

论文 NO. 2018 年 3

发表时间：2018 年 3 月 22 日

## 碳排放权交易：理论及应用研究综述

曾刚；万志宏

**摘要：** 排放权交易是碳金融体系的核心。作为一种市场化的碳减排手段，排放权交易的实施肇端于 1996 年的《京都议定书》。最近几年来，随着各国政府的介入，特别是欧盟排放权交易体系（EU ETS）的建立，国际碳交易市场的规模有了迅速的提高。而且，依托着排放权的基础产品（CERs），金融机构开创新出了众多的衍生产品，为提高碳金融市场的交易活跃程度起到了重要的作用。排放权交易是一个较为复杂的制度体系，其运行涉及到排放权的设定、排放权的分配以及排放权的存储与管理等一系列的环节。本文试图对排放权交易体制所涉及的主要环节，进行一个较为全面的理论研究综述，剖析国际排放权交易市场的基本制度和运行特征，以便为我国商业银行及其他金融机构参与碳金融市场提供一些基本的理论参考。

声明：国家金融与发展实验室论文发表实验室工作人员的研究成果，以利于开展学术交流与研讨。论文内容仅代表作者个人学术观点。如需引用，请注明来源为《国家金融与发展实验室论文》。

## 一、排放权交易的基本内涵

### （一）排放权的涵义

从其本质来看，排放权是对环境容量资源的限量使用权。排放权交易制度以此为基础，是指政府确定污染物的排放总量或标准，随后进行排放权初始分配（界定产权），由企业在排放权交易市场上自由交易排放权，即由市场确定排污权的价格，并实现资源优化配置。

这一交易制度本质上属于基于市场的环境政策工具，它鼓励环境主体通过市场信号做出行为决策，而不是为环境主体制定明确的减排任务或方法；在促使厂商和个人在追求自身利益的同时，客观上导致减排任务的实现。这种政策工具力求使各个厂商的边际减排成本（每个污染源减排的边际成本，即该污染源增加一个单位的减排量所导致的减排成本的增加额相等（Montgomery, 1972; Tietenberg, 1985）。此时，减排成本最低的厂商将极力进行最大数量的减排，而减排成本较高的企业可以通过购买排放权来履行规定，从而实现帕累托最优。

### （二）排放权的理论渊源

排放权的思想来源于经济学家对环境问题的分析，1968年，美国经济学家 Dales 在其《污染，财产与价格：一篇有关政策制定和经济学的论文》中首次提出了排放权交易（Emissions-Trading Program）的设计，界定了排放权，即权利人在符合法律规定的条件下向环境排放污染物的权利。如果允许这项权利在特定条件下进行交易，便成

为可交易的排放权 (Tradable Permits)。

排放权交易的理论基础是环境污染的外部性和科斯定理。Coase 于 1960 年发表了《社会成本问题》一文，提出利用市场和产权界定的方法来解决外部性问题，Dales (1968) 进一步发展了科斯的理论，将产权概念引入污染控制领域，首次提出排污权交易的概念，成为排污权交易的理论基础。Montgomery (1972) 证明在各种减排方式中，排放权交易的减排成本最低。Stern (2007) 指出从减排的动态激励来看，排放权机制有效性更高。因此在各国的规划中 (包括美国目前正处于立法过程中的《清洁能源和安全法案》)，建立排放权交易为核心的金融机制已成为促进低碳经济发展最为核心的手段。

## 二、碳排放权交易的合意性

作为环境政策管理工具和手段之一，什么情况下应该使用排放权交易来限制特定污染物的排放？对这一问题的回答，取决政策当局在特定目标函数下，面临特定约束条件下的政策工具选择。

### (一) 环境政策手段

在资源管理和环境控制问题上，通常可以采取的环境政策手段可划分为两大类：命令-控制 (Command and Control, 简称 CAC) 和基于市场的政策 (Market Based Instruments, 简称 MBI)。

#### 1. 命令控制类

政府运用公共权力，通过制定特定的规则或标准，对个人和组织的行为进行限制与调控，具有强制性。一般地，“命令—控制”型工具倾向于使厂商承担相同的污染控制负担，而不考虑相应的成本差异问题，当然，不同的标准在操作上可能会有所差别（Helfand, 1991）。典型的 CAC 是设置统一的技术和绩效标准，例如规定汽车的燃油效率或者规定高能耗行业所制定的准入标准、产业能耗限额标准等等。命令控制类工具可能有效地达到环境目标，但在经济上可能成本巨大，从而效率低下，并且有阻碍污染控制技术发展的倾向。尽管学术界普遍认为其成本远远大于其他以市场为基础的手段（Tietenber, 1985; Stavins, 1988），但该类政策在各国仍被普遍应用，具体到碳减排方面，普遍的做法是设立汽车燃油效率标准、设置建筑能耗标准等。

## 2. 基于市场的政策

指政府不直接干预私人行为，而是鼓励通过市场信号来引导私人做出行为决策，即“借助市场的力量”达到环境政策目标（Stavins, 1988; OECD, 1989）。这些工具将通过形成一个统一的排放价格，促进企业边际减排成本的均等化（Kneese 和 Bower 1968; Baumol 和 Oates, 1971），如果设计良好并加以实施的话，将促成私人在追求自身利益的同时，客观上实现污染控制目标。具体来说，有排放权交易、税收和补贴等。

