

## 政府主导型低碳农业发展项目补偿标准探索研究

王天穷, 严 晗, 顾海英

(上海交通大学 安泰经济与管理学院, 上海 200030)

**摘要:**根据农业温室气体的边际减排成本, 政府可以通过其主导的低碳农业发展项目, 对农户因采用“低碳”生产技术和管理模式引起的“额外”减排量进行补偿。文章通过参数化的方向产出距离函数, 估算了1997—2014年我国大陆31个省、市、自治区农业二氧化碳当量的影子价格即边际减排成本, 预判项目运行初期全国农业二氧化碳当量的平均补偿标准应不低于24 148.99元/吨; 不同区域的补偿标准差异较大。并探讨和估计了补偿标准与农业二氧化碳当量的潜在关系。结果表明, 补偿标准随着农业二氧化碳当量的增加而提高(或减少而降低)。稳健性检验表明, 补偿标准随着促进排放的生产技术和措施(如氮肥施用)应用水平的上升而提高(或下降而降低), 随着促进减排的生产技术和措施(如保护性耕作、机械化深施肥)应用水平的上升而降低(或下降而提高)。

**关键词:** 低碳农业; 二氧化碳当量; 补偿标准; 影子价格; 方向产出距离函数

**中图分类号:** F323.22    **文献标识码:** A    **文章编号:** 1001-9952(2018)08-0046-15

**DOI:** 10.16538/j.cnki.jfe.2018.08.004

### 一、引言

根据IPCC 2006的定义, 农业温室气体主要由甲烷和氧化亚氮组成。其中, 甲烷排放主要来源于水稻生长、牲畜的肠道发酵和粪便管理; 氧化亚氮主要来源于土壤的直接和间接排放、牲畜的肠道发酵。之所以农业会出现温室气体过度排放的问题, 主要是因为传统的“高碳”生产技术和模式所致(Foucherot 和 Bellassen, 2011; Norse, 2012)。为此, 许多专家学者建议用“低碳”技术和模式, (Chadwick 等, 2011; Lesschen 等, 2011)。研究进一步表明, “低碳”技术和模式不但能够减少温室气体的排放, 而且可以保证农作物和牲畜的产量。然而, 仅仅从“技术”的角度考虑“低碳”农业生产技术和模式的“可行性”是不够的。当农户采用“低碳”技术和模式之后, 其生产成本将会因此发生变化。假设农产品之于农户的边际收益在短期内不变或是变化较小, 新均衡中的生产利润可能会较之前有所减少, 从而使农户不会或是很难自愿采用“低碳”技术和模式。

为了克服这一潜在的“经济”障碍, 本文认为可以借鉴环境或生态服务补偿项目(the Payment for the Environment or Ecosystem Services program)的理论和实践经验, 对农户(补偿客体)因其采用“低碳”农业生产技术和模式所导致的“额外”温室气体减排量(补偿对象)进行补偿, 弥补农户利润的潜在损失。就现有的补偿渠道看, 大致可分为市场驱动型和政府主导型(Muradian 等, 2010; Vatn, 2010; Foucherot 和 Bellassen, 2011; )。前者除了配额交易(cap and trade)市场以外, 还包

收稿日期: 2017-12-03

基金项目: 国家自然科学基金重点项目群之重点项目(71333010); 国家社科基金重大项目(16ZDA019)

作者简介: 王天穷(1988—), 男, 上海人, 上海交通大学安泰经济与管理学院博士研究生;

严 晗(1989—), 男, 江苏如皋人, 上海交通大学安泰经济与管理学院博士研究生;

顾海英(1956—), 女, 上海人, 上海交通大学安泰经济与管理学院教授, 博士研究生导师。

括为那些虽然不适合参与配额交易市场但是符合“京都议定书”相关要求的减排(碳汇)项目所建立的地方交易市场;后者主要以政府主导并资助的生态、环境保护项目为主。就我国农业减排补偿而言,本文认为适合通过政府主导型项目(即政府作为补偿主体)得以实现。首先,除新西兰以外,各国因农业减排收集的碳汇并不被允许参与配合交易市场交易。此外,京都议定书针对参与地方交易市场的碳汇所制定的严格识别标准以及地方交易市场关于农业减排项目的吸纳与否,决定了我国农业减排无法在短期内通过市场渠道解决补偿问题。

补偿标准是补偿项目的焦点问题。由于政府主导型的低碳发展项目仍处于设想阶段,所以本文参考并总结了环境、生态服务项目针对负外部性的补偿标准。该补偿标准主要体现由于“额外”负外部性的减少给整个社会带来的经济效益,即负外部性的经济价值(Crossman 等, 2011; Marenya 等, 2012; Alexander 等, 2015)。其制定规则和操作办法大致可分为两类。第一,参考配额交易市场和地方市场在内的碳交易市场价格,将其作为森林碳汇的补偿标准;第二,在特定模型的基础上,通过赋值模型参数,运用(动态)一般均衡的方法,求解负外部性的经济价值。就第一类而言,由于农业温室气体减排不参与配额交易,加之合适的国内地方交易市场在短期内不存在,将现有的碳交易市场价格用来表示农业减排的经济价值或补偿标准并不恰当;针对第二类方法,参数赋值需要成熟的研究案例作为基础,不同模型的选择也会决定最终的结果,该方法对还处于探索阶段的我国低碳农业发展项目来说并不适合。此外,相关的研究还表明,市场缺位情形下的负外部性经济价值不但难以求得,而且容易被过分高估,从而可能给补偿项目造成过度的经济负担(Wunder 等, 2008; Gómez-Baggethun 等, 2010; Corbera, 2015)。

值得一提的是,如果将温室气体减排量看作是“产品”,将农户和政府分别看作是产品的“供给者”和“需求者”,并将补偿标准看作是产品的最终“价格”。此时,如果补偿标准高于减排量的单位经济价值(即减排量给整个社会带来的经济效益),那么政府将会负担过度的财政支出压力;如果补偿标准低于减排量的边际成本即温室气体的边际减排成本,那么农户为农业减排付出的经济代价无法得到充分的补偿,其实际利益将会受损。也就是说,减排量的单位经济价值是补偿标准的上限,而减排量的边际减排成本则是补偿标准的下限。尽管单位经济价值如前文所述不易被估计,但是边际减排成本则是可以通过参考现有的研究方法估算得到。作为配额交易中许可证价格的形成基础和环境税制定的参考标准,影子价格常常被用来描述诸如温室气体、污染物等非合意产出的边际减排成本(Marklund 和 Samakovlis, 2007; Wei 等, 2013)。从本质上看,影子价格反映了生产者减少一单位非合意产出所需付出的合意产出的产值。具体对农业减排项目,影子价格反映了农户为减少一单位农业温室气体排放量所付出的成本或是经济代价。因此,作为我国低碳农业发展项目的推动者和引导者,政府可以借鉴农业温室气体的边际减排成本制定补偿标准。

## 二、理论模型

(一)生产集合。传统的生产集合只关注了诸如农作物和牲畜之类的合意产出,而忽视了诸如温室气体之类的非合意产出。参照 Färe 等(2005)的做法,本文将农户的生产凸集合定义为:

$$P(x) = \{(y, b) : x \text{ 生产 } (y, b)\} \quad (1)$$

(1)式中投入要素  $x=(x_1, \dots, x_N) \in R_+^N$ , 合意产出  $y=(y_1, \dots, y_M) \in R_+^M$ , 非合意产出  $b=(b_1, \dots, b_J) \in R_+^J$ 。生产集合具备四个性质,分别如下。

