

REVUE  
D'ÉCONOMIE  
INDUSTRIELLE

## Revue d'économie industrielle

140 | 4ème trimestre 2012

Partenariats public privé et performances des services publics 1/2

---

### Gestion Publique ou Privée ? Un *benchmarking* des services d'eau en France

Aude Le Lannier et Simon Porcher

---



#### Édition électronique

URL : <http://journals.openedition.org/rei/5464>

DOI : 10.4000/rei.5464

ISSN : 1773-0198

#### Éditeur

De Boeck Supérieur

#### Édition imprimée

Date de publication : 15 décembre 2012

Pagination : 19-44

ISSN : 0154-3229

#### Référence électronique

Aude Le Lannier et Simon Porcher, « Gestion Publique ou Privée ? Un *benchmarking* des services d'eau en France », *Revue d'économie industrielle* [En ligne], 140 | 4ème trimestre 2012, mis en ligne le 15 décembre 2014, consulté le 01 mai 2019. URL : <http://journals.openedition.org/rei/5464> ; DOI : 10.4000/rei.5464

---

# GESTION PUBLIQUE OU PRIVÉE ? UN *BENCHMARKING* DES SERVICES D'EAU EN FRANCE

**Mots-clés :** Benchmarking, gestion de l'eau, analyse par enveloppe de données, analyse par frontière stochastique.

**Key words :** Benchmarking, Water Management, Data Envelopment Analysis, Stochastic Frontier Analysis.

## I. — INTRODUCTION

Dans les industries de réseau où il existe souvent des monopoles naturels et pour lesquelles le niveau des tarifs peut avoir des distorsions économiques importantes, il existe un débat historique sur le lien entre gestion, régulation et efficacité technique. Dans les pays industrialisés, les pouvoirs publics locaux sont responsables de la gestion et de la fourniture continue d'un certain nombre de services publics. Le service peut généralement être délégué à un opérateur ou être directement géré par la municipalité. Quel que soit le mode de gestion choisi, l'acteur public local fixe des objectifs de continuité, de qualité et d'accès au service et doit s'assurer de leur respect. Le secteur de l'eau est un bon exemple de monopole naturel et de service public dont la qualité et le niveau de prix attendus par les citoyens sont importants.

Il existe un débat historique sur la gestion du service public de l'eau, notamment au regard des performances des services délégués et des régies. En France, par exemple, en 2010, la ville de Paris a remunicipalisé le service d'eau au détriment des deux opérateurs privés qui géraient auparavant le service. Après un an de gestion directe, les prix de l'eau ont été diminués de 8 %, conséquence de la meilleure gestion du service selon la ville de Paris. Plusieurs rapports soulignent le fait que les prix moyens pratiqués par les services délégués en France sont beaucoup plus élevés qu'en gestion publique, ce qui participe à l'idée, commune en France, que la gestion de l'eau est plus effi-

cacement menée en régie (1). De leur côté, les délégataires justifient le prix plus élevé de leurs prestations par le fait qu'ils gèrent des réseaux souvent plus complexes que ceux des régies publiques. Ainsi, Antoine Frérot, directeur général de Veolia Eau, reconnaît que les prix des entreprises privées sont plus élevés de 15 % à 20 % mais il note que « Le service est plus complexe et mieux géré (...) Les réseaux gérés par les entreprises perdent en général 20 % d'eau en moins que les services en régie. Les entreprises acquittent aussi une fiscalité plus lourde que les collectivités locales. Si on tient compte de ces éléments, le service est en fait un peu moins cher pour la délégation que pour la régie directe » (*Le Monde*, 29.10.07). Dès lors, le prix apparemment supérieur pratiqué par les opérateurs privés se justifie-t-il par une plus grande qualité de service ? Par une difficulté plus grande à fournir le service ?

Dans ce papier, nous participons à ce débat et complétons la littérature sur la comparaison des modes de gestion du service public de l'eau en France en calculant une frontière d'efficience pour 177 services comptant plus de 15 000 habitants. Afin d'identifier les inefficiences managériales et les différences structurelles qui existent entre les services, nous évaluons la capacité des unités de décision à minimiser leurs recettes au regard de la production d'eau, de la gestion du réseau et des clients et de la performance du réseau, en comparaison de la performance des autres services de notre base de données. Nous pensons que les services les plus efficaces sont ceux qui arrivent à gérer le service d'eau en minimisant leurs revenus, c'est-à-dire en couvrant leurs coûts et en limitant leurs marges opérationnelles. En effet, des prix trop élevés reflètent à la fois des coûts élevés et la recherche de marges importantes, ce qui peut entraîner des distorsions sur le marché. Toutefois, l'efficience technique n'est pas seulement liée à l'efficience managériale mais également aux caractéristiques structurelles des services et à un facteur « chance » ou « malchance » (c'est-à-dire le bruit statistique ou un aléa non anticipé) des opérateurs. Nous prenons donc en compte un certain nombre de variables pouvant affecter l'efficience managériale des opérateurs afin de pouvoir correctement évaluer leur performance relative.

Pour cela, nous mixons un modèle non paramétrique (*Data Envelopment Analysis, DEA*) avec un modèle stochastique (*Stochastic Frontier Analysis, SFA*), dans une approche en trois étapes, telle que développée par Fried *et al.* [2002]. Les résultats obtenus nous permettent de dissocier l'inefficience managériale, l'inefficience liée au contexte opérationnel et les bruits statistiques. Autrement dit, l'évaluation des performances relatives des services d'eau est nette de l'impact du contexte opérationnel et des bruits statistiques. Afin de

(1) Voir par exemple les « Enquêtes Eau » menées par le Service de l'observation et des statistiques du Commissariat au développement durable. L'enquête de 2004 indique que les prix moyens/m<sup>3</sup> sont 29 % plus élevés en gestion privée, tandis que l'enquête de 2008 évalue cette différence à 20 %. (<http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/LPS67b.pdf>).

vérifier la significativité de nos résultats, nous les confrontons ensuite à ceux obtenus économétriquement, par un modèle de moindres carrés ordinaires estimant ici encore la recette en eau des services.

Cet article contribue à la littérature sur le sujet d'au moins deux façons. Premièrement, en plus des indicateurs traditionnels de l'efficacité technique, nous prenons en compte la qualité du réseau et des variables environnementales pour mesurer les performances relatives des unités de décision. De plus, nos résultats contribuent à la littérature sur la comparaison entre gestion publique et privée. Ils indiquent que les services en gestion déléguée sont structurellement plus difficiles à gérer. La prise en compte des variables environnementales permet d'augmenter le score d'efficacité des opérateurs privés de 0,1 en moyenne contre 0,059 pour la gestion directe. L'analyse DEA-SFA indique qu'après prise en compte des variables contextuelles, le score d'efficacité moyen des services délégués est 6 % plus faible que pour les services en régie, avec des scores moyens respectifs de 0,823 et 0,883. Ce résultat nuance ainsi fortement les écarts de performances jugés sur une simple comparaison des prix moyens pratiqués par les services. De plus, les résultats de l'analyse économétrique menée de façon complémentaire indiquent que cette faible différence de performances n'est pas significative. Nous concluons que les services d'eau délégués sont tout au plus légèrement moins efficaces que les services en gestion publique, et plus probablement d'efficacité identique, toutes choses égales par ailleurs.

Le papier est organisé de la manière suivante. Dans la section suivante, nous présentons une brève revue de littérature traitant de l'efficacité relative des services d'eau selon leur mode de gestion. La section III présente le cadre réglementaire de la gestion de l'eau en France. Les sections IV et V présentent le modèle empirique et la base de données. La dernière section est consacrée à la présentation et à la discussion des résultats, suivies de nos conclusions.

## II. — REVUE DE LITTÉRATURE

De nombreuses études ont analysé, *via* des méthodes économétriques et de *benchmarking*, l'efficacité relative de services d'eau selon qu'ils sont gérés de manière publique ou privée, dans les pays développés comme dans les pays en développement.

Par exemple, Bhattacharyya *et al.* [1995] analysent l'efficacité relative de 221 services d'eau américains et trouvent que le management public mène à davantage d'efficacité, en comparaison du management privé des services. Le même résultat est démontré par Shih *et al.* [2004], pour une centaine de services d'eau américains, et Estache et Kouassi [2002], pour 21 services d'eau africains. Par ailleurs, sur la base d'études de cas de services d'eau dans divers pays, Hall et Lobina [2004] et Hall et Lobina [2005] démontrent que la gestion privée des services d'eau mène à des prix souvent plus élevés qu'en ges-

tion publique, cette hausse de prix étant difficile à justifier selon les auteurs. Pour leur part, Chong *et al.* [2006] montrent, d'après une analyse économétrique sur 5000 services d'eau en France, que la gestion privée accroît les prix moyens, en comparaison de la gestion publique des services d'eau. De même, Carpentier *et al.* [2006] comparent les prix appliqués par 3782 services d'eau en France et montrent qu'ils sont plus élevés dans le cas d'une gestion privée, du fait de conditions d'exploitation moins avantageuses pour les opérateurs privés.

