



***The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library***

**This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.**

**Help ensure our sustainability.**

Give to AgEcon Search

AgEcon Search  
<http://ageconsearch.umn.edu>  
[aesearch@umn.edu](mailto:aesearch@umn.edu)

*Papers downloaded from AgEcon Search may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

*No endorsement of AgEcon Search or its fundraising activities by the author(s) of the following work or their employer(s) is intended or implied.*

# Régulation environnementale et efficacité des exploitations en Allemagne et en France

MME Isabelle Piot-Lepetit, M. Bernhard Brümmer, M. Werner Kleinhanss

## Résumé

Cet article mesure la performance technique et environnementale d'exploitations céralières ayant un excédent azoté, situées en France et en Allemagne, en considérant de manière asymétrique les biens produits désirés ou non désirés. Les résultats mettent en évidence peu de possibilités de réduction des impacts environnementaux des exploitations, principalement lorsqu'elles participent à des programmes agri-environnementaux.

## Abstract

This paper develops a methodology dealing with desirable and undesirable output asymmetrically which is used to evaluate the impact of agri-environmental policy, both in France and Germany, on the technical and environmental efficiency of arable farms with a nitrogen surplus. Results highlight only few possibilities of environmental improvements, mainly for farms included in agri-environmental programs.

## Citer ce document / Cite this document :

Piot-Lepetit Isabelle, Brümmer Bernhard, Kleinhanss Werner. Régulation environnementale et efficacité des exploitations en Allemagne et en France. In: Économie rurale. N°268-269, 2002. Agricultures et politiques publiques en Allemagne et en France. pp. 119-129;

doi : <https://doi.org/10.3406/ecoru.2002.5317>

[https://www.persee.fr/doc/ecoru\\_0013-0559\\_2002\\_num\\_268\\_1\\_5317](https://www.persee.fr/doc/ecoru_0013-0559_2002_num_268_1_5317)

Fichier pdf généré le 09/05/2018

# Régulation environnementale et efficacité des exploitations en Allemagne et en France

Isabelle PIOT-LEPETIT • INRA, Unité d'Économie et sociologie rurales, Rennes

Bernhard BRÜMMER • Christian-Albrecht-Universität zu Kiel, Institut für Agrarökonomie, Kiel

Werner KLEINHANSS • Federal Agricultural Research Centre, Institute of Farm Economics and Rural Studies, Braunschweig

Les externalités négatives provenant des activités agricoles intensives font l'objet d'une attention croissante de la part des États membres de l'Union européenne. De nombreuses études ont déjà recherché les instruments d'internalisation devant être mis en œuvre pour réduire l'impact des activités agricoles sur l'environnement (Van Huylenbroeck *et al.*, 1999). La plupart d'entre elles suppose que les exploitations sont techniquement efficaces et, par conséquent, n'étudie que les ajustements de prix nécessaires pour faire correspondre coût privé et coût social. Cependant, une utilisation inefficace des intrants au cours du processus de production demeure encore une cause fondamentale de pollution. Cette inefficacité se traduit par un gaspillage de facteurs et par la présence de résidus polluants.

Cet article développe des indices d'efficacité pour évaluer les potentialités d'amélioration de la production des exploitations conjointement à une réduction de leur impact négatif sur l'environnement. La mesure de l'efficacité technique est utilisée comme indicateur des gaspillages en ressources productives existants. Dans le cadre de cette étude, il y a sous-utilisation des facteurs de production, lorsqu'un niveau supérieur de biens aurait pu être obtenu tout en réduisant le niveau des co-produits polluants pour une dotation factorielle inchangée. L'évaluation se fait pour une technologie de production

inchangée en comparant les pratiques observées. L'information obtenue concerne les données mais fournit des possibilités d'ajustement conduisant à l'optimisation des pratiques relatives à l'utilisation des intrants. La mesure de l'efficacité environnementale recherche les possibilités de réduction des résidus polluants suite à l'introduction d'une réglementation en matière de rejets. L'évaluation est aussi faite à technologie inchangée. Elle mesure l'impact sur les pratiques mises en œuvre d'une réduction des possibilités d'élimination des co-produits polluants. Dans le cadre de cette étude, nous considérons un seul résidu polluant (l'excédent azoté) et la réglementation pouvant influencer sa gestion est la participation à un programme agri-environnemental.

Comme chaque exploitation dispose de plus ou moins de facilité pour ajuster son processus de production, nous fournissons deux mesures d'efficacité. La première est dite hyperbolique. Elle fournit la plus petite évaluation de l'efficacité des exploitations. Elle peut être considérée comme une mesure des possibilités d'ajustements à court ou moyen terme des exploitations. La seconde est dite directionnelle et nous renseigne sur des ajustements de plus long terme nécessitant un effort d'adaptation plus important de la part des exploitations.

Les différentes mesures sont obtenues à partir d'une approche non paramétrique :

*Data Envelopment Analysis* (DEA) présentée dans l'encart 1. Cette approche a l'avantage de reposer sur un nombre très faible d'hypothèses. Notamment, aucune forme fonctionnelle n'est spécifiée pour représenter la frontière de la technologie de production. Au contraire, cette dernière est révélée par les données. Les mesures sont ensuite obtenues par projection de chaque observation sur cette frontière. L'un des principaux inconvénients de cette méthodologie étant l'absence de validation statistique des résultats, des mesures paramétriques de l'efficacité sont obtenues à partir de l'échantillon allemand en utilisant l'approche *Stochastic Frontier Analysis* (SFA). Après spécification d'une forme fonctionnelle et d'une distribution pour les termes d'erreurs, il est possible d'obtenir des mesures hyperboliques des efficacités technique et environnementale.

