

Efficacité de l'assainissement des eaux usées sur le bassin de la rivière Chaudière (Québec, Canada)

Water pollution control efficiency in the Chaudière River basin (Quebec, Canada)

Y. Maranda and J. L. Sasseville

Volume 12, Number 3, 1999

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/705361ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/705361ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (print)

1718-8598 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Maranda, Y. & Sasseville, J. L. (1999). Efficacité de l'assainissement des eaux usées sur le bassin de la rivière Chaudière (Québec, Canada). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 12(3), 485–507.
<https://doi.org/10.7202/705361ar>

Article abstract

Considerable technical and financial effort has been invested by Québec in the cleaning up of municipal wastewaters and storage of animal manure to meet demands by citizens to restore the province's rivers to their former state. Water pollution control has required technological and management choices that have resulted overall in public investments in excess of \$7.2 billion, with over \$400 million going to operation costs annually. Have these choices enabled Québec to attain a water quality level consistent with a social optimum?

Based on a case study taken from the Chaudière river watershed, Québec, Canada, this article posits two conditions for achieving a social optimum and underscores the factors that have offset the efficiency of water pollution control policies in Québec. According to the data collected on this watershed, between 1981 and 1992, \$125 M was invested in the construction of sewage water treatment plants using various treatment methods, while \$8.6 M went towards manure storage facilities. On the whole, \$527 M is expected to be spent over 25 years to service the debt for municipal wastewater treatment within the watershed.

While inputs of pollutants, especially BOD₅ and phosphorus, have dropped significantly with the construction of the wastewater treatment plants, levels of residual pollution in the watershed remain high. It is suspected that total residual loads of phosphorus from municipal and agricultural sources are still well above the loads eliminated through wastewater treatment. If they are to achieve an efficient watershed-based approach to water management, decision-makers are faced with two conditions: the first addresses intersectoral efficiency in controlling pollution in a watershed and the second involves minimizing intrasectoral costs of pollution control. The <intersectoral efficiency> condition explains the administrative and technical choices made as well as the importance of the political market in allocating resources to water pollution control among the socioeconomic sectors responsible for water quality deterioration. The <minimizing intrasectoral costs> condition explains how to minimize the costs in a specific socioeconomic sector among the available water treatment solutions. Using performance data from wastewater treatment plants and the total cost of wastewater treatment in the Chaudière river watershed, it can be assumed, based on a cost efficiency ratio, that an optimal level of water quality should occur as a result of the establishment of municipal wastewater treatment infrastructures. However, it would appear from the results obtained that Québec's water treatment program has deviated from a social optimum, i.e., restoration costs have not been shared equitably among users/polluters within the watershed, and measures to ensure maximum removal of pollution at minimum cost have not been secured. The play of political forces is central to the allocation of resources among pollution sources. Without a proper hard core concept, a water pollution control policy will not be able to elaborate the best solutions oriented towards attaining a social optimum. In the context of the high residual pollution loads within the watershed, there remains the issue of what water quality level is desirable at what cost, particularly with respect to the community's contribution to date and the efficiency of the response strategies that have been implemented. Now that wastewater treatment infrastructures have been set up, and a watershed-based approach to water management becomes effective, water resource managers and users/taxpayers should turn their attention away from discharge objectives only to focus also on the costs and performance of the watershed's treatment plants as a whole, so that removal of pollutant loads at high-performance facilities may be maximized.

Efficacité de l'assainissement des eaux usées sur le bassin de la rivière Chaudière (Québec, Canada)

Water pollution control efficiency
in the Chaudière river basin
(Québec, Canada)

Y. MARANDA^{1*}, J.L. SASSEVILLE²

Reçu le 10 mars 1998, accepté le 11 décembre 1998**.

SUMMARY

Considerable technical and financial effort has been invested by Québec in the cleaning up of municipal wastewaters and storage of animal manure to meet demands by citizens to restore the province's rivers to their former state. Water pollution control has required technological and management choices that have resulted overall in public investments in excess of \$7.2 billion, with over \$400 million going to operation costs annually. Have these choices enabled Québec to attain a water quality level consistent with a social optimum?

Based on a case study taken from the Chaudière river watershed, Québec, Canada, this article posits two conditions for achieving a social optimum and underscores the factors that have offset the efficiency of water pollution control policies in Québec. According to the data collected on this watershed, between 1981 and 1992, \$125 M was invested in the construction of sewage water treatment plants using various treatment methods, while \$8.6 M went towards manure storage facilities. On the whole, \$527 M is expected to be spent over 25 years to service the debt for municipal wastewater treatment within the watershed.

While inputs of pollutants, especially BOD₅ and phosphorus, have dropped significantly with the construction of the wastewater treatment plants, levels of residual pollution in the watershed remain high. It is suspected that total residual loads of phosphorus from municipal and agricultural sources are still well above the loads eliminated through wastewater treatment. If they are to achieve an efficient watershed-based approach to water management, deci-

-
1. Conseiller scientifique, Direction des Écosystèmes Aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, 675 boul. René-Lévesque Est, Québec, Qué., G1R 5V7, Canada.
 2. Professeur titulaire, INRS-Eau, 2800 rue Einstein, suite 105, c.p. 7500, Sainte-Foy, Qué., G1X 4N8, Canada.

* Correspondance. E-mail : yvon.maranda@mef.gouv.qc.ca

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 10 mai 2000.

sion-makers are faced with two conditions: the first addresses intersectoral efficiency in controlling pollution in a watershed and the second involves minimizing intrasectoral costs of pollution control. The < intersectoral efficiency > condition explains the administrative and technical choices made as well as the importance of the political market in allocating resources to water pollution control among the socioeconomic sectors responsible for water quality deterioration. The < minimizing intrasectoral costs > condition explains how to minimize the costs in a specific socioeconomic sector among the available water treatment solutions. Using performance data from wastewater treatment plants and the total cost of wastewater treatment in the Chaudière river watershed, it can be assumed, based on a cost efficiency ratio, that an optimal level of water quality should occur as a result of the establishment of municipal wastewater treatment infrastructures. However, it would appear from the results obtained that Québec's water treatment program has deviated from a social optimum, i.e., restoration costs have not been shared equitably among users/polluters within the watershed, and measures to ensure maximum removal of pollution at minimum cost have not been secured. The play of political forces is central to the allocation of resources among pollution sources. Without a proper hard core concept, a water pollution control policy will not be able to elaborate the best solutions oriented towards attaining a social optimum. In the context of the high residual pollution loads within the watershed, there remains the issue of what water quality level is desirable at what cost, particularly with respect to the community's contribution to date and the efficiency of the response strategies that have been implemented. Now that wastewater treatment infrastructures have been set up, and a watershed-based approach to water management becomes effective, water resource managers and users/taxpayers should turn their attention away from discharge objectives only to focus also on the costs and performance of the watershed's treatment plants as a whole, so that removal of pollutant loads at high-performance facilities may be maximized.

Key-words: water pollution control, watershed, political market, intersectoral efficiency, cost minimization, cost efficiency, residual pollution, social optimum. Chaudière river.

RÉSUMÉ¹

Le Québec a consacré des efforts techniques et financiers substantiels à l'assainissement des eaux usées municipales et à l'entreposage des déjections animales afin de satisfaire les demandes des citoyens en matière de restauration des usages des cours d'eau. L'assainissement de l'eau a, dans l'ensemble, par ses choix technologiques et administratifs, engendré des investissements publics dépassant 7,2 milliards de dollars et plus de 400 millions de dollars annuellement au chapitre de l'exploitation. Ces choix ont-ils permis d'atteindre un niveau de qualité de l'eau correspondant à un optimum social ?

À l'aide d'une étude de cas portant sur le bassin versant de la rivière Chaudière (Québec, Canada), cet article met en évidence les facteurs qui ont nuit à l'efficacité des politiques de contrôle de la pollution de l'eau au Québec. Sur ce bassin, 125 M\$ ont été consacrés entre 1981 et 1992 à l'érection d'usines d'épuration utilisant différents types de traitement, 8,6 M\$ ont été alloués pour la construction de structures d'entreposage de fumiers et le service de la dette pour l'assainissement des eaux usées municipales atteindrait près de 527 M\$ selon une hypothèse de financement de 25 ans. La performance des

1. Les opinions exprimées par cet auteur sont extraites de sa thèse de doctorat et n'engagent aucunement le ministère de l'Environnement du Québec.

usines d'épuration a permis de réduire significativement les apports au cours d'eau, notamment en DBO_5 et en phosphore. Enfin, cette performance et le coût total de l'assainissement municipal sur le bassin de la Rivière Chaudière permettent d'évaluer, sur la base d'une relation coût-efficacité, qu'il y aurait un niveau optimal de qualité de l'eau pouvant résulter de l'établissement d'infrastructures d'assainissement des eaux usées municipales. Ainsi, dans l'optique d'une prise en charge sociale du problème collectif de la pollution de l'eau sur la base du bassin versant, il serait approprié que les gestionnaires et les usagers-contribuables de la ressource-eau, prennent en compte, non pas uniquement les objectifs de rejets, mais également les coûts et les performances de l'ensemble des usines d'épuration sur le bassin afin de retirer le maximum de charges polluantes là où les équipements sont les plus performants.

