

环境政策的综合影响评价模型系统及应用

姜林

(北京市环境保护科学研究院, 北京 100037)

摘要: 研究和建立一套以可计算的均衡理论模型(CGE)为核心, 同时与大气环境质量模型和健康影响模型(暴露-反应模型)连接, 组成了环境政策综合评价模型, 为综合评价环境政策产生的各类影响及其相互作用提供了一种评价方法. 利用该模型系统, 分析北京市采用能源环境税对北京市的大气环境、健康、经济发展和居民福利水平的影响. 模型分析认为, 北京市采用单一的能源环境税可以改善北京市的大气环境, 但也将迟缓北京市的经济发展; 如果北京市在采用能源环境税的同时进行绿色环境税收制度改革, 则不但可以改善环境, 而且可以促进北京市的可持续发展.

关键词: 环境政策; 健康影响; 评价模型系统; 综合影响评价方法

中图分类号: X196, X32 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2006)05-1035-06

Integrated Model System for Environmental Policy Analysis

JIANG Lin

(Beijing Municipal Research Academy of Environmental Protection, Beijing 100037, China)

Abstract: An integrated model system for environmental policy analysis is built up with a Computable General Equilibrium (CGE) model as a core model, which is linked with an environmental model, air dispersion model, and health effect model (exposure response functions) in an explicit way, therefore the model system is capable of evaluating the effects of policies on environment, health and economy and their interactions comprehensively. This method is used to analyze the effects of Beijing presumptive (energy) taxes on air quality, health, welfare and economic growth, and the conclusion is that sole presumptive taxes may slow down the economic growth, but the presumptive taxes with green tax reform can promote Beijing sustainable development.

Key words: environmental policies; health effects; model system; integrated assessment methodology

综合评价环境政策的实施对环境质量、健康、经济发展和福利水平产生影响一直是环境经济与管理学科前沿性研究领域. 目前已提出的主要评价方法, 如部分均衡理论模型、投入产出模型、可计算的一般均衡理论模型(Computable General Equilibrium, CGE)^[1~4]等, 都仅限于分析环境政策对经济活动水平的影响, 进而从经济活动水平预测污染物的排放水平, 但无法进一步分析污染排放对环境和健康的影响, 以及健康影响的经济损失对经济活动反馈作用等各种影响之间的相互作用关系.

本论文将建立环境政策的综合评价模型系统, 并应用该模型系统综合分析能源税对北京市的环境、健康、经济增长和福利水平的影响.

1 建立综合环境政策评价模型

1.1 模型的总体描述

环境政策, 无论是技术政策、环境税、排污收费和排污许可证等的实施都将会影响到相关生产部门的经济活动成本与水平, 进而通过生产链影响其它生产部门的经济活动成本与水平. 因此, 政策评价模型系统中应有一个可以描述经济系统受价格冲击后

在结构和规模发生变化的经济模型. 本论文选用 CGE 模型作为该模型系统中的核心模型, 并与环境质量模型(大气扩散模型)和健康模型相联接, 组成环境政策综合分析模型系统(见图 1).

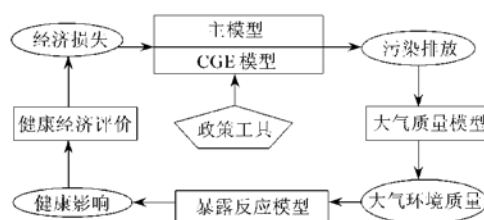


图 1 环境政策综合评价系统模型框架结构

Fig. 1 Model system for integrated assessment of environmental policies

在该模型系统中, CGE 用于估算环境政策对经济活动影响, 并根据经济活动水平估算污染物的排放量; 利用大气环境质量模型估算大气环境质量, 进

收稿日期: 2005-03-22; 修订日期: 2005-10-11

基金项目: 中国-挪威合作项目(CHN-0043)

