

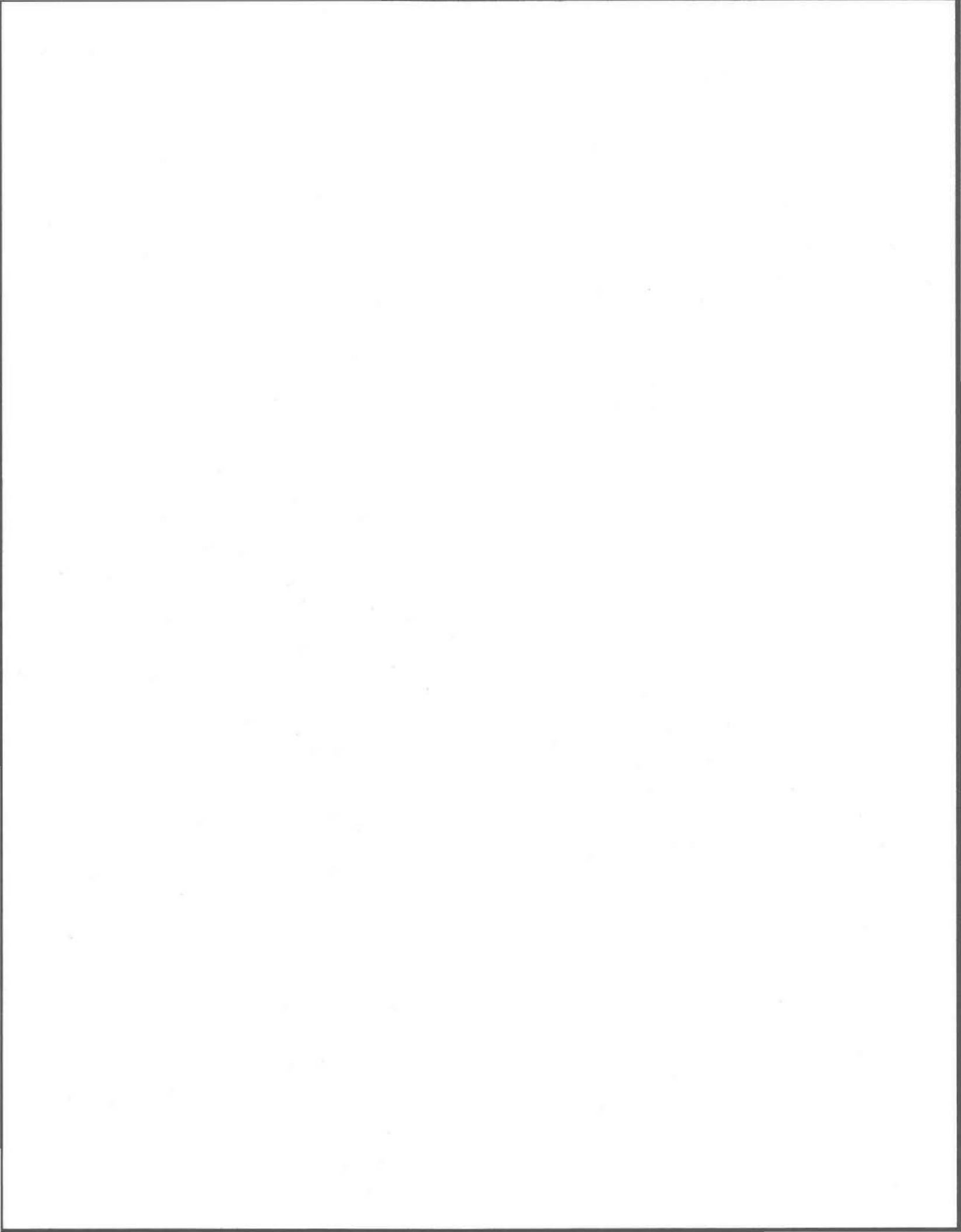
**Défaillance administrative du contrôle de la pollution de
l'eau. Le cas de la rivière Chaudière
(1981-1992)**

**Thèse présentée
comme exigence partielle
du grade Philosophiae Doctor (Ph.D.)**

Par
Yvon Maranda

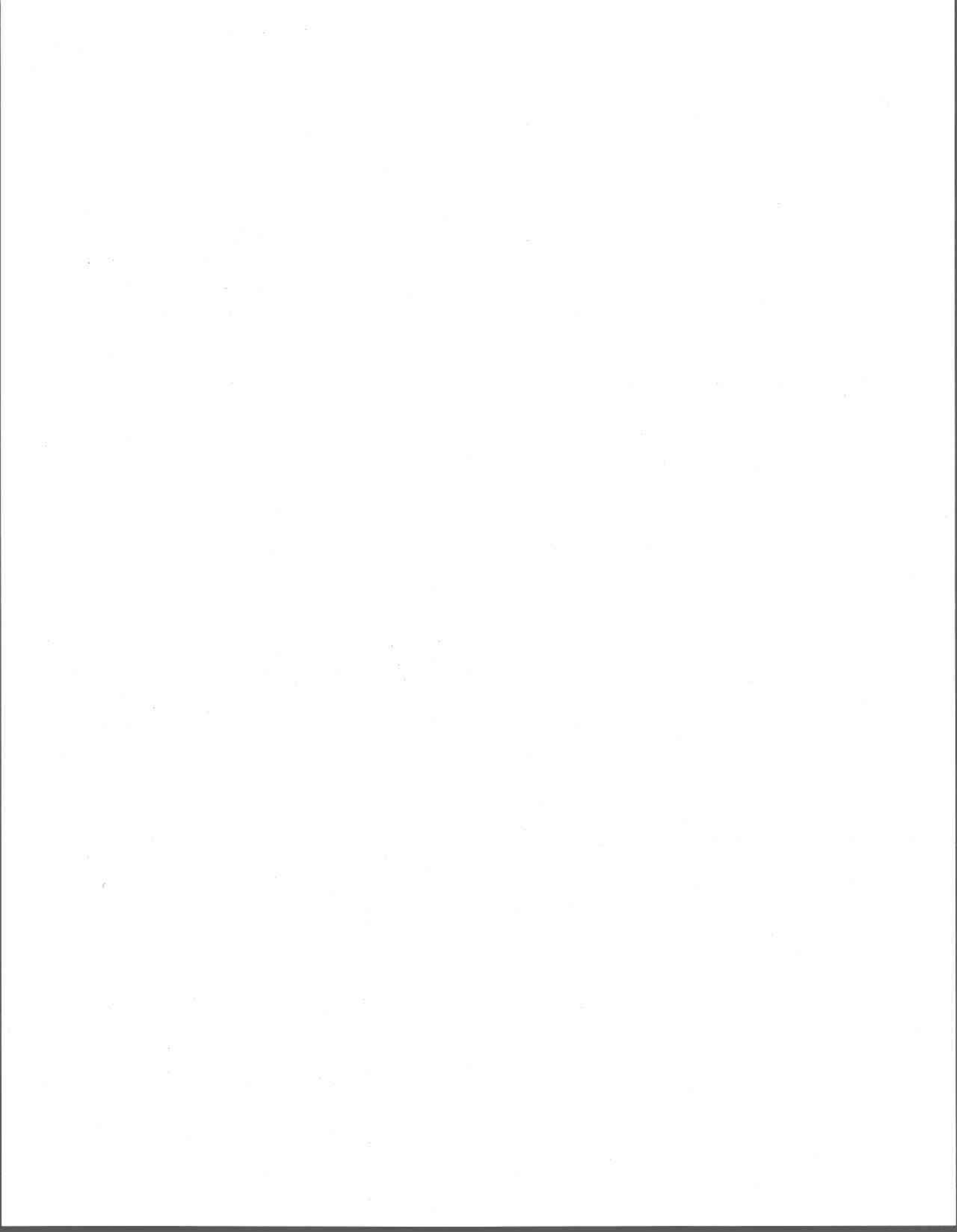
Institut national de la recherche scientifique, INRS-Eau
2800, rue Einstein, Case postale 7500, SAINTE-FOY (Québec). G1V 4C7

Avril 1996



*La science n'a aucune valeur si elle n'est pas
accompagnée d'un intérêt social*

Fritjof Capra



AVANT-PROPOS

Nous tenons, par cet avant-propos, à souligner que cette thèse s'est voulue une recherche d'application pratique du cadre théorique du contrôle de la pollution de l'eau. Nous avons préféré regarder la défaillance administrative du contrôle de la pollution de l'eau à partir de plusieurs concepts faisant appel aux sciences de l'eau, aux sciences économiques, aux sciences politiques, à l'administration publique et à l'économie politique, de façon interactive et complémentaire. Nous avons abordé ces concepts globalement sans nécessairement chercher à les approfondir individuellement, chacun pouvant constituer une recherche en soi. Nous n'avons pas cherché également à conserver la qualité intrinsèque des divers modes d'analyse. Nous avons axé notre travail sur l'analyse d'un problème permettant une application immédiate dans le cadre des activités de l'État. Si cette façon de faire a pu choquer le lecteur averti à un mode d'analyse particulier, nous nous en excusons. Nous avons voulu décrire comment le contrôle de la pollution pourrait se faire de la façon la plus efficace possible, en tenant compte des données de la réalité. En dépit de la défaillance administrative au contrôle de la pollution de l'eau, il y aurait des explications réalistes et des avenues pratiques d'amélioration quant aux choix et aux pratiques d'intervention publique en matière de contrôle de la pollution de l'eau.

RÉSUMÉ

La prise en charge collective des problèmes de pollution de l'eau vise à arbitrer les conflits d'usages relativement à la gestion de la ressource-eau. Pour ce faire, l'État a élaboré un ensemble de solutions pour amener et maintenir la pollution à des niveaux acceptables par les usagers de la ressource.

Toutefois, ces solutions n'ont pas produit les résultats attendus par les objectifs de la politique et du programme relativement à la restauration des niveaux d'usages de la ressource.

Sur la base de la théorie économique du contrôle de la pollution, nous expliquons la défaillance administrative de l'intervention par la difficulté du programme de contrôle de rencontrer certains critères de performance relatifs à l'établissement d'un niveau de contrôle souhaitable à appliquer, à l'absence d'instruments permettant l'internalisation des coûts des dommages, à la difficulté pour le programme de contrôle de maximiser les relations coûts-efficacité des instruments d'intervention, à la difficulté de favoriser un optimal sectoriel entre le contrôle de la pollution d'origine agricole et la pollution d'origine urbaine et enfin à l'amélioration partielle de la qualité de l'eau en dépit des efforts consentis.

Nous avons avancé l'hypothèse que la défaillance de l'intervention proviendrait de la rationalité des acteurs intervenant en marché politique, à tous les niveaux de la formulation à la mise en oeuvre de la politique de contrôle. Chacun des acteurs au contrôle de la pollution serait motivé par la recherche de sa propre utilité, elle-même encadrée par la rationalité de l'organisation.

En l'absence de la connaissance des bénéfices sociaux provenant de l'amélioration de la qualité de l'eau et de façon générale afin de permettre au programme de contrôle de tendre vers l'atteinte des critères de performance, nous proposons un processus formel de conciliation comme une alternative. Cette dernière serait socialement performante pour déter-

miner un niveau de contrôle optimal sur un bassin versant, en permettant aux intervenants privilégiés de la ressource de faire valoir leurs préférences en vue de déterminer des objectifs de récupération de la ressource, le niveau de contrôle souhaitable à affecter au contrôle de la pollution, leur propension (de ces mêmes intervenants) à contribuer à la conservation ou la restauration de la ressource ainsi que le choix du ou des moyens d'intervention à privilégier pour y parvenir.

REMERCIEMENTS

La réalisation de cette thèse a été soutenue et encouragée par de nombreuses personnes.

Je tiens à remercier premièrement ma conjointe Louise qui, pendant toutes ces années de travail, m'a encouragé et supporté. Elle a partagé avec moi de nombreuses périodes de vacances consacrées à la préparation de cette thèse, je la lui dédie. Je remercie également, ma fille Roxane qui a su composer avec ma faible disponibilité.

Je voudrais exprimer toute ma gratitude à mon directeur de thèse, le Dr Jean-Louis Sasseville. Il a été, pendant toutes ces années, un mentor dans le processus de mon apprentissage. Il a su apporter à ce travail, par ses suggestions et sa patience, toute la maturité requise.

J'exprime ma reconnaissance à monsieur Michel Paradis qui m'a permis d'approfondir mes connaissances, à madame Sonia Roy qui a colligé patiemment les données portant sur le Programme d'assainissement des eaux du Québec, à madame Gaétane Forgues pour la préparation de la bibliographie, à monsieur Marc Simoneau pour les informations sur la qualité de l'eau de la rivière Chaudière ainsi que d'autres collègues de travail du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec pour les informations fournies.

J'aimerais remercier également ma mère et mon père pour leur appui moral principalement lors de l'écriture de la thèse.

Enfin, je remercie tous ceux et celles, parents et amis, qui m'ont encouragé, d'une façon ou d'une autre lors de la réalisation de ce projet. Je ne saurais oublier l'Université du Québec à Chicoutimi et le Dr Raynald Côté qui m'ont permis d'initier ce travail ainsi que l'INRS-Eau pour m'avoir permis de le réaliser.

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS.....	i
RÉSUMÉ.....	iii
REMERCIEMENTS	v
TABLE DES MATIÈRES.....	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	xi
LISTE DES FIGURES.....	xiii
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 1 COMMENT L'ÉTAT DEVRAIT-IL S'Y PRENDRE POUR RÉDUIRE LA POLLUTION DE L'EAU?.....	7
1.1 LES IMPÉRATIFS LIANT LES INTERVENTIONS GOUVERNEMENTALES	11
1.1.1 L'efficacité.....	11
1.1.2 L'équité.....	20
1.2 LE CADRE NORMATIF DU CONTRÔLE DE LA POLLUTION DE L'EAU EN RIVIÈRE	23
1.2.1 L'établissement du niveau de contrôle souhaitable en l'absence d'instruments économiques.....	28
1.2.2 L'internalisation du coût des dommages.....	29
1.2.3 La maximisation coûts-efficacité ou l'égalisation des coûts marginaux d'épuration.....	31
1.2.4 L'optimal sectoriel dans le contrôle de la pollution.....	33
1.2.5 L'amélioration tangible de la qualité de l'eau.....	34
CHAPITRE 2 L'ASSAINISSEMENT DES EAUX SUR LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE	37
2.1 LE CADRE DE L'INTERVENTION PUBLIQUE	38
2.1.1 Le cadre légal et réglementaire	38
2.1.2 Le cadre administratif	40
2.2 LE PROGRAMME D'ASSAINISSEMENT DES EAUX DU QUÉBEC.....	42
2.2.1 Le volet municipal.....	42
2.2.2 Le volet agricole.....	49
2.3 LE PROFIL SOCIO-ÉCONOMIQUE DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE.....	51
2.4 LE PROFIL BIOGÉOGRAPHIQUE.....	53

CHAPITRE 3 CONDITIONS DE SUCCÈS DE L'INTERVENTION DE CONTRÔLE SUR LE BASSIN DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE - LES RÉSULTATS	57
3.1 LE NIVEAU DE CONTRÔLE SOUHAITABLE	59
3.1.1 Les dépenses d'assainissement	61
3.1.1.1 Les dépenses de capitalisation.....	61
3.1.1.2 Les dépenses d'exploitation.....	63
3.1.1.3 Les dépenses agricoles	68
3.1.2 Le rendement épuratoire.....	69
3.2 L'APPLICATION DU PRINCIPE «POLLUEUR-PAYEUR».....	72
3.2.1 Le cadre de l'application du principe	73
3.2.2 Échec sur la vérité des coûts	74
3.3 LA MAXIMISATION COÛTS-EFFICACITÉ DU PROGRAMME DE CONTRÔLE OU L'ÉGALISATION DES COÛTS MARGINAUX	75
3.4 L'OPTIMUM SECTORIEL	81
3.5 L'AMÉLIORATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU	84
Évolution spatiale (relation amont-aval)	85
Évolution temporelle	86
3.6 CONCLUSION.....	89
CHAPITRE 4 COMMENT S'EXPLIQUE LA DÉFAILLANCE DE L'INTERVENTION DE CONTRÔLE?	91
4.1 RATIONALITÉ DES ÉLUS ET CONTRÔLE DE LA POLLUTION	95
4.1.1 Efficacité politique ou préoccupation distributive	97
4.1.2 La défaillance de l'intervention	102
4.2 RATIONALITÉ BUREAUCRATIQUE ET CONTRÔLE DE LA POLLUTION.....	103
4.3 HYPOTHÈSE EXPLIQUANT LA DÉFAILLANCE DE L'INTERVENTION	108
4.4 RATIONALITÉS ET CONDITIONS DE SUCCÈS.....	111
4.4.1 Établissement d'un niveau de contrôle souhaitable	111
4.4.2 Favoriser l'application du principe pollueur-payeur.....	112
4.4.3 La maximisation coûts-efficacité ou l'égalisation des coûts marginaux de l'assainissement.....	113
4.4.4 L'optimum sectoriel	114
4.4.5 L'amélioration de la qualité de l'eau.....	115
CHAPITRE 5 DISCUSSION : COMMENT CORRIGER LA DÉFAILLANCE DE L'INTERVENTION?.....	117
5.1 L'UNITÉ DE GESTION DE BASE - LE BASSIN VERSANT.....	118
5.2 LA CONCILIATION	119
CONCLUSION	128
BIBLIOGRAPHIE.....	131

- ANNEXE 1 LES INSTRUMENTS DE CONTRÔLE DE LA POLLUTION**
- ANNEXE 2 CONFUSION SUR LE PRINCIPE POLLUEUR-PAYEUR**
- ANNEXE 3 ARTICLE 31 DE LA LQE ET EXEMPLES D'APPLICATION PRATIQUE**
- ANNEXE 4 MANDAT D'UNE DIRECTION RÉGIONALE**
- ANNEXE 5 OBJECTIFS SPÉCIFIQUES DES VOLETS DU PAAGF**
- APPENDICE 1 CHAMPS D'ACTION RETENUS PAR LE MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT**
- APPENDICE 2 ÉVOLUTION DE LA POPULATION ET DE L'AGRICULTURE SUR LE BASSIN DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE**
- APPENDICE 3 RÉPARTITION DES DÉPENSES DE CAPITALISATION ET D'EXPLOITATION PAR MUNICIPALITÉS SUR LE BASSIN DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE**
- APPENDICE 4 DÉPENSES PAR MUNICIPALITÉ DU PROGRAMME D'AIDE À L'AMÉLIORATION DE LA GESTION DES FUMIERS SUR LE BASSIN DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE**
- APPENDICE 5 ÉVALUATION DES PERFORMANCES DES STATIONS D'ASSAINISSEMENT PAR MUNICIPALITÉ SUR LE BASSIN DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE**
- APPENDICE 6 HYPOTHÈSE DE FINANCEMENT DES USINES D'ASSAINISSEMENT DES EAUX SUR LE BASSIN DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE**
- APPENDICE 7 ÉVOLUTION DE LA CHARGE MASSIQUE SUR LE BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE**

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Évolution de la population et de l'agriculture sur le bassin de la rivière Chaudière....	52
Tableau 2.2 Caractéristiques du bassin de la rivière Chaudière (Simoneau, 1991).....	54
Tableau 3.1 Évolution des coûts d'exploitation et des déboursés de capitalisation sur le bassin....	62
Tableau 3.2 Dépenses d'exploitation et du service de la dette par secteur du bassin de la Chaudière.	64
Tableau 3.3 Répartition des différentes dépenses par type de traitement.....	67
Tableau 3.4 Dépenses consacrées à l'assainissement agricole par secteur de la rivière Chaudière.....	69

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Optimum parétien du niveau de contrôle de la pollution sur un bassin.....	13
Figure 1.2 Effet de l'efficacité technique des interventions sur le déplacement de l'optimum.....	14
Figure 3.1 Projection du total des dépenses (exploitation et service de la dette) pour l'assainissement des eaux usées municipales sur le bassin de la Chaudière.....	68
Figure 3.2 Variation de la charge de DBO ₅ retirée (kg/j) selon le coût total annuel moyen par jour (courbe de tendance exponentielle).....	77
Figure 3.3 Variation de la charge de phosphore (kg/j) retirée selon le coût total annuel moyen par jour (courbe de tendance exponentielle).....	78
Figure 3.4 Variation de la charge de DBO ₅ (kg/j) enlevée en fonction du coût total par habitant desservi (courbe de tendance exponentielle).....	80
Figure 3.5 Variation de la charge de phosphore (kg/j) enlevée en fonction du coût total par habitant desservi (courbe de tendance exponentielle).....	80
Figure 3.6 Courbes hypothétiques de bénéfices marginaux et de solutions S1 et S2 en comparaison avec la solution réelle.....	83

INTRODUCTION

Comme partout dans le monde, les rivières du Québec sont utilisées comme évacuateur des eaux usées. Tant et aussi longtemps que la capacité d'assimilation de l'eau des rivières permet l'évacuation des eaux usées sans diminuer l'offre de " biens et services " pour les autres usagers, ou encore sans affecter sensiblement la structure ou la dynamique de l'écosystème aquatique, le problème social soulevé par la concurrence avec les autres usages relatifs à son exploitation¹ demeure latent. Cependant, lorsque la capacité d'absorption² des charges minérales et organiques en provenance des eaux usées est dépassée, il en résulte des perturbations délétères pour l'écosystème aquatique et souvent, des coûts accrus pour les autres usagers. Les apports additionnels de matières, provenant par exemple de la pollution diffuse, imposent des dommages supplémentaires à la ressource. Il s'ensuit une détérioration cumulative³ de la qualité de la ressource, diminuant ainsi considérablement l'offre " publique " intrinsèque de " biens et services " pour les usagers de la rivière, et engendrant des conflits d'usage qui prennent rapidement un caractère politique.

¹ De façon générale au Québec, on reconnaît les usages suivants liés à la ressource-eau : prises d'eau, plages, baignade, navigation de plaisance, rampes de mise à l'eau, voile, marinas, canotage, pédalos, pêche, sanctuaires de pêche, villégiature, camping, bases de plein air, centres d'interprétation de la nature, parcs, aires de pique-nique, pistes cyclables (Simoneau 1991).

² Nous entendons par capacité d'absorption, la capacité d'une rivière de recevoir des charges minérales et organiques sans changer significativement la dynamique naturelle des écosystèmes. Ces changements pourraient se mesurer sur la base de paramètres tels que la turbidité, la concentration d'oxygène dissous, la concentration en facteurs nutritifs limitants tels l'azote et le phosphore, la biodisponibilité des métaux essentiels présents à l'état de trace (Cu, Co, Cr, Fe) ou toxiques (Hg, Pb, Cd) et enfin la biodiversité faunique et de la flore des écosystèmes aquatiques.

³ Nous entendons par détérioration cumulative, la détérioration progressive dans le temps de la qualité de l'eau comme résultante du cumul des charges polluantes. Cette détérioration provient de la réduction de la capacité d'absorption de la rivière ou de l'écosystème aquatique.

Ces conflits d'usages reliés à la ressource-eau ont conduit les gouvernements à mettre en place divers instruments pour la surveillance et le contrôle de la pollution⁴. Dans sa recherche de solutions cohérentes pour amener et maintenir les niveaux de pollution à des niveaux acceptables pour les usagers de la ressource, l'État a formalisé et légalisé son action par l'élaboration et la mise en oeuvre de politiques publiques à travers son appareil, l'administration publique. Ces politiques ont été soutenues par des programmes d'aide financière dédiés à la réduction des charges polluantes (infrastructures de traitement des eaux usées et d'entreposage des fumiers) et par le recours aux instruments légaux basés sur l'application de normes de contrôle ou assortis d'objectifs de réduction des rejets polluants.

Cependant, tel que le montrent des diagnostics récents sur certains bassins, tel celui de la rivière Chaudière, ces efforts techniques et financiers auraient peu contribué à l'amélioration générale de la qualité de l'eau sur le bassin versant, sinon pour la maintenir à un niveau relativement constant face à l'augmentation de la charge polluante originant de l'augmentation de la population ou de l'activité économique. Ainsi, il appert que la façon de faire de l'État sur ces bassins n'ait pas permis de réduire substantiellement le niveau de pollution⁵. Notamment, la difficulté de contrôler la pollution diffuse d'origine agricole retarderait la récupération des usages de ces cours d'eau (d'ailleurs, la presse a fait largement état du faible taux de réussite du PAEQ suite à son évaluation en 1993 (Le Devoir, 4 juillet 1993; Le Soleil, 4 juillet 1994).

⁴ La notion de système de contrôle de la pollution est utilisée ici dans le sens d'un système de prise en charge et de maîtrise des sources de pollution en vue d'internaliser les dommages à l'environnement dans les transactions socio-économiques qui encourent des dommages sociaux non pris en compte dans la transaction. On réfère à ces dommages sociaux par l'expression " effets externes " ou " externalités ".

⁵ À l'appui de ce constat, nous pouvons prendre pour exemple l'expérience américaine avec le Clean Water Act (Knopman and Smith 1993; Adler 1993; Wayland 1993) et l'expérience québécoise du Programme d'assainissement des eaux traitant de l'évolution de la qualité de l'eau sur les bassins versants des rivières Chaudière, St-François, Yamaska et l'Assomption (Simoneau et Grimard 1989; Primeau et Grimard 1990; Simoneau 1991; Grimard 1992). Il appert que la mise en place du programme d'assainissement des eaux du Québec (P.A.E.Q.) n'aurait pas encore permis une amélioration générale substantielle de la qualité de l'eau de ces bassins.

Pourtant, il existe divers moyens d'intervention⁶ pour contrôler efficacement la pollution de l'eau et qui ont été employés avec succès par le passé, certains originant de la réglementation directe, d'autres utilisant des instruments⁷ intégrés aux mécanismes de marché. Ainsi, quinze ans après le début du programme d'assainissement, les faibles résultats en terme de restauration de la qualité des cours d'eau pourraient s'expliquer par une certaine défaillance administrative du contrôle de la pollution, c'est-à-dire une défaillance dans le segment de mise en oeuvre de la politique compte tenu de facteurs politique, bureaucratique et économique. Ces facteurs prédominants interviendraient dans l'allocation, le mode de réalisation et d'organisation des ressources consacrées au contrôle de la pollution de l'eau et ne permettraient pas une attribution efficace des ressources financières et techniques.

- Comment devrait-on s'y prendre idéalement pour contrôler la pollution de l'eau sur un bassin?
- Comment en pratique le gouvernement québécois s'est-il pris pour restaurer la qualité de l'eau des rivières, c'est-à-dire, quels coûts financiers et quels efforts techniques ont été consentis à la réduction de la pollution sur les bassins?
- Comment ces coûts et ces efforts techniques de contrôle se sont-ils traduits en amélioration de la qualité de l'eau?
- Et si se confirmait l'hypothèse du peu d'amélioration de la qualité de l'eau sur certains bassins, comment expliquer cette défaillance administrative?
- Enfin, de quelle manière l'État pourrait-il améliorer l'efficacité de ses interventions de contrôle?

C'est à ces questions que s'attaque la présente recherche doctorale. Sur la base d'une étude de cas (le contrôle de la pollution sur le bassin de la rivière Chaudière, entre 1981 et 1992), après avoir circonscrit le cadre normatif (ou idéal) de l'intervention de l'État pour

⁶ On peut regrouper les instruments de contrôle de la pollution sous 6 grands types : 1) la persuasion morale; 2) les contrôles directs (normes et spécifications techniques); 3) les instruments économiques (redevances, taxes, permis, etc.); 4) les subventions; 5) les investissements publics et; 6) la conciliation.

⁷ Certains exemples d'application des mécanismes de marché ont été utilisés dans différents secteurs économiques. En particulier, Hahn (1989) rapporte des cas concrets où l'utilisation de charges et de redevances a permis de réduire substantiellement les coûts du contrôle de la pollution pour un résultat ou un gain environnemental équivalent aux méthodes traditionnelles de contrôle via la réglementation.

réduire la pollution de l'eau à l'intérieur d'un bassin versant, nous décrivons l'approche du gouvernement québécois en cette matière, c'est-à-dire le cadre réglementaire général et l'impartition des ressources financières vers les différentes sources de pollution sur le bassin de la rivière Chaudière et ainsi la configuration technique et financière de son système de contrôle de la pollution. Par la suite, nous mettrons en évidence les améliorations de la qualité de l'eau et nous tenterons d'expliquer les relations entre les coûts des interventions et les bénéfices sociaux de la politique de contrôle. Enfin, nous discuterons de moyens pour améliorer l'efficacité de l'intervention de l'État sur la base du construit institutionnel actuel.

Ainsi, dans un premier chapitre, nous allons développer un cadre théorique normatif devant guider les choix publics de l'État dans le contrôle de la pollution et proposer une solution normative qui vise à optimiser, dans un cadre d'incertitude élevée, l'intervention de l'État en matière de contrôle de la pollution. Il serait nécessaire que ce cadre idéal tende vers un optimum, tel qu'admis dans la littérature, et nous conduise à dégager des critères de choix permettant de choisir la meilleure approche. Plus particulièrement, nous nous proposons de faire ressortir les stratégies qui permettraient d'optimiser l'intervention de l'État en l'absence de la connaissance des bénéfices de celle-ci. Nous tenterons également de déterminer jusqu'où il serait raisonnable (d'un point de vue économique et environnemental) de dépolluer ou quel niveau de pollution résiduelle⁸ serait acceptable tout en respectant la capacité de l'environnement à s'autoépurer et la capacité du système économique à internaliser les coûts d'environnement?

Dans un second chapitre, à l'aide d'une étude de cas, nous établirons le cheminement politique, institutionnel et technique du contrôle de la pollution des eaux. Outre la présentation sommaire du cadre légal et administratif du programme de contrôle, une des-

⁸

Les pollutions résiduelles sont les dégradations du milieu résultant des sources de pollution qui échappent au contrôle, ou qui ne sont que partiellement contrôlées parce que difficiles ou impossibles à contrôler à l'intérieur de limites de coûts raisonnables. Elles proviennent de l'inefficacité intrinsèque des technologies adoptées 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.

cription du profil socio-économique et biogéographique du bassin versant y sera présentée en s'attardant plus précisément aux usages urbains et agricoles de la ressource-eau.

Puis, dans un troisième chapitre, nous présenterons les résultats des efforts de contrôle de la pollution entrepris par le gouvernement en terme d'amélioration de la qualité de l'eau. Les données qui seront utilisées pour décrire l'intervention de contrôle et pour poser le diagnostic sur l'amélioration de la qualité de l'eau, tant en ce qui concerne les coûts consentis au contrôle, les tendances au niveau des relevés de la qualité des eaux, que pour l'efficacité en terme de réduction de la charge polluante, proviennent du Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ - volet urbain) et du Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers (PAAGF - volet agricole).

Au quatrième chapitre, sur la base de la théorie des choix publics, nous formulerons certaines hypothèses qui expliquent les niveaux de pollution résiduelle et ainsi cette défaillance administrative du contrôle de la pollution de l'eau.

Enfin, au cinquième chapitre, nous concluons la présente thèse par la proposition d'une alternative aux moyens traditionnels de contrôle de la pollution de l'eau en analysant certains facteurs et stratégies pouvant améliorer l'efficacité des décisions publiques, notamment en maximisant le recours aux intervenants stratégiques qui pourraient arbitrer plus efficacement l'allocation administrative des ressources sur un bassin versant.

CHAPITRE 1

COMMENT L'ÉTAT DEVRAIT-IL S'Y PRENDRE POUR RÉDUIRE LA POLLUTION DE L'EAU?

L'obligation de la prise en charge institutionnelle des problèmes de pollution de l'eau résulte des comportements humains au regard de la nature collective de la ressource-eau et du caractère de gratuité qui en résulte. En effet, cette ressource, dont la qualité et la quantité ont longtemps été considérées comme inépuisables, n'est pas régie par des droits de propriétés bien définis. Il est ainsi difficile d'exclure les individus de la jouissance de ses attributs. Elle est un bien public⁹, intimement intégrée au contexte social et économique, dont le caractère de gratuité a conduit à une surexploitation qui a engendré des effets délétères sur son potentiel d'utilisation.

C'est l'État, par le biais de son ministère de l'Environnement ou d'un mandataire, qui assume la fonction de gestion de l'eau (en tant que bien public). Il a la responsabilité de corriger la façon dont se sont structurés les rapports entre les individus et la ressource et d'entreprendre la restauration des dommages qui en ont résulté. Ainsi, pour résoudre les problèmes de dégradation de l'eau, l'État élabore différentes stratégies et programmes visant à contrôler la pollution. Ces programmes sont spécifiques à la façon dont la pollution est engendrée (diffuse ou ponctuelle) et à la dynamique des sources de pollutions (urbaine, industrielle ou agricole).

Idéalement, selon la théorie économique du contrôle de la pollution, ces programmes devraient être conçus pour reconstituer des rapports « marchands » entre les individus et le bien collectif (la ressource-eau) et ainsi s'attaquer à minimiser les effets externes rattachés

⁹

Un bien collectif ou bien public fait référence à un bien dont la consommation (ou l'utilisation ou la jouissance) simultanée ou communautaire par plusieurs individus fournit à chacun de ceux-ci une satisfaction ou un bien-être indépendamment du nombre de consommateurs (Ingersoll and Brockbank 1986; Marceau et al. 1989).

aux usages de l'eau¹⁰. En effet, la théorie économique nous enseigne que la détérioration de « l'eau-bien public » est issue d'une inefficacité du marché¹¹, c'est-à-dire qu'en l'absence de droits de propriétés spécifiques et transférables, son usage n'incorpore pas le coût de sa détérioration (Dorfman et Dorfman 1975; Downing 1984; Baumol and Oates 1988). En d'autres mots, ce qui appartient à tous, n'appartient à personne et conduit au gaspillage.

Ainsi, cette absence de structure de droits de propriété spécifiques, non définis par l'État et incidemment l'absence d'un prix à l'utilisation de la ressource, inciteront l'utilisateur de la ressource (pollueur ou non-pollueur) à profiter des bénéfices sans souscrire aux coûts de conservation ou de restauration du milieu récepteur ou de support de ses activités (Marceau 1989; Pearce and Turner 1990). L'absence de droits de propriété sur la ressource-eau contribue de cette manière à la détérioration de la ressource et augmente la difficulté de bien la gérer.

En présence de la défaillance du marché économique (inefficacité du marché à corriger les externalités qui détériorent la ressource collective), l'État interviendrait et affecterait une partie de ses ressources financières et techniques au contrôle de la pollution de l'eau. Pour cela, il doit choisir de transférer certaines ressources déjà allouées à un secteur d'activité socio-économique vers le contrôle de la pollution de l'eau, ou encore injecter de nouvelles ressources directement en prélevant de nouvelles taxes, ou en affectant son pouvoir d'emprunt. Globalement, ce faisant, l'orientation de base de l'État serait, idéalement, d'affecter ces ressources de façon à produire un maximum de bien-être pour la population. Ces transferts de ressources seraient arbitrés en bonne partie sur le marché politique. La théorie du Public Choice nous enseigne par ailleurs, qu'il y aurait défaillance du marché politique lorsque l'État utilise son pouvoir de réglementer pour avantager certains groupes

¹⁰ On entend par « externalités » que les activités économiques peuvent avoir des effets externes supportés par d'autres que ceux qui décident en premier de ces activités et qu'elles peuvent donc engendrer des coûts sociaux y compris les coûts de la dégradation de la ressource qui ne sont pas intégralement répercutés dans les coûts assumés par le secteur privé. On pourra trouver différentes explications de la théorie des externalités dans Davis and Kamian (1975), Baumol and Oates (1988) et Pearce and Turner (1990).

¹¹ Au sens du Public Choice, c'est l'État qui serait défaillant ou qui contribuerait à la défaillance du marché, car c'est lui qui définit les droits de propriétés des différents biens pouvant se transiger sur le marché.

(de pression) au détriment de l'intérêt général afin de maximiser les chances de réélection du parti au pouvoir (Pondavan 1989).

Néanmoins, une fois la décision d'allouer des ressources suffisantes au contrôle de la pollution prise, indépendamment des objectifs avoués ou non avoués de la politique de contrôle, l'État utiliserait son pouvoir de réglementer les diverses tâches requises pour développer et organiser un appareil institutionnel et technique devant réduire la pollution de l'eau et, à terme, en restaurer les usages.

Les problématiques de contrôle de la pollution sont complexes. Les intervenants sont en effet nombreux et leurs intérêts souvent divergents, alors qu'il existe plusieurs techniques de contrôle et que leur applicabilité est difficile à évaluer, tant au plan de leur efficacité que de leur acceptabilité socio-économique¹². Pour ces raisons et compte tenu du comportement des différents acteurs sur le marché politique, les réglementations environnementales ont une forte tendance à écarter l'allocation des ressources de l'optimum de bien-être¹³, cela d'autant plus lorsque les coûts et les bénéfices sociaux sont difficilement monétarisables, comme c'est le cas dans le contrôle de la pollution de l'eau.

Pour contrer cette difficulté, il est nécessaire que l'État adopte un cadre contraignant dans l'élaboration et l'application de ses politiques. Ce cadre d'intervention doit être conçu pour ajuster les règles devant conduire à l'implantation de l'appareil institutionnel et technique de contrôle de la pollution le plus porteur de bien-être. Un tel cadre présente trois types de préoccupation : une préoccupation allocative recherchant l'efficacité économique (ou l'optimum parétien), une préoccupation distributive recherchant une redistribution des richesses et une préoccupation d'équité recherchant un traitement juste de chaque citoyen-justiciable (Pondaven 1989).

¹²

Par exemple, on ne compte pas moins d'une douzaine de technologies permettant d'améliorer la gestion des lisiers et de réduire ainsi leur contribution aux apports polluants en rivière (Sasseville et Nolet 1994) et plus de 7 domaines techniques pouvant comporter chacun plusieurs variantes de traitement des eaux usées municipales (Sasseville et Blais 1994)

Ce cadre contraignant conduirait normalement au choix et à l'implantation des moyens de contrôle de la pollution. Toutefois, peu importe les formes de ces interventions, elles seraient constituées d'actions incitatives et coercitives régissant les comportements pollueurs. Et par ailleurs, peu importe le type d'actions choisi, elles devraient être soumises à des critères stricts de performance en termes de façon de faire, de résultats et de coûts.

Ainsi, dans l'éventualité où cette intervention de l'État au contrôle de la pollution n'aurait pas produit les résultats attendus, nous pouvons émettre l'hypothèse que la défaillance de la mise en oeuvre de la politique de contrôle ou défaillance administrative de l'État aurait pu être influencée par le choix des moyens d'intervention retenus qui ne prennent pas en considération les externalités (la défaillance du marché économique) dans l'élaboration et la mise en oeuvre des politiques publiques (Barde 1992; Opschoor et al. 1994), par des préoccupations inadéquates, notamment, en favorisant certains groupes politiques ou socio-économiques dans la distribution des services publics (Pondavan 1989) (défaillance du marché politique) ou par une organisation de contrôle orientée vers la production de biens publics, mais dont le mode de réalisation et d'organisation des ressources affectées au contrôle de la pollution ne prendraient pas explicitement en compte la défaillance des marchés économique et politique, la fragmentation des responsabilités (absence d'intégration institutionnelle et administrative) (Turner 1992), la présence d'une spécialisation professionnelle et bureaucratique (Caiden 1991) et la nécessité de critères stricts de performance en termes de façon de faire, de résultats et de coûts pour la politique de contrôle de la pollution.

Quelles conditions doivent s'appliquer à l'intervention de l'État? Quels sont les moyens accessibles à l'État pour satisfaire à ces conditions? En l'absence d'instruments spécifiquement configurés pour maximiser le bien-être des interventions de l'État dans la correction des échecs de marché, comment doit-il s'y prendre pour maximiser les bénéfices

13

L'optimum est défini par le point d'équilibre entre le coût marginal social résultant de l'élaboration et de la mise en oeuvre de la politique de contrôle et le bénéfice marginal social obtenu de cette politique (Downing 1984).

sociaux des interventions de contrôle, notamment en prenant en considération des impératifs d'efficacité et d'équité?

1.1 Les impératifs liant les interventions gouvernementales

L'établissement d'un cadre institutionnel pour le contrôle de la pollution se ferait en fonction des grands objectifs de l'État relativement à l'affectation des ressources, la redistribution des revenus et à la mise en oeuvre des différents contrôles (Pondaven 1989). Dans ce contexte, des conditions particulières lieront alors les interventions de contrôle en fonction d'impératifs de transparence, d'imputabilité, d'efficacité et d'équité. Pour la présente étude, nous retiendrons l'efficacité et l'équité comme les deux domaines qui modèleraient le plus significativement le cadre normatif de l'intervention de l'État¹⁴.

1.1.1 L'efficacité

De façon générale, la théorie économique précise que «... le fonctionnement d'une économie est optimal au sens parétien lorsqu'il n'y a pas moyen de la modifier de manière à améliorer la situation de certains de ses membres, en augmentant leur utilité, sans réduire l'utilité des autres membres.» (Dorfman et Dorfman 1975). En d'autres mots, l'activité d'un secteur économique comme l'agriculture, améliore l'utilité des gens dont le revenu dépend de ce secteur ou de ce qui gravite autour. Cependant, la présence dans les cours d'eau de substances en excès telles l'azote, le phosphore, ou les pesticides, issues de pratiques culturales (ce que les économistes conçoivent comme des externalités négatives aux productions agricoles), impose des coûts à d'autres membres de la société. Ces coûts sont reflétés soit par des pertes d'usages monétarisables ou hédonistes ou par les investissements nécessaires à la restauration du cours d'eau. Si ces coûts correspondant aux dommages ne sont pas inclus comme facteur de production des biens et services, il y aura

¹⁴

La fonction d'utilité du gouvernement se définirait sous l'influence de contraintes provenant de l'environnement conjoncturel, d'incertitude et de risques de décisions ainsi que de comportements des acteurs sur le marché politique.

éloignement de l'optimum parétien et perte d'efficacité (Downing 1984; Baumol and Oates 1988; Pearce and Turner 1990).

C'est d'ailleurs au niveau de l'efficacité que la théorie économique du contrôle de la pollution situe le défi principal de la « mission » de l'État. Ce défi reposerait en particulier sur la difficulté de déterminer pratiquement un niveau d'allocation des ressources en fonction des coûts et des bénéfices marginaux des programmes de contrôle. Cette difficulté agirait ainsi à deux niveaux en modifiant les relations entre les objectifs de la politique et les instruments choisis et en modifiant le comportement de l'État (Pondaven 1989).

La théorie économique nous enseigne que l'allocation efficace des ressources au contrôle de la pollution reposerait sur la règle de l'équilibre entre les coûts sociaux marginaux et les bénéfices sociaux marginaux. Graphiquement, il est possible de représenter le problème du contrôle sur un bassin donné de la façon suivante (voir Figure 1.1) : en règle générale, on considère que le coût social marginal de dépollution (i.e. le coût de l'unité supplémentaire de pollution enlevée) augmente avec le niveau de dépollution (quantité de charges polluantes enlevées) suivant une courbe asymptotique et tend vers l'infini au point de rejet zéro. Quant à lui, le bénéfice social marginal correspondant à l'unité supplémentaire de dépollution diminue asymptotiquement vers zéro avec l'augmentation du niveau de dépollution¹⁵. Dans la conception des programmes de contrôle de la pollution, l'optimum (Q_{opt}) serait atteint lorsque les coûts sociaux marginaux du contrôle seraient égaux aux bénéfices sociaux marginaux correspondant à la réduction marginale des dommages occasionnés à la ressource par la pollution.

Pour toute solution institutionnelle de contrôle, selon cette hypothèse, il existerait une courbe de coûts marginaux croissants. Chaque solution de contrôle comporterait ainsi un optimum social. La solution de contrôle efficace au plan socio-économique serait celle qui maximise le bien-être de la population, c'est-à-dire la solution qui présente à la fois le moins de coûts sociaux et qui produit le plus d'amélioration de la qualité de l'eau.

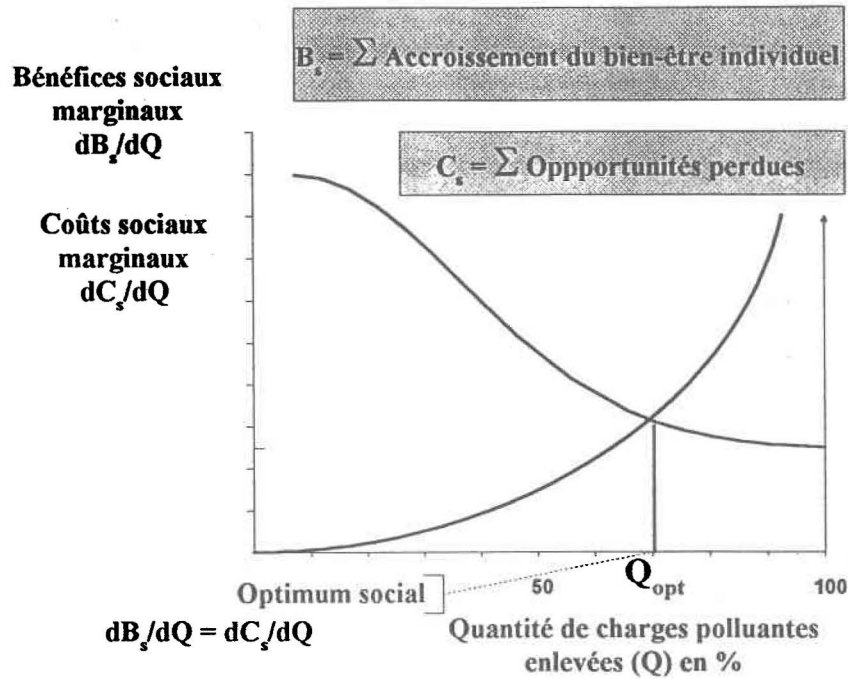


Figure 1.1 Optimum parétien du niveau de contrôle de la pollution sur un bassin.

Par ailleurs, les ressources étant limitées, l'État doit établir, selon un arbitrage politique, le niveau des ressources qu'il affecterait au contrôle de la pollution. Ceci entraîne qu'il serait nécessaire pour les utilisateurs de la ressource, de tolérer un niveau de pollution résiduelle plus ou moins élevé qui dépendrait du moyen choisi par le contrôleur pour réduire les charges polluantes. Dans le cadre d'une certaine façon de faire du contrôleur, le niveau acceptable de pollution résiduelle serait celui qui correspond, d'après la Figure 1.1, au point Q_{opt} , c'est-à-dire au point de rencontre de la courbe des coûts sociaux marginaux et des bénéfices sociaux marginaux.

Cependant, comme on peut le constater à la Figure 1.2, « l'optimum de contrôle » se déplacerait d'un niveau de pollution résiduelle élevé vers un niveau plus faible, selon l'efficacité technique des méthodes de contrôle choisies par les autorités administratives.

Plus le niveau de pollution résiduelle serait faible, c'est-à-dire plus le niveau de qualité de la rivière se rapprocherait de la qualité géologique, compte tenu des charges polluantes retirées de la rivière, alors plus les bénéfices sociaux résultant de l'intervention seraient élevés. Une solution de contrôle de faible efficacité technique (c'est-à-dire une solution correspondant à un coût élevé d'opération et d'amortissement) aurait alors un point d'optimalité inférieur en termes de qualité de l'eau produite qu'une solution de contrôle plus efficace.

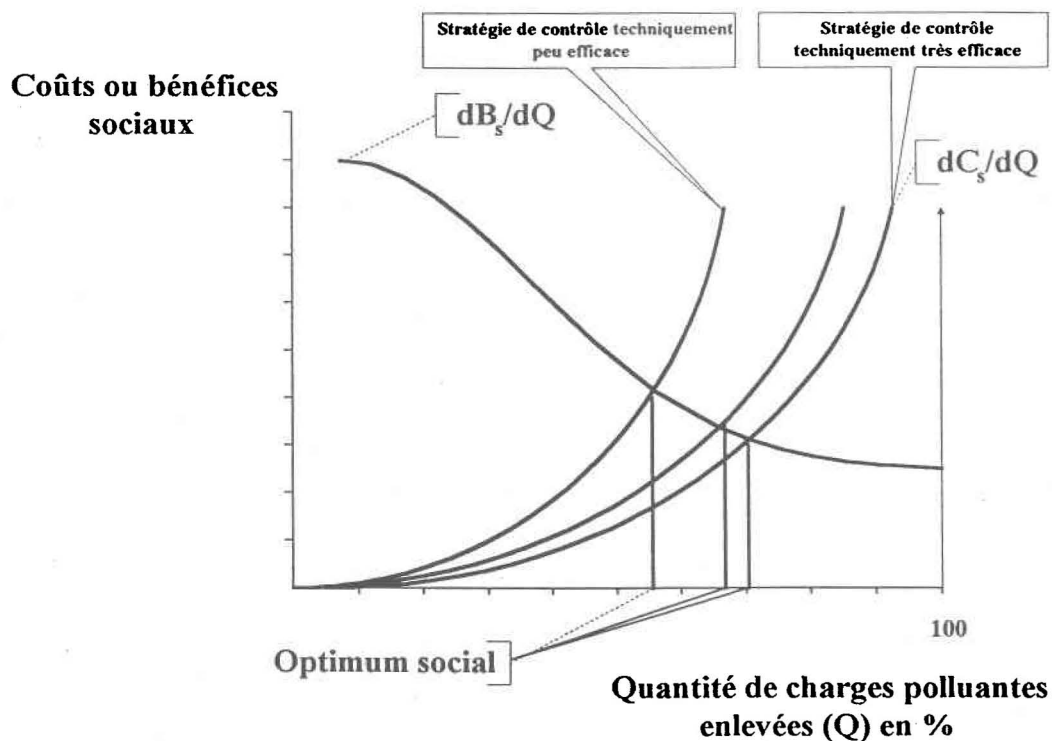


Figure 1.2 Effet de l'efficacité technique des interventions sur le déplacement de l'optimum.

C'est cette « solution de second choix » correspondant au niveau économique optimal de pollution¹⁶ dans un contexte politico-administratif donné que le contrôleur chercherait à atteindre.

Ceci nous amène à considérer suivant deux perspectives, la recherche du choix et de la configuration d'une façon de faire qui puisse minimiser les coûts sociaux pour atteindre un niveau raisonnable de réduction de la pollution. La *première perspective* traite du choix sur la base de la théorie économique des *instruments du contrôle les plus performants* pour corriger l'échec de marché, alors que la *deuxième traite* de l'élaboration de la *solution de contrôle la plus performante* eu égard à la capacité politico-institutionnelle et organisationnelle (en fonction de ses limites intrinsèques) de mettre en oeuvre ses propres outils de contrôle.

- Au plan de la *théorie normative* du contrôle de la pollution, il est reconnu que seuls certains instruments à caractère économique seraient capables de corriger efficacement l'échec de marché. En d'autres mots, il existe des instruments de contrôle qui peuvent produire une solution qui, par elle-même, serait capable d'intégrer les incertitudes concernant les coûts des dommages à l'environnement et de minimiser les coûts sociaux du contrôle en établissant une vérité sur les dommages causés par chaque pollueur et en forçant l'internalisation de ces dommages dans leur fonction de production. On rétablirait ainsi les mécanismes de marché, ce dernier établissant l'optimum social. Dans ce contexte, l'institution de contrôle devient plus ou moins performante dans l'application des instruments économiques par la façon dont elle alloue les ressources et rétablit la défaillance de marché.
- Toutefois, la réalité nous impose de reconnaître que de nombreux facteurs techniques et culturels issus de *l'organisation sociale, politique et institutionnelle* limiteraient le choix des instruments de contrôle à une certaine façon de faire. Dans un tel contexte, nous pouvons penser que le choix des instruments de contrôle mis en oeuvre, serait globalement optimal, parce qu'il s'agit de la meilleure façon de faire dans les circonstances, cela bien que les solutions de

16

Certains auteurs prétendent, compte tenu de la dimension collective de l'utilisation de la ressource et de sa capacité assimilatrice limitée, qu'il peut y avoir incompatibilité intrinsèque entre ce niveau économique optimal de pollution, c'est-à-dire le niveau de dégradation socialement acceptable et le niveau écologique optimal d'assimilation qui correspond au niveau souhaitable de restauration de la qualité de l'eau (Turner 1988). Ceci nous apparaît comme un faux problème puisque le niveau écologique souhaitable de restauration est intégré à la courbe des bénéfices sociaux marginaux. Ainsi, au fur et à mesure que la population devient consciente de la valeur de conservation de la ressource, la courbe des bénéfices sociaux marginaux a tendance à s'abaisser moins rapidement, déplaçant l'optimum vers la droite, ceci entraînant une obligation d'injecter davantage de ressources dans les efforts de contrôle.

contrôle correspondantes puissent être moins performantes que celles qui utiliseraient, par exemple, les mécanismes de marché. Ainsi, nous reconnaissons qu'il serait nécessaire que le cadre normatif devant s'appliquer à l'intervention de contrôle, impose *une solution de moindres coûts* dans le cadre de la façon de faire retenue par l'organisation de contrôle, que cette solution utilise ou non les *instruments de moindres coûts*^{17 18}.