Cette méthodologie est utilisée pour évaluer la performance technique et environnementale d'exploitations céréalières françaises et allemandes ayant un excédent azoté. Ces dernières sont issues du Réseau d'information comptable agricole (RICA) français et allemand pour l'année 1997-1998. Certaines d'entre elles participent à des programmes agri-environnementaux.

### Mesures d'efficacité hyperbolique et directionnelle

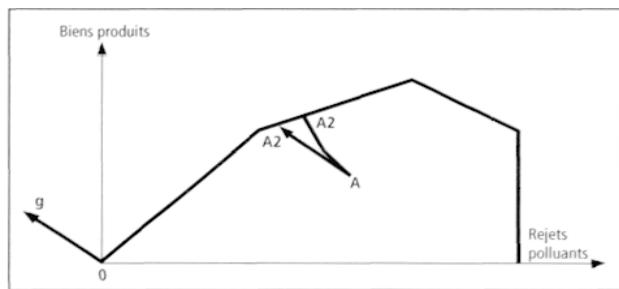
Une mesure d'efficacité est un indice qui caractérise la proximité d'une observation par rapport à la frontière de l'ensemble des possibilités de production. Les mesures hyperbolique et directionnelle permettent la prise en compte des biens produits désirés et non désirés de manière distincte. Ces mesures fournissent une évaluation radiale et non radiale de la performance des exploitations en recherchant une augmentation du niveau des biens désirés conjointement à une diminution des biens non désirés (Ball *et al.*, 1994; Reinhard *et al.*, 1996; Tyteca, 1997).

La mesure non radiale  $HTE_o(x, y, b)$  est obtenue en utilisant la mesure hyperbolique de Färe *et al.* (1989) définie par:

$$HTE_o(x, y, b) = \max\{\theta : (\theta y, \theta^{-1}b) \in P(x)\} \quad (1)$$

avec  $x$  le vecteur des intrants,  $y$  celui des biens désirés,  $b$  le vecteur des biens non désirés,  $P(x)$  l'ensemble des possibilités de production à partir de la dotation factorielle  $x$  et  $\theta$  le score d'efficacité. Cette mesure décrit la distance séparant chaque observation de la frontière de l'ensemble  $P(x)$  le long d'un chemin hyperbolique. Cette mesure n'est pas la distance la plus courte, ainsi elle peut être utilisée pour décrire un cheminement vers la frontière de court ou moyen terme car moins coûteux en terme d'ajustement du processus de production initial de chaque observation. Comme l'illustre la figure 1, le point A est techniquement inefficace. Le long d'un chemin hyperbolique, sa performance peut être améliorée par augmentation de sa production et diminution de ses rejets afin de se situer en A1.

Figure 1. Mesure d'efficacité technique hyperbolique et directionnelle



La mesure radiale de l'efficacité technique est obtenue dans le plan des produits en utilisant une fonction distance directionnelle (Chung, 1996). Cette dernière est une généralisation de la fonction distance définie par Shephard (1970) permettant la prise en compte des biens non désirés. Elle utilise un vecteur de référence  $g$  donnant la direction à utiliser pour rejoindre la frontière de l'ensemble des possibilités de production. Pour  $g=(y, -b)$ , la fonction distance directionnelle mesure l'expansion maximale des biens dési-

rés et la réduction de la pollution dans la même proportion  $\beta$  :

$$\begin{aligned} & \vec{D}_o(x, y, b; y, -b) \\ &= \max_{\substack{(2) \\ \theta}} \{ \beta : (x, (1+\beta)y, (1-\beta)b) \in P(x) \} \end{aligned}$$

Cette mesure décrit la distance séparant chaque observation de la frontière de l'ensemble  $P(x)$  le long d'un rayon dans la direction définie par le vecteur  $g$ . Pour obtenir cette mesure, on ajoute  $\beta g$  à  $(y, b)$  jusqu'à ce que l'on obtienne le plus grand  $\beta$  tel que  $(y, b) + \beta g$  appartienne à  $P(x)$ . Cette mesure fournit une distance à la frontière plus courte que la mesure hyperbolique. Elle est ainsi utilisée pour décrire un cheminement vers la frontière de long terme, plus coûteux en terme d'ajustement du processus de production initial de chaque observation. Comme l'illustre la

figure 1, la performance du point A peut être améliorée par augmentation de sa production et diminution de ses rejets, le long d'un chemin radial vers la frontière des possibilités de production dans la direction du vecteur  $g$  jusqu'en A2.

Quand  $g = (y, -b)$ , les deux mesures peuvent être comparées. Comme le note Chung (*op. cit.*), la fonction distance directionnelle est une approximation linéaire de la mesure d'efficacité hyperbolique.

Pour construire la technologie de référence  $P(x)$  à partir d'un ensemble de données observées, l'approche non paramétrique DEA est utilisée (encart 1).

Les indices d'efficacité environnementale sont obtenus par comparaison des performances des producteurs obtenues lorsque l'on modifie les hypothèses concernant l'élimination des biens polluants (encart 1).

