

RESUME

Dans cet article, nous avons analysé la structure des coûts des stations d'épuration des eaux usées en Suisse. Les résultats montrent que le processus de production est caractérisé par des rendements d'échelle croissants et des coûts marginaux décroissants. Ces résultats ont des implications sur les politiques efficaces de gestion des eaux usées. Au niveau des pollueurs « directs », la réglementation en vigueur actuellement est inefficace. De plus, contrairement aux cas traditionnellement analysés dans la littérature, des coûts marginaux de dépollution décroissants impliquent que la redevance de pollution pourrait provoquer des incitations perverses. Au niveau des pollueurs « indirects », leur comportement est influencé par la tarification. Actuellement, la politique de tarification des stations d'épuration possède uniquement des objectifs financiers. Nous avons avancé quelques propositions d'amélioration des politiques tarifaires.

ZUSAMMENFASSUNG

In diesem Artikel haben wir die Kostenstruktur der Abwasserreinigungsanlagen in der Schweiz untersucht. Die Resultate zeigen, dass der Produktionsprozess durch zunehmende Skalenerträge und abnehmende marginale Kosten charakterisiert ist. Diese Resultate haben Implikationen für eine effiziente Politik der Abwasserreinigung. Im Bereich der « direkten » Verschmutzer ist die zurzeit gültige Regelung ineffizient. Überdies, und im Gegensatz zu den traditionell in der Literatur untersuchten Fällen, implizieren abnehmende marginale Reinigungskosten, dass eine Umweltverschmutzungsabgabe kontraproduktive Anreize hervorrufen könnte. Das Verhalten der « indirekten » Verschmutzer hängt von der Tarifgestaltung ab. Die Politik der Tarifgestaltung für Abwasserreinigungsanlagen richtet sich im Augenblick ausschliesslich nach finanziellen Kriterien. Wir haben einige Vorschläge zur Verbesserung der Tarifpolitik vorgestellt.

SUMMARY

In this paper we analyze the production process of water treatment utilities in Switzerland. The production process possesses returns to scale and decreasing marginal costs. These results have some implications for water pollution policies. For « direct » polluters, the actual policy is inefficient. We show that economies may be realized with a different pollution treatment effort between utilities. Moreover, contrary to traditional cases analyzed in the literature, a pollution tax possesses perverse effects. Pollution permits do not have this disadvantage. For « indirect » polluters, behaviour is determined by utilities' tariffs. We propose some improvements to existing tariffs, but implementation is prevented by difficulties in measuring water pollution of households and small enterprises.

Structure des Coûts des Stations d'Épuration en Suisse et Gestion Efficace des Eaux Usées

ANDREA BARANZINI*

1 INTRODUCTION

Dès la fin des années '60, la Suisse a effectué un effort considérable dans le domaine de la protection des eaux. La concrétisation la plus spectaculaire de cet effort a été la construction des stations centrales d'épuration des eaux (STEP). En 1992, on comptait en Suisse 1197 stations d'épuration, ce qui a permis de faire passer la population raccordée de moins de 20% dans les années '60, à plus de 85% au début des années '90 [ASS, 1989]. Cet effort a naturellement eu des conséquences financières importantes. En effet, entre 1960 et 1990, les dépenses publiques dans la construction des STEP et les infrastructures annexes ont été de plus de 32 milliards de francs (en valeur courante). Les communes ont supporté la plus grande partie de ces dépenses (63%), tandis que la contribution des cantons a été de 26% et celle de la Confédération de 11% [OFEPF, 1990]. Pendant la même période, on a estimé que l'industrie privée et l'artisanat ont dépensé plus de 10 milliards de francs (en valeur courante)¹. L'organisation de la gestion des eaux usées en Suisse est partagée entre les trois échelons du pouvoir [voir DAFFLON, 1990]. De manière générale, la Confédération édicte les principes et les normes; les Cantons exécutent les programmes et contrôlent les applications; enfin, les communes réalisent les installations et en gèrent le financement.

Ces dernières années, de nombreuses propositions tendent vers une modification de la politique réglementaire actuelle, afin d'introduire une politique économiquement plus efficace, qui respecte le principe du pollueur-payeur. En particulier, une proposition récente de l'Office Fédéral de la Protection de l'Environnement, des Forêts et du Paysage (OFEPF) envisage l'introduction de redevances d'émission [OFEPF, 1993]. Nous n'avons pas l'ambition de proposer de manière détaillée une politique efficace dans le domaine de la gestion des eaux usées. Cependant, la mise en pratique d'une telle politique

* Centre universitaire d'étude des problèmes de l'énergie, Chemin de Conches 4, CH-1231 Conches-Genève.

Cette étude a été réalisée en partie lorsque j'étais au département d'économie politique de l'Université de Genève [voir BARANZINI, 1994]. Je remercie beaucoup pour leurs commentaires pertinents F. ABBÉ-DECARROUX, M. BACCHETTA, BEAT BÜRGENMEIER, G. FERRO-LUZZI, J.-M. GREYER, M. OLARREAGA et PH. THALMANN. Je remercie également A. BERTOGG de l'Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage pour l'aide technique au niveau des données. Je suis évidemment seul responsable de toute erreur.

¹ Benker, communication personnelle.

nécessite au préalable une analyse de la structure de production du service considéré. Cet article se concentre ainsi d'abord sur la structure de production des stations d'épuration des eaux, de manière à déduire ensuite des éléments pour une politique plus efficace.

L'article est organisé de la manière suivante. Dans la section 2 nous présentons la méthodologie et la définition des variables. La section 3 présente la structure du modèle estimé et les résultats. La section 4 esquisse les éléments pour une gestion efficace des eaux usées et la dernière section présente les conclusions, ainsi que les développements envisagés.

2 METHODOLOGIE

Afin d'analyser les propriétés technologiques d'un processus de production, on peut utiliser une fonction de transformation ou une fonction de coût. D'un point de vue économétrique, nous avons jugé que l'utilisation d'une fonction de coût était plus correcte, pour deux raisons. Premièrement, les stations d'épuration des eaux ne peuvent pas choisir le niveau de la production qui maximise leurs profits. En fait, les STEP sont soumises à une réglementation étatique les obligeant à traiter toutes les eaux usées canalisées. De plus, les eaux usées déversées doivent posséder une qualité minimale, fixée au niveau fédéral par l'Ordonnance sur le déversement des eaux usées. Enfin, les stations d'épuration ne sont pas censées faire des profits en excès des réserves nécessaires aux investissements. Le niveau de production peut donc être considéré de manière plausible comme étant exogène². Deuxièmement, les prix des facteurs de production sont déterminés au niveau institutionnel ou par le marché et donc ils peuvent être considérés comme exogènes par la station d'épuration.

Lorsque les stations d'épuration prennent leurs décisions principalement par rapport à la détermination des quantités optimales des facteurs de production, nous pouvons admettre l'existence d'une fonction de coût total qui s'écrit³:

$$\ln CT = C(\ln y_1, \dots, \ln y_G, \ln p_1, \dots, \ln p_I),$$

$$\text{avec } CT = \min_{x_i \geq 0} \{x_1 p_1 + \dots + x_I p_I\} \quad (1)$$

Toutefois, bien que les outputs soient contrôlés, les STEP ont la possibilité de produire *plus* que ce qui leur est imposé. Par exemple, la réglementation fédérale sur la demande biologique en oxygène (DBO-5) dans les eaux usées rejetées par les STEP est de 20 mg O₂/l. Cependant, la majorité des STEP déversent en moyenne des eaux usées dont la concentration de DBO-5 est inférieure: dans l'échantillon retenu, cette valeur est de 10,5 mg O₂/l.

L'hypothèse de minimisation des coûts pour les entreprises réglementées a fait l'objet de plusieurs études. Par exemple, AVERCH et JOHNSON [1962], soutiennent que la réglementation par les taux de rentabilité conduit à une inefficacité allocative dans le choix des facteurs de production, en particulier à une sur-capitalisation (cf. section 3).

où CT est le coût total de production, y_g les G outputs, x_i les I facteurs de production et p_i leurs prix.

L'utilisation d'une fonction de coût total implique que les entreprises sont à leur équilibre de long terme, en utilisant tous les facteurs de production au niveau optimal minimisant le coût total. Toutefois, pour les STEP cette hypothèse ne nous paraît pas très réaliste, en particulier pour le stock de capital⁴. Premièrement, les modifications des capacités sont très coûteuses et donc la station d'épuration est construite sur la base des prévisions démographiques et de développement économique d'une région. Ces prévisions peuvent évidemment se révéler être fausses. Deuxièmement, une station d'épuration est censée traiter toutes les eaux usées canalisées. Pour garantir ce service et répondre aux variations saisonnières et imprévues de la demande, les STEP possèdent généralement une forte capacité excédentaire.