作者简介: 姜林(1964~), 男, 博士, 副研究员, 主要研究方向为环境规划与环境政策, E-mail: jianglinbi@263.net

而由健康影响模型(暴露-反应模型)估算健康效应,并将健康影响的经济损失反馈到经济模型中,从而评价环境政策对经济、环境和健康的综合影响。

1.2 大气环境质量模型

在该模型系统中,大气环境质量模型采用箱式模型,该模型相对简单,但可以满足政策的宏观影响分析。箱式模型一般形式为:

$$c = c_0 + \frac{Q}{vwh} \quad (1)$$

其中, c 为预测浓度, c_0 为背景浓度, Q 为箱体内污染物的排放总量, v 为风速, w 箱体宽度, h 箱体高度。

假定 t 为年份, $c(t)$ 、 $c(t-1)$ (浓度单位为 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 分别为污染物排放量为 $Q(t)$ 、 $Q(t-1)$ (单位为 t) 时的大气环境质量, $c_0(t)$ 、 $c_0(t-1)$ 分别为背景浓度,则由(1)式可得^[5]:

$$\frac{c(t) - c(t)_0}{c(t-1) - c_0(t-1)} = \frac{\frac{Q(t)}{vwh}}{\frac{Q(t-1)}{vwh}} \quad \text{或}$$

$$c(t) = \frac{Q(t)}{Q(t-1)}[c(t-1) - c_0(t-1)] + c_0(t) \quad (2)$$

根据北京市 1996~1998 年的 PM_{10} 平均浓度及排放量,可估算出 $[c(t-1) - c_0(t-1)]/Q(t-1)$ 的平均值,由此(2)式可改写为:

$$c(t) = 0.000215Q(t) + c_0(t) \quad (3)$$

1.3 健康影响及经济损失的评价模型

1.3.1 健康影响评价模型

本模型中主要考虑了大气污染的 6 种健康反应及工作日损失,6 种健康反应包括死亡率、门诊人数、急诊人数、住院、急性呼吸道不良反应、慢性呼吸道疾病。单位浓度改变引起的某一健康效应变化系数 β 可采用(4)式计算^[6]:

$$\beta \approx \frac{(p_2 - p_1)}{p_1(c_2 - c_1)} \approx \frac{(p_2 - p_1)}{p_1 \Delta c} \quad (4)$$

其中, p_1 、 p_2 为在浓度 c_1 、 c_2 下的疾病发生概率。 p_1 、 p_2 和 c_1 、 c_2 或 Δc 来源于已公开发表的北京地区的空气污染流行性病学研究资料^[6~11],在缺乏数据时,部分参考欧美的研究成果。计算结果见表 1。

假定 p_0 为仅在理论上存在的大气污染物浓度 $c_0=0$ 时的疾病发生的概率或频率,且 p_0 在 1a 中保持不变,则健康影响模型可用(5)式表示。

表 1 暴露反应估算系数 β 及推算的 p_0 年均

Table 1 Exposure-response coefficients β and calibrated p_0

健康效应	系数 β 的估算值			1997 年发生 频率 p_{obs}	p_0 推算值	参考文献 ¹⁾	案例来源地区
	低	中	高				
死亡	0	0.00038	0.00106	0.006	0.0056	[7]	北京
一般门诊	0.00012	0.00031	0.00050	3.832	3.619	[8-9]	北京
急诊	0.00000	0.00017	0.00034	0.499	0.483	[9]	北京
住院	0.00038	0.00115	0.00170	0.059	0.048	[8]	北京
急性呼吸道症状	0.00230	0.00321	0.00420	16.4	9.0	[6]	北京
慢性呼吸道疾病	0.00003	0.0008	0.0017	0.055	0.048	[10]	国外
工作日损失	0.002	0.004	0.006	6.3	3.555	[11]	国外

1) 指用于估算各类健康反应的污染流行性病学研究数据来源

$$\begin{aligned} EXC(t) &= \sum_{i=1}^{365} \Delta p \times c_i(t) \times POP(t) \\ &= \beta \times p_0 \times 365 \times \frac{1}{365} \sum_{i=1}^{365} [c_i(t)] \times POP(t) \\ &= \beta \times p_{0\text{年均}} \times c_{\text{年均}}(t) \times POP(t) \quad (5) \end{aligned}$$

