

**Université de Montréal**

**Impact de la station d'épuration des eaux de St-Adolphe-d'Howard  
sur le lac Ste-Marie, dans les Laurentides**

par

Christine Lamoureux

Département des sciences biologiques  
Faculté des arts et des sciences

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures  
en vue de l'obtention du grade de  
Maître ès sciences (M.SC.)  
en sciences biologiques

Avril 2006

© Christine Lamoureux, 2006





**Direction des bibliothèques**

**AVIS**

L'auteur a autorisé l'Université de Montréal à reproduire et diffuser, en totalité ou en partie, par quelque moyen que ce soit et sur quelque support que ce soit, et exclusivement à des fins non lucratives d'enseignement et de recherche, des copies de ce mémoire ou de cette thèse.

L'auteur et les coauteurs le cas échéant conservent la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent ce document. Ni la thèse ou le mémoire, ni des extraits substantiels de ce document, ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans l'autorisation de l'auteur.

Afin de se conformer à la Loi canadienne sur la protection des renseignements personnels, quelques formulaires secondaires, coordonnées ou signatures intégrées au texte ont pu être enlevés de ce document. Bien que cela ait pu affecter la pagination, il n'y a aucun contenu manquant.

**NOTICE**

The author of this thesis or dissertation has granted a nonexclusive license allowing Université de Montréal to reproduce and publish the document, in part or in whole, and in any format, solely for noncommercial educational and research purposes.

The author and co-authors if applicable retain copyright ownership and moral rights in this document. Neither the whole thesis or dissertation, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms, contact information or signatures may have been removed from the document. While this may affect the document page count, it does not represent any loss of content from the document.

Université de Montréal

Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé :

**Impact de la station d'épuration des eaux de St-Adolphe-d'Howard sur  
le lac Ste-Marie, dans les Laurentides**

présenté par :

Christine Lamoureux

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Dr Marc Amyot .....président du jury  
Dr Richard Carignan..... directeur de recherche  
Dr Yves Prairie..... membre du jury

Mémoire accepté le : .....

## RÉSUMÉ

Au Québec, le gouvernement provincial exige des stations d'épuration municipales, dont le nombre augmente sans cesse, une rétention de P moyenne de 80%. Malgré qu'elles soient d'importantes sources d'eutrophisation anthropique, l'impact de telles stations d'épuration sur leurs milieux récepteurs, tel le lac Ste-Marie à St-Adolphe-d'Howard, n'a jamais été établi dans la région jusqu'à maintenant.

Les objectifs de cette étude étaient i) d'établir le bilan de P du lac Ste-Marie, ii) d'évaluer l'impact de la station d'épuration sur la qualité de l'eau du lac, et iii) de déterminer la production individuelle et contemporaine de P à St-Adolphe-d'Howard.

D'abord, les charges externes de P du lac Ste-Marie totalisaient 537 kg en 2004, dont 101 kg (19%) étaient attribuables à la station d'épuration. Les autres sources de P étaient l'exutoire du lac St-Joseph (276 kgP), les autres tributaires du lac Ste-Marie (98 kgP), les résidences munies d'un système septique individuel (36 kgP) et les précipitations (26 kgP).

Ensuite, malgré le respect des exigences gouvernementales en termes de rejet de P à St-Adolphe-d'Howard, il a été démontré que l'effluent municipal avait un impact sur le lac Ste-Marie. En effet, des hausses significatives ont été observées durant les mois d'été au niveau de six variables ( $P_{tot}$ ,  $N_{tot}$ ,  $NO_3^-$ ,  $NH_4^+$ , chl  $a$ , turbidité) à deux stations d'échantillonnage situées immédiatement en aval de l'effluent municipal.

Enfin, la production individuelle de P déterminée pour les résidences reliées au réseau d'égouts pour l'année 2004 était de 0,86 kgP/capita/année; l'exportation de P par ces mêmes résidences après le traitement des eaux usées à la station d'épuration était de 0,18 kgP/capita/année, ce qui est plus du double de l'exportation trouvée pour des résidences reliées à un système septique individuel dans la même région (0,07 kgP/capita/année; Carignan *et al.* 2003).

**Mots-clés :** eutrophisation, phosphore, eaux usées, effluent municipal,

## SUMMARY

In Quebec, the provincial government requires that the municipal wastewater treatment plant, whose number is increasing, meet a mean P retention of 80%. Though they are important sources of anthropogenic eutrophication, the impact of municipal effluents on ecosystems, such as Lake Ste-Marie in St-Adolphe-d'Howard, has never been examined in that region yet.

The objectives of this study were i) to establish the P budget of Lake Ste-Marie, ii) to evaluate the impact of the wastewater treatment plant on the lake, and iii) to determine the individual P production in St-Adolphe-d'Howard.

First, the external P loads for Lake Ste-Marie were of 537 kgP for year 2004. The municipal effluent accounted for 19% (101 kgP) of the total P load. Other P sources were the discharge of Lake St-Joseph (276 kgP), other Lake Ste-Marie tributaries (98 kgP), dwellings with individual septic systems (36 kgP) and precipitations (26 kgP).

Second, although governmental requirements in term of P concentrations are met by the municipality of St-Adolphe-d'Howard, we showed that their municipal effluent has an impact on Lake Ste-Marie. Indeed, significant increases were observed during summer for 6 variables (TP, TN,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ , chl *a*, turbidity) at two sampling stations located immediately downstream of the treatment plant.

Finally, the individual P production (0,86 kgP/capita/year) was determined for dwellings connected to the sewer system for year 2004, as was the P exportation coefficient for the same dwellings after wastewater treatment (0,18 kgP/capita/year), which is more than twice the export coefficient found for dwellings connected to individual septic systems in the same region (0,07 kgP/capita/year; Carignan *et al.* 2003).

**Keywords:** eutrophication, phosphorus, wastewater, municipal effluent,

## TABLE DES MATIÈRES

<b>RÉSUMÉ</b> .....	<b>i</b>
<b>SUMMARY</b> .....	<b>ii</b>
<b>TABLE DES MATIÈRES</b> .....	<b>iii</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>v</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>vi</b>
<b>LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS</b> .....	<b>vii</b>
<b>DÉDICACE</b> .....	<b>viii</b>
<b>REMERCIEMENTS</b> .....	<b>ix</b>
<b>INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
1. INTRODUCTION GÉNÉRALE .....	2
2. L'EUTROPHISATION .....	4
2.1 Définition .....	4
2.2 Le rôle du phosphore .....	5
2.2.1 Généralités .....	5
2.2.2 Cycle du phosphore .....	6
2.3 Le rôle des installations septiques .....	6
2.4 Les effets de l'eutrophisation .....	7
2.4.1 Effets biochimiques et biologiques .....	7
2.4.2 Effets économiques et sociaux .....	8
2.5 Les modèles d'eutrophisation .....	10
2.5.1 Généralités .....	10
2.5.2 Modèles applicables à la région des Laurentides .....	10
3. L'ASSAINISSEMENT DES EAUX USÉES AU QUÉBEC .....	12
3.1 Les stations d'épuration municipales .....	12
3.1.1 Généralités .....	12
3.1.2 Les exigences gouvernementales .....	13
3.2 Critères de qualité des eaux de surface .....	15
4. LA QUALITÉ DE L'EAU DES LACS DES LAURENTIDES .....	17
4.1 L'oxygène dissous .....	17
4.2 La transparence de l'eau .....	18
4.3 L'érosion .....	18
4.4 Le phosphore .....	19
5. OBJECTIFS DE L'ÉTUDE .....	20
<b>MÉTHODOLOGIE</b> .....	<b>22</b>
1. DESCRIPTION DU SITE D'ÉTUDE .....	23
1.1 Généralités .....	23
1.2 La station d'épuration .....	23
2. ÉCHANTILLONNAGE .....	25
2.1 Lacs St-Joseph, Ste-Marie et Théodore .....	25
2.2 Station d'épuration .....	26

2.3 Analyses de laboratoire .....	26
2.4 Modélisation des tributaires du lac Ste-Marie .....	27
2.5 Taux d'occupation des résidences reliées à la station d'épuration .....	28
<b>3. ANALYSE DES DONNÉES .....</b>	<b>28</b>
3.1 Charges de phosphore .....	28
3.1.1 Station d'épuration .....	28
3.1.2 Exutoire du lac St-Joseph .....	29
3.1.3 Précipitations .....	29
3.1.4 Résidences .....	30
3.2 Impact de la station d'épuration sur la qualité de l'eau .....	30
3.2.1 Généralités .....	30
3.2.2 Coefficients de variation .....	31
3.2.3 Histogrammes et analyses de variances pour mesures répétées .....	32
3.3 Taux d'occupation des résidences reliées à la station d'épuration .....	33
<b>RÉSULTATS .....</b>	<b>35</b>
<b>Premier objectif : Détermination du bilan de phosphore du lac Ste-Marie.....</b>	<b>36</b>
1. BILAN DE PHOSPHORE.....	36
2. EFFICACITÉ DE LA STATION D'ÉPURATION.....	37
2.1 Rendement .....	37
2.2 Comparaison des deux types de systèmes septiques utilisés.....	38
<b>Second objectif : Impact de la station d'épuration sur le lac Ste-Marie.....</b>	<b>39</b>
<b>Troisième objectif : Production individuelle contemporaine de phosphore .....</b>	<b>48</b>
1. TAUX D'OCCUPATION DES RÉSIDENCES RELIÉES À LA STATION D'ÉPURATION .....	48
2. PRODUCTION INDIVIDUELLE DE PHOSPHORE.....	50
3. COMPARAISON DES RÉSULTATS OBTENUS AVEC LES DONNÉES TIRÉES DE LA LITTÉRATURE .....	50
3.1 Exportation de phosphore par les résidences vers la station d'épuration.....	50
3.2 Exportation de phosphore par les résidences vers le milieu récepteur .....	51
3.3 Comparaison des résultats obtenus avec ceux de résidences munies d'un système septique individuel .....	51
<b>CONCLUSIONS.....</b>	<b>53</b>
<b>SOURCES DOCUMENTAIRES .....</b>	<b>56</b>
<b>ANNEXES .....</b>	<b>X</b>
Annexe 1. Bassin versant des lacs St-Joseph, Ste-Marie et Théodore.....	xi
Annexe 2. a) Résultats des analyses de laboratoire pour les variables chimiques.....	xiv
b) Valeurs obtenues pour la profondeur de Secchi.....	xix
Annexe 3. a) Variables explicatives du modèle d'exportation de phosphore.....	xxi
b) Validation du modèle d'exportation de phosphore .....	xxii
Annexe 4. a) Aperçu de la municipalité de St-Adolphe-d'Howard.....	xxiii
b) Secteur de résidences reliées à la station d'épuration .....	xxiii
Annexe 5. Résultats du sondage sur le taux d'occupation des résidences reliées à la station d'épuration .....	xxv

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau I.</b> Exigences de rejet en DBO5 (mg/L ou % de rétention) pour les stations de type étangs aérés selon leur niveau de rendement et la période de l'année (modifié de MEQ 2001) .....	<b>14</b>
<b>Tableau II.</b> Exigences de rejet en P <sub>tot</sub> (mg/L ou % de rétention) selon le type de traitement utilisé dans les stations d'épuration (tiré de MEQ 2001). .....	<b>14</b>
<b>Tableau III.</b> Méthodes utilisées pour l'analyse des échantillons d'eau recueillis à St-Adolphe-d'Howard. Les variables précédées d'une astérisque (*) ont été mesurées sur les échantillons provenant des lacs uniquement, et de deux astérisques (**), de la station.....	<b>27</b>
<b>Tableau IV.</b> Résultats des analyses de variance pour mesures répétées (ANOVAR) pour cinq des variables mesurées en relation avec la station et le mois d'échantillonnage (SC : somme des carrés; dl : degrés de liberté; CM : carrés moyens; <i>F</i> : statistique de Fisher; <i>P</i> : probabilité).....	<b>40</b>
<b>Tableau V.</b> Résultats des analyses de variance (ANOVA) pour les cinq variables analysées (SC : somme des carrés; dl : degrés de liberté; CM : carrés moyens; <i>F</i> : statistique de Fisher; <i>P</i> : probabilité).....	<b>47</b>
<b>Tableau VI.</b> Taux d'occupation mesurés (TOM), estimés (TOe) et totaux (TOt) des résidences permanentes et saisonnières de St-Adolphe-d'Howard. ....	<b>49</b>
<b>Tableau VII.</b> Comparaison des coefficients d'exportation de P résidentiels retrouvés dans la littérature.. .....	<b>52</b>

## LISTE DES FIGURES

- Figure 1.** Plan de la station d'épuration des eaux de St-Adolphe-d'Howard (1- Entrée des eaux usées. 2- Filtration (19 mm). 3- Premier bassin d'aération. 4- Ajout de sulfate ferreux. 5- Second bassin d'aération. 6- Voie de dérivation vers le lac Ste-Marie. 7- Filtration (sable grade 10) et traitement UV. 8- Sortie des eaux traitées vers le lac Ste-Marie). .....24
- Figure 2.** Bilan de phosphore total du lac Ste-Marie pour l'année 2004 (entre parenthèses, le pourcentage du bilan attribuable à chaque source). .....36
- Figure 3.** Efficacité quotidienne (% de phosphore retenu) de la station d'épuration de St-Adolphe-d'Howard de mai 2004 à mai 2005. La moyenne de rétention de 80% (exigence gouvernementale) est indiquée en gras. ....38
- Figure 4.1 :** Concentration de phosphore total (P<sub>tot</sub>) dans les lacs St-Joseph, Ste-Marie et Théodore en fonction de la période de l'année. Des lettres minuscules différentes au-dessus des barres indiquent une différence de moyennes entre les stations d'échantillonnage pour un même mois. ....41
- Figure 4.2 :** Concentration d'azote total (N<sub>tot</sub>) dans les lacs St-Joseph, Ste-Marie et Théodore en fonction de la période de l'année. Des lettres minuscules différentes au-dessus des barres indiquent une différence de moyennes entre les stations d'échantillonnage pour un même mois. ....42
- Figure 4.3 :** Concentration de nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) dans les lacs St-Joseph, Ste-Marie et Théodore en fonction de la période de l'année. Des lettres minuscules différentes au-dessus des barres indiquent une différence de moyennes entre les stations d'échantillonnage pour un même mois. ....43
- Figure 4.4 :** Concentration d'ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) dans les lacs St-Joseph, Ste-Marie et Théodore en fonction de la période de l'année. Des lettres minuscules différentes au-dessus des barres indiquent une différence de moyennes entre les stations d'échantillonnage pour un même mois. ....44
- Figure 4.5 :** Concentration de chlorophylle *a* (chl *a*) dans les lacs St-Joseph, Ste-Marie et Théodore en fonction de la période de l'année. Des lettres minuscules différentes au-dessus des barres indiquent une différence de moyennes entre les stations d'échantillonnage pour un même mois. ....45
- Figure 4.6 :** Profondeur de Secchi (m) dans les lacs St-Joseph, Ste-Marie et Théodore en fonction de la période de l'année. ....46

**LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS**

° ' "	degré minute seconde
%	pourcentage
°C	degré Celsius
C	carbone
chl <i>a</i>	chlorophylle <i>a</i>
COD	carbone organique dissous
DBO5	demande biochimique en oxygène après 5 jours
g	gramme
h	heure
kg	kilogramme
km <sup>2</sup>	kilomètre au carré
L	litre
log <sub>10</sub>	logarithme en base 10
m	mètre
m <sup>3</sup>	mètre au cube
MES	matières en suspension
µg	microgramme
µm	micromètre
mg	milligramme
mL	millilitre
mm	millimètre
N	azote
N <sub>tot</sub>	azote total
OD	oxygène dissous
P	phosphore
PP	phosphore particulaire
PTD	phosphore total dissous
P <sub>tot</sub>	phosphore total
<i>p</i>	probabilité
R <sup>2</sup>	coefficient de détermination
UV	ultraviolet

*À mes familles directe et élargie  
(et à Jean spécialement),  
pour leurs encouragements et leur présence,  
ainsi qu'à tous ceux  
qui veulent faire une différence*

## REMERCIEMENTS

Je dois d'abord remercier mon directeur de recherche, Richard Carignan, pour sa confiance, sa franchise (très appréciée) et ses encouragements.

Je remercie aussi Marc Amyot et Yves Prairie pour leurs idées et leurs conseils, ainsi que pour leur participation dans l'évaluation de ce mémoire.

Également, merci à Olivier Perceval et Alexandre Poulain pour leurs nombreux conseils toujours utiles m'ayant permis de forger ce mémoire et de le mener à bout.

Je ne peux passer sous silence l'aide incontestable que m'ont apportée les membres du labo Legendre (Pierre Legendre, Daniel Borcard, Sébastien Durand, Guillaume Blanchet). Merci à vous, messieurs, pour votre compréhension sans borne des statistiques et vos explications « illuminatrices ».

Merci à deux fées discrètes sans qui tout cela aurait été plus pénible : Diane Lacasse et Claudette Blanchard, merci de m'avoir guidée à travers le dédale de technicalités administratives susceptible de décourager n'importe quel étudiant...et aussi pour la recette de biscuits (Claudette) !

Merci à la gang de la station de l'été 2004 – les uns pour leur travail sur le terrain, les autres simplement pour leur présence et les belles soirées (une partie de loup-garou?), et certains pour les deux à la fois.

Merci aux filles du labo (Mireille, Cathy, Andréane, Mélanie...) d'avoir supporté la vue d'échantillons pas toujours ragoûtants – et pour leur excellent travail, évidemment!

Un merci tout spécial à Marc Bélanger – coloc de bureau – entre autres pour sa contribution « mapinfoïste » et pour les trucs d'ordis, mais aussi (et surtout) pour les conversations philosophiques sur l'avenir de l'humanité, le PQ, la régie du logement, le vélo, les régions et tout le reste...ça me manque déjà :)

## **INTRODUCTION**

## 1. Introduction générale

La qualité des eaux d'un lac dépend en grande partie des caractéristiques de son bassin versant. Le bassin versant joue un rôle d'entonnoir vers le lac et peut l'affecter de façon directe ou non. La géomorphologie, la composition du sol et de la végétation, ainsi que le biote, incluant l'homme, jouent tous un rôle déterminant quant à l'aspect des rivières et des lacs d'un bassin versant (Wetzel 2001). Parmi les sources majeures de perturbations anthropiques, on retrouve notamment les installations septiques, l'agriculture, les fertilisants domestiques, ainsi que les changements d'utilisation du territoire (UNESCO 1989, Bennett *et al.* 2001). Le développement urbain favorise aussi l'enrichissement des lacs à cause de l'érosion et du ruissellement qu'il provoque, entre autres via les chantiers de construction, les bords de routes et les surfaces imperméables telles les routes pavées et les aires de stationnement (Smil 2000, Welch & Jacoby 2004).

L'impact humain se fait ressentir principalement selon trois types de pollution au niveau des écosystèmes aquatiques, soit l'eutrophisation (e.g. Correll 1998, O'Sullivan 1992), l'acidification (e.g. Stoddard & Kellogg 1993, Nichols 1986) et la biopollution (e.g. Horan *et al.* 2002, Elliott 2003). L'eutrophisation demeure cependant, et de loin, la perturbation anthropique la plus répandue et la plus sérieuse (Vollenweider 1968, Cooke *et al.* 1993, Carpenter *et al.* 1998, Smil 2000). La présence de l'homme ne sert quelque fois que de catalyseur au phénomène naturel d'enrichissement des lacs, qui s'effectue souvent de façon graduelle en fonction des apports en nutriments et en sédiments des tributaires, des dépôts atmosphériques et de l'altération de la roche en place (Harper 1992). Les lacs Mendota (Wisconsin, É.-U. – Bennett *et al.* 1999), Ontario et Érié (Canada – Schelske 1991, Baker 1993), Zurich (Suisse – Schanz & Thomas 1981) et Valencia (Venezuela – Lewis & Weibezahn 1976) sont des cas célèbres d'eutrophisation anthropique.

