

控制农业非点源污染的税费理论

王晓燕, 曹利平

(首都师范大学资源环境与旅游学院, 北京 100037)

摘要: 针对我国目前的农业非点源污染特点和成因, 借鉴吸收国外相关领域的研究成果及经验, 着重从理论上对控制农业污染的经济政策体系进行了阐述和探讨, 提出基于限制和约束功能的税费政策, 包括输入税以及费用分摊等, 并对征收对象、思路以及各经济政策的功能和适用情况进行了分析。讨论不同信息条件下农用化学品输入税的确定方法。

关键词: 农业非点源污染; 税费政策体系; 输入税; 费用分摊

中图分类号: X327 **文献标识码:** B **文章编号:** 1004-693X(2008)03-0086-05

Tax policy for agricultural non-point source pollution control

WANG Xiao-yan, CAO Li-ping

(College of Resource Environment and Tourism, Capital Normal University, Beijing 100037, China)

Abstract: Based on the characteristics and causes of agricultural non-point source pollution (NPSP) in China and achievements and experiences in the study of NPSP in other countries, the economic policy of control of agricultural NPSP is discussed. A tax policy system for controlling agricultural NPSP is developed in this paper. The key issues include input taxes and apportionment of expenses. The taxed objects, approaches, and the functions and suitability of the policies are analyzed in the paper. The determination of taxes for inputs of agricultural chemicals under different information conditions is discussed.

Key words: agricultural non-point source pollution; tax policy; input taxes; apportionment of expenses

由于非点源污染发生及影响的广泛性、复杂性和特殊性, 使得其控制管理不能简单照搬传统的针对点源污染的方法和手段, 而需要探究与非点源污染特征规律相对应的政策措施。其中基于经济激励的政策模式越来越多地被各国所采纳。实践结果表明, 在非点源污染控制管理方面, 运用经济手段比其他政策手段更为灵活和有效^[1-2]。

我国非点源污染问题日趋严重和突出, 而控制管理政策的研究及制定相当滞后, 仅有部分探讨, 在方法及内容上还不能构成较为系统、完整的政策理论体系^[3-8]。这将在很大程度上影响和制约对非点源污染的预防和控制。

1 控制农业非点源污染的税费政策

控制农业非点源污染的税费政策是针对农业上

的不合理生产方式和行为, 通过环境经济分析, 按一定标准向农业生产者征收费用, 目的是限制农民采用有损环境的生产方式和行为, 减少非点源污染的产生, 迫使其转变传统观念, 选择经济效益和环境效益“双赢”的生态农业之路。

根据税费征收对象和目的的不同, 农业非点源污染的税费政策包括: 排污税费、输入税费(或产品收费)和成本分摊。本文主要讨论完全信息条件下最优税费标准以及不完全信息条件下或特定污染削减目标下次优税费标准的制定方法。

2 农用化学品输入税

与农业非点源排污量相比, 导致农业非点源污染产生的输入要素常常是可监测和容易掌握的, 所以, 采取间接手段, 通过约束和规范农用化学品向田

地的输入要比直接限制径流流失来控制农业非点源污染更为可行和有效,其中制定合理的农用化学品输入税(或产品使用税)适当提高化肥、农药的出售价格为政策选择之一。文献[9]探讨了存在“道德风险”和“逆向选择”时,或在信息不对称情况下,确定最优“输入税”的方法及原理,在实施上较为复杂。本文讨论在完全信息条件下确定最优“输入税”及特殊情况下次优“输入税”的简化方法。

设置农用化学品输入税的方法和思路是:在被确定为重要水环境功能区以及农业非点源污染严重的流域,调查农民多年的农作物种植类型、产量及与之相应的化肥农药施用量,得出生产效益函数,建立化肥农药使用量与其对水体产生的损害(外部成本)的关系式,当边际生产效益等于边际外部成本时,求出最佳社会施肥、施药量(即生态经济施肥施药量),这时的边际效益或边际外部成本即为应征收的化肥农药输入税,可在化肥农药出售环节附加于原价格之上完成征收。