其中, $c_i(t)$ 为第 t 年中第 i 天的污染物(PM_{10})的浓度; $c_{\text{年均}}(t)$ 为第 t 年污染物的年均值; $p_{0\text{年均}}$ 为 p_0 的年均值。 $p_{0\text{年均}} = p_0 \times 365$, $p_0 = \frac{p_{\text{obs}}}{1 + (\beta_{\text{obs}} - c_0)} =$

$\frac{p_{\text{obs}}}{1 + \beta_{\text{obs}}}$, p_0 计算结果见表 1。

$EXC(t)$ 为第 t 年因污染使某种疾病年增加的发病数; c_{obs} 为实测污染浓度,采用 1997 年北京市规划市区 PM_{10} 的年均值; p_{obs} 为在污染浓度为 c_{obs} 情况下的疾病发生频率,为北京市 1997 年各类疾病的发生频率的统计值^[12]。

POP 为在浓度 $c_{\text{年均}}$ 情况下的受影响人数数量,本研究中受影响人群为北京市规划市区人口数。

1.3.2 健康影响的经济评估

健康影响的经济评价主要基于志愿支付原则. 非死亡疾病志愿支付值主要采用 Aunan (2000) 等人在广州等地调查的各类非死亡疾病的医疗及相关费用的基础上采用的校正的疾病费用支出方法(COI)得出的估算值, 而死亡损失的价值是参照欧美的统计生命价值(VSL)^[1], 并根据北京的收入状况进行调整.

假定 u_i 代表各种健康影响的单位经济损失价值, 则根据健康影响评价公式(5), 可获计算 6 种健康反应经济损失及工作日损失的经济损失 H_i (以千元计) 的计算模型:

$$H(t) = \left[(\beta_{wdl} \times p_{0wdl} \text{年均} \times u_{wdl} \times POP(t) \times 0.651 + \sum_{i=1}^6 \beta_i \times p_{0i} \text{年均} \times u_i \times POP(t)) \right] \times c(t) = 91874 \times c(t) \quad (6)$$

式中, 下标 wdl 表示工作日损失. 根据 1998 年统计年鉴, 劳动人口比例按 65.1% 计算^[12].

1.4 CGE 模型

CGE 假定生产部门利用各种中间产品, 资本、劳动进行生产并使其生产成本最小化; 消费者通过选择最终消费产品使其效用达到最大化, 而市场通过价格的调整使供需达到平衡.

本次研究的重点是北京市的能源环境政策, 但由于北京市的经济与中国其他市场和国内市场有着密切联系, 因此, 本论文构建了中国其余地区与北京 2 个并列的双区域、开放式、动态 CEG 模型(见图 2).

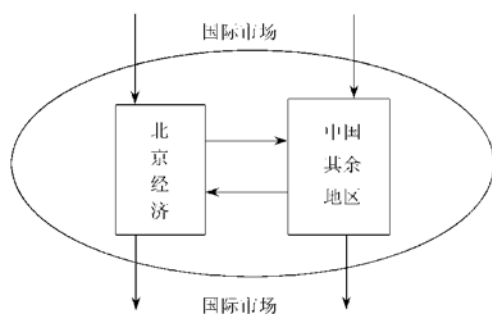


图 2 双区域国家模型

Fig. 2 Two-region CGE model

由于该模型极为复杂, 涉及大量的数学表达式, 限于篇幅, 该论文将主要通过框图来表述该模型结构.

(1) 生产部门 该模型共划分 10 个经济部门, 包括农业、工业、交通、建筑、服务、煤炭、石油、天然气、煤制气、电和供热. 整个生产部门采用镶嵌式

CES 生产函数^[4]. 低层劳力与资本复合体, 采用 Cobb-Douglas 函数. 能源复合体及中间层劳力-资本-能源复合体均采用 CES 生产函数, 最上层采用列昂夫生产函数^[2] (见图 3).