C'est la deuxième perspective que nous retenons pour faire ressortir les raisons qui expliqueraient la défaillance relative de la solution de contrôle retenue par l'État.

Comment pourrions-nous établir de façon opérationnelle un niveau raisonnable de restauration des usages?

Il existe différentes méthodes de mesures de la valeur et des bénéfices associés au contrôle de la pollution (Kneese 1984; Folmer and Ierland 1989; OCDE 1992b; Johansson 1993)^{19,20}. Néanmoins, en pratique, s'il est facile de déterminer les dépenses affectées aux programmes de contrôle de la pollution, il est plus difficile de déterminer la valeur monétaire des bénéfices sociaux correspondant. 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

17

Cette reconnaissance ne signifie pas pour autant que le contrôleur serait légitimé de rejeter des instruments de moindres coûts. Au contraire, il pourrait orienter ses programmes de recherche et développement vers l'analyse et la conception d'instruments plus performants, tout en étant conforme à l'évolution de l'organisation sociale, politique et institutionnelle en matière de protection et de conservation de la ressource.

18

Selon cette perspective, nous faisons l'hypothèse que chaque opérant s'est vu fixer des objectifs spécifiques de rejets de polluants, indépendamment de la maximisation de l'enlèvement des charges polluantes sur l'ensemble d'un bassin versant donné. Ce cadre spécifique ne permettrait alors pas aux différents opérants de créer une homogénéité tacite quant à la performance à obtenir sur l'ensemble du bassin.

19

Biniak (1986) mentionne à ce propos que le manque d'observations sur des variables telles que les droits de propriété, les changements technologiques, les microclimats, les différences culturelles, peut changer les résultats d'une analyse coûts-bénéfices. Dans le même ordre d'idée, il indique que les erreurs d'évaluation proviennent généralement d'erreurs de mesure reliées aux sites d'échantillonnage, aux difficultés de généraliser les mesures et d'agréger l'information (valeur future accordée ou extrapolation de données locales à un niveau régional ou national), d'erreurs dans la caractérisation des populations à risque, dans l'incapacité de séparer les effets de cofacteurs et l'incapacité d'assigner une valeur à des effets physiques, biologiques, esthétiques ou psychologiques.

20

Également, Ingersoll et Brockbank (1986) mentionnent que le concept d'efficacité économique fait référence à la capacité d'obtenir ou de capturer les plus grands bénéfices possibles aux moindres coûts. Ce concept serait sans signification à moins que tous les coûts et tous les bénéfices d'utiliser la ressource soient inclus dans le calcul.

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).

Ainsi, en l'absence de mécanismes de marché et en présence d'une multiplicité de facteurs intervenant dans la détermination de la valeur de l'eau (par exemple : les valeurs récréatives, de conservation, scientifiques, esthétiques, historiques culturelles, etc.), la détermination (ou l'estimation) d'une vérité sur la valeur des usages de l'eau deviendrait difficile à évaluer.

Toutefois, les choix de politiques de contrôle de la pollution sont réalisés en fonction des valeurs accordées à la préservation des biens d'environnement. Dans ce contexte, la prise en compte de ce critère de choix dans la formulation d'une politique de contrôle de la pollution afin de pallier aux difficultés d'évaluer les bénéfices afférents à la politique, pourrait se traduire par l'établissement d'un processus formel de conciliation où tous les usagers de la ressource pourraient faire valoir la valeur qu'ils attribuent à cette ressource. Cette conciliation pourrait alors conduire à la détermination d'un niveau d'usage de la ressource ou d'un niveau de pollution acceptable pour l'ensemble des usagers et assurer une valeur pérenne à la ressource, c'est-à-dire une valeur de conservation ce qui conduirait à l'évaluer selon un coût social d'opportunité (Turner 1988). D'ailleurs, compte tenu des limites intrinsèques de substitution d'une ressource de l'environnement, la société dans son ensemble est amenée dorénavant à considérer un tel coût et à donner ainsi une valeur à la ressource. De cette façon, le choix collectif du niveau de gestion privilégié pour une ressource par un processus formel de conciliation, constituerait une voie de prise en compte de l'efficacité au contrôle de la pollution de l'eau dans une perspective économique et politique (Sasseville et Maranda 1992).

Une autre façon de contourner la difficulté de déterminer une valeur aux biens d'environnement et conséquemment de définir un niveau de bénéfices, pourrait consister à mesurer le coût social des programmes de contrôle de la pollution de moindres coûts en fonction de

leur niveau d'efficacité technique (quantité de pollution enlevée sur un bassin par rapport à la quantité de pollution totale produite), c'est-à-dire les interventions « least-social cost-effective » (Sasseville et al. 1990) et de faire équivaloir ce coût social aux bénéfices escomptés des interventions de contrôle de la pollution.

C'est cette perspective qui est généralement retenue. Dans ce contexte, le problème de l'État serait de configurer un programme d'intervention générale capable d'enlever un maximum de pollution à un minimum de coûts, cela indépendamment du secteur administratif et de la région administrative dans lesquels sont classifiées les sources de pollution, qu'il s'agisse de pollution d'origine agricole, urbaine ou industrielle.

En ce qui concerne la répartition des coûts publics (conception, application et surveillance des programmes de contrôle) et des coûts privés (conception et mise en application des technologies de contrôle) ainsi que des coûts de transaction afférents, la théorie nous enseigne qu'ils se rapprocheraient de l'optimum de bien-être dans la mesure où les coûts de production des biens et services refléteraient correctement le coût de l'ensemble des facteurs incluant le coût d'utilisation ou de restauration de la ressource (en l'occurrence l'eau) (Baumol and Oates 1988). Cette règle de répartition des coûts a été traduite sous le vocable du « principe pollueur-payeur » (PPP) par l'OCDE en 1972, c'est-à-dire l'internalisation à la fonction d'utilité du pollueur de la majorité ou de la totalité des dommages qu'il cause à la ressource (Barde 1992). Cette internalisation des coûts d'utilisation ou de dégradation de la ressource aux coûts de production peut se faire plus ou moins parfaitement de différentes façons :

- par l'interdiction de rejeter des substances polluantes dans le milieu et l'obligation, pour le pollueur, d'assumer les coûts afférents à cette interdiction et, le cas échéant, les coûts de la restauration des dommages causés à la ressource dont il est responsable;
- par le biais d'une taxe pigouvienne²¹;

²¹

La taxe (ou la subvention) pigouvienne est généralement définie comme une charge (ou une subvention) sur les effluents en principe égale au dommage social marginal (Baumol and Oates 1988).

- par l'acquisition de droits de pollution ou autres instruments permettant l'internalisation aux coûts de production des dommages sociaux à la ressource-eau dont le pollueur est responsable.

Cependant, le PPP n'est pas le seul principe d'efficacité pour la répartition des coûts et ne peut constituer le point central d'une politique de contrôle de la pollution (voir à ce sujet, l'annexe 2).

Compte tenu des difficultés de mise en application du PPP, entre autres par la présence d'effets macro-économique²², les délais d'application nécessaires à l'établissement de moyens axés sur le marché économique pour internaliser les coûts du contrôle de la pollution, ont mis en évidence que, sous certaines conditions, la subvention pouvait être admissible sous le PPP²³.

Dans ce contexte, il serait possible de déterminer des conditions dans lesquelles la réduction d'une externalité par une contribution directe de ceux qui la subissent peut satisfaire aux conditions d'efficacité économique²⁴. Dans le cas spécifique de la pollution agricole, certains auteurs (Kramer et al. 1985; Shortle and Dunn 1986; Phipps and Crosson 1986; Dunn and Shortle 1988; Jacobsson and Dragun 1991) suggèrent que les politiques utilisant

²² On fait référence aux diverses controverses relativement aux politiques de protection de l'environnement et de leurs conséquences sur le niveau des prix, la croissance, l'emploi, les échanges internationaux, la productivité, les multiples contraintes et réglementations d'environnement, qui seraient un frein à l'innovation technologique, les réglementations, plus sévères pour les nouvelles entreprises que pour les anciennes, les incertitudes et les délais des réglementations qui bloquent l'investissement et l'innovation (Barde 1992).

²³ Ces conditions seraient les suivantes : a) le secteur économique faisant l'objet de la politique de contrôle est en difficulté; b) l'aide accordée est liée aux problèmes économiques spécifiques rencontrés dans la mise en oeuvre des programmes de protection de l'environnement tout en étant circonscrite à une période transitoire limitée; c) l'aide n'entraîne pas de distorsions dans les échanges et les investissements internationaux [OCDE 1989].

²⁴ En fait, dans certaines situations, il serait collectivement avantageux de subventionner un pollueur pour réduire sa pollution. Baumol et Oates (1988) ont montré, dans le cas de deux nations, l'une polluant l'autre et chacune ayant des droits souverains en matière de réglementation environnementale, que le principe du «pollueur-payeur» contribue peu en pratique à l'efficacité générale. Dans ce cas, il serait impossible de compter sur le pays pollueur pour qu'il engage des coûts afin de réduire ses pollutions sans que le pays en aval de la source de pollution qui en bénéficierait ne contribue d'une quelconque façon au partage des coûts. Le pays victime de la pollution et bénéficiaire de sa réduction pourrait retirer des avantages de bien-être en contribuant au programme de contrôle de la pollution du pays pollueur.

des incitatifs économiques²⁵ visant à encourager des pratiques agricoles tenant compte de l'environnement seraient supérieures à celles portant sur des mesures restrictives à certaines pratiques ou portant sur des normes.

Par conséquent, dans le cas où la subvention engendrerait un bénéfice au moins équivalent à la taxation de la pollution tout en produisant un rapprochement de l'optimum de bien-être en compensant pour la valeur accordée au maintien de l'activité économique, il serait alors plus globalement efficace en termes de bien-être de maintenir artificiellement le niveau de production ou le prix à la consommation du secteur économique²⁶.

1.1.2 L'équité

La définition de la notion d'équité porte inévitablement à interprétation selon la rationalité choisie pour la définir. Ainsi, Barde (1992) précise qu'une première définition de l'équité d'un point de vue juridique, viserait l'application de normes ou de prescriptions identiques à tous les pollueurs. Cette interprétation n'implique pas pour autant une répartition égale des coûts du contrôle de la pollution entre les pollueurs, certains pollueurs étant plus efficaces que d'autres pour réduire la pollution. Il mentionne également que, d'un point de vue économique, le recours à la taxation ou aux redevances, appliqué à un taux uniforme égaliserait les coûts marginaux de la dépollution mais impliquerait une inégalité du montant des redevances versées toujours selon l'efficacité de chaque pollueur à réduire la pollution.

Beaucoup d'importance est accordée à cette notion d'opposition apparente entre la recherche de l'efficacité et l'affectation équitable du coût du contrôle. Brewer et DeLeon (1983) mentionnent qu'il existe en analyse de politiques, une certaine confusion entre le critère d'équité et la norme d'égalité. Ils indiquent d'ailleurs, qu'en pratique, l'équité pourrait se

²⁵ Dans ses orientations concernant l'intégration des politiques de l'agriculture et de l'environnement, l'OCDE (1993) mentionne qu'il y aurait lieu de modifier les dispositions des programmes agricoles de base qui entraînent des distorsions sur le marché des facteurs de production et occasionnent des atteintes à l'environnement, en favorisant davantage une aide vers les pratiques les plus susceptibles de protéger les ressources.

²⁶ En autant qu'il s'agisse d'une période transitoire entre un mode de production avec déséconomies externes et un autre plus efficace (voir à ce sujet Barde et Gerelli 1977).

traduire par le pourcentage d'individus d'un groupe qui reçoit un service dont il a besoin et la variance à l'intérieur de ce groupe sur la quantité de services reçus. Ces auteurs relient l'équité avec le critère de «capacité», ce dernier référant à la disponibilité des services en fonction des besoins.

Il est par ailleurs reconnu que la notion d'équité est une notion morale à la base de l'intervention gouvernementale. Ce souci d'équité devient ainsi un facteur important qui pousse un gouvernement à intervenir pour corriger les problèmes, ce facteur s'ajoutant notamment à la nécessité pour le gouvernement d'intervenir pour corriger les déficiences du marché.

L'équité est toutefois davantage utilisée comme un critère économique associé à la notion de distribution de biens et de services parmi les membres d'un groupe mais opposée au critère d'efficacité. En effet, Barde (1992) mentionne qu'il y aurait conflits entre les notions d'efficacité et d'équité lorsque pour des raisons sociales et politiques, l'État procéderait à des ajustements en faveur de secteurs particuliers ou de régions plus sensibles ou menacées par la mise en oeuvre de la politique de contrôle de la pollution. Lorsque de telles mesures perdurent dans le temps ou sont axées sur des dérogations, elles risqueraient de vider de leur contenu les mesures de contrôle de la pollution. À titre d'exemple, il serait peu efficace de dispenser les producteurs agricoles de payer une taxe sur les pesticides ou les engrais plutôt que de leur verser une aide générale. En fait, la notion d'équité a été plutôt rattachée à des domaines tel la philosophie, la sociologie, la psychologie et la politique (Patton and Sawicki 1986). Néanmoins, Pondaven (1989) mentionne que :

«...l'équité pourrait se définir comme une juste répartition des surplus garantissant à chaque membre de la négociation un bénéfice au moins égal à celui qui serait acquis sans négociation.»

Cette juste répartition posséderait trois propriétés : 1) la politique serait favorable à la fois aux consommateurs et aux producteurs; 2) la politique impliquerait l'absence de transferts

monétaires des consommateurs aux producteurs²⁷ et; 3) l'État serait juste, c'est-à-dire équitable dans la détermination des prix.

Dans cet ordre d'idée, Sasseville (1992) présente certains éléments à prendre en compte en rapport avec le contrôle de la pollution de l'eau d'origine agricole, pour rendre la notion d'équité opérationnelle. Ainsi, il souligne qu'il n'y aurait pas de formule concrète et absolue permettant de déterminer le niveau d'intensité de l'intervention en matière de contrôle de la pollution. Dans un contexte de ressources gouvernementales limitées, ce qui est investi en environnement est soustrait de d'autres programmes publics. Par conséquent, il serait préférable collectivement de privilégier les solutions permettant de «maximiser les utilités» avec les ressources disponibles, c'est-à-dire privilégier les solutions et les ressources nécessaires à leur réalisation là où les bénéfices sociaux potentiels seraient les plus élevés.

Cette façon d'appréhender la notion d'équité rejoint Rees (1988) qui mentionne que les aspects d'efficacité économique de tout arrangement d'instruments devraient être ajustés en fonction de considérations d'équité et de faisabilité politique²⁸.

²⁷ Il convient de prendre note alors que «...dans une économie fondée principalement sur l'entreprise privée, les efforts publics en vue de favoriser l'égalité représente une interférence délibérée dans le jeu des forces du marché et il est rare que cette intervention ne coûte rien (Okun 1975).»

²⁸ Barde (1992) mentionne à propos de l'existence d'un conflit entre économie et équité que cette dichotomie pourrait cependant être partiellement réduite par l'utilisation de mesures distributives internes visant à la corriger de façon transitoire. Ces mesures procéderaient selon deux approches. Une première consisterait à inclure dans la politique de contrôle, des dérogations ou contraintes plus faibles pour les secteurs économiques ou les régions menacés par des mesures de contrôle, des subventions ou des dégrèvements sur un écotaxe ou une redevance. La deuxième approche vise à introduire des mesures compensatoires a posteriori. Il donne pour exemple, le cadre d'une politique de protection des eaux souterraines où le versement d'une aide générale aux producteurs agricoles visant la réduction de l'utilisation des pesticides et l'usage abusif des engrais, serait plus efficace que de dispenser les producteurs agricoles de payer une taxe sur les pesticides et les engrais. Cependant, il précise que ces mesures nécessiteraient le développement d'instruments d'analyse appropriés qui deviendront essentiels si les niveaux de taxes et de redevances à la pollution atteignent le seuil incitatif prévu à la théorie économique du contrôle de la pollution.

1.2 Le cadre normatif du contrôle de la pollution de l'eau en rivière²⁹

La théorie normative du contrôle de la pollution nous enseigne que, pour être efficace, l'appareil institutionnel et technique destiné au contrôle de la pollution devrait idéalement obéir à trois conditions primordiales : 1) il serait nécessaire qu'il soit en mesure de déterminer les niveaux de pollution résiduelle acceptable, ou encore le consentement à payer des citoyens pour obtenir une certaine amélioration de la qualité de l'eau; 2) il serait nécessaire qu'il soit en mesure de minimiser les coûts d'enlèvement des charges polluantes et enfin; 3) il serait nécessaire qu'il puisse réaliser les objectifs de restauration de la qualité de l'eau d'une manière paréto-optimale, c'est-à-dire, pourrait-on interpréter sous la perspective administrative, que l'amélioration de la qualité de l'eau apportant des bénéfices propres à chaque individu ne se fassent pas en détériorant le bien-être de ceux qui doivent en consentir la majeure partie des coûts.

Il existe plusieurs types d'instruments pouvant être mis à profit dans le contrôle de la pollution. On note : 1) la persuasion morale; 2) les contrôles directs; 3) l'imposition ou l'incitation contraignante à l'adoption de technologie de contrôle ou de production (BAT, BPT)³⁰; 4) les investissements publics pour les stations d'épuration ou les ouvrages afférents; 5) les dépôts de caution ou de garanti remboursables; 6) les subventions; 7) l'assurance responsabilité; 8) les charges, redevances et taxes; 9) les permis de pollution; 10) les interventions sur les marchés (voir une description générale à l'annexe 1). Ces instruments sont bien répertoriés dans la littérature scientifique, et plusieurs analyses de leur

²⁹

L'approche de protection de la ressource-eau par bassin versant a été reconnue et retenue par la majorité des pays afin de contrer les effets d'une gestion inadéquate de la ressource (Bajard 1987). L'administration publique de la ressource, à partir d'une unité de référence commune, devrait permettre la transition d'une gestion centralisée vers une gestion décentralisée et l'élaboration d'une politique de gestion axée davantage sur l'examen de la demande, une participation directe des usagers au processus de gestion et une définition claire des responsabilités (Commission mondiale sur l'environnement et le développement 1988). Cette approche de protection par bassin versant a été adoptée par la «National Governors Association» et le «Water Quality 2000» aux États-Unis en appliquant le concept suivant :

«Federal, state and local stakeholders, public and private, join to evaluate the quality of and threats to aquatic resources within a basin or other hydrological defined area. These stakeholders devise solutions that employ authorities, expertise and resources available across the entire watershed team (Wayland 1993)».

³⁰

BAT pour Best available technology et BPT pour Best praticable technology.

performance ont été réalisées au cours des 15 dernières années³¹ (Cropper et Oates 1992). La voie réglementaire constitue, actuellement, le principal moyen d'imposer des normes ou objectifs de qualité, d'émission, de procédé ou de produit, des permis et des interdictions devant contribuer à réduire les sources de pollution de l'eau. Les instruments réglementaires s'inscrivent dans un cadre législatif et réglementaire qui fixe les objectifs, les principes généraux, les procédures et instruments d'application. Ce cadre prend généralement la forme de lois spécifiques à chaque domaine d'environnement (Barde 1992). Considérés sous l'angle de l'administration publique, les instruments pouvant être mis en oeuvre par l'État pour tenter de contrôler la pollution sont de plusieurs natures : nous y retrouvons les politiques générales et administratives, les programmes d'interventions techniques, les réglementations, les directives, les programmes de communication, etc. Ces instruments procéderont alors en fonction de la forme et du contenu des moyens retenus et en fonction de la stratégie et du comportement (contraintes ou limites de gestion) de l'organisme initiateur (Schrecker 1984).

La tradition gouvernementale canadienne et québécoise en matière de protection de l'environnement a, jusqu'à présent, principalement privilégié la réglementation directe comparativement à l'utilisation simultanée d'instruments économiques³² et réglementaires. Une aide financière est généralement rattachée aux programmes de contrôle afin d'aider le pollueur à adhérer audit programme et se conformer à la réglementation (Schrecker 1984;

³¹ A.M. Freeman et R.H. Haveman, « Residual Charges for Pollution Control : A Policy Evaluation », *Science*, 177 :322-329, 1972; A.V. Kneese, "Cost of Water Quality Improvement, Transfer Functions, and Public Policy", in *Cost Benefit Analysis and Water Pollution Policy*, Ed. H.M. Peskin et E. P. Seskin, The Urban Institute, Washington, D.C., 1975; Tietenberg, T. H. (1990). «Economic Instruments for Environmental Regulation. *Oxford Rev. Econ. Policy*. 6(1). Hahn, R.W. (1989). *A Primer on Environmental Policy Design*. Pittsburg, E.Bailey (ed.) Hardwood academic publishers, New York. 135 p. O'Neil, W. (1980). *Pollution Permits and Markets for Water Quality*. Thèse de doctorat, University of Wisconsin-Madison. 187 p. Baumol, W.J. et W.E. Oates (1988). *The Theory of Environmental Policy*. (Second Edition). Cambridge : Cambridge University Press. 298 p. Baumol, W.J. et W.E. Oates (1979). *Economics, Environmental Policy and the Quality of Life*. Englewood Cliffs : Prentice Hall, Inc. Oates, W.E. et Schwab, R.M. (1988b). *The theory of Regulatory Federalism : The case of Environmental Management*. Working paper no 88-26, Department of Economics. U. of Maryland.

³² Un groupe de travail canadien (Anonyme 1994) sur les instruments économiques et sur les obstacles à de saines pratiques environnementales a récemment remis son rapport. Ses recommandations montrent clairement une ouverture du gouvernement canadien d'envisager l'utilisation de certains instruments économiques pour le contrôle de la pollution. Pour une description détaillée des applications d'instruments économiques, consulter R.W. Hahn (1989).

Marceau 1986; 1989). La forme généralement utilisée par la réglementation est basée sur le principe «command and control» par opposition à la forme basée sur la taxation, le permis de polluer ou la redevance qui agissent selon le degré d'internalisation des coûts reliés à l'utilisation d'une ressource de l'environnement (Trebilcock et al. 1982). Ainsi, la réglementation traditionnelle contient des éléments fixant des normes, des objectifs et ou directives de localisation, d'émissions, des techniques particulières ou des pratiques précises. Ces instruments n'incluent que peu ou pas de règles pertinentes à l'efficacité économique, l'efficacité politique ou l'équité dans l'allocation des ressources et la fixation du niveau d'usage. Ils peuvent ainsi difficilement aider à déterminer un niveau optimal de qualité de l'environnement en fonction de la capacité de dépollution du secteur visé. L'approche réglementaire «command and control» répondrait mal en fait aux variations de populations, aux changements technologiques et à la variation de l'activité économique (Alm 1992). De plus, elle s'applique difficilement à plusieurs médias (eau, air, sol) et génère habituellement des coûts de contrôle élevés (Long 1991).

Malgré son infériorité dans la production d'un optimum de bien-être social, la réglementation n'est cependant pas dénuée d'avantages. On peut citer à cet effet : 1) le caractère familier de cette approche pour les autorités; 2) sa nature directe par comparaison aux incitatifs économiques; 3) elle n'apparaît pas comme la vente d'un droit de polluer contrairement aux redevances; 4) les pollueurs peuvent la préférer aux instruments économiques dans la mesure où ils pensent avoir une plus grande influence sur les réglementations que sur les niveaux de redevances (Bohm and Russel 1985).

Certains, tels les instruments économiques, seraient théoriquement plus performants que les autres pour ajuster l'action de l'État en matière de contrôle. Les instruments économiques pouvant être utilisés dans le cadre du contrôle de la pollution de l'eau portent essentiellement sur la création de marchés artificiels (e.g. les droits de pollution)³³ ou l'éta-

³³

Dales (1968) a proposé un système de contrôle de la pollution de l'eau basé sur l'échange sur le marché, de droits de propriété portant sur l'usage de la ressource-eau.

blissement d'un véritable régime de droits de propriété³⁴. La mise en oeuvre d'instruments économiques permettant de favoriser une internalisation des coûts d'environnement aux différents facteurs de production et de consommation, requière une implication gouvernementale non négligeable. Cette implication génère des coûts administratifs et certains effets qui réduiraient les gains d'efficacité de tels instruments. Il permettraient néanmoins une entrée de fonds (taxes vertes, redevances, permis, etc.) pour la mise en oeuvre de divers programmes de nature environnementale ou sociale (Feitelson 1992.). Toutefois, les principaux inconvénients à l'utilisation des solutions citées, consisteraient en :

- l'impopularité politique à l'utilisation de marchés artificiels (droits de pollution, redevances, etc.) consacrant contre paiement des activités jugées délinquantes par la collectivité;
- l'incertitude bureaucratique rattachée à l'opération d'un tel instrument de contrôle;
- l'incertitude et l'insécurité (politique, bureaucratique et populaire) que la définition de droits exclusifs de propriété sur les ressources internaliseraient effectivement les conséquences de la pollution et/ou de la congestion de l'usage de la ressource³⁵;
- les délais d'application et les distorsions économiques que créerait inévitablement l'application de l'un ou l'autre de ces instruments de contrôle et ce, en dépit de leur efficacité économique théorique³⁶.

³⁴ Une description détaillée de cette application du théorème de Coase préconisant la présence d'une structure de droits de propriété spécifiques est défendue par Migué et Marceau (1993) et Hahn (1989). Consulter également le point de vue soutenue par Russ (1993).

³⁵ Dans le cas des droits de propriété exclusifs et en dépit de l'efficacité théorique du principe, pour le contrôleur et le citoyen, ces derniers auraient tendance à penser que le propriétaire de la ressource chercherait à maximiser l'utilité de l'usage de la ressource en fonction probablement du bénéfice à court terme et de sa fonction d'utilité générale. Cependant, théoriquement, en conditions optimales, le propriétaire n'aurait d'autres choix pour maximiser sa fonction d'utilité que de voir à maximiser le bien-être général qui lui, doit prendre en considération la satisfaction des fonctions d'utilités de l'ensemble des usagers d'une ressource donnée dont la fonction de conservation (Marceau 1989).

³⁶ Relativement à la supériorité, du moins théorique des instruments économiques par apport aux instruments non économiques, Opschoor et al. (1994) mentionnent que «...une grande partie du débat initial sur les instruments économiques était demeurée trop éloigné des réalités de la vie économique et de la sphère politique; une approche plus pragmatique s'avérait nécessaire pour ramener à des proportions plus modestes les attentes et les généralisations trop hâtives.»

Dans un tel contexte, il serait nécessaire que les instruments d'intervention choisis contiennent certaines mesures correctives afin :

- d'agir à la source du problème;
- d'agir pour limiter la demande de la ressource;
- de calculer le coût des nombreux effets sur l'environnement;
- de permettre la mise en oeuvre d'une gamme variée d'instruments permettant l'internalisation des coûts d'utilisation de la ressource;
- de mettre en oeuvre des mesures environnementales avec mécanismes autocorrecteurs³⁷;
- de préciser et simplifier les structures administratives impliquées;
- de prévoir une meilleure formation et une meilleure connaissance en matière d'environnement pour les responsables de la formulation et de la mise en oeuvre de la politique dans les autres secteurs d'activités économiques.

Ainsi, considérant les différents impératifs d'efficacité et d'équité du contrôle de la pollution ainsi que le cadre normatif que nous venons de décrire, le succès d'un contrôle efficace de la pollution sur un bassin versant³⁸ pourrait se traduire par l'établissement de critères de performance sur les instruments d'intervention à privilégier, sur le niveau de réduction optimal des apports polluants et sur les coûts sociaux à allouer au contrôle de la pollution. Nous avons retenu cinq caractéristiques qu'il serait souhaitable d'appliquer à une politique de contrôle de la pollution de l'eau sur un bassin versant.

³⁷

Ces mécanismes devraient tenir compte des améliorations technologiques et des changements dans les comportements des utilisateurs de la ressource.

³⁸

L'utilisation de l'approche bassin vise à prendre en considération que : 1) le milieu est préoccupé des impacts de ses activités sur la ressource; 2) la recherche et l'établissement de solutions ainsi que la responsabilisation au niveau local et régional passe par le développement du partenariat entre les organisations publiques et privées; 3) l'état de la qualité de l'eau, son véritable niveau de contamination passe par la connaissance de la contribution des pollueurs à la charge totale de pollution afin de les rendre responsable des dommages qu'ils créent à la ressource et finalement; 4) il est nécessaire de réorienter les moyens d'intervention de façon à tenir compte des critères d'efficacité et d'équité, notamment en utilisant davantage l'intégration des politiques intersectorielles et les mécanismes du marché (Wayland 1993).

1.2.1 L'établissement du niveau de contrôle souhaitable en l'absence d'instruments économiques

En l'absence d'une réglementation basée sur les instruments économiques, comment déterminer un optimum social? Comme nous l'avons mentionné dans la première section du chapitre, l'atteinte de l'optimum social nécessiterait de compenser la difficulté de mesurer les bénéfices sociaux par l'établissement d'un mécanisme permettant à l'ensemble des utilisateurs de la ressource de faire valoir leurs préférences quant au niveau de qualité de l'eau qu'ils désirent. Ainsi, l'absence de cette connaissance, l'État est alors confronté à implanter un niveau de contrôle correspondant au niveau de restauration de la qualité de l'eau souhaité tel qu'apprécié par le marché politique.

Le niveau de restauration de la qualité de l'eau désiré serait alors dépendant de la perception politico-administrative du besoin social de qualité de l'eau. Conséquemment le niveau de ressources allouées serait davantage fonction de la capacité technique et financière de la société à doter l'ensemble de la population des infrastructures d'assainissement nécessaires à l'assainissement de l'eau. Nous pouvons alors faire l'hypothèse que le coût total C_i à consentir à l'assainissement serait fonction de la quantité d'individus Q_i à doter d'un équipement d'assainissement. En effet, le niveau de la charge polluante à l'effluent serait une fonction linéaire de la population à desservir et le coût total d'enlèvement des charges polluantes est relié au niveau de charges à retirer, sans référence à un niveau optimal de qualité à atteindre.

Dans ce cas :

$$C_i = A Q_i$$

avec « A » représentant une constante équivalente à la pente de la courbe.

Ainsi, en l'absence de la connaissance du niveau de qualité de l'eau souhaité, l'État chercherait à maximiser l'enlèvement de la charge en y investissant un niveau de ressources correspondant aux exigences techniques et économiques des solutions retenues.

Le niveau de contrôle ou le niveau de qualité de l'eau souhaité serait fixé en fonction des objectifs du programme de contrôle et de la valeur ainsi donnée à la restauration des usages. Plus l'État attribue une grande valeur à la ressource et plus le niveau de ressources allouées serait élevé. Si le marché politique sous-évalue ou surévalue cette valeur, le niveau de contrôle pourrait alors se situer hors de l'optimum social. Le niveau de contrôle souhaitable correspondrait alors au niveau de restauration de la qualité de l'eau qui refléterait le niveau désiré par l'ensemble des usagers de la ressource et leur propension ou capacité à payer les niveaux de coûts correspondant. Ce niveau de contrôle pourrait être établi sur la base d'un mécanisme de conciliation permettant à l'ensemble des usagers de déterminer les objectifs de qualité de l'eau à atteindre, les moyens d'intervention pour l'atteindre aux moindres coûts et les coûts qu'ils seraient prêts à y consentir.

1.2.2 L'internalisation du coût des dommages

Nous avons vu précédemment que les problèmes à la base de l'échec de l'intervention de l'État (OCDE 1992; Opschoor et al. 1994) seraient reliés à :

- la défaillance de l'intervention économique (inadéquate dans sa forme et sa nature) dont on réfère sous le vocable d'échec du marché économique;
- la défaillance de la réglementation et du contrôle, notamment au détournement de la réglementation de l'intérêt général vers l'intérêt particulier³⁹ (échec du marché politique);
- l'inadaptation des instruments d'analyse⁴⁰ ;

³⁹

Pondaven (1989) cite à cet effet la Politique agricole commune (PAC) de la Communauté européenne qui constitue un exemple approprié de ce détournement de la réglementation de l'intérêt général en faveur de l'intérêt des producteurs agricoles européens (échec du marché politique), c'est-à-dire le contrôle des prix et des quotas, avec comme conséquence, des prix des denrées alimentaires supérieurs aux prix qu'un marché moins réglementé pourrait engendrer.

⁴⁰

Les différentes techniques d'analyse, par exemple les analyses coûts/avantages, nécessitent encore de nombreux ajustements théoriques afin de les rapprocher de la pratique et ne pourraient tout de même que faire une approximation de la réalité.

- la défaillance administrative (absence d'intégration des politiques et manque de ressources pour assurer le contrôle minimal)⁴¹ ;
- la lenteur de l'adaptation de l'action publique.

L'OCDE reconnaît que l'intégration des politiques de l'environnement et de l'économie pourrait permettre d'inclure des mécanismes autocorrecteurs dans les politiques afin de leur donner la souplesse requise et la capacité de réaction face à l'évolution du contexte. Ceci réduirait l'effet des défaillances de l'intervention de l'État, notamment en améliorant la cohérence entre les politiques sectorielles. Cela pourrait permettre aux politiques sectorielles ne tenant pas suffisamment compte des considérations environnementales ou aux politiques environnementales qui font peu de place aux considérations économiques et sociales de s'ajuster aux nouvelles réalités.

Il est reconnu que l'absence d'utilisation d'instruments de contrôle permettant de laisser apparaître une vérité sur la valeur des externalités résultant, notamment des productions agricoles, contribueraient à l'inefficacité de la politique de contrôle (Sasseville et al. 1990; Sasseville et Nolet 1994). Il est donc important, pour compenser l'absence d'une solution économique, d'utiliser des instruments de contrôle qui s'appuient sur la règle du pollueur-payeur⁴², ceci de façon à permettre plus efficacement l'internalisation des coûts d'environnement aux coûts de production. Toutefois, une application stricte du PPP ne peut constituer en soi une politique de contrôle. En effet, ce principe nécessiterait d'être accompagné de mesures afin d'éviter de réduire les transferts de richesse des mieux nantis qui valorisent davantage la qualité de la ressource, vers les moins nantis. La réglementation environnementale ne posséderait pas les caractéristiques permettant la redistribution des revenus, d'autres instruments de l'État seraient mieux configurés pour le faire. Le

⁴¹ Quant à Turner (1992), il indique que les défaillances du marché et de l'intervention des pouvoirs publics dans la gestion des zones humides proviennent des conflits d'utilisation, du défaut d'information, des défaillances du marché, de l'absence de politique intégrée de gestion des ressources et de politiques intersectorielles contradictoires, d'une absence d'intégration administrative et institutionnelle et de l'absence d'une intégration de l'analyse et des données.

⁴² Nous avons décrit à l'annexe 2 certains éléments pertinents à la compréhension du principe pollueur-payeur et aux limites de son application.

propos de la présente recherche vise plutôt à cerner les dimensions allocatives et d'équité des instruments de contrôle de la pollution.

1.2.3 La maximisation coûts-efficacité ou l'égalisation des coûts marginaux d'épuration

Le problème du contrôle efficace de la pollution sur un bassin versant se pose à l'État, et ainsi à l'administration publique, de la manière suivante :

Comment rencontrer les normes de qualité en rivière à moindres coûts?

On suppose ici que les normes de qualité de l'eau en rivière sont équivalentes à la demande des citoyens pour la qualité de l'eau. Pour que ces normes correspondent au niveau optimal de contrôle de pollution, on doit faire l'hypothèse supplémentaire que les normes de qualité sont établies en fonction de la demande des citoyens, mais en tenant compte des coûts sociaux qu'elles imposent. Ainsi, suivant la règle des coûts croissants (ou des rendements décroissants), nous pouvons supposer que les normes de qualité de l'eau sont établies sur une base de coûts raisonnables ou en tenant compte du consentement à payer des citoyens.

Dans ce cas, il est possible de résoudre le problème de la minimisation des coûts au regard de l'obligation de rencontrer les normes de qualité en rivière en déterminant quelle quantité de polluants devrait être enlevée au niveau de chaque source de pollution, en tenant compte de la courbe des coûts d'enlèvement pour chacune de ces sources. En d'autres termes, si $C_i(e_i)$ correspond à la courbe de coût d'enlèvement pour la source de pollution « i », avec $C_i'(e_i)$ et $C_i''(e_i) > 0$, il s'agit de déterminer le vecteur R^{**} qui correspond à l'ensemble des niveaux de réduction de la pollution pour chaque source qui minimise :

$$\sum_{i=1}^{i=n} C_i(e_i)$$

Ceci constitue le problème classique du contrôle de la pollution⁴³. La solution de ce problème d'optimisation avec objectif de qualité dans le cadre d'un programme de contrôle par bassin montre que la solution efficace serait *celle qui égalise les coûts marginaux d'enlèvement* pour tous les pollueurs sur un bassin.

Cette condition se traduit en pratique, de deux façons. D'abord, il serait important de connaître la relation coûts-efficacité (de l'enlèvement) pour chaque solution de contrôle et pour chaque type de source de pollution. Ensuite, il faudrait que les autorités de contrôle puissent faire en sorte de produire un niveau de contrôle pour chaque source qui égalise le coût marginal de l'enlèvement des polluants. De cette manière, il serait possible d'atteindre les normes de qualité à moindres coûts correspondant à la demande des citoyens, se rapprochant ainsi des conditions paréto-efficaces.

En pratique cependant, en l'absence d'instruments économiques de contrôle qui seraient susceptibles de réduire la pollution en égalisant les coûts marginaux, il est difficile d'élaborer une telle stratégie de contrôle. L'autorité de contrôle peut cependant choisir d'enlever le maximum de pollution à l'intérieur de l'enveloppe budgétaire qui lui est votée par le Parlement. Cette dernière est arbitrée sur le marché politique, et correspond au consentement à payer des citoyens, ceci sous l'hypothèse que le marché politique est efficace. Selon cette stratégie toutefois, la condition de minimiser les coûts privés d'enlèvement pour chaque source est maintenue. Ainsi, selon cette stratégie plus réaliste en l'absence d'instruments de contrôle efficace, il serait nécessaire que les autorités envisagent une répartition des efforts de contrôle suivant un ordre de priorité établi par les deux règles suivantes :

- inciter au choix des moyens techniques et institutionnels qui, pour chaque source de pollution, minimisent la courbe des coûts marginaux privés et publics d'enlèvement des charges polluantes, ceci indépendamment du secteur administratif;

⁴³ O'Neil (1980); Haines et al. (1990).

- affecter les coûts d'enlèvement des charges polluantes aux solutions permettant de maximiser la charge enlevée.

Ces conditions impliquent que l'autorité de contrôle doit considérer en même temps tous les types de pollution sur un bassin (industriel, urbain et agricole), comparer les coûts d'enlèvement, et affecter les coûts d'enlèvement selon un ordre de priorités coûts-efficacité. Dans ce cas, le niveau de restauration souhaitable n'est plus une contrainte, mais un objectif à long terme.

1.2.4 L'optimal sectoriel dans le contrôle de la pollution

Il est possible que, pour des raisons pratiques, l'autorité de contrôle segmente ses interventions selon le secteur administratif, par exemple, en séparant l'approche pour l'assainissement des eaux municipales de l'approche au contrôle de la pollution agricole ou industrielle.

Il serait alors nécessaire que la solution d'égaliser les coûts marginaux d'enlèvement ou de choisir les moyens qui minimisent la courbe des coûts marginaux d'enlèvement des charges polluantes, soit ainsi antérieure à la segmentation et qu'elle soit reflétée par le niveau d'efforts consentis pour chaque secteur administratif. Par la suite, pour chaque secteur administratif, il serait nécessaire de tenter d'égaliser les coûts marginaux de la dépollution et de maximiser la charge enlevée :

$$\begin{aligned} \text{Min } \Sigma C_i \text{ et Max } \Sigma Q_i \\ \text{Min } \Sigma C_i = \Sigma \int C_i dQ_i \end{aligned}$$

Le coût total C_{ii} du programme de contrôle prenant en compte cette condition serait alors:

$$C_{ii} = \int dC/dQ_i dQ_i$$

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/dQ_i . Par ailleurs, nous avons mentionné précédemment que :

$$C_{ti} = A Q_i$$

Si pour simplifier le traitement, nous faisons aussi l'hypothèse que le coût marginal de l'enlèvement des charges polluantes augmenterait de façon linéaire dans la première partie de la courbe, avant que se fasse sentir l'effet de la croissance géométrique des coûts d'enlèvement, en fonction du niveau de contrôle, alors :

$$dC/dQ_i = aQ_i + b$$

d'où

$$C_{ti} = C_{mi} \times Q_i$$

C_{mi} étant le coût marginal de dépollution, nous obtiendrions ainsi :

$$C_{mi} = C_{ti}/Q_i$$

Cette condition est vraie lorsque le coût moyen est minimal. Elle est aussi vraie si l'incrément de C_{ti}/Q_i , soit $\Sigma C_{ti}/Q_i$ est représentée par rapport à l'incrément des quantités de charges polluantes retirées sur le bassin. La condition à obtenir pour l'ensemble du bassin nécessite alors d'égaliser les coûts marginaux. Ainsi,

$$C_{m1} = C_{m2} = C_{m3} = \dots = C_{mi} \text{ ou } C_{t1}/Q_1 = C_{t2}/Q_2 = C_{t3}/Q_3 = \dots = C_{ti}/Q_i$$

1.2.5 L'amélioration tangible de la qualité de l'eau

L'objectif ultime de tout programme de contrôle vise à l'amélioration de la qualité de l'eau. Il s'agit en fait d'une condition d'efficacité incontournable : produire une amélioration tangible de la qualité de l'eau, amélioration traduisant la demande de la population pour une eau de meilleure qualité, et par rapport à laquelle les citoyens ont consentis des investissements considérables.

Nous avons posé que les coûts consentis pour retirer les premières unités de pollution pour améliorer la qualité de la ressource croissaient de façon plutôt linéaire. Selon cette hypo-

thèse, il serait peu coûteux et, d'une certaine façon, facile d'enlever un faible pourcentage des charges de pollution car les opérations techniques et institutionnelles nécessaires sont généralement peu sophistiquées. Mais plus les pourcentages de charges à enlever seront importants, plus l'effort en ressources augmentera rapidement, car l'enlèvement des dernières unités de pollution requière des équipements plus complexes. Dans les cas de la pollution diffuse d'origine agricole, les changements de pratiques nécessaires pour pousser le niveau du contrôle et réduire au minimum les charges polluantes pourraient nécessiter de supporter les producteurs dont la majorité serait financièrement incapable de faire face à leurs obligations.

Dans la pratique, il est possible que la relation entre l'effort consenti au contrôle de la pollution ne se traduise pas par une amélioration de la qualité de l'eau, notamment lorsque les sources de pollution sont prises individuellement sans tenir compte de la dynamique particulière du bassin versant concerné. Dans ce cas, quelques soient les quantités de charges polluantes retirées avant leur évacuation dans la rivière, si les dépenses encourues ne permettent pas une amélioration équivalente de la qualité générale de l'eau⁴⁴ d'une rivière, nous devons convenir que la façon de faire est défailante et ce, même si une amélioration locale de la qualité de l'eau ait pu se faire sentir. Ainsi, cela nous indiquerait que le choix des moyens d'intervention et/ou les niveaux de contrôle utilisés sont inadéquats pour permettre la récupération des usages de la ressource dans la limite des coûts et des bénéfices escomptés de la politique. La difficulté du problème de contrôle, ou encore l'inadaptation de l'appareil de contrôle aux exigences de la réalité, pourraient expliquer l'absence de l'amélioration de la qualité générale de l'eau. Par exemple, le contrôle des sources de pollution diffuse est un problème complexe à résoudre comparativement à l'assainissement des eaux usées d'origine municipale. Alors que, d'un autre côté, orienter les efforts de contrôle sur des sources de pollution relativement peu importantes et délaisser des sources très polluantes peut indiquer une incapacité de l'appareil de contrôle de se conformer aux exigences d'efficacité.

⁴⁴

Par exemple, tel que mesurée par des paramètres comme les charges en azote et phosphore.

La théorie économique du contrôle de la pollution nous indique qu'un tel critère de mesure ne serait pas nécessaire, car pour une source de pollution donnée, il serait implicitement inclus dans l'égalisation des coûts marginaux. Toutefois, sur la base du bassin versant et en présence de plusieurs sources de pollution, ce critère devient une référence nécessaire pour apprécier l'efficacité des différentes interventions sectorielles.

La réalisation de ces cinq caractéristiques d'efficacité par la politique de contrôle de la pollution de l'eau sur un bassin versant devrait alors permettre d'atteindre une réduction des charges polluantes aux moindres coûts. Nous verrons dans les prochains chapitres, dans quelles mesures en pratique, ces caractéristiques seraient atteintes ou non par la politique de contrôle.

CHAPITRE 2

L'ASSAINISSEMENT DES EAUX SUR LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE

Comment l'État s'y prend-il pour réduire la pollution des eaux?

Le bassin versant de la rivière Chaudière a été retenu comme étude de cas. L'horizon temporelle de l'étude s'échelonne de 1981 à 1992. Le choix de ce bassin est basé sur la présence d'une longue série de données sur la qualité de l'eau, de données sur le Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) et du Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers (PAAGF), du découpage administratif qui situe ce bassin versant presque complètement dans une seule région administrative, de la présence d'usages variés répartis sur l'ensemble du territoire et de la perspective de la gestion de l'eau par bassin versant retenue par le Ministère de l'environnement du Québec en avril 1992 (AQTE 1993). Dans l'ensemble, bien qu'il ne soit pas possible de parler de bassin représentatif au Québec, eu égard à la variété des caractéristiques hydro-géomorphologiques et socio-économiques des bassins des grandes rivières du Québec, nous pouvons certainement mettre en évidence des faits précis concernant la structure du processus décisionnel au sein du PAEQ et les résultats de l'opérationnalisation du PAEQ, ainsi que les facteurs institutionnels et politiques pouvant expliquer l'efficacité du programme. Sur cette base, il serait possible d'inférer sur des situations semblables pour des bassins de même type.

Nous présenterons initialement dans ce chapitre, l'assise institutionnelle et légale de l'intervention publique québécoise au contrôle de la pollution de l'eau. Cette assise correspond aux instruments d'intervention retenus par le Gouvernement du Québec et aux modalités de leur application. Ainsi, les profils réglementaire et administratif de l'intervention publique permettront de situer la nature, la forme et le contenu de cette intervention. Nous y verrons que la tradition gouvernementale, du moins jusqu'à présent, a davantage privilégié

l'utilisation d'instruments réglementaires comme principal moyen d'imposer des normes ou des objectifs de qualité, devant contribuer à réduire les sources de pollution. Par la suite, une description sommaire du PAEQ et du PAAGF, programmes développés en vue de soutenir l'application réglementaire et les constats des principales évaluations de programmes réalisées sur le PAEQ et le PAAGF notamment au regard de la pertinence, de l'efficacité et de l'efficience de ce type d'intervention, compléteront le cadre de la présentation de la stratégie gouvernementale au contrôle de la pollution de l'eau.

Enfin, les profils socio-économique et biogéographique du bassin versant de la rivière Chaudière compléteront le contexte général de l'intervention publique sur ce bassin. La présentation de ce contexte servira ainsi à appréhender le comportement de l'État vis-à-vis le contrôle de la pollution de l'eau.

2.1 Le cadre de l'intervention publique

Le cadre de l'intervention publique au contrôle de la pollution de l'eau se caractérise par l'établissement de responsabilités spécifiques au ministère responsable de l'environnement définies par une structure légale et réglementaire. L'exercice de ses responsabilités nécessite une structure administrative qui voit au développement de l'instrumentation de contrôle en l'occurrence les outils réglementaires, les politiques et les programmes, les directives et les modes de contrôle en fonction des règles en vigueur dans l'administration publique.

2.1.1 Le cadre légal et réglementaire

Le ministère de l'Environnement du Québec⁴⁵ a été créé en 1979⁴⁶. L'article 2 de la LQE lui confère la responsabilité d'élaborer et de proposer au Gouvernement du Québec, une

⁴⁵ Depuis janvier 1994, le ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) est fusionné avec le ministère des Loisirs, de la Chasse et de la Pêche (MLCP) pour former le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF). Pour les fins du présent travail, étant donné que la période couverte par l'étude s'échelonne de 1981 à 1992, nous utiliserons l'appellation le ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ).

politique de protection de l'environnement, de promouvoir son assainissement et de conseiller le gouvernement, ses ministres et ses organismes en vue de prévenir la détérioration de l'environnement et de protéger les espèces vivantes et les biens. Également, en vertu de l'article 11 de cette loi, le ministre de l'environnement assure la gestion du domaine hydrique publique et de l'eau en tant que richesse naturelle et il a la charge des réserves écologiques. Des articles de la loi (notamment les articles 31 et 46) permettent l'adoption de règlements pour fixer les normes et les objectifs qui encadreront son action.

Outre la LQE (Q2.) et son règlement d'administration (r.1), le MENVIQ a la responsabilité de 12 lois et de 84 règlements (MENVIQ 1993). Certains règlements⁴⁷ touchent plus particulièrement la gestion de l'eau. Il s'agit notamment du Règlement sur la pollution des eaux par les établissements de production animale (Q-2, r.18), le Règlement sur le traitement des eaux usées des résidences isolées (Q-2, r.8), le Règlement sur l'eau potable (Q-2, r.4-1), le Règlement sur les eaux souterraines (Q-2, r.5-1) et le cadre de gestion relatif à la réalisation des projets municipaux du Programme d'assainissement des eaux du Québec (Q-2, r. 1.2.1). En ce qui concerne ce cadre de gestion, il précise les modalités et les normes d'élaboration, d'approbation, de réalisation et de financement des projets municipaux d'assainissement des eaux dans le cadre du PAEQ⁴⁸.

L'annexe 3 présente à titre d'exemple, certains éléments de l'article 31 de la LQE. Cet article constitue un exemple du cadre contraignant de l'intervention du gouvernement au contrôle de la pollution et des exigences administratives subséquentes imposées au MENVIQ. Ces exigences se traduiront notamment par une allocation importante des res-

⁴⁶

Sa loi constitutive lui donne pour mission : "...d'assurer la sauvegarde du milieu naturel et humain de telle sorte que les citoyens et citoyennes du Québec puissent bénéficier d'eau, d'air et d'espaces salubres en quantité suffisante pour la satisfaction de leurs besoins essentiels sur le plan de la santé, de l'esthétique et du bien-être en général." (Lois refondues du Québec : chapitre Q-2).

⁴⁷

Également, la Loi sur les pesticides et ses règlements, la Loi sur le régime des eaux, la Stratégie de protection des cours d'eau en milieu agricole et la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables complètent les principaux instruments de l'arsenal législatif pour la protection de la ressource-eau.

⁴⁸

Il présente notamment, les dispositions normatives des conventions d'assainissement qui prendront place entre le ministère, la Société québécoise d'assainissement des eaux (SQAE) et les municipalités, les modalités relatives à la programmation et au suivi budgétaire, à la maîtrise d'oeuvre et les modalités de réalisation, etc.

sources dévolues au ministère de l'Environnement vers la mise en place des contrôles⁴⁹ nécessaires pour appliquer la réglementation⁵⁰.