Pour ces raisons, nous pouvons penser que le stock de capital est fixe en courte période, ne s'ajustant que partiellement par rapport à son niveau d'équilibre de long terme. Dans ce cas, comme alternative, nous pouvons toutefois supposer que les stations d'épuration minimisent leurs coûts, sous la contrainte supplémentaire que leur dimension est donnée. En désignant par x_j les J facteurs de production parfaitement variables et z_m les M facteurs quasi fixes, la fonction de coût «variable» de court terme peut alors être définie de cette manière [voir LAU, 1976]:

$$\ln CV = V(\ln y_1, \dots, \ln y_G, \ln p_1, \dots, \ln p_J, \ln z_1, \dots, \ln z_M) \quad (2)$$

$$\text{avec } CV = \min_{x_j \geq 0} \{p_1 x_1 + \dots + p_J x_J\}$$

Comme démontré par CHAMBERS [1988], l'inclusion de facteurs quasi fixes dans la représentation de la technologie du processus de production ne modifie pas de manière significative la dérivation des propriétés des coûts par rapport aux prix des facteurs variables et au niveau de production des outputs⁵. Naturellement, la fonction de coût variable et la fonction de coût total ne sont pas complètement indépendantes. En effet, la fonction de coût total de court terme est donnée par le coût variable (2), plus le coût associé avec les facteurs quasi fixes. Lorsque les quantités de facteurs quasi fixes sont optimales, alors la fonction de coût total de court terme est la même que celle de long terme.

La fonction de coût total ou de coût variable peut nous renseigner sur les propriétés technologiques du processus de production. En particulier, les rendements d'échelle dans le cas de la fonction de coût total (RT) et coût variable (RV) sont donnés par [cf. CAVES, CHRISTENSEN et SWANSON, 1981; NELSON, 1985]:

4. Voir FILIPPINI [1994b], dans le cas des entreprises suisses de distribution d'électricité.
5. En particulier, si $V(\cdot)$ est différentiable, le lemme de Shepard est toujours valable. De plus, la fonction de coût variable est décroissante par rapport aux facteurs de production quasi fixes.

$$RT = \left[\sum_{r=1}^G \left(\frac{\partial \ln CT}{\partial \ln y_r} \right) \right]^{-1}; \quad RV = \left[- \sum_{m=1}^M \left(\frac{\partial \ln CV}{\partial \ln z_m} \right) \right] \left[\sum_{r=1}^G \left(\frac{\partial \ln CV}{\partial \ln y_r} \right) \right]^{-1}$$

Les rendements d'échelle sont croissants (décroissants) lorsque RT ou RV est $>$ ($<$) 1 et constants lorsque RT ou $RV = 1$.

3 ANALYSE EMPIRIQUE

3.1 Variables et structure du modèle

Les données que nous avons obtenues sont répertoriées dans des formulaires remplis par les stations d'épuration. L'OFEP centralise et traite ensuite toutes ces informations, qui sont toutefois dispersées dans plusieurs bases de données. Notre analyse empirique exige un nombre de variables assez important. Comme les stations ne remplissent pas de manière complète les questionnaires, un nombre considérable de STEP a dû être éliminé de notre échantillon, qui se compose finalement de 242 observations sur 4 années (1988-1991). Notre échantillon est donc un *panel* de 242 STEP. Le panel est toutefois incomplet, car pendant certaines années des observations sont manquantes.

Nous avons choisi de caractériser l'output d'une station d'épuration par deux grandeurs: la quantité annuelle totale d'eaux usées que la STEP reçoit et doit traiter (H2OIN) et l'effort de dépollution (DEP)⁶. Ce dernier se réfère à la réduction de la demande biologique en oxygène (DBO-5) réalisée par la station d'épuration. DEP est calculé en prenant la différence entre la moyenne des concentrations de DBO-5 dans les eaux usées à l'entrée de la STEP, moins la moyenne des concentrations de DBO-5 à la sortie de la station⁷.

Les facteurs de production considérés sont le travail, l'énergie, les produits chimiques, le transport et le capital. Les prix de ces facteurs sont notés PL, PE, PC, PT et PK, respectivement. De manière générale, comme nous ne connaissons pas les prix des facteurs de production, nous avons calculé des prix annuels moyens pour chaque station d'épuration⁸. La définition pratique du prix du capital dans la fonction de coût total est sujette à nombreux débats. Nous avons calculé le prix du capital en divisant les dépenses en capital par le stock de capital. Les dépenses en capital sont calculées de manière résiduelle, en enlevant au coût total les dépenses variables nécessaires au processus de

6. Nous avons également considéré un troisième output, la quantité de boues d'épuration. Cette variable a été éliminée, car fortement corrélée avec la quantité d'eaux usées.
7. L'utilisation des valeurs moyennes est discutable, car elle ne considère pas les «pointes» de pollution, qui pourraient avoir des effets relativement plus néfastes pour l'environnement naturel. Toutes les variables monétaires ont été déflatées en utilisant le déflateur implicite du PIB Suisse (calculé à partir de l'Annuaire Statistique Suisse, plusieurs années). L'année de base est 1988.

production [cf. FILIPPINI, 1994a]. Le stock de capital peut être calculé de plusieurs manières [voir FILIPPINI, 1994b]. Nous avons opté pour une mesure en termes de capacité, c'est-à-dire essentiellement une mesure en termes de l'output maximal pouvant être produit par la station, pendant une période déterminée. Nous avons choisi l'output maximal de la STEP comme étant égal à la capacité hydrologique totale (CAP), c'est-à-dire la quantité maximale d'eaux usées pour lesquelles la STEP a été construite. Par conséquent, le prix du capital représente le coût annuel moyen d'une unité installée pour recevoir 1 m³ d'eau usée. La variable CAP est également utilisée comme indice du stock de capital dans la fonction de coût variable.

Enfin, nous avons considéré le taux d'utilisation de la station d'épuration (EXC), car il pourrait influencer le coût de production. Afin de pouvoir mesurer le taux d'utilisation, il est nécessaire de trouver une mesure de la capacité d'utilisation. Cette dernière a été définie comme le rapport entre l'output réalisé divisé par une mesure de l'output potentiel (pour d'autres méthodes, voir NELSON, 1989). Pour mesurer l'output potentiel, nous avons suivi l'approche «ingénieur» utilisée par FOREMAN-PECK et WATERSON [1985]. Cette approche considère l'output potentiel comme l'output maximal pouvant être produit par l'entreprise. Nous avons choisi l'output maximal de la STEP comme étant égal à la moyenne journalière des eaux usées pouvant être traitées⁹.

Dans la partie empirique, nous avons utilisé la forme transcendantale logarithmique («translog»), de manière à ne pas restreindre *a priori* les élasticités de substitution et les rendements d'échelle¹⁰. L'approximation de la fonction de coût total par une translog, en imposant les contraintes de symétrie et d'homogénéité de degré un par rapport aux prix des facteurs et aux outputs, est la suivante:

$$\begin{aligned} \ln\left(\frac{CT}{PC}\right) &= \alpha_0 + \alpha_H \ln H2OIN + \alpha_D \ln DEP + \alpha_X \ln EXC \\ &+ \alpha_L \ln\left(\frac{PL}{PC}\right) + \alpha_K \ln\left(\frac{PK}{PC}\right) + \alpha_T \ln\left(\frac{PT}{PC}\right) + \alpha_E \ln\left(\frac{PE}{PC}\right) \\ &+ \frac{1}{2} \left[\gamma_{HH} (\ln H2OIN)^2 + \gamma_{DD} (\ln DEP)^2 + \gamma_{XX} (\ln EXC)^2 \right] \\ &+ \frac{1}{2} \left[\gamma_{LL} \left(\ln\left(\frac{PL}{PC}\right)\right)^2 + \gamma_{KK} \left(\ln\left(\frac{PK}{PC}\right)\right)^2 + \gamma_{TT} \left(\ln\left(\frac{PT}{PC}\right)\right)^2 \right] \\ &+ \gamma_{LK} \left(\ln\left(\frac{PL}{PC}\right)\right) \left(\ln\left(\frac{PK}{PC}\right)\right) + \gamma_{LT} \left(\ln\left(\frac{PL}{PC}\right)\right) \left(\ln\left(\frac{PT}{PC}\right)\right) + \gamma_{LE} \left(\ln\left(\frac{PL}{PC}\right)\right) \left(\ln\left(\frac{PE}{PC}\right)\right) \\ &+ \gamma_{LH} \left(\ln\left(\frac{PL}{PC}\right)\right) (\ln H2OIN) + \gamma_{LD} \left(\ln\left(\frac{PL}{PC}\right)\right) (\ln DEP) + \gamma_{LX} \left(\ln\left(\frac{PL}{PC}\right)\right) (\ln EXC) \end{aligned} \quad (4)$$

