏联对森林效益进行了经济 评价,得出森林间接效益与直接效益的比为 11.7 9.1 3.1 和 4^[6].我国部分研究结果见表 1. 在东部 7 省的森林损失计算中,该比例取 9.0,两 控区研究报告中为 8.0.综合上述研究,本研究中 取森林间接损失与直接损失之比为 8.0.

表 1 我国森林间接效益与直接效益比较

Table 1 Review of direct and indirect benefits from forest ecosystem in China

直接效益1) 间接效益 间接与直接 序号 研究区域 /亿元 效益比值 / 亿元 山西省[7] 80.5 10.3 湖北兴山县[8] 2 0.484 5.345 11.03 72.8 425.8 5.83 黑龙江省[9]

1)直接效益均指木材生产的效益.

2 案例分析(以湖南省为例)

2.1 森林概况

湖南省气候为亚热带湿润季风气候,地带性植被为中亚热带常绿阔叶林,但由于人为活

动,该地区大面积的原始森林已经丧失殆尽,代 之而起的是以马尾松为主的次生针阔混交林和 以杉木为主的人工林、湖南省森林面积 753.8 万h m²,其中用材林占55.89%,经济林占 26.68%,竹林占7.56%,防护林占2.98%,其 余为薪炭林,湖南省的森林生态系统不仅为湖 南省提供了大量的林产品,同时对于湖南省的 生态环境具有重要意义.湖南地处全国3条易 灾带的中部带,是江南自然致灾强度最严重的 省份 .1990~1998 年间全省因干旱和洪涝 .平 均受灾、成灾面积分别为 1738.70×103 h m2 和 873.30×10³ h m^{2[10]},因此森林的涵养水土等生 态功能对于提高湖南省抗灾能力具有重要价值. 杉木和马尾松是湖南主要的树种,对硫沉降也相 对比较敏感.因此这2种树木的损失构成了湖南 森林损失的主要组成部分,故本研究以杉木和马 尾松作为研究对象 根据两控区划分研究报告中 湖南省 1995 年杉木和马尾松木材总损失 1.34 亿元,森林总损失为12.06亿元.

以1°×1°的精度,可将湖南省划分为24个网格(网格线与经纬线重合).根据湖南省统计数据可以得到14个行政区的森林蓄积量,并且按照各地区在不同网格中的面积将森林蓄积量分摊到网格中,由此得到每个网格中的森林蓄积量.为简化计算,本研究假设网格内森林蓄积量在计算年内不发生变化,损失按基准年木材价格计算.

2.2 超临界负荷

表 2 为根据能源消费、排放因子和控制水平预测的湖南省 3 种排放方案下的 S O₂ 排放量(以 A, B, C表示).1995 年和 2000 年排放为统计数据.其中 A 为常规方案,也是高排放方案,B、C 为不同控制策略下的排放方案.

表 2 湖南省 SO, 排放预测/万 t

Table 2 SO₂ Emissions estimation

方案	1995	2000	2005	2010	2015	2020
方案 A	88.2*	77.3	117.1	137.5	165.8	195.6
方案 B	同上	同上	102.3	107.2	112.0	116.8
方案 C	同上	同上	80.2	76.2	72.4	68.8

^{*} 中国环境状况编委会.中国环境状况公报(1995~1998)

硫扩散沉降模拟采用的是 CEAM 欧拉模型*. 计算得到湖南省 1995 年硫沉降总量为 37.3 万吨.根据我国的 SO₂ 控制目标,今后年 SO₂ 的排放增长将得到控制甚至低于 1995 年水平,因此本文假设外省对湖南省的硫输入量保持不变.

基于我国酸沉降临界负荷研究^{11,121},本研究以 0~1.0 为累积分布率范围、以 0.05 为间隔,计算了湖南省各网格在不同累积分布率下的硫沉降临界负荷,得到各网格临界负荷的累积分布的分段函数.根据各网格硫沉降和临界负荷的累积分布,可以计算得到湖南省平均超临界负荷.