2.1.2 Le cadre administratif

De façon générale, le ministère de l'Environnement est divisé en unités sectorielles regroupées au siège social et en unités régionales réparties dans douze régions administratives⁵¹. Chacune de ces unités a un mandat précis s'appliquant à travers un ensemble d'activités élaborées ainsi que des ressources réparties en fonction de la réalisation de ces activités⁵². Les unités centrales ont davantage une fonction de conception, d'élaboration et d'évaluation des politiques et des programmes alors que les directions régionales s'occupent de la fonction de mise en oeuvre et de contrôle proprement dite ainsi que de la définition des besoins propres aux régions et des moyens d'y répondre (MENVIQ 1993).

⁴⁹ Par exemple, le Règlement sur la pollution des eaux par les établissements de production animale (Q-2, r.18) utilise les prescriptions contenues dans la loi pour établir son propre cadre. À titre d'exemple,

"Certificat d'autorisation requis : Nul ne peut ériger ou entreprendre l'exploitation d'un nouvel établissement de production animale, procéder à un agrandissement, à un remplacement du type d'élevage ou à une augmentation du nombre d'unités animales ou établir ou modifier un lieu d'entreposage de fumier à moins d'avoir obtenu du sous-ministre un certificat d'autorisation à cette fin.

Conformité : Avant d'accorder un certificat d'autorisation, le sous-ministre doit s'assurer que le projet est conforme en tout point à la Loi et au présent règlement".

⁵⁰ Dans ce contexte légal, le ministère de l'Environnement du Québec s'est donné une mission, formulée dans ses orientations stratégiques. Cette mission lui permet de cerner deux grands objectifs qui modulent son action et s'appuie sur la LQE comme moyen pour les réaliser : « Maintenir la diversité, la productivité et la pérennité des écosystèmes. Diminuer l'exposition des personnes et des espèces aux substances toxiques ».

⁵¹ Le nombre de régions administratives est celui en vigueur en 1992.

⁵² Par ailleurs, le MENVIQ, suite à son exercice de planification stratégique de 1986 (MENVIQ 1987), a traduit son action à l'aide de champs d'action. Cette façon de faire lui permettait notamment, de mieux suivre les résultats de son intervention. Ces champs d'action comprenaient chacun, une ou plusieurs activités permettant de cerner la nature de l'intervention de contrôle du ministère au chapitre de la protection de la ressource-eau (voir la liste des champs d'action dévolus aux directions régionales relativement à la ressource-eau à l'appendice 1). Ainsi, le champ d'action est devenu le cadre de référence de l'action ministérielle et des indicateurs ont été développés afin de mesurer les résultats de la gestion environnementale du MENVIQ.

En ce qui concerne plus particulièrement la fonction de contrôle de la pollution de l'eau sur la base du bassin versant, la direction régionale⁵³ est le premier acteur de l'intervention gouvernementale. L'annexe 4 présente le mandat type d'une direction générale.

Au niveau des directions régionales du ministère, l'ensemble des procédures administratives est consigné dans des recueils et manuels de documents officiels qui encadrent l'ensemble de l'action légale et réglementaire d'une direction régionale sur son territoire administratif. Ces directives précisent les modalités de traitement des différents dossiers et documents à produire ou à recueillir auprès des secteurs visés par la réglementation⁵⁴ afin de mesurer les résultats obtenus en matière de contrôle de la pollution. Ces résultats sont davantage traduits en termes d'actes administratifs réalisés en vertu de la LQE plutôt qu'en résultats concrets d'amélioration de la qualité de l'environnement. Ce dernier point fait plutôt l'objet d'un rapport sur l'état de l'environnement publié périodiquement et qui présente les données les plus récentes sur la qualité de l'environnement⁵⁵.

Enfin, en ce qui touche plus particulièrement à l'assainissement des eaux (volet urbain), quoique les directions régionales voient au suivi du fonctionnement⁵⁶ des stations d'épuration construites dans le cadre du Programme d'assainissement des eaux du Québec et à l'émission des certificats d'autorisation pour la construction ou la modification de systèmes

⁵³ La division administrative de la province n'est pas effectuée sur la base du bassin versant, mais en fonction d'autres considérations géopolitiques. Ainsi, sur un même bassin versant, il peut y avoir plus d'une direction régionale qui peut intervenir et une même direction régionale peut recouper plusieurs bassins versants.

⁵⁴ Les divers règlements imposent à certains secteurs économiques des obligations de produire à l'attention du ministère des rapports, bilans, données ou registres devant permettre de déterminer la conformité du secteur ou de l'industrie avec la réglementation.

⁵⁵ Les objectifs de ce rapport sont : "de renseigner le public et les spécialistes sur l'état de santé de notre environnement et les changements qualitatifs qui y sont survenus au cours des années; de leur permettre de mesurer le progrès que nous avons fait par rapport aux objectifs de développement de la société québécoise; d'orienter la prise de décision vers la résolution des problèmes les plus urgents".

⁵⁶ Ce suivi s'effectue jusqu'au moment où l'usine d'assainissement est conforme et remise alors à la municipalité.

de traitement des eaux usées, l'établissement du cadre de gestion⁵⁷ du programme relève des unités centrales dont le mandat porte sur la protection de la ressource-eau.

Pour le volet agricole, la répartition des responsabilités est davantage décentralisée. La direction régionale se voit confier une enveloppe pour la distribution des subventions et elle planifie, programme et coordonne les interventions correctives en plus d'analyser et d'émettre les certificats d'autorisation pour les demandes de construction ou d'agrandissement d'établissements de production animale. Le central coordonne l'ensemble de l'intervention gouvernementale dans les différentes régions.

En résumé, l'organisation administrative du MENVIQ est centrée sur la capacité de l'appareil à mettre en oeuvre les contrôles nécessaires pour l'application réglementaire en fonction du niveau des ressources allouées par le gouvernement.

2.2 Le programme d'assainissement des eaux du Québec

2.2.1 Le volet municipal⁵⁸

Le Programme d'assainissement des eaux du Québec⁵⁹ (PAEQ) a été lancé en 1978 par le Gouvernement du Québec. Il vise à subventionner (jusqu'à 85 %) (MENVIQ 1993) les municipalités pour la mise en place d'équipements de traitement des eaux usées⁶⁰.

⁵⁷ Au 18 janvier 1989, un 6^e cadre de gestion du PAEQ était adopté par Décret gouvernemental (37-89). Des règles administratives soutiennent également l'intervention, notamment celle du coût/capita/point environnemental (CCPE) qui détermine la réalisation des interventions dans les municipalités de petite taille (< 4000 habitants).

⁵⁸ Depuis janvier 1994, l'administration de ce programme relève du ministère des Affaires Municipales, sous le titre de Programme d'assainissement des eaux municipales (PADEM).

⁵⁹ Pour une description détaillée du fonctionnement du programme, consulter le rapport d'évaluation réalisé par le MENVIQ (1993). Globalement, le fonctionnement se caractérise par la fixation des exigences de rejets (en charges Kg/d, notamment) spécifiques à chaque municipalité en fonction des usages à récupérer et par le choix de la technologie d'assainissement en fonction des eaux usées à traiter et des exigences du milieu récepteur.

⁶⁰ Initialement, les objectifs généraux du programme visaient : "...d'une part, améliorer et conserver la qualité des eaux pour satisfaire les besoins de la population et, d'autre part, obtenir et maintenir des milieux aquatiques équilibrés permettant aux ressources biologiques d'évoluer normalement." (Service de protection de l'environnement du Québec 1979).

Toutefois, le programme s'est vu précisé au fil des années d'autres objectifs et des modifications à son cadre de gestion⁶¹. Ainsi, le MENVIQ dans le rapport d'évaluation du PAEQ (MENVIQ 1993) lui reconnaît trois types d'objectifs. Premièrement, les objectifs environnementaux sont traduits en objectifs particuliers au niveau de chaque portion de cours d'eau touchée par l'assainissement d'une municipalité donnée. Ces objectifs particuliers visent la récupération des usages considérés sur le cours d'eau, soit : les prises d'eau potable, les plages organisées, les habitats fauniques (frayères, zones coquillières et vie aquatique en générale), la baignade non organisée, les prises d'eau individuelles, les activités de contacts secondaires (navigation de plaisance, canotage, pêche), la salubrité et l'esthétique. Le bénéfice environnemental est évalué en fonction des usages à récupérer, une plus grande valeur étant accordée aux prises d'eau potable et aux habitats fauniques particuliers (frayères, etc.).

Initialement, le PAEQ s'est donné des principes d'intervention en fonction de ses objectifs afin d'obtenir les plus grands bénéfices environnementaux de l'assainissement. Les principes d'intervention reconnus du PAEQ devaient s'appliquer selon trois phases privilégiant d'abord l'assainissement des grands ensembles urbains, la réalisation des interventions de l'amont vers l'aval des cours d'eau et la réalisation simultanée des interventions industrielles, municipales et agricoles. Ces principes se sont estompés, notamment parce que l'adhésion des municipalités au programme ne respectait pas nécessairement la relation amont-aval et compte tenu également de la consécration en 1983 du PAEQ comme outil de relance économique (MENVIQ 1993; Marceau 1986). Les objectifs économiques ont constitué le deuxième type d'objectifs que l'État a donné au PAEQ. Ainsi, considérant l'ampleur des investissements publics dans le PAEQ, ce dernier a connu des périodes intenses d'investissements (720 millions en 1985-86) suivi d'un certain ralentissement par la suite (480 millions en 1989-90, jusqu'à 303 millions en 1991-92). Par ailleurs, l'utilisation du PAEQ comme outils de relance économique aurait dilué la notion de récupération des

⁶¹

Pour une description et une analyse détaillée du cadre de gestion du PAEQ, il est possible de consulter Crowley (1991).

usages étant donné que le principe de l'assainissement amont-aval n'était que très peu respecté (MENVIQ 1993).

Un troisième type d'objectifs d'ordre administratif a été conféré au PAEQ. Il vise la participation des municipalités à la réalisation du PAEQ et est concrétisé par la signature d'une convention entre les autorités municipales et le gouvernement.

Enfin, il est approprié de mentionner que le choix de la technologie d'assainissement suit une procédure précise qui débute par la définition des objectifs environnementaux de rejets en fonction du milieu récepteur, puis par la traduction technique de ces objectifs et par la détermination d'exigences de rejets en fonction de la technologie retenue.

Jusqu'en 1992, 4.439 milliards \$ ont été consentis au chapitre de l'assainissement des eaux au Québec⁶² pour l'assainissement municipal. Ces investissements auraient permis la réduction moyenne des rejets au cours d'eau de 73 % du phosphore, de 90 % de la demande biologique en oxygène (DBO₅) et de 89 % des matières en suspension (MES) (MENVIQ 1993).

Quatre évaluations importantes ont été réalisées sur le PAEQ. La première a été réalisée par Marceau (1986), la seconde est constituée par le rapport Dagenais (1986), la troisième par un comité conjoint de la Société québécoise d'assainissement des eaux et du ministère de l'Environnement (1992) et enfin la quatrième par le MENVIQ (1993).

Nous avons considéré l'évaluation réalisée par Marceau (1986) comme notre premier cas. L'auteur se posait alors quatre questions :

- Pourquoi les municipalités se sont-elles traditionnellement désintéressées de l'assainissement des eaux usées domestiques?
- Les municipalités participeront-elles au nouveau programme québécois?

⁶²

Ces coûts ne tiennent pas compte des dépenses nécessaires à la mise en oeuvre du PAEQ qui ont été d'environ 6 millions \$ en 1993, du coût des ressources affectées en région et du budget de fonctionnement de la SQAE qui était de 10.3 millions \$ en 1992-1993 (MENVIQ 1993).

- Que sera, en définitive, l'effet du programme sur la qualité de l'eau?
- Et, enfin y aurait-il une meilleure façon de procéder?

À ces questions, il apporte les éléments de réponse suivants :

Le désintérêt des municipalités. La distribution des types de bénéfices de consommation diffère énormément d'un service à l'autre. Dans le cas de l'assainissement des eaux, le bénéfice obtenu serait pour l'électeur situé en aval de la municipalité qui procède à l'assainissement, électeur qui n'a aucun droit de vote dans cette municipalité et où l' élu de cette dernière ne pourrait être récompensé par sa décision de procéder à de telles dépenses. Ce dernier pourrait même être puni par ses propres électeurs pour avoir augmenté la charge fiscale sans des bénéfices tangibles pour les contribuables de la municipalité. L' élu municipal qui se risquerait à dépenser pour dépolluer les électeurs des autres municipalités se met ainsi dans une situation politiquement suicidaire. Il chercherait préférentiellement à fournir des bénéfices de consommation à ses électeurs.

La participation des municipalités. La distribution des bénéfices et des coûts des projets d'assainissement est un enjeu géographique qui se situe davantage à l'échelle du bassin versant soit à un niveau national et régional plutôt que local. Ainsi, le gouvernement provincial se sent plus légitimé d'intervenir et d'investir de forts fonds publics. L'engouement des municipalités pour le programme serait explicable par la consommation locale des bénéfices économiques et politiques du programme et aurait peu à voir avec une plus grande sensibilisation des municipalités aux problèmes environnementaux.

L'effet du programme sur l'environnement. Les subventions visent la construction d'infrastructures d'assainissement, premier pas essentiel à la dépollution. Toutefois, il n'y aurait aucun incitatif à l'utilisation performante subséquente de ces équipements et conséquemment à l'optimisation des bénéfices environnementaux.

Les autres modes d'intervention. Seule la taxe à la pollution ou la subvention à la dépollution inciteraient directement à l'amélioration de la qualité de l'eau (modifié par Migué et

Marceau 1993). La subvention à la construction inciterait plutôt au surdimensionnement des usines.

La deuxième évaluation est celle du rapport Dagenais (1986), du nom du président du groupe de travail sur le PAEQ. Le rapport mentionnait à cette époque que le PAEQ devait être complété avec le plus grand souci d'accroître l'efficacité environnementale et économique en se basant sur l'expertise développée à ce jour. Il mentionnait la nécessité d'assurer l'atteinte des objectifs d'assainissement mentionnés et ce, aux meilleurs coûts possibles et dans les meilleurs délais.

La Commission Dagenais reconnaissait également que toutes les possibilités pour en arriver à un assainissement acceptable avec une industrie, une municipalité ou un producteur agricole ayant été franchement tentées sans le résultat escompté, le gouvernement se devait d'agir par des moyens légaux. Déjà en 1986, on mentionnait que la consultation entre les ministères touchés par l'assainissement des eaux devait être améliorée. Le rapport mettait en évidence également l'importance de l'information auprès du public afin de le sensibiliser à l'importance de l'eau.

Un autre élément ressort du rapport au chapitre de l'exploitation et du contrôle de la qualité. Cette question inquiétait les intervenants municipaux, notamment le manque de ressources humaines et matérielles nécessaires à l'exécution du suivi des usines d'opération et le besoin de formation des opérateurs. Le rapport Dagenais traitait également du volet industriel et agricole de l'assainissement des eaux. Globalement au chapitre de l'assainissement industriel, la seule aide gouvernementale qui est proposée, va dans le sens de constituer un abattement fiscal (prêt à peu ou sans intérêt, participation à l'amélioration de la productivité plus ou moins 20 %, participation à la recherche de nouveaux procédés de production ou de dépollution) et à préparer une programmation qui serait à venir.

Le rapport suggérait de plus, dans le cadre du plan de relance économique, que le gouvernement augmente sa participation financière au programme et offre une prime d'accélération aux municipalités qui auraient réalisé les travaux avant le 31 mars 1986 et

ce, compte tenu des réticences initiales des municipalités à adhérer au programme. Le groupe réitérait tout de même dans une recommandation que, dans l'étalement des dépenses, les trois principes qui guident la réalisation du programme soient respectés. Ces principes sont : l'intervention par bassin, la priorité d'intervention de l'amont vers l'aval et la priorité accordée aux plus gros pollueurs.

La troisième évaluation est celle du comité conjoint SQAÉ-MENVIQ (1992). Le mandat de ce comité visait à examiner le fonctionnement du PAEQ, à faire le bilan de sa performance et à isoler les causes de mauvais fonctionnement. Il ressort principalement de ce rapport que le PAEQ nécessitait une réorientation en fonction de ces objectifs environnementaux, notamment par rapport aux priorités d'intervention en fonction des principes initiaux d'intervention amont-aval ainsi qu'un meilleur contrôle des coûts comme le mentionnait le rapport Dagenais. Sur ce dernier point d'ailleurs, le rapport mentionne qu'un meilleur contrôle technique des projets permettrait de réduire les coûts des projets. À ce propos, il mentionne que le contrôle technique des projets devait toujours viser le choix de la solution la plus économique. Le rapport recommandait d'ailleurs d'effectuer une analyse économique comparative des coûts totaux (incluant les coûts d'exploitation) afin de retenir la solution technique la plus économique.

De plus, afin de permettre une réduction maximale de la charge polluante au cours d'eau, le comité recommandait une opération optimale et un entretien adéquat des stations en suggérant au gouvernement de privilégier des moyens coercitifs comme la réglementation accompagnée de moyens incitatifs, sans cependant préciser la nature de ces moyens.

Enfin, la quatrième évaluation réalisée par le MENVIQ (1993) a porté sur l'évaluation de la pertinence, de l'efficacité et de l'efficience du PAEQ. Au chapitre de la pertinence⁶³, le rapport mentionne que la pertinence vise à déterminer si les objectifs initiaux sont toujours valables compte tenu de l'avancement des travaux, de l'évolution de l'état du milieu et de la

⁶³

La pertinence est l'analyse de la raison d'être du programme, de la vérification si le programme répond toujours à un besoin.

taille des municipalités. Ainsi, d'un point de vue strictement environnemental et sans égards aux coûts consentis, le rapport conclut sur ce point, que :

"...la qualité des eaux de surface s'est améliorée là où le PAEQ est intervenu et que le rejet d'eaux usées municipales constituent le problème majeur...qu'une foule d'usages récréatifs sont récupérés ou consolidés..." et que "...les problèmes résiduels sont associés aux activités agricoles et à un degré moindre aux industries hors réseaux, aux résidences isolées et aux débordements des réseaux d'égouts".

Toutefois, l'évaluation de la pertinence sous l'angle d'une analyse coûts/bénéfices démontrent que si la mesure des bénéfices pour la récupération d'usages récréatifs justifierait le PAEQ, ceux reliés à la salubrité, à l'esthétique et à l'amélioration de la vie aquatique seraient difficilement quantifiables. Le rapport mentionne de plus que la poursuite du PAEQ ne se trouve justifiée pour les petites municipalités que dans la mesure où des usages directs identifiés sont récupérés, la récupération indirecte étant trop coûteuse compte tenu du coût croissant per capita de l'assainissement pour ces petites municipalités.

En ce qui concerne l'efficacité⁶⁴, le rapport mentionne que son analyse vise la comparaison des résultats obtenus avec les objectifs visés d'implantation d'infrastructures d'assainissement et de rendement épuratoire. Premièrement, il conclut sur la question de la mise en place d'infrastructures d'assainissement que le programme a été efficace. Il rapporte qu'en 1978 seulement 2 % de la population desservie par un réseau d'égout voyait ses eaux usées traitées contre 65 % en 1993 et plus de 80 % estimé pour 1994. Deuxièmement, sur la capacité épuratoire, le rapport conclut que le programme est efficace même si plusieurs équipements sont toujours en rodage pendant une période plus ou moins longue. Cependant, le rapport met en doute l'efficacité à long terme du programme notamment, au chapitre de l'entretien des stations et de la gestion des boues générées par les différents procédés d'assainissement. Le rapport suggère comme correctif à cette situation, l'instauration d'un système de redevances et l'application d'un règlement sur l'opération des ouvrages d'assainissement. En résumé, le rapport conclut quant à l'efficacité du PAEQ,

⁶⁴

L'efficacité vérifie la capacité du programme à atteindre ses objectifs.

que ce dernier est efficace à court terme mais serait inefficace à long terme sur les objectifs de récupération des usages car il n'y a aucun incitatif au maintien de la pérennité des ouvrages.

Enfin, en ce qui concerne l'efficacité⁶⁵, il ressort principalement du rapport que le PAEQ est un programme peu efficace. Cette situation est créée par la nature de l'intervention qui privilégie la subvention pour obtenir l'adhésion des municipalités et qui ne favoriserait pas la minimisation des coûts. À ce chapitre, le rapport mentionne qu'un meilleur contrôle des coûts permettrait d'améliorer l'efficacité en redéfinissant notamment les modalités d'administration du programme et en revoyant le rôle et la participation des différents partenaires.

Les différentes évaluations nous indiquent que l'allocation de fonds publics à l'assainissement des eaux usées municipales nécessiterait des mesures d'accompagnement. Ces mesures viseraient à rentabiliser les équipements en ce qui concerne l'atteinte des objectifs environnementaux et économiques. Toutefois, ces évaluations divergent quant aux moyens à mettre en oeuvre pour l'atteinte des objectifs d'assainissement. À l'exception de l'évaluation de Marceau (1986), la réglementation constitue le moyen le plus souvent recommandé pour inciter les municipalités à se conformer à des normes de rejets et au fonctionnement adéquat des infrastructures d'assainissement.

2.2.2 Le volet agricole

Le Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers (PAAGF)⁶⁶ constituait le volet agricole du PAEQ. Il a été lancé en 1988 afin d'aider les producteurs agricoles à se conformer au Règlement sur la pollution des eaux par les élevages de production animale

⁶⁵ L'efficacité a pour objet d'évaluer la relation entre les résultats atteints et le niveau des ressources consacrées au programme.

⁶⁶ L'administration de ce programme a été transférée au ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec en 1993.

(Q-2, r.18). Les objectifs généraux du programme sont ceux apparaissant au document public d'information lors de son lancement en 1988⁶⁷ :

Le Programme a été divisé en quatre volets, chacun pourvu d'une enveloppe et d'objectifs spécifiques (voir l'annexe 5, pour une description du programme).

Une évaluation conjointe entre le MENVIQ et le MAPAQ a été réalisée en 1992 sur le PAAGF. Des constats ont été portés sur chacun des volets particulièrement quant à l'efficacité du programme à atteindre ses objectifs. Ainsi, le rapport mentionne à la section traitant du premier volet d'aide financière que la construction d'infrastructures d'entreposage et l'achat d'équipements spécialisés seraient peu efficaces à eux seuls pour réduire la pollution de l'eau. Cette façon de faire devrait être accompagnée par l'établissement de bonnes pratiques agricoles pour obtenir des résultats tangibles sur la qualité de l'eau. Il mentionne de plus tout comme le PAEQ, la présence d'effets économiques secondaires, soit la présence d'un effet de levier intéressant en termes de création d'emploi et de recettes fiscales. Pour ce volet de l'aide financière, un certain nombre de recommandations ont été formulées. Elles visaient à compenser pour certains effets pervers du programme, notamment quant aux interventions prioritaires à réaliser selon la classification retenue, à l'établissement d'une aide financière conditionnelle à l'adoption de bonnes pratiques et à l'analyse de la possibilité d'utiliser des redevances basées sur la capacité support du milieu.

Quant aux autres volets, les travaux n'étaient pas suffisamment avancés pour permettre une évaluation adéquate de leur efficacité au regard de leurs objectifs. Même pour le volet R-D, il a été jugé préférable d'attendre le transfert réel de la connaissance vers le milieu pour juger de son efficacité. Cependant, certaines retombées de la R-D ont été plus rapides notamment, la mise au point de logiciels de gestion des fumiers. En ce qui concerne la qualité de l'eau, le rapport mentionne que l'établissement de structures d'entreposages ne

⁶⁷

"a) réduire la pollution des eaux souterraines et de surface et la pollution de l'air; b) Réduire le volume des eaux de dilution du fumier, lisier ou purin lors de l'entreposage; c) valoriser l'utilisation rationnelle du fumier, lisier ou purin comme fertilisant et amendement des sols agricoles en encourageant les épandages au printemps et pendant la saison de végétation; d) encourager le traitement des eaux de laiterie de ferme" (MENVIQ 1992).

permettrait de réduire qu'environ 3 % la pollution diffuse agricole. Une action sur les pratiques notamment sur l'épandage et la fertilisation s'avérerait plus efficace pour améliorer la qualité de l'eau (MENVIQ 1992).

Enfin, quoique n'étant pas une évaluation formelle de programme, Sasseville et al. (1990) ont fait ressortir dans leur analyse de la politique québécoise de contrôle de la pollution d'origine agricole qu'un encadrement réglementaire supporté par un programme d'aide financière, ne tendrait pas vers l'efficacité⁶⁸ et ce, notamment en raison du refus de laisser apparaître une vérité sur la valeur des externalités résultant des productions agricoles. Cette analyse pose en réalité la question du choix des instruments appropriés pour le contrôle la pollution diffuse d'origine agricole. Elle remet en question l'utilité de la subvention aux infrastructures d'entreposage de fumiers comme incitatif à la dépollution.

2.3 Le profil socio-économique du bassin versant de la rivière Chaudière

Certaines données socio-économiques ont été examinées afin d'établir un portrait de la région baignée par le bassin versant de la rivière Chaudière. Les données ont été adaptées de Simoneau (1991), de Arbour (1994), du MAM (1993) et du BSQ (1992).

Le bassin supporte 86 municipalités réparties dans 8 MRC. La population a augmenté d'environ 30 % entre 1976 et 1992 (Tableau 2.1)⁶⁹. C'est principalement dans la portion aval du bassin, le secteur de la Basse Chaudière⁷⁰, que l'augmentation de la population s'est fait le plus sentir (+125 %). Le secteur de la Moyenne Chaudière est le plus densément

⁶⁸ Le rapport décrit des conditions d'efficacité reliées à différentes caractéristiques telles que : favoriser l'optimisation des modes d'enlèvement des polluants au niveau de l'exploitation, soutenir sur la base des règles du marché la valorisation économique des sous-produits, minimiser les coûts publics du contrôle, etc.

⁶⁹ L'appendice 2 présente les données de population par municipalités.

⁷⁰ Nous avons utilisé la division retenue par Simoneau (1991) pour son analyse de la qualité de l'eau du bassin de la rivière Chaudière.

peuplé avec 54 % de la population totale du bassin, suivi de la Basse Chaudière avec 29 % et la Haute Chaudière avec 16 %.

Tableau 2.1 Évolution de la population et de l'agriculture sur le bassin de la rivière Chaudière.

Secteurs	Population		Var. Pop. (%)	Agriculture 1985			Agriculture 1991			Var. Densité (%)
	1976	1992		Surface culture (ha)	Cheptel (U.A.)	Densité (U.A./ha)	Surface culture (ha)	Cheptel (U.A.)	Densité (U.A./ha)	
Haute Chaudière	22 984	24 468	6	27 898	15 778	0.57	14 834	13 376	0.90	59
*				20 986	11 760	0.56				61
Moyenne Chaudière	70 968	80 568	14	81 015	90 607	1.12	55 090	86 521	1.57	40
*				74 023	87 254	1.18				33
Basse Chaudière	19 538	43 871	125	29 030	77 673	2.68	22 208	69 535	3.13	17
*				28 862	77 611	2.69				16
Total bassin										
	113 490	148 907	31	137 943	184 058	1.33	92 132	169 432	1.84	38
*				123 871	176 625	1.33				38

* Représente les totaux pour les municipalités dont les données des années 1985 et 1991 sont présentes.

L'activité économique du bassin est centrée autour de l'exploitation et de la transformation des ressources de la forêt et de l'agriculture. Pour le secteur agricole, le Tableau 2.1 nous permet de constater que les surfaces cultivables se sont réduites plus rapidement que le cheptel. Nous constatons néanmoins une augmentation de la densité animale par hectare d'environ 38 %. Une réduction de 14 % de l'élevage des bovins s'est produite entre 1988 et 1991 et ce cheptel représente 10 % de l'effectif bovin de la province. Pour la production porcine, la Beauce regroupe à elle seule 20 % de tous les porcs produits au Québec⁷¹. L'élevage des porcs est demeuré à peu près constant entre 1988 et 1991 (BSQ 1992). De

⁷¹

Dans son étude, Simoneau (1991) a utilisé l'U.A. qui équivaut à un poids de 500 kg, d'où une variation du nombre d'animaux équivalent à 1U.A. selon l'espèce. Ces éléments ont constitué les données consignées à l'appendice 2.

façon générale, on constate une intensification de l'élevage de l'amont vers l'aval du bassin avec les plus faibles superficies disponibles en amont et en aval.

En ce qui concerne les superficies en culture, les données nous indiquent une réduction des surfaces en culture pour toutes les catégories variant entre 6 % pour l'orge-grain et à 69 % pour le blé, sauf pour le foin cultivé où il y a une augmentation de 11 % (BSQ 1992). Cependant, le rendement des cultures en tonne par hectare ne suit pas une réduction similaire. Celle-ci est de moins grande amplitude et parfois même il y a une augmentation. Par exemple, les superficies d'avoine-grain ont été réduites de 67 %, mais le rendement n'a diminué que de 8 %. La superficie pour les grains mélangés a été réduite de 43 %, mais une amélioration du rendement de 25 % est constatée. Le principal type de culture est le foin cultivé qui couvraient 118.4 hectares en 1991 avec un rendement en décroissant d'environ 26 % entre 1985-1991.

Pour le secteur industriel, Simoneau (1991) rapporte une étude du CRIQ (1990) qui mentionne que 500 PME sont réparties sur le territoire dans des secteurs rattachés principalement aux aliments et boissons, à la transformation de produits métalliques, à la fabrication de meubles, au textile (vêtements et chaussures). Plus de 60 % des industries sont situées dans le secteur de la Moyenne Chaudière. Pour les fins de la présente recherche, nous n'avons pas considéré les données de charge industrielle.

2.4 Le profil biogéographique

La rivière Chaudière coule du sud vers le nord sur une distance d'environ 300 km et elle se jette dans le fleuve Saint-Laurent près de la ville de Québec. La superficie du bassin est d'environ 5097 km² (Arbour 1994)⁷². Le bassin de la rivière Chaudière s'écoule à travers les Appalaches et les basses terres du Saint-Laurent. Ces dernières n'occupent que 5 % de la superficie du bassin. Les quatre principaux tributaires drainent environ 46 % de la su-

perficie du bassin et sont, de l'amont vers l'aval, les rivières du Loup, Famine, Saint-Victor et Beaurivage (Simoneau 1991).

Au chapitre de l'utilisation du territoire (Tableau 2.2), la forêt occupe 66 % du territoire principalement dans la partie amont où 85 % de la superficie de la Haute Chaudière est recouverte par la forêt. L'agriculture est la deuxième activité en importance. Elle occupe 31 % du territoire, mais seulement 21 % est constitué de terres agricoles améliorées (terres cultivées). Enfin, le territoire urbain et les étendues d'eau occupent 3 % du territoire.

Tableau 2.2 Caractéristiques du bassin de la rivière Chaudière (Simoneau, 1991).

Caractéristiques	Secteur			Bassin
	Haute-Chaudière	Moyenne Chaudière	Basse Chaudière	
Superficie (km ²) (pourcentage)	3 070 (45.9)	2 650 (39.6)	962 (14.4)	6 682 (100)
Tronçon (km)	106	63.2	46.2	301
Utilisation du territoire (%)				
- Forêt	84.7	45.7	61.5	65.9
- Terres agricoles	12.3	51.7	34.8	31.2
- Autres	3.0	2.6	3.6	2.9

Les principales sources de dégradation de la qualité de l'eau sont reliées aux différents usages du sol par les activités agricoles et forestières ainsi que par l'utilisation de l'eau comme facteur de dilution des eaux usées municipales et industrielles. On reconnaît généralement à l'agriculture les formes suivantes de dégradation de la qualité de l'environnement : pollution des eaux superficielles et souterraines, érosion et compactage des sols, assèchement des milieux humides, pollution atmosphérique, diminution ou disparition de la biodiversité.

72

Simoneau (1991) mentionne quant à lui que le bassin hydrographique de la rivière Chaudière draine une région de 6 682 km². Cette différence est souvent le résultat d'une interprétation divergente quant aux limites du bassin. Cet élément n'est cependant pas primordial à la compréhension subséquente de la problématique.

Le volume de fumier produit sur le bassin est de l'ordre de 3 246 000 m³/an⁷³. Les plus fortes concentrations se retrouvent dans le secteur de la Basse Chaudière où sont d'ailleurs concentrées les plus fortes densités animales. Pour le secteur municipal, on reconnaît la pollution des eaux de surface et souterraines par l'utilisation de l'eau à des fins de dilution des eaux usées municipales, par l'utilisation de l'enfouissement des déchets dont les eaux de lixiviation peuvent dégrader la qualité de l'eau ainsi que par le ruissellement des surfaces urbaines contribuant au drainage d'éléments polluants vers les cours d'eau.

En conclusion, nous avons examiné dans ce chapitre, le cadre générale de l'intervention publique au contrôle de la pollution ainsi qu'une description du bassin qui fera l'objet de l'analyse de cette intervention au prochain chapitre. Nous retiendrons principalement que l'État a privilégié la réglementation directe supportée par une infrastructure administrative pour le développement et la mise en oeuvre de contrôles ainsi que des programmes d'aides financières orientés vers la mise en conformité des différentes sources de pollution.

⁷³

Fiche d'enregistrement des exploitations agricoles en 1990, MAPAQ.

CHAPITRE 3

CONDITIONS DE SUCCÈS DE L'INTERVENTION DE CONTRÔLE SUR LE BASSIN DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE - LES RÉSULTATS

Dans le premier chapitre, nous avons mis en évidence les impératifs centraux déterminant les conditions de succès et les résultats escomptables de l'intervention publique au contrôle de la pollution de l'eau. De façon générale, nous avons posé les deux facettes du problème de l'État concernant le contrôle efficace de la pollution sur une rivière : 1) la première facette consiste à identifier le niveau de restauration des usages qu'il est raisonnable d'atteindre; 2) la deuxième porte sur le choix et la configuration d'une façon de faire qui puisse minimiser les coûts sociaux pour atteindre le niveau raisonnable de réduction de la pollution tel que proposé par la théorie.

Le succès d'un contrôle efficace de la pollution sur un bassin se traduirait, tel que mis en évidence au premier chapitre, par des critères de performance sur les façons de faire, sur le niveau de réduction des apports polluants et sur les coûts sociaux à affecter au contrôle de la pollution. Ainsi, en pratique, une intervention réussie nécessiterait qu'elle possède les caractéristiques suivantes :

- établir un niveau de contrôle souhaitable, c'est-à-dire un niveau de contrôle produisant un niveau de restauration de la qualité correspondant à l'optimum de bien-être;
- favoriser l'apparition d'une vérité sur les coûts de dépollution et ainsi tendre vers l'application du principe « pollueur-payeur »;
- allouer les ressources vers le contrôle des sources de pollution où les rapports coûts-efficacité sont avantageux ou favoriser l'égalisation du coût marginal de l'enlèvement des charges polluantes ceci à défaut de disposer d'instruments de contrôle capables d'égaliser les coûts marginaux de dépollution pour chaque type d'apports (urbains et agricoles);
- favoriser l'atteinte d'optima sectoriels (urbain, agricole, industriel) dans le contrôle de la pollution en allouant les ressources dans chaque secteur au contrôle des sources les plus polluantes; cela, à défaut d'être capable de surmonter les

cloisonnements administratifs résultant des différences intrinsèques dans le comportement des intervenants de chaque secteur et qui rendrait difficile la recherche d'un optimum intersectoriel;

- s'assurer d'une amélioration tangible de la qualité de l'eau, sinon générale sur le bassin, au moins dans des zones ciblées pour favoriser la récupération des usages.

L'intervention visant l'amélioration de la qualité de l'eau est-elle alors en mesure de produire les résultats escomptés (maximum de pollution enlevé au coût minimum et récupération tangibles des usages)?

À la suite de la présentation du cadre de l'intervention publique et du profil socio-économique et biogéographique du bassin versant de la rivière Chaudière, ce chapitre tentera de mettre en relief les résultats du programme d'assainissement des eaux au regard des critères de performance.

Les données recueillies représentent les dépenses consenties à l'assainissement urbain sur le bassin de la rivière Chaudière entre 1981 et 1992. Des projections à long terme nous indiqueront l'effort total des contribuables du Québec à la dépollution du bassin versant de la rivière Chaudière. Les coûts d'exploitation encourus par les municipalités au chapitre de l'assainissement, seront également présentés ainsi que la performance des stations d'épuration en termes de quantité de rejets et d'efficacité d'enlèvement. Cette évaluation de la performance permettra d'évaluer quel niveau de pollution résiduelle se retrouve toujours dans le bassin versant.

Les dépenses consenties à l'assainissement agricole seront également présentées. Le programme d'aide financière n'ayant débuté qu'en 1988, la série de données ne sera que de quatre années.

Enfin, la qualité de l'eau du bassin versant tel qu'elle se présentait en 1992, sera faite à partir des données colligées et analysées par le ministère de l'Environnement du Québec. Les

données des dépenses administratives (salaires, fonctionnement, etc. des unités administratives régionales) de l'État sur le bassin versant ne sont cependant pas disponibles.

3.1 Le niveau de contrôle souhaitable

Considérant le niveau des dépenses allouées à l'assainissement des eaux et le rendement épuratoire des stations d'épuration, est-ce que l'État s'est engagé à établir un niveau de contrôle souhaitable? Comment pouvons-nous l'évaluer?

Le niveau de contrôle souhaitable correspondrait au niveau de restauration de la qualité de l'eau qui traduirait l'optimum de bien-être social, c'est-à-dire un niveau où tous les usagers de la ressource auraient fait valoir leurs préférences quant au niveau de qualité de l'eau qu'ils désirent sur le bassin (demande de qualité) et leur propension à en défrayer le coût. En l'absence de cette connaissance, c'est le marché politique qui arbitrerait alors cette demande, non seulement en ce qui concerne l'appréhension perçue quant au niveau de restauration de la qualité de l'eau souhaitée mais également, quant au niveau des ressources qui seraient allouées au contrôle de la pollution afin de récupérer les usages de la ressource.

Tel que mentionné au premier chapitre, le défi pour l'État de contrôler la pollution repose sur l'incertitude de déterminer pratiquement un niveau d'affectation des ressources en fonction des coûts et des bénéfices marginaux des programmes de contrôle. Dans la mesure où l'évaluation de la demande des utilisateurs en fonction d'un niveau d'usages à récupérer ou d'un niveau de qualité de l'eau désiré est difficile à réaliser, l'État aurait fixé un niveau de contrôle en affectant des ressources au contrôle de la pollution de l'eau. Est-ce que l'État aurait ainsi investi davantage en fonction de la capacité technique et financière de la société à doter l'ensemble de la population des infrastructures nécessaires à l'assainissement de l'eau?

Nous avons observé au deuxième chapitre que l'État a mis en place une infrastructure de contrôle pour mettre en oeuvre les politiques, réglementations et programmes relevant des responsabilités que confère alors la loi constitutive du MENVIQ. Ainsi, le Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) s'est vu doter d'objectifs qui constitueraient en réalité la perception par l'État du niveau de récupération des usages désirés ou souhaitables par la population.

Par ailleurs, nous avons fait part au deuxième chapitre que différentes évaluations du PAEQ ont mentionné l'utilisation progressive du programme comme outil de relance économique. Cette orientation aurait incidemment dilué les objectifs environnementaux et la notion de récupération des usages⁷⁴. L'analyse de la pertinence du programme a fait ressortir que seuls les bénéfices de la récupération d'usages récréatifs seraient quantifiables et que l'efficacité du programme serait davantage axée sur des objectifs d'implantation d'infrastructures d'assainissement et de rendement épuratoire (MENVIQ 1993), cette façon de voir s'appliquant tant au volet municipal qu'agricole. De plus, cette évaluation du MENVIQ mentionne que les usages reliés à la salubrité, à l'esthétique et à l'amélioration de la vie aquatique seraient récupérés quoique difficilement quantifiable par une analyse coûts/bénéfices. Nous avons vu au premier chapitre que cette difficulté de mesurer les bénéfices de l'assainissement proviendrait notamment de l'absence d'instruments de mesure appropriés pour les quantifier. Il n'existerait, en fait, pas de données ni de moyens prévus pour mesurer le niveau de récupération des usages, à l'exception de certaines récupérations locales de salubrité et d'esthétique du cours d'eau.

Toutefois, il est nécessaire pour l'État d'initier le contrôle de la pollution même en l'absence des indices requis pour optimiser son intervention. Alors dans ce contexte, quel a été le niveau des dépenses et le rendement épuratoire des infrastructures d'assainissement sur le bassin de la rivière Chaudière?

⁷⁴

Simoneau (1991), dans son analyse de la qualité de l'eau du bassin de la rivière Chaudière, mentionne la présence de 143 usages réels ou potentiels liés à la ressource.

3.1.1 Les dépenses d'assainissement

Les données utilisées pour le bassin versant de la rivière Chaudière proviennent de la compilation des dépenses encourues au chapitre du service de la dette par le MENVIQ⁷⁵ pour le financement des infrastructures d'assainissement sur le bassin de la Chaudière entre 1981 et 1992⁷⁶, de la performance des stations d'épuration ayant fait l'objet d'une évaluation⁷⁷ et du registre des budgets du ministère des Affaires municipales pour les coûts d'exploitation des stations d'assainissement.

3.1.1.1 Les dépenses de capitalisation

On constate qu'entre 1981 et 1992 (Tableau 3.1)^{78,79}, le rythme des dépenses est passé de moins de 5 millions \$ en 1983, à plus de 30 millions en 1985, à près de 12 millions \$ en 1987 et en décroissant par la suite. Ce rythme correspond au rythme général donné au PAEQ au cours de cette période. Il faut voir dans cette progression une intensification des efforts d'assainissement à partir de 1984 notamment la mise en service, entre 1986 et 1988, des stations d'épuration de municipalités telles St-Georges de concert avec Aubert-Gallion (population desservie : 16 595 habitants.), Beauceville de concert avec St-François Ouest (population desservie : 5 000 habitants), Ste-Marie (population desservie : 7 500 habitants.), Tring-Jonction (population desservie : 1 250 habitants.) et St-Joseph-de-Beauce de concert avec Vallée Jonction (population desservie : 5 017 habitants.). Ces stations d'épuration ont permis le début de l'assainissement des eaux d'une population de 35 362

⁷⁵ Le ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) était à ce moment gestionnaire des dossiers des dépenses relatives au PAEQ. Ce dossier est depuis janvier 1994 sous la juridiction du ministère des Affaires municipales.

⁷⁶ Les données ont été obtenues à la Direction de l'assainissement urbain du ministère de l'Environnement. Cette direction relève du ministère des Affaires municipales depuis le mois d'avril 1994.

⁷⁷ Les données de performance proviennent du "Rapport d'évaluation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du PAEQ, année 1991" et "...année 1992", préparé par le ministère de l'Environnement du Québec.

⁷⁸ Les données relatives aux déboursés sur le service de la dette ont été actualisées en utilisant l'indice de prix fourni par Statistiques Canada pour la construction non résidentielle (Statistiques Canada 1993).

⁷⁹ Les données par municipalité et par secteur sont regroupées à l'appendice 3.

personnes et totalisent des déboursés de 50.9 millions \$. Les dépenses consenties à l'assainissement agricole sont également présentées⁸⁰.

Tableau 3.1 Évolution des coûts d'exploitation et des déboursés de capitalisation sur le bassin.

Année	Coûts d'exploitation (\$)	Déboursés capitalisation (\$)	Coûts agricoles (\$)
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

Entre 1988 et 1992, 11.2 millions \$ ont été dépensés au chapitre de l'assainissement agricole, dont 8.6 millions \$ par le ministère de l'Environnement du Québec et le solde par les producteurs agricoles⁸¹. En conséquence, les dépenses consacrées au contrôle de la pollution de l'eau d'origine urbaine et agricole sur le bassin versant de la rivière Chaudière totalisaient près de 133.5 millions \$ en 1992⁸², incluant les dépenses d'exploitation encourues.

⁸⁰ L'appendice 4 présente la répartition des dépenses gouvernementales au PAAGF par municipalité.

⁸¹ Le financement des structures d'entreposage des fumiers provenait à 70 % du gouvernement et à 30 % par les producteurs agricoles.

⁸² Il faut mentionner que ces données ne tiennent pas compte des dépenses de fonctionnement du MENVIQ pour l'application réglementaire et l'administration des programmes. De plus, les dépenses au chapitre de l'assainissement industriel n'ont pas été prises en compte.

Le Tableau 3.2⁸³ présente les dépenses reliées aux coûts d'exploitation et aux coûts du service de la dette assumées par l'État et par les municipalités. Une projection obtenue de la SQAE (appendice 6) pour les municipalités du bassin de la Chaudière prévoit un coût total de l'assainissement des eaux de l'ordre de 527 millions \$ en dollars courants (total du service de la dette), soit 56.9 millions \$ assumés par les municipalités et 469.9 millions \$ assumés par le Gouvernement du Québec. Mesurée en dollars 1992, cette projection utilise un financement sur 25 ans avec une hypothèse de taux de financement de 9 %. En ce qui concerne les dépenses de capitalisation (total des déboursés) effectuées par le Gouvernement du Québec pour la construction des usines d'assainissement des eaux usées municipales, sur le bassin de la rivière Chaudière, elles ont été de l'ordre de 115 millions \$ (population desservie en 1992 : 105 067 habitants) pour la période couverte par la présente étude (1981-1992). Répartis sur une base annuelle, les déboursés annuels moyens pour l'assainissement des eaux ont été de l'ordre 11.5 millions \$, soit une moyenne de \$110 par habitant desservi pour l'ensemble du bassin pour la période sous étude.

3.1.1.2 Les dépenses d'exploitation

Les données de coûts d'exploitation par municipalité ont également été colligées, pour la période 1981 - 1992 (Tableau 3.2⁸⁴). Préalablement, nous avons observé au Tableau 3.1, une croissance constante de ces coûts qui constitueront une part non négligeable des budgets des municipalités. La problématique de la disposition des boues contribuera à augmenter ces coûts d'exploitation au fur et à mesure de l'accumulation des boues.

83

Les données relatives aux coûts d'exploitation ont été actualisées en utilisant l'indice de prix fourni par Statistiques Canada pour les dépenses gouvernementales (Statistiques Canada 1993).

84

Nous avons considéré pour les besoins de la présente étude l'ensemble des dépenses comptabilisées par les municipalités au chapitre de leurs coûts d'exploitation de l'assainissement de l'eau. Ces coûts comprennent la main-d'oeuvre, les analyses de laboratoires, l'énergie électrique, l'achat des produits chimiques, l'entretien général, la réparation ou le remplacement des équipements mécaniques, la disposition des boues et les frais d'administration. Lors de l'évaluation du PAEQ, une vérification a été effectuée auprès de quelques municipalités relativement à la mesure de ces coûts en fonction des différents types de traitement. En ce qui concerne les étangs aérés et les boues activées, les évaluateurs ont confirmé la fiabilité des coûts. Cependant, les données concernant les technologies plus récentes telles la biofiltration et les procédés physico-chimiques devraient être traitées avec plus de discernement.

Tableau 3.2 Dépenses d'exploitation et du service de la dette par secteur du bassin de la Chaudière.

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 déboursés (service de la dette) effectués sur le bassin pour la période	115 185 411
déboursés (service de la dette) annuels moyens par habitant desservi (population 1992)	110
total des coûts d'exploitation pour la période	9 563 412
coûts d'exploitation annuel moyen	1 468 675
coûts d'exploitation annuel moyen par habitant desservi (population 1992)	14
total des dépenses (service de la dette et coûts d'exploitation) sur le bassin pour la période	124 748 423
total des dépenses (service de la dette et coûts d'exploitation) annuelles par habitant desservi (population 1992)	124

Une étude sur les coûts d'exploitation des usines d'assainissement, réalisée en 1988⁸⁵ pour le compte du ministère de l'Environnement indique, malgré les limites présentées dans l'étude, que les coûts d'électricité représenteraient le poste de dépenses le plus important pour les étangs aérés alors que la main-d'oeuvre constitue le poste le plus important pour les autres types de stations d'épuration. Également, la déphosphatation à l'alun pourrait représenter jusqu'à 17 % des coûts d'exploitation. En ce qui concerne l'enlèvement et la disposition des boues, ce poste budgétaire constituerait jusqu'à 22 % des coûts pour une usine d'épuration utilisant le traitement par boues activées⁸⁶.

⁸⁵ Étude sur les coûts d'exploitation de 24 stations d'épuration effectuée par la firme LGL pour la Direction de l'assainissement urbain du ministère de l'Environnement.

⁸⁶ Lors de l'évaluation du PAEQ réalisée par le MENVIQ en 1993, l'annexe 9 de ce rapport présente une évaluation des coûts d'exploitation des projets selon le type de traitement et la taille du projet (m³/d). Il ressort de cette étude que la corrélation serait positive et significative entre les coûts d'exploitation et le débit de la station d'épuration. Cette étude rapporte pour un coût unitaire de 92 \$/m³/an, un coût annuel total d'exploitation pour les boues activées se chiffrant à

Indépendamment du type de traitement retenu pour l'assainissement des eaux, le total des coûts d'exploitation colligés pour le bassin de la rivière Chaudière est de l'ordre de 9.5 M\$ pour la période comprise entre 1981 et 1992 (ligne Total des coûts d'exploitation - Tableau 3.2). Sur une base annuelle pour la période sous étude, les coûts annuels moyens d'exploitation se situe à près de 1.5 M\$ pour l'ensemble du bassin. Si nous ajoutons à ces coûts, le même facteur de 25 % pour le traitement des boues⁸⁷, les coûts annuels moyens d'exploitation des stations d'épuration pour l'ensemble du bassin pourraient atteindre 1.8 M\$, ce qui ne tient pas compte des coûts d'exploitation que devront supporter les municipalités dont les stations d'épuration ne sont pas encore en service.

Par ailleurs, nous avons calculé un coût d'exploitation annuel moyen par habitant desservi par l'assainissement. Celui-ci est de l'ordre de 14 \$ (sans le facteur de majoration de 25 % pour le traitement des boues) pour l'ensemble du bassin avec un minimum de 3 \$ pour la municipalité de Saints-Anges pour un traitement par étangs non aérés et un maximum de 99 \$ pour le traitement conjoint des municipalités de St-Ludger, Risborough et Gayhurst qui utilise le même type de traitement⁸⁸. En sommant les déboursés annuels moyens et les coûts d'exploitation annuels moyens, nous constatons que le total des dépenses annuelles moyennes pour l'assainissement des eaux usées municipales pour le bassin de la Chaudière totalise près de 13 millions \$. Le total des dépenses sur le bassin pour la période à été de 127 millions \$. L'ensemble de ces dépenses correspondent à une moyenne annuelle de 124 \$ par habitant desservi pour la période de 1981 à 1992, celles-ci variant entre 26 \$ pour la municipalité de Audet et 694 \$ pour la municipalité de Sainte-Marguerite (appendice 3). En utilisant la projection sur 25 ans, nous réalisons toutefois que la dé-

25 M \$, celui des étangs aérés à 28 M \$ et la biofiltration à 18 M \$ sur une base provinciale. Ces coûts ont été majorés de 25 % pour tenir compte du soutirage et de la disposition des boues.

87

Le traitement des boues constituera un poste très important dans les années à venir. Considérant la période retenue pour la présente étude et le peu de dépenses consenties à ce chapitre, le facteur de 25 % permet une projection des coûts que devront consentir les municipalités du bassin à l'exploitation de leurs stations d'épuration des eaux.

88

Un tel écart par rapport aux autres municipalités qui utilisent le même type de traitement pourrait s'expliquer par la présence d'effluents industriels nécessitant un plus gros débit de traitement ou une comptabilisation des coûts par la municipalité incluant des postes de dépenses non directement reliés à l'assainissement des eaux ou encore des dépenses exceptionnelles pour la mise en opération de la station.

pense annuelle moyenne en capitalisation sur le bassin serait de l'ordre de 21 M\$ et de près de 23 M\$ en incluant les coût d'exploitation, soit un coût annuel moyen par habitant desservi de 216 \$ sur une période de 25 ans.