9. Dans l'échantillon retenu, 189 stations (78% de l'échantillon) ont une capacité excédentaire (EXC moyen = 0.64).
10. Voir CAVES, CHRISTENSEN et TRETHERWAY [1980] pour une discussion d'autres formes fonctionnelles possibles pour représenter la fonction de coût multi-produit.

$$\begin{aligned}
& + \gamma_{KT} \ln\left(\frac{PK}{PC}\right) \ln\left(\frac{PT}{PC}\right) + \gamma_{KE} \ln\left(\frac{PK}{PC}\right) \ln\left(\frac{PE}{PC}\right) + \gamma_{KH} \ln\left(\frac{PK}{PC}\right) \ln(\text{H2OIN}) \\
& + \gamma_{KD} \ln\left(\frac{PK}{PC}\right) \ln(\text{DEP}) + \gamma_{KX} \ln\left(\frac{PK}{PC}\right) \ln(\text{EXC}) + \gamma_{TE} \ln\left(\frac{PR}{PC}\right) \ln\left(\frac{PE}{PC}\right) \\
& + \gamma_{TH} \ln\left(\frac{PT}{PC}\right) \ln(\text{H2OIN}) + \gamma_{TD} \ln\left(\frac{PT}{PC}\right) \ln(\text{DEP}) + \gamma_{TX} \ln\left(\frac{PT}{PC}\right) \ln(\text{EXC}) \\
& + \gamma_{EH} \ln\left(\frac{PE}{PC}\right) \ln(\text{H2OIN}) + \gamma_{ED} \ln\left(\frac{PE}{PC}\right) \ln(\text{DEP}) + \gamma_{EX} \ln\left(\frac{PE}{PC}\right) \ln(\text{EXC}) \\
& + \gamma_{HD} \ln(\text{H2OIN}) \ln(\text{DEP}) + \gamma_{HX} \ln(\text{H2OIN}) \ln(\text{EXC}) + \gamma_{DX} \ln(\text{DEP}) \ln(\text{EXC}) \\
& + \gamma_{OUTP} \text{DOUTP} + \gamma_{OUTG} \text{DOUTG} + \gamma_{LAC} \text{DLAC} + \gamma_{INF} \text{DINF} + \gamma_{MEC} \text{DMEC} \\
& + \gamma_{89} \text{D89} + \gamma_{90} \text{D90} + \gamma_{91} \text{D91}
\end{aligned}$$

Dans les estimations, nous avons normalisé chaque variable par sa moyenne par rapport à l'échantillon.

Les variables D89, D90 et D91 sont des variables muettes censées représenter le déplacement de la fonction de coût par rapport à l'année de base, 1988. Ce déplacement peut être dû au changement technologique (ici supposé neutre au sens de Hicks) ou à la meilleure expérience acquise par le personnel de la STEP.

La variable muette DMEC désigne les stations d'épuration mécano-biologiques. En fait, nous avons divisé notre échantillon en deux types de STEP: celles effectuant un traitement mécano-biologique et celles pratiquant un traitement chimique supplémentaire¹¹.

Les variables muettes DLAC et DINF se réfèrent aux caractéristiques de l'effluent recevant les eaux usées déversées par les STEP. En fait, les stations d'épuration peuvent rejeter les eaux usées dans les rivières, les lacs (DLAC) ou les infiltrer dans le terrain (DINF). DOUTP (DOUTG) est une variable muette pour les stations d'épuration dont le rapport entre la quantité de boues et les eaux usées est inférieur à 15% (supérieur à 85%) de la valeur de la moyenne de ce même rapport à l'intérieur de l'échantillon¹².

Afin d'estimer les paramètres de la fonction de coût, nous pouvons utiliser la méthode des moindres carrés ordinaires. Cependant, il est possible d'améliorer l'efficacité des estimations, si on considère un système d'équations comprenant la fonction de coût (4) et les équations des parts des facteurs de production dans le coût total. Cependant, comme les équations des parts ne sont pas toutes linéairement indépendantes, il est nécessaire d'en éliminer une. Les parts dans le coût total des facteurs de production travail, capital, transport et énergie sont données, respectivement, par¹³:

11. 109 stations sont mécano-biologiques, tandis que 133 effectuent un traitement chimique supplémentaire.
12. Dans l'échantillon retenu, 7 stations d'épuration produisent relativement peu de boues, alors que 25 en produisent beaucoup.
13. La part que nous avons éliminé, i.e. celle des produits chimiques, ainsi que les paramètres qui dépendent des produits chimiques peuvent être déduits grâce aux restrictions imposées, en utilisant les paramètres estimés.

$$\begin{aligned}
s_L = & \alpha_L + \gamma_{LL} \ln\left(\frac{PL}{PC}\right) + \gamma_{LK} \ln\left(\frac{PK}{PC}\right) + \gamma_{LT} \ln\left(\frac{PT}{PC}\right) + \gamma_{LE} \ln\left(\frac{PE}{PC}\right) \\
& + \gamma_{LH} \ln(\text{H2OIN}) + \gamma_{LD} \ln(\text{DEP}) + \gamma_{LX} \ln(\text{EXC})
\end{aligned} \quad (5)$$

$$\begin{aligned}
s_K = & \alpha_K + \gamma_{KK} \ln\left(\frac{PK}{PC}\right) + \gamma_{LK} \ln\left(\frac{PL}{PC}\right) + \gamma_{KT} \ln\left(\frac{PT}{PC}\right) + \gamma_{KE} \ln\left(\frac{PE}{PC}\right) \\
& + \gamma_{KH} \ln(\text{H2OIN}) + \gamma_{KD} \ln(\text{DEP}) + \gamma_{KX} \ln(\text{EXC})
\end{aligned} \quad (6)$$

$$\begin{aligned}
s_T = & \alpha_T + \gamma_{TT} \ln\left(\frac{PT}{PC}\right) + \gamma_{LT} \ln\left(\frac{PL}{PC}\right) + \gamma_{KT} \ln\left(\frac{PK}{PC}\right) + \gamma_{TE} \ln\left(\frac{PE}{PC}\right) \\
& + \gamma_{TH} \ln(\text{H2OIN}) + \gamma_{TD} \ln(\text{DEP}) + \gamma_{TX} \ln(\text{EXC})
\end{aligned} \quad (7)$$

$$\begin{aligned}
s_E = & \alpha_E + \gamma_{EE} \ln\left(\frac{PE}{PC}\right) + \gamma_{LE} \ln\left(\frac{PL}{PC}\right) + \gamma_{KE} \ln\left(\frac{PK}{PC}\right) + \gamma_{TE} \ln\left(\frac{PT}{PC}\right) \\
& + \gamma_{EH} \ln(\text{H2OIN}) + \gamma_{ED} \ln(\text{DEP}) + \gamma_{EX} \ln(\text{EXC})
\end{aligned} \quad (8)$$

Pour traiter économétriquement le système comprenant les équations (4)-(8), ainsi que les restrictions, nous avons utilisé la méthode d'estimation itérative de ZELLNER¹⁴. Avec cette méthode d'estimation, les résultats ne sont pas influencés par le choix de l'équation de part éliminée.

Par rapport à la fonction de coût total translog (4), la fonction de coût variable ne contient pas comme variable explicative le prix du capital, mais le stock de capital, mesuré par la capacité hydrologique totale (CAP). L'approximation de la fonction de coût variable par une translog, ainsi que la dérivation des parts des facteurs dans le coût variable sont parfaitement analogues au traitement de la fonction de coût total et donc nous ne les exposerons pas ici.

3.2 Résultats

Dans le tableau suivant, nous avons reporté les coefficients estimés pour le système d'équations du modèle avec coût total et avec coût variable, lorsque la fonction de coût est une translog et avec les restrictions imposées pour obtenir une Cobb-Douglas. Nous reportons ici uniquement les coefficients de premier et deuxième ordre, sans les coefficients pour les effets croisés.

14. Voir BERNDT [1991], pour une discussion plus détaillée de la méthode de ZELLNER.

Tableau 1: Résultats des estimations, modèle avec coût total et modèle avec coût variable.