性质 1: 要素的随意处置性(*free disposability*): 当  $x' \leq x, P(x') \subseteq P(x)$ 。

性质 2: 合意产出的随意处置性: 如果  $(y, b) \in P(x)$  并且  $y' \leq y$ , 那么  $(y', b) \in P(x)$ 。这一性质表

明,在给定非合意产出的前提下,较少合意产出与非合意产出的组合也在生产集合之内。

性质 3: 合意产出和非合意产出集合的弱处置性: 如果  $(y, b) \in P(x)$  并且  $0 \leq \theta \leq 1$ , 那么  $(\theta y, \theta b) \in P(x)$ 。这一性质意味着非合意产出的减少将会以合意产出的减少为代价。

性质 4: 零效应(the null-jointness): 如果  $(y, b) \in P(x)$  并且  $b=0$ , 那么  $y=0$ 。这一性质表明, 除非农户不生产合意产出, 否则非合意产出将是合意产出的副产品。

(二)方向产出距离函数。基于对农户生产集合的假设, 进一步将方向产出距离函数定义为:

$$\bar{D}_0(x, y, b; g) = \max\{\beta : (y + \beta g_y, b - \beta g_b) \in P(x)\} \quad (2)$$

(2)式中距离向量  $g=(g_y, -g_b)$ , 且  $g \in R_+^m \times R_+^l$ 。方向产出距离函数具有六个性质, 分别如下。

性质 1:  $\bar{D}_0(x, y, b; g)$  是凹的。如果  $(y, b) \in P(x)$ , 那么  $\bar{D}_0(x, y, b; g) \geq 0$ 。具体来说, 当方向距离产出函数等于零时, 该生产组合实现了效率最大化。与此同时, 随着方向产出距离函数的值不断扩大, 生产将会变得愈发没有效率。

性质 2: 如果  $x' \leq x$ , 那么  $\bar{D}_0(x', y, b; g) \leq \bar{D}_0(x, y, b; g)$ 。

性质 3: 如果  $y' \geq y$ , 那么  $\bar{D}_0(x, y', b; g) \geq \bar{D}_0(x, y, b; g)$ 。

性质 4: 如果  $b' \leq b$ , 那么  $\bar{D}_0(x, y, b'; g) \leq \bar{D}_0(x, y, b; g)$ 。

性质 5: 如果  $\bar{D}_0(x, y, b; g) \geq 0$  并且  $0 \leq \theta \leq 1$ , 那么  $\bar{D}_0(x, \theta y, \theta b; g) \geq 0$ 。这意味着, 合意产出和非合意产出组合的弱处置性存在于方向产出距离函数中。

性质 6: 转换性:  $\bar{D}_0(x, y + \alpha g_y, b + \alpha g_b; g) = \bar{D}_0(x, y, b; g) - \alpha, \alpha \in R_+$ 。这一性质表明, 如果合意产出扩大  $\alpha g_y$ , 非合意产出减少  $\alpha g_b$ , 那么新的方向距离产出函数值将会比原来的效率提高  $\alpha$ 。

(三)影子价格的推导。参考 Färe 等(2006)的做法, 令  $p=(p_1, \dots, p_m) \in R_+^m$  为合意产出的价格,  $q=(q_1, \dots, q_l) \in R_+^l$  为非合意产出的价格。基于方向产出距离函数, 农户的收益函数可定义为:

$$R(x, p, q) = \max_{y, b} \{py - qb : (y, b) \in P(x)\} \quad (3)$$

结合方向产出距离函数的性质 1, 可以将收益函数改写为:

$$R(x, p, q) = \max_{y, b} \{py - qb : \bar{D}_0(x, y, b; g) \geq 0\} \quad (4)$$

假设方向向量  $g=(g_y, -g_b)$ , 那么收益函数可以进一步改写为:

$$R(x, p, q) \geq (py - qb) + p\bar{D}_0(x, y, b; g)g_y + q\bar{D}_0(x, y, b; g)g_b \quad (5)$$

对不等式(5)进行重新整理后可以得到方向产出距离函数和最大收益之间的关系:

$$\bar{D}_0(x, y, b; g) \leq \frac{R(x, p, q) - (py - qb)}{pg_y + qg_b}, \text{ 即 } \bar{D}_0(x, y, b; g) = \min_{p, q} \left\{ \frac{R(x, p, q) - (py - qb)}{pg_y + qg_b} \right\} \quad (6)$$

然后, 运用包络定理可以得到方向产出距离函数关于合意产出和非合意产出的一阶导:

$$\nabla_y \bar{D}_0(x, y, b; g) = \frac{-p}{pg_y + qg_b} \leq 0 \text{ 和 } \nabla_b \bar{D}_0(x, y, b; g) = \frac{q}{pg_y + qg_b} \geq 0 \quad (7)$$

假设第  $m$  个合意产出的价格已知, 那么第  $j$  个非合意产出的影子价格可以表达为:

$$q_j = -p_m \left( \frac{\partial \bar{D}_0(x, y, b; g) / \partial b_j}{\partial \bar{D}_0(x, y, b; g) / \partial y_m} \right) \quad (8)$$

### 三、实证模型

(一)模型的设定。方向产出距离函数可以分为参数化或非参数化。非参数化的优点在于不需要预设方向产出距离函数的具体形式。然而在参考了 Färe 等(2005 和 2006), Murty 等(2007)

和 Wei 等(2013)的方法之后, 本文采用参数化的处理方法, 以便从可导的函数中求得非合意产出的影子价格。在此基础上, 方向产出距离函数的具体形式可以分为对数型或二次型。相比对数型, 二次型满足本文之前提到的转换性。因此, 本文决定采用二次型的具体形式。

方向产出距离函数由三个部分组成。它们分别包括资本、劳动力、土地和其他中间投入品在内的四类投入要素  $x$ , 种植业和畜牧业产值加总而成的合意产出  $y$ , 以及以二氧化碳当量为代表的非合意产出  $b$ 。研究年份为 1997—2014 年, 研究区域包括了中国大陆 31 个省、市、自治区(下文简称为省份)。除此之外, 本文将距离向量设置为  $g=(1, -1)$ 。该向量满足政府对农业减排的要求, 即增加合意产出的同时减少非合意产出。

综上, 参数化的方向产出距离函数可定义如下:

$$\begin{aligned} \vec{D}_0(x_{nkt}, y_{kt}, b_{kt}; 1, -1) = & \alpha_0 + \sum_{n=1}^4 \alpha_n x_{nkt} + \beta_1 y_{kt} + \gamma_1 b_{kt} + \frac{1}{2} \sum_{n=1}^4 \sum_{n'=1}^4 \alpha_{nn'} x_{nkt} x_{n'kt} + \frac{1}{2} \beta_2 y_{kt}^2 + \\ & \frac{1}{2} \gamma_2 b_{kt}^2 + \sum_{n=1}^4 \delta_n x_{nkt} y_{kt} + \sum_{n=1}^4 \eta_n x_{nkt} b_{kt} + u_1 b_{kt} y_{kt} \end{aligned} \quad (9)$$

根据方向产出距离函数的转换性和对称性, 本文对函数的参数约束设置如下:

$$\beta_1 - \gamma_1 = -1; \beta_2 = \gamma_2 = u_1; \eta_n - \delta_n = 0; \alpha_{nn'} = \alpha_{n'n}, n \neq n' (n = 1, \dots, 4) \quad (10)$$