2.3 森林损失

森林损失计算结果见图 3.图 3 中 A, B, C 分别表示相应方案; AB和 BC分别表示排放从方案 A削减至方案 B和从方案 B削减至方案 C的边际效益,即每削减 1t的效益;按方案 A,1995~2020年,湖南省 SO₂ 排放增长了 1.2倍,而森林损失将增长 4.3倍,因此仅从森林生态系统的角度,对于 SO₂ 的控制也已非常紧迫.当 SO₂ 排放量由方案 A削减至方案 B,2005~2020年控制效益达到 2000~6000元/t,因而控制 SO₂ 具有显著的经济效益,由方案 B削减至方案 C,边际效益维持在 1500元/t 左右.

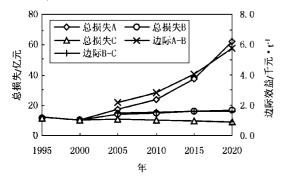


图 3 湖南省森林损失

Fig.3 Forest damage cost in Hunan Province

本文以 2010 年方案 A 为例,绘制了湖南省森林损失密度(单位面积的森林损失)分布图(图 4).湖南省全省平均损失密度为 11114 元/k m²,但其分布很不均匀,其中损失密度最大的地区出现在怀化的部分区域(网格 3,6,7).

3 不确定性分析

为检验模型的准确性,对研究结果进行了

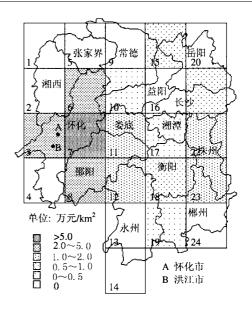


图 4 湖南省森林损失密度分布(2010年,方案 A)

Fig. 4 Damage cost density distribution in Hunan Province (in 2010, BAU Case)

不确定性分析.因不确定性因素较多,如输入数据的可靠性、模型的精度、模型中的假设和简化等问题,限于篇幅,本文主要讨论模型建立中主要的不确定性因素.

3.1 剂量-响应函数的不确定性

影响剂量-响应函数的一个重要假设是损失与超临界负荷成正比 .但图 1 中 CP 可能是下凹(CP')或上凸(CP'') 曲线(图 5) .

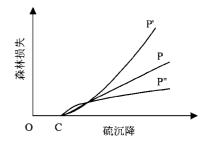


图 5 森林损失与超临界负荷的函数关系

Fig .5 Three possibilities of relationship between forest damage cost and sulfur deposition exceedance

为检验 CP 曲线形式对计算结果的影响 ,用 指数函数来拟合 CP[′]和 CP[″]曲线 .单元网格的平 均超临界负荷为: $X = \int_{0}^{t} s(S - L(t))^{T} dt$ (6)

^{*} 戴文楠.区域酸沉降模型的建立以及应用.清华大学硕士学位论文,2000.

曲线 CP'、CP 和 CP''分别对应 r > 1、r = 1 和 0 < r < 1.令 η 等于 $r \neq 1$ 与 r = 1 时的损失值之 比.图 6 给出了当 r 取 1.25 和 0.75 时,不同排 放量下的 n值 .由图 6 可见 .虽然 r 在方程中是 以指数存在,但对结果的影响并不大,11- // 最 大值为 0.114.

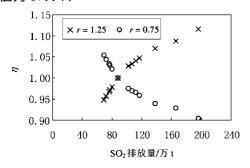


图 6 剂量-响应函数中指数对损失计算的影响

Fig.6 Sensitivity of forest damage cost to the exponent in dose-response function

3.2 临界负荷的不确定性

临界负荷的计算本身存在不确定性,不确 定性的来源包括临界化学值、参数估计和计算 模型.本文引入临界负荷修正系数 f,令 L'(t) $= f \times L(t)$,通过 f 来检验临界负荷不确定性 对损失计算的影响 .令 η 等于 $f \neq 1$ 与 f = 1 时 的损失值之比.当 f取 0.75 和 1.25 时,由图 7 可见,当 SO₂ 排放小于 110 万 t 时, 1 - n < 0.10.临界负荷对计算结果影响较小,因此,在 对湖南省的 SO₂ 进行控制的前提下,临界负荷 对计算结果的影响较小.