（1）税收和补贴方式。这两类方式都是通过政府征税或补贴，

改变私人的边际成本（收益），从而引导私人进行自主决策，其出发点是“庇古”思想，具有政府主导特征。

通过征税，将使企业面临的成本中包含社会成本，激励企业采取措施降低污染排放，而补贴方式则与之相反，是通过增加企业的边际收益来引导企业的行为。补贴对象可能是生产正的外部性的经济主体，或者排放污染者以及污染受影响者。由于补贴的对象不同，其政策效果是不一样的。对可再生能源，节能技术投资与开发等项目的补贴等，会适当减少经济主体的边际成本（或增加边际收益），从而达到刺激企业技术进步，减少温室气体排放的目的；如果通过定价政策规定能源的低价格，然后对石化能源企业或是电力进行价格补贴或亏损补贴则一般会增加二氧化碳的排放。

（2）排放权交易。在产权明晰条件下，通过经济主体在市场上对污染排放权进行协商和交易，利用市场价格来引导私人行为，其理论基础是“科斯”定理。理论上，只要排放权初始的分配方式确定，则各企业通过市场交易，利用价格体系的功能，能够促使污染外部成本内部化，达到最适当的污染排放水平。与税收由政府制定税率不同，排放权交易价格由市场决定，灵敏度更大，效率更高。

（3）复合体系。复合排放权交易体系（Mckibbin - Wilcoxon）将以价格为基础的碳税和以数量为基础的一般排放权交易制度结合起来，为排放权价格设定了安全限制（Safety Valve）。通常这类体

系规定在初始配置的永久排放权之外，政府每年可以按照固定价格出售排放权，永久排放权额度一般根据长期减排目标规定，可以通过免费配给、拍卖或其他方式进行分配，并且可以在排放权交易市场上自由买卖；而年度排放权则是特定年份允许排放的额外额度，并不限制数量，一个经济主体某一年允许排放的总量就等于这两种类型排放权的总量（Jacoby 和 Ellerman, 2004; Burtraw 等, 2009）设计了一个双向安全阀的机制，即规定了年度排放权的上限和下限。

Pizer (2002) 指出，只要安全阀的价格设计能够与庇古税相当，即价格等于排放的边际损失且安全阀能够始终发挥约束，那么其能够实现福利最大化。

## （二）环境政策工具对比与选择

各种政策工具都有其各自的适用范围和利弊，衡量工具政策的好坏，需要从经济成本、静态和动态效率、管理成本以及政治上的可行性等多方面加以综合考虑。一些经典文献探讨了使用市场化手段相对行政管制手段的优势，如 Tietenberg (1985)、Hahn 和 Hester (1989); Sterner (2002) 等，普遍的结论是，市场化手段相对行政管制手段更为优越，在静态的成本效率对比、促进污染控制技术创新和扩散的动态激励、减少政治阻力、调动经济主体积极性上更胜一筹。当然，在环境问题特别严峻，环境损害的成本变化相当大或者污染者很少的条件下，命令控制手段则具有明显的针对性和成本节约性。

具体到当前碳减排工具的争论上，正如 Adly（2009）所说的，“当前理论界争论的重点已经不再是 CAC 和 MBI 类型工具的对比上，而是在两个主要的市场化工具，税收和排放权交易上”。如果信息充分且不存在不确定性，那么两类工具的作用效果是完全一致的，无论是价格控制还是数量控制，都能实现企业总减排成本的最小化。但是，如果考虑到未来不确定性、税收扭曲和收入分配效应等问题，则两类工具将不再一致。

### **1. 环境控制目标和成本效率**

碳税是一种固定价格机制，企业的排放总量难以确定；而排放权交易（如果设置排放限额）则通过数量限制，能够达到既定的环境排放要求。理论上，如果目标是福利最大化，那么税收比排放权交易占优。就减排成本来说，企业可以根据碳税制度，依照自身情况选择最优的减排路径，因此碳税提供了相对比较明确的信号，而排放权交易制度下，由于排放权价格由市场决定而存在不确定性，则其减排成本的可知性相对较弱。

### **2. 动态激励特征**

排放权交易体制相比碳税更加灵活，能够有效地应对减排的成本冲击，当冲击造成价格变动时，企业能够主动调整生产和排放决策，从而具有较高的灵活性。理论上，如果目标是福利最大化，那么税收比排放权交易占优，即使考虑到不确定性，例如对全球模拟分析表明，

征收碳税的贴现福利值高于同等规模设计的许可权交易制度 (Pizer, 2003; Hoel 和 Karp, 2002), Newell 和 Pizer (2003) 指出, 如果减排的成本冲击持续下去, 那么税收的福利效果将不再那么明显, 而 Karp 和 Zhang (2005) 指出限额排放权交易体系能够更好地应对这些冲击。Murray 等 (2009) 进一步指出, 如果允许实施排放权的储存或出借, 那么, 限额交易体制的福利效果将优于碳税, 因为企业能够充分考虑到未来的损害成本的不确定性并进行连续决策, 而税收政策下企业只能进行离散的调整, 在排放权交易下面关于损害的信息将立即反映在价格上, 而在碳税或者复合交易体系下, 价格的反应将是比较滞后且不充分的。

### 3. 收入与政策租金的分配

通常人们认为, 碳税相比排放权交易能够提高政府收入, 然而, 如果实施排放权拍卖制度则也能提高政府收入, 无论是哪种方式, 最终的影响取决于收入的再次利用, 或者称“税收循环” (Recycling Revenues) 以及分配效应。在公平性角度来看, 税收或完全拍卖的许可交易制度是优选的政策, 如果进行免费发放初始排放权的交易, 由于排放权的有价性, 排放企业将获得“额外收益”, 从而激励游说和政治寻租问题。Diana 和 Rogers (2002) 估计, 如果要削减 15% 的二氧化碳排放量, 美国低收入群体每年平均将损失 500 美元, 而高收入群体则会获得额外收益 1000 美元, 从而造成收入分配上的不