(二) 模型估计的确定性方法。为了估计方向产出距离函数中的未知参数, 本文首先参考了 Aigner 和 Chu(1968), Färe 等(2005)以及 Wei 等(2013)使用的确定性方法(*the deterministic approach*)。通过最小化观测到的方向产出距离函数值与零之间的差异, 运用线性规划法(*the linear programming*, 简称 *LP*)估计未知参数:

$$\min \sum_{k=1}^{31} \sum_{t=1997}^{2014} [\vec{D}_0(x_{nkt}, y_{kt}, b_{kt}; 1, -1) - 0] \quad (11)$$

s.t

1.  $\vec{D}_0(x_{nkt}, y_{kt}, b_{kt}; 1, -1) \geq 0, n = 1, \dots, 4, k = 1, \dots, 31, t = 1997, \dots, 2014;$
2.  $\partial \vec{D}_0(x_{nkt}, y_{kt}, b_{kt}; 1, -1) / \partial x_{nkt} \geq 0, n = 1, \dots, 4, k = 1, \dots, 31, t = 1997, \dots, 2014;$
3.  $\partial \vec{D}_0(x_{nkt}, y_{kt}, b_{kt}; 1, -1) / \partial y_{kt} \leq 0, n = 1, \dots, 4, k = 1, \dots, 31, t = 1997, \dots, 2014;$
4.  $\partial \vec{D}_0(x_{nkt}, y_{kt}, b_{kt}; 1, -1) / \partial b_{kt} \geq 0, n = 1, \dots, 4, j = 1, 2, k = 1, \dots, 31, t = 1997, \dots, 2014;$
5.  $\beta_1 - \gamma_1 = -1; \beta_2 = \gamma_2 = u_1; \eta_n - \delta_n = 0; \alpha_{nn'} = \alpha_{n'n}, n \neq n' (n = 1, \dots, 4).$

(三) 模型估计的随机性方法。随机方法(*the stochastic method*)也可以被用来估计方向产出距离函数的系数(Murty 等, 2007; Wei 等, 2013)。此时的方向产出距离函数可以被设置为:

$$0 = \vec{D}_0(x_{nkt}, y_{kt}, b_{kt}; 1, -1) + \varepsilon_{kt} \quad (12)$$

(12)式中:  $\varepsilon_{kt} = v_{kt} - u_{kt}, v_{kt} \sim N(0, \sigma_v^2), u_{kt} \sim N^+(0, \sigma_u^2)$ 。

在方向向量  $g=(1, -1)$  的设定基础上, 运用方向产出距离函数的转换性, 并将其运用到(12)式, 可得  $-\alpha_{kt} = \vec{D}_0(x_{nkt}, y_{kt} + \alpha_{kt}, b_{kt} - \alpha_{kt}; 1, -1) + \varepsilon_{kt}$ 。令  $\alpha_{kt} = b_{kt}$ , 进一步可以得到(13)式:

$$-b_{kt} = \alpha_0 + \sum_{n=1}^4 \alpha_n x_{nkt} + \beta_1 (y_{kt} + b_{kt}) + \frac{1}{2} \sum_{n=1}^4 \sum_{n'=1}^4 \alpha_{nn'} x_{nkt} x_{n'kt} + \frac{1}{2} \beta_2 (y_{kt} + b_{kt})^2 + \sum_{n=1}^4 \delta_n x_{nkt} (y_{kt} + b_{kt}) + \varepsilon_{kt} \quad (13)$$

针对(13)式的系数, 可以采用修正的一般最小二乘法(*the corrected ordinary least square*, 简称 *COLS*)或是极大似然法(*ML*)进行估计。相比较 *COLS* 法, 在大样本中运用 *ML* 法得到的方程系数更具渐进有效性。因此, 本文决定采用 *ML* 法对等式系数进行估计。

### 四、数据及结果

(一)数据来源及分析。针对合意产出  $y$  和投入要素  $x_i$ , 本文从《中国统计年鉴》《中国农业统计资料》《中国农村统计年鉴》《中国能源统计年鉴》《中国农村能源统计年鉴》《中国畜牧业年鉴》《中国农业机械化年鉴》和地方年鉴及参考资料<sup>①</sup>中收集了 1997—2014 年 31 个省份的相关数据, 其描述性统计结果见表 1。

表 1 投入要素、合意及非合意产出

变量		平均值	标准差	最小值	最大值	观测样本
$x_1$	overall	717.44	747.74	10.51	4 838.72	$N=558$
	between		556.27	29.39	2 295.33	$n=31$
	within		509.04	-832.92	3 260.83	$T=18$
$x_2$	overall	966.70	751.36	33.38	3 558.55	$N=558$
	between		752.19	59.95	2 998.33	$n=31$
	within		126.59	530.97	1 526.92	$T=18$
$x_3$	overall	5 517.68	3 709.46	230.79	15 147.12	$N=558$
	between		3 741.46	237.75	14 421.14	$n=31$
	within		434.59	3 691.99	7 231.71	$T=18$
$x_4$	overall	311.99	225.30	3.16	1 182.56	$N=558$
	between		213.50	6.42	863.07	$n=31$
	within		81.03	61.60	735.94	$T=18$
$y$	overall	1 412.13	1 369.57	42.34	7 461.35	$N=558$
	between		1 054.72	76.78	3 972.57	$n=31$
	within		892.88	-661.86	4 900.90	$T=18$
$b_1$	overall	61.36	39.59	2.69	183.06	$N=558$
	between		38.58	4.07	141.53	$n=31$
	within		11.17	19.07	104.16	$T=18$
$b_2$	overall	2.10	1.41	0.14	5.67	$N=558$
	between		1.42	0.18	5.16	$n=31$
	within		0.20	1.12	2.86	$T=18$
$b$	overall	2 186.13	1 370.46	119.93	6 309.27	$N=558$
	between		1 355.72	158.38	5 105.76	$n=31$
	within		310.29	1 026.01	3 389.65	$T=18$

说明:  $x_1$  为除去价格因素后的农村生产性固定资产总值, 单位: 亿元;  $x_2$  为第一产业劳动力, 单位: 百万人;  $x_3$  为主要农作物、果园、瓜园和茶园面积之和, 单位: 千公顷;  $x_4$  为诸如农药、化肥、农膜和化石能源等其他投入要素, 单位: 万吨;  $y$  为除去价格因素后种植业和畜牧业的产值之和, 单位: 亿元;  $b_1$  为农业甲烷排放量,  $b_2$  为农业氧化亚氮排放量,  $b$  为由农业甲烷和氧化亚氮折算的二氧化碳当量, 单位: 万吨。下同。

由于没有非合意产出  $b$  即农业二氧化碳当量的数据, 本文参照 IPCC 2006 和《中国温室气体清单研究》提供的计算公式、参数及排放因子, 借鉴米松华(2013)以及漆雁斌和王刚(2013)的研究方法和结果, 基于上述年鉴及参考资料的数据, 估算了农业氧化亚氮和甲烷排放量, 并将其折算成二氧化碳当量。<sup>②</sup>全国范围和省级层面农业二氧化碳当量的估算结果分别如表 1 和图 1 所示。

① 由于《中国统计年鉴》从 2013 年开始不再提供第一产业劳动力的数据, 所以本文从地方年鉴中收集并估算了 2013—2014 年的农业劳动力数量。

② 根据气体对地球温室效应的贡献程度, 1 吨甲烷=25 吨二氧化碳, 1 吨氧化亚氮=310 吨二氧化碳。

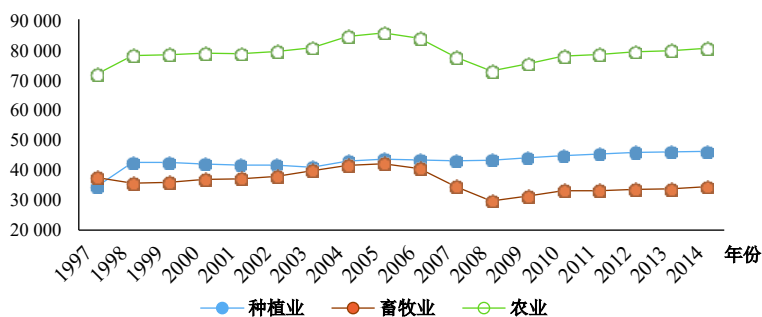


图 1 1997—2014 年全国范围种植业、畜牧业和农业二氧化碳当量的变化趋势 (单位: 万吨)

