

UNIVERSITE DU QUEBEC

Mémoire

présenté

à

l'Institut national de la recherche scientifique (Eau)

comme exigence partielle

de la

maîtrise ès sciences (Eau)

par

Marcel Pineau

B.Sc. Appliquées  
(Génie forestier)

Application des techniques de modélisation  
au contrôle de la qualité de l'eau  
en rivière au Québec

Décembre 1980

## REMERCIEMENTS

Monsieur Jean-Pierre Villeneuve a assuré la direction de cette thèse de maîtrise. Je lui adresse mes vifs remerciements pour son encadrement dynamique, pour la qualité de son enseignement et pour l'intérêt qu'il m'a consacré dans la réalisation de mes travaux de maîtrise. Il est un aspect de son rôle de directeur de thèse qu'il m'importe particulièrement de souligner. A travers l'objet de cette thèse, la modélisation, il a su initier une intelligence jeune à de nouveaux modes de pensée et lui permettre de les adopter pour mieux appréhender la complexité des réalités environnementales. C'est là, peut-être, mon gain le plus considérable et je lui demeure redevable de cet acquis précieux.

Monsieur Pierre Campbell a agit comme co-directeur de mes travaux. Sa contribution fut indispensable en ce qu'elle m'a permis d'appuyer l'exercice de modélisation de cette thèse sur une compréhension adéquate des processus chimiques et biologiques en milieu aquatique. Je lui exprime mes plus sincères remerciements pour la qualité de l'encadrement qu'il m'a dispensé en cette matière et pour la rigueur qu'il m'a inculquée à travers son enseignement.

Je tiens également à exprimer mon appréciation aux personnes suivantes pour la contribution qu'ils m'ont apportée: Madame Johanne Parrot (INRS-Eau), monsieur André Tessier (INRS-Eau), monsieur Jean-Louis Sasseville (INRS-Eau), monsieur Jean-Christian Auclair (INRS-Eau), monsieur Guy Morin (INRS-Eau), monsieur Denis Couillard (INRS-Eau), monsieur Denis Leblanc (INRS-Eau), madame Johanne Boisvert (INRS-Eau), monsieur André Parent (INRS-Eau) et monsieur Normand Thérien (Département Génie Chimique, Université de Sherbrooke).

Un après-midi d'été, dans une épicerie à St-Hyacinthe, j'ai vu une dame se présenter à la caisse avec pas moins de douze bouteilles d'eau d'Evian dans son panier à provisions. Cette scène, elle se répète quotidiennement dans toutes les épiceries de St-Hyacinthe. Ceux qui n'ont pas d'eau d'Evian dans leur panier d'emplettes, c'est qu'ils sont abonnés à un distributeur d'eau importée ...

Dans un pays qu'on dit aux ressources hydriques incalculables, j'ai trouvé aberrant de penser que l'eau de mon verre d'eau doive venir de France pour que je puisse la boire ...

## TABLE DES MATIERES

	Page
REMERCIEMENTS .....	i
TABLE DES MATIERES .....	ii
LISTE DES FIGURES .....	vii
LISTE DES TABLEAUX .....	viii
RESUME .....	ix
INTRODUCTION .....	1
CHAPITRE 1 - PRINCIPES ET OUTILS DE GESTION DE LA QUALITE DE L'EAU EN RIVIERE (REVUE DE LITTERATURE .....	4
1. Préambule .....	4
2. La problématique de l'oxygène dissous dans les cours d'eau .....	8
2.1 L'oxygène dissous: support vital de la vie aquati- que .....	8
2.2 La pollution organique et le surenrichissement nu- tritif: origine et importance .....	10
2.3 L'impact de la pollution organique sur l'oxygène dissous: la demande biochimique en oxygène (DBO) .....	14
2.4 Le surenrichissement nutritif des cours d'eau, la surproduction primaire et ses effets sur l'oxygène dissous .....	17
2.5 La faculté d'auto-épuration .....	21
2.6 Synthèse de la problématique de l'oxygène dissous rivière .....	22
3. Quelques-uns des principaux outils de gestion de la qua- lité de l'eau en rivière .....	25
3.1 Le contrôle des apports en DBO et les modèles d'oxy- gène dissous .....	25

	Page
3.1.1 Le modèle de Streeter & Phelps (1925) .....	28
3.1.2 Le modèle d'O'Connor et Ditoro (1970) .....	31
3.2 Le contrôle des apports nutritifs et les modèles de phosphore en rivière .....	33
CHAPITRE II - LA PROBLEMATIQUE DE LA QUALITE DE L'EAU EN RIVIE- DU QUEBEC .....	37
1. Les rivières du Québec et leurs problèmes .....	37
2. La problématique de qualité de l'eau en rivière selon 2 hypothèses .....	41
2.1 Première hypothèse: L'impact mitigé de la DBO des charges organiques sur l'oxygène dissous .....	41
2.2 Deuxième hypothèse: Vraisemblance d'une surproduc- tion primaire dans les cours d'eau en bassins agri- coles au Québec .....	44
3. Implications sur l'élaboration d'une stratégie d'actions	47
CHAPITRE III - PROPOSITION D'UNE STRATEGIE D'ACTIONN .....	50
1. Stratégie de contrôle des apports nutritifs .....	50
1.1 L'élément nutritif cible .....	51
1.2 Les sources cibles .....	53
1.2.1 La contribution relative de l'agriculture en été .....	53
1.2.2 Un autre aspect des apports en phosphore en été: la dilution et la spéciation .....	59
1.3 Choix de la cible d'intervention .....	60
1.4 Moyens d'action .....	61
2. Stratégie de contrôle des rejets organiques .....	62
2.1 Cas des grands centres urbains industriels .....	62
2.2 Cas des petits centres démographiques .....	63

	Page
3. Synthèse de l'action .....	67
4. Discussion de la stratégie d'action .....	68
CHAPITRE IV -.MISE EN OEUVRE DE LA STRATEGIE D'ACTIONS PAR L'APPLICATION D'UN MODELE D'OPTIMISATION .....	71
1. Problématique d'implantation des ouvrages de traitement choisis .....	71
2. Conceptualisation d'un modèle normatif de gestion .....	73
3. Description du modèle de simulation .....	74
3.1 Points de rejet et charge en phosphore total .....	74
3.2 La variable de décision .....	75
3.3 La charge résiduelle .....	75
3.4 Normes et points de contrôle .....	76
3.5 Les équations de bilan aux points de contrôle .....	77
3.6 Choix et coût des ouvrages de traitement .....	82
3.7 Sélection d'ouvrages par le modèle .....	85
4. Description du modèle d'optimisation .....	86
4.1 La fonction objectif .....	86
4.2 La technique d'optimisation .....	87
4.3 La procédure d'optimisation .....	87
5. Concepts de transport net et d'immobilisations des char- ges en phosphore (phosphorus removal in flowing water) .	90
5.1 Principes théoriques du phénomène d'immobilisations du phosphore dans un cours d'eau .....	91
5.2 Preuves et importance du phénomène .....	93
5.3 Modélisation du phénomène .....	95

	Page
5.3.1 Première situation: tronçon en étiage sans apport intermédiaire ponctuel .....	97
5.3.2 Deuxième situation: tronçon en étiage avec apport intermédiaire ponctuel .....	100
5.3.3 Troisième situation: tronçon en régime hydrologique variable avec apport intermédiaire ponctuel .....	102
5.3.4 Formulation générale .....	105
 CHAPITRE V - APPLICATION DU MODELE AU BASSIN DE LA RIVIERE YAMASKA .....	 109
1. Avertissement .....	109
2. Données d'entrée et conditions d'application .....	110
2.1 Physiographie du bassin .....	110
2.2 Structure démographique du bassin .....	112
2.3 Utilisation du territoire .....	113
2.4 Les charges de sources ponctuelles urbaines .....	114
2.4.1 La solution initiale et les charges résiduelles de traitement .....	119
2.5 Les charges d'origine agricole .....	120
2.6 Tronçons et points de contrôle .....	124
2.7 Période d'application du modèle .....	126
2.8 Régime hydrologique .....	127
2.9 Le débit "Q" .....	127
2.10 Les coefficients de transport net .....	129
2.11 DBO et fonctions-coûts .....	131
2.12 Les fonctions coûts du modèle .....	132

	Page
2.13 Résumé des variables d'entrée .....	133
3. Résultats et discussion .....	133
3.1 Sortie du modèle .....	133
3.2 Première solution du modèle normatif .....	136
3.3 Deuxième solution du modèle normatif .....	139
3.4 Discussion synthèse .....	146
CONCLUSION .....	149
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....	154
ANNEXE 1 .....	
ANNEXE 2 .....	
ANNEXE 3 .....	
ANNEXE 4 .....	
ANNEXE 5 .....	
ANNEXE 6 .....	
ANNEXE 7 .....	
ANNEXE 8 .....	

## LISTE DES FIGURES

	Page
FIGURE I : Schéma de la problématique de l'oxygène dissous .	23
FIGURE II : Exemple de tronçons de rivière représentés par les équations de bilan .....	78
FIGURE III : Schéma de la procédure d'optimisation .....	89
FIGURE IV : Physiographie et réseau de drainage du bassin de la Yamaska .....	111
FIGURE V : Principaux points de rejet considérés dans l'application du modèle .....	117
FIGURE VI : Charges des tributaires considérés .....	122
FIGURE VII : Tronçons et points de contrôle .....	125
FIGURE VIII: Hydrogramme type de la rivière Yamaska, été 1975	
FIGURE IX : Résumé des variables d'entrées .....	134
FIGURE X : Stations de mesure des charges (Annexe 6) .....	6-3

## LISTE DES TABLEAUX

	Page
TABLEAU 1: Distribution saisonnière relative des apports nutritifs agricoles .....	55
TABLEAU 2: Comparaison des charges d'origine ponctuelle évaluées au printemps avec les charges totales mesurées l'été et l'hiver .....	58
TABLEAU 3: Charges en phosphore total rejetées par les principales agglomérations (kg P/jour) du bassin de la Yamaska .....	116
TABLEAU 4: Charges d'origine agricole .....	123
TABLEAU 5: Débits aux points de contrôle .....	128
TABLEAU 6: Coefficients de transport net .....	130
TABLEAU 7: Charges en $DBO_5$ aux différents points de rejet ...	131
TABLEAU 8: Résultats de traitement aux points de rejet .....	136
TABLEAU 9: Etat de la norme aux points de contrôle .....	137
TABLEAU 10: Résultats de traitement aux points de rejet .....	140
TABLEAU 11: Etat de la norme aux points de contrôle .....	141
TABLEAU 12: Solution reconstituée .....	145

## RESUME

Dans le cadre des travaux de cette thèse de maîtrise, on a jeté les bases d'un modèle simple, destiné à rationaliser l'implantation d'ouvrages de traitement en divers points d'un bassin. Ce modèle s'insère dans une approche de gestion basée sur le contrôle des apports nutritifs et utilise le phosphore comme critère de qualité.

Le modèle a plus spécifiquement été développé pour les fins d'une gestion de la qualité de l'eau en rivière dans des bassins agricoles soumis à des rejets ponctuels nombreux, en provenance de l'industrie agro-alimentaire et des petits centres démographiques dispersés d'amont en aval.

L'expérimentation du modèle sur le bassin de la rivière Yamaska (Québec) a permis d'illustrer l'utilité de son application dans le processus décisionnel qui sous-tend la mise en oeuvre d'un programme de gestion de la qualité de l'eau en rivière.

## INTRODUCTION

Dans la plupart des bassins habités du Québec, donc notamment les bassins des rivières Richelieu, Yamaska, St-François, Chaudière, Assomption et du Nord pour ne mentionner que ceux-là, les problèmes de détérioration des ressources en eau ont atteint des proportions telles, qu'ils rendent de plus en plus coûteuse l'utilisation de cette ressource quand ils n'empêchent pas, purement et simplement, de répondre au besoin premier de l'alimentation des populations en eau potable. Reconnaissant la gravité et la complexité des problèmes qui affectent les ressources en eau dans plusieurs bassins (OPDQ, 1979), le Québec a donc entrepris de mettre en oeuvre un vaste programme d'assainissement des eaux. Au premier titre, une telle intervention sur la ressource eau implique qu'un ensemble d'actions soient prises quant aux mesures destinées à réduire la pollution imputable à l'agriculture, quant aux degrés de traitement à effectuer sur les différentes sources de rejets urbains et industriels, quant au type de traitement approprié et quant au choix des systèmes à implanter (Deninger et Su, 1973). Devant les possibilités innombrables de solutions qui peuvent apparaître pour satisfaire les besoins des utilisateurs, respecter différentes contraintes de qualité et minimiser le coût des interventions, il devient essentiel de faire appel à des outils qui permettent de rationaliser l'ensemble complexe des décisions d'aménagement qui se trouvent à la base non seulement d'un programme d'assainissement des eaux, mais, de façon plus large, à la base d'une gestion globale des ressources en eau. Le contexte actuel d'austérité économique, où des ressources limitées peuvent être consacrées à l'assainissement des

eaux, rend d'ailleurs plus évident et plus impérieux que jamais la nécessité de rationaliser les choix selon le double objectif de minimiser le coût des interventions tout en assurant le maintien d'un état en qualité acceptable pour les différents besoins d'utilisation. Au moment où le Québec s'engage dans la réalisation d'une politique de gestion des ressources en eau, on constate malheureusement qu'il ne dispose pas des outils d'analyse et de décision nécessaires à ces fins.

Dans ce contexte, l'objectif du présent mémoire de maîtrise est précisément d'expérimenter l'application de la modélisation comme outil de gestion de la qualité de l'eau en rivière.

La démarche méthodologique devant conduire au développement d'un modèle de gestion, puis à son application, impose dans un premier temps d'examiner la problématique globale de qualité de l'eau en rivière dans les bassins habités du Québec (chapitre II). Cette étape nous amènera ensuite à élaborer et à suggérer une stratégie d'actions qui soit en adéquation avec cette problématique. Concrètement, la stratégie d'action implique le choix des cibles d'action et des moyens d'action appropriés (chapitre III). Une fois que ces hypothèses d'action sont posées, il reste à développer un outil qui permette au gestionnaire de rationaliser la mise en oeuvre de cette stratégie d'actions: le modèle (chapitre IV). L'intérêt pratique d'un tel outil sera illustré au dernier chapitre par une application au bassin de la rivière Yamaska (chapitre V).

Auparavant toutefois, il est pertinent d'inscrire cette démarche de travail dans le cadre plus large d'une compréhension du concept de gestion de la qualité de l'eau en rivière, telle qu'elle se pratique aujourd'hui dans les pays confrontés à ces problèmes. Ce sera l'objet du premier chapitre qui, à travers une revue de littérature, aura uniquement pour but de faire le point sur l'approche qui donne généralement la gestion de la qualité de l'eau en rivière et d'en présenter quelques-uns des principaux outils (modèles)

## CHAPITRE 1

### Principes et outils de gestion de la qualité de l'eau en rivière (Revue de la littérature)

#### 1. Préambule

Les cours d'eau ont été les voies de pénétration et d'occupation des territoires. Partout, la plupart des centres démographiques se sont constitués à leur proximité. Au Québec seulement, la presque totalité des municipalités sont établies sur les berges de cours d'eau et toutes se relient par le lien d'un tributaire quelconque, si petit soit-il. En donnant naissance à toutes ces agglomérations humaines, les cours d'eau sont du même coup devenus, et par la force des choses, les voies d'évacuation des déchets produits par elles. En cela, ils remplissent une fonction inhérente au maintien des communautés humaines: l'élimination des eaux usées. Walski et Curran (1976) ont insisté sur l'importance que doit prendre ce fait dans le cadre d'une réflexion sur la problématique de la qualité de l'eau en rivière. Ils constatent, avec raison, qu'un cours d'eau est d'abord utilisé "as a route for removing waste water material from a population centre", une vérité qui convient particulièrement bien au Québec où, en 1980, la majorité des municipalités sont dépourvues des installations nécessaires au traitement de leurs effluents.

Or, si l'on considère globalement les eaux usées rejetées par les agglomérations humaines - entendons ici les eaux usées domestiques, les eaux de ruissellement urbain et les eaux résiduares des industries, particulièrement celles des secteurs de l'agro-alimentaire et du textile - on peut admettre qu'elles présentent un caractère organique dominant. Nonobstant la diversité et les quantités d'autres substances que peuvent également contenir ces effluents (métaux, produits chimiques synthétiques, hydrocarbures, chaleur, etc.), il n'en résulte pas moins une pollution organique qui constitue, invariablement et de façon chronique, la forme de pollution la plus importante et la plus généralisée (Lahoni et Adulbhan, 1977; Vivier, 1969) en même temps aussi que la plus durement ressentie par le milieu aquatique. Outre les problèmes immédiats de couleur, de turbidité et d'envasement dont les rejets organiques sont à l'origine, nous savons désormais qu'ils suscitent une activité de biodégradation (oxydation de la matière organique) qui s'accompagne d'une raréfaction de l'oxygène dissous, constituant de qualité vitale pour l'ensemble de la vie aquatique.

En conséquence, l'objectif de maintenir un niveau adéquat d'oxygène dissous en rivière par le contrôle de la Demande Biochimique en Oxygène (DBO) des rejets urbains (domestiques et industriels) s'est donc imposé comme le principe de base des actions et des politiques conçues et mises en oeuvre pour gérer la qualité de l'eau en rivière.

"One of the main objectives of regional water quality authorities is to maintain minimum dissolved oxygen limit in streams" (Lahoni et Adulbhan, 1977).

Aux Etats-Unis, en Europe, au Japon et dans tous ces pays densément peuplés, confrontés aux phénomènes d'une urbanisation et d'une industrialisation intensives, la littérature fait donc état d'une pratique de gestion fondée sur l'oxygène dissous et le contrôle conséquent de la DBO (Bathala et al., 1979; Boës, 1978; Kunkle et Wordelman, 1978; Lahoni, 1978, Beck et Young, 1976; Arabi et Elzinga, 1975; Bisson et Michaud, 1973; Gates et Ghosh, 1971). En termes concrets, un tel principe d'action s'est traduit dans diverses législations qui règlementent les teneurs en DBO<sub>5</sub> des effluents d'eaux usées (Loi sur les pêcheries, Canada; Loi de la qualité de l'environnement, Québec; Federal Water Pollution Act Amendments, Etats- Unis (Nemerow, 1978)) et dans l'implantation systématique de systèmes de traitement secondaire destinés à opérer une réduction de la DBO des effluents urbains. En 1973, aux Etats-Unis, 65.5% des eaux usées de la population desservie par un réseau d'égouts étaient épurées par traitement secondaire; un an plus tôt, en 1972, le traitement secondaire des effluents municipaux était devenu une mesure obligatoire en vertu de la loi fédérale américaine sur la pollution de l'eau, "The Federal Water Pollution Act Amendments, public law 92-500" (Yance, 1978).

Les eaux usées domestiques et les eaux résiduares de certaines industries constituent aussi des sources très appréciables d'enrichissement nutritif auxquelles viennent encore s'ajouter les apports nutritifs, collectés à partir des territoires agricoles par les cours d'eau principaux et leurs tributaires. Dans la mesure de conditions physiques favorables, cette charge nutritive occasionne des problèmes fréquents de surproduction primaire en eaux courantes, avec le résultat conséquent de détériorations esthétiques, de fluctuations diurnes importantes en oxygène dissous et de surcharge organique (DBO) du milieu par la biomasse végétale (Jaworski et al., 1972). C'est encore davantage dans les systèmes lénétiques cependant, auxquels les cours d'eau acheminent leurs charges nutritives, que ces phénomènes prennent le plus d'ampleur et d'acuité. Aussi, avec la nécessité de limiter l'eutrophisation souvent dramatique des milieux lacustres et d'éviter tout autant les détériorations associées à une surproduction végétale dans les cours d'eau, le contrôle des apports nutritifs devient, de plus en plus, un principe d'action complémentaire à celui du contrôle de la DBO (Melkersson, 1973). Il demeure néanmoins que l'objectif premier d'une gestion de la qualité en rivière fut dans le passé, et continue d'être aujourd'hui encore, de soutenir un niveau adéquat d'oxygène dissous en réduisant la DBO des effluents urbains et industriels.

Avec les prochaines sections du présent chapitre, nous allons élaborer ces quelques principes de gestion de la qualité de l'eau en rivière. Nous rappellerons d'abord l'importance critique de l'oxygène dissous au

sein des milieux aquatiques; enchaînant sur ce postulat, nous tenterons de voir comment se pose la problématique de l'oxygène dissous en rivière en regard de la pollution organique et du surenrichissement nutritif. Cette démarche nous amènera enfin à traiter des outils d'une gestion de la qualité de l'eau en rivière, en l'occurrence les modèles d'oxygène dissous.

Cette réflexion sur la gestion de la qualité de l'eau en rivière, sur son objectif, ses principes d'action et ses outils, sans pour autant annoncer ici qu'elle puisse entièrement valoir dans un contexte québécois, nous servira dans un deuxième chapitre à poser la problématique de qualité de l'eau en rivière au Québec, et surtout, à mettre en évidence ses particularités.

## 2. La problématique de l'oxygène dissous dans les cours d'eau

### 2.1 L'oxygène dissous: support vital de la vie aquatique

L'oxygène dissous, faut-il le rappeler, tient un rôle capital au sein des milieux aquatiques. Sur le plan écologique, il est indispensable au maintien d'une biocénose diversifiée en laquelle le milieu aquatique trouve un équilibre souhaitable. La raréfaction de l'oxygène dissous, consécutive à la pollution organique du milieu, conduit à un appauvrissement marqué du spectre naturel des espèces, c'est-à-dire à une diminution dans la diversité des groupes faunistiques habituellement

présents dans un environnement aquatique inaltéré (Ouellet, 1979). Ainsi, Vivier (1969) rapporte l'exemple des travaux de Gauflin et Tarzwell aux Etats-Unis qui montrèrent chez un cours d'eau pollué par un effluent urbain que le nombre des espèces de macroinvertébrés passait de 63 en amont à 9 en aval du point de rejet des eaux usées. Le même auteur cite encore le cas de "White River" en Indiana où l'on a observé que le nombre d'espèces de coléoptères passe de 12 à 2, d'amont en aval d'une zone de pollution organique. Chez les espèces supérieures de la faune ichthyenne, les effets d'une raréfaction de l'oxygène se font sentir tout aussi durement, entraînant des réductions dans le taux métabolique, une diminution de l'aptitude à la nage et de la croissance, des migrations ou des mortalités massives. Davis (1975) propose des seuils minimum d'oxygène dissous à partir desquels diverses espèces commencent à manifester des désordres physiologiques graves. Chez les populations mixtes de poissons d'eau douce, excluant les salmonidés, ce seuil de tolérance est fixé à 3.9 mg/l (pour un taux de saturation de 73% à 18°C); chez les populations mixtes d'eau douce incluant les salmonidés, il est établi à 5.2 mg/l (pour un taux de saturation de 86% à 15°C).

A des concentrations en oxygène dissous inférieures à 1 mg/l, le milieu entre dans un état d'anoxie dont résultent de profondes perturbations (Wong et al., 1979). Sous ces conditions, la biodégradation de la matière organique s'effectue désormais par voie anaérobie, donc de façon beaucoup plus lente et moins efficace. Il s'en suit une accumulation des apports organiques qui parviennent au milieu avec les détériorations

conséquentes de coloration de l'eau, de turbidité et d'envasement. L'oxydation par voie anaérobie s'accompagne aussi d'une production de sulfure ( $H_2S$ ) à l'origine d'odeurs indésirables.

En somme, l'oxygène dissous s'avère un constituant de qualité dont dépend l'ensemble des conditions du milieu aquatique. A ce titre, il s'impose d'évidence d'en faire un objectif, un motif, à la base de la plupart des actions destinées à sauvegarder la qualité des cours d'eau.

## 2.2 La pollution organique et le surenrichissement nutritif: origine et importance

Nonobstant la diversité et la complexité des substances qui sont introduites dans les cours d'eau par les rejets d'eaux usées de toutes provenances, on doit admettre que la pollution organique et le surenrichissement nutritif constituent les composantes majeures de la pollution des cours d'eau. De fait, si l'on examine, même sommairement, les sources de pollution les plus généralisées, en l'occurrence les eaux usées domestiques, les eaux résiduaires de nombreuses industries, notamment celles des secteurs de l'agro-alimentaire et des textiles, les eaux de ruissellement urbain et les eaux de ruissellement agricole, force nous est de constater qu'elles présentent un caractère organique et nutritif dominant.

Desbordes et Ribstein (1978) définissent la nature de la charge polluante contenue dans les eaux d'égouts urbains, comprenant ici les eaux usées domestiques et les eaux résiduares des industries raccordées au réseau, selon les cinq catégories suivantes:

1. Matière organique, soluble et particulaire
2. Solides en suspension (incluant les formes particulières de la matière organique)
3. Eléments nutritifs (N et P)
4. Métaux
5. Bactéries

Le ruissellement urbain constitue aussi une charge polluante dont on a longtemps ignoré la nature et sous-estimé l'impact. Dans une récente revue des travaux effectués sur la question, Lavallée (1980) met en évidence l'importante contribution des eaux de ruissellement urbain aux apports que connaît le cours d'eau en matière organique, en phosphore et en métaux. L'auteur rapporte, entre autres, une étude effectuée en 1978 par "United State Environmental Protection Agency (USEPA)" où il apparaît que les eaux de ruissellement urbain, étudiées dans 18 villes américaines, contribuent:

1. à plus de 33% de la charge totale annuelle en DBO;
2. à plus de 33% de la charge totale en phosphore qui parvient au cours d'eau lors d'un épisode pluvieux;

Whipple et al. (1974) ont évalué la contribution du ruissellement urbain d'une petite ville résidentielle de quelque 18,000 habitants au New-Jersey. Leurs résultats sont éloquentes: au cours du mois d'août 1972, ils ont trouvé un apport quotidien moyen en phosphates par les eaux de ruissellement de 31.4 kg/j et une contribution de 160 kg/j en DBO. Or, les eaux de ruissellement urbain sont pratiquement toujours rejetées au cours d'eau sans traitement préalable. Nonobstant leurs apports appréciables en métaux, on peut voir qu'elles représentent une charge additionnelle importante en matière organique et en éléments nutritifs qui vient s'ajouter à celle des eaux sanitaires, traitées ou non.

La pollution d'origine industrielle est facilement associée au rejet de produits chimiques synthétiques, de métaux, de chaleur, etc.; une pollution que l'on pourrait en quelque sorte qualifier de "pollution dure". Chez un grand nombre d'industries cependant, les effluents conservent un caractère principalement, et souvent exclusivement, organique et nutritif. C'est le cas des industries du textile, des pâtes et papiers et, plus particulièrement encore, de l'industrie agro-alimentaire dont les rejets présentent une DBO et une teneur nutritive réputées. On peut citer parmi elles, les laiteries, fromageries, conserveries, abat-

toirs, charcuteries, brasseries, distilleries, sucreries, etc. (Couillard, 1974).

Uniquement pour le secteur laitier de l'industrie agro-alimentaire, Bernard (1980) estime à 107,600 tonnes (métriques) la charge en DBO rejetée dans les cours d'eau du Québec en 1975. Ce chiffre équivaut à la charge annuelle totale que déverseraient 35 municipalités de 56,000 habitants chacune (La Grega et Keenan, 1975). Bernard (1980) évalue également à 135 tonnes métriques, d'après Couillard (1974), la charge totale en phosphore déversée dans les cours d'eau du Québec en 1976 par les effluents de fromagerie. Quant aux industries du textile, elles rejettent des effluents très riches en azote et en phosphore, avec en plus une DBO très élevée (Couillard, 1974).

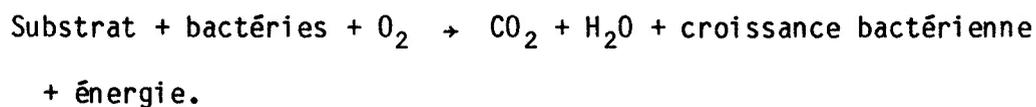
Enfin, le ruissellement agricole à partir des cultures, des parcs d'engraissement et des lieux d'entreposage des fumiers représente aussi une cause sévère de pollution des cours d'eau, d'autant plus sévère qu'il est difficile d'exercer un contrôle sur elle. Cette forme de pollution consiste essentiellement en des apports de matière organique, d'éléments nutritifs et de solides en suspension (Khaleel et al., 1979). Une littérature très abondante sur la question nous montre la contribution souvent astronomique du ruissellement agricole en DBO et en éléments nutritifs (Filip et Middlebrooks, 1976; Harms et al., 1974; Middlebrooks, 1974; Murphy, 1974). Khaleel et al., (1980) signale que près d'un tiers de la

charge polluante supportée par les cours d'eau aux Etats-Unis est imputable à l'agriculture.

### 2.3 L'impact de la pollution organique sur l'oxygène dissous: la demande biochimique en oxygène (DBO)

La présence d'une charge organique dans un cours d'eau suscite une activité hétérotrophe de biodégradation qui consomme d'importantes quantités d'oxygène dissous, dont on a vu qu'il était le constituant déterminant de l'ensemble des conditions du milieu aquatique. Cette consommation correspond à la DBO, la Demande Biochimique en Oxygène que suscite une charge organique selon sa nature. Hunter (1977) définit la DBO comme la quantité d'oxygène en mg/l consommée par les populations bactériennes aérobies sous des conditions données de température (généralement 20°C) et sur une période de temps donnée (généralement 5 ou 20 jours).

L'équation classique qui exprime cette définition est la suivante (Gates et Ghosh, 1971):



La plupart des auteurs considèrent généralement que la DBO associée aux charges organiques constitue le facteur majeur (mais non le seul toutefois) de sollicitation de l'oxygène dissous dans un cours d'eau

(Kitabatake et al., 1977; Lahoni et Adulbhan, 1977; Koivo et Phillips, 1976; Beck et Young, 1976; Middlebrooks, 1974; Clough et Bayer, 1969; Wezernak et Ganon, 1968;). Elle peut affecter la balance en oxygène dissous d'un cours d'eau jusqu'à provoquer de sévères déficits et conduire ultimement à l'instauration de conditions anaérobies. A titre d'exemple, Kowalczewski et Lack (1971) rapportent, pour la rivière Kennet en Angleterre, un déficit annuel net en oxygène dissous de  $-78 \text{ g O}_2/\text{m}^2$  imputable à la forte demande en oxygène de la charge organique supportée par cette rivière.

Il importe de bien voir, cependant, que la DBO comporte deux niveaux bien distincts. Le premier consiste dans la demande que suscite la dégradation des composés carbonés: c'est la DBO carbonée. Le second est subséquent et concerne la demande d'oxygène que suscite l'oxydation de l'azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) libéré à la suite de la dégradation des composés organiques azotés (protéines, acides aminées): c'est la DBO azotée. Cette dernière est d'ailleurs d'autant plus grande dans les milieux aquatiques pollués que des quantités appréciables de  $\text{NH}_4^+$  sont apportées avec les déversements urbains et le ruissellement agricole. Certains auteurs ont mis en évidence l'importance de la nitrification comme facteur de consommation de l'oxygène dissous (Downing et Knowles (1971); Wezernak et Gannon (1968)); O'Connor (1967) rapporte l'exemple d'échantillons d'eau naturelle où la DBO azotée comptait pour plus de 50% de la DBO totale.

L'accumulation de matière organique par sédimentation sur les fonds des cours d'eau donne également lieu à une demande d'oxygène souvent très appréciable dans le bilan d'un cours d'eau (appréciable évidemment dans la mesure de l'importance de ces dépôts). La consommation d'oxygène imputable à ces boues résulte des trois phénomènes suivants (Hunter, 1977; Fillos et Molof, 1972):

1. la biodégradation opérée par les populations bactériennes aérobies présentes à la surface de ces boues;
2. l'oxydation des substances réduites relâchées en surface à partir des couches anaérobies plus profondes;
3. la respiration métabolique des populations d'invertébrés benthiques qui colonisent ces fonds.

Au total, l'ensemble de ces sollicitations benthiques sur l'oxygène dissous prend une importance non négligeable sur le bilan de l'oxygène dans un cours d'eau. Wong et Clarke (1979) rapportent les travaux de Edwards et Owens (1961) qui montrent que la part des dépôts benthiques à la respiration totale d'un cours d'eau peut atteindre jusqu'à 70%. Rickert et al (1975) rapportent une étude effectuée sur la rivière Willamette, Ohio, en 1970 alors qu'on y mesurait une demande biochimique benthique de 12,000 à 25,000 kg/j. Sous réserve du fait que ces résultats sont particuliers et spécifiques aux milieux étudiés, ils n'en four-

nissent pas moins une indication intéressante de l'importance de la consommation benthique d'oxygène dissous.

#### 2.4 Le surenrichissement nutritif des cours d'eau, la surproduction primaire et ses effets sur l'oxygène dissous

Parmi les causes de surenrichissement nutritif des cours d'eau, nous avons déjà mentionné les apports diffus d'origine agricole (exportation à partir des cultures et des élevages d'animaux) et ceux d'origine ponctuelle (eaux usées domestiques, industrielles et pluviales). S'il est un fait désormais admis que le surenrichissement nutritif des milieux lenticques (lacs et réservoirs) donne lieu à une surproduction primaire, le même phénomène demeure encore beaucoup moins compris et documenté dans le cas des eaux courantes (Stockner et Shortreed, 1978). En raison du rôle souvent déterminant des facteurs physiques (vitesse du courant, transparence de l'eau, intensité lumineuse, substrat, température) sur la production primaire en milieux lotiques, l'effet direct des conditions nutritives s'en trouve difficile à évaluer et plusieurs auteurs soutiennent qu'on ne saurait les considérer, à l'instar des lacs ou réservoirs, comme seul facteur limitant de cette production primaire (Petersen, 1977; Fuhs, 1974; Wurhmann, 1974). Pour peu que les conditions physiques s'y prêtent cependant, on peut raisonnablement admettre qu'un surenrichissement nutritif des cours d'eau y favorise le plus souvent une production végétale excessive (Bombowna, 1977; Kawecka, 1977; Fuhs, 1974). Des cas très nombreux sont rapportés dans la littérature et pour la plupart, on a

montré qu'ils s'expliquaient principalement par un surenrichissement du milieu en phosphore.

Wetzel (1975) rapporte qu'à la faveur d'un surenrichissement nutritif, les plantes aquatiques envahissent les petits tributaires et les zones lenticules des cours d'eau principaux à la façon de communautés très denses auxquelles se mêlent des algues macroscopiques filamenteuses du genre Cladophora. Bell et Kevern (1973), tout en soulignant la difficulté d'évaluer la biomasse des macrophytes submergés et le danger d'en généraliser la mesure à tout le cours d'eau, concluent, pour les stations étudiées d'un cours d'eau pollué par des rejets urbains, que l'étendue des colonies de macrophytes est principalement déterminée par des facteurs physiques, mais que leur densité est d'abord contrôlée par le statut nutritif du milieu ambiant. Aux sites étudiés, ces mêmes auteurs ont obtenu des taux d'occupation du lit du cours d'eau par les macrophytes de 60% en été.

De même, le périphyton représente-t-il aussi une biomasse souvent considérable dans certains cours d'eau enrichis. Marker (1976) observe dans certains cours d'eau calcaires d'Angleterre des valeurs de biomasse périphytonique comparables aux valeurs maximales de biomasse phytoplanktonique rapportées pour les lacs par d'autres auteurs. Bell et Kevern (1973) concluent aussi que la production périphytonique est directement reliée aux concentrations ambiantes en éléments nutritifs. Stockner et Shortreed (1978) ont montré, pour un petit cours d'eau forestier de l'île

de Vancouver, que le fait de tripler la teneur de l'eau en P-PO<sub>4</sub>, avec ou sans augmentation semblable de N-NO<sub>3</sub>, entraînait une augmentation de quatre à huit fois la biomasse d'algues attachées (périphyton).

Pitcairn et Hawkes (1973) signalent d'autre part le cas de nombreux cours d'eau affectés par une surabondance d'algues filamenteuses du grand groupe des algues vertes, plus précisément celles du genre Cladophora. A la suite de leurs travaux, ces auteurs soutiennent que le phosphore est directement responsable de leur surcroissance et que ce phénomène est souvent inévitable chez les cours d'eau soumis à des rejets urbains (apports nutritifs ponctuels).

La surproduction primaire constitue en soi une forme marquée de détérioration des cours d'eau. Sur le plan esthétique et récréatif, la présence de populations massives d'algues et de plantes aquatiques se présente comme une dégradation évidente du milieu (Campbell et al., 1976). Elles peuvent en outre donner à l'eau un goût et une odeur nettement indésirables lorsqu'il s'agit de l'utiliser à des fins potables (Petersen, 1977).

Mais encore, la biomasse primaire constitue aussi un important facteur de sollicitation sur l'oxygène dissous. La littérature nous montre en effet que la respiration végétale est à l'origine de fluctuations diurnes très marquées de l'oxygène dissous dans les cours d'eau. Il s'avère que même si le bilan journalier net de l'oxygène dissous est

positif, il peut accuser un déficit sévère la nuit, alors que d'importantes quantités d'oxygène sont consommées par les algues et les plantes aquatiques (Wong et Clark, 1979; Simonsen et Harremoës, 1978; Beck, 1978; Rutherford, 1977; Walski et Curran, 1976; Dufler et Dorris, 1966; O'Connell et Thomas, 1965). L'exemple le plus éloquent, à cet effet, est celui que nous livrent O'Connell et Thomas (1965) à la suite de leurs travaux sur la rivière Truckee au Nevada. Les auteurs ont d'abord observé qu'en aval du point de rejet des eaux usées traitées de la ville de Reno, les algues benthiques de l'espèce Oscillatoria sp couvraient complètement le fond du cours d'eau en été. Ils ont ensuite vérifié l'impact de ces communautés en mesurant des concentrations maximales de jour en oxygène dissous de 13 mg/l et minimales la nuit de 3.5 mg/l!

Alors qu'il se dégage de la littérature une nette tendance à considérer la DBO des rejets organiques comme le principal facteur de sollicitation de l'oxygène dissous, d'autres auteurs ont donc insisté sur l'importance réelle de la respiration végétale dans le bilan journalier de l'oxygène dissous d'un cours d'eau. Kowalczewski et Lack (1971) ont montré que la respiration végétale était le principal facteur responsable de la consommation d'oxygène dans les sections étudiées de la rivière Tamise en Angleterre; Owens et Maris (1964) montrent que 70% de la consommation d'oxygène de la rivière Ivel, un petit cours d'eau également en Angleterre, est imputable aux communautés de macrophytes; Wong et Clark (1979) constatent de même que la respiration des plantes aquatiques (ma-

crophytes) compte pour plus de 70% de la respiration totale qui s'accomplit dans la rivière Thames en Ontario.

Il faut voir par ailleurs que la biomasse végétale d'un cours d'eau constitue ultimement une charge organique autochtone disponible à la biodégradation, donc une DBO additionnelle importante qui vient s'ajouter à la DBO, d'origine anthropique pour solliciter encore davantage l'oxygène dissous. Jaworski et al., (1972) mentionnent à cet effet que la DBO représentée par la biomasse végétale en amont de l'estuaire du Potomak est supérieure encore à celle qui résulte du déversement des eaux usées dans cette section du cours d'eau.

## 2.5 La faculté d'auto-épuration

Après avoir traité des facteurs de sollicitation de l'oxygène dissous, qu'on pourrait aussi appeler facteurs de désoxygénation, il s'impose maintenant de traiter leurs antagonistes, c'est-à-dire les facteurs de réoxygénation. Il est question ici:

1. de la réaération physique qui s'effectue par diffusion dans l'eau de l'oxygène atmosphérique. Cette réoxygénation s'opère dans la mesure de la turbulence à laquelle donne lieu la dénivellation du cours d'eau et dans la mesure des conditions de température et de déficit du moment et de l'endroit (Fok et al., 1972);

2. de la production d'oxygène qui résulte de la phase lumineuse de la photosynthèse accomplie par la biomasse primaire.

Ces deux mécanismes permettent au cours d'eau de renouveler sa ressource en oxygène dissous et de compenser par là, dans une certaine mesure, les pertes encourues par la biodégradation de la matière organique (DBO carbonée, DBO azotée), la respiration benthique et la respiration de la biomasse primaire. De cette façon, il devient possible pour le cours d'eau de soutenir un processus continu d'oxydation aérobie de la matière organique, processus qui consomme de l'oxygène, et d'assurer par là une élimination naturelle et continue des charges organiques introduites dans le milieu: c'est ce que l'on désigne communément comme le pouvoir d'auto-épuration d'un cours d'eau. L'un des principes importants de la gestion de la qualité de l'eau en rivière consiste précisément à exploiter le pouvoir d'auto-épuration des cours d'eau pour minimiser le coût du traitement des rejets organiques à l'échelle d'un bassin versant.

## 2.6 Synthèse de la problématique de l'oxygène dissous en rivière

Dans le cas de cours d'eau soumis à des apports organiques et nutritifs résultant d'activités agricoles, de rejets domestiques urbains et de certains rejets industriels (particulièrement ceux des secteurs de l'agro-alimentaire et du textile), on peut donc suggérer de comprendre ou de conceptualiser le phénomène de la pollution de l'eau par les interac-

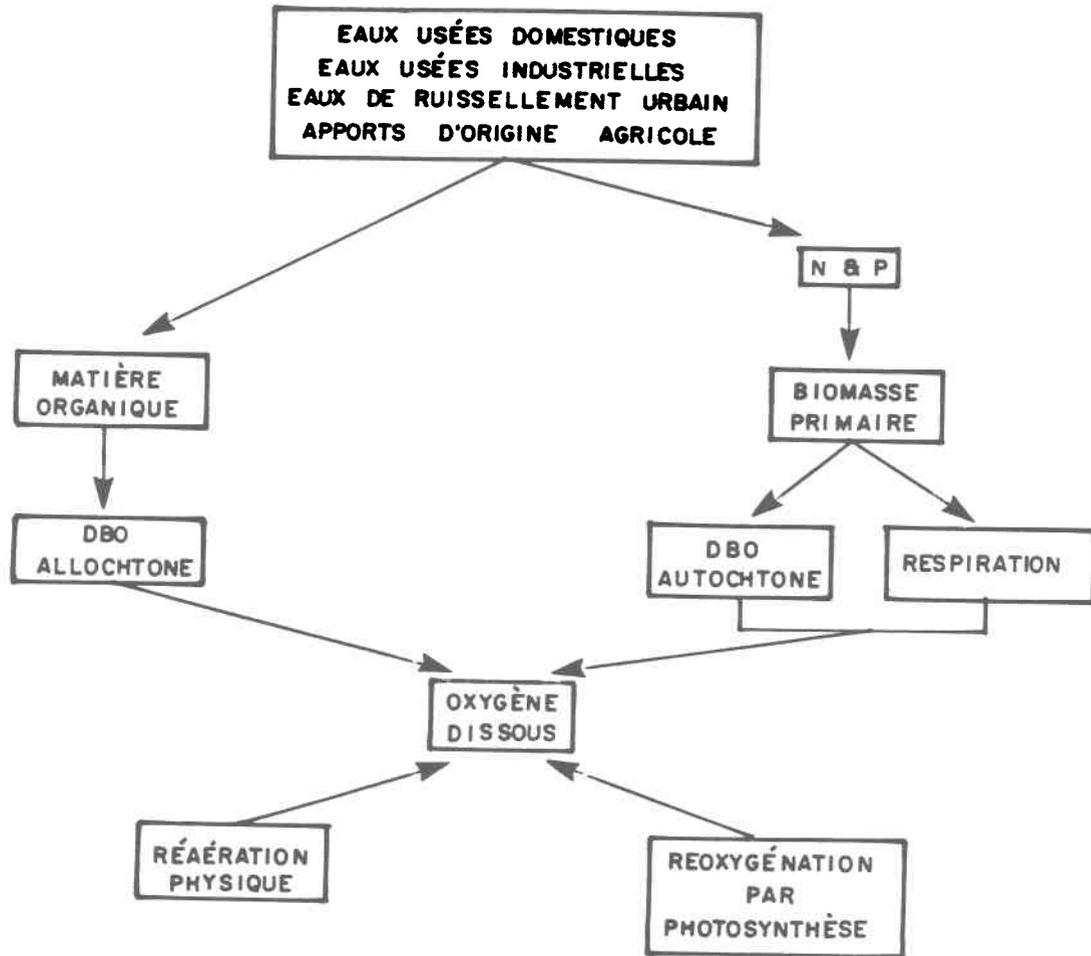


Figure 1: Schéma de la problématique de l'oxygène dissous en rivière.

tions simultanées de la DBO et de la biomasse primaire sur l'oxygène dissous, constituant de qualité déterminant de l'ensemble des conditions du milieu aquatique. Le schéma qui suit résume ces interactions déjà décrites dans les sections précédentes.

Cette approche nous conduit spontanément à envisager une stratégie de gestion de la qualité de l'eau en rivière sur la base d'un contrôle simultané de la DBO et des apports en substances nutritives. En effet, une action exclusivement dirigée sur la réduction des apports en DBO ne saurait produire qu'un résultat de qualité partiel, considérant ici les détériorations esthétiques associées à une surproduction primaire et ses effets sur l'oxygène dissous.

En dépit de cette logique, la littérature nous montre une pratique de gestion de la qualité de l'eau en rivière qui, jusqu'à tout récemment tout au moins, privilégie une action sur la DBO des rejets municipaux et industriels.

Ce principe d'action, évidemment, n'en conserve pas moins toute sa justification intrinsèque, même s'il est appliqué sans le contrôle concomitant des apports nutritifs présents dans les rejets urbains et industriels. D'une justification ou d'une nécessité plus récente, le principe du contrôle des apports nutritifs à partir des rejets d'eaux usées doit

plutôt nous apparaît comme une action complémentaire, mais non moins requise dans l'optique d'une gestion intégrale de la qualité de l'eau en rivière.

### 3. Quelques-uns des principaux outils de gestion de la qualité de l'eau en rivière

#### 3.1 Le contrôle des apports en DBO et les modèles d'oxygène dissous

L'hypothèse selon laquelle la DBO des charges organiques imposées au cours d'eau constitue le principal facteur de sollicitation de l'oxygène dissous domine toute la littérature relative à la gestion de la qualité de l'eau en rivière, même jusqu'à la plus récente. En raison de l'importance des charges en DBO apportées au cours d'eau par les eaux urbaines et de la facilité d'exercer un contrôle sur elles, l'enlèvement de la DBO à partir des effluents urbains est, en conséquence, devenu le principe d'action maître de la gestion de la qualité de l'eau en rivière.

Etant donné les coûts ou sacrifices économiques que comporte l'enlèvement de la DBO à partir des effluents urbains, étant donné aussi le pouvoir d'auto-épuration d'un cours d'eau, c'est-à-dire d'un point de vue de gestion sa capacité à éliminer sans frais (\$) une certaine charge organique, la question qui se pose alors aux gestionnaires est de savoir quel degré de contrôle est-il suffisant de prendre pour conserver au cours d'eau une qualité souhaitable?

**"The question to be answered is: given a set of standards that specify minimum dissolved oxygen concentrations in various parts of a stream, what amount of BOD removal shall be required from the**

**dischargers for the dissolved oxygen standards to be met at a minimum cost of treatment" (Liebman & Lynn, 1966).**

C'est précisément à la suite d'une telle question que les modèles d'oxygène dissous trouvent tout l'intérêt et toute la signification de leurs applications.

En décrivant et en simulant mathématiquement les interactions entre, d'une part, les facteurs de désoxygénation de l'eau (DBO carbonée et azotée), respiration benthique et végétale) et d'autre part, les facteurs de réoxygénation (réaération physique et photosynthèse), les modèles d'oxygène dissous permettent d'évaluer la réponse de ce constituant de qualité à diverses intensités de sollicitation par la DBO. Cela revient en fait à établir la charge organique qu'un cours d'eau peut admettre sans préjudice pour l'oxygène dissous et partant, à rationaliser économiquement le choix des moyens et des degrés de contrôle à mettre en place pour réduire la DBO des charges organiques rejetées au cours d'eau. C'est précisément à ce titre que les modèles d'oxygène dissous deviennent des instruments de gestion de la qualité de l'eau en rivière. Pour mieux comprendre l'utilité de ces modèles comme outil de gestion, on peut utiliser cet exemple didactique pour en illustrer simplement les applications.

Imaginons un cours d'eau qui reçoit des effluents organiques en quatre (4) points de son parcours (quatre villes par exemple). Un modèle d'oxygène dissous permet de prédire, entre chacun de ces points, le comportement de l'oxygène dissous soumis aux interactions déjà vues - DBO (carbonée et azotée), respiration benthique et végétale, réaération physique et biologique - lesquelles sont elles-mêmes dépendantes des conditions physiques de débit et de température. Dans l'optique d'une gestion rationnelle et d'une allocation optimale des ressources économiques, l'application d'un tel modèle permet:

1. d'identifier celui ou ceux de ces points de rejets dont les charges organiques (DBO) sont les plus critiques pour le cours d'eau.
2. de dimensionner adéquatement en ces points les ouvrages de traitement requis, c'est-à-dire d'établir le degré d'abattement de DBO nécessaire pour rencontrer les normes en oxygène dissous.
3. de prédire ou d'apprécier l'effet d'une amélioration dans l'efficacité des systèmes de traitement déjà en place.

Classique dans la littérature, le modèle proposé par Streeter & Phelps en 1925 constitue la version la plus simple d'un modèle d'oxygène dissous. Il en décrit la dynamique uniquement en fonction de la DBO carbonée et de la réaération physique (Dobbins, 1964). A mesure, toute-

fois, qu'on a montré l'importance des autres interactions sur l'oxygène dissous - DBO azotée, respiration benthique, respiration végétale - et qu'il est devenu possible de les décrire mathématiquement, les modèles d'oxygène dissous se sont élargis pour les prendre en compte et améliorer par là leur représentation du comportement de l'oxygène dissous dans un cours d'eau.