Cependant, aucun avantage significatif n'est attribué à un mode de gestion par Garcia-Sanchez [2006] (24 services en Espagne), Estache et Rossi [2002] (50 services en Asie), Kirkpatrick *et al.* [2006] et Seroa da Motta et Moreira [2006]. Par ailleurs, Garcia *et al.* [2005] montrent que les services d'eau français gérés par des opérateurs privés fixent des prix parfois plus élevés, parfois plus faibles en comparaison des services gérés publiquement, selon les objectifs spécifiques des opérateurs au niveau local.

Quant à Estache et Kouassi [2002], Kirkpatrick *et al.* [2006] (110 services en Afrique) et Bouscasse *et al.* [2008] (332 services américains), ils trouvent des différences d'efficacité significatives en faveur des opérateurs privés.

### III. — LE SECTEUR DE L'EAU EN FRANCE

En France, les municipalités sont responsables de la production et de la distribution de l'eau (2). Le service peut être réalisé par une municipalité seule ou par un groupe de municipalités qui s'engagent collectivement à fournir un ou plusieurs services publics. Chaque commune ou groupement de communes peut choisir soit de déléguer le service à un opérateur privé, soit de gérer le service en interne (régie). Dans ce dernier cas, la municipalité assure l'ensemble des investissements nécessaires sur le réseau.

Une large majorité de communes en France et dans notre base de données a choisi de déléguer la gestion du service d'eau à un opérateur privé. Il existe alors plusieurs formes contractuelles qui vont du contrat de gérance, dans lequel l'opérateur reçoit une rémunération fixe, à la régie intéressée, contrat dans lequel une partie des recettes de l'opérateur dépend de sa performance. Ces contrats sont cependant peu incitatifs en termes de réduction des coûts et transfèrent peu de risques et de droits de décision à l'opérateur privé. Entre les contrats de gérance et la pure privatisation, il existe une forme contractuelle que l'on appelle les délégations de service public. Ce sont les contrats les plus répandus. On peut les diviser en deux catégories. L'affermage confie un cer-

(2) Le service public de l'eau est entendu dans cet article comme étant la production et la distribution de l'eau. Les activités de collecte des eaux usagées et d'assainissement sont hors du cadre de cette analyse.

tain nombre d'investissements à l'opérateur privé qui reçoit une compensation financière en facturant directement les usagers. Dans le contrat de concession, l'opérateur privé supporte également le risque de construction puisqu'il doit financer également une large partie des investissements au cours de la durée du contrat. Affermage et concession diffèrent des contrats précédemment présentés car ils donnent des incitations à la réduction des coûts et les entreprises partagent une partie des décisions et des risques du service avec la municipalité. L'affermage est le contrat le plus commun.

Comme il n'existe pas de régulateur national pour le service public de l'eau en France, les municipalités sont responsables du respect des principes de bonne gestion des services au nom de leurs citoyens : elles organisent la concurrence, elles sont responsables de la continuité du service et définissent le prix et le mode de révision du prix de l'eau en concertation avec l'opérateur. La régulation tarifaire nationale étant inexistante, c'est le contrat, lorsque la gestion est assurée par un opérateur privé, ou une décision du conseil municipal, lorsque le service est assuré en régie, qui doivent permettre la bonne régulation du service. Le prix est déterminé au travers d'une négociation de manière à couvrir les coûts du service – en vertu du principe selon lequel « l'eau paye l'eau » – mais peut inclure une marge pouvant s'avérer distorsive.

Un certain nombre de règles ont été mises en place pour éviter l'opportunisme des opérateurs et des collectivités dans le déroulement du contrat. Deux réformes doivent être présentées brièvement. Le cadre institutionnel dans lequel les partenaires sont sélectionnés est le suivant : depuis 1993 et la loi dite « Sapin », la collectivité publique qui choisit la délégation de service public doit sélectionner son partenaire en deux étapes. Dans un premier temps, un appel d'offres est ouvert à l'ensemble des opérateurs privés (3). Ensuite, il y a une phase de négociation entre l'acteur public et les entreprises pouvant être potentiellement sélectionnées. Suite à la négociation, l'acteur public choisit son partenaire pour la durée du contrat (4). Le choix du partenaire privé suit la règle de l'*intuitu personae* selon laquelle la collectivité délégante dispose *in fine* d'une liberté dans le choix de son cocontractant. Une deuxième réforme est mise en place par la loi dite « Barnier » de 1995 qui limite la durée des contrats à 20 ans. Enfin, depuis 2007, un décret impose aux municipalités et aux groupes de municipalités de reporter 14 indicateurs de performance dans un document intitulé les Rapports Prix-Qualité des Services (RPQS) du maire.

Nous détaillons à présent la méthodologie retenue afin de mesurer les performances relatives des services d'eau public et privé en France.

(3) Notons qu'en France, trois opérateurs privés se partagent 90 % des communes ayant délégué leur service public de l'eau : VEOLIA, La Lyonnaise des eaux (SUEZ) et la SAUR.

(4) La durée des contrats varie généralement entre 7 et 12 ans.

## IV. — MÉTHODOLOGIE

### 4.1. Méthode DEA et hétérogénéité des conditions d'exploitation

Afin d'évaluer l'efficacité relative des services d'eau en France, nous utilisons la méthode DEA (*Data Envelopment Analysis*), développée par Farrell en 1957 (5). Il s'agit d'une technique de programmation linéaire permettant de réaliser une évaluation des performances relatives de différentes unités de décisions, telles que des services d'eau. Nous utilisons un modèle DEA « orienté *inputs* » définissant l'efficacité technique comme la capacité à minimiser ses *inputs*, à *outputs* donnés (6).

Notons que même s'il n'existe pas de consensus sur la « meilleure » méthode de *benchmarking* à utiliser, nous constatons l'essor des méthodes paramétriques telles que l'Analyse par Frontière Stochastique (SFA pour *Stochastic Frontier Analysis*) et non paramétriques telles que la méthode DEA dans la littérature et dans de nombreux pays. Ces deux outils possèdent des avantages et des inconvénients. Contrairement à la méthode DEA, l'analyse SFA permet de prendre directement en compte les effets des bruits statistiques et des variables contextuelles dans la mesure des efficacités relatives. Cependant, comme nous le verrons par la suite, de nouvelles techniques permettent à présent de prendre en compte ces facteurs au sein d'une méthode DEA. Par ailleurs, un avantage important de la méthode DEA est qu'il n'est pas nécessaire d'émettre des hypothèses fortes quant à la forme fonctionnelle qui existe entre les différents *inputs* et les *outputs*. Autrement dit, avec une méthode DEA, contrairement à la méthode SFA, il n'est pas nécessaire de supposer que les entreprises gèrent leur activité selon une certaine fonction de production ou de coût. Enfin, de façon plus pratique, la mise en place d'une méthode SFA nécessite une base de données relativement importante, ainsi que des mesures du coût des *inputs* (par exemple, le coût du travail, le coût du capital, le coût de l'énergie consommée). N'ayant pas la possibilité d'obtenir ce type de données pour les services d'eau français, la méthode SFA n'est pas applicable en l'état actuel.

L'évaluation « classique » de l'efficacité d'unités de décisions par une méthode DEA est ainsi conduite sur la base de volumes d'*inputs* et d'*out-*

- (5) Pour une explication détaillée des modèles DEA, voir Charnes *et al.* [1978], Thanassoulis [2000a,b], Charnes *et al.* [1994] et Cooper *et al.* [2004].
- (6) L'efficacité technique peut, en principe, être mesurée *via* une approche orientée vers les *inputs* ou les *outputs*. Dans ce second cas, les services efficaces seront ceux qui maximisent leurs volumes d'*outputs*, à *inputs* donnés. L'approche orientée *inputs* est généralement privilégiée lorsque l'unité d'analyse est un service public, dans la mesure où la demande s'adressant aux entreprises peut être considérée comme étant exogène.

*puts*. Pour le service  $i$ , le programme linéaire peut s'écrire de la manière suivante (7) :

$$\left\{ \begin{array}{l} \min_{\theta, \lambda} \quad \theta \\ \text{s.c} \quad -y_i + Y\lambda \geq 0 \\ \quad \theta x_i - X\lambda \geq 0 \\ \quad \lambda \geq 0 \\ \quad e^T \lambda = 1 \end{array} \right. \quad (1)$$

Où  $y > 0$  est un vecteur d'*outputs*  $M \times 1$  produits par le service  $i$  ;  $x > 0$  est un vecteur  $N \times 1$  d'*inputs* utilisés par le service  $i$  ;  $Y = [y_1, \dots, y_I]$  est la matrice  $M \times I$  d'*outputs* des  $I$  services de l'échantillon ;  $X = [x_1, \dots, x_I]$  est la matrice  $N \times I$  d'*inputs* utilisés par les  $I$  services de l'échantillon ;  $\lambda = [\lambda_1, \dots, \lambda_I]$  est un vecteur  $I \times 1$  de pondération ;  $e = [1, \dots, 1]$  est un vecteur  $I \times 1$  pour les  $I$  services de l'échantillon ;  $0 \leq \theta \leq 1$  est une mesure du score d'efficacité.