公平。Metcalf (2009) 指出。如果实施碳税或者拍卖排放权并将收入循环用以减少其他收入税扭曲，向低收入倾斜，那么可避免这种不公平结果。

#### 4. 政治上的可接受性和可行性

Ellerman (2005) 指出，对于受到负面影响的群体提供补偿，是使政策得以成功建立并持续推动的重要部分。碳税对污染者征收，符合污染者付费的原则，相对较公平，可以通过碳税收入的运用来增加其政治上的可行性，弥补对低收入者的负面影响，也可以通过补贴，促进企业、居民进行减排投资和减排技术的改进等等，比较受到低收入群体欢迎，但是，税负集中于能源密集型企业，将加大推行制度的阻力。而碳交易制度的可接受性，则取决于初始排放权的分配。免费配给容易获得企业支持，而这些企业往往是强势的主体，在政治上具有较强的可行性，但却有悖于公平性；拍卖则相当于提高企业的生产成本，则企业的支持度或者说政治上的可行性就不高，从而难以推行。

#### 5. 管理成本

各国碳税的征收一般是依据各国税制自身的体系，比如利用消费税体系，在石化能源的产生环节，进口环节征收消费税。因此碳税实际就是增加消费税的税目，并调整相应税目的税率，碳税的管理成本较低。而对于碳排放交易来说，初始排放权的分配，由于各方利

益的博弈，需要经过一个较长时期的谈判，且还需要建立相应的排放权交易市场以及建立参与企业能源使用的报告机制、监控机制与惩罚机制，这些都需要较大的额外管理成本。

总体来说，就碳税和排放权交易而言，碳税的优点为：（1）碳排放权交易需要确定国内碳排放总量，并进行碳排放权的分配，涉及多方利益，在未能达成一致协议前的实施难度较大，而碳税的开征则更加灵活；（2）碳税符合污染者付费原则，而碳排放权交易则允许拥有较多排放权配额的企业在排放量下降时可出售其排放权，碳税相对碳排放权交易来说更加公平；（3）碳税适用于所有排放二氧化碳的对象，而碳排放权交易则因交易成本高和范围较小，一般限于发电业等能源使用大户；（4）政府可以通过碳税获得收入，并用于节能减排。

碳税的缺点是：（1）由于需求价格弹性的影响，碳税的减排效果确定性较差，而碳排放权交易在减排目标上更加明确；（2）碳税的实施阻力大，而企业一般较偏好碳排放权交易。

当然，“碳税和碳排放权交易之间并不是简单的相互替代关系，而是相互补充的关系，两者与其他二氧化碳减排经济政策一起，共同发挥促进二氧化碳减排的调节作用”。（财政部财科所：“关于我国开征碳税相关问题的课题研究”报告。）设计合理的机制比选择碳税或交易机制更重要（Adly, 2009）。

### 三、排放权交易的制度设计

排放权交易的污染治理效率在很大程度上取决于制度的构成要素。Stavins (1995) 认为, 一个完整的排放权交易制度应包括以下八项要素: (1) 总量控制目标; (2) 排污许可; (3) 分配机制; (4) 市场定义; (5) 市场运作; (6) 监督与实施; (7) 分配与政治性问题; (8) 与现行法律及制度的整合。

Gunasekera 和 Cornwell (1998) 在为澳大利亚环境保护部门制定排放权交易制度时, 认为应考虑以下因素: (1) 产品定义 (排污许可期限、排污因子、排放总量和污染物种类); (2) 市场参与者 (强制性参与者和自愿性参与者); (3) 排放权分配 (拍卖和免费分配); (4) 运作管理 (检查排污企业的许可证、监督排污情况以及强制执行环境政策); (5) 市场问题 (交易机制和市场势力) 等。

总体而言, 从当前的研究和交易实践来看, 相关制度设计的争论集中在几个关键问题上: (1) 选择总量交易还是基线交易? 这涉及到两类不同交易方式的效率比较。 (2) 在总量交易机制下, 初始排放权如何分配? 是采用祖父式无偿分配 (Grandfathering) 还是进行拍卖, 如果进行拍卖的话, 采用哪种拍卖方式? (3) 是否允许排放权的储蓄和出借转让? (4) 激励手段和惩罚措施的设计。 (5) 管制对象的选择。

### **(一) 总量交易与基准交易**

总量交易 (或限额交易) 的基本方式是: 首先设定二氧化碳排放

水平的总额度,然后将这一额度分解成一定单位的排放权,通过一定方式将排放权分配给排放二氧化碳的经济主体,并允许排放权出售。一个企业如果排放了少于初始分配的额度,那么就可以出售剩余的额度,而如果排放量超过初始分配的额度,它就必须购买额外的额度,以避免政府的罚款和制裁。

欧盟排放交易体系(EU ETS)就是总量交易的最典型案例,其他排放权交易案例还包括美国二氧化硫排放交易体系和丹麦二氧化碳规划等,其实施关键在于总量的确定和初始额度的分配,如排放权可以依据历史排放水平免费配给,也可以用拍卖的方式。