### 3.1.1 Le modèle de Streeter & Phelps (1925)

En 1925, Streeter et Phelps ont les premiers proposé une représentation mathématique de la dynamique de l'oxygène dissous soumis à la DBO carbonée d'une charge organique introduite dans un tronçon de rivière. Ce modèle est devenu classique dans la littérature qui traite de gestion de la qualité de l'eau en rivière (Young et al., 1976). Bien qu'on lui reconnaisse certaines faiblesses (Gates et al., 1969), plusieurs auteurs n'en maintiennent pas moins que ce modèle fournit des résultats suffisants et acceptables pour en faire un instrument de gestion. Même encore aujourd'hui, ce modèle connaît de larges applications dans sa version originale (Adamczyk et al., 1978; Lahoni et Adulbhan, 1977; Couillard et Pedneault, 1974).

En raison de son importance, nous avons jugé pertinent d'en présenter le développement en annexe (Annexe I). Nous n'en donnons ici que l'écriture.

Le modèle s'écrit:

$$D_t = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_0 e^{-K_2 t} \quad [I]$$

où:

$D_t$  , le déficit en oxygène dissous ( $C_s - C$ ) au temps  $t$ , en mg/l;

$K_1$  , le coefficient de consommation d' $O_2$  due à la DBO carbonée (aussi appelé coefficient de dégradation) en jours<sup>-1</sup>;

$K_2$  , le coefficient de réaération physique, jours<sup>-1</sup>;

$L_0$  , DBO carbonée initiale, en mg/l;

$D_0$  , déficit initial en oxygène dissous ( $C_s - C_0$ );

$t$  , temps en jours;

$e$  , représente l'exponentielle (base  $e$ ) de l'argument indiqué.

$K_1$  et  $K_2$  sont déterminés empiriquement (Hunter, 1977; Couillard et Pedneault, 1974; Zanoni, 1967; Dobbins, 1964)

L'équation I permet donc de connaître le déficit d'oxygène dissous provoqué par une charge organique donnée (DBO) ou, inversement, d'établir la charge organique (DBO) susceptible de causer un déficit critique (voir annexe I).

Dans sa formulation, le modèle de Streeter et Phelps comporte cependant les faiblesses suivantes (Bernier, 1971).

- 1- Il ne considère que la DBO carbonée et néglige la DBO azotée (consommation d'oxygène qui résulte de la nitrification);
- 2- Il néglige la consommation d'oxygène dissous suscitée par la respiration benthique;
- 3- Il néglige la consommation d'oxygène dissous suscitée par la respiration des algues et des plantes aquatiques;
- 4- Il néglige la production d'oxygène par photosynthèse.

Le modèle de Streeter et Phelps apparaît donc comme une représentation très partielle de la dynamique de l'oxygène dissous, et particulièrement en regard des fluctuations diurnes marquées dont la biomasse primaire peut être à l'origine dans certains cours d'eau.

### 3.1.2 Le modèle d'O'Connor et Ditoro (1970)

Les travaux de Dobbins (1964), O'Connor (1967) et subséquemment O'Connor et Ditoro (1970) ont marqué d'importants progrès dans la représentation mathématique des processus qui agissent sur l'oxygène dissous en rivière. Les travaux de ces auteurs sont d'ailleurs à l'origine des nombreux autres développements dont les modèles d'oxygène dissous ont fait l'objet au cours des récentes années (Koivo et Phillips, 1976; Weatherbe, 1976; Kingscott, 1976).

Dobbins (1964) améliore le modèle proposé par Streeter et Phelps en y introduisant de nouvelles constantes pour prendre en compte les pertes de DBO par sédimentation de la matière organique le long du cours d'eau, les gains de DBO par remise en suspension et par les apports de ruissellement et la production d'oxygène par photosynthèse. Il suggère à cette fin d'estimer ces constantes en résolvant les équations du modèle de Streeter et Phelps pour des conditions limites.

Avec les travaux de O'Connor et Ditoro (1970), la représentation mathématique des interactions du milieu sur l'oxygène dissous devient plus complète et davantage conforme à la physique des processus. Ces auteurs proposent un modèle qui décrit la dynamique de l'oxygène dissous à partir d'une équation différentielle de continuité dérivée du principe de conservation de masse. Pour fins d'application, ils considèrent un

cours d'eau unidimensionnel pour lequel l'advection est la seule composante importante du flux de matière.

Le modèle s'écrit:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{Q}{A} \cdot \frac{\partial C}{\partial x} + K_a (C_s - C) - K_d L(x) - K_n N(x) + P(x,t) \quad (\text{II})$$
$$- R(x) - S(x)$$

où:  $C$  = concentration d'oxygène dissous;

$Q$  = débit;

$A$  = section transversale;

$C_s$  = concentration à saturation d'oxygène dissous;

$K_a$  = coefficient de réaération;

$K_d$  = coefficient de dégradation (de la DBO carbonée);

$L(x)$  = DBO carbonée en une distance  $x$ ;

$$= L_0 e^{-K_a (x/v)}$$

$K_n$  = coefficient de nitrification ou d'oxydation de l'azote ammoniacal;

$N(x)$  = DBO azotée en une distance  $x$ ;

$$= N_0 \cdot e^{-K_m(x/V)}$$

$P(x,t)$  = oxygène produit par photosynthèse;

$R(x)$  = oxygène consommé par la respiration végétale;

$S(x)$  = oxygène consommé par les dépôts benthiques;

On peut voir que la formulation de ce modèle prend en compte toutes les interactions que subit l'oxygène dissous. Notons, d'autre part, que la production d'oxygène par photosynthèse  $y$  est décrite dans le temps (jours) par une fonction sinus.

### 3.2 Le contrôle des apports nutritifs et les modèles de phosphore en rivière

Le contrôle des apports nutritifs en rivière apparaît invariablement comme une intervention de deuxième priorité, subséquente à celle du contrôle de la DBO des rejets organiques, conformément à la perception générale voulant que cette DBO constitue la cause majeure de détérioration des cours d'eau. Le plus souvent aussi, cette mesure apparaîtra trouver

ses motifs ou ses raisons davantage dans les objectifs de gestion de la qualité de l'eau en milieux lacustres que dans ceux plus spécifiques aux eaux courantes. En effet, avec la parution du traité de Vollenweider en 1968, le contrôle des apports en phosphore est devenu le principe de base d'une gestion de la qualité de l'eau en milieux lacustres et c'est très souvent dans le cadre de ce principe que l'on vient inscrire le contrôle des apports nutritifs en rivière ou que l'on vient en référer la justification. C'est ainsi, pour ne donner que cet exemple, que Rollick et Uttormark (1972) discuteront de la nécessité de contrôler les apports nutritifs d'origine urbaine et industrielle en rappelant que la contribution de ces sources ponctuelles au budget nutritif des lacs Ontario, Michigan et Erié est respectivement de 57%, 66% et 70%.

S'il est fréquent que le contrôle des apports nutritifs en rivière prenne pour objectif la qualité des milieux lacustres plutôt que celle des cours d'eau eux-mêmes, il demeure néanmoins que de plus en plus de problèmes de surproduction primaire sont rapportés en milieux lotiques et qu'en conséquence cette mesure peut désormais trouver sa justification non plus seulement pour les lacs et réservoirs. D'ailleurs, il est fort à propos ici de reprendre ce concept énoncé par Stumm et Leckie (1970) pour illustrer cette nécessité de faire du contrôle des apports nutritifs en rivière un objectif non seulement pour la qualité des lacs, mais des cours d'eau eux-mêmes:

"Such enrichment in nutrients, principally N & P, in a body of water may lead to a disturbance of the balance between photosynthetic activity and respiratory activity. Stream pollution may be interpreted as a departure from such a balance" (Stumm et Leckie, 1970)

De fait, nous avons déjà discuté aux sections précédentes les aspects de ce déséquilibre occasionné dans un cours d'eau par une surproduction primaire:

- chute nocturne d'oxygène dissous imputable à la respiration végétale
- surcharge organique du milieu dont résulte une DBO additionnelle

La nécessité donc de limiter l'eutrophisation accélérée et souvent dramatique des lacs et réservoirs, et d'éviter tout autant ces mêmes détériorations dans les cours d'eau, a vite favorisé l'implantation de systèmes de traitement destinés à réduire la charge en phosphore des effluents urbains et industriels (Wong et al., 1979; Roeder, 1977; Melkersson, 1973).

Suite à un tel principe d'action, des modèles mathématiques ont été conçus et développés pour prédire les profils de concentrations en phosphore en rivière et permettre par là de rationaliser et d'évaluer le

contrôle des apports nutritifs effectué sur les effluents urbains et industriels (Rosendahl et Whaite, 1978; Aiba et Otake, 1977).

Des modèles de phosphore ont également été développés pour être utilisés en conjonction avec des modèles d'oxygène dissous très sophistiqués. Ils sont alors couplés à des modèles qui simulent l'évolution de la chlorophylle-a en fonction des éléments nutritifs, de façon à traduire ensuite l'incidence de la biomasse primaire sur l'oxygène dissous (Jaworski et al., 1972).

## CHAPITRE II

### La problématique de la qualité de l'eau en rivière au Québec

#### 1. Les rivières du Québec et leurs problèmes

Au moment d'envisager la problématique de la qualité de l'eau en rivière au Québec, nous convenons d'abord d'en écarter la région de Montréal, c'est à dire ici le complexe hydrographique du St-Laurent formé par les lacs St-François, St-Louis, des Deux-Montagnes, les rivières des Prairies, des Mille-Iles, Châteauguay et le fleuve St-Laurent lui-même. Certes, on pourra penser que de cette façon on ampute la problématique de son membre principal, mais il demeure d'une part, que la région de Montréal n'est pas la seule à connaître des problèmes de qualité et que d'autre part, les problèmes de cette région forment en soi un système qu'il n'est pas nécessaire de traiter en relation étroite avec le système-problème des autres bassins du Québec.

Le complexe hydrographique du St-Laurent étant exclu, c'est donc dans des bassins faiblement peuplés, peu industrialisés, dominés par l'agriculture et ses industries connexes, qu'il faut chercher notre problématique de la qualité de l'eau en rivière au Québec. Déjà l'on a reconnu dans cette mise en situation qu'il est question des bassins des rivières Etchemin, Chaudière, Bécancour, Nicolet, St-François, Yamaska,

Richelieu, Assomption et du Nord. Le plus typique d'entre eux demeure probablement le bassin de la rivière Yamaska, quoique les autres n'en partagent pas moins, à des degrés divers, la même problématique de qualité et, du même coup aussi, la même stratégie de gestion susceptible de s'appliquer.

Dans une série de publications récentes sur l'importance de l'eau dans le développement et l'aménagement des régions du Québec, l'Office de Planification et de Développement du Québec (OPDQ, 1979) y va d'une synthèse détaillée de l'ensemble des problèmes de qualité qui se posent sur ces cours d'eau. Il en ressort deux problèmes de fond qui s'avèrent constituer les pièces maîtresses de la problématique de qualité de l'eau en rivière au Québec:

- a) Une pollution organique chronique imputable aux rejets non traités des centres démographiques et des industries des secteurs de l'agro-alimentaire, des textiles et des pâtes et papiers.

En effet, la plupart des petites et moyennes municipalités de ces bassins n'effectuent aucun traitement de leurs eaux usées (OPDQ, 1979; SPEQ, 1978). Les industries agro-alimentaires et textiles, très nombreuses, ne sont pas davantage dotées des installations nécessaires au traitement de leurs rejets (OPDQ, 1979). Il en résulte pour tous ces cours d'eau des problèmes généralisés, et souvent très aigus, de couleur, de turbidité et d'envasement. L'OPDQ (1979) rapporte aussi des cas de raréfaction d'oxygène dissous sur

les rivières Yamaska, Richelieu, Chaudière, Assomption et du Nord; il ne s'agit toutefois pas de déficits généralisés, mais localisés à l'aval immédiat de certains centres urbains d'importance.

- b) Un surenrichissement nutritif généralisé dans le cas de plusieurs de ces cours d'eau ou localisé dans le cas de certains autres. Cet état de surenrichissement nutritif est encore imputable aux déversements municipaux et industriels, de même, cette fois, qu'à l'agriculture dans une proportion importante (exportation à partir des cultures, des parcs d'engraissement et des lieux d'entreposage des fumiers).

Par leurs travaux sur les rivières St-François et Yamaska, deux bassins très représentatifs de notre problématique, Campbell et al., (1976) ont particulièrement mis en évidence cet état de surenrichissement nutritif. Pour la rivière Yamaska, ces travaux ont montré un surenrichissement nutritif généralisé, sinon excessif en maints endroits: les concentrations dans la plupart des échantillons recueillis sur ce cours d'eau excèdent la concentration limite de 0.03 mg P/l en phosphore inorganique pour laquelle on peut s'attendre à une surabondance de végétation aquatique là où les conditions physiques sont propices. De même en est-il des concentrations en azote, bien qu'on ait montré à cet égard que l'enrichissement des eaux de la Yamaska en phosphore est tel, que l'azote agit souvent comme facteur limitant de la production primaire. Quant à la rivière St-François, les problèmes d'enrichissement nutritif se sont révélés moins sévères, plus localisés, mais non moins réels.

Sur la rivière Bécancour, l'OPDQ (1979) rapporte des concentrations de 0.51 mg PO<sub>4</sub>/l en aval de Thetford Mines, de 1.04 mg/l en aval de Plessisville et de 9.50 mg PO<sub>4</sub>/l en aval de Princeville! Sur les 30 derniers kilomètres des rivières St-Esprit et Achigan, deux tributaires de la rivière Assomption, l'OPDQ rapporte encore des concentrations variant de 0.2 à 2 mg PO<sub>4</sub>/l. De façon générale pour tous les cours d'eau, les mêmes auteurs diagnostiquent un état de surenrichissement semblable.

Sous-jacents à ces deux problèmes de fond, viennent ensuite des problèmes plus particuliers, spécifiques à chaque cours d'eau selon la nature des activités humaines, l'utilisation du territoire et l'hydrographie du bassin. Parmi ceux-là, on relève (OPDQ, 1979):

- la contamination des eaux par les pesticides, le mercure et l'intoxication résultante des poissons: cas du Richelieu, de la Chaudière et de la rivière du Nord;
- l'érosion intensive, l'augmentation de la charge en sédiments et de la turbidité consécutives aux pratiques très répandues de drainage agricole et de redressement des cours d'eau;
- inondations des zones habitées par les rivières Chaudière, Bécancour, Richelieu et du Nord;
- étiages sévères responsables de pénuries d'eau: cas de la rivière Yamaska;

- pollution par l'industrie chimique: cas du Richelieu;
- toxicité associée à la présence de métaux en concentrations élevées: cas des rivières St-François et Yamaska et Richelieu;
- déversements illicites de fumiers d'élevage dans les cours d'eau et déficiences dans les systèmes d'entreposage de ces fumiers.

Nous considérons, cependant, que ces problèmes spécifiques doivent faire l'objet de mesures qui sont complémentaires à une stratégie d'actions de base qui concerne en priorité la pollution organique et le sur-enrichissement nutritif; stratégie qui se doit, en outre, d'être en adéquation avec la dynamique éco-climatique de nos cours d'eau.

Nous pouvons maintenant reprendre la problématique de qualité des cours d'eau déjà nommés et la poser de façon plus analytique à travers deux (2) hypothèses successives. Ces hypothèses nous amèneront ensuite à dégager une stratégie d'intervention appropriée à cette problématique.

## 2. La problématique de qualité de l'eau en rivière selon 2 hypothèses

### 2.1 Première hypothèse: L'impact mitigé de la DBO des charges organiques sur l'oxygène dissous

En dépit du fait qu'ils reçoivent des charges organiques relativement appréciables par les déversements d'eaux usées domestiques et indus-

trielles, les cours d'eau en bassins agricoles au Québec ne souffrent généralement pas de déficits critiques en oxygène dissous. Il faut voir en effet qu'en raison des conditions éco-climatiques propres à nos régions, l'oxygène dissous devient relativement peu sensible aux effets (DBO) d'une pollution organique (Cluis et al., 1979). Sur près de six mois de l'année, entre octobre et mars, les basses températures de l'eau ralentissent considérablement les processus de biodégradation de la matière organique (Zanoni, 1967). Au printemps, entre mars et juin, les débits considérables provoqués par la fonte des neiges assurent aux cours d'eau un volume de dilution et une capacité de transport qui annulent à toute fin pratique l'impact des déversements organiques. Parallèlement, l'effet des basses températures et des débits de crue se double d'une augmentation du taux de saturation et de la turbulence, ce qui accroît d'autant le pouvoir d'auto-épuration des cours d'eau. En somme, durant ces quelque huit mois de l'année, la consommation d'oxygène dissous que susciteraient, en d'autres temps et sous d'autres conditions, la DBO des charges organiques se trouve considérablement réduite.

L'impact de la pollution organique sur l'oxygène dissous, paramètre intégrateur de la qualité de l'eau, n'est donc significatif que sur la courte période de l'été, alors que les températures plus chaudes et les faibles débits d'étiage rendent très effectifs tous les mécanismes de sollicitation de l'oxygène dissous (cf. : chapitre I, section 2.3). Or, il s'avère que même sous ces conditions, les cours d'eau en bassins agricoles au Québec conservent, dans leur ensemble, des concentrations en

oxygène dissous qui satisfont aux normes de qualité proposées par USEPA (1973) Wong et Clark, 1979).

A cet effet, nous avons examiné les mesures d'oxygène dissous recueillies par le Service de Qualité des Eaux du ministère de l'Environnement sur les rivières Chaudière, Yamaska et St-François (voir annexe III). Hormis quelques cas localisés de déficits critiques, la plupart de ces cours d'eau maintiennent (aux lieux d'échantillonnage) des concentrations journalières en oxygène dissous supérieures aux normes établis par USEPA en 1973 (Wong et al., 1979).

Evidemment, ces valeurs d'oxygène dissous ont été mesurées le jour, précisément durant la période de production d'oxygène par photosynthèse de la biomasse primaire. Elles ne nous renseignent donc en rien sur l'ampleur des fluctuations diurnes susceptibles de se produire et qu'il faut attribuer non plus à la DBO, mais bien à la respiration végétale. Voilà ici un phénomène auquel il convient d'accorder beaucoup d'importance. Rappelant le rôle capital que tient l'oxygène dissous dans les milieux aquatiques, on ne peut prétendre que ce rôle soit moins important la nuit que le jour et admettre, partant, de concevoir de qualité de l'eau en rivière uniquement en fonction des conditions qui se produisent le jour. Plusieurs auteurs ont déjà montré, par leurs travaux, que la respiration végétale en rivière peut abaisser les concentrations nocturnes en oxygène dissous en deçà des seuils critiques connus et tous s'entendent à reconnaître les incidences dommageables de telles fluctuations (cf. : chapitre I, section 2.4).

## 2.2 Deuxième hypothèse:

### Vraisemblance d'une surproduction primaire dans les cours d'eau en bassins agricoles au Québec

Il est montré que les mécanismes de production primaire en eaux courantes sont souvent gouvernés de façon prépondérante par des facteurs physiques plutôt que par les seuls facteurs chimiques, si bien qu'il peut être hasardeux de vouloir juger du niveau de production primaire d'un cours d'eau sur la seule base des conditions nutritives qui y prévalent. Dans le cas, cependant, des cours d'eau en bassins agricoles au Québec, nous sommes justifiés de présumer qu'une biomasse primaire surabondante puisse se développer, précisément en raison du fait qu'ils allient un état de surenrichissement nutritif à des conditions physiques généralement favorables. Il est clair en effet qu'à partir du moment où les cours d'eau de la rive sud quittent les Appalaches pour entrer dans la plaine du St-Laurent, les zones lenticues peu profondes, i.e. les zones d'écoulement lent et de sédimentation, se font de plus en plus fréquentes et constituent, à la faveur d'un surenrichissement nutritif, autant d'habitats physiques propices au développement de communautés végétales importantes (Pierre Auger, biologiste, SPEQ; communication personnelle).

A l'appui de cette hypothèse, nous ne pouvons malheureusement nous référer à des études quantitatives de biomasse primaire (périphyton, macrophytes, phytoplancton) sur les rivières du Québec, puisque rares sont celles qui existent ou qui ont été publiées. Voilà d'ailleurs une lacune sérieuse à l'élaboration d'une stratégie de gestion de la qualité

de l'eau en rivière, rappelant ici l'impact de cette biomasse végétale sur la qualité esthétique du milieu et son incidence sur l'oxygène dissous. La principale étude qui ait été produite en cette matière est celle de Bélanger (1977) effectuée sur la rivière du Nord. Cette étude nous fournit un relevé systématique de la végétation aquatique présente dans le cours d'eau. Dans la partie agricole de son bassin, i.e. de St-Jérôme à Lachute, la rivière du Nord est caractérisée par une présence généralisée de macrophytes (plantes aquatiques) et par une biomasse d'algues surabondante. Sur quatre kilomètres en aval de St-Jérôme (qui rejette ses eaux urbaines sans traitement préalable), les auteurs ont constaté un envahissement du cours d'eau par les macrophytes; de St-Jérôme jusqu'à son embouchure, ils ont en outre relevés des concentrations estivales moyennes en chlorophylle-a de  $30 \text{ mg/m}^3$ , ce qui excède largement les concentrations critiques de 5 à  $9 \text{ mg/m}^3$  caractéristiques d'un milieu lacustre eutrophe (Rigler, 1975) et considérées par les auteurs comme très élevées pour un cours d'eau.

Cette situation est comparable à celle que rapportent Simonsen et Harremoës (1978) pour plusieurs cours d'eau du Danemark et pour lesquels ils ont montré que la biomasse primaire abaissait les concentrations nocturnes en oxygène dissous en-deçà des seuils critiques connus. Evidemment, cette végétation aquatique surabondante constitue en outre une détérioration esthétique marquée en même temps qu'une nuisance générale à l'utilisation du cours d'eau.

On ne peut certes généraliser le cas de la rivière du Nord à l'ensemble des cours d'eau en bassins agricoles du Québec. Néanmoins, l'analogie qu'elle présente avec ces autres cours d'eau (agriculture, déversements urbains et industriels) nous fournit une indication valable de la situation susceptible de prévaloir ailleurs. Mentionnons aussi le cas de la rivière Yamaska Nord qui fut également étudié par Bélanger (1979). Sur la base de mesures de la chlorophylle-a et du potentiel autotrophe, l'auteur met en évidence que la production phytoplanctonique est élevée tout au long de ce cours d'eau. Dans le cas d'autres cours d'eau en bassins habités au Québec, les quelques données disponibles sur la chlorophylle-a ont été rassemblées à l'annexe IV. Bien que ces données éparses ne peuvent soutenir une bonne interprétation, on constate néanmoins que toutes peuvent être qualifiées de très élevées si l'on s'en réfère à la cotation actuellement utilisée par le Service Qualité des Eaux pour caractériser l'importance de la biomasse d'algues en rivière (Bélanger, 1979).

Plusieurs autres observations peuvent également être évoquées pour confirmer l'existence de problèmes de surproduction primaire dans les cours d'eau surenrichis en bassins agricoles au Québec. Régulièrement en été, les équipes de terrain du Service Qualité des Eaux du ministère de l'Environnement rapportent des manifestations visuelles de la biomasse primaire dans ces cours d'eau (Pierre Auger, biologiste, MEQ; communication personnelle).

Cluis et al. (1979) font état de symptômes de surproduction primaire dans certains cours d'eau du Québec lors des mois d'été. Lors d'une tournée de terrain effectuée sur la Yamaska en 1977, des chercheurs de l'INRS-Eau constatent visuellement une surabondance de périphyton dans le tronçon principal entre Farnham et Douville (OPDQ, document interne). De même, l'OPDQ (1979) diagnostique une productivité biologique très forte (prolifération d'algues et de plantes aquatiques) sur l'ensemble des tronçons et des tributaires de la Yamaska. En juillet 1980, l'auteur constate lui-même sur le tronçon de la rivière Yamaska compris entre St-Damase et St-Hyacinthe la présence de grandes populations de plantes aquatiques de la famille des Lemnacées (genre Lemma) formées par les vents en nappes nombreuses et très étendues à la surface de l'eau. Ces plantes aquatiques sont caractéristiques des eaux très lentes, stagnantes; certaines espèces ne se manifestent en surface que momentanément durant la floraison, mais n'en persistent pas moins dans le milieu, demeurant submergées pour la plus grande partie de leur vie (Marie-Victorin, 1964). Dans le cas de la rivière Richelieu, l'OPDQ (1979) rapporte une surcroissance d'algues dans plusieurs de ses tributaires et la présence abondante de macrophytes sur les berges du cours d'eau principal. Les mêmes auteurs rapportent aussi des problèmes généralisés de surproduction primaire dans la rivière Assomption et ses tributaires.

### 3. Implications sur l'élaboration d'une stratégie d'actions

En vertu de la première hypothèse énoncée, on retient que, dans l'ensemble, l'oxygène dissous n'est pas affecté de façon critique par la

DBO des rejets organiques industriels et urbains. Par ailleurs, on retient en deuxième hypothèse que plusieurs cours d'eau en bassins habités connaissent une surproduction primaire importante qui soumet le milieu à une importante DBO autochtone, qui entraîne des détériorations esthétiques et des pertes d'usages et, enfin, qui est susceptible de provoquer des fluctuations diurnes marquées de l'oxygène dissous. Ces deux hypothèses réunies nous amènent maintenant à dégager certaines implications d'une incidence capitale dans la conception d'une stratégie de gestion à l'échelle d'un bassin:

- Il apparaît, en premier lieu, que le traitement des rejets urbains et industriels ne peut plus être envisagé avec comme objectif principal de préserver l'oxygène dissous du milieu (approche conventionnelle). En effet, on constate d'une part que les déversements actuels affectent peu le bilan journalier de l'oxygène dissous et que d'autre part, c'est davantage la biomasse primaire qui peut présenter un impact sévère sur ce constituant de qualité par les fluctuations diurnes qu'elle occasionne. Par conséquent, la sélection et l'implantation des systèmes de traitement des rejets organiques (primaire + secondaire) devrait être considéré et ajusté davantage en fonction des problèmes de turbidité, de couleur et d'envasement dont ces rejets sont à l'origine;

- En second lieu, il devient évident que le contrôle des apports en phosphore s'impose comme une mesure d'intervention prioritaire pour limiter la production primaire.

C'est maintenant à travers le choix des ouvrages de traitement à implanter et le choix des cibles d'action pour le contrôle des apports en phosphore qu'on pourra, avec le prochain chapitre, proposer une stratégie d'actions à mettre en oeuvre.

### CHAPITRE III

#### Proposition d'une stratégie d'actions

##### 1. Stratégie de contrôle des apports nutritifs

Le plus souvent, le contrôle des apports nutritifs en rivière prend comme objectif de limiter la production primaire des lacs en aval. Cependant, à la lumière du fait constaté d'une surproduction primaire dans plusieurs cours d'eau agricoles du Québec, il importe tout autant que le contrôle des apports nutritifs devienne un objectif de qualité pour le cours d'eau lui-même. A l'instar de Leckie et Stumm (1970), nous devons considérer que la pollution d'un cours d'eau peut aussi s'interpréter comme le résultat d'un déséquilibre entre les activités de respiration et de photosynthèse, déséquilibre lui-même imputable à la surproduction végétale provoquée par un surenrichissement nutritif.

Au moment d'élaborer une stratégie d'action sur ces apports, il est fondamental de répondre à deux questions précises. La première porte sur l'élément nutritif cible, soit le phosphore ou l'azote; la seconde porte sur les sources d'apport cibles, à savoir celles d'origine ponctuelle (villes et industries) ou celles d'origine agricole. Cette dernière question devient particulièrement déterminante de la stratégie d'action, puisque selon la source considérée les moyens d'action à envisager seront fort différents. Partant, les modalités de mise en oeuvre de ces mesures

seront également fort différentes dans chaque cas. Il se peut aussi qu'une intervention simultanée sur les deux types de sources soit requise; nous serons en mesure de trancher cette question avec les prochains paragraphes.

### 1.1 L'élément nutritif cible

C'est plus précisément à travers le phosphore, et non l'azote, qu'il faut envisager une action de contrôle des éléments nutritifs aux fins de réduire la production végétale en rivière. Nonobstant le préalable de conditions physiques favorables, le phosphore apparaît en effet comme un facteur chimique plus critique que l'azote dans les mécanismes de production primaire. L'azote demeure un élément naturellement abondant dans les écosystèmes aquatiques si bien qu'il est futile de vouloir tenter de le rendre limitant de la production primaire et d'autant plus encore que les espèces d'algues très nombreuses du grand groupe des bleues-vertes ont la capacité de fixer l'azote atmosphérique (Fuhs, 1974; Pitcairn et Hawkes, 1973). Ces algues bleues-vertes ne sont d'ailleurs pas la moindre des composantes végétales en eaux courantes (Horne, 1975), non seulement en importance mais aussi en incidences pour le milieu et l'homme lui-même. Les formes filamenteuses de ces algues constituent l'une des causes majeures de détérioration esthétique et les toxines secrétées par certaines d'entre elles présentent certaines conséquences sur l'eau potable (Shapiro, 1973; Pitcairn et Hawkes, 1973; Jaworski et al, 1972).

Toutefois, la principale difficulté à laquelle se heurte l'application du principe de réduire la production primaire en rivière par le contrôle des apports en phosphore est l'inexistence d'une relation bien documentée et significative entre la production végétale d'un milieu lotique et les concentrations ambiantes en phosphore (Wong et Clark, 1979; Wong et al., 1979). La difficulté d'établir clairement une telle relation, comme cela fut possible pour les milieux lacustres, vient principalement des interférences qu'introduisent les conditions physiques du milieu dans le rapport entre la production primaire et les concentrations nutritives ambiantes. Par ailleurs, Campbell et al. (1976) rappellent le danger que présente le fait de recourir aux normes en phosphore développées dans le cas des lacs pour les appliquer aux systèmes lotiques, précisément en raison des différences physiques fondamentales entre ces deux types de milieu aquatique.

A la suite d'une revue de littérature sur la question, Campbell et al. (1976) suggèrent d'accepter une concentration limite en phosphore inorganique de .03 mg P/L comme norme de qualité au-delà de laquelle on doit s'attendre à une prolifération d'algues. Pitcairn et Hawks (1973) concluent pour leur part qu'une concentration ambiante de phosphore en rivière de 1.0 mg P/L (maximum) est suffisante pour éviter la prolifération des algues filamenteuses du genre Cladophora. Pelletier et Welch fixent à 0.03 mg P/L la concentration susceptible de contrôler la prolifération de Potamogeton pectinatus (Wong et al., 1979).

Nous conviendrons pour le moment d'adopter la norme de 0.03 mg P/L en phosphore inorganique suggérée par l'INRS-Eau (1976).

## 1.2 Les sources cibles

### 1.2.1 La contribution relative de l'agriculture en été

Le ruissellement des eaux à partir des cultures, des lieux d'entreposage des fumiers et des parcs d'engraissement et réputé être à l'origine d'apports nutritifs considérables (Cluis et Durocher, 1976). Il serait toutefois peu indiqué de conclure à l'impact majeur de ces apports agricoles sans avoir auparavant examiné leur distribution temporelle en relation avec la dynamique du cours d'eau récepteur.

Récemment, "L'international Reference Group on Great Lakes Pollution from Land Use and Activities" (PLUARG, 1978) publiait les résultats de ses travaux sur la contribution de l'agriculture à la pollution des cours d'eau dans 11 bassins agricoles du sud de l'Ontario. Ces 11 bassins avaient été choisis pour être représentatifs d'une agriculture d'élevage et de cultures fourragères (maïs, foin, céréales), ce en quoi ils trouvent une forte parenté avec les bassins agricoles du Québec. Ces travaux révèlent qu'en moyenne, pour tous ces bassins, plus de 70% des apports nutritifs agricoles parviennent au cours d'eau durant la période des crues printanières, entre janvier et avril, et seulement 15% en été, durant la période de mai à août. De prépondérants qu'ils sont sur une base annuelle, les apports d'origine agricole deviennent beaucoup moins

importants en été, précisément durant la période active de production primaire. Le tableau 1 ci-après indique de façon plus détaillée les résultats obtenus par PLUARG sur la répartition temporelle des apports nutritifs d'origine agricole.

Les travaux du groupe PLUARG concluent également que la plus grande partie de ces apports printaniers, lesquels représentent près de 70% de la charge nutritive annuelle, est exportée du cours d'eau entre février et avril, c'est-à-dire avant la période active de production primaire. De fait, on peut raisonnablement admettre l'hypothèse que les débits élevés des crues printanières provoquent un effet de lavage; sous de tels épisodes hydrologiques, la capacité de transport des cours d'eau s'accroît considérablement, si bien que la presque totalité des apports nutritifs transmis au cours d'eau durant cette période est rapidement acheminée à la sortie du système (Dr. Marcel Frenette, Département de Génie Civil, Université Laval; communication personnelle). Dans ces conditions, seuls les apports nutritifs transmis au cours d'eau en été seront susceptibles de supporter la production primaire qui survient en cette période. Ces observations prennent un intérêt capital en regard d'une stratégie d'action destinée à réduire la production primaire en rivière via le contrôle des apports en éléments nutritifs. Elles suggèrent qu'un contrôle des apports nutritifs agricoles ne pourrait, à lui seul, produire le résultat d'une diminution sensible de la production primaire en été.

Tableau 1  
Distribution saisonnière relative  
des apports nutritifs agricoles\*

	Janvier/ Avril	Mai/ Août	Septembre/ Décembre
P - total	75%	16%	10%
P - PO <sub>4</sub>	72%	11%	17%
P - soluble total	72%	15%	13%
N - NO <sub>3</sub> - NO <sub>2</sub>	73%	12%	15%
N - KJÉJDHAL	68%	19%	13%
Sédiments	76%	17%	7%

\* pour 11 bassins agricoles du sud de l'Ontario (PLUARG, 1978).

Les résultats obtenus par le groupe PLUARG peuvent trouver leur explication dans la compréhension des phénomènes physiques qui entourent le transfert du phosphore aux cours d'eau à partir des sols.

- dans les sols, le phosphore est un élément immobile parce que fortement adsorbé sur les minéraux argileux (Brady, 1974; Leckie, 1970). L'exportation du phosphore à partir des sols s'effectue donc de pair avec celle des sédiments. On constate d'ailleurs au tableau I que les 75% de la charge annuelle en phosphore qui sont transmis aux cours d'eau au printemps coïncident avec l'exportation de 76% de la charge annuelle en sédiments. A cet effet, mentionnons aussi qu'il a été montré, dans le cas des tributaires du lac Erié, que le phosphore adsorbé aux sédiments constituait près de 80% de la charge totale en phosphore (Logan et al., 1979) avec les résultats.

- en été par contre, la diminution du ruissellement de surface, au profit de l'infiltration et de l'évapotranspiration, et la présence d'une végétation terrestre active qui réduit l'érosion, ont pour effet de limiter l'exportation de sédiments et partant, le transfert du phosphore aux cours d'eau (Campbell et al., 1976).
- la diminution du ruissellement a aussi pour effet de réduire le transfert à partir des lieux d'entreposage des fumiers;
- au printemps, par contre, la contribution agricole devient nettement prépondérante en raison du ruissellement intensif propre à cette période. De même à l'automne, alors que les terres sont mises à nu suite aux récoltes ou aux labours et que s'effectue l'épandage des fumiers, on constate aussi une contribution agricole plus importante.

Dans le cas de certains bassins agricoles du Québec cependant, il faut souligner cet autre aspect de la contribution agricole qui consiste dans les écoulements de purin de porcs. L'explosion subite du nombre des élevages de porcs dans les bassins tels ceux de la Yamaska, Chaudière et de l'Assomption a devancé l'adoption et l'application d'une réglementation stricte relative à l'entreposage de ces fumiers, de sorte qu'on observe aujourd'hui ce phénomène très répandu des purins qui atteignent directement les cours d'eau par la voie de fossés ou de rigoles et qui transmettent avec eux des quantités considérables d'éléments nutritifs.

Ces écoulements deviennent en quelque sorte des sources ponctuelles d'enrichissement nutritif et on peut en observer des cas nombreux et flagrants, particulièrement dans le bassin de la Yamaska (rivière Noire).

En dépit de ce phénomène des écoulements de purins, les travaux du groupe PLUARG (1978), de même qu'un raisonnement compréhensif sur la dynamique de l'exportation des éléments nutritifs à partir des sols, nous permettent de conclure à une contribution agricole considérablement réduite en été. Durant cette période, les apports en phosphore sont principalement maintenus par la voie des sources ponctuelles (villes et industries) et on peut d'ailleurs tenter de l'illustrer concrètement par une analyse des charges en phosphore mesurées sur la rivière Yamaska.

A l'instar des travaux effectués par le groupe PLUARG sur 11 bassins agricoles d'Ontario, Cluis et Durocher (1976) ont montré, par l'application d'un modèle d'apport, que la proportion agricole de la charge en phosphore mesurée au printemps sur la rivière Yamaska se chiffre entre 70% et 90% selon la station. Partant, ils estiment entre 10% et 30% la proportion d'origine ponctuelle (villes et industries). Or, lorsqu'on applique ces % (10% à 30%) aux charges totales de printemps mesurées sur la Yamaska, on constate que les valeurs de charges ponctuelles ainsi obtenues sont à peu près égales, ou légèrement supérieures, aux valeurs de charges totales mesurées en été et en hiver. Puisque les apports d'origine ponctuelle peuvent être considérés relativement constants à travers les saisons, on peut conclure à la contribution majeure de ces sources en été et à celle beaucoup moins importante de l'agriculture. C'est ce que nous montre le tableau qui suit (Tableau II).

Tableau II

Comparaison des charges d'origine ponctuelle évaluées au printemps avec les charges totales mesurées l'été et l'hiver

Stations (d'amont en aval)	Localisation	Charge** d'origine ponctuelle évaluée au printemps (kg P/jour)	Charge* totale mesurée été (kg P/jour)	Charge* totale mesurée hiver (kg P/jour)
3031 C	en aval de Granby	220 (33%)	223	-
3031 H	Farnham	301 (33%)	268	241
3031 B	entre Farnham et Douville	433 (24%)	365	363
3031 A	Douville	624 (20%)	553	568
3031 Z	St-Marcel	641 (21%)	778	828

\* valeurs de charges tirées de Campbell et al. (1976).

\*\* estimée en appliquant 20% à 30% (selon la station) de la charge printanière totale mesurée. Le % donné entre parenthèses est la proportion ponctuelle (villes et industries) de la charge totale mesurée au printemps. Cette proportion est estimée d'après un modèle d'apport (Cluis et Durocher, 1976).

1.2.2 Un autre aspect des apports en phosphore en été: la dilution et la spéciation

En été, l'exportation de phosphore à partir des sols agricoles (engrais, sédiments) et des lieux d'entreposage des fumiers (phosphore organique) coïncide avec des épisodes pluvieux suffisants pour provoquer un ruissellement de surface. Au moment donc d'entrer dans le cours d'eau, ces apports subissent immédiatement l'effet de dilution consécutif à l'augmentation des débits. On peut vérifier clairement ce phénomène par un examen simultané des concentrations en phosphore et des débits mesurés dans la rivière Yamaska au moment de l'échantillonnage (voir annexe VIII, d'après les données de Campbell et al., 1976). On constate effectivement que les concentrations mesurées en périodes de crues sont de beaucoup inférieures à celles mesurées en périodes de bas étiages, alors que seules les sources ponctuelles (villes et industries) sont susceptibles de contribuer de façon significative à la charge du cours d'eau. L'impact des apports agricoles se trouve donc considérablement atténué, puisque la productivité biologique des milieux aquatiques est largement reliée aux concentrations ambiantes des éléments nutritifs. Au cours des épisodes de crues également, ces apports sont plus rapidement exportés hors du système et s'ils ne le sont pas en totalité, une grande partie sédimente après le passage de la crue et devient non disponible aux producteurs primaires (Leckie, 1970), excluant ici certains macrophytes dont le mode d'assimilation peut s'effectuer par voies racinaires.

Au contraire durant les bas étiages, les sources ponctuelles urbaines et industrielles maintiennent dans le milieu une charge en phosphore soutenue, peu diluée et très souvent sous des formes solubles largement plus disponibles (phosphates, phosphore organique dissous). A l'opposé, le phosphore d'origine agricole se trouve principalement adsorbé aux minéraux argileux quand ce n'est pas sous la forme de précipités insolubles, donc peu disponibles (Golterman, 1973).

### 1.3 Choix de la cible d'intervention

A la lumière des faits précédents, on doit reconnaître que le concept des apports agricoles globaux ne peut raisonnablement pas être placé à la base d'une stratégie de contrôle des apports nutritifs. C'est fondamentalement en regard de la distribution temporelle de ces apports et de la dynamique du cours d'eau qu'il faut examiner le problème et concevoir l'intervention appropriée.

Puisque la plus grande proportion des apports nutritifs agricoles parvient aux cours d'eau au printemps et à l'automne, précisément en dehors de la période active de production primaire, leur impact sur la qualité des cours d'eau s'en trouve par le fait même considérablement réduit. En été, au moment des étiages et alors que les conditions du milieu sont optimales pour la production primaire, ce sont les sources ponctuelles urbaines et industrielles qui deviennent prépondérantes et, du même coup, d'un impact beaucoup plus significatif.

D'autre part aussi, l'impact des apports ponctuels est encore accentué par la faible dilution que procurent les bas étiages (contrairement aux apports agricoles qui sont intimement liés à des épisodes hydrologiques de crues) et par la nature davantage disponibles des formes de phosphore émises par ces sources.

En conséquence, il nous apparaît que l'intervention doit être dirigée prioritairement sur les sources ponctuelles d'apports en phosphore, en l'occurrence les effluents domestiques et industriels. Par ailleurs, étant donné notre objectif de limiter la production primaire, il va sans dire qu'il est suffisant de prendre cette action uniquement en été.

#### 1.4 Moyens d'action

Dans la pratique, l'enlèvement du phosphore à partir des effluents domestiques et industriels s'effectue en conjonction avec un traitement biologique de ces effluents. La technique consiste dans une pré-précipitation chimique de l'effluent brut ou dans une post-précipitation chimique de l'effluent secondaire (EPA, 1976).

L'action de contrôle des apports nutritifs d'origine ponctuelle ne peut donc être envisagée indépendamment des systèmes de traitement secondaire qu'il sera approprié de choisir aux fins d'un contrôle des rejets organiques. C'est seulement après avoir discuté du choix de ces systèmes en regard de notre problématique qu'on pourra intégrer les deux actions en une seule.

## 2. Stratégie de contrôle des rejets organiques

A l'exemple du bassin de la rivière Yamaska, la structure démographique des bassins agricoles se caractérise le plus souvent par deux ou trois centres urbains industriels de taille supérieure à 15,000 h qui polarisent les activités économiques du bassin et autour desquels se dispersent de nombreux centres démographiques de petite taille (1,000 h à 15,000 h). Ce facteur de la dimension des centres démographiques intervient d'une façon déterminante dans le choix des systèmes de contrôle des rejets organiques.

### 2.1 Cas des grands centres urbains industriels

Dans le cas des centres urbains industriels de moyenne importance (e.g.: Granby, St-Hyacinthe, Drummondville, Victoriaville ou St-Georges de Beauce), il s'impose et il est justifié de préconiser la mise en place de systèmes conventionnels de traitement des effluents (primaire + secondaire aux boues activées). En raison de leur densité de population et de la concentration d'industries qui s'y trouvent, les charges déversées par ces centres présentent des impacts qui se répercutent à l'ensemble du cours d'eau récepteur (couleur, turbidité, envasement). Localement, c'est-à-dire à l'aval immédiat des points de rejets, ces déversements vont jusqu'à provoquer des déficits dommageables en oxygène dissous durant les étiages d'été (OPDQ, 1979; OPDQ, 1976).

## 2.2 Cas des petits centres démographiques

Les centres démographiques de petite taille (1,000 h à 15,000 h), très nombreux en bassins agricoles, se dispersent le long du cours d'eau principal ou de ses tributaires. Invariablement, il s'y trouve une ou plusieurs entreprises du secteur agro-alimentaire (laiterie-fromagerie, abattoir, conserverie), quand ce n'est pas aussi des usines de l'industrie du textile (OPDQ, 1979; OPDQ, 1976).

Dans le cas de ces petits centres démographiques, il est possible d'envisager un certain nombre de solutions à l'épuration des eaux usées, nous référant ici à une récente publication de l'EPA (1977) qui se consacre précisément à la question des moyens et des procédés de traitement appropriés aux petites communautés. Deux grands principes de traitement sont à retenir de ces travaux effectués par l'EPA:

- le principe conventionnel de traitement aux boues activées, modifié en des versions adaptées spécifiquement pour les petites communautés. Il s'agit en l'occurrence des procédés d'aération prolongée et de stabilisation par contact. Chacun de ces procédés est disponible sur le marché en systèmes préfabriqués, prêts à installer et dimensionnés à l'avance selon les besoins particuliers des communautés (charges hydrauliques, nature des rejets, normes d'effluents, etc.). Ces systèmes préfabriqués sont mieux désignés dans la terminologie anglaise sous l'expression "commercial biological package plants";

- le principe des étangs d'oxydation en séries, aussi désigné sous les expressions anglaises de "oxydation ponds" ou de "waste stabilization ponds". Plus précisément, il est question ici des étangs d'oxydation facultatifs (facultative ponds) et des étangs d'oxydation aérés facultatifs, (aerated facultative ponds) (EPA, 1977; Klock, 1972);

C'est lorsqu'on confronte l'application à la dynamique du cours d'eau que le critère de coût devient particulièrement décisif du choix de l'un ou l'autre de ces deux principes de traitement. Sous nos conditions climatiques, on doit en effet rappeler:

- qu'au printemps, lors des crues, la charge naturelle des cours d'eau en solides en suspension est déjà incomparablement plus grande que celle imposée par les déversements urbains et industriels. De plus, les débits considérables assurent alors un volume de dilution suffisant pour minimiser l'impact de ces rejets et d'autant plus qu'en même temps les activités de biodégradation et de production sont faibles;
- qu'en hiver, les basses températures de l'eau ralentissent considérablement l'ensemble des processus biologiques en rivière, si bien qu'en ces périodes l'impact des déversements organiques s'en trouve diminué d'autant;

- que même en été, le bilan journalier de l'oxygène dissous dans la plupart de ces cours d'eau se maintient au-dessus des seuils critiques connus, si bien que la DBO des charges déversées n'affecte pas ce bilan de façon sensible.

Dans ces conditions, l'implantation dans les petites communautés de systèmes aux boues activées à petite échelle risque d'apparaître comme une action "surdimensionnée" et dont le coût serait inutilement élevé. Même s'ils sont d'un "design" adapté pour les petites communautés, les systèmes aux boues activées de petite échelle n'en demeurent pas moins relativement dispendieux. Le coût d'achat de tels systèmes représente un capital double de celui requis par les étangs d'oxydation et leur coût d'opération est en outre de l'ordre de cinq fois supérieur (EPA, 1977). De plus, il est maintenant reconnu que l'efficacité des systèmes aux boues activées dépend largement d'un réseau d'égoûts adéquat, ce qui dans le cas de la plupart des municipalités du Québec, suppose automatiquement des frais additionnels de réfection des réseaux. S'il est une importante différence de coûts entre ces deux principes, leur efficacité globale par contre demeure comparable. Lorsque conçus et opérés conformément aux normes de "design" prescrites par l'EPA, chacun de ces deux principes de traitement permet de maintenir les concentrations en solides en suspension et en DBO des effluents traités à moins de 30 mg/l (EPA, 1977).

Le principe des étangs d'oxydation (aérés ou non) nous apparaît donc comme une mesure d'action particulièrement appropriée à notre problématique de qualité. Alliant des coûts d'implantation et d'opération incompa-

ablement bas à une efficacité éprouvée, le principe des étangs d'oxydation connaît d'ailleurs une popularité sans cesse grandissante, tant auprès des petites communautés qu'auprès de l'industrie agro-alimentaire (Narasiah, 1980; EPA, 1977; Starley & Ass. Engng., 1974; Tihansky, 1974). Récemment, la municipalité d'Antigonish (10,000 h) en Nouvelle-Ecosse a fait la preuve du succès d'application de ce type de traitement. Le système est du type "étang aéré facultatif" avec trois cellules (étangs) en séries. Construit au coût de \$ 588 000, ce système a permis à la municipalité de réaliser une économie de \$ 100 000 par rapport à l'implantation d'un ouvrage conventionnel aux boues activées; il lui évite en plus des coûts d'opération qui seraient jusqu'à 5 fois supérieurs dans le cas d'un ouvrage conventionnel. Le système adopté par la municipalité d'Antigonish atteint une efficacité d'enlèvement de la DBO des eaux usées de l'ordre de 85% (Chisholm, 1977). De même en Ontario, on rapporte l'existence de plus de 80 systèmes d'étangs d'oxydation desservant des petites communautés de 1,000 à 10,000 habitants (Environnement Canada, 1975).

De façon générale, les étangs d'oxydation permettent l'enlèvement de la plus grande partie des solides en suspension et réalisent un abattement total en DBO de l'ordre de 85% (Narasiah, 1980; EPA, 1977; Environnement Canada, 1975).

### 3. Synthèse de l'action

Nous avons montré que l'action de contrôle des apports nutritifs devait prioritairement porter sur les sources ponctuelles. Puisque cette action coïncide avec celle du contrôle des rejets organiques, toutes deux peuvent maintenant s'intégrer en accord avec les systèmes de traitement déjà envisagés. La stratégie résultante consiste alors:

- dans l'implantation de systèmes conventionnels de traitement (primaire + secondaire aux boues activées) pour les grands centres urbains, avec précipitation physico-chimique du phosphore en été (pré ou post-précipitation). Les procédés de précipitation physico-chimique du phosphore permettent de réaliser une efficacité d'enlèvement de l'ordre de 90% à 95% (EPA, 1976).
- dans l'implantation d'étangs d'oxydation aérés pour les petits centres démographiques ou pour les industries agro-alimentaires qui s'y trouvent. Dans le cadre du présent mémoire, nous avons convenu de retenir un pré-traitement à l'alum des eaux usées brutes comme méthode pour parvenir à une élimination efficace du phosphore dans un système de traitement par étangs d'oxydation. L'application de cette méthode à des étangs d'oxydation déjà en opération en Ontario a permis de réduire à 1 mg P/L la concentration en phosphore dans l'effluent traité (Graham et Hunsiger, 1977). A la suite de ces expériences, on peut considérer une efficacité d'enlèvement du phosphore par les étangs d'oxydation

de l'ordre de 90% (Graham et Hunsiger, 1977; Pollutech Pollution Advisory Services Ltd., 1977).