---

### Encart 1. Approche non paramétrique: Data Envelopment Analysis (DEA)

L'approche non paramétrique *Data Envelopment Analysis* permet la définition d'une frontière de production issue des observations d'un échantillon sans spécification d'une forme fonctionnelle ainsi que la mesure d'un score d'efficacité par comparaison de la situation observée des exploitations à celle qu'elle devrait avoir en l'absence de gaspillage des ressources productives.

#### Mesures hyperboliques de l'efficacité technique et environnementale

Sous hypothèse de libre élimination des rejets polluants, la mesure d'efficacité technique hyperbolique peut être obtenue pour chaque observation  $k$  de l'échantillon comme la solution du programme non linéaire suivant:

$$HTE_0^S(x_k, y_k, b_k) = \max_{\theta_k, \lambda_k} \theta_k$$

sous les contraintes:

$$\begin{aligned} & \sum_{j=1}^J y_{mj} \lambda_{jk} \geq \theta_k y_{mk} & m = 1, \dots, M \\ & \sum_{j=1}^J b_{sj} \lambda_{jk} \geq \theta_k^{-1} b_{sk} & s = 1, \dots, S \\ & \sum_{j=1}^J x_{nj} \lambda_{jk} \geq x_{ik} & n = 1, \dots, N \\ & \sum_{j=1}^J \lambda_{jk} = 1 \\ & \lambda_{jk} \geq 0 & j = 1, \dots, J \end{aligned} \quad (E1-1)$$

avec  $x$  le vecteur des facteurs de production,  $y$  celui des biens produits désirés au sens où ils sont non polluants,  $b$  le vecteur des co-produits non désirés du fait de leur caractère polluant,  $\lambda$  le vecteur intensité qui fournit un ensemble de pondération permettant de situer chaque observation sur la frontière de production et  $\theta$  le score d'efficacité technique. Ce dernier prend la valeur de 1 lorsque les exploitations ne gas-

pillent aucun facteur de production. Ce score est supérieur à l'unité lorsque par comparaison aux autres pratiques observées dans l'échantillon, l'exploitation considérée pourrait augmenter sa production de biens désirés tout en réduisant celle de biens non désirés à partir d'une dotation factorielle inchangée et sans modification de la technologie de production. Sous hypothèse de faible élimination des biens non désirés (c'est-à-dire lorsqu'il existe une contrainte réglementaire) et de libre élimination des biens désirés, le score d'efficacité technique

$HTE_0^W(x_k, y_k, b_k)$  est obtenu à partir du programme (E1-1) après remplacement de l'équation

$$\sum_{j=1}^J b_{sj} \lambda_{jk} \geq \theta^{-1} b_{sk} \quad \text{par} \quad \sum_{j=1}^J b_{sj} \lambda_{jk} = \theta^{-1} b_{sk}.$$

Pour pouvoir ensuite être résolu par la méthode du simplexe, le programme non linéaire (E1-1) est linéarisé (programme disponible auprès des auteurs).

La mesure d'efficacité environnementale hyperbolique est ensuite obtenue par comparaison de la performance technique de chaque observation  $k$  obtenue sous hypothèse de libre élimination des rejets polluants et sous hypothèse d'élimination faible afin d'évaluer l'impact d'une réglementation conduisant à une moindre liberté en matière d'élimination des rejets azotés:

$$HTE_o(x_k, y_k, b_k) = \frac{HTE_0^S(x_k, y_k, b_k)}{HTE_0^W(x_k, y_k, b_k)} \quad (\text{E1-2})$$

Cette mesure prend la valeur de 1 lorsque les exploitations obtiennent un score identique quelle que soit l'hypothèse concernant l'élimination des rejets. La réglementation limitant les rejets n'induit aucun coût pour les producteurs. Lorsque les mesures sont différentes, l'indice d'efficacité environnementale prend une valeur supérieure à 1 traduisant l'existence

d'un coût d'ajustement subit par le producteur pour se conformer à la réglementation.

#### Mesures directionnelles de l'efficacité technique et environnementale

Sous hypothèse de libre élimination des rejets polluants, la fonction distance directionnelle dans la direction  $g=(y, -b)$  est obtenue pour chaque exploitation  $k$  par résolution du programme linéaire suivant:

$$\vec{D}_0^S(x_k, y_k, b_k; y_k, -b_k) = \max_{\beta_k \lambda_k} \beta_k$$

sous les contraintes:

$$\begin{aligned} \sum_{j=1}^J y_{mj} \lambda_{jk} &\geq (1 + \beta) y_{mk} & m = 1, \dots, M \\ \sum_{j=1}^J b_{sj} \lambda_{jk} &\geq (1 - \beta) b_{sk} & s = 1, \dots, S \\ \sum_{j=1}^J x_{mj} \lambda_{jk} &\geq x_{ik} & n = 1, \dots, N \\ \sum_{j=1}^J \lambda_{jk} &= 1 \\ \lambda_{jk} &\geq 0 & j = 1, \dots, J \end{aligned} \quad (\text{E1-3})$$

avec  $\beta$  le score d'efficacité technique.