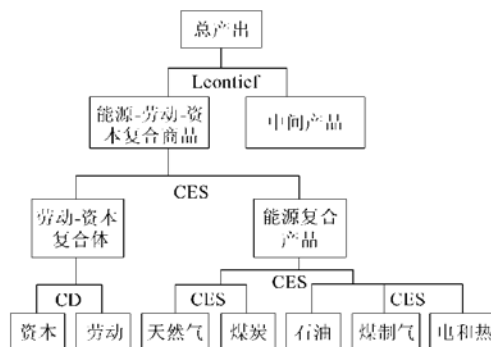


图 3 镶嵌式 CES 生产函数结构

Fig. 3 Nesting structure of production in the CGE model

(2) 贸易结构 贸易部分结构采用 Armington 假定, 即不同区域生产的同一类型产品不能完全替代, 但北京与国内其他地方的同类产品的可代替性大于国外产品. 模型中假定北京与国内其他地方, 国内与国际贸易之间是保持平衡的(见图 4).

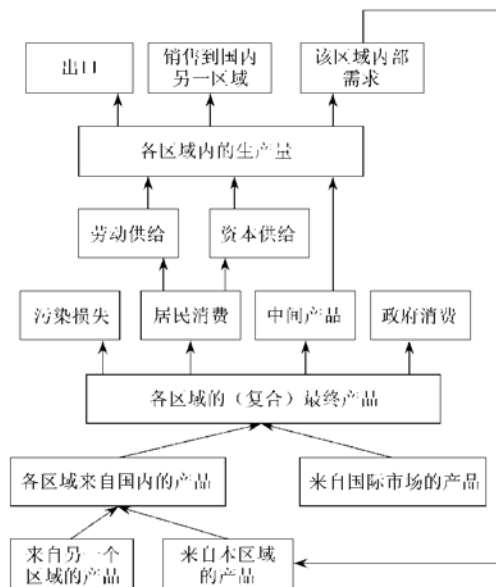


图 4 产品在经济系统中的流动方向

Fig. 4 Goods flow

1) 采用 Aunan (2000) 等在其山西项目报告 Co-benefits from CO₂ Emission Reduction Measures in Shanxi, China—A first Assessment (Working Paper, 2000, Oslo, CICERO, University of Oslo) 中有关在广州调查得到的疾病医疗及相关费用, 在此报告中, Aunan (2000) 建议中国的 VSL/GDP 采用 100 较为合适.

2) Cobb-Douglas 函数和列昂夫生产函数是 CES 函数的特殊情景.

(3) 收入结构 在模型中分 2 种消费者, 政府及居民. 居民收入来源于劳动收入及资本收入.

$$Y_d(t) = \sum_{i=1}^T \sum_{j=1}^{10} p l_{d,i}(t) \times L_{d,i}(t) + (p k 0_d \times K S 0_d - p k t_d \times K S T_d) \quad (7)$$

式中, 下标 d 代表区域(北京或中国其他地区); $Y_d(t)$ 为居民总收入; $K S 0_d$ 为起始年的固定资产量; $K S T_d$ 为模型预测终止年固定资产(将由模型中的固定资产与劳力供给保持平衡的假定所确定); $p k 0_d$ 为起始年的固定资产量的价格; $p k t_d$ 为模型预测终止年固定资产的价格; $L_{d,i}(t)$ 为第 t 年区域 d 生产部门 i 中的劳力投入, $p l_d(t)$ 为第 t 年区域 d 劳力价格.

政府收入来源于各种税收, 即

$$Y G_d(t) = \sum_{i=1}^{10} t l_{d,i}(t) \times p l_d(t) \times L_{d,i}(t) + \sum_{i=1}^{10} t k_{d,i}(t) \times p k_d(t) \times K_{d,i}(t) + \sum_{s=1}^5 t e_{d,s}(t) \times X_{d,s}(t) \quad (8)$$

式中, $Y G_d(t)$ 为政府总税收; s 为第 s 种能源; $t l_{d,i}(t)$ 为在生产部门 i 的劳动收入税; $t k_d(t)$ 为固定资产税收; $t e_{d,s}$ 为能源环境税; $X_{d,s}$ 为各种能源的消耗量.