#### 4. Discussion de la stratégie d'action

Il importe de voir que la stratégie d'action que nous venons de proposer résulte davantage de la recherche d'une certaine adéquation de l'intervention avec la dynamique du système, plutôt que d'une simple analyse des causes à effets déjà relevées. Par recherche d'une adéquation, on entend:

- adéquation des moyens par un choix d'ouvrages adaptés aux dimensions des centres démographiques;
- adéquation avec la dynamique des apports nutritifs: apports ponctuels dominants en été; apports agricoles diffus dominant sur une base annuelle;
- adéquation avec la dynamique saisonnière des processus biologiques en rivière: production primaire et biodégradation en été avec ralentissement de ces activités particulièrement au printemps et en hiver;
- adéquation avec la dynamique saisonnière des régimes hydrologiques: crues printanières et transport des charges; étiages en été et absence de dilution.

Par ailleurs, cette stratégie doit être comprise comme une action de base qui peut et doit ensuite s'élargir en une stratégie plus globale, ajustée aux problèmes plus particuliers de chaque cours d'eau. Nous entendons ici un ensemble de mesures connexes à l'action principale et s'appliquant aux problèmes des métaux, s'ils s'en posent, à la contamination par le mercure ou les pesticides, au traitement des eaux de ruissellement urbain, aux rejets d'industries de type chimique, thermique, etc., aux déversements industriels et agricoles illicites (pollution "pirate"), aux étiages sévères et aux inondations.

De même, nous ne négligeons pas pour autant les apports nutritifs agricoles. Cependant, nous avons vu que le phénomène des apports agricoles prend une importance secondaire vis-à-vis des objectifs de qualité de l'eau plus spécifiques aux rivières. C'est davantage en regard de leurs effets beaucoup plus significatifs sur les lacs et les réservoirs en aval du bassin qu'ils convient de promouvoir la mise en oeuvre de mesures correctives à cet effet. D'ailleurs ces mesures - reboisement des berges, améliorations des pratiques de cultures, entreposage des fumiers dans des fosses étanches -coïncident aussi avec des motifs qui n'ont guère à voir avec les exigences de la qualité de l'eau et qui sont strictement d'ordre agricole, à savoir la conservation des sols arables et l'amélioration de la qualité d'enrichissement des fumiers. On peut donc présumer qu'à moyen terme ces mesures s'imposeront d'elles-mêmes, sous la double pression des intervenants de l'environnement et de l'agriculture, pour venir renforcer du même coup l'action de base sur les sources ponctuelles.

Dans les deux prochains chapitres, nous allons maintenant voir comment il est possible d'utiliser la modélisation pour optimiser la mise en oeuvre de cette stratégie.

## CHAPITRE IV

### Mise en oeuvre de la stratégie d'actions par l'application d'un modèle d'optimisation

#### 1. Problématique d'implantation des ouvrages de traitement choisis

La problématique d'implantation des ouvrages de traitement à l'échelle d'un bassin peut être résumée toute entière dans ce bref énoncé de Deninger et Sue (1973):

"Given a number of communities and/or industries in a watershed, where should treatments facilities be built, what treatment levels, how many and at what time, such that the total cost of waste water treatment is a minimum? (Deninger et Su, 1973)

Dans un contexte d'austérité économique, les ressources limitées qui peuvent être consacrées à l'assainissement des eaux imposent en effet d'atteindre certains objectifs de qualité du milieu aquatique selon un processus de rationalisation qui permette de minimiser le coût total du réseau d'ouvrages à mettre en place.

Vis-à-vis du traitement des rejets organiques, des modèles mathématiques, basés sur les interactions entre la DBO et l'oxygène dissous, ont été développés pour permettre d'optimiser la répartition des degrés de traitement parmi les différents points de rejet d'un bassin en fonction des charges en DBO admissibles par un cours d'eau (voir: chapitre 1, section 3). Dans le cas toutefois de plusieurs cours d'eau en bassins habités au Québec, on peut constater que l'oxygène dissous n'est pas affecté de façon critique par la DBO des rejets, si bien que ces paramètres deviennent des critères peu significatifs dans la rationalisation d'un programme de traitement, c'est-à-dire dans les décisions qui doivent être prises sur l'implantation des ouvrages de traitement à l'échelle d'un bassin.

Dans ce contexte, le paramètre du phosphore offre au gestionnaire une option valable comme critère décisionnel. Selon cette approche, l'implantation des ouvrages de traitement à l'échelle d'un bassin (e.g.: étangs d'oxydation gérés avec précipitation du phosphore sur l'effluent brut: cas des petits centres démographiques) repose sur un ensemble de décisions qui consistent à établir pour chaque point de rejet le degré nécessaire de réduction des charges en phosphore. On sait qu'un point de rejet particulier, il peut exister une multitude de degrés de traitement possibles; et si l'on considère plusieurs points de rejet dans un bassin, alors il existe une multitude de combinaisons de degrés de traitement. Parmi toutes ces combinaisons, celle que l'on doit rechercher est non seulement celle qui permettra de maintenir, d'amont en aval, une

concentration normative en phosphore, mais aussi celle qui, en même temps, représentera le moindre coût. Une fois établies, ces décisions de traitement sont alors traduites en termes de quantités d'effluents à traiter, ce qui, du fait même, conditionne le degré de contrôle des charges organiques. Le coût des ouvrages découle ensuite du dimensionnement effectué sur la base de ces décisions.

Un modèle mathématique, basé sur la dynamique du phosphore en rivière et utilisant ce paramètre comme critère de qualité et de décision, est développé ci-après pour rationaliser l'implantation des ouvrages de traitement à l'échelle d'un bassin selon un objectif de coût minimum.

## 2. Conceptualisation d'un modèle normatif de gestion

L'optimisation de l'implantation des ouvrages (localisation et degré de traitement) procède d'une analyse de système. Le système considéré ici est celui du cours d'eau et de ses points de rejet distribués d'amont en aval.

Un modèle de simulation fournit d'abord une représentation mathématique de ce système. Les points de rejet  $y$  sont représentés par les charges en phosphore qu'ils génèrent. Le cours d'eau quant à lui est décrit à travers une formulation mathématique de ses processus de transport, de dilution et d'auto-épuration.

Conceptuellement, on peut imaginer que des actions sont prises à l'intérieur de ce système; il s'agit, en l'occurrence, des degrés de traitement qu'il peut être décidé d'appliquer sur les différents points de rejet du bassin. La tâche du modèle de simulation est de simuler les actions prises à l'intérieur du système, c'est-à-dire de simuler ce qui se passe, en termes de qualité, lorsqu'on applique divers degrés de traitement en différents points de rejet du bassin.

La simulation du système, tel que soumis aux actions de traitement, s'effectue ensuite à l'intérieur d'un processus d'optimisation dérivé des techniques mathématiques de la recherche opérationnelle. Dans ce processus d'optimisation, il s'agit de minimiser le coût total du réseau d'ouvrages de traitement en respectant des normes de concentration en phosphore fixées pour le milieu. Le résultat de cette opération conduit à l'obtention d'un modèle normatif de gestion de la qualité de l'eau en rivière.

### 3. Description du modèle de simulation

#### 3.1 Points de rejet et charge en phosphore total ( $Cx_i$ )

En chacun des points de rejet, on connaît la charge en phosphore total (kg P/jour) qui est introduite dans le cours d'eau via les effluents d'eaux usées. Cette charge en phosphore provient des eaux domestiques et des eaux résiduares industrielles; elle est désignée par  $Cx_i$  dans le modèle.

### 3.2 La variable de décision ( $X$ )

Chaque point de rejet est soumis à une décision de traitement, c'est-à-dire une décision sur la proportion dont il faut réduire la charge émise en ce point. Cette décision signifie un degré de traitement qui se traduit par l'implantation ou non d'un ouvrage. Elle est dite variable de décision ( $X_i$ ).

$X_i$ , la variable de décision, s'applique sur la charge en phosphore,  $CX_i$ , d'un point de rejet.  $X_i$  varie entre 0 et 0.90, 0.90 étant la limite théorique d'efficacité de traitement d'un ouvrage. Si  $X_i = 0$ , cela implique qu'il n'y a aucun traitement d'effectué; si  $0 < X_i < 0.90$ , alors la charge en phosphore  $CX_i$  est réduite proportionnellement à la valeur de  $X_i$ .

### 3.3 La charge résiduelle

Puisque la décision de traitement ( $X_i$ ) peut prendre n'importe quelle valeur entre 0 et 90, il en résulte une charge résiduelle en phosphore à chaque point de rejet:  $Z_i$  en kg P/jour. Il faut voir en effet que si la décision de traitement conduit à mettre en place un ouvrage qui réduit de moitié la charge en phosphore, l'autre moitié sera rejetée au cours d'eau, sachant cependant que cette décision sera au préalable conforme à

la capacité de support du milieu récepteur. Ainsi, en un point de rejet donné, on aura:

$$Z_i = Cx_i * (1 - X_i) \quad [1]$$

où

$Z_i$  = charge résiduelle après traitement au point  $i$  (kg P/jour);

$Cx_i$  = charge en phosphore total déversée en ce point (Kg P/jour);

$X_i$  = la décision de traitement en ce point ( $0 < X < 0.90$ ).

### 3.4 Norme et points de contrôle

L'objectif directement sous-jacent au contrôle de la biomasse primaire est de maintenir dans le milieu une concentration limite en phosphore total, au-delà de laquelle on considère qu'il y a danger de surproduction végétale. Soulignant la difficulté d'appliquer aux cours d'eau les normes déjà établies pour les milieux lacustres, Campbell et al., (1976) recommandent à cet effet une concentration limite de 0.03 mg P/L (phosphore inorganique,  $P_i$ ). Aux fins d'application du modèle, cette concentration limite a été ramenée en termes de phosphore total ( $P_T$ ), conformément au rapport moyen  $\left\{ \frac{P_T}{P_i} \right\}$  observé pour le cours d'eau et la

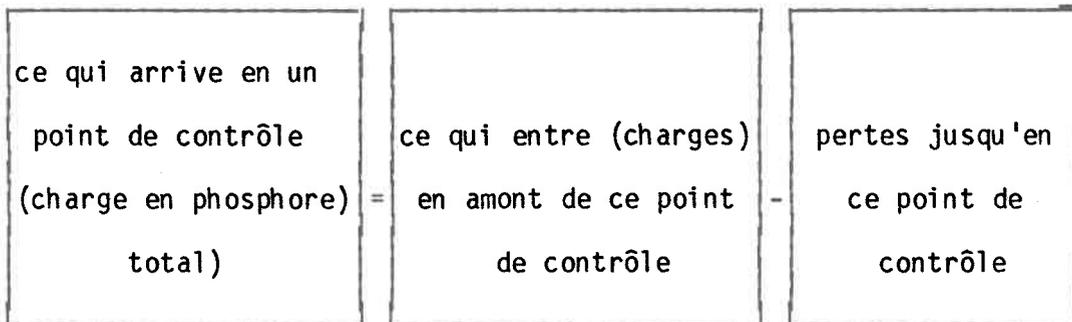
période d'application du modèle. La norme ainsi retenue dans le modèle est de 0.6 mg P/L, exprimée en phosphore total.

Le réseau d'ouvrages de traitement doit donc permettre de maintenir cette norme de concentration en divers points de contrôle, c'est-à-dire aux endroits sur le cours d'eau où l'on exige que la norme de qualité soit respectée.

### 3.5 Les équations de bilan aux points de contrôle

Toutes les décisions de traitement prises en divers points de rejet sont traduites au niveau du cours d'eau dans des équations de bilan.

En chaque point de contrôle du cours d'eau, le modèle effectue un bilan des charges en phosphore total (kg P/jour). Il s'agit ici d'un bilan classique de matière qu'on peut formuler compréhensivement de la façon suivante:



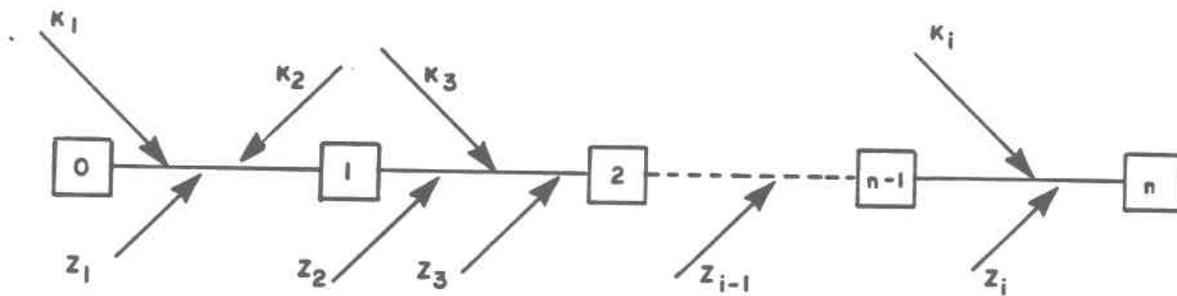


FIGURE II: Exemple de tronçons de rivière représentés par les équations de bilan.

Considérons le cas de tronçons illustrés à la figure 1.

Sur cette figure, on a :

$n$ , le numéro d'un point de contrôle;

$Z_i$ , une charge résiduelle en phosphore qui entre dans le cours d'eau suite à une décision de traitement;

$K_j$ , une charge apportée au cours d'eau principal par un tributaire et qui représente principalement les apports d'un sous-bassin agricole.

Soit :

$I_k$ , le nombre de charges résiduelles  $Z_i$  de l'origine jusqu'au point de contrôle  $m$  ; ainsi, d'après l'exemple de la figure 1, on aura  $I_1 = 1$ ,  $I_2 = 3$ , etc.

$J_k$ , le nombre de charges agricoles  $K_i$  de l'origine jusqu'au point de contrôle  $n$  ; de la même façon, on aura  $I_1 = 2$ ,  $J_2 = 3$ , etc.

Dès lors, le bilan au point de contrôle  $n = 1$  s'écrit :

$$B_1 = T_1 * \left[ \sum_{i=1}^{I_1} Z_i + \sum_{j=1}^{J_1} K_j \right] \quad [2]$$

où:

$T_1$  est un coefficient de transport net qui traduit les pertes encourues par  $Z_i$  et  $K_j$  durant leur transport jusqu'au point  $n$ .

en effet,  $Z_i$  et  $K_j$  ne sont pas des charge conservatives, intégralement transportées d'un point à un autre du cours d'eau. Selon la période hydrologique considérée, une fraction variable de la charge en phosphore total est immobilisée sur le lit du cours d'eau suite, principalement, aux processus combinés d'adsorption et de sédimentation (Rigler, 1979; Harms et al., 1978; Smith et al., 1978; Keup, 1968). Il s'agit donc d'une perte dans le système, non pas au sens d'une disparition de la charge mais bien au sens d'une immobilisation (adsorption-sédimentation) dont résulte une non-disponibilité biologique, notamment vis-à-vis le phytoplancton. A cet égard, Meyer (1979) écrivait d'ailleurs:

"Although sediment-water interactions have not always been included in models in water quality, P sorption by sediments may be important in regulating biological availability and transport of phosphorus in a wide range

of stream ecosystems".

Au moment d'effectuer le bilan aux points de contrôle, on doit donc préalablement estimer ces effets. Le modèle les prend en compte par un coefficient de transport net  $T_n$ , estimé de façon empirique pour chaque tronçon du cours d'eau et pour différentes périodes hydrologiques données. Le développement de ces coefficients de transport net est développé en détail à la section du présent chapitre.

Au point de contrôle  $n = 2$ , le bilan s'écrit:

$$B_2 = T_2 * [B_1 + [\sum_{i=I_1+1}^{I_2} Z_i + \sum_{j=J_1+1}^{J_2} K_j]] \quad [3]$$

De façon générale au point de contrôle  $n$ , on aura:

$$B_n = T_n * [B_{n-1} + [\sum_{i=I_{n-1}}^{I_n} Z_i + \sum_{j=J_{n-1}}^{J_n} K_j]] \quad [4]$$

Ce bilan est un bilan de charge (kg P/jour). Une fois effectué, il est converti en concentration en lui appliquant le débit moyen de la période hydrologique considérée en ce point de contrôle. On peut assumer des conditions de mélange homogène aux points de contrôle puisque les charges ( $Z_i$  et  $K_j$ ) sont introduites la plupart du temps en amont du point de contrôle. On aura alors:

$$\frac{B_n}{Q_n} < N \quad [5]$$

où

$N$  est la norme à rencontrer aux points de contrôle;

$Q_n$  est le débit moyen au point  $n$  de la période hydrologique considérée.

En somme, les équations de bilan aux points de contrôle ont une signification physique réelle. D'une part, elles traduisent les processus de transport opérés par le cours d'eau; d'autre part, en introduisant le régime hydrologique  $Q$  dans leur formulation, on leur intègre l'expression du processus de dilution qui s'exerce sur les charges transportées. Au niveau conceptuel de la modélisation, on voit donc que les équations de bilan sont aussi la représentation mathématique du cours d'eau dans ses processus de transport et de dilution.

### 3.6 Choix et coût des ouvrages de traitement

Les objectifs de qualité qui sous-tendent l'implantation des ouvrages de traitement ne visent pas exclusivement le contrôle des apports en phosphore mais aussi, en seconde priorité, celui des rejets organiques (solides en suspension, DBO). Evidemment, il existe toute une gamme de systèmes de traitement qui permettent d'effectuer ces deux actions en

conjonction. Dans l'application du modèle, il a été convenu d'opter pour un système d'étangs d'oxydation aérés, précédé d'un dispositif de précipitations physico-chimique du phosphore sur l'effluent brut. Le choix d'un système d'étangs d'oxydation tient au fait qu'il constitue le principe de traitement le plus approprié aux petites communautés en milieu rural, ce qui est le cas du bassin d'application du modèle (Narasiah, 1980; USEPA, 1977; Graham et Hunsinger, 1977). De plus, des travaux commandés par Environnement Canada (Graham et Hunsinger, 1977; Pollutech Pollution Advisory Services Ltd., 1975) ont montré qu'il était possible d'effectuer un contrôle efficace du phosphore en couplant l'étang d'oxydation à un dispositif de pré-traitement de l'effluent brut par un coagulant (e.g. alun, chlorure ferrique).

Le coût en capital d'un système d'étangs d'oxydation peut être exprimé en fonction de la population desservie. Le modèle utilise la relation suivante, d'après Tihansky (1974) et USEPA (1977):

$$C = aP^b \quad [6]$$

où

C = coût total en capital;

P = population desservie;

a et b = coefficient de la régression

Dans l'application de cette relation, on assume que la charge totale en phosphore est uniformément distribuée dans le volume total des effluents si bien qu'une décision de traitement visant à réduire cette charge de 60% impliquera de traiter 60% du volume total des eaux usées (nonobstant ici que l'efficacité de traitement ne peut être de 100%). Partant, cette décision conduit à mettre en place un ouvrage dimensionné pour recevoir et traiter 60% du volume total des eaux usées. Dès lors aussi, le coût de cet ouvrage peut être relié à une population desservie qui est donnée par l'équivalent population qui correspond à la charge en DBO du volume d'eaux usées à traiter. Ainsi, dans ce mode de représentation du coût d'un système biologique, c'est donc l'équivalent population desservie qui devient le paramètre du coût.

A cette relation, il faut aussi additionner une constante qui peut représenter, selon USEPA (1976), le coût d'achat et d'installation des équipements requis pour effectuer le pré-traitement à l'alun de l'effluent brut. Finalement, soulignons que les coûts d'opération et d'entretien pour un horizon économique donné n'ont pas été inclus dans la présente application du modèle; seuls les coûts en capital ont été considérés.

En résumé, il faut voir qu'une décision de traitement en un point de rejet donné entraîne l'implantation d'un ouvrage qui présente deux composantes, chacune avec un coût propre. Comme il s'agit ici de petits centres démographiques, on peut utiliser, pour les dispositifs de précipitation du phosphore, un coût fixe qui représente le coût initial de l'achat et de l'installation des équipements, excluant celui des produits chimiques (EPA, 1977). Dans le cas de la deuxième composante, celle du système biologique, son coût est relié à la décision de traitement en vertu de la relation précédemment étudiée. Dans le cadre de la présente application du modèle, les coûts d'opérations et d'entretien pour un horizon économique donné n'ont pas été inclus; seuls les coûts en capital ont été considérés.

### 3.7 Sélection d'ouvrages par le modèle

Dans le modèle, des conditions limites d'implantation des étangs d'oxydation aérés ont été fixées. Les systèmes de lagunage sont appliqués dans le cas des agglomérations dont les rejets sont principalement constitués d'effluents domestiques et/ou d'effluents en provenance d'industries agro-alimentaires. Le modèle peut aussi prévoir de substituer le système de lagunage par un système secondaire conventionnel (pour le cas particulier de certaines agglomérations du bassin où des industries de textile génèrent d'importants effluents). Le choix s'effectue par le modèle sur la base de la décision de traitement nécessaire en ces points.

Si cette deuxième option s'impose, la fonction-coût utilisée est alors de la même forme que la précédente (d'après Tihansky, 1974).

#### 4. DESCRIPTION DU MODELE D'OPTIMISATION

##### 4.1 La fonction objectif

La somme des coûts individuels des ouvrages de traitement donne le coût global du réseau. Le coût individuel de chaque ouvrage est une fonction de  $X_i$ , le degré de traitement; partant, le coût global du réseau est aussi une fonction de  $X_i$ , ( $f (X_i)$ ).

L'objectif de l'optimisation est de minimiser le coût global du réseau d'ouvrages conformément au respect des contraintes de qualité aux points de contrôle.

Ainsi, on a:

$$\min (f (X_i)),$$

soumis à:

$$\frac{B_n}{Q_n} < N$$

#### 4.2 La technique d'optimisation

La technique utilisée pour solutionner ce système est celle du gradient réduit généralisé, tel que décrit par Avriel (1976). L'application de cette méthode est effectuée à l'aide du programme GRG (Lasdon et al., 1976), un programme écrit en langage Fortran IV.

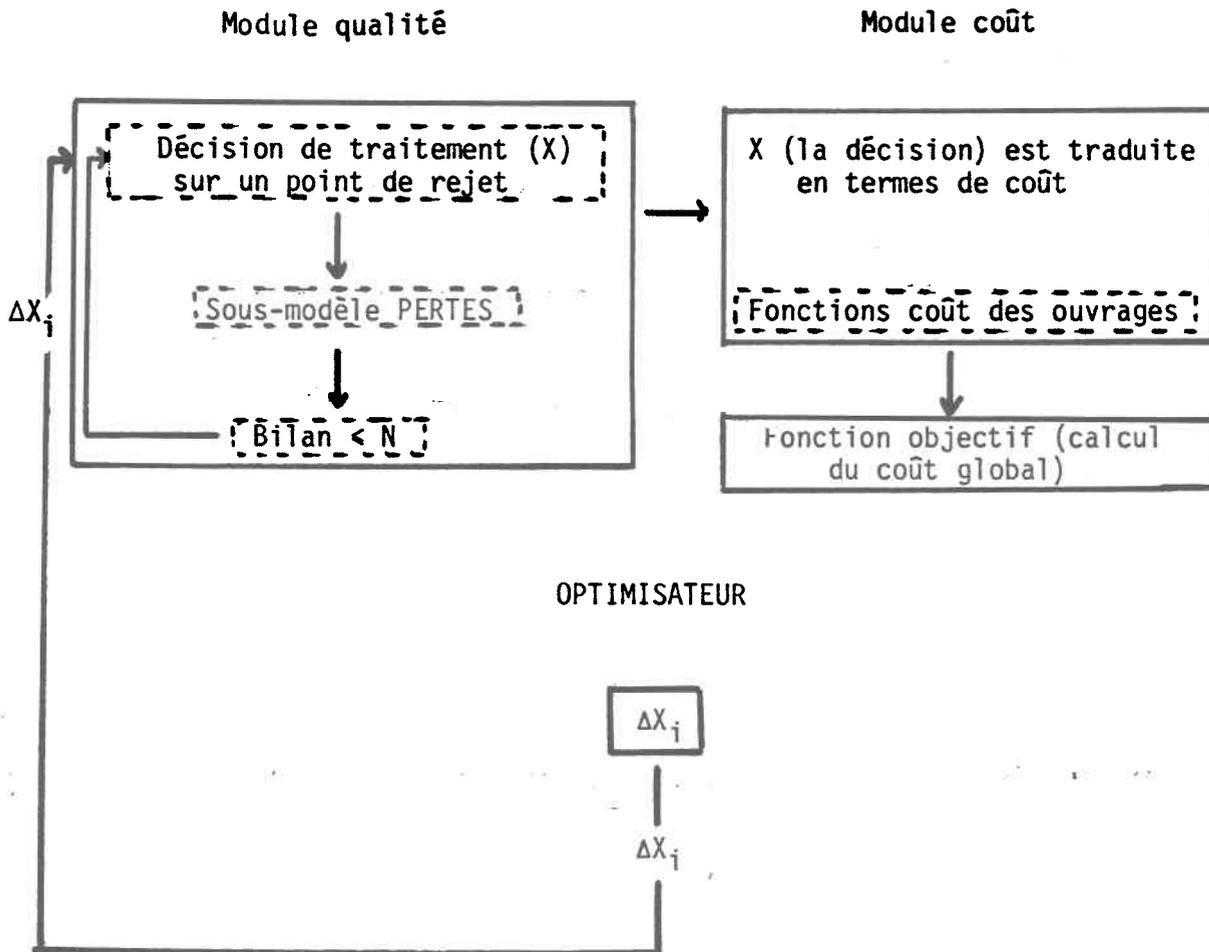
#### 4.3 La procédure d'optimisation

- l'optimisateur envisage une décision de traitement successivement sur chaque point de rejet;
- 2) cette décision est chaque fois et aussitôt traduite en termes de coûts dans le module des fonctions coût et le résultat est envoyé à la fonction objectif;
- 3) en passant à chaque point de contrôle, le modèle effectue un bilan et vérifie si la contrainte est respectée;
- après avoir considéré tous les points de rejet, l'optimisateur recherche le  $\Delta_j$  décision qui entraîne la plus grande diminution de la fonction objectif tout en respectant les contraintes;
- chaque réajustement de décision de traitement entraîne simultanément le calcul d'un nouveau coût, de même aussi qu'un nouveau

calcul des équations de bilan, celles-ci étant modifiées suite au  $\Delta$  décision ( $\Delta$  degré de traitement) pris en un point de rejet donné. Chaque fois, le calcul des équations de bilan permet de vérifier si les contraintes sont respectées;

- le processus se répète ainsi jusqu'à ce que la fonction objectif (coût global) ne réagisse plus à aucun  $\Delta X_i$  et que les contraintes soient respectées aux points de contrôle.

FIGURE III: Schéma de la procédure d'optimisation.



5. Concepts de transport net et d'immobilisations des charges en phosphore (phosphorus removal in flowing water)

Précédemment dans la description du modèle, nous avons considéré que les équations de bilan traduisaient le transport des charges en phosphore d'un point à un autre du cours d'eau. Il faut voir toutefois que ces équations de bilan étaient l'expression du transport de charges nettes, c'est-à-dire de charges diminuées des pertes qu'elles ont encourues entre deux points du cours d'eau. Ces pertes doivent être comprises au sens d'une immobilisation du phosphore dans le lit du cours d'eau, donc d'une réduction de la charge transportée. Nonobstant l'effet d'assimilation du phosphore par les algues attachées, la plupart des auteurs s'entendent pour imputer ce phénomène au processus de sédimentation des solides en suspension auxquels est associée la plus grande fraction du phosphore présent dans le milieu (Rigler, 1979; Harms et al., 1978; Smith et al., 1978; Keup, 1968).

Il en résulte que la diminution de concentration observable entre deux points d'un cours d'eau ne tient pas au seul fait d'une dilution consécutive à l'augmentation du débit entre ces deux points, mais aussi tient-elle dans l'immobilisation entre ces deux points d'une certaine fraction de la charge transportée en phosphore.

Dans un premier temps, il convient d'abord de référer ce phénomène aux considérations théoriques qui l'expliquent; dans un deuxième temps, il conviendra d'en montrer l'importance à travers quelques-uns des récents travaux menés sur la question. Cette démarche nous conduira à suggérer une façon de représenter le phénomène de manière à ce qu'il puisse être pris en compte à l'intérieur du modèle.

### 5.1 Principes théoriques du phénomène d'immobilisation du phosphore dans un cours d'eau

Dans les sols, le phosphore existe très peu sous des formes libres (phosphates). Il est ou bien rapidement précipité en solide insoluble par les ions fer, aluminium et calcium (selon les conditions d'acidité), ou bien fortement adsorbé aux surfaces des minéraux argileux en vertu d'une interaction chimique des groupes phosphates avec l'ion  $Al^{+3}$  des argiles (Brady, 1972; Stumm et Leckie, 1970). C'est donc principalement en phase solide que le phosphore est transmis aux cours d'eaux par les eaux de ruissellement. Duffy (1978) a montré que 64 à 76% du phosphore transmis par les eaux de ruissellement de cinq (5) bassins forestiers au Mississippi étaient sous forme adsorbée aux sédiments.

D'autre part, la fraction soluble du phosphore qui peut parvenir au cours d'eau, qu'elle soit le produit naturel du ruissellement de surface, qu'elle soit d'origine anthropogénique ou qu'elle résulte de la minéralisation in situ des matières organiques, est également soumise dans le

milieu aquatique à des mécanismes similaires de précipitation et d'adsorption sur les sédiments argileux en suspension (Green et al., 1978). Meyer (1979) constate à cet égard que le phénomène d'adsorption du phosphore dans un cours d'eau augmente d'autant plus que diminue la granulométrie des sédiments en suspension et qu'augmente le contenu du milieu en matière organique et en aluminium. Il faut voir en effet que le phosphore peut également être lié à la matière organique humique via les ions aluminium qui lui sont le plus souvent associés.

Il en résulte que dans les eaux de surface, tout comme dans les sols, le phosphore existe principalement en phase solide et très peu en phase aqueuse (Leckie et Stumm, 1970). Johnson et al. (1976) ont montré par leurs travaux que 78% du phosphore transporté par les cours d'eaux étudiés l'était en phase solide. La fraction dite "phase solide" du phosphore doit être comprise ici au sens large, c'est-à-dire incluant non seulement les formes adsorbées et précipitées, mais aussi les formes organiques particulaires, vivantes ou détritiques.

Comme le phosphore existe principalement en phase solide, il fait donc largement partie de la masse des solides en suspension d'un cours d'eau et comme tel, est-il soumis aux effets de sédimentation. Dans les zones lenticques, et plus particulièrement encore durant les périodes de bas régimes hydrologiques, une fraction importante de la charge en solide en suspension se dépose par sédimentation et avec elle une fraction tout

aussi importante du phosphore total (Keup, 1968). La déposition des formes adsorbées et particulaires du phosphore, de même aussi que l'adsorption directe du phosphore par les sédiments de fonds (Aiba et Otake, 1977), correspond à une immobilisation de cet élément sur le lit du cours d'eau. Il en résulte une réduction de la charge transportée en phosphore et, conséquemment aussi, une diminution de la concentration ambiante.

## 5.2 Preuves et importance du phénomène

Keup (1968) fut l'un des premiers à mettre en évidence le phénomène de l'immobilisation du phosphore par sédimentation dans le lit d'un cours d'eau. Ainsi, l'auteur rapporte l'exemple d'un cours d'eau dans l'Etat du Maine où l'on a pu mesurer une réduction de 29% de la charge en phosphore après une distance de sept (7) kilomètres en aval d'une usine de traitement secondaire. L'auteur fait également état de ses travaux sur la "South Platte River" (Colorado) où il observe que la concentration en phosphore passe de 500 µg/l à 200 µg/l 50 kilomètres en aval du point de rejet des eaux usées non traitées d'une agglomération de 26,000 h. L'auteur précise par ailleurs que le débit marquait peu de variations sur le tronçon étudié.

Rigler (1979) montre de façon indubitable que la diminution de concentration en phosphore total entre deux points d'un cours d'eau non pollué devait être imputée à l'accumulation entre ces deux points d'une fraction du phosphore transporté par le cours d'eau.

Harms et al. (1978) ont étudié le comportement des concentrations en phosphore durant une période d'étiage prolongée. Après une distance de 25 kilomètres en aval d'un rejet secondaire (dont 80% du contenu en phosphore était sous forme d'orthophosphates), ils ont observé une réduction de 46% de la concentration en phosphore total, ce qui correspond à un taux de diminution de 0.05 mg/l/km. Les auteurs suggèrent que le principal mécanisme à l'origine de cette réduction des concentrations soit l'adsorption des orthophosphates sur les sédiments en suspension et leur déposition subséquente sur le parcours étudié.

Smith et al. (1978) ont mené des travaux similaires sur un cours d'eau en Yougoslavie. Ils ont observé que la concentration en phosphore total passait de 135 µg/l, immédiatement en aval de la zone de rejet des eaux domestiques d'un village, à 20 µg/l huit (8) kilomètres plus loin, ceci en période d'étiage et sous des conditions de débit constant. Une telle diminution des concentrations est révélatrice d'une immobilisation très appréciable de la charge en phosphore le long de ce parcours. En dépit de la prolifération de macrophytes dans cette section du cours d'eau, les auteurs concluent que l'assimilation de P par la végétation aquatique intervient de façon secondaire dans l'explication de ces résultats. L'immobilisation du phosphore par sédimentation demeure, de l'avis des auteurs, le principal facteur à l'origine de la diminution observée dans les concentrations.

L'étude des charges en phosphore total sur la rivière Yamaska nous fournit des résultats similaires. Le cas le plus éloquent nous est donné sur la Yamaska Nord. A Granby, on a estimé à 251 kg (P)/jour, la charge en phosphore total déversée par cette ville; à quelque 12 kilomètres en aval de ce point de rejet, on mesure en période d'étiage stable (été 1975) une charge transportée de 151 kg (P)/j, soit une réduction de 40% de la charge initiale.

En résumé, les travaux de Rigler (1979), Harms et al. (1978), Smith et al. (1978), de même que ceux de Verhoff et al. (1979, 1980) et Johnson et al. (1976), conduisent à cette conclusion qu'une faible fraction de la charge en phosphore introduite dans le cours d'eau est transportée durant les épisodes d'étiage. Essentiellement, le transport de P ne s'effectue que sur les courtes périodes de crue épisodiques (Rigler, 1980; Verhoff et al., 1980). En dehors de ces événements hydrologiques, la charge en phosphore demeure largement immobilisée à l'intérieur du système.

### 5.3 Modélisation du phénomène

Dans le cadre d'une action destinée au contrôle des concentrations en phosphore en rivière, le phénomène d'immobilisation doit être pris en compte puisqu'il conduit, au même titre que la dilution, à une réduction des concentrations ambiantes. L'effet d'immobilisation n'aurait certes d'importance significative s'il n'était que de courte durée. Au contrai-

re cependant, il s'agit d'un effet qui peut s'exercer sur de très longues périodes, tout aussi longues que celles du régime hydrologique qui lui donne lieu. Dans le cas de la rivière Yamaska par exemple, on peut voir que la saison hydrologique de l'été 1975 est marquée de deux étiages prolongés dont la durée représente au total 60 à 70% de la période comprise entre le 15 juin et le 15 septembre. Dans ces conditions, l'effet de l'immobilisation du phosphore sur les concentrations ambiantes devient d'une importance très significative, comme il l'a été montré d'ailleurs dans les travaux précédemment cités.

Comme les épisodes d'étiage contribuent à instaurer les conditions les plus propices (et sur de longues durées) à la production primaire, c'est précisément en fonction de ces périodes critiques que les décisions de traitement sur les charges ponctuelles en phosphore doivent être déterminées. Ce processus décisionnel repose, on l'a vu, sur une représentation (modèle) du cours d'eau dans ses processus de transport et de dilution. A la suite de ce qui précède, on conviendra maintenant de la nécessité d'intégrer à cette représentation le phénomène de l'immobilisation du phosphore. A cet égard, Meyer (1979) écrivait d'ailleurs:

"Although sediment-water interactions have not always been included in models of water quality (O'Connor et al., 1971), P sorption by sediments may be important in regulating biological availability and transport of phosphorus in a wide range of stream ecosystems".

Dans l'application du modèle développé ici, nous suggérons de représenter ce phénomène par un coefficient de transport net calculé pour un tronçon donné du cours d'eau. Pour un tronçon donné, le coefficient de transport net traduit les pertes par immobilisation encourues sur ce tronçon par les charges en phosphore.

L'application d'un coefficient de transport net est développée ci-après à partir de trois situations types.

#### 5.3.1 Première situation: tronçon en étiage sans apport intermédiaire ponctuel

Considérons un cours d'eau durant une période d'étiage prolongée et ajoutons qu'il s'agit d'un cours d'eau en bassin agricole/forestier, soumis à des apports ponctuels distribués d'amont en aval.

Considérons maintenant une section de ce cours d'eau délimitée par deux points quelconques:  $P_1$  marque le début du tronçon et  $P_2$  en marque la fin. Entre ces deux points, on considère aussi que le tronçon ne reçoit ni rejets ponctuels, ni tributaires importants, ni apports intermédiaires diffus vu l'absence manifeste de ruissellement de surface en période d'étiage. Le flux de phosphore total qui traverse le tronçon

provient donc uniquement des déversements qui ont lieu en amont ou des tributaires qui confluent en amont.

Etant en période d'étiage prolongée, donc en période de débits stables, et les apports ponctuels étant par définition relativement constants, on peut assumer que le tronçon est en état stationnaire.

Au début du tronçon, en  $P_1$ , on mesure le flux en phosphore en termes de charge (kg/j); cette charge est obtenue du produit de la concentration en phosphore total ( $P_t$ ) par le débit journalier (transformé en volume). On convient de noter  $C_1$ , la charge ainsi mesurée en début de tronçon. De la même manière, on mesure la charge  $C_2$  en fin de tronçon.

Etant donné qu'entre les points  $P_1$  et  $P_2$ , le tronçon ne reçoit aucun apport; étant donné les hypothèses d'état d'équilibre du tronçon, on doit considérer qu'en tout temps, à l'intérieur de la période d'équilibre, la charge  $C_2$  en fin de tronçon provient exclusivement de la charge  $C_1$  en début de tronçon.

S'il s'avérait que les charges  $C_1$  et  $C_2$  étaient égales ( $C_1 = C_2$ ), alors il faudrait conclure que la charge  $C_1$  est conservative et qu'en conséquence le transport s'effectue sans perte entre les deux points du tronçon. Or, tel n'est pas le cas, comme il l'a été montré précédemment.

Durant son trajet entre le début et la fin du tronçon étudié, la charge  $C_1$  sera soumise aux processus d'immobilisation déjà vus: adsorption directe sur les sédiments du lit; adsorption sur les sédiments en suspension et sédimentation subséquente de ceux-ci; sédimentation des formes particulières du phosphore (minérales et organiques).

Ainsi, si l'on mesure au début du tronçon une charge  $C_1$  de 100 kg/j et à la fin du tronçon, une charge  $C_2$  de 70 kg/j, alors on doit conclure, dans l'hypothèse des conditions stationnaires, que la charge  $C_1$  a été réduite de 30% durant son trajet entre  $P_1$  et  $P_2$ , d'où un coefficient d'immobilisation dans ce tronçon de 0.3. Réciproquement, on doit conclure aussi que 70% de la charge  $C_1$  s'est rendue à la fin du tronçon, d'où un coefficient de transport net de 0.7. Ainsi,

$$C_{TN} = \frac{C_2}{C_1} \quad \text{ou} \quad C_{TN} = \text{coefficient de transport net}$$

$C_1$  = flux entrant (kg  $P_t$ /jour);

$C_2$  = flux sortant (kg  $P_t$ /jour);

Dans le cas où, pour ce même tronçon et sous les mêmes conditions hydrologiques d'étiage, la charge  $C_1$  venait à diminuer suite à une intervention de traitement en amont, on fait l'hypothèse ici que le coefficient de transport net déjà trouvé continue d'être valable. En d'autres termes, on considère qu'à l'intérieur d'une même période d'étiage,

la quantité immobilisée est proportionnelle à la charge présente et que cette immobilisation s'effectue selon une constante. Ainsi, la charge  $C_1$ , quelle qu'elle soit, connaîtra toujours un transport net de 0.7 entre les deux points du tronçon. L'esprit de cette hypothèse d'application n'est pas qu'un coefficient constant de transport net puisse être rigoureusement représentatif du transport, quelle que soit la charge, mais qu'il constitue plutôt une approximation assez près de la réalité.



### 5.3.2 Deuxième situation:

#### tronçon en étiage avec apport intermédiaire ponctuel

Cette deuxième situation ne diffère de la précédente que par le fait qu'on introduit l'apport d'une charge ponctuelle continue quelque part dans le tronçon. Cette charge ponctuelle peut être d'origine

urbaine ou il peut s'agir aussi de l'apport d'un tributaire important. On convient de dénoter  $C_p$  la charge ponctuelle et on pose  $C_p = 25$  kg/j;  $C_1$ , la charge en début de tronçon, demeure inchangée ( $C_1 = 100$  kg/j).

Dans ce nouveau contexte, on peut tenir le même raisonnement que précédemment. Ainsi, si l'on admettait comme valable l'hypothèse d'un transport conservatif des deux charges le long du tronçon, c'est-à-dire un transport sans pertes, alors la charge  $C_2$  en fin de tronçon serait:

$$C_2 = C_1 + C_p \quad \text{et} \quad C_2 = 100 \text{ kg/j} + 25 \text{ kg/j} \\ = 125 \text{ kg/j}$$

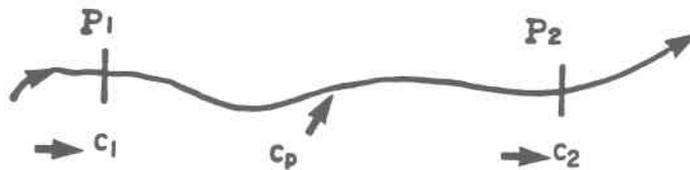
Or, tel n'est pas le cas en raison des processus d'immobilisation qui vont s'exercer sur  $C_1$  et  $C_p$  durant leur trajet jusqu'en fin de tronçon. L'effet d'immobilisation sur  $C_1$  s'opérera de la même façon que dans la situation précédente jusqu'à ce que celle-ci ( $C_1$ ) rencontre la charge  $C_p$ . Dès lors, les processus d'immobilisation vont s'opérer différemment en agissant simultanément sur les deux charges. Notre préoccupation cependant n'est pas de connaître la dynamique d'immobilisation respective de ces deux charges le long du tronçon, mais bien d'en évaluer l'effet ou le résultat global, indépendamment de cette dynamique.

La mesure de la charge  $C_2$  en fin de tronçon nous permet d'estimer ce résultat global. Ainsi, si l'on mesure une charge  $C_2$ , en fin de

tronçon, de 100 kg/j, alors on doit conclure que 25 kg/j sont immobilisés dans le tronçon, soit 20% de la charge totale. Réciproquement, on en déduit que 80% de la charge totale ( $C_1 + C_p$ ) s'est rendue en fin de tronçon, d'où un coefficient de transport net de 0.8:

$$C_{TN} = \frac{C_2}{(C_1 + C_p)}$$

De la même façon qu'à la première situation envisagée, on fait l'hypothèse ici que l'immobilisation est proportionnelle aux deux charges  $C_1$  et  $C_p$ , si bien qu'à la limite on considère que le coefficient de transport net continue d'être valable même si  $C_1$  et/ou  $C_p$  diminuent.



### 5.3.3 Troisième situation:

tronçon en régime hydrologique variable

avec apport intermédiaire ponctuel

Dans cette troisième situation, on considère le même tronçon que précédemment, mais plutôt de se placer à l'intérieur d'une période

d'étiage prolongée, on envisage ici une période hydrologique variable, marquée de plusieurs petits événements hydrologiques consécutifs, séparés par de courtes périodes de débits stables. De telles conditions hydrologiques peuvent se produire en été entre deux crues importantes. Les hydrogrammes présentés à l'annexe VIII en sont des exemples.

A ces conditions hydrologiques correspond nécessairement un ruissellement de surface qui introduit dans le tronçon des apports intermédiaires diffus non négligeables. De plus, chaque événement hydrologique compris dans la période étudiée donne lieu également à une remise en suspension qui accroît la charge transportée (Verhoff et al., 1980; 1979; Rigler, 1979).

Les apports intermédiaires diffus et la remise en suspension des charges immobilisées sur le lit du cours d'eau ont pour effet de compenser les pertes par immobilisation encourues à un moment ou un autre de la période considérée.

Soit  $C_1$ , la charge moyenne en début de tronçon pour la période  
(flux moyen entrant);

$C_p$ , une charge ponctuelle intermédiaire;

$C_2$ , la charge moyenne en fin de tronçon pour la période  
(flux moyen sortant).

- 1- Si  $C_1 + C_p > C_2$ , alors les apports intermédiaires diffus et les apports par remise en suspension sont insuffisants pour compenser l'effet total d'immobilisation durant la période considérée. Si l'on écrit:

$$\frac{C_2}{(C_1 + C_p)} = C_{TN} ,$$

le coefficient de transport net ainsi obtenu ( $C_{TN}$ ) a le sens d'un coefficient moyen de transport net, puisque  $C_2$  est le flux sortant moyen sur la période considérée.

D'autre part:

- puisque l'immobilisation sur  $C_1$  et  $C_p$ , (c'est-à-dire l'accumulation de charges sur le lit du cours d'eau) est proportionnelle à  $C_1$  et  $C_p$  pour une même période hydrologique (hypothèse);
- puisque les apports par remise en suspension sont fonction de ce qui est préalablement accumulé ou immobilisé) sur le lit du cours d'eau, donc eux-mêmes proportionnels à  $C_1$  et  $C_p$  ;
- puisque les apports intermédiaires diffus totaux sont fixes pour une même période hydrologique, indépendamment de  $C_1$  et  $C_p$  .

alors, on peut considérer que, sur une période hydrologique variable donnée, les charges seront toujours transportées dans le tronçon selon un coefficient de transport net moyen, tel que donné par la relation:

$$\frac{C_2}{(C_1 + C_p)}$$

- 2- Si  $C_1 + C_p < C_2$ , alors les apports intermédiaires diffus et les apports par remise en suspension sont plus grands que l'effet total d'immobilisation dans le tronçon, à moins que ce phénomène ne se produise tout simplement pas ou peu en raison des conditions hydrologiques qui prévalent.

Dans ces conditions ( $(C_1 + C_p) < C_2$ ), on affecte un coefficient de transport net de "1" à  $C_1$  et  $C_p$ .

Et non seulement considère-t-on que  $C_1$  et  $C_p$  sont alors intégralement transportés, mais encore qu'elles le sont plus une constante équivalente à  $[C_2 - (C_1 + C_p)]$ . Cette constante représente l'apport "agricole" moyen que reçoit le tronçon sur la période considérée.

#### 5.3.4 Formulation générale

Sauf pour le cas où  $C_1 + C_p < C_2$ , on considère donc qu'il est pos-

sible de représenter l'effet d'immobilisation dans un tronçon pour une période hydrologique donnée en appliquant un coefficient de transport net obtenu du rapport:

$$\frac{C_2}{(C_1 + C_p)}$$

où:  $C_1$  est la charge (débit massique) en début de tronçon mesurée à l'intérieur d'une même période hydrologique;

$C_p$  est une charge intermédiaire ponctuelle estimée;

$C_2$  est la charge (débit massique) en fin de tronçon mesurée en même temps que  $C_1$  à l'intérieur d'une même période hydrologique.

Le coefficient de transport net constitue une représentation de type "boîte noire" des processus d'adsorption et de sédimentation conduisant à une immobilisation momentanée du phosphore dans le système. La description de ces processus à partir des multiples facteurs qui les influencent et des nombreux mécanismes dont ils procèdent se présente avec une complexité extrême qui n'a de mesure que la dynamique même du phosphore dans le milieu et avec laquelle dynamique le phénomène d'immobilisation est entièrement lié: (d'après Aiba et Otake, 1977):

- 1) adsorption et désorption sur (et à partir des) sédiments en suspension, deux processus antagonistes qui ont cours à la fois;
- 2) adsorption et désorption sur (et à partir) des sédiments de fond;
- 3) sédimentation et remise en suspension;
- 4) hydrolyse des polyphosphates;
- 5) assimilation et relâchement par les organismes autotrophes;
- 6) relâchement par minéralisation de la matière organique.

Or, de plus, il faut voir que cette dynamique prend place non pas dans un milieu statique, comme peut relativement l'être un lac, mais dans un milieu en mouvement, celui du cours d'eau; il s'agit donc d'une dynamique en déplacement et qui, par conséquent, est influencée par les caractéristiques et les lois de ce déplacement: débit, vitesse du courant, nature du lit, diffusion, convection, etc.

Plutôt de représenter l'immobilisation du phosphore à travers une description de cette dynamique très complexe, on choisit de la représenter en mesurant son résultat, indépendamment de la façon dont ce résultat

a pu être produit. Et cette représentation de type "boîte noire" peut conduire à une quantification satisfaisante du phénomène. A cet effet, Grimard (1980) a pu montrer à la suite d'une revue complète des différents modèles de prédiction des concentrations en phosphore dans les lacs que les modèles physiques (représentation détaillée de la dynamique des processus) ne permettaient pas d'obtenir des résultats significativement meilleurs de ceux produits par des modèles de type "boîte noire".

## CHAPITRE V

### Application du modèle d'optimisation au bassin de la rivière Yamaska.

#### 1. Avertissement

Une démarche de modélisation visant à représenter un système environnemental à travers certains de ses processus conduit inévitablement à bien reconnaître la nature et les caractéristiques des données d'entrée nécessaires.

Compte tenu du cadre de travail dans lequel s'inscrit ce mémoire de maîtrise, l'application du modèle précédemment élaboré a dû reposer, non pas sur des données d'entrée recueillies conformément au besoin du modèle, mais exclusivement sur une utilisation la plus judicieuse possible de données déjà existantes sur le bassin, lesquelles ont été recueillies à d'autres fins et pour d'autres objectifs.

