

水质管理中经济手段的应用

曹利平, 王晓燕, 梁 博

(首都师范大学资源环境与旅游学院, 北京 100037)

摘要 根据水污染及其外部不经济性的概念和成因, 从环境管理学及环境经济学角度全面阐述了目前国内外在水环境管理中采用的排污收费、排污权交易、建立控污银行、产品收税、使用者收费或成本分摊、污染赔偿及罚款, 对采用先进技术设备或生产方式的清洁生产者提供优惠价格或低息、无息贷款等经济政策及其效果, 讨论了通过经济途径控制水污染以有效改善水质存在的优点及不足。

关键词 水质管理; 外部不经济性; 经济政策; 点源与非点源污染

中图分类号 F224.5 **文献标识码** A **文章编号** 1004-693X(2004)03-0033-04

随着人口的增加及人们对经济增长的无限追求, 人类将大量的工业、农业和生活废弃物排入水中, 使水体的化学、物理、生物或放射性等方面的特征发生改变, 从而影响水的有效利用, 危害人体健康, 破坏生态环境, 造成水污染。从环境经济学角度看, 水污染是一种典型的外部不经济现象, 其实是私人成本的社会化。要控制污染、改善水质, 除了必需的技术条件外, 更重要的是制定各种政策措施引导和限制人们的行为, 消除外部不经济性。运用经济手段进行水质管理已在各国普遍推广, 对这些经济政策的应用条件和效果进行系统的分析和研究, 有助于我国水质管理政策的健全和完善。

1 水污染造成的外部不经济性

“外部不经济性”理论是 1910 年由著名的经济学家马歇尔(A. Marshall)提出的, 他的学生庇古(A. C. Pigou)丰富和发展了这一理论。庇古在其《福利经济学》中指出: “经济外部性的存在, 是因为当 A 对 B 提供劳务时, 往往使他人获得利益或受到损害, 可是 A 并未从受益人那里取得报酬, 也不必向受害人支付任何补偿。”即在个体受益与社会受益、个体成本与社会成本之间出现差异的时候, 便产生了经济的外部性(包括外部经济和外部不经济现象)^[1]。外部不经济性是指某活动对周围环境造成不良影响, 使社会成本高于个体成本, 而行为人并未因此付出任何补偿的情形。

生产者在生产过程中不可避免地会产生废弃物, 废弃物有两种处置方法: 一是处理后排入环境,

一是直接排入环境。由于处理废物需要花费人力、财力和物力, 会增加私人的生产成本, 必然减少盈利, 生产者受利润动机的支配, 为获得最大利益, 便直接把污物排入环境, 这样可节省私人成本, 但却使他人受到损害, 这种损害可折算为经济损失。由于环境容量资源没有明确的产权归属而不能进入市场, 市场不能自行解决环境污染带来的损失(即市场失灵), 因此这些损失使私人成本转化成了社会成本, 而且事实证明, 这种社会成本的增加要远大于私人成本的减少, 致使社会的总福利下降, 外部不经济便由此产生^[1, 2]。

水污染是一种典型的外部不经济现象, 其表现是水体周围居民的生活质量下降、疾病发生率上升、农产品产量及质量下降、水生物死亡影响渔业收入、增加处理污水的费用、设备折旧加快以及旅游收入减少等。

2 解决水污染外部不经济性的经济手段

水质恶化及其外部不经济性的实质是私人成本的社会化, 根源是经济问题, 所以要从根本上解决水污染外部不经济性问题, 必须采取经济手段使其外部成本内部化, 即将排污者产生污染的外部费用纳入自己的生产或消费决策, 由排污者自身承担或“内部消化”, 这样, 可降低甚至不产生社会成本, 就全社会而言, 可用较少的投入弥补较大的损失^[1]。

2.1 经济手段的一般界定及特点

在环境管理中, 当某手段的应用足以影响到经济当事人对可选择行为的费用和效益进行评估时,

该手段便可冠之以“经济”之名^[3]。水质管理的经济手段是国家根据生态规律和经济规律,运用价格、成本、利润、信贷、利息税收等经济杠杆,以及环境责任制等经济方法,向污染者提供的一种非强迫的、具有灵活选择性以及直接影响污染控制被选方案费用与效益权衡的手段,其作用在于引导经济当事人的决策和行为,以限制破坏水环境的经济行为,激励利于水环境的经济活动。与直接管制不同的是,当事人能以自身认为更有利的方式对特定的刺激做出灵活反应,而且政府还可明显节约管理成本。