	Coût total		Coût variable	
	Translog (I)	Cobb-Douglas (II)	Translog (III)	Cobb-Douglas (IV)
α_0	0.578*** (0.090)	1.619*** (0.117)	1.072*** (0.057)	0.923*** (0.087)
α_H	0.295*** (0.049)	0.556*** (0.038)	0.339*** (0.033)	0.210*** (0.033)
α_D	0.196*** (0.074)	0.046 (0.048)	0.059 (0.048)	0.053* (0.032)
α_{CAP}			0.460*** (0.036)	0.482*** (0.032)
α_X	-0.008 (0.080)	-0.075 (0.053)	0.210*** (0.068)	0.307*** (0.037)
α_L	0.335*** (0.017)	0.337*** (0.117)	0.438*** (0.018)	0.283*** (0.078)
α_K	0.199*** (0.014)	0.230*** (0.040)		
α_T	0.205*** (0.011)	0.186*** (0.025)	0.233*** (0.013)	0.099*** (0.017)
α_E	0.178*** (0.009)	0.480*** (0.041)	0.208*** (0.012)	0.173*** (0.033)
γ_{HH}	0.031 (0.022)		0.020 (0.016)	
γ_{DD}	-0.144*** (0.054)		-0.037 (0.038)	
γ_{XX}	-0.050 (0.048)		0.021 (0.038)	
γ_{CAPCAP}			0.065*** (0.021)	
γ_{LL}	0.104*** (0.010)		0.053*** (0.011)	
γ_{KK}	0.120*** (0.006)			
γ_{TT}	0.035*** (0.002)		0.040*** (0.003)	
γ_{EE}	0.024*** (0.003)		0.031*** (0.004)	
γ_{89}	-0.011 (0.083)	-0.033 (0.089)	0.030 (0.050)	0.002 (0.060)

	Coût total		Coût variable	
	Translog (I)	Cobb-Douglas (II)	Translog (III)	Cobb-Douglas (IV)
γ_{90}	-0.051 (0.109)	-0.038 (0.118)	-0.056 (0.066)	0.007 (0.079)
γ_{91}	-0.304** (0.143)	-0.247* (0.152)	-0.150* (0.086)	-0.046 (0.102)
γ_{LAC}	0.129 (0.096)	0.070 (0.103)	0.094* (0.058)	0.138** (0.069)
γ_{INF}	0.041 (0.308)	0.488 (0.331)	0.035 (0.185)	0.074 (0.224)
γ_{MEC}	-0.022 (0.069)	-0.120* (0.073)	-0.049 (0.041)	-0.122*** (0.049)
γ_{OUTG}	0.243** (0.125)	0.455*** (0.134)	0.242*** (0.076)	0.014 (0.093)
γ_{OUTP}	-1.271*** (0.223)	-0.869*** (0.241)	-0.719*** (0.143)	-0.664*** (0.162)

Modèle du coût total: $R^2 = 0.5033$.Modèle du coût variable: $R^2 = 0.6834$.

écart-type entre parenthèses.

***: niveau de signification supérieur à 1%

** : niveau de signification supérieur à 5%

* : niveau de signification supérieur à 10%

Avant de discuter des paramètres estimés, nous avons analysé les matrices des covariances et des corrélations entre les résidus des différentes équations, ce qui nous a permis de mettre en évidence l'efficacité de la méthode itérative de ZELLNER par rapport aux moindres carrés ordinaires. Ensuite, à partir des estimations, nous avons contrôlé si les propriétés de monotonie et de courbure de la fonction de coût sont respectées. Ces propriétés sont relativement bien observées.

Nous avons également mené des tests statistiques pour déterminer la forme de la fonction de coût. Etant donné qu'avec la méthode itérative de ZELLNER nous obtenons des estimations asymptotiquement équivalentes à la méthode du maximum de vraisemblance, il est possible de tester différentes hypothèses en utilisant le test du rapport de vraisemblance (cf. CHRISTENSEN et GREENE, 1976). Ce test nous permet de rejeter avec 99% de confiance les hypothèses que les stations d'épuration sont différentes par canton ou par année de construction¹⁵. De la même manière, nous avons rejeté à 99% l'hypothèse que la fonction de coût total ou de coût variable est une Cobb-Douglas.

À première vue, les coefficients des fonctions de coût translog sont difficilement interprétables. Cependant, comme nous avons normalisé toutes les variables par la valeur

15. Par contre, pour des raisons techniques, nous n'avons pas pu tester l'hypothèse concernant l'existence d'«effets fixes», spécifiques à chaque station d'épuration.

moyenne de l'échantillon, les coefficients associés avec les variables de premier ordre représentent la dérivée logarithmique de la fonction de coût par rapport à la variable considérée, pour la station d'épuration «moyenne»¹⁶. Pour la STEP moyenne, ces coefficients représentent alors les élasticités de la fonction de coût par rapport à la variable considérée. Sur la base de cette interprétation, les signes des coefficients sont tous corrects et très significatifs. De même, les coefficients associés avec les variables muettes ont tous les signes attendus.

Comme indiqué par FILIPPINI [1994b], le signe positif du coefficient associé avec le stock de capital est une condition suffisante indiquant une sur-capitalisation. Les raisons de la sur-capitalisation des stations d'épuration peuvent être multiples. Comme nous l'avons déjà fait remarquer, ces entreprises sont fortement réglementées au niveau de leur production, ce qui les oblige à répondre aux fluctuations cycliques de la quantité et de la qualité des eaux usées qu'elles reçoivent. Cette explication est d'ailleurs confirmée par le coefficient positif associé avec la variable indiquant la capacité excédentaire. Cependant, la sur-capitalisation pourrait également résulter de «l'effet de AVERCH et JOHNSON», vu que les stations d'épuration sont soumises à une réglementation sur les profits. Enfin, des incitations à la sur-capitalisation pourraient provenir du système de financement de la construction des stations d'épuration. En effet, les subventions (fédérales en particulier) sont allouées à la construction et aux investissements dans les STEP et non pas à leur fonctionnement.

Sur la base des coefficients estimés, il est ensuite possible de caractériser plus précisément la structure de la production des stations d'épuration. Dans ce contexte, nous allons uniquement présenter les résultats concernant les rendements d'échelle et les coûts marginaux de production¹⁷.

Dans le tableau suivant nous avons calculé la valeur des rendements d'échelle pour l'entreprise moyenne et pour trois sous-groupes de stations d'épuration, définis de manière arbitraire, en fonction de la quantité d'eau usée. Les rendements d'échelle sont calculés en prenant le niveau des prix égal à la moyenne de tout l'échantillon, tandis que les quantités d'output sont la moyenne à l'intérieur du sous-groupe. Pour chaque station d'épuration, la valeur des rendements d'échelle est supérieure à l'unité et donc l'accroissement des quantités produites augmente moins que proportionnellement le coût de production. Cependant, les rendements d'échelle sont beaucoup plus prononcés dans le modèle avec coût total, car la courbe de coût moyen de long terme représente l'enveloppe des courbes de coût moyen de courte période. Au niveau de l'échantillon considéré, seulement 4 stations (1.5% de l'échantillon) ne possèdent pas des rendements d'échelle croissants dans le cas du modèle avec coût total et 6 (2.5%) dans le cas du modèle avec

16. Dans la réalité, il n'existe évidemment pas de station d'épuration moyenne, i.e. celle qui possède les valeurs moyennes des variables de l'échantillon retenu.

17. Le calcul des élasticités de Allen et traditionnelles ont démontré que tous les facteurs de production sont des compléments, sauf le travail et le capital qui sont des substituts.

coût variable. Enfin, remarquons que les rendements d'échelle sont beaucoup plus importants pour les petites stations d'épuration.

Tableau 2: Rendements d'échelle, pour la station d'épuration moyenne de l'échantillon et selon la taille de la station d'épuration.

	Rendements d'échelle			
	STEP moyenne	«Petites»: H2OIN < 1 mio n = 114	«Moyennes»: H2OIN ∈ [1, 2] mio n = 38	«Grandes»: H2OIN > 2 mio n = 90
Coût total	2.035	2.98	2.23	1.68
Coût variable	1.351	1.54	1.41	1.20

Du point de vue pratique, ces résultats présentent un certain intérêt. En effet, ils mettent en évidence qu'il est possible de faire des économies de coûts si, par exemple, à la place de deux petites stations d'épuration on construisait une STEP avec le double de capacité. Même si probablement la raison n'était pas les rendements d'échelle, les cantons et les communes ont suivi dans une large mesure cette politique, car plusieurs stations d'épuration ont été construites en commun de manière coordonnée. Cependant, notre analyse montre qu'il est encore possible d'accomplir des économies de coût importantes. La réalisation possible de ces rendements d'échelle dans la réalité dépend toutefois également des réalités physiques (le bassin hydrographique) et démographiques (le nombre de personnes vivant dans la région).

Dans le tableau 3, nous avons calculé les coûts marginaux de dépollution et des eaux usées pour la station d'épuration moyenne et pour la station moyenne de chaque sous-groupe de l'échantillon.