Les données déjà disponibles, bien qu'insuffisantes à certains égards, n'en n'ont pas moins permis une application satisfaisante du modèle. On doit voir, cependant, que celle-ci pourrait avantageusement être améliorée sur la base de données plus complètes et plus nombreuses.

## 2.0 Quelques traits pertinents du bassin de la Yamaska

### 2.1 La rivière Yamaska et son bassin\*

La carte ci-après (figure IV) doit accompagner les paragraphes qui suivent.

Le bassin de la Yamaska couvre une superficie de 4911 km<sup>2</sup> sur la rive sud du fleuve St-Laurent (région sud-ouest de Montréal). De son embouchure, dans le St-Laurent, jusqu'à Farnham, soit un peu plus de 100 km en amont, la rivière Yamaska est orientée sud-nord. Sur cette longue distance, le cours d'eau traverse une vaste plaine de faible dénivellation, formée des sédiments (sable et argile) laissés par le passage de la mer Champlain. Cette plaine appartient aux Basses Terres du St-Laurent et constitue d'ailleurs l'unité physiographique la plus importante du bassin (plus de 50% de sa superficie). En raison des dépôts marins dont elle est formée et des conditions climatiques favorables dont elle bénéficie (3,660 degrés-jours de croissance), cette plaine a donné naissance aux meilleures terres agricoles du Québec.

A mi-chemin de son parcours dans la plaine, la Yamaska reçoit son plus important tributaire, la rivière Noire dont le bassin, en partie situé dans cette plaine, représente le tiers du bassin total.

---

\* D'après Malo (1976).

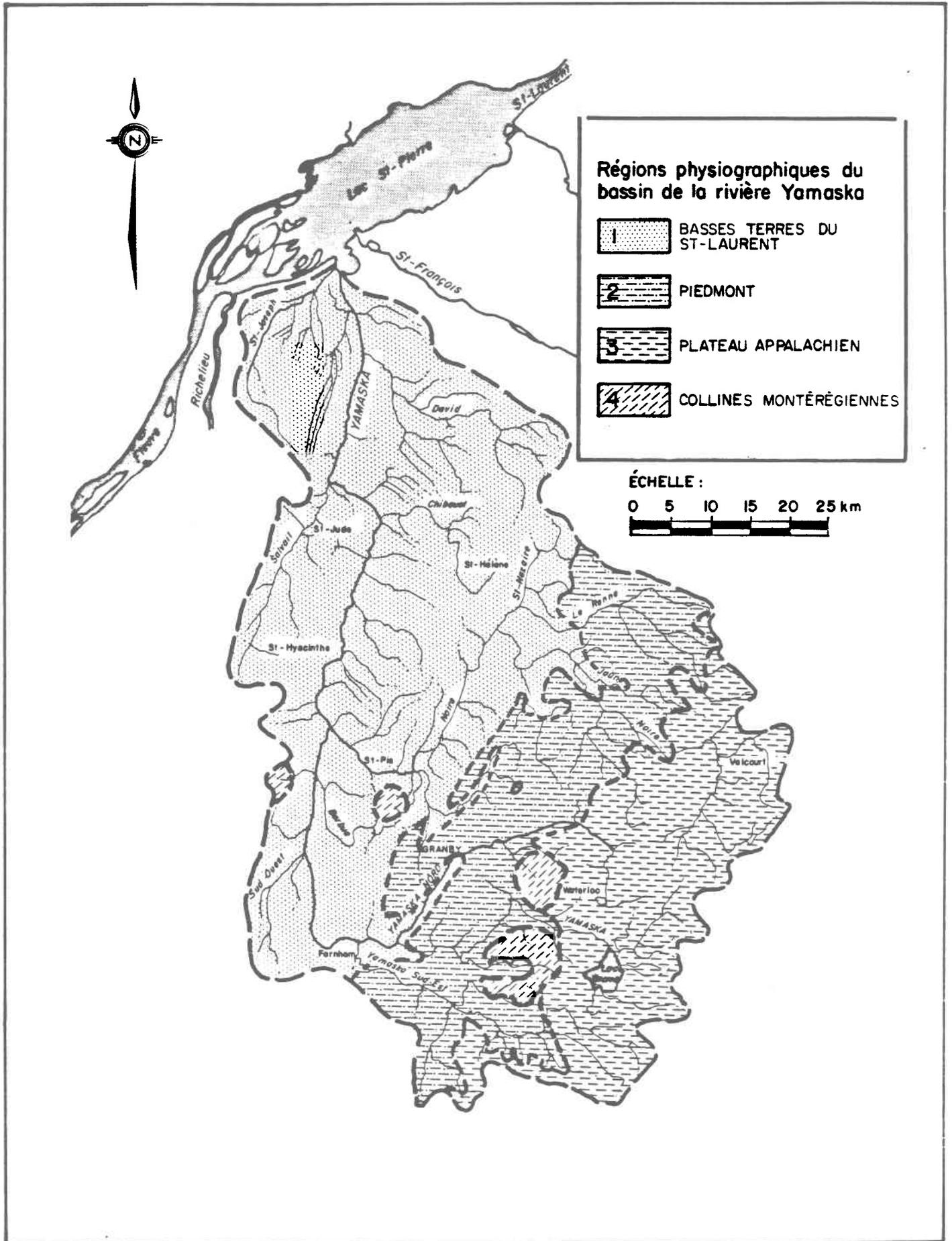


Figure IV. Physiographie et réseau de drainage du bassin de la Yamaska ( d'après Malo, 1976 ).

A Farnham (toujours à contre-courant), la Yamaska bifurque brusquement vers l'est et se divise alors en trois branches: la Yamaska nord, la Yamaska centre et la Yamaska sud-est.

De leurs points respectifs de confluence avec le tronçon principal jusqu'à leurs sources, chacune de ces trois branches traverse successivement deux autres unités physiographiques.

En quittant la plaine, elles s'élèvent d'abord dans une région vallonnée formée de "till" glaciaire le plus souvent recouvert d'un mince dépôt marin. Il s'agit du Piedmont, une zone de transition entre la plaine et le plateau Appalachien, où finalement ces trois branches de la Yamaska vont chercher leur source. Dans la région du Piedmont, l'altitude varie entre 90 et 180 mètres. Quant au plateau appalachien, il s'agit d'une région montagneuse, comprenant aussi des structures monterégiennes isolées (monts Sutton, Shefford).

## 2.2 Structure démographique du bassin\*

Les statistiques démographiques complètes de 1971 indiquent que le bassin de la rivière Yamaska compte une population totale de 187,078 personnes.

---

\* D'après Desmeules et Gélinas (1977).

Le bassin comporte deux centres urbains industriels d'importance, Granby et St-Hyacinthe, chacun avec une population de quelque 35,000 personnes, soit près de 38% de la population totale du bassin. Quatre autres centres urbains de moyenne importance, Cowansville (12,000 h), Actonvale (5,000 h), Waterloo (5,000 h) et Farnham (6,500 h) concentrent un peu plus de 15% de la population. Vingt-deux autres petites agglomérations, la plupart avec un statut de village, concentrent quelques 13% de la population du bassin. La taille de ces petites communautés humaines varie entre 500 h et 2000 h. Il s'agit de villages agricoles dont l'économie repose sur l'agriculture et ses industries de transformation (abattoirs, conserveries, laiteries, cidreries, crèmeries). A ce titre, ces petites localités n'en demeurent pas moins, malgré leur petite taille, des sources appréciables de pollution. Finalement, le reste de la population (34%) constitue une population rurale, non agglomérée et dispersée à l'intérieur des paroisses ou des cantons.

La plupart de ces agglomérations, villes et villages, sont établies à proximité du cours d'eau principal ou de ses tributaires. Très peu font exception, si ce n'est parmi les petites communautés.

### 2.3 Utilisation du territoire

En raison de la qualité des sols de la plaine, le bassin de la rivière Yamaska connaît une utilisation agricole intensive. La forêt n'occupe plus que 40% de la superficie du bassin, soit principalement dans les unités physiographiques du Piedmont et du plateau appalachien, tandis

que près de 50% des terres sont reconnues propices à l'agriculture. La plus grande partie de ces terres appartient à la plaine et près de 35% sont classifiées parmi les meilleures terres cultivables.

Outre la pratique des grandes cultures de maïs, l'élevage du porc et l'industrie laitière constituent les principales activités agricoles du bassin. En 1976, on dénombrait 490,000 porcs et 210,000 bovins sur le bassin. Par ailleurs, l'industrie de la transformation alimentaire constitue la principale activité du secteur secondaire et celle-ci ne cesse de connaître une expansion marquée (Jones, 1978).

#### 2.4 Les charges de sources ponctuelles urbaines

Parmi les agglomérations humaines du bassin (villes, cités et villages), nous n'avons considéré que celles qui sont desservies par un réseau d'égout, donc qui rejettent leurs eaux usées directement au cours d'eau. Parmi ces dernières, nous n'avons ensuite considéré que celles dont les populations et les activités industrielles représentaient des charges significatives en phosphore. Pour chacune de ces agglomérations, la population desservie par le réseau a été obtenue d'après les statistiques les plus récentes du Service des Eaux Urbaines du ministère de l'Environnement (1979). De plus, à la suite de nos recherches sur les différentes industries présentes dans ces agglomérations, il s'est avéré que toutes étaient raccordées aux réseaux d'égouts des municipalités (REQ, 1972); Jones (1978) constate à cet effet que plus de 50% des eaux usées évacuées par les réseaux municipaux du bassin proviennent des industries.

Les charges en phosphore total (kg P/j) calculées pour chacune des agglomérations comprennent les apports en phosphore par les eaux domestiques (eaux de toilettes, eaux ménagères) et les apports par les eaux usées industrielles (eaux de procédés, eaux de lavages).

La composante domestique de la charge totale a été estimée sur la base d'une production per capita per diem de 3 g de phosphore (P) (Cluis et Durocher, 1976).

La composante industrielle a été établie principalement à partir des résultats d'une vaste étude des SPE intitulée: "Inventaire des déversements industriels dans les cours d'eaux du Québec" (Trudel, 1979). Dans le cas des industries qui n'étaient pas touchées par cet inventaire, la charge en phosphore total a été établie de la façon suivante:

(Volume de l'effluent journalier) X (concentration d'effluent  
mg P/l)

- le volume de l'effluent journalier étant connu d'après d'autres sources: Trudel (1979); OPDQ (1976, 1972); REQ (1972) ou obtenu directement de l'entreprise elle-même.
- la concentration en phosphore total ( $P_t$ ) de l'effluent (mg P/l) étant une concentration moyenne des industries similaires dans

le même bassin (Trudel, 1979) ou une concentration tirée de la littérature lorsque l'industrie ne pouvait être comparée à d'autres du même bassin.

Les agglomérations retenues dans le modèle comme charges ponctuelles en phosphore sont: Cowansville, Granby, Farnham, St-Césaire, Rougemont, St-Pie, St-Damase, St-Hyacinthe et Ste-Rosalie. La localisation de ces agglomérations est montrée sur la carte ci-après (figure V). Le tableau suivant (tableau 3) résume les résultats du calcul des charges pour chacun de ces points de rejet. Ces charges sont dénotées  $Cx_i$  dans le modèle.

Tableau III

Charges en phosphore total rejetées  
par les principales agglomérations  
du bassin de la Yamaska  
(kg P/jour)

Cowansville .....	41
Granby .....	251
Farnham .....	33
St-Cesaire .....	28
Rougemont .....	9
St-Pie .....	5
St-Damase .....	14
St-Hyacinthe .....	221
Ste-Rosalie .....	10

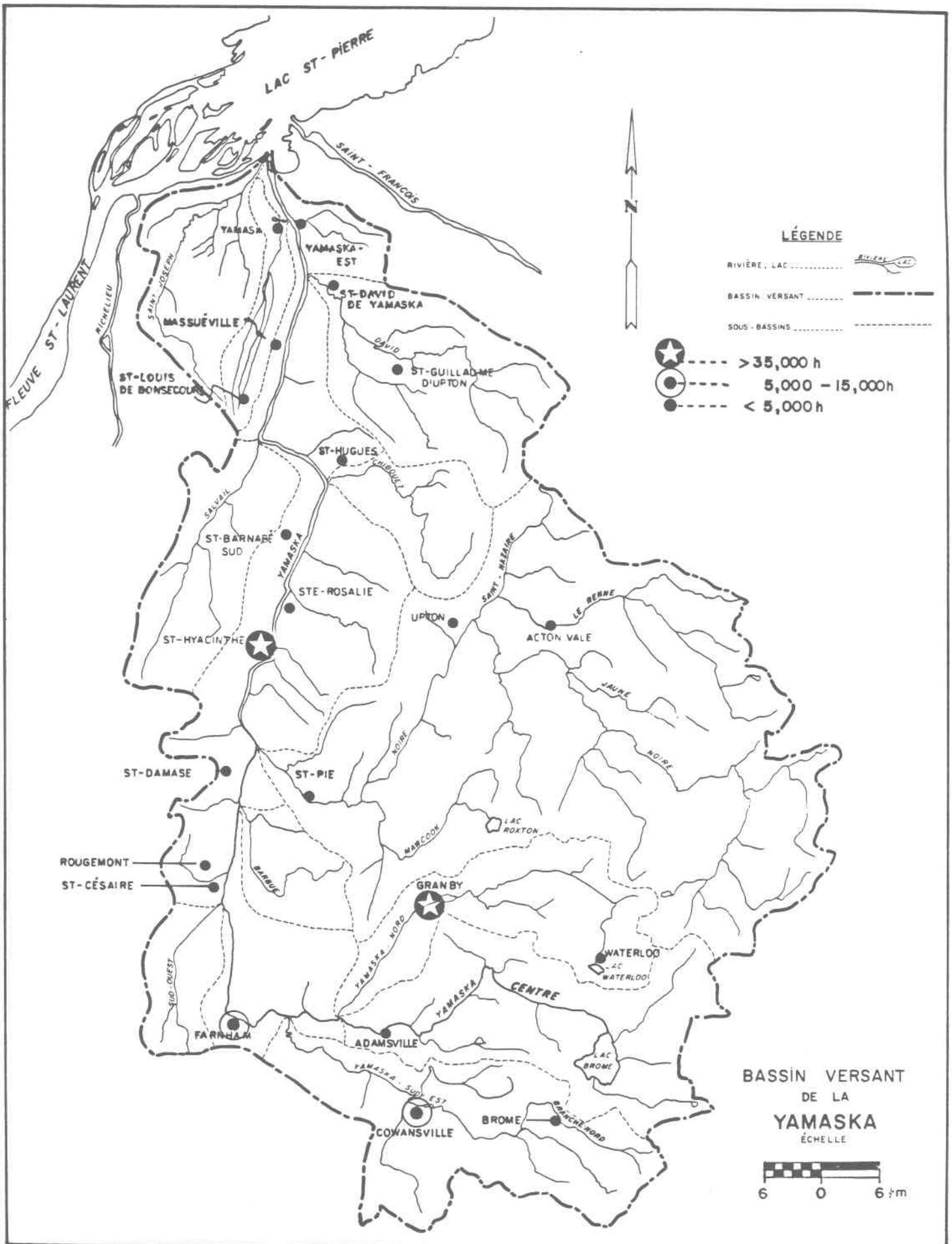


Figure V. Principaux points de rejet considérés dans l'application du modèle.

Pour chaque agglomération, on pourra trouver à l'annexe V la distribution des charges selon qu'elles proviennent de la population (eaux domestiques) ou des diverses activités industrielles. Il ressort principalement de cette distribution que la transformation alimentaire constitue l'activité industrielle responsable des apports en phosphore les plus importants. Qu'il suffise ici de citer l'exemple de la Coopérative Agricole de Granby pour laquelle on a mesuré une charge en phosphore total de 92 kg P/jour.

D'autre part, il faut voir que les charges ainsi estimées pour chaque agglomération constituent à coup sûr une sous-estimation des charges réellement produites par elles. Même si les principales et les plus importantes industries ont été prises en compte dans cette compilation, il demeure encore plusieurs autres petites entreprises de toutes sortes - garages de mécanique, boulangeries-pâtisseries, charcuteries, buanderies, etc. - dont les activités (eaux de lavages par exemple) peuvent comporter l'utilisation et l'élimination de composés phosphorés, soit autant de petites charges dont le bilan n'a pu être effectué. Idéalement, on pourrait souhaiter estimer la charge en phosphore générée par une agglomération à partir d'un "monitoring" de ses eaux usées à la sortie des égouts, ce qui permettrait d'obtenir un résultat intégré et plus précis de la charge totale produite. De telles données n'étant pas disponibles, on doit cependant s'en tenir ici aux charges évaluées sur les effluents individuels.

Deux agglomérations d'importance et dotées d'un réseau d'égoûts ont d'autre part été exclues du modèle. Il s'agit de Waterloo (population desservie de 5,000 h) sur la Yamaska Nord, en amont de Granby, et de la municipalité de Lac Brome (population desservie de 3,000 h) sur la Yamaska centre. L'impact des charges en phosphore de la première sur la Yamaska ne peut en effet être pris en compte puisque cette charge est trappée dans le lac Boivin et le réservoir Choinière, quelques kilomètres en aval du point de rejet. De même en est-il de la municipalité de lac Brome dont les eaux usées sont déversées dans le lac Brome.

#### 2.4.1 La solution initiale et les charges résiduelles de traitement

La stratégie d'actions déjà énoncée, et dont le présent modèle se veut l'outil de mise en oeuvre, comporte un traitement obligatoire et complet des rejets de Granby et de St-Hyacinthe pour l'évidente raison de l'importance considérable des charges organiques et des charges en phosphore qu'elles déversent.

Le traitement à Granby et à St-Hyacinthe est donc une solution initiale imposée au modèle et à partir de laquelle il (le modèle) déterminera la solution globale d'implantation d'un réseau d'ouvrages à l'échelle du bassin.

Aucun procédé de traitement ne pouvant réaliser une réduction de charge de 100%, il en résulte pour le cours d'eau une charge résiduelle de traitement. Dans l'hypothèse d'une efficacité de traitement théorique

de 95% pour un système de précipitation physico-chimique du phosphore (EPA, 1977), les charges résiduelles après traitement seront respectivement de 12.6 kg P/jour et de 11.0 kg P/jour pour Granby et St-Hyacinthe. Celles-ci sont respectivement dénotées  $K_2$  et  $K_4$  dans le modèle.

## 2.5 Les charges d'origine agricole

L'évaluation de la contribution agricole à la charge totale en phosphore d'un cours d'eau pose de sérieuses difficultés, et plus particulièrement encore s'il nous intéresse de connaître l'importance de cette contribution sur de courtes périodes dans le temps.

L'application d'un modèle de gestion de la qualité fondée sur le contrôle des apports en phosphore en rivière n'en saurait pour autant être rendue insatisfaisante, voire impossible. Déjà, il faut rappeler ici une prémisse posée plutôt au deuxième chapitre à l'effet que la contribution agricole en été prend une importance relative secondaire vis-à-vis les apports d'origine ponctuelle urbaine.

D'autre part, au niveau plus pratique de l'application du modèle, nous avons d'abord admis l'hypothèse qu'en toute logique les apports intermédiaires diffus causés par le ruissellement de surface devenaient négligeables en période d'étiage.

Par contre, en période de débits variables, ces apports existent et nous avons admis en deuxième hypothèse qu'ils pouvaient adéquatement être pris en compte dans l'expression d'un coefficient de transport net moyen.

En troisième lieu, nous avons considéré que la mesure des charges à l'embouchure des petits tributaires, pour diverses périodes hydrologiques choisies, pouvait constituer une représentation satisfaisante des apports d'origine agricole, et notamment ici de ceux imputables au phénomène des écoulements de purin causés par l'inexistence ou l'inadéquacité des systèmes d'entreposage de ces fumiers.

Le plus souvent, ces petits tributaires drainent des secteurs essentiellement ruraux. La somme de leurs petits sous-bassins représente la plus grande partie, sinon la totalité, du territoire agricole. En conséquence, la mesure des charges à leur embouchure constitue une mesure intégratrice des transferts qui s'effectuent entre le territoire agricole et le cours d'eau, y compris les écoulements de purin.

Entre Farnham et son embouchure, la rivière Yamaska reçoit 19 petits et moyens tributaires cartographiés, dont un d'importance considérable, la rivière Noire qui comporte elle-même de nombreux autres petits tributaires (figure VI).

De ce nombre, nous n'avons des données que pour établir les charges sur trois d'entre eux, mais ces derniers sont d'un poids considérable dans la contribution agricole puisqu'il s'agit des rivières Noire, Chi-

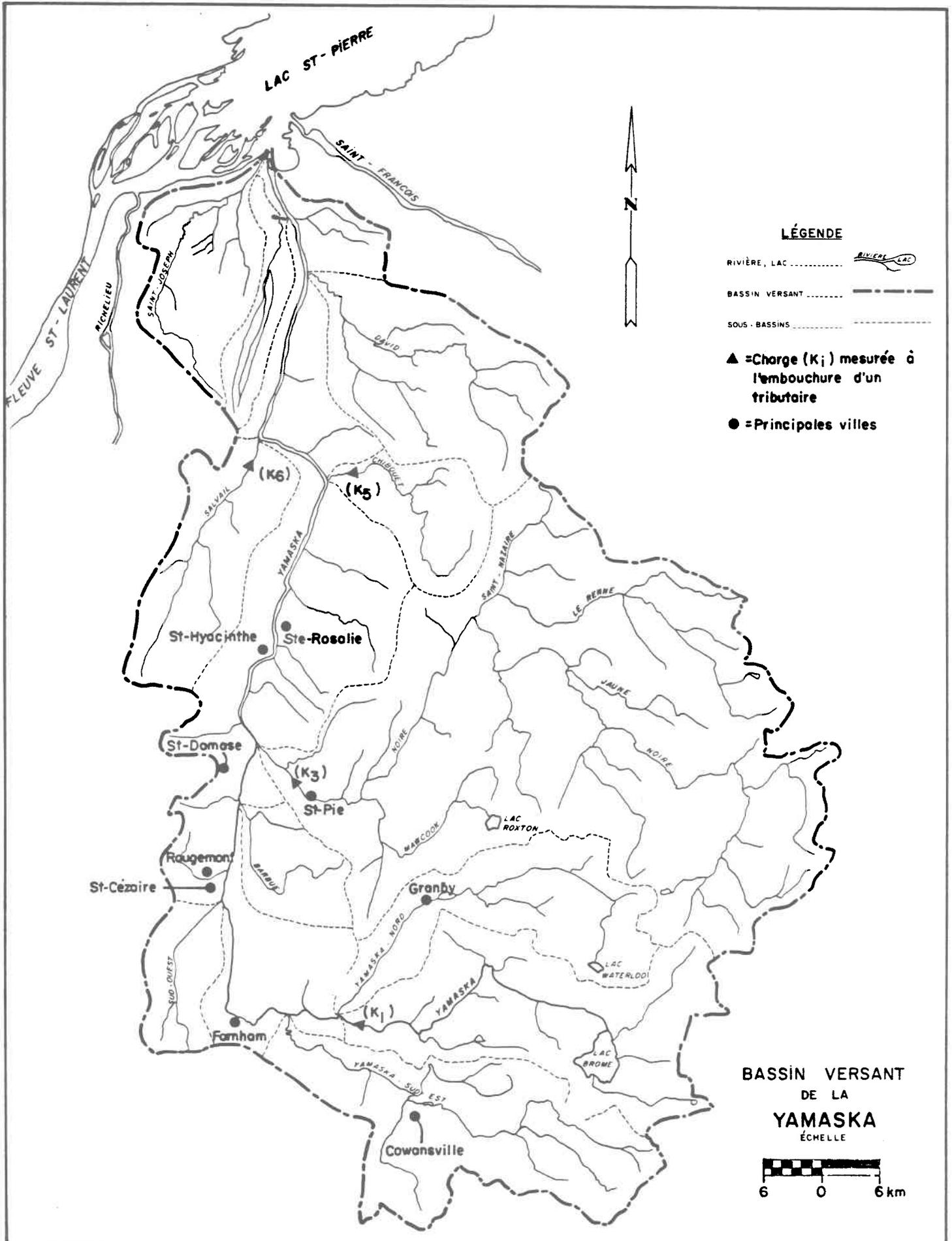


Figure VI. Charges des tributaires considérés.

bouette et Salvail. D'après les données compilées par Jones (1978), on constate en effet que c'est dans les sous-bassins des rivières Noire et Chibouette que se trouvent la plus forte concentration d'élevage de porcs; dans le sous-bassin de la rivière Salvail, l'élevage de porcs est cependant beaucoup moins intensif, ce qui se reflète bien dans les valeurs de charges données au tableau ci-après (tableau 4).

On trouvera également à ce tableau des valeurs de charges mesurées à la confluence de la Yamaska centre. Cette section de la rivière Yamaska n'a pas de caractère agricole; elle appartient aux unités physiographiques du Piedmont et du plateau appalachien. Des deux petites agglomérations qui s'y trouvent, l'une n'a pas de réseau d'égoûts (Adamsville) et l'autre, Bromont, dispose d'un système de traitement de ses eaux usées. Les valeurs de charges à l'embouchure de cette branche sont faibles et reflètent davantage les apports naturels d'un territoire principalement forestier (Campbell et al., 1976).

TABLEAU IV  
Charges d'origine agricole

$K_i$	Saison hydrologique 1975	
	Etiage 1	Etiage 2
Rivière Noire ( $K_3$ )	38 kg P/jour	18 kg P/jour
Rivière Chibouette ( $K_6$ )	39 kg P/jour	27 kg P/jour
Rivière Salvail ( $K_5$ )	6.5 kg P/jour	7.9 kg P/jour
Yamaska centre ( $K_1$ )	3 kg P/jour	2.5 kg P/jour

Dans l'application du modèle, ces charges sont dénotées  $K_i$ . Elles ont été calculées à partir des données de débits et de concentrations

compilées par l'INRS-Eau à l'été 1975. Deux périodes d'étiage ont été considérées à l'intérieur de cette saison hydrologique. Les considérations relatives au calcul des charges sur ces deux périodes sont exposées à l'annexe VI.

## 2.6 Tronçons et points de contrôle

Les points de contrôle sont des endroits sur le cours d'eau où s'effectuent les équations de bilan et où s'applique la norme de qualité.

Chaque paire consécutive de points de contrôle délimite un tronçon de cours d'eau pour lequel on trouve un coefficient de transport net applicable à une période hydrologique donnée.

Dans l'application faite ici du modèle, les points de contrôle correspondent à des stations d'échantillonnage établies sur la Yamaska par l'INRS-Eau, conjointement avec le ministère des Richesses naturelles, dans le cadre d'une campagne d'échantillonnage menée en 1974 et 1975 (Campbell et al., 1976).

Ces stations sont localisées sur la carte ci-après (figure 7); elles délimitent six tronçons de rivière qui sont également identifiés sur cette carte.

- tronçon 1 : Cowansville → Station 3031G

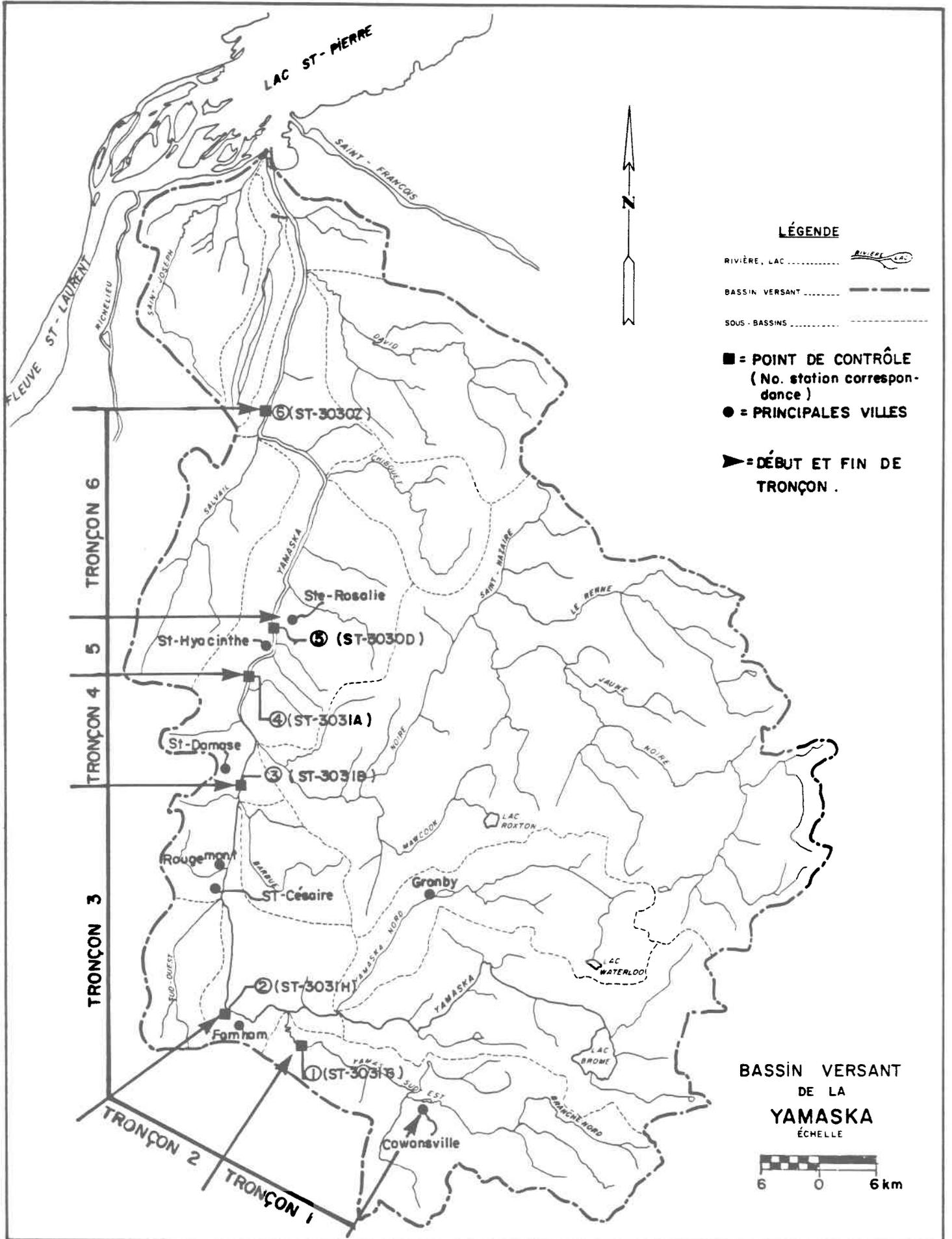


Figure VII. Tronçons et points de contrôles.

- tronçon 2 : Station 3031G → Farnham (Station 3031H)  
Ce tronçon comprend la confluence de la Yamaska sud-est avec la Yamaska centre et la Yamaska nord
- tronçon 3 : Farnham (Station 3031H) → St-Damase (Station 3031B)
- tronçon 4 : St-Damase (Station 3031B) → Douville (Station 3031A)
- tronçon 5 : Douville (Station 3031A) → St-Hyacinthe (Station 3030D)
- tronçon 6 : St-Hyacinthe (Station 3030D) → St-Marcel (Station 3030Z)

## 2.7 Périodes d'application du modèle

En raison des conditions éco-climatiques propres au Québec, la période critique pour la qualité du milieu en rivière s'étend entre la mi-juin et la mi-septembre. Durant cette période, les cours d'eau connaissent des épisodes d'étiage prolongés et un réchauffement marqué des eaux, ce qui crée des conditions les plus propices à la production primaire et aux activités de bio-dégradation. C'est donc précisément en fonction de cette période critique que les décisions de traitement doivent être prises à l'échelle du bassin.

## 2.8 Régime hydrologique

Le modèle a été appliqué en utilisant les données de la saison hydrologique de l'été 1975. Le régime hydrologique de cette saison est caractérisé par deux longues périodes d'étiage séparées par un court épisode de crue. Ces caractéristiques hydrologiques sont illustrées par l'hydrogramme de la figure VIII, lequel est représentatif du régime sur l'ensemble du cours d'eau. Le premier étiage couvre une période de 34 jours consécutifs, soit du 16 juin au 19 juillet; le deuxième s'étend sur une durée de 25 jours consécutifs entre le 1er août et le 24 août. Au cours de ces deux périodes, les débits journaliers sont demeurés relativement stables. Mentionnons que ces conditions hydrologiques correspondent à un événement d'une période de retour d'environ 20 ans (MRN, 1977).

De manière à permettre une certaine validation des résultats du modèle, celui-ci a été appliqué de manière indépendante sur chacune des deux périodes d'étiage de l'été 1975.

## 2.9 Le débit "Q"

Dans les équations de bilan, le débit aux différents points de contrôle permet de convertir la charge nette en concentration et de traduire en même temps l'effet de dilution sur cette charge des conditions hydrologiques considérées.

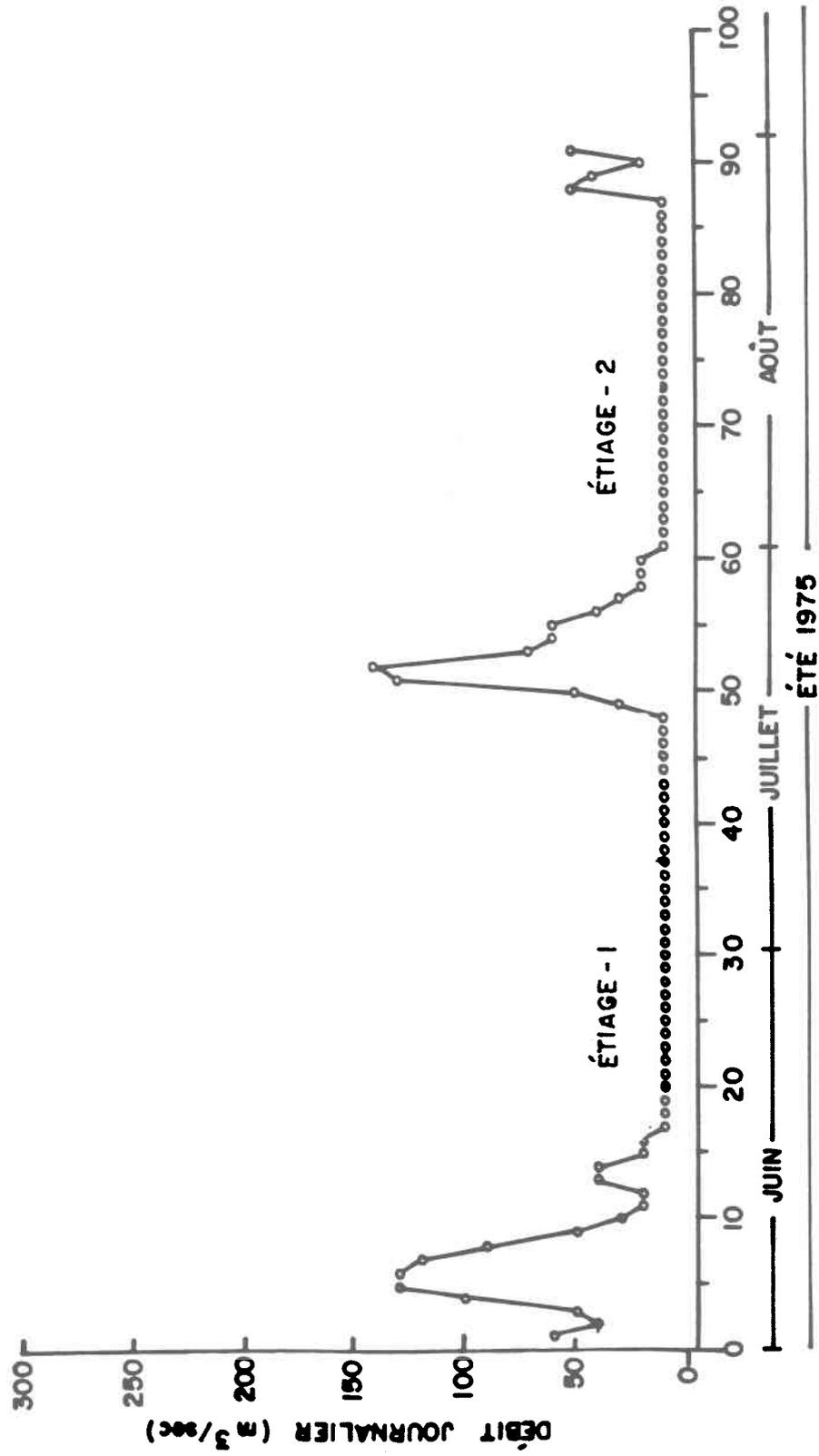


Figure 8: Hydrogramme caractéristique du régime hydrologique de la rivière Yamaska.

Le débit utilisé aux différents points de contrôle est le débit journalier moyen en ce point de chaque période d'étiage considérée; les valeurs en sont données au tableau ci-après (Tableau 5).

Tableau V

Débits aux points de contrôle

Points de contrôle	Saison hydrologique 1975	
	Etiage 1	Etiage 2
	Débit moyen m <sup>3</sup> /sec	Débit moyen m <sup>3</sup> /sec
1 (station 3031G)	1.8	1.7
2 (station 3031H)	4.8	4.2
3 (station 3031B)	6.1	5.0
4 (station 3031A)	11.0	7.9
5 (station 3030D)	11.0	7.9
6 (station 3030Z)	12.5	10.0

## 2.10 Les coefficients de transport net

Le calcul des charges en phosphore total en chaque point de contrôle a permis de déduire un coefficient de transport net applicable aux différents tronçons selon la période d'étiage considérée.

Tel que déjà montré au chapitre IV (section 5), le coefficient de transport net  $C_{TN}$  est donné par la relation empirique:

$$C_{TN} = \frac{C_2}{C_1 + C_p}$$

où:

- $C_2$  est la charge à la fin du tronçon (kg/j);
- $C_1$  est la charge en début de tronçon (kg/j);
- $C_p$  est une ou plusieurs charge(s) ponctuelle(s) intermédiaire(s) ( $C_p$  peut être un rejet ponctuel urbain ou l'apport ponctuel d'un tributaire);
- le début et la fin de chaque tronçon correspondent aux différents points de contrôle sur le cours d'eau.

Le calcul des charges  $C_1$ ,  $C_2$  et  $C_p$  (débit massique) est donné à l'annexe VI pour chaque tronçon.

Utilisant les valeurs de charges aux points de contrôle selon chaque période d'étiage, on a pu déterminer un coefficient de transport net

applicable à chaque tronçon. Le détail de ces calculs est donné à l'annexe VII.

Les coefficients de transport net, dénotés  $C_{TN}$  dans les démonstrations précédentes, seront dénotés  $A_i$  dans le modèle.

TABLEAU VI  
Coefficients de transport net

	Saison hydrologique 1975	
	Etiage 1	Etiage 2
Tronçon 1	$A_1 = 0.64$	$A_1 = 0.42$
Tronçon 2	$A_2 = 0.46$	$A_2 = 0.39$
Tronçon 3	$A_3 = 1.0^*$	$A_3 = 0.54$
Tronçon 4	$A_4 = 0.86$	$A_4 = 0.89$
Tronçon 5	$A_5 = 0.85$	$A_5 = 0.83$
Tronçon 6	$A_6 = 0.88$	$A_6 = 0.67$

\* Voir annexe VII-3.

De façon générale, on constate que les coefficients de transport net sont plus petits dans le cas de l'étiage 2, ce qui demeure consistant avec le fait que les débits sur cette période sont légèrement plus faibles que sur la première, d'où un transport plus ou moins efficace. D'autre part aussi, on doit être conscient que les écarts entre les deux périodes demeurent tributaires dans une certaine mesure du degré de représentativité des valeurs de concentrations sur lesquelles ils sont basés. Rappelons en effet que sur chaque période, une seule valeur de concentration en phosphore était disponible par tronçon. Il suffit donc

qu'une de ces valeurs ait résulté de conditions instantanées non représentatives de la période pour qu'alors un biais soit introduit dans l'estimation du coefficient de transport net. En dépit de cette incertitude, il apparaît néanmoins que les coefficients de transport net conservent des ordres de grandeur cohérents.

## 2.11 DBO et fonctions-coûts

La dernière variable d'entrée du modèle est la charge en DBO aux différents points de rejet considérés (tableau VII). A partir de celle-ci, le modèle établit l'équivalent population à desservir en fonction de la charge en DBO du volume d'effluents que la décision de traitement implique de traiter. Cette variable intervient uniquement comme critère de "design" de l'ouvrage et comme paramètre de son coût.

---

\* On entend ici DBO<sub>5</sub> (Demande Biochimique en Oxygène de 5 jours) en référence aux pratiques de conception des systèmes biologiques de traitement par étangs d'oxydation (EPA, 1977).

TABLEAU VII  
Charges en DBO<sub>5</sub>  
aux différents points de rejet

Points de rejet	Charge kg DBO <sub>5</sub> /jour
Cowansville	1,414
Farnham	1,875
St-Cézaire	870
Rougemont	590
St-Pie	274
St-Damase	136
Ste-Rosalie	57

## 2.12 Fonction coût du modèle

Dans le modèle, l'expression du coût global d'un système de lagunage aéré avec dispositif de précipitation du phosphore sur l'effluent brut (cas des petits centres démographiques) est donnée par:

$$C = 2,863 P^{(.39)} + 15,000$$

où:

C est le coût total en capital de l'ouvrage;  $2,863 P^{(.39)}$  représente le coût du système de lagunage, tel que défini précédemment dans l'équation [6] (USEPA, 1977; Tihansky, 1974); 15,000 représente un coût fixe en capital, applicable, selon USEPA (1976), à l'achat et l'installation des équipements requis pour la précipitation du phosphore. Pour les systèmes secondaires conventionnels la fonction coût utilisée est alors (d'après Tihansky, 1974):

$$C = 912.7 P^{.61} + 15,000$$

Evidemment, ces fonctions coût pourraient être remplacées par d'autres dans le modèle, sans en affecter la structure.

### 2.13 Résumé des variables d'entrée

Les principales données d'application du modèle (points de rejets, tributaires agricoles, tronçons, coefficients de transport net) sont résumées ci-après en référence concrète au bassin d'application (figure IX).

La programmation du modèle, de même que les sorties de résultats, sont fournies à l'annexe II.

## 3.0 Résultats et discussion

### 3.1 Sortie du modèle

Aux fins d'une bonne compréhension des résultats, il faut rappeler ici que le processus d'optimisation du modèle conduit à minimiser le coût total de la solution globale de traitement en recherchant le degré de traitement suffisant et nécessaire en chaque point de rejet pour respecter la norme de qualité sur l'ensemble des points de contrôle où l'on désire que cette norme soit satisfaite.

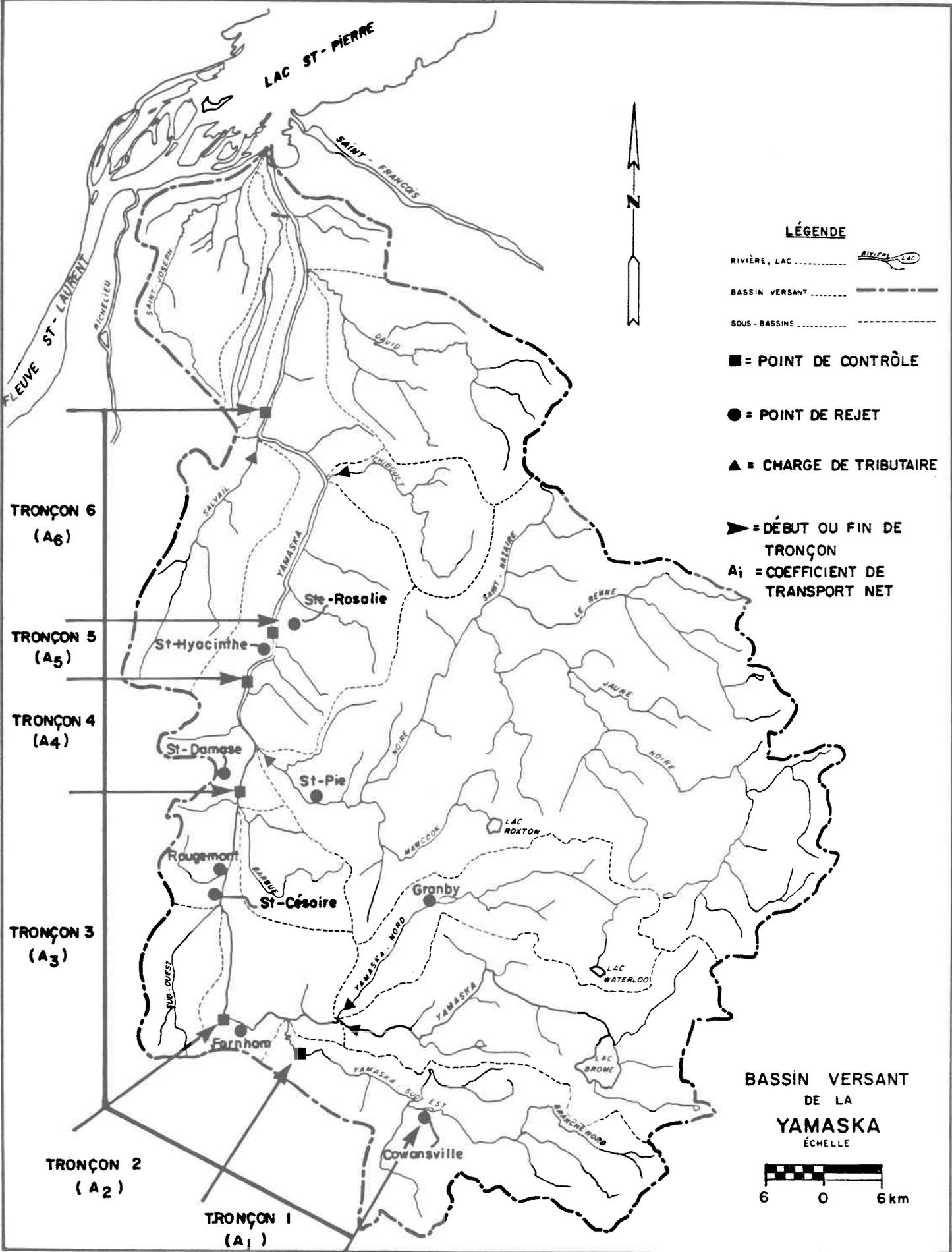


Figure IX. Résumé des variables d'entrées.

Le modèle donne pour chaque point de rejet un % de traitement, c'est-à-dire un degré d'abattement de la charge en phosphore. Notons qu'en vertu de l'hypothèse initiale selon laquelle la charge en phosphore et la charge organique sont uniformément réparties dans le volume total d'eaux usées d'un point de rejet donné, ce % de traitement correspond aussi au % de la charge organique qui sera traitée en ce point.

Le modèle donne aussi l'état de la norme de qualité aux différents points de contrôle suite à la solution de traitement globale obtenue. La norme de qualité a été fixée à 0.06 mg P/l en phosphore total. Aux différents points de contrôle, l'état de la norme peut être plus petit ou égal ( $\leq$ ) à 0.06 mg P/l.

Le modèle donne enfin le coût total de la solution globale de traitement. Ce coût, toutefois, n'inclut pas le coût de la solution initiale, c'est-à-dire le coût du traitement secondaire avec précipitation physico-chimique du phosphore à Granby et St-Hyacinthe. Il s'agit uniquement du coût de la solution de traitement sur les petits et moyens centres démographiques.

D'autre part, puisque les fonctions-coûts utilisées dans le modèle ont été construites en dollars 1971 (Tihansky, 1974), les coûts obtenus pourront sembler irréalistes. Cela, cependant, ne saurait mettre en cause les résultats de traitement obtenus aux différents points de rejet. Le fait de ramener ces fonctions-coûts en dollars actuels n'en change pas la forme, mais entraîne simplement leur déplacement d'une constante sur l'ordonnée des coûts.

Les résultats du modèle sont donnés et discutés pour les deux périodes d'étiage de la saison hydrologique de l'été 1975. De l'analyse des résultats sur ces deux périodes, le gestionnaire pourra tirer les éléments de compréhension de décision nécessaires à la mise en oeuvre d'une stratégie d'actions.

### 3.2 Première solution du modèle normatif

TABLEAU VIII

Résultats de traitement aux points de rejet

Points de rejet	Degré de traitement (% d'abattement de la charge en $P_t$ )	
	Etiage 1	Etiage 2
Cowansville	69%	56%
Farnham	56%	55%
St-Césaire	90%	80%
Rougemont	90%	0
St-Damase	90%	90%
St-Pie	90%	10%
Ste-Rosalie	0	0

TABLEAU IX

Etat de la norme aux points de contrôle

Points de contrôle	Etat de la norme (mg P/L P <sub>t</sub> )	
	Etiage 1	Etiage 2
1	.060	.060
2	.055	.060
3	.049	.045
4	.060	.059
5	.059	.059
6	.059	.060

- a) De façon générale, les deux solutions de traitement sont comparables. La différence majeure provient des degrés de traitement à Rougemont et à St-Pie, qui sont les deux points de rejet les

moins importants quant aux charges déversées. L'absence de traitement à Rougemont et St-Pie (0 et 10%) pour la deuxième période d'étiage peut s'expliquer par un coefficient de transport net moins efficace sur cette période en raison du débit d'étiage légèrement plus faible.

- b) Dans les deux cas, la solution de traitement nous révèle que pour rencontrer la norme au point de contrôle 4 (à Douville), il faut traiter plus qu'il n'est nécessaire à Farnham et à St-Césaire. En effet, on peut constater que la norme au point de contrôle 3 (en aval de St-Césaire) est respectée avec 0.049 mg P/l  $P_t$  alors qu'elle pouvait l'être à 0.060 mg P/l  $P_t$ . Ceci met donc en évidence l'impact critique de ces points de rejet.
- c) L'absence de traitement à Ste-Rosalie nous révèle que le débit atteint par le cours d'eau dans ce secteur permet d'assurer une dilution suffisante, compte tenu évidemment des interventions de traitement en amont, pour "absorber" cette charge et conserver une concentration ambiante conforme à la norme.
- d) En termes de coûts, ces deux solutions représentent les combinaisons de traitement qui permettent de rencontrer au moindre

coût la norme de qualité désirée. Les coûts de chacune des deux solutions, excluant celui des traitements à Granby et St-Hyacinthe, se chiffrent respectivement à 2.25 millions de dollars (1971) pour la première et à 1.65 million de dollars (1971) pour la seconde. L'écart de coût entre les deux solutions tient à l'absence de traitement à Rougemont et à St-Pie dans le cas de la deuxième période d'étiage (considérant ici qu'un traitement de seulement 10% de la charge à St-Pie ne justifie pas la mise en place d'un ouvrage).