由表及图可见, 全国范围农业二氧化碳当量从 1997 年 72 212.28 万吨提高到了 2014 年的 80 896.05 万吨, 期间经历了“先增、后减、再增”的变化过程。然后, 本文按照种植业和畜牧业对农业二氧化碳当量进行划分。其中, 畜牧业的二氧化碳当量由粪便管理产生的氧化亚氮和甲烷、肠道发酵产生的氧化亚氮折算得到, 种植业的二氧化碳当量由土壤直接和间接排放的氧化亚氮、稻田排放产生的甲烷折算得到。根据图 1 所示, 两类二氧化碳当量的变化过程大致可以分为三个阶段。第一阶段: 1998—2003 年, 种植业二氧化碳当量不断下降, 畜牧业二氧化碳当量逐步上升。第二阶段: 2004—2008 年, 种植业二氧化碳当量逐步回升, 畜牧业二氧化碳当量先增后降。第三阶段: 2009—2014 年, 种植业二氧化碳当量不断上升, 畜牧业二氧化碳当量逐步回升。值得一提的是, 全国范围种植业和畜牧业的二氧化碳当量从 2009 年起都呈现出逐步上升的趋势。基于此, 本文从省级层面的角度出发, 计算 2009—2014 年种植业和畜牧业二氧化碳当量的平均变化率。根据表 2 的结果, 本文将 31 个省份分为两类。

表 2 2009—2014 年各省份种植业和畜牧业二氧化碳当量平均变化率

地区	种植	畜牧	地区	种植	畜牧	地区	种植	畜牧
北京	-3.04%	-1.59%	安徽	0.46%	3.36%	四川	-0.38%	-0.73%
天津	-0.60%	2.57%	福建	0.29%	-0.59%	贵州	1.23%	7.07%
河北	0.74%	1.48%	江西	1.01%	12.24%	云南	3.47%	8.19%
山西	1.27%	3.18%	山东	-0.21%	1.43%	西藏	-0.54%	-0.79%
内蒙古	2.78%	2.18%	河南	1.32%	0.15%	陕西	3.07%	5.79%
辽宁	0.14%	4.49%	湖北	1.09%	7.61%	甘肃	4.51%	8.11%
吉林	2.66%	2.13%	湖南	0.91%	9.38%	青海	1.10%	0.93%
黑龙江	4.79%	2.29%	广东	0.20%	1.22%	宁夏	1.81%	5.80%
上海	-3.30%	0.74%	广西	-0.15%	-7.01%	新疆	5.93%	4.67%
江苏	-0.30%	0.59%	海南	-0.26%	-1.36%			
浙江	-2.27%	-1.25%	重庆	0.67%	7.32%			

第一类, 种植业和畜牧业二氧化碳当量的平均变化率都为负, 或一正一负。其中: 北京、天津、上海、江苏、浙江、福建、山东和广东地处沿海, 经济发展和城镇化推进速度较快。随着当地农业生产结构的调整或是农业生产规模的收缩, 两类二氧化碳当量缓慢增加甚至逐步减少。此外, 广西、海南和四川等省份重视并尝试低碳农业转型发展, 促使两类二氧化碳当量不断减少。

第二类, 种植业和畜牧业二氧化碳当量的平均变化率都为正。其中: 辽宁、吉林、黑龙江、江西、湖北、湖南等都是农业大省, 其种植业规模较大, 从而带动了当地畜牧业特别是耗粮型牲畜产业的发展。山西、内蒙古、陕西、甘肃、宁夏、新疆等省份畜牧业标准化、规模化的水平较高, 其

中食草型牲畜生产规模较大。随着种植业生产要素使用量的提高和畜牧业生产规模的扩大,这些省份两类二氧化碳当量具备进一步上升的趋势。

(二)方向产出距离函数的估计结果。运用LP和ML法,本文估计得到了方向产出距离函数的系数。结果如表3所示。

表3 运用LP法和ML法得到的方向产出距离函数系数

系数	LP法	ML法	系数	LP法	ML法
$\alpha_0$	0.0544	0.3666*** (0.0772)	$\alpha_{22}$	-0.0500	-0.4451*** (0.0934)
$\alpha_1$	0.1067	0.1033** (0.0552)	$\alpha_{23}=\alpha_{32}$	-0.1154	-0.3316* (0.1734)
$\alpha_2$	0.0257	0.2733* (0.0792)	$\alpha_{24}=\alpha_{42}$	0.0077	-0.1785** (0.0835)
$\alpha_3$	0.1040	-0.0692 (0.1107)	$\alpha_{33}$	-0.5757	0.0835 (0.1579)
$\alpha_4$	0.0269	-0.0151 (0.0511)	$\alpha_{34}=\alpha_{43}$	0.0612	0.1863 (0.1875)
$\beta_1$	-0.4735	-0.6151*** (0.0487)	$\alpha_{44}$	-0.3402	-0.3907*** (0.0475)
$\gamma_1=\beta_1+1$	0.5265	0.3849	$\beta_2=\gamma_2=u_1$	-0.2727	-0.0162 (0.0576)
$\alpha_{11}$	-0.2632	-0.0193 (0.0369)	$\eta_1=\delta_1$	0.1903	-0.1883*** (0.0423)
$\alpha_{12}=\alpha_{21}$	-0.0414	0.3300*** (0.0925)	$\eta_2=\delta_2$	0.0592	0.1943*** (0.0520)
$\alpha_{13}=\alpha_{31}$	-0.1836	0.2904* (0.1739)	$\eta_3=\delta_3$	0.2437	-0.1205 (0.0812)
$\alpha_{14}=\alpha_{41}$	0.1810	0.1531* (0.0794)	$\eta_4=\delta_4$	0.1153	0.2013*** (0.0380)

注:\*\*\*、\*\*和\*表示估计结果在1%、5%和10%的水平上显著,括号内的数字为标准误,后表同。

本文对两种方法估计得到的方向产出距离函数进行检验。在由LP法估计得到的函数中,84.05%(469/558)的观测值符合零效应。这说明,将二次型设置为方向产出距离函数的具体形式,并用LP法对其进行估计得到的函数能够较为合适地用于计算各省份的农业二氧化碳影子价格。此外,尽管由ML法估计得到的函数关于合意和非合意产出的单调性满足度分别达到了100%和85.31%(476/558),但是仅有20.79%(116/558)的观测值符合零效应。这意味着,用ML法估计得到的函数只适合于部分省份。因此,本文采用LP法估计得到方向产出距离函数。

(三)影子价格的估算结果。本文估算了1997—2014年各省份农业二氧化碳当量的影子价格,并在此基础上计算得到了全国范围农业二氧化碳当量的平均影子价格,结果如图2所示。平均影子价格在1997—2001年呈现出缓慢上升的趋势,从6736.86元/吨提高到了8209.72元/吨;在2002年经历了短暂回落后,平均影子价格在2003—2007年实现了快速增长,从7339.68元/吨大幅提高到了17158.88元/吨;尽管平均影子价格在2008—2009年有所反复,但是从2010年开始企稳并逐步上升至2014年的24148.99元/吨。