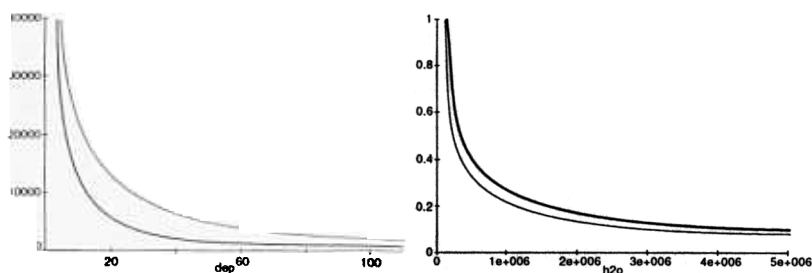
Tableau 3: Coût marginal de dépollution et des eaux usées (en Frs), pour la station d'épuration moyenne de l'échantillon et selon la taille de la station.

STEP	Coût marginal dépollution		Coût marginal eaux usées		H2OIN moyen	DEP moyen
	CT	CV	CT	CV		
moyenne	1'996.9	658.7	0.12	0.15	2478810	100.1
«petites»	771.4	349.4	0.34	0.44	431384	86.8
«moyennes»	1'288.4	432.2	0.15	0.19	1854388	115.3
«grandes»	3'370.8	1109.4	0.07	0.08	6827921	108.6

Nous pouvons remarquer que le coût marginal de la réduction de concentration de DBO-5 à la sortie de la STEP est relativement élevé. Cependant, le coût marginal dans le modèle avec coût variable est beaucoup plus faible. De plus, les coûts marginaux sont décroissants en fonction de la taille de la station d'épuration. Cependant, cette remarque

est relativement imprécise, car l'effort de dépollution effectué par les STEP (DEP) et la quantité d'eaux usées (H2OIN) ne sont pas les mêmes. Pour cette raison, nous avons représenté dans la figure 1 les fonctions de coûts marginaux pour une taille donnée de la station d'épuration. Dans les deux graphiques nous avons représenté les coûts marginaux de la station d'épuration moyenne, en fonction de l'effort de dépollution et de la quantité d'eaux usées. La fonction de coût marginal est calculée en faisant varier un output et en gardant les prix des facteurs et l'autre output au niveau de la moyenne de l'échantillon. La figure 1 confirme la présence de rendements d'échelle croissants, car les coûts marginaux sont décroissants en fonction de l'output.

Figure 1: Coûts marginaux de production: ——— modèle coût total; ——— modèle coût variable. Unités: DEP en mg O₂/l; H₂O en m³/année.



Sur la base des rendements d'échelle et des coûts marginaux, il est possible de déduire quelques éléments intéressants pour une gestion plus efficace des eaux usées en Suisse. C'est ce que nous allons esquisser dans la section suivante.

4 ELEMENTS POUR UNE POLITIQUE EFFICACE DE GESTION DES EAUX USEES

Au préalable, remarquons que, du point de vue théorique, deux éléments devraient contribuer à la politique de gestion des eaux usées.

Premièrement, il découle des principes de la thermodynamique que les apports de déchets au milieu naturel sont fonction de l'utilisation de la ressource. La gestion des eaux usées devrait donc intégrer le prix pour l'eau potable et la taxe d'épuration. Par contre, la pratique actuelle des politiques de tarification des stations d'épuration est complètement passive, car elle vise uniquement l'autonomie financière, imposée par la Confédération. Cette politique est également suivie par les services de l'eau potable, ce qui amène à recommander d'éviter toute confusion entre la finance d'abonnement de l'eau potable et la taxe d'épuration [cf. SSIGE, 1981a]. L'objectif de ces deux services

est en effet le même: assurer l'équilibre budgétaire de chaque service, qui sont indépendants l'un de l'autre. Dans le contexte de cet article, nous ne poursuivrons pas plus loin ces considérations.

Deuxièmement, une politique environnementale économiquement optimale est caractérisée par une pollution des eaux telle que le coût marginal de dépollution est égal au bénéfice marginal de réduction de la pollution. Cependant, cette règle d'allocation optimale ne nous aide pas au niveau pratique, car il est difficile de mesurer les bénéfices monétaires liés avec l'amélioration de la qualité des eaux.

Dans la réalité, la quantité de pollution est fixée de manière légale, à travers l'Ordonnance sur le déversement des eaux usées¹⁸. Cependant, lorsque la politique n'est pas optimale, il est encore possible de proposer une politique efficace, c'est-à-dire une politique qui minimise les coûts pour atteindre les objectifs de qualité des eaux fixés par l'Ordonnance. Une telle politique est caractérisée par le fait que les pollueurs font un effort d'épuration tel que la norme soit globalement respectée et leurs coûts marginaux de traitement de la pollution soient les mêmes. En théorie, plusieurs instruments d'intervention permettent de mettre en place une politique efficace.

En Suisse, l'instrument utilisé pour faire respecter les normes de qualité des eaux est la réglementation. D'un côté, afin de respecter la norme de qualité des eaux de 4 mg O₂/l de DBO-5, l'Ordonnance exige que tous les déversements d'eaux usées possèdent une concentration maximale de DBO-5 de 20 mg O₂/l¹⁹. Par conséquent, tous les pollueurs « directs », en particulier les stations d'épuration des eaux, doivent déverser des eaux avec la même concentration de pollution. D'un autre côté, la loi sur la protection des eaux oblige le déversement des eaux usées dans des canalisations publiques et l'Ordonnance sur le déversement fixe les valeurs limites pour la qualité des eaux usées artisanales et industrielles déchargées dans les canalisations publiques. Tous les pollueurs « indirects », i.e les ménages, l'industrie et les communes doivent donc être reliés aux canalisations publiques et certains pollueurs doivent respecter des règles de rejet spécifiques.

Par conséquent, dans le domaine de la pollution des eaux, les interventions pour une gestion plus efficace se situent à deux niveaux. Le premier c'est le niveau des pollueurs « directs ». A ce niveau, c'est la Confédération et les cantons qui déterminent la politique, notamment à travers l'Ordonnance sur le déversement des eaux usées. Le deuxième niveau d'intervention est celui des pollueurs « indirects ». A ce niveau, une fois l'obligation de raccordement respectée, c'est surtout la politique de tarification des stations d'épuration qui influence le comportement des agents.

Dans la suite de cette section, nous allons ainsi esquisser les politiques efficaces au niveau des pollueurs directs (4.1) et des pollueurs indirects (4.2).

18. Au total, l'ordonnance sur le déversement des eaux usées fixe 52 paramètres de qualité à respecter.

19. Cependant, d'un côté, les conditions du milieu récepteur peuvent dans certains cas exiger des normes de déversement plus strictes (voir l'article 10 de l'ordonnance). D'un autre côté, lorsque les conditions économiques de raccordement sont difficiles, les normes peuvent être moins sévères (article 11).

4.1 Politiques efficaces pour les pollueurs « directs »

Telle qu'elle a été mise en pratique en Suisse, la politique de réglementation des pollueurs directs est inefficace, car elle ne considère pas le coût de traitement de la pollution par les agents soumis au système. Par rapport à cette réglementation uniforme, des économies de coûts importantes peuvent être réalisées lorsque les rendements d'échelle sont croissants et les coûts de dépollution sont très différents entre les pollueurs²⁰.

Lorsque l'on veut mettre en place une politique efficace pour les pollueurs directs, il est d'abord nécessaire de réfléchir à deux éléments.

Premièrement, il est nécessaire de définir l'extension géographique de l'application de la norme de qualité des eaux. Dans ce contexte, l'application d'une politique efficace présente des difficultés par rapport au cadre légal suisse. Comme le dit MANFRINI [1991], d'un point de vue légal la protection de l'environnement en Suisse veut que l'Etat intervienne de manière égale à l'égard des pollueurs, de manière que les victimes ne subissent pas des atteintes graves à leur bien-être. Dans ce cas, il faudrait alors que la norme de qualité soit respectée à l'intérieur d'un bassin hydrographique donné, par exemple. Cependant, pour être efficace, la répartition de l'effort de dépollution à l'intérieur du bassin devrait refléter les coûts de dépollution de chaque station d'épuration.

Deuxièmement, il est nécessaire de décider l'instrument à appliquer pour concevoir une politique efficace. L'instrument efficace permet d'atteindre l'objectif de qualité voulu en égalisant les coûts marginaux de dépollution. La mise en pratique d'une réglementation avec ces caractéristiques est évidemment limitée par le fait que le régulateur ne connaît pas le coût marginal de dépollution de chaque pollueur direct.

Dans le cas des stations d'épuration des eaux en Suisse, les résultats de notre étude empirique montrent qu'il existe des différences fondamentales avec les cas traditionnellement analysés dans la littérature. Ces différences ont des conséquences relativement importantes sur la mise en place d'une politique efficace.