L'importance des eaux usées domestiques dans le processus d'eutrophisation anthropique est indéniable à cause du lien qui existe entre l'urbanisation d'un bassin versant et l'eutrophisation des eaux réceptrices qui s'en suit (Cullen & Forsberg 1988). Selon Bennett *et al.* (2001), la qualité de l'eau dans les régions où la croissance de la population augmente est appelée à se dégrader à cause de l'importance de l'eutrophisation anthropique. Les effluents municipaux et, là où existent des usines de traitement des eaux, les effluents de ces usines de traitement sont les sources ponctuelles

de pollution les plus importantes en environnement urbain (Taebi & Droste 2004). De plus, le traitement des eaux usées municipales est loin d'être universel. Ces pratiques sont maintenant répandues en Europe et en Amérique du Nord depuis plusieurs décennies, mais les habitants de pays moins riches ne disposent pas tous d'un réseau collecteur d'eaux usées. Même en ce qui concerne le Japon, pourtant l'un des pays les plus urbanisés, ce n'est qu'en 1993 que la proportion d'habitations branchées à un réseau d'égouts a dépassé les 50% (Smil 2000).

Dans la compréhension du rôle des eaux usées au niveau de l'altération des milieux aquatiques lacustres, trois concepts ne sont pas à négliger. D'abord, il importe de connaître les causes et les effets du phénomène de l'eutrophisation, qui résulte généralement d'une augmentation des apports en nutriments dans le milieu. Ensuite, il est nécessaire d'aborder la problématique de l'assainissement des eaux dans la région étudiée, ici les Basses Laurentides. Enfin, il est essentiel de connaître l'état actuel des lacs de la région, ainsi que les résultats récoltés par le passé concernant l'impact des eaux usées domestiques sur les milieux récepteurs; d'abord pour comprendre l'évolution de ces milieux, ensuite pour être en mesure de mieux gérer les interventions futures.

## 2. L'eutrophisation

### 2.1 Définition

L'eutrophisation est le terme utilisé pour décrire les effets biologiques d'une augmentation en concentration des éléments nutritifs essentiels aux plantes, principalement le phosphore et l'azote, sur les écosystèmes aquatiques. Il décrit le passage des plans d'eau d'un état oligotrophe, ou plus pauvre en éléments nutritifs et de faible productivité, à un état eutrophe, ou plus riche en éléments nutritifs et de forte productivité (Wetzel 2001, Lampert & Sommer 1997). Les lacs oligotrophes ont généralement une eau très claire, un hypolimnion oxygéné et supportent de faibles populations, alors que les lacs eutrophes sont caractérisés par une biomasse phytoplanctonique élevée, une diminution de la biodiversité, une croissance accrue des plantes littorales et des algues filamenteuses, un hypolimnion anoxique et une qualité d'eau médiocre pour divers usages (UNESCO 1989, Smil 2000).

L'eutrophisation peut survenir en présence ou non d'activités humaines (OCDE 1982). On peut donc parler d'eutrophisation naturelle ou anthropique selon l'origine des apports supplémentaires en P. Parmi les causes de l'eutrophisation naturelle, on compte la présence de sols riches en phosphates, les feux de forêts favorisant le lessivage des éléments nutritifs du sol, les tremblements de terre, et l'érosion accentuée suite à une augmentation importante des précipitations, qui augmentent le transport d'éléments nutritifs vers les cours d'eau (Welch & Jacoby 2004). Les causes de l'eutrophisation anthropique sont principalement l'agriculture, le déversement direct ou indirect des eaux usées (installations septiques), l'utilisation accrue de fertilisants domestiques et de détergents, l'urbanisation et le déboisement des forêts (UNESCO 1989, Ahl 1988).

L'eutrophisation débute par une augmentation de la biomasse végétale due à un excès d'éléments nutritifs, ce qui se traduit par une sédimentation accrue causée d'une part par la plus grande quantité d'organismes morts se déposant au fond, et d'autre part par l'effet de trappe à sédiments qu'ont les lits de plantes aquatiques. La profondeur du lac diminue peu à peu, entraînant graduellement un recyclage plus abondant des éléments nutritifs sédimentaires (Welch & Jacoby 2004). À mesure que le phénomène s'accroît, apparaissent des signes tels que des fleurs d'eau (*blooms* de cyanobactéries), une odeur et un goût désagréables et une turbidité plus importante.

Lorsque le phénomène survient, qu'il soit provoqué par l'homme ou non, son déroulement est sensiblement le même, à des échelles temporelles cependant très différentes; l'eutrophisation naturelle peut s'étendre sur des milliers, voire des centaines de milliers d'années, tout dépendant de l'origine du lac, alors que les effets de l'eutrophisation anthropique sont généralement visibles en quelques années ou décennies seulement (Cullen & Forsberg 1988). Harper (1992) stipule que pour de nombreux lacs d'Europe et d'Amérique dont les carottes sédimentaires ont été étudiées, les événements limnologiques attribuables aux activités humaines, tout particulièrement aux activités des dernières décennies, ont été plus extrêmes que tout événement d'origine naturelle.

## **2.2 Le rôle du phosphore**

### **2.2.1 Généralités**

L'élément déterminant lorsqu'il est question d'eutrophisation dans la région des Basses Laurentides est le phosphore (P). C'est un élément lithophile qui n'a pas de forme gazeuse, contrairement à l'azote (N) et au carbone (C), ce qui rend son cycle biogéochimique très lent. Il s'agit de l'élément nutritif majeur le moins abondant dans le milieu aquatique par rapport aux besoins des plantes. Les seules formes inorganiques et solubles de P facilement utilisées par le vivant sont les différents ions orthophosphates  $PO_4^{3-}$ ,  $HPO_4^{2-}$  et  $H_2PO_4^-$  (Boström *et al.* 1988). De plus, la faible solubilité des phosphates et leur tendance à former des composés insolubles et non biodisponibles confèrent au P son caractère limitant en milieu aquatique (Smil 2000).

Le P étant présent sous plusieurs formes dans les écosystèmes aquatiques, on le considère souvent en fractions opérationnelles. Le phosphore total (P<sub>tot</sub>) regroupe les composantes dissoutes et particulaires, le phosphore total dissous (PTD) passe dans un filtre de 0,2 ou 0,45 µm et est mesuré après acidification et oxydation, et le phosphore particulaire (PP) équivaut à la fraction obtenue en soustrayant le PTD du P<sub>tot</sub>.

Parce que le P est habituellement l'élément limitant dans les lacs, leur niveau trophique est défini en fonction de la concentration de P<sub>tot</sub> qu'ils renferment. Ainsi, de façon générale, on considère que les lacs oligotrophes sont ceux qui contiennent moins de 10 µgP/L, les lacs eutrophes, plus de 30 µg/L, et les lacs mésotrophes ceux qui en contiennent entre 10 et 30 µg/L (Wetzel 2001, Lampert & Sommer 1997).

### 2.2.2 Cycle du P

Le P est rare en milieu aquatique notamment à cause de son cycle biogéochimique. Ce cycle est basé sur l'érosion de la roche en place, suite à quoi on retrouve le P dans le réseau hydrologique ou dans l'air sous forme de poussières. Certaines conditions favorisent le transport du P vers les lacs, soit le lessivage des sols et le soulèvement des poussières dans les milieux ouverts. Il peut aussi y avoir des apports anthropiques directs ou indirects au niveau des lacs via les effluents domestiques, municipaux ou industriels. L'importance des apports de P vers un lac dépend à la fois de la taille du bassin versant, de sa géologie et de la densité de la population (Dillon & Kirchner 1975).

Une fois en lac, le P est utilisé par le vivant et peut se retrouver dans les sédiments ou quitter le milieu par l'exutoire du lac. Le P sédimentaire peut être recyclé vers l'hypolimnion si les conditions le permettent; la sédimentation du P est toutefois le vecteur de sortie le plus important dans les écosystèmes aquatiques (Smil 2000). Pour que le cycle s'accomplisse et que le P se retrouve de nouveau dans la roche et exposé à l'érosion, il faut des millions d'années, puisque les mouvements tectoniques entrent en ligne de compte (Pourriot & Meybeck 1995).

### 2.3 *Le rôle des installations septiques*

Les sources anthropiques de P sont souvent classées en deux sous-catégories, soit les sources ponctuelles, qui sont des déversements en un point précis, et les sources diffuses, qui polluent via les eaux de ruissellement. Les sources ponctuelles sont les plus faciles à mesurer et à gérer à cause de leur localisation précise. Elles comprennent les effluents industriels et municipaux, et donc les eaux provenant des réseaux d'égouts.

Le P présent dans les installations septiques et les effluents municipaux provient principalement des excréments humains et des détergents. Les détergents à vaisselle et à lessive sont beaucoup moins riches en P qu'auparavant, dû au *Règlement sur la concentration en phosphore* adopté en 1973 au sein de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, restreignant la teneur en phosphates de ces détergents à 2,2%. Malgré tout, les détergents à lave-vaisselle demeurent un problème, puisque certains d'entre eux en contiennent encore aujourd'hui jusqu'à 7% (Carignan *et al* 2003).

Les installations septiques non reliées à un réseau d'égouts, catégorisées dans les sources diffuses, sont une source de contamination en P dans plusieurs situations, notamment leur localisation dans un terrain facilement saturé en eau, lors de leur mauvais fonctionnement, du fait qu'elles soient scellées ou non, ainsi que lorsque vidangées de façon insuffisante. Les effluents de stations d'épuration municipales sont aussi une source importante de P. De nos jours, les effluents municipaux représentent la source ponctuelle de P la plus importante (Smil 2000). Bien que certaines stations d'épuration réussissent à retenir près de 95% du P qu'elles reçoivent au départ, d'autres peuvent se situer sous la barre des 80% de rétention, tout dépendant de la technologie en place. L'efficacité moyenne des stations d'épuration au Québec, pour les années 2002, 2003, et 2004, était de 77,6% pour ce qui est de la rétention du P<sub>tot</sub> (MAMR 2004).

La quantité de P apportée au lac via les eaux usées domestiques dépend de la capacité de rétention des installations septiques, du nombre d'utilisateurs de chaque type d'installations (individuelles et municipales) et de la contribution individuelle des usagers à la charge en P. La situation des installations septiques par rapport au lac, le type de système et de sol, ainsi que l'âge du système influencent aussi la quantité de P exportée vers le lac (Dillon & Rigler 1975).

## **2.4 Effets de l'eutrophisation**

L'eutrophisation a des conséquences importantes, tant au niveau biologique, du point de vue de l'écosystème, qu'aux niveaux économique et social, du point de vue de l'homme. Le phénomène est en effet reconnu comme un facteur important dans la perte de biodiversité des milieux aquatiques (Seehausen *et al.* 1997), mais il vient aussi interférer avec l'utilisation de l'eau par l'homme pour les pêches, l'industrie, l'approvisionnement en eau potable, l'agriculture et les loisirs (Harper 1992, Carpenter *et al.* 1998).

### **2.4.1 Effets biochimiques et biologiques**

Les changements survenant dans un lac en cours d'eutrophisation résultent à la fois directement et indirectement de l'augmentation des concentrations de P et de N dans l'écosystème. La disponibilité accrue des éléments nutritifs favorise directement la

croissance du phytoplancton et des bactéries, dont la biomasse augmente, et stimule indirectement la croissance du zooplancton, qui se nourrit de ces organismes.

Les macrophytes submergés se retrouvent en conditions de plus faible luminosité comparativement au phytoplancton et aux épiphytes, ce qui tend à faire diminuer leur biomasse (Lampert & Sommer 1997, Smil 2000). Les détritus, plus nombreux, accroissent l'activité des communautés hypolimnétiques, lesquelles consomment plus d'oxygène et font diminuer le stock d'oxygène dissous (OD) de l'hypolimnion. Une transition vers des espèces mieux adaptées aux conditions de faibles concentrations d'OD est observée alors dans l'hypolimnion. Il s'effectue aussi un remplacement graduel des poissons d'eaux froides et bien oxygénées, tels que les salmonidés, par des poissons d'eaux plus chaudes et moins oxygénées, comme les cyprinidés (Welch & Jacoby 2004). Les poissons sont aussi affectés de par la modification en abondance et en diversité de leurs ressources nutritives. Les fleurs d'eau apparaissent à un stade plus avancé d'eutrophisation et en sont un symptôme indéniable (Carpenter *et al* 1998). L'augmentation des apports en P provoque une diminution du ratio N:P et favorise le développement des cyanobactéries fixatrices d'azote, qui peuvent s'avérer toxiques à cause des neuro- et hépatotoxines, ainsi que des lipopolysaccharides qu'elles contiennent et qui sont libérés lors de leur décomposition (Smil 2000, Carpenter *et al* 1998).

Certains mécanismes au sein du lac peuvent aussi contribuer à stabiliser son état eutrophe, notamment le recyclage du P sédimentaire, la perte progressive des plantes enracinées qui rend les sédiments plus mobiles et facilite le recyclage des éléments nutritifs, ainsi que la diminution de l'effet du broutage des algues nuisibles par le zooplancton, qui ne se nourrit pas de cyanobactéries.

#### 2.4.2 Effets économiques et sociaux

L'impact de l'eutrophisation sur les activités anthropiques est ressenti plus fortement dans les régions où les plans d'eau servent à la population environnante, notamment pour l'approvisionnement en eau, les pêches et les loisirs aquatiques (OCDE 1982, UNESCO 1989, Bennett *et al.* 2001).

L'eutrophisation provoque d'abord des problèmes au niveau du traitement de l'eau potable, entre autres à cause du blocage des installations de traitement par les grandes quantités d'algues et d'animaux qui y pénètrent. Les désagréments se situent

aussi au niveau des mauvaises odeurs et du mauvais goût de l'eau découlant de la présence des cyanobactéries (Carpenter *et al.* 1998, Schindler 1977). Ces problèmes de goût peuvent aussi survenir alors que les caractéristiques biologiques d'un lac sont d'autre part acceptables (e.g. lac Skaneateles, New York – Edmonson 1969). Les problèmes reliés à l'eau potable entraînent un besoin d'assurer un traitement plus complexe de l'eau en modernisant l'équipement, ce qui implique d'importantes dépenses pour les municipalités concernées.

Les pêches sont quant à elles affectées non pas tant par une baisse de la quantité de poissons pêchés, que par une perte de qualité quant aux poissons pêchés, au point de vue des espèces et de la taille des individus (Regier & Hartmann 1973 [Source : Harper 1992]). La biomasse de poissons demeure généralement la même, et peut même augmenter en réponse à la présence de plus de ressources nutritives (Larkin & Northcote 1969 [Source : Harper 1992]). Les poissons d'eaux froides tels les salmonidés sont ceux que l'industrie de la pêche recherche. Or, ces poissons sont confrontés, dans les lacs eutrophes, à un hypolimnion froid, mais anoxique, et à un épilimnion oxygéné, mais plus chaud. Ils subissent donc un stress dû à la trop faible teneur en OD d'un côté, et à la température trop élevée de l'autre, ce qui provoque leur remplacement à long terme par des poissons plus résistants à de telles conditions, comme les cyprinidés, qui ont cependant une moins grande valeur économique (Welch & Jacoby 2004). De plus, le déclin de l'OD en hypolimnion peut donner lieu à d'importantes mortalités hivernales de poissons.

Au niveau social, l'eutrophisation intervient à la fois sur la santé et les loisirs. L'ingestion d'eau, de mollusques ou de poissons contaminés par les cyanobactéries peut causer des troubles gastro-intestinaux à cause de leur contenu en toxines. Des irritations cutanées peuvent survenir chez les baigneurs suite au contact ou à l'ingestion d'eau où on trouve des cyanobactéries. Les eaux eutrophes peuvent aussi être favorables à une émergence plus importante d'insectes adultes piqueurs ou non (Harper 1992). De plus, un plan d'eau eutrophe possède moins de qualité esthétiques à cause de son eau moins claire et des fleurs d'eau qui peuvent s'y former. Les conséquences de l'eutrophisation sur les aspects récréationnels sont en général tolérés, mais peuvent être sévères lorsqu'elles conduisent à l'arrêt de certains services.

## 2.5 *Les modèles d'eutrophisation*

### 2.5.1 *Généralités*

Les modèles d'eutrophisation sont de deux types, soit empiriques ou théoriques. La plupart sont un mélange de ces deux types, en ce sens que certaines relations observées entre des variables du milieu étudié sont expliquées de façon théorique, alors que d'autres observations ne le sont pas.

De nombreuses études font état de la tentative de prédire le niveau trophique des plans d'eau en fonction de leurs apports externes en P à l'aide de modèles (e.g. Dillon 1975, Dillon & Rigler 1975, OCDE 1982, Dillon *et al.* 1994, Dillon & Molot 1996, Kozerski *et al.* 1999, Hilton *et al.* 2002). Par contre, tout dépendant de certaines caractéristiques du plan d'eau étudié, ces modèles peuvent conduire à une sous- ou à une surestimation de la charge en P apportée au plan d'eau. De tels modèles s'avèrent tout de même des outils fort efficaces pour comprendre le bilan de P d'un lac ou pour tenter d'évaluer le niveau de développement pouvant être supporté par ce même lac (Dillon & Rigler 1975). Ils peuvent permettre d'identifier certaines sources potentielles de P dans un bassin versant et d'évaluer l'impact de certains changements au niveau de l'utilisation du territoire sur les apports en P.

La plupart des modèles d'eutrophisation utilisent des coefficients d'exportation de P puisés dans la littérature, puisque leur détermination pour une région donnée requiert des études parfois très coûteuses. Ces coefficients d'exportation expriment la quantité de P exportée à la surface d'une étendue d'eau par unité de surface de bassin versant par unité de temps. Il importe par contre de sélectionner des coefficients pertinents pour la région étudiée et dont les conditions de détermination se rapprochent le plus possible des conditions présentes dans la région étudiée. Des variations importantes dans l'exportation de P peuvent en effet survenir selon le type de sol, l'aménagement du territoire, la densité de population et le régime de précipitations, qui diffèrent d'un lieu à l'autre et rendent les coefficients d'exportations spécifiques à un territoire donné (Crago 2004).

### 2.5.2 *Modèles applicables à la région des Laurentides*

Pour ce qui est de la région des Basses Laurentides, les coefficients d'exportation liés aux forêts (4,38 kg/km<sup>2</sup>/année), aux étangs de castors (180 kg/km<sup>2</sup>/année), ainsi qu'aux milieux résidentiels desservis par des installations septiques individuelles (117 à

362 kg/km<sup>2</sup>/année) et municipales (exportation diffuse; 33,4 à 88,6 kg/km<sup>2</sup>/année), ont été déterminés par Crago en 2004. Par contre, aucune étude sur le bilan de P d'un lac, encore moins d'un lac récepteur de l'effluent d'une usine municipale de traitement des eaux, n'a été réalisée dans les Laurentides. Cependant, certaines études, notamment celles réalisées par Dillon & Molot (1996) et Dillon *et al.* (1994), sont applicables à notre situation vu la similitude des territoires qui ont été étudiés avec celui des Basses Laurentides.

Dillon *et al.* (1994) ont utilisé un modèle de bilan des charges combiné à des mesures hydrologiques et d'apports de P<sub>tot</sub> détaillées pour comparer le régime de nutriments de six lacs supportant différents stades de développement de leurs rives.

Le modèle utilisé incluait les variables suivantes : les charges externes (précipitations et tributaires) et interne (recyclage) de P<sub>tot</sub>, les apports anthropiques potentiels (P<sub>tot</sub> septique), la concentration de P<sub>tot</sub> dans le lac, le volume du lac, le volume d'eau quittant le lac, la concentration de P<sub>tot</sub> à la sortie du lac et le taux de sédimentation. Les apports anthropiques étaient calculés à l'aide du nombre de chalets pourvus d'une installation septique non étanche, du taux d'occupation de ces chalets évalué par sondage à 0,75 capita•années/année/chalet et de la charge individuelle estimée à 0,80 kgP/capita/année, tirée de la littérature.

Les auteurs ont observé que le modèle pouvait prédire très précisément la charge de P pour les lacs non développés, et pouvait faire de même pour 3 des 4 lacs développés lorsque la totalité de la charge de P<sub>tot</sub> septique estimée y était incluse. Pour le quatrième lac, le seul dont le sol l'entourant était considéré épais (15 m), les prédictions concordaient avec les observations si un tiers de la charge de P<sub>tot</sub> septique estimée était inclus dans le modèle. Le modèle indiquait donc qu'un sol épais procurait une certaine rétention du P. Par contre, comme de tels sols ne sont pas fréquents dans le bouclier précambrien, il est justifié selon les auteurs de considérer que la totalité de la charge de P<sub>tot</sub> septique potentielle provenant des habitations atteint le lac.