Comme précédemment, la mesure d'efficacité environnementale directionnelle est obtenue par comparaison des scores calculés sous différentes hypothèses concernant l'élimination des rejets polluants:

$$DEE_o(x_k, y_k, b_k)$$

$$= \frac{1 + \vec{D}_0^S(x_k, y_k, b_k; y_k, -b_k)}{1 + \vec{D}_0^W(x_k, y_k, b_k; y_k, -b_k)} \quad (\text{E1-4})$$

## Application aux exploitations céréalières du RICA français et allemand

### 1. Présentation des données

L'ensemble des données utilisées provient du RICA français et allemand pour l'année 1997-1998. Construite selon une typologie définie au niveau de l'Union européenne, la définition des variables utilisées est donc homogène entre les deux pays. Les exploitations céréalières ont été sélectionnées selon un critère d'homogénéité et de cohérence (permanence dans le temps). L'échantillon français comprend 175 exploitations et l'échantillon allemand 132. Toutes ces exploitations présentent un excédent azoté et par conséquence, peuvent avoir un impact négatif sur l'environnement. Afin de prendre en compte l'hétérogénéité des pratiques pouvant exister entre les pays, une frontière de production est construite pour chacun des deux échantillons disponibles. En revanche, nous ne tenons pas compte des différences de pratiques à l'intérieur de chaque pays.

Pour obtenir une représentation de la technologie de production, nous supposons que

les exploitations céréalières considérées produisent deux biens désirés: les céréales ( $y_1$ ) et d'autres productions ( $y_2$ ) conjointement à un bien non désiré: l'excédent azoté ( $y_3$ ). Les deux premiers produits sont définis par le produit brut correspondant alors que  $y_3$  a été évalué par référence aux pratiques standards de chaque pays. Par ailleurs, ces biens sont obtenus à partir de cinq facteurs de production: la terre ( $x_1$ ) mesurée en hectares, le travail ( $x_2$ ) mesuré en UTA, le capital et l'équipement ( $x_3$ ), les charges variables spécifiques à la production céréalière tels que les engrangements et les produits phytosanitaires ( $x_4$ ) et les autres facteurs variables ( $x_5$ ); ces charges étant mesurées en euros. L'approche non paramétrique utilisée permet l'introduction dans le modèle de variables définies par des unités de mesures différentes.

### 2. Mesures non paramétriques de l'efficacité technique et environnementale

Les indices d'efficacité ont été obtenus par résolution des programmes définis dans l'encart 1. Les valeurs moyennes de ces différentes mesures sont présentées dans le tableau 1.

Tableau 1. Efficacité technique et environnementale des exploitations céréalières

|  | France  |            |               |          | Allemagne |            |               |          |
|--|---------|------------|---------------|----------|-----------|------------|---------------|----------|
|  | Moyenne | Écart-type | Programme AE1 |          | Moyenne   | Écart-type | Programme AE1 |          |
|  |         |            | Part          | Non-part |           |            | Part          | Non-part |
| #  | 175     | 4          | 171           | 132      |           |            | 44            | 88       |
| Transformation à moyen terme: Efficacité hyperbolique  |         |            |               |          |           |            |               |          |
| $HTE_o^S$  | 1,055   | (0,059)    | 1,073         | 1,054    | 1,044     | (0,064)    | 1,068         | 1,034    |
| $HTE_o^W$  | 1,044   | (0,055)    | 1,072         | 1,043    | 1,037     | (0,060)    | 1,061         | 1,025    |
| $HEE_o$  | 1,011   | (0,028)    | 1,000         | 1,011    | 1,007     | (0,020)    | 1,004         | 1,008    |
| Transformation à long terme: Efficacité directionnelle |         |            |               |          |           |            |               |          |
| $1 + \vec{D}_o^S$                                      | 1,135   | (0,151)    | 1,157         | 1,135    | 1,121     | (0,188)    | 1,174         | 1,095    |
| $1 + \vec{D}_o^W$                                      | 1,106   | (0,140)    | 1,148         | 1,105    | 1,098     | (0,161)    | 1,149         | 1,073    |
| $DEE_o$  | 1,027   | (0,063)    | 1,006         | 1,027    | 1,019     | (0,047)    | 1,018         | 1,020    |

1. Participation ou non à un programme agri-environnemental.

L'efficacité hyperbolique décrit une transformation à court ou moyen terme du processus de production. Pour la France, elle prend une valeur moyenne de 1,055 sous hypothèse de libre élimination avec 64 exploitations techniquement efficaces (36,6 %). Ainsi, les exploitations françaises peuvent en moyenne augmenter leur production et réduire leur excédent azoté de 5,5 % tout en maintenant inchangé le niveau de leurs facteurs de production. L'introduction d'une réglementation sur l'output polluant, traduit par l'hypothèse d'élimination faible des rejets polluants, se traduit par un coût en terme de production désirée ne pouvant plus être réalisée pour certains producteurs. Le score d'efficacité est alors de 1,044 avec 75 exploitations efficaces (42,8 %). Les exploitations peuvent augmenter leur production et réduire leurs rejets de 4,4 %. L'introduction de l'hypothèse de faible élimination du bien non désiré réduit les possibilités d'ajustement de 1,1 %. Ainsi 1,1 % de la production réalisable ne l'est plus suite à l'introduction d'une réglementation en matière d'élimination des rejets azotés. Cette information est fournie par le score d'efficacité environnementale qui a une valeur moyenne de 1,011 avec 98 exploitations efficaces, c'est-à-dire non affectées par le changement d'hypothèse.