Mots clés : contrôle de la pollution de l'eau, bassin versant, efficacité intersectorielle, minimisation des coûts, coût-efficacité, pollution résiduelle, optimum social, rivière Chaudière.

INTRODUCTION

Depuis 1978, à l'instar de nombreux états industrialisés, le Québec a mis en place une politique de restauration de la qualité de l'eau des rivières basée sur l'application de normes de contrôle de la pollution et de directives assorties d'objectifs de réduction des rejets polluants. Les buts poursuivis par cette politique sont de réduire l'apport de polluants aux rivières et de maintenir la qualité de l'eau à des niveaux souhaitables.

En pratique, cette politique se traduit par des programmes d'aide financière dédiés à la réduction des charges polluantes d'origines diverses. En ce qui a trait au volet municipal de la politique, lors de sa phase d'implantation, elle offrait aux municipalités, dans le cadre du Programme d'assainissement des eaux (PAEQ)², des garanties de prêt pour la construction d'infrastructures de traitement des eaux usées. Trois objectifs ont caractérisé ce programme au fil des années : 1) l'amélioration et la conservation de la qualité des eaux pour satisfaire les besoins de la population ainsi que l'obtention et le maintien de milieux aquatiques équilibrés permettant aux ressources biologiques d'évoluer normalement, 2) l'utilisation des investissements destinés à la construction des infrastructures comme outil de relance économique et 3) l'adhésion de la très grande majorité des municipalités au programme d'implantation des infrastructures d'assainissement (MENVIQ, 1993).

De son côté, le volet agricole de la politique, connu sous le nom de Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers (PAAGF), visait à aider les producteurs agricoles à se conformer au Règlement sur la prévention de la pollution des eaux par les élevages de production animale (Gazette officielle du Québec, 1988). Ses objectifs visaient à : 1) réduire la pollution des eaux souterraines et de surface ainsi que la pollution de l'air ; 2) réduire le volume des eaux de dilution du fumier, lisier ou purin lors de l'entreposage, 3) valoriser l'utilisation rationnelle des déjections animales comme fertilisant et amendement des sols

2. Le Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) a été remplacé par le Programme d'assainissement des eaux municipales (PADEM) en février 1995.

agricoles, et 4) encourager le traitement des eaux de laiterie de ferme (MENVIQ-MAPAQ, 1992).

Quant aux aspects du contrôle de la pollution industrielle de la politique, volet qui n'est pas abordé dans le présent article³, le programme de réduction des rejets industriels (PRRI) imposait aux pollueurs des normes et des délais d'épuration de leurs eaux et vérifiaient, à l'aide de certificat d'autorisation, l'efficacité des systèmes d'épuration envisagés.

Cette politique de contrôle de la pollution de l'eau a, dans l'ensemble, par ses choix technologiques et administratifs, engendré des investissements publics dépassant 7,2 milliards \$, et plus de 400 millions de dollars annuellement au chapitre de l'exploitation (MENVIQ, 1993).

Ces choix ont-ils permis d'atteindre un niveau de qualité de l'eau correspondant à un optimum social ? Idéalement, pour répondre à cette question, outre l'analyse des conditions d'application de la politique, il serait nécessaire d'évaluer les coûts marginaux des efforts de dépollution et les bénéfices marginaux obtenus de l'amélioration de la qualité de l'eau. Il est bien connu, en effet, que les politiques publiques doivent, pour être efficace, obéir à la règle de Pareto situant le niveau de contrôle optimal au point de rencontre des courbes de coûts et de bénéfices marginaux. C'est à ce point qu'est atteint l'optimum social dans le contrôle de la pollution, c'est-à-dire à un niveau de qualité de l'eau produisant un maximum de bénéfices sociaux en relation avec la stratégie de contrôle choisie (BAUMOL et OATES, 1988). En pratique, cependant, il est difficile d'évaluer les bénéfices sociaux (tangibles et intangibles) obtenus de l'amélioration de la qualité de l'eau, et ainsi, difficile de juger si le coût de la production du bien public (l'amélioration de la qualité de l'eau) est en relation avec le bien-être général (la récupération des usages et la réduction des risques pour la santé humaine et pour l'équilibre des écosystèmes) qu'il apporte à la population.

On peut contourner cette difficulté en posant que le marché politique arbitre le consentement à payer pour la réalisation d'une politique publique. Cependant, pour affirmer que le consentement à payer est interprété dans un contexte d'optimum social (i.e. équilibre entre les coûts consentis par les individus et l'amélioration de la qualité de l'eau), la politique doit s'assurer 1) que les coûts résultants de la restauration des dommages à l'environnement soient distribués équitablement entre les pollueurs⁴ et 2) qu'un maximum de pollution soit enlevé au minimum de coûts, à l'intérieur des enveloppes financières consentis par les autorités politiques.

3. Le secteur industriel n'a pas été pris en compte dans cet article à cause de l'absence de données sur les coûts et la performance des procédés d'assainissement adoptés par les industries.

4. L'application du principe « pollueur-payeur » constitue une condition d'efficacité des politiques de contrôle de la pollution permettant de se rapprocher de l'optimum social. L'application de ce principe permet, en effet, d'internaliser chez le pollueur potentiel les coûts correspondant aux dommages à l'environnement causés par ses productions ou son mode de vie (i.e. sa fonction d'utilité). Dans son calcul rationnel, le pollueur potentiel cherche à minimiser ses coûts de production (où à optimiser sa fonction d'utilité), ceci se traduisant, sous certaines conditions (dont l'obligation de payer les coûts véritables de la restauration ou de la réduction des dommages à l'environnement), par la minimisation de ses pollutions. De son côté, la distribution équitable des coûts entre les pollueurs est un impératif de justice naturel imposé par le marché politique : un gouvernement qui imposerait des politiques inéquitables serait jugé sévèrement par l'électorat. En principe, on n'assimile pas l'impératif d'équité à une condition d'efficacité au même titre que l'application du principe pollueur-payeur. Cependant, étant donné que le marché politique arbitre les coûts à consentir au contrôle de la pollution, on peut poser que la distribution équitable entre les pollueurs des charges résultant de la restauration des dommages à l'environnement devient une condition pour se rapprocher d'un optimum social.

C'est cette approche que nous avons retenue pour la présente analyse⁵. Dans la première section, nous présentons les efforts techniques et financiers affectés au programme de contrôle dans un contexte de rendement épuratoire. En seconde section, outre les gains réalisés au chapitre de la qualité de l'eau, nous faisons ressortir les niveaux de « pollution résiduelle » qui nuisent à la récupération des usages. Enfin, nous discutons des deux importantes conditions d'efficacité pour le programme d'assainissement des eaux : 1) l'équité intersectorielle dans l'imposition des mesures de contrôle (c'est-à-dire l'attribution des charges financières résultant de la réduction des dommages au secteur d'où origine la pollution) et 2) la minimisation sectorielle des coûts des solutions d'assainissement, notamment pour le secteur urbain.

La bassin de la rivière Chaudière se prête bien à cette analyse d'autant plus qu'une expérience importante sur la gestion de l'eau est en cours de réalisation sur ce bassin (AQTE, 1993 ; COBARIC⁶, 1997). De plus, la combinaison des usages urbains et agricoles de la ressource qu'on y retrouve permet une analyse des effets des approches sectorielles au contrôle de la pollution. Enfin, les données disponibles pour ce bassin sur la qualité de l'eau ainsi que sur le Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) et le Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers (PAAGF)⁷ permettent d'explorer dans l'analyse un horizon temporel suffisamment long (1981 à 1992)⁸ pour couvrir l'évolution du contexte politique, financier et technique de la politique de contrôle.

LES EFFORTS FINANCIERS AFFECTÉS AU CONTRÔLE DE LA POLLUTION DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE ET LEURS RÉSULTATS TECHNIQUES

Les efforts financiers réalisés par le gouvernement pour le contrôle de la pollution de l'eau de la rivière Chaudière ont été estimés en comptabilisant les dépenses publiques d'investissement et d'opération réalisées dans le cadre de l'implantation et de l'opération des infrastructures d'assainissement municipal (PAEQ) et agricole (PAAGF). De leur côté, les résultats techniques ont été rapportés en termes de rendement épuratoire des investissements et des coûts d'exploitation. Les données utilisées pour analyser les efforts financiers proviennent de la compilation des dépenses encourues au chapitre du service de la

5. Cette approche d'administration publique de l'eau nécessite que l'on prenne en considération les connaissances issues de plusieurs disciplines tant des sciences de l'eau (biologie, chimie, physique, etc.) que des sciences de l'administration comme les sciences économiques, politiques, etc.. Comme facteur d'intégration, elle permet ainsi une analyse du processus social de prise en charge des problèmes de l'eau (SASSEVILLE et DE MARSILY, 1998).

6. Le Gouvernement du Québec, représenté par le Ministère de l'Environnement et de la Faune, a confié en 1997 au Comité de bassin de la rivière Chaudière (COBARIC), le mandat d'expérimenter un projet de gestion par bassin versant, incluant notamment l'élaboration d'un schéma directeur de l'eau et les modalités de financement de ce schéma directeur. Ce comité rendra compte de ses travaux au début de l'an 2000.