### 3.3 Deuxième solution du modèle normatif

Cette deuxième série de résultats illustre le pouvoir d'analyse que permet l'application d'un tel modèle. Il s'agit ici d'évaluer l'incidence sur les deux solutions de traitement précédentes d'une action qui viserait à éliminer les écoulements directs de purin dans les tributaires où ce phénomène s'avère significatif.

C'est le cas de la rivière Noire et de la rivière Chibouette, deux tributaires qui drainent des sous-bassins où les élevages de porcs sont les plus concentrés et où en conséquence le phénomène des écoulements de purin est le plus susceptible d'être significatif. Particulièrement dans le cas de la rivière Chibouette, qui ne compte que deux petites agglomérations de moins de 500 habitants, sans réseaux d'égouts et sans activité industrielle, les charges mesurées en période d'étiage à l'embouchure de

ce tributaire (39 et 27 k P/jour) ne peuvent s'expliquer autrement que par l'occurrence de ces écoulements de purin.

Ainsi, dans le cadre d'une action qui permettrait d'éliminer les écoulements de purin (e.g. législation), on a fait l'hypothèse que les charges à l'embouchure de ces tributaires pourraient être réduites de moitié. Avec ces deux nouvelles données d'entrée, le modèle fut de nouveau appliqué aux deux périodes d'étiage, tout autre donnée d'entrée demeurant par ailleurs inchangée. Les résultats ont été les suivants:

TABLEAU X

Résultats de traitement aux points de rejet

Points de rejet	Degré de traitement (% d'abattement de la charge en $P_t$ )	
	Etiage 1	Etiage 2
Cowansville	90%	56%
Farnham	56%	55%
St-Cézaire	80%	37%
Rougemont	21%	0
St-Damase	31%	74%
St-Pie	9%	0
Ste-Rosalie	0	0

TABLEAU XI

Etat de la norme aux points de contrôle

Points de contrôle	Etat de la norme (mg P/L P <sub>t</sub> )	
	Etiage 1	Etiage 2
1	.019	.060
2	.049	.060
3	.060	.060
4	.060	.060
5	.059	.060
6	.060	.045

- a) D'ores et déjà, on peut constater par ces résultats que l'action sur les charges agricoles des rivières Noire et Chibouette a pour effet de diminuer sensiblement les degrés de traitement requis aux différents points de rejet et de faire ressortir une toute nouvelle combinaison de traitement.
- b) On peut également noter des différences plus marquées au niveau des deux solutions de traitement elles-mêmes. Ces différences doivent largement s'expliquer par le processus d'optimisation qui conduit à répartir les degrés de traitement d'une façon

telle, que le coût global soit minimisé. L'objectif du modèle n'est pas de faire en sorte que les degrés de traitement aux points de rejet maintiennent la norme de qualité à tout prix égale à .06, mais bien de minimiser le coût global de la solution de traitement même si pour ce faire le degré de traitement en un point doit être plus que suffisant et que la norme soit plus que respectée. Il est clair en effet qu'il peut devenir plus économique de traiter davantage que nécessaire en un point de rejet donné, sachant que cela permettra d'éviter ou de minimiser un traitement en aval; les deux solutions de traitement n'ont donc pas nécessairement à être comparées. Puisque les coefficients de transport net sont légèrement différents sur les deux périodes considérées et puisque les charges qu'on a réduites de moitié sur les deux tributaires ne sont pas les mêmes selon l'étiage considéré, la minimisation du coût global de chaque solution ne relève pas nécessairement de la même répartition des degrés de traitement sur l'ensemble des points de rejet, d'où les différences observées.

Ainsi, pour la deuxième période d'étiage, on constate que le coût global de la solution a été minimisé en n'appliquant que les degrés de traitement nécessaires et suffisants pour rencontrer la norme de 0.06 mg P/l à tous les points de contrôle. Au contraire pour la première période d'étiage, on constate que la norme au point de contrôle 1, en aval de Cowansville a été rencontrée à 0.019 mg P/l, soit bien en-deça de la limite de .060

mg P/l. Cela révèle qu'il était plus économique de traiter davantage que nécessaire à Cowansville, le traitement additionnel fait en ce point permettant d'éviter un traitement plus considérable en aval.

- c) Le gestionnaire n'a pas à choisir entre l'une ou l'autre de ces deux solutions, mais il a à reconstituer une solution à partir de l'analyse que permettent ces résultats. Nous référant ici à l'annexe V où l'on peut retracer la provenance des charges selon leurs sources (industrielles ou domestiques), il s'agit maintenant de voir à quoi correspondent ces % de traitement, ce qui amènera un réajustement inévitable des deux solutions en même temps aussi que leur recouvrement.

Ainsi, un traitement de 56% à Cowansville, tel que suggéré pour la deuxième période d'étiage, équivaut à ne traiter uniquement que la charge de provenance domestique. En effet, 56% de la charge totale à Cowansville (47.2 kg P/j) représente 26 kg P/j; la charge de provenance domestique totalise 33 kg P/j et celle de provenance industrielle ne fait que 14.2 kg P/j.

D'après la solution du modèle (étiage 2), le gestionnaire doit donc opter pour le traitement de la charge domestique. Cependant, il sait que Cowansville compte deux importantes usines de textile. En raison de l'importance et de l'impact de leurs rejets, il ne peut accepter de trai-

ter uniquement la charge domestique. La décision de traitement en ce point sera donc de 90%, tel que proposé par la première solution (étiage 1).

A Farnham, un traitement de 55% (dans les deux cas) correspond à un peu plus que la charge de deux usines, l'une de l'agro-alimentaire, l'autre des textiles; ensemble, elles totalisent près de 12 kg P/jour. Le gestionnaire peut donc décider d'implanter deux systèmes de traitement à chacune d'elle. En termes de coûts, cela peut s'avérer plus avantageux que de traiter la même charge au niveau domestique, eu égard aux travaux de réfection de réseaux qui peuvent alors s'imposer.

A St-Césaire, le modèle suggère dans un cas de traiter 80% de la charge et dans l'autre, 37%. 80% de traitement correspond à un peu plus que la charge de la beurrerie qui opère dans ce village; 37% équivaut principalement à la charge domestique. En termes d'application et de coûts, de même aussi qu'en regard d'une action de contrôle des rejets organiques, il est plus avantageux que le gestionnaire retienne la solution de traiter la charge de cette beurrerie.

A Rougemont, le modèle suggère dans un cas le traitement de 21% de la charge et aucun traitement dans l'autre cas. D'après la première solution, la norme en aval de Rougemont (point de contrôle 3) ne peut être rencontrée s'il n'y a aucun traitement d'effectué à Rougemont. D'autre part, il n'est pas possible de n'effectuer que 21% de traitement en ce point, puisque la charge ne provient que d'une seule usine, une

conserverie, et qu'elle est donc indivisible. Le gestionnaire doit donc choisir d'effectuer un traitement complet en ce point, ce qui permettra par ailleurs d'éliminer (dans le cas de la première solution) les traitements requis à St-Damase et St-Pie. Quant au traitement de 74% proposé à St-Damase par la deuxième solution, celui-ci n'est plus requis, en raison des décisions de traitement accru qui furent déjà prises en amont.

Ainsi, des deux solutions de base proposées par le modèle, on a pu reconstituer la solution applicable suivante:

Tableau XII  
Solution reconstituée

Point de rejet	Degré de traitement	Cible de traitement
Cowansville	90%	domestique et industrielle
Farnham	56%	industriel
St-Césaire	80%	industriel (beurrerie)
Rougemont	90%	industriel (conserverie)
St-Damase	0	-
St-Pie	0	-
Ste-Rosalie	0	-

On doit noter que le même exercice d'analyse aurait pu être pratiqué avec les solutions résultant de la première passe.

### 3.4 Discussion synthèse

L'application de ce modèle simple démontre les possibilités d'analyse et de décision que l'outil de modélisation peut offrir au gestionnaire. Au départ confronté à la question de savoir où agir et avec quelle intensité, le gestionnaire est maintenant en mesure d'envisager des réponses concrètes, basées sur une connaissance du comportement du système soumis à des actions. A la lumière des indications concrètes tirées du modèle, les décisions deviennent possibles. Les solutions précédentes ne constituent par ailleurs que deux exemples d'application parmi toutes celles que le modèle peut rendre possible. Une fois mis en place en effet, le modèle permet au gestionnaire de modifier la norme de qualité, la durcir ou l'assouplir, et de vérifier la nouvelle configuration que prendront ses actions sur le système soumis à une contrainte différente; il peut introduire de nouvelles valeurs de charges aux points de rejet s'il en acquiert une meilleure connaissance; il peut décider d'intervenir différemment des solutions proposées par le modèle et réévaluer après coup les implications de ces modifications sur le système.

D'autre part, le gestionnaire peut et doit encore envisager l'application du modèle sous des conditions hydrologiques différentes, de manière à pouvoir envisager différentes solutions de traitement correspondant chacune à des conditions de milieu de probabilité de retour différentes.

Dans l'application faite ici du modèle, la saison hydrologique de l'été 1975 correspond à un événement d'une probabilité de retour de une (1) fois dans 2 ans d'après l'ajustement d'une loi log Pearson III aux séries de débits minima consécutifs mesurés à la Station hydrométrique 3031H de Farnham (MRN, 1977). Partant, la solution de traitement obtenue sur la base de cette saison hydrologique satisfait à des conditions moyennes.

Dans le cas du bassin de la Yamaska, la saison hydrologique de l'été 1974 est marquée d'un débit moyen nettement plus élevé que celui observé à l'été 1975. Cette saison constitue un événement dont la fréquence au dépassement est de 0.01, ce qui traduit des conditions de débits minima très élevées. Des données de concentration en phosphore total et de débits simulés étaient également disponibles pour cette saison (Campbell et al., 1976). Cependant, l'application du modèle sur cette saison s'est heurtée à une difficulté insurmontable ici, celle de ne pouvoir évaluer adéquatement le flux moyen (débit massique moyen) en  $P_t$  aux différentes stations du cours d'eau. Cette impossibilité tient uniquement dans l'insuffisance du nombre des données de concentrations recueillies sur cette saison aux différentes stations. La saison hydrologique de l'été 1974 étant caractérisée par des débits très variables (crues épisodiques nombreuses), il est impossible, en raison de la dynamique des concentrations en phosphore durant des épisodes de crues, de pouvoir estimer rigoureusement un débit massique moyen sur la base de seulement quatre données de concentrations réparties sur toute la saison (Verhoff et al., 1980, 1979; Rigler, 1979; Johnson et al., 1976).

Ce problème est discuté plus à fond à l'annexe VIII. A cette annexe, on a également réuni les hydrogrammes des différentes stations pour la saison hydrologique de l'été 1974, ceux-ci montrant la localisation des données de concentrations par rapport au moment hydrologique et partant, l'inadéquacité de celles-ci à décrire correctement la dynamique du phosphore à travers la saison.

Evidemment, l'application du modèle a dû souffrir de certaines lacunes:

- 1) il aurait été souhaitable de connaître les charges à l'embouchure d'un plus grand nombre de tributaires de façon à pouvoir mieux prendre en compte la composante agricole des apports totaux;
- 2) il aurait été utile de disposer d'un plus grand nombre de valeurs de concentration en phosphore sur les deux étiages considérés de façon à pouvoir mieux établir les coefficients de transport net;
- 3) il aurait été préférable, enfin, de pouvoir disposer d'un plus grand nombre de points de contrôle sur le cours d'eau, de manière à pouvoir mieux décrire le transport du phosphore et à accroître par le fait même le degré de signification des coefficients de transport net.

## CONCLUSION

Placé devant la problématique de qualité d'un bassin tel celui de la Yamaska, le gestionnaire de la ressource doit prendre des décisions: où agir et comment agir.

Si l'analyse classique peut lui permettre de résoudre la question du comment agir, c'est-à-dire du choix des moyens d'action appropriés, il n'en demeure pas moins toujours confronté à celle du "où agir". Comment entre dix points de rejet, le gestionnaire peut-il reconnaître ceux qui peuvent rendre son action optimale; où est-il nécessaire d'agir et avec quelle intensité d'action?

Dans le cas d'un bassin tel la Yamaska, le gestionnaire ne peut s'en référer à l'oxygène dissous pour décider de l'implantation des ouvrages. Si l'application d'un modèle d'oxygène dissous dans le cas de cours d'eaux déficitaires pourrait lui permettre d'établir les charges en DBO qu'il doit traiter en divers points de rejet, tel ne peut-être le cas pour la Yamaska puisque l'oxygène dissous n'est pas un critère critique de la qualité. Le gestionnaire n'en demeure pas moins dans l'obligation d'exercer un contrôle sur les charges organiques, en raison des détériorations qu'elles engendrent au niveau de la turbidité, de la couleur et de l'envasement. Mais sur aucun de ces derniers critères, il n'existe de normes de milieu. Le gestionnaire ne peut donc rationaliser son action sur la base du contrôle des charges organiques, à moins qu'il accepte de s'en remettre uniquement à son expérience, sinon à l'arbitraire.

Dans le cas d'un bassin tel celui de la Yamaska, le gestionnaire doit également exercer un contrôle sur les apports ponctuels en phosphore. Cette fois cependant, il dispose d'une norme de milieu pour se guider dans son action. C'est en référence à une concentration normative en phosphore qu'il doit décider de réduire les charges aux différents points de rejet. Et puisque pour réduire la charge en phosphore en un point de rejet donné, le gestionnaire décide d'implanter un ouvrage qui agit en même temps sur la charge organique, il pourra convenir, faute d'avoir d'autres critères à cette fin, que la rationalisation de son action de contrôle des rejets organiques soit faite à travers la rationalisation de celle du contrôle des apports nutritifs. En d'autres termes, si une réduction des charges en DBO doit être nécessaire en différents points du bassin, elle sera faite là où une réduction de la charge en phosphore sera nécessaire. De cette façon, l'action globale se trouve entièrement rationalisée sur la base du phosphore. Or, même à l'intérieur d'une telle approche, la question du "où agir" se pose toujours.

Le gestionnaire peut, sans autre outil que son expérience et sa compréhension de la problématique de qualité, décider et justifier qu'un traitement complet des charges organiques et nutritives soit appliqué à quelques points particuliers (ex.: Granby et St-Hyacinthe). Dans le cas de la Yamaska toutefois, cette action demeure insuffisante, tout au moins au plan du phosphore, pour rétablir un certain état de qualité dans le cours d'eau. D'autres décisions de traitement doivent obligatoirement être prises sur les autres points de rejet du bassin, mais vis-à-vis ceux-ci, le gestionnaire n'a plus aucune indication pour rationaliser son

action: où agir parmi ces autres points de rejet et avec quelle intensité.

L'application d'un modèle simple d'allocation des charges en phosphore a permis d'illustrer comment le gestionnaire pouvait précisément recourir à cet outil pour rationaliser son action. Le modèle lui fournit une solution optimale, basée sur l'évaluation du résultat simulé de l'action, qui indique où et de combien doit-il réduire les charges en phosphore pour s'assurer de maintenir dans le cours d'eau une concentration normative en phosphore total. C'est une solution optimale parce que la combinaison de traitement qu'elle propose est celle qui présente le moindre coût. Cette solution cependant n'est pas absolue. C'est une solution de base dans laquelle le gestionnaire peut trouver de nouveaux éléments d'analyse et de décision.

En plus de lui fournir une solution de base, le modèle demeure aussi pour le gestionnaire un instrument souple qui lui permet de reconsidérer et d'évaluer rapidement plusieurs variantes de solution, lesquelles lui auront d'ailleurs été inspirées par les solutions même que lui propose le modèle.

Le modèle qui fut élaboré et appliqué précédemment n'est pas sans faiblesses, il va sans dire. Mais les faiblesses dont il souffre sont précisément les mêmes faiblesses dont souffrent nos connaissances du système et des actions qui sont l'objet du modèle. Ainsi, au cours de l'élaboration et/ou de l'application du modèle, on a pu découvrir les lacunes suivantes:

- 1) l'inexistence d'une relation documentée entre les conditions nutritives et les mécanismes de production primaire en rivière;
- 2) une méconnaissance du niveau et du type de production primaire dans les cours d'eaux du Québec, laquelle est largement reliée, nous en sommes conscients, aux difficultés méthodologiques que pose ce genre de travaux;
- 3) une connaissance incomplète et mal documentée des impacts de la biomasse primaire sur la qualité des cours d'eaux du Québec;
- 4) l'inexistence de données suffisantes pour décrire adéquatement la dynamique des concentrations en phosphore en relation avec le régime hydrologique;
- 5) l'inexistence d'une expertise québécoise dans l'application du principe des étangs d'oxydation aérés ou non dans les petites communautés;
- 6) une connaissance encore très sommaire et très approximative des charges en phosphore réellement générées et déversées par les agglomérations en bassins agricoles au Québec.

Ces lacunes, on le conçoit bien, affectent non seulement le modèle proposé ici, mais encore affectent-elles de façon plus fondamentale le concept même d'une gestion intégrée de la qualité de l'eau en rivière.

En dépit toutefois de la connaissance imparfaite qu'il a des systèmes sur lesquels il doit agir, le gestionnaire n'en demeure pas moins confronté à la nécessité de prendre des décisions, d'où aussi la nécessité pour lui de recourir aux outils qui lui permettent la meilleure analyse décisionnelle possible.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADAMCZYK, Z., J. GRELA, R. KONIECZNY et H. SLOTA (1978).  
A simple mathematical model of quantitative and qualitative processes occurring in the stream channel for water distribution control. In: Proceedings of the Baden Symposium, sept. 1978. IIASA-IAHS. Pub. No 125, pp. 279-287.
- AIBA, S. et H. OTAKE (1977).  
Simulation of  $PO_4$ -P balance in a shallow and polluted river. Water Research, 11, 159-164.
- ARBABI, M. et J. ELZINGA (1975).  
A general linear approach to stream water quality modelling. Water Resources Research, 11, 191-196.
- AVRIEL, M. (1976).  
Non linear programming: Analysis and methods. Prentice-Hall Series in Automatic Computation. Prentice-Hall Inc., Englewoods Cliffs, N.J., 512 p.
- BALL, R. C. et N. R. KEVERN (1973).  
An ecological evaluation of stream eutrophication. Institute of Water Research, Michigan State University. Technical report No 36, 253 p.
- BATHALA, C.T., K.C. DAS et D. JONES (1979).  
Assimilative capacity of small streams. Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, EE6, 1049-1073.
- BECK, M.B. (1978).  
Problems of river water quality modelling and control: a review. In: Environmental Systems Planning. Design and Control, vol. I, Proceedings of the IFAC Symposium, Kyoto, Japan, 1-5 August 1977. Edité par Y. Sawaragi et H. Akashi, 1978, pp. 343-349.
- BECK, B. et P. YOUNG (1976).  
Systematic identification of DO-BOD model structure. Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, EE5, 909-927.
- BELANGER, B. (1977).  
Etude de la productivité de la rivière Yamaska-Nord à l'aide des mesures de chlorophylle-a et des potentiels autotrophe et hétérotrophe. Service qualité des eaux. Quatrième rapport technique parrainé par l'O.P.D.Q. sur la Yamaska-Nord, 17 p.

- BELANGER, B. (1979).  
Etude de la qualité du milieu aquatique du bassin de la rivière du Nord: portrait écologique. Service de la Qualité des Eaux, direction générale des eaux, ministère des Richesses naturelles du Québec, 66 p.
- BERNARD, C. (1981).  
Revalorisation dans l'alimentation animale de la biomasse issue du traitement biologique des effluents de l'industrie agro-alimentaire. Mémoire de maîtrise, INRS-Eau, 100 p.
- BERNIER, J. (1971).  
Les modèles mathématiques de la pollution en rivière. Houille Blanche, 26, 245-248.
- BISSON, D. et J.R. MICHAUD (1973).  
Modèle mathématique de la rivière du Nord. Publié par le Centre de Recherches Ecologiques de Montréal, un organisme de l'Université de Montréal (et de la ville de Montréal), 43 p.
- BOES, M. (1978).  
The biocenotic model. In: Modelling the Water Quality of the Hydrological Cycle Symposium. Proceedings of the Baden Symposium, September 1978, convened jointly by IIASA and IAHS. Publication No. 125, pp. 86-94.
- BOMBOWNA, M. (1977).  
Biocenosis of high mountain streams under the influence of tourism. 1. Chemism of the Rybi Potok waters and the chlorophyll content in attached algae and seston in relation of the pollution. Acta Hydrobiol., 19, 243-255.
- BRADY, Nyle C. (1974).  
The nature and properties of soils. 9th edition. MacMillan Publishing Co. Inc., New York, 639 p.
- CAMPBELL, P.G., P. COUTURE, M. LACHANCE et L. TALBOT (1976).  
Etude intégrée de la qualité des eaux des bassins versants des rivières Saint-François et Yamaska. Volume 2: Secteur des substances nutritives. Ministère des Richesses naturelles, direction générale des eaux, service qualité des eaux. Publication Q.E.-17, 127 p.
- CHISHOLM, C.H. (1977).  
Antigonish chooses aerated lagoon for wastewater treatment system. Water & Pollution Control, 115, 25-26.
- CLUIS, D., D. COUILLARD et L. POTVIN (1974).  
Utilisation du territoire d'un bassin et modèle d'apports. Planification de l'acquisition des données de qualité de l'eau du Québec. Tome IV. Ministère des Richesses naturelles, direction générale des eaux, service qualité des eaux, publication Q.E.-9, 135 p.

- CLUIS, D.A., D. COUILLARD et L. POTVIN (1979).  
A square grid transport model relating land use exports to nutrient loads in rivers. *Water Resources Research*, 15, 630-636.
- CLUIS, D. et H. DUROCHER (1976).  
Etude intégrée de la qualité des eaux des bassins versants des rivières St-François et Yamaska, Volume 3: secteur du modèle d'apports. Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-Eau), rapport scientifique, No. 53, 105 p.
- COUILLARD, D. (1974).  
Compilation de certains rejets industriels: bilan des polluants. Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-Eau), rapport scientifique No 47, 246 p.
- COUILLARD, D. et M. PEDNEAULT (1974).  
Elaboration d'un modèle de qualité pour la rivière des Prairies, Montréal. Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau), rapport scientifique No. 39, 63 p.
- DAVIS, J.C. (1975).  
Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review. *J. Fish. Res. Board Can.*, 32, 2295-2332.
- DENINGER, R.A. et S.Y. Su (1973).  
Modelling regional waste water treatment systems. *Water Research*, 7, 633-646.
- DESBORDES, M. et P. RIBSTEIN (1978).  
Etude de la qualité du ruissellement urbain. Laboratoire d'hydrologie mathématique, Université des Sciences et Techniques du LANGUEDOC, 55 p.
- DESMEULES, J. et J.P. GELINAS (1977).  
Caractéristiques physiques et démographiques du bassin versant de la Yamaska. Programme de Connaissances Intégrées. Ministère des Richesses naturelles, 87 p.
- DOBBINS, W. (1964).  
BOD and oxygen relationships in streams. *Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE*, SA3, 53-79.
- DOWNING, A.L. et G. KNOWLES (1971).  
Nitrification in treatment plants and natural waters: implications of theoretical models. *Advan. Water Pollut. Res., Proc. Int. Conf.*, 5th, 1, 1-8.
- DUFFER, W.R. et T.C. DORRIS (1966).  
Primary productivity in a southern Great Plains stream. *Limnology and Oceanography*, 11, 143-151.

DUFFY, P.D., J.D. SCHREIBER, D.C. MCCLURKIN et L.L. MCDOWELL (1978).  
Aqueous and sediment-phase phosphorus yields from five southern pine  
watersheds. *J. Environ. Qual.*, 7, 45-50.

EDWARDS, R.W. et M. OWENS (1961).  
The effects of plants on river conditions. IV. The oxygen balance of  
a chalk stream. *Journal of Ecology*, 51, 207-220.

FILIP, D.S. et E.J. MIDDLEBROOKS (1976).  
Eutrophication potential of dairy cattle waste run-off. *Water Re-  
search*, 10, 89-93.

FILIP, D.S., E. Joe MIDDLEBROOKS et D. B. PORCELLA (1975).  
Chemical and biostimulatory properties of cattle feedlot run-off.  
*Water Research*, 9, 573-579.

FILLOS, J. et A.H. MOLOF (1972).  
Effect of benthal deposits on oxygen and nutrient economy of flowing  
waters. *Journal Water Pollution Control Federation*, 44, 645-663.

FOK, Y.S. et J.B. STALL (1972).  
Evaluation of reaeration capacity of natural stream system. *Transac-  
tions of the ASAE*, 15, 905-908.

FUSHS, W.G. (1974).  
Nutrients and aquatic vegetation effects. *Journal of the Environmental  
Engineering Division, ASCE*, EE2, 269-279.

GATES, W. et S. GHOSH (1971).  
Biokinetic evaluation of BOD concepts and data. *Journal of the  
Sanitary Engineering Division, ASCE* 3, SA3, 287-309.

GATES, W.E., J.T. MARLAR et J.D. WESTFIELD (1969).  
The application of bacterial process kinetics in stream simulation and  
stream analysis. *Water Research*, 3, 663-686.

Gazette Officielle du Québec (1979).  
Loi de la Qualité de l'Environnement (1972, c. 49). A.C. 2346-79.  
*Gazette Officielle du Québec*, 12 sept. 1979, 11<sup>ème</sup> année, No. 44.

GOLTERMAN, H.L. (1973).  
Natural phosphate sources in relation to phosphate budgets: a contri-  
bution to the understanding of eutrophication. *Water Res.*, 7, 3-17.

GRAHAM, H.J. et R.B. HUNSIGER (1977).  
Phosphorus reduction from continuous overflow lagoons by addition of  
coagulants to influent sewage. *Canada Ontario Agreement on Great  
Lakes Water Quality Research Report*. Research program for the abate-  
ment of municipal pollution under provision of the Canada-Ontario  
Agreement on Great Lakes Water Quality Research. Report No. 65, 76 p.

GREEN, Dan B., Terry J. LOGAN et Neil E. SMECK (1978).  
Phosphate adsorption-desorption characteristics of suspended sediments  
in the Maumee River Basin of Ohio. *J. Environ. Qual.*, 7, 208-279.

GRIMARD, Y. (1981).  
Modèle de phosphore pour les grands réservoirs. Mémoire de maîtrise.  
Université du Québec. INRS-Eau, 150 p.

HARMS, L.L., J.N. DORNBUSH et J.R. ANDERSON (1974).  
Quantifying non-point pollutants in agricultural run-off. In: Pro-  
ceedings of the 1974 Cornell Agricultural Waste Management Conference,  
pp. 24-37.

HARMS, L.L., P.H. VIAD et T.E. MCDERMOTT (1978).  
Phosphorus interactions with stream-bed sediments. *Journal of the  
Environmental Engineering Division, ASCE*, EE2, 271-289.

HELFRICH, L.A. et N.R. KEVERN (1973).  
Availability of phosphorus <sup>-32</sup>, adsorbed on clay particles, to a green  
alga. *Michigan Academician*, 6, 71-81.

HORNE, A.J. et C.J.W. CARMIGGELT (1975).  
Algal nitrogen fixation in californian stream: Seasonal cycles.  
*Freshwat. Biol.*, 5, 561-470.

HORNE, A.J. (1975).  
Algal nitrogen fixation in californian stream: diel cycles and  
nocturnal fixation. *Freshwat. Biol.*, 5, 471-477.

HUNTER, J. (1977).  
Dissolved oxygen and biochemical oxygen demand. In: *River Quality  
Assessments. Proceedings of the American Water Resources Association.*  
Tucson, Arizona, 2-3 novembre 1977. Edité par Phillip E. Greeson,  
1978, pp. 73-83.

JAWORSKI, N.A., D.W. LEAR Jr. et O. VILLA Jr. (1972).  
Nutrient management in the Potomac estuary. In: *Nutrients and Eutro-  
phication: The limiting-nutrient controversy.* Proceedings of the  
symposium on nutrients and eutrophication: the limiting nutrients  
controversy, Michigan State University, 11 and 12 February 1971.  
*American Society of Limnology and Oceanography. Special Symposia*, I,  
328 p.

JOHNSON, A.H., D.R. BOULDIN, E.A. GOYETTE et A.M. HEDGES (1976).  
Phosphorus loss by stream transport from a rural watershed: quanti-  
ties, processes and sources. *J. Environ. Qual.*, 5, 148-157.

JONES, H.G. (1978).  
La révision du Plan Yamaska. Office de Planification et de Développe-  
ment du Québec (OPDQ). Non publié.

- KHALEEL, R., K.R. REDDY et M.R. OVERCASH (1980).  
Transport a potential pollutants in run-off water from land areas receiving animal wastes: a review. *Water Research*, 14, 421-436.
- KAWECKA, Barbara (1977).  
Biocenosis of a high mountain stream under the influence of tourism.  
3. Attached algae communities in the stream Rybi Potok (the High Tatra Mts, Poland) polluted with domestic sewage. *Acta Hydrobiol.*, 19, 271-292.
- KEUP, L. (1968).  
Phosphorus in flowing waters. *Water Research*, vol. 2, pp. 373-386.
- KINGSCOTT, J. (1976).  
Cost-effective analysis of waste load allocation. In *Environmental Modelling and Simulation. Proceedings of the EPA Conference, Cincinnati, Ohio, 19-22 avril 1976*. Edité par Wayne R. Ott., 1976, pp 120-125.
- KITABATAKE, Y., O. NAKASUGI, T. MIYAZAKI et M. NAITO (1978).  
A pilot study of regional water quality management. In: *Environmental Systems Planning, Design and Control, vol. I. Proceedings of the international Federation of Automatic control (IFAC), Kyoto, Japan, 1-5 août 1977*. Edité par Y. Sawaragi et H. Akashi, 1978, pp. 189-196.
- KLEMETSON, S.L. et W.A.J. GREENEY (1976).  
Physical and economic parameters for planning regional wastewater treatment systems. *Journal Water Pollution Control Federation*, 48, 2690-2699.
- KLOCK, J.W. (1972).  
Sequential processing in waste water lagoons. *Journal Water Pollution Control Federation*, 44, 241-254.
- KOIVO, A.J. et G.R. PHILLIPS (1976).  
Optimal estimation of DO, BOD, and stream parameters using a dynamic discrete time model. *Water Resources Research*, 12, 705-710.
- KOWALCZEWSKI, A. et T.J. LACK (1971).  
Primary production and respiration of the phytoplankton of the Rivers Thames and Kennet at Reading. *Freshwater Biology*, 1, 197-212.
- KUNKLE, G.R. et S.L. WORDELMAN (1978).  
Organic assimilation capacity of Maumee River estuary at Toledo, Ohio. *Journal Water Pollution Control Federation*, 50, 957-969.
- LA GREGA, M.D. et J.D. KEENAN (1975).  
Urbanization and Water Quality Control. In: *Urbanization and Water Quality Control. Proceedings No 20 of the American Water Resources Association*. Edité par William Whipple Jr., 1975, pp. 153-161.

- LAVALLEE, P. (1980).  
Les impacts sur les eaux réceptrices de la pollution diffuse urbaine.  
Mémoire de maîtrise, Université du Québec, INRS-Eau, 107 p.
- LIEBMAN, J.C. et W. LYNN (1966).  
The optimal allocation of stream dissolved oxygen. *Water Resources Research*, 2, 581-591.
- LAHONI, B.N. et P. ADULBHAN (1977).  
A goal programming model applied to regional water quality management.  
In: *Environmental Systems Planning, Design and Control, Vol. I. Proceedings of the International Federation of Automatic Control (IFAC)*, Kyoto, Japon, 1-5 août 1977, Edité par Y. Sawaragi et H. Akashi, 1978, pp. 181-187.
- LASDON, L.S., A.D. WARREN, M.W. RATNER et A. JAIN (1976).  
Manuel d'utilisation du programme GRG, Case Institute of Technology, Case Western Reserve University, Cleveland, Ohio. Traduction française de P. Hubert. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, Centre d'informatique Géologique, 8 p.
- LECKIE, J. et W. STUMM (1970).  
Phosphate precipitation. *Water Resources Symposium No 3, "Water Quality Improvement by Physical and Chemical Processes"*, E.F. Gloyna and W.W. Eckenfelder, Jr. Eds., University of Texas Press, 1970, pp. 237-249.
- LOGAN, T.J., T.O. OLOYA et S.M. YAKSISH (1979).  
Phosphate characteristics and bioavailability of suspended sediments from streams draining into Lake Erié. *J. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res.*, 5(2), 112-113.
- MALO, D. (1976).  
L'impact des activités agricoles sur la qualité de la rivière Yamaska. Thèse de maîtrise présentée à l'INRS-Eau, Université du Québec. 195 p.
- MARKER, A.F.H. (1976).  
The benthic algae of some streams in southern England; I. Biomass. of the epilithon in some small streams. *Journal of Ecology*, 64, 343-358.
- MARKER, A.F.H. (1976).  
The benthic algae of some streams in southern England; II. The primary production of the epilithon in a small chalk-stream. *Journal of Ecology*, 64, 359-373.
- MELKERSSON, K.A. (1973).  
Phosphorus in chemical and physical treatment processes. *Water Research*, 7, 145-158.

- MEYER, J. L. (1979).  
The role of sediments and bryophytes in phosphorus dynamics in a headwater stream ecosystem. *Limnology and Oceanography*, 24, 365-375.
- MIDDLEBROOKS, E. J. (1974).  
Animal wastes management and characterization. *Water Research*, 8, 697-712.
- MRN (MINISTÈRE DES RICHESSES NATURELLES) (1977).  
Programme de connaissances intégrées. Eaux de surface: bassin versant de la Yamaska. Publication E.B.1, 137 p.
- MURPHY, T. A. (1974).  
Quantifying non-point pollutants in agricultural run-off. In: *Proceedings of the 1974 Cornell Agricultural Waste Management Conference*, pp. 24-38.
- NARASIAH, S. (1980).  
Etangs aérés: expérience passée et besoins futurs. *Eau du Québec*, 13, 124-127.
- NEMERROW, N. L. (1978).  
Industrial Water Pollution, Origins, Characteristics and Treatment. Ed. Adison-Wooley Publishing Company, 738 p.
- O'CONNELL, R. et N.A. THOMAS (1965).  
Effect of benthic algae on stream dissolved oxygen. *Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE*, SA3, 1-17.
- O'CONNOR, D.J. (1967).  
The temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in streams. *Water Resources Research*, 3, 65-78.
- O'CONNOR, D. et D.M. DITORO (1970).  
Photosynthesis and oxygen balance in streams. *Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE*, SA2, 547-571.
- OPDQ (Office de planification et de développement du Québec) (1979).  
L'eau dans l'aménagement et le développement du territoire de la région de Montréal - région 06. Problématique et orientations. Collection: les schémas régionaux, 394 p.
- OPDQ (Office de planification et de développement du Québec) (1979).  
L'eau dans l'aménagement et le développement du territoire de la région de Québec - région 03. Problématique et orientations. Collection: Les schémas régionaux, 294 p.

OPDQ (Office de planification et de développement du Québec) (1979).  
L'eau dans l'aménagement et le développement du territoire de la région  
de l'Estrie - région 05. Problématique et orientations. Collection:  
Les schémas régionaux, 121 p.

OPDQ (Office de planification et de développement du Québec) (1979).  
L'eau dans l'aménagement et le développement du territoire de la région  
de la Mauricie - Bois-Francs région 04. Problématique et orientations.  
Collection: Les schémas régionaux, 200 p.

OPDQ (Office de planification et de développement du Québec) (1979).  
L'eau dans l'aménagement et le développement du territoire de la région  
de l'Est du Québec - région 01. Problématique et orientations. Col-  
lection: Les schémas régionaux, 200 p.

OPDQ (Office de planification et de développement du Québec) (OPDQ)  
(1976).  
Utilisation des eaux du bassin versant de la Yamaska. Collection:  
Propositions de développement et d'aménagement, 203 p.

QUELLET, M. (1979).  
Quelques aspects biologiques des eaux polluées. Notes de cours, INRS-  
Eau.

OWENS, M. et R.W. EDWARDS (1960).  
The effects of plants on river conditions. I. Summer crops and  
estimates of net productivity of macrophytes in a chalk stream.  
Journal of Ecology, 48, 151-160.

OWENS, M. et P.J. MORRIS (1964).  
Some factors affecting the respiration of some aquatic plants. Hydro-  
biologia, 23, 533-543.

PETERSEN, R. (1977).  
Algal growth potential - lower Willamette River, Oregon. In: River-  
Quality Assessments. Proceedings of the American Water Resources  
Association, Tucson, Arizona, 2-3 novembre 1977. Edité par Phillip E.  
Greeson, 1978, pp. 101-123.

PITCAIRN, Carole E.R. et H.A. HAWKES (1973).  
The role of phosphorus in the growth of Cladophora. Water Research,  
7, 159-171.

PLUARG (1978) (International Reference Group on Great Lakes Pollution  
from Land Use Activities.  
Agricultural watershed studies in the canadian Great Lakes drainage  
basin. Final Summary report, 78 p.

Pollutech Pollution Advisory Services Ltd. (1977).  
Nutrient control on sewage lagoons. Environnement Canada. Research  
Report, no 8, 56 p.

Pollutech Pollution Advisory Services Ltd. (1975).  
Nutrient control in sewage lagoons, vol. II. Research program for the  
abatement of municipal pollution within the provisions of the Canada-  
Ontario agreement on Great Lakes water quality. Environnement Canada,  
Research report No. 23.

REGIE DES EAUX DU QUEBEC (1972).  
Inventaire de la consommation et de la pollution industrielle dans le  
bassin versant de la Yamaska. Document interne OPDQ, non publié.

RICKERT, D.A., W.G. HINES et S.W. MCKENZIE (1975).  
Planning implications of the dissolved oxygen depletion in the  
Willamette River. Oregon. Urbanization and water quality control.  
Proceedings No 20 of the American Water Resources Association. June  
1975.

RIGLER, F.H. (1979).  
The export of phosphorus from Dartmoor catchments: a model to explain  
variations of phosphorus concentrations in streamwater. J. Mar. Biol.  
Ass., 59, 659-687.

ROEDER, Ronald R. (1977).  
Relationships between phytoplankton and periphyton communities in a  
central Iowa stream. Hydrobiologia, 56, 145-151.

ROSENDAHL, P.C. et T.D. WAITE (1978).  
Transport characteristics of phosphorus in channelized and meandering  
streams. Water Resources Bulletin, 14, 1227-1238.

RUTHERFORD, J. C. (1977).  
Modeling effects of aquatic plants in rivers. Journal of the  
Environmental Engineering Division, ASCE, EE4, 575-589.

SPEQ (1975).  
Etudes des eaux industrielles de neuf (9) usines situées dans le bassin  
de la rivière Yamaska. (non publié).

SHAPIRO, J. (1973).  
Blue-green algae: why they become dominant. Science, 179, 382-384.

SIMONSEN, J.F. et P. HARREMOES (1978).  
Oxygen and pH fluctuations in rivers. Water Research, 12, 477-489.

SMITH, C.S., M.S. ADAMS, M.R. SCHMITT et S.S. ADAMS (1978).  
Phosphorus in the water, sediment and vegetation of the Ginojevica  
River, Montenegro, Yugoslavia. Verh. Internat. Verein. Limnol., 20,  
1536-1542.

STOCKNER, J.G. et K.R.S. SHORTREED (1978).  
Enhancement of autotrophic production by nutrient addition in a coastal  
rainforest stream on Vancouver Island. J. Fish. Res. Board Can., 35,  
28-34.

STUMM, W. et J.O. LECKIE (1970).  
Phosphate exchange with sediments; its role in the productivity of  
surface waters. Presented at the 5th International Water Pollution  
Research Conference, July-August 1970, pp. III-26/1-III-26/16.

TIHANSKY, D.P. (1974).  
Historical development of water pollution control cost functions.  
Journal Water Pollution Control Federation, 46, 813-846.

TRUDEL, Lucien (1979).  
Inventaire des déversements industriels dans les cours d'eau du Québec.  
Services de protection de l'Environnement, direction de l'amélioration  
et de la restauration du milieu aquatique (non publié).

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1976).  
Technology transfer. Process design manual for phosphorus removal.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1977).  
Technology transfer. Process design manual data waste water treatment  
facilities for sewered small communities.

VERHOFF, F.H., D.A. MELFI et S.M. YAKSICH (1979).  
Storm travel distance calculations for total phosphorus and suspended  
materials in rivers. Water Resources Research, 15, 591-607.

VERHOFF, F., S.M. YAKSICH et D.A. MELFI (1980).  
River nutrient and chemical transport estimation. Journal of the  
Environmental Engineering Division, ASCE, EE3, 591-607.

VOLLENWEIDER, R.A. (1968).  
Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux cou-  
rantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme fac-  
teurs d'eutrophisation, OCDE, Paris, référence DAS/CSI/68, 27, 216 p.

WALSKI, T.M. et R.G. CURRAN (1976).  
A river basin planning methodology for streams with dissolved oxygen  
and eutrophication constraints. In: Environmental Modelling and  
Simulation. Proceedings of the EPA Conference, Cincinnati, Ohio, 19-22  
avril 1976. Edité par Wayne R. Ott, 1976, pp. 532-538.

- WEATHERBE, D.G. (1976).  
A dynamic water quality simulation model for the Thames River. In:  
Environmental Modelling and Simulation. Proceedings of the EPA  
Conference, Cincinnati, Ohio, 19-22 avril 1976. Edited par Wayne R.  
Ott, 1976, pp. 330-334.
- WETZEL, R.G. (1975).  
Limnology. W.B. Saunders Company, 743 p.
- WEZERNAK, C.T. et J.J. GANNON (1968).  
Evaluation of nitrification in streams. Journal of the Sanitary  
Engineering Division, ASCE, SA5, 883-895.
- WHIPPLE, W., J.V. HUNTER et S.L. YU (1974).  
Unrecorded pollution from urban run-off. Journal Water Pollution  
Control Federation, 46, 873-885.
- WHITE, R.K. et W.M. EDWARDS (1972).  
Beef barnlot run-off and stream water quality. In: Proceedings of  
the 1972 Cornell Agricultural Waste Management Conference, pp. 225-  
235.
- WILLIS, R. et R.R. ANDERSON (1975).  
Steady-state water quality modelling in streams. Journal of the  
Environmental Engineering Division, ASCE, EE2, 245-259.
- WONG, S.L., B. CLARK et R.F. KOSCIUW (1979).  
An examination of the effects of nutrients on the water quality of  
shallow rivers. Hydrobiologia, 63, 231-239.
- WONG, S.L. et B. CLARK (1979).  
The determination of desirable and nuisance plant levels in streams.  
Hydrobiologia, 63, 223-230.
- YANCE, Joseph V. (1978).  
Analysis of differences in municipal treatment levels. Water Resources  
Research, 14, 993-1002.
- YOUNG, P., B. BECK et M. SIGH (1976).  
The modelling and control of pollution in a river system. Journal of  
Hydrology, 282, 289-315.
- ZANONI, A.E. (1967).  
Waste water deoxygenation at different temperatures. Water Research,  
1, 543-566.

## ANNEXE 1

Théorie du Modèle de Streeter et Phelps (1975)

## ANNEXE 1

## Théorie du Modèle de Streeter et Phelps (1975)

Ce modèle décrit la dynamique de l'oxygène dissous uniquement en fonction de la DBO carbonée et de la réaération physique (Dobbins, 1964).

Considérons un tronçon de rivière. En début de ce tronçon, on a les conditions suivantes:

1.  $t = 0$  (jours);
2. une concentration initiale en oxygène dissous,  $C_0$  (mg/l);
3. une charge organique initiale (introduite en ce point, DBO (mg/l)).

En vertu de la biodégradation auquel cette charge organique donne lieu et du processus de réaération physique, on peut écrire qu'après un

temps  $\Delta t$  (jours), ce qui correspond sur le cours d'eau à un point éloigné d'une distance  $x$  du début du tronçon:

$$\begin{array}{rcc} \text{Concentration OD} & C_0 + \text{Qté d'oxygène} & \text{Qté OD consommée} \\ & \text{dissous gagnée par} & \text{par biodégradation} \\ \text{après } t \text{ jours} & \text{réaération physique} & \text{après } t \text{ jours} \\ & \text{en } t \text{ jours} & \\ & (1) & (2) \end{array}$$

On peut réécrire les deux termes du membre de gauche (1) et (2) de la façon suivante:

$$(1) = K_2 (C_s - C_0)$$

où:

- $C_s$  est la concentration de saturation en oxygène dissous dans l'eau, c'est-à-dire la concentration maximale d'oxygène dissous que l'eau peut avoir sous les conditions naturelles de l'endroit et du moment (température, pression);
- $C_0$  est la concentration initiale en oxygène dissous, telle que mesurée dans le milieu (mg/l);
- $(C_s - C_0)$  est le déficit initial ( $D_0$ ) en oxygène dissous;

- $K_2$  est un coefficient de réoxygénation qui exprime le taux de transfert de l'oxygène de l'atmosphère à l'eau du cours d'eau.  $K_2$  est déterminé empiriquement (Covar, 1975).

$$(2) = K_1 L$$

où:

- $K_1$  est un coefficient de désoxygénation ou de dégradation (au sens anglais de "BOD removal constant") en jours<sup>-1</sup>.

$K_1$  est déterminé empiriquement à partir du milieu où il s'applique (Zanoni, 1967; Hunter, 1977).

- $L$  est la DBO (mg/l) à l'instant  $t$ .

Ainsi, dans son sens physique, le produit  $K_1 \cdot L$  représente la quantité d'oxygène consommée par biodégradation.

Partant, on peut réécrire:

$$\frac{dC}{dt} = K_2 (C_s - C_0) - K_1 L \quad (I)$$

$$\text{Si l'on pose } D = C_s - C \quad (II)$$

où  $D$  est le déficit en OD

$$\text{alors} \quad D_0 = C_s - C_0; \quad (\text{III})$$

de plus, pour  $D = C_s - C$ , on a:

$$\frac{dD}{dC} = -1 \quad (\text{IV})$$

$$dC = -dD \quad (\text{V})$$

en substituant (III) et (V) dans (I), on obtient alors:

$$\frac{dD}{dt} = K_1 L - K_2 D_0 \quad (\text{VI})$$

C'est le modèle de Streeter & Phelps tel que suggéré par eux en 1925 (Beck, 1977; Covar, 1975; Bernier, 1971).

Ce modèle trouve par ailleurs son origine dans les travaux préliminaires de Phelps (1912) sur la cinétique de la DBO en rivière. Phelps le premier proposa de décrire la variation de  $L$  (DBO) dans le temps comme une fonction décroissante de  $L_0$ , la DBO initiale à  $t = 0$ . Ainsi, à tout instant  $t$ ,

$$L = L_0 e^{-K_1 t} \quad (\text{Bernier, 1971; Hewitt et al., 1978}) \quad (\text{VII})$$

En substituant (VI) dans (V), on trouve

$$\frac{dD}{dt} = K_1 L_0 e^{-K_1 t} - K_2 D_0 \quad (\text{VIII})$$

dont l'intégration donne:

$$D_t = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_0 e^{-K_2 t} \quad (\text{IX})$$

où:

$D_t$ , le déficit en oxygène dissous ( $C_s - C$ ) au temps  $t$  (mg/l);

$K_1$ , le coefficient de désoxygénation (dégradation), jours<sup>-1</sup>;

$K_2$ , le coefficient de réaération, jours<sup>-1</sup>;

$L_0$ , DBO carbonée initiale (mg/l);

$D_0$ , déficit initial en oxygène dissous ( $C_s - C_0$ ).

L'équation VIII permet donc de connaître le déficit d'oxygène dissous provoqué par une charge organique donnée (DBO) ou, inversement,

d'établir la charge organique (DBO) susceptible de causer un déficit critique.