Les indices obtenus avec la mesure d'efficacité directionnelle sont supérieurs à ceux obtenus précédemment. Ils décrivent une transformation du processus de production de long terme, dans le sens où ils impliquent un ajustement plus important de la part des producteurs pour réduire leur inefficacité technique. Sous hypothèse de libre élimination, l'efficacité moyenne est de 1,135 avec 61 exploitations efficaces (34,8 %) alors que sous élimination faible, elle est de 1,106 avec 70 exploitations efficaces (40 %). Les exploitations peuvent augmenter le niveau de leurs outputs désirés et réduire leurs rejets, respectivement, de 13 et 10 %. D'où des possibilités d'amélioration de la compétitivité des exploi-

tations et de réduction de l'impact environnemental de leur activité de production à long terme nettement supérieures à celles obtenues précédemment. L'efficacité environnementale moyenne est de 1,027 avec 85 exploitations techniquement efficaces (48,6 %). La perte en output désiré ne pouvant plus être produits suite à l'introduction d'une réglementation limitant l'élimination des rejets azotés est, en moyenne, de 2,7 %.

Les résultats obtenus pour les exploitations céralières allemandes sont relativement similaires. Sous hypothèse d'élimination faible, l'efficacité technique moyenne  $HTE_o^W$ , est de 1,037 et l'efficacité environnementale  $HEE_o$  de 1,007, lorsque l'on utilise une mesure hyperbolique. À plus long terme, à l'aide de la mesure directionnelle, l'efficacité technique est de 1,098 avec 74 exploitations efficaces, c'est-à-dire 56 % de l'échantillon. L'efficacité environnementale est de 1,019 avec 86 exploitations efficaces. Sur la base de ces résultats, les exploitations allemandes apparaissent légèrement plus efficaces tant sur un plan technique qu'environnemental que les exploitations françaises, relativement à la technologie de production mise en place dans chaque pays.

Le tableau 1 présente aussi les scores obtenus par les exploitations selon qu'elles participent ou ne participent pas à un programme agri-environnemental. Pour la France, seules 2,3 % des exploitations de l'échantillon sont concernées par un tel programme alors qu'elles sont 33,3 % en Allemagne. Les exploitations appliquant des mesures agri-environnementales apparaissent moins performantes sur un plan technique que les autres mais reçoivent un meilleur indice en ce qui concerne leur performance environnementale, quelle que soit la mesure considérée. Ces résultats mettent en évidence que ces exploitations ont des pratiques différentes des autres exploitations. L'hypothèse d'une technologie homogène entre ces deux groupes d'exploitations est sûrement à remettre en cause.

### 3. Coût d'une régulation environnementale

L'introduction d'une réglementation environnementale en matière d'élimination des rejets azotés induit un coût lié à la transformation du processus de production qui peut en résulter. Ce coût résulte du passage d'un système de production où les biens polluants sont librement éliminables à un système où ils ne

le sont plus. Ce coût se traduit dans la modélisation par un niveau d'output désiré qui n'est plus réalisable car le co-produit qui lui est associé est contraint en terme d'élimination. Il est calculé par  $(HEE_o - 1)^*y$  pour la mesure hyperbolique et par  $(DEE_o - 1)^*y$  pour la mesure directionnelle. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 2.

Tableau 2. Perte en output désiré suite à l'introduction de l'hypothèse d'élimination faible des rejets azotés

|  | France                    |       |       | Allemagne    |       |           |
|--|---------------------------|-------|-------|--------------|-------|-----------|
|  | Programme AE <sup>1</sup> |       | Total | Programme AE |       | Non-part. |
|  | Total                     | Part. |       | non-part.    | Part. |           |
| #  | 175                       | 4     | 171   | 132          | 44    | 88        |
| <b>Transformation à moyen terme : Efficacité hyperbolique</b>  |                           |       |       |              |       |           |
| • Perte en biens désirés (€)                                   | 1 149                     | 32    | 1 175 | 814          | 391   | 1 026     |
| • Part dans la production totale (%) <sup>a</sup>              | 0,82                      | 0,01  | 0,86  | 0,56         | 0,34  | 0,65      |
| • Perte en output (€) par kg d'azote en excédent <sup>b</sup>  | 0,40                      | 0,004 | 0,42  | 1,19         | 0,57  | 1,50      |
| <b>Transformation à long terme : Efficacité directionnelle</b> |                           |       |       |              |       |           |
| • Perte en biens désirés (€)                                   | 2 765                     | 816   | 2 811 | 2 291        | 1 814 | 2 530     |
| • Part dans la production totale (%) <sup>a</sup>              | 1,99                      | 0,35  | 2,06  | 1,59         | 1,58  | 1,59      |
| • Perte en output (€) par kg d'azote en excédent <sup>b</sup>  | 0,97                      | 0,11  | 1,02  | 1,49         | 0,74  | 2,23      |

a. Pondéré par la production totale.

b. Pondéré par l'excédent azote.

1. Participation ou non à des programmes agri-environnementaux.

Pour les exploitations françaises, le coût est évalué à 1 100 € à court ou moyen terme et à 2 700 € à plus long terme ; ce qui correspond respectivement à 0,8 et 2 % de la production totale. Lorsque les exploitations participent à un programme agri-environnemental, leur efficacité environnementale est plus grande et par conséquence, leur coût est plus faible. Elles ont au moins partiellement déjà internalisé la réglementation environnementale.