基线和信用型的排放权交易,是以项目为基础的碳排放控制模式。规则制定者根据个体的排放水平为参与方划定一基线(通常规定单位能耗或单位产出的排放率或排放密度)【管理部门计算在当前的技术水平下,不主动采用非强制性的提高碳利用率、减少碳排的新技术,该项目投入生产后每单位经济产出的碳排放强度,这个假设碳排放强度就是“基准”。】并按特定程序监测和计算各参与方所进行的实际排放量。在履行期限届满时,管理当局对该时期内的实际排放和基线进行比较后,那些实际排放低于基线的参与实体能够获得等于二者差额的信用额度,并可自由交易所获得的额度。如果某参与方的实际排放超过了为其设置的基线,就必须购买相当于超额的信用以保证履行,这一制度的关键在于基线的确定。

与总量交易的配额预先分配不同，基线交易下许可的发放实事后核准发放的，为了提供灵活性，排放权可以允许储备和预支。

在基线交易体系下，总排放量跟随企业的规模变量（能源输入或者产品产出）而变动，Fischer（2001, 2003）称其为“可交易的绩效标准”（tradable performance standards）。理论上，只要基准交易制度下的总量值固定且等同于限量交易机制下的总量，那么两类方法能够获得同等效果，长期来看，限量交易相当于施加了一个排放绩效标准，即排放密度  $rs = E/Q$ ，E 和 Q 分别代表总排放量和长期均衡产出。

从对污染物的控制层面，总量交易机制要优于基准交易机制，因为前者能够实现既定的环境目标；就其经济影响来看，通常的结论是总量交易机制优于基准交易机制。

Muller（1999），Deweese（2001）和 Fischer（2001, 2003）等研究了两种交易机制的效率，指出当企业的产出能力固定，短期内两类方案的均衡结果即排放量一致；如果采用相同的排放绩效标准，则基准交易下的总产出、总排放量和外部成本更高，如果采用更严格的排放绩效标准以达到同等的总量控制要求，那么基准交易体制将带来行业成本的大大提高。Buckley 运用模拟方法验证了短期效率的差别。Deweese（2001）在“Emissions Trading: ERCs or Allowances”一文中对比了总量交易和基准减排两类交易机制的效果，从其对企业平

均和边际成本的角度进行了比较，使用电力制造商作为研究案例，指出总量交易机制更为有效率，而基准交易不能很好地对外部性进行补偿。

关于两类交易机制的绩效实证研究大多采用了实验室受控试验方法。Cason (1995), Cason 和 Plott (1996) 设计了实验室模拟总量交易机制下的影响, Buckley (2004) 和 Buckley Muller, 和 Mestelman (2005) 开发了一个多企业参与排放权交易的试验模型, 其中企业拥有规模收益不变的生产函数, 企业可以进行产出和排放密度的边际调整, 结果表明排放权价格在基准交易体制下高于总量交易体制, 而 Buckley 等人 2005 年的研究结果表明, 如果企业能够调整生产能力, 市场将是不稳定的。

总体来说, 理论和经验研究表明总量交易机制略优于基准交易机制, 目前实施的额比较成功的排放权交易体系, 如欧盟排放权体系和美国二氧化硫排放权体系均采用了总量交易机制。

## (二) 初始排放权的分配

初始排放权分配, 是指政府以排污许可证的形式对经济个体规定容量资源的使用权。获得许可证的企业意味着拥有了相应的使用环境容量资源的权利, 即容量资源产权的初始配置。由于这一权利能够在市场上交易并且具有价值, 因此权利的所有者就相当于获得了相应数量的财富。

基于科斯定理，Montgomery（1972）指出，如果排放权市场是完全竞争的，则市场能够实现竞争性均衡，此时整个污染控制区域可以实现总成本的最小化。即总量一定条件下，排放权的最终配置与初始分配是互相独立的，政府无需知道各个污染源的成本函数，只需要根据环境容量确定排污总量，市场最终能实现均衡。然而，考虑到排放权市场的不完全竞争以及企业在产品市场的市场势力（market power），以及排放权交易成本，则排污交易的效率将受到初始排放权分配的影响。 相关的研究主要围绕市场势力、交易成本与市场效率展开。 Cason（2003）指出，当不存在交易成本或边际交易成本不变时，排放权的初始分配不影响交易价格、交易量和市场效率。

### 1. 初始排放权分配、市场效率

由于存在市场势力和交易成本，研究指出，初始排放权的分配将影响市场的配置效率，从而设计合理的初始排放权分配方案成为排放权交易的核心。

Hahn(1984)关注了排污交易市场参与者的市场支配力及其影响，指出排放权交易市场并非总是完全竞争的。 假定排放权交易市场中存在一个具有市场支配力的排污工厂，其边际治理成本不一定等于排放权的均衡价格，垄断导致了市场机制的失灵。 当垄断企业初始分配量偏离排放权使用量时，市场就会产生无效性，因此对垄断企业排放权的初始分配会影响市场效率。除非具有市场支配力的工厂获得的

初始排放权等于它在竞争环境中拥有的数量，否则其排污削减的总费用要超过最小化的费用。

Misirolek 和 Elder (1989) 指出如果能够提供大量配额的主体和需要大量配额的另一主体同时进入市场，则它们之间的交易价格将不是竞争性均衡价格，以初始配置状况为基础的交易行为不能实现污染排放权的有效配置。对此，Varian (1994) 认为，如果排放市场交易者数量是有限的，那么通过子博弈精练纳什均衡可能实现社会资源的有效配置。