7. Ce programme était administré conjointement par les ministères de l'Environnement et de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.

8. Cet horizon temporel correspond à la période de prise d'information pour la préparation et la rédaction d'une thèse de doctorat (MARANDA, 1996).

dette pour le financement des infrastructures d'assainissement sur le bassin de la Chaudière entre 1981 et 1992 par le Ministère de l'environnement du Québec⁹, de la performance des usines d'épuration ayant fait l'objet d'une évaluation (MENVIQ, 1994) et du registre des budgets du ministère des Affaires Municipales (MAM, 1993) pour les coûts d'exploitation des usines d'assainissement des eaux.

Les dépenses pour l'assainissement des eaux usées municipales

On constate qu'entre 1981 et 1992 (*tableau 1*)¹⁰, le rythme des dépenses annuelles au chapitre du service de la dette pour l'assainissement municipal sur le bassin de la Chaudière est passé de moins de 5 millions \$ en 1983, à plus de 30 millions \$ en 1985, puis à 12 millions \$ en 1987 et en décroissant par la suite. Le rythme des dépenses annuelles correspond au rythme général d'affectation des investissements donné au PAEQ au cours de cette période. Pour leur part, les coûts d'exploitation augmentent constamment pour la période 1981-1992.

Tableau 1 Évolution des coûts d'exploitation, des déboursés du service de la dette et des subventions à l'assainissement agricole sur le bassin de la rivière Chaudière, Québec, Canada (1981-1992).

Table 1 *Evolution of the operation costs, debt costs and agricultural pollution control grants in the Chaudière River Basin, Quebec, Canada (1981-1992).*

Année	Coûts annuels d'exploitation (\$)	Déboursés du service de la dette (\$)	Subventions assainissement agricole (\$)
1981	0	517 963	0
1982	0	4 220 868	0
1983	0	3 379 614	0
1984	54 645	8 735 722	0
1985	168 367	31 860 457	0
1986	491 598	28 083 534	0
1987	729 542	11 347 740	0
1988	1 111 844	6 838 790	780 577
1989	1 268 835	5 273 281	1 706 696
1990	1 724 984	6 721 168	2 189 322
1991	1 832 292	3 266 775	2 010 652
1992	2 272 380	4 939 098	1 934 344
Total	9 563 412	115 185 011	8 621 591

Le *tableau 2* présente les dépenses reliées aux coûts d'exploitation et aux coûts du service de la dette pour l'assainissement municipal assumé par l'État

9. Les données ont été obtenues de la Direction de l'assainissement urbain du ministère de l'Environnement. Ce dossier est depuis janvier 1994 sous la juridiction du ministère des Affaires municipales à la suite de la fusion du Ministère de l'environnement (MENVIQ) avec le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, pour former le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF). Au 15 décembre 1998, un changement administratif redonne l'appellation ministère de l'Environnement à ce ministère.

10. Les données relatives aux déboursés sur le service de la dette ont été actualisées en utilisant l'indice de prix pour la construction non résidentielle et les données relatives aux coûts d'exploitation en utilisant l'indice de prix fourni pour les dépenses gouvernementales (STATISTIQUES CANADA, 1993).

et par les municipalités ainsi qu'une projection obtenue de la Société québécoise d'assainissement des eaux (SQAE) pour les municipalités du bassin de la Chaudière. Établie en dollars 1992, cette projection utilise un amortissement sur 25 ans avec une hypothèse de taux de financement de 9 %.

Tableau 2 Dépenses d'exploitation et du service de la dette pour l'assainissement urbain sur le bassin de la Chaudière, Québec, Canada (1981-1992).

Table 2 *Urban sewage operation and debt costs in the Chaudière River Basin, Quebec, Canada (1981-1992).*

Description de la dépense	Coûts
• Total du service de la dette sur le bassin (25 ans)	526 840 000
– Service de la dette du gouvernement (25 ans)	469 970 000
– Service de la dette des municipalités (25 ans)	56 870 000
• Total des dépenses (service de la dette et coûts d'exploitation) sur le bassin pour la période 1981-1992	124 748 423
– Total des déboursés (service de la dette) effectués sur le bassin pour la période 1981-1992	115 185 011
– Total des coûts d'exploitation pour la période 1981-1992	9 563 412
• Coûts d'exploitation annuel moyen	1 468 675
• Total des dépenses (service de la dette et coûts d'exploitation) annuelles par habitant desservi (population 1992)	126
– Déboursés (service de la dette) annuels moyens par habitant desservi (population 1992) sur le bassin	112
– Coûts d'exploitation annuel moyen par habitant desservi (population 1992) sur le bassin	14

Population desservie 1992 : 105 067

Pour cette période (1981-92), le total des dépenses de l'assainissement municipal sur le bassin, toutes technologies confondues, se chiffre à près de 125 millions \$. L'ensemble de ces dépenses correspond à une moyenne annuelle de 126 \$ par habitant desservi¹¹ pour les municipalités du bassin retenues dans l'étude, ces dépenses variant de 26 \$ à 694 \$ selon les municipalités. En utilisant la projection de financement de la dette sur 25 ans, soit près de 527 M\$, la dépense annuelle moyenne en capitalisation sur le bassin serait d'environ 21 M\$ et de près de 23 M\$ en incluant les coûts d'exploitation pour la période retenue, soit un coût annuel moyen par habitant desservi de 216 \$ sur une période de 25 ans.

Le *tableau 3* présente l'ensemble des coûts par type de traitement. Il appert que le traitement par boues activées (BA) avec ou sans déphosphatation ou traitement aux ultraviolets (BA/P/UV) et le traitement par étangs aérés avec déphosphatation (EA/P) sont les technologies qui génèrent la plus forte dépense au service de la dette et en coûts d'exploitation. Le coût annuel moyen

11. Ce coût représente le cumul des coûts payés par l'ensemble des contribuables du Québec reporté par habitant desservi.

d'exploitation est plus élevé également pour les étangs aérés avec déphosphatation et pour les différents traitements sur boues activées. Le traitement par étangs aérés sans déphosphatation (EA) apparaît comme le procédé le plus économique. Toutefois, en reportant le total des dépenses par habitant desservi, ce dernier type de traitement ne semble pas présenter plus d'avantages économiques que les autres.

Tableau 3 Répartition des différentes dépenses par type de traitement des eaux usées municipales sur le bassin de la rivière Chaudière, Québec, Canada (1981-1992).

Table 3 *Distribution of the costs according to urban water treatment types in the Chaudière River Basin, Quebec, Canada (1981-1992).*

Description des dépenses	BA/P+BA/P/UV (\$)	EA (\$)	EA/P (\$)	Autres
• Total du service de la dette sur le bassin (25 ans)	115 934 000	54 664 000	156 070 000	200 172 000
– Service de la dette du gouvernement (25 ans)	104 293 000	49 337 000	143 751 000	172 589 000
– Service de la dette des municipalités (25 ans)	11 641 000	5 327 000	12 319 000	27 583 000
• Total des dépenses (service de la dette et coûts d'exploitation) sur le bassin pour la période	44 499 445	13 600 843	58 343 467	8 304 668
– total des déboursés (service de la dette) effectués sur le bassin pour la période	40 067 740	12 634 438	54 500 925	7 981 908
– total des coûts d'exploitation pour la période	4 431 705	966 405	3 842 542	322 760
• Coûts d'exploitation annuel moyen	564 501	179 721	668 384	56 069
• Total des dépenses (service de la dette et coûts d'exploitation) annuelles par habitant desservi (population 1992)	135	173	213	34
– déboursés (service de la dette) annuels moyens par habitant desservi (population 1992)	117	154	192	32
– coûts d'exploitation annuels moyens par habitant desservi (population 1992)	18	18	21	2

BA : Boues activées ; BD : Disques biologiques ; EA : Etangs aérés ; FS : Fosses septiques ; P : Déphosphatation UV : Désinfection

La catégorie « autres » correspond au traitement par étangs non aérés, au traitement par fosses septiques et au traitement par réacteur biologique séquentiel ainsi qu'aux traitements indépendants. Notons que le réacteur biologique séquentiel était en phase de construction pour la période sous étude ce qui sous-estime les coûts de cette catégorie.

Enfin, la portion des coûts de l'assainissement des eaux usées municipales sur le bassin de la rivière Chaudière qui est défrayée par la collectivité québécoise, incluant la projection des coûts sur 25 ans, représenterait environ 89 % des coûts, alors que le solde de 11 % représenterait le déboursé facturé aux usagers-contribuables sur le bassin versant.

Les dépenses agricoles

Les dépenses consenties à l'assainissement agricole sur le bassin de la rivière Chaudière entre 1988 et 1992 sont décrites au tableau 1. Ces dépenses correspondent aux subventions gouvernementales pour la construction d'infrastructures d'entreposage, l'achat d'équipements ou le crédit pour investissement dont pouvaient bénéficier les producteurs agricoles dans le cadre du PAAGF. Les dépenses consenties à l'assainissement agricole ne tiennent pas compte des immobilisations que les producteurs auraient pu effectuer sur le bassin versant avant la mise en place du PAAGF en 1988. Les déboursés en assainissement agricole, principalement à la construction de structures d'entreposage, provenaient à 70 % de subventions du PAAGF pour un total de 8,6 M\$ pour la période sous étude, alors que le solde était à la charge des producteurs agricoles.