Ce programme est résolu  $I$  fois, c'est-à-dire une fois pour chaque service d'eau de l'échantillon. Les solutions obtenues fournissent une évaluation initiale des performances relatives des services d'eau, sous la forme d'une valeur optimale de  $\theta \leq 1$  (score d'efficacité) et de « *slacks* » non négatifs. Les *slacks* mesurent la différence entre les *inputs* réels des services d'eau et ceux qui auraient dû être atteints pour que les services soient efficaces (c'est-à-dire pour qu'ils obtiennent un score égal à 1). Un *slack* peut donc être traduit par un « excès d'*inputs* ». Cela signifie que le service pourrait diminuer ses *inputs* pour atteindre un même niveau d'*outputs*.

Néanmoins, ce modèle DEA « classique » prend uniquement en compte les *inputs* et les *outputs* pour mesurer l'efficacité relative des services. Or, l'efficacité d'un service d'eau peut être impactée par des conditions exogènes qui diffèrent d'un service à l'autre. L'importance de la prise en compte de l'hétérogénéité des conditions d'exploitation a été soulignée par plusieurs auteurs, tels que Bhattacharyya *et al.* [1995], Ashton [2000], Garcia et Thomas [2001], Tupper et Resende [2004] et Filippini *et al.* [2008]. Des variables dites « environnementales » ou « contextuelles » doivent donc être prises en compte car elles peuvent impacter la technologie de production d'un opérateur et permettent de capter au moins en partie les différences de conditions d'exploitation de chaque service d'eau. Ces variables permettent de prendre en compte dans les comparaisons de performances les différentes caractéristiques du domaine d'activité de chaque service d'eau.

En effet, il est important de souligner le fait que la performance d'un opérateur peut être influencée par trois phénomènes différents :

(7) Voir Banker *et al.* [1984]. Nous supposons ici que les rendements d'échelle sont variables, ce qui correspond à l'hypothèse la moins restrictive.



- « l'efficacité managériale » avec laquelle l'activité est menée ;
- les caractéristiques de l'environnement dans lequel l'activité est menée. Il s'agit du contexte opérationnel propre à chaque opérateur ;
- l'impact des bruits statistiques. Il s'agit de variables omises dans le modèle, ou mal renseignées. Il peut également s'agir d'un facteur « chance » ou « malchance » qui touche un opérateur une année donnée. Plus généralement, les bruits statistiques constituent un terme d'erreur qui peut biaiser les scores d'efficacité attribués aux services d'eau comparés.

Le premier phénomène est endogène et dépend donc des performances réelles de chaque service. Les deuxième et troisième phénomènes sont exogènes, c'est-à-dire qu'une partie de l'efficacité relative attribuée aux services d'eau ne dépend pas de « l'effort » de performance effectivement réalisé par chacun des services, mais de « chocs externes » aux services. Il est bien évidemment nécessaire d'être en mesure d'isoler ces différentes influences lors de l'évaluation des performances relatives des services d'eau. Cela requiert des informations concernant les *inputs*, les *outputs* et le développement d'un modèle capable d'incorporer les variables environnementales dans la procédure d'évaluation des performances relatives. De plus, afin de pouvoir « capturer » l'influence des bruits statistiques, le modèle doit être stochastique. Cependant, la plupart des modèles DEA sont des modèles déterministes. Ainsi, il convient dans cette étude de retenir une démarche permettant d'introduire, d'une part, un élément stochastique dans un modèle DEA afin d'isoler les phénomènes de « chance » ou « malchance » pouvant biaiser l'évaluation menée, et d'autre part, d'introduire une correction des scores d'efficacité en fonction du contexte dans lequel l'activité est menée par chaque service d'eau.

Plusieurs modèles DEA ont été développés afin de prendre en compte l'impact des variables environnementales sur la performance relative d'unités de décisions (8). Une première approche possible est d'inclure les variables environnementales directement dans le programme linéaire, en tant que variables non discrétionnaires d'*inputs* ou d'*outputs* selon les circonstances (Ferrier et Lovell [1990]). Cela nécessite néanmoins d'ajouter des contraintes au programme, ce qui limite le nombre de variables environnementales pouvant être prises en compte. Une approche DEA « *multi-stages* » est envisageable pour améliorer l'évaluation des performances des services. Cela permet d'élaborer des comparaisons entre des services opérant dans des conditions d'exploitation similaires, éliminant ainsi l'effet du contexte sur l'évaluation des performances. Une autre catégorie de modèles se base sur une approche mixte en deux temps. Une première étape consiste à résoudre le programme DEA selon les *inputs* et les *outputs* afin de calculer les scores d'efficacité. Puis, dans un

(8) Voir Coelli *et al.* [1998] pour une explication détaillée de ces modèles.

second temps, les *slacks* sont régressés en fonction des variables environnementales. Cela permet de déterminer le signe et la significativité des coefficients des variables environnementales et de prendre en compte leur impact en ajustant les scores initiaux (voir par exemple Bhattacharyya *et al.* [1997]).

De leur côté, Fried *et al.* [1999] ont développé une approche en trois temps, dans laquelle les scores DEA initiaux sont également calculés sur la base des *inputs* et des *outputs*. Dans un second temps, les *slacks* sont régressés à l'aide d'une méthode tobit, selon les variables environnementales. Dans la dernière étape, les *inputs* initiaux sont ajustés selon l'impact des variables environnementales et le programme DEA est résolu à nouveau. Les scores obtenus sont ainsi nets du contexte dans lequel les services opèrent. Néanmoins, ces approches ne permettent pas de prendre en compte l'impact des bruits statistiques sur l'efficacité relative des services (Erbetta et Cave [2007]).

Fried *et al.* [2002] ont proposé une technique permettant de prendre en compte ces deux phénomènes (bruits statistiques et variables contextuelles) dans un modèle DEA. Cette technique se déroule également en trois étapes.

1. Une analyse DEA est menée en ne prenant en compte que les *inputs* et les *outputs*, afin d'obtenir une évaluation initiale ou « brute » des performances relatives des services.

2. Une analyse SFA est menée. Les *slacks* obtenus à la première étape sont régressés en fonction de variables contextuelles. Cela permet de dissocier, pour chaque *input* et chaque opérateur, la part de la performance relative provenant de l'efficacité managériale, de l'environnement d'exploitation et de bruits statistiques.

3. Chaque *input* est ajusté pour prendre en compte l'impact de l'environnement d'exploitation et des bruits statistiques. Une nouvelle analyse DEA est menée, en prenant en compte les nouveaux *inputs*, corrigés de l'environnement et des bruits statistiques. Les performances relatives obtenues sont ainsi nettes du contexte et des bruits statistiques.

Ainsi, la première étape est réalisée en résolvant le programme (1) présenté précédemment. Ensuite, les excès d'*inputs* (*slacks*) calculés à la première étape (notés  $S_{ni} = x_{ni} - X_n \lambda \geq 0$ ) sont régressés par rapport aux variables contextuelles en prenant en compte un terme d'erreur, à l'aide de la méthode SFA.  $S_{ni}$  représente donc l'excès d'*inputs* lié à l'utilisation de l'*input*  $n$  par le service  $i$ .  $X_n$  est la  $n^{\text{ième}}$  colonne de  $X$  et  $X_n \lambda$  représente la projection optimale de  $x_{ni}$ , c'est-à-dire la valeur que l'*input* devrait atteindre pour que le service soit efficace. Les variables explicatives sont les  $K$  variables contextuelles :  $z_i = [z_{1i}, \dots, z_{Ki}]$ ,  $i = 1, \dots, I$ . Les  $N$  régressions (une pour chaque excès d'*input*) s'écrivent de la manière générale suivante, avec  $n = 1, \dots, N$  et  $i = 1, \dots, I$ :

$$S_{ni} = f^n(z_i; \beta^n) + v_{ni} + u_{ni} \quad (2)$$

$f^n(z_i; \beta^n)$  représente la frontière des possibles en matière d'excès d'inputs.  $\beta^n$  représente les paramètres estimés par le logiciel.  $v_{ni}$  mesure les bruits statistiques tandis que  $u_{ni} \geq 0$  mesure l'inefficience managériale des services. La frontière stochastique est mesurée par :  $S_{ni} = f^n(z_i; \beta^n) + v_{ni}$ . Puisque  $u_{ni} \geq 0$ , cette frontière stochastique représente les *slacks* minimums pouvant être atteints par les services. Tout excès d'inputs supérieurs à cette frontière sera attribué à de l'inefficacité managériale de la part des services. Le terme idiosyncratique d'erreur  $v_{ni}$  est supposé indépendamment et identiquement distribué de loi  $v_{ni} \sim N(0, \sigma_{vn}^2)$ , tandis que  $u_{ni} \sim iid N^+(\mu^n, \sigma_{un}^2)$  (loi normale tronquée en zéro).  $v_{ni}$  et  $u_{ni}$  sont indépendamment distribués entre eux et par rapport aux régresseurs. Les  $N$  régressions (2) sont estimées par la méthode du maximum de vraisemblance. Pour chaque régression, les paramètres à estimer sont  $(\beta^n; \mu^n; \sigma_{vn}^2; \sigma_{un}^2)$ .