2.2 水质管理中的经济手段类型

2.2.1 排污收费

1972年,国际经济合作与发展组织(OECD)环境委员会提出了著名的PPP原则(污染者付费原则),即污染者应当承担治理污染源、消除污染、赔偿受害人损失的费用^[3]。排污收费是PPP原则的具体运用,是针对向水体排污者,按其排污的质和量及对水环境造成的危害程度征收的一种税或费,其目的是用税费来弥补私人成本与社会成本之间的差距,体现了水环境容量资源的价值,因为最早由庇古提出,所以也被称为“庇古税”。

征收排污费的前提条件是,要明确收费的指标污染物,科学地制定污染物排放标准和排污费征收标准。指标污染物应是水质的重要反映者,且易于测量,排污标准基本上是依照环境容量和微观经济学理论制定的,兼顾环境目标和经济效益,政府制定收费标准是以污染产生的外部费用高低及污染者收益大小为依据的,最优排污费率是污染者边际私人纯收益(或边际治理成本)与边际外部成本(或边际损害)相等时的价格,此时,污染物排放量为最优污染排放水平,社会总收益最大^[4]。若按最优排污费标准向企业征收税费,可以使企业自动调整生产规模或安装污染处理设备,将排污控制在最优污染排放水平,从而实现私人最优与社会最优的统一,如果费率过低或过高,都不能达到最优污染水平。

征收排污费有两个层次:

a. 超标收费,即对超过国家或地方规定标准排放的污染物征收一定的费用,这是考虑:①水体对污染物有一定的净化能力,可以合理利用水环境容量以减少治理成本;②根据水环境和技术条件,企业在生产或经营过程中,总要排放一定的污染物,难以达到“零排放”,有时虽能达到,但代价昂贵,不能增加全社会的福利水平。

b. 排污即收费,凡是向水体排放污染物的都要缴纳排污费,这是考虑:①污染物排放到水体中,即使量很少,也消耗了水环境容量资源,总会水质造

成影响,根据资源有偿使用原则,必然征收一定的费用;②可使排污者尽量减少污染排放量,利于节约水环境容量资源^[5]。

点源污染排放易于进行质和量的监测,排污费可通过排污监测和制定统一费率进行征收,因此,实施排污收费制度在治理点源污染方面成效显著。然而对于非点源污染来说,污染源的确定、个体排放量的监测及二者随时间的变化、自然因素影响等问题在技术上较难解决,因而,排污收费不能简单照搬到非点源污染上。对于非点源污染可采取估测污染输入或流失进行收费,如一些欧洲国家通过调查农民投入农田的养分、测定分析不同农田中营养物(N和P)的流失情况及对水体的危害程度,规定农田允许的最大施肥量,超量施肥者和养分流失超标者需付费,并且收费标准随着养分流失量的增加而增加^[6]。

2.2.2 排污权交易

水环境容量资源是一种稀缺的经济资源,应具有经济资源的共性,其中最主要的是明晰的产权归属和可流通性。著名经济学家戴尔斯(J. H. Dales)于1968年在科斯定理的基础上提出排污权交易理论^[3],其主要思想是:政府部门确定污染总量标准后,建立合法的污染物排放权即排污权(通常以排污许可证的形式出现),通过将许可排污量资源化和产权化,使排污成为一种生产要素进入企业的生产过程,并和劳动力、资本等要素一起,在利益最大化导向下进行优化配置。当许可排污量节约剩余或不足时,允许其像商品那样被买入和卖出^[7]。例如,新企业或想扩大再生产的企业可从排污指标有剩余的生产者那里购买排污权,或者治污成本低的污染者出售许可证给治理成本高的污染者,这样既可确保宝贵的水环境容量资源不会被耗尽,又不让其闲置浪费,保证在总量控制的前提下充分地利用水资源,发展经济,为社会创造最大福利。

排污权交易需要功能完善的排污许可证交易市场,该市场必须满足下列重要条件:①在总量控制前提下公平分配允许的最大污染排放量;②生产者的边际污染削减成本必须有很大的差异,且必须存在清洁生产的技术选择;③市场上必须有适量的买者和卖者;④污染源和受水体的区域位置相对来说不重要;⑤要有准确和足够的有关水质的数据资料;⑥指导排污许可证市场的原则必须简单而公开^[8,9]。

目前,水质管理中已出现了3种排污权交易方式:①点源之间进行的交易;②点源与非点源之间的交易;③非点源之间的交易。其中点源之间的交易较为多见,且交易结果相对可靠。而在非点源污染