Nous avons reporté les données du Tableau 3.2 sur le Tableau 3.3⁸⁹ en présentant l'ensemble des coûts par type de traitement. Nous retenons principalement de ce tableau⁹⁰ que le traitement par boues activées (BA) avec ou sans déphosphatation ou traitement aux ultraviolets et le traitement par étangs aérés avec déphosphatation (EA/P) sont les technologies générant la plus forte dépense au service de la dette et en coûts d'exploitation. Le coût d'exploitation annuel moyen est plus élevé également pour les étangs aérés avec déphosphatation (EA/P) et pour les différents traitements sur boues activées (BA). C'est le traitement par étangs aérés sans déphosphatation qui semblerait le procédé le plus économique. Toutefois, reporté par habitant desservi, ce type de traitement au chapitre du total des dépenses par habitant desservi pour la période est relativement similaire aux autres technologies d'assainissement. Il est nécessaire de spécifier que dans la catégorie « autres », nous ne pouvons pour l'instant statuer sur ces résultats. La présence du réacteur biologique séquentiel en phase de construction, retenu comme traitement pour les municipalités de Bernières, Charny et St-Rédempteur (population desservie: 29 474 habitants) contribue à sous-évaluer les différentes catégories. En effet, si nous faisons abstraction des données concernant ces municipalités, nous constatons que le total des dépenses (service de la dette et coûts d'exploitation) annuelles par habitant desservi passe à 294 \$ pour la catégorie « autres ».

⁸⁹

Les données par municipalité sont présentées à l'appendice 3.

⁹⁰

La catégorie "autres" correspond au traitement par étangs non aérés, au traitement par fosses septiques et au traitement par réacteur biologique séquentiel en construction ainsi qu'aux traitements indépendants.

Tableau 3.3 Répartition des différentes dépenses par type de traitement.

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 déboursés (service de la dette) effectués sur le bassin pour la période	40 067 740	12 634 438	54 500 925	7 981 908
déboursés (service de la dette) annuels moyens par habitant desservi (population 1992)	117	154	192	32
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
coûts d'exploitation annuel moyen par habitant desservi (population 1992)	18	18	21	2
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 dépenses (service de la dette et coûts d'exploitation) annuelles par habitant desservi (population 1992)	135	173	213	34

La Figure 3.1 présente une projection calculée à partir de la sommation des coûts annuels moyens des déboursés du service de la dette et des coûts annuels moyens d'exploitation de la période sous étude, extrapolés jusqu'en 2020. En conclusion, nous constatons que la portion des coûts de l'assainissement des eaux usées municipales sur le bassin de la rivière Chaudière qui est soutenu par la collectivité québécoise représenterait environ 82 %, alors que le solde de 18 % représenterait une vérité sur les coûts de l'assainissement, c'est-à-dire ce qui est effectivement déboursé par les usagers-contribuables de la ressource sur le bassin versant.

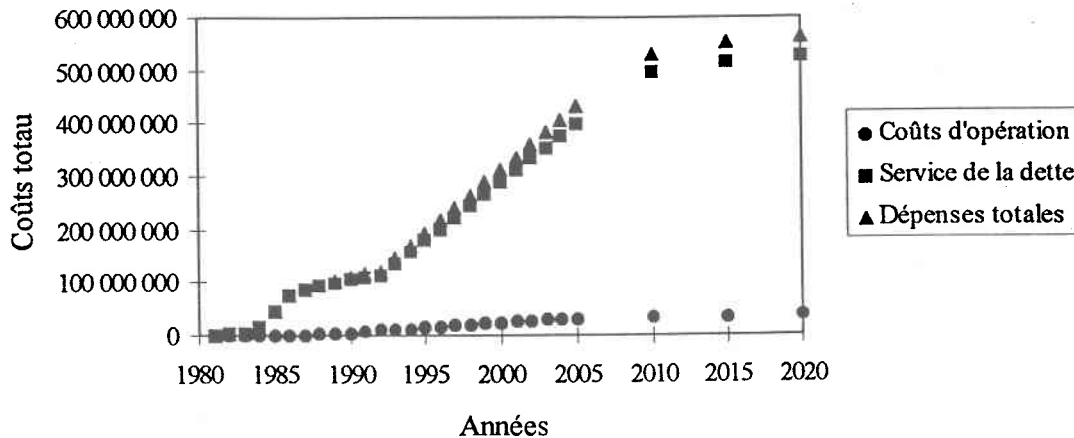


Figure 3.1 Projection du total des dépenses (exploitation et service de la dette) pour l'assainissement des eaux usées municipales sur le bassin de la Chaudière.

3.1.1.3 Les dépenses agricoles

Le Tableau 3.4⁹¹ présente les dépenses consenties à l'assainissement agricole par secteur de la rivière Chaudière. Ces dépenses correspondent aux déboursés gouvernementaux pour la construction d'infrastructures d'entreposage, l'achat d'équipements ou le crédit pour investissement. Les dépenses consenties à l'assainissement agricole ne tiennent pas compte des immobilisations que les producteurs agricoles ont effectuées sur ce bassin versant avant 1988, soit avant la mise en place du Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers (PAAGF), administré conjointement par les ministères de l'Environnement et de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation. Également, ce montant considère que les argent dépensés en assainissement agricole, principalement à la construction de structures d'entreposage provenaient à 70 % de subventions du PAAGF et le solde par les producteurs agricoles. Ainsi, nous pouvons constater que les dépenses ont été plus inten-

⁹¹

Les données ne s'échelonnant que sur 5 ans, elles n'ont pas été actualisées. La différence entre les données actualisées et non actualisées n'est que de 52 000 \$, soit 0.6 % du total pour la période considérée.

ses dans les secteurs de la Moyenne Chaudière et de la Basse Chaudière où l'activité agricole est d'ailleurs plus intense.

Tableau 3.4 Dépenses consacrées à l'assainissement agricole par secteur de la rivière Chaudière.

ANNÉES	COÛTS (\$)					Total
	1988	1989	1990	1991	1992	
Haute Chaudière	0	19 719	36 211	20 139	88 343	164 412
Moyenne Chaudière	493 031	431 464	741 437	929 248	783 720	3 378 900
Basse Chaudière	287 546	1 255 513	1 411 674	1 061 265	1 062 281	5 078 279
Total PAAGF	780 577	1 706 696	2 189 322	2 010 652	1 934 344	8 621 591

3.1.2 Le rendement épuratoire

Nous avons regroupé à l'appendice 5, l'essentiel des données de performance des stations d'épuration du bassin de la Chaudière mesurées par le ministère de l'Environnement en 1992⁹². Nous y retrouvons de façon détaillée, pour 20 usines d'assainissement des eaux regroupant 29 municipalités du bassin de la Chaudière, les informations disponibles relatives au type de traitement retenu, à la date de mise en opération, à la charge de conception, à la charge⁹³ de l'affluent et de l'effluent et à la performance en ce qui a trait à l'enlèvement de la DBO₅, aux MES et au Pt⁹⁴. Nous avons mesuré à partir de ces données, les quantités de charges retirées pour chacune des catégories. Il est à noter que les données concernant les quantités de MES à l'effluent n'étaient pas disponibles. Nous avons également extra-

⁹² (MENVIQ 1992). Rapport d'évaluation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du PAEQ, année 1992.

⁹³ Les paramètres de la charge à l'affluent et à l'effluent ainsi que les quantités de phosphore enlevées par les procédés de déphosphatation sont exprimées en kg/d (kilogrammes par jour).

⁹⁴ DBO₅ = Demande biologique en oxygène sur 5 jours
MES = Matières en suspension
Pt = Phosphore total

polé les quantités de charges à l'affluent et à l'effluent pour huit municipalités dont la population desservie était connue⁹⁵ mais dont l'analyse de la performance n'avait pas été réalisée. Pour ce faire, nous avons utilisé les valeurs de calcul des charges théoriques⁹⁶ apparaissant au "Guide technique sur la réalisation des études préliminaires" (SQAE 1988) et appliqué l'efficacité moyenne obtenue pour les différents types de traitements sur le bassin versant.

Nous constatons que 17 usines d'assainissement utilisent un procédé de déphosphatation soit à partir d'un traitement par étangs aérés (13 usines), soit à partir d'un traitement par boues activées (3 usines) ou par disques biologiques (1 usine). Aussi, le traitement par étangs aérés sans déphosphatation a été privilégié pour 7 usines, les étangs non aérés pour 4 usines, le réacteur biologique séquentiel pour 1 usine et le traitement par fosses septiques pour 4 municipalités. Le traitement par étangs aérés constitue la technologie privilégiée par la majorité des municipalités tant dans le bassin de la Chaudière (50 %) qu'ailleurs au Québec (65 %) (MENVIQ 1994). Les dates de mise en exploitation s'échelonnent entre juillet 1982 et juin 1991 pour les usines d'assainissement retenues dans la présente étude, dont la majorité à compter de 1986.

Ainsi, l'ensemble des usines d'épuration pour la population desservie sur le bassin de la Chaudière a traité 48 087 m³ d'eaux usées et ont retiré 7 091 kg/jour (7 157 kg/jour en 1991⁹⁷) de DBO₅, 3 844⁹⁸ kg/jour (6 666 kg/jour en 1991) de MES et 122 kg/jour (146 kg/jour en 1991) de phosphore. En ajoutant les données estimées pour les autres stations d'épuration, nous obtenons un enlèvement de 9 571 kg/jour de DBO₅ et de 192.9 kg/jour de phosphore. Les données disponibles sur les charges à l'affluent mesurées

⁹⁵ Ces données sont représentées sur un fond avec motifs à l'appendice 6.

⁹⁶ Ces valeurs théoriques sont de 2 g/personne pour le phosphore, de 50 g/personne pour la DBO₅ et de 60 g/personne pour les MES.

⁹⁷ Les données d'évaluation de performance de l'année 1991 proviennent du rapport d'évaluation des performances des stations d'épuration pour l'année 1991 réalisé par le Ministère de l'Environnement et publié en 1992.

pour les usines d'assainissement des eaux nous indiquent que la charge en DBO₅ était de 7 783 kg/jour (7 819 kg/jour en 1991), de 7 301 kg/jour (7 501 kg/jour en 1991) de MES et de 157 kg/jour (180 kg/jour en 1991) de phosphore. Les charges potentielles seraient respectivement de 10 601 kg/jour, de 9 612 kg/jour et 250.9 kg/jour.

Nous retenons ainsi principalement que l'efficacité d'enlèvement⁹⁹ global pour la DBO₅, les MES et le Pt des stations d'épuration sur le bassin de la Chaudière, est de 88 % (87 % en 1991) pour l'enlèvement de la DBO₅, 85 % (83 % en 1991) pour les MES et 75 % (76 % en 1991) pour le phosphore total. 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, 89 % pour les MES et 72 % pour le phosphore¹⁰⁰. Le raisonnement sous-jacent à la présente recherche suppose que l'efficacité technique a été constante sur le bassin pour la période retenue.

En ce qui concerne la pollution d'origine agricole, des données obtenues de la Direction du milieu agricole et du contrôle des pesticides du MENVIQ indiquait que le volume total de fumier produit dans le bassin de la Chaudière était de 3 246 000 m³/an¹⁰¹. Par ailleurs, la quantité de fumier conforme à la réglementation était de 700 000 m³ et le volume de fumier subventionné entre 1988 et 1992 était de 480 744 m³, dont 83 % était composé de fumier liquide. Selon BPR (1990), le volume des surplus s'établissait à près de 2 000 000 m³/an ce qui représente 7 039 tonnes d'azote par an et 1 540 tonnes de phosphore par an.

Par ailleurs, une étude du MENVIQ (1988) mentionne que 46 % de l'azote produit et utilisé à la ferme ainsi que 20 % du phosphore était rejeté au cours d'eau. La quantité de

⁹⁸ Le rapport 1992 de l'évaluation de la performance ne présentait pas les concentrations à l'effluent en MES pour les traitements par étangs aérés à l'exception de la municipalité de Saint-Prospère.

⁹⁹ Les données proviennent de l'évaluation du rendement des stations en 1992 (MENVIQ 1994).

¹⁰⁰ Rapport d'évaluation des ouvrages municipaux d'Assainissement des Eaux du PAEQ - Année 1992. Ces données sont comparables aux résultats observés en 1991 (90 %, 89 %, 74 %) et en 1990 (89 %, 89 %, nd).

¹⁰¹ Fiche d'enregistrement des exploitations agricoles en 1990 (Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation).

pollution résiduelle ainsi présente se chiffre à près de 7.3 tonnes d'azote par année et près de 1.1 tonne de phosphore par année pour le bassin versant de la rivière Chaudière.

En conclusion, nous pouvons constater que l'État a consacré des efforts substantiels en vue de contrôler la pollution de l'eau. Il est toutefois difficile de mesurer si cet effort correspond à un niveau souhaitable. Dans la mesure où l'État est déterminé à poursuivre l'établissement de mesures visant entre autres la réduction des coûts, l'optimisation de l'enlèvement des charges, la prévention quant aux dommages occasionnés à la ressource, la réduction de la demande, nous pouvons supposer que le niveau de dépenses pourrait tendre vers un certain niveau souhaitable de contrôle. Il serait cependant avantageux de déterminer quelle est la proportion du compte de taxes municipales de l'utilisateur du bassin correspondant aux efforts de contrôle de la pollution de l'eau et sa perception quant au niveau de taxes qu'il serait prêt à consentir pour l'assainissement des eaux.

3.2 L'application du principe «pollueur-payeur»

Nous avons mentionné que la deuxième caractéristique à laquelle il serait nécessaire que réponde le programme de contrôle de la pollution, est celle de favoriser une vérité sur les coûts de dépollution en tentant d'internaliser (prise en charge) ces coûts de dépollution tout en les faisant apparaître auprès des utilisateurs de la ressource. Nous avons vu au premier chapitre que la règle de répartition des coûts (coûts publics de conception, application et surveillance des programmes de contrôle et coûts privés de conception et mise en application des technologies de contrôle ainsi que des coûts de transaction afférents) a été traduite sous le vocable du principe pollueur-payeur (PPP) par l'OCDE en 1972. Ce principe vise à ce que les coûts de production des biens et services reflètent correctement le coût de l'ensemble des facteurs incluant le coût d'utilisation (pollution) ou de restauration de la ressource (en l'occurrence l'eau). Nous avons également mentionné au premier chapitre que cette internalisation des coûts d'utilisation ou de dégradation de la ressource aux coûts de production pouvait se faire plus ou moins parfaitement de différentes façons (voir section 1.1.1).

En d'autres mots, est-ce que les différents utilisateurs de la ressource sur le bassin versant qui contribuent à sa détérioration, paient le coût véritable liée à la restauration et à la conservation de la qualité de la ressource?

3.2.1 Le cadre de l'application du principe

Nous avons vu au deuxième chapitre que le ministère de l'Environnement s'est doté d'un cadre légal et administratif lui permettant de prescrire, régir, prohiber, établir des normes, etc., au regard de différents polluants et sources de polluants. L'application de la réglementation est confiée à la direction régionale qui voit à la conformité des utilisateurs vis-à-vis de la ressource. Les contrevenants font l'objet de poursuites et sont sujets à une amende s'ils sont reconnus coupables de contrevenir au règlement. Toutefois, le montant de l'amende ne couvre généralement pas les coûts de restauration de la ressource. En effet, compte tenu de la première caractéristique de performance qui nous indique la difficulté d'établir un niveau de contrôle selon un optimum social et la connaissance des bénéfices de la récupération, l'amende ne sera toujours que symbolique si elle ne couvre pas le coût de la récupération des usages. Par ailleurs, l'amende ne permet pas l'internalisation du coût de détérioration ou d'utilisation de la ressource aux facteurs de production du pollueur ou de l'utilisateur.

Nous avons également vu précédemment que les sources de financement tant pour le volet municipal qu'agricole provenaient en grande partie de l'État (financement de l'ordre de 87 % pour des infrastructures d'assainissement municipale et de 70 % pour l'agricole). Ceci nous indique que pour le bassin de la Chaudière, tout comme pour les autres bassins versants ailleurs sur le territoire de la province, l'ensemble des contribuables défraient la majorité des coûts de l'assainissement. Nous avons vu au premier chapitre que l'approche traditionnelle au contrôle de la pollution était effectivement basée sur l'utilisation d'un cadre réglementaire assorti de différentes formes d'aides financières pour inciter les utilisateurs à protéger la ressource. Nous avons vu également que le PPP pouvait sous certaines conditions accepter la présence de subventions (sur une base temporaire) dans le

cas particulier où le secteur économique visé par le contrôle pouvait être en difficulté à la suite de la mise en oeuvre de ces contrôles ou encore lorsque les aides incitent à l'utilisation de pratiques orientées vers la restauration ou la protection de la ressource. Ce sont les taxes à la pollution et les permis de polluer qui s'avèreraient les meilleurs instruments pour permettre d'atteindre cet optimum.

Par ailleurs, les coûts par habitant tant ce qui sera déboursé par le contribuable municipale que ce qui sera assumé de concert avec la collectivité, varient grandement d'une municipalité à l'autre (appendice 3, « coûts annuels moyens d'exploitation par habitant » et « total des dépenses moyennes annuelles par habitant »). Ainsi, chacun des citoyens pourrait se voir avantager de ne pas payer pour la pollution qu'il exporte si ce dernier peut traduire dans un vote son insatisfaction par rapport à la répartition des coûts du contrôle sur son compte de taxes et d'impôts. Peut-être est-il préférable que les contribuables ne voient pas les véritables coûts? Si les coûts marginaux des différentes stations d'épuration ne sont pas égalisés en fonction d'optimiser l'enlèvement des charges sur un bassin versant, cette situation pourrait engendrer des problèmes de comportement au niveau des contribuables. Est-ce que les citoyens-utilisateurs pourraient ne vouloir défrayer que la moyenne du coût sur le bassin en utilisant le vote pour s'opposer à des coûts croissants? Et inciteraient-ils alors la municipalité à réduire l'exploitation afin d'éviter de tels conflits?

3.2.2 Échec sur la vérité des coûts

Ainsi, au regard de la seconde caractéristique, nous concluons que le programme de contrôle n'utilise pas de mécanismes permettant une application du PPP ou de l'utilisateur-payeur sur le bassin versant de la rivière Chaudière. Ainsi, si le contribuable-utilisateur ne possède pas l'information appropriée sur le coût du contrôle de la pollution qu'il devrait défrayer comme un juste prix de l'utilisation qu'il fait de la ressource (il ne défrayerait en réalité que 18 % des coûts du contrôle de l'assainissement de l'eau, le solde étant défrayé par la collectivité), alors la connaissance des coûts réels est masquée pour l'utilisateur de la ressource.

En l'absence d'un mécanisme (s'appuyant sur la règle du PPP) permettant de laisser apparaître le niveau de coûts que les utilisateurs directs de la ressource sur un même bassin versant seraient prêts à défrayer et ce que la collectivité paierait au chapitre de l'assainissement et de la restauration d'une ressource collective, nous devons conclure qu'il n'y a pas d'internalisation des coûts de l'assainissement sur le bassin de la rivière Chaudière.

3.3 La maximisation coûts-efficacité du programme de contrôle ou l'égalisation des coûts marginaux

Nous avons vu au premier chapitre, qu'il était nécessaire que l'allocation des ressources se fasse en respectant les critères de l'efficacité économique (recherche de l'optimum parétien). Ces critères visent notamment à ce que les coûts affectés au contrôle de la pollution de l'eau se traduisent par des bénéfices équivalents. Nous avons vu également qu'en l'absence d'instruments de contrôle pouvant égaliser les coûts marginaux de la dépollution, il était difficile de mesurer les bénéfices escomptés du contrôle de la pollution de l'eau. Nous avons vu également que l'autorité de contrôle peut cependant choisir d'enlever le maximum de pollution à l'intérieur de l'enveloppe budgétaire qui lui est votée par le Parlement, sous l'hypothèse que le marché politique était efficace pour l'allocation des ressources. Selon cette stratégie toutefois, la condition de minimiser les coûts privés d'enlèvement pour chaque source est maintenue. Ainsi, selon cette stratégie, il serait utile que les autorités envisagent une répartition des efforts de contrôle suivant un ordre de priorité établi par les deux règles suivantes :

- inciter au choix des moyens techniques et institutionnels qui, pour chaque source de pollution, minimisent la courbe des coûts marginaux privés et publics d'enlèvement des charges polluantes, ceci indépendamment du secteur administratif;
- affecter les coûts d'enlèvement des charges polluantes aux solutions permettant de maximiser la charge enlevée.

Une solution consisterait alors à mesurer le coût du programme de contrôle en fonction du niveau d'efficacité technique de ce programme, c'est-à-dire en fonction de la quantité de pollution enlevée sur le bassin par rapport à la quantité produite pour chaque type de source de pollution. Pratiquement, nous avons C_i qui représente les dépenses consenties à l'assainissement des eaux usées pour chaque municipalité i du bassin pour la période sous étude. Le coût total C_r serait alors égal à ΣC_i . Nous avons également la quantité de pollution enlevée sur le bassin Q_{pi} , résultant de la performance d'enlèvement de chaque station d'épuration i et la quantité totale retirée égale à ΣQ_{pi} . Cette sommation nous donne comme résultat pour le bassin de la rivière Chaudière, un coût total de 127.7 M\$ pour l'enlèvement¹⁰² de 7091 kg/jour de DBO₅ avec une efficacité moyenne d'enlèvement de 88 % et l'enlèvement de 122 kg/jour de phosphore avec une efficacité moyenne de 75 %.

Par ailleurs, nous constatons à partir des données d'efficacité d'exploitation des usines d'épuration que 80 % de la charge retirée de DBO₅ d'origine municipale est le fait de cinq stations d'épuration sur vingt (selon les données disponibles à l'appendice 5) et desservant 66 % de la population afférente du bassin. Dans le cas du phosphore, quatre stations d'épuration sur dix-sept procédant à la déphosphatation retirent 80 % de la charge pour 57 % de la population desservie afférente. Ainsi, sur la base du bassin versant, l'ajout de l'assainissement d'une municipalité et son coût afférent constituerait en fait un ajout-coût marginal à affecter à l'assainissement et ce, compte tenu qu'il s'agit d'un système additif de pollution. Le coût augmente alors de façon exponentielle pour chaque unité supplémentaire ou chaque charge marginale à traiter.

Nous avons démontré au premier chapitre que $C_i = A Q_i$, le coût total étant une fonction linéaire de la quantité d'individus Q_i desservis et nous avons également Q_{pi} fonction de Q_i . Nous avons appliqué cette équation aux données du bassin de la Chaudière, en prenant Q_{DBO} comme la charge de DBO₅ retirée dans un cas et Q_{P} pour la charge retirée en phosphore. Les figures 3.2 et 3.3 représentent respectivement l'incrément de la charge retirée

102

Les résultats ne tiennent pas compte de l'enlèvement des MES, étant donné l'absence de données.

en DBO₅ et en Pt, soit en fait la variation de la charge retirée ∂Q_{pi} de DBO₅ et du phosphore total 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_{ii} . Nous avons, en fait, le coût du kg retiré par jour, ce coût représentant la moyenne journalière de l'ensemble des dépenses (exploitations et service de la dette) sur une base annuelle.

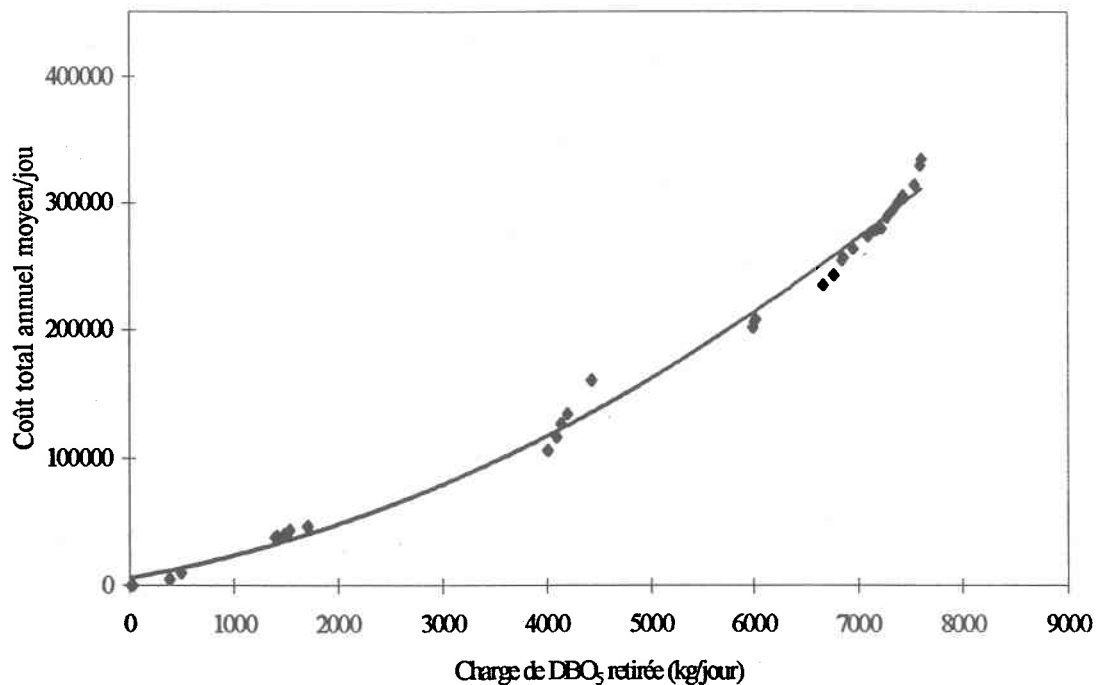


Figure 3.2 Variation de la charge de DBO₅ retirée (kg/j) selon le coût total annuel moyen par jour (courbe de tendance exponentielle¹⁰³).

¹⁰³

Nous avons utilisé l'insertion d'une courbe de tendance à partir du logiciel Excel 5.0. Nous n'avons pas voulu connaître la relation mathématique de cette courbe, une telle description n'étant pas requise pour la présente thèse.

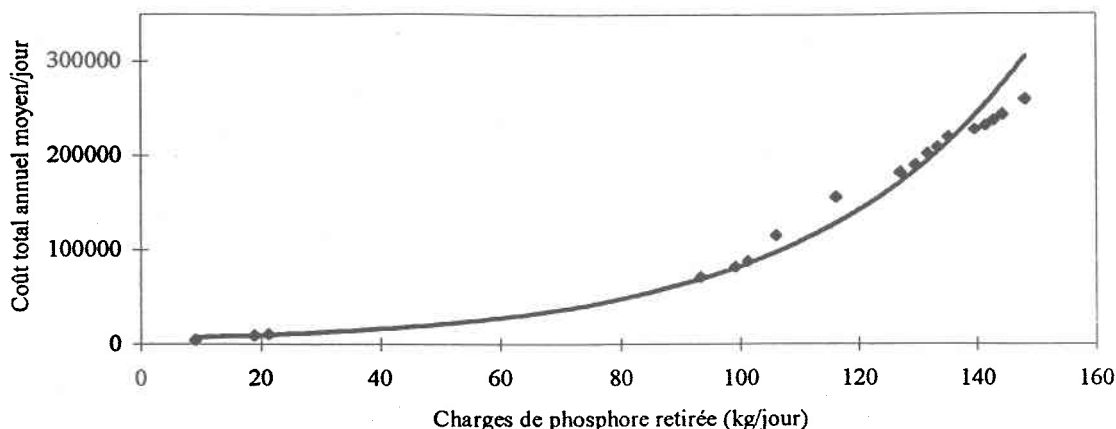


Figure 3.3 Variation de la charge de phosphore (kg/j) retirée selon le coût total annuel moyen par jour (courbe de tendance exponentielle).

Nous remarquons sur ces deux figures 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. Une courbe de tendance exponentielle a été insérée sur les deux figures.

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 (appendice 3), 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, compte tenu des dimensions et des technologies différentes des usines d'épuration, de 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, des délais de mise en exploitation différents, des façons et des coûts d'exploitation différents pour l'ensemble des municipalités sur le bassin versant, nous formulons l'hypothèse que les coûts de l'assainissement répondraient à la loi des rendements décroissants.

Nous avons également calculé le coût marginal d'enlèvement des charges C_{mi} . Nous avons démontré au premier chapitre que C_{mi} était égale au C_{it}/Q_i , soit le coût total par habitant desservi, cette condition étant vraie lorsque le coût moyen est minimal et lorsque l'incrément de C_{it}/Q_i , soit $\Sigma C_{it}/Q_i$ est représentée par rapport à l'incrément des quantités de charges polluantes retirées sur le bassin. Les données recueillies dans la présente étude, nous permettent de représenter le coût marginal comme une relation entre le coût total et la population desservie. Cette façon de faire nous permet de comparer les municipalités les unes par rapport aux autres. En effet, tel que nous l'avons mentionné au premier chapitre, il serait nécessaire que le programme égalise les coûts marginaux pour tendre vers l'efficacité, soit $C_{i1}/Q_1 = C_{i2}/Q_2 = C_{i3}/Q_3 = \dots = C_{it}/Q_i$. Nous pouvons constater (appendice 3 colonnes « coûts annuels moyens d'exploitation par habitant » et « total des dépenses moyennes annuelles par habitant ») que les coûts par habitant desservi varient grandement d'une municipalité à l'autre, indépendamment de la technologie utilisée. Les Figures 3.4 et 3.5 représentent le résultat obtenu sur le bassin de la rivière Chaudière pour l'ensemble des stations d'épuration en ce qui concerne les variations de ce coût par habitant desservi et de la charge retirée.

Nous remarquons qu'il y a une croissance du coût total par habitant desservi, correspondant au coût marginal sous l'hypothèse de minimisation des coûts, au fur et à mesure de l'augmentation de la charge retirée. Tant ce qui concerne la DBO_5 que le phosphore, la courbe présente une croissance exponentielle nous indiquant qu'au-delà d'un certain point, il deviendrait inefficace de procéder à l'enlèvement des charges compte tenu du niveau de ressources à y consacrer¹⁰⁴.

¹⁰⁴

Compte tenu que la station d'assainissement des municipalités de Bernières-Charny-St-Rédempteur n'est pas encore en fonction, nous avons retiré la donnée du graphique car elle produisait une valeur irréaliste du coût par habitant desservi.

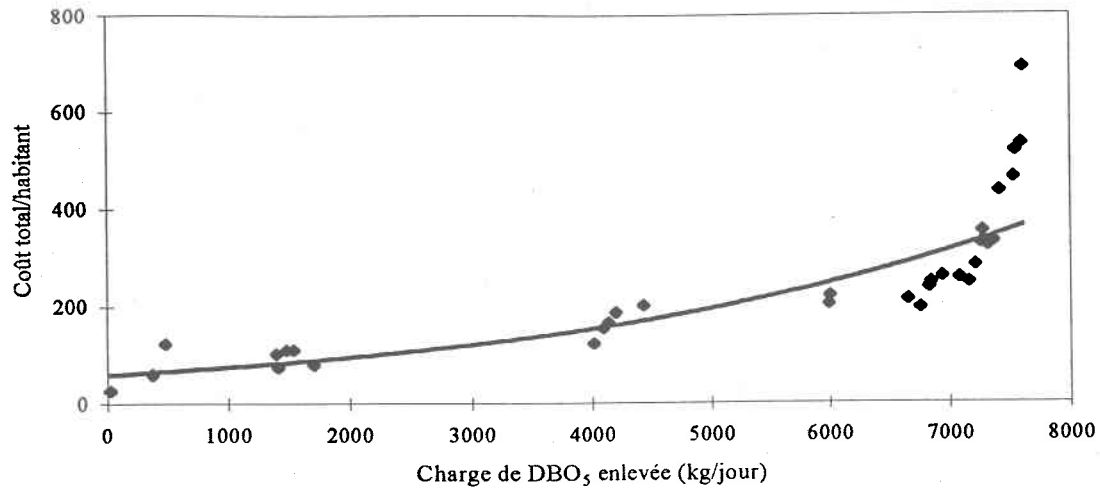


Figure 3.4 Variation de la charge de DBO₅ (kg/j) enlevée en fonction du coût total par habitant desservi (courbe de tendance exponentielle).

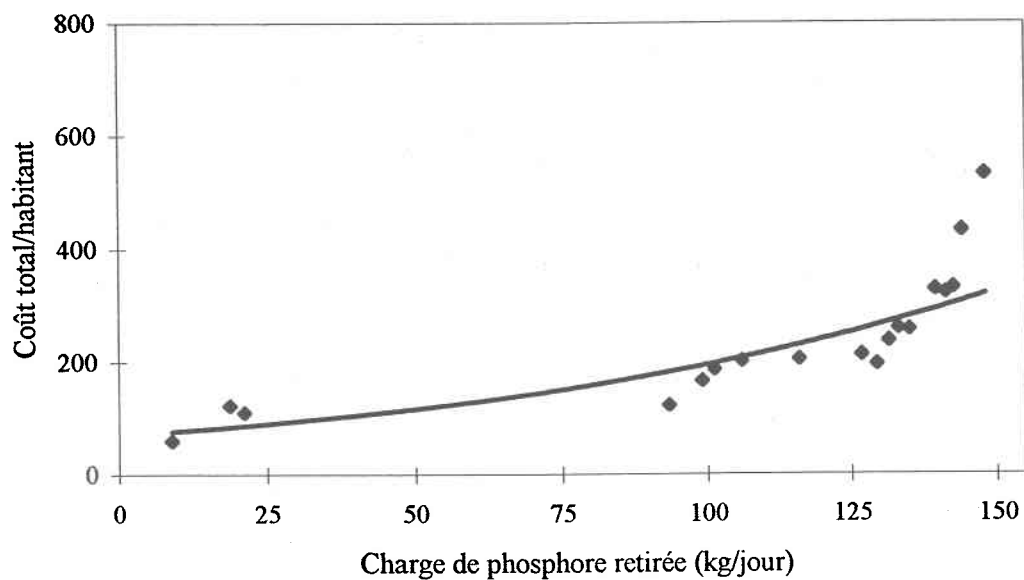


Figure 3.5 Variation de la charge de phosphore (kg/j) enlevée en fonction du coût total par habitant desservi (courbe de tendance exponentielle).

Nous retenons de cette section que la façon de faire retenue par l'État pour le contrôle de la pollution par les eaux usées municipales présente, toutes technologies confondues, une solution (situation réelle) qui aurait tendance, à tout le moins en ce qui concerne la représentation de la courbe des coûts marginaux du contrôle, à correspondre à la loi des rendements décroissants. Toutefois, est-ce que la solution retenue est optimale?

Dans la mesure où les coûts marginaux déterminés pour chaque municipalité par le niveau de dépenses total pour une municipalité par habitant desservi, ne sont pas égaux compte tenu notamment de solutions techniques non similaires, de populations différentes, de méthodes d'exploitation pouvant varier d'une municipalité à l'autre et que le programme d'assainissement n'est pas encore complété sur le bassin versant, la solution retenue devrait alors tenter de minimiser la courbe des coûts marginaux sur le bassin. Étant donné la difficulté potentielle pour l'État d'établir la courbe des bénéfices sociaux relative à la façon de faire retenue, ceci nous amène à faire l'hypothèse qu'il y a eu un effort réel de l'État de minimiser les coûts des solutions techniques et qu'il pourrait s'agir d'une *solution technique de moindres coûts* au contrôle de la pollution de l'eau, exigée sur la base de soumissions de moindres coûts et de solutions techniques de moindres coûts¹⁰⁵. Par ailleurs, nous retenons que les coûts d'enlèvement des charges supplémentaires sur le bassin pour les petites municipalités constitueraient un effort supplémentaire pour la société et que cet effort pourrait se situer hors de l'optimum social.

3.4 L'optimum sectoriel

Nous avons établi dans les sections précédentes que: 1) l'État québécois avait consacré jusqu'à présent des efforts substantiels à l'assainissement des eaux usées municipales sans toutefois être en mesure de situer le niveau optimal de son intervention; 2) il n'y aurait pas d'application du PPP sur le bassin et révélation de la vérité sur les coûts de l'assainissement pour l'utilisateur de la ressource et; 3) la solution de contrôle retenue ré-

¹⁰⁵

D'ailleurs, le rapport Dagenais (1986) proposait une réorientation des objectifs du programme notamment en fonction d'un meilleur contrôle des coûts.

pondrait à la loi des rendements décroissants et la façon de faire appliquée au bassin de la Chaudière pourrait correspondre à une solution technique de moindres coûts. Par ailleurs, tel que mentionné au premier chapitre, il serait nécessaire que le programme de contrôle mette l'emphase sur les sources de pollution les plus susceptibles de produire une amélioration de la qualité de l'eau.

Si nous situons une courbe hypothétique (Figure 3.6) de bénéfices marginaux ainsi que deux courbes représentant les coûts marginaux de solutions ou de façons de faire hypothétiques (S1 et S2) en parallèle avec la courbe réelle représentée par la variation de la charge de phosphore retirée en fonction du coût total par habitant desservi correspondant au coût marginal, la solution S1 serait sous-optimale par rapport à la solution réelle et par rapport à S2 pour une courbe donnée de bénéfices marginaux. Par ailleurs, si S2 constitue la solution optimale correspondant à la loi des rendements décroissants alors la solution réelle s'éloignerait de l'optimum. Toutefois, tant pour la solution réelle que pour S2, compte tenu de la loi des rendements décroissants, en imposant le traitement des eaux usées pour de faibles quantités de charges polluantes à retirer pour les petites municipalités, le programme contreviendrait au principe d'efficacité. Les coûts d'enlèvement de ces charges seraient trop élevés compte tenu d'un gain négligeable de la qualité de l'eau. Évidemment, une courbe différente de bénéfices marginaux évaluée pour le bassin versant visé par l'assainissement se situant plus à droite dans le graphique, impliquerait un plus haut niveau de bénéfices retirés de l'assainissement des eaux. Elle déplacerait l'optimum vers la droite et correspondrait à de plus grandes charges polluantes à retirer.

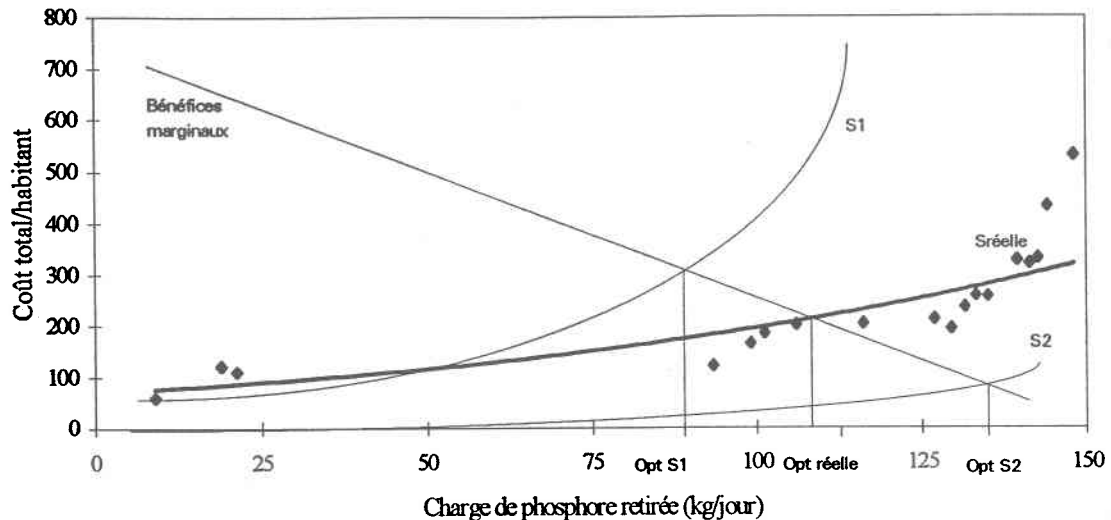


Figure 3.6 Courbes hypothétiques de bénéfices marginaux et de solutions S1 et S2 en comparaison avec la solution réelle.

En outre, en ce qui concerne l'optimum intersectoriel, nous avons vu au premier chapitre, la nécessité pour le programme de contrôle de mettre l'emphase sur la réduction des sources de pollution les plus susceptibles de produire une amélioration tangible de la qualité de l'eau. Ainsi, sur le bassin de la rivière Chaudière, les deux principales sources de pollution sont les rejets d'eaux usées municipales et la pollution diffuse d'origine agricole.

Nous avons vu précédemment (appendice 5) que l'ensemble des usines d'assainissement du bassin de la rivière Chaudière avait traité $48\,087\text{ m}^3$ d'eaux usées et avait retiré l'équivalent de $7\,091\text{ kg/j}$ de DBO_5 et 122 kg/j de phosphore. Par rapport à l'ensemble de la population desservie du bassin, nous pouvons calculer que la charge à traiter était de $10\,601\text{ kg/j}$ ou 387 tonnes métriques par année de DBO_5 et de 250 kg/j ou 91 tonnes métriques par année de phosphore. Simoneau (1991) rapporte dans son étude que la population humaine du bassin produirait 990 tonnes d'azote et 110 tonnes de phosphore par année.

Dans le cas des quantités générées par l'agriculture, il mentionne une charge de 15 817 tonnes métriques pour l'azote et 5 548 pour le phosphore. Par ailleurs, les apports massiques en azote et en phosphore produits par les déjections animales et mesurées en rivière équivalaient à 3 853 tonnes métriques par année pour l'azote et 393 tonnes métriques par année pour le phosphore. Ainsi, la charge en phosphore serait de quatre fois supérieure pour le phosphore produit par l'agriculture que par le secteur municipal.

Nous pouvons ainsi conclure que le programme de contrôle a davantage affecté son niveau de ressources pour traiter la pollution d'origine municipale même si celle-ci ne représente qu'une fraction de la pollution générée par l'agriculture et ce en dépit de la propension de l'intervention de contrôle de la pollution des eaux usées municipales à tendre vers un optimum sectoriel.

3.5 L'amélioration de la qualité de l'eau

La dernière caractéristique fait référence à un objectif du programme de contrôle qui est d'améliorer et de conserver la qualité de l'eau. Le programme a ainsi comme objectif de résultats, l'amélioration de la qualité de l'eau, sinon sur l'ensemble du bassin versant ou à tout le moins dans des zones ciblées. En effet, il est nécessaire que le programme de contrôle prévoit les augmentations de la démographie et de l'activité économique pouvant réduire sa capacité à améliorer la qualité de l'eau. De plus, il est nécessaire qu'il puisse non seulement compenser l'augmentation de pollution résultant de ces augmentations mais également contribuer à l'amélioration réelle de la qualité de l'eau.

Nous avons vu au deuxième chapitre que la population s'était accrue sur le bassin de la Chaudière d'environ 30 % entre 1976 et 1992, dont 125 % uniquement dans la portion aval du bassin. Quant à l'activité agricole, il est constaté une intensification de l'amont vers l'aval principalement en terme de densité animale par rapport aux superficies en culture. Toutefois, les superficies en culture et les élevages sont demeurés relativement de même niveau entre 1985 et 1992, seule une augmentation de la densité animale est constatée. Il

est néanmoins difficile de relier cette donnée à un accroissement de pollution. Nous pouvons tout de même avancer que la quantité de terres disponibles à l'épandage s'est réduite et contribue à l'augmentation du problème de gestion des surplus de lisiers. Également, il est possible que les quantités d'engrais et de pesticides utilisées sur le bassin aient augmenté. Il est donc probable qu'en l'absence du programme de contrôle de la pollution, il aurait eu une dégradation accrue de la qualité de l'eau. Quels sont les résultats relatifs à la qualité de l'eau sur le bassin de la rivière Chaudière?

Les données de qualité de l'eau proviennent essentiellement du rapport "Qualité des eaux du bassin de la rivière Chaudière de 1976 à 1988" de Simoneau (1991). L'auteur y présente une description détaillée du bassin versant. Outre les données contenues au rapport, l'auteur nous a fourni les données d'azote, de phosphore, de conductivité, de turbidité, les apports massiques en azote et en phosphore ainsi que les débits de la rivière, pour les années 1989, 1990 et 1991 (appendice 7). Pour les besoins de la présente étude, nous résumerons les principales constatations relevées par Simoneau (1991) sur l'évolution de la qualité de l'eau du bassin de la Chaudière.

Évolution spatiale (relation amont-aval)

Selon Simoneau (1991), le secteur de la Haute Chaudière est un milieu peu modifié par les activités anthropiques. La qualité de l'eau se rapproche de celle d'un milieu naturel non perturbé (qualité géologique). Ce secteur du bassin est dominé par la forêt à près de 85 %. L'agriculture n'occupe que 12 % de la superficie totale et il y a peu d'industries polluantes. La densité humaine et animale est faible et le débit de la rivière est rapide. Les apports d'azote et de phosphore proviennent en grande partie de sources naturelles (décomposition de la matière organique) et des apports résiduels des rejets des eaux domestiques et industrielles traitées.

Le secteur de la Moyenne Chaudière reflète la progression de la rivière vers des zones davantage influencées par les activités anthropiques d'origine municipale, agricole et industrielle. L'eau de la rivière se charge en azote, phosphore, matières dissoutes et en

suspension, coliformes et métaux. La turbidité et la conductivité augmentent de façon significative. Simoneau (1991) mentionne, en ce qui concerne les métaux, que les valeurs des médianes enregistrées pour les métaux demeurent très près des seuils de détection des méthodes analytiques. Ainsi, il appert que les apports municipaux et agricoles sont de loin les plus importants.

Enfin, les relevés en aval reflètent l'importance des activités agricoles dans le secteur de la Basse Chaudière, les apports en azote, phosphore et matières en suspension étant en grande partie d'origine agricole.

À cette variation amont-aval, il faut mentionner une variation saisonnière marquée par l'alternance des saisons et du régime hydrique afférent à chaque secteur, variation pouvant grandement modifier la qualité de l'eau dans un secteur donné au cours d'une période donnée. L'évolution amont-aval permet en outre de vérifier la validité de l'évolution temporelle.

Évolution temporelle

Deux types de variation sont présentes dans les données traitées par Simoneau (1991). Tout d'abord une variation à court terme dont le caractère cyclique représente l'alternance des saisons et des fluctuations de régime. Un autre type de variation est représenté par l'évolution des données dans le temps et permet de cerner les tendances à long terme pouvant indiquer une amélioration de la qualité de l'eau¹⁰⁶.

De façon générale, les données révèlent que pour le secteur amont, le phosphore, dans ses différentes formes, présente une diminution significative sur la période étudiée. Cette diminution serait due à la mise en fonction de la station d'épuration de Lac Mégantic. Les autres descripteurs n'auraient montré aucun modèle de variation. Dans le secteur de la Moyenne Chaudière, il y aurait une relative stagnation de la qualité de l'eau. Quant au

¹⁰⁶

Les résultats d'analyse des séries chronologiques sont résumés à l'appendice 7 (Simoneau 1991).

secteur de la Basse Chaudière, malgré quelques tendances décroissantes pour l'azote ammoniacal et le phosphore filtré (il faut remarquer que la forme filtrée du phosphore influence la forme totale) principalement dues aux efforts d'assainissement urbain et industriel effectués dans le secteur, l'important apport (de source agricole) de la rivière Beauvillage n'est pas pris en considération. Il appert, selon Simoneau (1991), que les efforts d'assainissement urbain et industriel¹⁰⁷ entrepris, auraient permis de maintenir la qualité de l'eau et que toute amélioration subséquente proviendrait des efforts en assainissement agricole. Cette conclusion de l'auteur impliquerait que le programme de contrôle n'aurait pas permis d'atteindre un niveau de qualité de l'eau acceptable en dépit des quantités de charges polluantes retirées et des coûts consentis.

L'auteur a évalué les quantités d'azote et de phosphore véhiculées par la rivière Chaudière. Il ressort de son analyse que les apports moyens d'azote et de phosphore se chiffrent respectivement à 3 853 et 393 tonnes métriques/an et ne montrent pas de tendances significatives à diminuer. Par ailleurs, il rapporte que:

"... Ainsi, la population humaine du bassin produit des rejets d'azote et de phosphore qui totalisent respectivement 990 et 110 tonnes/année. Soixante-quatre pour cent de ces charges, soit la fraction correspondant à la population du bassin desservie par un réseau d'égouts, sont déversées directement dans les égouts, c'est-à-dire 632 tonnes d'azote et 70 tonnes de phosphore¹⁰⁸. Les quantités générées par l'agriculture sont nettement plus importantes puisqu'elles se chiffrent annuellement à 15 817 tonnes pour l'azote et 5 548 tonnes pour le phosphore (MENVIQ 1988)".

Ainsi, 80 % de la charge en azote et 78 % de la charge en phosphore serait d'origine agricole sur le bassin. Simoneau (1991) rapporte que pour l'azote, les déjections animales produisent 65 % des apports et les engrais plus du tiers. Dans le cas du phosphore, les

¹⁰⁷

D'ailleurs, sur les 83 industries reconnues potentiellement polluantes, elles sont à 81 % situées dans le secteur de la Moyenne et de la Basse Chaudière. Ainsi, 34 industries ont été rejetées quant à la pertinence d'une intervention d'assainissement. Seize parce que le traitement de leurs eaux résiduaires était conforme aux normes du ministère de l'Environnement, huit entreprises ont cessé leurs activités, 24 ont terminé leurs travaux, quatre sont en cours et dix-sept sont à l'étude. Le secteur de la transformation agro-alimentaire constitue le principal secteur d'activité dans le bassin de la Chaudière.

déjections animales produiraient 47 % des apports théoriques et les engrais 52 %. Un élément important de son analyse montre que les apports massiques mesurés à l'embouchure de la rivière Chaudière sont inférieurs aux pertes théoriques calculées pour le secteur agricole. Ainsi, dans le cas de l'azote, la moyenne annuelle mesurée pour la période 1970 à 1991 (3 251 tonnes/an) équivaudrait à 39 % des pertes prévues à la rivière (8 393 des 15 817 tonnes produites), tandis que pour le phosphore, la charge mesurée (325 t/an) équivaudrait à 27 % des pertes évaluées (1 198 des 5 548 tonnes produites). Simoneau (1991) explique cet écart par le fait que les pertes théoriques représentent les quantités d'azote et de phosphore atteignant le premier fossé de ferme. Elles ne tiennent pas compte des différents processus biophysiques, chimiques et hydrologiques impliqués dans le cheminement des éléments vers les cours d'eau.

Simoneau (1991) a pondéré les apports annuels d'azote et de phosphore par unité de surface drainée. Il ressort de son analyse que le tronçon aval de la rivière drainent 39 % du bassin versant mais génèrent à travers les différentes activités anthropiques 71 % des charges d'azote et 74 % des charges de phosphore. Ramené à l'hectare, il y a une progression amont-aval de l'ordre de 2 à 16 kg/hectare pour l'azote et de 0.2 à 1.6 kg/hectare pour le phosphore. Nous conviendrons donc, à l'instar de Simoneau (1991), que la qualité de l'eau relative aux rejets des eaux usées domestiques s'est améliorée localement principalement près des émissaires des stations d'épuration en opération mais que de façon générale, la qualité de l'eau sur le bassin versant, principalement dans ses parties centrale et aval, ne s'est pas améliorée compte tenu notamment de l'importance de la pollution diffuse d'origine agricole. Ce constat met en évidence : 1) qu'en dépit des ressources consacrées à l'assainissement des eaux, le programme de contrôle de la pollution de l'eau sur le bassin versant de la Chaudière n'a pas atteint un niveau optimal minimal de son intervention, celle-ci ne s'étant pas traduite par une amélioration équivalente de la qualité de l'eau et; 2) en supposant que le niveau de la pollution agricole diminue ou même s'il demeure constant, il deviendrait important de valoriser les investissements collectifs en assainissement

108

Ces 70 tonnes de phosphore représentent les quantités de phosphore que les stations d'épuration peuvent potentiellement enlever.

des eaux usées municipales et de s'assurer d'un fonctionnement optimal des stations d'épuration afin de maintenir le niveau de qualité de l'eau atteint et la pérennité des investissements sociaux.