2.1 最优输入税标准的确定

假定有一个农业生产区,区域内的农民种植同种农作物,但每位农民在生产能力、土壤类型及与受纳水体的距离远近等方面存在差异,这些特征可用 β 表示,所有农民的特征从属于某个区间 $[\underline{\beta}, \bar{\beta}]$,农民特征分布用分布函数 $F(\beta)$ 表示,每一种特征的农民对应一个确定的密度 $f(\beta)$ 。农民通过生产和出售农产品获得利益,但其在生产过程中产生了污染,减少这些污染需要农民投入人力和资金,所以对于任何一个特征为 β 的农民来说,其利润可确定为他的排污量的函数:

$$B(\beta) = B(\alpha(\beta)) = \max_{q(\beta)} \pi(q(\beta), \alpha(\beta)) = \max_{q(\beta)} [pq(\beta) - \alpha(q(\beta), \alpha(\beta))] \quad (1)$$

$$\frac{dB(\alpha(\beta))}{d\alpha} \equiv B' \geq 0 \quad B'' < 0$$

式中: q 为农产品产量; e 为排污量; p 为农产品输出价格; C 为成本函数,它是一凸函数; π 为农民收益函数。

$$\alpha(\beta) = h(x(\beta)) + \varepsilon \quad (2)$$

式中: ε 为一个随机变量,平均值为零,它是对于个体排污进行监测时可能产生的误差; x 为农民在生产过程中农用化学品输入量。那么某区域内总的污染排放量

$$P = \int_{\underline{\beta}}^{\bar{\beta}} \alpha(\beta) f(\beta) d\beta \quad (3)$$

假定排污量 P 对环境的总损害 D 为线性函数

$$D = \alpha P$$

式中 α 为一恒定的排污边际损害成本。

假定决策者在具备完全信息的条件下,可以掌握农民的特征类型 β 、化学品输入情况、排污量及对环境产生的损害、生产利润函数,那么决策者可对农民的化学品输入征收一定的费用,以控制化学品输入而造成的污染,并保证区域利益最大化。征收的税费作为公共基金具有一种社会价格,它等于 $1 + \lambda$, $\lambda > 0$,因此,征收的总税费 t 的价值可折算为福利 λt 。

一个特征类型为 β 的农民的利润为

$$\pi(\beta) = B(\alpha(\beta)) - t(\beta) \quad (4)$$

区域福利为

$$W = \int_{\underline{\beta}}^{\bar{\beta}} [B(\alpha(\beta)) - \alpha(\beta) + \lambda t(\beta)] f(\beta) d\beta$$

将式(4)代入上式得

$$W = \int_{\underline{\beta}}^{\bar{\beta}} [(1 + \lambda)B(\alpha(\beta)) - \alpha(\beta) - \lambda \pi(\beta)] f(\beta) d\beta \quad (5)$$

区域福利最大化问题的一阶条件是

$$B'(e^*) = \frac{\alpha}{1 + \lambda}$$

或

$$B'(h(x^*)) = \frac{\alpha}{1 + \lambda} \quad (6)$$

$$\pi' = 0 \quad \text{或} \quad t_e = B'(e^*) \quad (7)$$

实现区域福利最大化的征税方式为:

a. 针对排污 e 征收的庇古税为

$$t_e = \alpha(1 + \lambda)$$

其值与因施用化肥农药而排污所产生的边际环境损害相平衡。农民需要解决的问题是

$$\max_e B(e) - \left(\frac{\alpha}{1 + \lambda} \right) e$$

那么,农民需要根据式(6)来选择自己的最佳排污量,它是个人边际利益等于边际环境损害时的 e^* 。

b. 针对农用化学品输入 x 征收的税费为

$$t = ah(x^*)(1 + \lambda)$$

对每单位化学品输入征收的税费为

$$t_x = ah(x^*)(x^*(1 + \lambda))$$

x^* 由关系式 $e^* = h(x^*)$ 确定,在这种征税条件下,农民需要解决的问题是

$$\max_x B(h(x)) - \left(\frac{ah(x^*)}{1 + \lambda} \right) x$$

农民再次根据式(6)来选择自己的农用化学品最佳输入量。

对 t_x ,当农用化学品输入量控制在生态经济施用水平(或最佳社会施用量) x^* 以下时,不收费。

2.2 次优输入税标准的确定

次优输入税是指:在无法采用最优输入税来实现经济学意义上的社会效益最优的情况下,通过经济学分析确定出其他简单易行、同样能够有效地控

制农用化学品使用、从而实现特定水污染控制目标的税费^[10]。

采用次优输入税主要基于下列情况：

a. 最优输入税费的制定和实施需要具备关于农民的特征类型 β 、化学品输入情况、排污量及对环境产生的损害等方面的详细信息,但这些信息是决策者很难准确掌握的,所以理论上存在的最优输入税是难以确定出来的。即使能够确定出最优输入税,但因为针对不同的污染者需要征收不同的税费,所以在实践中是难以实施的。

b. 由于针对异质污染源征收的最优输入税是高低不同的,那么不可避免地会出现这样一种现象,即被征收低税的农民会向被征收高税的农民转卖化肥、农药等化学品,最终不能控制化学品的施用量。

鉴于上述两点,在流域内对于所有的农用化学品使用者征收统一税费,虽然在理论上不是最优,但其更为可行和有效。

c. 如果流域内农田径流污染削减目标不是依据环境经济的成本效益分析来确定的,而是在流域环境规划所要求的总量控制目标下,经过污染削减分配来制定的话,那么为达到预期的农田污染物流失削减量而制定的输入税费,其实施结果可以实现环境目标,但在理论上可能达不到社会总收益最大。

2.2.1 次优输入税标准

次优输入税税率可采用边际纯收益法或边际损失费用法来确定,其边际纯收益或边际外部损失是与农民输入的化肥农药量相对应的。建立农用化学品施用的边际纯收益函数和边际外部损失函数是制定农用化学品输入税的关键。

2.2.2 农民边际纯收益

依据田间实验或多年统计资料,对作物产量与农用化学品施用量进行模拟,得

$$y = a' + b'x - c'x^2$$

式中: y 为作物产量; x 为农用化学品施用量; a' 、 b' 、 c' 为系数。

若农作物和农用化学品的价格分别为 F_m 和 F_n ,则农民的纯收益

$$B = yF_m - xF_n = (a' + b'x - c'x^2)F_m - xF_n$$

边际纯收益

$$B' = (b' - 2c'x)F_m - F_n$$

2.2.3 水体(湖泊或水库)边际损害函数

由于农民不合理施用化肥农药,使得大量的营养物和有毒物质通过地表径流或渗漏进入水体,造成水体严重污染,水体的某些使用功能受到不同程度的损害。如水体富营养化使流域内自来水厂大规模停止供水,为去除有害物质,水厂需净化水质从而

增加了供水成本;鱼类死亡,渔业产量普遍下降;水藻繁殖过于旺盛,腐烂后散发出恶臭,使旅游业受到很大影响,等等。设某种污染物(如总氮)引起的水体损害

$$S = KR = \frac{K}{1 + a \exp(-b\rho)}$$

式中: K 为水体原有的某功能价值; R 为水体某功能污染损失率; ρ 为水体某污染物的浓度,它与农用化学品的施用量有关; a 、 b 为由污染物特性决定的参数,通过毒理实验或损害实验确定,不同污染物针对水体不同使用功能的 a 、 b 值是不同的。

若只考虑某农用化学品施用带给水体某种污染物,并造成水体 m 种功能损失,则施用该农用化学品对水体功能的损害为

$$S_{\text{农}} = \left[\sum_{i=1}^m \frac{K_i}{1 + a_i \exp(-b_i \rho)} \right] p_{\text{农}} = \left[\sum_{i=1}^m \frac{K_i}{1 + a_i \exp(-b_i f(x))} \right] f_2(x)$$

式中: i 为水体的不同使用功能; $p_{\text{农}}$ 为农田化学品施用对水体污染的贡献率, $p_{\text{农}} = f_2(x)$; 水体某污染物的浓度 $\rho = f_1(x)$ 。