(4) 消费 消费模型包括居民消费和政府采购. 居民收入分配将使其整个预测期内消费效用达到最大化, 且居民在收入分配决策过程将考虑时间偏好因素, 具体模型参见公式 (10). 本模型中假定政府采购与收入保持平衡, 即:

$$Y G_d(t) = p w_d \times G_d(t) \quad (9)$$

其中, $G_d(t)$ 为政府总采购, 是一个多层次的 CES 函数组成的商品复合体; 函数的结构与居民消费函数相同, $p w_d$ 见公式 10 中的定义.

(5) 模型中各种影响的相互影响 本模型利用居民消费效用函数将健康经济损失反馈到经济模型中, 即假定了健康损失是居民必须消费的一部分, 但这种消费并不能给居民带来任何效用或福利, 由此居民消费效用函数可写成:

$$\max U_d = \left[\sum_{i=1}^T \left[\frac{1}{1+r} \right]^i [W_d(t) - H_d(t)]^\eta \right]^{1/\eta} \quad (10)$$

$$\text{st } \sum_i W_d(t) \times p w_d(t) = Y_d$$

式中, U_d 为居民效用函数, $W_d(t)$ 为居民总消费函数, 是一个多层次的 CES 函数组成的商品复合体;

$H_d(t)$ 健康损失函数, 即公式 (6); r 为贴现率, $\eta = (\Lambda - 1) / \Lambda$, Λ 是弹性系数; $p w_d(t)$ 为消费品复合体的价格.

采用上述消费效用函数可以方便地将健康、大气污染浓度相连接, 以反映大气污染引起的健康影响对经济活动的影响. 但另一方面, 经济活动的变化反过来将对大气环境质量和健康产生影响, 为了反映这种动态反馈, 首先, 将大气扩散模式代入公式 (6), 则可得健康影响与污染排放量的关系:

$$H_d(t) = 19.7529 Q_d(t) + 91874 c_{0,d}(t) \quad (11)$$

其次, 将排放量与耗煤和耗油量的关系式 $Q_d(t) = f_{\text{coal}} \times E_{\text{coal},d}(t) + f_{\text{oil}} \times E_{\text{oil},d}(t)$ 代入 (11), 可得煤和油消费量与健康影响的关系:

$$H_d(t) = 0.2674 \times E_{\text{coal},d}(t) + 0.0354 \times E_{\text{oil},d}(t) + 91874 c_{0,d}(t) \quad (12)$$

其中, f_{coal} 和 f_{oil} 为等额 PM_{10} 排放因子¹⁾, 分别取 0.013537t/t 和 0.001792t/t . $E_{\text{coal},d}$ 和 $E_{\text{oil},d}$ 分别为区域 d 的煤和油的消费量(以 t 计). 从 (12) 式可以看出燃烧 t 煤的经济损失为 267 元. 在 CGE 模型中的能源的消耗是用经济价值来计算, 假定煤价按 165 元/ t , 油按 2500 元/ t 计, 则 (12) 式可写成:

$$H_d(t) = 1.63 \times X_{\text{coal},d}(t) + 0.01416 \times X_{\text{oil},d}(t) + 91874 c_{0,d}(t) \quad (13)$$

式中, X_{coal} 和 X_{oil} 为以经济价值为单位的煤和油的消费量, 由 CGE 模型给出, $c_{0,d}(t)$ 为区域 d 第 t 年的污染物背景浓度.

通过 (13) 公式, 可以在经济模型、大气环境质量模型和健康影响评价模型之间建立一种动态反馈过程.