沿着 Hahn (1984) 的思路，Van Egteren 和 Weber (1996) 考虑了存在其他不服从具有支配力工厂的情况，Westskog (1996) 考虑了多个工厂具有市场垄断力的情况，得到的结论与 Hahn (1984) 一致。Malik (2002) 进一步放宽假设，考虑一个工厂具有市场支配力同时存在一个或者多个不服从的工厂的排放权交易市场的情况，其结论是：如果所有的工厂都是顺从的，则具有市场支配力的工厂可能选择拥有超过它所需要的排放权的数量，并使剩余的排放权从交易市场上退出。

另一些研究者则关注产品市场的不完全竞争性及其影响。Misirolek 和 Elder (1989) 检验了一个同时具有排放权交易市场与产品生产市场垄断能力的工厂的行为，表明这个工厂可以有效地操纵两个市场并且获利。Malueg (1990) 指出，当产品市场不是完全竞



争的情况下，排放权的市场配置可能会导致社会财富的减少。Sartzetakis（1997）证明，如果排污许可证的规则设定恰当，且企业具有正的削减成本，则排放权交易市场的财富占优规律将阻碍交易的有效配置。Borenstein（1998）的研究表明，由于生产市场的不完全竞争性造成的排污许可证分配给一些低效的市场参与者，阻碍了排放权的有效配置。Sartzetakis（2004）则研究了当生产成本与削减成本不一致时，在不完全竞争的产品市场上，计划分配优于市场配置的条件。

在排放权初始分配问题上，存在对“新进入者”的排放权配置问题，该问题主要来源于市场原来的参与者对市场影响力。Tietenberg（1991）认为，市场势力使得新排污企业偏重污染的治理，因为市场势力不能影响排污治理的成本，但却可以影响排放权的价格。新排污企业的进入增加了对排放权的需求，从而促使排放权价格上升，因此新排污企业有可能更偏重于治理污染。在新排污企业没有获得补偿来源时，排放权交易就可能给卖方提供了一个不同寻常的成为市场垄断者的机会。当市场存在排放权价格被操纵时，管制者就要行使对财产的支配权，以适当的补偿来收购这些排放权，这样就可以鼓励新排污企业去争取排放权。Burniaux（1999）指出了具有市场势力的企业可能实施排他性操作，即企业囤积排放权达到阻止竞争对手进入其产品市场的目的。Godby（2000）表明，市场结构影响排放权交易，

具有市场势力的企业可以利用市场势力来降低自身成本或提高竞争对手成本。企业的战略性操作降低了排放权交易市场的分配效率。当市场受到垄断企业的控制时，市场排放权交易制度的效率显著降低，最终的市场效率由排放权初始分配的大小和经济体系中的其他竞争条件所决定。因此他认为，政府应该通过管制来减少垄断企业市场势力的影响。 Egteren 和 Weber（1996）认为，具有市场势力的企业，如果获得更多的初始排放权，那么他们采用欺诈行为的可能性就较小。相反，如果竞争性企业获得的初始排放权较少，他们就会多排污少治理，设法逃避政府管制，易产生欺诈行为的动机。

其他一些学者从交易成本角度论证了初始排放权分配与排放权交易的效率。为了交易排放权，交易双方必须相互寻找合适的对象，相互之间交流或交换信息等活动均会产生交易成本。Stavins(1995)指出可以用产品的卖价与买价之间的差价来衡量交易成本，根据 Dudek 和 Wiener（1996），交易成本包括搜寻成本、协调成本、批准成本、监督成本以及实施和保险成本，其中监督成本和政策实施成本由政府部门承担。Stavins（1995）指出，由于交易成本的存在，边际治理成本与排放权的市场价格不会直接相等，就有可能形成一个新的成本效率均衡点，此时，排放权的初始分配是决定治理效率的重要因素。如果边际交易成本不变，则同不存在交易成本时一样，排放权的初始分配不会影响每个企业的治理责任和总治理成本；但当边际

交易成本增加时，排放权的初始分配影响企业的治理责任和总治理成本：某个企业的排放权初始分配量增加，则其污染治理责任减少，导致总治理成本偏离有效均衡时的成本，社会福利下降；相反，当边际交易成本减少时，初始分配的偏离导致交易结果更接近有效均衡时的结果。

Cason (2003) 用实验方法验证了 Stavins 关于边际交易成本不变时初始分配不影响交易价格、交易量和市场效率的观点，同时还指出，相对无成本的交易，交易成本的出现提高了排放权的交易价格；而当边际交易成本减少时，排放权的分配会偏离有效均衡的结果，出现交易价格下降，并且接近于交易成本为零时的均衡价格，交易量也会随之增加。Gangadharan 以 1994 年洛杉矶排放权交易市场为例研究了交易成本的影响，表明排放权交易的初期，交易成本有重要的作用，交易初期往往市场不活跃，随着排放权交易市场的成熟，边际交易下降，其影响也逐渐下降。

## 2. 初始排放权的分配方式

初始排放权可以进行免费发放、拍卖以及混合方式。Cramton 和 Kerr (2002)、Parry 和 Pizer (2003) 从收入和减少税收扭曲，动态效率，成本分配效应和政治可行性上探讨了免费发放与拍卖方式的差异，通常的结论是拍卖方式具有相对优势，但免费发放能在交易体制建立初期减少来自企业的阻力。