2.2.4 化肥农药输入税对生产者的影响

对农用化学品使用进行收费,可直接控制农民对化肥农药的需求,这样虽然没有直接对产品生产者的行为施加影响,但在销售环节对产品收取费用而不在生产环节征税,并不构成对消费者的不公平,因为对环境有害的产品是在消费过程中产生的,根据'污染者支付'原则,这部分费用应由消费者承担。然而从最终结果看,生产商也会受到冲击,因为这种税费提高了化肥农药的价格,使其市场需求下降,迫使厂商减产;此外,依据边际损害成本确定农用化学品输入税,可以使低残留、低毒、高效化学品的征税标准低于高毒、低效的化学品,即产生差别税收,这样可增强前者的市场竞争力,促使厂商转向环境友好产品的开发和生产。

3 费用分摊

费用分摊的基本依据是特定区域某类农业非点源污染控制目标和规划所需的污染处理费用以及相应的污染处理量。这类规划包括农村生活基础设施建设、农村废物垃圾处理、畜禽养殖废物处理、农田径流处理(如人工湿地、河岸缓冲带、多水塘、氧化塘)等。

费用分摊法的收费标准是一种收支相抵或以支定收的收费标准,主要起到一个重新分配污染控制费用的功能,一般要求收取的费用能够完全或部分

抵消实施一年或若干年污染控制目标所需的支出。重新分配污染控制费用或筹集污染控制资金的收费标准是

$$t_r = \frac{t'}{P_i}$$

式中： t' 为特定区域和时间范围内的某类非点源污染控制费用； P_i 为某类非点源污染排放量。

很显然， t_r 实际上就是把某类非点源污染削减目标的费用平均分摊到所有此类污染排放量上而得到的削减单位污染排放量应承担的费用。

理想的费用分摊标准应该基于设施建设、运行成本及合理利润在内的计量定价，但此种收费标准在现阶段是难以实施的，尽管农户缴纳污染治理费符合“污染者付费”和“使用者付费”原则，但在中央反复强调减轻农民负担的背景下，收费过高或不当可能会给农民增加新的负担，引起农民不满，不利于农业农村环境治理。因此，在采取工程技术措施治理农业非点源污染的初期，政府投入是控制技术设施投资的主体，社会收费是象征性、有益的补充，社会收费标准的制定应该基于农民的意愿并在其经济承受能力之内，在这种情况下，可通过支付意愿调查（投标博弈方法）来确定农民愿意承担的污染治理成本。

4 国外相关实例

20世纪80年代中后期，欧盟的农业政策和环境政策发生了重大转变，即由鼓励农业生产转向限制农业活动强度，以控制和减少农业对水环境的严重污染。在统一政策指导下，欧盟各成员国根据自己的具体情况，制定了不同的政策。以法律形式对农田允许的最大施肥量加以规定，超量施用者需付费。如荷兰，限制水污染区内厩肥的施用，对农田磷（以 P_2O_5 计）的流失量有明确规定，如果流失量超过允许标准，则必须交纳一定的费用，且收费标准随着养分流失量的增加而增加。奥地利从1986年开始征收化肥税，尽管税收水平很低，但对化肥使用量有明显的影响；丹麦对杀虫剂按20%的税率征收；芬兰1990年、1992年相继引入磷肥税和氮肥税，该国还实行杀虫剂登记和控制收费；瑞典对氮肥的税率是每千克18瑞典克朗，此外，还对磷肥中镉的质量浓度超过5g/t的磷肥，每克镉课以30瑞典克朗的税。期间，欧盟对拖延执行和违背统一法令的成员国进行了处罚，由于法律、激励等措施的综合作用，欧洲国家的氮、磷、钾化肥用量平均每年分别递减1.4%、6.0%和5.5%^[11]。

英格兰和法国为了达到要求的水环境质量标准，投资进行水质净化，最终总费用以提高水价的形

式分摊到用水者身上。在澳大利亚的墨累河—达令河流域，主要问题是由灌溉引起的水体含盐量偏高，该流域委员会规定了流域内各州河水的最高含盐量，并采取了盐度控制措施，使含盐量达标，控制盐度的费用以水费的形式分摊到灌溉者身上，这种费用很高，在维多利亚州，灌溉用水约为1美分/ m^3 ，与征收的盐度费相同；在美国科罗拉多河流域，使水的含盐量下降 200×10^{-6} 的费用约为1.5美分/ m^3 ，而一般灌溉用水收税约为0.4美分/ m^3 ^[11]。