Considérons à présent la manière dont nous utilisons l'analyse SFA pour ajuster les *inputs* mobilisés pour évaluer les performances relatives des services d'eau. L'intuition derrière cet ajustement repose sur le fait que des services opérant dans un contexte non favorable, ou des services « malchanceux » une année donnée, sont désavantagés au cours de la première étape DEA décrite ci-dessus. Une solution pour compenser ce désavantage est d'ajuster à la baisse les *inputs* de ces services d'eau, d'un montant reflétant le degré de désavantage supporté. Ce degré de désavantage est estimé par l'analyse SFA menée au cours de la seconde étape. Cet ajustement est tel que :

$$x_{ni}^A = x_{ni} + [\max_i \{z_i \hat{\beta}^n\} - z_i \hat{\beta}^n] + [\max_i \{\hat{v}_{ni}\} - \hat{v}_{ni}] \quad (3)$$

avec  $n = 1, \dots, N$  et  $i = 1, \dots, I$ .

$x_{ni}^A$  est l'input ajusté ;  $x_{ni}$  est l'input observé dans la base de données.

$[\max_i \{z_i \hat{\beta}^n\} - z_i \hat{\beta}^n]$  permet de placer tous les services d'eau dans un même contexte opérationnel, le moins avantageux de l'échantillon étudié.  $[\max_i \{\hat{v}_{ni}\} - \hat{v}_{ni}]$  permet de placer tous les services d'eau dans un même état de la nature, c'est-à-dire dans la situation la moins « chanceuse ». Ces ajustements varieront selon le service d'eau et l'input considéré.

Afin d'implémenter l'équation (3), il faut également séparer les bruits statistiques de l'inefficience managériale des services au sein des résidus des résultats SFA (équation (2)). Cela nous permet d'obtenir les estimations de  $v_{ni}$  pour chaque service. Ces résultats sont obtenus d'après la méthodologie développée par Jondrow *et al.* [1982].

Ainsi, à partir des estimateurs conditionnels de l'inefficience managériale notée  $\hat{E}[v_{ni}/v_{ni} + u_{ni}]$ , nous dérivons les estimateurs des bruits statistiques de manière résiduelle, *via* l'équation suivante :

$$\hat{E}[v_{ni}/v_{ni} + u_{ni}] = s_{ni} - z_i \hat{\beta}^n - \hat{E}[u_{ni}/v_{ni} + u_{ni}] \quad (4)$$

avec  $n = 1, \dots, N$  et  $1, \dots, I$ . Cette équation fournit les estimateurs conditionnels pour les  $v_{ni}$  inclus dans l'équation (3).

$\hat{\beta}_n$  permet d'estimer la contribution de chaque variable environnementale observable aux *slacks*, tandis que les paramètres ( $\mu^n$  ;  $\sigma_{vn}^2$  ;  $\sigma_{un}^2$ ) permettent d'estimer l'impact séparé de l'inefficacité managériale et des bruits statistiques sur chacun des *slacks*.

Plus particulièrement, lorsque  $\gamma^n = \sigma_{un}^2 / (\sigma_{vn}^2 + \sigma_{un}^2) \rightarrow 1$ , l'impact de l'inefficacité managériale domine l'impact des bruits statistiques, tandis que l'inverse est vérifié lorsque  $\gamma^n \rightarrow 0$ .

Reste ensuite à répéter la première étape DEA en prenant en compte les nouveaux *inputs* pour chaque service. Ainsi, l'évaluation des performances relatives obtenues durant cette dernière étape sera nette du contexte opérationnel et des bruits statistiques. Les scores obtenus par les services d'eau reflètent alors plus précisément l'inefficacité managériale des opérateurs.

## 4.2. Détection des services super-efficients

Dans un modèle DEA, ce sont les services les plus performants qui déterminent la frontière d'efficacité. Certains services « super-efficients » (les « *outliers* ») peuvent diminuer le score moyen de l'ensemble des services en tirant la frontière vers le haut. De ce fait, certains services peuvent être « injustement » pénalisés dans le classement par des scores d'efficacité biaisés à la baisse. Afin de déterminer une frontière d'efficacité qui corresponde à notre échantillon, nous réalisons la détection des services super-efficients en plusieurs étapes. Nous résolvons le programme DEA, et à chaque étape, nous retirons de l'échantillon les services suspectés d'être super-efficients, jusqu'à ce que le score moyen des services soit stable.

Afin de détecter ces services potentiellement super-efficients, nous avons pris en considération deux éléments. Nous observons tout d'abord le nombre de fois qu'un service est utilisé comme référence pour déterminer le niveau d'efficacité des autres services (9). Nous avons ensuite calculé le poids cumulé de chaque service efficient dans la construction de la frontière (10). Nous prenons ainsi en compte le nombre de fois où le service est référent, ainsi que

(9) En effet, la méthode DEA permet, au-delà du calcul des scores d'efficacité, de déterminer, pour chaque service inefficient, le ou les services auxquels il a été comparé. Ainsi, les services jugés efficaces, c'est-à-dire ceux déterminant la frontière d'efficacité, sont cités comme référents d'un ou plusieurs services relativement inefficients.

(10) Un service relativement inefficient peut avoir plusieurs référents. La méthode DEA indique quel est le poids de chaque référent dans la détermination du score de chaque service relativement inefficient.

« son poids de référence » afin de déterminer sa potentielle « super-efficience ». Après ces calculs, une représentation graphique nous permet de visualiser les services super-efficieux. Nous avons répété l'opération trois fois jusqu'à ce qu'aucun service ne paraisse plus potentiellement super-efficieux. Dans un premier temps, nous avons retiré deux services « super-efficieux », puis ensuite un service et enfin deux autres services (11). Le score d'efficience moyen passe de 0,672 avec la base totale à 0,754 après retrait des services super-efficieux.

### 4.3. Le modèle économétrique complémentaire

Afin de vérifier la significativité des résultats obtenus par la méthode DEA-SFA, nous menons une analyse économétrique complémentaire. Nous estimons les recettes par la méthode des moindres carrés ordinaires, en supposant que les recettes totales liées à la gestion d'un service  $i$  s'estiment de la manière suivante :

$$\ln(RT)_i = \alpha \ln(Y)_i + \vartheta X_i + \varepsilon_i \quad (5)$$

Où  $Y$  représente les variables explicatives, identiques à celles utilisées dans le modèle DEA et  $X$  représente les variables impactant l'environnement d'exploitation des services.

Nous détaillons à présent les données utilisées afin de mesurer les performances relatives des services d'eau public et privé en France.

## V. — BASE DE DONNÉES

### 5.1. Sélection et représentativité des données

Nous utilisons une base de données unique qui a été spécifiquement construite pour la réalisation d'une étude comparative de la gestion publique et privée de l'eau en France. La collecte des données a été réalisée en deux étapes. À partir de la base IFEN-SOeS, une base nationale sur les services d'eau en France qui contient des observations au niveau de la commune et qui est représentative, nous avons récupéré les données pour toutes les communes de plus de 15 000 habitants. Nous avons ensuite identifié les services d'eau qui regroupent au moins une commune de 15 000 habitants. Nous avons réalisé une collecte des Rapports Prix Qualité Service (RPQS) et des Rapports annuels du délégataire (RAD) sur les 320 services d'eau concernés. Nous

(11) Les cinq services retirés sont respectivement deux délégations de service public et trois régies.