严重的地区,由于非点源污染的特殊性,后两种在理论上可行的交易体系还没有广泛应用于实践,但国外早已开始尝试,并取得了较好的效果。

20世纪80年代末,美国环境保护局(EPA)在北卡罗莱纳州和科罗拉多州等地区成功实施了点源与非点源的排污交易。在某些农业区,非点源污染是威胁水质的主要因素,同时,区域内的点源污染排放不达标、削减能力有限、边际治污成本很高,此时,若点源和非点源排放的污染物在对环境造成的影响上具有可替代性,且非点源污染有较大的削减空间和可行的削减技术(如农民可通过实施“最佳管理实践BMPs”,对土地利用方式、农药肥料使用、耕作习惯等进行优化和改进,以相对较小的成本减少污染物流失),在一定削减量范围内,其成本低于点源污染治理,那么点源就可根据成本效益比较,选择主动治理还是以合适的比例与非点源进行交易。在交易中,通常市场上削减量的买方都是点源,卖方都是非点源^[9]。截至1999年,美国已经和正在计划实施的水体排污交易接近40项^[10]。

20世纪90年代初,英格兰西部的剑桥郡某流域尝试了基于土地利用方式的土地营养物流失许可证的非点源之间的交易。在交易中,从同等营养物流失量中获得高回报(边际纯收益高)的农民从获得低回报的农民手里购买营养物流失许可证,最终在控制营养物流失总量的前提下,二者都能获得较多的利益^[11]。

排污收费和排污权交易是水质管理中应用广泛的经济手段,前者侧重控制污染的边际成本,后者侧重确定污染的总水平。实践证明,后者更加灵活有效,对污染者来说更为公平,并可降低机构的管理费用,更利于控制经济发展对水环境的影响。

2.2.3 建立控污银行

控污银行是专门发行、经营排污指标,充当排污权交易中间调节者的经济组织,排污指标的流转是其一切经济活动的主题和基础。这一制度使企业能够以法律保护的形式,将多余的、可实施的、永久的以及可定量的排放减少量作为排放削减存款存入银行或在排放交易中使用。中间银行的建立有利于企业开发新型的生产工艺及低费用污染控制技术,从中获得经济效益和环境效益^[4]。

2.2.4 产品收税

凡是使用在生产或使用过程中对水环境有害的产品者,都必须支付一定数额的费用。该收费主要依据产品中有害物质含量及其危害程度进行收费或对产品本身收费。

为控制农业非点源污染,经济合作与发展组织

的许多成员国已经或正在考虑对农用化肥和杀虫剂征税。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;丹麦对杀虫剂征收20%的税率;芬兰1990年、1992年分别引入磷肥税和氮肥税,并实行杀虫剂登记和收费制度;瑞典对氮肥的税率是18瑞典克朗/kg,对Cd含量超过5g/t的磷肥收取30瑞典克朗/g的税。原料税也正被一些国家考虑,这种税用于在生产过程中或其产品会引起水污染的原料和能源材料上(如磷酸盐),目的是减少其用量及随后造成的污染^[6]。增加产品收费还可以引导产业转型,如在常规化肥农药与一些少污染、无污染的生物农药和微生物化肥之间的税率差可激励生产和使用无污染产品,从而提高许多高科技无污染产品的竞争力,最终减少水污染。

2.2.5 使用者收费或成本分摊

使用者收费或成本分摊指排污者为集中处理污水或共同治理污染而支付的费用,其收费依据主要是污染物处理量和单位污水处理成本,收费一般用于解决污水处理厂和泵站管网等的运行费。这种收费一般出现在居民区相对集中或企业相对集中的城市,生活和生产污水通过管网统一纳入污水处理厂,由污水处理厂统一处理,而污水处理厂由“公共事业型”逐步转为“企业型”,对产污的单位和个人征收一定的费用^[4,12]。如新加坡生活污水收费0.1新加坡元/m³,工业污水收取0.22新加坡元/m³^[12]。由于污水处理厂的专业化生产,可使其污染治理成本低于单个企业或个人的污染治理成本。

2.2.6 污染赔偿和罚款

污染赔偿和罚款属于民事责任范畴,指当事人违反环境法规、污染水体而造成他人财产损失或人身损害时,即使达标排污,也应依法向污染受害者进行经济补偿。污染罚款是对违法行为给予的经济制裁。

2.2.7 信贷、补贴和价格

国家对采用先进技术设备或生产方式的清洁生产者提供优惠价格或低息、无息贷款,给予企业和农场治理污染、保护水环境的外部经济行为资金补贴,补贴的额度应正好等于外部收益,这种补贴常来源于收费和税收。如美国在20世纪70年代提出控制非点源污染的“最佳管理实践BMPs”,政府为采纳该措施的农民提供技术和财政支持;自1990年起,美国EPA向制定农业非点源控制计划的州进行高额资助,以帮助他们实施计划^[11];欧洲许多国家对为减少养分排放而改变耕作方式和减少肥料、农药施用量的农民在经济上给予补偿,这些都有效地减少了农业非点源对水体的危害。补贴常与税费手段结合使用。