Dillon & Molot (1996) ont quant à eux tenté d'évaluer et de calibrer le modèle de Dillon & Rigler (1975) afin de permettre son utilisation dans un contexte de gestion à échelle régionale. Les bassins versants des lacs étudiés étaient principalement forestiers, avec une certaine présence de chalets, et la gamme de niveaux trophiques des sept lacs étudiés allait de l'oligotrophie à la légère mésotrophie (5,0 µgP/L à 10,5 µgP/L).

Pour chacun des lacs, la charge annuelle potentielle de P<sub>tot</sub> provenant des chalets était calculée en multipliant un apport présumé de 0,80 kgP/capita/année par le taux d'occupation annuel moyen des chalets (capita•années/année), déterminé par sondage. Les auteurs ont ensuite utilisé trois méthodes pour déterminer la charge interne estivale associée à chaque lac, et ont fait la moyenne de ces trois résultats pour obtenir la charge interne estivale moyenne (voir Dillon & Molot 1996 pour les détails). Le modèle construit prédisait la concentration de P<sub>tot</sub> dans le lac en fonction de la charge externe naturelle de P<sub>tot</sub>, du P<sub>tot</sub> provenant des chalets, du taux de recyclage du P<sub>tot</sub> dans le lac, de la morphométrie du lac, et du taux de décharge.

Les résultats obtenus soutiennent qu'une incapacité à bien évaluer le taux de rétention du P<sub>tot</sub> par les installations septiques individuelles, une grande variabilité au niveau des sols ainsi que le long laps de temps nécessaire à l'atteinte d'un équilibre au niveau des installations septiques suite à leur mise en place obligent les gestionnaires environnementaux à appliquer le principe de précaution pour assurer la protection des plans d'eau, et donc à considérer que les sols ne retiennent pas le P<sub>tot</sub> septique. Les auteurs ont aussi conclu que le modèle ne devait être calibré qu'avec des jeux de données mesurées à long terme, et ne devrait être utilisé que pour prédire des réponses moyennes et à long terme des lacs à un changement dans les charges moyennes de P<sub>tot</sub>.

### **3. L'assainissement des eaux usées au Québec**

#### ***3.1 Les stations d'épuration municipales***

##### ***3.1.1 Généralités***

Le gouvernement du Québec a mis sur pied, depuis 1978, trois importants programmes de subvention pour des ouvrages d'assainissement, soit le Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ), le Programme d'assainissement des eaux municipales (PADEM), et le Programme eaux vives du Québec (PEVQ). Ces programmes ont contribué à la construction de dizaines de stations d'épurations d'eaux usées à travers la province, permettant de diminuer considérablement la charge globale des lacs et des cours d'eau tant en ce qui concerne les coliformes fécaux que la demande biochimique en oxygène après 5 jours (DBO<sub>5</sub>), les matières en suspension (MES) et le P.

En décembre 2001, un peu plus de 5,8 millions d'habitants du Québec étaient desservis par un réseau d'égouts municipal avec station d'épuration (ISQ 2002).

Dans la région des Laurentides, une bonne part des stations d'épuration municipales ont été construites entre 1980 et 1990, au sein du PADEM, et comptent ainsi plusieurs années de service. Les stations d'épuration les moins récentes sont la plupart du temps les moins efficaces à cause du niveau de la technologie existant lors de leur mise en place. Par contre, le gouvernement effectue un suivi de toutes les stations municipales en place via le Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux (SOMAE), géré par le ministère des Affaires municipales et des Régions (MAMR). Il s'assure de cette façon qu'elles répondent à certaines exigences de rendement et rend l'évaluation de ces stations accessible au public dans un rapport annuel, disponible notamment sur internet ([www.mamr.gouv.qc.ca/infrastructures/infr\\_suivi\\_ouv\\_ass\\_eaux.asp](http://www.mamr.gouv.qc.ca/infrastructures/infr_suivi_ouv_ass_eaux.asp)).

### *3.1.2 Exigences gouvernementales*

Les exploitants des diverses stations d'épuration sont tenus d'effectuer des échantillonnages mensuels de l'effluent de leur station, tandis que l'affluent doit être échantillonné deux fois par année, soit en hiver et en été. Les exigences de rendement des stations de type étangs aérés, dont fait partie la station d'épuration de St-Adolphe-d'Howard, concernent la DBO5 et les coliformes fécaux, et peuvent concerner le phosphore dans les cas où il y a ajout de produits chimiques pour la déphosphatation. De façon générale, aucune exigence concernant les MES n'est fixée pour les stations d'épuration de ce type. En effet, la formation accrue d'algues dans les installations de ces usines peut rendre difficile le respect de niveaux de MES à certaines périodes de l'année sans que les algues en question ne créent de nuisance pour le milieu (MEQ 2001).

Les exigences de rendement concernant la DBO5 sont fonction du niveau de rendement propre à chaque station, lequel est lui-même déterminé selon le nombre d'étangs placés en série et le temps de rétention des eaux usées dans ces étangs. Pour des stations à deux étangs, comme celle de St-Adolphe-d'Howard, il existe trois niveaux de rendement possibles, allant de I (13 à 19 jours de rétention) à III (28 jours de rétention et plus). Les exigences de rendement qui leur sont propres sont spécifiées au tableau I. Le tableau II résume les exigences concernant le Ptot. Il se peut que la concentration à l'effluent soit plus élevée que les exigences de rejet à cause d'une concentration plus

élevée que la normale à l'affluent plutôt que suite à un mauvais rendement. Dans ces cas, ce sont les rendements en pourcentage de rétention qui s'appliquent. Pour ce qui est des exigences concernant le Ptot, Nutt (1991) précise que des dosages plus élevés de produits chimiques combinés ou non à une chaîne de traitements plus poussés permettent d'atteindre, pour des effluents municipaux typiques, des concentrations d'aussi peu que 0,1 mg/L, alors que les exigences gouvernementales, plus permissives, sont souvent situées entre 0,5 mg/L et 1,0 mg/L.

**Tableau I.** Exigences de rejet en DBO5 (mg/L ou % de rétention) pour les stations de type étangs aérés selon leur niveau de rendement et la période de l'année (modifié de MEQ 2001).

Niveau de rendement	Période	Concentration moyenne ou pourcentage de rendement
I	Année entière	30 mg/L ou 65%
	Été (01-juil - 30-sept)	25 mg/L ou 80%
	Hiver (01-jan - 31-mars)	30 mg/L ou 60%
II	Année entière	25 mg/L ou 75%
	Été (01-juil - 30-sept)	20 mg/L ou 85%
	Hiver (01-jan - 31-mars)	25 mg/L ou 70%
III	Année entière	20 mg/L ou 85%
	Été (01-juil - 30-sept)	15 mg/L ou 90%
	Hiver (01-jan - 31-mars)	20 mg/L ou 80%

**Tableau II.** Exigences de rejet en Ptot (mg/L ou % de rétention) selon le type de traitement utilisé dans les stations d'épurations (tiré de MEQ 2001).

Type de traitement	Concentration moyenne ou pourcentage de rendement
Étangs aérés, disques biologiques, petites stations (débit inférieur à 5 000 m <sup>3</sup> /d) de type boues activées	1,0 mg/L ou 80%
Grandes stations de type boues activées	0,8 ou 85%
Stations de type boues activées munies d'un système de traitement tertiaire (filtration)	0,5 ou 90%

### 3.2 *Critères de qualité des eaux de surface*

Au Québec, certains critères ont été fixés par le gouvernement quant à la qualité des eaux de surface à travers la province, afin d'assurer la protection des cours d'eau et des lacs. Il faut souligner par contre qu'ils n'ont pas force de loi et que ce sont plutôt des lignes directrices qui visent à aider dans la gestion des eaux de surface. De plus, certains de ces critères s'avèrent difficilement applicables à cause du caractère ambigu de certaines expressions utilisées dans leur définition. De tels critères de qualité ont été fixés à trois niveaux au Québec en ce qui concerne le Ptot.

D'abord, la concentration maximale de Ptot permise dans les ruisseaux et les rivières est établie à 0,03 mg/L, selon les recommandations du ministère de l'environnement et de l'énergie de l'Ontario (OMOEE 1994 [Source : MDDEP 2002]). Ce critère vise à limiter la croissance excessive d'algues dans les ruisseaux et les rivières concernés. Or, bien que cela ne soit pas mentionné dans la définition du critère, il faut savoir qu'il ne s'applique qu'aux cours d'eau qui ne sont pas situés directement en amont d'un lac, c'est-à-dire aux cours d'eau tributaires d'autres cours d'eau uniquement

Ensuite, le Service d'évaluation du milieu aquatique et des travaux (SEMAT 1998 [Source : MDDEP 2002]) du Ministère de l'environnement du Québec (MEQ) a fixé à 0,02 mg/L la limite de Ptot permise dans les cours d'eau s'écoulant vers des lacs dont le contexte environnemental n'est pas problématique. Cette limite vise à éviter la modification d'habitats dans ces lacs, notamment en y restreignant la croissance d'algues et de plantes aquatiques. Il faut, pour appliquer ce critère, savoir ce que l'on entend par l'expression « contexte environnemental problématique ». Selon le MDDEP, tout lac pour lequel une problématique liée à un surplus de P a déjà été identifiée par différents moyens est un lac dont le contexte environnemental est problématique (Martine Gélinau, MDDEP, communication personnelle, 20 janvier 2006).

L'attribution de cette mention peut provenir de modèles d'apports validés par des données de terrain, d'observations mettant en évidence le développement de plantes aquatiques de plus en plus important d'années en années, ou de toute autre information permettant de croire que le lac est aux prises avec un surplus de P. Selon le gouvernement, on ne devrait plus permettre de nouveaux apports de P lorsqu'un lac est identifié comme tel, même si la concentration de P de ses tributaires se situe sous la barre des 0,02 mg/L que propose le critère. Ainsi, cette limite suggérée peut être utilisée

uniquement dans les cas où il est certain que le lac concerné ne se trouve pas dans l'une des situations énumérées ci-dessus.

Enfin, trois directions du MEQ, soit la Direction des écosystèmes aquatiques, la Direction de la faune et des habitats et la Direction régionale de l'Outaouais (DEA, DFH & DR-07 1998 [Source : MDDEP 2002]) ont établi à 50 % l'augmentation maximale de Ptot permise par rapport à la concentration naturelle pour deux types de lacs; d'abord pour ceux dont la concentration naturelle est ou était inférieure à 0,01 mgP/L et dans lesquels un maximum de 0,01mgP/L est permis, ensuite pour ceux dont la concentration naturelle est ou était inférieure à 0,02 mgP/L et dans lesquels un maximum de 0,02 mgP/L est permis. Ce troisième critère vise à éviter l'eutrophisation des lacs oligotrophes (0,01 mgP/L), et à limiter l'eutrophisation des lac mésotrophes (entre 0,01 et 0,02 mgP/L).

Il faut noter qu'une fois de plus, l'expression « concentration naturelle de Ptot » n'est pas expliquée dans la définition du critère. Elle désigne en fait, pour un lac donné, la concentration de Ptot à l'état vierge, c'est-à-dire alors qu'il n'existe aucune activité anthropique dans le bassin versant (Martine Gélineau, MDDEP, communication personnelle, 20 janvier 2006). Il est donc impossible de mesurer directement la concentration naturelle de Ptot de tous les lacs sur lesquels des mesures n'ont jamais été prises et dont le bassin versant n'est pas vierge. Cette situation concerne bon nombre de lacs au Québec. Pour ces lacs, on pourrait estimer ce que devrait être la concentration naturelle de Ptot de façon plus ou moins précise en mesurant par exemple cette concentration dans un lac en tous points semblable au premier (région, type de sol, type de paysage dans le bassin versant, morphométrie,...), mais dont le bassin versant n'est pas occupé par l'homme. Pour des régions telles que les Laurentides, où le développement anthropique connaît un essor important, on imagine mal comment un tel critère peut être appliqué.

Les différents critères suggérés par le gouvernement du Québec semblent de prime abord raisonnables et pertinents. Pourtant, à cause de certaines ambiguïtés, il plane un doute quant aux mesures qui doivent être prises pour s'assurer que les critères soient respectés, et il y a place à beaucoup d'interprétation. De plus, l'utilité de tels critères reste questionnable étant donné que même lorsque applicables, ils n'ont pas force de loi.

#### 4. La qualité de l'eau des lacs dans les Laurentides

Il est nécessaire de connaître l'état des lacs d'une région afin de bien saisir l'impact potentiel d'une certaine activité anthropique dans cette même région. Dans ce sens, les lacs de la région de St-Hippolyte, dans les Laurentides, ont été étudiés par Carignan *et al.* (2003). Les auteurs traitent dans leur rapport de la situation de l'OD, de la transparence des eaux, de l'érosion et du P.

##### 4.1 L'oxygène dissous

Les lacs de la région de St-Hippolyte sont caractérisés par des profils d'OD affichant typiquement des concentrations normales (environ 10 mgOD/L) en surface, maximales (entre 10 et 15 mgOD/L) dans le métalimnion, et faibles à nulles (5 mgOD/L ou moins) en hypolimnion. De tous les lacs stratifiés, seuls les plus grands conservent un hypolimnion oxygéné. Carignan *et al.* (2003) expliquent les valeurs maximales retrouvées en métalimnion par la présence d'algues adaptées à des conditions de faible luminosité qui profitent temporairement des concentrations relativement élevées de nutriments retrouvées à ces profondeurs. De tels pics d'algues sont chose commune dans la région et peuvent parfois donner un mauvais goût à l'eau puisée en profondeur, de même qu'obturer les systèmes domestiques de filtration d'eau.

L'anoxie de l'hypolimnion dans les lacs des Laurentides est influencée par quatre facteurs principaux, soit la concentration de P, l'épaisseur moyenne de l'hypolimnion, le régime de brassage et la température (Carpenter *et al.* 1999) D'abord, un excès de P peut provoquer une activité hypolimnétique accrue et ainsi contribuer à une consommation plus importante de l'OD dans cette strate d'eau. Ensuite, le régime de brassage des lacs peut varier d'année en année et résulter en une réoxygénation absente ou incomplète. De plus, la morphométrie du lac joue un rôle important au niveau de son contenu en oxygène, puisque de deux lacs ayant la même superficie, le plus profond aura un stock d'OD plus important et prendra donc plus de temps à devenir déficitaire. Enfin, un apport naturel important en matière humique peut provoquer de l'anoxie hypolimnétique dû à la plus grande absorption de lumière dans l'épilimnion, ce qui favorise une augmentation plus rapide de la température, et donc une stratification du lac plus rapide et plus durable.

#### 4.2 *La transparence de l'eau*

La transparence de l'eau, mesurée à l'aide d'un disque de Secchi, est l'un des indices les plus utilisés, les plus fiables et les plus éloquents de la qualité de l'eau (Cooke *et al.* 1993). Une valeur élevée indique une eau claire, tandis qu'une valeur faible traduit une eau plus turbide pouvant être chargée de MES, carbone organique dissous (COD) et algues, comme c'est souvent le cas dans les eaux eutrophes. Les lacs des Laurentides sont souvent caractérisés par une coloration brunâtre et une faible transparence des eaux. Trois facteurs principaux sont responsables de cette situation, soit les substances organiques dissoutes, les organismes microscopiques et les fines particules inertes.

Les substances organiques dissoutes (le COD) regroupent les matières humiques provenant de la décomposition des végétaux dans les milieux humides et dans les sols forestiers saturés d'eau de façon naturelle ou suite à de mauvaises techniques d'exploitation forestière. Dans la région, le COD joue un rôle plus qu'important au niveau de la transparence de l'eau des lacs. Deux relations ont été démontrées par Carignan *et al.* (2003) entre la transparence de l'eau mesurée avec un disque de Secchi et la concentration en COD au printemps et en hiver. De plus, une relation étroite a été démontrée entre le COD et le P, rappelant que les milieux humides ne sont pas uniquement source de matière humique, mais aussi d'éléments nutritifs.

Pour ce qui est des deux autres causes potentielles de diminution de la transparence de l'eau, les organismes microscopiques peuvent devenir importants dans les lacs mésotrophes, où ils abondent grâce à la forte teneur en éléments nutritifs, tandis que les particules inertes proviennent de l'érosion du littoral ou du bassin versant, ou de la remise en suspension des sédiments suite à de la turbulence causée par le vent ou le passage d'embarcations à moteur.

#### 4.3 *L'érosion*

Les résultats obtenus par Carignan *et al.* (2003) démontrent que les pratiques actuelles de gestion du territoire dans les Laurentides produisent de grandes quantités de MES, qui peuvent contribuer à augmenter l'absorption lumineuse. Le mauvais aménagement des fossés routiers favorise leur érosion, de même que les chantiers de construction, le remblaiement et le déplacement de terre près des cours d'eau ou des lacs contribuent de façon notable à leur teneur en MES. Il faut aussi souligner que de

nombreux exploitants forestiers ne respectent pas les normes de traversée des ruisseaux, ce qui favorise encore une fois l'érosion de ceux-ci et le transport de MES vers les lacs.

#### 4.4 *Le phosphore*

Les principales sources naturelles de P dans la région des Laurentides sont d'abord les bassins versants, de par les forêts et milieux humides qu'ils contiennent et via l'altération des minéraux du sol, et ensuite l'atmosphère, d'où le P provient par déposition ou précipitations. Les sources anthropiques de P pour cette région regroupent les installations septiques, les détergents à lave-vaisselle, les fertilisants à pelouse, le déboisement et l'érosion, ainsi que l'agriculture, quoiqu'elle y soit limitée, et l'inondation des terres.

Les lacs eutrophes sont rares dans la région des Laurentides si l'on considère que les concentrations de P<sub>tot</sub> généralement associées à l'oligotrophie et à l'eutrophie sont respectivement de 10 µg/L et 30 µg/L. Carignan *et al.* (2003) soutiennent que dans les lacs de la région, de 25 à 100% du contenu en P est attribuable à des sources naturelles (50% et plus du contenu pour la majorité des lacs). Les concentrations de P sont en moyenne plus élevées pour les lacs dont le bassin versant est fortement perturbé par le castor, car les milieux humides qu'il crée ont une mauvaise capacité de rétention du P.

Les concentrations de P maximales et minimales sont souvent atteintes respectivement au printemps, suite à la fonte des neiges, et vers la fin de l'été. Aussi, environ la moitié des lacs étudiés dans la région approchaient ou dépassaient le seuil de 10 µgP/L au printemps, et seuls deux de ces lacs connaissaient une baisse notable de leur teneur en P à l'été, les autres restant autour de la valeur seuil. Selon les auteurs, trois facteurs majeurs influencent la teneur en P des lacs de la région, soit le temps de renouvellement de l'eau dans le lac, défini comme le rapport entre le volume du lac et la quantité d'eau qu'il reçoit, l'importance des milieux humides dans le bassin versant, ainsi que l'impact humain, établi comme le nombre de constructions humaines par kilomètre carré de bassin versant. Des relations claires ont pu être établies entre ces trois facteurs et la concentration en P.

De façon générale, les lacs dont les temps de séjour sont les plus longs sont aussi ceux qui ont les concentrations de P et de COD les plus faibles. Le temps de renouvellement de l'eau expliquerait à lui seul 43% des variations entre les lacs. De plus,

près du tiers de ces variations sont explicables par le degré d'occupation du bassin versant par l'homme. Nombreux sont les bassins versants comptant un nombre important d'habitations, ce qui fait que cette source est souvent responsable de plus de 30% des apports en P. Ensuite, comme les milieux humides ont une faible capacité de rétention du P, plus ils sont importants dans un bassin versant et plus le lac récepteur sera alimenté en P. Ce type de lac ne définit pas une majorité dans les Laurentides. Aussi, l'importance des milieux humides dans le bassin versant expliquerait environ 10% des variations entre lacs.

Divers coefficients d'exportation de P ont aussi été établis, dont celui propre aux résidences pourvues d'un système septique individuel (exportation diffuse). À l'aide du taux d'occupation des résidences et des charges de P qui en provenaient, des coefficients ont été trouvés pour plusieurs bassins versants, variant entre 50 et 70 gP/personne/année.