*TABLEAU 1 – Comparaison des bases IFEN et OSEA*

Variable	Base IFEN			
	Gestion publique	Gestion privée	Moyenne	
Proportion	22 %	78%	–	
Prix de la facture 120 m <sup>3</sup>	140,88	176,41	170,29	
Observations	137	479	–	
Variable	Base OSEA			
	Proportion	30,5%	69,5%	–
	Prix de la facture 120 m <sup>3</sup>	141,83	174,12	164,21
	Observations	54	123	–

avons obtenu ces documents pour 289 services pour l'année 2009. Dans un deuxième temps, nous avons codé les données des documents, afin de constituer une base de données nommée OSEA (Observatoire des Services d'Eau et d'Assainissement). Au final, 177 services ont des données exploitables pour la réalisation de cette étude. Les données sont présentées au niveau du service d'eau, le service étant parfois communal. En raison du manque d'uniformité dans la présentation des documents, nous n'avons parfois pas pu dissocier des services d'eau qui sont regroupés dans un même syndicat mais gérés par différents contrats ou différentes formes contractuelles. Dans ce cas, si la gestion est à la fois publique et privée, nous considérons le service comme étant public ou privé si la majorité des abonnés est gérée par un opérateur respectivement public ou privé.

Nous regardons, dans un premier temps, la représentativité de l'échantillon au regard des services comparables de la base IFEN-SoeS pour l'année 2008 (voir tableau 1). Nous observons que notre échantillon se caractérise par une sur-représentation des régies en comparaison des régies et, parmi ces services délégués, les services gérés par la Lyonnaise des Eaux sont également sur-représentés (12). Cependant, nous observons pour chaque mode de gestion, des prix moyens comparables dans les bases IFEN-SOeS et OSEA ce qui est rassurant pour la suite de notre étude qui se focalise sur les différences de recettes entre modes de gestion. En effet, les recettes sont corrélées au prix (mais elles dépendent également du nombre d'abonnés et de la consommation par tête de la municipalité). Nous retrouvons l'écart de prix classique pour une facture de 120 m<sup>3</sup> entre régies et DSP de l'ordre de 22 %. Notre base de données est donc globalement représentative des communes de plus de 15 000 habitants.

(12) Dans la base IFEN 2008, il y a 479 services délégués contre 121 dans la base OSEA.

TABLEAU 2 – Statistiques descriptives (172 services d'eau)

Variable	Gestion en régie				Gestion déléguée			
	Moyenne	Écart-Type	Min	Max	Moyenne	Écart-Type	Min	Max
<b>Dépendant variable</b>								
Recettes (en milliers)	6183,944	7407,255	773,149	37220,44	9027,477	37624,75	889	407840,4
<b>Outputs physiques</b>								
Volume facturé (en milliers)	5095,302	5982,645	830,6	29556,4	5999,989	22928,11	681,358	248223
Longueur du réseau (en km)	476,1578	511,4282	65,89	3094	559,546	1541,276	29,64	14157
Abonnés	25980,1	28100,24	3378	176500	26475,63	61359,26	1409	547938
<b>Output qualitatif</b>								
Rendement du réseau	0,751	0,094	0,506	0,923	0,778	0,093	0,345	0,939
<b>Variables contextuelles</b>								
Densité de population	196,9848	114,6751	67,8112	791,667	218,1504	128,4048	31,725	717,329
Zone touristique (= 1)	0,157	0,367	0	1	0,091	0,289	0	1
Eau de surface (= 1)	0,294	0,460	0	1	0,248	0,433	0	1
Gestion intercommunale (= 1)	0,412	0,497	0	1	0,430	0,497	0	1
Traitement mixte (= 1)	0,353	0,483	0	1	0,306	0,463	0	1
Traitement complexe (= 1)	0,392	0,493	0	1	0,570	0,497	0	1

Nous regardons également la représentativité de la base en termes de couverture de la population nationale. Malgré l'absence de plusieurs services importants comme Lille, Lyon, Paris ou Toulouse, notre base couvre 4,5 millions d'abonnés, 17,5 millions de personnes et plus d'un milliard de volumes facturés aux abonnés. Nous avons donc des services qui représentent près d'un tiers de la population française et un quart de la consommation d'eau en France.

Dans les trois sous-sections suivantes nous décrivons les variables utilisées pour le test empirique. Le tableau 2 présente les principales statistiques descriptives pour l'ensemble de la base.

## 5.2. La variable dépendante

Nous utilisons comme variable dépendante les recettes nettes des services d'eau. Nous avons donc retiré les recettes issues des exportations d'eau vers d'autres services ainsi que les recettes annexes issues de travaux ou de produits divers pour ne prendre en compte que les recettes liées à la facturation de l'eau aux abonnés domestiques et non domestiques. Les recettes dépendent essentiellement des volumes facturés et du nombre d'abonnés. Dans les ser-

vices gérés par un opérateur privé, une partie des recettes est reversée à la commune ou à l'intercommunalité concédante. Cette partie est intégrée dans la recette nette car elle est versée en contrepartie d'investissements sur le réseau de la commune. Nous avons en revanche retiré toutes les taxes et redevances qui sont versées aux agences de l'eau ou à l'État. La recette nette correspond ainsi aux coûts de gestion du service majorés par une marge qui revient aux opérateurs quand la gestion est privée ou à la communauté quand la gestion est publique (13).

La plupart des études de *benchmarking* des services d'eau utilisent les coûts du service comme variable dépendante. Nous pensons cependant que la recette issue de la vente d'eau et des abonnements est une bonne approximation des coûts du service pour au moins deux raisons. D'abord, parce que la mesure est plus lisible que les coûts des services d'eau lorsqu'il s'agit de comparer deux modes de gestion. Généralement, les coûts sont divisés entre les coûts d'exploitation pour la production et la distribution de l'eau et les coûts d'investissements. Cependant, les différences de comptabilité entre opérateurs privés et régies ont rendu difficiles la collecte et la comparaison de données de coûts. Si la comptabilité des opérateurs privés est uniformisée dans le Compte Annuel de Résultats d'Exploitation (CARE), elle est beaucoup moins claire pour les régies. Par ailleurs, des différences d'amortissement rendaient difficile la comparaison des coûts du service et auraient probablement avantagé les régies dont la durée d'amortissement est plus longue.

Une deuxième raison qui justifie la prise en considération de la recette comme variable dépendante est la prise en compte des marges des services. Le débat sur l'eau en France, mais également dans d'autres pays industrialisés, a mis en avant le prix jugé parfois excessif de l'eau. Une des raisons soulignées est la marge des entreprises privées qui ne serait pas justifiée par des considérations d'efficacité. De ce point de vue, la recette nette, plus que les coûts, permet de prendre en compte l'existence d'une marge distorsive d'un opérateur, qu'il soit public ou privé, qui pénaliserait les consommateurs. Une telle approche est également utilisée par Zschille et Walter [2012].

La recette nette nous semble donc être une bonne approximation de la performance d'un service car ; i) elle est corrélée aux coûts de gestion du service et ii) elle permet de prendre en compte directement l'intérêt du consommateur dans l'analyse de la comparaison public-privé.

### 5.3. Les variables explicatives

Afin de comparer les performances relatives des services d'eau, nous utilisons trois variables explicatives (*outputs*) traditionnelles : les volumes facturés

(13) Pour une étude sur les marges des opérateurs et leurs distorsions, voir Porcher [2012].



en milliers de mètres cubes, le nombre d'abonnés et la longueur des réseaux en kilomètres. Ces trois variables correspondent aux trois métiers des services d'eau : la production et la distribution d'eau, la gestion du service client et la gestion du réseau. Les volumes facturés représentent les volumes facturés aux abonnés domestiques et non domestiques du service d'eau. Les exportations sont exclues des volumes facturés. Les volumes facturés permettent de capter les coûts de production du service mais également les coûts de distribution.

Les abonnés (domestiques et non domestiques) représentent le nombre d'unités de consommation connectées au niveau du service d'eau. Une unité de consommation peut être une maison individuelle ou un bâtiment de plusieurs étages. Plusieurs études ont souligné l'importance d'utiliser le nombre d'abonnés en plus des volumes facturés (voir Saal et Parker [2001]) en raison des différentes caractéristiques du service et des coûts divergents qui peuvent en résulter. En effet, plus que la population desservie, le nombre d'abonnés est un élément important du coût des services (voir Garcia et Thomas [2001]) : plus il y a d'abonnés, plus il faut investir pour maintenir ou remplacer les branchements. Pour Erbetta et Cave [2007], le nombre d'abonnés est une bonne approximation des économies d'échelles de l'activité de distribution de l'eau. Nous pensons également que le nombre d'abonnés correspond aux coûts de gestion du service client.

Par ailleurs, les revenus des services d'eau peuvent être différents selon la longueur du réseau de distribution (Corton et Berg [2009]). En effet, la longueur du réseau est à la fois un indicateur de la valeur du capital (Berg et Lin [2008]) et de la dispersion géographique des branchements à gérer (Thanassoulis [2000a]). La relation entre la longueur du réseau et les recettes est donc croissante.