Les dépenses publiques totales ainsi consacrées au contrôle de la pollution de l'eau d'origine urbaine et agricole sur le bassin versant de la rivière Chaudière, jusqu'en 1992, totalisaient près de 133,5 M\$.

La charge polluante

Les principales sources de pollution qui affectent la qualité de l'eau du bassin de la rivière Chaudière sont reliées à l'activité économique basée sur l'exploitation des ressources de la forêt et de l'agriculture, ainsi que sur l'utilisation des cours d'eau pour le rejet des eaux usées municipales et industrielles. La population du bassin de la Chaudière s'est accrue d'environ 30 % entre 1976 et 1992 (de 113 490 à 148 907 habitants), et de 125 % (de 19 538 à 43 871 habitants) uniquement dans la portion aval du bassin (MAM, 1993).

Pour l'ensemble du bassin versant, la charge polluante d'origine municipale s'élevait à 990 tonnes d'azote/an et 110 tonnes de phosphore/an alors que la charge polluante d'origine agricole (produite à la ferme) s'élevait à 15 817 tonnes d'azote/an et 5 548 tonnes de phosphore/an (MENVIQ, 1988a ; SIMONEAU, 1991).

L'activité agricole présente une intensification de l'amont vers l'aval principalement en termes de densité animale par rapport aux superficies en culture. Le volume total de fumier produit sur le bassin de la Chaudière est de l'ordre de 3 246 000 m³/an¹². Par ailleurs, la quantité de fumier, conforme à la réglementation, c'est-à-dire entreposé dans des structures étanches, était de 700 000 m³ et le volume de fumier subventionné par le programme d'aide (PAAGF) entre 1988 et 1992, était de 480 744 m³, dont 83 % était composé de fumier liquide. De plus, une étude (Consultants BPR, 1990) rapporte que le volume des surplus s'établissait à près de 2 000 000 m³/an ce qui représente 7 039 tonnes

12. Fiches d'enregistrement des exploitations agricoles du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, 1990.

d'azote et 1 540 tonnes de phosphore par an . Les superficies en culture pour la période sous étude étaient de 92 132 ha (SIMONEAU, 1991).

Le rendement épuratoire

Les données de performance (MENVIQ, 1992 ; 1994) des usines d'épuration du bassin de la Chaudière permettent de caractériser le rendement épuratoire de 20 usines d'assainissement des eaux regroupant 29 municipalités du bassin de la Chaudière (tableau 4) en ce qui concerne l'enlèvement du phosphore et de la DBO₅. Nous avons calculé à partir de ces données les quantités de charges retirées pour la DBO₅ et le phosphore. Nous avons également extrapolé les quantités de charges à l'affluent et à l'effluent pour 16 municipalités dont la population desservie était connue, mais dont l'analyse de la performance n'avait pas été réalisée. Pour ce faire, nous avons utilisé des valeurs de calcul des charges de 2 g/personne pour le phosphore et de 50 g/personne pour la DBO₅ (MENVIQ, 1988b) et appliqué l'efficacité moyenne obtenue pour les différents types de traitement sur le bassin versant. Les dates de mise en exploitation s'échelonnent entre juillet 1982 et juin 1991 pour les usines d'assainissement retenues dans la présente étude, la majorité des mises en exploitation s'étant faite après 1985.

Ainsi, en 1992 (MENVIQ, 1994), l'ensemble des usines d'épuration pour la population desservie sur le bassin de la Chaudière a traité 65 130 m³/j d'eaux usées et a retiré 7 261 kg/jour de DBO₅ et 122 kg/jour de phosphore. En ajoutant les données estimées pour les autres usines d'épuration, nous obtenons un enlèvement de 9 572 kg/jour de DBO₅ et de 191 kg/jour de phosphore. Les données disponibles sur les charges à l'affluent mesurées pour les usines d'assainissement des eaux nous indiquent que la charge en DBO₅ était de 8 127 kg/jour et de 157 kg/jour de phosphore. Les charges potentielles en DBO₅ et en phosphore seraient respectivement de 10 600 kg/jour et 250 kg/jour.

Nous retenons aussi que l'efficacité moyenne d'enlèvement global pour la DBO₅ et le phosphore total des usines d'épuration sur le bassin de la Chaudière en 1992 était respectivement de 88 % et de 75 %. Pour l'ensemble des usines de traitement des eaux usées du Québec, l'efficacité d'enlèvement moyen annuel a été de 90 % pour la DBO₅ et de 72 % pour le phosphore (MENVIQ, 1994). Le raisonnement sous-jacent à la présente analyse suppose que l'efficacité technique a été constante sur le bassin pour la période retenue. Mentionnons qu'en ce qui concerne l'azote, ce paramètre n'était pas visé par les différentes technologies d'assainissement. La charge afférente en azote à l'effluent des eaux usées municipales est ainsi variable tant selon les procédés d'assainissement que de la période de l'année compte tenu du ralentissement de l'activité bactérienne en hiver.

En ce qui concerne le rendement épuratoire du programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers, l'établissement de structures d'entreposage ne permettrait de prendre en charge que 6 % de la pollution diffuse agricole (MENVIQ-MAPAQ, 1992).

Tableau 4 Performance des stations d'assainissement par municipalités sur le bassin de la rivière Chaudière.

Table 4 Sewage water treatment results in the Chaudière River Basin.

	Conception					Affluent					Effluent				Enlèvement	
	Type de Traitement	Date de mise en opération	Charges débit m.cu/j	Débit Popul	Affluent DB05 Kg/j	DB05 (Kg/j)	PTOT (Kg/j)	% conception Débit	DB05	Débit mesuré m.cu./j	DB05 Moyenne an. Kg/j	rend	PTOT Moyenne an. Kg/j	rend	PTOT Kg/j	DB05 Kg/j
Saint-Bernard	BA/P	85.05	681	700	116	72	2,2	56	62	379	4	95 %	0,41	81 %	1,8	68
Lac-Megantic	BA/P	85.07	5680	8400	601	951	16,8	70	158	3984	39	95 %	11,40	75 %	5,4	912
Aubert-Gallion + St-Georges	BA/P/UV	86.12	19500	16595	1750	2526	73,7	89	144	17397	219	91 %	6,60	91 %	67,1	2307
Beauceville + St-François O.	BA/P/UV	86.11	4415	5000	340	251	7,7	71	74	3153	20	92 %	2,88	63 %	4,8	231
Notre-Dame-des-Pins	BD/P/UV	86.09	747	501	43	57	2,0	65	133	488	10	82 %	0,43	78 %	1,5	47
Saint-Agapit	EA	93.11		2172	2338	193	4,3				23	88 %	1,09	75 %	3,2	170
Saint-Gedeon	EA	83.10	1023	1500	96	141	4,4	162	147	1662	33	77 %				108
Saint-Methode-de-Frontenac	EA	84.12	473	1250	97	63	2,5				8	88 %	0,63	75 %	1,9	55
Sainte-Justine	EA	93.11		1600	1908	87	3,2				10	88 %	0,80	75 %	2,4	77
St-Ludger + Risbor. + Gayhurst	EA	91.06	484	710	143	127	3,6	99	89	427	11	92 %	1,00	79 %	2,6	116
St-Zacharie+Ste-Aurélie	EA	82.10	1361	2154	118	86	3,2	62		847	5	95 %				81
Ste-Germaine-du-Lac-Etchemin	EA	93.12		335	416	64	0,7				8	88 %	0,17	75 %	0,5	56
East-Broughton + E-B Station	EA/P	90.12	2242	2557	140	125	4,1	95	89	2141	24	81 %	1,50	63 %	2,6	101
La Guadeloupe	EA/P	86.12	1220	1531	83	166	2,3	90	200	1097	23	86 %	0,50	78 %	1,8	143
Linière + St-Come-de-Kennebec	EA/P	86.09	1200	2079	112	95	2,6	53	85	640	18	81 %	0,50	81 %	2,1	77
Saint-Elzear	EA/P	90.12	804	1034	53	58	1,6	68	109	545	7	88 %	0,33	79 %	1,3	51
Saint-Etienne-de-Lauzon	EA/P	87.12	3424	4125	450	398	10,9	74	88	2526	45	89 %	2,70	75 %	8,2	353
Saint-Martin	EA/P	86.09	1126	1545	98	74	2,5	52	75	584	7	91 %	0,40	84 %	2,1	67
Saint-Odilon-de-Cranbourne	EA/P	89.10	418	954	57	45	1,5	70	79	292	4	92 %	0,20	87 %	1,3	41
Saint-Prosper	EA/P	86.12	1653	2427	162	52	3,6	86	32		10	81 %	1,10	69 %	2,5	42

Tableau 4 (suite)

Performanc des stations d'assainissement par municipalités sur le bassin de la rivière Chaudière.

Table 4 (continued)

Sewage water treatment results in the Chaudière River Basin.