5 结 论

a. 对于农业非点源污染，税费征收的对象主要是土地不合理利用者、化肥农药盲目生产者、使用者以及畜禽养殖超标排污者。

b. 设置农用化学品输入税的方法和思路是：在被确定为重要水环境功能区以及农业非点源污染严重的流域，调查农民多年的农作物种植类型、产量及与之相应的化肥农药施用量，得出生产效益函数，建立化肥农药使用量与其对水体产生的损害（外部成本）的关系式，当边际生产效益等于边际外部成本时，求出最佳社会施肥、施药量（即生态经济施肥施药量），这时的边际效益或边际外部成本即为应征收的化肥农药输入税，可在化肥农药出售环节附加于原价格之上完成征收。

c. 次优输入税税率也可采用边际纯收益法或边际损失费用法来确定，不同的是，前者的边际纯收益或边际外部损失是与单位排污量相对应的，而后者的边际纯收益或边际外部损失是与农民输入的化肥农药量相对应的。建立农用化学品施用的边际纯收益函数和边际外部损失函数是制定农用化学品输入税的关键。

d. 在不同信息条件下，对于同一环境目标或污染削减目标，应制定与可得信息相应的政策和标准。在完全信息情况下，可选择与经济学最优理论相一致的政策和标准；在不完全信息情况下，既要考虑环境目标的可达性又要使政策易于执行，可采用次优方法和标准。次优政策在实施过程中应根据实施效果不断作出适当调整，以便最大程度地趋向于最优。

参考文献：

- [1] RUSSELL C S, SHOGREN J F. Theory, modeling and experience in the management of nonpoint-source pollution [M]. Boston: Kluwer Academic Publishers, 1993.
- [2] YOUNG T F, KARKOSKI J. Green evolution: are economic incentives the next step in nonpoint source pollution control? [J]. Water Policy, 2000, (3): 151-173.

[3] 曹利平, 王晓燕. 水质管理中经济手段的应用[J]. 水资源保护, 2004, 20(3): 33-36.

[4] 操家顺, 薛人杰. 试谈排污交易削减非点源污染[J]. 水科学进展, 1999, 10(4): 439-443.

[5] 吕耀 程序. 太湖地区农田氮素非点源污染及环境经济分析[J]. 上海环境科学, 2000, 19(4): 143-148.

[6] 张巍, 王学军, 李莹. 在总量控制体系下实施点源与非点源排污交易的理论研究[J]. 环境科学学报, 2001, 21(6): 749-750.

[7] 刘岩, 张天柱, 陈吉宁, 等. 滇池流域农业非点源污染治理的收费政策研究[J]. 厦门大学学报, 2003, 42(6): 788-790.

[8] 王晓燕, 曹利平. 中国农业非点源污染控制的经济措施探讨: 以北京密云水库为例[J]. 生态与农村环境学报, 2006, 22(2): 88-91.

[9] XEPAPADEAS A. Environmental policy under imperfect information: incentives and moral hazard[J]. Journal of Environmental Economics Management, 1991, 20: 113-126.

[10] LARSON D M, HELFAND G E. Second-best tax policies to reduce nonpoint source pollution[J]. Amer J Agricultural Economics, 1996, 78(11): 1108-1117.

[11] 高超, 张桃林. 欧洲国家控制农业养分污染水环境的管理措施[J]. 农村生态环境, 1999, 15(2): 50-53.