3.6 Conclusion

Nous avons ainsi, au regard des cinq caractéristiques de succès d'un contrôle de la pollution de l'eau efficace, mis en évidence que : 1) l'État québécois avait consacré jusqu'à présent des efforts substantiels à l'assainissement des eaux usées municipales sans toutefois être en mesure de situer le niveau optimal de son intervention; 2) il n'y aurait pas d'application du PPP sur le bassin et révélation de la vérité sur les coûts de l'assainissement pour l'utilisateur de la ressource; 3) la solution de contrôle retenue répondrait à la loi des rendements décroissants et la façon de faire appliquée au bassin de la Chaudière pourrait correspondre à une solution technique de moindres coûts; 4) la solution retenue pour l'assainissement des eaux usées municipales pourrait tendre vers un optimum sectoriel, mais ne tendrait pas vers un optimum intersectoriel. Il est à noter dans le cas de l'assainissement agricole que la solution retenue ne correspondrait pas à un optimum sectoriel, l'entreposage des fumiers ne permettant d'agir que sur une maigre fraction du problème réel de contrôle de la pollution diffuse. Enfin, 5) la qualité de l'eau relative aux rejets des eaux usées domestiques s'est améliorée localement principalement près des émissaires des stations d'épuration en opération mais de façon générale, la qualité de l'eau sur le bassin versant, principalement dans ses parties centrale et aval ne s'est pas améliorée compte tenu notamment de l'importance de la pollution diffuse d'origine agricole.

Nous verrons au prochain chapitre les éléments qui pourraient expliquer les difficultés administratives et institutionnelles à l'atteinte des cinq caractéristiques de succès pour le contrôle de la pollution sur un bassin.

CHAPITRE 4

COMMENT S'EXPLIQUE LA DÉFAILLANCE DE L'INTERVENTION DE CONTRÔLE?

Le deuxième chapitre a décrit la démarche d'intervention retenue par le ministère de l'Environnement sur le bassin versant de la rivière Chaudière pendant la période 1981-1992. De plus, nous y avons présenté un profil socio-économique, notamment l'évolution démographique et celle de l'activité agricole pour la période retenue ainsi qu'un profil biogéographique du bassin.

Au troisième chapitre, nous avons examiné les niveaux des ressources alloués à l'assainissement des eaux au regard de charges polluantes enlevées et un constat sur l'amélioration de la qualité de l'eau afin d'évaluer dans quelle mesure l'intervention gouvernementale pour contrôler la pollution de l'eau s'est avérée un succès sur la base de critères de performance sur les façons de faire, sur le niveau de réduction des apports polluants et sur les coûts sociaux pouvant être affectés au contrôle de la pollution. En résumé, pour chaque rubrique d'analyse, nous avons montré :

- **Pour l'établissement d'un niveau de contrôle souhaitable:** que le niveau de contrôle ou le niveau des ressources allouées sur le bassin de la Chaudière, avait été davantage établi afin de doter les municipalités d'un réseau de stations d'assainissement en fonction de la capacité financière et technique de la société et en fonction du désir des élus municipaux d'adhérer au programme qu'en fonction de rechercher un optimum social qui serait déterminé par la valeur accordée à la ressource par les utilisateurs et leur propension à assumer les coûts de la restauration et de la conservation de la ressource.
- **Pour favoriser l'apparition d'une vérité sur la valeur du coût des dommages à la ressource (l'application du principe « pollueur-payeur »):** que la majorité des coûts du programme de contrôle, tant le volet municipal qu'agricole, étaient supportés par l'ensemble des contribuables du Québec et que seulement une fraction du coût était imputable aux utilisateurs du bassin, fraction incluse dans la portion des taxes municipales dévolues à l'assainissement des eaux pour le fonctionnement des usines, dans la fraction du service de la dette supportée par les municipalités et la fraction non déterminée assumée à même la facture d'impôts pour le service de la dette de l'État. Nous

avons montré que les instruments de contrôle (l'approche réglementaire et les aides financières de soutien) protégeant la ressource ne permettent pas d'imputer le véritable coût de la restauration et de la conservation de la ressource aux usagers du bassin.

- **Pour l'allocation des ressources vers le contrôle des sources de pollution ou les rapports coûts-efficacité, sont les plus avantageux ou pour favoriser l'égalisation du coût marginal social (ou du coût per capita) de l'enlèvement des charges polluantes :** que, en dépit de coûts marginaux du contrôle de la pollution différents entre les stations d'épuration, la solution de contrôle retenue répondrait à la loi des rendements décroissants et la façon de faire appliquée au bassin de la Chaudière pourrait correspondre à une solution de moindres coûts.
- **Pour favoriser l'optimal sectoriel dans le contrôle de la pollution d'origine agricole et de la pollution d'origine urbaine:** que la majeure partie des ressources a été consacrée à une fraction seulement de la problématique de la pollution de l'eau sur le bassin versant en s'attaquant à la pollution ponctuelle municipale plus facilement contrôlable mais relativement moins importante que la pollution diffuse d'origine agricole.
- **Pour l'amélioration tangible de la qualité de l'eau (en réponse à la demande des citoyens et de leur consentement à payer) :** que la qualité de l'eau s'était améliorée localement près des émissaires des usines de traitement des eaux usées municipales déjà en fonction mais que globalement sur le bassin, principalement dans sa partie centrale et aval, la qualité de l'eau ne s'était pas améliorée compte tenu de l'importance de la pollution diffuse d'origine agricole.

Il apparaît que l'intervention visant l'amélioration de la qualité de l'eau est bien amorcée au chapitre de la mise en place de l'infrastructure technique et du développement des connaissances pour comprendre la problématique des sources diffuses et ponctuelles sur un bassin versant.

Toutefois, l'intervention telle que conçue actuellement, ne permettrait pas de déterminer un niveau optimal d'allocation des ressources sur le bassin, pas plus qu'elle ne favoriserait l'apparition d'une valeur sur les coûts ni une allocation des ressources vers le contrôle des sources de pollution pouvant générer le meilleur gain environnemental au moindre coût ni une amélioration tangible de la qualité de l'eau sur l'ensemble du bassin versant.

Comment expliquer les écarts entre les résultats réels et ceux auxquels on aurait été en droit de s'attendre si l'intervention gouvernementale avait été efficace tel que définie par les cinq caractéristiques de succès?

Nous retenons ici l'hypothèse que les résultats des efforts collectifs de contrôle de la pollution en rivière, en termes de minimisation des coûts sociaux des systèmes de réduction de la pollution et des extrants en termes d'amélioration de la qualité de l'eau, sont déterminés par le comportement rationnel des décisionnaires élus et bureaucratiques, l'un et l'autre opérant dans le cadre de leur rationalité propre, cette dernière étant largement influencée par la formation, l'expérience et les valeurs de ces différents acteurs. Sur cette base, certains mécanismes intrinsèques au fonctionnement du marché politique et des organisations bureaucratiques se conjuguaient, en l'absence de mécanismes de marché, pour mettre en place un appareil de contrôle pouvant difficilement atteindre les objectifs de récupération et minimiser les coûts sociaux¹⁰⁹. Par exemple, le fait d'avoir omis d'intégrer dans le choix des interventions les courbes coûts-efficacité de l'enlèvement des diverses charges polluantes seraient à l'origine de l'incapacité de donner une priorité aux diverses sources de polluants à contrôler selon une classification « coûts marginaux - charges enlevées »¹¹⁰. Nous pouvons penser qu'il n'était pas souhaitable de rendre rigoureux le processus de prioriser les interventions puisqu'il aurait sans doute engendré des conflits entre les justiciables, ou encore soulevé de fortes protestations organisées par les groupes ciblés.

Diverses avenues d'analyse s'offrent pour examiner davantage les différents critères de performance établis au chapitre précédent et mettre en évidence la défaillance administra-

¹⁰⁹

Au chapitre de l'optimisation technique et des coûts reliés à l'ingénierie des projets, l'organisation de contrôle a mis en place divers mécanismes pour réduire les coûts d'investissement des projets. Par exemple, une analyse de la valeur était réalisée sur des projets de plus 5 M\$ pour les usines d'épuration, pour les étangs aérés de plus de 10 M\$ et pour les stations de pompage de plus 0.5 M\$. Ces analyses de valeur auraient permis des économies d'environ 10 à 15 % sur le coût total du projet (MENVIQ 1993).

¹¹⁰

Nous pouvons mentionner à ce chapitre l'instauration d'un coût/capita/point environnemental (CCPE) par la décision du Conseil des ministres du 1^{er} mai 1991 afin de fixer des balises d'intervention pour les petites municipalités (population inférieure à 4 000 habitants). Cette façon de faire fixe une limite arbitraire permettant d'éviter des dépassements exagérés de coûts (pourrait constituer une mesure du coût marginal), mais ne fournit pas l'information appropriée sur la vérité des coûts ni sur le niveau des bénéfices, qui permettrait de fixer un niveau optimal de contrôle.

tive. Nous pourrions utiliser un ou une conjugaison des trois modèles que propose Allison (1971) pour l'examen des décisions publiques, soit celui de l'acteur rationnel où le comportement du décideur serait motivé par un calcul conscient des avantages et basé sur un système de valeurs explicites, soit celui de la théorie de l'organisation ou des processus organisationnels où le comportement des organisations étatiques sur un objet donné serait déterminé par des procédures préétablies, soit enfin le troisième modèle, celui des politiques gouvernementales où la résultante politique de l'intervention gouvernementale proviendrait davantage de compromis, de conflits ou de confusion entre des acteurs bureaucratiques aux influences et intérêts divers. Nous pourrions également utiliser la démarche décrite par Crozier et Friedberg (1977) pour expliquer les conditions et les contraintes de l'action collective comme construit social ou encore d'autres approches propres à l'analyse des politiques pour expliquer notamment la mise en oeuvre des politiques publiques (Anderson 1979; Bellavance 1985).

Nous empruntons à l'économie politique ou théorie des Choix Publics (Public Choice), la base explicative de la défaillance de l'intervention publique au contrôle de la pollution de l'eau, compte tenu de sa disposition à faire le lien entre la science économique et la science politique. Nous appréhenderons les comportements de l'État, des pollueurs et des pollués, au contrôle de la pollution de l'eau en soutenant que les imperfections des corrections publiques aux échecs de marché proviennent de l'interdépendance de l'économie et de la structure politique notamment, de l'intervention régulatrice de l'État, des défauts de comportement des bureaucrates, du maintien du comportement du passager clandestin et des effets pervers de l'action des groupes de pression qui perturbent le fonctionnement des marchés. Nous constaterons que le comportement et la stratégie des pollueurs, des pollués et du contrôleur dans les secteurs de l'assainissement des eaux usées municipales et de l'assainissement agricole, s'expliqueraient davantage par les rationalités de chacun des acteurs que par les objectifs reliés à l'objet de gestion.

Nous décrivons les stratégies retenues par les différents acteurs au contrôle de la pollution en fonction de leurs comportements respectifs. Nous verrons notamment que les comportements individuels dépendent en grande partie des organisations qui encadrent leurs actions. Également, dans le domaine du contrôle de la pollution de l'eau, nous aborderons certains obstacles bureaucratiques aux changements, notamment l'incertitude scientifique quant à l'étendue de notre connaissance et la spécialisation bureaucratique qui imposent des limites à la formulation des politiques. Nous expliquerons que la nature de l'intervention publique au contrôle de la pollution de l'eau est très reliée à la rationalité de l'organisme de contrôle et à la façon dont celui-ci perçoit son rôle.

4.1 Rationalité des élus et contrôle de la pollution

Pour comprendre la nature de l'intervention de l'État au contrôle de la pollution de l'eau, il nous est apparu nécessaire de l'introduire via la théorie des Choix publics (Public Choice). La théorie des Choix publics étudie la théorie de l'État, les règles du vote, le comportement de l'électeur, les partis politiques, la bureaucratie et autres sujets reliés et constitue une assise explicative du comportement des différents acteurs (contrôleur, pollueurs, pollués) au contrôle de la pollution de l'eau sur le marché politique.

La théorie des Choix publics (Mueller 1989) peut se définir comme :

« ...the economic study of nonmarket decision making, or simply the application of economics to political science ».

La théorie économique ainsi appliquée à la science politique, pose comme postulat initial que l'être humain est égoïste, rationnel et qu'il cherche à maximiser son utilité. Incidemment, l'individu aura comme réflexe relativement à l'utilisation des ressources collectives de maximiser les bénéfices qu'il escomptera de l'utilisation de ces ressources en évitant, dans la mesure du possible, de souscrire aux coûts de leur conservation ou de leur restau-

ration¹¹¹. Pourtant, nous pouvons avancer que la propension d'individus à se regrouper pour faire avancer des objectifs communs contrevient à ce postulat. Olson (1971) rapporte, dans ce cas particulier, que :

« ...individual participation in large, voluntary organizations like labor unions, professional lobbies and other special interest groups was dependant not on the collective benefits these organizations provided for all their members, but on the individualized incentives they provided in the form of selective benefits for participation and attendance, or penalties in the form of dues, fines, and other individualized sanctions. »

Dans ce contexte, le développement des partis politiques viserait l'atteinte d'objectifs communs des membres du parti reliés au fonctionnement de l'État, à la production de biens publics et à la gestion des ressources collectives.

L'économie politique formule ici l'hypothèse que les partis politiques offriront un programme politique aux électeurs et, face à ces offres, les électeurs donneront leur vote au parti qui offre une politique qui maximisera leur utilité. Ce marchandage politique entre un gouvernement désireux de se faire réélire favoriserait alors la formation et le développement de groupes ou d'organisations de pression qui souhaiteront exercer une influence sur les choix qui seront privilégiés par le gouvernement et retirer ainsi des bénéfices pécuniaires ou autres de leur action. Ainsi, Pondaven (1989) mentionne :

« ...Un groupe politiquement plus performant relativement aux autres obtient un pouvoir d'influence supérieur et peut mieux ainsi intégrer ses préférences ou idéologies personnelles dans le programme de décisions collectives. »

Dans un contexte où les questions relatives à la préservation de la qualité de l'environnement et celles relatives au contexte économique général sont à l'ordre du jour des médias et de l'agenda des gouvernements, l'action des divers groupes de pression en faveur ou contre une augmentation des contrôles constitue un facteur important de la stratégie gouvernementale subséquente (Sabatier 1975). Nous pouvons donc supposer que les

¹¹¹ Ce comportement est appelé comportement du passager clandestin ou comportement de "free rider".

ressources dont disposeront ces groupes¹¹² seront un facteur limitant l'action de l'État dans le contrôle de la pollution de l'eau (Trebilcock et al. 1982). Conséquemment, dans sa recherche de soutien politique, le gouvernement cherchera à satisfaire les préférences des électeurs et ses intérêts particuliers en fonction des groupes de pression les plus susceptibles d'influencer le vote.

Comment utiliser les éléments de cette théorie pour expliquer la défaillance du contrôle de la pollution de l'eau sur le bassin de la Chaudière? Dans quelle mesure les stratégies développées par les différents acteurs peuvent-elles avoir une incidence sur l'amélioration de la qualité de la ressource?

4.1.1 Efficacité politique ou préoccupation distributive

La finalité socio-économique du gouvernement vise à : 1) contrer les défaillances du marché économique; 2) redistribuer les revenus (équité) et; 3) poursuivre des objectifs de stabilisation économique (Carter 1984; Herbert 1975). Pour être efficace, l'État chercherait à procurer un optimum de bien-être économique et social aux citoyens par la mise en application de politiques gouvernementales visant l'allocation, la distribution et la stabilisation des ressources de la société.

La détermination de cet optimum de bien-être se transigerait via le marché politique, c'est-à-dire via les processus de vote et de négociation entre l'État et les groupes de pression incluant l'ensemble des contribuables. Ainsi, compte tenu de la finalité des partis politiques de promouvoir leur élection ou leur réélection en maximisant les votes, l'État serait amené à proposer un ensemble de politiques regroupant, de façon générale, la perception de l'État quant au niveau de la demande de la population pour la production des biens et services publics. L'assainissement des eaux au Québec a constitué, vers la fin des années 80,

¹¹²

Il ne faut pas négliger l'ampleur des coûts de transaction auxquels doivent faire face les différents groupes de pression. Dans le cas du contrôle de la pollution de l'eau, ces coûts de transaction sont nécessaires pour l'obtention de l'information pertinente afin de juger de l'état de la ressource, de la répartition des usages de la ressource-eau et de l'arbitrage ultérieur quant au niveau de qualité à atteindre en fonction de l'évaluation que les usagers feront des risques reliés aux différents types de pollution et du contexte socio-économique.

un objectif collectif partagé mobilisant le secteur économique pour la mise en place d'infrastructures d'assainissement. Marceau (1986) et Crowley (1991) ont présenté l'importance du marché politique à la mise en oeuvre de ce programme et l'impact de différents groupes de pression, notamment les élus municipaux, sur l'atteinte des objectifs du programme. Nous avons vu par ailleurs au deuxième chapitre que l'efficacité visée du programme était l'établissement d'infrastructures d'assainissement, l'objectif d'amélioration de la qualité devenant avec les années un objectif secondaire du programme. Dans le cas de la pollution diffuse d'origine agricole, il a été reconnu que le règlement sur la prévention de la pollution des eaux par les établissements de production animale (Q-2, r.18) était peu respecté par les producteurs agricoles et que le PAAGF constituait un incitatif visant à aider ces derniers à adhérer à la réglementation, mais ne contribuait à la solution qu'une d'une fraction de la problématique de la pollution agricole diffuse. Il constituait également la réponse de l'État aux revendications de la classe agricole. Ainsi, étant donné le caractère contraignant de toute réglementation, les individus visés par les contrôles (dans ce cas-ci, les producteurs agricoles) ont eu et auront tout intérêt à se regrouper pour tenter de faire pression sur l'État afin de réduire l'impact des contrôles sur leur utilité (fonction de production).

Dans le même contexte, les individus ou groupes (groupes environnementaux) désirant une augmentation des contrôles afin d'améliorer leur propre utilité vis-à-vis de la qualité de l'environnement auront le même intérêt à se regrouper pour faire pression sur l'État. L'efficacité de ces groupes sera fonction des ressources dont ils disposeront pour faire valoir leurs préférences sur le marché politique. Dans un tel contexte, un individu seul possède rarement les ressources pour faire valoir ses préférences. Son action se traduira cependant par l'exercice de son droit de vote où, en réduisant au minimum ses coûts de transaction, il pourra voter pour le parti dont le programme se rapproche le plus de ses utilités.

Cette situation influencerait alors les relations objectifs de la politique de contrôle versus les stratégies d'intervention et le comportement de l'État (Pondaven 1989) dans le choix de ces stratégies. Nous pouvons ainsi comprendre la préférence de l'État à l'utilisation de l'approche

réglementaire en dépit de la moins grande efficacité économique¹¹³ de cet instrument d'intervention et le recours aux aides financières pour le contrôle de la pollution. L'adhésion des différents groupes de pression à la politique de contrôle dépendrait des bénéfices que ces derniers pourraient escompter par la mise en oeuvre de la politique.

Dans le cas du bassin de la Chaudière, puisque la majorité des coûts se trouve distribué sur l'ensemble des contribuables de la province, comme démontré par la deuxième caractéristique non atteinte par le programme de contrôle, ce qui est évidemment le cas également pour les autres bassins versants, il y aurait peu de risques politiques à mettre en oeuvre un programme dont les bénéfices réels ou potentiels seraient ainsi distribués à la population du bassin mais dont les coûts seraient répartis à l'ensemble de la collectivité. Pour les municipalités du bassin de la rivière Chaudière, l'adhésion au programme ne comportait par ailleurs aucune obligation de résultats quant au rendement futur de la station d'épuration, tel que démontré par Marceau (1986). La stratégie de l'État viserait alors à privilégier les instruments d'intervention les plus susceptibles de favoriser l'adhésion au programme de contrôle. Considérant les avantages¹¹⁴ de la réglementation en comparaison des inconvénients identifiés à la mise en oeuvre d'instruments économiques, l'État adopterait un comportement qui maximiserait ses utilités.

Cependant, si la recherche d'efficacité politique pousse un gouvernement à privilégier des transferts en faveur d'un groupe particulier en retour de soutien politique, cette façon de faire satisfait les intérêts particuliers au détriment de l'intérêt général. Dans le cas particulier du contrôle de la pollution, un tel transfert se ferait au détriment du contribuable sans certitude d'une amélioration de la qualité de l'environnement^{115,116}. Relativement au programme québécois d'assainissement des eaux, Crowley (1991) mentionne que :

¹¹³ L'efficacité de cette façon de procéder est effectivement mise en doute (Baumol and Oates 1988; Hahn 1989; Pondaven 1989), car elle ne permettrait pas de contrer les échecs de marché.

¹¹⁴ Voir à ce sujet, le premier chapitre.

¹¹⁵ On peut consulter à cet effet les études de Marceau (1986) et Crowley (1991) sur le cadre du programme d'assainissement des eaux du Québec.

« Le contrôle de la pollution donne lieu à des arrangements institutionnels qui définissent les règles de comportement des groupes ou individus par rapport à l'objet de gestion (...) ils tenteront par le biais du marché politique de modifier les règles des arrangements institutionnels que sont les cadres d'application des politiques publiques de façon à maximiser leur utilité. »

En ce qui concerne les interventions du secteur agricole, nous pouvons mentionner le bat-tage médiatique de l'Union des producteurs agricoles (UPA) et sans doute leurs nombreuses représentations auprès de la classe politique relativement aux subventions in-suffisantes de l'État pour leur permettre de se conformer à la réglementation ou pour minimiser les impacts de la mise en oeuvre d'une réglementation qui perturberait leurs mo-des de production actuels.

Incidentement, Pondaven (1989) propose comme exemple la Politique agricole commune (PAC) de l'Union économique européenne. Elle démontre que l'action organisée des pro-ducteurs agricoles en faveur d'un marché contingenté favoriserait la formulation de politiques favorables à ces derniers. Un tel marché réglementé maintiendrait le prix des denrées alimentaires plus élevé que le prix qui aurait transigé sur un marché moins régle-menté avec comme conséquence que l'ensemble des contribuables paieraient plus cher le prix des aliments. Ainsi, l'action des producteurs agricoles démontre que le marché politi-que constitue un élément déterminant dans la formulation d'une politique, notamment d'une politique de contrôle de la pollution de l'eau.

Ainsi, durant les phases de politification et d'officialisation des problématiques environne-mentales, l'État choisirait les instruments de contrôle de la pollution, choix qui agit sur le niveau et la distribution intersectorielle des ressources publiques affectées à la protection de l'eau. Ce choix, à caractère politique, affecterait donc le niveau de la pollution rési-duelle à obtenir comme suite du programme de contrôle de la pollution, compte tenu de l'orientation des instruments d'intervention vers certaines problématiques plutôt que

116

A ce propos, Barré et Bower (1981) dans leur étude du système français de gestion de l'eau mentionne que la base de la réglementation reflète davantage la répartition du pouvoir politique que la capacité assimilatrice locale de la ressource-eau. En ce sens, ils conviennent que l'approche réglementaire seule conduit à un cul-de-sac.

d'autres. Nous avons vu au troisième chapitre au regard de la caractéristique 4, que l'État avait orienté la majorité des ressources publiques pour régler une fraction seulement de la problématique sur le bassin versant. En effet, le niveau de pollution résiduelle sur le bassin de la Chaudière est demeuré élevé, malgré les efforts consentis à l'assainissement urbain et compte tenu de la difficulté de contrôler la pollution diffuse agricole.

Dans l'hypothèse où l'organisme de contrôle est bien informé des résultats escomptables de ses façons de faire, ce choix déterminerait en quelques sortes le niveau de pollution résiduelle que les élus et l'organisme de contrôle sont prêts à tolérer. Ainsi, on préférerait des solutions apportant des bénéfices aux intervenants ou celles minimisant les insatisfactions des groupes les plus impliqués dans les lobby, que des solutions orientées vers l'établissement d'une vérité sur la valeur des dommages à l'environnement ou des solutions qui sont globalement de moindres coûts, mais qui pourraient sembler inacceptables. Nous avons vu au troisième chapitre relativement à l'établissement d'un niveau de contrôle souhaitable (caractéristique 1) que celui-ci pourrait s'établir via le marché politique, dans la mesure où les utilisateurs feraient part de leurs préférences (niveau désiré de qualité de l'eau) et de leur propension à payer le coût de restauration et de conservation. En l'absence d'un mécanisme permettant à tous les utilisateurs de fixer des objectifs communs de restauration de la qualité de l'eau et un niveau de contrôle en fonction des coûts à y consentir et, compte tenu du fonctionnement du marché politique, le programme de contrôle serait incapable de fixer un niveau de contrôle souhaitable. De plus, dans la mesure où l'État contreviendrait au principe d'efficacité économique et détournerait la réglementation de l'intérêt général vers l'intérêt particulier, l'ampleur des coûts de transaction nécessaires pour intervenir sur le marché politique et faire valoir leurs préférences, élimineraient probablement des groupes ou individus dont les ressources sont insuffisantes.

4.1.2 La défaillance de l'intervention

L'expérience cumulée sur le contrôle de la pollution tant d'un point de vue pratique que théorique, nous enseigne qu'en dépit des efforts consentis (ressources humaines et financières, arrangements institutionnels) par la société et malgré le fait que les technologies reliées au contrôle de la pollution aient progressé rapidement, les niveaux de pollution récurrents dans l'environnement demeurent élevés. Ces derniers ne permettraient pas à la capacité autoépuratrice des écosystèmes de tendre vers une récupération, du moins partielle, d'un certain niveau des usages de la ressource-eau. Nous avons observé au troisième chapitre, qu'en dépit des investissements consentis sur le bassin de la rivière Chaudière, les niveaux de pollution résiduelle demeurent élevés en raison notamment de la pollution d'origine agricole. Les efforts consentis ont misé davantage sur l'implantation d'infrastructures que sur les modifications des facteurs de production ou de consommation des usagers de l'eau sur le bassin. Nous avons ainsi vu que sur le bassin de la rivière Chaudière, les niveaux totaux de pollution ont tendance à se maintenir et si localement il peut y avoir eu régression de certains niveaux de polluants, les tendances lourdes quant à la pollution globale se maintiennent.

Par conséquent, malgré la présence d'un programme de contrôle de la pollution de l'eau, le niveau de pollution résiduelle sur le bassin ne s'est pas amélioré. C'est ce niveau de pollution résiduelle qui libère des usages de la ressource. Le besoin collectif identifié de réduire le niveau général de pollution sur le bassin a engendré des investissements publics qui totaliseront plus de 500 M\$ sur les 25 prochaines années. Le niveau espéré de configuration des usages récupérés de la ressource se retrouverait ainsi en deçà d'un optimum social, tel que démontré par les cinq caractéristiques d'efficacité. Cette situation pose un problème éthique, social et environnemental. La collectivité doit-elle poursuivre l'assainissement jusqu'à l'atteinte de la norme sociale¹¹⁷? Considérant que la finalité de récupération des

¹¹⁷

Nous entendons par norme sociale, le niveau optimal de récupération des usages, c'est-à-dire un niveau où tous les usagers de la ressource sont satisfaits des usages disponibles incluant la dimension relative à la capacité autoépuratrice naturelle ou aménagée de l'environnement.

usages constitue un des objectifs avoués de la fonction de contrôle que l'État tente d'effectuer avec les instruments qu'il met de l'avant afin de procurer une qualité de l'environnement que l'on veut acceptable¹¹⁸ mais dont le degré d'acceptabilité ne pourra être déterminé que par le niveau des pollutions résiduelles que l'on pourra atteindre et, compte tenu des coûts déjà consentis au contrôle de la pollution de l'eau, serait-il alors préférable de poursuivre le programme en l'orientant vers l'atteinte des cinq critères de succès énumérés précédemment?

Pour un ensemble d'usages déterminés et de bénéfices sociaux afférents à ces usages, les moyens élaborés par l'État devraient permettre d'obtenir une qualité de l'environnement ou un niveau optimal de pollutions résiduelles (norme sociale), notamment en transférant vers le contrôle des sources de pollution où les rapports coûts-efficacité sont les plus avantageux, l'obligation sociale de l'assainissement ou encore en favorisant l'optimisation des stations d'épuration sur la base de l'égalisation des coûts marginaux de l'opération pour l'ensemble du bassin.

4.2 Rationalité bureaucratique et contrôle de la pollution

Dans le contexte du marché politique, l'administration publique revêt une grande importance dans les décisions gouvernementales et principalement dans la mise en oeuvre des décisions publiques (Pondaven 1989; Caiden 1991). D'ailleurs, une analyse détaillée concernant l'influence des contraintes institutionnelles sur le comportement des individus dans les organisations a été synthétisée par Greffe (1981) où il a mis en évidence les principales caractéristiques de la bureaucratie.

118

On entend par niveau acceptable, un niveau d'équilibre dynamique entre les différents usages de la ressource lorsque tous les usagers de cette ressource ont fait valoir leurs préférences en fonction des différentes valeurs véhiculées (usage, conservation, héritage, récréation, option, etc.)

Nous retenons principalement de cette analyse que la bureaucratie (publique ou privée) peut conduire à des biais managériaux qui seraient la surproduction de biens, le surcoût de ces biens et la surqualité produite¹¹⁹ ; ces derniers pouvant s'exclure mutuellement ou se combiner. Ces biais seraient par ailleurs consécutifs aux comportements des différents acteurs (bureaucrate, représentant politique, producteur, consommateur, électeur) impliqués dans l'offre ou la demande de biens publics. Face à la recherche de la satisfaction de son bien-être, chacun des acteurs est confronté à un ensemble de moyens et d'actions et il utilisera, en fonction de sa rationalité, l'agencement qui l'optimisera.

Nous comprendrons donc que chaque acteur est motivé par sa rationalité propre en fonction de l'utilité qu'il désire obtenir. Par son adhésion à toute organisation, il ne chercherait qu'à maximiser son utilité. Par ailleurs, toute organisation aurait intérêt, afin de conserver le plus grand nombre de membres, à offrir des bénéfices de son action égaux ou supérieurs aux coûts d'adhésion de chaque membre. L'action de cette organisation sur le marché politique, viserait alors à maximiser les bénéfices pour ses membres et à distribuer les coûts sur l'ensemble des contribuables.

Plus encore, l'analyse économique de la bureaucratie met en évidence la spécificité de l'État dans la production des biens publics. Cette spécificité impliquerait une rationalité propre à l'État pour la mise en oeuvre des processus de production publique. Dans son analyse, Greffe (1981) indique également que la problématique de gestion publique n'est pas uniquement une question d'offre et demande de biens et de services publics mais qu'elle est davantage reliée à la nature de l'intervention publique¹²⁰. Cette dernière viserait deux grandes fonctions soit l'accumulation et la redistribution des ressources collectives ce qui

¹¹⁹ Nous avons vu précédemment que la compréhension politique de la problématique environnementale pouvait conduire à une sous ou une surestimation des niveaux de pollutions résiduelles acceptables. Ainsi, dans le cas de la pollution d'origine agricole, l'aide financière aux structures d'entreposage permettait de satisfaire une demande de certains groupes de pression indépendamment de l'efficacité de cette façon de faire sur la qualité résultante de la ressource-eau. L'action publique est davantage une stimulation du marché qu'une intervention visant à produire un bien public tel que la qualité de l'eau. La même conclusion peut s'appliquer à l'assainissement des eaux usées municipales.

la différentie de la production privée. Ainsi, l'intervention de l'État dans la gestion de la ressource-eau viserait, à arbitrer les conflits entre les différents usagers de la ressource. Cet arbitrage se déployant entre les différentes fonctions de la gestion, le contrôle de la pollution de l'eau n'en constitue qu'une facette.

Nous avons vu au deuxième chapitre, que le ministère de l'environnement s'est donné un cadre légal et administratif pour supporter son action. Ainsi, ses lois et sa mission moduleront la rationalité de l'organisation par rapport aux problématiques environnementales. En effet, les cadres légaux et administratifs traduisent la perception de l'organisation face, par exemple, à la gestion de la ressource-eau et, orientent la nature de l'intervention. Nous constatons que ce cadre, notamment sa loi constitutive, confère davantage un rôle de protection que de gestion. Par ailleurs, ce rôle est mis en oeuvre dans la forme des règlements élaborés (forme "command and control") et dans la mise en oeuvre de l'ensemble des activités. La rationalité de l'organisation et la perception de sa mission auront ainsi tendance à valoriser ce rôle de protection auprès du personnel, plutôt qu'un rôle strictement de contrôleur (gestionnaire).

L'analyse de Greffe (1981) nous porte à envisager que les effets des comportements individuels sur la forme et le contenu des instruments d'intervention dépendraient alors, en grande partie, des organisations¹²¹ et des acteurs par lesquels ils s'exercent. En effet, le bureaucrate est au centre d'un réseau occupé par de nombreux acteurs (politiques et administratifs) qui manifestent chacun leurs attentes sur la façon dont il doit se comporter dans sa position face aux divers processus inhérents à l'administration publique (Kernaghan 1982). Le problème qui se pose alors aux gestionnaires, serait de déterminer la façon la plus rationnelle d'organiser l'intervention publique dans les limites des champs de compé-

¹²⁰ Nous avons vu précédemment que l'intervention publique trouve sa justification dans les défaillances du marché notamment quant à l'absence de droits de propriété de la ressource-eau et l'absence d'internalisation des coûts sociaux de l'utilisation de la ressource.

¹²¹ Nous pouvons en déduire également que les groupes de pressions bien structurés valoriseraient leur propre rationalité en fonction des objectifs que ceux-ci se sont donnés.

tence définis par la division sectorielle et la répartition des mandats des différentes unités constituantes de l'organisation de contrôle.

Dans le contexte du contrôle de la pollution de l'eau, l'administration publique serait ainsi soumise à des attentes relativement au développement et à la mise en oeuvre d'instruments d'intervention performants. Celle-ci imposera alors des objectifs de résultats à ses membres en fonction d'impératifs administratifs d'efficacité, d'efficience et de transparence. Face à ces éléments, le bureaucrate sera confronté à certains obstacles présents lors de l'élaboration et la mise en oeuvre des moyens d'intervention principalement en ce qui concerne la nature du bien public à produire.

Un premier obstacle serait représenté par l'incertitude scientifique et technique rattachée à notre connaissance limitée des écosystèmes et des effets de l'activité humaine sur l'environnement. À ce propos, Crowley (1991) mentionne que l'incertitude technique s'expliquerait par la complexité des problématiques environnementales, le coût très élevé de l'acquisition de l'information sur l'état de l'environnement ou sur la performance des interventions, l'état actuel de nos connaissances sur les écosystèmes et sur les effets des activités humaines sur ces mêmes écosystèmes et enfin, le fait que la qualité de l'environnement est une préoccupation sociale et politique relativement récente et qu'à cet effet, l'information technique disponible ne permettrait pas de dresser une image complète d'une situation problématique et des solutions possibles pour la résoudre.

Ingersoll et Brockbank (1986) mentionnent comme deuxième obstacle que la spécialisation bureaucratique et la division traditionnelle du travail entre les différentes administrations imposent des limites à la formulation de politiques environnementales¹²².

¹²²

Opschoor et al. (1994) proposent à cet effet une réforme législative basée sur de profonds principes écologiques dans la mesure où le décideur peut réorganiser la décision de façon intégrée afin de compenser l'incertitude scientifique.

Cependant, puisque que les agences de contrôle se sont développées en misant sur l'expertise scientifique et technologique, l'approche préconisée au contrôle de la pollution refléterait les rationalités des acteurs institutionnels. Le développement et la mise en oeuvre d'une instrumentation polyvalente utilisant les mécanismes du marché et la réglementation nécessitent une intégration des concepts de plusieurs rationalités, dont certaines ne feraient pas partie de l'organisation de contrôle. Ainsi, la mise en oeuvre d'une intégration de rationalités pour la mise en oeuvre d'une instrumentation de contrôle abordant les problématiques notamment en fonction des coûts marginaux de l'intervention peut créer un climat d'incertitude, celle-ci n'étant pas bien appréhendée par le personnel de l'agence de contrôle.

En ce qui touche le traitement de l'information par les différents acteurs, Crowley (1991) indique que le traitement de l'information nous permettrait d'avancer que les acteurs ne seraient pas tous sensibles aux mêmes types d'informations, que ces mêmes acteurs ne seraient pas incités à acquérir plus d'informations qu'à un niveau optimal et que ce niveau optimal serait différent pour chacun d'eux et fonction également du coût d'acquisition différent selon le type d'informations à acquérir et enfin, que les acteurs seraient soumis à des contraintes notamment au niveau de leurs capacités d'analyse de cette information et de l'interprétation des niveaux de risques afférents ou des niveaux de pollution résiduelle possibles à des coûts minimaux.

Un dernier obstacle pourrait être la tendance des administrations publics à orienter les produits et services publics davantage en fonction des clientèles¹²³ à desservir qu'en fonction de l'objet de gestion et de la finalité d'amélioration de la qualité de la ressource qui constitue le bien collectif à gérer. Le bénéfice escomptable de cette gestion deviendrait alors disponible tant aux pollueurs qu'aux pollués. Une telle façon de faire pourrait rendre l'organisation public captive de ses clientèles dont la répartition recoupe celles des divers

¹²³

Considérant le mandat et le type d'instruments d'intervention retenus par le ministère de l'Environnement ainsi que l'objet de gestion, en l'occurrence la ressource-eau, les clientèles visées par l'action du ministère, seraient davantage des justiciables, recherchant la conformité de leurs activités avec une réglementation donnée. La véritable clientèle serait constituée de la population en générale en attente d'une amélioration de la qualité de l'eau.

groupes de pression soumis au contrôle, par exemple : l'industrie pétrochimique, l'industrie des pâtes et papiers, les producteurs agricoles, etc.

Dans le contexte du contrôle de la pollution de l'eau, l'administration publique demeure une intermédiaire active qui, par sa connaissance de la problématique et par les ressources mises à sa disponibilité, peut contribuer à l'amélioration de l'efficacité des programmes (Pondaven 1989), notamment des programmes de contrôle de la pollution. En effet, Crowley (1991) mentionne à ce propos que les bureaucrates constituent des acteurs non négligeables dans la production de politiques publiques notamment en raison de :

- leur situation privilégiée d'exécutants des programmes gouvernementaux;
- leurs capacités techniques relatives;
- leur participation intime aux processus d'élaboration de programmes;
- leurs connaissances des rouages de l'appareil gouvernemental.

En ce sens, la configuration de l'intervention de l'État au contrôle de la pollution de l'eau sur un bassin comme celui de la rivière Chaudière, refléterait la rationalité de l'appareil et des acteurs bureaucratiques responsables de la mise en oeuvre des politiques publiques, leurs perceptions quant à la nature et la forme de leur intervention et les attentes sur les résultats de leur action tant par les acteurs politiques, les autres acteurs bureaucratiques, les groupes de pression que par les citoyens.

4.3 Hypothèse expliquant la défaillance de l'intervention

Nous avons vu au deuxième chapitre que l'État est fiduciaire pour la collectivité de la gestion de la ressource. Le contrôle de la pollution de l'eau constituant une dimension de la gestion, nous avons montré que l'État est confronté à élaborer différentes stratégies pour effectuer ce contrôle et c'est via son pouvoir de réglementer qu'il déterminerait l'affectation des ressources collectives au contrôle de la pollution de l'eau. Nous avons mentionné également que la défaillance de l'intervention publique serait occasionnée par l'incapacité du programme de contrôle d'atteindre certains critères de performance tels que

l'établissement d'un niveau de contrôle correspondant à un optimum de bien-être social ou la difficulté d'égaliser les coûts marginaux de la dépollution et de favoriser l'apparition d'une vérité sur les coûts de dépollution.

L'hypothèse que nous proposons est à l'effet que l'échec de l'intervention proviendrait alors des rationalités des acteurs intervenants à tous les niveaux de la formulation à la mise en oeuvre de la politique de contrôle. Chacun de ces acteurs serait motivé par la recherche de sa propre utilité, elle même encadrée par la rationalité de l'organisation. La difficulté de concilier tous ces acteurs (groupes de pression, ministères sectoriels, municipalités, citoyens) aux intérêts divergents en rapport avec les usages disponibles ou potentiels de la ressource, imposerait à l'État de recourir au marché politique qui s'avérerait alors inefficace à répartir de façon optimale les ressources de la société.

Ainsi, si la difficulté de déterminer adéquatement les bénéfices de l'intervention de l'État modifie les relations objectifs de la politique-instruments choisis et le comportement de l'État et, si ce dernier est sensible aux pressions des groupes d'électeurs alors la politique de contrôle serait influencée par:

- le mandat confié par la loi au ministère sectoriel responsable de la mise en oeuvre du contrôle;
- les ressources disponibles au ministère responsable (notamment l'importance et l'expertise du personnel);
- les différentes rationalités présentes au sein de l'organisation qui influenceraient le choix de priorités, freineraient ou favoriseraient les changements, augmenteraient ou diminueraient l'incertitude bureaucratique rattachée à la mise en oeuvre d'instruments alternatifs (à la réglementation) pour le contrôle de la pollution. Ces rationalités seraient déterminées par le cadre de référence (valeurs, formation, expérience, etc.) de l'acteur selon sa position dans le processus de décision;
- les impératifs de l'administration publique qui évoluent selon le contexte socio-économico-politique: équité, transparence, efficacité;
- les attitudes et les ressources disponibles des différents groupes de pression;
- l'appréhension "politique" de la problématique du contrôle de la pollution qui modulerait la rationalité de l'organisation de contrôle et incidemment le choix des moyens d'intervention;

- l'emphase mise sur le contrôle de la pollution ponctuelle (urbaine et industrielle) par rapport au contrôle de la pollution de sources diffuses¹²⁴.

Par ailleurs, il est maintenant généralement reconnu que :

"...procedural planning and management models are poor descriptions of actual decision-making behavior within regulatory authorities."

"...the regulated do not respond like blind automatons to regulatory mechanisms; they neither react to price signals in the prescribedly rational manner of 'economic man', nor do they simply obey the rules of conduct contained in direct regulations. Both the regulated and the 'field' staff within regulatory bodies will have an input into the definition of the problem which regulation seeks to address, the formulation of policy statement, the creation of appropriate administrative arrangements, and the decision about feasible intervention techniques. Moreover, they will subsequently attempt to 'bend' the process of implementation to serve their own interests, respond to short term political, social or economic pressures, and to ensure that the outcomes conform more closely to their own value system. (Rees 1988)"

Ainsi, en évoluant à l'intérieur d'un tel contexte, l'État et particulièrement l'administration publique, privilégieraient des instruments d'intervention au contrôle de la pollution de l'eau dont l'appréhension et la mise en oeuvre créeraient peu d'incertitude tant technique, administrative que politique. Toutefois, nous avons vu que les instruments traditionnels notamment ceux retenus par le programme de contrôle, quoique d'une relative efficacité et facilité de mise en oeuvre, ne permettraient pas de : 1) déterminer un niveau de contrôle optimal; 2) déterminer les bénéfices afférents de la politique de contrôle selon le niveau de contrôle effectif et; 3) favoriser la solution qui maximiserait l'enlèvement des charges polluantes aux moindres coûts.

¹²⁴

Considérant les difficultés inhérentes de contrôle des sources diffuses étant donné la nature même de ce type de pollution, de l'intervention des producteurs agricoles sur le marché politique contre l'augmentation des contrôles et étant donné le développement et l'appréhension des technologies de contrôle, il est compréhensible que le contrôleur ait davantage axé son action sur le contrôle des sources ponctuelles.

4.4 Rationalités et conditions de succès

4.4.1 Établissement d'un niveau de contrôle souhaitable

Au regard de ce critère de performance, nous avons mentionné au premier chapitre que devant la difficulté de mesurer les bénéfices sociaux du programme de contrôle de la pollution de l'eau pour l'atteinte d'un optimum social, l'État est confronté à implanter un niveau de contrôle correspondant au niveau de restauration de la qualité de l'eau souhaité, tel qu'apprécié par le marché politique, c'est-à-dire selon la perception politico-administrative du besoin social de qualité de l'eau.

Cette perception conduirait l'État à proposer une politique de contrôle de la pollution favorisant l'adhésion du plus grand nombre et réduisant les risques politiques. Un tel contexte influencerait le choix des stratégies d'intervention et le comportement de l'État en amenant ce dernier à privilégier l'approche réglementaire en dépit de sa moins grande efficacité et le recours aux aides financières pour favoriser l'adhésion des groupes de pression les plus susceptibles d'influencer le vote. Il modifierait ainsi les relations entre les objectifs avoués de la politique de contrôle et le choix des instruments d'intervention et ne permettrait pas de situer le niveau optimal de l'intervention publique au contrôle de la pollution de l'eau. En effet, nous avons mentionné au deuxième chapitre que l'utilisation du PAEQ comme outil de relance économique aurait dilué la notion de récupération des usages étant donné que le principe de l'assainissement amont-aval n'était que très peu respecté (MENVIQ 1993).

Cette situation imposerait des attentes à l'administration publique en fonction d'impératifs qui lui sont propres. Le développement et la mise en oeuvre des instruments de contrôle de la pollution (réglementation et aides financières à l'établissement d'infrastructures d'assainissement) refléteraient alors les rationalités propres de l'organisation et des membres qui la composent. Ils refléteraient également la spécialisation bureaucratique (choix de moyens techniques) et la division traditionnelle du travail entre les différentes administrations, ceci imposant des limites à la formulation des politiques environnementales,

notamment la difficulté d'intégrer adéquatement les politiques à caractère économique avec les politiques environnementales dans un souci d'amélioration de la cohérence générale de l'intervention publique. En ce sens, l'intervention de l'État (investissements dans les infrastructures) à l'assainissement des eaux sur le bassin de la rivière Chaudière, au chapitre de l'établissement du niveau de contrôle souhaitable, représenterait non seulement la perception politico-administrative de l'effort gouvernementale au contrôle de la pollution de l'eau, mais également les rationalités de l'organisation dans le choix des façons de faire retenues et des objectifs de la politique.

4.4.2 Favoriser l'application du principe pollueur-payeur

Nous avons vu précédemment que la répartition des coûts publics et privés au contrôle de la pollution de l'eau, se rapprocherait d'un optimum de bien-être social dans la mesure où les coûts de production des biens et services refléteraient correctement le coût de l'ensemble des facteurs incluant les coûts d'utilisation ou de restauration de la ressource.

Compte tenu de l'action des groupes de pression sur le marché politique qui font prévaloir leurs préférences envers la minimisation du niveau des contrôles pour des motifs économiques ou autres, l'État réduirait l'impact des contrôles sur certaines catégories de pollueurs. Par ailleurs, étant donné l'action des groupes de pression en faveur de l'augmentation de ces contrôles, l'État serait amené à privilégier l'ajout d'aides financières pour favoriser l'adhésion des pollueurs à une réglementation plus contraignante. Nous avons vu précédemment que les sources de financement tant pour le volet municipal qu'agricole de l'assainissement des eaux provenaient en grande partie de l'État (financement de l'ordre de 87 % des infrastructures d'assainissement municipale et de 70 % pour l'agricole). Ceci nous indique que pour le bassin de la Chaudière, tout comme pour les autres bassins versants ailleurs sur le territoire de la province, l'ensemble des contribuables défraient la majorité des coûts de l'assainissement. Nous avons vu au premier chapitre que l'approche traditionnelle au contrôle de la pollution était effectivement basée sur l'utilisation d'un cadre réglementaire assorti de différentes formes d'aides financières pour inciter les

utilisateurs à protéger la ressource. Plus particulièrement, dans le cas de l'assainissement des eaux usées municipales, la municipalité n'est incitée, par son adhésion au programme d'aide, qu'à construire une station d'épuration, aucun incitatif ou interdit ne lui indiquant de quelle façon opérer selon un optimum social. Aucun mécanisme également ne permet à l'utilisateur de la ressource de connaître véritablement le coût du contrôle de la pollution qui lui est imputé et de ce fait aucun incitatif ne l'invite à réduire ses propres apports polluants. Une fraction seulement des coûts sera directement transmises aux contribuables via le compte de taxes municipales pour les coûts d'opération de la station d'assainissement. Dans le cas du secteur agricole, la subvention à la construction de structures d'entreposage constitue davantage une aide à un facteur de production et ne permettrait pas l'internalisation des coûts des dommages à la ressource à la fonction de production du pollueur. En effet, elle ne permettrait pas l'optimisation des modes de production de polluants au niveau de l'exploitation et interférerait avec la rationalité des choix de l'exploitant. Enfin, la subvention n'utilise pas les forces du marché pour la réduction des activités polluantes (Sasseville et al. 1990).

Une telle façon de faire implique un effort de la collectivité à l'assainissement mais ne permet pas de connaître la vérité des coûts de l'utilisation et de la restauration de la ressource. Elle ne permet pas de plus le développement et l'utilisation de moyens plus performants (instruments économiques) mais dont la mise en oeuvre et l'impact positif en terme d'optimum social est peu compris tant par le pollueur, le pollué que le contrôleur.

4.4.3 La maximisation coûts-efficacité ou l'égalisation des coûts marginaux de l'assainissement

Nous avons montré qu'en l'absence d'instruments de contrôle efficace, l'administration publique devrait envisager une répartition des efforts de contrôle en favorisant le choix des moyens techniques et institutionnels qui, pour chaque source de pollution, minimisent les coûts marginaux privés et publics de l'enlèvement des charges polluantes et en affectant les coûts d'enlèvement de façon à maximiser la charge retirée.

Ici, les rationalités des acteurs institutionnels influenceraient largement la forme et le contenu des instruments d'intervention. Nous avons avancé que l'organisation de contrôle s'était davantage développée en misant sur l'expertise scientifique et technique. L'approche préconisée refléterait cette réalité quant au développement des solutions techniques d'assainissement mises en oeuvre. Toutefois, malgré un certain succès quant à l'atteinte de performances techniques et à l'obtention éventuelle d'une solution de moindres coûts, la spécialisation bureaucratique et la division traditionnelle de travail tant à l'organisation de contrôle qu'aux autres organisations de l'administration publique, ne favoriseraient pas l'intégration de différents concepts pour la mise en oeuvre d'une instrumentation de contrôle plus variée et évolutive abordant les différentes problématiques municipales et agricoles en fonction des coûts marginaux des solutions retenues. Par ailleurs, l'action des divers groupes de pression sur le marché politique pourrait influencer l'État dans la mise en oeuvre de solutions maximisant davantage leurs bénéfices aux dépens de solutions de moindres coûts plus performantes socialement.

4.4.4 L'optimum sectoriel

Nous avons montré précédemment que la politique de contrôle, pour être efficace devrait allouer les ressources publiques vers le contrôle des sources les plus polluantes. Toutefois, compte tenu de l'importance des électeurs et des groupes de pression (acteurs municipaux, économiques et environnementaux) au chapitre de l'assainissement des eaux usées municipales et considérant l'incertitude scientifique et technique relativement à la performance des solutions techniques ou de celles utilisant les instruments du marché à l'égard de la complexité du contrôle de la pollution diffuse, un certain consensus social s'est établi en faveur de l'assainissement des eaux usées municipales. Dans la mesure où la principale charge polluante à traiter est reliée à la problématique des eaux usées municipales et dans la mesure où la solution de contrôle se baserait sur l'égalisation des coûts marginaux d'enlèvement ou la minimisation des coûts marginaux d'enlèvement, les différents acteurs auraient choisi une solution efficace. Cependant, dans le cas où la source de pollution la plus importante est d'origine diffuse et que l'effort de contrôle ne s'est pas ajusté de façon

à la réduire, tel que démontré sur le bassin de la Chaudière, la politique de contrôle s'éloignerait d'un optimum social. Néanmoins, ces aspects d'efficacité économique nécessitent d'être ajustés en fonction de considérations d'équité et de faisabilité politique. L'État peut difficilement, par souci d'équité, exclure de la jouissance de la qualité de l'eau (qui est un bien public) les petites municipalités. Il y aurait peut-être lieu alors de compenser la difficulté de traiter efficacement les eaux usées des petites municipalités, soit par la mise en oeuvre de solutions minimales permettant au moins la récupération de la salubrité du milieu ou soit par la mise en oeuvre d'autres programmes publics plus efficaces qui maximiseraient les utilités avec les ressources disponibles considérant également l'impact moins important de ces petites charges sur la qualité de la ressource.

En ce sens, la difficulté d'appréhension, par les acteurs institutionnels (politiques et administratifs), des niveaux de risques, de bénéfices et de coûts associés au choix d'une solution moins performante comparativement à une solution de moindres coûts, c'est-à-dire maximisant la relation coûts-efficacité ou égalisant les coûts marginaux du contrôle, difficulté consécutive notamment à la spécialisation bureaucratique et aux contraintes de la division traditionnelle des responsabilités (agriculture, environnement, etc.), contribueraient à éloigner la politique de contrôle d'un optimum.