	Conception					Afluent					Effluent				Enlèvement	
	Type de Traitement	Date de mise en opération	Charges débit m.cu./j	Débit Popul	Affluent DB05 Kg/j	DB05 (Kg/j)	PTOT (Kg/j)	% conception Débit	DB05	Débit mesuré m.cu./j	DB05 Moyenne an. Kg/j	rend	PTOT Moyenne an. Kg/j	rend	PTOT Kg/j	DB05 Kg/j
Sainte-Marie	EA/P	86.03	8750	7500	3354	1703	14,8	79	45	6930	146	91 %	4,70	67 %	10,1	1557
Shenley	EA/P	86.12	935	1068	109	53	2,1				6	88 %	0,53	75 %	1,6	47
St-Ephrem-de-Beauce +de-Tring	EA/P	86.11	1120	1090	135	108	2,2	67	80	735	15	86 %	1,00	55 %	1,2	93
Tring-Jonction	EA/P	86.09	1205	1250	82	57	1,8	91	70	1099	9	84 %	0,50	72 %	1,3	48
St-Joseph + Vallée-Jonction	EA/P	88.08	5745	4900	653	691	12,4	55	106	3161	43	94 %	2,60	79 %	9,8	648
Frontenac	ENA	84.10	140	350	19	18	0,7				2	88 %	0,18	75 %	0,5	16
Saint-Robert-Bellarmin	ENA	87.11	136	347	16	17	0,7				2	88 %	0,17	75 %	0,5	15
Sainte-Marguerite (Beauce)	ENA	89.06	288	394	21	20	0,8				2	88 %	0,20	75 %	0,6	18
Saints-Anges	ENA	94.09		370	278	17	0,7				2	88 %	0,19	75 %	0,5	15
Audet	FS	82.07	106	280	15	14	0,6				2	88 %	0,14	75 %	0,5	12
Piopolis	FS	99.12		275	96	16	0,6				2	88 %	0,14	75 %	0,5	14
Saint-Jean-de-la-Lande	FS	85.08	128	300	12	15	0,6				2	88 %	0,15	75 %	0,5	13
Saint-Theophile	FS	85.05	128	300	12	15	0,6				2	88 %	0,15	75 %	0,5	13
Bernières + Charny + St-Rédemp.	RBS	96.08		29474	19480	2227	58,9				267	88 %	14,74	75 %	44,2	1960
<i>Total sans extrapolations</i>						8127	157,1				700		27,35		122,11	7261
<i>Total du bassin</i>			65132	105067	33403	10602	250,9				1030		58,03		185,23	9572

BA : Boues activées ; BD : Disques biologiques ; EA : Etangs aérés ; FS : Fosses septiques ; P : Déphosphatation ; UV : Désinfection ; Ombragé : données extrapolées.

L'AMÉLIORATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU ET LA POLLUTION RÉSIDUELLE SUR LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE

De façon générale, l'analyse de l'évolution de la qualité de l'eau relative aux rejets d'eaux usées domestiques sur le bassin de la Chaudière montre que cette dernière se serait améliorée localement, principalement près des émissaires des usines d'épuration en service. Cependant, de façon générale, la qualité de l'eau sur le bassin versant, notamment dans ses parties centrale et en aval, ne s'est pas améliorée pour la période sous étude (SIMONEAU, 1991).

Ainsi, on constate, après l'implantation du programme d'assainissement, que subsiste un niveau de « pollution résiduelle » qui doit être pris en considération dans l'évaluation de l'efficacité de la politique de contrôle. En effet, la pollution résiduelle (i.e. les apports au milieu aquatique de substances polluantes d'origine anthropique provenant de sources de pollution qui échappent au contrôle parce que difficiles ou impossibles à contrôler à l'intérieur de limites de coûts raisonnables) détermine l'ampleur de la récupération des usages du cours d'eau, le degré de satisfaction des citoyens ainsi que les actions à réaliser en termes de mesures supplémentaires de réduction de la pollution. Cette pollution résiduelle résulte en bonne partie de l'inefficacité intrinsèque des mesures institutionnelles et des technologies adoptées et adaptées pour le contrôle de la pollution urbaine, agricole et industrielle, de même que des sources de pollution ponctuelles ou diffuses non contrôlées tels les écoulements hydriques superficiels et souterrains, redistribuant vers les eaux de surface et les eaux souterraines les substances amovibles (naturelles ou artificielles) avec lesquelles ils viennent en contact.

À ce sujet, une étude récente sur le bassin de la rivière Chaudière (SIMONEAU, 1998) mentionne la présence de niveaux de pollution résiduelle significatifs dans la portion aval du bassin de la rivière Chaudière ainsi que dans certains tributaires des portions médianes et en aval du bassin. En fait, il appert que, en moyenne, 50 % des charges polluantes dans les divers affluents de la rivière Chaudière serait d'origine diffuse (50 % des charges en phosphore total et 55 % des charges en azote), cette proportion étant fortement variable d'un affluent à l'autre. Plus spécifiquement, les charges résiduelles d'azote et de phosphore d'origine agricole à l'embouchure de la rivière Beaurivage dans le bassin de la Chaudière, seraient respectivement de 73 % et 65 %, le solde étant la charge résiduelle d'origine municipale et naturelle (GANGBAZO *et al.*, 1996).

Sur l'ensemble du bassin de la rivière Chaudière, les rejets à l'émissaire de DBO₅ et de phosphore des usines d'épuration retenues dans la présente étude, serait respectivement de l'ordre de 255 tonnes/an, soit 9 % de la charge originale et de 33 tonnes/an, soit 58 % de la charge originale, ceci en considérant que l'enlèvement du phosphore ne s'effectue que du 15 mai au 15 novembre (185 jours) (SIMONEAU, 1991). Ceci permet d'établir que la charge résiduelle en fonction de l'épuration municipale potentielle (c'est-à-dire incluant les usines d'épuration non encore en fonction) serait d'environ 375 tonnes/an de DBO₅ et 55,9 tonnes/an de phosphore (61 % de la charge originale). Par ailleurs, l'évaluation des apports massiques en azote et phosphore de toute provenance, véhiculés par la rivière Chaudière, se chiffrait respectivement à 3 853 tonnes/an

et 513 tonnes/an dont 80 % de la charge en azote et 78 % de la charge en phosphore serait d'origine agricole (SIMONEAU, 1991 ; 1998). D'ailleurs, 46 % de l'azote produit et utilisé à la ferme ainsi que 20 % du phosphore seraient rejetés au cours d'eau (MENVIQ, 1988a). Le tableau 5 résume la situation et actualise les données (BÉDARD *et al.*, 1997) en ce qui concerne la pollution diffuse d'origine agricole. Enfin, plus récemment alors que 36 usines d'épuration sont en opération, l'apport massique en azote et phosphore se chiffre respectivement à 3 296 tonnes/an et 311 tonnes/an, soient des baisses de 14 % et 39 %. Enfin, 56 % des sources diffuses de phosphore seraient générées par le milieu agricole (SIMONEAU, 1998).

Tableau 5 Pollution résiduelle sur le bassin de la rivière Chaudière.

Table 5 Residual water pollution in the Chaudière River Basin.

	Charges polluantes potentielles	Charges polluantes retirées (1992)	Charges polluantes résiduelles	Coûts des investissements publics
Municipal				
P	110 t/an ⁽¹⁾	54 t/an ⁽²⁾	56 t/an	
DBO5	3869 t/an ⁽²⁾	3493 t/an ⁽²⁾	375 t/an	125 M\$ ⁽⁴⁾
Agricole				
N	15 817 t/an ⁽¹⁾		8011 t/an ⁽³⁾	
P	5 548 t/an ⁽¹⁾		1162 t/an ⁽³⁾	8,6 M\$

(1) SIMONEAU, 1991

(2) MENVIQ, 1994. Pour ce qui est de la charge agricole, mentionnons que l'entreposage et l'épandage constitueraient la portion retirée.

(3) BÉDARD *et al.*, 1997. Ces auteurs mentionnent qu'il s'agit de charges excédentaires par rapport aux déjections animales produites additionnées des engrais chimiques utilisés et aux prélèvements par les cultures.

(4) Il convient de mentionner que ces coûts représentent les déboursés (service de la dette et opération) jusqu'en 1992. Le total des dépenses devraient dépasser les 500M\$ d'ici 20 ans.

DISCUSSION

Comme on l'a vu, les ressources financières allouées par les autorités gouvernementales à l'assainissement des eaux du bassin de la rivière Chaudière n'ont produit jusqu'à présent que des résultats mitigés. Dans l'ensemble, la qualité de l'eau de la rivière ne s'est pas améliorée de façon significative à la suite de l'implantation des infrastructures d'épuration des eaux usées urbaines et de l'aide apportée aux agriculteurs pour la construction d'infrastructures d'entreposage par rapport à la qualité de l'eau qui prévalait avant le début du programme. Seules certaines zones se démarquent par des améliorations de la qualité, notamment celles situées immédiatement en aval des émissaires qui, auparavant, rejetaient

sans traitement les eaux usées urbaines. Ceci s'explique facilement par les niveaux élevés de pollution résiduelle : en effet, par exemple, la charge résiduelle totale en phosphore d'origine urbaine (56 tonnes/an) et agricole (1 162 tonnes/an) se situerait à près de 1 200 tonnes/an, soit 21 fois la charge enlevée par les usines d'assainissement. Cette inefficacité dans les choix administratifs et techniques fait clairement ressortir les difficultés de contrôler la production de polluants par le secteur agricole dont les apports résiduels au cours d'eau sont de 20 à 30 fois plus grands que les apports résiduels provenant des municipalités.