## **5. Objectifs**

La présente étude s'imbrique dans un projet plus large d'évaluation de la capacité de support et de la qualité des eaux des lacs des Laurentides. Elle porte globalement sur l'impact de la station d'épuration des eaux de St-Adolphe-d'Howard sur le lac Ste-Marie.

L'objectif principal du projet vise à déterminer de manière empirique le bilan de phosphore (kgP/année) du lac Ste-Marie. Plus particulièrement, l'étude vise à calculer la charge de phosphore apportée au lac par l'effluent de la station d'épuration des eaux de St-Adolphe-d'Howard, et à évaluer l'importance de cette charge dans le bilan de P du lac.

Le second objectif est d'établir l'impact de la station d'épuration sur la qualité des eaux du lac Ste-Marie en la comparant à celle des eaux des lacs situés en amont (lac St-Joseph) et en aval (lac Théodore). La présence d'un impact de l'effluent de la station d'épuration sur le lac Ste-Marie sera confirmée ou non suite à la comparaison des variables physico-chimiques d'un lac à l'autre, et d'une station à l'autre au sein du lac Ste-Marie.

Le troisième objectif est d'établir la charge individuelle contemporaine de P (kg/capita/année) pour les habitations reliées au système septique municipal de St-Adolphe-d'Howard. Cette charge pourra être estimée de façon relativement précise à

l'aide des résultats d'un sondage sur le taux d'occupation de ces résidences, réalisé au cours de cette étude.

Ces objectifs permettront d'abord de vérifier le niveau d'efficacité de la station d'épuration et d'en vérifier l'apport en Ptot dans le milieu comparativement aux sources naturelles. Cette contribution est d'autant plus importante qu'aucune étude n'a encore établi l'impact des stations d'épuration sur leurs lacs récepteurs dans la province, ni la quantité de P produite par un individu pour la région en question ici. Comme deux types de systèmes septiques (individuel et municipal) se côtoient à St-Adolphe-d'Howard, une comparaison de leur efficacité respective permettra de vérifier la pertinence de l'utilisation d'une usine de type « étangs aérés » dans une situation semblable à celle de cette municipalité, où l'effluent de l'usine de traitement est dirigé vers un lac relativement petit.

## **MÉTHODOLOGIE**

## **1. Description du site d'étude**

### **1.1 Généralités**

Le territoire étudié chevauche les municipalités de St-Adolphe-d'Howard (45°58'00" N, 74°20'00" W) et de Val-Morin (46°00'00" N, 74°11'00" W), dans la région des Laurentides (voir annexe 1) et comporte les lacs St-Joseph, Ste-Marie et Théodore, qui font tous trois partie du bassin versant du lac Théodore. Le milieu est principalement forestier (84%) et sa superficie est à 9% couverte d'eau (lacs), à 5% de milieux ouverts (déboisés), et à 2% de milieux humides. Le développement résidentiel est surtout concentré autour des lacs St-Joseph et Ste-Marie, puisqu'il s'agit du cœur de la municipalité de St-Adolphe-d'Howard, mais plusieurs lacs du bassin versant affichent un certain développement.

La municipalité de St-Adolphe-d'Howard a été fondée il y a 120 ans. Au tout début, les colons y subsistaient de l'agriculture, malgré que les terres de la région soient mal adaptées à ce genre d'activité, ainsi que de l'exploitation de moulins à scie aux abords du lac St-Joseph. La municipalité a ensuite connu une période de forte croissance démographique à partir des années 1950 suivant la construction d'une base militaire, puis une période de stabilisation depuis les années 1990. St-Adolphe-d'Howard est aujourd'hui un lieu de villégiature important. Environ 2800 personnes y vivent de façon permanente, mais ce nombre augmente en saison estivale en raison du tourisme et de la présence de nombreuses habitations secondaires sur le territoire (le nombre de villégiateurs est estimé à 12 000 par les autorités municipales).

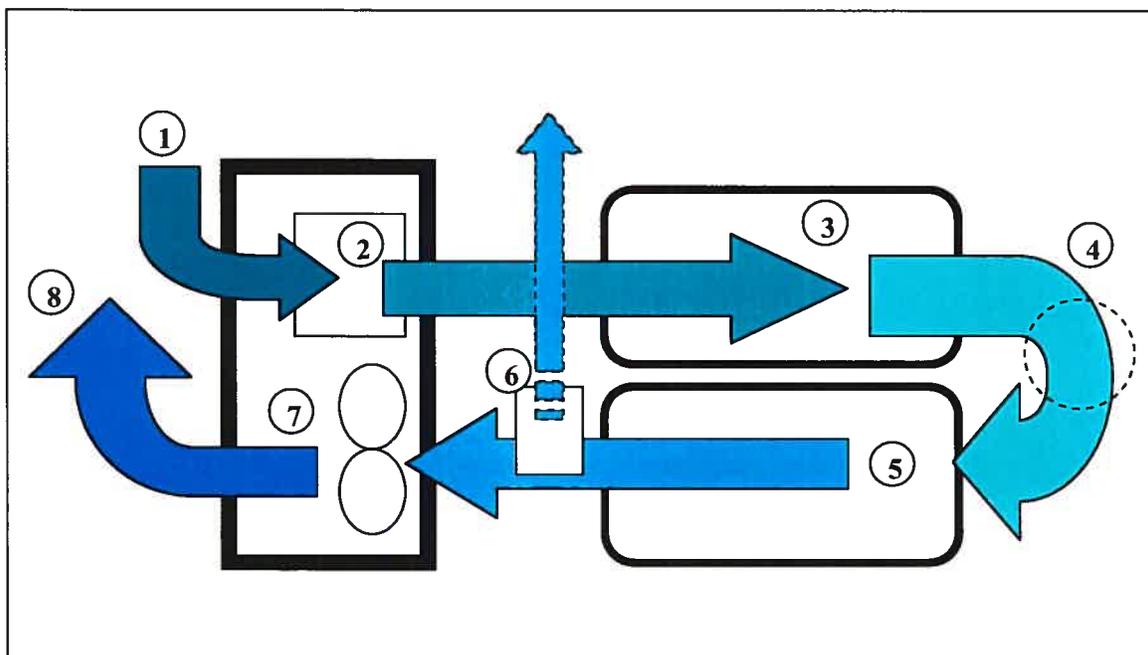
Jusqu'en 1989, la municipalité était dépourvue de réseau d'égouts et les eaux usées domestiques n'étaient gérées que par des systèmes septiques individuels. L'état des lacs s'étant rapidement détérioré, la station d'épuration actuelle a été aménagée dans le cadre du PAEQ du gouvernement provincial, afin d'y traiter les eaux usées avant de les diriger vers le lac Ste-Marie. La station est officiellement entrée en fonction en juin 1990 et traite les eaux usées de 339 bâtiments, dont 297 résidences; au moment où cette étude a lieu, on prévoit raccorder une centaine de bâtiments supplémentaires au réseau actuel.

### **1.2 La station d'épuration**

La station d'épuration de St-Adolphe-d'Howard est une usine de type « étangs aérés », technique de traitement des eaux usées utilisée massivement au Québec pour les

stations d'épuration desservant moins de 5 000 personnes. La station peut traiter un volume d'eau de 742 m<sup>3</sup>/jour.

Un dégrilleur de 19 mm est situé à l'arrivée de l'affluent, lequel est ensuite dirigé vers le premier étang d'aération (figure 1). Entre les deux étangs d'aération, du sulfate ferreux est ajouté à l'eau pour la déphosphatation chimique; la quantité de sulfate ferreux utilisée est de 13 à 14 m<sup>3</sup> par année. Une voie de dérivation a été prévue à la sortie du deuxième étang d'aération pour éviter l'inondation du bâtiment lors de la crue printanière ou de fortes pluies. À cet endroit, l'eau se dirige normalement par une fosse vers une seconde filtration dans des bacs de sable, suivie d'une désinfection aux rayons UV. L'issue de dérivation est située dans la fosse et bloquée par un muret. Lorsque le débit d'eau de la station d'épuration dépasse 742 m<sup>3</sup>/jour, l'eau peut passer librement par dessus le muret et quitter la station sans avoir été filtrée au sable et sans traitement UV.



**Figure 1 :** Plan de la station d'épuration des eaux de Saint-Adolphe-d'Howard (1- Entrée des eaux usées. 2- Filtration (19 mm). 3- Premier bassin d'aération. 4- Ajout du sulfate ferreux. 5- Second bassin d'aération. 6- Voie de dérivation vers le lac Ste-Marie. 7- Filtration (sable grade 10) et traitement UV. 8- Sortie des eaux traitées vers le lac Ste-Marie).

## 2. Échantillonnage

### 2.1 Lacs *St-Joseph, Ste-Marie et Théodore*

Les trois lacs ont été échantillonnés une fois par mois de mai à octobre 2004 et en mai 2005. L'échantillonnage a été effectué à la fosse des lacs, soit au-dessus du point le plus profond. Le lac Ste-Marie comptait quatre stations d'échantillonnage plutôt qu'une seule pour deux raisons; d'abord à cause de sa configuration particulière en plusieurs bassins, ensuite parce qu'il s'agit du lac récepteur de l'effluent municipal, et que quatre stations d'échantillonnage permettaient un suivi plus serré de la qualité des eaux au fil de leur écoulement d'un bout à l'autre du lac. Cette mesure visait à évaluer de façon plus précise l'impact de l'effluent de la station d'épuration sur les eaux du lac Ste-Marie.

L'échantillonnage des lacs était divisé en deux parties. D'abord, certaines variables physico-chimiques (conductivité, pH, température, concentration d'OD) étaient mesurées sur toute la colonne d'eau à l'aide d'une multisonde YSI 650MDS. Ensuite, des échantillons d'eau de 500 mL étaient recueillis en duplicata à l'aide d'une bouteille Van Dorn. Pour les profondeurs situées en épilimnion (1m, 3m, 5m), quatre réplicats étaient recueillis pour permettre les analyses de chlorophylle *a* (chl *a*). Les échantillons étaient conservés à une température de 4 °C jusqu'à leur filtration, qui survenait toujours dans les 24 heures suivantes, et ensuite jusqu'à leur analyse en laboratoire (voir section 2.3, p.26). Les échantillons filtrés pour l'analyse de la chl *a* étaient conservés au congélateur jusqu'à leur analyse.

Dans le cadre de cette campagne d'échantillonnage, certains ruisseaux étaient aussi visités, dont les exutoires des lacs St-Joseph et Ste-Marie. Ils étaient échantillonnés de une fois par mois en période plus sèche à trois fois par mois durant la crue printanière. Des échantillons d'eau de 500 mL étaient recueillis en duplicata et le débit était mesuré à l'aide d'un débitmètre Sontek ADV. Les autres tributaires du lac Ste-Marie n'ont pas été échantillonnés, mais ont plutôt fait l'objet de modélisations expliquées en détail à la section 2.4 (p.27).

### 2.2 Station d'épuration

Trois échantillonneurs automatiques ISCO 6712 ont été installés à la station d'épuration des eaux de St-Adolphe-d'Howard. Le premier appareil recueillait l'eau de

l'affluent après son passage dans le dégrilleur, le second appareil recueillait l'eau de l'effluent entièrement traité suite au traitement UV, et le troisième appareil recueillait l'eau de l'effluent dérivé lors de chaque épisode de débordement.

Chacun des échantillonneurs était muni de 24 bouteilles d'une contenance d'un litre. Les échantillonneurs recueillant l'eau avant et après le traitement étaient programmés pour fonctionner 24 h par jour, échantillonnant 120 mL d'eau toutes les quatre heures. Les six échantillons d'une même journée étaient déposés dans une même bouteille. Ces bouteilles étaient au préalable préparées avec 7,2 mL d'acide ( $\text{H}_2\text{SO}_4$  50%) afin d'arrêter toute activité biologique une fois l'échantillon pris. Les bouteilles pleines étaient régulièrement remplacées par d'autres vides afin d'assurer un échantillonnage continu pour une période d'un an.

L'échantillonneur attribué à l'effluent dérivé était programmé pour prendre un échantillon de 120mL aux quatre heures lorsqu'un épisode de débordement survenait. Un capteur de niveau y était relié de sorte que l'appareil était activé lorsque l'eau atteignait la hauteur du muret séparant la voie normale de la voie de dérivation, et était désactivé dès que le niveau de l'eau redescendait sous cette limite. Trois échantillons par bouteille étaient prévus pour cet appareil, afin d'éviter de mélanger les échantillons de journées trop éloignées dans une même bouteille; chacune était préparée avec 3,6 mL d'acide ( $\text{H}_2\text{SO}_4$  50%)

Les analyses de laboratoire ont été conduites sur des sous-échantillons de 25 mL de chacune des bouteilles pour les trois types d'eau recueillis. Le débit quotidien de la station était mesuré par un débitmètre Parshall intégré aux installations de la station.

### **2.3 Analyse de laboratoire**

Le tableau III (p.27) résume les analyses effectuées et les méthodes utilisées pour les différents échantillons récoltés. Les échantillons recueillis à la station d'épuration ont été analysés pour le  $\text{P}_{\text{tot}}$  uniquement, alors que les échantillons provenant des lacs ont été analysés en plus pour le  $\text{N}_{\text{tot}}$ , le  $\text{NO}_3^-$ , le  $\text{NH}_4^+$ , le COD et la chl  $a$ . Les résultats des analyses sont disponibles à l'annexe 2.

**Tableau III.** Méthodes utilisées pour l'analyse des échantillons d'eau recueillis à St-Adolphe-d'Howard. Les variables précédées d'une astérisque (\*) ont été mesurées sur les échantillons provenant des lacs uniquement, et de deux astérisques (\*\*), de la station.

Variable	Traitement	Méthode d'analyse
**P <sub>tot</sub>	Acidifié	Méthode du bleu de molybdène
0,2-10mg/L	Digestion au persulfate de potassium	Autoanalyseur (FIA) LACHAT Quickem 8000
P <sub>tot</sub>	Digestion au persulfate de potassium	Méthode du bleu de molybdène; analyse manuelle et autoanalyseur Astoria Pacific 2 (SIA)
PTD	Filtré sur membrane 0,45µm Digestion au persulfate de potassium	Méthode du bleu de molybdène; analyse manuelle et autoanalyseur Astoria Pacific 2 (SIA)
N <sub>tot</sub>	Digestion au persulfate de potassium en milieu alcalin	Autoanalyseur (FIA) LACHAT Quickem 8000 Coloration au N-ned suivant une réduction sur Cd
*NO <sub>2</sub> /NO <sub>3</sub>	Filtré sur membrane 0,45µm	Autoanalyseur (FIA) LACHAT Quickem 8000 Coloration au N-ned suivant une réduction sur Cd
*NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Filtré sur membrane 0,45µm	Autoanalyseur (FIA) LACHAT Quickem 8000 Coloration phénol alcalin
COD	Filtré sur membrane 0,45µm	Analyseur de carbone Shimadzu TOC 5000A Combustion-détection infrarouge
*chl a	Filtré sur GF/C	Extraction à l'éthanol froid et lecture 665nm et 750nm au spectrophotomètre

#### 2.4 Modélisation des tributaires du lac Ste-Marie

Quatre tributaires du lac Ste-Marie n'ont fait l'objet d'aucune campagne d'échantillonnage dû à des contraintes logistiques. Leur charge annuelle de P a plutôt été estimée à l'aide d'un modèle d'exportation de P<sub>tot</sub> basé sur un jeu de données concernant 96 tributaires de la région des Laurentides. La liste des variables explicatives utilisées est disponible en annexe (voir annexe 3a). Ce jeu de données a été divisé en deux; les deux tiers ont servi à l'élaboration du modèle, tandis que le tiers restant a servi à la validation du modèle (voir annexe 3b).

Le modèle construit en est un de régression multiple dans lequel les variables explicatives étaient ajoutées par sélection pas à pas (*stepwise selection*). Cette façon de faire a été priorisée car elle permet de faire entrer dans le modèle les variables significatives une à une, tout en vérifiant à chaque étape si les corrélations partielles des variables déjà introduites dans le modèle sont encore significatives. La tolérance du modèle a été vérifiée en testant la présence de multicolinéarité, le respect des conditions d'applications, l'homocédasticité et la normalité des résidus (test de Shapiro-Wilk); cette dernière observation vient justifier les transformations logarithmiques apportées aux

variables du modèle de régression linéaire d'exportation de P<sub>tot</sub> pour la région des Laurentides ( $R^2 = 0,89$ , écart type = 0,179) :

$$\begin{aligned} \log_{10}(\text{charge en P}_{\text{tot}}+1) = & 0,635 \pm 0,116 - 0,021 \pm 0,011 \text{ pente} + 0,870 \pm 0,102 \\ & \log_{10}(\text{superficie de milieux forestiers} +1) + 0,896 \pm 0,335 \log_{10} \\ & (\text{superficie de milieux ouverts} +1) + 0,125 \pm 0,043 \log_{10}(\text{nombre de} \\ & \text{chalets}+1) \end{aligned}$$

\*non significatif au seuil  $p < 0,05$

où la charge en P<sub>tot</sub> est en kgP/année et les superficies sont en km<sup>2</sup>.

### **2.5 Taux d'occupation des résidences reliées à la station d'épuration**

Un sondage a été effectué sur trois jours, soit les 5, 12 et 20 novembre 2005, auprès des citoyens reliés à la station d'épuration de St-Adolphe-d'Howard dans le but d'établir le taux d'occupation de leurs résidences et d'évaluer de façon relativement précise la production individuelle de P en une année. Ce sondage a été tenu dans l'ensemble du secteur relié à la station d'épuration (voir annexe 4), afin que l'échantillon sondé soit représentatif des résidences concernées.

Le sondage établissait le type de résidence (permanente ou saisonnière), ainsi que le nombre d'individus présents par jour dans chaque résidence. Sur une possibilité de 297 résidences reliées au réseau d'égouts, 117 (39 %) ont été visitées. L'ensemble des réponses récoltées lors du sondage est disponible en annexe (voir annexe 5).

## **3. Analyse des données**

### **3.1 Charges de phosphore**

#### **3.1.1 Station d'épuration**

Les charges quotidiennes en P<sub>tot</sub> de l'affluent (C<sub>a</sub>), de l'effluent (C<sub>e</sub>) et de l'effluent dérivé (C<sub>d</sub>) de la station d'épuration ont été déterminées à l'aide des formules suivantes :

$$C_a \text{ (kg/jour)} = ([\text{P}_{\text{tot}}]_a * V_a) / 1\,000\,000 \text{ mg/kg}$$

$$C_e \text{ (kg/jour)} = ([\text{Ptot}]_e * V_e) / 1\,000\,000 \text{ mg/kg}$$

$$C_d \text{ (kg/jour)} = ([\text{Ptot}]_d * V_d) / 1\,000\,000 \text{ mg/kg}$$

$$C_{\text{lac}} \text{ (kg/jour)} = ( ([\text{Ptot}]_e * V_e) + ([\text{Ptot}]_d * V_d) ) / 1\,000\,000 \text{ mg/kg}$$

où  $[\text{Ptot}]_a$ ,  $[\text{Ptot}]_e$  et  $[\text{Ptot}]_d$  sont respectivement les concentrations quotidiennes moyennes de Ptot (mg/L) de l'affluent, de l'effluent et de l'effluent dérivé, et  $V_a$ ,  $V_e$  et  $V_d$ , leurs débits quotidiens (L/jour). La charge annuelle apportée au lac Ste-Marie ( $C_{\text{lac}}$ ) a été calculée en faisant la somme des charges quotidiennes de l'effluent et de l'effluent dérivé.

L'efficacité moyenne quotidienne de la station d'épuration (% de Ptot retenu) a ensuite été déterminée en comparant la charge de P de l'affluent et des deux effluents :

$$\text{Efficacité (\%)} = ([C_a - (C_e + C_d)] / C_a) * 100$$

où  $C_a$ ,  $C_e$  et  $C_d$  sont respectivement les concentrations quotidiennes moyennes de Ptot (mg/L) de l'affluent, de l'effluent et de l'effluent dérivé.