(1) 免费分配。 管理当局按照一定的标准来分配碳排放配额，企业无需为此付出成本的代价。由于免费分配方案不增加现存企业的成本，反而为企业增加了一笔资产，在需要的时候可以在市场上出售，因此，很容易被企业所接受，在实践中也较少受到来自企业的阻力。但是，免费分配模式遭受广泛批评。 Cramton 和 Kerrl (1999) 指出，免费分配方案导致了效益损失；在分配效应上企业所有者占有了全部的稀缺性价值 (scarcity rents)，而社会公众没有得到相应补偿；从长期看，免费分配也在总体上降低了企业的生产能力，并且在一定程度上妨碍竞争。免费分配模式有两种分配规则： 一是依据历史产量或碳排放量水平 (祖父型分配, grandfathering) 来进行分配，即管理当局在总量控制指标下，根据现存企业某一历史年份的产量或碳排放量直接进行分配；另一种方式是依据现实的产量水平或碳排放量来分配，也就是说，管理当局按照总量指标和预计的产量水平，计算单位产量的允许碳排放量，作为标准的参考标准 (GPS, generation performance standard)，然后，再根据 GPS 计算出某个确定的年份中各企业的配额数量 (即产量与 GPS 的乘积)。

2001 年美国国会针对电力行业排污交易方案的论证结果表明：在上述两种免费分配模式中，第一种模式更容易被政府付诸实施；企业从免费的排放权分配中受益更多 (假定企业的产品在产品市场上可以自主定价)，这种模式更具有成本效益性，事实上，美国目前多采

用这一种模式，比如酸雨计划、汽油铅减少项目以及洛杉矶综合利用计划等。

(2) 拍卖方式。与免费分配相比，拍卖方式可能产生更大的管理成本，并增加企业的成本，但是，这种模式具有更高的分配效率，还可以产生一个明确的市场出清价格，从而为排放权市场的参与者提供一个可供参考的价格信号，有利于排放权市场的建立和完善。目前，这种模式目前得到了大多数理论研究者的认同，其优点在于：一是拍卖能提高环境管理部门的财政收入，可把这些收入用于环境治理；二是拍卖可以减少扭曲性税收，降低无谓损失，提高社会福利；三是拍卖能激励企业技术创新，提高技术水平；四是拍卖能减少免费分配所产生的各利益集团之间的争执，体现公平、公正的原则。

按照定价方式的差别，排放权拍卖可以分类两类：密封式拍卖，包括单价拍卖、第一价格拍卖和维克里（Vickrey）拍卖）以及增价拍卖，后者包括需求计划拍卖和上行时针式拍卖。目前，在碳交易市场中，以上几类拍卖方式都有应用。

(3) 免费分配与拍卖的混合机制（Hybrid distribution）。即部分排放权免费配给，其余部分对外拍卖。例如在欧盟的排放权交易体之中，建议免费的排放权应主要分配给那些碳排放量较大且不易通过技术等方式改造的，如化工、电力、冶金等高耗能工业，其余单位不应分配免费的排放权，并且免费所占的比例应小于 20%，剩余

的排放权则用于拍卖。这种分配方式避免了全部免费配给所造成的效益损失，同时又比全部拍卖更易被企业接受。

事实上，即使是主张实行完全拍卖的研究者们也认为，从部分拍卖到完全拍卖需要一段时间的过渡。在排放权交易计划的最初，可以确定一个免费分配的比例，再将它进一步划分成若干个阶段，逐渐降低免费分配的比例配额，直到实行完全拍卖为止。在这种情况下，如何确定最初的比例以及阶段数是非常值得探讨也是争议很多的问题。

混合机制具有如下优势：首先，对于排放量较大的企业而言，如果让他们现在获得更多的碳排放权，其后获得少一点的碳排放权，这样会解决企业的现金流问题；其次，这样做会有利于全部拍卖方案的最终实施，而全部拍卖的方案具有不可辩驳的效率优势；再次，通过把初始分配的比例设置较高，政府可以随时间将拍卖分阶段分配，因而可以避免对于宏观影响所造成的不利冲击。由此可见，免费分配逐渐淘汰的分配模式是随着边界条件的不断成熟，相应的调整政策变量的一个动态过程。

### **（三）其他机制**

其他可能影响交易市场效率的制度因素还包括对规制对象的规定以及监督与惩罚机制的设计。

## 1. 管制对象

可以对下游排放源或上游(upstream)企业实施碳税或者排放权。上游管制是从燃料输入经济体系的入口根据燃料的碳量加以控制,而下游则对二氧化碳排放的终端进行管理。由于特定的能源燃料含碳量是固定的,因此确定基准将比较容易,这种方法同碳税类似,将具有一定的透明性;而下游则相对涉及范围较广,且包含一些小型污染源,监督管理成本过高。对于给定的减排计划而言,Goulder(2009)估计,对下游管制的成本比对上游管制略高20%,但下游排放源只占了欧洲和美国的排放量的一半左右。对于那些难以进行监控的终端排放如家庭加热、交通运输排放、建筑物排放和小型工业锅炉等的排放,可以采用“中端”方式,即采用对小型排放源所消耗的能源征收碳税的方式。

Burtraw等(2001)指出,对上游实施管制,应该考虑到运用税收或“信贷”方式鼓励下游采用节能和碳捕捉与封存技术,相应的税收返还(tax credit)或者(排放权返还)应该等同于减少或捕捉的碳量乘以碳的价格(这需要一个连续排放监控体系);此外,Burtraw等(2001)指出,由于各国对电力企业普遍存在成本价格管制,免费配置排放权可能不会被转移为更高的价格,相比容易进行价格转移上游管制方案,或者实施全部拍卖的下游方案,其节约电力的激励可能相对弱化,从而带来较大的成本效率损失。

## 2. 监督与激励

排污企业作为一个利益体，如果缺乏有效的监督，他们的实际排污量就有可能超过购入的排放权，出现多排污少治理的情况。如何在有限的资源条件下，对排污企业实施有效的监督和措施，确保企业遵守排污规则，是排放权交易制度研究的另一个重点。