Dans une perspective de gestion « efficace » de l'eau par bassin versant, deux problèmes se posent aux décideurs politiques et aux gestionnaires responsables du contrôle de la pollution. Le premier traite d'une des conditions principales conduisant à l'efficacité¹³ intersectorielle, celle qui impose aux autorités gouvernementales de distribuer les efforts (et les coûts) de réduction des charges polluantes entre les divers secteurs socio-économiques responsables de la dégradation de la qualité de l'eau. Le second problème porte sur une autre des conditions principales reliées à l'efficacité de la politique, mais cette fois-ci à l'intérieur d'un même secteur socio-économique, celle qui impose des solutions d'assainissement aux moindres coûts.

L'efficacité intersectorielle dans le contrôle de la pollution sur un bassin versant

Le fait que la collectivité dépense (pour la période sous étude) 21 M \$/an pour implanter et 2 M \$/an pour opérer des usines d'épuration des eaux usées municipales en vue d'assainir les eaux de la rivière Chaudière, et que des résultats notables d'amélioration de la qualité de l'eau tardent à venir, constitue une question épineuse pour les autorités gouvernementales. Faut-il abandonner temporairement l'augmentation des efforts d'assainissement des eaux usées municipales, tentant ainsi de minimiser les dépenses que plusieurs jugeront plus utiles dans d'autres secteurs comme la santé et l'éducation ? Ou faut-il, au contraire, compléter les implantations et améliorer les usines en exploitation en vue de maximiser les taux d'enlèvement des polluants sous la contrainte 1) de minimiser les coûts et 2) que ces coûts soient acceptables pour la population, ceci en dépit du fait que les progrès du côté des efforts de contrôle de la pollution d'origine agricole soient minimes, sinon inexistants en pratique ?

On peut penser que ce problème émane du caractère collectif des actions entreprises pour corriger l'échec de marché. Il prend en effet naissance dans la dynamique du processus décisionnel conduisant à l'internalisation, dans les fonctions de production sociale, des coûts des dommages à l'environnement qui ne sont pas pris en compte dans les échanges économiques. En effet, les sociétés démocratiques modernes ont accepté depuis plusieurs décennies qu'il est plus efficace de prendre en considération la totalité des coûts sociaux attachés aux activités qu'elles entreprennent plutôt que d'en minimiser artificiellement les coûts, en fermant les yeux sur les dommages que leurs activités peuvent causer à l'environnement. Pour ce faire, elles se dotent de règlements qui obligent les individus à des comportements « minimisateurs » des dom-

13. On peut définir l'efficacité par la façon la plus économique d'atteindre les objectifs de la politique (TIE-TENBERG, 1984). En d'autres mots pour le contrôle de la pollution, c'est la minimisation des coûts et la maximisation de la charge polluante à retirer.

mages à l'environnement, et ce faisant, elles imposent aux individus des coûts supplémentaires qu'ils finissent par consentir, bon gré mal gré.

Est-il possible d'imposer ces comportements minimisateurs des dommages à l'environnement équitablement entre les divers types de pollueurs ? Difficilement, et ceci pour plusieurs raisons...

Tout d'abord, on peut relever qu'il est beaucoup plus facile d'imposer un coût à des individus pour une activité entreprise par une collectivité dont ils font partie, surtout lorsque ce coût est légitime et relativement faible et que les individus ne sont pas organisés pour résister à cette nouvelle obligation, que d'imposer un coût important à des individus qui pourraient en contester la légitimité et qui, par surcroît, sont organisés pour défendre leurs intérêts économiques. Ceci explique en partie le problème de l'équité intersectorielle dans l'implantation de la politique de contrôle de la pollution sur un bassin : d'un côté, des citoyens-urbains pollueurs, peu organisés, peuvent facilement se convaincre qu'ils sont responsables d'apports polluants aux cours d'eau alors que d'un autre côté, des producteurs agricoles qui utiliseront leurs moyens organisés de résistance pour combattre de nouveaux coûts qui complexifieront leur production et les rendent vulnérables sur les marchés. Ainsi, le processus décisionnel influe sur les résultats des programmes de contrôle. Ce dernier, en effet, « sectorise » les justiciables en citoyens « obéissants » et en citoyens « récalcitrants », ceci permettant aux élus de prendre en considération des aspects différents selon le secteur dans lequel s'inscrivent les décisions, par exemple, l'impact sur la compétitivité et sur l'emploi des obligations imposées par le contrôle de la pollution.

Par ailleurs, les difficultés socio-techniques intrinsèques à l'application du programme de contrôle ne sont pas étrangères aux choix politiques qui sont réalisés dans les questions intersectorielles. Par exemple, il est beaucoup plus facile (mais pas nécessairement moins coûteux à la marge) de contrôler les sources de pollutions ponctuelles que les sources de pollutions diffuses. Ainsi, la sectorisation technique vient ajouter aux particularismes des justiciables, si bien que, progressivement, les programmes d'assainissement urbain et agricole se sont complètement détachés l'un de l'autre, tant par leur rationalité, que par les critères de performance et l'autorité administrative qui en détient la responsabilité.

Est-il possible, pour le citoyen des villes, qui a accepté les règles du jeu et les coûts inhérents à la dépollution du cours d'eau, d'exiger des autorités gouvernementales qu'elles imposent les mêmes règles à tous les autres pollueurs de façon à atteindre les résultats attendus ?

Pour ce faire, étant donné que ce problème d'équité intersectorielle nuit considérablement à l'efficacité sociale et technique du programme d'assainissement des eaux, et qu'ainsi les efforts de contrôle de la pollution urbaine ne sont pas en mesure de restituer à eux seuls les usages de l'eau, les citoyens des villes pourraient être tentés d'exiger, si rien n'était fait pour réduire la pollution d'origine agricole, que l'on réduise les efforts financiers qu'ils consentent en vain pour améliorer la qualité de l'eau. Or, les dépenses d'investissement sont de loin les plus importantes, et la majorité d'entre elles sont déjà commises : l'économie en jeu ne serait que de 2 M\$/an¹⁴. De plus, les obs-

14. Ce montant représente les coûts d'opération des usines d'épuration, coûts sans doute supérieurs actuellement, compte tenu de la mise en opération des usines d'épuration non encore en fonction sur le bassin lors de la réalisation de l'étude et de la problématique émergente des coûts du traitement des boues.

tacles politiques pour en arriver à abandonner ou même à laisser sans surveillance un tel choix collectif sont tellement importants qu'il est difficile d'imaginer l'argumentaire qui serait en mesure de les surmonter. Reste le laxisme des municipalités qui pourraient, pour satisfaire leurs électeurs, réduire leurs affectations budgétaires à l'assainissement des eaux, ce qui serait d'autant plus tentant que leur charge au service de la dette n'est que de 10 % de la valeur totale de l'investissement. Ainsi, il semble bien que le citoyen-urbain doive se résoudre à payer pour des infrastructures et des opérations qui sont insuffisantes pour produire les résultats attendus ; il devra se satisfaire de manifester son mécontentement par la dénonciation de l'inefficacité des solutions mises de l'avant et, éventuellement, par des pressions fortes sur les élus municipaux pour réduire les dépenses d'assainissement. Cette situation, inévitable à moyen terme, quoique non souhaitable par les autorités gouvernementales, peut cependant se traduire en arguments pour soutenir une action énergique visant à réduire la pollution d'origine agricole : en effet, en arguant que le citoyen-urbain (de concert évidemment avec le contribuable) a investi dans l'assainissement des eaux et qu'il peut légitimement s'attendre à ce que la qualité des eaux s'améliore, les élus municipaux pourront alors faire pression sur le gouvernement de façon à ce que celui-ci affecte les ressources nécessaires au contrôle de la pollution agricole.

Dans de telles conditions et dans la mesure où une organisation représentative des citoyens en viendrait à manifester publiquement leur mécontentement, il est probable que les autorités gouvernementales accentueraient d'autant leur pression sur les producteurs agricoles afin qu'ils adoptent des pratiques moins polluantes. Ainsi, plus les citoyens exigeront de leurs élus une équité intersectorielle, plus grande sera la pression politique sur les pollueurs ne voulant pas internaliser les dommages qu'ils font à l'environnement, plus imaginatifs et efficaces également seront les programmes de contrôle de la pollution agricole.

La minimisation des coûts intrasectoriels du contrôle de pollution

La minimisation intrasectorielle des coûts du contrôle est une autre condition essentielle à l'efficacité. Malgré l'absence d'efficacité intersectorielle, les efforts d'assainissement des eaux ont néanmoins permis des taux d'enlèvement élevés de la pollution d'origine urbaine. À ce chapitre, plusieurs études (MARCEAU, 1986 ; DAGENAIS, 1986 ; MENVIQ-SQAE, 1992 ; MENVIQ, 1993 ; VÉRIFICATEUR GÉNÉRAL, 1996), portant sur l'efficacité générale du Programme d'assainissement des eaux du Québec, ont révélé que les coûts des infrastructures mises en place n'avaient pas toujours été minimisés lors de la phase d'implantation des infrastructures d'assainissement.