### 3.1.2 Exutoire du lac St-Joseph

La charge de Ptot provenant de l'exutoire du lac St-Joseph ( $C_{\text{sj}}$ ) a été calculée à l'aide des concentrations de Ptot et des débits mesurés mensuellement :

$$C_{\text{sj}} \text{ (kg/année)} = \Sigma ([\text{Ptot}]_{\text{sj}} * D_{\text{sj}})$$

où  $[\text{Ptot}]_{\text{sj}}$  est la concentration mensuelle moyenne de Ptot du lac St-Joseph (mg/L) et  $D_{\text{sj}}$  est le débit mensuel moyen de l'exutoire du lac (L/mois).

### 3.1.3 Précipitations

La charge en P provenant des précipitations ( $C_p$ ) a été établie à 18,6 mg/m<sup>2</sup>/année. En effet, Dillon & Molot (1996) ont obtenu cette valeur alors qu'ils étudiaient des bassins versant majoritairement forestiers, mais tout de même plus ou moins développés dans le centre de l'Ontario, ce qui est applicable à la région des Laurentides :

$$C_p \text{ (kg/année)} = 18,6 \text{ kg/km}^2/\text{année} * A_{\text{lac}}$$

où  $A_{\text{lac}}$  est la superficie du lac Ste-Marie (1,39 km<sup>2</sup>).

### 3.1.4 Résidences

La charge de P<sub>tot</sub> pour les résidences reliées à un système septique individuel ( $C_r$ ) a été calculée à l'aide du coefficient d'exportation de ces résidences, établi à 0,070 kgP/capita/année par Carignan *et al.* (2003) :

$$C_r \text{ (kg/année)} = 0,070 * TO_{sc} * N_r$$

où  $TO_{sc}$  est le taux d'occupation des résidences de la région estimé par Statistiques Canada (Crago 2004), équivalant à 2,3 capita/année, et  $N_r$  le nombre de résidences reliées à un système septique individuel (226).

Le bilan de P du lac Ste-Marie a été déterminé en comparant toutes les sources de P précédemment mentionnées (station d'épuration, tributaires, résidences, précipitations) et l'importance de la station d'épuration dans ce bilan (% du bilan attribué à la station) a pu être évaluée. En ce qui concerne le transfert interne au sein du lac Ste-Marie, il ne sera pas pris en compte ici étant donné que les seules données utilisées proviennent de l'épilimnion. On peut par contre noter que l'importance du transfert interne est faible pour les lacs du type du lac Ste-Marie. De plus, lors d'une étude menée en Ontario sur des lacs comparables à ce dernier, Dillon *et al.* (1994) ont obtenu des charges internes de P peu importantes, de l'ordre de 26 kg/km<sup>2</sup>/année et représentant généralement moins de 10% de leur charge totale de P.

## 3.2 Impact de la station d'épuration sur la qualité de l'eau

### 3.2.1 Généralités

Plusieurs variables (profondeur de Secchi, concentrations de P<sub>tot</sub>, N<sub>tot</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et chl *a*) mesurées sur les trois lacs du site d'étude ont servi à les comparer entre eux afin de constater l'effet ou l'absence d'effet de l'effluent municipal sur le lac Ste-Marie. Une telle comparaison est uniquement basée sur les échantillons recueillis en épilimnion, étant donné que les trois lacs ont des caractéristiques morphométriques très différentes et que les échantillons hypolimnétiques ne peuvent être considérés.

La limite de profondeur de l'épilimnion a donc été déterminée pour chaque station d'échantillonnage à l'aide des profils mensuels de température. Comme des échantillons étaient recueillis à 1m, 3m et 5m, et que la limite de l'épilimnion oscillait entre 4m et 6m

pour les différentes stations, seuls les échantillons recueillis à 1 m et 3 m de profondeur ont été retenus pour le calcul des moyennes mensuelles de chaque variable mesurée à chaque station d'échantillonnage.

### 3.2.2 Coefficients de variation

La structure du plan d'échantillonnage, selon lequel deux des lacs comptent une seule station et le troisième lac en compte quatre, ne permettrait pas, de prime abord, de regrouper toutes les stations d'échantillonnage en une même analyse statistique, puisqu'il n'y a pas le même nombre de stations dans tous les lacs concernés. Une telle pratique peut par contre être justifiée dans notre cas étant donné que le temps de séjour des eaux dans le lac Ste-Marie (0,13 année), où se trouvent quatre stations d'échantillonnage, est relativement court par rapport au lac St-Joseph (en amont; 0,31 année). Le temps de séjour dans ces deux lacs a été calculé à l'aide de la formule suivante, tirée de Kalff (2003) :

$$\tau \text{ (année)} = V / Q$$

où V et Q sont respectivement le volume du lac (m<sup>3</sup>) et son écoulement annuel moyen (m<sup>3</sup>/année).

On peut de plus justifier la décision de regrouper toutes les stations dans une même analyse en comparant les coefficients de variation des lacs étudiés pour chacune des variables qui feront l'objet d'analyses. Si, pour le lac comptant plusieurs stations, le coefficient de variation intra-lac est supérieur ou égal au coefficient de variation entre tous les lacs, cela signifierait que les diverses stations de ce lac sont suffisamment différentes entre elles pour être considérées comme provenant de plans d'eau différents plutôt que d'un seul. Cela permettrait donc de comparer ces stations à celles des autres lacs dans une seule et même analyse.

Dans ce cas-ci, il faut comparer le coefficient de variation entre les quatre stations du lac Ste-Marie au coefficient de variation entre les lacs St-Joseph, Ste-Marie (moyenne des quatre stations) et Théodore, à l'aide des formules suivantes :

$$C.V. (\%)_{sm} = ( S_{sm} / Xbar_{sm} ) * (100 \%)$$

$$C.V. (\%)_{\text{lacs}} = ( S_{\text{lacs}} / Xbar_{\text{lacs}} ) * (100 \%)$$

où  $S_{\text{sm}}$  et  $Xbar_{\text{sm}}$  sont respectivement l'écart type des valeurs moyennes observées aux quatre stations du lac Ste-Marie et la moyenne de ces valeurs observées, et  $S_{\text{lacs}}$  et  $Xbar_{\text{lacs}}$ , l'écart type et la moyenne des valeurs observées aux stations des lacs St-Joseph, Ste-Marie (moyenne des quatre stations) et Théodore.

### 3.2.3 Histogrammes et analyses de variance pour mesures répétées

L'impact de la station d'épuration a été évalué en fonction des différences observées dans les moyennes des variables mesurées aux stations 1 et 2 du lac Ste-Marie, situées immédiatement en aval de l'effluent municipal, par rapport aux moyennes observées pour les autres stations échantillonnées. Pour ce faire, des histogrammes des valeurs mensuelles moyennes de chaque variable mesurée pour chacune des stations d'échantillonnage ont été réalisés, de même que des analyses de variance pour mesures répétées (ANOVAR).

Le fait d'échantillonner les six mêmes stations à plusieurs reprises dans le temps mène à un plus grand risque de non-indépendance temporelle des échantillons, ce qui conduit le plus souvent à une probabilité plus élevée ou plus faible de commettre une erreur de type I lors de l'évaluation de différences entre les mois d'échantillonnage. Autrement dit, une simple ANOVA effectuée sur les données issues de mesures répétées dans le temps peut conduire à un rejet plus fréquent de l'hypothèse principale (ou hypothèse nulle) alors qu'elle est vraie, ce qui se traduit par la détection d'un effet significatif du temps alors qu'en réalité il n'y en a aucun. Il convient donc, dans les cas comme celui-ci où la même population statistique est échantillonnée à plusieurs reprises dans le temps, d'effectuer des analyses statistiques tenant compte de cette autocorrélation temporelle, telle que l'ANOVAR.

Les ANOVARS effectuées ont permis de tester les trois hypothèses principales suivantes :

H0a : Le critère « station » n'a pas d'effet sur les moyennes de la variable mesurée.

H0b : Le critère « mois » n'a pas d'effet sur les moyennes de la variable mesurée.

H0c : Les critères « station » et « mois » n'interagissent pas sur les moyennes de la variable mesurée.

Les hypothèses contraires qui leur étaient associées sont les suivantes :

H1a : Le critère « station » a un effet sur les moyennes de la variable mesurée.

H1b : Le critère « mois » a un effet sur les moyennes de la variable mesurée.

H1c : Les critères « station » et « mois » interagissent sur les moyennes de la variable mesurée.

L'intérêt principal de ces analyses est d'étudier l'effet du critère « station », puisque l'on cherche à démontrer l'effet ou l'absence d'effet de l'effluent municipal sur le lac Ste-Marie, ce qui se traduirait par la présence ou l'absence de variations dans les valeurs observées pour une même variable d'une station d'échantillonnage à l'autre. Ainsi, chaque fois qu'une interaction significative des effets « station » et « mois » était révélée par l'ANOVAR, les données étaient de nouveau comparées, mais cette fois dans une ANOVA, et de façon séparée pour chaque mois d'échantillonnage afin de détecter l'existence d'un effet « station » significatif. Lorsqu'un tel effet était révélé par l'ANOVA, un test de Tukey pour comparaisons multiples était effectué a posteriori pour localiser les différences détectées par l'ANOVA. Toutes les analyses ont été effectuées avec SYSTAT pour Windows version 9.0.

### ***3.3 Taux d'occupation des résidences reliées à la station d'épuration***

Le taux d'occupation mesuré ( $TO_m$ ) est le taux d'occupation associé aux résidences visitées lors du sondage et dont les variables ont été mesurées. Ce taux a été calculé en faisant la somme des taux d'occupation de toutes les résidences visitées :

$$TO_m = \sum ( N_{op} * 365 ) + \sum ( N_{os} * N_j )$$

où  $N_{op}$  et  $N_{os}$  sont respectivement le nombre d'occupants des résidences permanentes (365 jours/année) et saisonnières (moins de 365 jours/année), et  $N_j$ , le nombre de jours d'occupation par année pour chaque résidence saisonnière.

Le taux d'occupation estimé  $TO_e$  est le taux d'occupation associé aux résidences qui n'ont pas été visitées lors du sondage et dont les variables ont été estimées :

$$TO_e = [ ( N_{pt} - N_{pv} ) * N_{omp} * 365 ] + [ ( N_{st} - N_{sv} ) * N_{oms} * N_{js} ]$$

où  $N_{pt}$ ,  $N_{pv}$ ,  $N_{st}$  et  $N_{sv}$  sont respectivement les nombres de résidences « au total » et « visitées » de type permanentes et de type saisonnières,  $N_{omp}$  et  $N_{oms}$  sont les nombres moyens d'occupants dans les résidences visitées des deux types, et  $N_{js}$  est le nombre moyen de jours d'occupation en une année dans les résidences saisonnières visitées. Cette valeur ainsi que le nombre moyen d'occupants dans les résidences visitées ont été trouvés à l'aide des données recueillies lors du sondage effectué en novembre 2005.

Le taux d'occupation total ( $TO_t$ ) a été obtenu en additionnant les deux taux d'occupation précédemment décrits :

$$TO_t = TO_m + TO_e$$

où  $TO_m$  et  $TO_e$  sont respectivement les taux d'occupation mesuré et estimé.

La production individuelle de P ( $P_i$  ; kg/capita/année) pour l'année 2004 a pu être établie à l'aide du calcul suivant :

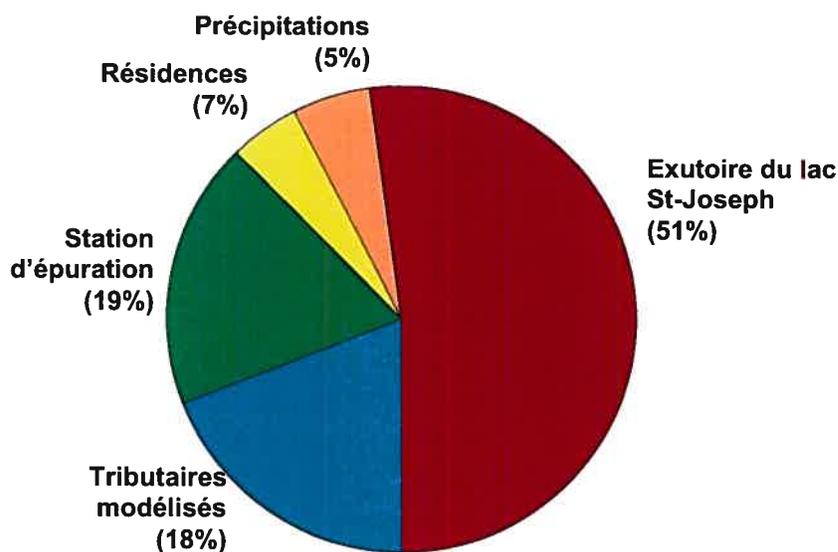
$$P_i = C_a / (TO_t / 365)$$

où  $C_a$  est la charge de l'affluent de la station d'épuration (kgP/année), et  $(TO_t / 365)$ , le taux d'occupation total pour une année des résidences de la municipalité (capita).

## **RÉSULTATS**

**Premier objectif : Détermination du bilan de phosphore du lac Ste-Marie****1. Bilan de phosphore**

Les charges de P du lac Ste-Marie pour l'année 2004 totalisent 537 kgP. Les précipitations contribuent peu, avec une charge de 26 kgP, tout comme les résidences munies d'un système septique individuel, qui apportent 36 kgP au lac. Les tributaires modélisés occupent une plus grande part du bilan, avec une charge estimée à 98 kgP; l'apport de la station d'épuration est semblable à ce dernier, et équivaut à 101 kgP. La source principale de P pour le lac Ste-Marie demeure l'exutoire du lac St-Joseph, qui apporte 276 kgP en une année, soit un peu plus de la moitié de la charge totale de Ptot du lac Ste-Marie (figure 2).



**Figure 2.** Bilan de phosphore total du lac Ste-Marie pour l'année 2004 (entre parenthèses, le pourcentage du bilan attribuable à chaque source).

Le débit élevé de l'exutoire du lac St-Joseph explique qu'il apporte une telle quantité de Ptot vers le lac Ste-Marie. L'étendue du bassin versant par rapport à la superficie du lac résulte en une grande quantité d'eau qui s'écoule via l'exutoire, ce qui se traduit par une charge de P importante même si les concentrations qu'on y retrouve sont faibles.

Il faut aussi noter que la figure 2 (p. 36) représente le bilan de P total, et non de P biodisponible. Ekholm & Krogerus (2003) ont comparé la quantité de P biodisponible dans des échantillons d'eau provenant de plusieurs sources différentes, notamment d'eaux usées de diverses origines, d'eau de ruissellement forestier, de ruissellement agricole, etc. Parmi toutes les sources étudiées, c'est au niveau des eaux usées, qu'elles aient été traitées ou non et qu'elles soient d'origine rurale ou urbaine, que les auteurs ont retrouvé la disponibilité biologique du P la plus élevée, alors que la plus faible a été retrouvée dans les eaux de ruissellement forestier.

Ainsi, une figure du même type que la figure 2 représentant cette fois le P biodisponible plutôt que le  $P_{tot}$  aurait eu une allure toute autre et aurait fort probablement été dominée par la station d'épuration.

## **2. Efficacité de la station d'épuration**

### **2.1 Rendement**

L'efficacité moyenne quotidienne de la station d'épuration (% de P retenu) a été calculée. La figure 3 (p. 38) indique que la station d'épuration peut souvent retenir plus de 80% du P qu'elle reçoit de la municipalité, mais qu'elle peut tout aussi bien connaître des périodes d'efficacité faible. Les périodes de fortes pluies, par exemple, correspondent souvent à une mauvaise efficacité.

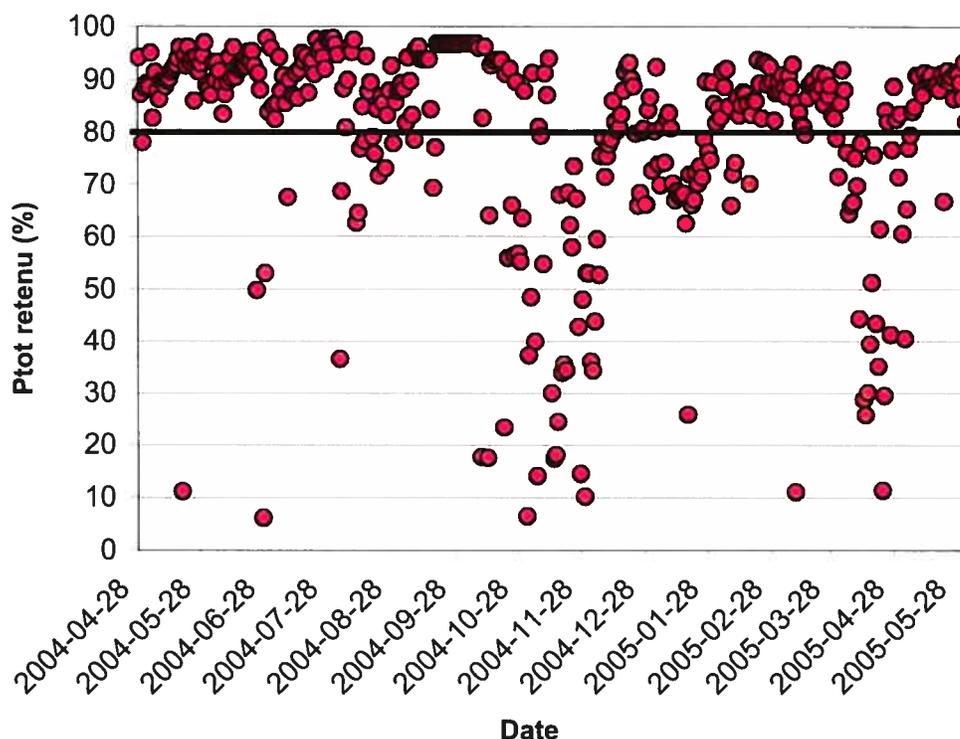
Une cause possible de cette piètre performance est l'importance des raccordements clandestins au réseau d'égouts. Plusieurs citoyens se prémunissent contre les infiltrations d'eau en raccordant leur pompe de puisard au réseau d'égouts de la municipalité, à l'insu des autorités. Or, le volume d'eau apporté par ces raccordements vers la station n'a évidemment jamais été considéré lors de la conception de la station et de l'établissement de sa capacité de traitement, puisqu'il est issu d'une pratique illégale. L'eau des pompes de puisard conduit donc d'une part à une réduction de l'efficacité du traitement à cause du temps de rétention moins long que prévu dans les étangs d'aération, et d'autre part à une utilisation plus fréquente que prévu de la voie de dérivation de l'effluent à cause du dépassement de la capacité volumétrique de la station (voir figure 1, p.24).

Comme les variations de débits sont importantes à la station d'épuration et qu'elles ne sont pas observables sur la figure 3, un calcul de la charge annuelle de  $P_{tot}$

retenu ( $C_{ar}$ ) à la station d'épuration a été effectué afin de comparer la valeur obtenue à la moyenne de 80 % exigée par le gouvernement provincial :

$$C_{ar}(\%) = [ (\Sigma C_a - \Sigma (C_e + C_d)) / \Sigma C_a ] * 100 \%$$

où  $C_a$ ,  $C_e$  et  $C_d$  sont respectivement les charges quotidiennes à l'affluent, à l'effluent et à l'effluent dérivé de la station d'épuration. Selon ce calcul, la station d'épuration affiche une rétention annuelle moyenne du Ptot de 82 %.



**Figure 3.** Efficacité quotidienne (% de Ptot retenu) de la station d'épuration de St-Adolphe-d'Howard de mai 2004 à mai 2005. La moyenne de rétention de 80 % (exigence gouvernementale) est indiquée en gras.

## 2.2 Comparaison des deux types de systèmes septiques utilisés

Comme deux types de systèmes septiques sont utilisés dans la municipalité, soit le système municipal menant à la station d'épuration et les systèmes individuels en général, il est intéressant de comparer leur efficacité respective. Considérant que la charge de P attribuable aux résidences non reliées au réseau d'égouts est de 36 kg/année, que le nombre de résidences contribuant à cette charge est de 226, et que la charge attribuable à

la station d'épuration est de 101 kgP/année et le nombre de résidences contribuant à cette charge, de 297, on peut répartir la charge totale de ces deux groupes sur le nombre de résidences qu'ils contiennent et ainsi obtenir la charge de P d'une seule résidence au sein de chaque groupe. Cette charge par résidence est de 0,16 kgP/année pour celles qui ne sont pas reliées à la station, alors qu'elle est de 0,34 kgP/année pour celles qui le sont.