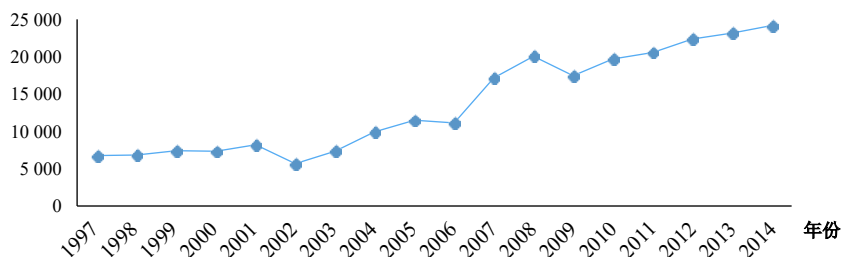


图2 1997—2014年全国范围农业二氧化碳当量平均影子价格 (单位:元/吨)

根据全国范围农业二氧化碳当量平均影子价格在2010—2014年所呈现出的上升态势,同时考虑到补偿标准的时效性,本文列出了2014年各省份农业二氧化碳当量的影子价格,结果如表4

所示。由表 4 可知,不同省份的平均影子价格差异较大。首先以平均影子价格的平均值 24 148.99 元/吨为参照,有 8 个省份的平均影子价格高于该平均值,分别是山东 95 079.17 元/吨、浙江 71 211.69 元/吨、河北 58 018.98 元/吨、安徽 49 235.74 元/吨、山西 35 880.32 元/吨、河南 32 369.62 元/吨、贵州 27 308.42 元/吨和云南 24 352.27 元/吨。然后以 10 000 元/吨为参照,有 2 个省份和自治区低于该值,分别是青海 8 162.07 元/吨和西藏 8 052.59 元/吨。

表 4 2014 年各省份农业二氧化碳当量影子价格 (单位:元/吨)

省份	影子价格	省份	影子价格	省份	影子价格	省份	影子价格
北京	15 434.70	上海	13 966.59	湖北	15 723.00	云南	24 352.27
天津	15 207.82	江苏	16 597.28	湖南	10 474.23	西藏	8 052.59
河北	58 018.98	浙江	71 211.69	广东	12 400.88	陕西	22 569.94
山西	35 880.32	安徽	49 235.74	广西	16 831.18	甘肃	19 694.31
内蒙古	18 063.96	福建	14 231.04	海南	11 925.72	青海	8 162.07
辽宁	13 175.88	江西	10 539.03	重庆	19 147.57	宁夏	15 339.71
吉林	16 121.42	山东	95 079.17	四川	10 954.77	新疆	15 500.60
黑龙江	16 818.79	河南	32 369.62	贵州	27 308.42	平均值	24 148.99

此外,相关研究运用类似方法得到的二氧化碳当量的平均影子价格如表 5 所示。本文估算的影子价格和同行业的研究结果接近,同时处于不同行业的中间位置,可信度能够得到保证。

表 5 关于二氧化碳当量平均影子价格的类似研究 (单位:元/吨)

研究者	研究对象	研究结果
陈诗一(2010)	1980—2008 年我国 38 个行业	100—347 400 元/吨
刘明磊等(2011)	2005—2007 年我国省级范围	1 616—1 915 元/吨
魏楚(2014)	2001—2008 年我国 104 个地级市	967 元/吨
吴贤荣等(2014)	2009—2011 年我国省级农业	18 340—19 140 元/吨

(四)补偿标准的应用。2015 年政府工作报告提出当年全国二氧化碳排放强度即碳强度较上一年计划降低 3.1% 以上。基于该减排目标,本文首先从全国范围的角度出发,假设 2015 年种植业和畜牧业产值延续其 2014 年的变化趋势增长或减少,记为预期产值。同时,假设 2015 年种植业和畜牧业二氧化碳当量存在两种情形。情形 1:按照 2014 年变化率增长或减少的两类二氧化碳当量记为预期当量。情形 2:基于预期产值,实现减排目标时的二氧化碳当量记为目标当量。当预期当量大于目标当量时,两者之差记为目标减排量;当预期当量小于或等于目标当量时,减排目标已实现,无需额外补偿。基于此,本文估算了全国种植业和畜牧业的目标减排量,结合 2014 年全国平均二氧化碳当量的影子价格即补偿标准,进一步计算了预期补偿额如表 6 所示。种植业实现减排目标;畜牧业需额外减排 1 182.94 万吨,补偿额为 2 856.67 亿元,占全国种植业和畜牧业预期产值之和的比例为 3.26%。

然后本文从省级层面的角度出发,在沿用上述假设和方法的前提下得到了各省份种植业和畜牧业的目标减排量和预期补偿额,结果亦如表 6 所示。就种植业而言,只有北京、河北等 6 个省份存在目标减排量,总计 165.28 万吨。补偿额较高的省份分别为河北 360.49 亿元和新疆 115.74 亿元;补偿总额为 526.53 亿元,占省级种植业和畜牧业预期产值总和的比例为 0.61%。就畜牧业而言,除去天津、河北等 9 个省份之外,其他地区都存在目标减排量,总计 1 057.89 万吨。补偿额较高的省份依次为内蒙古 449.67 亿元、河南 375.63 亿元、云南 278.91 亿元、山东 207.10 亿元;补偿总额为 2 242.40 亿元,占省级两类预期产值总和的比例为 2.75%。



表 6 2015 年全国和省级种植业和畜牧业预期补偿额 (单位: 亿元)

范围	种植	畜牧	范围	种植	畜牧	范围	种植	畜牧
北京	3.14	4.69	安徽	0.00	98.15	四川	0.00	132.24
天津	0.00	0.00	福建	0.00	0.00	贵州	0.00	0.00
河北	360.49	0.00	江西	0.00	23.35	云南	0.00	278.91
山西	0.00	70.57	山东	0.00	207.10	西藏	0.00	0.00
内蒙古	44.76	449.67	河南	0.00	375.63	陕西	0.00	95.78
辽宁	0.00	0.60	湖北	0.00	45.70	甘肃	0.00	82.72
吉林	0.00	37.69	湖南	0.00	67.72	青海	0.00	0.00
黑龙江	0.00	27.81	广东	0.00	31.71	宁夏	0.86	28.49
上海	1.53	0.00	广西	0.00	14.83	新疆	115.74	51.65
江苏	0.00	61.94	海南	0.00	0.00	省级总和	526.53	2 242.40
浙江	0.00	0.00	重庆	0.00	55.45	全国	0.00	2 856.67

最后,本文建议政府在规划低碳农业发展项目时需关注以下三点。一是如果全国范围农业二氧化碳当量的平均影子价格保持继续上升的态势,那么平均减少 1 吨农业二氧化碳当量,政府需要至少支付 24 148.99 元。二是不同省份的补偿标准区别较大。在各省份 2014 年农业二氧化碳当量的影子价格中,最高者是最低者的 10 倍以上。值得注意的是,农户收入的稳中有升仍然是政府和社会各界当下关注的重点,低碳农业的发展不能以牺牲农户的收入为代价。因此,针对不同地区的农户,政府需要制定不同的补偿标准。三是基于碳强度的减排目标,从全国范围得出的目标减排总量低于省级层面的结果,然而前者的补偿总额预期却要高于后者;全国范围和省级层面畜牧业的总体减排任务都要重于种植业,且前者的补偿总额预期高于后者。显然,从省级层面规划农业减排及其补偿优于直接从全国范围考虑该问题。再者,一些中西部省份和传统农业大省所需的减排补偿额较高,对应的财政支出压力较大。因此,政府需要权衡减排目标(如碳强度、减排量等<sup>①</sup>)和补偿额之间的关系,对不同地区种植业和畜牧业减排及其补偿有所侧重。

### 五、补偿标准与农业二氧化碳当量的关系

随着农业二氧化碳当量的变化,补偿标准将会发生怎样的改变?出于低碳农业中长期发展的考虑,本文将根据历史数据的分析结果,探讨并预测补偿标准与农业二氧化碳当量之间的潜在关系。