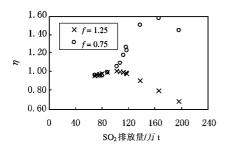


图 7 临界负荷对损失计算的影响

Fig.7 Sensitivity of damage cost to critical load

结语

(1)硫沉降临界负荷作为表征生态系统不 受到长期危害影响的最高沉降量,是控制硫沉 降的重要工具,基于两控区各省森林损失研究 和对剂量-响应函数的分析,本研究推导了用于 估算森林损失的计算方法 .对湖南案例的不确 定性分析显示.剂量-响应函数有较好稳定性.

- (2)对湖南省的案例分析表明,SO,排放对 湖南省森林生态系统造成了严重损害 .1995 年 森林总损失 12.06 亿元,已经占到当年 GDP 的 5.5 ‰,随着今后湖南省经济和能源消费的增 长,常规方案下森林损失将继续增加,2020年 排放较 1995 年增长 120 %, 而总损失将增加 4.3 倍.因此,为保护森林生态系统,SO,排放控 制任务非常紧迫.
- (3)湖南省 SO。排放从常规方案(方案 A) 削减至方案 B.边际效益为 2000~6000 元/t.从 方案 B 继续削减至方案 C,即在目前排放水平 下,边际效益仍然达到1500元/t.因此从保护 森林生态的角度出发,削减至方案 C 仍具有显 著的经济效益。
- (4)湖南省森林损失最严重地区在怀化市 部分区域(网格3,6,7),单位面积损失最大超 过 5 万元/km²(网格 6),因此,这些区域的硫沉 降应该优先控制.进一步将扩散、沉降模型与损 失计算结果相结合,可制定更加科学的 SO2 控 制策略.

参考文献:

- Roldan Muradian. Ecological thresholds: a survey. Ecological Economics . 2001 , $38:7 \sim 24$.
- Rabl A, Spadaro J V. Damages and costs of air pollution: an analysis of uncertainties. Environmental International, 1999, $25(1):29 \sim 46$.
- Nilsson J, Grennfelt P. Critical Loads for Sulfur and Nitrogen. Report 1988:15. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 1988.
- Gregory K, Webster C, Durk S. Estimates of damage to forests in Europe due to emissions of acidifying pollutants. Energy Policy. 1996, **24**(7):655 ~ 664.
- Gough CA, Bailey PD, Bie wald B. Environmentally targeted objectives for reducing acidification in Europe. Energy Policy, 1994, 22(12):1055~1066
- 周晓峰主编:中国森林与生态环境:北京:中国林业出版 社,1999.506~508
- 刘清泉.森林树木与生态环境.太原:山西科学教育出版 社,1985.56~58.
- Guo Zhong wei, Xiao Xiang ming, Gan Yaling. Ecosyste m functions, services and their values a case study in Xingshan County of China. Ecological Economics, 2001, 38:141 ~ 154.
- 周晓峰, 蒋敏元. 黑龙江省森林效益的计量、评价及补偿. 林业科学,1999,35(3):97~102
- 李晖. 湖南农业持续发展的生存资源优度评价. 地理科学 进展,2000,19(1):41~49.
- Duan Lei, Xie Shaodong, Zhou Zhongping. Calculation and mapping critical loads for S, N and acidity in China. Proceeding of Acid Rain 2000. Dec. 11-15, 2000, Tokyo, Japan. 郝吉明、谢绍东,段雷.酸沉降临界负荷及其应用.北京:
- 清华大学出版社,2001.312~320.