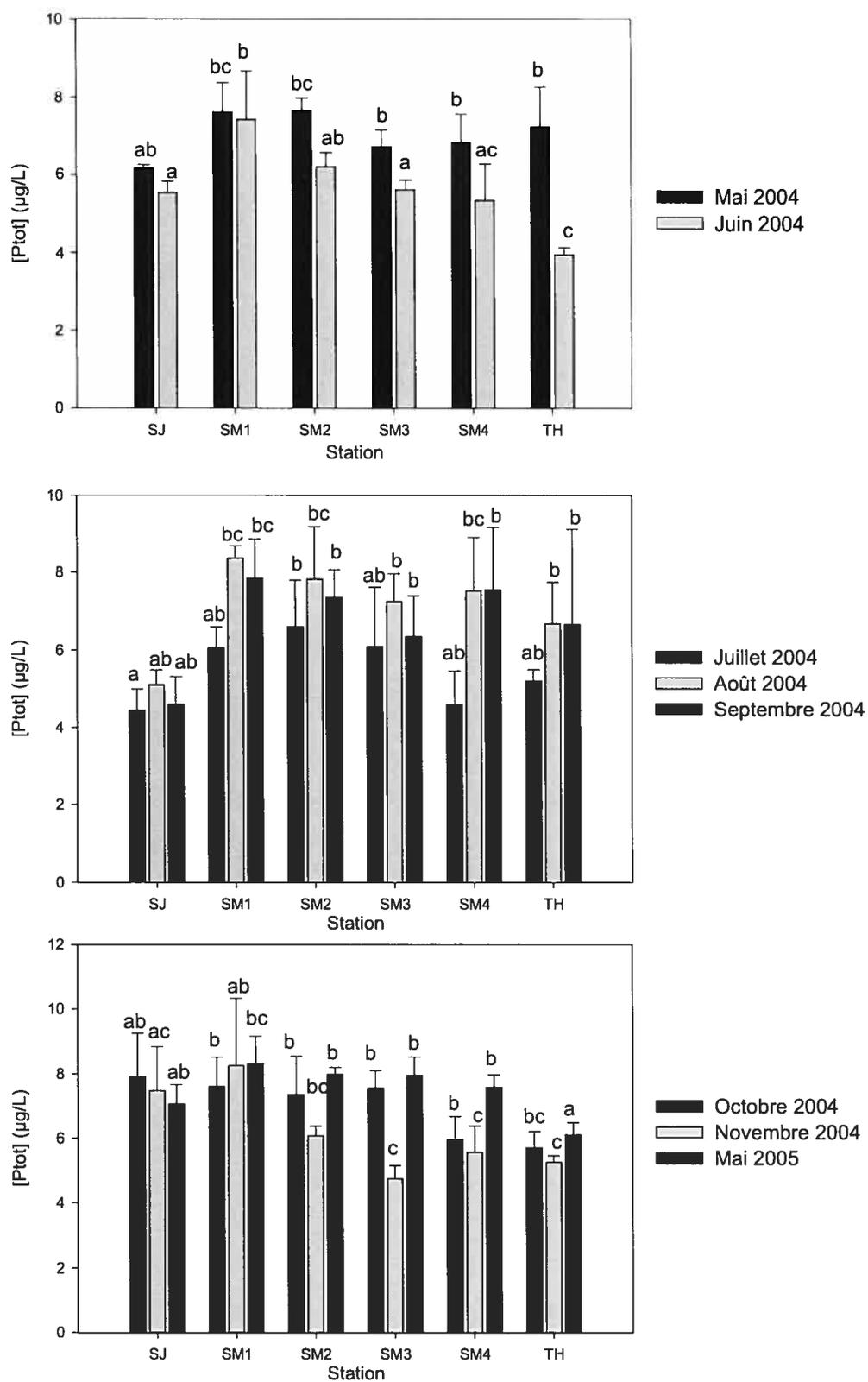
Ainsi, à St-Adolphe-d'Howard, le système septique municipal contribuerait à laisser échapper environ deux fois plus de P par résidence que les systèmes septiques individuels. On peut attribuer cette différence à une rétention plus importante du P par le sol entourant les systèmes septiques individuels comparativement au traitement utilisé à la station d'épuration. Dillon *et al.* (1994) ont observé que des sols épais pouvaient effectivement offrir une bonne rétention du P.

### ***Second objectif : Impact de la station d'épuration sur le lac Ste-Marie***

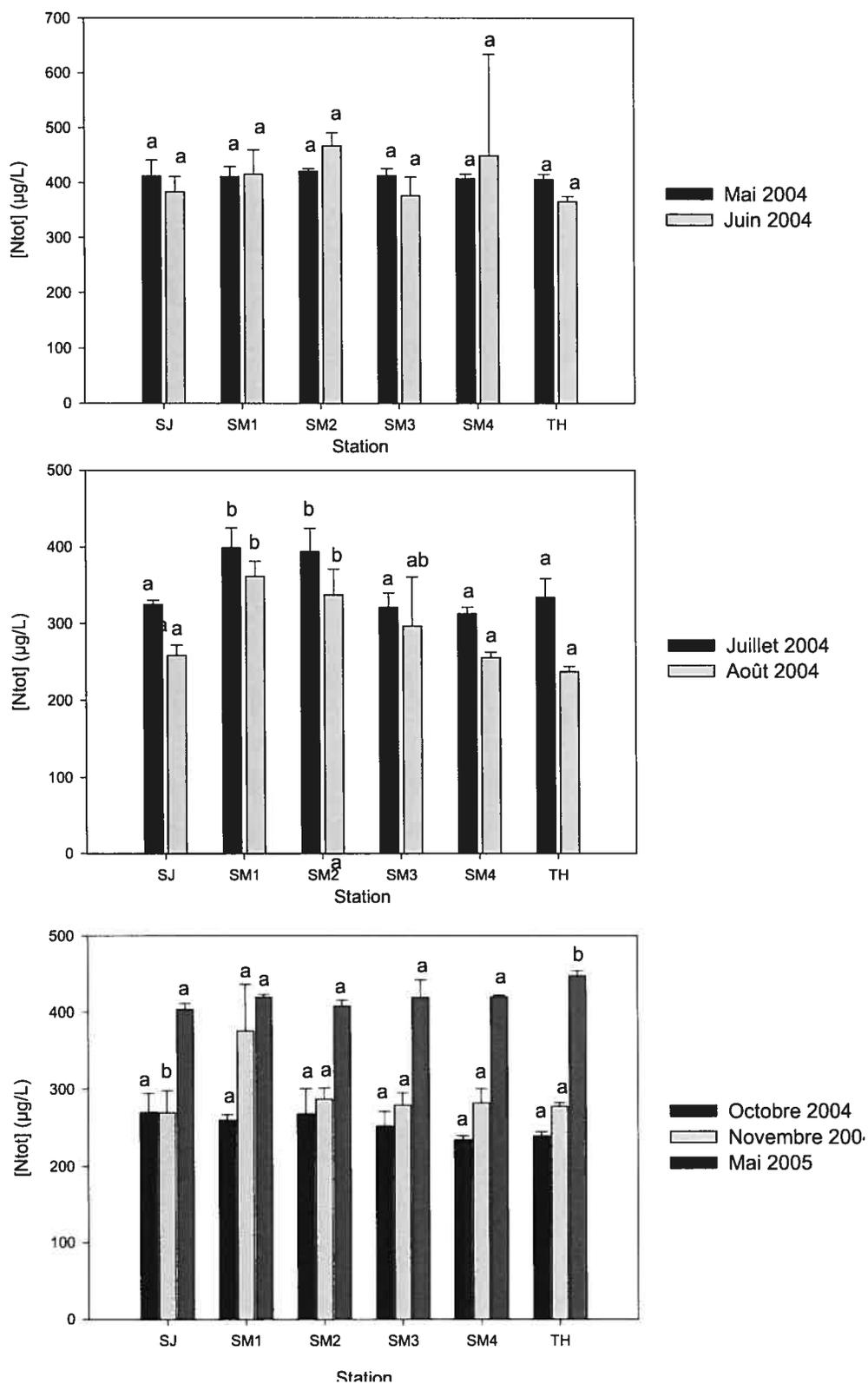
Les stations d'échantillonnage Ste-Marie 1 et 2 (SM1 et SM2) se trouvent immédiatement en aval de l'effluent municipal; ce sont donc ces deux stations qui seraient les plus susceptibles d'être affectées par l'effluent municipal si ce dernier avait un impact sur le lac Ste-Marie. Or, des divergences sont effectivement visibles pour les mois d'été entre les stations SM1 et SM2 et les autres stations et ce, au niveau de chaque variable mesurée (figures 4.1 à 4.6, p.41 et suivantes). Les résultats des ANOVARS réalisées sont rassemblés dans le tableau IV (p. 40). Une interaction significative des critères « station » et « mois » a été révélée dans chaque jeu de données. Or, comme c'est l'effet « station » qui nous intéresse plutôt que l'interaction détectée par les ANOVARS, des ANOVAs ont donc été effectuées pour chaque mois d'échantillonnage séparément, au sein de chacune des variables. Les résultats apparaissent au tableau V (p.47).

**Tableau IV.** Résultats des analyses de variance pour mesures répétées (ANOVAR) pour cinq des variables mesurées en relation avec la station et le mois d'échantillonnage (SC : somme des carrés; dl : degrés de liberté; CM : carrés moyens;  $F$  : statistique de Fisher;  $P$  : probabilité).

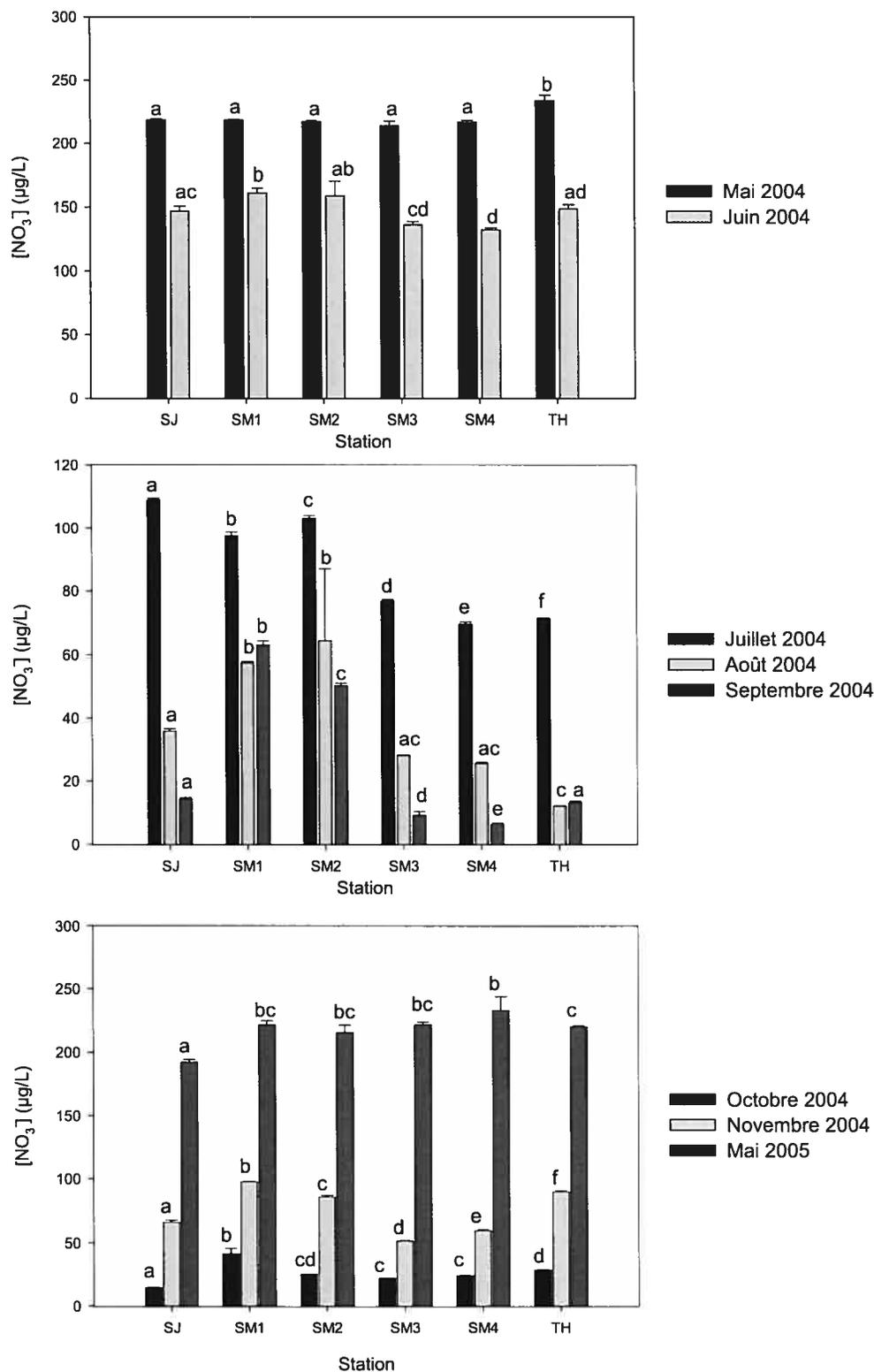
Source de variation	SC	dl	CM	$F$	$P$
<i>Ptot</i>					
Inter-Sujets					
Station	76,124	5	15,225	15,915	0,000
Intra-sujets					
Mois	88,200	7	12,600	14,681	0,000
Mois x station	93,106	35	2,660	3,099	0,000
<i>Ntot</i>					
Inter-sujets					
Station	60 167,340	5	12 033,468	6,357	0,001
Intra-sujets					
Mois	669 134,882	6	111 522,480	88,039	0,000
Mois x station	95 337,218	30	3177,907	2,509	0,000
<i>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></i>					
Inter-sujets					
Station	17 201,950	5	3440,390	198,503	0,000
Intra-sujets					
Mois	1 098 895,301	7	156 985,043	7902,364	0,000
Mois x station	24 323,404	35	3177,907	34,983	0,000
<i>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></i>					
Inter-sujets					
Station	3106,902	5	621,380	21,657	0,000
Intra-sujets					
Mois	4836,327	7	690,904	35,370	0,000
Mois x station	5401,736	35	154,325	7,901	0,000
<i>chl a</i>					
Inter-sujets					
Station	90,878	5	18,176	36,198	0,000
Intra-sujets					
Mois	200,795	7	28,685	96,288	0,000
Mois x station	131,595	35	3,760	12,691	0,000



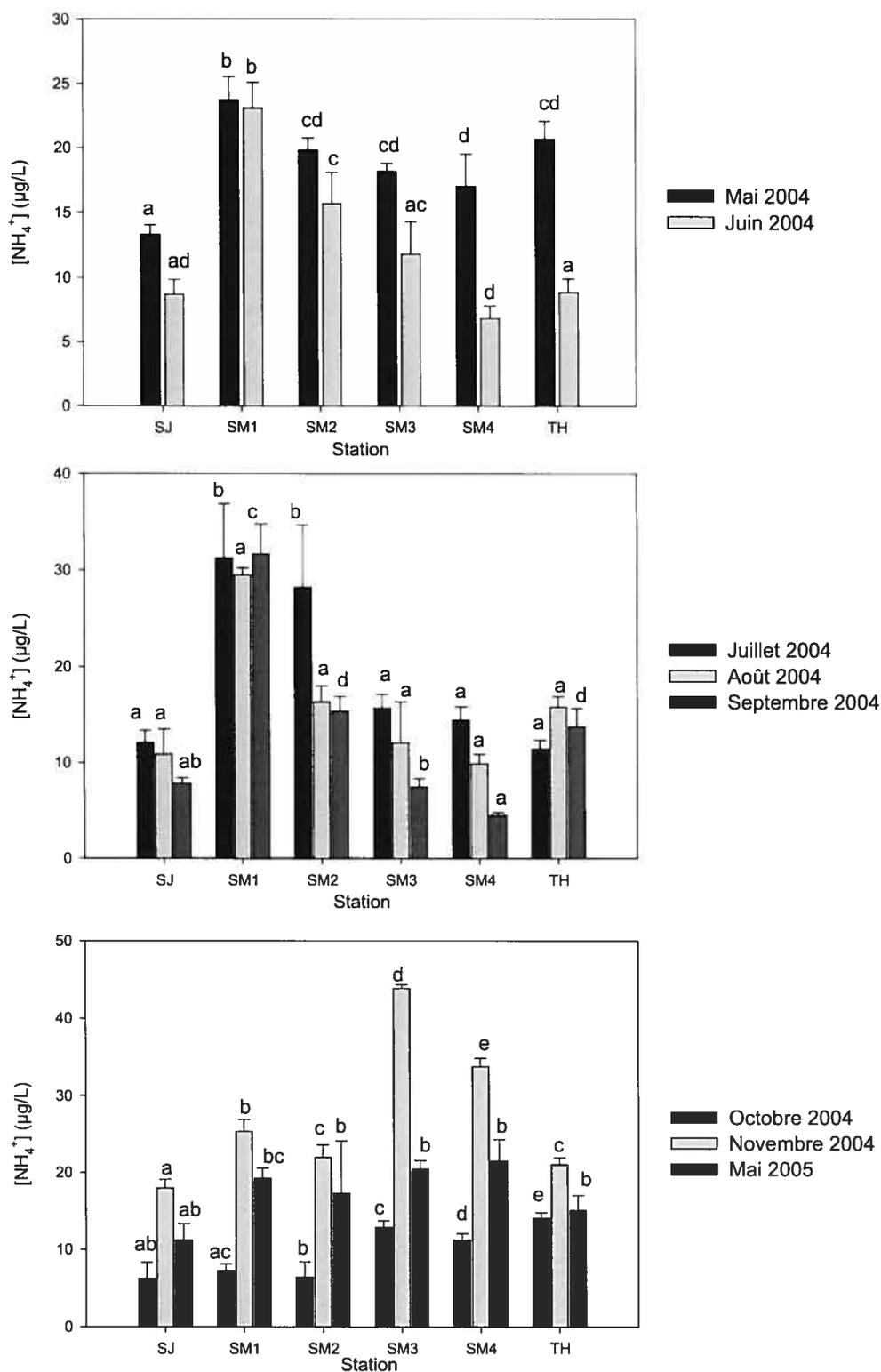
**Figure 4.1 :** Concentration de phosphore total (Ptot) dans les lacs St-Joseph, Ste-Marie et Théodore en fonction de la période de l'année. Des lettres minuscules différentes au-dessus des barres indiquent une différence de moyennes entre les stations d'échantillonnage pour un même mois.