(一)模型设定及回归结果。本文在参考了 Du 等(2015)的处理方法之后,建立了关于农业二氧化碳当量补偿标准的回归方程具体如下:

$$\text{二次方程(Quadratic functional form): } P_{kt} = \alpha + \beta e_{kt}^2 + \gamma e_{kt} + \lambda_t + \mu_k + \varepsilon_{kt} \quad (14)$$

$$\text{对数方程(Logarithmic functional form): } P_{kt} = \alpha + \beta \ln(e_{kt}) + \lambda_t + \mu_k + \varepsilon_{kt} \quad (15)$$

$$\text{指数方程(Exponential functional form): } \ln(P_{kt}) = \alpha + \beta e_{kt} + \lambda_t + \mu_k + \varepsilon_{kt} \quad (16)$$

$$\text{双对数方程(Power functional form): } \ln(P_{kt}) = \alpha + \beta \ln(e_{kt}) + \lambda_t + \mu_k + \varepsilon_{kt} \quad (17)$$

(14)至(17)式中: $P_{kt}$ 表示各省、市、自治区农业二氧化碳当量的补偿标准即影子价格(单位:元/吨); $e_{kt}$ 表示农业二氧化碳当量(单位:万吨); $\lambda_t$ 表示时间固定效应, $\mu_k$ 表示地域固定效应, $\varepsilon_{kt}$ 表示

<sup>①</sup> 碳强度即单位产值二氧化碳排放量。除了碳强度以外,不少专家学者提出将减排量作为减排目标的制定标准。如果用减排量衡量减排目标,种植业的总体减排任务从全国范围和省级层面看都将重于畜牧业。

方程的误差项;  $K$  表示第  $k$  个大陆地区省、市、自治区,  $t$  表示  $t$  年; ①数据来源同第四部分。

值得注意的是, 由于样本中个体数量多、时间跨度大, 方程的误差项可能存在异方差组内及组间同期相关的情况。为此, 本文采用 Greene(2000)的 *Wald* 检验、Wooldridge(2002)的 *Wald* 检验以及 Greene(2000)的 *Breusch-Pagan LM* 检验, 分别对误差项是否存在异方差、组内及组间同期相关进行判断。检验结果显示, 二次方程、指数方程和双对数方程的误差项存在异方差和组间同期相关的情况; 对数方程的误差项存在异方差、组内和组间同期相关的情况。针对二次方程、指数方程和双对数方程, 本文采用“面板校正标准误差”(Panel-Corrected Standard Error, 简称 PCSE) 进行回归估计; 针对对数方程, 本文采用全面可行广义最小二乘法(FGLS)进行了处理。

表 7 回归结果表明, 在二次方程中, 尽管  $e^2$  的待估参数在 10% 的水平上不显著, 但是  $e$  的待估参数为正且在 1% 的水平上显著。在对数方程中, 无论自回归系数相同还是不同,  $\ln(e)$  的待估参数都为正且在 1% 的水平上显著。在指数方程和双对数方程中,  $e$ 、 $\ln(e)$  的待估参数都为正且分别在 10% 和 5% 的水平上显著。

表 7 关于农业二氧化碳当量补偿标准的回归结果

	$P$	$P$	$P$	$\ln(p)$	$\ln(p)$
$e$	20.4741*** (7.0729)			0.0003* (0.0001)	
$e^2$	-0.0023 (0.0016)				
$\ln(e)$		5 449.2230*** (593.1649)	10 745.8600*** (540.0994)		0.5519** (0.2548)
_cons	-2 837 551 *** (620 784.8)	0	0	-220.6620*** (12.3055)	-224.4116*** (14.0817)
样本量	465	465	465	465	465
异方差	存在	存在	存在	存在	存在
组内同期相关	不存在	存在	存在	不存在	不存在
组间同期相关	存在	存在	存在	存在	存在
估计方法	PCSE	全面 FGLS	全面 FGLS	PCSE	PCSE
$R^2$	0.2925	/	/	0.7111	0.7079
自回归系数	/	相同	不同	/	/

虽然四类方程的回归结果不同, 但是它们的共同点表明补偿标准将随着二氧化碳当量的增多而提高, 随着二氧化碳当量的减少而降低。这意味着, 补偿主体即政府所承担的财政压力将会随着农业减排的推进而不断减轻, 有利于农业减排项目的可持续发展。同时, 进一步加剧农业温室气体的排放只会提高未来减排的成本, 从而加重政府承担的经济压力。因此, 低碳农业发展项目的规划和推出宜早不宜迟。

(二) 稳健性检验。在现实生产过程中, 一些生产技术和管理模式能够减少农业温室气体排放, 另一些则会促进排放。联系补偿标准与农业二氧化碳当量之间存在的潜在关系, 试问补偿标准是否会随着促进排放的技术和措施应用水平的上升而提高(或下降而降低)? 是否会随着减少排放的技术和措施应用水平的上升而降低(或下降而提高)? 根据已有的研究结果, 并且考虑到数据的可得性, ②本文选取了 5 类农业生产技术和管理模式作为待研究对象详见表 8。

① 考虑到稳健性检验中生产技术和管理模式的数据的可获得性, 此处将研究时段设置为 2000—2014 年。

② 数据来源于《中国统计年鉴》《中国农村能源统计年鉴》和《中国农业机械化年鉴》。

表 8 相关农业生产技术和管理模式对农业温室气体排放的影响

序号	生产技术和管理模式	甲烷	氧化亚氮	二氧化碳当量
1	保护性耕作	-	-	-
2	农业动植物残留物转换沼气	-	-	-
3	机械化秸秆还田	+	-	?
4	机械化深施肥	-	-	-
5	氮肥施用	+	+	+

说明：“+”表示促进排放，“-”表示减少排放，“?”表示结果不定。

由于上述生产技术和措施都是候选的研究对象，本文将它们全部作为回归方程的解释变量。然后，通过多次回归，逐步剔除显著性较差的解释变量，直到剩下的解释变量系数都至少在 10% 的水平内显著为止。本文建立补偿标准与生产技术和措施管理的回归方程具体如下：

$$P_{kt} = \alpha_0 + \sum_{n=1}^5 \alpha_n Z_{nkt} + \lambda_t + \mu_k + \varepsilon_{kt} \quad (18)$$

其中： $P_{kt}$  表示农业二氧化碳当量的补偿标准即影子价格(单位：元/吨)； $Z_{1kt}$  表示保护性耕作(单位：千公顷)， $Z_{2kt}$  表示农业动植物残留物转化为沼气(单位：万立方米)， $Z_{3kt}$  表示机械化秸秆还田(单位：千公顷)， $Z_{4kt}$  表示机械化深施肥(单位：千公顷)， $Z_{5kt}$  表示氮肥施用(单位：万吨)； $\lambda_t$  表示时间固定效应， $\mu_k$  表示地域固定效应， $\varepsilon_{kt}$  表示方程的误差项； $K$  表示第  $k$  个省、市、自治区， $t$  表示  $t$  年；数据来源同第四部分。误差项的检验结果、回归估计的方法和结果详见表 9。