Malik (1990) 认为，企业的违规行为降低了排放权交易市场的效率，仅在特定的条件下，市场效率才不会降低。某些企业的违规行为会影响排放权交易价格，进而影响其他企业的行为。因此，在设计排放权的交易机制时，必须考虑企业的违规行为。

Keeler (1991) 研究了排放权交易市场中企业的违规行为，并比较了当企业有违规行为时，排放权交易制度和排污标准的效率问题。当边际处罚 (marginal penalties) 快速加重或减轻时，企业会更更多地污染环境；当边际处罚不变时，排放权交易政策更能提高市场的效率。Stranlund (1999) 研究了排放权交易体系的外部监督和实施问题，并研究了管制者应如何分配资源来监督和处罚违规企业。为了减少排放权交易系统中企业的违规行为，管制者应该在各个不同的企业间合理地分配资源并增强监督力度。他的研究表明，企业的违规行为与内部特性无关，即当某个企业比其他企业多污染时，并不说明该企业的污染治理技术落后或生产工艺不合理。因此，管制者在实施监督时应注重企业的外部特征分配资源。



### 3. 存储机制 (Banking and Borrowing)

为了实现动态跨期决策，稳定价格，允许排放权的存储或者出借将大有帮助。Newell 等 (2005) 指出，当排放权价格上升时，企业可借出自己的排放权，而当价格下跌时可实施储存，如果 1:1 的存储和出借是无限的和无成本的，那么预期的排放权价格将随着利率发生变动，这一体系将同按照固定的利率增加征收排放税类似；或者确定适当的跨期许可交易比例，那么排放权的价格路径将与边际减排损失的动态变化相一致 (Kling 和 Rubin, 1997)。事实上，美国的联邦二氧化硫和地区二氧化碳排放交易均允许企业储存其排放权，但考虑到违约风险而没有允许将排放权出借给其他企业。Fell 等 (2008) 估计美国应对气候变化提案中，实施排放权交易相对碳税节约的成本中 1/4 到 1/2 来自于这一机制的设计。

## 四、排放权交易的市场运行研究

对排放权定价并预测价格变动具有非常重要的意义，受管制公司需要一个合理的碳排放权现货定价模型，从而更好地评估其生产成本并进行相关减排的决策；而金融市场交易着也需要根据价格变动进行投资决策，相关排放权交易市场运行的研究主要集中于两个主题：即排放权定价与市场表现，以及排放权交易的经济影响。

### (一) 排放权定价及其市场表现

排放权首先是一种环境容量资产，对其定价遵循了环境资源定价的方法。Rubin（1996）使用均衡模型探讨了排放权的价格。它在最优控制理论分析框架下，探讨了在一个连续时间内，有限时间前景下使公司的联合成本最小化，同时排放权可以借贷的条件下的定价问题，表明减排的边际贴现成本应该不随时间变动，是固定的。由于均衡条件下，排放权应该等于边际成本，因此许可的价格应该随无风险贴现率增长。Cronshaw 等（2000）扩展了 Rubin 的工作，假定公司目标是期望的总成本最小化，分析了被管制者的排放权存储行为，在一个随机的，连续且有限时间下的模型研究内涵现货价格，其结论是预期的排放权价格将以一个不高于贴现率的速度增加。Maeda（2001）则分析了合规公司与投机者的两阶段现货价格决定模型，模型允许储存但不允许借入（borrowing），其结果是现货价格将可能上升或下降，取决于公司和投机者数量比重。Benz 和 Truck（2008）和 Paolella 等（2007）也研究了欧洲 ETS 中排放权的价格动态机制，表明处罚成本、存储和借贷亟待机制、交易的时间间隔、递增的边际减排成本等对价格造成了影响。

排放权在市场上进行交易，人们日益强调其大宗商品甚至是金融资产的属性。研究者探讨了排放权与金融资产变动的差别。Kosobud（2005）对美国二氧化硫市场排放权价格的研究表明，环境资源定价与其他资产定价可能遵循完全不同的模型。Seifert 等人（2008）

的研究建立了一个可解的随机均衡模型 (tractable stochastic equilibrium model), 以反映交易体系的特征事实并分析相应的动态价格机制, 模型的主要结论是, 碳排放权价格并不须遵从季节调整模式, 非连续价格具有正交性, 表现出时间和价格波动依赖性结构, Daskalakis 等 (2007) 分析表明, 二氧化碳排放权的现货价格并不遵循均值复归的过程,

由于国际碳排放权交易市场可望在未来成为最大的单一商品市场, 相当一部分文献集中于探讨 ETS 的市场特征: 即价格形成与变动因素, 以及原生产品与期货产品等的关联与波动性。

Rotfubi (2009) 使用每日高频数据分析 EUA 的价格形成及其波动, 其研究表明, 现货市场 (BlueNext) 价格的非连续性 (price discreteness) 似乎受到期货市场 (ICE Futures) 的很大影响, 意味着市场间存在很强的关联; 而对日间波动性的分析表明, EUA 市场的交易活动在交易日内并不稳定, 在 11 点左右波动性很高, 2008 年 EUA 期货市场上也呈现出其他有组织的金融市场上经常出现的明显的 U 型波动, 并且与其他传统的金融市场一样, 每日波动性具有长记忆特征。

Chevallier 等人 (2009) 研究了 2006 年 10 月欧洲气候交易所 (ECX) 引进期权交易对排放权市场价格的影响, 使用 2005 年对 2008 年的数据来衡量波动性行为, 使用各种 GARCH 模型、内生突变