En plus des variables traditionnellement utilisées pour calculer l'efficacité technique, nous prenons en compte des aspects qualitatifs qui nous semblent importants pour au moins deux raisons. D'abord, parce que les opérateurs publics et privés doivent respecter un certain nombre de critères de qualité qui sont désormais rendus publics. Ensuite, parce que la protection des ressources d'eau est un enjeu important et coûteux, la réparation des fuites nécessitant des investissements élevés dans des systèmes de détection et dans le capital humain. Nous utilisons donc le rendement du réseau comme variable de qualité technique du service (Coelli *et al.* [2003]). Celui-ci est mesuré comme le ratio entre les volumes facturés et la somme des volumes facturés et des pertes. Nous pensons que ces aspects qualitatifs doivent être pris en compte, car les opérateurs privés justifient parfois l'écart de prix avec la gestion publique par une meilleure gestion du réseau.

Nous avons privilégié le rendement comme variable qualitative plutôt que la qualité de l'eau pour deux raisons. Notre approximation de la qualité de l'eau est le taux de conformité microbiologique mesurée par le nombre de tests de qualité concluants sur l'ensemble des tests menés dans l'année. La conformi-

té microbiologique de l'eau va de 94,74 % à 100 % et est en moyenne de 99,69 % dans la base OSEA. Si elle est effectivement supérieure dans les services gérés par des opérateurs privés (14) (99,78 % contre 99,49 %), 138 services sur 177 ont une conformité microbiologique égale à 100. Si nous avions des données temporelles, nous aurions pu créer un indicateur de qualité spécifique pour chaque service en mesurant l'amélioration ou la stabilité des critères de qualité. Comme cela n'est pas possible, nous avons sélectionné le critère de qualité le plus fiable (15) et qui a le plus de variance, afin de refléter des différences de performance du réseau. Par ailleurs, nous ne laissons pas de côté la qualité de l'eau puisque nous intégrons dans nos variables environnementales des indicateurs de complexité du traitement et de l'origine de l'eau (voir *infra*) et donc de qualité de l'eau brute.

#### 5.4. Les variables contextuelles

La performance des services d'eau pourrait être affectée par des conditions exogènes à la performance managériale. Des variables contextuelles ont été intégrées car elles peuvent influencer la technologie utilisée par les services d'eau et permettent de prendre en compte les différences environnementales dans lesquelles les services d'eau évoluent (voir Bhattacharyya *et al.* [1995] et Garcia et Thomas [2001] par exemple). Ces variables permettent de prendre en compte l'impact des différentes caractéristiques du réseau et de la zone géographique du service, ce qui permet de contrôler l'hétérogénéité des services d'eau.

Nous utilisons cinq variables environnementales qui sont communes à la littérature sur le sujet (Erбетта et Cave [2007]). Nous contrôlons d'abord la nature de la ressource de l'eau à l'aide d'une variable dichotomique qui vaut 1 si l'eau est majoritairement de surface et 0 si elle est majoritairement souterraine. L'origine de l'eau ne permet pas seulement d'approcher la complexité de la production et de la distribution d'eau mais également le niveau d'investissements spécifiques nécessaires pour gérer le service, une variable importante du point de vue des coûts de transaction. En effet, comme nous l'avons spécifié dans la section précédente, une meilleure qualité de l'eau peut simplement résulter de la nature de la source. L'eau souterraine, moins soumise aux pollutions, a par exemple une qualité plus stable au cours du temps, ce qui réduit l'incertitude quant à l'évolution du traitement nécessaire au cours de la durée d'exploitation du service.

Nous utilisons ensuite deux variables relatives au traitement de l'eau. Une variable vaut 1 si le traitement de l'eau est complexe et 0 sinon. Nous enten-

- (14) Notons que le rendement est également plus élevé en moyenne pour les opérateurs privés.
- (15) D'autres indicateurs de qualité du réseau comme le nombre de réclamations ou de fuites sur le réseau font encore l'objet d'une comptabilité différenciée d'un service à l'autre.

dons par traitement complexe un traitement de type A3 au sens de la nomenclature du ministère de la Santé, c'est-à-dire un traitement physique et chimique poussé, un affinage et une désinfection en plusieurs étapes. Les traitements non complexes (A1 et A2) nécessitent un traitement physique et chimique normal et une désinfection simple. Nous prenons en compte la nécessité d'avoir recours à des traitements différenciés selon la source d'eau. En effet, certains services produisent de l'eau à partir de sources diverses et ont donc besoin de traitements différents selon les sources. Cela nécessite parfois des équipements spécifiques, par exemple des usines de traitement multiples ou différenciées. Nous intégrons donc une variable dichotomique qui vaut 1 si le traitement est mixte et 0 sinon.

Comme le notent Saal et Reid [2004], la littérature sur la performance comparée des réseaux d'eau intègre de plus en plus de mesures de la densité du réseau. La densité du réseau est un déterminant important des coûts du réseau (voir par exemple Bhattacharyya *et al.* [1995], Cubbin et Tzanidakis [1998], Antonioli et Filippini [2001], Estache et Rossi [2002]). Nous utilisons le ratio « population desservie sur longueur du réseau » comme mesure de la densité du réseau. Pour Erbetta et Cave [2007], les réseaux les plus denses sont les moins coûteux à gérer, tandis que les réseaux très dispersés peuvent avoir un impact positif sur les coûts du service en raison de coûts d'électricité et de maintenance plus élevés. Cependant, comme Bottasso et Conti [2003] l'ont noté, la densité de population peut avoir des effets ambigus sur l'efficacité des coûts du service. En effet, la dispersion des consommateurs entraîne des coûts de maintenance plus élevés mais la concentration du réseau peut entraîner des problèmes de congestion du service. Il devient alors plus coûteux d'entretenir un réseau dense qu'un réseau dispersé car les interventions sur le réseau sont nécessairement plus fréquentes. L'avantage d'utiliser la densité du réseau en variable environnementale est qu'il ne nous est pas nécessaire de faire une hypothèse sur le sens de son impact sur l'efficacité économique du réseau.

Par ailleurs, certains services d'eau font face à une volatilité de la demande en raison de variations saisonnières dans la consommation d'eau. C'est le cas par exemple des communes touristiques. Cette volatilité de la demande dans les périodes de vacances nécessite un réseau capable d'encaisser des pics de consommation importants et une surcapacité à intégrer les évolutions de la demande. Une variable dichotomique vaut 1 si la commune est touristique au sens de l'INSEE, 0 sinon.

Enfin, nous intégrons une variable dichotomique qui vaut 1 si la commune fait partie d'un service regroupant plusieurs communes pour la gestion du service d'eau et 0 si la commune gère son service en propre. Certaines communes décident de former un service interconnecté pour faire face aux manques de ressources dont elles disposent pour produire et distribuer l'eau, pour négocier les contrats et pour réguler les opérateurs privés par exemple. Par ailleurs, les opérateurs privés ont peu d'incitations à gérer les services des petites com-

munes, ce qui peut également inciter les services à se regrouper. Nous pensons que le regroupement des communes peut avoir des effets positifs sur la performance du service.

## VI. — RÉSULTATS

Un résumé des résultats de la première étape est présenté dans le tableau 3. La première partie du tableau reporte les scores moyens de la gestion publique et privée, les scores minimum et maximum, l'écart-type et le meilleur classement des services. La moyenne de l'efficacité technique est de 0,75 avant les corrections environnementales. Les services gérés par des opérateurs privés ont un score d'efficacité technique de 0,724 contre 0,825 pour les services gérés directement par la municipalité ou un groupement de municipalités. On constate également un écart-type plus grand pour les services en gestion privée, ce qui dénote une plus grande dispersion des scores de ces services. La deuxième partie du tableau reporte le nombre de services efficaces selon le mode de gestion. Plus de 23 % des services en régies sont efficaces contre seulement 15,7 % des services délégués. On observe ainsi une plus grande efficacité relative des unités de décision qui sont gérées en régie en comparaison des unités de décision dont la gestion est déléguée. Dans les deux dernières lignes du tableau 3, nous reportons les *slacks* des *inputs* de la première étape qui seront utilisés comme variable dépendante de la deuxième étape ainsi que l'écart-type. Les services délégués ont une inefficacité plus importante en valeur absolue que les services gérés en régie.

TABLEAU 3 – Gestion publique et gestion privée – 1<sup>ère</sup> étape

	Gestion publique	Gestion privée	Base entière
	Score	Score	Score
Moyenne	0,825	0,724	0,754
Écart-type	0,144	0,188	0,182
Min	0,450	0,373	0,373
Max	1	1	1
Meilleur classement	3	1	–
Unités de décision efficaces	12 (23,53%)	19 (15,70%)	31 (18,00%)
Observations	51	121	172
<i>Slacks</i>	873,256	1293,377	1168,806
Écart-type	1351,338	1659,967	1582,612

Note : Ce tableau résume les résultats de la première étape après détection des services sur-efficaces. Les *slacks* sont les réductions de recettes qu'un service devrait opérer pour devenir efficace.