En Allemagne, la perte induite par l'introduction d'une réglementation est plus faible quelle que soit la mesure considérée. Comme pour la France, le coût à long terme est plus important que celui évalué dans une optique d'adaptation de court ou moyen terme avec respectivement 1,19 et 1,49 €/kg en moyenne. De même que pour l'échantillon français, ce coût est plus faible lorsque les exploita-

tions participent déjà à un programme agri-environnemental.

### 4. Mesures paramétriques de l'efficacité technique et environnementale

Les estimations sont obtenues en utilisant la méthode du maximum de vraisemblance (encart 2.)<sup>1</sup>. Un des avantages de l'approche SFA est qu'elle permet l'introduction dans le modèle de variables pouvant expliquer l'inefficacité technique des observations. Dans le cadre de notre étude, elles correspondent au montant des paiements perçus dans le cadre du programme agri-environnemental et à une variable muette caractérisant la participation ou non à ce type de programme.

1. Pour éviter les problèmes de multicollinearité lors de l'estimation, les variables  $x4$  et  $x5$  ont été agrégées.

## Encart 2. Approche paramétrique: Stochastic Frontier Analysis (SFA)

L'approche *Stochastic Frontier Analysis* permet la définition de scores d'efficacité à partir d'une frontière de production obtenue après spécification d'une forme fonctionnelle et d'une distribution pour les termes d'erreurs.

### Mesures hyperboliques de l'efficacité technique et environnementale

La définition paramétrique d'une fonction distance hyperbolique nécessite le choix d'une forme fonctionnelle appropriée. Coelli et Perelman (1999) énumèrent les propriétés souhaitables. Dans cette étude, nous utilisons la forme flexible translog suivante:

$$\begin{aligned}
 \ln D_H(y, b, x) = & \alpha_o + \sum_{m=1}^M \alpha_m \ln y_m + \sum_{s=1}^S \gamma_s \ln b_s + \sum_{n=1}^N \beta_n \ln x_n + \frac{1}{2} \sum_{m=1}^M \sum_{l=1}^M \alpha_{ml} \ln y_m \ln y_l \\
 & + \frac{1}{2} \sum_{s=1}^S \sum_{r=1}^S \gamma_{sr} \ln b_s \ln b_r + \frac{1}{2} \sum_{n=1}^N \sum_{k=1}^N \beta_{nh} \ln x_n \ln x_h + \sum_{m=1}^M \sum_{s=1}^S \eta_{ms}^y \ln y_m \ln b_s \\
 & + \sum_{m=1}^M \sum_{n=1}^N \delta_{mn} \ln y_m \ln x_n + \sum_{n=1}^N \sum_{s=1}^S \eta_{ns}^x \ln x_n \ln b_s
 \end{aligned} \tag{E2-1}$$

où  $\ln D_H(y, b, x)$  est la fonction inverse de la mesure d'efficacité technique hyperbolique  $HTE_o(x, \theta y, \theta^{-1}b)$ . Cette dernière est aussi appelée fonction distance hyperbolique.

En utilisant une propriété d'«*almost homogeneity*» de la fonction distance hyperbolique, le modèle peut être estimé par les techniques du maximum de vraisemblance.

Pour obtenir le score d'efficacité, on décompose le terme d'erreur en deux parties distinctes :

- un terme d'erreur aléatoire indépendant et identiquement distribué selon une  $N(0, \sigma_v^2)$  regroupant l'ensemble des événements non contrôlés par les exploitants et
- un terme d'erreur aléatoire non négatif mesurant l'inefficacité technique des exploitations, supposé indépendant et identiquement distribué selon une  $N(m, \sigma_u^2)$  tronquée avec  $m = Z\rho$  la moyenne de la distribution par rapport aux observations (Battese et Coelli, 1995).

Le coefficient  $\rho$  mesure l'impact des variables exogènes  $Z$  sur l'inefficacité. Lorsque ce coefficient prend une valeur positive cela signifie que la variable correspondante a un impact négatif sur le score d'efficacité.

La mesure d'efficacité technique est ensuite obtenue en utilisant une espérance conditionnelle (Jondrow et al., 1982).

Dans le modèle ainsi défini, aucune hypothèse restrictive en terme d'échelle ou de libre élimination n'est introduite. Le modèle (E2-1) correspond donc au cas où l'élimination des rejets est réglementée. Un prix implicite non négatif est attendu pour les rejets polluants d'où une mesure croissante par rapport aux biens non désirés.

L'introduction de l'hypothèse de libre disposition dans le contexte de l'approche SFA, se fait au moyen de restrictions sur les dérivées logarithmiques de la mesure d'efficacité. Ainsi, la mesure d'efficacité devient décroissante par rapport à tous les produits.

Dans une première étape, le modèle a été estimé sans restriction afin d'avoir une idée de son comportement. Le tableau 3 présente quelques caractéristiques du modèle<sup>2</sup>.

Tableau 3. Modèles SFA non restreints

|                          | France               | Allemagne            |
|--------------------------|----------------------|----------------------|
|                          | 175<br>exploitations | 132<br>exploitations |
| VAR(u)/VAR(total)        | 0,001 %              | 60,4 %               |
| Test pour l'inefficacité | 1,6967               | 10,56                |
| Efficacité moyenne       | 0,99                 | 0,86                 |

L'approche économétrique donne pour la France une décomposition de la variance entre le terme d'erreur systématique et le terme d'erreur non systématique correspondant à 0,001 % de la variation totale de l'inefficacité. Le test statistique conduit au même résultat; le niveau moyen d'efficacité est proche de 1. Le modèle est stable. Cependant toute analyse plus approfondie doit être abandonnée pour l'échantillon français car il n'existe aucune évidence statistique de l'existence d'un écart non aléatoire par rapport à la frontière.