(收稿日期 2007-08-31 编辑 舒 建)

(上接第 41 页)

2006 ~ 2010 年的预测预警指标矩阵:

$$R' = (r_{ij})_{5 \times 16} = \begin{bmatrix} 483 & 476 & 25.52 & 1485 & 24.48 & 73.07 & 0.50 & 49 & 35 & 36.20 & 75 & 44.88 & 75 & 16.92 & 3.5 & 13.28 \\ 862 & 506 & 33.70 & 1452 & 19.39 & 69.81 & 0.51 & 48 & 34 & 39.00 & 77 & 47.00 & 65 & 16.91 & 3.8 & 13.79 \\ 623 & 599 & 56.00 & 1436 & 26.19 & 69.54 & 0.53 & 33 & 30 & 41.30 & 79 & 42.32 & 65 & 16.40 & 3.1 & 13.80 \\ 684 & 524 & 44.00 & 1450 & 16.29 & 68.71 & 0.54 & 34 & 36 & 46.22 & 79 & 44.71 & 70 & 16.78 & 3.2 & 13.50 \\ 384 & 525 & 38.25 & 1476 & 27.30 & 68.96 & 0.54 & 30 & 30 & 46.94 & 85 & 48.90 & 75 & 16.28 & 4.5 & 16.50 \end{bmatrix}$$

式中 r_{ij} 为未来第 i' 年第 j 个预警指标预测值。2006 ~ 2010 年的预测预警指标矩阵, 预测结果如表 4。

表 4 盐城市水资源可持续利用现状与预警分析

水平年	可持续利用指数	警度	可持续利用状态	变化趋势	变化速度
2006(现状)	50.8950	中警	弱不可持续		
2007	49.6435	轻警	弱不可持续	有利	1.25
2008	49.7322	轻警	弱不可持续	恶化	0.58
2009	46.8653	轻警	弱不可持续	有利	1.34
2010	43.1108	轻警	弱不可持续	有利	1.95

计算结果分析: 目前盐城市水资源可持续利用指数为 50.8950, 处于弱不可持续利用状态, 警度为中警, 未来几年有向弱可持续转化的趋势, 这种转化效果并不是很明显。主要原因是目前盐城全市 60% 以上河段水质劣于 III 类水, 部分河道发黑发臭, 污染严重, 近来虽然加大水资源综合管理力度但还需要一个过程。

参考文献:

[1] 贾仁甫, 张焕林, 陈红卫, 等. 区域水资源预警管理研究[J]. 江苏水利, 2006(12): 28-31.

[2] 荆平. 区域水资源可持续发展的模糊物元预警分析[J]. 中国农村水利水电, 2005(8): 22-24.

[3] 王慧敏, 刘新仁, 徐立中. 流域可持续发展的系统动力学

预警方法研究[J]. 系统工程, 2001, 19(3): 61-68.

[4] 刘恒, 耿雷华, 陈晓燕, 等. 区域水资源可持续利用评价指标体系的建立[J]. 水科学进展, 2003, 14(3): 265-270.

[5] 宋松柏, 蔡焕杰, 徐良芳. 水资源可持续利用指标体系及评价方法研究[J]. 水科学进展, 2003, 14(5): 647-652.

[6] 来海亮, 汪党献, 吴涤非. 水资源及其开发利用综合评价指标体系[J]. 水科学进展, 2006, 17(1): 95-101.

[7] 黄明聪, 解建仓, 阮本清, 等. 基于支持向量基的水资源短缺风险评价模型及其应用[J]. 水利学报, 2007, 38(3): 255-259.

[8] 刘春生. 南水北调工程水价的合理确定[J]. 水科学进展, 2004, 15(6): 808-812.

[9] 冯巧. 区域水资源合理配置评价指标体系及评价模型研究[M]. 南京: 河海大学出版社, 2006.

[10] 徐瑛丽. 区域水资源配置方案评价研究[M]. 南京: 河海大学出版社, 2006.

[11] 冯宝平. 区域水资源可持续利用理论与应用研究[D]. 南京: 河海大学, 2006.

[12] 陈守煜, 李亚伟. 基于模糊神经网络识别的水质模型评价[J]. 水科学进展, 2005, 16(1): 88-91.

[13] 邵东国, 李元红, 王忠静, 等. 基于神经网络的干旱内陆河流域生态环境预警方法研究[J]. 中国农村水利水电, 1999(6): 10-12.

(收稿日期 2007-12-28 编辑 舒 建)