4.4.5 L'amélioration de la qualité de l'eau

La dernière caractéristique fait référence à un objectif initial du programme de contrôle d'améliorer et de conserver la qualité de l'eau. Les résultats obtenus, quoiqu'au premier abord intéressants, traduiraient l'effet du marché politique, au regard des conséquences des rationalités guidant les divers groupes de pression, notamment la consécration de l'aide financière comme principal incitatif à la restauration de la qualité de l'eau, incitatif conduisant à l'implantation des différentes structures d'assainissement mais peu performant pour la recherche d'un optimum social. Cette façon de procéder permettrait davantage de concentrer les bénéfices de l'assainissement auprès des groupes actifs sur le marché politique (par exemple les acteurs socio-économiques) et de distribuer les coûts à

l'ensemble de la collectivité. Nous avons vu dans la pratique que l'effort consenti au contrôle de la pollution de l'eau sur le bassin de la rivière Chaudière, ne s'était pas traduit par une amélioration équivalente de la qualité de l'eau dans la perspective du bassin versant. Ainsi, la perception institutionnelle du niveau de ressources à allouer au contrôle de la pollution serait sous-optimale.

De plus, la division traditionnelle des responsabilités et la spécialisation bureaucratique prévalant dans les organisations tant privées que publiques, contribueraient à créer un contexte de gestion de la ressource peu performant socialement qui ne permettrait pas de récupérer les usages de la ressource à la hauteur des coûts qui y sont alloués.

Nous verrons au prochain chapitre de quelle façon il serait possible d'utiliser le recours à certains intervenants stratégiques pour arbitrer l'allocation des ressources sur un bassin versant et corriger la défaillance de l'intervention au contrôle de la pollution de l'eau.

CHAPITRE 5

DISCUSSION : COMMENT CORRIGER LA DÉFAILLANCE DE L'INTERVENTION?

Nous avons vu précédemment que l'intervention de l'État au contrôle de la pollution ne tendait pas vers l'efficacité telle que définie par la théorie économique du contrôle de la pollution, c'est-à-dire que la réglementation et les aides financières ne parviendraient pas à optimiser l'allocation des ressources entre les usagers. Certains de ces usagers s'organiseraient en vue de faire pression sur l'État pour réduire ou augmenter les contrôles ou les aides financières selon la rationalité de l'organisation de soutien. Nous avons soulevé l'hypothèse que la rationalité des différents acteurs au contrôle de la pollution sur un bassin versant était déterminante quant au choix des instruments d'intervention et au niveau de contrôle qui serait affecté pour l'atteinte des objectifs de qualité de l'eau.

Est-ce à dire que les rationalités politiques et bureaucratiques sont incapables d'efficacité dans le contrôle de la pollution?

Pas nécessairement, puisque, par exemple, en l'absence de la connaissance des bénéfices sociaux provenant de l'amélioration de la qualité de l'eau sur un bassin, nous avons mentionné que le marché politique pourrait être un instrument souhaitable dans la détermination de l'optimum social et des moyens à mettre en oeuvre pour tendre vers cet optimum, à la condition que des mesures spéciales puissent y être intégrées tel par exemple un processus formel de conciliation. Ce processus de conciliation permettrait notamment à tous les usagers de la ressource de faire valoir leurs préférences et la valeur qu'ils attribuent à cette ressource. Par ailleurs, compte tenu de sa situation d'intermédiaire active au processus de production et de mise en forme des instruments d'intervention, l'administration publique (le contrôleur) pourrait avantageusement s'inscrire à ce processus, notamment à l'égard de la sensibilisation des différents usagers de la ressource et des contribuables en générale en produisant ou s'associant à la production de l'information en-

vironnementale pertinente au processus de prise de décision et ce, afin de réduire les coûts de transaction des différents usagers de la ressource sur le bassin versant.

5.1 L'unité de gestion de base - le bassin versant

Pour s'exprimer adéquatement, la conciliation nécessite une unité de gestion de base permettant de regrouper, à tout le moins les représentants de l'ensemble des utilisateurs de la ressource. L'approche de protection de la ressource-eau par bassin versant a été reconnue et retenue par la majorité des pays afin de contrer les effets d'une gestion déficiente de la ressource (Bajard 1987). L'administration publique de la ressource-eau, à partir d'une unité de référence commune, devrait permettre la transition d'une gestion centralisée vers une gestion décentralisée et l'élaboration d'une politique de gestion axée davantage sur l'examen de la demande, une participation directe des usagers au processus de gestion et une définition claire des responsabilités (Commission mondiale sur l'environnement et le développement 1988).

Cette approche de protection par bassin versant a été adoptée par la "National Governors Association" et le "Water Quality 2000" aux États-Unis en appliquant le concept suivant :

"Federal, state and local stakeholders, public and private, join to evaluate the quality of and threats to aquatic resources within a basin or other hydrological defined area. These stakeholders devise solutions that employ authorities, expertise and resources available across the entire watershed team (Wayland 1993)."

L'utilisation de l'approche bassin vise à prendre en considération que :

- le milieu est préoccupé des impacts de ses activités sur la ressource;
- la recherche et l'établissement de solutions ainsi que la responsabilisation au niveau local et régional passe par le développement du partenariat entre les organisations publiques et privées;
- l'état de la qualité de l'eau, son véritable niveau de contamination passe par la connaissance de la contribution des pollueurs à la charge totale de pollution afin de les rendre responsable des dommages qu'ils créent à la ressource par

l'internalisation des coûts de restauration ou de protection de la ressource aux différents processus de production.

- finalement, il est nécessaire de réorienter les moyens d'intervention de façon à tenir compte des critères d'efficacité et d'équité, notamment en utilisant davantage l'intégration des politiques intersectorielles et les mécanismes du marché (Wayland 1993).

Dans cette même foulée et sous l'instigation de l'Association québécoise des techniques de l'eau, le ministère de l'Environnement du Québec se lançait en 1992 (AQTE 1993) dans l'expérimentation de la gestion de l'eau sur la base du bassin versant. Le bassin versant de la rivière Chaudière a été retenu comme bassin pilote. D'ailleurs, le Conseil de la conservation et de l'environnement du Québec (1993) proposait, à cet égard, des organismes de gestion représentatifs ou " associations de bassin " avec une représentation adéquate de tous les usagers et des gestionnaires locaux de la ressource.

De quelle façon ces " associations de bassin " pourrait-elle fonctionner considérant, comme mentionné précédemment, que la rationalité des différents acteurs au contrôle de la pollution serait déterminante quant au choix des instruments d'intervention et au niveau de contrôle qui serait affecté pour l'atteinte des objectifs de qualité de l'eau?

5.2 La conciliation

Initialement, la conciliation en matière d'environnement a été davantage associée au processus de négociation en matière de réglementation, prénommé 'REG-NEG' pour " Regulatory-negotiation ". Ces principales caractéristiques (Axon and Hann 1994) sont :

- "Regulatory negotiation is a type of alternative dispute resolution technique in which no third party plays a significant role in the determination of outcome.
- Regulatory negotiation is not to be confused with negotiated settlement. While both involve negotiation, regulatory negotiation is prospective in its orientation; its purpose is not so much to resolve specific disputes as it is to establish general rules that will influence behavior.
- Regulatory negotiation is intended as a supplement and alternative to conventional methods of rulemaking such as consultation and hearings.

- The purpose of regulatory negotiation is to produce better regulation - politically, procedurally and substantively - by regulation may have an opportunity to participate in the formulation of the regulation."

De plus, il est apparu un autre mode de règlement des conflits, proposé par le Bureau d'audiences publiques en environnement du Québec (BAPE), la médiation environnementale. Le BAPE (1994) propose pour cette dernière la définition suivante :

" Mode amiable de règlements des conflits dans lequel un tiers, impartial, amène les parties à trouver une solution à leur différend. "

Cet instrument se montrerait approprié pour le règlement des conflits issus des intentions de projets de promoteurs, notamment la possibilité donnée aux parties de proposer des solutions améliorant l'acceptabilité sociale des projets. Ces mêmes solutions pourraient contribuer au maintien de la qualité de l'environnement, mais demeurent spécifiques à certaines situations (par exemple : projets localisés dans l'espace et le temps, mise en place de mesures de mitigation).

Dans le même ordre d'idées, l'approche conciliatoire au contrôle de la pollution pourrait constituer une voie efficace pour atteindre un niveau acceptable de dépollution en prenant en considération lors de la conciliation, les contraintes respectives du contrôleur et des pollueurs. (Sasseville et Maranda 1992; Sasseville et Nolet 1994). La conciliation, généralement associée à la négociation, mais différente dans son approche, s'inscrirait dorénavant comme un moyen d'amélioration de l'efficacité des politiques dans les processus d'aménagement du territoire et de protection de l'environnement (Gorczynsky 1991; Mettan 1992; Ruegg 1992). Cette conciliation pourrait alors conduire à la détermination d'un niveau d'usage de la ressource ou d'un niveau de pollution acceptable pour l'ensemble des usagers et assurer une valeur pérenne à la ressource, c'est-à-dire une valeur de conservation ce qui conduirait à l'évaluer selon un coût social d'opportunité (Turner 1988). D'ailleurs, compte tenu des limites intrinsèques de substitution d'une ressource de l'environnement, la société dans son ensemble serait amenée dorénavant à considérer un tel coût qui vise à donner une valeur à la ressource. De cette façon, le choix collectif du niveau de

gestion privilégié pour une ressource par un processus formel de conciliation, constituerait une voie de prise en compte de l'efficacité au contrôle de la pollution de l'eau en marché politique dans une perspective économique (Sasseville et Maranda 1992; Sasseville et Nollet 1994) et de cette manière, la prise en compte du critère de choix collectif indiquerait que le marché politique pourrait être porteur d'efficacité.

Comment établir un mécanisme de conciliation permettant de tendre vers les caractéristiques de performance identifiés dans le troisième chapitre au regard de l'efficacité du programme de contrôle et de l'optimal social à atteindre?

Il convient de prendre note que la conciliation n'est pas une négociation, au sens que lui donne le " REG-NEG ". C'est une entente contractuelle, avec obligation de résultats entre des parties qui trouveraient une solution à leurs conflits d'utilisation de la ressource. Il peut sembler paradoxal que des acteurs que nous avons décrits précédemment comme des individus rationnels, au comportement égoïste et cherchant à maximiser leurs intérêts propres, sous l'influence d'objectifs organisationnels et de contraintes issues de leur environnement d'action, puissent adhérer à la conciliation.

Initialement, la conciliation se veut une négociation conciliante entre deux parties (le contrôleur et le pollueur) visant la mise en oeuvre d'une politique de contrôle de la pollution. Cette approche est basée sur la reconnaissance de la légitimité de la position de l'autre par chacune des parties et de leur réalité socio-économique respective. La conciliation devrait alors s'aménager à l'intérieur de contraintes, acceptées par les parties. Par exemple, dans le cas spécifique de la pollution agricole, les décisions à l'intérieur du ministère de l'Environnement sont influencées par plusieurs centres de décisions gouvernementales concernés par les dimensions socio-économiques de l'industrie bioalimentaire, par le contexte permanent de compressions des dépenses de l'État, par la forme et le contenu des moyens de contrôle retenus qui privilégient davantage le recours aux normes et également par le contexte international qui recommande le recours à certains types d'instruments économiques afin de réduire les distorsions sur le marché des échanges. Quant au pro-

ducteur agricole, ses décisions sont motivées par la nécessité de réduire les effets de toutes mesures externes sur ses marges de manoeuvre financière et technique (Sasseville et Maranda 1992).

Sur la base du bassin versant, il s'avère cependant nécessaire d'inviter à la conciliation tous les intervenants locaux ou régionaux compte tenu des différents usages et usagers de la ressource. Une telle conciliation élargie nécessiterait alors de fixer des règles strictes de fonctionnement afin d'obtenir un résultat et de compenser (ou mitiger) l'expression de la rationalité des acteurs en présence.

À ce propos, le Conseil de la conservation et de l'environnement du Québec (1993) suggérerait de créer des associations de bassin composées de membres du grand public, des industries, du secteur agricole, du monde municipal, des ministères, des peuples autochtones, des groupes d'intérêt locaux (environnementaux et autres). Ces associations auraient comme tâche de proposer et de mettre en oeuvre des plans de gestion consistant à faire le point sur l'état de la ressource, à déterminer les objectifs à atteindre, à établir les moyens à mettre en oeuvre, à planifier les interventions et à faire un suivi des interventions et des résultats. Toutefois, aucune indication n'est formulée quant à la façon d'en arriver à un tel plan de gestion opérationnel, ni quant aux critères de performance que ces plans devraient posséder.

Du point de vue de la mise en oeuvre pratique de processus s'apparentant à la conciliation, des expériences récentes sur le bassin de la rivière Chaudière, nous permettraient peut-être de cerner davantage les particularités de l'approche conciliatoire à la résolution du contrôle de la pollution de l'eau. Deux expériences en cours retiennent notre attention. La première et sans doute la plus importante étant donné l'impact potentielle de son action, est celle sur la gestion intégrée de l'eau par bassin versant où un Comité de bassin de la rivière Chaudière (COBARIC 1995) a été formé. Ce comité est formé de représentants des secteurs municipal, de l'agriculture, de l'industrie, des forêts, de la santé, des groupes environnementaux, de l'AQTE et d'un coordonnateur du ministère de l'Environnement et de

la Faune. Le mandat de ce comité est de proposer au ministre de l'Environnement et de la Faune " quel type d'organisation (agence, régie, table de concertation, etc.) pourrait être créé, de quels pouvoirs devrait-elle disposer, quel serait son mode de fonctionnement et de financement ". Jusqu'à présent, le comité a rencontré nombre de personnes-ressources pour l'informer des différentes problématiques afférentes à la ressource sur le bassin versant et un plan de communication a été adopté. De plus, le comité s'est donné huit principes d'action. Il semble donc que le processus de concertation soit bien enclenché et qu'il s'agit d'un succès, à tout le moins de par le résultat obtenu jusqu'à maintenant, en réunissant des intervenants aux intérêts divergents autour d'un objectif commun.

La deuxième expérience est celle de Fertior. Il s'agit de la formation d'une coopérative regroupant, pour le moment, des producteurs agricoles en vue de gérer les surplus de li-siers, source importante d'éléments nutritifs à fort potentiel polluant. Toutefois, ce groupe ne compte pour le moment que peu de représentants des autres usagers de la ressource sur le bassin, contrairement à COGEO-Lanaudière où des représentants de municipalités et de groupes environnementaux siègent au conseil d'administration (Parent 1995).

Ainsi, si ces expériences en cours ont réussi à réunir des usagers de la ressource aux intérêts divergents, à les concerter sur la nécessité d'une action commune en rapport avec une problématique précise, les étapes suivantes seront plus difficiles à réaliser au fur et à mesure que se feront sentir les contraintes propres à chacun. Un mécanisme de conciliation pourrait permettre d'en arriver à des choix efficaces.

Le point de départ de la conciliation est l'obligation pour l'ensemble des participants d'adhérer à des règles de fonctionnement précises. La première de ces règles est la nécessité pour chaque partie partenaire à la conciliation, de reconnaître la légitimité des autres parties, de respecter leur rôle et leur réalité. Deuxièmement, les résultats de la conciliation donneraient lieu à un contrat signé entre les participants avec obligation de résultats. Troisièmement, il est nécessaire que l'ensemble des participants à la conciliation, peu importe leurs objectifs organisationnels et leurs contraintes d'action, conviennent de la nécessité de

supporter un certain niveau de pollution de la ressource principalement parce que l'objectif de rejet zéro est irréaliste considérant les coûts sociaux à y investir et considérant qu'il est inadéquat de mettre une majorité de pollueurs en faillite. La représentation des utilisateurs de la ressource devrait permettre d'éviter de reproduire à l'échelle du bassin versant les imperfections du marché politique actuel où les groupes de pression seraient surreprésentés et avec des moyens que les individus ou les groupes moins organisés n'ont pas. En ce sens, il serait possible soit de confier la conciliation aux élus locaux avec consultation populaire quant aux solutions à réaliser, soit d'élire ou de nommer en nombre égal des représentants des différents usagers. Par ailleurs, l'État en tant que gestionnaire de la ressource serait également représenté au comité de conciliation. Enfin, le résultat de la conciliation pourrait faire l'objet d'une consultation populaire.

La conciliation est basée sur le principe que la " négociation conciliante " vise à obtenir des objectifs d'usages pour la ressource et l'ensemble des usagers. Ces derniers trouveraient alors plus avantageux de s'entendre, en d'autres termes les bénéfices de la conciliation seraient supérieurs à ceux obtenus en l'absence de celle-ci. Ainsi, l'abandon de la conciliation impliquerait le statu quo sur le niveau d'enlèvement des polluants. Nous avons vu dans les chapitres précédents que ce niveau était sous-optimal compte tenu des efforts déjà consentis ou des efforts supplémentaires à consentir pour tendre vers un niveau souhaitable. La conciliation serait alors le résultat de cette négociation. Qu'est-ce qui serait alors négociable?

Premièrement, il conviendrait de déterminer un objectif d'amélioration de la qualité de l'eau réaliste, tenant compte des préférences des usagers de la ressource, par exemple une amélioration de 50 % de la qualité de l'eau. Nous avons vu précédemment (premier principe d'efficacité) que la détermination d'un niveau souhaitable et l'allocation des ressources afférentes nécessiterait l'expression des préférences des usagers et leur propension à défrayer les coûts ou une portion des coûts du contrôle.

Deuxièmement, il conviendrait de fixer les délais de réalisation afin de réduire l'impact des mesures de contrôle non seulement sur les pollueurs mais également sur l'ensemble des utilisateurs de la ressource, étant donné la nécessité de mettre en oeuvre des solutions s'appuyant sur le principe pollueur-payeur ou ce qu'il convient de nommer maintenant par le principe de " l'utilisateur-payeur " (deuxième principe d'efficacité) plus conforme aux recommandations de l'OCDE en matière de gestion de l'eau.

Troisièmement, la conciliation devrait convenir des méthodes de transferts entre l'État et le milieu, indépendamment des ministères responsables des enveloppes de transfert ainsi que du partage des coûts. Il serait peu réaliste en effet de convenir d'appliquer strictement le principe de l'utilisateur-payeur et de mettre fin brusquement à tous les transferts, compte tenu de la reconnaissance des parties à la conciliation de ne pas mettre une majorité de pollueurs à la faillite, ni évidemment d'imposer un fardeau fiscal supplémentaire aux contribuables.

Quatrièmement, la conciliation devrait convenir de l'apport des différentes technologies disponibles ou potentielles à la résolution des différents problèmes. Il serait nécessaire que cet apport prenne en considération les rapports coûts-efficacité les plus avantageux des technologies ou favorise l'égalisation du coût marginal social de l'enlèvement des charges polluantes (troisième principe d'efficacité).

Enfin, cinquièmement, il serait nécessaire que la solution à réaliser sur le bassin se fasse de concert entre tous les usagers de la ressource. Ces derniers conviendraient du partage des responsabilités et imposeraient que la solution retenue s'appuie sur les critères d'efficacité décrits dans les chapitres précédents, et ce afin d'obtenir une amélioration de la qualité de l'eau à la hauteur des coûts consentis à son assainissement et afin de contribuer à la sauvegarde pérenne des investissements déjà réalisés sur le bassin..

L'arbitrage entre les bassins se réaliserait au niveau provincial, alors que la responsabilité des régions concernées par un bassin versant serait d'imposer la détermination d'un contrat de bassin sur la base des paramètres mentionnés ci-dessus.

La conciliation pourrait alors avantageusement créer des opportunités d'action et de ressources aux intervenants stratégiques (usagers de la ressource, municipalités, MRC, ministères sectoriels et autres) directement concernés par la gestion de la ressource et elle ne constituerait pas uniquement un aménagement du cadre réglementaire.

Cette situation imposerait également une redéfinition du rôle de l'État et de ses différents ministères dont les responsabilités sont complémentaires mais non intégrées et réparties par secteur économique selon les clientèles desservies par les biens publics produits. La conciliation tiendrait davantage compte de la nature de la ressource à gérer et de la ou des stratégies à mettre en oeuvre pour le bénéfice de l'ensemble des usagers et la pérennité de la ressource.

Pour permettre à l'ensemble des parties à la conciliation de trouver les termes acceptables et efficaces du contrat de bassin à réaliser, il serait nécessaire d'abord que l'État puisse alimenter le processus de conciliation de l'information disponible sur *la nature de la ressource*.

Ce premier élément fait référence aux différents facteurs scientifiques et techniques nécessaires à la connaissance de la ressource (en tant qu'objet de gestion). L'appréhension de la ou des problématiques de dégradation consécutives à la présence de polluants en quantité suffisante pour réduire la capacité autoépuratrice naturelle ou aménagée de la ressource et l'établissement des capacités (limites) scientifiques et techniques de résolution de la problématique soulevée seraient nécessaires à la compréhension fine des processus de pollution et des technologies nécessaires au contrôle.

Les aspects formellement pris en compte dans la préparation de la base de l'information, en fonction d'une approche Pression-État-Réponse (OCDE 1994), par l'administration publique porteraient sur les caractéristiques de la ressource (propriétés physiques, chimiques, biologiques, etc.), l'état de la ressource (quantité et qualité), sur les différentes technolo-

gies d'exploitation de la ressource¹²⁵, sur l'interdépendance des différentes ressources et des usages¹²⁶, sur les types de pollution (ponctuelle, diffuse¹²⁷), sur le suivi environnemental (monitoring)¹²⁸ et sur la panoplie des technologies de contrôle¹²⁹. Cette base de connaissance, mise à jour régulièrement afin de suivre l'effet de la solution issue de la conciliation, permettrait de satisfaire les besoins d'information¹³⁰ concernant les effets sur l'environnement des différents usages et sur les coûts et les effets des différents programmes sur la ressource.

Par ailleurs, les besoins d'informations générés par l'appréhension limitée des différents acteurs concernés par la gestion de la ressource, besoins concernant particulièrement la détermination de la capacité support, l'évaluation des relations causes à effets, les interactions entre les ressources et leurs usages et la détermination des bénéfices de l'action publique peuvent augmenter l'incertitude dans le processus de décision. Ainsi, compte tenu de la nature de la ressource à gé-

¹²⁵ En milieu agricole, elles correspondent aux différentes pratiques dont la modulation peut réduire ou augmenter les pressions sur la ressource-eau. En milieu urbain, elles correspondent à l'utilisation de l'eau à des fins de consommation, de rejets d'eaux usées, de récréation, etc., ce sont en fait les éléments de pression envers la ressource.

¹²⁶ Cette notion d'interdépendance, (connaissance des impacts) reliée à celle d'externalités des économistes, augmente la difficulté de bien gérer la ressource (Sproule-Jones 1982). Par exemple, les phénomènes d'érosion et de ruissellement traduisent clairement l'interdépendance sol-eau à l'égard des différentes pratiques agricoles. De plus, les différents usages reliés à l'utilisation de l'eau peuvent être incompatibles, nous n'avons qu'à penser à la consommation de l'eau versus la disposition des eaux usées. Ce sont les différents aménagements aux écosystèmes qui caractérisent les niveaux de productivité et de récupération des ressources.

¹²⁷ L'impact de la pollution diffuse étant aléatoire et fonction de nombreux facteurs géoclimatiques, il est par conséquent difficile d'établir non seulement un suivi environnemental mais également un contrôle suffisant permettant de pouvoir fixer des normes d'émissions adéquates reflétant l'apport individuel à la charge de pollution pour un bassin versant donné (Chuis et Dupont 1993; Gangbazo et al. 1994).

¹²⁸ Le suivi environnemental est une condition essentielle à l'établissement de l'état de l'environnement puis au suivi des interventions visant la réduction des charges polluantes afin de pouvoir évaluer l'efficacité des mesures de contrôle au chapitre de la récupération de la ressource. D'ailleurs, dans son approche Pression-État-Réponse, l'OCDE (1994) accorde une importance primordiale à la cueillette de données transformées en indicateurs comme élément d'information structurant l'action de l'État.

¹²⁹ On fait souvent référence à ces technologies sous le vocable anglais de "best management practices" pour l'assainissement agricole ou de "best available technology" pour l'assainissement industriel et urbain.

¹³⁰ Cette information est d'autant plus pertinente lorsque certains aspects du coût social affectent la santé ou la survie (environnement), il peut être beaucoup plus approprié de les prendre en compte en termes de contraintes physiques (données environnementales). Le but étant de transmettre de l'information aux décideurs ou au public, rien n'indique que les données monétaires soient supérieures aux données physiques. Dans le même ordre d'idée, si aucune donnée précise ne peut être obtenue en termes monétaires, une donnée physique précise est de loin préférable (Nash 1983).

rer, l'absence ou la méconnaissance¹³¹ d'un ou de plusieurs des domaines mentionnés ci-dessus, pourrait affecter l'efficacité de l'instrument d'intervention retenu. La connaissance et sa traduction en information de gestion sont des processus structurant l'action. La mise en commun des informations et des risques associés à cette méconnaissance en fonction des niveaux d'usages désirés comme élément de base au processus de conciliation permettrait l'appréhension et le partage des risques et des incertitudes entre les usagers de la ressource et le contrôleur.

Conclusion

Ainsi, nous avons vu que l'État était confronté, dans sa recherche de solutions cohérentes pour réduire les niveaux de pollution, à mettre en oeuvre divers instruments d'intervention. Les instruments traditionnels privilégiés se sont avérés jusqu'à présent peu performants pour rencontrer des critères de performance visant l'atteinte d'un optimum social. Il apparaît que les informations véhiculées par le marché politique refléteraient davantage la rationalité des différents acteurs au contrôle de la pollution et que le choix des moyens d'intervention serait davantage orienté vers l'adhésion du plus grand nombre et la minimisation des risques politiques. Néanmoins, l'État serait en mesure de mettre en oeuvre divers moyens performants sur la base des critères de performance, en utilisant le marché politique pour déterminer un niveau d'usage de la ressource et un niveau de contrôle selon un optimum de bien-être social en faisant intervenir dans un processus de conciliation, les intervenants stratégiques sur un bassin versant pour le contrôle de la pollution de l'eau.

Ainsi, si la base de la théorie économique propose la mise en oeuvre d'instruments du contrôle les plus performants pour corriger l'échec de marché, nous avons montré que la réalité nous imposait de reconnaître que de nombreux facteurs techniques et culturels issus de l'organisation sociale, politique et institutionnelle limiteraient le choix des instruments de contrôle à l'élaboration de la *solution de contrôle la plus performante* eu égard à la ca-

¹³¹

Il va sans dire que la connaissance parfaite est un objectif irréaliste. C'est davantage la prise en compte des connaissances disponibles sur les différents aspects mentionnés incluant l'incertitude rattachée à une information imparfaite et les interactions potentielles ainsi que l'intégration de ces connaissances entre les différents domaines de connaissance qui constituent la véritable difficulté.

pacité politico-institutionnelle et organisationnelle (en fonction de ses limites intrinsèques) de mettre en oeuvre ses propres outils de contrôle et qu'il s'agit de la meilleure façon de faire dans les circonstances. À cet égard, l'approche conciliatoire, appuyée par des critères d'efficacité, pourrait constituer une solution performante pour le contrôle de la pollution de l'eau sur un bassin versant.

BIBLIOGRAPHIE

- Adler, R.W. (1993). Revitalizing the Clean Water Act. *Environment*, 35 (9) : 4-5.
- Allison, G.T. (1971). *Essence Of Decisions - Explaining the Cuban Missile Crisis*. Little, Brown and Co., Boston, 338 p.
- Alm, A.L. (1992). A need for new approaches. *EPA-Journal*, May-June : 7-28.
- Anderson, J.E. (1979). *Public Policy Making*. Holt, Rinehart and Winston, NY, 200 p.
- Anderson, T. (1991). Government failure - The cause of global environmental mismanagement. *Ecological economics*, 4 : 215-236.
- Anonyme (1994). *Instruments économiques et obstacles à de saines pratiques environnementales*. Environnement Canada, 87 p.
- 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.
- Arbour, S. (1994). *État de l'environnement de la région Chaudière-Appalaches*. Conseil régional de l'environnement Chaudière-Appalaches, 280 p.
- Axon, L. and B. Hann (1994). *Regulatory Negotiation: Issues and Applications*. Working Document, Research and Statistics Directorate, Corporate Management, Policy and programs Sector, Department of Justice Canada, 164 p.
- Bajard, Y. (1987). La gestion de l'eau et des milieux aquatiques. *Interface* 8 (5) : 22-25.
- BAPE (1994). *La médiation environnementale : une nouvelle approche au BAPE*, Collection "Nouvelles pistes". Bibliothèque nationale du Québec, Québec, 65 p.
- Barde, J.P. et E. Gerelli (1977). *Économie et politique de l'environnement*. Presses Universitaires de France. L'économiste.
- Barde, J.P. (1992). *Économie et politique de l'environnement*. Presses Universitaires de France, 383 p.
- Barré, R. and B.T. Bower (1981). Water management in France, with special emphasis on water quality management and effluent charges. In : Bower, B.T., R. Barré, J. Kiihrer and C.S. Russel. *Incentives in water quality management : France and Ruhr area*. Resources for the future. The John Hopkins Press, Baltimore, chap. 10-11 : 183-209.

- Baumol, W.J. and W.E. Oates (1988). *The theory of environmental policy*. Second edition. Cambridge University Press, Cambridge, 299 p.
- Bellavance, M. 1985. Les politiques gouvernementales - Élaboration, gestion et évaluation. Les Éditions Agence d'Arc Inc., Montréal, 268 p.
- Biniak, J.P. (1986). Cost-benefit analysis : An evaluation. In : *Controversies in environmental policy*, eds. S. Kamieniecki, R. O'Brian and M. Clarke, State University of NY Press, p. 136-152.
- Bohm et Russel (1985). Alternative Policy Instruments. In : *Handbook of natural resource and Energy Economics*, (vol. 1) A.V. Kneese, et al., ed. North Holland: Amsterdam.
- Boucher, J.-M. (1992). Rôle et mandat d'une direction régionale du ministère de l'Environnement du Québec. Dans : *La PME et l'environnement*, colloque présentée le 4 octobre 1990 par le Comité de l'environnement de l'Ordre des ingénieurs du Québec.
- Breton, A. and R. Winthrobe (1986). *The logic of bureaucratic conduct : An economic analysis of competition, exchange and efficiency in private and public organisations*. Cambridge University Press, Cambridge, 195 p.
- Brewer, G.D. and P. DeLeon (1983). *The Foundation of policy analysis*. The Dorsey Press, Homewood, Illinois, 411 p.
- Caiden, G.E. (1991). What really is Public maladministration. *Public Administration Review*, vol 51 (6): 486-493.
- Carter, R. (1984). *Les finances publiques*. Dans : *Le management des affaires publiques*. A. Rivérin, ed. G. Morin, Chicoutimi, 425 p.
- Cluis, D. et J. Dupont (1993). Des technologies informatiques au service de la gestion intégrée de la ressource eau à l'échelle du bassin versant. *Sciences et Techniques de l'eau*, 26 (3) : 185-190.
- Comité de bassin de la rivière Chaudière, 1995. Rapport d'étape des travaux du COBARIC sur la gestion intégrée de l'eau par bassin versant. 49 p.
- Commission mondiale sur l'environnement et le développement (1988). *Notre avenir à tous*.
- Consultants BPR (1990). *Analyse de la situation des surplus des lisiers et propositions d'une structure de gestion, région Chaudière-Appalaches*: rapport final, 10 p.
- Cropper, M.L. and W.E. Oates. (1992). Environmental Economics: A Survey. *Journal of Economic Literature*, Vol. XXX : 675-740.
- Crowley, M. (1991). *Le marché politique comme mécanisme de réduction de l'incertitude dans le contrôle de la pollution; le cas de l'assainissement des eaux usées municipales au Québec de 1978 à 1987*. Thèse de doctorat, INRS-Eau, 289 p.

- Crozier, M. et E. Friedberg (1977). *L'acteur et le système - Les contraintes de l'action collective*. Éditions du Seuil, Paris, 437 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.
- Dales, J.H. (1968). *Pollution, Properties, and Taxes*. Toronto : U. of Toronto Press.
- Davis, O.A. et M.I. Kamian (1975). Économies externes, information et action collective. Dans : *Économie de l'environnement*. Dorfman et Dorfman, eds, Calman-Lévy, France, p. 103-128.
- Dorfman, R. et N.S. Dorfman, EDS. (1975). *Économie de l'environnement*. Calmann-Lévy, France, 316 p.
- Downing, P.B. (1984). *Environmental economics and policy*. Little, Brown and Company, Boston, 334 p.
- Dunn, J.W. and J.S. Shortle (1988). Agricultural nonpoint source pollution control in theory and practice. *Marine Resources economics*, 5 : 259-270.
- Feitelson, E. (1992). An alternative role for economic instrument : sustainable finance for environmental management. *Environmental management*, vol. 16, no 3 : 299-307.
- Folmer, H. and E. Van Ierland (1989). *Valuation methods and policy making in environmental economics*. Elsevier, NY, 259 p.
- Gangbazo, G., D. Cluis et C. Bernard (1994). Contrôle de la pollution diffuse agricole à l'échelle du bassin versant. *Sciences et techniques de l'eau*, vol. 27 (2) : 33-39.
- Gorczynst, D.M. (1991). *Insider's guide to environmental negotiation*. Lewis Pub. inc., Michigan, 242 p.
- Grefte, X. (1981). *Analyse économique de la bureaucratie*. Economica, Paris, 233 p.
- Hahn, R.W. (1989). A new approach to design of regulation in the presence of multiple objectives. *Journal of environmental economics and management*, 17, 195-211.
- Hahn, R.W. (1989). Economic prescriptions for environmental problems: Wow the patient followed the doctor's orders. *J. Economic Perspectives*, vol.3(2): 95-114.
- Herber, B.P. (1975). *Modern Public Finance, The Study of Public Sector economics*. R.D. Irwin Inc., ed. Homewood, Illinois, 468 p.
- Haimes, Y.Y., K. Tarvainen, T. Shima and J. Thadathil (1990). *Hierarchical multiobjective analysis of large-scale systems*. Hemisphere Publishing Corporation, New York, 323p.

- Ingersoll, T.G. and B.R. Brockband (1986). The role of economic incentives in environmental policy. In : *Controversies in environmental policy*, eds. S. Kamieniecki, R. O'Brian and M. Clarke, State University of NY Press, p. 201-222.
- Johansson, P.-O. (1993). *Cost-benefit analysis of environmental change*. Cambridge University Press, 232 p.
- Jakobson, K.M. and A.K. Dragun (1991). Water and soil management in New Zealand. *Journal of Environmental Management*, 33 : 1-16.
- Kernaghan, K. (1982). Responsible public bureaucracy. In : *Public administration in Canada*. Selection readings, fourth Edition, K. Kernaghan, ed., Methuen Press, Toronto, p. 289-306.
- Kneese, A.V. (1984). *Measuring the benefits of clean air and water*. Resources for the future inc./Washington, D.C., 159 p.
- Knopman, D.S. and R.A. Smith (1993). Twenty years of Clean Water Act. *Environment*, 35 (1) : 17-20; 34-41.
- Kramer, R.A., W.T. Mcsweeny, W.R. Kern and R.W. Stavros (1985). An evaluation of alternatives policies for controlling agricultural nonpoint source pollution. *Water Resources Bulletin*, 20(6) : 841-846.
- Long, B.L. (1991). Gérer l'environnement. *L'observateur de l'OCDE*, no 168, : 4-7.
- Marceau, R. (1986). *Des élus et des milliards : l'assainissement des eaux usées domestiques au Québec*. Collection Bilans et perspectives, Québec, 196 p.
- Marceau, R. (1989). L'assainissement des eaux au Québec : Planification et marché. *Sciences et Techniques de l'eau*, vol. 22, (2) : 125-129.
- Marceau, R., J.-L. Migué et P. Simard (1989). L'environnement et la solution capitaliste. *L'Analyse*, 25 : 10-13.
- Marceau, R., J.-L. Migué (1993). Pollution taxes, Subsidies and Rent Seeking. *Can. J. Econ.* 26 (2) : 355-365.
- MENVIQ (1987). *La pollution agricole au Québec : Problématique, état des connaissances et stratégies d'intervention*. Direction du milieu agricole et du contrôle des pesticides, Sainte-Foy, Québec, 87 p.
- MENVIQ (1987). *Un nouveau Cap environnemental*.
- MENVIQ (1988). *Contribution agricole pour dix tributaires du fleuve Saint-Laurent*. Direction du milieu agricole et du contrôle des pesticides.

- MENVIQ-SQAE (1988). *Programme d'assainissement des eaux du Québec: Guide technique sur la réalisation des études préliminaires.*
- MENVIQ (1989). *Gestion par résultats : Sommaire des données 1988-1989.* Direction des stratégies et politiques environnementales, 129 p.
- MENVIQ-MAPAQ (1992). *Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers (PAAGF, Évaluation du programme.* Québec, 38 p.
- MENVIQ (1992). *Rapport du Comité interministériel d'évaluation sur le Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers (PAAGF),* janvier 1992.
- MENVIQ-SQAE (1992). *Rapport du comité SQAE-MENVIQ sur le fonctionnement actuel et futur du Programme d'assainissement des eaux du Québec.* Document Résumé, 31 p.
- MENVIQ (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.
- MENVIQ (1993). *Rapport annuel 1990-1993.*
- MENVIQ (1993). *Rapport d'évaluation: Programme d'assainissement des eaux (volet urbain),* 157 p.
- Mestre, E., L.F. Leon and P. Martinez-Austria (1994). Integral approach to water quality conservation in Bassins. *Water Resource development*, vol. 10 (3) : 277-289.
- Mettan, N. (1992). Place de la négociation dans les processus d'aménagement du territoire et de protection de l'environnement. Dans : *La négociation : Son rôle, sa place dans l'aménagement du territoire et la protection de l'environnement.* Presses polytechniques et universitaire, chap. 6 : 79-94.
- Ministère des Affaires Municipales (1993). *Répertoire des municipalités du Québec, 1992.* Publications du Québec.
- Mueller, D.C., (1989). *Public Choice II.* Cambridge University Press, N.Y., 518 p.
- Nash, C.A. (1983). The theory of social cost measurement. In : Haveman, R.H. and J. Margolis ed. *Public expenditure and policy analysis*, Third ed. Houghton Mifflin Co., Boston, chap. 3 : 56-79
- OCDE (1972). *Le Principe Pollueur-payeur.* Monographie sur l'environnement.
- OCDE (1989). *Instruments économiques pour la protection de l'environnement.* OCDE, Paris.
- OCDE (1992a). *Défaillances des marchés et des gouvernements dans la gestion de l'environnement : Le cas des transports.* Paris, 102 p.

- OCDE (1992b). *Évaluation des avantages et prise de décision dans le domaine de l'environnement*. Paris, 61 p.
- OCDE (1993). *Politiques de l'agriculture et de l'environnement : Possibilités d'intégration*. Paris, France, 114 p.
- OCDE (1994). *Indicateurs d'environnement*, Paris.
- Okun, L. (1975). *Equality and efficiency: The Big Trade Off*. The Brookings Institution, Washington, D.C.
- Olson, M. (1965). *The Logic of Collective Action*.
- O'Neil, W.B. (1980). *Pollution permits and markets for water quality*. PhD thesis, University of Wisconsin-Madison, 187 p.
- Opschoor, J.B., A.F. De Savornin Lohman et H.B. Vos (1994). *Gérer l'environnement: le rôle des instruments économiques*, OCDE, Paris, 24 p.
- Parent, G. (1995). Les organismes de gestion des surplus de fumier: une occasion pour le région de se prendre en main. *Vision Science* (Ministère de l'Environnement et de la Faune), vol. 3 (1) : 11-12.
- Patton, C.V. and D.S. Sawicki (1986). *Basic methods of policy analysis and planning*, Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 450 p.
- Pearce, D.W. et A. Markandya (1989). *L'évaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement*. OCDE, Paris, 91 p.
- Pearce, D.W. and R.K. Turner (1990). *Economics of natural resources and the environment*. Harvester Wheatsheaf, NY, 373 p.
- Pearse, P.H. (1986). Developments in Canada's Water Policy. Dans : *La gestion des ressources en eau : compte rendu d'un colloque international*. L'Institut de recherches politiques et l'Institut d'administration publique du Canada. Bibliothèque nationale du Québec. p. 1-17.
- Phipps, T.T. and P.R. Crosson (1986). Agriculture and the environment : an Overview. In: *Agriculture and the environment*, T.T. Phipps, P.R. Crosson and K.A. Price, eds. Resources for the future, Washington, p. 3-31.
- Pondavan, C. (1989). *La théorie de la réglementation : efficacité économique ou efficacité politique*. Librairie générale de droit et de jurisprudence, Paris, 408 p.
- Primeau, S. et Y. Grimard (1990). Rivière Yamaska, 1975-1988. Volume 1: Description du bassin versant et qualité du milieu aquatique. Ministère de l'Environnement du Québec, Envirodoq, EN900060, 136p.

- Rees, J. (1990). Pollution control objectives and the regulatory framework. In : *Sustainable environmental management : Principles and practice*, Turner, K.J. ed. Belhaven Press and Westview Press, p. 170-189.
- Rolston, H. III (1988). *Environmental ethics : Duties to and values in the natural world*. Temple University Press, Philadelphia, 391 p.
- Ross, J (1992). Médiation des conflits liés à l'utilisation du sol, Dans: chap. 7 : p. 95-108.
- Sabetier, P. (1975). Social movements and regulatory agencies : Toward a more adequate and less pessimistic theory of clientele capture. *Policy Science*, 6 (301) : 309-310.
- Sasseville, J.L. (1992). *Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers : Dimensions critiques du succès du programme et hypothèses de politique de contrôle*. INRS-Eau, Rapport scientifique no 344, 53 p.
- Sasseville, J.L., Y. Maranda, E. Van Bochove et D. Couillard (1990). *Théorie du contrôle de la pollution agricole et efficacité des politiques de contrôle de la pollution*. INRS-Eau, Rapport scientifique no 302, 43 p., 2 annexes.
- Sasseville, J.L. et Y. Maranda (1992). L'approche conciliatoire dans le contrôle de la pollution agricole. *Écodécision*, sept.: 79-82.
- Sasseville, J.L. et J. Nolet (Éditeurs) (1994). *Cadre théorique pour le contrôle de la pollution en provenance des principales productions animales*. Rapport de recherche no. 374, vol. 2, INRS-Eau, 88 p.
- Sasseville, J.L. et J.F. Blais (Éditeurs) (1994). Les mesures d'efficacité énergétique électrique dans le secteur de l'eau. Volume 3. Les mesures d'efficacité énergétique pour l'épuration des eaux usées municipales. Rapport scientifique, no 405, INRS-Eau, 161 p.
- Service de Protection de l'Environnement (1979). *Rapport annuel 1978-1979*, Québec.
- Schrecker, T.F. (1984). *L'élaboration des politiques en matière d'environnement*. Série Protection de la vie, Commission de réforme du droit du Canada, Montréal, 124 p.
- Shaw, W.D. (1991). Environmental economics : Can economics help mother earth. *Environmental conservation*, 18(3) : 237-242.
- Shortle, J.S. and J.W. Dunn (1986). The relation efficiency of agricultural source water pollution control policies. *American Journal of Agricultural Economics*, August : 667-668.
- Simoneau, M. et Y. Grimard (1989). Qualité des eaux du bassin de la rivière l'Assomption, 1976-1987. Ministère de l'Environnement du Québec, Envirodoq EN890318, 234 p.
- Simoneau, M., 1991. Qualité des eaux du bassin de la rivière Chaudière 1976 à 1988. Ministère de l'Environnement du Québec, Envirodoq EN910053, 190 p.

- Slivitzky, M. (1986). Un résumé des délibérations. Dans : *La gestion des ressources en eau : compte rendu d'un colloque international*. L'Institut de recherches politiques et l'Institut d'administration publique du Canada. Bibliothèque nationale du Québec, p. 186-206.
- Sproule-Jones, M. (1982). Public choice theory and natural resources : methodological explication and critique. *The American Political Science Review*, vol. 76 (4) : 790-804.
- Statistiques Canada, 1993. L'observateur économique, no 11-010.
- Trebilcock, M.J., D.G. Hartle, J.R.S. Prichard et D.M. Dewees (1982). *Le choix des instruments d'intervention*. Approvisionnement et Services Canada, Ottawa, 133 p.
- Turner, R.K. (1988). Sustainability, Resource Conservation and Pollution Control: An overview. In : R.K. Turner, ed., *Sustainable Environmental Management: Principles and Practice*, Belhaven Press and Westview Press, Boulder Co., chapitre 1, p.1-25.
- Turner, K.R. (1992). Défaillances des politiques dans la gestion des zones humides. Dans : OCDE, *Les défaillances du marché et des gouvernements dans la gestion de l'environnement : les zones humides et les forêts*. Paris, 89 p., Chap. I.
- Water Quality 2000 (1992). *A National Water Agenda For The 21st Century*. Water Quality Federation, USA, 158 p.
- Wayland, R. (1993). What progress in improving water quality ? *Journal of Soil and Water Conservation* : 262-266.
- Wilson, R.R. (1994). An Integrated River Management Model : the Connecticut River Management Program. *Journal of Environmental Management*, 4 : 337-348.

APPENDICE 1
CHAMPS D'ACTION RETENUS PAR LE MINISTÈRE DE
L'ENVIRONNEMENT

- | | |
|---|--|
| 02.0 Contrôle de l'usage des pesticides | <ul style="list-style-type: none">• Analyser et autoriser les projets soumis.• Appliquer la Loi sur les pesticides et ses règlements (émission de permis et certificats, attestations, enquêtes et inspection, réalisation du bilan)• Effectuer le suivi environnemental. |
| 08.1 Incitation à l'exploitation durable des ressources en milieu agricole | <ul style="list-style-type: none">• "Opérations régulières (établissements production animale)"<ul style="list-style-type: none">• Analyser et autoriser les projets d'établissements de production animale et de lieux d'entreposage des fumiers.• Procéder à la surveillance de la gestion des établissements de production animale et des fumiers sur les fermes.• Assurer le suivi et le contrôle des certificats d'autorisation émis.• Fournir dans certains cas des avis spéciaux sur des dossiers particuliers ayant trait à la pollution de l'eau ou de l'air en milieu agricole.• Participer sur demande à la préparation de règlements ou directives.• Préparer les dossiers de poursuite, le cas échéant.• "Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers"• Identifier et caractériser les sources de pollution provenant des établissements de production animale en planifiant l'inventaire régional des établissements de production animale,<ul style="list-style-type: none">• en réalisant les inventaires pour obtenir les informations et les données techniques nécessaires à la bonne gestion des requérants et des subventions eu égard aux résultats environnementaux prévus;• en traitant rationnellement les données recueillies en regard des directives et règlements du ministère.• Planifier, programmer et réaliser les interventions correctives suites aux inventaires en prenant en compte les budgets alloués à cet item, les zones de concentration ani- |

male prioritaires et le suivi environnemental de la qualité des eaux de surface se rattachant spécifiquement au programme d'aide et aux interventions correctives.

- Contribuer sur demande à l'identification des projets de recherche de développement jugés prioritaires.
- Gérer et traiter les demandes d'aide financières ayant trait aux objets suivants :
 - la construction d'une nouvelle structure d'entreposage, incluant l'agrandissement, la réparation ou la modification de structures existantes;
 - le crédit pour investissement pour les structures d'entreposage existantes;
 - la mise en place d'équipements et de structures visant la réduction des eaux de dilution du fumier, lisier ou purin;
 - l'achat et l'installation d'équipements pour le traitement des eaux de laiterie de ferme;
 - l'achat ou la modification d'équipements spécialisés pour l'épandage en post-émergence.
- Ceci se fait en collaboration étroite et constante avec les intervenants régionaux du MAPAQ.
- Fournir toute l'information jugée utile ou sur demande à la clientèle agricole de même qu'aux autres intervenants du secteur agricole (MAPAQ, UPA, gens de la profession, etc.)
- Assurer le suivi régional des activités de promotion et de démonstration qui seront réalisées sur les "fermes-modèles" en collaboration avec les intervenants du MAPAQ.
- Participer à la mise en place des organismes de gestion des surplus de fumier dans les bassins hydrographiques jugés prioritaires et en faire le contrôle et le suivi au niveau des activités et des résultats environnementaux en collaboration étroite avec plusieurs intervenants régionaux du secteur agricole.
- Collaborer progressivement aux activités de suivi environnemental réalisées par certaines unités administratives centrales, principalement la Direction de la qualité des cours d'eau.

CHAMP D'ACTION**RESPONSABILITÉS/ACTIVITÉS**

- | | |
|---|---|
| 09.1 Contrôle de la qualité des eaux de consommation | <ul style="list-style-type: none">• S'assurer que les exploitants d'un système de distribution d'eau se conforment à la réglementation sur l'eau potable tant au niveau de la fréquence des prélèvements qu'en ce qui concerne la qualité bactériologique et physico-chimique.• Effectuer les actes requis par la réglementation sur les aqueducs privés.• Procéder aux enquêtes de besoins concernant l'eau potable.• Analyser et autoriser les systèmes d'alimentation, de distribution et de traitement de l'eau potable pour les municipalités, les entreprises privées d'aqueduc, les institutions, les entreprises et les endroits publics et commerciaux. |
| 09.2 Contrôle de la qualité des eaux de baignade | <ul style="list-style-type: none">• Maintenir un programme continu d'échantillonnage et d'analyse des eaux de baignade et un programme de diffusion de l'information relative à leur qualité.• Contrôler la qualité des eaux de baignade et diffuser l'information relative à leur qualité.• Effectuer "l'opération plage" selon les critères définis par les autorités.• Analyser et autoriser les projets de pataugeoires et piscines publiques. |
| 10.1 Épuration des eaux usées domestiques-ouvrages collectifs | <ul style="list-style-type: none">• "Suivi des stations d'épuration"<ul style="list-style-type: none">• Faire le suivi du fonctionnement des stations d'épuration construites dans le cadre du Programme d'assainissement des eaux et de celles construites avant le programme et qui sont encore fonctionnelles.• Analyser et autoriser les projets d'égout. |
| 10.2 Épuration des eaux usées domestiques - ouvrages | <ul style="list-style-type: none">• Émettre les certificats d'autorisation pour la construction ou la modification de systèmes de traitement des eaux usées.• Effectuer le suivi d'opération des établissements commerciaux et institutions. |
| 10.3 Épuration des eaux usées domestiques - | <ul style="list-style-type: none">• "Gestion des boues"<ul style="list-style-type: none">• Analyser et autoriser les projets soumis. |

CHAMP D'ACTION	RESPONSABILITÉS/ACTIVITÉS
disposition des boues	<ul style="list-style-type: none"> • Effectuer le contrôle de conformité des projets autorisés. • Répondre aux plaintes et aux demandes d'assistance technique.
13.2 Contrôle du régime des eaux et eaux souterraines	<ul style="list-style-type: none"> • "Lacs artificiels, piscicultures et barrages privés" <ul style="list-style-type: none"> • Analyser, autoriser les projets de lacs artificiels et de piscicultures. • Répondre aux demandes d'aide technique et aux plaintes. • "Contrôle des barrages" • Répondre aux plaintes et demandes techniques relatives aux barrages privés. • Analyser les nouveaux projets de barrages ou les modifications ou les référer au besoin à la Direction du domaine hydrique pour autorisation en vertu de la Loi sur le régime des eaux.
13.3 Prévention des dommages d'inondation	<ul style="list-style-type: none"> • Traiter les demandes d'identification de zones inondables.
15.0 Gestion du domaine hydrique public	<ul style="list-style-type: none"> • Traiter les plaintes à l'égard de l'occupation du domaine hydrique public. • Délivrer l'information sur le statut de propriété du lit des cours d'eau.
17.0 Conseil en planification environnementale et écologique	<ul style="list-style-type: none"> • "Activités de cartographie" <ul style="list-style-type: none"> • Produire et diffuser des documents cartographiques et des données de connaissance.