Compte tenu de ces investissements, on peut se demander si les solutions techniques et administratives retenues permettront de minimiser les coûts d'enlèvement des charges polluantes tout en maximisant la charge enlevée sur le bassin ?

Pour ce faire, rappelons que nous devons considérer, pour une solution d'assainissement retenue, la croissance du coût marginal de dépollution en relation avec le niveau des charges polluantes enlevées. Le coût de l'enlèvement de la pollution au niveau d'une municipalité peut être assimilé à un coût marginal à affecter à l'ensemble de l'assainissement des eaux usées urbaines sur le bassin. Le coût total de l'enlèvement augmente alors pour chaque unité

supplémentaire de pollution ou chaque charge marginale de pollution à traiter. Dans ce cas, il est possible de représenter le coût total de l'assainissement municipal de l'eau C_{Hj} comme une fonction linéaire de la quantité d'individus desservis par une usine d'épuration AQ_j , soit :

$$C_{Hj} = AQ_j \quad (1)$$

et Q_{pj} , la charge polluante, qui est une fonction de la quantité d'individus desservis Q_j . Nous avons utilisé cette relation avec les données du bassin de la Chaudière, en retenant la charge de phosphore retirée, comme paramètre de référence (MARANDA, 1996). La figure 1 représente alors l'incrément de la charge retirée en phosphore, qui est en fait la variation de la charge retirée ∂Q_{pj} de phosphore et ce, en fonction de l'incrément du coût total moyen annuel présenté sur une base journalière pour l'ensemble du bassin, soit la variation du coût total ∂C_{Hj} . Nous avons ainsi le coût du Kg de phosphore retiré par jour, ce coût représentant la moyenne journalière de l'ensemble des dépenses annuelles (exploitations et service de la dette).

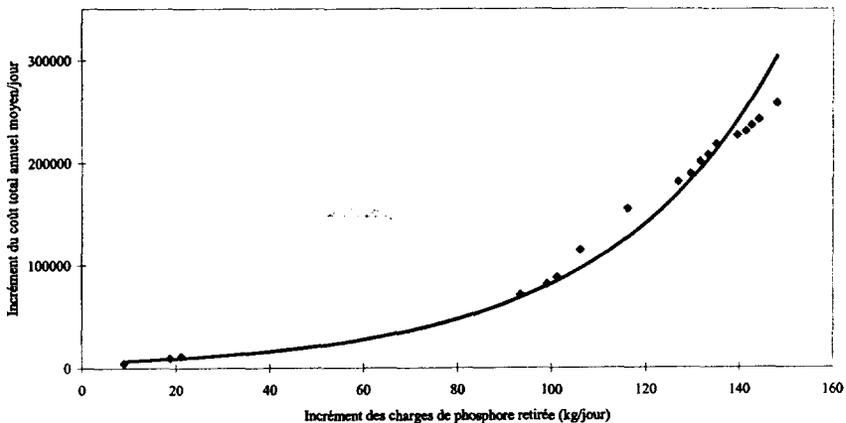


Figure 1 Variation de la charge de phosphore (kg/j) retirée selon le coût total annuel moyen par jour (courbe de tendance exponentielle).

Variation in the phosphorus load (kg/d) removed as a function of the average total annual cost per day.

Nous remarquons sur cette figure que la courbe du coût a tendance à augmenter lentement pour les charges les plus faibles, mais elle s'infléchit pour augmenter rapidement au fur et à mesure de l'augmentation des quantités supplémentaires de charges à retirer. Le coût total sur le bassin versant pour le contrôle de la pollution de l'eau et les charges polluantes afférentes traitées, nous indique, d'une certaine façon, l'efficacité technique des processus de contrôle de la pollution. Une courbe de tendance exponentielle a été insérée sur la figure 1. Ainsi, en tenant compte des coûts alloués tant à la construction qu'à l'exploitation des infrastructures d'assainissement et à partir des données d'efficacité d'exploitation des usines d'épuration, il est possible de constater que 4 usines d'épuration sur 17 procédant à la déphosphatation et représentant

57 % de la population desservie afférente, retirent 80 % de la charge en phosphore¹⁵. Ceci laisse sous-entendre, en prenant l'ensemble du bassin versant, qu'au-delà d'un certain point ou au-delà d'une certaine quantité de charges polluantes retirée, il serait moins efficace socialement de procéder à l'enlèvement du phosphore ou de certaines autres charges polluantes, compte tenu des montants à investir.

Dans ce contexte, la théorie économique du contrôle de la pollution, nous informe qu'idéalement, l'allocation efficace des ressources de la société se réalise lorsque les coûts sociaux marginaux du contrôle sont égaux aux bénéfices sociaux marginaux (DOWNING, 1984 ; TIETENBERG, 1984 ; BAUMOL et OATES, 1988). Toutefois, dans la pratique, s'il est facile de déterminer les dépenses allouées aux programmes de contrôle de la pollution, il est plus difficile de déterminer la valeur monétaire des bénéfices sociaux correspondants. En effet, les estimations des avantages monétaires seraient davantage basées sur la détermination de la valeur que les individus accordent aux détériorations de la ressource ou aux avantages liés à son usage (SHAW, 1991). Lorsqu'interviennent d'autres objectifs, comme la minimisation des risques environnementaux ou l'équité, une estimation monétaire des avantages environnementaux pourrait ne pas présenter d'intérêt direct pour la prise de décision (PEARCE et MARKANDYA, 1989).

Pour contourner cette difficulté et, considérant l'assainissement municipal sur un bassin comme la Chaudière, une solution efficace serait celle qui égalise les coûts marginaux d'enlèvement pour tous les pollueurs sur le bassin et qui se traduit par l'établissement d'une relation coût-efficacité de l'enlèvement des charges polluantes d'origines municipales (O'NEIL, 1980 ; DOWNING, 1984 ; HAIMES *et al.*, 1990 ; BARDE, 1992).

Il est reconnu que le coût marginal correspond au coût supplémentaire consenti pour retirer une unité supplémentaire de pollution ou en d'autres mots, comme la variation du coût total consenti à la dépollution par rapport à la variation de la quantité de polluants retirés, c'est-à-dire dC_{ij}/dQ_i . À partir de l'équation (1), nous avons, pour simplifier le traitement, formulé l'hypothèse que le coût marginal de l'enlèvement des charges polluantes augmente de façon linéaire dans la première partie de la courbe, avant que se fasse sentir l'effet de la croissance exponentielle des coûts d'enlèvements, en fonction du niveau de contrôle. Alors, en dérivant l'équation 1, nous obtenons :

$$C_{mi} = C_{ij}/Q_i \quad (2)$$

soit, le coût marginal étant égal au coût total par habitant desservi. Cette condition est vraie lorsque le coût moyen est minimal. Elle est aussi vraie si l'incrément de C_{ij}/Q_i , soit $\Sigma C_{ij}/Q_i$, est représenté par rapport à l'incrément des quantités de charges polluantes retirées sur le bassin. La condition à obtenir pour l'ensemble des usines d'épuration du bassin nécessite alors d'égaliser les coûts marginaux entre les différentes usines.

Les données recueillies dans la présente étude nous permettent alors de comparer les municipalités les unes par rapport aux autres. La figure 2 présente

15. Dans le cas de la DBO₅, 80 % de la charge retirée de DBO₅ d'origine municipale est le fait de 5 usines d'épuration sur 20 (selon les données du tableau 4), desservant 66 % de la population afférente du bassin.

le résultat obtenu sur le bassin de la rivière Chaudière pour l'ensemble des usines d'épuration en ce qui concerne les variations de ce coût par habitant desservi et de la charge retirée en phosphore retenue comme paramètre de référence (MARANDA, 1996). Il est facile de constater qu'à partir du point d'inflexion de la courbe, tout ajout marginal d'enlèvement de charge polluante contribue très peu, sur la base du bassin versant¹⁶, à l'amélioration de la qualité de l'eau alors que les coûts correspondants augmentent de façon exponentielle.

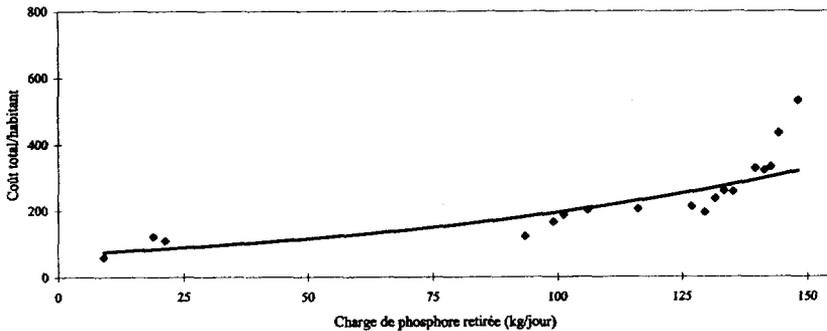


Figure 2 Variation de la charge de phosphore (kg/j) enlevée en fonction du coût total par habitant desservi (courbe de tendance exponentielle).