**TABLEAU 4 – Régression des distances à la frontière par rapport aux variables contextuelles – 2<sup>ème</sup> étape**

<b>Variabes</b>	<b>Slack des inputs</b>
Eau de surface	286,238*** (25,353)
Zone touristique	192,449*** (42,449)
Traitement mixte	291,899*** (53,388)
Traitement complexe	17,763 (65,637)
Densité	1,460*** (0,068)
Service groupé	233,831** (112,929)
Constante	-1299,06*** (104,757)
$\gamma$	0,999
Log-Likelihood	-1463,673

Note : Écart-types entre parenthèses. La variable dépendante est l'écart à la frontière obtenu suite à la première étape. Le  $\gamma$  reporté sous les résultats représente la part de l'inefficience imputable aux mauvaises performances managériales des unités de décision.

Dans la deuxième étape, les *slacks* des *inputs* issus de la première étape sont régressés sur nos variables contextuelles. Le tableau 4 fournit les résultats de la régression SFA. Nous pouvons voir que toutes les variables environnementales ont un impact positif sur les inefficiences constatées dans la première étape. Afin de mieux comprendre le sens des coefficients, il est plus simple de recourir à un exemple. L'eau de surface a un coefficient positif, ce qui signifie qu'un usage plus important d'eau de surface entraîne un impact positif sur les *slacks* des *inputs* et donc un impact négatif sur l'efficacité du service. La localisation dans une zone touristique, l'existence d'un traitement mixte ou complexe de l'eau, la densité de population et l'existence d'un service groupé ont également un impact positif sur les *slacks* des *inputs*, c'est-à-dire un impact négatif sur l'efficacité du service. Les variables sont toutes significatives sauf la complexité du traitement. Comme nous pouvons le voir dans le tableau 4, la part de l'inefficience qui provient de l'inférence statistique est minime, le ratio  $\gamma$  étant très proche de 1. Nous utilisons ensuite les résultats de ce tableau pour opérer les corrections des recettes nettes afin de prendre en compte les différents contextes dans lesquels les services évoluent.

Après avoir corrigé les recettes en utilisant la méthode de Fried *et al.* [2002], nous pouvons obtenir les scores d'efficacité technique présentés dans le

TABLEAU 5 – Gestion publique et gestion privée : résultats finaux

	Gestion publique	Gestion privée	Base entière
	Score	Score	Score
Moyenne	0,883	0,823	0,841
Écart-type	0,112	0,132	0,129
Min	0,564	0,496	0,496
Max	1	1	1
Meilleur classement	1	3	–
Unités de décision efficaces	13 (25,49%)	17 (14,05%)	30 (17,44%)
Observations	51	121	172
Correction moyenne	0.059	0.100	0.087

tableau 3. En comparant avec les résultats de la première étape, nous constatons une correction moyenne, reportée en dernière ligne du tableau 5, de 0,087. Les services en gestion privée ont une variation moyenne de leur score d'efficacité plus élevée que les services en gestion publique, ce qui confirme que les variables contextuelles impactent plus les services en gestion déléguée que les services en régie. Le score minimum obtenu est désormais 0,496 contre 0,373 dans la première étape. Le test de corrélation de Spearman a une valeur de 0,890 et le test de corrélation de Kendall est de 0,700. Cela semble indiquer que les résultats de la première étape et de la troisième étape sont corrélés. La prise en compte des variables environnementales ne change donc pas fondamentalement, en moyenne, la performance relative des services d'eau.

Les résultats peuvent être interprétés de la manière suivante. En moyenne, les gains d'efficacité technique dans le secteur de l'eau sont de 15,9 %. Il est donc possible de diminuer les recettes de 11,7 % dans les services en gestion publique et de 17,7 % en gestion privée, à *outputs* constants. Il existe donc *a priori* un écart de 6 points en faveur de la gestion publique. Ce résultat indique donc que, tout au plus, les services en gestion délégués sont légèrement moins efficaces que les services en gestion publique, ce qui nuance les jugements émis sur une simple comparaison des prix moyens.

Afin de tester la significativité de ce résultat, nous estimons à présent économétriquement les recettes des services d'après l'équation 5. Nous prenons en compte les mêmes variables explicatives que précédemment, ainsi que les mêmes variables pouvant impacter l'environnement d'exploitation des services. Cette méthode nous permet également d'ajouter des effets fixes régionaux (modèle 1) et, de façon plus fine, des effets fixes départementaux (modèle 2). Nous intégrons également le mode de gestion, dans les deux modèles, pour isoler l'impact de cette variable, toutes choses étant égales par ailleurs.

**TABLEAU 6**  
*Gestion publique et gestion privée – Résultats économétriques*

	<b>Modèle (1)</b>	<b>Modèle (2)</b>
<b>Variabiles</b>	<b>ln(recettes)</b>	<b>ln(recettes)</b>
Gestion privée	0,0894* (0,0486)	0,0893 (0,0755)
ln(abonnés)	0,125* (0,0656)	0,0816 (0,0884)
ln(volumes)	0,681*** (0,0761)	0,749*** (0,121)
ln(longueur)	0,221*** (0,0624)	0,196** (0,0796)
Rendement	0,00198 (0,00245)	0,00320 (0,00461)
Densité	0,000702** (0,000346)	0,000386 (0,000342)
Eau de surface	0,103** (0,0501)	3,30e-05 (0,0937)
Eau mixte	0,0745* (0,0441)	0,0199 (0,0854)
Intercommunalité	0,00279 (0,0531)	-0,0331 (0,0893)
Zone touristique	0,0572 (0,0673)	-0,00583 (0,105)
Traitement complexe	0,0863** (0,0422)	0,0143 (0,0896)
Effets fixes départementaux	Non	Oui
Effets fixes régionaux	Oui	Non
Constante	0,00747 (0,327)	-0,368 (0,487)
Observations	172	172
R <sup>2</sup>	0,957	0,975

Note : Écart-types entre parenthèses : \*\*\* p<0,01 ; \*\* p<0,05 ; \* p<0,1.

Les résultats de nos estimations sont présentés dans le tableau 6.

Les résultats obtenus avec le modèle 1 (effets fixes régionaux) indiquent que le mode de gestion a un impact faiblement positif, et significatif seulement au seuil de 10 %. Lorsque l'on affine l'estimation en ajoutant des effets fixes départementaux (modèle 2), les résultats indiquent que le mode de gestion n'a pas d'impact significatif sur le montant des recettes totales des services d'eau.

Ces deux modèles indiquent, de façon intuitive, que les recettes sont significativement impactées par les volumes facturés et la longueur du réseau. En revanche, il n'est pas possible de conclure sur un impact du mode de gestion sur ce montant des recettes.

## VII. — CONCLUSION

Cette étude de *benchmarking* est la première à couvrir un tel échantillon de services d'eau en France, tout en prenant en compte les éléments exogènes pouvant impacter l'efficacité relative des services d'eau. Pour cela nous utilisons une méthode en trois étapes, ce qui nous permet d'évaluer la performance managériale des unités de décision tout en prenant en compte les différences structurelles et de « chance » qui existent entre les services. La comparaison entre gestions publique et privée indique que les services délégués opèrent, en moyenne, dans des conditions d'exploitation plus complexes. Après prise en compte de ce contexte opérationnel, l'écart de performance entre les deux modes de gestion apparaît faiblement en faveur de la gestion publique de l'eau. Afin de tester la significativité de cet écart, nous avons présenté un modèle économétrique estimant les recettes totales des services d'eau de notre base de données. Les résultats obtenus indiquent que le mode de gestion impacte le montant des recettes en eau, tout au plus faiblement (et à un seuil de significativité faible). Le modèle le plus fin, intégrant des effets fixes départementaux, indique quant à lui que cet impact n'est pas significatif.