ANNEXE 1
LES INSTRUMENTS
DE CONTRÔLE DE LA POLLUTION*

*Extrait de SASSEVILLE, J.L. (1992) L'administration publique de l'eau. Manuscrit de 325 pages, notes de cours.

Type d'instrument	Définition
Persuasion morale	La persuasion morale consiste en la création des conditions propices pour persuader les pollueurs-justiciables d'adhérer volontairement à un programme de réduction des pollutions.
Contrôles directs	Il s'agit des instruments utilisés habituellement pour contrôler les pollutions au Québec : <ol style="list-style-type: none"> 1) règlements établissant des normes de rejets et les dispositions techniques auxquelles doit s'astreindre le pollueur au niveau de sa production et du suivi de ses pollutions; 2) certificat d'autorisation pour toutes nouvelles activités susceptibles d'affecter l'environnement; 3) directives; ordonnances sous-ministérielles ou ministérielles.
Imposition de technologie de contrôle ou de production (BAT, BPT)	Il s'agit d'une forme de contrôle direct spécifiant que les pollueurs doivent se doter de la meilleure technologie disponible ou encore selon les conditions spécifiques de l'acquisition de ces technologies (notamment au niveau du capital), de se doter de la meilleure technologie applicable en pratique aux pollueurs.
Investissements publics	Les investissements publics sont les investissements consentis pour la construction d'ouvrage collectif pour le contrôle de la pollution, telles les centrales d'épuration des eaux usées d'origines urbaines.
Dépôt de caution ou de garanti remboursables	Dépôts d'argent réalisés pour garantir qu'un produit où une opération ne causera pas de dommages à l'environnement. Le dépôt est remboursable sous certaines conditions.
Subventions	Il s'agit de l'aide financière accordée par les autorités de contrôle pour altérer le comportement des pollueurs en minimisant l'impact économique des politiques de contrôle. Il existe trois types principaux de subvention : 1) les exemptions fiscales (dépréciation accélérée, crédits d'impôts spéciaux pour les investissements reliés au contrôle), 2) les subventions non remboursables pour les équipements ou pour compenser pour les coûts de transaction résultant de l'introduction de nouvelles pratiques, et 3) les prêts à taux d'intérêts réduits.
Assurance responsabilité	Assurance compensant pour les dommages à l'environnement faits accidentellement par un pollueur, ceci permettant l'établissement d'une vérité sur la valeur des risques environnementaux sur la base d'un transfert de ces risques aux compagnies d'assurance.
Charges, redevances et taxes	Il s'agit du prix que les pollueurs doivent payer pour les dommages qu'ils causent à l'environnement. On considère généralement qu'elles ont un impact incitatif pour le contrôle de la pollution en établissant, sous certaines conditions (reliées au montant de la redevance), une rationalité de contrôle chez le pollueur : elles l'amènent à calculer qu'il lui est profitable de réduire sa pollution plutôt que de continuer à la produire. Elles ont aussi une capacité redistributive, en ce sens qu'elles permettent la constitution de fonds destinés à la recherche ou à l'investissement dans les technologies de contrôle.

On en retrouve quelques types :

- 1) Les taxes à l'effluent sur la base de la qualité et de la quantité des apports.
- 2) Les charges administratives pour l'obtention d'autorisation ou pour le remboursement des coûts du contrôle.
- 3) Les charges à l'utilisateur pour la consommation de services publics ou de ressources collectives.
- 4) Les taxes sur les produits ou les facteurs de production dépendant des impacts sur l'environnement des produits consommés ou utilisés comme facteur de production.

Les taxes différentielles sur les produits ayant le même type d'utilité, mais un impact différent sur l'environnement règlements établissant des normes de rejets et les dispositions techniques auxquelles doit s'astreindre le pollueur au niveau de sa production et du suivi de ses pollutions.

Permis de pollution

Le permis de pollution est une autorisation de rejeter sous conditions une certaine quantité de déchets vers l'environnement. Plusieurs types de permis existent :

- Les permis donnés ou vendus par l'autorité de contrôle suivant une approche hors marché ou une approche de marché.
- Les permis revendables avec leur quota autorisé de pollution.

Les permis temporaires avec diminution progressive du nombre d'unités de pollution permises.

Intervention sur les marchés

L'intervention sur le marché consiste pour l'autorité de contrôle à transformer artificiellement les conditions du marché pour avantager une politique. Par exemple, si les mesures de contrôle de la pollution entraînent une augmentation des coûts de production et par voie de conséquence ont un effet sur les prix, et si la concurrence est ainsi structurée que les producteurs affectés par les contrôles ne puissent se maintenir sur ces marchés, l'intervention peut être une mesure visant à garantir les revenus et à maintenir ces marchés. Autre exemple, advenant des mesures de contrôle compromises par les coûts des transports sur le marché privé, l'intervention pourrait être de subventionner le transport pour permettre à la stratégie de contrôle de s'autoperpétuer.

ANNEXE 2

CONFUSION SUR

LE PRINCIPE POLLUEUR-PAYEUR*

***(Extrait de Barde et Gerelli 1977)**

L'application du principe pollueur-payeur doit tenir compte de "... quelques erreurs et lieux communs qui ont la vie dure :

- Le PPP n'est pas un principe de responsabilité civile :...l'identification du responsable ne constitue nullement le point central d'une politique de l'environnement¹³² .
- Le PPP n'implique pas nécessairement la prise en charge des coûts par le pollueur : on devrait parler en fait de principe pollueur-premier-payeur¹³³ .
- Le PPP n'est pas un principe d'optimisation car il n'implique pas en soi une réduction de la pollution à un niveau optimal sans pour autant exclure cette possibilité.
- Le PPP n'est pas un principe d'internalisation totale. Le pollueur ne doit internaliser que les coûts nécessaires à la mise en oeuvre des politiques de contrôle décidées par les pouvoirs publics.
- Le PPP ne consiste pas uniquement en une taxation des pollueurs. Nombreux sont ceux qui croient que le PPP est une méthode de contrôle de la pollution au moyen de redevances de pollution. Le PPP peut être mis en oeuvre par une variété d'instruments et ne préjuge en soit d'aucune méthode particulière.

Le PPP n'est pas un principe général d'internalisation des coûts d'environnement. Les coûts d'environnement peuvent être internalisés au moyen de subventions forfaitaires ou de primes

132

Le PPP ne vise pas la désignation d'un responsable mais du ou des maillons de la chaîne polluante sur lesquels il est le plus efficace d'agir, tant sur le plan économique qu'administratif (Barde 1992).

133

Si le pollueur doit être le premier payeur, ceci n'implique pas automatiquement que les coûts des mesures de contrôle de la pollution demeurent réellement à sa charge. Il peut répercuter ces coûts dans les prix aux consommateurs. Le pollueur cherchera à minimiser sa prise en charge des coûts d'environnement à moins que l'augmentation des coûts ne risque de détourner les consommateurs vers des produits concurrents ou de substitution. Un défaut d'internalisation des coûts d'environnement risque d'aboutir à une surconsommation ou surproduction de biens polluants. Une prise en compte adéquate des coûts d'environnement doit aboutir à une réduction de la production des biens de consommation polluants, à leur transformation, à leur substitution par d'autres biens moins polluants ou à une combinaison des trois, d'où l'importance que l'internalisation des coûts d'environnement s'effectue tant au niveau du producteur que du consommateur (Barde 1992).

versées aux pollueurs, au prorata de la pollution retenue. (Certains) économistes pensent que de telles pratiques sont conformes au PPP en se référant aux coûts d'opportunité du pollueur, ... : en l'absence de subventions, le coût d'opportunité est égal au montant de subventions auquel le pollueur renonce pour chaque unité de pollution qu'il rejette dans l'environnement. À la marge, ces coûts sont identiques au point d'égalisation des coûts marginaux et des taux de redevances ou primes. ... Le PPP ne fait pas référence au coût d'opportunité et n'est en aucune manière conforme à l'octroi d'aides aux pollueurs quelles qu'en soit les modalités."

ANNEXE 3

**ARTICLE 31 DE LA LQE ET EXEMPLES
D'APPLICATION PRATIQUE**

L'INRS ne détient pas les droits pour diffuser cette version de l'article.

ANNEXE 4

MANDAT D'UNE DIRECTION RÉGIONALE

Ainsi, le mandat d'une direction régionale (Boucher 1992) se caractérise par :

"Planifier, coordonner et contrôler les activités et responsabilités régionalisées du Ministère, notamment dans les secteurs suivants :

- surveillance et contrôle des établissements de production animale;
- suivi opérationnel du programme d'assainissement agricole;
- contrôle de l'eau potable;
- contrôle des plages et de la qualité de l'eau;
- gestion des déchets solides;
- gestion des déchets dangereux;
- surveillance de certaines industries;
- émission des autorisations et des certificats;
- surveillance des réserves écologiques;
- urgence environnementale;
- participation aux études d'impacts;
- suivi opérationnel des usines d'épuration municipales.

ANNEXE 5
OBJECTIFS SPÉCIFIQUES DES VOLETS DU
PAAGF

Le premier et le plus important quant au niveau de subventions allouées est le volet d'Aide à la mise en place de structures d'entreposage, à l'achat d'équipements spécialisés et au crédit pour investissement¹³⁴. De façon globale, l'aide financière accordée couvrait 70 % des coûts de construction ou d'achat. En ce qui concerne plus spécifiquement la construction de structures d'entreposage, l'aide financière représentait près de 85 % de toutes les interventions pour près de 70 % des demandes de subvention (MENVIQ 1992). Les objectifs spécifiques de ce volet étaient de :

- Corriger les déficiences au niveau des structures d'entreposage.
- Améliorer les équipements d'épandage.
- Modifier et bonifier les pratiques d'épandage.
- Accroître la qualité des fumiers et lisiers entreposés (MENVIQ 1992).

Le rapport d'évaluation du programme mentionne qu'il avait été constaté qu'à l'échelle du Québec, il y avait en 1990 quelques 32 Mm³ de déjections animales produites annuellement dont 64 % dans trois régions administratives : Chaudière-Appalaches, Mauricie-Bois-Francs et Montérégie. Un entreposage adéquat constituait alors le premier pas vers une gestion des fumiers. Également, les achats d'équipements spécialisés pour réduire les eaux de dilution, le traitement des eaux de laiterie, la réduction des odeurs, le compostage, l'épandage en post-levée et un crédit pour investissement¹³⁴ constituaient l'autre partie du volet d'aide financière.

Le deuxième volet est celui de la gestion des surplus. Il avait été en effet constaté la présence de quantités de fumier liquide supérieures aux capacités de terres disponibles pour l'épandage par les producteurs agricoles sur les bassins des rivières l'Assomption, Yamaska et Chaudière. Ce surplus a été évalué à 1.3 Mm³ pour le bassin de la rivière Chaudière (BPR 1990). Pour la période sous étude, la mise en oeuvre du volet n'avait donné lieu qu'à des études visant à circonscrire la problématique et certaines avenues de solutions. Les objectifs spécifiques de ce volet étaient de :

¹³⁴

Le crédit pour investissement était accordé pour des structures construites avant 1972. Il devait être appliqué à des travaux ou des achats devant permettre une amélioration de la chaîne de la gestion des fumiers.

- Solutionner le problème des surplus dans les bassins des rivières l'Assomption, Yamaska et Chaudière.
- Augmenter l'utilisation rationnelle des fumiers à des fins de fertilisation.
- Instaurer un mécanisme favorisant la gestion de l'offre et de la demande du fumier comme fertilisant" (MENVIQ 1992).

Le troisième volet est celui de la recherche et développement. Ce volet a été élaboré suite au constat (MENVIQ 1987) que "la modification des pratiques agricoles devenait tout autant, sinon plus, importante que la dotation de structures d'entreposage adéquates" pour répondre à la pollution de l'eau par l'agriculture. Des besoins de connaissances étaient alors identifiés pour y répondre. Un budget de 5 M\$ a été alloué sur une période de 5 années pour répondre à une partie de ces besoins. Les objectifs de ce volet (MENVIQ 1992), visaient à :

"Acquérir les connaissances techniques, économiques, sociales, agronomiques et environnementales permettant la mise en application sélective de mesures d'intervention sur les sources de contamination de l'eau, l'air et le sol par les procédés et les pratiques agricoles reliées à la gestion des fumiers et des eaux résiduaires"

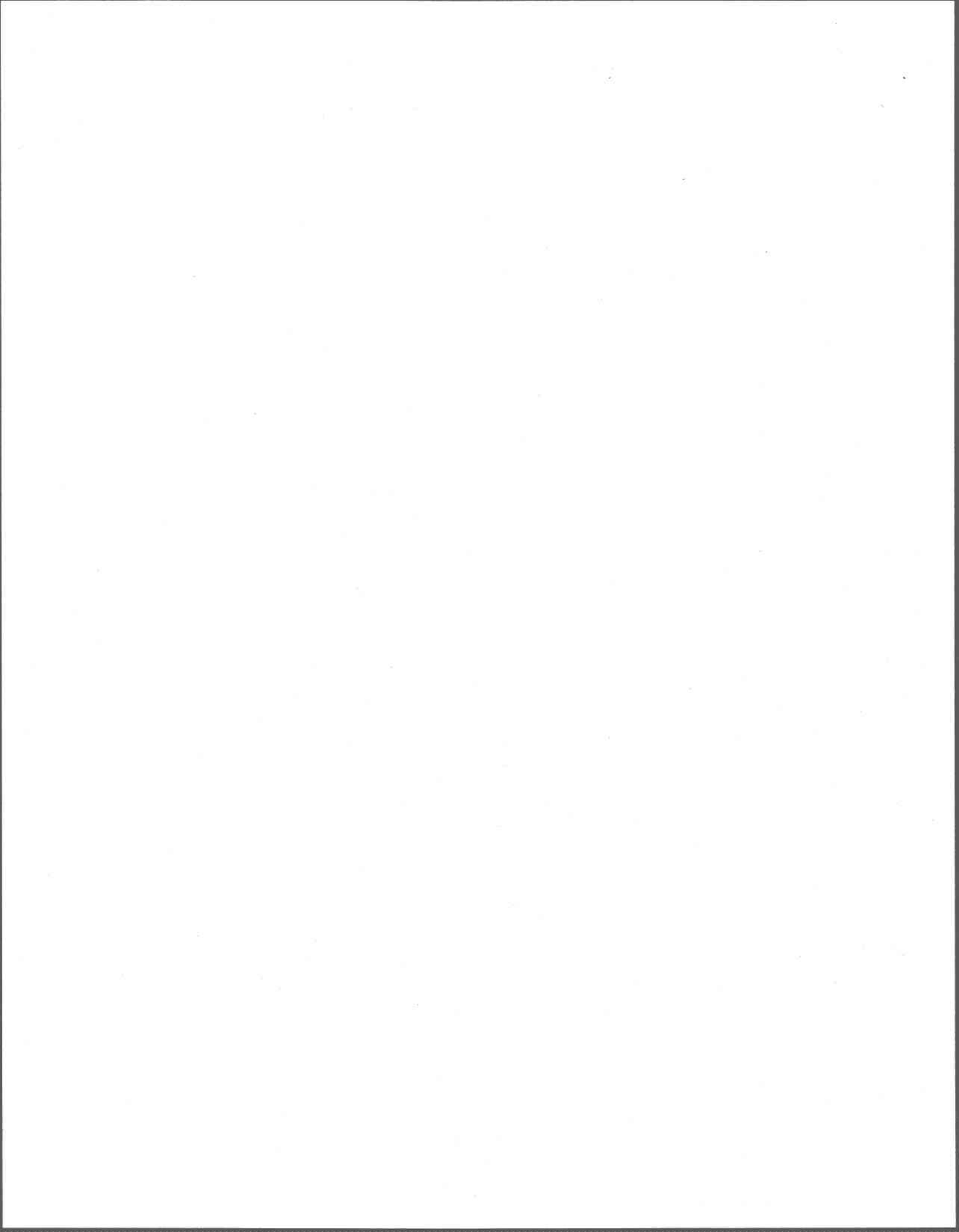
Enfin, le dernier volet est celui de la promotion et démonstration. Ce volet n'a pas fait l'objet de déboursés précis, les modalités d'application n'ayant pas été définies à l'origine du projet. Les objectifs de ce volet (MENVIQ 1992) visaient à :

- Établir un réseau de fermes modèles pour former, informer et promouvoir les bonnes pratiques agricoles.
- Promouvoir des gestes positifs de sensibilisation et d'information.
- Faire la promotion des plans agronomiques d'utilisation des fumiers.

Le programme bénéficiait également de fonds pour assurer un suivi environnemental afin d'évaluer la contribution des activités agricoles sur la pollution des eaux et la contamination du sol et de recueillir des données permettant de déterminer les bénéfices environnementaux.

APPENDICE 2

**ÉVOLUTION DE LA POPULATION ET DE
L'AGRICULTURE SUR LE BASSIN DE LA RIVIÈRE
CHAUDIÈRE**



Appendice 2. Évolution de la population et de l'agriculture sur le bassin de la rivière Chaudière.

NOM DE MUNICIPALITE				Agriculture 1985			Agriculture 1991			Différence (%)
			Différence	Surface ultivable (HA)	Cheptel U.A.	Densité U.A./HA	Surface ultivable (HA)	Cheptel U.A.	Densité U.A./HA	
	Pop. 1976	Pop. 1992	Population (%)							
Audet	680	736	8	1822	1206	0.66	1123	1036	0.92	39.37
Frontenac	960	1 376	43	1352	575	0.43	911	528	0.58	36.28
Gayhurst-Partie-Sud-Est	200	191	-5	1810	1391	0.77	1785	1371	0.77	-0.06
Lac Drolet	940	1 147	22	1979	1295	0.65				
Lac-Megantic	6 600	5 838	-12	437	147	0.34				
Linière	1 204	1 143	-5							
Marston	230	492	114	86	24	0.28				
Nantes	1 000	1 249	25	1229	711	0.58				
Piopolis	320	325	2	863	392	0.45	443	609	1.37	202.65
Risborough-et-Partie-de-Marl	860	941	9	3000	1705	0.57				
Saint-Come-de-Kennebec	1 030	1 958	90	2580	1148	0.44	1540	1336	0.87	94.97
Saint-Gédéon	1 900	1 707	-10	2519	1356	0.54	1485	1492	1.00	86.64
Saint-Jean-de-la-Lande	640	658	3	1965	876	0.45	1002	713	0.71	59.62
Saint-Ludger	220	180	-18							
Saint-Martin	2 220	2 443	10	3397	2154	0.63	1887	2012	1.07	68.15
Saint-Philibert	350	353	1	646	260	0.40	404	477	1.18	193.36
Saint-René	450	522	16	181	110	0.61				
Saint-Robert-Bellarmin	680	676	-1	353	113	0.32	1365	1324	0.97	203.01
Saint-Théophile	1 000	837	-16	1317	563	0.43	557	556	1.00	133.51
Sainte-Cécile-de-Whitton	550	856	56	1462	1032	0.71	1519	1152	0.76	7.44
Val-Racine	100	106	6	53	26	0.49				
Saint-Augustin de Woburn	850	734	-14	847	694	0.82	813	770	0.95	15.59
Sous-total secteur A	22 984	24 468	6	27898	15778	0.57	14834	13376	0.90	59.44
*				20986	11760	0.56			0.90	60.61
Aubert-Gallion	650	2 001	208	1565	1435	0.92	1118	1431	1.28	39.59
Beauceville	4 500	3 869	-14	449	182	0.41				
East-Broughton	1 415	1 278	-10	81	52	0.64				
East-Broughton-Station	1 131	1 191	5	55	40	0.73				
La Guadeloupe	1 753	1 721	-2	1091	953	0.87	569	552	0.97	11.06
Lac Poulin	8	51	538							
Notre-Dame-des-Pins	550	979	78	431	173	0.40				
Sacré-coeur-de-Jésus	714	571	-20	4482	2119	0.47				
Saint-Alfred	330	439	33	1041	510	0.49	216	239	1.11	125.85
Saint-Benjamin	980	926	-6	854	313	0.37	440	301	0.68	86.65
Saint-Benoit-Labre	1 210	1 449	20	2616	1589	0.61	1156	1369	1.18	94.97
Saint-Elzéar	500	952	90	4006	15126	3.78	2922	13941	4.77	26.36
Saint-Ephrem-de-Beauce	960	1 262	31	5939	4122	0.69	3297	4206	1.28	83.80
Saint-Ephrem-de-Tring	930	1 117	20	68	49	0.72				
Saint-François-de-Beauce	840	1 238	47	747	679	0.91	1041	903	0.87	-4.57
Saint-Francois-Ouest	470	1 247	165	1916	1087	0.57	993	1358	1.37	141.06
Saint-Frederic	948	1 008	6	2814	3559	1.26	2627	4443	1.69	33.72
Saint-Georges (Beauce)	18 500	19 583	6	1938	1757	0.91	1133	1319	1.16	28.41
Saint-Honoré	850	750	-12	5663	4592	0.81	4374	4346	0.99	22.53
Saint-Joseph-de-Beauce	3 682	3 111	-16	3382	3151	0.93	9632	4361	0.45	-51.40

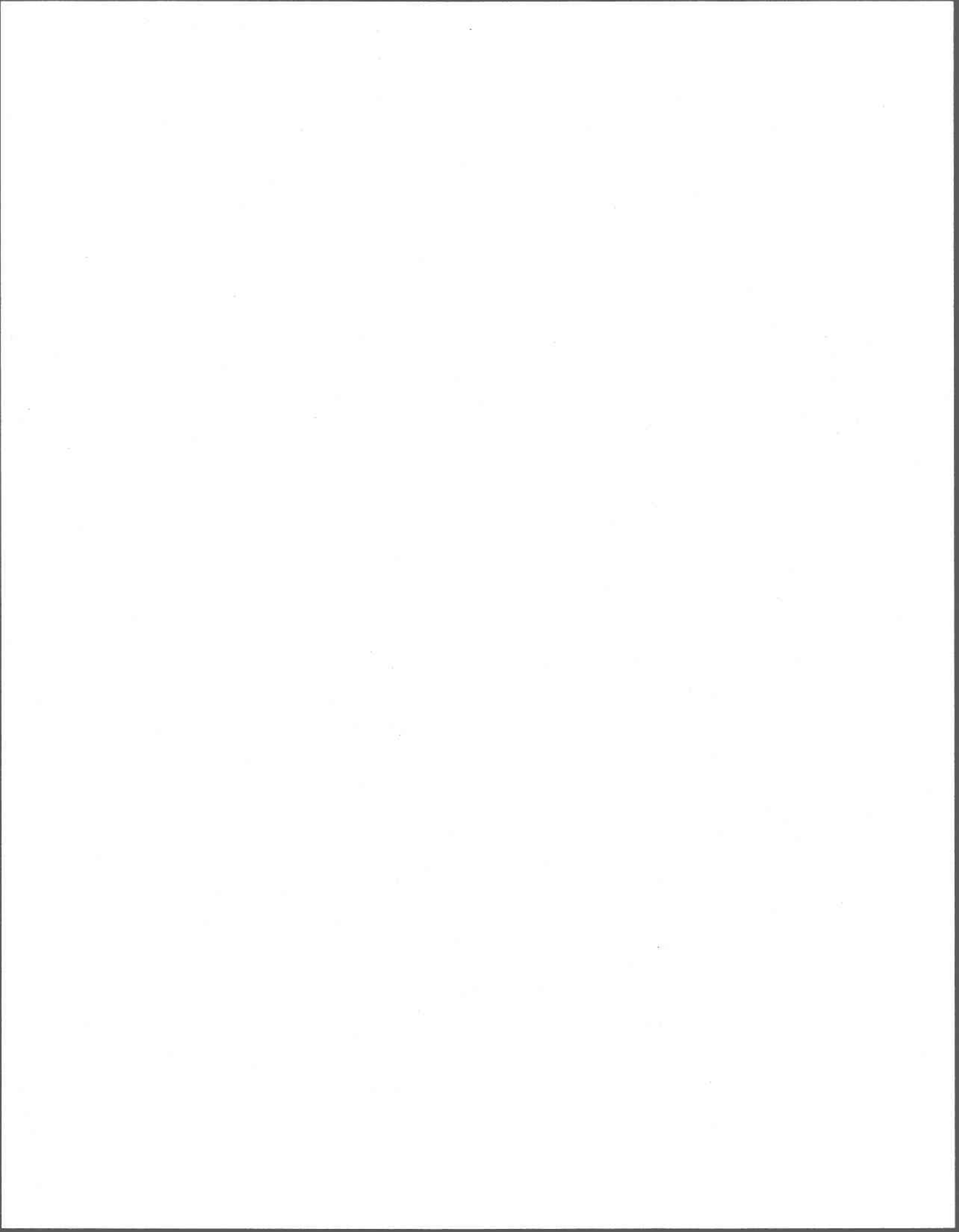
Appendice 2. Évolution de la population et de l'agriculture sur le bassin de la rivière Chaudière.

Saint-Joseph-des-Érables	403	447	11	2446	2210	0.90	454	687	1.51	67.48
Saint-Jules	620	558	-10	2092	3050	1.46	1543	3046	1.97	35.40
Saint-Louis-de-Gonzague	490	488	0	72	22	0.31	236	230	0.97	218.95
Saint-Methode-de-Frontenac	1 620	1 608	-1	3656	3205	0.88	2063	2968	1.44	64.11
Saint-Odilon-de-Cranbourne	1 510	1 454	-4	4524	4811	1.06	3119	4712	1.51	42.06
Saint-Prosper	3 250	3 628	12	1975	907	0.46	1087	603	0.55	20.79
Saint-Séverin	320	288	-10	1159	1543	1.33	689	1687	2.45	83.91
Saint-Simon-les-Mines	330	402	22	760	447	0.59	295	570	1.93	228.52
Saint-Victor	1 048	1 154	10	325	293	0.90				
Saint-Victor-de-Tring	1 050	1 183	13	4726	5715	1.21	3340	5759	1.72	42.59
Saint-Zacharie	1 220	2 211	81	17	0	0.00	681	783	1.15	#DIV/0!
Sainte-Aurelie	1 120	930	-17	474	158	0.33	216	142	0.66	97.22
Sainte-Clotilde-de-Beauce	430	579	35	2006	984	0.49	1039	1254	1.21	146.05
Sainte-Justine	1 860	1 906	2	1473	1131	0.77	716	818	1.14	48.79
Sainte-Marguerite (Beauce)	950	979	3	3894	9238	2.37	3118	8687	2.79	17.44
Sainte-Marie	7 160	10 542	47	5130	7192	1.40	2529	7875	3.11	122.11
Sainte-Rose-de-Watford	950	819	-14	933	450	0.48	717	582	0.81	68.30
Saints-Anges	640	833	30	2358	4898	2.08	1483	4827	3.25	56.70
Shenley	1 005	988	-2	128	91	0.71				
Ste-Germaine-du-Lac-Etchem	1 580	1 552	-2	1795	1229	0.68	1542	1226	0.80	16.12
Tring-Jonction	1 271	1 370	8	973	588	0.60				
Vallee-Jonction	1 220	1 906	56	961	957	1.00	705	1296	1.84	84.60
Sous-total secteur B	70 968	80 568	14	81015	90607	1.12	55090	86521	1.57	40.43
*				74023	87254	1.18			1.57	33.19
Bernieres	1 600	6 831	327	1243	968	0.78	1058	683	0.65	-17.10
Charny	5 700	10 239	80							
Scott	580	542	-7	30	14	0.47				
Saint-Agapit	1 662	2 980	79	3396	2824	0.83	2520	3021	1.20	44.16
Saint-Bernard	1 635	2 014	23	6633	32472	4.90	5155	31240	6.06	23.79
Saint-Etienne-de-Lauzon	1 380	7 256	426	687	415	0.60	506	540	1.07	76.67
Saint-Gilles	1 380	1 799	30	2451	3222	1.31	1252	3097	2.47	88.17
Saint-Narcisse-de-Beaurivage	870	1 067	23	3950	13321	3.37	3129	12081	3.86	14.49
Saint-Patrice de Beaurivage	971	1 135	17	3204	10479	3.27	3013	6235	2.07	-36.73
Saint-Rédempteur	1 940	5 862	202							
St-Lambert-de-Lauzon	1 820	4 146	128	2488	4259	1.71	2093	3991	1.91	11.39
Saint-Sylvestre	1 081	607	-44	3684	7426	2.02	2629	6304	2.40	18.96
Sainte-Hélène-de-Breakyville	1 210	2 998	148	138	48	0.35				
Taschereau-Fortier	640	903	41	1126	2225	1.98	853	2343	2.75	39.01
Sous-total secteur C	19 538	43 871	125	29030	77673	2.68	22208	69535	3.13	17.02
*				28862	77611	2.69			3.13	16.40
Grand total bassin	113 490	148 907	31	137943	184058	1.33	92132	169432	1.84	37.83
*				123871	176625	1.33			1.84	38.35

* Représente les totaux pour les municipalités dont les données 1985 et 1991 sont présentes.

APPENDICE 3

**RÉPARTITION DES DÉPENSES DE CAPITALISATION
ET D'EXPLOITATION PAR MUNICIPALITÉ SUR LE
BASSIN DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE**



Appendice 3. Répartition des dépenses de capitalisation et d'exploitation par municipalité sur le bassin de la rivière Chaudière

Municipalités	Type de Traitement	Date de mise en opération	COÛTS										Total des dépenses/moyen/hab.	Services de l'Etat	Services de l'Etat	Total des services de l'Etat
			Total des coûts d'opération	Coût/an moyen opération	Coût/an moyen op/hab.	Total des déboursés à date	Déboursé annuel moyen	Déboursé annuel moyen/hab.	Total des dépenses/an	Total des dépenses/moyen/hab.	Services de l'Etat Govt.	Services de l'Etat Munic.				
Audet	FS	82.07	9835	1 639	6	16 719	5 573	20	26 554	7 212	26	48 000	1 000	49 000		
Saint-Gedeon	EA	83.10	234911	26 101	17	1 604 326	160 433	107	1 839 237	186 534	124	3 524 000	719 000	4 243 000		
Frontenac	ENA	84.10	15998	2 666	8	1 804 378	180 438	516	1 820 376	183 104	523	1 724 000	124 000	1 848 000		
Saint-Method-de-Frontenac	EA	84.12	52028	8 671	7	1 326 918	132 692	106	1 378 946	141 363	113	3 783 000	348 000	4 131 000		
Saint-Theophile	FS	85.05	21014	2 627	9	801 560	72 869	243	822 574	75 496	252	5 069 000	565 000	5 634 000		
Saint-Bernard	BA/P	85.05	140908	23 485	34	433 319	54 165	77	574 227	77 650	111	1 081 000	69 000	1 150 000		
Lac-Megantic	BA/P	85.07	2158811	239 868	29	8 558 287	658 330	78	10 717 098	898 198	107	21 756 000	3 161 000	24 917 000		
Saint-Jean-de-la-Lande	FS	85.08	46650	6 664	22	663 555	60 323	201	710 205	66 987	223	1 670 000	114 000	1 784 000		
Sainte-Marie	EA/P	86.03	1163287	166 184	22	13 799 901	1 379 990	184	14 963 188	1 546 174	206	33 550 000	3 836 000	37 386 000		
Notre-Dame-des-Pins	BD/P/UV	86.09	191588	23 949	48	1 958 307	195 831	391	2 149 895	219 779	439	5 292 000	380 000	5 672 000		
Saint-Martin	EA/P	86.09	256541	36 649	24	2 277 202	253 022	164	2 533 743	289 671	187	5 539 000	301 000	5 840 000		
Tring-Jonction	EA/P	86.09	193782	38 756	31	5 691 425	632 381	506	5 885 207	671 137	537	14 826 000	487 000	15 313 000		
Shenley	EA/P	86.12	182212	22 777	21	2 978 093	330 899	310	3 160 305	353 676	331	7 608 000	742 000	8 350 000		
La Guadeloupe	EA/P	86.12	247123	41 187	27	3 568 810	356 881	233	3 815 933	398 068	260	10 325 000	1 316 000	11 641 000		
Saint-Prosper	EA/P	86.12	268882	44 814	18	3 609 593	360 959	149	3 878 475	405 773	167	9 238 000	707 000	9 945 000		
Saint-Robert-Bellarmin	ENA	87.11	20674	4 135	12	836 695	119 528	344	857 369	123 663	356	2 201 000	339 000	2 540 000		
Saint-Etienne-de-Lauzon	EA/P	87.12	0	0	0	1 747 917	249 702	61	1 747 917	249 702	61	4 733 000	289 000	5 022 000		
Sainte-Marguerite (Beauce)	ENA	89.06	27980	6 995	18	1 864 564	266 366	676	1 892 544	273 361	694	5 225 000	479 000	5 704 000		
Saint-Odilon-de-Cranbourne	EA/P	89.10	34100	34 100	36	1 379 483	275 897	289	1 413 583	309 997	325	4 550 000	258 000	4 808 000		
Saint-Elzéar	EA/P	90.12	69521	13 904	13	2 000 081	333 347	322	2 069 602	347 251	336	6 150 000	153 000	6 303 000		
St-Zacharie + Ste-Aurélie	EA	82.10	260228	43 371	20	3 830 552	294 658	137	4 090 780	338 029	157	9 441 000	1 360 000	10 801 000		
Linébre + St-Come-de-Kenneb	EA/P	86.09	210043	35 007	17	4 150 030	461 114	222	4 360 073	496 122	239	10 148 000	521 000	10 669 000		
St-Ephrem-de-Beauce + de-T	EA/P	86.11	267342	38 192	35	2 224 070	247 119	227	2 491 412	285 311	262	5 814 000	580 000	6 394 000		
Beauceville + St-François O.	BA/P/UV	86.11	717002	102 429	20	9 518 054	951 805	190	10 235 056	1 054 234	211	22 944 000	2 197 000	25 141 000		
Aubert-Gallion + St-Georges	BA/P/UV	86.12	1223396	174 771	11	20 809 705	1 891 791	114	22 033 101	2 066 562	125	53 220 000	5 834 000	59 054 000		
St-Joseph-de-Beauce + Vallée-	EAP	88.08	812249	162 450	33	8 847 850	884 785	181	9 660 099	1 047 235	214	23 020 000	2 853 000	25 873 000		
East-Broughton + E-B Station	EA/P	90.12	137460	34 365	13	2 810 056	468 343	183	2 947 516	502 708	197	8 250 000	276 000	8 526 000		
St-Ludger + Riborough + Gay	EA	91.06	140481	70 241	99	2 863 301	260 300	367	3 003 782	330 541	466	7 658 000	334 000	7 992 000		
St-Victor + St-Victor-de-Tring	EA		4096	819		345 125	34 513		349 221	35 332		10 908 000	1 854 000	12 762 000		
Sainte-Justine	EA	93 11	0	0	0	1 827 561	456 890	286	1 827 561	456 890	286	6 001 000	133 000	6 134 000		
Ste-Germaine-du-Lac-Elichem	EA	93 12	274661	30 518	91	210 064	70 021	209	484 725	100 539	300	2 671 000	397 000	3 068 000		
Saints-Anges	ENA	94 09	2405	1 203	3	131 433	32 858	89	133 838	34 061	92	3 120 000	495 000	3 615 000		
Piopolis	FS	99 12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Sainte-Cecile-de-Whitton	IND		0	0		143 525	47 842		143 525	47 842		5 224 000	277 000	5 501 000		
Saint-Benjamin	IND		3485	1 162		190 293	47 573		193 778	48 735		13 325 000	2 271 000	15 596 000		

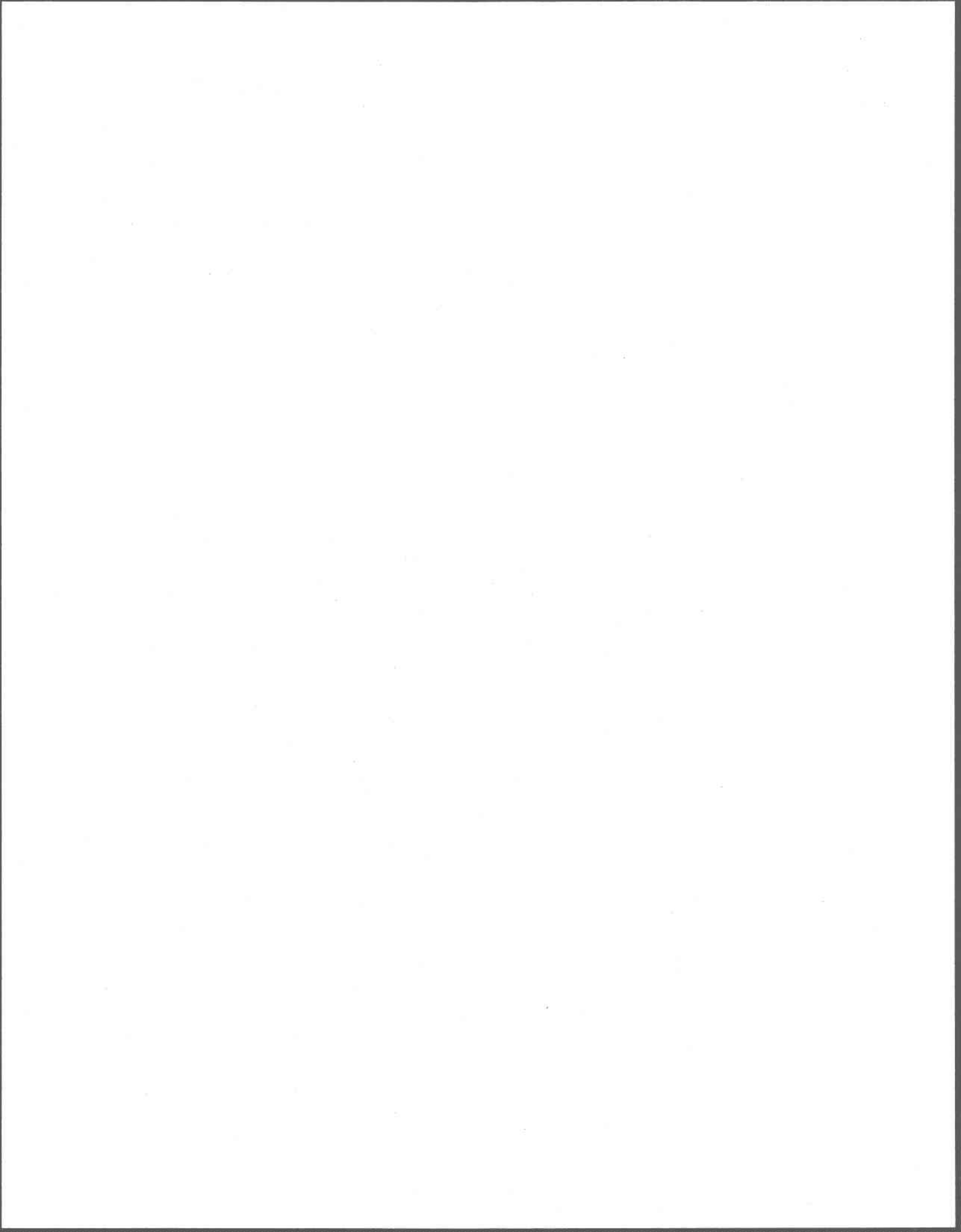
Appendice 3. Répartition des dépenses de capitalisation et d'exploitation par municipalité sur le bassin de la rivière Chaudière

Municipalités	Type de Traitement	Date de mise en opération	COUTS											
			Total des coûts d'opération	Total des coûts moyen opération	Coûts/an moyen op/fab.	Total des débités à date	Débour. annuel moyen	Débour. annuel moyen/hab	Total des épenses pour la période	Total des dépenses/an	Total des dépenses/an/ moyen/hab	Services dette Gouv.	Services dette Munic.	Total services dette
Saint-Frederic	IND		28526	4 075	0	0	0	28 526	4 075			1 541 000	271 000	1 812 000
Sainte-Clotilde-de-Beauce	IND		645	645	56 732	11 346	57 377	11 991				3 890 000	665 000	4 555 000
Bernières + Charny + St-Réd	RBS	96 08	145548	24 258	1 699 593	169 959	1 845 141	194 217	7			116 879 000	19 796 000	136 675 000
Sainte-Rose-de-Watford			0	0	119 284	59 642	119 284	59 642				5 151 000	860 000	6 011 000
Saint-Agapit	EA	93 11	0	0	1 382 445	230 408	1 382 445	230 408	106			5 351 000	182 000	5 533 000
St-Lambert-de-Lauzon			0	0	5 540	2 770	5 540	2 770				7 522 000	1 326 000	8 848 000
Total du bassin			9 563 412	1 468 675	14	118 086 346	11 808 635	127 649 758	13 277 310	126		469 970 000	56 870 000	526 840 000

(1): BA: Bous activées BD: Disques biologiques EA:Etangs aérés FS:Fosses septiques P:Déphosphatation UV: Désinfection

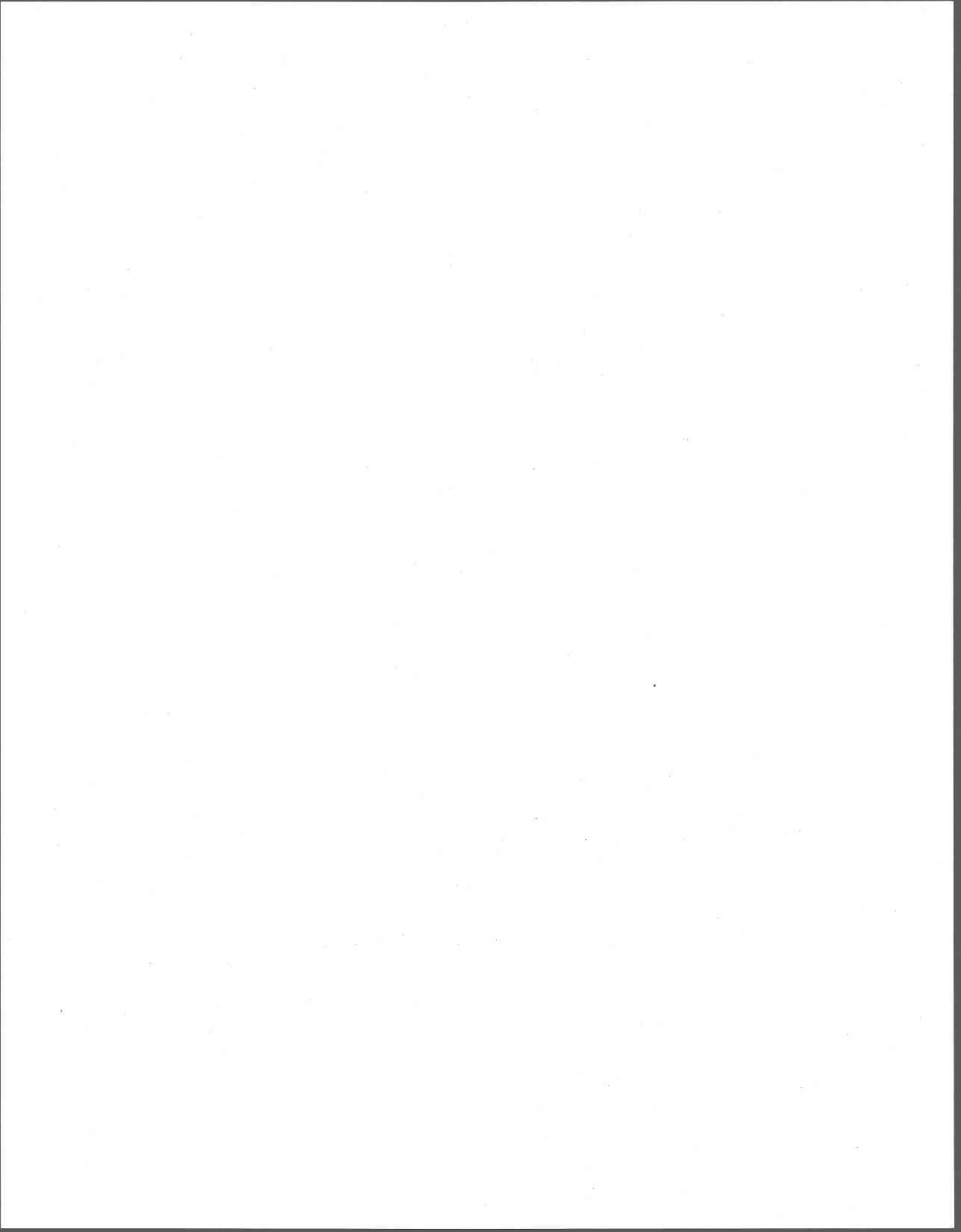
APPENDICE 4

**DÉPENSES PAR MUNICIPALITÉ DU PROGRAMME
D'AIDE À L'AMÉLIORATION DE LA GESTION DES
FUMIERS SUR LE BASSIN DE LA RIVIÈRE
CHAUDIÈRE**



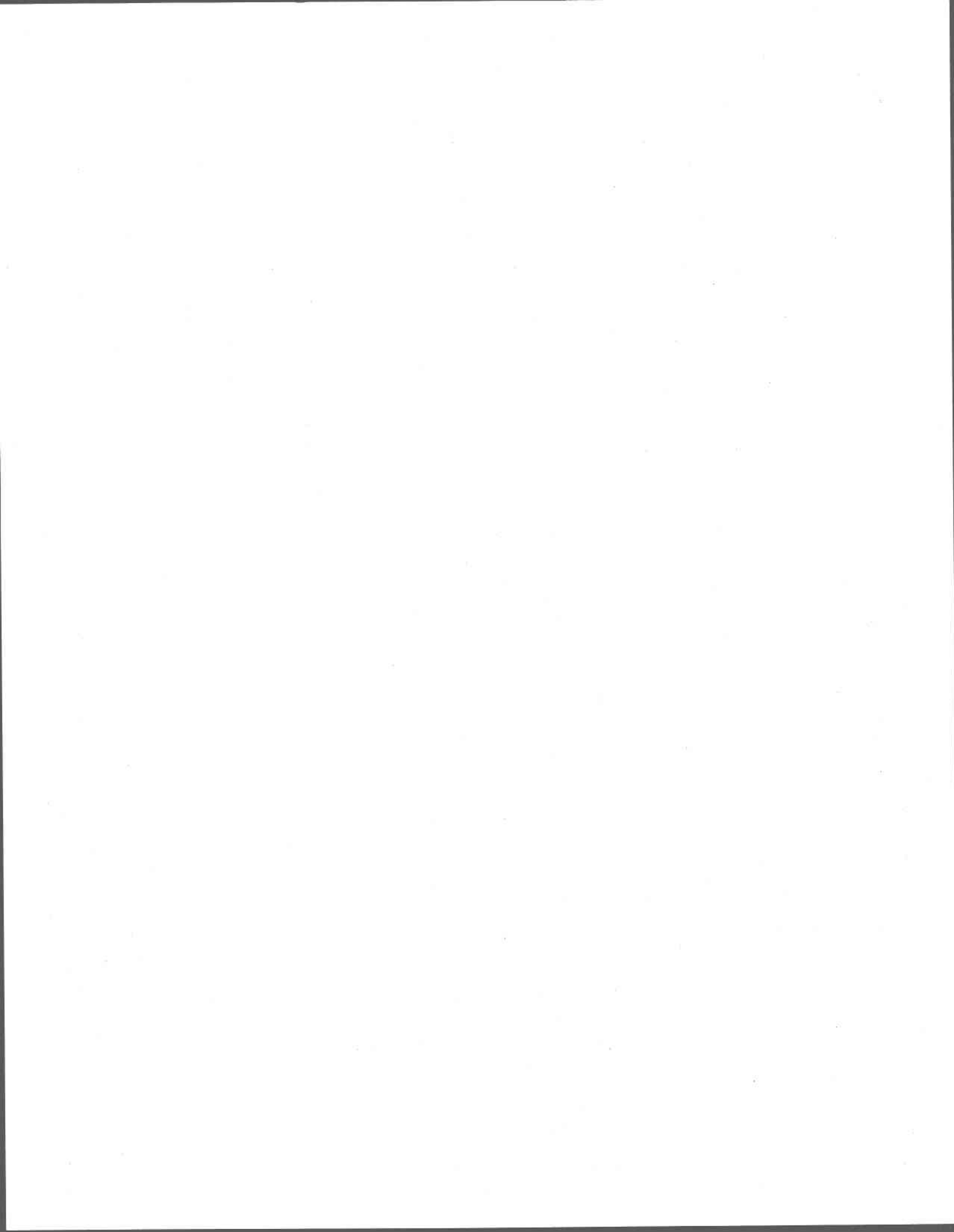
Appendice 4. Dépenses par municipalités du programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers sur le bassin de la rivière Chaudière

Municipalités						Total
	1988	1989	1990	1991	1992	
St-Come-de-Kennebec				20 139		20 139
St-Honoré			36 211		28 343	64 554
St-Martin		19 719			60 000	79 719
sous-total Haute Chaudière	0	19 719	36 211	20 139	88 343	164 412
Aubert-Gallion			64 925			64 925
Beauceville	12 596					12 596
Sacré-Coeur-de-Marie		8 151	28 153			36 304
St-Benoit-Labre		3 263	5 407			8 670
St-Édouard		50 668		62 225	26 085	138 978
St-Elzéar	82 791	63 749	137 059	135 109	291 812	710 520
St-Ephrem					45 451	45 451
St-François			11 171			11 171
St-Frédéric	13 773	14 608	123 377	42 228		193 986
St-Georges	28 490					28 490
St-Joseph	43 384	18 500	11 119			73 003
St-Joseph-des-Érables				20 900	30 000	50 900
St-Jules	12 727			22 650	49 475	84 852
St-Méthode-de-Frontenac				52 918		52 918
St-Odilon	30 000	7 842	53 797	46 963	14 718	153 320
St-Séverin			50 048		58 779	108 827
St-Simon	12 283		7 674			19 957
St-Victor	40 221		68 223	74 386	21 135	203 965
Ste-Germaine-de-lac-etchemin		15 127				15 127
Ste-Justine	24 060					24 060
Ste-Marguerite	71 158	76 133	112 975	203 964	119 787	584 017
Ste-Marie	95 295	147 380	9 565	173 879	126 478	552 597
Sts-Anges	26 253	26 043	57 944	54 531		164 771
Tring-Jonction				18 373		18 373
Vallée-Jonction				21 122		21 122
sous-total Moyenne Chaudière	493 031	431 464	741 437	929 248	783 720	3 378 900
St-Agapit		36 572	180 607	3 000		220 179
St-Bernard	86 638	416 388	300 283	229 263	424 777	1 457 349
St-Flavien		30 000	18 114			48 114
St-Gilles		91 337	53 865	153 001	66 742	364 945
St-Isidore		213 194		127 431	166 960	507 585
St-Lambert		19 276	100 000	182 375		301 651
St-Narcisse	80 219	191 491	272 619	161 424	105 428	811 181
St-Patrice	86 604	54 853	239 978	88 741	180 963	651 139
St-Sylvestre	34 085	80 321	103 843	71 538	117 411	407 198
Ste-Hénédine		99 340	99 852	44 492		243 684
Taschereau-Fortier		22 741	42 513			65 254
sous-total Basse Chaudière	287 546	1 255 513	1 411 674	1 061 265	1 062 281	5 078 279
Total PAAGF	780 577	1 706 696	2 189 322	2 010 652	1 934 344	8 621 591



APPENDICE 5

**ÉVALUATION DES PERFORMANCES DES STATIONS
D'ASSAINISSEMENT PAR MUNICIPALITÉ SUR LE
BASSIN DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE**