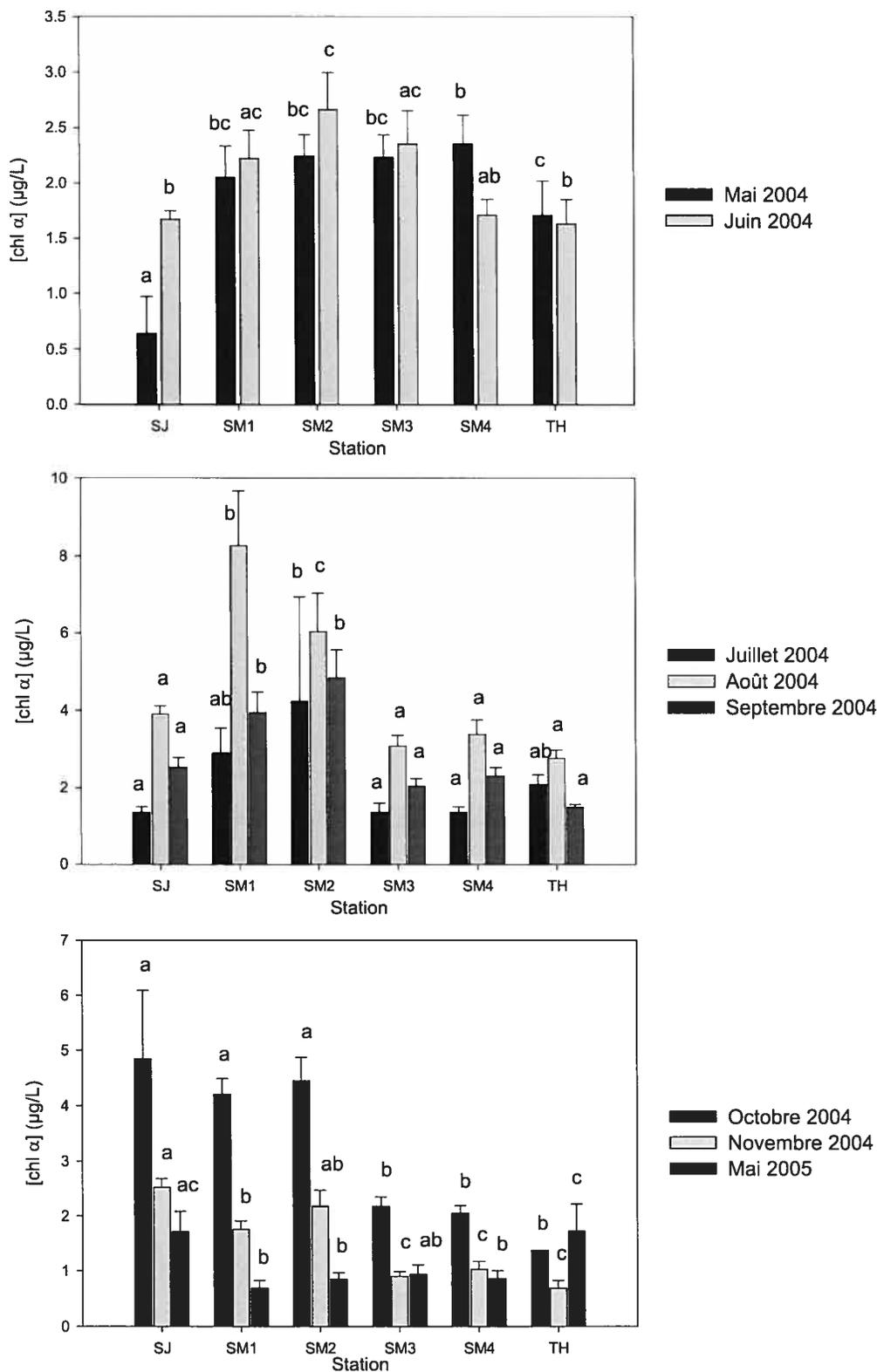
**Figure 4.2 :** Concentration d'azote total (Ntot) dans les lacs St-Joseph, Ste-Marie et Théodore en fonction de la période de l'année. Des lettres minuscules différentes au-dessus des barres indiquent une différence de moyennes entre les stations d'échantillonnage pour un même mois.



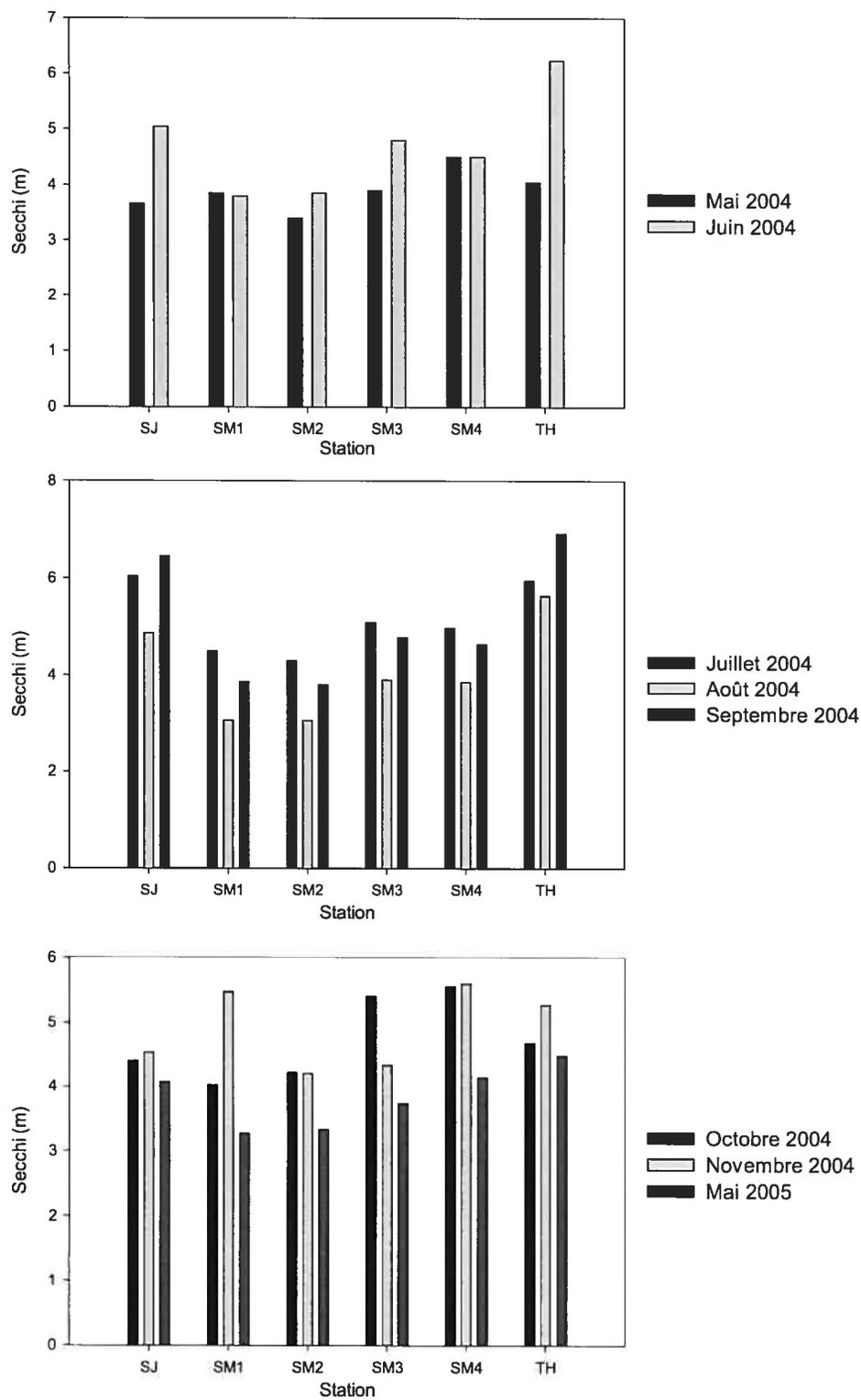
**Figure 4.3 :** Concentration de nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) dans les lacs St-Joseph, Ste-Marie et Théodore en fonction de la période de l'année. Des lettres minuscules différentes au-dessus des barres indiquent une différence de moyennes entre les stations d'échantillonnage pour un même mois.



**Figure 4.4 :** Concentration d'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) dans les lacs St-Joseph, Ste-Marie et Théodore en fonction de la période de l'année. Des lettres minuscules différentes au-dessus des barres indiquent une différence de moyennes entre les stations d'échantillonnage pour un même mois.



**Figure 4.5 :** Concentration de chlorophylle *a* (chl *a*) dans les lacs St-Joseph, Ste-Marie et Théodore en fonction de la période de l'année. Des lettres minuscules différentes au-dessus des barres indiquent une différence de moyennes entre les stations d'échantillonnage pour un même mois.



**Figure 4.6 :** Profondeur de Secchi (m) dans les lacs St-Joseph, Ste-Marie et Théodore en fonction de la période de l'année.

**Tableau V.** Résultats des analyses de variance (ANOVA) pour les cinq variables analysées (SC :somme des carrés; dl : degrés de liberté; CM : carrés moyens;  $F$  : statistique de Fisher;  $P$  : probabilité).

Mois d'échantillonnage	SC	dl	CM	$F$	$P$	$R^2$
<i>P<sub>tot</sub></i>						
Mai 2004	6,495	5	1,299	3,196	0,031	0,47
Juin 2004	25 604	5	5,121	11,201	0,000	0,76
Juillet 2004	15,424	5	3,085	3,548	0,021	0,50
Août 2004	25,830	5	5,166	5,448	0,003	0,60
Septembre 2004	27,849	5	5,570	2,828	0,047	0,44
Octobre 2004	17,661	5	3,532	4,172	0,011	0,54
Novembre 2004	37,206	5	7,441	6,299	0,002	0,64
Mai 2005	13,161	5	2,632	9,193	0,000	0,72
<i>N<sub>tot</sub></i>						
Mai 2004	545,482	5	109,096	0,433	0,819	0,11
Juin 2004	34 704,130	5	6 940,826	1,075	0,410	0,23
Juillet 2004	29 516,180	5	5 903,236	13,363	0,000	0,79
Août 2004	49 713,570	5	9 942,713	10,066	0,000	0,74
Octobre 2004	4 373,550	5	874,710	2,449	0,073	0,41
Novembre 2004	32 066,760	5	6 401,351	7,282	0,001	0,67
Mai 2005	4 644,890	5	928,978	7,905	0,000	0,69
<i>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></i>						
Mai 2004	1 017,387	5	203 477	34,156	0,000	0,91
Juin 2004	2 683,337	5	536,667	17,699	0,000	0,83
Juillet 2004	5 965,262	5	1 193,052	2 387,119	0,000	0,99
Août 2004	8 021,359	5	1 604,272	18,969	0,000	0,80
Septembre 2004	11 732,020	5	2 346,404	3 468,824	0,000	0,99
Octobre 2004	1 566,821	5	913,364	97,532	0,000	0,96
Novembre 2004	6 872,246	5	1 374,449	1 209,898	0,000	0,99
Mai 2005	3 666,921	5	733,384	24,437	0,000	0,87
<i>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></i>						
Mai 2004	250,562	5	40,112	22,683	0,000	0,86
Juin 2004	733,049	5	146,610	45,484	0,000	0,93
Juillet 2004	1 481,224	5	296,245	22,057	0,000	0,86
Août 2004	1 682,516	5	336,503	2,602	0,061	0,42
Septembre 2004	1 930,824	5	386,165	135,369	0,000	0,97
Octobre 2004	237,395	5	47,479	25,132	0,000	0,88
Novembre 2004	1 896,389	5	379,278	265,061	0,000	0,99
Mai 2005	296,678	5	59,336	5,355	0,003	0,60
<i>chl a</i>						
Mai 2004	8,229	5	1,646	23,104	0,000	0,87
Juin 2004	3,716	5	1,743	13,601	0,000	0,79
Juillet 2004	26,799	5	5,360	4,026	0,013	0,53
Août 2004	92,483	5	18,497	33,387	0,000	0,90
Septembre 2004	31,934	5	6,387	38,633	0,000	0,92
Octobre 2004	43,741	5	8,748	28,234	0,000	0,89
Novembre 2004	11,310	5	2,262	73,200	0,000	0,95
Mai 2005	5,262	5	0,852	10,972	0,000	0,75

Les résultats obtenus pour les ANOVAs réalisées séparément pour chaque mois d'échantillonnage (tableau V, p.47) démontrent qu'à trois exceptions près, il existe un effet « station » significatif ( $p < 0,05$ ) à chaque mois, pour chacune des variables mesurées. Cela signifie concrètement qu'il existe une différence qui n'est pas due au hasard entre au moins deux des stations comparées au sein de chaque analyse. Les tests de Tukey (dont les résultats sont visibles dans les figures 4.1 à 4.5) confirment que les différences détectées incluent le plus souvent les stations d'échantillonnage SM1 et SM2. Ces deux stations ont, pour les mois d'été, des concentrations de P<sub>tot</sub>, N<sub>tot</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et chl *a* plus élevées et une profondeur de Secchi moindre que les autres stations d'échantillonnage.

Les stations SM1 et SM2 connaissent des variations que les autres stations ne subissent pas, et l'effluent municipal est le seul élément différenciant ces deux stations de toutes les autres. Il est donc raisonnable d'affirmer que les variations observées au niveau des variables mesurées découlent de la présence de l'effluent municipal. La station d'épuration de St-Adolphe-d'Howard apporte un surplus d'éléments nutritifs au lac Ste-Marie, d'où les concentrations de P et N plus élevées immédiatement en aval. Ces éléments nutritifs permettent une augmentation de la biomasse phytoplanctonique, expliquant la hausse observée au niveau de la chl *a*, ainsi que la diminution de la profondeur de Secchi.

### ***Troisième objectif : Production individuelle contemporaine de phosphore***

#### **1. Taux d'occupation des résidences reliées à la station d'épuration**

Le sondage mené en novembre a permis d'établir la production individuelle de P dans les résidences reliées au réseau d'égouts de St-Adolphe-d'Howard suite au calcul de leurs taux d'occupation. Or, comme la villégiature prend une place importante dans la municipalité, il est évident que le mois de novembre n'est pas la période la plus appropriée pour effectuer un sondage sur le taux d'occupation des résidences, puisque plusieurs sont des résidences secondaires. Une telle situation pouvait nous conduire à sous-estimer le nombre de résidences occupées de façon saisonnière étant donné qu'à cette période de l'année, plusieurs propriétaires ne fréquentent plus leurs résidences

secondaires ou ne les fréquentent que les week-ends, et qu'il est moins probable de les rencontrer.

Nous avons donc tenté de parer à une telle éventualité en jouant sur la proportion qu'occupaient les résidences de chaque type au niveau du réseau d'égouts afin de diminuer l'effet potentiel de la période de l'année à laquelle le sondage a été effectué. Ainsi, sur le lot des 117 résidences visitées lors du sondage et pour lesquelles le taux d'occupation a donc été mesuré, 97 étaient occupées de façon permanente, alors que 20 l'étaient de façon strictement saisonnière, le plus souvent seulement les fins de semaine (104 jours/année), mais pour certaines jusqu'à 200 jours/année à cause de quelques semaines d'occupation réparties en été et dans le temps des Fêtes.

Pour les résidences visitées, la proportion de résidences secondaires était donc d'environ 1/4. Or, nous avons considéré que les résidences secondaires devaient dans les faits représenter une part plus importante, à cause des raisons mentionnées plus haut. Ainsi, il a été considéré que 2/3 de la totalité des résidences reliées au réseau d'égouts étaient occupées de façon permanente, et 1/3 de façon saisonnière.

Suivant ces proportions, et sachant que 297 résidences étaient reliées au réseau d'égouts lors du sondage, le nombre total de résidences de chaque type a été établi à 197 pour les permanentes, et 100 pour les saisonnières. Le taux d'occupation a donc été estimé pour 100 des 197 résidences permanentes, et 80 des 100 résidences saisonnières, dont le nombre moyen de jours d'occupation par année a été fixé à 150.

L'une des résidences sortait du lot de façon particulière, étant occupée par un couple de façon permanente, mais recevant jusqu'à 20 personnes durant la fin de semaine, et jusqu'à 80 personnes durant le temps des fêtes. Hormis cette exception, le nombre moyen d'occupants dans les résidences permanentes était de 2,2, avec un minimum de 1 et un maximum de 7, alors qu'il était de 2,85 pour les résidences saisonnières, avec un minimum de 1 et un maximum de 4.

Les taux d'occupation mesuré, estimé et total pour toutes les résidences ont été respectivement établis à 95 598, 114 500 et 210 098 capita\*jours/année. Les résultats détaillés figurent au tableau VI (p. 50).

**Tableau VI.** Taux d'occupation mesurés ( $TO_m$ ), estimés ( $TO_e$ ) et totaux ( $TO_t$ ) des résidences permanentes et saisonnières de St-Adolphe-d'Howard.

<b>Taux d'occupation</b>	<b>Résidences permanentes</b>	<b>Résidences saisonnières</b>	<b>Toutes les résidences</b>
<b><math>TO_m</math> (capita*jours/année)</b>	84 680	10 918	95 598
<b><math>TO_e</math> (capita*jours/année)</b>	80 300	34 200	114 500
<b><math>TO_t</math> (capita*jours/année)</b>	164 980	45 118	210 098
<b><math>TO_t</math> (capita/année)</b>	452	124	576

## 2. Production individuelle de phosphore

La production de P individuelle et contemporaine a pu être calculée à l'aide des données recueillies sur les résidences reliées à la station d'épuration. Elle a été établie à 0,86 kgP/capita/année, considérant une charge à l'affluent de la station d'épuration de 494 kgP/année et un taux d'occupation total de 576 capita pour l'année 2004. Un individu habitant à St-Adolphe-d'Howard produit donc, en une année, 0,86 kg de P.

La charge de P apportée au lac Ste-Marie et attribuable aux résidences reliées au système septique municipal a aussi pu être calculée. Elle a été établie à 0,18 kgP/capita/année, considérant une charge totale à l'effluent de la station d'épuration de 101 kgP/année et un taux d'occupation total de 576 capita pour l'année 2004. L'exportation de P reliée au système septique municipal de St-Adolphe-d'Howard équivaut donc à 0,18 kgP/capita/année.

## 3. Comparaison des résultats obtenus avec les données tirées de la littérature

### 3.1 Exportation de phosphore par les résidences vers la station d'épuration

Les données d'exportation de P par les résidences sont variables dans la littérature. Les charges de P attribuées aux résidences reliées à un réseau d'égouts décrivent souvent l'exportation diffuse de P par ces résidences (e.g. Crago 2004, Lewis *et al.* 1984, Reckhow & Simpson 1980), ou alors l'exportation de P vers le milieu récepteur via l'effluent de la station d'épuration à laquelle ces résidences sont reliées, après traitement des eaux usées (e.g. Lewis *et al.* 1984, Brigault & Ruban 2000). La charge de

P de l'affluent des stations d'épuration est rarement mesurée (ou estimée), sauf par Johnes *et al.* (1996), qui ont obtenu une charge de 1,13 kgP/capita/année au Royaume-Uni. La valeur trouvée pour St-Adolphe-d'Howard se rapproche de la valeur trouvée par ces auteurs, bien qu'elle soit légèrement inférieure (0,86 kgP/capita/année).

### **3.2 *Exportation de phosphore par les résidences vers le milieu récepteur***

On peut comparer la charge individuelle de P apportée au lac Ste-Marie associée à des résidences ayant un système septique municipal à des coefficients d'exportation de P associés à de telles résidences utilisés par certains auteurs. Les données retrouvées dans la littérature sont de 0,75 kgP/capita/année (Smil 2000), 0,009 à 0,113 kgP/capita/année (Lewis *et al.* 1984) et 1.1 kgP/capita/année (Brigault & Ruban 2000). La valeur obtenue pour St-Adolphe-d'Howard (0,18 kgP/capita/année) cadre avec les valeurs de Lewis *et al.* (1984), dont le site d'étude se trouvait dans l'état du Colorado, mais se situe bien en dessous des valeurs trouvées par Smil (2000), qui a estimé une moyenne mondiale, et par Brigault & Ruban (2000), dont le site d'étude se trouvait en France. Il faut évidemment s'assurer lors de telles comparaisons que les systèmes septiques comparés fournissent des traitements d'eaux usées similaires.

### **3.3 *Comparaison des résultats obtenus avec ceux de résidences munies d'un système septique individuel***

Des coefficients d'exportation de P associés aux résidences non reliées à un réseau d'égouts municipal pour la région des Laurentides ont été trouvés par Crago (2004) et Carignan *et al.* (2003). Les valeurs obtenues vont de 0,050 à 0,070 kgP/capita/année. La valeur trouvée pour les résidences reliées au réseau d'égouts de St-Adolphe-d'Howard (0,18 kgP/capita/année) est donc deux fois et demie plus importante que la valeur la plus élevée obtenue pour des résidences ayant un système septique individuel dans la même région (0,070 kgP/capita/année). Elle n'atteint toutefois pas même le quart du coefficient d'exportation de 0,80 kgP/capita/année généralement considéré par les auteurs pour des régions rapprochées (e.g. Ontario – Dillon & Molot 1996) lorsqu'il est question de résidences pourvues de fosses septiques.

Les autres valeurs retrouvées dans la littérature concernant l'exportation de P par des résidences non reliées à un système septique municipal sont répertoriées dans le

tableau VII. Les résultats obtenus pour la municipalité de St-Adolphe-d'Howard (0,18 kgP/capita/année) concordent une fois de plus avec ceux de Lewis *et al.*(1984), alors que les autres coefficients d'exportation de la littérature sont de deux à quatre fois plus élevés.