Pour l'échantillon allemand, les résultats sont complètement différents. Le terme d'inefficacité joue un rôle important. Environ 60 % de la variation totale du modèle provient d'influences systématiques. Ainsi, le modèle avec inefficacité est préférable au modèle économétrique usuel comme le confirme le test statistique dont la valeur est supérieure à la valeur critique de la distribution  $\chi^2$  correspondant de 9,35. Le niveau moyen d'efficacité est de 86 %. Il n'est influencé ni par l'âge, ni par le niveau d'éducation du producteur. Le montant des paiements reçus dans le cadre d'un programme agri-environnemental est une variable ayant un impact négatif significatif sur le score d'efficacité alors que le simple fait de participer à un tel programme n'a pas d'impact. L'efficacité

technique diminue à mesure que les montants perçus augmentent.

Pour obtenir une mesure de l'efficacité environnementale des exploitations, il faut estimer le même modèle sous l'hypothèse de libre élimination de tous les produits. Pour ce faire, le signe des élasticités de la fonction distance est contraint. La mesure  $HTE_o^S$  est estimée en imposant des signes négatifs sur les élasticités des biens désirés et sur l'excédent azoté alors que la mesure  $HTE_o^W$  repose sur un modèle avec des restrictions inchangées pour les biens désirés et avec un signe positif pour l'élasticité de l'excédent azoté. Le tableau 4 présente les résultats de l'approche SFA en moyenne sur l'échantillon ainsi que le coefficient de corrélation de rang entre les résultats obtenus par l'approche DEA et l'approche SFA.

Tableau 4. Estimation SFA sur l'échantillon allemand

|                                 |     | Allemagne |           |         |
|---------------------------------|-----|-----------|-----------|---------|
|                                 | #   | $HTE_o^S$ | $HTE_o^W$ | $HTE_o$ |
| Total                           | 132 | 1,133     | 1,123     | 1,009   |
| Corrélation de rang<br>avec DEA |     | 0,56      | 0,51      | 0,50    |
| <=50 ha                         | 11  | 1,111     | 1,099     | 1,011   |
| 50-100 ha                       | 46  | 1,120     | 1,110     | 1,010   |
| >100 ha                         | 75  | 1,143     | 1,134     | 1,009   |
| Sans paiement AE                | 88  | 1,123     | 1,111     | 1,011   |
| Avec paiement AE                | 44  | 1,152     | 1,146     | 1,006   |

L'approche SFA fournit un niveau d'efficacité technique hyperbolique supérieur à celui de l'approche DEA, avec respectivement 1,133 et 1,123 pour la première et 1,044 et 1,037 pour la seconde. Ce résultat est relativement surprenant car la SFA attribue une partie de l'erreur à un bruit blanc et fournit en général des estimations plus faibles que dans les approches déterministes. La forme fonctionnelle choisie ainsi que les problèmes de dimension entre les deux approches ont pu conduire à ce résultat. Toutefois, la mesure d'efficacité environnementale est estimée de manière identique par les deux approches (DEA: 1,007 et SFA: 1,009).

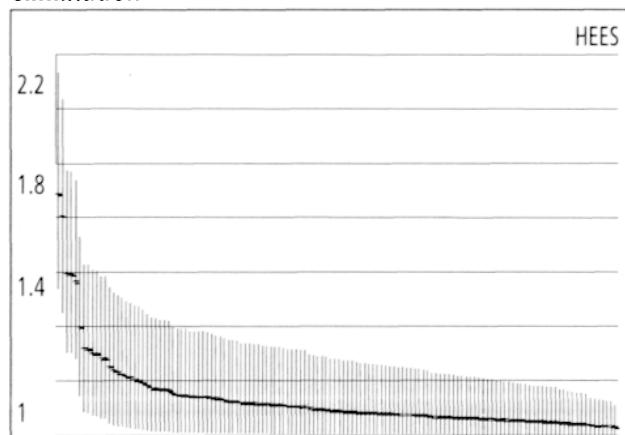
2. Le détail des paramètres estimés est disponible auprès des auteurs.

Par ailleurs, les coefficients de corrélation de rang indiquent que les deux modèles réagissent de manière similaire mais non identique. La différence dans la modélisation existant entre les deux approches a une influence sur les estimateurs mais laisse les principales caractéristiques inchangées.

Les résultats obtenus selon la participation ou non à un programme agri-environnemental vont dans le même sens que ceux fournis par l'approche DEA. Les exploitations allemandes percevant des paiements dans le cadre d'un programme agri-environnemental sont techniquement moins efficaces que les autres alors qu'elles sont plus efficaces sur un plan environnemental. Comme précédemment, ce résultat peut être le résultat de la non homogénéité des technologies de production entre les deux types d'exploitation.

L'approche SFA permet de dériver des intervalles de confiance pour les estimateurs d'efficacité (Horrace et Schmidt, 1996). La figure 2 présente les résultats obtenus pour un intervalle de confiance à 95 %. Les niveaux d'efficacité ont été estimés avec une faible précision car la figure met en évidence de grands écarts. L'hypothèse nulle d'efficacité totale ne peut être rejetée pour la plupart des observations. Ainsi, l'approche SFA ne met pas en évidence d'inefficacité environnementale significative, étant donné la technologie de production mise en œuvre dans l'échantillon considéré.