Soit  $B_c$  la charge organique critique

$D_c$  le déficit critique ( $D_c = D_t - D_o$ )

alors:

$$B_c = \frac{D_t - D_o}{\frac{K_1}{K_2 - K_1} [e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}]} \quad (\text{Lahoni, 1977}) \quad (X)$$

ANNEXE II

Programme mécanographique

et

sorties d'imprimantes

```

.PROC, BIL3.
RETURN, LGO, TAPE8.
SET(R1=FILE(UOPTIM, LO))
IF(R1.EQ.1)GOTO, 1X.
GET, UOPTIM.
1X, FTN, I=PR, L=0, OPT=0, ER.
LDSET, PRESET=0.
LOAD, LGO.
SATISFY, UOPTIM.
EXECUTE.
REWIND, TAPE8.
COPY, TAPE8, OUTPUT.
REVERT.
.DATA, PR
PROGRAM EUROP(TAPE1, OUTPUT, TAPE5, TAPE6=OUTPUT, TAPE8)
DIMENSION Z(500)
DATA NCORE/ 500/
CALL GRG(Z, NCORE)
STOP
END
SUBROUTINE REPORT (G, X)
DIMENSION G(1), X(1)
COMMON /OUT/ ZZ(10)
CALL GCOMP(G, X)
PRINT 100, ZZ
100 FORMAT (/* ZZ FINAL=*10F10.4//)
RETURN
END
SUBROUTINE GCOMP(G, X)
DIMENSION G(1), X(1), DBO(10), XK(10), A(10), Q(10)
DIMENSION INDX(10), CX(10), C(10)
COMMON /OUT/ ZZ(10)
DATA IPASS/0/
IF (IPASS.EQ.1) GO TO 10
IPASS=1
READ (1, *) NBCTR, NX, NXK, NDBO
PRINT 100, NBCTR, NX, NXK, NDBO
100 FORMAT ( * NBCTR=*, I5, * NX=* I5, * NXK=*, I5, * NDBO=* I5)
READ (1, *) (A(I), I=1, NBCTR)
PRINT 101, (A(I), I=1, NBCTR)
101 FORMAT ( * A=*10F10.5)
READ (1, *) (Q(I), I=1, NBCTR)
PRINT 102, (Q(I), I=1, NBCTR)
102 FORMAT ( * Q=* 10F10.5)
READ (1, *) (DBO(I), I=1, NX)
PRINT 104, (DBO(I), I=1, NX)
104 FORMAT ( * DBO=* 10F10.3)
READ (1, *) (XK(I), I=1, NXK)
PRINT 105, (XK(I), I=1, NXK)
105 FORMAT ( * XK=*10F10.5)
READ (1, *) (INDX(I), I=1, NBCTR)
PRINT 106, (INDX(I), I=1, NBCTR)
106 FORMAT ( * INDX=*10I5)
READ (1, *) (CX(I), I=1, NX)
PRINT 107, (CX(I), I=1, NX)
107 FORMAT ( * CX=*10F10.3)
10 CONTINUE
I1=1
DO 50 ICTR=1, NBCTR
I2=INDX(ICTR)
DO 60 J=I1, I2
ZZ(J)=CX(J)*(1.0-X(J))
CALL COUT (CX(J), ZZ(J), DBO(J), C(J))
60 CONTINUE
I1=I2+1
CALL BILAN (ICTR, A(ICTR), G, XK, ZZ, Q(ICTR))
50 CONTINUE
G(1)=0.
C CALCUL DU TOTAL DES COUTS
DO 70 I=1, NX
G(1)=G(1)+C(I)
70 CONTINUE
RETURN
END

```

```

SUBROUTINE BILAN(ICTR,AA,G,XK,ZZ,QQ)
DIMENSION G(1),XK(1),ZZ(1),GG(10)
UV=1.E6/(86400.*1000.)
GO TO (10,20,30,40,50,60) ICTR
10  GG(1)=AA*(ZZ(1))
    G(2)=UV*GG(1)/QQ
    RETURN
20  GG(2)=AA*(GG(1)+XK(1)+XK(2))+ZZ(2)
    G(3)=UV*GG(2)/QQ
    RETURN
30  GG(3)=AA*(GG(2)+ZZ(3)+ZZ(4))
    G(4)=UV*GG(3)/QQ
    RETURN
40  GG(4)=AA*(GG(3)+ZZ(5)+ZZ(6)+XK(3))
    G(5)=UV*GG(4)/QQ
    RETURN
50  GG(5)=AA*(GG(4)+XK(4)+ZZ(7))
    G(6)=UV*GG(5)/QQ
    RETURN
60  GG(6)=AA*(GG(5)+XK(5)+XK(6)+ZZ(7))
    G(7)=UV*GG(6)/QQ
    RETURN
END
SUBROUTINE COUT(CXX,ZZX,DBOX,CCX)
CCX=0.
IF(CXX.LE.0.)GO TO 101
P=DBOX/(.17*.9)
IF((CXX-ZZX).LT.0.)ZZX=CXX
PP=P*(CXX-ZZX)/CXX
IF(PP.GT.10000)GO TO 100
CCX=2863.1*PP**.39+15000.
RETURN
100 CCX=912.7*PP**.69+15000.
101 CONTINUE
    RETURN
END

.EOR
.DATA,TAPE1
6 8 6 8
.42 .39 .54 .92 .84 .67
1.67 4.22 5.03 7.87 8.23 9.97
3117. 4134. 1917. 1300. 604. 300. 0. 125.
2.5 7.0 9.0 10.0 7.9 7.0
1 2 4 6 7 8
47.2 32.6 28.0 8.8 15.7 5.1 0.0 9.9
.EOR
.DATA,TAPE5
8 7
NAME BILAN
ROW
O 1
R 2 7 0. .06
END
BOU
R 1 6 0. .9
E 7 7 0.
R 8 8 0. .9
END
INI
SEP 1 8 .05
END
MET
FDC
END
GO
STOP
.EOF

```

RILAN

NUMBER OF VARIABLES IS 8

NUMBER OF ROWS IS 7

CEILING ON HESSIAN IS 8

CEILING ON BINDING CONSTRAINTS IS 6

ACTUAL LENGTH OF Z ARRAY IS 409

ROW 0 1 2 7 0. 6.000000E-02

END BOU R 1 6 0. 9.000000E-01

E 7 7 0. 9.000000E-01

R 8 8 0. 9.000000E-01

END

INI

SEP 1 8 5.000000E-02

END

MEY

FDC

END

GO

FOR SUBSCRIPT = 7 INITIAL VARIABLE VALUE OF .5000000E-01 WAS CHANGED TO UPPER BOUND = 0.

EPNEMT = 1.0000E-04 EPINIT = 1.0000E-04 EPSTOP = 1.0000E-04 EPPIV = 1.0000E-03 PHIEPS = 0.

NSTOP = 3 ITLIM = 10 LIMSER = 10000

IPR = 1 PN4 = 0 PN5 = 0 PER = 0 DUMP = 0

TANGENT VECTORS WILL BE USED FOR INITIAL ESTIMATES OF BASIC VARIABLES

THE FINITE DIFFERENCE PARSH USING CENTRAL DIFFERENCES WILL BE USED

OBJECTIVE FUNCTION WILL BE MINIMIZED.

NBCTR	6	NX	8	NXK	6	NBDO	8
A	.64000	.46000	.95000	.87000	.85000	.88000	.88000
G	1.80000	4.80000	6.00000	11.00000	11.00000	12.50000	12.50000
DR0	3117.000	4134.000	1917.000	1300.000	604.000	300.000	300.000
XK	3.00000	7.00000	38.00000	10.00000	6.50000	10.00000	10.00000
INDX	1	2	4	6	7	8	
CX	47.200	32.600	28.000	8.800	15.700	5.100	9.900
					0.000	0.000	9.900

## OUTPUT OF INITIAL VALUES

BILAN

## SECTION 1 -- CONSTRAINTS

NO.	CONSTRAINT NAME	STATUS	TYPE	INITIAL VALUE	LOWER LIMIT	UPPER LIMIT
1			OBJ	3.1266797E+05		
2		***	RNGE	1.8452675E-01	0.	6.0000000E-02
3		***	RNGE	1.1759958E-01	0.	6.0000000E-02
4		***	RNGE	1.5344204E-01	0.	6.0000000E-02
5		***	RNGE	1.2568896E-01	0.	6.0000000E-02
6		***	RNGE	1.1577922E-01	0.	6.0000000E-02
7		***	RNGE	1.0310367E-01	0.	6.0000000E-02

## SECTION 2 -- VARIABLES

NO.	VARIABLE NAME	STATUS	INITIAL VALUE	LOWER LIMIT	UPPER LIMIT
1			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
2			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
3			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
4			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
5			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
6			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
7		PX	0.	0.	0.
8			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01

ITERATION NUMBER	OBJECTIVE FUNCTION	NO. BINDING CONSTRAINTS	NO. SUPER-BASICS	NUMBER INFEASIBLE	NORM GRADIENT	HESIAN CONDITION	STEP SIZE	DEGENERATE STEP
0	4.401404E+01	0	7	6	2.835E+01	0.	0.	F
1	8.252215E+02	0	7	4	1.309E-01	1.000E+00	2.998E+00	F
2	3.847708E+02	0	6	3	7.111E-02	1.406E+00	9.529E+01	F
3	7.216883E+03	0	5	3	6.108E-02	1.263E+00	4.062E+00	F
4	2.620203E+06	0	4	0	8.649E+04	1.256E+00	5.080E+00	F
5	2.581671E+06	2	4	0	6.808E+05	1.000E+00	6.726E+08	F
6	2.473714E+06	2	3	0	1.552E+05	1.000E+00	2.169E-07	F
7	2.455293E+06	2	3	0	2.196E+07	1.000E+00	2.619E-07	F
8	2.362726E+06	2	2	0	1.940E+05	1.000E+00	2.527E-06	F
9	2.295413E+06	3	1	0	1.072E+05	1.000E+00	8.654E-07	F
10	2.257583E+06	3	1	0	1.187E+05	1.000E+00	3.112E-06	F

TERMINATION CRITERION MET. KUMN=TUCKER CONDITIONS SATISFIED TO WITHIN 1.00000E-04 AT CURRENT POINT

FINAL RESULTS

BILAN

SECTION 1 -- CONSTRAINTS

NO.	NAME	INITIAL VALUE	FINAL VALUE	STATUS	DISTANCE FROM NEAREST BOUND	LAGRANGE MULTIPLIER
1		3.12668E+05	2.25758E+06	ORJ		
2		1.84527E-01	6.00000E-02	UPPERRND	-1.110E-15	U=1.53112E+06
3		1.17600E-01	5.58375E-02	FREE	4.163E-03	U
4		1.53442E-01	4.91803E-02	FREE	1.082E-02	U
5		1.25689E-01	6.00277E-02	UPPERRND	-2.768E-05	U=3.03360E+07
6		1.15779E-01	5.99671E-02	UPPERRND	3.287E-05	U 0.
7		1.03104E-01	5.98830E-02	FREE	1.170E-04	U

SECTION 2 -- VARIABLES

NO.	NAME	INITIAL VALUE	FINAL VALUE	STATUS	DISTANCE FROM NEAREST BOUND	REDUCED GRADIENT
1		5.00000E-02	6.91102E-01	BASIC	2.089E-01	U
2		5.00000E-02	5.62437E-01	BASIC	3.376E-01	U
3		5.00000E-02	9.00000E-01	NONRASIC	UPPERRND	-3.01219E+05
4		5.00000E-02	9.00000E-01	NONRASIC	UPPERRND	-1.91583E+05
5		5.00000E-02	9.00000E-01	NONRASIC	UPPERRND	-4.05897E+05
6		5.00000E-02	9.00000E-01	SUPRASIC	UPPERRND	-1.18724E+05
7		5.00000E-02	0.	FIXED	0.	0.
8		5.00000E-02	0.	NONRASIC	LOWERRND	2.19569E+07

RILAN

RUN STATISTICS

NUMBER OF ONE-DIMENSIONAL SEARCHES = 10  
NEWTON CALLS = 19 NEWTON ITERATIONS = 0 AVERAGE = 0.00  
FUNCTION CALLS = 38 GRADIENT CALLS = 11 ACTUAL FUNCTION CALLS (INC. FOR GRADIENT) = 214  
NUMBER OF TIMES BASIC VARIABLE VIOLATED A ROUND = 3  
NUMBER OF TIMES NEWTON FAILED TO CONVERGE = 0  
TIMES STEPSIZE CUT BACK DUE TO NEWTON FAILURE = 0  
ZZ FINAL = 14.5800 14.2646 2.6000 .6800 1.5700 .5100 0.0000 9.9000 0.0000 0.0000

BILAN

NUMBER OF VARIABLES IS 8

NUMBER OF ROWS IS 7

CEILING ON HESSIAN IS 8

CEILING ON BINDING CONSTRAINTS IS 6

ACTUAL LENGTH OF Z ARRAY IS 449

ROW 0 1  
R 2 7 0. 6.000000E-02

END  
ROW R 1 6 0. 9.000000E-01

£ 7 7 0. 9.000000E-01

R 8 8 0. 9.000000E-01

END  
INI  
SEP 1 8 5.000000E-02

END

MET

FDC

END

GO

FOR SUBSCRIPT = 7 INITIAL VARIABLE VALUE OF .5000000E-01 WAS CHANGED TO UPPER BOUND = 0.  
EPNEMT = 1.0000E-04 EPINIT = 1.0000E-04 EPSTOP = 1.0000E-04 EPPIV = 1.0000E-03 PHIEPS = 0.

NSTOP = 3 ILLIM = 10 LIMSER = 10000

IPR = 1 PN4 = 0 PNS = 0 PER = 0 DUMP = 0

TANGENT VECTORS WILL BE USED FOR INITIAL ESTIMATES OF BASIC VARIABLES

THE FINITE DIFFERENCE PARSH USING CENTRAL DIFFERENCES WILL BE USED

OBJECTIVE FUNCTION WILL BE MINIMIZED.

NRICTR= 6 NX= 8 NXX= 6 NBD0= 8

AB	42000	39000	54000	92000	84000	67000	
GB	1.67000	4.22000	5.03000	7.87000	8.23000	9.97000	
DROB	3117.000	4134.000	1917.000	1300.000	604.000	300.000	
XK=	2.50000	7.00000	18.00000	10.00000	7.90000	27.00000	
INDX=	1	2	4	6	7	8	
CX=	47.200	32.600	28.000	8.800	15.700	5.100	
							9.900

OUTPUT OF INITIAL VALUES

BILAN

SECTION 1 == CONSTRAINTS

NO.	CONSTRAINT NAME	STATUS	TYPE	INITIAL VALUE	LOWER LIMIT	UPPER LIMIT
1		***	OBJ	3.1266797E+05		
2		***	RNGE	1.3052229E-01	0.	6.0000000E-02
3		***	RNGE	1.1524649E-01	0.	6.0000000E-02
4		***	RNGE	9.5650835E-02	0.	6.0000000E-02
5		***	RNGE	1.0733264E-01	0.	6.0000000E-02
6		***	RNGE	9.8026778E-02	0.	6.0000000E-02
7		***	RNGE	8.1361791E-02	0.	6.0000000E-02

SECTION 2 == VARIABLES

NO.	VARIABLE NAME	STATUS	INITIAL VALUE	LOWER LIMIT	UPPER LIMIT
1			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
2			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
3			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
4			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
5			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
6			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
7		FX	0.	0.	0.
8			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01

ITERATION NUMBER	OBJECTIVE FUNCTION	NO. BINDING CONSTRAINTS	NO. SUPER-BASICS	NUMBER INFEASIBLE	NORM RED. GRADIENT	HESSIAN CONDITION	STEPSIZE	DEGENERATE STEP
0	2.681428E+01	0	7	6	1.834E-01	0.	0.	F
1	1.999806E+02	0	7	3	5.353E-02	1.000E+00	4.633E+00	F
2	1.827245E+02	0	6	3	4.774E-02	1.479E+00	2.515E-01	F
3	2.583621E+06	0	5	0	4.469E+05	1.469E+00	4.646E+00	F
4	2.11855E+06	1	4	0	1.572E+05	1.000E+00	6.242E-07	F
5	2.040159E+06	1	4	0	6.493E+05	1.000E+00	1.392E-07	F
6	1.781428E+06	2	3	0	6.739E+04	1.000E+00	2.865E-07	F
7	1.626119E+06	3	3	0	7.778E+04	1.000E+00	8.511E-07	F
8	1.620287E+06	3	2	0	8.231E+04	1.000E+00	6.541E-07	F
9	1.566851E+06	3	2	0	5.472E+07	1.000E+00	2.504E-06	F
10	1.565234E+06	3	1	0	7.070E+04	1.000E+00	4.213E-07	F
11	1.565201E+06	3	1	0	7.095E+04	1.000E+00	6.562E-09	F
12	1.565134E+06	3	1	0	7.147E+04	1.000E+00	1.316E-08	F
13	1.565126E+06	3	1	0	7.153E+04	1.000E+00	1.646E-09	F

TOTAL FRACTIONAL CHANGE IN OBJECTIVE LESS THAN 1.00000E-04 FOR 3 CONSECUTIVE ITERATIONS

FINAL RESULTS

BILAN

SECTION 1 -- CONSTRAINTS

NO.	NAME	INITIAL VALUE	FINAL VALUE	STATUS	DISTANCE FROM NEAREST BOUND	LAGRANGE MULTIPLIER
1		3.12668E+05	1.56513E+06	ORJ		
2		1.30522E-01	6.00000E-02	UPPERBND	4.441E-16	U=3.65097E+06
3		1.15246E-01	6.00000E-02	UPPERBND	2.320E-13	U=9.04527E+06
4		9.56508E-02	4.51436E-02	FREE	1.486E-02	U
5		1.07333E-01	5.92483E-02	FREE	7.517E-04	U
6		9.80288E-02	5.94047E-02	FREE	5.953E-04	U
7		8.13618E-02	6.00000E-02	UPPERBND	3.900E-12	U=5.58955E+06

SECTION 2 -- VARIABLES

NO.	NAME	INITIAL VALUE	FINAL VALUE	STATUS	DISTANCE FROM NEAREST BOUND	REDUCED GRADIENT
1		5.00000E-02	5.63293E-01	BASIC	3.367E-01	U
2		5.00000E-02	5.46161E-01	BASIC	3.538E-01	U
3		5.00000E-02	7.98032E-01	BASIC	1.020E-01	U
4		5.00000E-02	1.77636E-15	NONBASIC	LOWERBND	5.47207E+07
5		5.00000E-02	9.00000E-01	NONBASIC	UPPERBND	-2.26608E+04
6		5.00000E-02	9.78285E-02	SUPRASIC	9.783E-02	L 7.15328E+04
7		5.00000E-02	0.	NONRASIC	FIXED	0.
8		5.00000E-02	0.	NONRASIC	LOWERBND	2.19569E+07

## BILAN

## RUN STATISTICS

NUMBER OF ONE-DIMENSIONAL SEARCHES ■ 13  
 NEWTON CALLS ■ 35 NEWTON ITERATIONS ■ 0 AVERAGE ■ 0.00  
 FUNCTION CALLS ■ 51 GRADIENT CALLS ■ 14 ACTUAL FUNCTION CALLS (INC. FOR GRADIENT) ■ 275  
 NUMBER OF TIMES BASIC VARIABLE VIOLATED A ROUND ■ 4  
 NUMBER OF TIMES NEWTON FAILED TO CONVERGE ■ 0  
 TIMES STEPSIZE CUT BACK DUE TO NEWTON FAILURE ■ 0  
 ZZ FINAL ■ 20.6126 14.7951 5.6551 6.6000 1.5700 4.6011 0.0000 9.9000 0.0000 0.0000

BILAN

NUMBER OF VARIABLES IS 8

NUMBER OF ROWS IS 7

CEILING ON HESSIAN IS 8

CEILING ON BINDING CONSTRAINTS IS 6

ACTUAL LENGTH OF Z ARRAY IS 449

U 1  
R 2 7 0. 6.000000E-02

END

ROU

R 1 6 0. 9.000000E-01  
E 7 7 0.  
R 8 8 0. 9.000000E-01

END

INI

SEP 1 8 5.000000E-02

END

HET

FDC

END

GO

FOR SUBSCRIPT = 7 INITIAL VARIABLE VALUE OF .5000000E-01 WAS CHANGED TO UPPER BOUND = 0.  
EPNEWT = 1.0000E-04 EPINIT = 1.0000E-04 EPSTOP = 1.0000E-04 EPIV = 1.0000E-03 PHIEPS = 0.

NSTOP = 3 ILLIM = 10 LIMBER = 10000

IPR = 1 PN4 = 0 PN5 = 0 PER = 0 DUMP = 0

TANGENT VECTORS WILL BE USED FOR INITIAL ESTIMATES OF BASIC VARIABLES

THE FINITE DIFFERENCE PARSH USING CENTRAL DIFFERENCES WILL BE USED

OBJECTIVE FUNCTION WILL BE MINIMIZED.

NRCTR = 6 NX = 8 NXK = 6 NHD0 = 6

A =	64000	46000	95000	87000	85000	88000		
G =	1.80000	4.80000	6.00000	11.00000	11.00000	12.50000		
DR0 =	3117.000	4134.000	1917.000	1300.000	604.000	300.000		
XK =	3.00000	7.00000	19.00000	10.00000	6.50000	10.00000		
INDX =	1	2	4	6	7	8		
CX =	47,200	32,600	28,000	8,800	15,700	5,100	0,000	9,900

OUTPUT OF INITIAL VALUES

BILAN

SECTION 1 -- CONSTRAINTS

NO.	CONSTRAINT NAME	STATUS	TYPE	INITIAL VALUE	LOWER LIMIT	UPPER LIMIT
1			OBJ	3.1266797E+05		
2		***	RNGE	1.8452675E-01	0.	6.0000000E-02
3		***	RNGE	1.1759958E-01	0.	6.0000000E-02
4		***	RNGE	1.5344204E-01	0.	6.0000000E-02
5		***	RNGE	1.0829628E-01	0.	6.0000000E-02
6		***	RNGE	1.0099544E-01	0.	6.0000000E-02
7		***	RNGE	9.1655314E-02	0.	6.0000000E-02

SECTION 2 -- VARIABLES

NO.	VARIABLE NAME	STATUS	INITIAL VALUE	LOWER LIMIT	UPPER LIMIT
1			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
2			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
3			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
4			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
5			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
6			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
7		FX	0.	0.	0.
8			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01

ITERATION NUMBER	OBJECTIVE FUNCTION	NO. BINDING CONSTRAINTS	NO. SUPER-BASICS	NUMBER INFEASIBLE	NORM GRADIENT	HESSIAN CONDITION	STEPSIZE	DEGENERATE STEP
0	3.965154E+01	0	7	6	2.835E-01	0.	0.	F
1	3.889714E+02	0	7	4	1.309E-01	1.000E+00	2.998E+00	F
2	2.070997E+06	0	6	0	7.491E+05	1.406E+00	8.583E-01	F
3	2.050822E+06	2	5	0	6.801E+05	1.000E+00	3.343E-08	F
4	1.898704E+06	2	5	0	6.539E+05	1.000E+00	2.941E-07	F
5	1.893065E+06	2	5	0	6.566E+05	1.000E+00	9.559E-09	F
6	1.887331E+06	2	5	0	6.594E+05	1.000E+00	9.559E-09	F
7	1.884416E+06	2	5	0	6.608E+05	1.000E+00	4.779E-09	F
8	1.884048E+06	2	5	0	2.639E+09	1.000E+00	5.974E-10	F
9	1.868509E+06	2	5	0	2.639E+09	8.330E+12	4.386E-08	F
10	1.830731E+06	3	3	0	2.639E+09	8.330E+12	2.041E-07	F

TRY DROPPING A CONSTRAINT

ALL REMEDIES HAVE FAILED TO FIND A BETTER POINT. PROGRAM TERMINATED.

FINAL RESULTS

BILAN

SECTION 1 -- CONSTRAINTS

NO.	NAME	INITIAL VALUE	FINAL VALUE	STATUS	DISTANCE FROM NEAREST BOUND	LAGRANGE MULTIPLIER
1		3.12668E+05	1.83073E+06	ORJ		
2		1.84527E-01	1.94239E-02	FREE	1.942E-02 L	
3		1.17600E-01	4.86590E-02	FREE	1.134E-02 U	
4		1.53442E-01	6.00000E-02	UPPERHRND	-2.220E-16 U	-1.24861E+07
5		1.08296E-01	6.00000E-02	UPPERHRND	-1.150E-13 U	-3.98624E+06
6		1.00995E-01	5.99436E-02	UPPERHRND	5.640E-05 U	0.
7		9.16553E-02	5.98648E-02	FREE	1.352E-04 U	

SECTION 2 -- VARIABLES

NO.	NAME	INITIAL VALUE	FINAL VALUE	STATUS	DISTANCE FROM NEAREST BOUND	REDUCED GRADIENT
1		5.00000E-02	9.00000E-01	SUPRASIC	UPPERHRND	2.45665E+05
2		5.00000E-02	5.64715E-01	BASIC	3.353E-01 U	
3		5.00000E-02	7.98087E-01	SUPRASIC	1.019E-01 U	2.63856E+09
4		5.00000E-02	2.15041E-01	SUPRASIC	2.150E-01 L	-1.34708E+05
5		5.00000E-02	3.13139E-01	BASIC	3.131E-01 L	
6		5.00000E-02	8.68416E-02	SUPRASIC	8.684E-02 L	7.67409E+04
7		5.00000E-02	0.	NONRASIC	FIXED	0.
8		5.00000E-02	0.	NONRASIC	LOWERHRND	2.19569E+07

RILAN

## RUN STATISTICS

NUMBER OF ONE-DIMENSIONAL SEARCHES = 12  
NEWTON CALLS = 46 NEWTON ITERATIONS = 0 AVERAGE = 0.00  
FUNCTION CALLS = 57 GRADIENT CALLS = 11 ACTUAL FUNCTION CALLS (INC. FOR GRADIENT) = 233  
NUMBER OF TIMES BASIC VARIABLE VIOLATED A ROUND = 2  
NUMBER OF TIMES NEWTON FAILED TO CONVERGE = 0  
TIMES STEPSIZE CUT BACK DUE TO NEWTON FAILURE = 0  
ZZ FINAL = 4.7200 14.1903 5.6536 6.9076 10.7837 4.6571 0.0000 9.9000 0.0000 0.0000

```

BILAN
NUMBER OF VARIABLES IS 6
NUMBER OF ROWS IS 7
CEILING ON HESSIAN IS 6
CEILING ON BINDING CONSTRAINTS IS 6
ACTUAL LENGTH OF Z ARRAY IS 449
ROW 0
R 2 7 0. 6.000000E-02
END
BOU R 1 6 0. 9.000000E-01
E 7 7 0.
R 6 6 0. 9.000000E-01
END
INI
SEP 1 6 5.000000E-02
END
MET
FDC
END
GO
FOR SUBSCRIPT = 7 INITIAL VARIABLE VALUE OF .5000000E-01 WAS CHANGED TO UPPER BOUND = 0.
EPNENT = 1.0000E-04 EPINIT = 1.0000E-04 EPSTOP = 1.0000E-04 EPPIV = 1.0000E-03 PHIEPS = 0.
NSTOP = 3 ITLIM = 10 LIMSER = 10000
IPR = 1 PN4 = 0 PNS = 0 PER = 0 DUMP = 0
TANGENT VECTORS WILL BE USED FOR INITIAL ESTIMATES OF BASIC VARIABLES
THE FINITE DIFFERENCE PARSH USING CENTRAL DIFFERENCES WILL BE USED
OBJECTIVE FUNCTION WILL BE MINIMIZED.
NACTR= 6 NXE= 8 NXK= 6 NBD0= 8
A= 42000 39000 54000 92000 84000 67000
G= 1.67000 4.22000 5.01000 7.87000 8.23000 9.97000
DR0= 3117.000 4134.000 1917.000 1300.000 604.000 300.000
XK= 2.50000 7.00000 9.00000 10.00000 7.90000 7.00000
INDX= 1 2 4 6 7 6
CX= 47.200 32.600 28.000 8.800 15.700 5.100 0.000 0.000 9.900

```

OUTPUT OF INITIAL VALUES

BILAN

SECTION 1 -- CONSTRAINTS

NO.	CONSTRAINT NAME	STATUS	TYPE	INITIAL VALUE	LOWER LIMIT	UPPER LIMIT
1			OBJ	3.1266797E+05		
2		***	RNGE	1.3052229E-01	0.	6.0000000E-02
3		***	RNGE	1.1524649E-01	0.	6.0000000E-02
4		***	RNGE	9.5650835E-02	0.	6.0000000E-02
5		***	RNGE	9.5155597E-02	0.	6.0000000E-02
6		***	RNGE	8.8247490E-02	0.	6.0000000E-02
7		***	RNGE	6.0396135E-02	0.	6.0000000E-02

SECTION 2 -- VARIABLES

NO.	VARIABLE NAME	STATUS	INITIAL VALUE	LOWER LIMIT	UPPER LIMIT
1			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
2			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
3			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
4			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
5			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
6			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01
7		FX	0.	0.	0.
8			5.0000000E-02	0.	9.0000000E-01

ITERATION NUMBER	OBJECTIVE FUNCTION	NO. BINDING CONSTRAINTS	NO. SUPER-BASICS	NUMBER INFFASIRLE	NORM RED. GRADIENT	HESSIAN CONDITION	STEP SIZE	DEGENERATE STEP
0	2.252188E+01	0	7	6	1.834E+01	0.	0.	F
1	2.003460E+06	0	7	0	7.567E+05	1.000E+00	4.361E+00	F
2	1.958455E+06	2	6	0	6.760E+05	1.000E+00	4.463E+08	F
3	1.5A7003E+06	3	5	0	5.003E+05	1.000E+00	4.006E-07	F
4	1.5A4393E+06	4	4	0	4.893E+05	1.000E+00	6.215E+09	F
5	1.579990E+06	4	4	0	2.196E+07	1.000E+00	6.945E+09	F
6	1.57517E+06	4	3	0	1.450E+05	1.000E+00	2.048E-07	F
7	1.572489E+06	4	3	0	1.640E+05	1.000E+00	1.024E-07	F
8	1.570621E+06	4	3	0	1.776E+05	1.000E+00	5.120E-08	F
9	1.570358E+06	4	3	0	1.797E+05	1.000E+00	6.400E-09	F
10	1.570091E+06	4	3	0	2.639E+09	1.000E+00	6.400E-09	F
11	1.533017E+06	4	3	0	2.639E+09	7.838E+15	5.473E-10	F
12	1.520045E+06	4	2	0	2.639E+09	2.329E+14	3.494E-08	F
13	1.510765E+06	5	0	0	0.	1.000E+00	8.457E+03	F

TERMINATION CRITERION MET. KUHN-TUCKER CONDITIONS SATISFIED TO WITHIN 1.00000E+04 AT CURRENT POINT

FINAL RESULTS

RILAN

SECTION 1 -- CONSTRAINTS

NO.	NAME	INITIAL VALUE	FINAL VALUE	STATUS	DISTANCE FROM NEAREST BOUND	LAGRANGE MULTIPLIER
1		3.12668E+05	1.51077E+06	OBJ		
2		1.30522E-01	6.00000E-02	UPPERBND	4.441E-16	U=3.65097E+06
3		1.15246E-01	6.00000E-02	UPPERBND	1.110E-14	U=8.65133E+06
4		9.56508E-02	6.00000E-02	UPPERBND	2.220E-16	U=1.38720E+06
5		9.51556E-02	5.99894E-02	UPPERBND	1.062E-05	U=1.60282E+06
6		8.82475E-02	6.00000E-02	UPPERBND	8.162E-13	U 0.
7		6.03961E-02	4.47733E-02	FREE	1.523E-02	U

SECTION 2 -- VARIABLES

NO.	NAME	INITIAL VALUE	FINAL VALUE	STATUS	DISTANCE FROM NEAREST BOUND	REDUCED GRADIENT
1		5.00000E-02	5.63293E-01	BASIC	3.367E-01	U
2		5.00000E-02	5.46161E-01	BASIC	3.538E-01	U
3		5.00000E-02	3.71017E-01	BASIC	3.710E-01	L
4		5.00000E-02	0.	NONBASIC	LOWERBND	5.47159E+07
5		5.00000E-02	7.34881E-01	RASIC	1.651E-01	U
6		5.00000E-02	0.	NONBASIC	LOWERBND	3.08870E+07
7		5.00000E-02	0.	NONBASIC	FIXED	0.
8		5.00000E-02	0.	NONBASIC	LOWERBND	2.19569E+07

BILAN

RUN STATISTICS

NUMBER OF ONE-DIMENSIONAL SEARCHES = 13  
NEWTON CALLS = 34 NEWTON ITERATIONS = 0 AVERAGE = 0.00  
FUNCTION CALLS = 41 GRADIENT CALLS = 14 ACTUAL FUNCTION CALLS (INC. FOR GRADIENT) = 265  
NUMBER OF TIMES BASIC VARIABLE VIOLATED A BOUND = 4  
NUMBER OF TIMES NEWTON FAILED TO CONVERGE = 0  
TIMES STEP SIZE CUT BACK DUE TO NEWTON FAILURE = 0  
ZZ FINAL = 20.6126 14.7951 17.6115 8.6000 4.1624 5.1000 9.9000 0.0000 0.0000 0.0000

ANNEXE III

Quelques valeurs d'oxygène dissous  
sur certains cours d'eau  
en bassins agricoles  
au Québec

## ANNEXE III

Quelques valeurs d'oxygène dissous sur certains cours d'eau  
en bassins agricoles au Québec\*

## RIVIERE CHAUDIERE

	A. St-Martin		A. Nt.D. des Pins		A. St-Samuel		A St-Lambert Lévis	
	1 9 7 3		1 9 7 3		1 9 7 3		1 9 7 3	
	[O.D.] mg/l	% Satura- tion	[O.D.] mg/l	% Satura- tion	[O.D.] mg/l	% Satura- tion	[O.D.] mg/l	% Satura- tion
JAN	12.5	87	12.5	87	12.5	87	12.0	84
FEV	12.5	87	14.0	97	13.0	91	12.5	87
MAR	13.0	94	13.0 11.5	94 92	12.5	91	14.5 13.0	101 92
AVR	11.0 11.5 11.0	80 84 88	12.0 12.5 11.0	88 96 91	11.5 11.5 11.5	85 85 95	11.5 11.5 11.5	85 88 89
MAI	11.0 9.0	88 84	9.5	92	11.0 9.0	87 83	9.5	91
JUIN	9.5 8.0 9.0	96 89 92	8.5 8.5 8.5	87 94 91	9.0 8.0 8.5	87 85 88	9.0 8.0 9.0	89 88 97
JUIL	8.0 8.5 8.0	92 97 98	7.0 8.5 8.5	88 92 108	7.5 9.0 7.5	86 102 90	7.0 9.0 7.5	86 108 92
AOUT	8.0 7.0 7.5 7.5	90 80 85 86	8.0 7.5 7.5 8.5	95 90 91 102	8.0 7.5 7.5 6.5	91 87 87 75	8.5 7.5 7.5 8.5	96 89 89 98
SEPT	8.5 9.0 10.0	83 86 94	9.0 9.5 10.0	90 94 93	8.0 9.0 9.5	86 86 92	9.0 10.0 9.5	89 97 85
OCT	10.0	93	10.5	105	9.5	93	10.5 11.5	101 96

\* Service qualité des eaux (1980). Banque de données informatisée.

ANNEXE III  
(Suite)

## RIVIERE ST-FRANCOIS

	A Scot Corner		A Drummondville				A Richmond				A Pierreville Lévis	
	1 9 7 3		1 9 7 1		1 9 7 3		1 9 7 7		1 9 7 8		1 9 7 8	
	[O.D.] mg/l *	% Satura- tion	[O.D.] mg/l	% Satura- tion	[O.D.] mg/l	% Satura- tion	[O.D.] mg/l	% Satura- tion	[O.D.] mg/l	% Satura- tion	[O.D.] mg/l	% Satura- tion
JAN	-	-	9.2	64	11.0 13.0	77 91					8.0	56
FEV	13.5	94	10.0	70	13.0 12.5	90 87					13.0	97
MAR	12.5	93			13.0	100	14.0	108	14.0	103	12	86
AVR	10.0 12.0 11.0	79 91 88			12.0 12.0 11.0	92 91 93	11.0	99	14.0	112	15.2	106
MAI	9.9 10.5 -	88 91 -			9.5 9.0 10.0	90 86 94	9.0	97	13.8	125	14.0	132
JUIN	9.0 7.5 8.0	94 88 86	5.5	64	9.0 9.0 7.5	88 92 87	6.6	75	9.9	107	9.4	101
JUIL	6.0 7.5 5.0	73 85 63	6.0	72	7.0 6.0	87 74	6.8	86	9.8	116	8.7 9.7	100 117
AOUT	6.5 6.0 6.0	77 73 74	3.0 6.5 4.5	36 80 54	6.2	76	9.1	102	5.4	63		
SEPT	8.0 8.5 9.5	84 81 93			9.0	76	6.0	63				
OCT							10.6	98	5.8	58		





ANNEXE IV

Quelques valeurs de chlorophylle-active  
disponibles sur la rivière Yamaska

## ANNEXE IV

Quelques valeurs de chlorophylle-active disponibles sur la rivière Yamaska\*

MOIS	Près de St-Damase				
	(station 3030Y) Chloro-a (mg/m <sup>3</sup> )	(station 3030D) Chloro-a (mg/m <sup>3</sup> )	(station 3031E) Chloro-a (mg/m <sup>3</sup> )	(station 3031C) Chloro-a (mg/m <sup>3</sup> )	(station 3031D)
Juin	1977 -		10.2	7.2	9.2
	1978 6.9				
	1979				
Juillet	1977 18.3	9.8	2.6	7.2	13.2
	1978				
	1979				
Août	1977 2.5	1.1	0.9	3.4	11.7
	1978 53.0	15.6	1.5	55.0	39.6
	1979 15.6				
Sept.	1977	6.1		12.1	54.8
	1978	8.6		12.6	15.5
	1979				

N.B.: - Des concentrations en chlorophylle-active comprises entre 5 et 10 mg/m<sup>3</sup> sont caractéristiques de milieux lacustres eutrophes (Rigler, 1975).

- Exception faite de la Yamaska, très peu de données de chlorophylle-active se sont avérées disponibles sur d'autres cours d'eau en bassin agricole.

\* Service qualité des eaux (1980). Banque de données informatisée.

ANNEXE V

Composantes domestiques et industrielles  
des charges en phosphore aux points de rejet

## ANNEXE V

Composantes domestiques et industrielles  
des charges en phosphore aux points de rejet

Granby	
Sources	Charges en phosphore total kg P/jour
Population desservie par un réseau d'égouts .... 33,000 h <sup>1</sup> .....	99 <sup>2</sup>
Beurrerie - Fromagerie .....	92.5 <sup>3</sup> (Coopérative Agricole de Granby)
Laiterie .....	20.8 <sup>4</sup> (Laiterie Leclerc)
Textile .....	6.8 <sup>3</sup> (Hafner Fabrics)
Textile .....	1.7 <sup>3</sup> (Burlington Industries)
Textile .....	.7 <sup>3</sup> (Montrose Mills)
Textile .....	29.8 <sup>3</sup> (Peters Textile)
TOTAL .....	251

ANNEXE V  
(suite)

Cowansville	
Sources	Charges en phosphore total kg P/jour
Population desservie par un réseau d'égoûts .... 11,000 h <sup>1</sup> .....	33 <sup>2</sup>
Textile ..... (Albany Felt)	0.8 <sup>3</sup>
Textile ..... (Buick Mills)	12.3 <sup>3</sup>
Laiterie ..... (Laiterie Cowansville)	1.1 <sup>4</sup>
TOTAL .....	47.2

Farnham	
Sources	Charges en phosphore total kg P/jour
Population desservie par un réseau d'égoûts ..... 7,000 h <sup>1</sup> .....	21 <sup>2</sup>
Conserverie ..... (Coop. des Pomiculteurs)	5.3 <sup>5</sup>
Textile ..... (Coronet Carpet)	6.3 <sup>3</sup>
TOTAL .....	33.6

ANNEXE V  
(suite)

St-Cézaire	
Sources	Charges en phosphore total kg P/jour
Population desservie par un réseau d'égoûts .... 2,300 h <sup>1</sup> .....	6.9 <sup>2</sup>
Conserverie ..... (Rouville Inc.)	1.1 <sup>8</sup>
Beurrerie ..... (Casavant)	20 <sup>4</sup>
TOTAL .....	28

Rougemont	
Sources	Charges en phosphore total kg P/total
Population desservie par un réseau d'égoûts ..... 100 h <sup>1</sup> .....	0.3 <sup>2</sup>
Conserverie ..... (Legubec Inc.)	0.3 <sup>3</sup>
Conserverie ..... (Lassonde & Fils)	8.2 <sup>9</sup>
Cidrerie ..... (Mont Rouge Inc.)	?
TOTAL .....	8.8

ANNEXE V  
(suite)

St-Damase	
Sources	Charges en phosphore total kg P/jour
Population desservie par un réseau d'égoûts .... 1,145 h <sup>1</sup> .....	3.4 <sup>2</sup>
Abattoir .....	8.5 <sup>7</sup>
Abattoir volailles ..... (Coop. Agricole St-Damase)	3.8 <sup>6</sup>
TOTAL .....	15.7

St-Pie	
Sources	Charges en phosphore total kg P/jour
Population desservie par un réseau d'égoûts ..... 1,709 h <sup>1</sup> .....	5.1 <sup>2</sup>

Ste-Rosalie	
Sources	Charges en phosphore total kg P/jour
Population desservie par un réseau d'égoûts ..... 2,500 h <sup>1</sup> .....	7.5 <sup>2</sup>
Abattoir ..... (Flamingo)	2.4 <sup>3</sup>
TOTAL .....	9.9

## ANNEXE V

(suite)

St-Hyacinthe	
Sources	Charges en phosphore total kg P/jour
Population desservie par un réseau d'égoûts .... 42,000 h <sup>1</sup> .....	126 <sup>2</sup>
Laiterie .....	10 <sup>4</sup>
(Mont St-Hilaire)	
Fromagerie .....	8.5 <sup>4</sup>
(Corneville)	
Conserverie .....	15.1 <sup>3</sup>
(Canadian Cannery)	
Vins .....	6.0 <sup>10</sup>
(Andrès)	
Abattoir .....	2.8 <sup>3</sup>
(Abattoir St-Jean)	
Textile .....	1.0 <sup>3</sup>
(Can. U.S. Knitting)	
Textile .....	28.5 <sup>3</sup>
(Majestic Knitting)	
Textile .....	1.8 <sup>3</sup>
(Penmans)	
TOTAL .....	207

## ANNEXE V

## Anotations

- 1 : Services de Protection de l'Environnement (1980). Services des eaux urbaines (M. Mario Leboeuf, 643-3921).
- 2 : En considérant une protection per capita, per diem de 3 grammes de phosphore (P), ce qui inclut les apports physiologiques de base plus les autres apports résultant d'activités domestiques. D'après Cluis et al. (1974).
- 3 : Valeurs de charges mesurées par les SPE (1974-1975-1976-1977-1978). Dans "Inventaire des déversements industriels dans les cours d'eaux du Québec", Direction de l'amélioration et de la restauration du milieu aquatique (1979).

Si jamais le lecteur réfère à ce document, il constatera que toutes les valeurs de charges utilisées ici sont inférieures à celles du document auquel elles réfèrent. La raison est tout simplement que nulle part dans ledit document il n'était précisé s'il s'agissait de valeurs de charges exprimées en P ou en  $PO_4$  et qu'il fut impossible d'obtenir de personne les précisions à cet effet. Par mesure conservatrice, nous avons assumé qu'elles étaient exprimées en  $P-PO_4$  et toutes ont donc été ramenées en P-P en vertu du rapport 31/96.

- 4 : En considérant une concentration d'effluent moyenne pour les laiteries de 31 mg P/l, d'après Couillard (1974), et en appliquant cette concentration au débit d'effluent journalier de cette laiterie, tel que tiré d'un document de la Régie des eaux du Québec (1972) ou tel qu'obtenu de l'entreprise elle-même. La concentration moyenne tirée de Couillard (1974) concorde d'ailleurs avec une concentration moyenne d'effluent de quatre (4) laiteries-fromageries du bassin de la Yamaska de 25.1 mg P/l.
- 5 : En appliquant la concentration d'effluent (28.2 mg P/l) mesurée par les SPE (1976) à une conserverie similaire dans le bassin (Lassonde et fils; jus de pommes) au débit d'effluents journalier de la conserverie concernée, tel que tiré d'un document de la Régie des Eaux du Québec (R.E.Q., 1972).
- 6 : En appliquant la concentration d'effluent (4.8 mg P/l) mesurée à cet abattoir par les SPE (cf.: (4)) au débit journalier d'effluent obtenu de l'entreprise elle-même.
- 7 : En appliquant au débit d'effluent de cet abattoir (tiré d'un document de la R.E.Q. (1972)), la concentration d'effluent moyenne (11.4 mg P/l) de 26 abattoirs échantillonnés par les SPE (cf.: (4)).
- 8 : En appliquant au débit d'effluent de cette conserverie (tiré d'un document de la R.E.Q. (1972)), la concentration d'effluent

(3.0 mg P/l) d'une conserverie similaire dans le même bassin (Legubec Inc.) échantillonnée par les SPE (cf.: (4)).

- <sup>9</sup> : Valeur de charge mesurée par les SPE (1976). Dans "Rapport d'échantillonnage des eaux usées industrielles, usine Lasonde et Fils Inc.; Relevé 1976".
- <sup>10</sup> : En appliquant au débit d'effluent journalier obtenu de l'entreprise elle-même une concentration moyenne d'effluent pour les cidreries de 10 mg P/l tirée de Couillard (1974).

## ANNEXE VI

Le calcul des charges  
aux points de contrôle

## Annexe VI

## Le calcul des charges aux points de contrôle

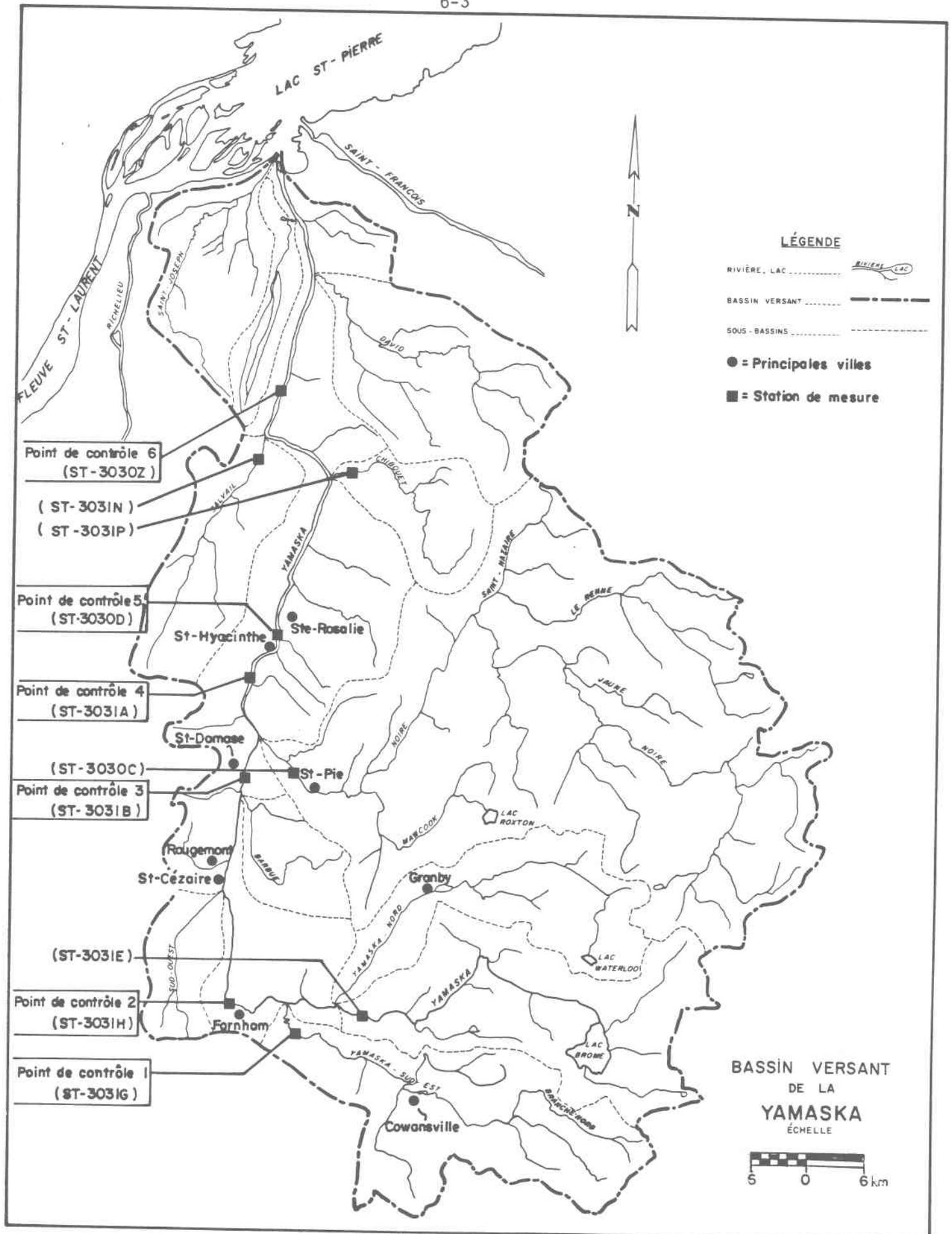
Pour chaque période d'étiage de l'été 1975, nous ne disposons que d'une seule valeur de concentration en phosphore total. Etant en période de débits stables et en situation d'apports ponctuels continus et constants, on peut faire l'hypothèse que le flux en phosphore en un point donné du cours d'eau est relativement constant et qu'en conséquence, la valeur de concentration disponible en ce point peut être représentative de toute la période considérée. Il va sans dire qu'idéalement, l'application du modèle devrait requérir plus d'une valeur de concentration à l'intérieur d'une même période d'étiage.

En appliquant la valeur de concentration disponible au débit journalier moyen (transformée en volume) de la période considérée, on obtient ainsi la charge en phosphore total ( $P_t$ ) en chacun des points de contrôle (kg P/j).