表 9 补偿标准与相关生产技术和措施管理的回归结果

解释变量	方程 1	方程 2	方程 3	方程 4	方程 5
$Z_1$	-3.1951 (2.3899)		-4.8835** (2.0612)	-7.2935*** (1.8571)	-6.8333*** (1.6688)
$Z_2$	0.0056 (0.0060)	0.0054 (4.7944)		0.0002 (0.0054)	
$Z_3$	10.0626*** (1.5084)	9.5354*** (1.4867)	11.7097*** (1.4549)	25.3687*** (1.5824)	29.7451*** (1.4311)
$Z_4$	-20.7057*** (3.2589)	-21.4085*** (2.9475)	-23.4505*** (3.2423)	-37.9082*** (2.2529)	-42.5295*** (1.7825)
$Z_5$	961.9811*** (145.7548)	901.4095*** (146.8887)	1 201.3140*** (134.1639)	1 557.5830*** (111.9180)	1 675.6640*** (99.6011)
_cons	-530 813.3 (439 974.1)	-635 545.1 (493 261.9)	0	0	1 458 563*** (428 602.3)
$N$	435	435	435	435	435
异方差	存在	存在	存在	存在	存在
组内同期相关	存在	存在	存在	存在	存在
组间同期相关	存在	存在	存在	存在	存在
估计方法	全面 FGLS	全面 FGLS	全面 FGLS	全面 FGLS	全面 FGLS
自回归系数	相同	相同	相同	不同	不同

当自回归系数相同时，方程 1 的回归结果显示，除了保护性耕作、将农业动植物残留物转化为沼气之外，其他三类生产技术和措施管理的待估参数都在 1% 的水平上显著。在剔除不显著的解释变量，保证尽可能多的解释变量待估参数显著的判断标准下，方程 3 较方程 2 更可取。

当自回归系数不同时，方程 4 的回归系数显示，只有将农业动植物残留物转化为沼气的待估参数未能在 10% 的水平上显著。方程 5 剔除了不显著的解释变量，通过进一步回归，发现解释变量的待估参数都在 1% 的水平上显著。

结合方程 3 和方程 5, 本文发现补偿标准随着保护性耕作、机械化深施肥应用水平的上升而降低(或下降而提高), 随着机械化秸秆还田、氮肥施用水平的上升而提高(或下降而降低)。

值得注意的是, 除去机械化秸秆还田对农业二氧化碳当量的净影响不确定外, 氮肥施用促进了农业温室气体的排放, 而保护性耕作和机械化深施肥都有助于减少农业温室气体的排放。基于此, 本文预判, 随着促进农业二氧化碳当量排放的技术和措施应用水平的上升(或下降), 补偿标准将会而提高(或降低)。与此同时, 随着促进农业二氧化碳当量减排的技术和措施应用水平的上升(或下降), 补偿标准则会降低(或提高)。稳健性检验的结果验证了补偿标准与农业二氧化碳当量之间的潜在关系。

## 六、研究结论和建议

第一, 针对项目运行初期的补偿标准及其特点, 从全国范围看, 农业二氧化碳当量的平均补偿标准不低于 24 148.99 元/吨; 从省级层面看, 不同省、市、自治区的补偿标准差异较大, 其中最高的补偿标准是最低补偿标准的 10 倍以上。第二, 从低碳农业中长期发展看, 补偿标准随着农业二氧化碳当量的增加而提高, 并且随着农业二氧化碳当量的减少而降低。第三, 补偿标准将会随着促进农业二氧化碳当量增加的技术和措施(如氮肥施用量)应用水平的上升而提高(或下降而降低), 随着促进农业二氧化碳当量减少的技术和措施(如保护性耕作、机械化深施肥)应用水平的上升而降低(或下降而提高)。基于研究结论, 本文尝试提出以下三点建议。

第一, 低碳农业发展项目的规划和实施宜早不宜迟。根据补偿标准和农业二氧化碳当量之间的正向关系, 本文认为如果进一步扩大农业二氧化碳当量的排放, 只会提高未来农业减排的成本, 加重政府因补偿减排所承担的财政压力。与此同时, 为了吸引尽可能多的农户加入到低碳农业项目中来, 建议政府根据不同地区种植业和畜牧业的实际情况, 制定与之相适应的农业二氧化碳当量补偿标准, 以此保障参与农户的合理利益诉求。此外, 从省级层面规划农业减排及其补偿优于直接在全国范围考虑该问题; 不同地区种植业和畜牧业减排所需的补偿额不尽相同, 一些中西部省份和传统农业大省因农业减排而承担了较大预期的财政压力。因此, 建议政府在统筹全局的同时从局部出发, 根据特定的减排目标(如碳强度、减排量), 因地制宜、因势利导地谋划低碳农业发展项目, 对不同地区种植业和畜牧业的减排及其补偿有所侧重。

第二, 在政府主导型低碳农业发展项目发挥作用的同时, 加快建立适合我国农业碳汇的交易市场。尽管农业碳汇无法直接进入诸如配额交易之类的碳交易市场, 但是达到一定识别要求的农业碳汇则被允许依托项目形式参与区域性碳交易市场。为此, 建立适合我国农业碳汇交易的市场, 或是适时将农业碳汇纳入我国地方性碳交易市场的交易范围, 逐步发挥市场在低碳农业发展中配置资源的决定性作用。这样做, 不但有助于拓宽补偿渠道和资金来源, 而且有利于低碳农业特别是畜牧业的可持续发展。除此之外, 在引入市场机制、发挥市场作用的过程中, 建议政府致力于制定和完善交易规则, 维护好市场秩序。

第三, 制定适合我国低碳农业发展的技术及措施清单。甄选适合我国农业发展的“低碳”生产技术和管理模式是低碳农业发展的前提和基础。其中, 与缓解复杂且突出的气候环境问题紧密相关的、容易被农户掌握的“低碳”生产技术和管理模式应当最先被列入清单。针对现实生产过程中较为粗犷的耕种方式和氮肥超施所引起的气候环境问题, 结合本文的研究结果, 建议优先关注诸如保护性耕作、氮肥减施和机械化深施肥之类的生产技术或管理模式。

---

### 主要参考文献:

[1]陈诗一. 工业二氧化碳的影子价格: 参数化和非参数化方法[J]. 世界经济, 2010, (8): 93-111.

- [2]国家气候变化对策协调小组办公室,国家发展和改革委员会能源研究所.中国温室气体清单研究[M].北京:中国环境出版,2007.
- [3]刘明磊,朱磊,范英.我国省级碳排放绩效评价及边际减排成本估计:基于非参数距离函数方法[J].中国软科学,2011,(3):106-114.
- [4]米松华.我国低碳现代农业发展研究——基于碳足迹核算和适用性低碳技术应用的视角[D].杭州:浙江大学,2013.
- [5]漆雁斌,王刚.农业低碳发展:机制、困境、模式与制度设计[M].北京:中国农业出版社,2013.
- [6]魏楚.中国城市CO<sub>2</sub>边际减排成本及其影响因素[J].世界经济,2014,(7):115-141.
- [7]吴贤荣,张俊飏,朱焯,等.中国省域低碳农业绩效评估及边际减排成本分析[J].中国人口·资源与环境,2014,(10):57-63.
- [8]Alexander P, Paustian K, Smith P, et al. The economics of soil C sequestration and agricultural emissions abatement[J]. Soil, 2015, 1(1): 331-339.
- [9]Beauchemin K A, Kreuzer M, O'mara F, et al. Nutritional management for enteric methane abatement: A review[J]. Australian Journal of Experimental Agriculture, 2008, 48(2): 21-27.
- [10]Chadwick D, Sommer S, Thorman R, et al. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions[J]. Animal Feed Science and Technology, 2011, 166-167: 514-531.
- [11]Claassen R, Cattaneo A, Johansson R. Cost-effective design of agri-environmental payment programs: U.S. experience in theory and practice[J]. Ecological Economics, 2008, 65(4): 737-752.
- [12]Corbera E. Valuing nature, paying for ecosystem services and realizing social justice: A response to Matulis (2014)[J]. Ecological Economics, 2015, 110: 154-157.
- [13]Crossman N D, Bryan B A, Summers D M. Carbon payments and low-cost conservation[J]. Conservation Biology, 2011, 25(4): 835-845.
- [14]Du L M, Hanley A, Wei C. Estimating the marginal abatement cost curve of CO<sub>2</sub> emissions in China: Provincial panel data analysis[J]. Energy Economics, 2015, 48: 217-229.
- [15]Färe R, Grosskopf S, Noh D W, et al. Characteristics of a polluting technology: Theory and practice[J]. Journal of Econometrics, 2005, 126(2): 469-492.
- [16]Färe R, Grosskopf S, Lovell C K, et al. Derivation of shadow prices for undesirable outputs: A distance function approach[J]. The Review of Economics and Statistics, 1993, 75(2): 374-380.
- [17]Färe R, Grosskopf S, Weber W L. Shadow prices and pollution costs in US agriculture[J]. Ecological Economics, 2006, 56(1): 89-103.
- [18]Gómez-Baggethun E, De Groot R, Lomas P L, et al. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes[J]. Ecological Economics, 2010, 69(6): 1209-1218.
- [19]González-Ramírez J, Kling C L, Valcu A. An overview of carbon offsets from agriculture[J]. Annual Review of Resource Economics, 2012, 4: 145-160.
- [20]IPCC. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories[R]. IEA/OECD, 2006.
- [21]Kallis G, Gómez-Baggethun E, Zografos, C. To value or not to value? That is not the question[J]. Ecological Economics, 2013, 94: 97-105.
- [22]Lee M, Zhang N. Technical efficiency, shadow price of carbon dioxide emissions, and substitutability for energy in the Chinese manufacturing industries[J]. Energy Economics, 2012, 34(5): 1492-1497.
- [23]Lesschen J P, van den Berg M, Westhoek H J, et al. Greenhouse gas emission profiles of European livestock sectors[J]. Animal Feed Science and Technology, 2011, 166-167: 16-28.