**Figure 2. Intervalle de confiance à 95 % pour l'efficacité hyperbolique sous hypothèse de libre élimination**



## Conclusion

Dans cet article, nous évaluons la performance technique et environnementale d'exploitations céréaliers ayant un excédent azoté, situées en France et en Allemagne. La mesure de l'efficacité technique évalue les possibilités de réduction des gaspillages en ressources productives réalisables sans modification de la technologie de production alors que l'efficacité environnementale considère l'impact sur la performance de l'entreprise d'une réglementation limitant l'élimination des rejets polluants vers l'environnement. D'autre part, les producteurs disposant de possibilités d'évolution limitées dans le temps, deux types d'évaluations sont fournis. La mesure d'efficacité hyperbolique décrit les ajustements réalisables à court ou moyen terme afin que les exploitations demeurent compétitives tout en réduisant leur impact négatif sur l'environnement alors que la mesure d'efficacité directionnelle conduit à des transformations du processus de production plus importantes. La différence entre ces deux mesures peut s'interpréter comme le coût d'opportunité des producteurs lié à l'acquisition de la connaissance de processus de production compétitifs et respectueux de l'environnement sans modification de la technologie de production et du niveau des ressources productives utilisées. Ces différentes évaluations sont obtenues à l'aide de l'approche non paramétrique *Data Envelopment Analysis*. Une réduction des gaspillages conduirait à une augmentation du niveau des biens produits et une réduction des rejets azotés de 4 à 5 % à court terme et de 10 à 13 % à plus long terme. L'effet d'une réglementation limitant l'élimination des rejets azotés est beaucoup plus faible. Il conduit à une réduction de la production de biens désirés de 0,7 à 2,7 % du fait de l'introduction de contraintes limitant l'élimination du bien polluant.

Les résultats mettent en évidence des différences de performance entre les deux pays. L'Allemagne apparaît plus performante tant sur un plan technique qu'environnementale

que la France. Cet écart reflète les différences existant entre les observations des deux pays. En effet, en Allemagne plus de 33 % des exploitations participent déjà à un programme agri-environnemental alors qu'elles ne sont que 2 % en France pour les échantillons retenus. D'autre part, les résultats obtenus pour chaque pays vont dans le sens d'une remise en cause de l'hypothèse de technologie de production homogène entre les exploitations participant ou ne participant pas à un programme agri-environnemental; ce qui est

confirmé pour l'échantillon allemand par l'ap- proche paramétrique *Stochastic Frontier Analysis*. Il existe bien une différence de pratiques entre les exploitations impliquées ou non dans un programme agri-environnemental. Une étude complémentaire sur des don- nées contenant un plus grand nombre d'ex- ploitations de ce type permettrait de caractériser cette différence ■

*Les auteurs remercient les referees anonymes pour leurs remarques et suggestions d'amélioration sur une première version de ce texte.*

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Ball V.E., Lovell C.A.K., Nehring R.-F., Somwaru A. *Incorporating Undesirable Output into Models of Production: an Application to the US Agriculture*. INRA, Paris, 1994, Cahiers d'Économie et Sociologie rurales, 31, p. 60-74.
- Battese G.E., Coelli T.J. *A Model for Technical Inefficiency Effects in a Stochastic Frontier Production Function for Panel Data*. Empirical Economics, Vienne, 1995, 20, p. 325-332.
- Chung Y. *Directional Distance Functions and Undesirable Outputs*. PhD Dissertaion, Carbondale, Southern Illinois University, 1996.
- Coelli T.J., Perelman S. *A Comparison of Parametric and Non-parametric Distance Functions: With Application to European Railways*. European Journal of Operations Research, Heidelberg, 1999, 117, p. 326-339.
- Färe R., Grosskopf S., Lovell C.A.K. *The Measurement of Efficiency of Production*. Kluwer-Nijhoff, Boston, 1985.
- Färe R., Grosskopf S., Lovell C.A.K., Pasurka C. *Multilateral Productivity Comparisons when some Outputs are Undesirable*. The Review of Economics and Statistics, Cambridge, 1989, 71, p. 90-98.
- Horrace W.C., Schmidt P. *Confidence State- ments for Efficiency Estimates from Sto- chastic Frontier Models*. Journal of Productivity Analysis, Boston, 1996, 7, p. 257-282.
- Jondrow J., Lovell C.A.K., Materov I.S., Schmidt P. *On the Estimation of Technical Inefficiency in the Stochastic Frontier Production Function Model*. Journal of Econometrics, Amsterdam, 1982, 19, p. 233-238
- Reinhard S., Lovell C.A.K., Thijssen G.J. *Econometric Estimation of Technical and Environmental Efficiency: an Application to Dutch Dairy Farms*. American Journal of Agricultural Economics, Washington, 1996, 81, p. 44-60.
- Shephard R.W. *Theory of Cost and Production Functions*. Princeton University Press, Princeton, 1970.
- Tyteca D. *Linear Programming Models for the Measurement of Environmental Performance of Firms – concepts and empirical results*. Journal of Productivity Analysis, Boston, 1997, 8, p. 183-198.
- Van Huylenbroeck G., Whitby M. *Country- side Stewardship: Farmers, Policies and Markets*. Elsevier Science Ltd., Amsterdam, 1999.