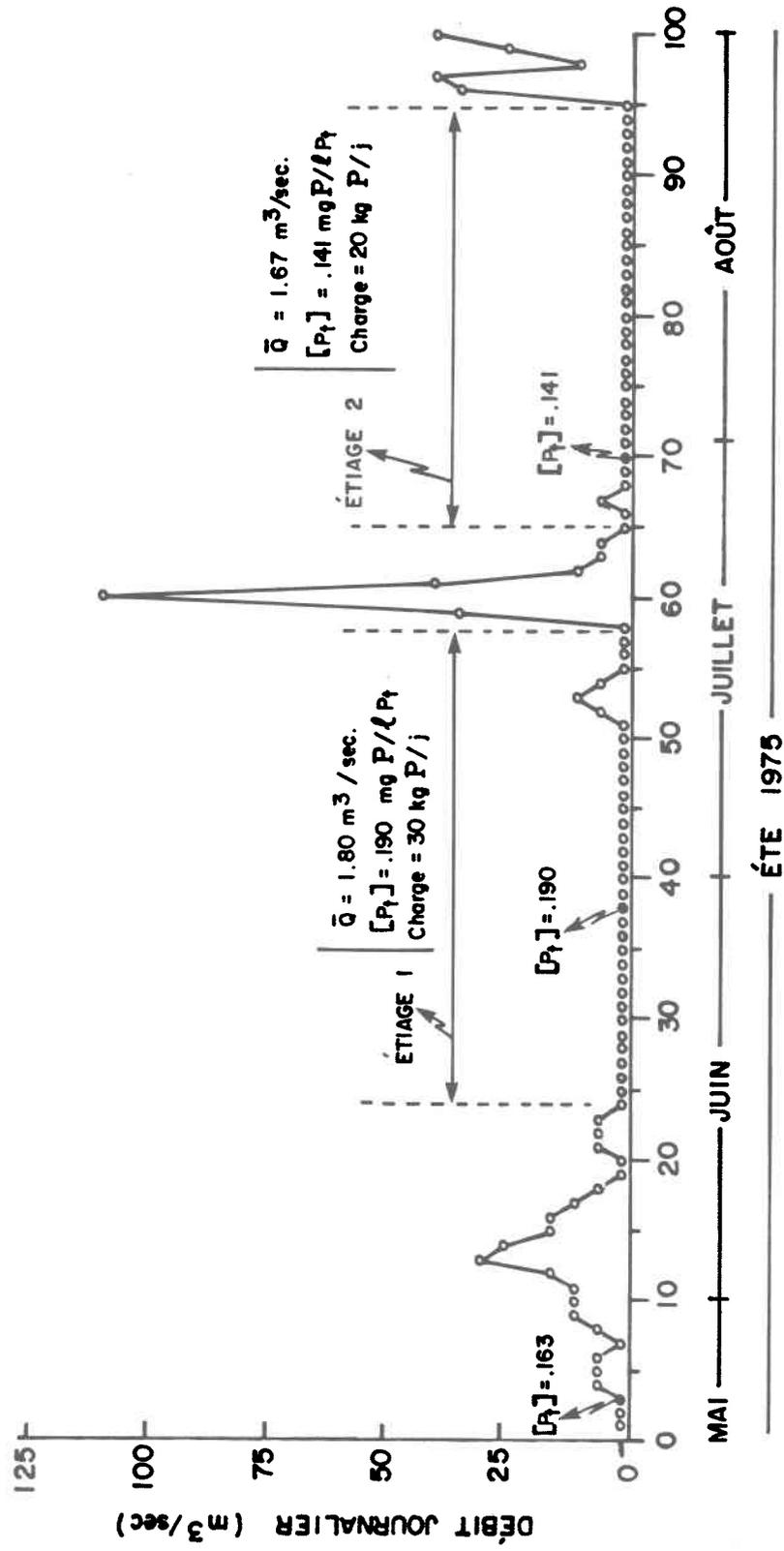
Les valeurs de concentration disponibles en  $P_t$  ont été localisées sur les hydrogrammes respectifs de chaque station, ce qui permet de mieux visualiser le calcul de charge pour chaque période d'étiage. Les calculs de charges y sont effectués et accompagnés des commentaires pertinents.

On présente également à cette annexe les hydrogrammes et les calculs de charges pour les tributaires agricoles déjà considérés.

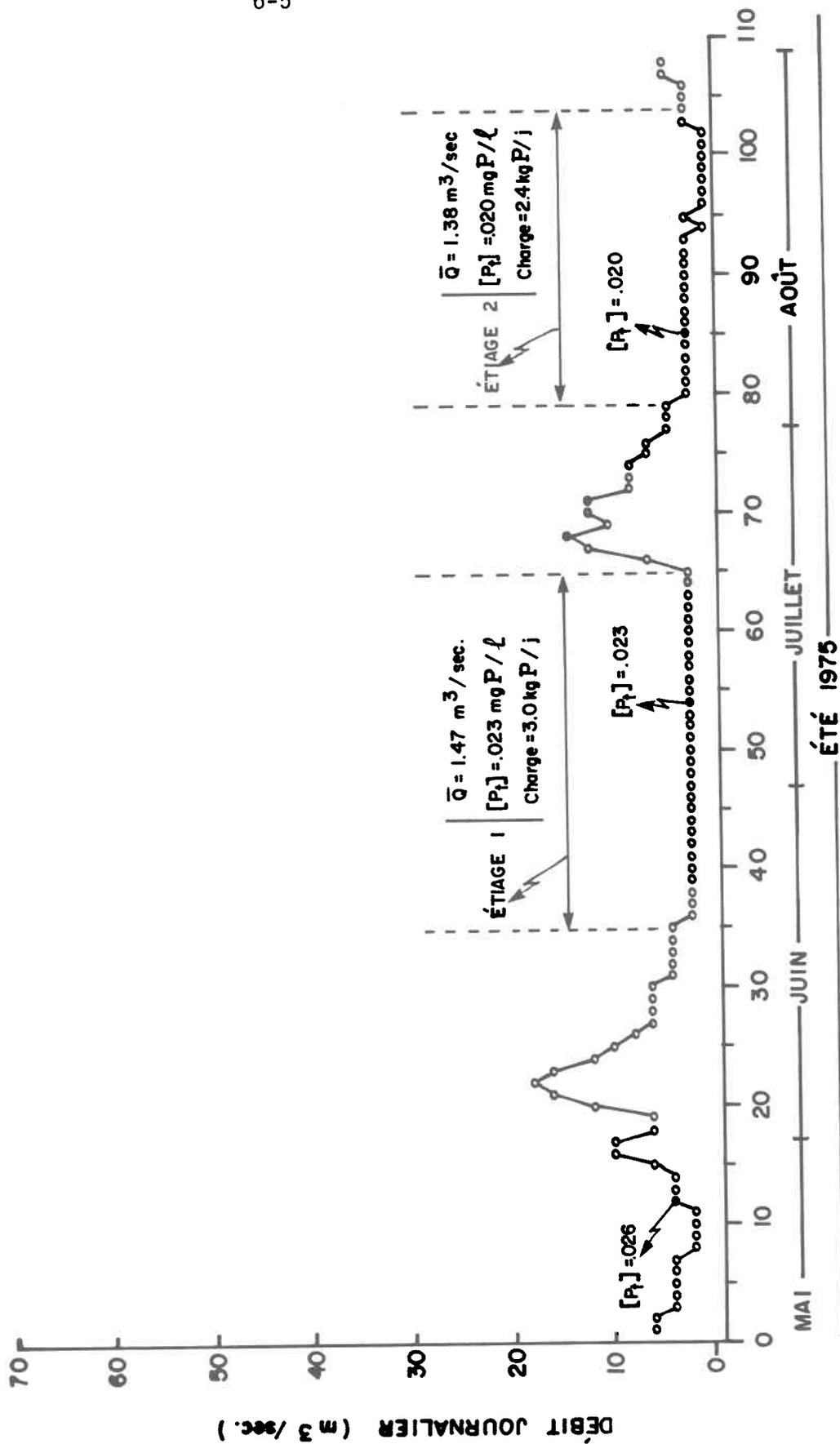
Les différentes stations de mesure auxquelles réfère le calcul des charges sont identifiées et localisées sur la carte 6 ci-après. Ces stations, on le rappelle, ont été établies par l'INRS-Eau (1976) dans le cadre d'une campagne d'échantillonnage conjointe sur le bassin de la Yamaska. Quant aux débits journaliers à chaque station, ils ont été simulés par le modèle CEQUEAU (INRS-Eau, 1976).



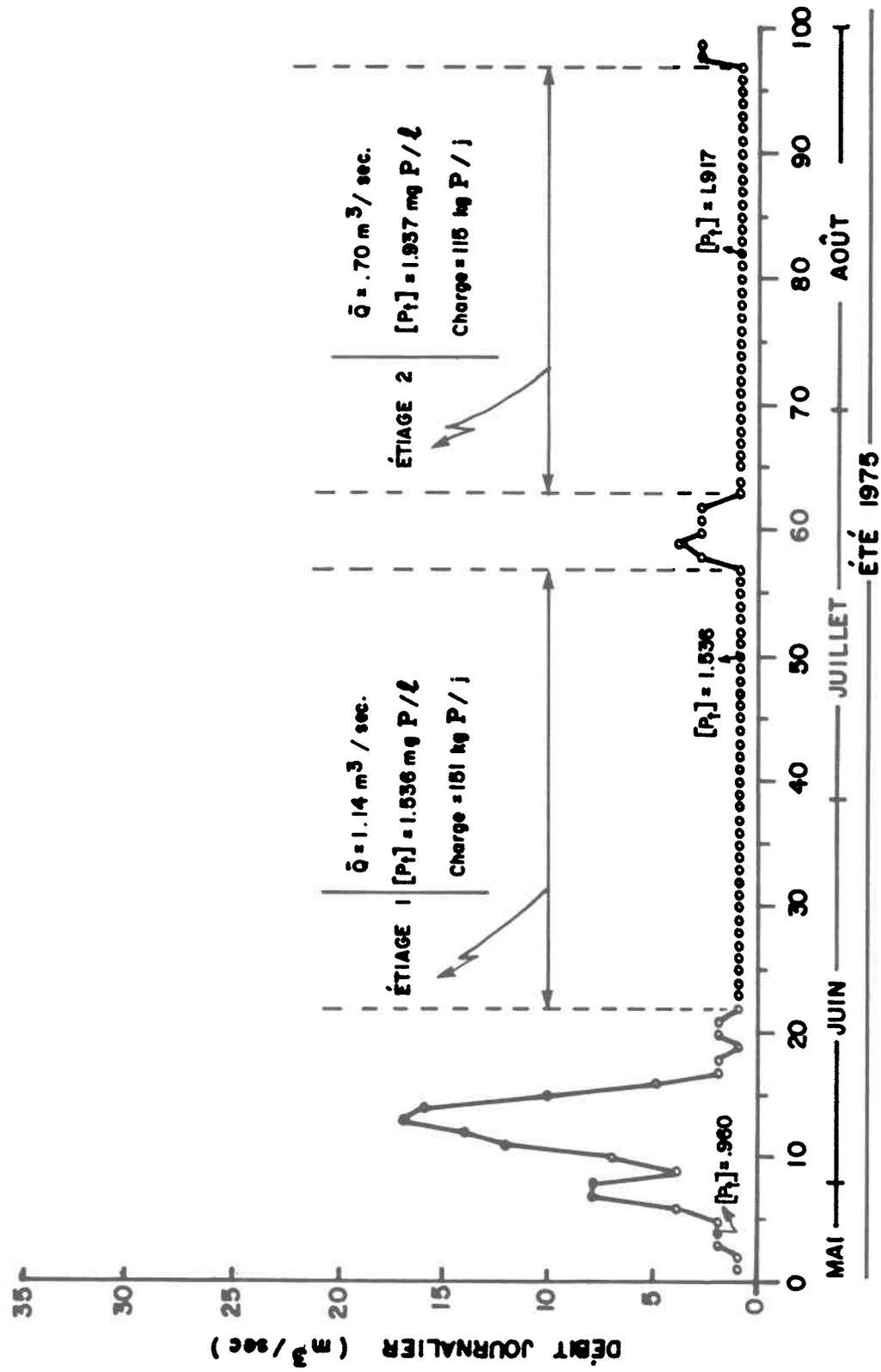
Carte 6 . Stations de mesure des charges



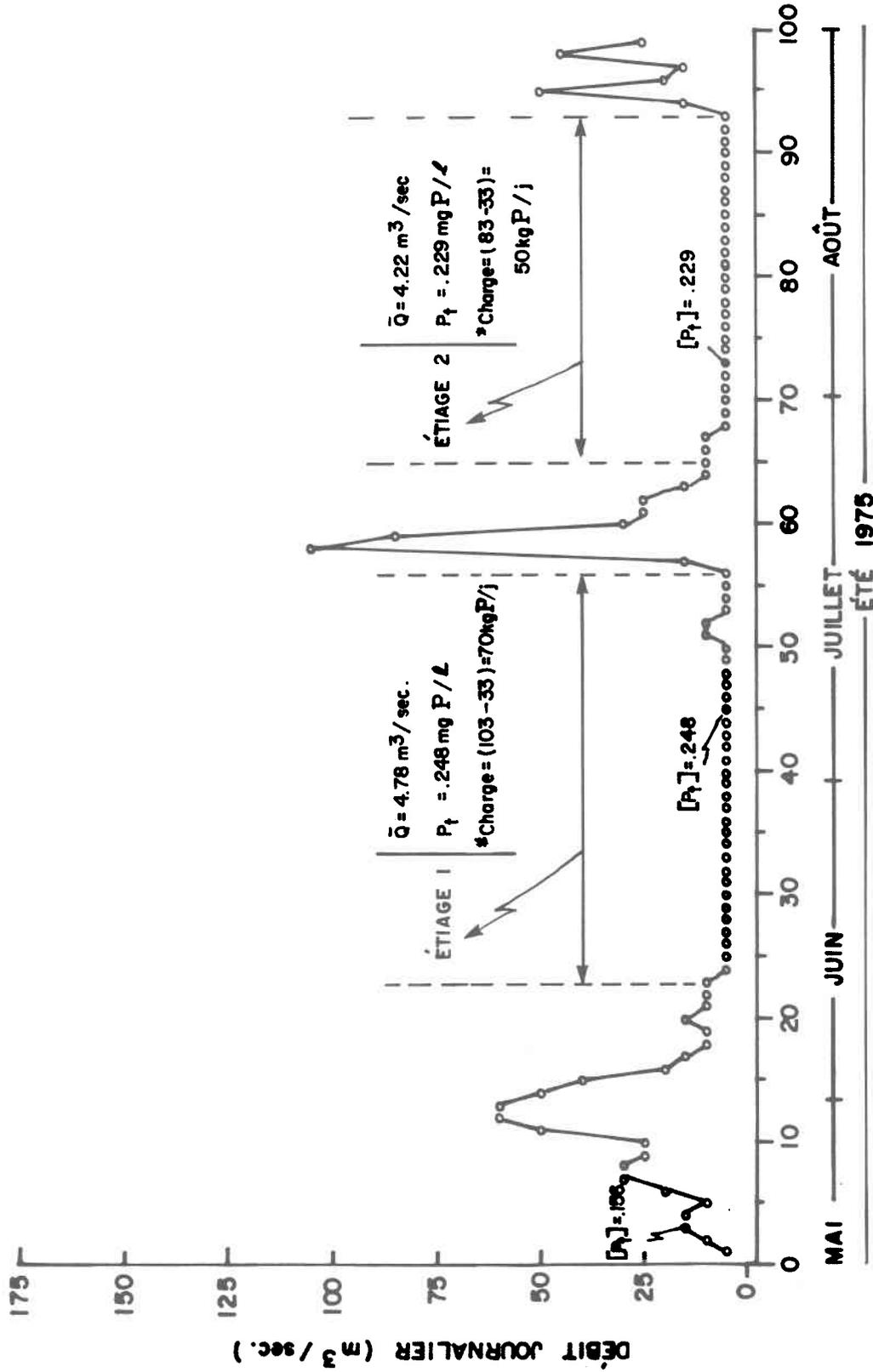
Hydrogramme 1 . Régime hydrologique de la rivière Yamaska en 1975 , point de contrôle 1 ( station 3031G ) .



Hydrogramme 2 . Régime hydrologique à l'embouchure de la Yamaska Centre en été 1975 ( station 3031E ).

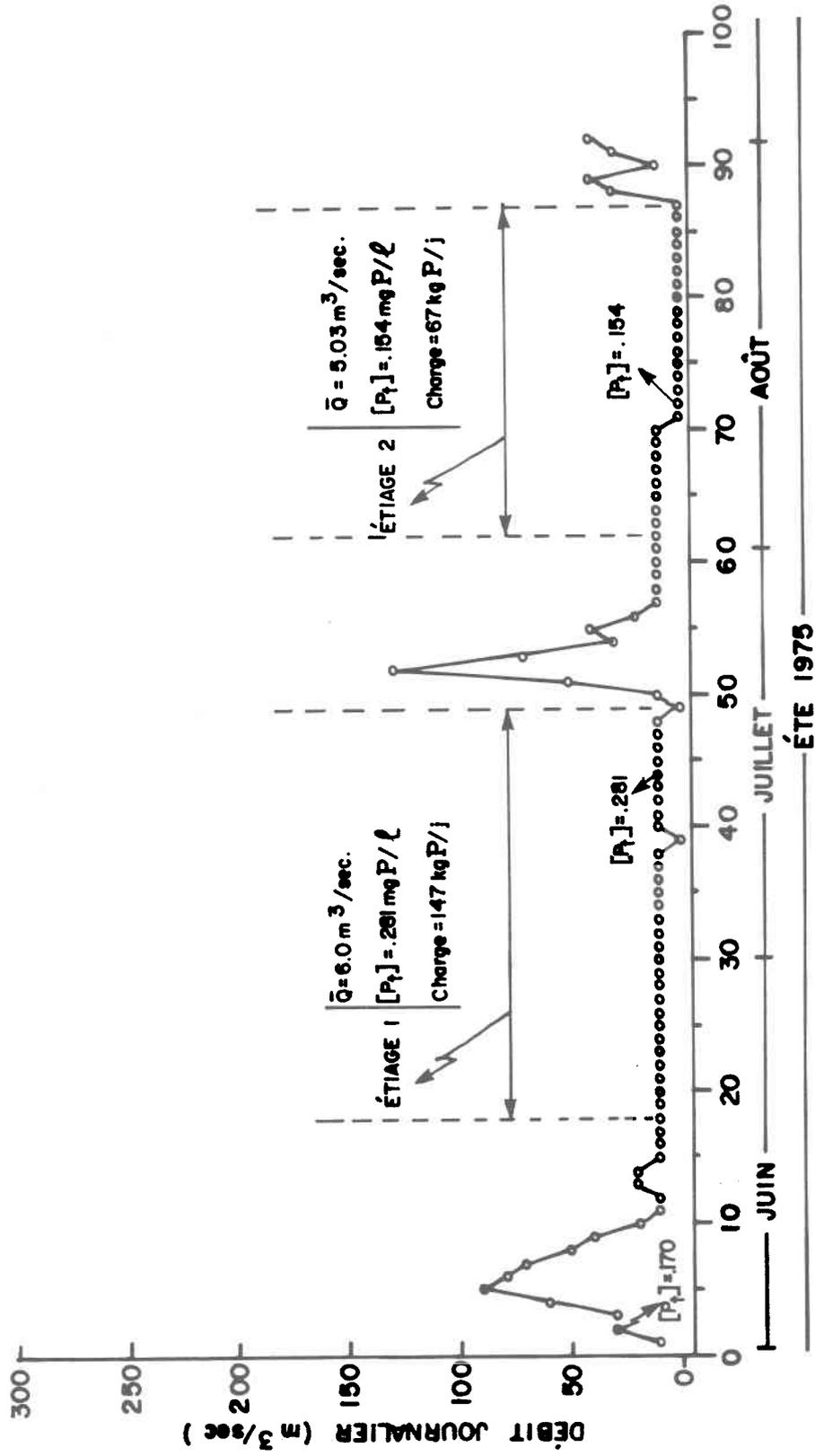


Hydrogramme 3 . Régime hydrologique à l'embouchure de la Yamaska Nord en été 1975 ( station 3031D ).

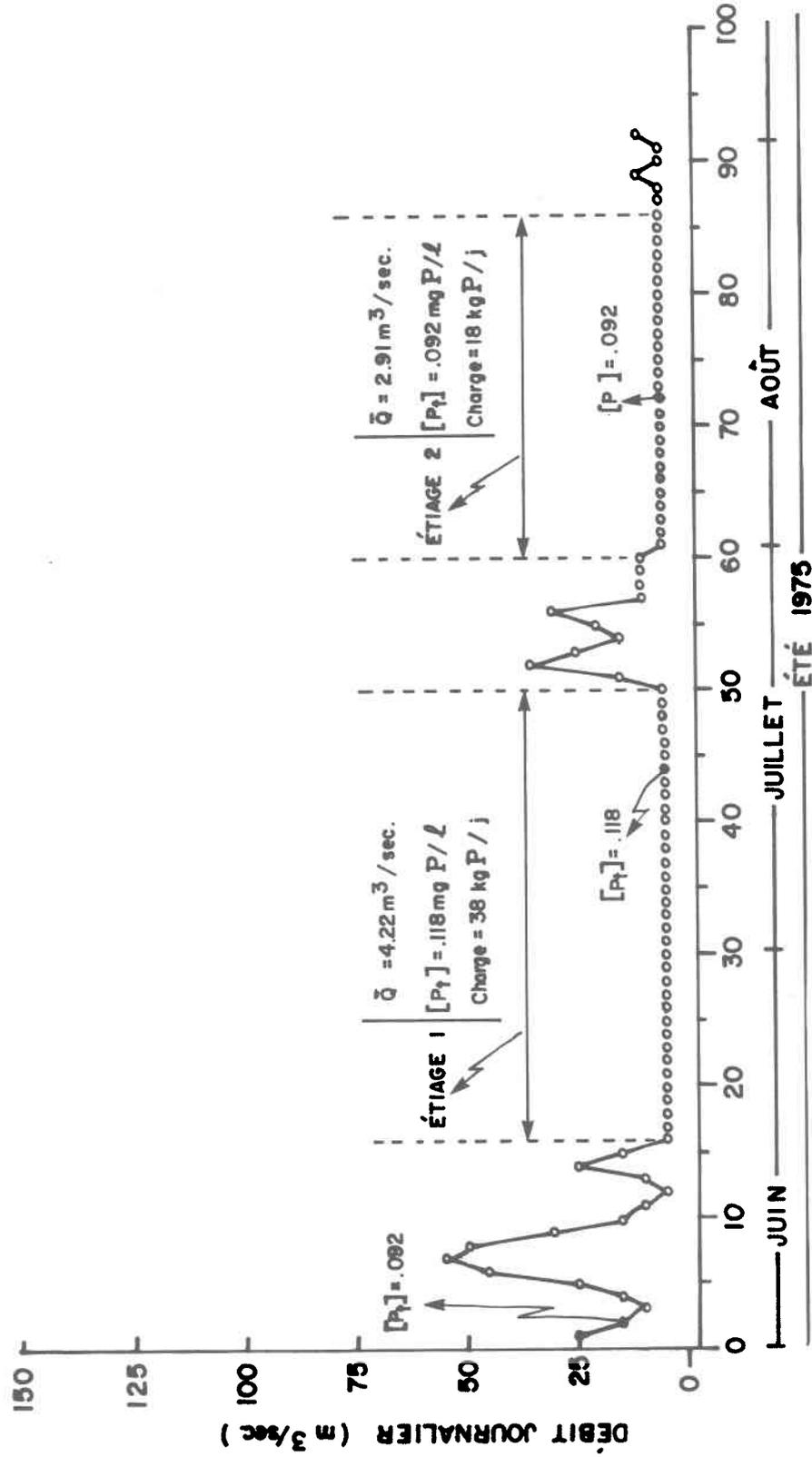


† EN RAISON DU FAIT QUE LA VILLE DE FARNHAM REJETE SES EAUX USÉES IMMÉDIATEMENT AVANT LA STATION DE MESURE, ON DOIT SOUSTRAIRE CETTE CHARGE PONCTUELLE (33 kg P/jour) À LA CHARGE MESURÉE À CETTE STATION POUR OBTENIR LA CHARGE ENTRANTE RÉELLE, C'EST-À-DIRE LA CHARGE TRANSPORTÉE DE L'AMONT JUSQU'EN CE POINT.

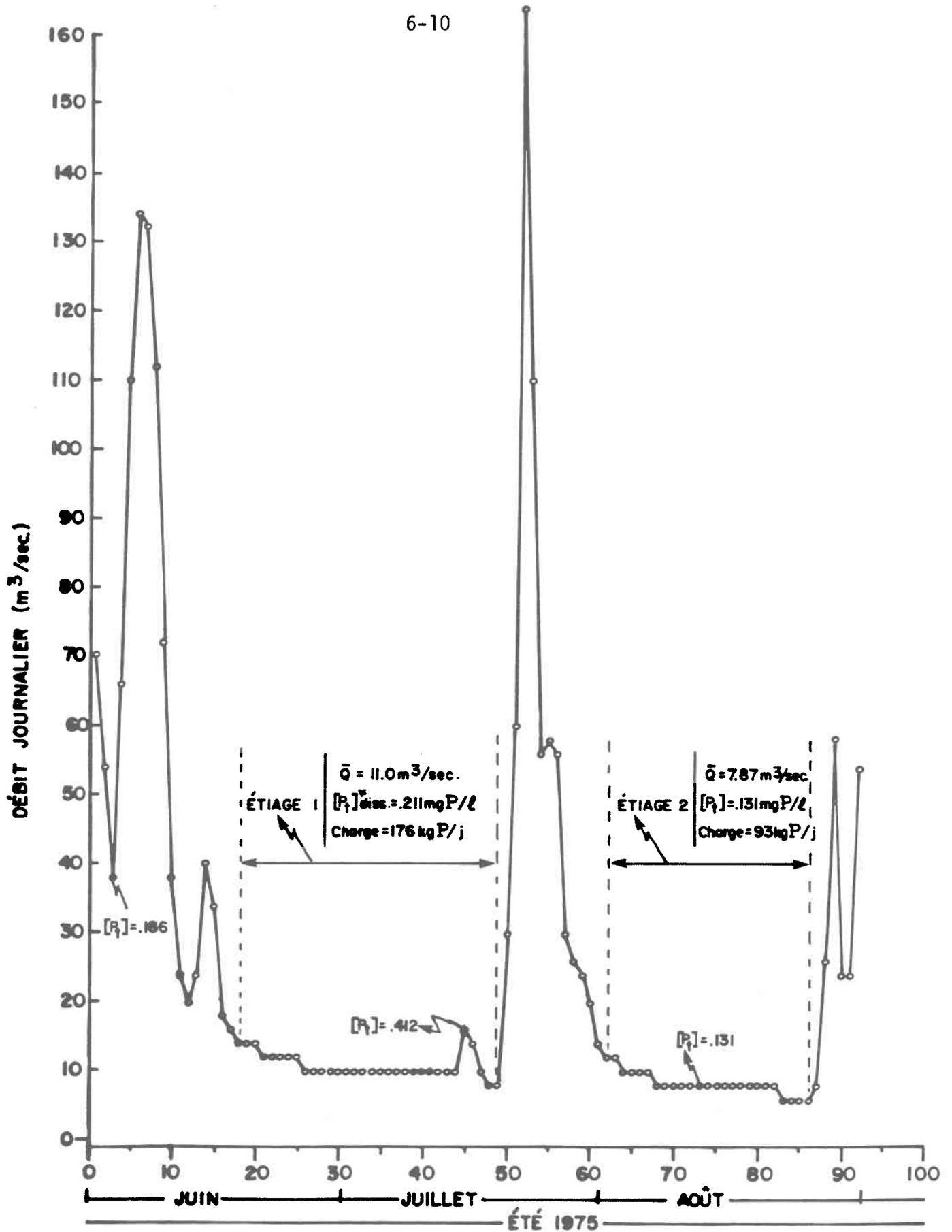
Hydrogramme 4 . Régime hydrologique de la rivière Yamaska en été 1975, point de contrôle 2 ( station 3031H ).



Hydrogramme 5 . Régime hydrologique de la rivière Yamaska en été 1975, point de contrôle 3 ( station 3031B ).



Hydrogramme 6 . Régime hydrologique à l'embouchure de la rivière Noire en été 1975 (station 3030C ) .



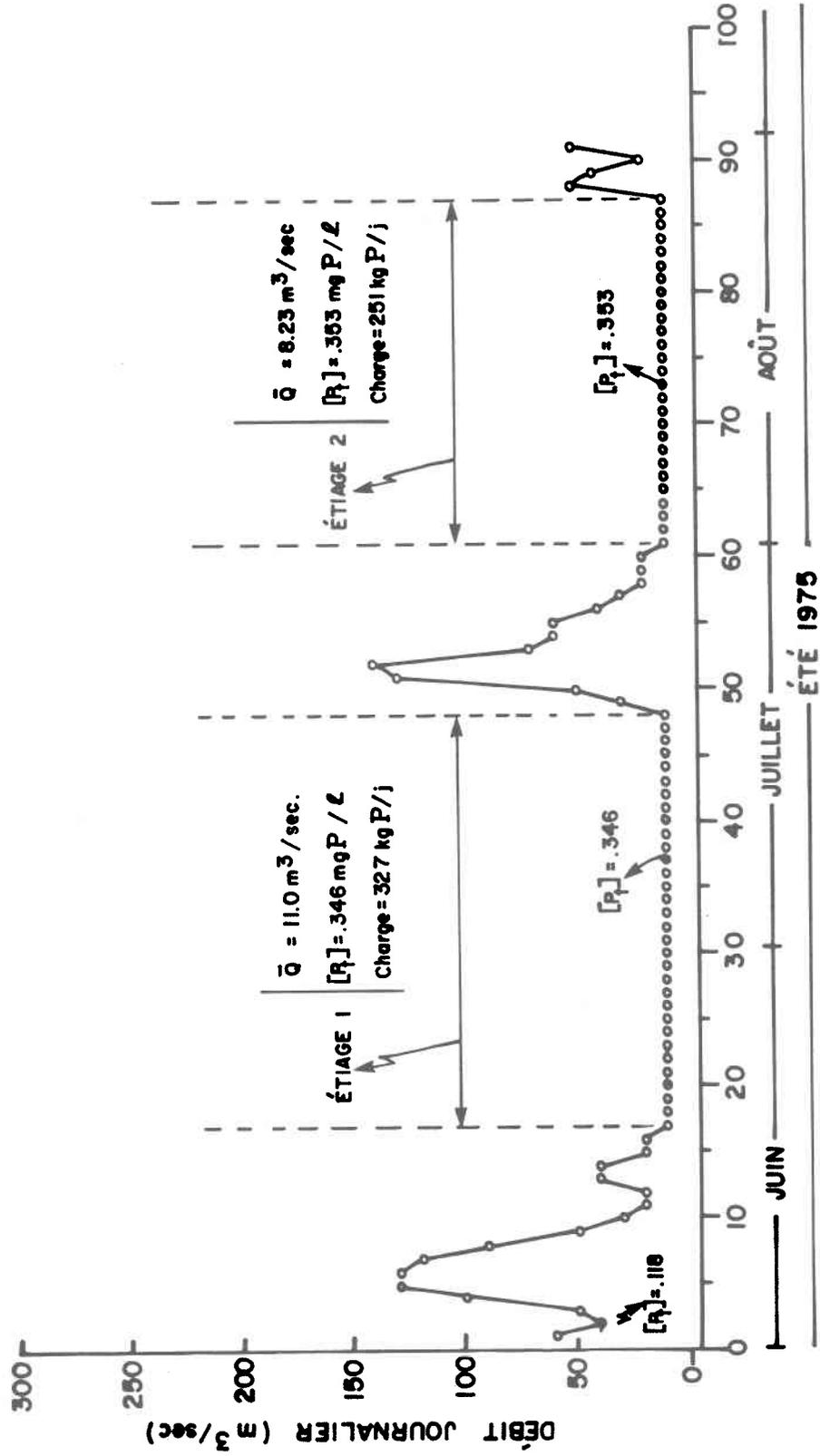
Hydrogramme 7. Régime hydrologique de la rivière Yamaska en été 1975, point de contrôle 4 (station 3031 A).

COMMENTAIRES SUR L'HYDROGRAMME 7

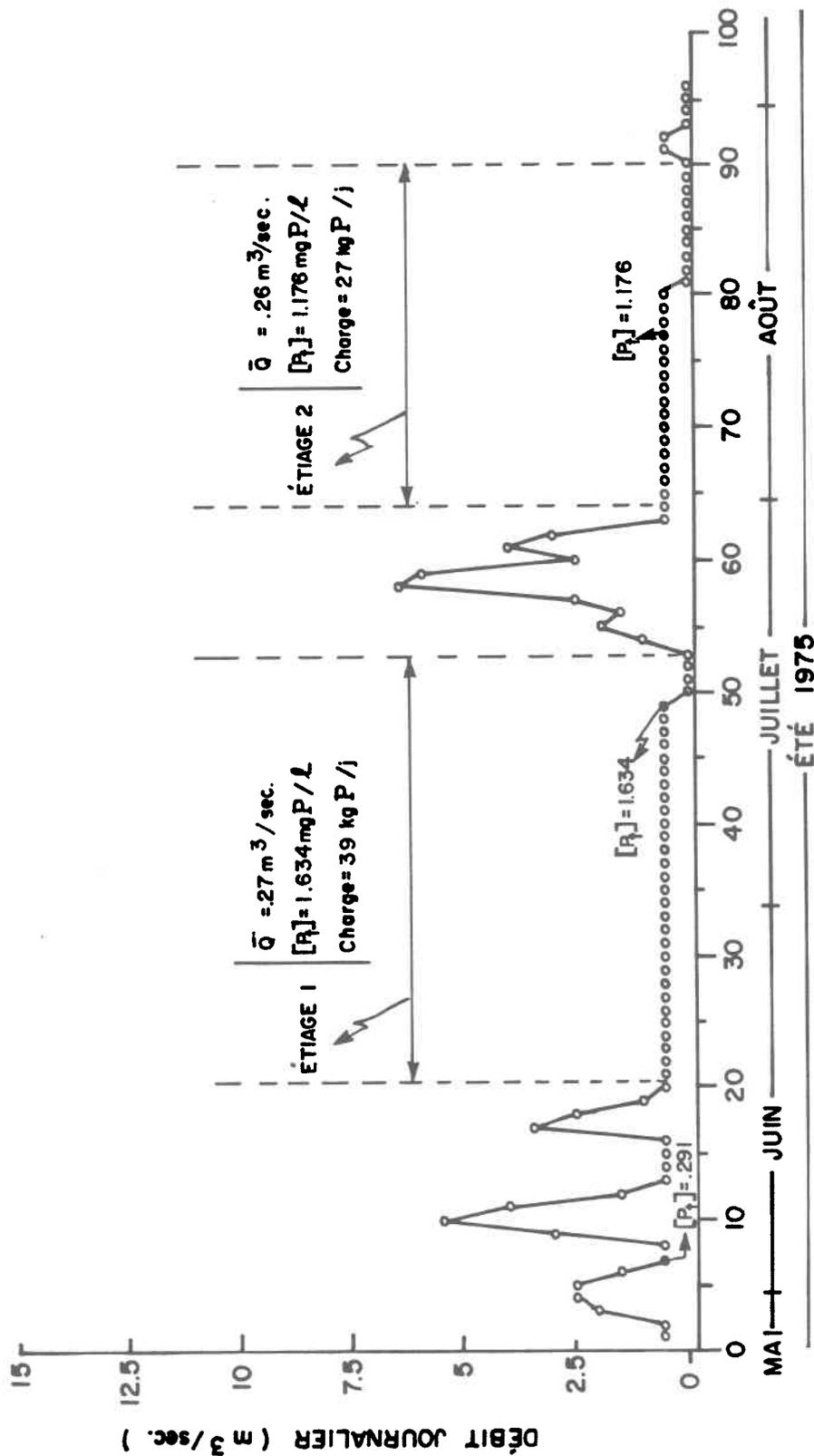
La concentration de .412 mg P/l ne peut être considérée comme représentative de la période. Comme on peut le voir sur l'hydrogramme, celle-ci fut relevée à la pointe d'une petite crue suffisante pour provoquer un effet de remise en suspension important, mais insuffisante pour assurer en même temps une dilution, comme cela se produit durant de véritables épisodes de crues, alors que la concentration diminue considérablement (cf.: valeurs de concentration en montée de crues sur les différents hydrogrammes).

L'effet de remise en suspension devient d'ailleurs évident lorsqu'on s'en réfère à la spéciation de cette concentration. On constate en effet que 50% du phosphore dosé à ce moment est sous forme particulière, alors qu'en moyenne, pour toutes les autres concentrations prélevées dans la saison, la spéciation du phosphore est de 20% sous forme particulière et de 80% sous forme dissoute. On peut également se confirmer dans le fait que cette concentration n'est pas représentative, en référant à celle de 0.137 mg P/l mesurée à la deuxième période d'étiage.

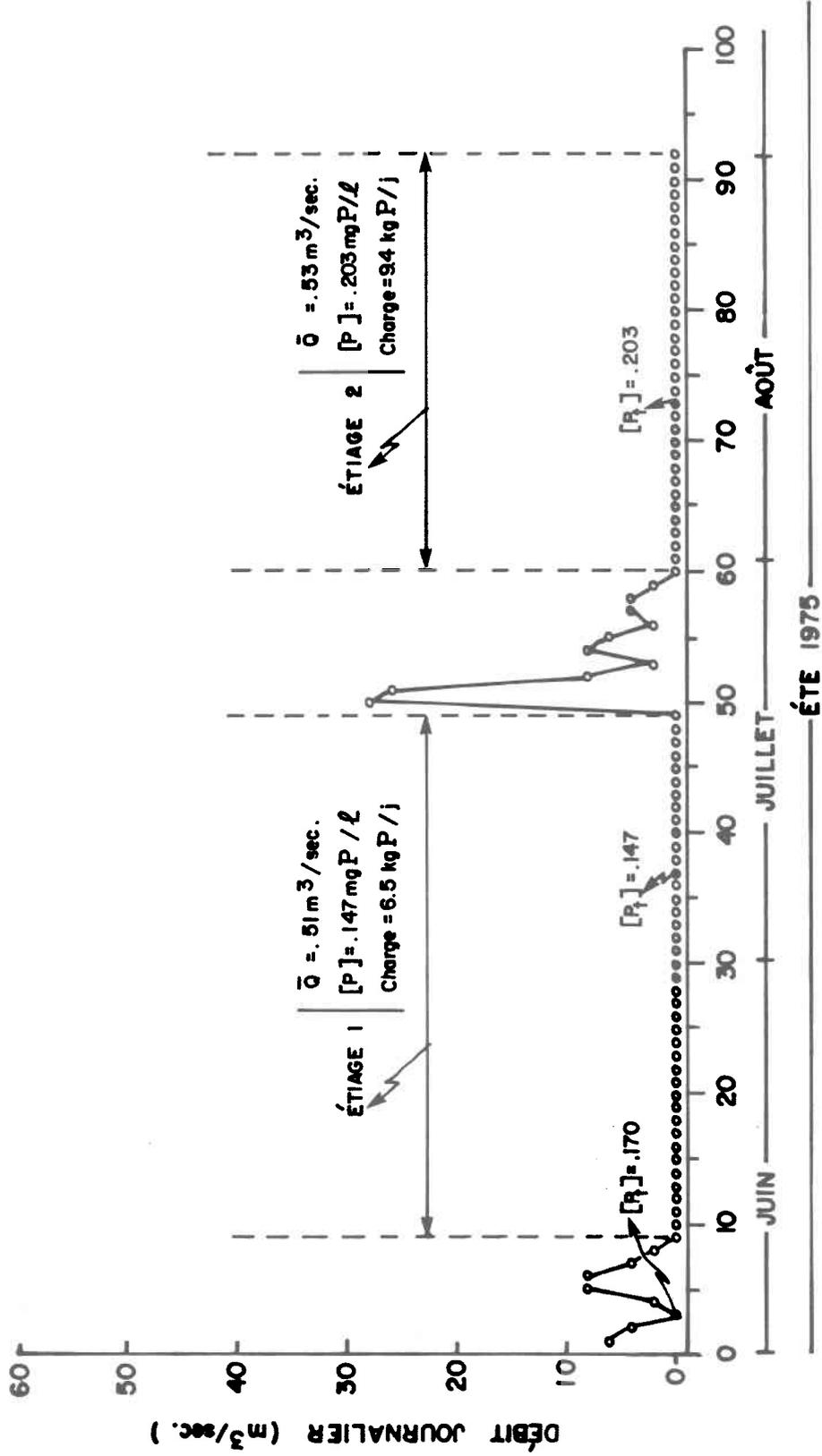
Il devenait donc nécessaire d'ajuster cette concentration à la réalité observée. De manière à pouvoir utiliser une concentration représentative de la période, nous avons fait le calcul de charges en utilisant la fraction dissoute, soit 50% de 0.412 mg P/l.



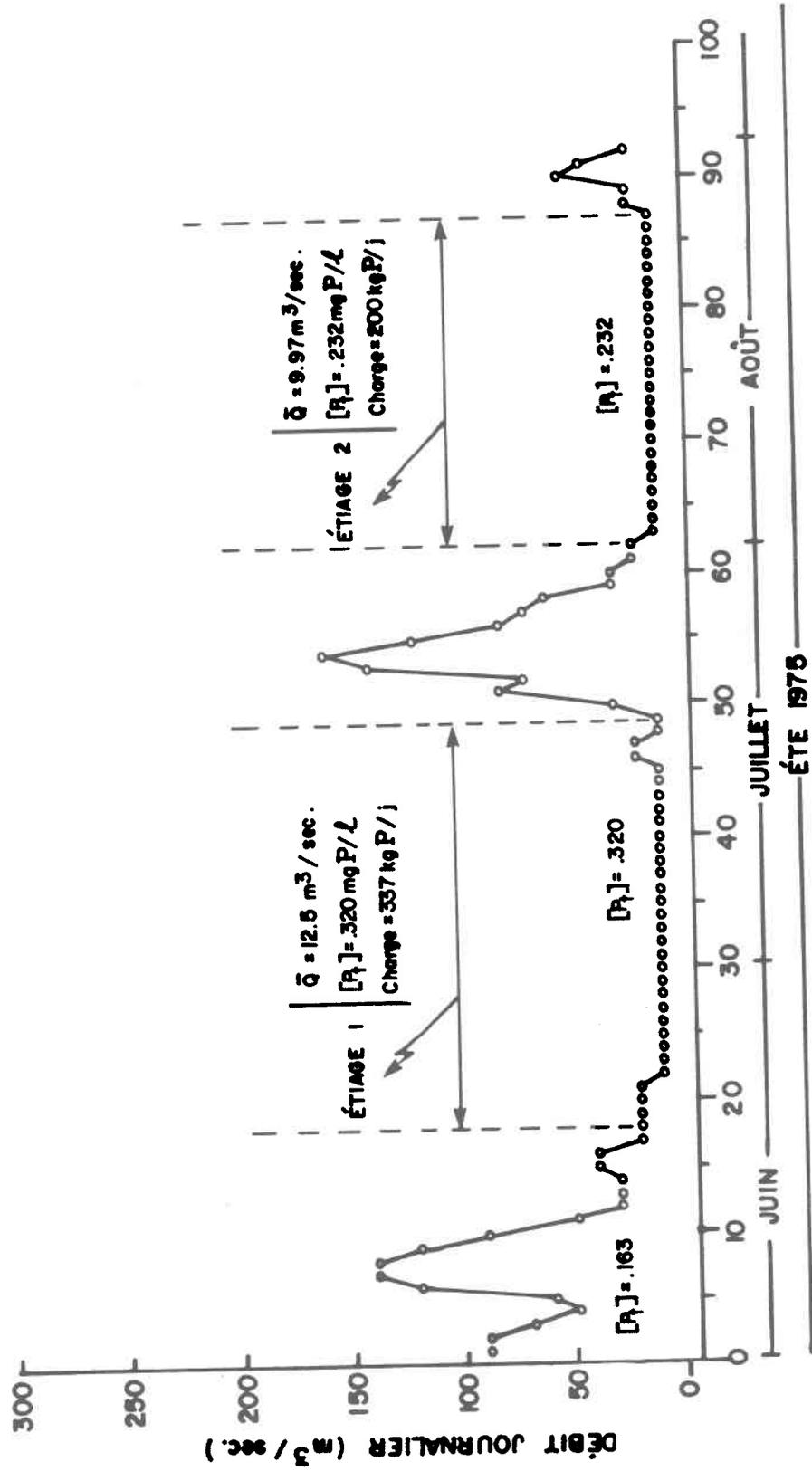
Hydrogramme 8 . Régime hydrologique de la rivière Yamaska en été 1975 , point de contrôle 5 (station 3030D) .



Hydrogramme 9 . Régime hydrologique à l'embouchure de la rivière Chibouette en été 1975 ( station 303IF ).



Hydrogramme 10 . Régime hydrologique à l'embouchure de la rivière Salvail en été 1975 ( station 3031N ) .



Hydrogramme 11. Régime hydrologique de la rivière Yamaska en été 1975, point de contrôle 6 (station 3030 Z).

ANNEXE VII

Calcul des coefficients de transport net  
sur la rivière Yamaska

## ANNEXE VII

Calcul des coefficients de transport net  
sur la rivière Yamaska

Saison hydrologique de l'été 1975, Etiage 1

## 1. Tronçon 1; Cowansville → Point de contrôle 1 (station 3031G)

En début de tronçon, la charge entrante est celle rejetée par Cowansville et évaluée à 47 kg P/jour (phosphore total).

Aucune autre charge intermédiaire ponctuelle n'est introduite dans le tronçon, ni d'une agglomération, ni d'un tributaire important. Etant en période d'étiage, les apports intermédiaires diffus sont négligés. Ce tronçon coule en territoire non agricole d'où l'absence d'un apport potentiel par les écoulements directs de purin de porcs.

Si la charge entrante devait être conservative sur le parcours du tronçon, la charge mesurée en fin de tronçon devrait bien être égale. En fin de tronçon, on mesure une charge sortante de 30 kg P/jour (cf.: Annexe VII, hydrogramme 1), d'où un coefficient de transport net  $A_1 = .64$ .

$$A_1 = \frac{C_2}{C_1} = \frac{30}{47} = .64$$

2. Tronçon 2: Point de contrôle 1 (station 3031G) → Point de contrôle 2 (station 3031H)

La charge sortante du tronçon 1 devient maintenant la charge entrante du tronçon 2, soit 30 kg P/jour.

Ce tronçon comprend aussi la confluence des rivières Yamaska Nord et Yamaska Centre, d'où l'apport intermédiaire des charges de deux tributaires importants. Cependant, comme on peut le voir sur la carte donnée à la fin de cette annexe, ces deux branches se fondent d'abord en un seul tronçon de quelque dix (10) km qui vient ensuite confluer avec le tronçon 2 étudié ici. Ne disposant pas de station de mesure au point de confluence de ce tronçon avec le tronçon 2, il a fallu simplifier la réalité et considérer que les deux branches confluaient directement sur le tronçon 2.

La charge mesurée à l'embouchure de la Yamaska Nord provient essentiellement de la ville de Granby à quelque vingt (20) km en amont; elle a été évaluée à 251 kg P/jour. La plus grande partie des pertes qu'encourt cette charge se produit dans la Yamaska Nord elle-même. A son embouchure en effet, la charge mesurée n'est plus que de 150 kg P/jour (cf.: annexe VI, hydrogramme 3).

La charge mesurée à l'embouchure de la Yamaska Centre est très faible, soit 3 kg P/jour, ce qui traduit bien l'apport en provenance d'un territoire non agricole et non urbanisé (cf.: annexe VI, hydrogramme 4).

On a donc pour le tronçon 2 une charge entrante de 30 kg P/jour et deux charges intermédiaires de tributaires, soit 150 kg P/jour et 3 kg P/jour. Si ces charges étaient conservatives, la charge totale en fin de tronçon devrait leur être égale. Or, la charge mesurée en fin du tronçon 2 est de 85 kg P/jour (cf.: Annexe VI, hydrogramme 5), d'où un coefficient de transport net  $A_2 = 0.46$ .

$$A_2 = \frac{C_2}{C_1 + C_p} = \frac{85}{30 + 150 + 3} = 0.46$$

3. Tronçon 3: Point de contrôle 2 → Point de contrôle 3 (station 3031B)

La charge sortante du tronçon 2 devient la charge entrante du tronçon 3, soit 85 kg P/jour.

Immédiatement après le point de contrôle qui marque le début du tronçon 3, ce dernier reçoit l'apport de Farnham évalué à 33 kg P/jour.

Le tronçon reçoit aussi les apports intermédiaires ponctuels de deux agglomérations, St-Césaire (28 kg P/jour) et Rougemont (8.8 kg P/jour).

De même, il reçoit encore les apports de deux tributaires agricoles principaux, les rivières Yamaska sud-ouest et Barbue, dont les charges à l'embouchure nous demeurent inconnues faute de stations de

mesure à ces endroits. Même inconnus, ces apports sont toutefois implicitement pris en compte dans le coefficient de transport net, via la charge sortante totale en fin de tronçon. D'autre part, étant en période d'étiage, les apports intermédiaires diffus d'origine agricole sont assumés négligeables.

La charge sortante mesurée en fin de tronçon est de 145 kg P/jour (cf.: Annexe VI, hydrogramme 6). Par rapport à la charge entrante et aux charges ponctuelles intermédiaires, la charge sortante traduit un coefficient de transport net sur ce tronçon de 0.95 .

$$A_3 = \frac{C_2}{(C_1 + C_p)} = \frac{147}{(85 + 33 + 28 + 8.8)} = 0.95$$

Avec une valeur près de l'unité, ce coefficient de transport net traduit bien le fait que le tronçon reçoit aussi des apports agricoles, probablement imputables aux tributaires déjà mentionnés.

#### 4. Tronçon 4: Pointe de contrôle 3 → Point de contrôle 4 (station 3031A)

La charge sortante du tronçon 3 devient maintenant la charge entrante du tronçon 4, soit 147 kg P/jour.

Ce tronçon reçoit deux charges intermédiaires ponctuelles: celle de St-Damase (15.7 kg P/jour) et celle de la rivière Noire ( $K_3 = 38$  kg P/jour; cf. annexe VI, hydrogramme 7). Le sous-bassin de la rivière

Noire concentre plus de 60% de l'élevage du porc dans le bassin de la Yamaska (d'après Jones, 1976). La charge mesurée à l'embouchure de cet important tributaire traduit probablement donc l'une des contributions les plus significatives qui puisse être imputée au phénomène des écoulements directs de purin. D'autre part, les apports intermédiaires diffus sont toujours considérés négligeables et le tronçon ne reçoit pas d'autres tributaires majeurs.

La charge sortante mesurée en fin de tronçon est de 176 kg P/jour (cf.: annexe VI, hydrogramme 8), d'où un coefficient de transport net de 0.87.

$$A_4 = \frac{C_2}{(C_1 + C_p)} = \frac{176}{(147 + 38 + 15.7)} = 0.87$$

5. Tronçon 5: Point de contrôle 4 → Point de contrôle 5 (station 3030D)

La charge sortante du tronçon précédent devient la charge entrante du tronçon 5, soit 176 kg P/jour.

Ce tronçon est relativement court. Il reçoit la charge très importante de St-Hyacinthe, laquelle est évaluée à 207 kg P/jour.

De plus, ce tronçon reçoit aussi deux petits tributaires dont les sous-bassins drainent un territoire où se pratique un élevage très intensif du porc (d'après Jones, 1976). Ces petits tributaires repré-

sentent probablement un apport en phosphore non négligeable, mais qui ne peut être évalué de façon explicite, faute de stations de mesure à leur embouchure. Ces apports seront de toute façon intégrés à l'expression du coefficient de transport net.