Notons par ailleurs que d'autres facteurs, non pris en compte dans cette analyse, peuvent expliquer les écarts de performance entre les managements public et privé des services d'eau : le niveau de la dette du budget annexe de l'eau, l'âge des compteurs et le remplacement des branchements en plomb, ou encore les différences de fiscalité, notamment en matière de pression fiscale sur le travail. Le Boston Consulting Group [2007] considère par exemple que le surcoût des charges sociales et l'addition des diverses taxes supportées par les entreprises privées représentent une surcharge de 9,5 %. Une telle surcharge signifierait que les opérateurs privés compressent leurs marges ou leurs coûts afin de rester compétitifs, l'écart d'efficacité n'étant que de 6 % dans nos résultats DEA-SFA. Par ailleurs, la comparaison du montant des dettes publiques du budget annexe de l'eau permet d'apporter quelques éléments intéressants. Nos informations sont incomplètes et il existe donc un risque de biais de sélection car nous ne disposons d'information sur la dette que pour 117 services ; 52 en gestion publique et 65 en gestion déléguée. Une simple comparaison de moyenne nous permet cependant de comprendre que l'écart de performance entre gestion publique et gestion privée tient probablement en partie au fait que les opérateurs privés couvrent l'ensemble des coûts du service par leurs recettes quand les régies préfèrent reporter une partie des coûts sur l'endettement. Ainsi, le niveau de dette du service d'eau est en moyenne de 7211 440 € pour les régies contre 5812337 € pour les services délégués. Si les services en gestion publique devaient avoir un niveau de dette qui



converge vers celui des services en gestion privée, alors l'effort de remboursement de la dette devrait être financé par une augmentation des marges, et donc, à coûts inchangés, par une augmentation des recettes. Une telle augmentation des recettes ferait converger la performance des régies vers celle des services en gestion déléguée. Les recherches futures pourraient se concentrer sur ces variables omises, particulièrement la dette du budget annexe de l'eau, pour compléter nos résultats. Nos conclusions pourraient de plus être enrichies par l'utilisation de données temporelles.

## RÉFÉRENCES

- ANTONIOLI B. et FILIPPINI M. (2001), « The Use of a Variable Cost Function in the Regulation of the Italian Water Industry », *Utilities Policy*, n° 10(3-4), pp. 181-187.
- BANKER R.-D., CHARNES A. et COOPER W.-W. (1984), « Some models for estimating technical and scale inefficiencies in data envelopment analysis », *Management Science*, n° 30(9), pp. 1078-1092.
- BERG S. et LIN C. (2008), « Consistency in Performance Rankings: The Peru Water Sector », *Applied Economics*, n° 40(6), pp. 793-805.
- BHATTACHARYYA A., HARRIS T.-R., NARAYANAN R. et RAFFIEE K. (1995), « Specification and estimation of the effect of ownership on the economic efficiency of the water utilities », *Regional Science and Urban Economics*, n° 25(6), pp. 759-784.
- BHATTACHARYYA A., LOVELL C.-A.-K. et SAHAY P. (1997), « The Impact of Liberalization on the Productive Efficiency of Indian Commercial Banks », *European Journal of Operational Research*, n° 98, pp. 332-347.
- BOSTON CONSULTING GROUP (2007), *Étude économique comparative relative aux modes de gestion des services d'eau*. Confidential Report.
- BOTTASSO A. et CONTI M. (2003), *Cost Inefficiency in the English and Welsh Water Industry: An Heteroskedastic Stochastic Cost Frontier Approach*. Economics Discussion Papers 573, University of Essex, Department of Economics.
- BOUSCASSE H., DESTANDAU F. et GARCIA S. (2008), « Analyse économétrique des coûts des services d'eau potable et qualité des prestations offertes aux usagers », *Revue d'Économie industrielle*, n° 122, pp. 7-26.
- CARPENTIER A., NAUGES C., REYNAUD A. et THOMAS A. (2006), « Effets de la délégation sur le prix de l'eau potable en France: une analyse à partir de la littérature sur les effets de traitement », *Économie et Prévision*, n° 174(3), pp. 1-20.

- CHARNES A., COOPER W.-W., LEWIN A.-Y. et SEIFORD L.-M. (1994), *Data Envelopment Analysis: Theory, Methodology and Application*. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- CHARNES A., COOPER W.-W. et RHODES E. (1978), « Measuring the Efficiency of Decision Making Units », *European Journal of Operational Research*, n° 2, pp. 429-444.
- CHONG E., HUET F., SAUSSIER S. et STEINER F. (2006), « Public-private partnerships and prices: Evidence from water distribution in France », *Review of Industrial Organization*, n° 29(1-2), pp. 149-169.
- COELLI T.-J., ESTACHE A., PERELMAN S. et TRUJILLO L. (2003), *A Primer on Efficiency Measurement for Utilities and Transport Regulators*. The World Bank Institute, Washington.
- COELLI T.-J., RAO D.-S.-P. et BATTESE G.-E. (1998), *An Introduction to Efficiency and Productivity Analysis*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- COOPER W.-W., SEIFORD L.-M. et ZHU J. (2004), *Handbook on Data Envelopment Analysis*. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- CORTON M.-L. et BERG S.-V. (2009), « Benchmarking Central American water utilities », *Utilities Policy*, n° 17(3-4), pp. 267-275.
- CUBBIN J. et TZANIDAKIS G. (1998), « Regression versus Data Envelopment Analysis for Efficiency Measurement: An Application to the England and Wales Regulated Water Industry », *Utilities Policy*, n° 7(2), pp. 75-85.
- ERBETTA F. et CAVE M. (2007), « Regulation and Efficiency Incentives: Evidence from the England and Wales Water and Sewerage Industry », *Review of Network Economics*, n° 6(4), pp. 425-452.
- ESTACHE A. et KOUASSI E. (2002), *Sector organization, governance, and the in efficiency of African water utilities*. Policy Research Working Paper Series 2890, The World Bank.
- ESTACHE A. et ROSSI M.-A. (2002), « How Different Is the Efficiency of Public and Private Water Companies in Asia? », *World Bank Economic Review*, n° 16(1), pp. 139-148.
- FERRIER G.-D. et LOVELL C.-A.-K. (1990), « Measuring Cost Efficiency in Banking: Econometric and Linear Programming Evidence », *Journal of Econometrics*, n° 46, pp. 229-245.
- FRIED H.-O., LOVELL C.-A.-K., SCHMIDT S.-S. et YAISAWARNG S. (2002), « Accounting for Environmental Effects and Statistical Noise in Data Envelopment Analysis », *Journal of Productivity Analysis*, n° 17, pp. 157-174.
- FRIED H.-O., SCHMIDT S.-S. et YAISAWARNG S. (1999), « Incorporating the Operating Environment into a Nonparametric Measure of Technical Efficiency », *Journal of Productivity Analysis*, n° 12, pp. 249-267.
- GARCIA S., GUERIN-SCHNEIDER L. et FAUQUERT G. (2005), « Analysis of water price determinants in France: Cost recovery, competition for the market and operators' strategy », *Water Supply*, n° 5(6), pp. 173-181.
- GARCIA S. et THOMAS A. (2001), « The Structure of Municipal Water Supply Costs: Application to a Panel of French Local Communities », *Journal of Productivity Analysis*, n° 16(1), pp. 5-29.
- GARCIA-SANCHEZ I.-M. (2006), « Efficiency Measurement in Spanish Local Government: The Case of Municipal Water Services », *Review of Policy Research*, n° 23(2), pp. 355-371.
- HALL D. et LOBINA E. (2004), « Private and public interests in water and energy », *Natural Resources Forum*, n° 28, pp. 268-277.
- HALL D. et LOBINA E. (2005), « Problems with private water concessions: A review of experiences and analysis of dynamics », *Water Resources Development*, n° 21(1), pp. 55-87.
- JONDROW J., MATEROV I., LOVELL C.-A.-K. et SCHMIDT P. (1982), « On the estimation of technical inefficiency in the stochastic frontier production model », *Journal of Econometrics*, n° 19(2/3), pp. 233-238.
- KIRKPATRICK C., PARKER D. et ZHANG Y.-F. (2006), « State versus Private Sector Provision of Water Services in Africa: An Empirical Analysis », *The World Bank Economic Review*, n° 20(1), pp. 143-163.
- PORCHER S. (2012), *Efficiency and Equity in Two-Part Tariffs: The Case of Residential Water Rates*. Chaire EPPP Discussion Paper.

- SAAL D.-S. et PARKER D. (2001), « Productivity and Price Performance in the Privatized Water and Sewerage Companies of England and Wales », *Journal of Regulatory Economics*, n° 20(1), pp. 61-90.
- SAAL D.-S. et REID D. (2004), *Estimating Opex Productivity Growth in English and Welsh Water and Sewerage Companies: 1993-2003*. Aston Business School Working Paper.
- SEROA da MOTTA R. et MOREIRA A. (2006), « Efficiency and regulation in the sanitation sector in Brazil », *Utilities Policy*, n° 14(3), pp. 185-195.
- SHIH J.-S., HARRINGTON W., PIZER W.-A. et GILLINGHAM K. (2004), « Economies of Scale and Technical Efficiency in Community Water Systems. Resources for the Future », *Discussion paper 04-15*.
- THANASSOULIS E. (2000a), « DEA and its use in the Regulation of Water Companies », *European Journal of Operational Research*, n° 127(1), pp. 1-13.
- THANASSOULIS E. (2000b), « The use of Data Envelopment Analysis in the Regulation of UK Water Utilities: Water Distribution », *European Journal of Operational Research*, n° 126(2), pp. 436-453.
- ZSCHILLE M. et WALTER M. (2012), « The performance of German water utilities: a (semi)-parametric analysis », *Applied Economics*, n° 44(29), pp. 3749-3764.