(6) 模型约束条件 为了使模型收敛, 模型中假定劳动供需和产品的供需是保持平衡的, 固定资产的增长总量是与劳动的供给处于平衡状态.

$$X A_d(t) - X I_d(t) = W_d(t) + I_d(t) + G_d(t) + H_d(t) \quad (14)$$

$$K_d(t) = (1 - \delta) K_d(t-1) + I_d(t) \quad (15)$$

$$L_d(t) = (1 + g) L_d(t-1) \quad (16)$$

1) 等额 PM_{10} 排放因子包含 30% 的 SO_2 的排放. 为了考虑 SO_2 的健康影响, Wang and Smith (1999) 在其研究报告《Near-term Health Benefits of Greenhouse Gas Reduction: A Proposed Assessment Method and Application in Two Energy Sectors of China》中建议将 SO_2 的健康影响转化为细小微粒的健康影响. 本次评价中假定 30% 的 SO_2 转化为细小微粒.

其中, $XA_d(t)$ 为 Armington 假定下的商品复合体的总供给(即 d 区域内的生产和区域外的出口及进口商品的复合体的总供给), $XI_d(t)$ 为总的中间产品的 Armington 假定下的商品复合体, g 为劳动供给增长, $I_d(t)$ 为固定资产投资, $G_d(t)$ 为政府消费, δ 为固定资产折旧率。

(7) 模型中的数据及参数 模型中的各部门总产品、中间产品、进出口、消费、税收和固定资产投资等来源 1997 年度中国^[13]和北京地区的投入产出表¹⁾。模型中的参数除弹性系数等参考有关经济文献外, 其它系数采用 Mansur and Whalley (1984)²⁾ 提出计算程序, 从基准年的数据推导得出。

2 北京市能源环境税对大气环境、健康、经济和福利水平的综合影响分析

2.1 方案的描述

根据对国内外能源环境政策的分析, 本论文建议北京市采用能源环境税, 以鼓励使用清洁能源和促进污染治理。根据目前污染治理技术的成本、煤改气的成本等分析基础上, 提出征收煤炭环境税为 30% 和油为 5%。目前欧盟一些国家在尝试绿色税收改革, 即在取消不利环境的各类补贴和在征收环境税的同时, 利用环境税的收入取代或部分取代其他对经济系统产生价格扭曲的税收, 如收入税、固定资产税等。这样, 可在不增加总体税收水平的基础上, 通过环境税以改善环境, 促进经济的可持续发展^[14, 15]。本文在考虑采用能源环境税同时, 部分方案采用绿色税收改革, 在取消各种不合理的能源补贴同时将全部能源环境税收入用于降低收入税和固定资产税, 并使总的税收水平与不采用环境税的各年份的税收水平保持相同。具体方案如下:

方案 1: 北京从 2005 年采用推定的污染排放税³⁾(能源环境税): 煤炭征收 30% 和油征收 5%。

方案 2: 整个中国(含北京)从 2005 年采用能源环境税: 煤炭征收 30% 和油征收 5%。

方案 3: 北京从 2005 年开始采用能源环境税: 煤炭征收 30% 和油征收 5%, 同时实施绿色税收改革, 即北京市在征收能源环境税同时, 降低收入税和固定资产税, 并使总的税收水平与不采用环境税的各年份的税收水平保持平。

方案 4: 整个中国从 2005 年采用能源环境税: 煤炭征收 30% 和油征收 5%, 同时实施绿色税收改革。

2.2 能源环境税的综合影响分析

利用上述模型系统分析, 可以得出:

(1) 当仅北京采用能源环境税(方案 1), 则北京市大气环境污染和健康损失降低最为明显, 相对于未采用环境税, 2005 年 PM_{10} 降低 $8\mu g/m^3$, 2020 年可降低 $23\mu g/m^3$, 健康损失分别降低 8% 和 11%。但北京的经济发展相对未采取新的环境政策, 2005 年降低 1.4%, 2020 年降低 0.3%。全国其他地区变化不明显。

(2) 当北京和中国其他地区同时实施环境税(方案 2), 2 个地区环境质量和健康损失均有改善, 2 个地区的经济水平和福利水平均有所下降。

(3) 当北京采用环境税, 并结合绿色税收改革(方案 3), 则环境质量有所改善, 相对于未采用环境税, 2005 年 PM_{10} 浓度下降 $6\mu g/m^3$, 2020 年下降 $19\mu g/m^3$, 健康损失 2005 年下降 6%, 2020 年下降 9.4%, 同时 GDP 2005 年增加了 0.3%, 2020 年增加 0.4%, 福利水平相对于不采用任何政策时增加 1.2 倍。