检验，以及滚动时间窗的估计，研究表明期权的引入并没有对 EU ETS 的波动性产生重要影响，对能源和商品价格的检验也得出了相应的结论。

Anger (2008) 等人指出，排放权 (EUA) 的价格受到许可发放的影响，如果其分配越严格，则

EUA 价格越高，从而进一步对相关行业和企业的股票产生影响。

## (二) 排放权交易的经济影响

排放权交易的整体影响包括环境影响(减少温室气体排放的数量)和经济影响两个方面，后者主要包括排放权初始分配对企业、行业 and 整体经济的影响。早期的研究主要使用数理模型分析或者模拟分析，随着欧盟 ETS 交易体系的运行，相关的实证和经验分析也日益增多。

B 觥 hringer 等 (2009) 分析表明，如果 ETS 的总量设计得过于慷慨，将对 ETS 外的部门产生更为负面的影响。Alexeeva-Talebi and Anger (2007) 指出，如果 ETS 能够同其他交易机制 (如 CDM) 相结合，那么从整个经济层面和部门竞争力角度，即使总量设置比较低，部门的减排负担也将减轻，因为企业可以低成本地从外部获得排放许可。

就排放权对企业竞争和投资的影响效果而言，Demailly 和 Quirion (2008) 提供了一个钢铁行业的案例研究，指出由此引发的

企业竞争力损失很小。Hoffmann (2007) 对德国电力行业的研究指出, ETS 确实驱动了一些小规模的投资, 但没有明显证据表明对大规模的投资的影响。Zachmann 和 Hirschhausen(2008)分析了(EUA)对德国批发电力价格的定价影响, 研究结果表明, 存在一种非对称性的成本转移, 即 EUA prices 价格上升对电力价格的影响比价格下跌的影响更大, 其原因可能在于企业对排放权作为成本因素的认识还不充分, 或者德国电力制造商的市场能力还有待提高。Anger 和 Oberndorfer (2008) 分析了 EMA 对德国企业经营业绩和就业的计量影响, 并没有发现排放权分配影响企业就业和收入的证据。

Rogge 和 Hoffmann (2009) 等在环境经济学框架下结合制度创新问题, 利用走访调查, 试图探讨 ETS 对部门能源创新体系带来的影响, 结论是 EU ETS 主要影响大规模和煤为主的能源生产技术变化率和方向, 对促进这些企业低碳技术进步创新体系的建立, 以及促进低碳文化的传播起到了一定的作用。

一些学者研究了 EUA 价格变动对受管制企业的行为和市场估值的影响。由于排放权(EUA)可被视为一种企业的生产要素(资产), 因此, EUA 市场价格变动将直接影响企业价值, 两者呈现正相关关系。Oberndorfer (2009) 进行了 ETS 对股票市场影响的经济计量分析, 表明 EUA 价格对电力企业的股票市场表现有重要影响, 两者呈现正向关系, 但这种市场影响因国别和时间而不同, 特别是

2006 年早期，EUA 的影响更大；另一方面，EUA 波动性对企业股票价格的市场表现影响并不显著。

Benz 和 Trück（2006）的研究结果表明，排放权市场对企业现金流产生影响，高的排放权价格对企业未来现金流施加了更紧的约束。Sijm 等（2006）指出，如果排放权完全按照祖父条款分配，则边际电力生产利润可能随着碳成本上升而上升，意味着祖父条款下电力制造商能够从该交易体系获利，其利润和预期的现金流与 EUA 价格正相关，则股票价格也与 EUA 价格正相关。

Neuhoff 和 Sato（2006）以电力部门为例，研究了欧盟 ETS 的排放权分配机制及其产生的激励与扭曲问题。Considine 和 Larson（2009）考察了欧洲减排交易对电力部门从化石能源向低碳能源转换的影响，检验了 12 个欧洲国家对碳排放许可权，化石燃料、以及无碳能源的需求，使用月度的燃料用量、价格和发电量的数据，将排放许可、高碳和低碳燃料作为可变成本，通过构造短期成本函数与使用非化石燃料的发电相对比，结果表明，许可权的价格和燃料价格影响电厂的投入构成，但是，行业的燃料转换能力短期受到引进新技术的限制，因为大量前期的不可逆转的投资影响电力生产能力。研究也印证了排放权对电力价格的重要影响，当碳排放权价格和燃料价格上升 10 个百分点时，电力生产的边际成本短期上升 8 个百分点。

## 五、小结

本文对排放权交易市场的主要机制进行了一个初步的理论综述。其中涉及到了排放权交易的基本类型、初始排放权的分配方式、排放权的存储与转移，等等。此外，还考察了排放权交易市场的运行概况及其对经济运行的影响。主要目的是在于对排放权交易的基本运行原理及其影响，做一个较为全面的研究，以期为我国商业银行以及其他金融机构参与国际碳金融市场提供一定的参考。另外，更重要的是，为我国未来排放权交易市场的建设做一些基本的理论准备。

从目前来看，我国尚未成立本土的排放权交易体系，金融机构对碳金融的参与，也主要集中在与国际市场相关的各类项目方案上。这样一种发展模式，不仅不利于我国金融机构对碳金融市场参与的深入，也导致了我国金融机构在相关业务上处于相对落后和被动的状态。从长远看，作为一种融合了市场激励和政策导向的公共治理手段，排放权交易在我国减排目标的实现中有可能成为一种重要的政策工具。加强对排放权市场基本制度的研究，对我国金融机构相关业务的发展也有着重要的意义。