Au niveau de l'effort de dépollution efficace, comme dans le cas traditionnel, il reste vrai que les stations d'épuration avec les coûts de dépollution plus faibles doivent faire l'effort de dépollution plus important. Afin d'illustrer nos propos, nous avons calculé les économies de coût pouvant être réalisées dans un cas fictif. Nous admettons qu'il existe une région ou un bassin hydrographique avec uniquement trois stations d'épuration. Ces dernières sont par hypothèse les stations d'épuration moyennes de l'échantillon « petites », « moyennes » et « grandes » du tableau 3²¹. Dans cet exemple, nous admettons que l'objectif de la politique n'est pas celui de respecter la norme de qualité des eaux actuelle (la pollution des eaux courantes ne doit pas dépasser 4 mg O₂/l de DBO-5), mais

20. Par contre, les économies de coût sont plus faibles lorsque le niveau de qualité de l'eau à atteindre est élevé. Pour une confirmation empirique de ces affirmations dans le domaine de la pollution de l'air, voir WELSCH [1990].

21. Nous n'avons pas voulu exposer des calculs pour la Suisse ou pour une région particulière, étant donné que notre échantillon ne comprend pas toutes les stations d'épuration.

d'observer la réglementation actuelle, au moindre coût. La réglementation actuelle impose à chaque station le déversement d'eaux usées avec une concentration de 20 mg O₂/l de DBO-5²². L'objectif illustré dans notre exemple est relativement proche des propositions de l'OFEFP [1993], car celles-ci prévoient l'introduction d'instruments incitatifs, de manière à faire respecter la réglementation en vigueur.

Dans notre exemple simple, la norme exige donc que la concentration de DBO-5 dans la quantité totale d'eaux usées déversées par les 3 stations d'épuration soit de 20 mg O₂/l. Par contre, certaines STEP pourraient dépasser la concentration de 20 mg O₂/l, pourvu que d'autres stations fassent des efforts de dépollution supplémentaires. L'élément qui détermine la répartition efficace de l'effort de dépollution est le coût marginal de dépollution. Dans le tableau 4, nous avons calculé le coût marginal de dépollution lorsque chaque station d'épuration déverse 20 mg O₂/l de DBO-5. Cependant, comme la taille des stations d'épuration est très inégale, l'effet de la réduction d'une unité de DBO-5 sur la concentration des eaux usées totales déversées par les trois STEP est très différent. Plus précisément, la réduction de 1 mg O₂/l de DBO-5 opérée par la STEP « grande » est équivalente à la réduction d'environ 15,8 mg O₂/l de la STEP « petite » et environ 3,7 mg O₂/l de la station « moyenne ». Pour cette raison, le coût marginal de dépollution qu'il faut considérer pour calculer l'effort de dépollution efficace doit se référer au *coût marginal de la réduction d'une unité de DBO-5 dans les eaux usées totales* (voir tableau 4)²³. Sur la base de ce coût marginal, l'effort de dépollution efficace se répartit alors comme suit: la « petite » ne doit faire aucun effort, la « moyenne » dépollue 51 mg O₂/l et la « grande » 119,7. Cette répartition de l'effort de dépollution entre les stations d'épuration permet d'atteindre la norme visée (20 mg O₂/l), tout en rendant possible des économies de coûts²⁴. L'économie de coûts par rapport à la réglementation uniforme est d'environ 600'000 frs dans le modèle à long terme, ce qui représente environ 20% de la somme des coûts nécessaires pour respecter la réglementation uniforme. Dans le modèle à court terme, l'économie de coûts est d'environ 300'000 frs, ou 10% de la somme des coûts pour respecter la réglementation uniforme.

22. La politique efficace visant à respecter la norme de qualité pour les eaux courantes serait évidemment plus correcte et impliquerait probablement des économies de coût plus importantes, mais nous ne disposons pas des données concernant le coefficient de dilution des eaux usées déversées par les STEP.
23. Comme exemple de calcul du coût marginal de la réduction de la concentration dans les eaux usées totales, pour la STEP « moyenne » celui-ci est égal à l'intégrale du coût marginal avec les bornes d'intégration pour l'effort de dépollution qui varient entre 105,8 et 110,8. En effet, si la STEP « moyenne » réduit de 5 mg/l la concentration de DBO-5 dans les eaux usées qu'elle déverse, la concentration de DBO-5 dans les eaux usées totales diminue de 1 mg/l.
24. En effet, la concentration de DBO-5 dans le total des eaux usées déversées est de: $(74.73 \times 1854388 + 97 \times 431384) + (6827921 + 1854388 + 431384) = 20$

Tableau 4: Coût marginal de dépollution (lorsque la dépollution est de 20 mg O₂/l), coût marginal de réduction d'une unité de concentration de DBO-5 dans les eaux usées totales et économies de coût de la politique efficace (en Frs).

	Coût marginal de dépollution (DEP = 20)		Coût marginal réduction 1 DBO-5 (total eaux usées)		Economies de coût	
	CT	CV	CT	CV	CT	CV
«petites»	997.1	427.3	15'530.6	7'022.3	- 528'692	- 273'679
«moyennes»	1'495.4	500.3	7'187.9	2'405.8	- 139'862	- 47'646
«grandes»	3'764	1'250.4	4'852.9	1'611	+ 66'768	+ 21'969
	TOTAL		TOTAL		- 601'786	- 299'356

Après avoir calculé les économies de coût consécutives à une répartition efficace de l'effort de dépollution, la deuxième étape d'une politique efficace consiste à proposer un instrument permettant d'inciter les stations d'épuration à entreprendre l'effort de dépollution efficace. Dans le cas traditionnel, avec coûts marginaux de dépollution croissants, l'introduction d'une redevance permettrait d'allouer automatiquement et de manière efficace l'effort de dépollution entre les stations d'épuration. En effet, l'agent est automatiquement incité à dépolluer, car le coût marginal de dépollution des premières unités est inférieur au taux de la redevance. Cependant, cet effort d'incitation n'est plus valable lorsque les stations d'épuration possèdent des coûts marginaux décroissants. Dans ce cas, pour les premières unités dépolluées, le coût marginal de dépollution est supérieur au taux de la redevance. Par conséquent, la STEP ne va pas choisir son effort de dépollution en comparant le taux de la redevance avec son coût marginal de dépollution, mais en confrontant le *coût total* lorsque son effort de dépollution est nul avec le coût total lorsqu'elle dépollue le maximum qu'elle peut. Si le coût total de dépolluer le maximum de DBO-5 est supérieur à la redevance due lorsque la STEP ne fait aucun d'effort d'épuration, alors la station d'épuration ne fera *aucun* effort de dépollution. Dans le cas contraire, la station d'épuration va dépolluer entièrement. L'introduction d'une redevance ne permettra donc pas d'atteindre automatiquement l'effort de dépollution efficace. Au contraire, selon le taux choisi, l'introduction d'une redevance pourrait impliquer des effets incitatifs pervers, réduisant l'effort de dépollution²⁵. De manière plus générale, une redevance sur le déversement du DBO-5 «pure» ne permet jamais d'inciter les stations d'épuration à faire un effort de dépollution efficace. De manière relativement surprenante, la littérature a prêté très peu d'attention à ce cas²⁶.

25. En fait, l'effort efficace peut être atteint uniquement en imposant une redevance de taux nul sur les unités déversées efficaces de chaque station d'épuration et ensuite une redevance avec un taux inférieur au coût marginal de dépollution pour les unités successives. Cependant, une redevance de ce type enlève évidemment tout intérêt à cet instrument, car l'information nécessaire pour l'instaurer devient identique à celle pour mettre en place une réglementation efficace.

26. La même conclusion est valable pour la subvention. Ces résultats font actuellement l'objet d'une recherche ultérieure, voir BARANZINI [1996].

La redevance ne paraît donc pas un instrument correct dans le domaine de la pollution des eaux. Une autre solution envisageable c'est les certificats de pollution échangeables. Sur la base de l'expérience réalisée aux Etats-Unis dans le domaine de la pollution de l'air, la mise en pratique de cet instrument pour la protection des eaux pourrait présenter les caractéristiques suivantes. Premièrement, il s'agit de maintenir la réglementation actuelle, i.e. chaque station d'épuration doit déverser des eaux usées avec une concentration de DBO-5 de 20 mg O₂/l. Deuxièmement, de manière à assouplir le système pour permettre les économies de coût, la STEP faisant un effort d'épuration supérieur à la réglementation possède un «crédit d'émission». Ce crédit d'émission peut être utilisé par la même station d'épuration pour augmenter les émissions d'une autre source éventuelle, soit le vendre à une autre STEP. Cependant, comme la pollution est mesurée en termes de concentration, il est nécessaire de limiter le taux d'échange entre les permis, de manière à refléter l'efficacité de chaque station d'épuration dans la réduction du DBO-5 dans les eaux usées totales. Dans notre exemple, si le certificat donne le droit de déverser une unité de concentration de DBO-5, alors un certificat détenu par la STEP «grande» peut s'échanger uniquement contre 3.68 certificats de la station «moyenne» et 15.83 certificats de la station «petite». Evidemment, le prix auquel s'échangent les certificats va ensuite dépendre du coût marginal de chaque station. De cette manière, les certificats échangeables permettent d'atteindre l'effort de dépollution efficace, car implicitement les stations d'épuration comparent les coûts marginaux entre elles. Par conséquent, les stations ayant des coûts marginaux de dépollution différents auront intérêt à échanger leur effort de dépollution.