- [24]Marenya P, Nkonya E, Xiong W, et al. Which policy would work better for improved soil fertility management in sub-Saharan Africa, fertilizer subsidies or carbon credits?[J]. *Agricultural Systems*, 2012, 110: 162–172.
- [25]Matulis B S. The economic valuation of nature: A question of justice?[J]. *Ecological Economics*, 2014, 104: 155–157.
- [26]Muradian R, Corbera E, Pascual U, et al. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services[J]. *Ecological Economics*, 2010, 69(6): 1202–1208.
- [27]Norse D. Low carbon agriculture: Objectives and policy pathways[J]. *Environmental Development*, 2012, 1(1): 25–39.
- [28]Snyder C S, Bruulsema T W, Jensen T L, et al. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2009, 133(3–4): 247–266.
- [29]Vatn A. An institutional analysis of payments for environmental services[J]. *Ecological Economics*, 2010, 69(6): 1245–1252.
- [30]Wei C, Löschel A, Liu B. An empirical analysis of the CO<sub>2</sub> shadow price in Chinese thermal power enterprises[J]. *Energy Economics*, 2013, 40: 22–31.
- [31]Wendland K J, Honzák M, Portela R, et al. Targeting and implementing payments for ecosystem services: Opportunities for bundling biodiversity conservation with carbon and water services in Madagascar[J]. *Ecological Economics*, 2010, 69(11): 2093–2107.
- [32]Wunder S, Engel S, Pagiola S. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries[J]. *Ecological Economics*, 2008, 65(4): 834–852.

## Research on the Payment for the Government-Driven Program of Low Carbon Agriculture

Wang Tianqiong, Yan Han, Gu Haiying

(*Antai College of Economics & Management, Shanghai Jiao Tong University, Shanghai 200030, China*)

**Summary:** China has become one of the main countries emitting the greenhouse gas (GHG). As one major source of the GHG emission, agriculture contributes for 15% to 19% of the total emission in China, which is above the global average level by 13.5% and decides whether the whole mitigation goal will be achieved or not in 2020. Local experiments show that some low carbon technologies and management modes not only reduce the GHG emission efficiently, but also guarantee the crop yield and livestock production technically. However, whether choosing those technologies and management modes or not depends on peasants. In practice, peasants make decisions based on maximizing their own profits. If peasants apply those technologies and management modes to agricultural production, their marginal costs will change generally. Provided the marginal revenue is constant or changes little in the short term, peasants will probably suffer lost in profits in the new equilibrium, and be reluctant to choose low carbon agricultural technologies and management modes voluntarily. To overcome economical obstacles hindering peasants' choices of low carbon agricultural technologies and management modes, this paper learns a lesson from the Payment for the Environment or Ecosystem Services (PES) program, and compensates peasants for the “additional” GHG mitigation due to their efforts. According to the PES program, this paper further divides the existing payment or compensation into two major forms. The form is mainly market-based. It includes the “cap and trade” market and some local ones for tradable carbon-sink programs that are not allowed to enter the cap and trade market, but meet needs of the

Kyoto Protocol. The latter is government-driven. It is mainly composed of environmental or ecological protection programs advocated and sponsored by the government. Due to the absence of the appropriate carbon trading market and the difficulty in estimating the economic value, the planned government-driven program could take marginal abatement costs as prices of the payment for the GHG mitigation.

As the base of permits prices for the cap and trade market or the reference for the environmental taxation, the shadow price is often used to measure marginal abatement costs of undesirable outputs. So, this paper applies the parametric directional output distance function estimated by the linear programming method to calculate shadow prices CO<sub>2</sub> caused by agriculture for 31 provinces, municipalities and autonomous regions in China from 1997 to 2014. Based on the trend of shadow prices since 2011, this paper estimates the average price of the payment will be no less than RMB 24 148.99 yuan per ton nationwide. Meanwhile, there exist huge discrepancies among prices of the payment for different provincial regions. The highest price of the payment for Shandong (95 079.17 yuan per ton) is ten times more than the lowest one for Tibet (8 052.59 yuan per ton). Moreover, given the goal that the national intensity of CO<sub>2</sub> emission falls by 3.1% in 2015, this paper finds the amount of the payment for animal husbandry is much higher than that for farming in the scope of the whole country or provincial regions. Last but not least, this paper discusses the relationship between prices of the payment and the emission of CO<sub>2</sub>. It shows that prices of the payment will rise with more CO<sub>2</sub>, but decline with less CO<sub>2</sub>. This potential relationship is confirmed by results of the robustness check, that prices of the payment will rise (decline) with the more (less) application of production technologies and management modes (the use of the N-fertilizer) triggering the emission of CO<sub>2</sub>, while they will decline (rise) with the more (less) application of those technologies and modes (conservation tillage and deep fertilization by machine) leading to the mitigation of CO<sub>2</sub>.

According to the findings mentioned above, this paper puts forward three main suggestions for the government-driven program. First, the program should be planned and implemented as soon as possible. If the emission of CO<sub>2</sub> from agriculture keeps rising, the government will bear more financial burden for the mitigation in the future. Second, as the dominator and payer, the government should undertake the main responsibility at the first stage of the mitigation program. Meanwhile, it should prepare for building local markets for tradable carbon sinks from agriculture that don't meet needs of the cap and trade market. On the one hand, the market will gradually play the decisive role in the allocation of resources, which does good to the sustainable development of the low carbon agriculture, especially animal husbandry. On the other hand, the market can take its advantage in broadening sources of the compensation, sharing the financial pressure borne by the government in the development of low carbon agriculture. Third, the government should formulate a list of technologies and measures suitable for the development of low carbon agriculture in China. Technologies and measures, which are easily handled by peasants and close linked with relieving climatic and environmental problems, should be taken into the consideration first by the government.

**Key words:** low carbon agriculture; CO<sub>2</sub> mitigation; prices of the payment; shadow prices; the directional output distance function

(责任编辑 许 柏)