Variation in the phosphorus load (kg/d) removed as a function of the total cost per inhabitant.

Les coûts marginaux de l'assainissement ainsi calculés, varient grandement d'une municipalité à l'autre, indépendamment de la technologie utilisée. Conformément à la loi des rendements décroissants, le coût par habitant devrait augmenter au fur et à mesure que la population des municipalités à traiter diminue. L'examen des données disponibles de l'ensemble du bassin versant ne nous permet toutefois pas de trouver une relation significative ($r = -0,18$), même si la pente de la courbe présente une tendance négative. Néanmoins, cette absence de relation pourrait s'expliquer par plusieurs facteurs : 1) l'utilisation de technologies différentes aux diverses usines d'épuration, 2) la planification sur une base individuelle de l'établissement des usines d'épuration, 3) la présence ou non d'une capacité de traitement supplémentaire pour épurer les eaux usées d'une industrie raccordée au réseau municipal ou pour absorber une augmentation éventuelle d'activité économique et 4) les délais différents de mises en exploitation, des façons et des coûts différents d'exploitation pour l'ensemble des municipalités sur le bassin versant.

Ces résultats indiquent qu'il est possible que les solutions d'assainissement des eaux usées municipales puissent être conçues de façon à minimiser les coûts et maximiser la charge polluante à retirer et ce, nonobstant les choix

16. C'est la charge sur l'ensemble du bassin versant qui est prise en considération plutôt que sa concentration près de l'émissaire.

17. Ceci doit être perçu dans le cadre de l'efficacité intrasectorielle puisque clairement, il serait plus efficace techniquement et économiquement de réduire la charge agricole.

technologiques et administratifs initiaux : pour ce faire, il est nécessaire d'établir la performance technique et économique des usines d'assainissement sur le bassin, non pas sur une base individuelle, mais sur la base de l'ensemble, de façon concomitante avec les objectifs environnementaux de rejets (tels que développés par la Direction des écosystèmes aquatiques du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec). En d'autres mots, il s'agirait de retirer le maximum de charge polluante là où cela coûte le moins cher compte tenu de l'efficacité technique et économique des usines¹⁷. Ainsi, il est important de mettre en perspective le fonctionnement des usines d'assainissement sur une base individuelle par rapport à la performance de l'ensemble des usines d'assainissement du bassin versant de façon à choisir une solution socialement acceptable et efficace sur les plans économique, technique et environnemental.

Un tel principe, pouvant sembler évident a priori, ne s'avère nécessairement pas facile d'application, faute d'une politique n'offrant pas un cadre conceptuel capable d'élaborer et de prendre en charge une solution d'assainissement orientée vers un optimum social. En revanche, s'il avait été appliqué, il aurait conduit sans doute à des investissements substantiels dans le secteur agricole, et à des investissements plus ciblés dans le secteur municipal. On peut penser que cette approche aurait permis, à meilleurs coûts, une plus grande efficacité épuratoire en terme de restauration de la qualité de l'eau.

CONCLUSION

Dans l'ensemble, sur un bassin versant tel celui de la rivière Chaudière, on peut déplorer que le programme d'assainissement des eaux, tel qu'il s'est réalisé depuis le début des années 1980, s'écarte d'un optimum social, c'est-à-dire qu'il n'a pas distribué les charges résultantes de la restauration des dommages à l'environnement équitablement entre les pollueurs et ne s'est pas assuré qu'un maximum de pollution soit enlevé au minimum de coûts.

D'une part, en effet, les niveaux de pollution résiduelle dans le bassin versant posent la question du niveau de qualité de l'eau qu'il est souhaitable de produire et à quel coût, compte tenu de l'effort fourni par la collectivité jusqu'à présent et de l'efficacité des moyens d'intervention mis de l'avant. D'autre part, dans l'optique de la mise en place éventuelle d'une gestion de l'eau par bassin versant, certains éléments comme la minimisation des coûts et la maximisation de la charge à retirer ne semblent pas inscrits formellement à l'agenda des autorités.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AQTE, 1993. *Un système de gestion intégrée de l'eau au Québec*. Table ronde d'orientation sur la gestion de l'eau au Québec, 10 et 11 décembre 1992.
- BARDE, J.P., 1992. *Économie et politique de l'environnement*. Presses Universitaires de France, 383 p.
- BAUMOL, W.J. and W.E. OATES, 1988. *The theory of environmental policy*. Second edition. Cambridge University Press, Cambridge, 299 p.
- BÉDARD, Y, S. GARIÉPY, F. DELISLE, 1997. Bassin versant de la rivière Chaudière : l'activité agricole et ses effets sur la qualité de l'eau. Ministère de l'environnement et de la Faune et Saint-Laurent Vision 2000, 106 p, 4 annexes.
- COBARIC, 1997. Entente spécifique : Approche de gestion intégrée par bassin versant.
- CONSULTANTS BPR., 1990. Analyse de la situation des surplus des lisiers et propositions d'une structure de gestion, région Chaudière-Appalaches : *rapport final*, 60 p.
- DAGENAIS, C., 1986. *Rapport du groupe de travail sur le Programme d'assainissement des eaux du Québec*. Québec, Ministère de l'environnement, 118 p.
- DOWNING, P.B., 1984. *Environmental economics and policy*. Little, Brown and Company, Boston, 334 p.
- GANGBAZO, G., J. DUPONT, M. SIMONEAU, J. PAINCHAUD, 1996. *Pollution des cours d'eau par le phosphore dans les Basses-terres du fleuve Saint-Laurent*. Texte de conférence, 21^e Colloque de l'Association des biologistes du Québec (ABQ), 1^{er} et 2 novembre 1996, Québec.
- GAZETTE OFFICIELLE DU QUÉBEC, 1988. Loi sur la qualité de l'environnement : Prévention de la pollution des eaux par les établissements de production animale (Q-2, r.18).
- HAIMES, Y.Y., K. TARVAINEN, T. SHIMA, J. THADATHIL, 1990. Hierarchical multiobjective analysis of large-scale systems. Hemisphere Publishing Corporation, New York, 323p.
- MARANDA, Y., 1996. Défaillance administrative du contrôle de la pollution de l'eau. Le cas de la rivière Chaudière (1981-1992). Thèse de doctorat, INRS-Eau, 202 p.
- MARCEAU, R., 1986. Des élus et des milliards : l'assainissement des eaux usées domestiques au Québec. Collection Bilans et perspectives, Québec, 196 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 1988a. *Contribution agricole pour dix tributaires du fleuve Saint-Laurent*. Direction du milieu agricole et du contrôle des pesticides.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 1988b. *Guide technique sur la réalisation des études préliminaires*. Direction de l'assainissement urbain.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC-MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DES PÊCHERIES ET DE L'ALIMENTATION, 1992. Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers (PAAGF), Évaluation du programme. Québec, 38 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 1992. *Rapport d'évaluation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du PAEQ - Année 1991*. Ministère de l'environnement et de la faune, Direction de l'assainissement urbain.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC-SOCIÉTÉ QUÉBÉCOISE D'ASSAINISSEMENT DES EAUX, 1992. *Rapport du comité SQAQ-MENVIQ sur le fonctionnement actuel et futur du Programme d'assainissement des eaux du Québec*. Document Résumé, 31 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 1993. *Rapport d'évaluation : Programme d'assainissement des eaux (volet urbain)*, 157 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE, 1994. *Rapport d'évaluation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du PAEQ - Année 1992*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, direction de l'assainissement urbain, 7 annexes, 88 p.
- MINISTÈRE DES AFFAIRES MUNICIPALES, 1993. *Répertoire des municipalités du Québec*, 1992. Publications du Québec.

- O'NEIL, W.B., 1980. Pollution permits and markets for water quality. PhD thesis, University of Wisconsin-Madison, 187 p.
- PEARCE, D.W. et A. MARKANDYA, 1989. *L'évaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement*. OCDE, Paris, 91 p.
- SASSEVILLE, J.L., G. DE MARSILY, 1998. Les sciences de l'eau : présent et futur. *Rev. Sci. Eau*, vol. 11, 223-241.
- SHAW, W.D., 1991. Environmental economics: Can economics help mother earth. *Environmental Conservation*, 18(3), 237-242.
- SIMONEAU, M., 1991. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Chaudière 1976 à 1988*. Ministère de l'Environnement du Québec, Environdoq EN910053, 190 p.
- SIMONEAU, M., 1998. *Le bassin de la rivière Chaudière : qualité des eaux 1979-1996*, p. 2.1 à 2.49, dans Ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique - 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, environdoq no EN980022.
- STATISTIQUES CANADA, 1993. L'observateur économique, no 11-010.
- TIENTENBERG, T.H., 1984. *Environmental and natural resources economics*. Scott, Foresman and Co., 482 p..
- VÉRIFICATEUR GÉNÉRAL, 1996. *Rapport du Vérificateur général à l'Assemblée nationale pour l'année 1995-1996* : Chapitre 8, Programme d'assainissement des eaux, p.124-161.