4.2 Politiques efficaces pour les pollueurs «indirects»

Un avantage supplémentaire de l'introduction d'une politique efficace au niveau des pollueurs «directs» c'est l'incitation à changer la politique tarifaire des STEP, de manière à influencer le comportement des pollueurs «indirects». En effet, une politique efficace va accroître les coûts d'une politique tarifaire qui ne fait pas supporter aux pollueurs indirects les conséquences de leurs actions. De plus, les agents qui ne provoquent pas l'accroissement du tarif des eaux usées, par exemple car ils polluent moins, possèdent maintenant une incitation économique pour encourager les STEP à poursuivre une politique tarifaire plus rationnelle²⁷.

Dans la pratique, le changement de la politique tarifaire des stations d'épuration se heurte à plusieurs difficultés importantes. En effet, les stations d'épuration ne doivent pas faire des pertes; elles ont une production caractérisée par des rendements d'échelle

27. Une enquête auprès de 52 municipalités en Allemagne a trouvé qu'environ un quart d'entre elles ont décidé de changer leur politique tarifaire suite à l'introduction d'une redevance d'émission [cf. BROWN et JOHNSON, 1984].

croissants; elles produisent plusieurs outputs; elles ne possèdent pas une information parfaite.

Pour les stations d'épuration, la politique tarifaire la plus simple se base sur un seul tarif (i.e. un seul prix), qui est le même pour tous les agents et pour chaque unité du bien ou service. Dans ce cas, la politique tarifaire efficace doit se référer au coût marginal de production. Par rapport à notre étude empirique, il faudrait donc imposer un tarif en fonction de la quantité d'eau usée, plus un tarif sur le degré de pollution de l'eau. Pour la station d'épuration moyenne, le tarif pour chaque m³ d'eau usée devrait être d'environ 15 cts, si on se réfère au modèle à court terme (voir le tableau 3)²⁸. De plus, le tarif sur la pollution de l'eau devrait être d'environ 660 frs par gramme de DBO-5 contenu dans 1 m³ d'eau usée.

Cependant, même si on suppose que l'information est parfaite, la tarification précédente entraîne une perte financière, car la somme des coûts marginaux est inférieure au coût moyen de production. Du point de vue de l'efficacité, le déficit n'est pas vraiment un problème, mais le législateur suisse exige que les stations d'épuration ne fassent pas de pertes. De plus, la loi sur la protection de la nature a adopté le principe du pollueur-payeur. Ce dernier exige que ce soit au pollueur de payer pour les coûts de traitement des eaux usées et non pas au contribuable. Dans le cas du tarif unique, la solution *second best* permettant de respecter les contraintes précédentes est la tarification au coût moyen. Cependant, cette solution implique des pertes en efficacité et elle ne nous indique pas comment allouer le coût commun entre les différents biens et services produits (i.e. eau usée et dépollution).

De manière plus fondamentale, il existe d'autres possibilités pour couvrir les coûts de production, *sans* provoquer des pertes en efficacité. Toutefois, ces tarifications nécessitent l'abandon d'une tarification unique entre les agents et les unités consommées²⁹.

Une première possibilité consiste à imposer une tarification différente selon les pollueurs indirects, mais avec un prix unique pour le même pollueur. La tarification selon la période fait partie de cette catégorie. Cette tarification implique des prix différents selon les «heures de pointe» ou la saison. Comme nos estimations le confirment, la capacité excédentaire augmente les coûts de production des stations d'épuration. Dans ce cas, la diminution éventuelle des quantités d'eaux usées pendant les périodes de pointe pourrait réduire la nécessité de maintenir des capacités excédentaires et ainsi faire diminuer les coûts de production.

Une autre catégorie de tarification permettant d'atteindre l'efficacité est celle prévoyant des prix différents pour le même utilisateur. Avec cette tarification, l'agent paye un prix différent, selon la quantité d'eaux usées et la pollution. Les tarifs binômes

28. Selon l'Annuaire Statistique de la Suisse [1990], en 1987 la consommation moyenne d'eau des ménages est de 270 litres par habitant et par jour. Le ménage moyen devrait donc s'acquitter d'environ 15 frs par an. Evidemment, une telle dépense n'a aucun effet incitatif au niveau du ménage moyen, mais ce phénomène est pleinement justifié du point de vue de l'efficacité, vu le niveau des rendements d'échelle.

29. Pour un survol de la littérature dans ce domaine, voir BÓS [1985] ou BRÆUTIGAM [1989].

appartiennent à cette catégorie. L'appellation «binôme» est due au fait que ces tarifs prévoient une charge fixe et une charge variable. Ce genre de tarif se rapproche beaucoup de la pratique tarifaire actuelle des stations d'épuration. Toutefois, un tarif binôme avec des objectifs allocatifs est différent d'un tarif uniquement à but financier. Premièrement, la charge variable devrait se référer aux coûts marginaux de production, car c'est cette condition qui permet au tarif binôme d'être efficace. Par contre, la pratique actuelle détermine la charge fixe (i.e. la taxe de base) de manière à couvrir le service de la dette, tandis que la charge variable (i.e. la taxe sur la quantité) est fixée de manière résiduelle et se réfère ainsi plutôt aux coûts variables moyens. Deuxièmement, la charge fixe devrait être perçue chaque année, tandis qu'actuellement elle est un versement unique.

Le mode de calcul d'un tarif binôme efficace est donc relativement différent de la pratique actuelle. En effet, il faudrait déterminer en premier la charge variable, sur la base des coûts marginaux, et ensuite calculer la charge fixe. La charge fixe peut être répartie de manière égale entre tous les pollueurs ou en suivant d'autres critères de justice redistributive. La seule contrainte à respecter du point de vue de l'efficacité c'est que la charge fixe ne doit pas être plus élevée que le surplus du consommateur, car sinon l'agent concerné pourrait être découragé dans ses choix.

D'une manière plus pragmatique, il est évident que les tarifications que nous venons brièvement de décrire ne peuvent pas être mise en place de manière idéale, car l'information à disposition des stations d'épuration n'est pas suffisante. En particulier, il paraît impraticable de mesurer le degré de pollution au niveau des ménages. Cependant, du point de vue de l'effet incitatif, cette catégorie de pollueurs indirects ne paraît pas très importante, car leurs possibilités de réduction de la pollution sont faibles³⁰. De ce point de vue, les expériences dans d'autres pays peuvent nous donner des renseignements utiles. Par exemple, pour résoudre les problèmes d'information, les Pays-Bas ont choisi de ne pas soumettre les ménages et les petites entreprises à la tarification en fonction des rejets [voir ANDERSEN, 1991]. De plus, lorsque les entreprises sont soumises à la tarification, elles doivent payer sur la base des décharges prévues et non pas effectives. Les résultats de la tarification des pollueurs indirects ont été assez impressionnants. BRESSERS [1988] a montré l'existence d'une corrélation très importante entre la redevance et la réduction dans la pollution biodégradable. Ces résultats sont confirmés par une enquête auprès des entreprises: environ 80% d'entre elles affirment que la réduction de la pollution organique qu'elles ont effectuée est à attribuer à l'introduction de la redevance sur les émissions [cf. SCHUURMAN, 1988]. Cette expérience pourrait donc donner des renseignements utiles aux stations d'épuration suisses, afin de mettre en place des tarifications se référant également à la pollution.

30. Au niveau des ménages, les interventions peuvent alors plutôt se situer au niveau d'une meilleure information et éducation.

5 CONCLUSION

Dans cet article nous avons mis en évidence qu'il n'est pas judicieux de proposer des politiques de gestion des eaux usées sans avoir au préalable analysé la structure des coûts des stations d'épuration. En particulier, l'introduction d'une redevance de pollution pourrait avoir des effets incitatifs pervers, en réduisant l'effort de dépollution effectué par les stations d'épuration. Nous avons fait plusieurs propositions pour une gestion des eaux usées plus efficace. Cependant, d'autres recherches sont nécessaires. Nous avons envisagé trois développements de notre étude.