La charge sortante en fin de tronçon est de 327 kg P/jour (cf.: annexe VI, hydrogramme 9), d'où un coefficient de transport net sur ce tronçon de  $A_5 = 0.85$

$$A_5 = \frac{C_2}{(C_1 + C_p)} = \frac{327}{(176 + 207)} = 0.85$$

En raison de la courte distance du tronçon, on aurait pu s'attendre à un coefficient de transport plus efficace, c'est-à-dire plus près de l'unité. Le résultat obtenu peut toutefois s'expliquer par la présence sur ce tronçon d'un déversoir qui crée derrière lui un petit réservoir capable d'agir à la façon d'une trappe à sédiments. Le déversoir en question est situé à mi-chemin sur le tronçon, au coeur de la ville de St-Hyacinthe.

6. Tronçon 6: Point de contrôle 5 → Point de contrôle 6 (station 3030Z)

La charge sortante du tronçon précédent devient toujours la charge entrante du présent tronçon, soit 327 kg P/jour.

Ce tronçon reçoit l'apport ponctuel intermédiaire de Ste-Rosalie évalué à 9.9 kg P/jour.

Il reçoit aussi les apports de quatre tributaires agricoles importants dont les charges de seulement deux (2) d'entre eux nous sont connues: les rivières Salvail et Chibouette.

La rivière Chibouette draine un territoire où l'élevage du porc se pratique de façon très intensive (Jones, 1976). La rivière Salvail draine également un territoire agricole, mais où l'élevage du porc se révèle une activité beaucoup moins importante. Pour ces deux bassins de superficie comparable, cette différence est bien traduite par les charges mesurées à l'embouchure de ces deux (2) tributaires. La charge mesurée à l'embouchure de la rivière Salvail est de 6.5 kg P/jour, alors que celle mesurée à l'embouchure de la Chibouette atteint 38.8 kg P/jour (cf.: annexe VII, hydrogramme 10 et 11). Les deux autres tributaires sur lesquels nous n'avons pu disposer de stations de mesure traversent également des secteurs marqués par une pratique intensive de l'élevage du porc. Il aurait donc été souhaitable de pouvoir considérer leurs apports de façon explicite; par défaut, ces apports sont implicitement pris en compte dans l'expression du transport net.

La charge sortante mesurée en fin de ce tronçon est de 337 kg P/jour (cf.: annexe VI, hydrogramme 12). Il en résulte un coefficient de transport net de 0.88.

ANNEXE VIII

A propos du calcul  
des débits massiques moyens

## Annexe VIII

## A propos du calcul des débits massiques moyens

Le calcul du débit massique de phosphore total (on pourrait également parler de flux ou de charge) en un point donné du cours d'eau et sur une période déterminée est fondamentalement relié à la dynamique "in situ" des concentrations en phosphore total.

Nous parlons ici de dynamique "in situ" parce qu'il s'agit non pas d'une dynamique saisonnière reliée aux apports du territoire en fonction des conditions écoclimatiques, mais d'une dynamique essentiellement gouvernée, ou créée, par le régime hydrologique du cours d'eau.

A la lumière des résultats de Cahill et al. (1974) et de ses propres travaux, Rigler (1980) propose une synthèse du comportement des concentrations en phosphore total avec le régime hydrologique. Cette synthèse recoupe d'ailleurs les observations rapportées par d'autres auteurs (Keup, 1968; Johnson et al., 1976; Harms et al., 1978; Verhoff et al., 1979).

Rigler (1980) met en évidence deux patrons de comportement des concentrations en  $P_t$  selon qu'il s'agit d'un cours d'eau non pollué, c'est-à-dire qui ne reçoit aucun apport anthropogénique, ou d'un cours d'eau soumis à des apports domestiques industriels et domestiques.

Dans le cas d'un cours non pollué, les concentrations en phosphore total sont faibles durant les épisodes de débits stables (base flow); dès que survient un épisode de crue, les concentrations augmentent très significativement. Cette augmentation des concentrations en  $P_t$  doit être imputée aux apports par ruissellement, mais principalement et surtout par l'effet de remise en suspension consécutive à l'épisode de crue (Keup, 1968; Cahill et al., 1974; Johnson et al., 1974; Harms et al. (1978). Cette remise en suspension est elle-même le fait d'une immobilisation préalable du phosphore sur le lit du cours d'eau par adsorption et sédimentation durant les périodes de débits stables; ce phénomène fut déjà traité à la section 5 du chapitre III.

Lors d'un épisode de crue, on constate par ailleurs que l'augmentation des concentrations s'effectue d'abord en concordance avec la montée de l'hydrogramme, mais qu'elle atteint son maximum avant celui des débits, alors que la montée de l'hydrogramme se poursuit, les concentrations ont déjà commencé à décroître et cette décroissance s'effectue de plus en plus rapidement à mesure que le débit approche de son pic maximum. Un exemple d'hydrogramme et de chémogramme superposés en fournit ci-après l'illustration.

Ce premier modèle qualitatif de la dynamique des concentrations en  $P_t$  dans un cours d'eau non pollué peut encore se vérifier à partir même des quelques données de concentrations disponibles sur la Yanaska

Centre, un tronçon peu influencé par les activités humaines. Ainsi, à l'hydrogramme 2 (année 1974), on peut voir une faible concentration (0.007 mg P/l) en période de débits stables; une concentration évaluée en montée de crue (.059 mg P/l) et décroissante en descente de crue (0.023). Evidemment, une valeur de .235 mg P/l en descente de crue demeure ici difficile à expliquer.

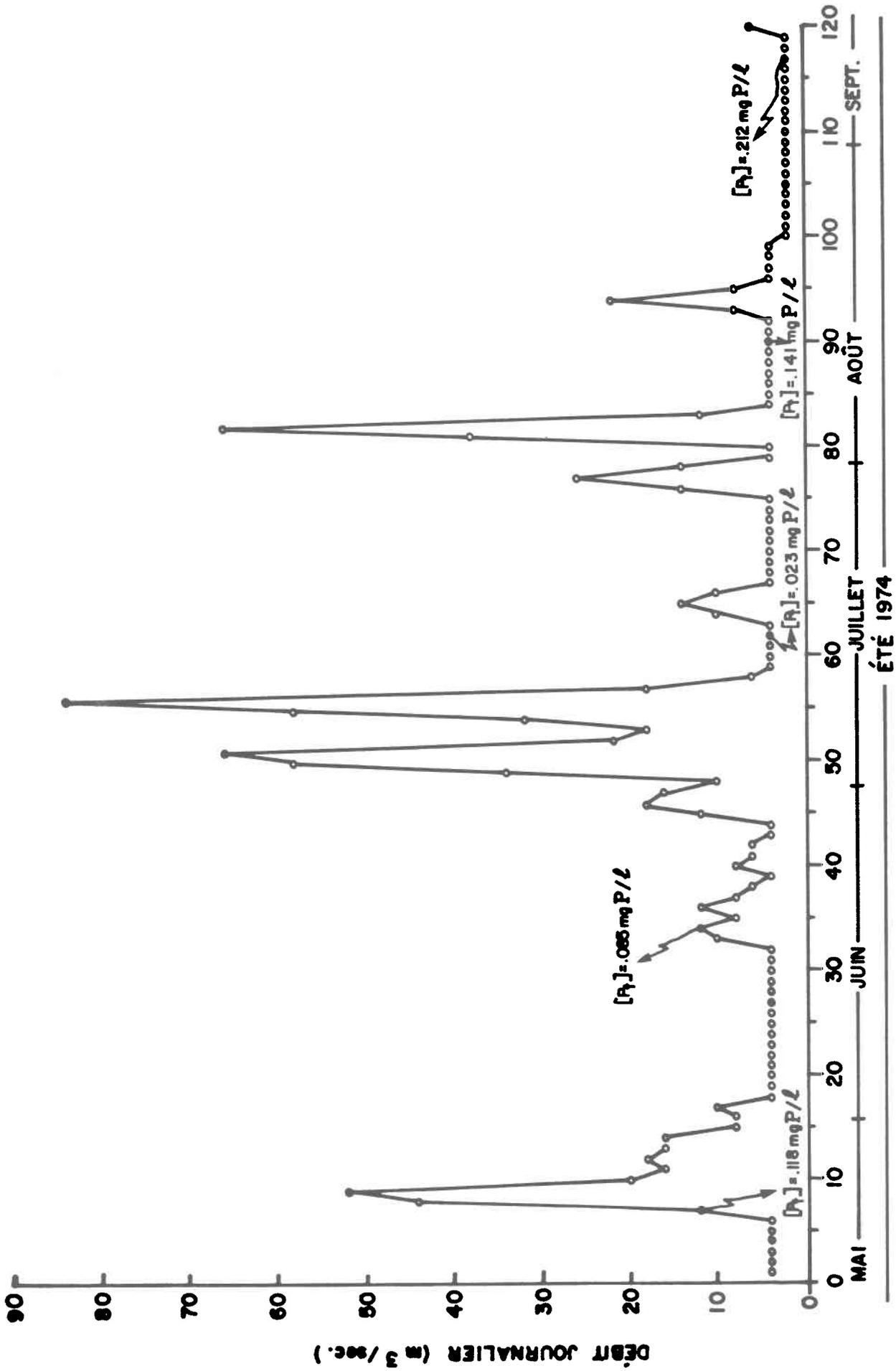
Dans le cas d'un cours d'eau pollué, Rigler (1980) met en évidence un deuxième modèle de la dynamique des concentrations en  $P_t$ . En effet, au lieu d'une augmentation des concentrations durant l'épisode de crue, on assiste à une diminution nette de celles-ci par rapport au niveau des concentrations durant les périodes de bas régime hydrologique. Ainsi, durant les périodes de bas régime hydrologique (base flow), l'absence de dilution sur les apports anthropogéniques maintient des concentrations élevées dans le cours d'eau; lorsque survient un épisode de crue, l'effet de dilution a vite fait de compenser les apports par remise en suspension et de diminuer par la suite les concentrations initialement élevées. Interprétant les résultats de Cahill et al. (1974), Rigler (1980) conclut dans ce sens que les cours d'eau pollués avaient des concentrations moyennes en  $P_t$  plus élevées en période de bas régime hydrologique qu'en période de crue.

Les données disponibles sur la Yamaska s'ajoutent d'ailleurs encore pour confirmer ces résultats. Comme on peut le voir aux hydrogram-

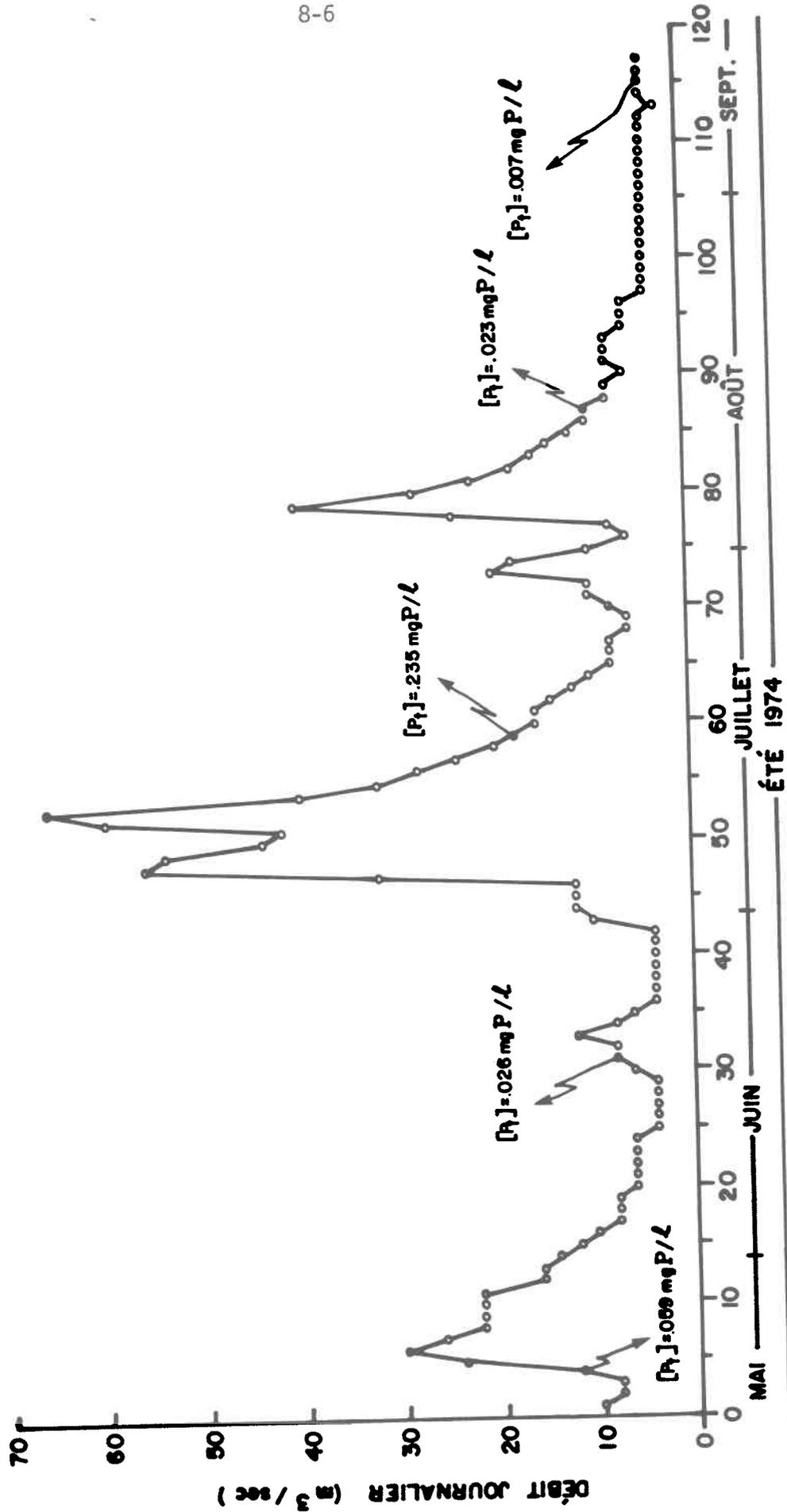
mes 4, 5, 6, 8, 9 et 11 de l'année 1975 (annexe VI), toutes les concentrations relevées en montée ou en descente de crue sont nettement inférieures à celles relevées en étiage.

Particulièrement vis-à-vis les cours d'eau soumis à d'importants apports anthropogéniques, ces observations démontrent tout le danger d'estimer un flux moyen en phosphore dans le cours d'eau, sans disposer des données nécessaires pour décrire adéquatement la dynamique des concentrations en périodes de crue.

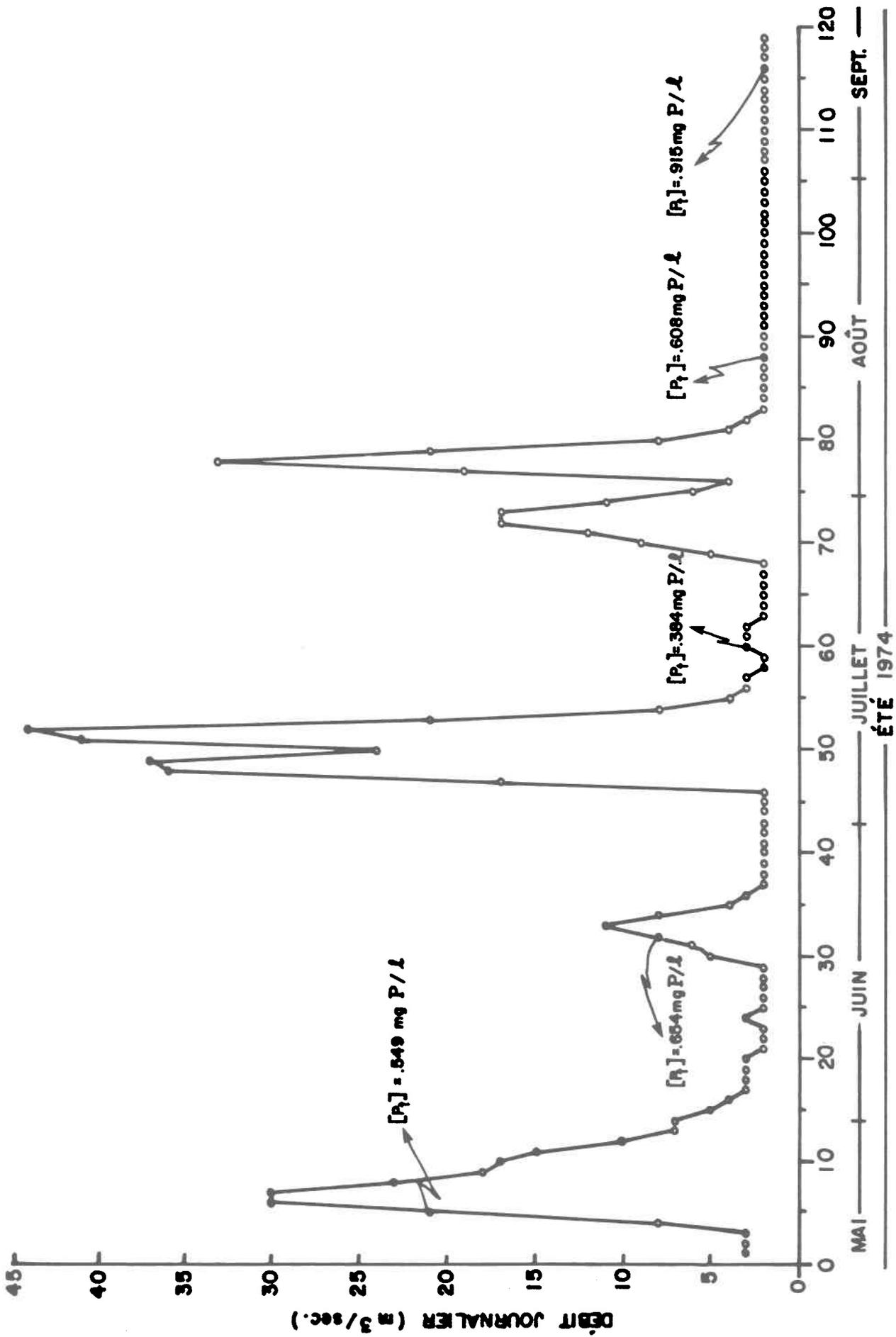
Ainsi, dans le cas des données de concentrations disponibles pour l'année 1974, un concours de circonstances a fait qu'aucune n'a pu être relevée lors d'un épisode de crue; toutes se trouvent avant ou après de tels épisodes (voir hydrogrammes 1974). Dans ces conditions, l'estimation d'un flux moyen en  $P_t$  conforme à la réalité ne pouvait être tentée, en égard aux considérations mises en évidence par Rigler (1980) et les autres auteurs déjà mentionnés.



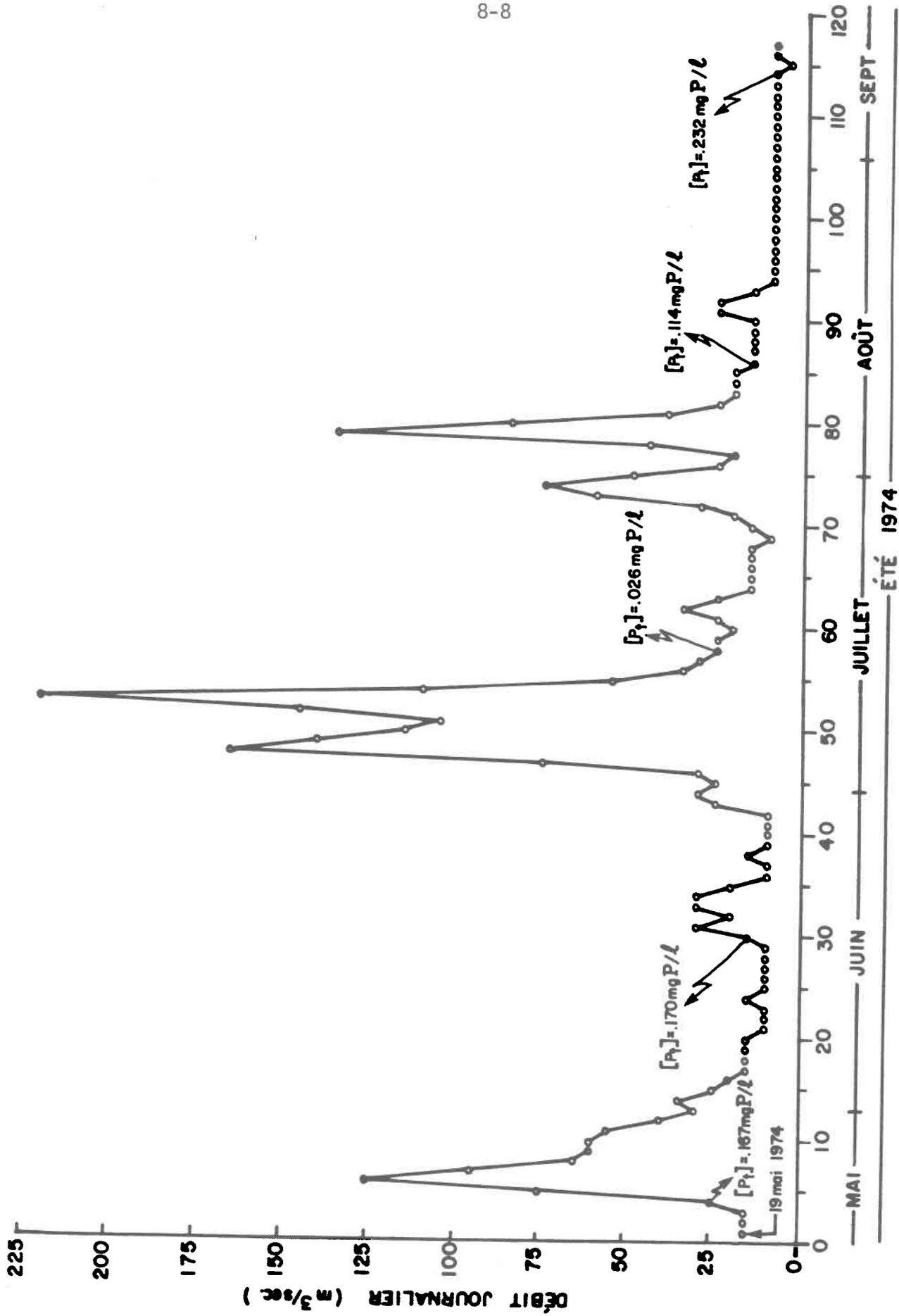
Hydrogramme I . Régime hydrologique de la rivière Yamaska en été 1974, point de contrôle I (station 3031G ) .



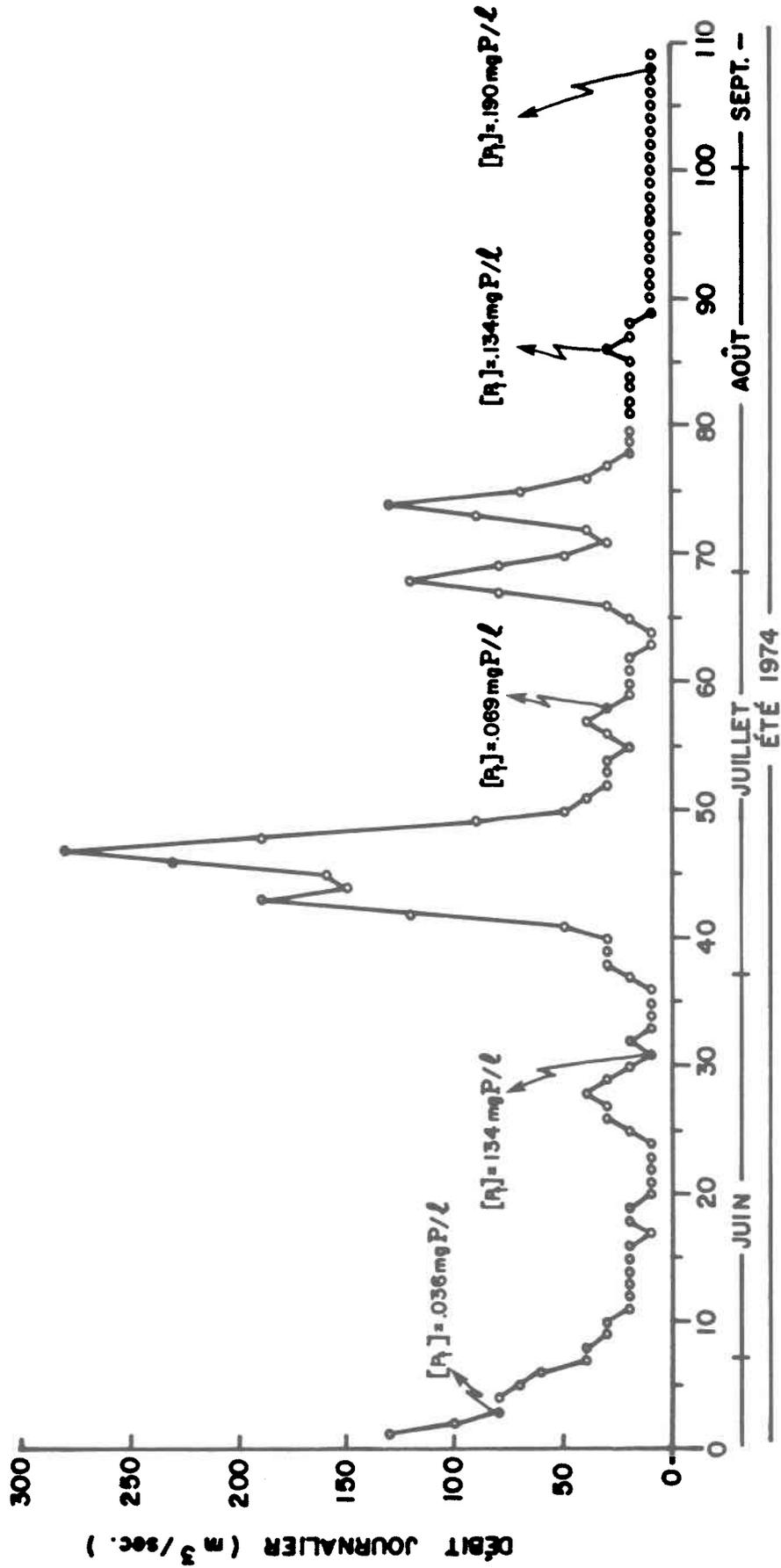
Hydrogramme 2. Régime hydrologique à l'embouchure de la Yamaska - Centre en été 1974 (station 3031E) .



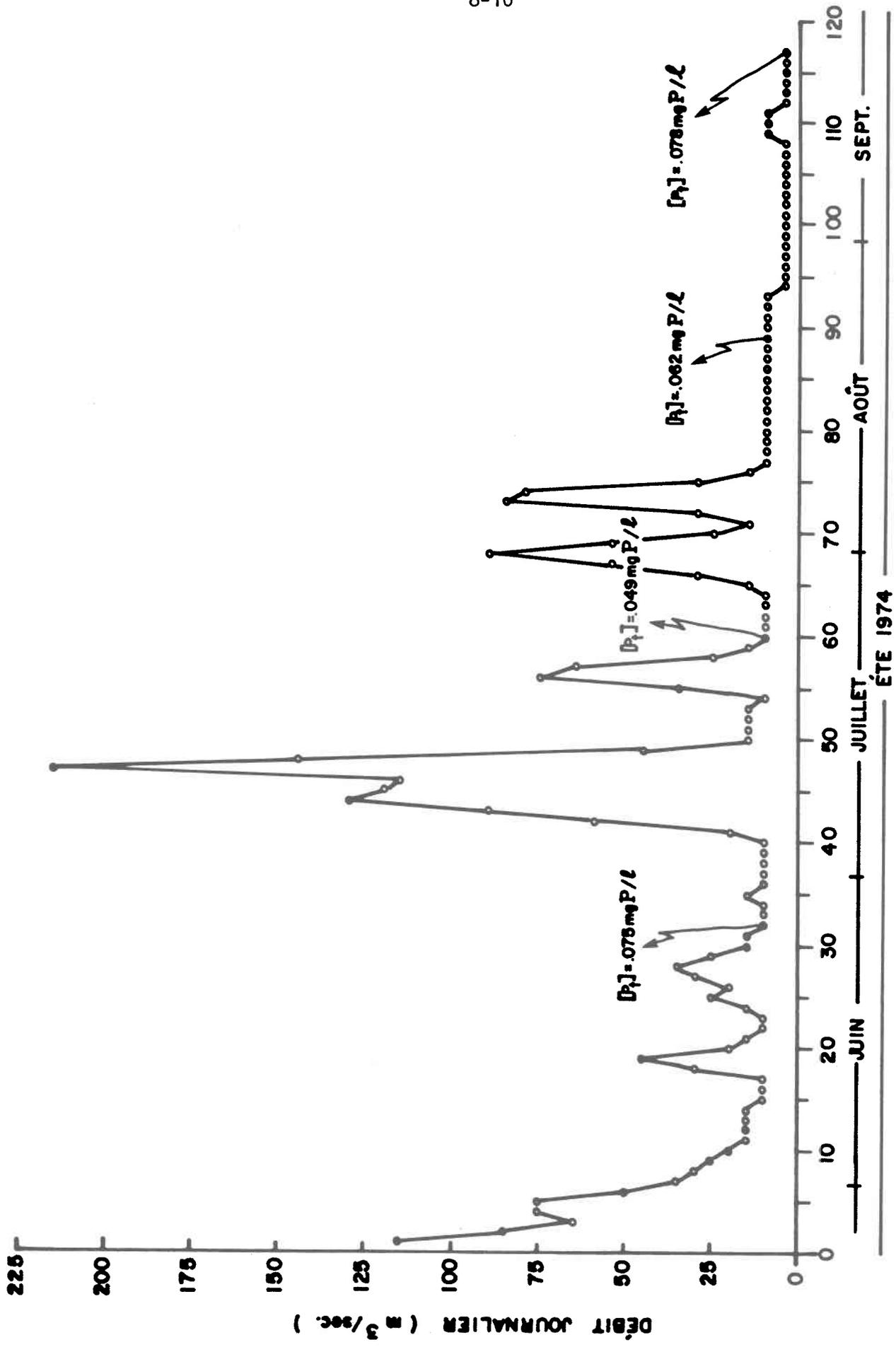
Hydrogramme 3 . Régime hydrologique à l'embouchure de la Yamaska Nord en été 1974 ( station 3031D ).



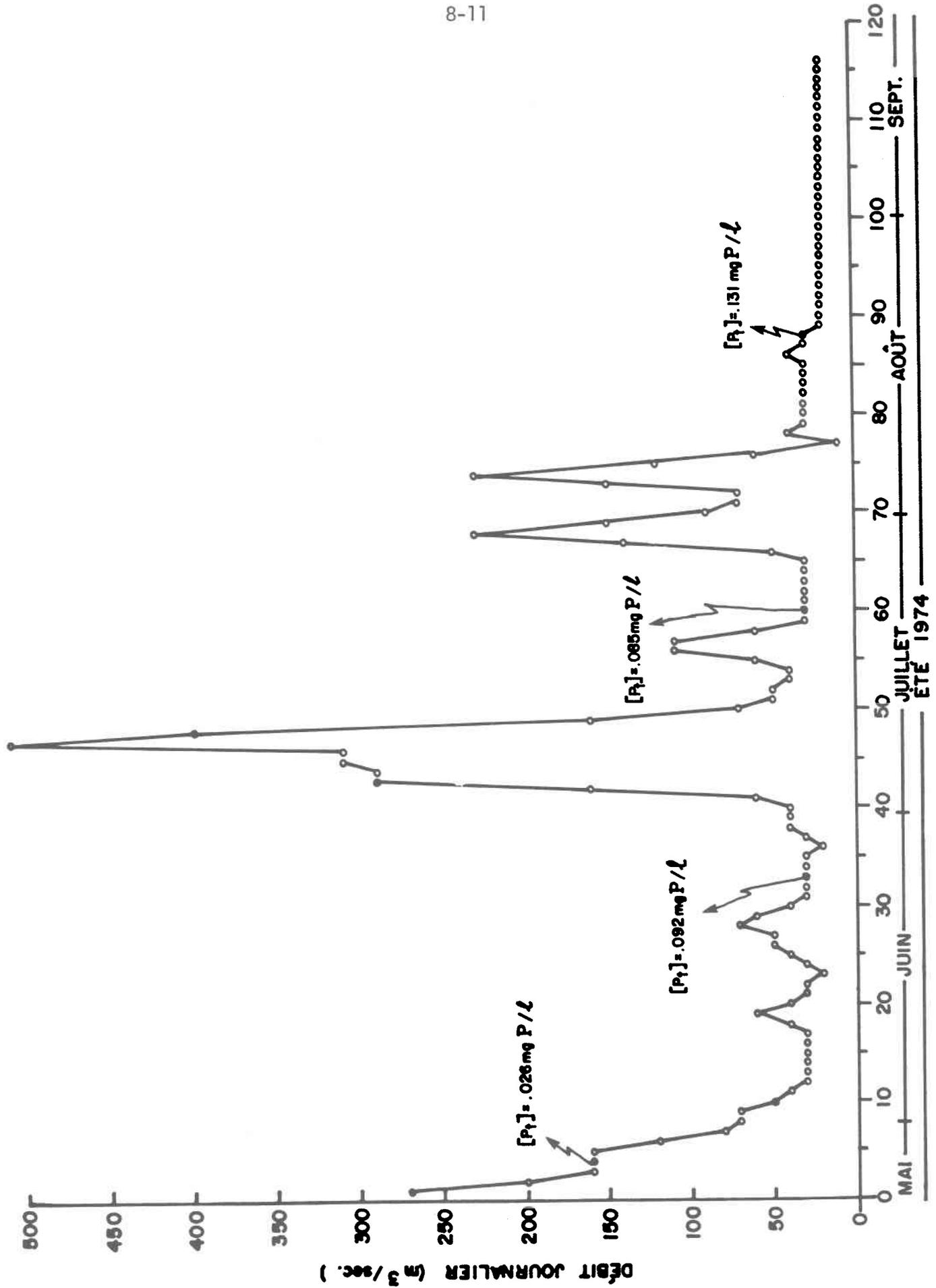
Hydrogramme 4 . Régime hydrologique de la rivière Yamaska en été 1974 , point de contrôle 2 ( station 3031H ).



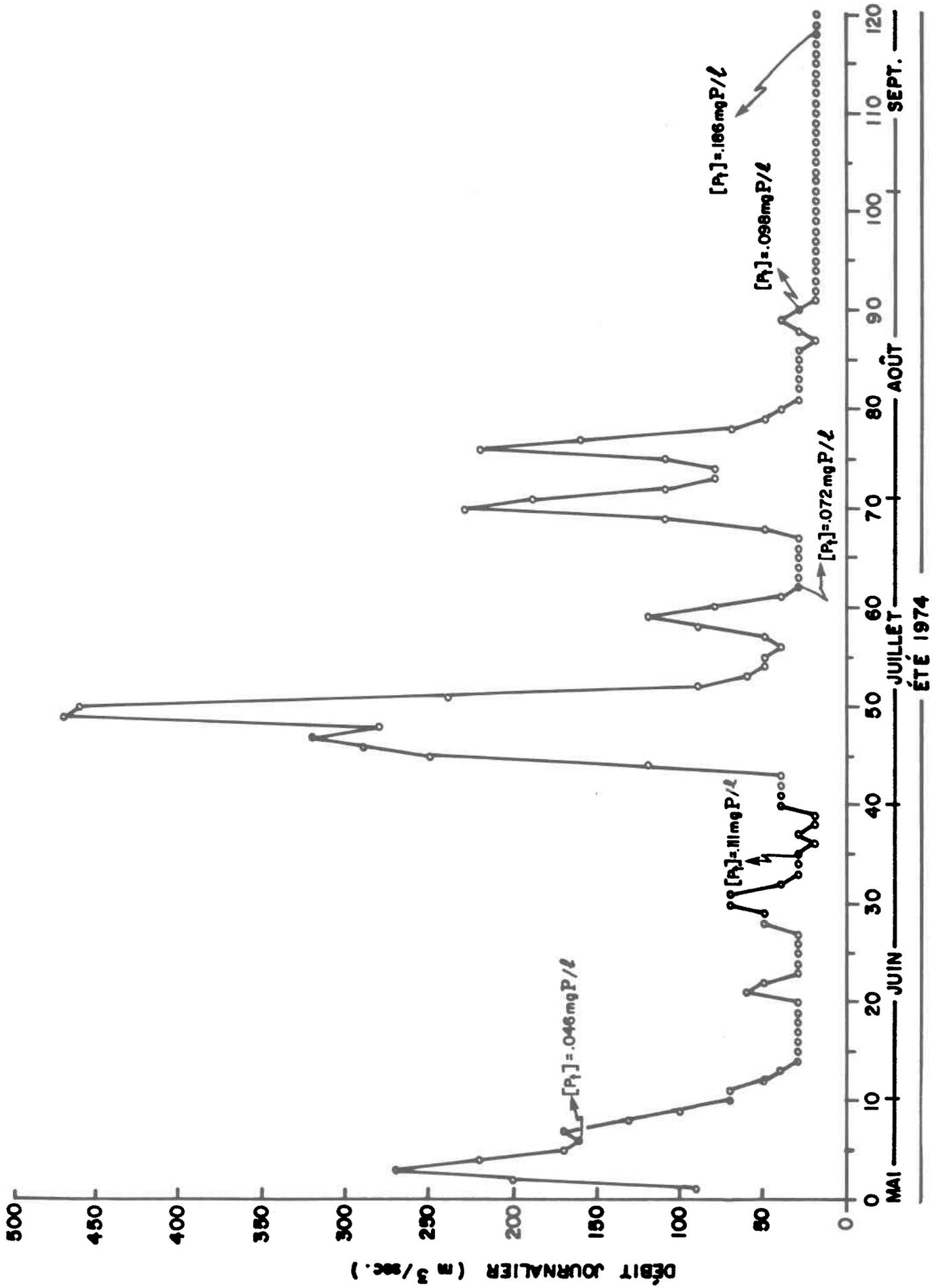
Hydrogramme 5 . Régime hydrologique de la rivière Yamaska en été 1974 , point de contrôle 3 ( station 3031B ) .



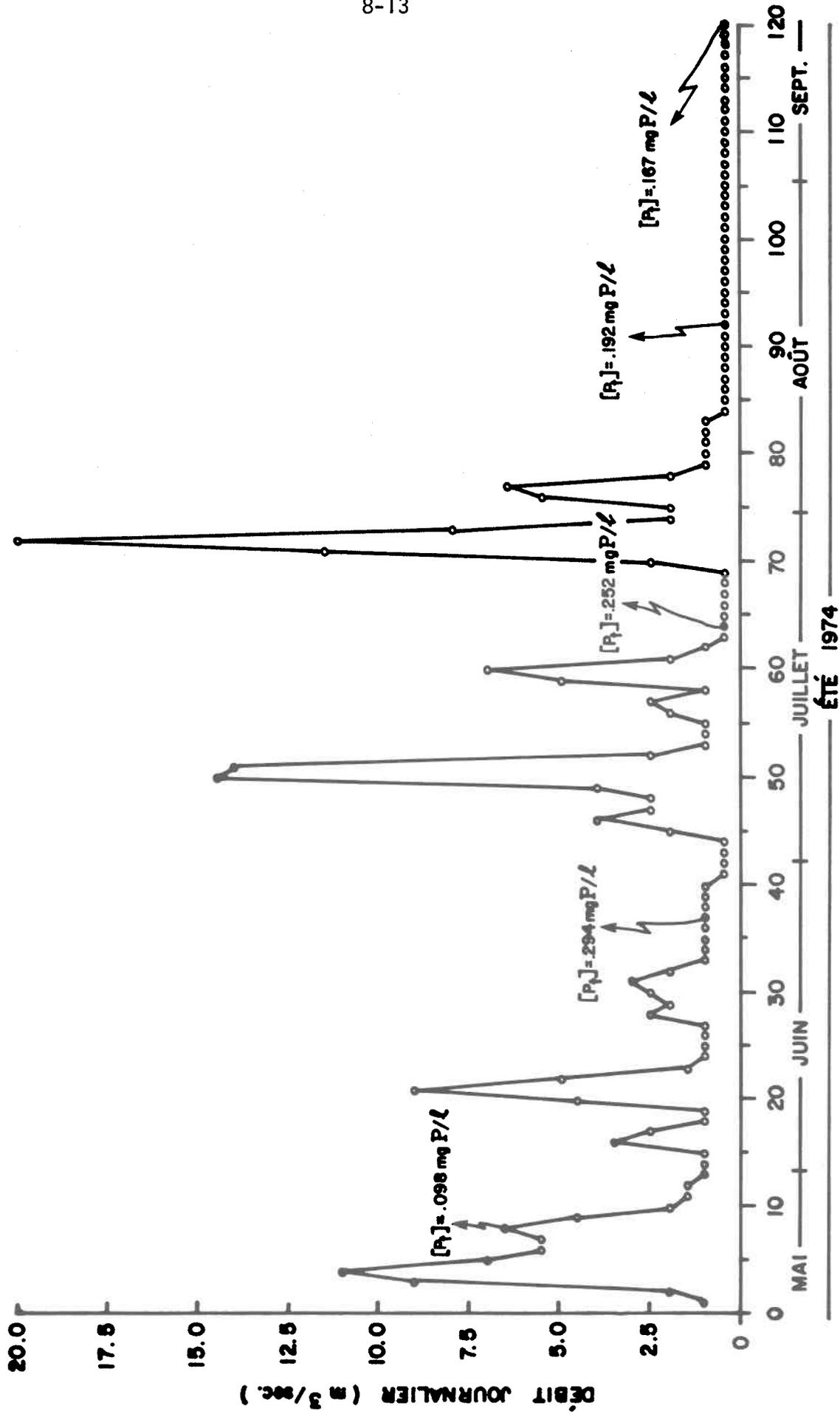
Hydrogramme 6 . Régime hydrologique à l'embouchure de la Rivière Noire en été 1974 ( station 3030C ) .



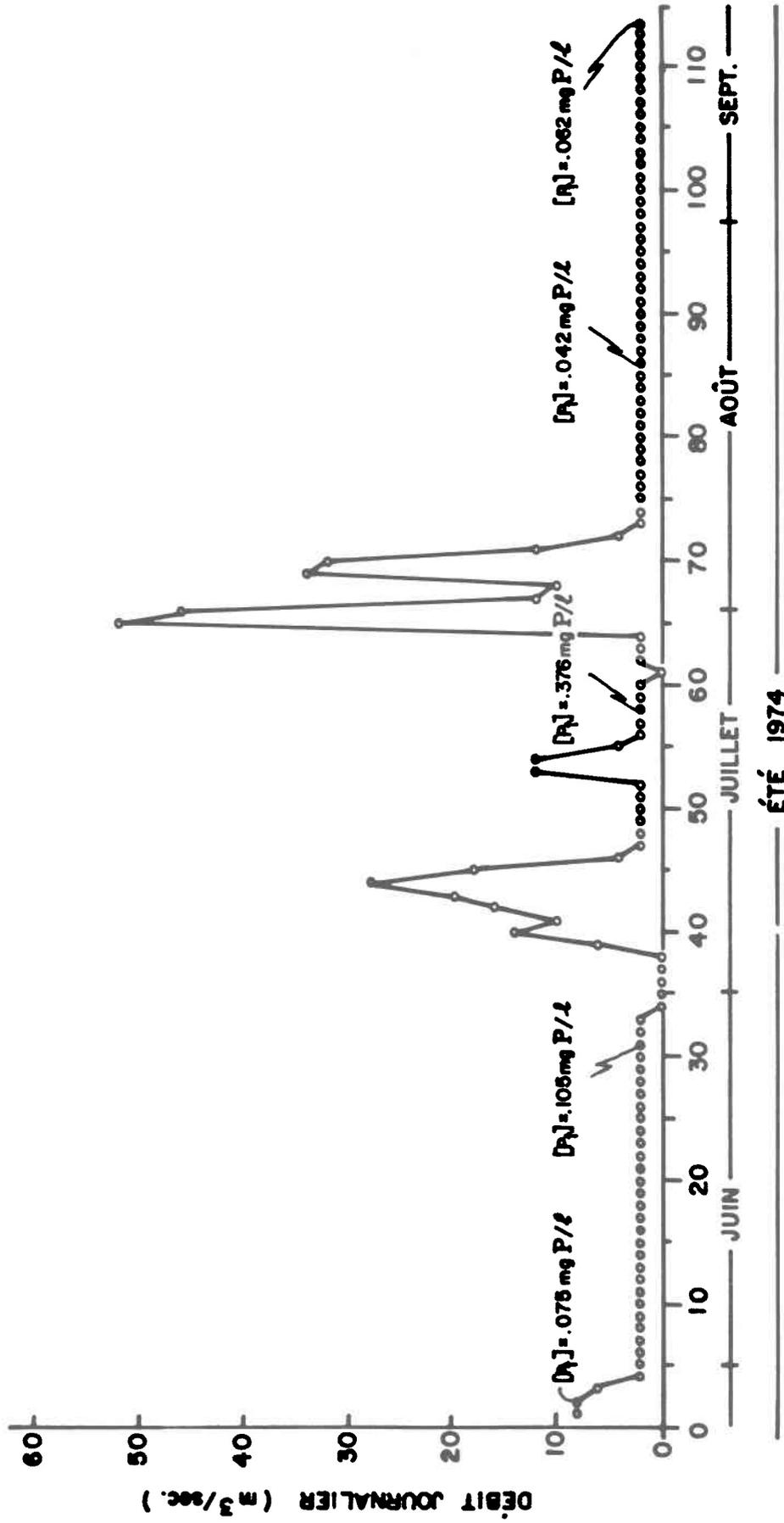
Hydrogramme 7 . Régime hydrologique de la rivière Yamaska en été 1974, point de contrôle 4 ( station 3031A ) .



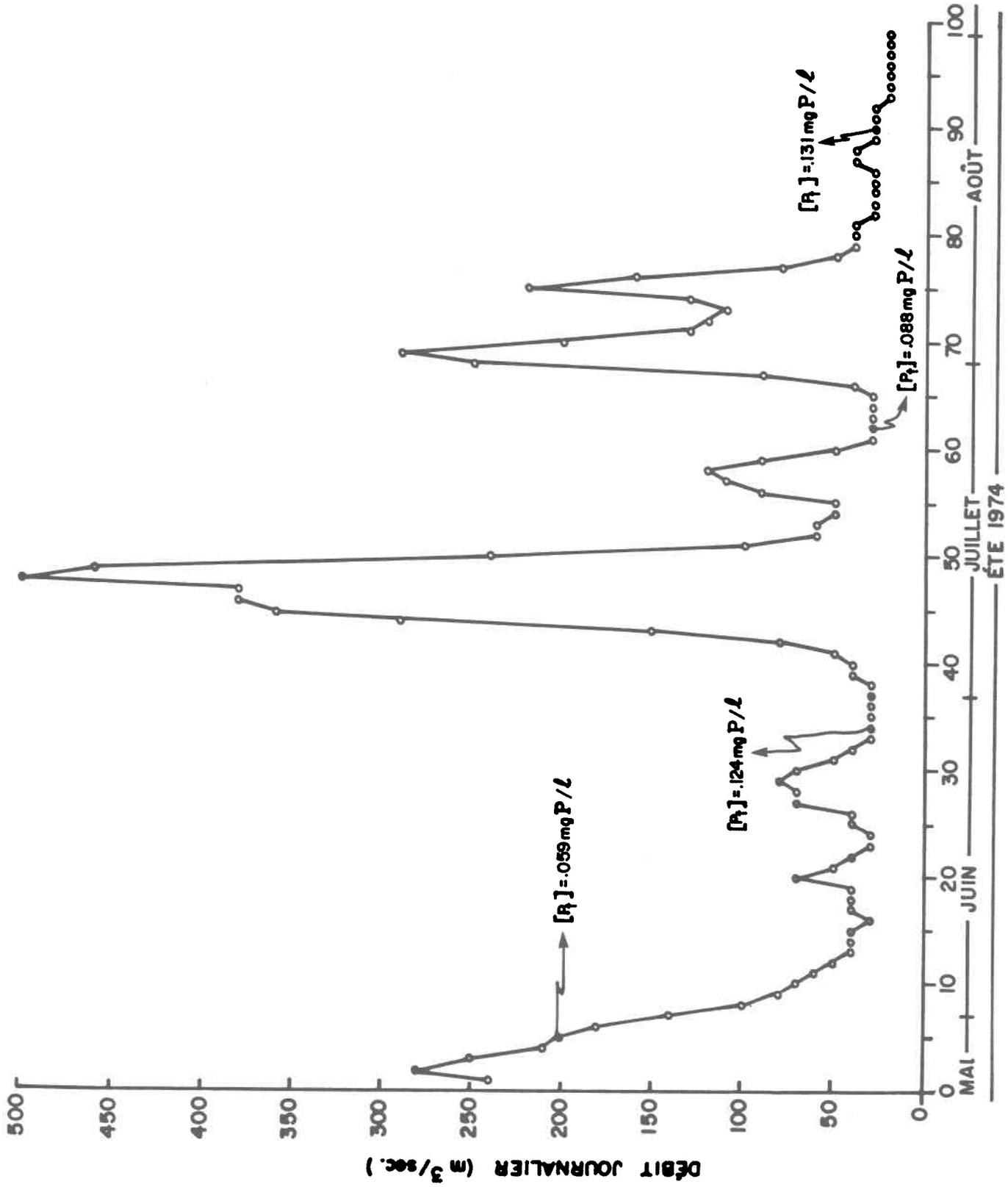
Hydrogramme 8. Régime hydrologique de la rivière Yamaska en été 1974, point de contrôle 5 (station 3030 D).



Hydrogramme 9 . Régime hydrologique à l'embouchure de la rivière Chibouette en été 1974 ( station 3031P ).



Hydrogramme 10. Régime hydrologique à l'embouchure de la rivière Salvail en été 1974 (station 303IN).



Hydrogramme 11. Régime hydrologique de la rivière Yamaska en été 1974, point de contrôle 6 ( station 3030Z ).