(4) 2 个地区均在采用能源环境税的基础上, 实施绿色环境税(方案 4), 则北京和中国其他地区均可在改善环境质量同时, 促进经济的持续发展。

3 结论

该方法优点可应用综合评价环境政策对环境、经济和健康的综合影响, 特别适用于分析环境政策引起价格或生产成本的变化, 以及由此产生的各类影响, 或用于研究排放定额分配政策(如研究各国 CO_2 排放量的分配政策)的影响。缺点是对社会评价相对较薄弱, 如环境政策对失业影响分析等。模型中也可通过假定不同收入层的消费者来研究不同环境经济政策对不同消费层的收入分配与福利影响等社会影响评价。

1) 由北京市统计局编制

2) Mansur A, Whalley J (1984). Numerical Specification of Applied General Equilibrium Models: Estimation, Calibration and Data.

3) 税率制定主要依据能源使用过程中估算的污染物排放量或排放因子。Eskeland G S 在其 Taxing Bads by Taxing Goods: Pollution Control with Presumptive Charges^[15]中详细论述采用推定的污染排放税(Presumptive Charges)的优缺点如何处理实际排放量要低于估算值的问题。

参考文献:

- [1] Jorgenson D W, Wilcoxon P J, Reducing U S. Carbon Dioxide Emissions: An Assessment of Different Instruments[J]. Journal of Policy Modeling, 1993, **15**(5&6): 491~ 520.
- [2] Fankhauser S, McCoy D. Impact Analysis of Environmental Policy[A]. In: Folmer H. Principle of Environmental and Resource Economics [C]. Cheltenham: Edward Elgar Publishing Limited, 2000.
- [3] Felder S, Rutherford T F. Unilateral CO₂ Reductions and Carbon Leakage: The Consequences of International Trade in Oil and Basic Materials [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1993, **25**: 162~ 176.
- [4] Zhang Z X. The Economics of Energy Policy in China: Implications for Global Climate Change [M]. Cheltenham, Edward: Elgar Publishing Limited, 1998. 83~ 186.
- [5] De Nevers N. Air Pollution Control Engineering[M]. New York: Mc Graw-Hill., 1995. 100~ 120.
- [6] Aunan K. Exposure-Response Functions for Health Effects of Air Pollutants Based on Epidemiological Findings [J]. Risk Analysis, 1996, **16**(5): 693~ 709.
- [7] Xu X, Gao J, *et al.* Air Pollution and Daily Mortality in Residential Areas of Beijing, China [J] Archives of Environmental Health, 1994, **49**(3): 216~ 222.
- [8] Xu X, Dockery D W, *et al.* Association of Air Pollution with Hospital Outpatient Visits in Beijing [J]. Archives of Environmental Health, 1995, **50**(3): 214~ 220.
- [9] Xu X, Li B, *et al.* Air Pollution and Unscheduled Hospital Outpatient and Emergency Room Visits[J]. Environmental Health Perspectives, 1995, **103**(3): 286~ 289.
- [10] Xu X, Wang L. Associations for Indoor and Outdoor Particulate Level with Chronic Respiratory Illness[J]. American Review of Respiratory Diseases, 1993, **148**: 1516~ 1522.
- [11] Ostro B. Air Pollution and Morbidity Revisited: A Specification Test [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1987, **14**: 87~ 98.
- [12] 北京市统计局. 北京市社会经济统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 1998. 442~ 453.
- [13] 国家统计局国民经济核算司. 中国投入产出表(1997 年度) [M]. 北京: 中国统计出版社, 1999.
- [14] OECD. Environmental Taxes and Green Tax Reform [M]. Paris: Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), 1997. 15~ 27.
- [15] Eskeland G S, *et al.* Taxing Bads by Taxing Goods: Pollution Control with Presumptive Charges[M]. Washington, D C: The World Bank, 1996. 10~ 14.