Premièrement, la mesure de la production des stations d'épuration, en particulier l'effort de dépollution. Dans notre étude, nous avons caractérisé l'effort de dépollution uniquement par rapport au DBO-5. Or, les stations d'épuration traitent beaucoup de polluants. Evidemment, dans le cadre des modèles que nous avons étudiés, il n'est pas envisageable d'inclure chaque polluant séparément. Cependant, une solution possible serait de construire un indice regroupant les différents polluants traités par les stations d'épuration.

Deuxièmement, les stations d'épuration effectuent un effort de dépollution tel que, dans la majorité des cas, la concentration de DBO-5 à la sortie des STEP est inférieure aux exigences de l'ordonnance. Dans ce contexte, il serait alors intéressant de modéliser le comportement des stations d'épuration, de manière à rendre endogène le choix sur la concentration de DBO-5.

Troisièmement, l'hypothèse de comportement des stations d'épuration est la minimisation des coûts. Bien que le modèle avec coût variable implique que les STEP minimisent leur coût uniquement par rapport aux facteurs variables, il serait intéressant d'analyser l'hypothèse de minimisation de manière plus fondamentale, par exemple en étudiant de manière approfondie l'efficacité productive des stations d'épuration.

REFERENCES

- ANDERSEN, M.S. [1991]. Green taxes and regulatory reform: Dutch and Danish experiences in curbing with surface water pollution, *Working paper*, FS II 91–401, Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung, Berlin.
- Annuaire Statistique de la Suisse* (ASS). Publié par l'Office fédéral de la statistique, Verlag Neue Zürcher Zeitung, plusieurs années.
- AVERCH, R.G. & L.L. JOHNSON [1962]. Behavior of the firm under regulatory constraint, *American Economic Review*, 52, 1052–1069.
- BARANZINI, A. [1994]. *Environnement, croissance et pollution*, thèse de doctorat, Université de Genève, Faculté des sciences économiques et sociales.
- BARANZINI, A. [1996]: Second-best environmental policy and nonconvexities: the asymmetry between taxes and tradeable permits, working paper, W 41, Genève, Académie Internationale de l'Environnement.

- BERNDT, E.R. [1991]. *The practice of econometrics*, Reading, Addison-Wesley Publ. Comp.
- BÖS, D. [1985]. Public sector pricing, in A.J. AUERBACH et M. FELDSTEIN. *Handbook of public economics*. Amsterdam, North-Holland, pp. 129–211.
- BRAEUTIGAM, R.R. [1989]. Optimal policies for natural monopolies, in R. SCHMALENSSEE et R.D. WILLIG. *Handbook of industrial organization*. Volume II, New York, Elsevier, pp. 1290–1346.
- BRESSERS, H.Th.A. [1988]. A comparison of the effectiveness of incentives and directives: the case of Dutch water quality policy, *Policy Studies Review*, 7(3), 500–518.
- BROWN, R.S., D.W. CAVES & L.R. CHRISTENSEN [1979]. Modelling the structure of cost and production for multiproduct firms, *Southern Economic Journal*, 46, 256–273.
- BROWN, G.M. Jr & R.W. JOHNSON [1984]. Pollution control by effluent charges: it works in the Federal Republic of Germany, why not in the US, *Natural Resources Journal*, 24, 929–966.
- CAVES, D.W., L.R. CHRISTENSEN & M.W. TRETHERWAY [1980]. Flexible cost functions for multiproduct firms, *Review of Economics and Statistics*, 62, 477–481.
- CAVES, D.W., L.R. CHRISTENSEN & J.A. SWANSON [1981]. Productivity growth, scale economies, and capacity utilization in U.S. railroads, 1955–74, *American Economic Review*, 71(5), 994–1002.
- CHAMBERS, R.G. [1988]. *Applied production analysis*. Cambridge, Cambridge University Press.
- CHRISTENSEN, L.R. & W.H. GREENE [1976]. Economies of scale in U.S. electric power generation, *Journal of Political Economy*, 84(4), 655–676.
- DAFFLON, B. [1990]. Principe d'équivalence et équilibre budgétaire. Application à la gestion de l'eau usée, in: C. JEANRENAUD et W. MOESEN (eds). *Gérer l'austérité budgétaire*, Paris, Economica, pp. 123–140.
- FILIPPINI, M. [1994a]. Are electricity distribution utilities natural monopolies? University of Zurich, Institute for empirical research in economics, *Working Paper 9401*.
- FILIPPINI, M. [1994b]. Economies of scale and overcapitalization in the swiss electric power distribution industry, University of Zurich, Institute for empirical research in economics, *Working Paper 9402*.
- FOREMAN-PECK, J. & M. WATERSON [1985]. The comparative efficiency of public and private enterprise in Britain: electricity generation between the World Wars, *Economic Journal*, 95 (supplement), 83–95.
- LAU, L.J. [1976]. A characterization of the normalized restricted profit function, *Journal of Economic Theory*, 12, 131–163.
- MANFRINI, P.L. [1991]. Fixation des normes d'émission: approche technique ou économique? Papier présenté à la *International Conference on Economy and the Environment in the 90s*, Université de Neuchâtel, 26–27 août.
- NELSON, R. [1984]. Regulation, capital vintage, and technical change in the electric utility industry, *Review of Economics and Statistics*, 67, 59–69.

- NELSON, R. [1985]. Returns to scale from variable and total cost functions, *Economics Letters*, 18, 271–276.
- NELSON, R.A. [1989]. On the measurement of capacity utilization, *Journal of Industrial Economics*, 37(3), 273–286.
- OFEFP [1990]. *L'état de l'environnement en Suisse*, Berne, OFEFP.
- OFEFP [1993]. Abwasserabgabe für die Schweiz, *Cahier de l'environnement*, no 203.
- SCHURMAN, J. [1988]. *De prijs van water*, Arnhem, Gouda Quint BV, cité par M.S. ANDERSEN [1991].
- SSIGE [1981a]. *Guide pour la perception de taxes et de contributions*, Zürich, SSIGE, cahier 22 d/f.
- SSIGE [1981b]. *Recommandations générales concernant l'organisation de la comptabilité des services des eaux*, Zürich, SSIGE, cahier 23 d/f.
- WELSCH, H. [1990]. Cost-effective control strategies for energy-related transboundary air pollution in Western Europe, *Energy Journal*, 11(2), 87–104.

RESUME

Dans cet article, nous avons analysé la structure des coûts des stations d'épuration des eaux usées en Suisse. Les résultats montrent que le processus de production est caractérisé par des rendements d'échelle croissants et des coûts marginaux décroissants. Ces résultats ont des implications sur les politiques efficaces de gestion des eaux usées. Au niveau des pollueurs « directs », la réglementation en vigueur actuellement est inefficace. De plus, contrairement aux cas traditionnellement analysés dans la littérature, des coûts marginaux de dépollution décroissants impliquent que la redevance de pollution pourrait provoquer des incitations perverses. Au niveau des pollueurs « indirects », leur comportement est influencé par la tarification. Actuellement, la politique de tarification des stations d'épuration possède uniquement des objectifs financiers. Nous avons avancé quelques propositions d'amélioration des politiques tarifaires.

ZUSAMMENFASSUNG

In diesem Artikel haben wir die Kostenstruktur der Abwasserreinigungsanlagen in der Schweiz untersucht. Die Resultate zeigen, dass der Produktionsprozess durch zunehmende Skalenerträge und abnehmende marginale Kosten charakterisiert ist. Diese Resultate haben Implikationen für eine effiziente Politik der Abwasserreinigung. Im Bereich der « direkten » Verschmutzer ist die zurzeit gültige Regelung ineffizient. Überdies, und im Gegensatz zu den traditionell in der Literatur untersuchten Fällen, implizieren abnehmende marginale Reinigungskosten, dass eine Umweltverschmutzungsabgabe kontraproduktive Anreize hervorrufen könnte. Das Verhalten der « indirekten » Verschmutzer hängt von der Tarifgestaltung ab. Die Politik der Tarifgestaltung für

Abwassereinigungsanlagen richtet sich im Augenblick ausschliesslich nach finanziellen Kriterien. Wir haben einige Vorschläge zur Verbesserung der Tarifpolitik vorgestellt.

SUMMARY

In this paper we analyze the production process of water treatment utilities in Switzerland. The production process possesses returns to scale and decreasing marginal costs. These results have some implications for water pollution policies. For « direct » polluters, the actual policy is inefficient. We show that economies may be realized with a different pollution treatment effort between utilities. Moreover, contrary to traditional cases analyzed in the literature, a pollution tax possesses perverse effects. Pollution permits do not have this disadvantage. For « indirect » polluters, behaviour is determined by utilities' tariffs. We propose some improvements to existing tariffs, but implementation is prevented by difficulties in measuring water pollution of households and small enterprises.