3 水质管理中经济手段的优势及不足

3.1 优势

运用经济手段进行水质管理,具有下列优势:

a. 允许污染者自己选择最合适的方法来达到规定的标准,可产生显著的成本节约,最大限度地增加社会福利。

b. 可以为经济当事人提供持续的激励作用,使污染减少到规定的标准之下;同时,还可促进新的水污染控制技术、低污染无污染生产工艺及产品的开发与使用。

c. 可为政府和污染者提供管理和政策执行上的灵活性。对政府来说,调整一种税费总比修改一项法律或规章制度容易和快捷;对于污染者,可根据相关收费进行相应预算,并进一步做出有利的行为选择。

d. 可为政府提供一定的财政收入,尤其在发展中国家,可为水环境保护积累资金^[4]。

e. 既让人们拥有平等使用水资源的权利,又必须承担保护水环境的责任和义务,最大限度地获得经济效益和环境效益。

3.2 不足

经济分析并不总是准确反映经济现实,现实的市场也并不完全按理论的假设运作,某些经济手段的实施需要一系列前提条件,而有些条件是很难达到的,如资源产权及排污许可的公平分配、准确充足的数据信息等。有时经济分析和建议常忽略或轻视现实社会体制,而经济政策的制定和实施必须以社会现实为基础。所以,有一部分经济措施并未产生理论上期望的刺激效果,需要决策者进一步研究和改进。经济手段属于“柔性”手段,不能独立地解决水环境问题,需要与行政法律等“刚性”手段有机配合,才能发挥其灵活、高效的优势。

4 结 语

由于经济手段在水质管理中具有良好的效率性,在发达国家得到了广泛应用。我国运用经济手段控制水污染起步较晚,1979年颁布的《中华人民共和国环境保护法(试行)》从法律上确定了我国的排污收费制度。20世纪80年代中期后,各省、市、自治区相继开展了排污收费,初步尝试了排污指标交易^[10],在遏止点源污染、为水环境保护积累资金方面取得了一定成效,但仍存在较多问题。经济手段较为单一,主要是排污收费;排污收费率偏低;排污费不能足额征收;我国执行的仅是超标收费、浓度收

费和单因子收费,从而出现了达标单位的污染物排放总量远远大于超标单位的排污总量,以及达标排污情况下水质继续恶化的不正常现象。此外,经济手段仅用于控制工业点源污染,尚未在非点源污染管理方面发挥作用。

针对上述问题,政府决策者和环境保护部门应强化和完善现有的制度和措施,排污费应随着经济的持续快速增长而稳定递增;收费率应等于或高于污染治理成本,与最优污染水平一致;实现超标收费向排污即收费转变,单一浓度收费向浓度与总量相结合收费转变,单因子收费向多因子收费转变。我国处于经济发展转型期,市场机制尚不完善,经济手段应与其他管理手段有机结合,以教育为基础、法律作保障、技术为支撑,才能发挥其重要作用。我国水体的非点源污染日趋严重,政府及环境保护部门应在加快相关立法的同时,借鉴吸收国外的成功经验,寻求适合我国国情的非点源污染控制管理的经济措施。

参考文献:

- [1] 张象枢. 环境经济学[M]. 北京:中国环境科学出版社, 2001. 98~99, 103.
- [2] 刘天齐, 李克国, 魏国印. 环境经济学[M]. 北京:中国环境科学出版社, 2003. 91~100, 115.
- [3] 经济合作与发展组织. 环境管理中的经济手段[M]. 北京:中国环境科学出版社, 1996. 10, 209.
- [4] 沈满洪. 环境经济手段研究[M]. 北京:中国环境科学出版社, 2001. 236~238.
- [5] 王金南. 排污收费理论学[M]. 北京:中国环境科学出版社, 1997. 121~128.
- [6] 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.
- [7] 李克国. 排污许可证交易的理论和实践[J]. 重庆环境科学, 2000(4): 47~52.
- [8] Tao W D. Tradable discharge permits system for water pollution of the upper nanpan river, China Research Reports[R]. Ottawa: International Development Research Centre, 1997.
- [9] 张巍. 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.
- [10] U S EPA Office of Water. A summary of U S, effluent trading and offset projects[R]. Washington D C: Environmental Protection Agency, 1999.
- [11] Lucy O'Shea. An economic approach to reducing water pollution: point and diffuse sources[J]. The Science of the Total Environment, 2002, 282~283: 49~63.
- [12] 常纪文. 城市污水处理市场化模式研究[J]. 环境保护, 2000(2): 32~36.

(收稿日期 2003-04-18 编辑 胡新宇)