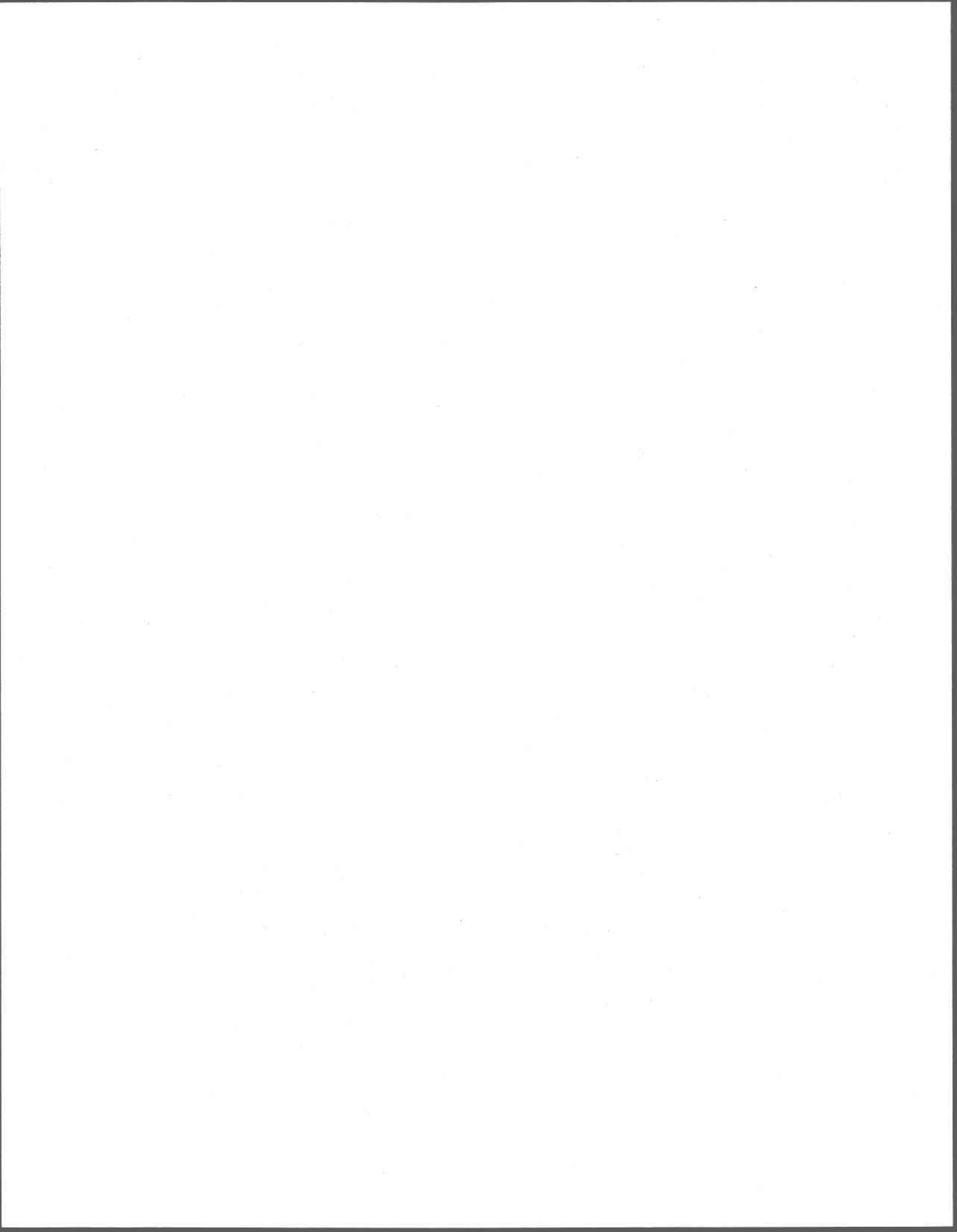


Appendice 5. Évaluation des performances des stations d'assainissement par municipalités

MUNICIPALITÉS		Type de	Date de	Conception			AFFLUENT					EFFLUENT				ENLÈVEMENT				
Traiteme 1	Date de mise en opératio	Charges débit m.cu/d	Débit Affluent	DB05	MES	PTOT	DB05	MES	PTOT	DB05	MES	DB05	MES	PTOT	MES	DB05				
																	Popul	DB05 (Kg/d)	MES (Kg/d)	PTOT (Kg/d)
Lac-Mégantic	85.07	5680	8400	601	951	883	16.8	70	158	3984	39	95%	48	94%	11.40	75%	5.4	835	912	
Saint-Bernard	85.05	681	700	116	72	40	2.20	56	62	379	4	95%	6	86%	0.41	81%	1.8	34	68	
Aubert-Gallion + St-Georges	86.12	19500	16595	1750	2526	2830	73.70	89	144	17397	219	91%	220	92%	6.60	91%	67.1	2610	2307	
Beauceville + St-François O.	86.11	4415	5000	340	251	307	7.70	71	74	3153	20	92%	37	88%	2.88	63%	4.8	270	231	
Notre-Dame-des-Pins	86.09	747	501	43	57	39	1.95	65	133	488	10	82%	6	84%	0.43	78%	1.5	33	47	
Saint-Agapit	93.11		2172	2338	193	130	4.3				23	88%			1.09	75%	3.3		170	
Saint-Gedeon	83.10	1023	1500	96	141	121	4.40	162	147	1662	33	77%					4.4		108	
Saint-Méthode-de-Frontenac	84.12	473	1250	97	63	75	2.5				8	88%			0.63	75%	1.9		55	
Sainte-Justine	93.11		1600	1908	87	96	3.2				10	88%			0.80	75%	2.4		77	
St-Ludger + Risborough + Gayh	91.06	484	710	143	127		3.60	99	89	427	11	92%			1.00	79%	2.6		116	
St-Victor + St-Victor-de-Tring																				
St-Zacharie + Ste-Aurélie	82.10	1361	2154	118	86	86	3.20	62		847	5	95%					0.0		81	
Ste-Germaine-du-Lac-Eichemin	93.12		335	416	64	20	0.7				8	88%			0.17	75%	0.5		56	
East-Broughton + E-B Station	90.12	2242	2557	140	125	122	4.10	95	89	2141	24	81%			1.5	63%	2.6		101	
La Guadeloupe	86.12	1220	1531	83	166	92	2.30	90	200	1097	23	86%			0.50	78%	1.8		143	
Limière + St-Come-de-Kennebec	86.09	1200	2079	112	95	64	2.60	53	85	640	18	81%			0.50	81%	2.1		77	
Saint-Elzear	90.12	804	1034	53	58	57	1.61	68	109	545	7	88%			0.33	79%	1.3		51	
Saint-Etienne-de-Lauzon	87.12	3424	4125	450	398	342	10.90	74	88	2526	45	89%			2.70	75%	8.2		353	
Saint-Martin	86.09	1126	1545	98	74	97	2.50	52	75	584	7	91%			0.40	84%	2.1		67	
Saint-Odilon-de-Cranbourne	89.10	418	954	57	45	49	1.50	70	79	292	4	92%			0.20	87%	1.3		41	
Saint-Prosper	86.12	1653	2427	162	52	77	3.60	86	32		10	81%			1.10	69%	2.5		42	
Sainte-Marie	86.03	8750	7500	3354	1703	1613	14.80	79	45	6930	146	91%			4.70	67%	10.1		1557	
Shenley	86.12	935	1068	109	53	64	2.1				6	88%			0.53	75%	1.6		47	
St-Ephrem-de-Beauce + de-Tri	86.11	1120	1090	135	108	56	2.20	67	80	735	15	86%			1.00	55%	1.2		93	
Tring-Jonction	86.09	1205	1250	82	57	73	1.80	91	70	1099	9	84%			0.50	72%	1.3		48	
St-Joseph-de-Beauce + Vallée-J	88.08	5745	4900	653	691	353	12.40	55	106	3161	43	94%			2.60	79%	9.8		648	
Frontenac	84.10	140	350	19	18	21	0.7				2	88%			0.18	75%	0.5		15	
Saint-Robert-Bellarmin	87.11	136	347	16	17	21	0.7				2	88%			0.17	75%	0.5		15	
Sainte-Marguerite (Beauce)	89.06	288	394	21	20	24	0.8				2	88%			0.20	75%	0.6		17	
Saints-Anges	94.09		370	278	17	22	0.7				2	88%			0.19	75%	0.6		15	
Audet	82.07	106	280	15	14	17	0.6				2	88%			0.14	75%	0.4		12	
Piopolis	99.12		275	96	16	17	0.6				2	88%			0.14	75%	0.4		14	
Saint-Jean-de-la-Lande	85.08	128	300	12	15	18	0.6				2	88%			0.15	75%	0.5		13	
Saint-Theophile	85.05	128	300	12	15	18	0.6				2	88%			0.15	75%	0.5		13	
Bernières + Charny + St-Réde	96.08		29474	19480	2227	1768	58.9				267	88%			14.74	75%	44.2		1960	
Total du bassin			105067	33403	10601	9612	250.89			48087	1030				56.5		192.9		9571	

(1): BA: Bases actives BD: Disques biologiques EA:Étangés aérés FS:Fosses septiques P:Déphosphatation UV: Désinfection

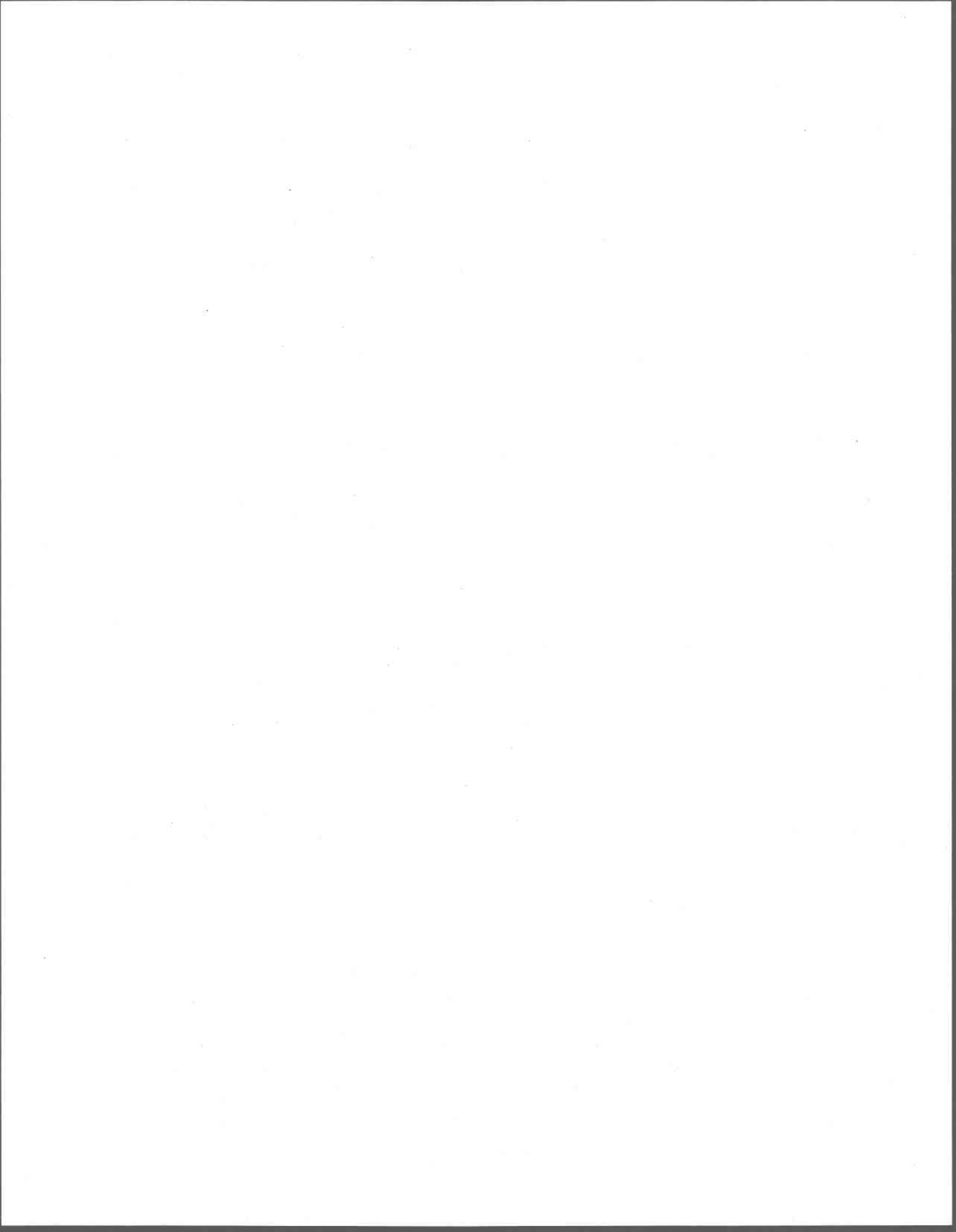
Aucune donnée pour les municipalités suivantes: Ste-Rose de Watford, St-Lambert-de-Lauzon, St-Benjamin, St-Frédéric, Ste-Cécile-de-Whitton et Ste-Clotilde-de-Beauce



APPENDICE 6

**HYPOTHÈSE DE FINANCEMENT DES USINES
D'ASSAINISSEMENT DES EAUX SUR LE BASSIN DE
LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE**

(SQAE, 1993)



ANNEXE A

HYPOTHÈSES DE TRAVAIL

NOTE : * Tous les calculs concernant le financement ont été basés sur un terme de 25 ans pour fins de simplification. Cependant, les termes habituels sont :

	<u>Villes</u>	<u>Ministère</u>
- Études	5 ans	5 ans
- Travaux	20 ans	25 ans

- * À la première page de l'annexe B, les numéros entre parenthèses correspondent aux hypothèses énumérées ci-dessous et sont valables pour toutes les municipalités analysées.
 - * Les registres utilisés cumulaient les données jusqu'au 31 mars 1993 et les taxes sur la quote-part des municipalités n'ont pas été considérées.
 - * La municipalité de Piopolis entre dans la catégorie hors-Sqae donc, aucune donnée de financement n'est disponible.
- 1) Concernant le financement permanent, celui-ci inclut toutes les séries d'obligations dont le Ministère et/ou chaque municipalité participent et ce, avant tout refinancement.
 - 2) Concernant le financement temporaire, celui-ci inclut entre autre, le coût des ouvrages à venir devant être transféré éventuellement au financement permanent.
 - 3) Ces montants représentent les intérêts calculés selon les taux effectifs de nos obligations (permanent) et les taux mensuels de notre marge de crédit (temporaire).
 - 4) Concernant les intérêts prévisionnels, un seul taux estimé a été utilisé, soit celui de notre émission d'obligation du 8 avril 1993 en l'occurrence 8,6 %. Ces intérêts ont été calculés afin de compléter la période de financement pour atteindre 25 ans.
 - 5) Le coût final projeté des travaux a été prélevé du rapport *Programme des dépenses d'immobilisations* révisé au 31 mai 1993, et représente le capital total à financer.
 - 6) Ces montants représentent le service de la dette totale divisé entre la municipalité (V) et le Ministère (M). Dans certains cas, comme les ouvrages à venir non encore financés, une proportion moyenne de 85 % (Ministère) et 15 % (municipalité) a été appliquée.

De plus, il y a certaines municipalités dans l'échantillon qui paient leur quote-part des ouvrages au comptant, donc aucun intérêt n'a été calculé tandis que pour le Ministère, leur quote-part est entièrement financée.

ANNEXE B

(en milliers \$)

23320 Aubert Gallion

	Capital	Intérêt		Total Service de la dette ⁽⁶⁾
		Réel ⁽³⁾	Prév. ⁽⁴⁾	
Permanent ⁽¹⁾	650	552	887	2 089
Temporaire ⁽²⁾	<u>138</u>	<u>37</u>	<u>145</u>	320
Totaux	<u>788</u>	<u>589</u>	<u>1 032</u>	V : <u>63</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>788</u>			M : <u>2 346</u>

24190 Audet

Permanent ⁽¹⁾	15	10	23	48
Temporaire ⁽²⁾	<u>1</u>	-	-	1
Totaux	<u>16</u>	<u>10</u>	<u>23</u>	V : <u>1</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>16</u>			M : <u>48</u>

23380 Beauceville

Permanent ⁽¹⁾	7 448	4 275	11 637	23 360
Temporaire ⁽²⁾	<u>401</u>	<u>407</u>	<u>548</u>	1 356
Totaux	<u>7 849</u>	<u>4 682</u>	<u>12 185</u>	V : <u>2 145</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>7 849</u>			M : <u>22 571</u>

21700 Bernières

Permanent ⁽¹⁾	253	194	327	774
Temporaire ⁽²⁾	<u>320</u>	<u>35</u>	<u>381</u>	736
Totaux	<u>573</u>	<u>229</u>	<u>708</u>	V : <u>41</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>573</u>			M : <u>1 469</u>

ANNEXE B

(en milliers \$)

	Capital	Intérêt		Total
		Réel ⁽¹⁾	Prév. ⁽⁴⁾	Service de la dette ⁽⁶⁾
21600 Charny				
Permanent ⁽¹⁾	524	416	748	1 688
Temporaire ⁽²⁾	<u>41 832</u>	<u>74</u>	<u>89 562</u>	131 468
Totaux	<u>42 356</u>	<u>490</u>	<u>90 310</u>	V : <u>19 697</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>42 356</u>			M : <u>113 459</u>
23460 East-Broughton				
Permanent ⁽¹⁾	1 121	667	1 797	3 585
Temporaire ⁽²⁾	<u>249</u>	<u>85</u>	<u>196</u>	530
Totaux	<u>1 370</u>	<u>752</u>	<u>1 993</u>	V : <u>126</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 370</u>			M : <u>3 989</u>
23480 East-Broughton-Station				
Permanent ⁽¹⁾	1 202	715	1 927	3 844
Temporaire ⁽²⁾	<u>275</u>	<u>96</u>	<u>196</u>	567
Totaux	<u>1 477</u>	<u>811</u>	<u>2 123</u>	V : <u>150</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 477</u>			M : <u>4 261</u>
24210 Frontenac				
Permanent ⁽¹⁾	1 410	1 322	1 947	4 679
Temporaire ⁽²⁾	<u>282</u>	<u>111</u>	<u>243</u>	636
Totaux	<u>1 692</u>	<u>1 433</u>	<u>2 190</u>	V : <u>121</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 692</u>			M : <u>5 194</u>

ANNEXE B

(en milliers \$)

	Capital	Intérêt		Total
		Réel ⁽³⁾	Prév. ⁽⁴⁾	Service de la dette ⁽⁶⁾
24380 Gayhurst				
Permanent ⁽¹⁾	51	34	75	160
Temporaire ⁽²⁾	<u>22</u>	<u>7</u>	<u>34</u>	63
Totaux	<u>73</u>	<u>41</u>	<u>109</u>	V : <u>16</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>73</u>			M : <u>207</u>
24200 Lac-Mégantic				
Permanent ⁽¹⁾	6 118	4 552	9 278	19 948
Temporaire ⁽²⁾	<u>1 555</u>	<u>647</u>	<u>2 767</u>	4 969
Totaux	<u>7 673</u>	<u>5 199</u>	<u>12 045</u>	V : <u>3 161</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>7 673</u>			M : <u>21 756</u>
24650 La Guadeloupe				
Permanent ⁽¹⁾	3 003	2 513	4 146	9 662
Temporaire ⁽²⁾	<u>630</u>	<u>207</u>	<u>1 142</u>	1 979
Totaux	<u>3 633</u>	<u>2 720</u>	<u>5 288</u>	V : <u>1 316</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>3 633</u>			M : <u>10 325</u>
23150 Linière				
Permanent ⁽¹⁾	2 272	1 157	3 670	7 099
Temporaire ⁽²⁾	<u>252</u>	<u>81</u>	-	333
Totaux	<u>2 524</u>	<u>1 238</u>	<u>3 670</u>	V : <u>228</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>2 524</u>			M : <u>7 204</u>

ANNEXE B

(en milliers \$)

	Capital	Intérêt		Total
		Réel ⁽³⁾	Prév. ⁽⁴⁾	Service de la dette ⁽⁶⁾
23370 Notre-Dame-des-Pins				
Permanent ⁽¹⁾	1 635	857	2 618	5 110
Temporaire ⁽²⁾	<u>176</u>	<u>62</u>	<u>327</u>	565
Totaux	<u>1 811</u>	<u>919</u>	<u>2 945</u>	V : <u>380</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 811</u>			M : <u>5 295</u>
24170 Riseborough				
Permanent ⁽¹⁾	1 595	843	2 578	5 016
Temporaire ⁽²⁾	<u>396</u>	<u>133</u>	<u>376</u>	905
Totaux	<u>1 991</u>	<u>976</u>	<u>2 954</u>	V : <u>194</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 991</u>			M : <u>5 727</u>
28280 St-Agapit				
Permanent ⁽¹⁾	89	52	144	285
Temporaire ⁽²⁾	<u>1 808</u>	<u>64</u>	<u>3 376</u>	5 248
Totaux	<u>1 897</u>	<u>116</u>	<u>3 520</u>	V : <u>182</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 897</u>			M : <u>5 351</u>
22190 St-Benjamin				
Permanent ⁽¹⁾	104	58	169	331
Temporaire ⁽²⁾	<u>4 871</u>	<u>16</u>	<u>10 378</u>	15 265
Totaux	<u>4 975</u>	<u>74</u>	<u>10 547</u>	V : <u>2 271</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>4 975</u>			M : <u>13 325</u>

ANNEXE B

(en milliers \$)

	Capital	Intérêt		Total
		Réel ⁽³⁾	Prév. ⁽⁴⁾	Service de la dette ⁽⁶⁾
22750 St-Bernard				
Permanent ⁽¹⁾	345	273	480	1 098
Temporaire ⁽²⁾	<u>25</u>	<u>27</u>	-	52
Totaux	<u>370</u>	<u>300</u>	<u>480</u>	V : <u>69</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>370</u>			M : <u>1 081</u>
23170 St-Come-de-Kennebec				
Permanent ⁽¹⁾	1 014	515	1 634	3 163
Temporaire ⁽²⁾	<u>14</u>	<u>60</u>	-	74
Totaux	<u>1 028</u>	<u>575</u>	<u>1 634</u>	V : <u>293</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 028</u>			M : <u>2 944</u>
23110 Ste-Aurélie				
Permanent ⁽¹⁾	928	168	1 858	2 954
Temporaire ⁽²⁾	<u>100</u>	<u>107</u>	<u>30</u>	237
Totaux	<u>1 028</u>	<u>275</u>	<u>1 888</u>	V : <u>386</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 028</u>			M : <u>2 805</u>
24340 Ste-Cécile-de-Whitton				
Permanent ⁽¹⁾	118	69	191	378
Temporaire ⁽²⁾	<u>1 826</u>	<u>10</u>	<u>3 287</u>	5 123
Totaux	<u>1 944</u>	<u>79</u>	<u>3 478</u>	V : <u>277</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 944</u>			M : <u>5 224</u>

ANNEXE B

(en milliers \$)

	Capital	Intérêt		Total
		Réel ⁽³⁾	Prév. ⁽⁴⁾	Service de la dette ⁽⁶⁾
23440 Ste-Clotilde-de-Beauce				
Permanent ⁽¹⁾	30	18	49	97
Temporaire ⁽²⁾	<u>1 418</u>	<u>6</u>	<u>3 034</u>	4 458
Totaux	<u>1 448</u>	<u>24</u>	<u>3 083</u>	V : <u>665</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 448</u>			M : <u>3 890</u>
22250 Ste-Germaine-du-Lac-Etchemin				
Permanent ⁽¹⁾	-	-	-	-
Temporaire ⁽²⁾	<u>1 003</u>	<u>21</u>	<u>2 044</u>	3 068
Totaux	<u>1 003</u>	<u>21</u>	<u>2 044</u>	V : <u>397</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 003</u>			M : <u>2 671</u>
22130 Ste-Justine				
Permanent ⁽¹⁾	55	32	89	176
Temporaire ⁽²⁾	<u>1 993</u>	<u>91</u>	<u>3 874</u>	5 958
Totaux	<u>2 048</u>	<u>123</u>	<u>3 963</u>	V : <u>133</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>2 048</u>			M : <u>6 001</u>
23700 St-Elzéar				
Permanent ⁽¹⁾	1 685	1 670	2 152	5 507
Temporaire ⁽²⁾	<u>363</u>	<u>93</u>	<u>340</u>	796
Totaux	<u>2 048</u>	<u>1 763</u>	<u>2 492</u>	V : <u>153</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>2 048</u>			M : <u>6 150</u>

ANNEXE B

(en milliers \$)

	Capital	Intérêt		Total
		Réel ⁽³⁾	Prév. ⁽⁴⁾	Service de la dette ⁽⁶⁾
22390 Ste-Marguerite				
Permanent ⁽¹⁾	1 735	1 411	2 405	5 551
Temporaire ⁽²⁾	<u>20</u>	<u>133</u>	<u>-</u>	153
Totaux	<u>1 755</u>	<u>1 544</u>	<u>2 405</u>	V : <u>479</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 755</u>			M : <u>5 225</u>
23680 Ste-Marie				
Permanent ⁽¹⁾	11 623	6 683	18 330	36 636
Temporaire ⁽²⁾	<u>352</u>	<u>167</u>	<u>331</u>	750
Totaux	<u>11 875</u>	<u>6 850</u>	<u>18 661</u>	V : <u>3 836</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>11 875</u>			M : <u>33 550</u>
23270 St-Ephrem-de-Beauce				
Permanent ⁽¹⁾	259	160	395	814
Temporaire ⁽²⁾	<u>26</u>	<u>47</u>	<u>28</u>	101
Totaux	<u>285</u>	<u>207</u>	<u>423</u>	V : <u>77</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>285</u>			M : <u>838</u>
23260 St-Ephrem-de-Tring				
Permanent ⁽¹⁾	1 522	931	2 322	4 775
Temporaire ⁽²⁾	<u>148</u>	<u>333</u>	<u>223</u>	704
Totaux	<u>1 670</u>	<u>1 264</u>	<u>2 545</u>	V : <u>503</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 670</u>			M : <u>4 976</u>

ANNEXE B

(en milliers \$)

	Capital	Intérêt		Total
		Réel ⁽³⁾	Prév. ⁽⁴⁾	Service de la dette ⁽⁶⁾
24130 St-Gédéon				
Permanent ⁽¹⁾	1 205	805	1 929	3 939
Temporaire ⁽²⁾	<u>91</u>	<u>213</u>	<u>-</u>	304
Totaux	<u>1 296</u>	<u>1 018</u>	<u>1 929</u>	V : <u>719</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 296</u>			M : <u>3 524</u>
23325 St-Georges				
Permanent ⁽¹⁾	16 629	14 285	22 864	53 778
Temporaire ⁽²⁾	<u>972</u>	<u>313</u>	<u>1 582</u>	2 867
Totaux	<u>17 601</u>	<u>14 598</u>	<u>24 446</u>	V : <u>5 771</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>17 601</u>			M : <u>50 874</u>
23300 St-Jean-de-la-Lande				
Permanent ⁽¹⁾	529	285	849	1 663
Temporaire ⁽²⁾	<u>41</u>	<u>33</u>	<u>47</u>	121
Totaux	<u>570</u>	<u>318</u>	<u>896</u>	V : <u>114</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>570</u>			M : <u>1 670</u>
23580 St-Joseph-de-Beauce				
Permanent ⁽¹⁾	3 462	2 108	5 107	10 677
Temporaire ⁽²⁾	<u>156</u>	<u>380</u>	<u>239</u>	775
Totaux	<u>3 618</u>	<u>2 488</u>	<u>5 346</u>	V : <u>1 453</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>3 618</u>			M : <u>9 999</u>

ANNEXE B

(en milliers \$)

	Capital	Intérêt		Total
		Réel ⁽³⁾	Prév. ⁽⁴⁾	Service de la dette ⁽⁶⁾
22150 Ste-Rose-de-Watford				
Permanent ⁽¹⁾	-	-	-	-
Temporaire ⁽²⁾	<u>1 923</u>	-	<u>4 088</u>	6 011
Totaux	<u>1 923</u>	-	<u>4 088</u>	V : <u>860</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 923</u>			M : <u>5 151</u>
21220 Ste-Étienne-de-Lauzon				
Permanent ⁽¹⁾	1 575	923	2449	4 947
Temporaire ⁽²⁾	<u>22</u>	<u>53</u>	-	75
Totaux	<u>1 597</u>	<u>976</u>	<u>2 449</u>	V : <u>289</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 597</u>			M : <u>4 733</u>
23400 St-François Ouest				
Permanent ⁽¹⁾	128	86	190	404
Temporaire ⁽²⁾	<u>5</u>	<u>10</u>	<u>6</u>	21
Totaux	<u>133</u>	<u>96</u>	<u>196</u>	V : <u>52</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>133</u>			M : <u>373</u>
23550 St-Frédéric				
Permanent ⁽¹⁾	-	-	-	-
Temporaire ⁽²⁾	<u>575</u>	-	<u>1 237</u>	1 812
Totaux	<u>575</u>	-	<u>1 237</u>	V : <u>271</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>575</u>			M : <u>1 541</u>

ANNEXE B

(en milliers \$)

	Capital	Intérêt		Total Service de la dette ⁽⁶⁾
		Réel ⁽³⁾	Prév. ⁽⁴⁾	
22210 St-Odilon-de-Cranbourne				
Permanent ⁽¹⁾	1 264	1 614	1 454	4 332
Temporaire ⁽²⁾	<u>104</u>	<u>167</u>	<u>205</u>	476
Totaux	<u>1 368</u>	<u>1 781</u>	<u>1 659</u>	V : <u>258</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 368</u>			M : <u>4 550</u>
22180 St-Prosper				
Permanent ⁽¹⁾	3 097	2 635	4 084	9 816
Temporaire ⁽²⁾	<u>23</u>	<u>156</u>	<u>(50)</u>	129
Totaux	<u>3 120</u>	<u>2 791</u>	<u>4 034</u>	V : <u>707</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>3 120</u>			M : <u>9 238</u>
21650 St-Rédempteur				
Permanent ⁽¹⁾	330	245	482	1 057
Temporaire ⁽²⁾	<u>396</u>	<u>29</u>	<u>527</u>	952
Totaux	<u>726</u>	<u>274</u>	<u>1 009</u>	V : <u>58</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>726</u>			M : <u>1 951</u>
24110 St-Robert-Bellarmin				
Permanent ⁽¹⁾	756	469	1 180	2 405
Temporaire ⁽²⁾	<u>-</u>	<u>36</u>	<u>99</u>	135
Totaux	<u>756</u>	<u>505</u>	<u>1 279</u>	V : <u>339</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>756</u>			M : <u>2 201</u>

ANNEXE B

(en milliers \$)

	Capital	Intérêt		Total Service de la dette ⁽⁶⁾
		Réel ⁽³⁾	Prév. ⁽⁴⁾	
21170 St-Lambert-de-Lauzon				
Permanent ⁽¹⁾	-	-	-	-
Temporaire ⁽²⁾	<u>2 809</u>	-	<u>6 039</u>	8 848
Totaux	<u>2 809</u>	-	<u>6 039</u>	V : <u>1 326</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>2 809</u>			M : <u>7 522</u>
24160 St-Ludger				
Permanent ⁽¹⁾	520	396	741	1 657
Temporaire ⁽²⁾	<u>81</u>	<u>33</u>	<u>77</u>	191
Totaux	<u>601</u>	<u>429</u>	<u>818</u>	V : <u>124</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>601</u>			M : <u>1 724</u>
23220 St-Martin				
Permanent ⁽¹⁾	1 809	1 080	2 798	5 687
Temporaire ⁽²⁾	<u>120</u>	<u>33</u>	-	153
Totaux	<u>1 929</u>	<u>1 113</u>	<u>2 798</u>	V : <u>301</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 929</u>			M : <u>5 539</u>
24770 St-Méthode-de-Frontenac				
Permanent ⁽¹⁾	868	1 177	947	2 992
Temporaire ⁽²⁾	<u>357</u>	<u>60</u>	<u>722</u>	1 139
Totaux	<u>1 225</u>	<u>1 237</u>	<u>1 669</u>	V : <u>348</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 225</u>			M : <u>3 783</u>

ANNEXE B

	(en milliers \$)			Total Service de la dette ⁽⁶⁾
	Capital	Intérêt Réal ⁽³⁾	Prév. ⁽⁴⁾	
23140 St-Zacharie				
Permanent ⁽¹⁾	946	602	1 505	3 053
Temporaire ⁽²⁾	<u>1 113</u>	<u>1 360</u>	<u>2 084</u>	4 557
Totaux	<u>2 059</u>	<u>1 962</u>	<u>3 589</u>	V : <u>974</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>2 059</u>			M : <u>6 636</u>
23230 Shenley				
Permanent ⁽¹⁾	2 207	1 456	3 264	6 927
Temporaire ⁽²⁾	<u>411</u>	<u>227</u>	<u>785</u>	1 423
Totaux	<u>2 618</u>	<u>1 683</u>	<u>4 049</u>	V : <u>742</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>2 618</u>			M : <u>7 608</u>
23530 Tring-Jonction				
Permanent ⁽¹⁾	4 379	2 956	6 469	13 804
Temporaire ⁽²⁾	<u>768</u>	<u>266</u>	<u>475</u>	1 509
Totaux	<u>5 147</u>	<u>3 222</u>	<u>6 944</u>	V : <u>487</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>5 147</u>			M : <u>14 826</u>
23630 Vallée-Jonction				
Permanent ⁽¹⁾	4 236	3 104	6 107	13 447
Temporaire ⁽²⁾	<u>268</u>	<u>467</u>	<u>239</u>	974
Totaux	<u>4 504</u>	<u>3 571</u>	<u>6 346</u>	V : <u>1 400</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>4 504</u>			M : <u>13 021</u>
GRAND TOTAL	<u>168 397</u>			V : <u>56 867</u>
				M : <u>473 443</u>

ANNEXE B

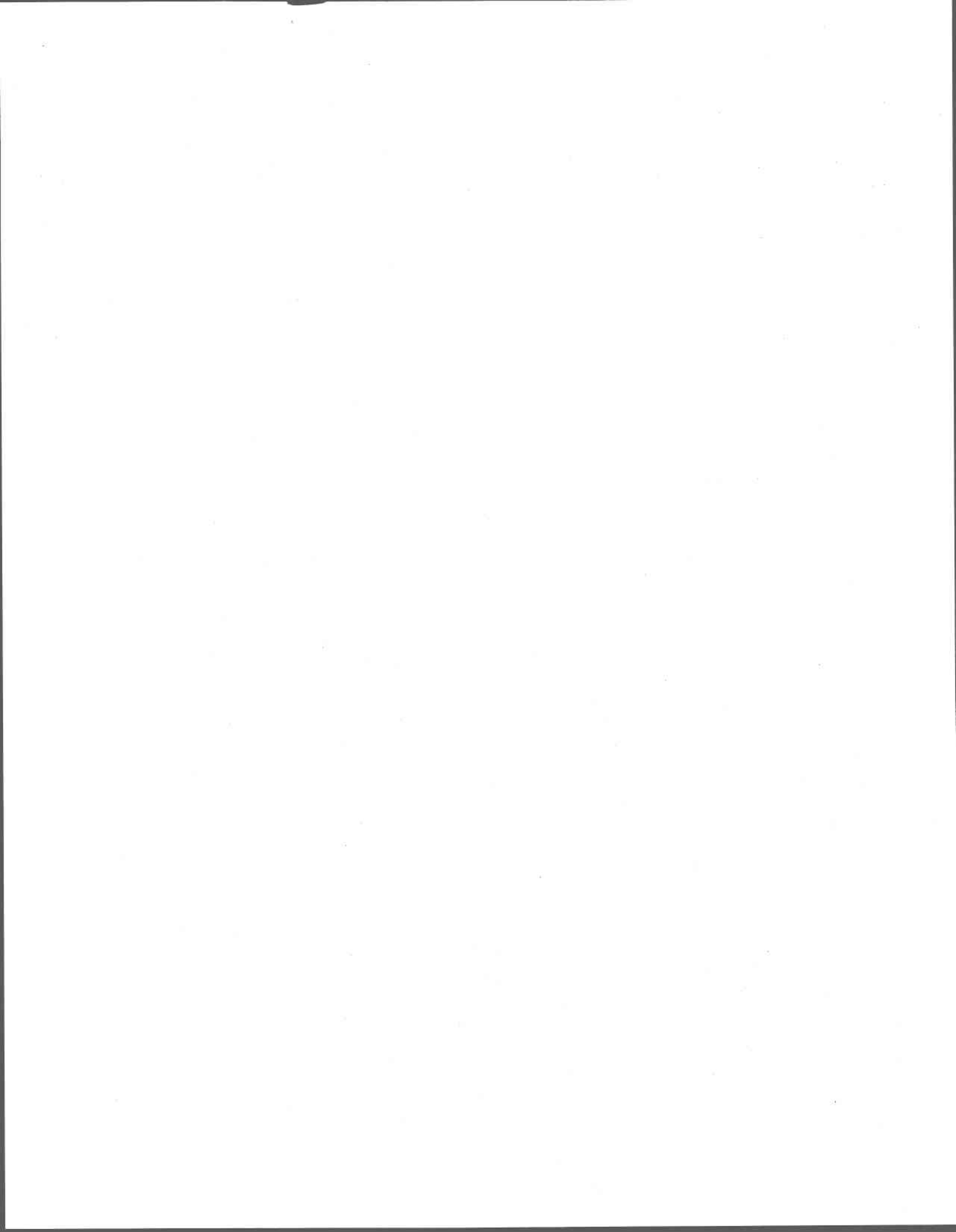
(en milliers \$)

	Capital	Intérêt		Total
		Réel ⁽³⁾	Prév. ⁽⁴⁾	Service de la dette ⁽⁶⁾
23640 Sts-Anges				
Permanent ⁽¹⁾	23	13	37	73
Temporaire ⁽²⁾	<u>1 142</u>	<u>7</u>	<u>2 393</u>	3 542
Totaux	<u>1 165</u>	<u>20</u>	<u>2 430</u>	V : <u>495</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 165</u>			M : <u>3 120</u>
23180 St-Théophile				
Permanent ⁽¹⁾	523	513	675	1 711
Temporaire ⁽²⁾	<u>1 278</u>	<u>69</u>	<u>2 576</u>	3 923
Totaux	<u>1 801</u>	<u>582</u>	<u>3 251</u>	V : <u>565</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>1 801</u>			M : <u>5 069</u>
23420 St-Victor				
Permanent ⁽¹⁾	44	34	64	142
Temporaire ⁽²⁾	<u>780</u>	<u>7</u>	<u>1 643</u>	2 430
Totaux	<u>824</u>	<u>41</u>	<u>1 707</u>	V : <u>365</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>824</u>			M : <u>2 207</u>
23430 St-Victor-de-Tring				
Permanent ⁽¹⁾	211	177	276	664
Temporaire ⁽²⁾	<u>3 021</u>	<u>27</u>	<u>6 478</u>	9 526
Totaux	<u>3 232</u>	<u>204</u>	<u>6 754</u>	V : <u>1 489</u>
Coût final projeté ⁽⁵⁾	<u>3 323</u>			M : <u>8 701</u>

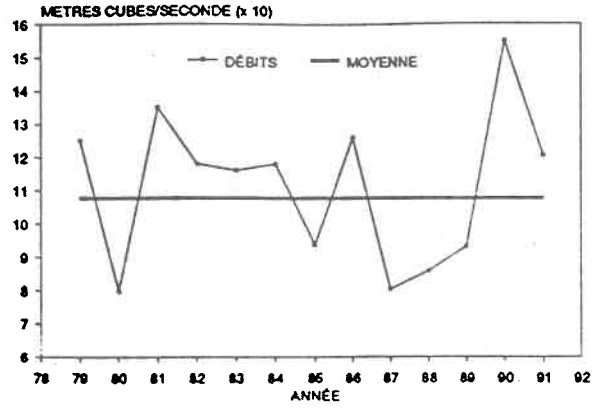
APPENDICE 7

ÉVOLUTION DE LA CHARGE MASSIQUE SUR LE BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE*

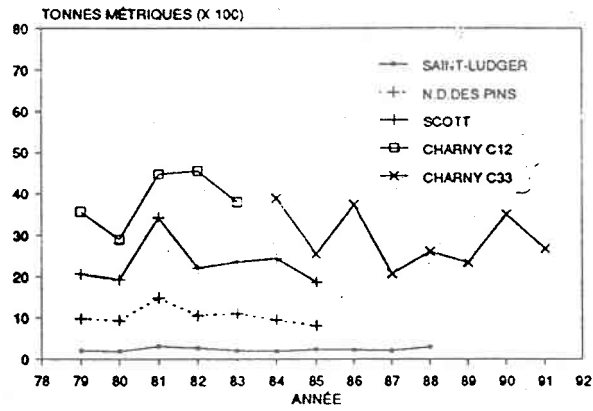
***(Tiré de Simoneau (1991), Qualité de l'eau du bassin de la rivière Chaudière 1976 à 1988)**



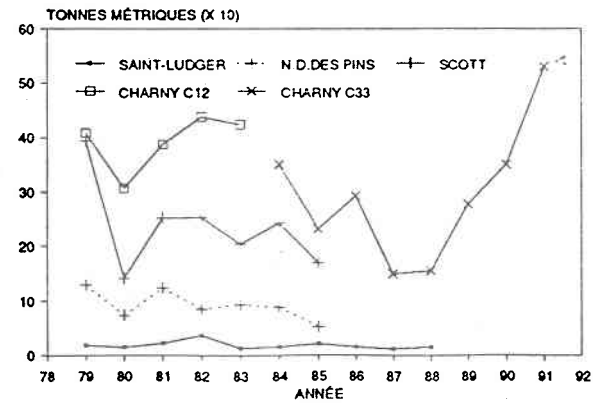
DÉBITS MOYENS ANNUELS A ST-LAMBERT



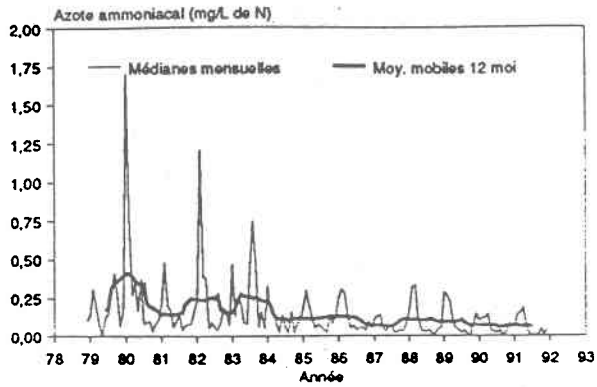
APPORTS ANNUELS D'AZOTE



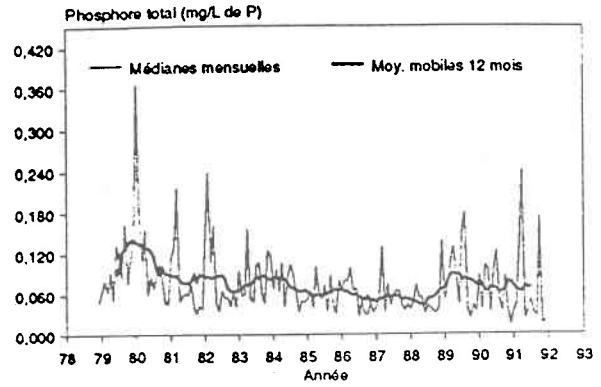
APPORTS ANNUELS DE PHOSPHORE



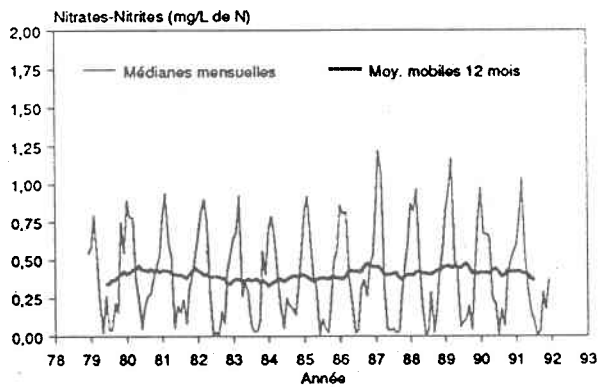
Rivière Chaudière
à Chamy



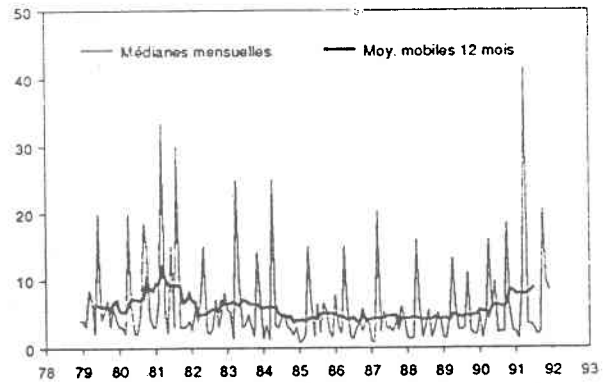
Rivière Chaudière
à Chamy



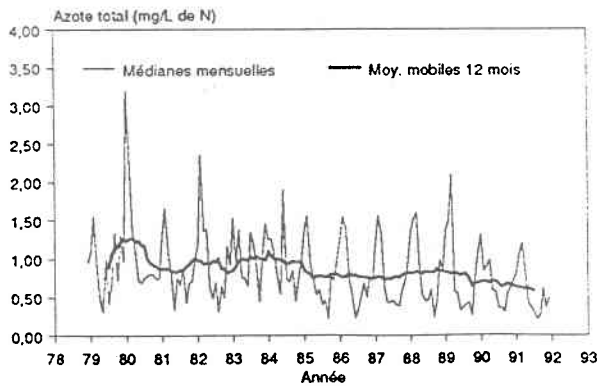
Rivière Chaudière
à Chamy



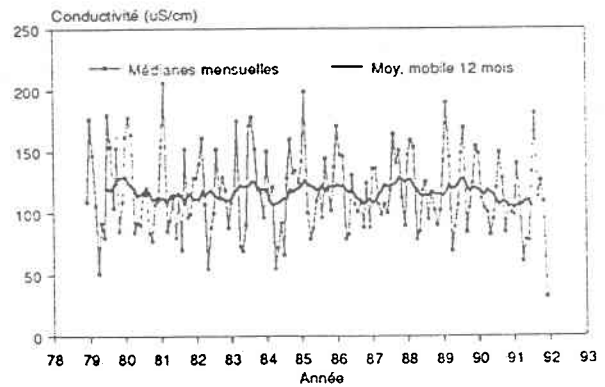
Rivière Chaudière
à Chamy



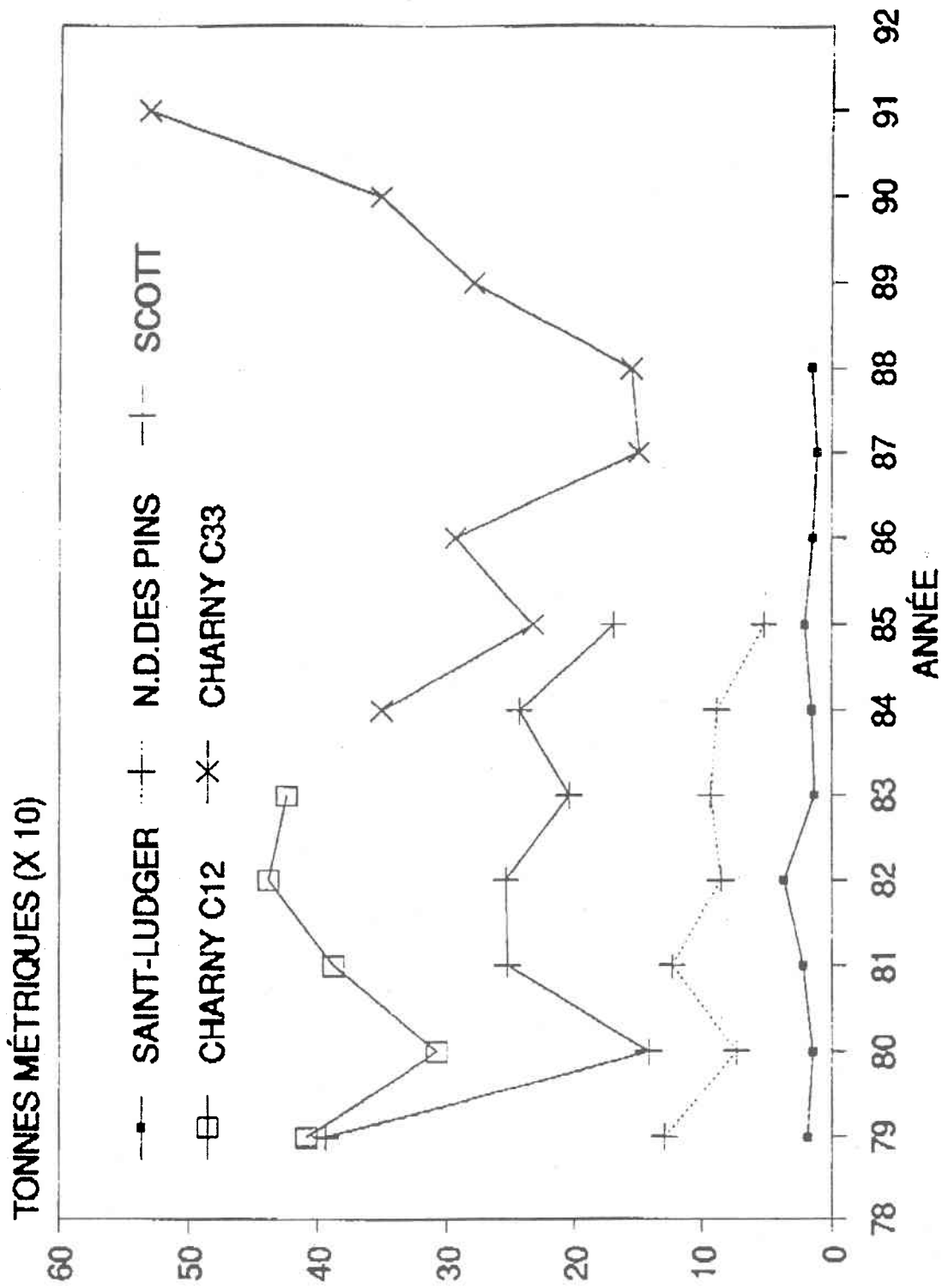
Rivière Chaudière
à Chamy



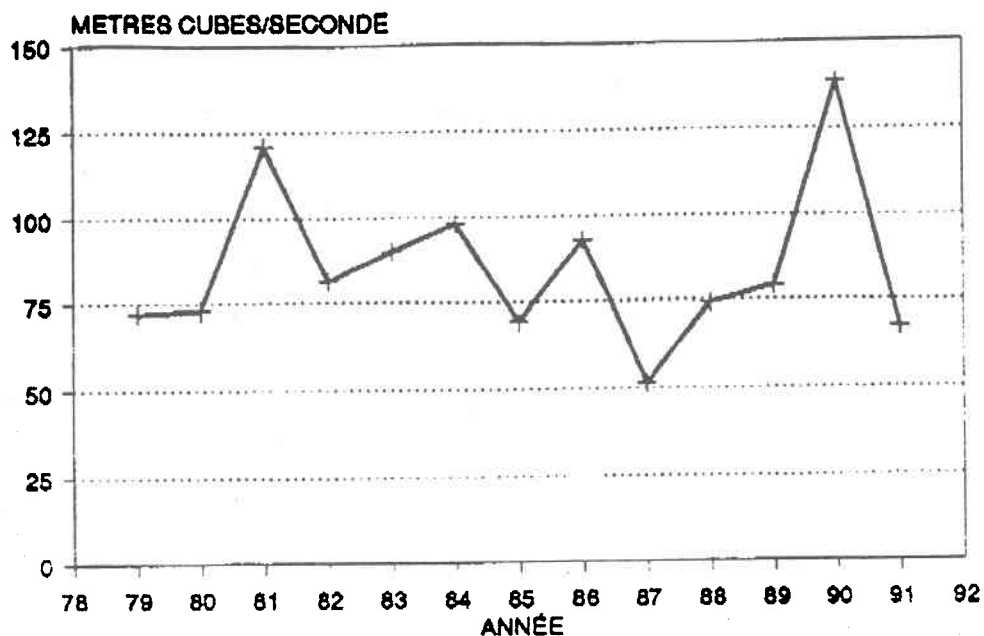
Rivière Chaudière
à Chamy



APPORTS ANNUELS DE PHOSPHORE



DÉBITS MOYENS ESTIVAUX (MAI - NOVEMBRE) PAR ANNÉE



APPORTS MASSIQUES ESTIVAUX (MAI - NOVEMBRE) PAR ANNÉE