**Tableau VII.** Comparaison des coefficients d'exportation de phosphore résidentiels retrouvés dans la littérature.

Source	Lieu	Exportation de P (kgP/capita/année)
Carignan <i>et al.</i> 2003	Laurentides, Qc	0,050 – 0,070
Crago 2004	Laurentides, Qc	0,055
Dillon & Molot 1994	Centre de l'Ontario, Canada	0,80
Johnes <i>et al.</i> 1996	Royaume-Uni	0,38
Lewis <i>et al.</i> 1984	Colorado, É.-U.	0,08 – 0,21
Reckhow & Simpson 1980	Variés	0,3 – 1,0

Les valeurs figurant au tableau VII mènent à la constatation que l'exportation de P varie considérablement d'un lieu à un autre. On peut également noter que le coefficient d'exportation de P généralement utilisé par des auteurs étudiant des lieux relativement rapprochés du site d'étude dont il est question ici (0,80 kgP/capita/année) correspond à la production individuelle de P trouvée pour la région des Basses Laurentides. De plus, il a été démontré par Crago (2004) et Carignan *et al.* (2003) que l'exportation de P par des résidences munies de système septique individuel était de beaucoup inférieure à 0,80 kgP/capita/année. Ainsi, il n'est pas certain que le coefficient le plus souvent choisi lors de l'étude de régions rapprochées des Laurentides soit réellement approprié.

## **CONCLUSIONS**

Cette étude a permis d'établir que le lac Ste-Marie a reçu, pour l'année 2004, une charge de Ptot de 537 kg. De cette quantité, la station d'épuration de St-Adolphe-d'Howard a contribué 101 kgP, soit 19 % de la charge totale reçue. Considérant que cette charge est à peu de choses près équivalente à celle des tributaires du lac, elle n'est pas du tout négligeable, d'autant plus que de toutes les sources de P du lac, c'est dans l'effluent municipal que l'on retrouverait le plus de P biodisponible.

D'importantes divergences ont aussi été démontrées au niveau des variables physico-chimiques entre les six stations d'échantillonnage réparties dans les trois lacs étudiés. En effet, durant l'été 2004, les deux stations d'échantillonnage situées immédiatement en aval du point d'arrivée de l'effluent de la station d'épuration dans le lac Ste-Marie ont subi une hausse importante de concentrations de Ptot, Ntot,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  et chl *a*, ainsi qu'une diminution importante de la profondeur de Secchi, alors qu'aucun phénomène semblable n'était observable pour les autres stations d'échantillonnage.

Le caractère significatif et la localisation de toutes les variations observées ont été confirmés par les ANOVAs et les tests de Tukey réalisés. Les résultats des ANOVAs ont révélé un effet « station » significatif pour toutes les variables analysées, et les tests de Tukey ont permis de constater que les différences détectées par les ANOVAs impliquaient les stations SM1 et SM2. Cela démontre clairement que l'effluent de la station d'épuration a une influence notable sur le milieu dans lequel il est déversé, puisque les autres stations d'échantillonnage n'ont pas connu, en 2004, de variations semblables à celles observées aux stations SM1 et SM2.

De plus, il a été possible de comparer la charge de P apportée au lac Ste-Marie par les résidences reliées au système septique municipal de St-Adolphe-d'Howard (0,18 kgP/capita/année) à la valeur la plus élevée trouvée par Carignan *et al.* (2003) et Crago (2004) pour des résidences munies d'un système septique individuel dans la même région (0,07 kgP/capita/année). Cette comparaison a suggéré que le système septique municipal de St-Adolphe-d'Howard laisserait passer environ deux fois et demie plus de P que les systèmes septiques individuels. La rétention moyenne de P de 82 % observée à la station d'épuration serait donc inférieure à celle offerte par des systèmes septiques individuels habituellement utilisés dans la région. De plus, une comparaison avec d'autres valeurs retrouvées dans la littérature a permis de constater que l'exportation de P de 0,80 kgP/capita/année généralement admise pour des régions semblables à celle étudiée ici

n'est pas applicable aux Basses Laurentides. Cette valeur équivaut à la production individuelle de P trouvée pour St-Adolphe-d'Howard, mais ne peut être considérée comme une charge de P exportée vers le milieu récepteur à cause des faits énumérés ci-haut.

Les exigences gouvernementales en matière de rétention du P sont respectées à la station d'épuration de St-Adolphe-d'Howard; à preuve, la station d'épuration a reçu des notes de 100 %, 93 % et 100% quant au respect des exigences lors des évaluations du SOMAE de 2002, 2003 et 2004. Or, les résultats présentés dans cette étude démontrent clairement que des effets significatifs sont observés au niveau du lac récepteur de l'effluent de la station malgré le respect de ces exigences. À la lumière de ces résultats, la pertinence des exigences gouvernementales est donc remise en question.

**SOURCES DOCUMENTAIRES**

- Ahl, T. 1988. Background yield of phosphorus from drainage area and atmosphere: an empirical approach. *Hydrobiol.* 170: 35-44.
- Baker, D.B. 1993. The Lake Erie Agroecosystem Program: water quality assessments. *Agric. Ecosyst. Envir.* 46: 197-215.
- Bennett, E.M, T.R. Andersen, J.N. Houser, J.R. Gabriel, S.R. Carpenter. 1999. A phosphorus budget for the Lake Mendota watershed. *Ecosystems* 2: 69-75.
- Bennett, E.M., S.R. Carpenter and N.E. Caraco. 2001. Human impact on erodable phosphorus and eutrophication : a global perspective. *BioScience* 51(3): 227-234.
- Boström, B., G. Persson and B. Broberg. 1988. Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater systems. *Hydrobiol.* 170: 133-155.
- Brigault, S. and V. Ruban. 2000. External phosphorus load estimates and P-budget for the hydroelectric reservoir of Bort-les-Orgues, Franc. *Wat. Air Soil Poll.* 119: 91-103.
- Carignan, R., H. van Leeuwen et C. Crago. 2003. État des lacs de la municipalité de Saint-Hippolyte et de deux lacs de la municipalité de Prévost en 2001 et 2002. Rapport déposé à la municipalité de Saint-Hippolyte, Québec.
- Carpenter, S.R., D. Ludwig and W.A. Brock. 1999. Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecol. Appl.* 9(3): 751-771.
- Carpenter, S.R., N.F. Caraco, D.L. Correll, R.W. Howarth, A.N. Sharpley and V.H. Smith. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.* 8(3): 559-568.
- Cooke, G.D., E.B. Welch, S.A. Peterson, P.R. Newroth. 1993. Restoration and management of lakes and reservoirs. 2nd edition. Lewis Publishers, Boca Raton, 548p.
- Correll, D. L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. *J. of Env. Qual.* 27(2): 261-266.
- Crago C. 2004. Coefficients d'exportation de phosphore, carbone organique dissous et matières en suspension associés à la forêt, aux résidences et aux milieux humides dans les Laurentides. Mémoire de maîtrise, Département des sciences biologiques, Université de Montréal, Montréal.
- Cullen, P. and C. Forsberg. 1988. Experiences with reducing point sources of phosphorus to lakes. *Hydrobiol.* 170: 321-336.
- Dillon, P.J. 1975. The phosphorus budget of Cameron Lake, Ontario: the importance of flushing rate to the degree of eutrophy of lakes. *Limn. and Oceanog.* 20 (1): 29-39.
- Dillon, P.J. and W.B. Kirchner. 1975. The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watersheds. *Wat. Res.* 9: 135-148.

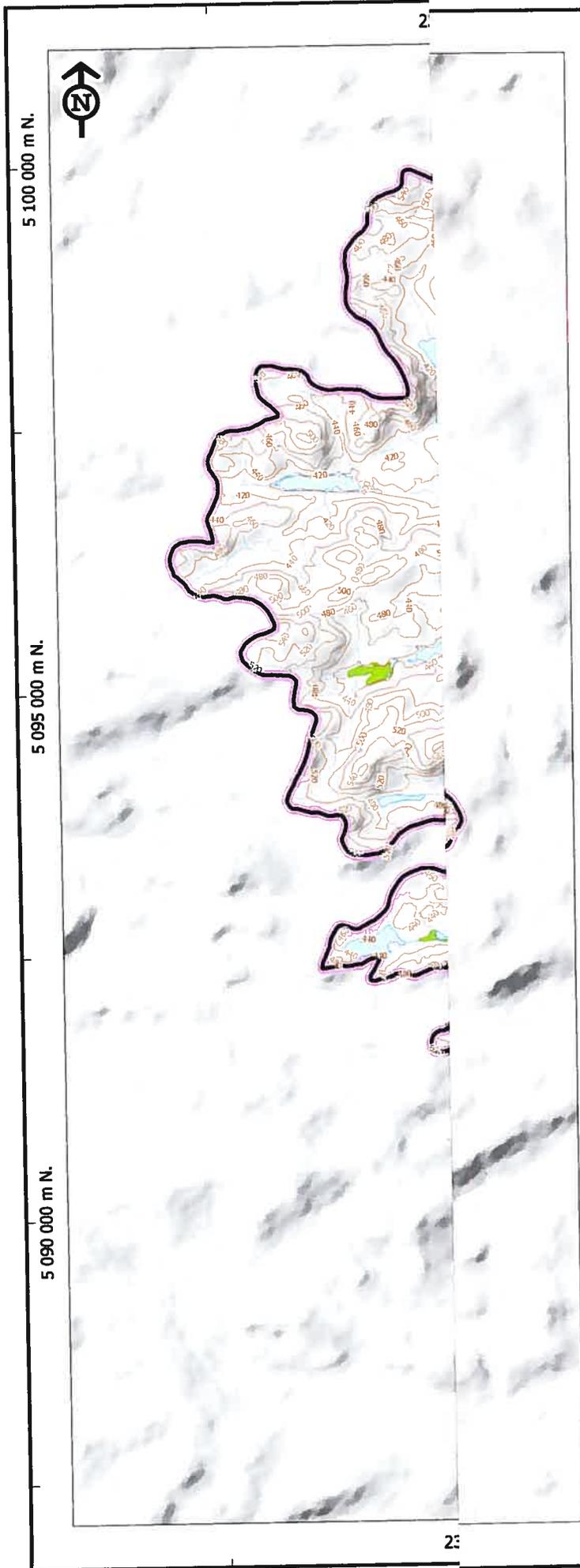
- Dillon, P.J. and L.A. Molot. 1996. Long-term budgets and an examination of a steady-state mass balance model for central Ontario lakes. *Wat. Res.* 30(10): 2273-2280.
- Dillon, P.J. and F.H. Rigler. 1975. A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. *J. Fish. Res. Board. Can.* 32 (9): 1519-1531.
- Dillon, P.J., W.A. Scheider, R.A. Reed and D.S. Jeffries. 1994. Lakeshore capacity study, Part 1: Test of effects of shoreline development on the trophic status of lakes. *Lake and Reserv. Manage.* 8(2): 121-129.
- Edmondson, W.T. 1969. Eutrophication in north America. In *Eutrophication: causes, consequences, correctives. Proceedings of a symposium.* National academy of sciences, Washington D.C., 1969, 124-149..
- Ekholm, P. and K. Krogerus. 2003. Determining algal-available phosphorus of differing origin: routine phosphorus analyses versus algal assays. *Hydrobiol.* 492: 29-42.
- Elliott, M. 2003. Biological pollutants and biological pollution: an increasing cause for concern. *Mar. Poll. Bull.* 46: 275-280.
- Harper, D. 1992. Eutrophication of freshwaters: principles, problems and restoration. Chapman & Hall, London, 327 p.
- Hilton, J., P. Buckland and G.P. Irons. 2002. An assessment of a simple method for estimating the relative contributions of point and diffuse source phosphorus to in-river phosphorus loads. *Hydrobiol.* 472:77-83.
- Horan, R.D., C. Perrings, F. Lupi and E.H. Bulte, 2002. Biological pollution prevention strategies under ignorance: the case of invasive species. *Amer. J. Agr. Econ.* 84(5): 1303-1310.
- Institut de la statistique du Québec (ISQ). 2002. Le Québec statistique. 61e édition, Publications du Gouvernement du Québec (ISBN : 2-551-21482-3), 868 p.
- Johnes, P., B. Moss and G. Phillips. 1996. The determination of total nitrogen and total phosphorus concentrations in freshwaters from land use, stock headage and population data: testing of a model for use in conservation and water quality management. *Fresh. Biol.* 36: 451-473.
- Kalff, J. 2003. Limnology: inland water ecosystems. Prentice Hall, Upper Saddle River, 592 p.
- Kozerski, H.-P., H. Behrendt and J. Köhler. 1999. The N and P budget of the shallow, flushed lake Müggelsee: retention, external and internal load. *Hydrobiol.* 408/409: 159-166.
- Lampert, W. and U. Sommer. 1997. Limnoecology. Oxford University Press, New York, 382 p.

- Larkin, P.A. and T.G. Northcote. 1969. Fish as indices of eutrophication. In *Eutrophication: causes, consequences, correctives. Proceedings of a symposium*. National academy of sciences, Washington D.C., 1969, 256-273.
- Lewis, W.M., J.F. Saunders III, D.W. Crumpacker Sr and C. Bredecke. 1984. Eutrophication and land use, lake Dillon, Colorado. Springer-Verlag, New York, 202 p.
- Lewis, W.M. and F.H. Weibezahn. 1976. Chemistry, energy flow, and community structure in some Venezuelan fresh waters. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 50 :145-207.
- Ministère des affaires municipales et des régions (MAMR). 2004. Ouvrages de surverse et stations d'épuration : évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2004. Rapport de la Direction des infrastructures du Gouvernement du Québec. 162 p.  
[www.mamr.gouv.qc.ca/publications/infrastructures/eval\\_perform\\_rapport\\_2004.htm](http://www.mamr.gouv.qc.ca/publications/infrastructures/eval_perform_rapport_2004.htm)
- Ministère de l'environnement (MEQ). 2001. Guide pour l'étude des technologies conventionnelles du traitement des eaux usées d'origine domestique. Direction des politiques du secteur municipal, Service de l'expertise en eau. 17 juin 2005.  
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/domestique/index.htm>
- Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs (MDDEP). 2002. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec (phosphore total). Gouvernement du Québec. 28 septembre 2005  
[http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres\\_eau/critere\\_p2.htm#phosphore%20total\(en%20P\)](http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/critere_p2.htm#phosphore%20total(en%20P))
- Nichols, D.S. 1986. Relations between lake acidification and sulfate deposition in northern Minnesota, Wisconsin, and Michigan. [Journal article] *Wat. Air and Soil Poll.* 31: 197-206.
- Nutt, S.G. 1991. A review of approaches to achieve low effluent phosphorus concentrations. *Water Poll. Res. J. Canada* 26(4) : 495-547.
- Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). 1982. Eutrophisation des eaux: méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. OCDE, Paris, 164 p.
- O'Sullivan, P. E. 1992. The eutrophication of shallow coastal lakes in Southwest England: understanding and recommendations for restoration, based on palaeolimnology, historical records and the modelling of changing phosphorus loads. *Hydrobiol.* 243-244: 421-434.
- Pourriot, R. et M. Meybeck. 1995. *Limnologie générale*. Masson, Paris, 956 p.
- Reckhow, K.H. and J.T. Simpson. 1980. A procedure using modeling and error analysis for the prediction of lake phosphorus concentration from land use information. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 1439-1448.

- Regier, H.A. and W.L. Hartmann. 1973. Lake Erie's fish community: 150 years of cultural stresses. *Science* 180: 1248-1255.
- Schanz, F. and E.A. Thomas. 1981. Reversal of eutrophication in Lake Zurich. *WHO Wat. Qual. Bull.* 6: 108-112.
- Schelske, C. L. 1991. Historical nutrient enrichment of Lake Ontario: paleolimnological evidence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48:1529-1538.
- Schindler, D.W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195: 260-262.
- Seehausen, O., J.J.M. van Alphen and F. Witte. 1997. Cichlid fish diversity threatened by eutrophication that curbs sexual selection. *Science* 277: 1808-1811.
- Smil, V. 2000. Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. *Annu. Rev. Energy Env.* 25: 53-88.
- Stoddard, J. L. and J.H. Kellogg. 1993. Trends and patterns in lake acidification in the state of Vermont: evidence from the long-term monitoring project. *Wat. Air and Soil Poll.* 67(3): 301-317.
- Taebi, A. and R.L. Droste. 2004. Pollution loads in urban runoff and sanitary wastewater. *Sci. Tot. Envir.* 327: 175-184.
- United Nations Educational Scientific and Cultural Organization (UNESCO). 1989. The control of eutrophication of lakes and reservoirs. UNESCO, Paris, 314 p.
- Vollenweider, R.A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing water with particular references to nitrogen and phosphorus as factors of eutrophication. OCDE, Paris, 250 p.
- Welch, E.B. and J.M. Jacoby. 2004. Pollutants effects in freshwater: applied limnology. 3rd edition. Spon Press, New York, 504 p.
- Wetzel, R.G. 2001. Limnology: lake and river ecosystems. 3rd edition. Academic Press, San Diego, 1006 p.

## **ANNEXES**

**Annexe 1.** Bassins versants des lacs St-Joseph, Ste-Marie et Théodore (les stations d'échantillonnage apparaissent en jaune).



Légende :

Hydrographie

-  Cours d'eau
-  Cours d'eau intermittent
-  Lac
-  Milieu humide
-  Bassin versant

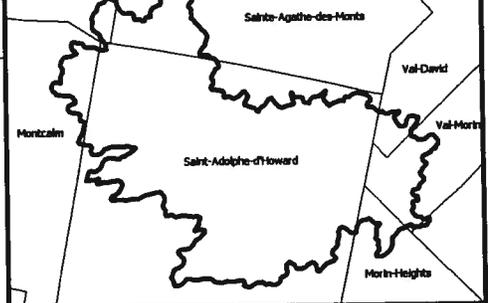
Modelé

-  Courbe de niveau

Site d'échantillonnage

-  Exutoire du lac Saint-Joseph
-  Station en lac (fosse)
-  Station d'épuration
-  Tributaires modélisés
-  Effluent de la station d'épuration

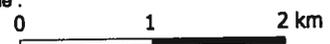
Localisation :



Titre :

**BASSINS VERSANTS DES LACS  
SAINT-JOSEPH, SAINTE-MARIE ET  
THEODORE**

Échelle :



Source :

MRN, BDTQ 1 : 20 000, éditions 1991 et 1992  
Projection MTM fuseau 8, NAD83

Réalisé par Marc Bélanger  
Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie  
Université de Montréal - juillet 2005

**Annexe 2. Résultats des analyses de laboratoire pour les variables chimiques mesurées et valeurs obtenues pour la profondeur de Secchi.**

a) résultats des analyses de laboratoires pour les variables chimiques mesurées (Ptot, Ntot, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, chl *a*)

<b>Concentration de phosphore total (Ptot; µg/L)</b>								
<b>(en gras : la valeur d'un échantillon erroné a été remplacée par celle de son duplicata)</b>								
Échantillons	mai-04	juin-04	juil-04	août-04	sept-04	oct-04	nov-04	mai-05
SJ-01A	6,1	5,7	3,9	5,1	5,4	7,1	7,5	7,4
SJ-01B	6,2	5,8	4,0	5,2	5,0	9,9	9,4	7,6
SJ-03A	6,2	5,4	4,9	4,6	4,0	<b>15,0 (7,3)</b>	6,5	6,2
SJ-03B	6,1	5,2	8,5	5,5	14,6	7,3	<b>10,6 (6,5)</b>	7,0
SM1-01A	7,3	8,6	5,4	8,3	8,2	8,4	6,6	7,9
SM1-01B	8,7	7,9	6,3	8,8	9,1	<b>14,4 (8,4)</b>	6,3	8,1
SM1-03A	7,1	5,7	5,9	8,0	7,2	6,7	10,2	9,6
SM1-03B	7,3	7,4	6,6	8,3	6,9	6,9	9,9	7,7
SM2-01A	7,3	6,3	4,9	6,2	7,0	6,3	5,6	8,1
SM2-01B	7,4	6,5	6,5	9,0	7,0	6,4	6,3	8,0
SM2-03A	7,9	6,3	7,2	9,0	8,4	8,4	6,2	8,1
SM2-03B	7,9	5,7	7,7	7,1	6,9	8,4	6,2	7,7
SM3-01A	7,1	9,0	4,6	6,2	<b>10,9 (6,1)</b>	<b>11,2 (7,3)</b>	5,1	8,0
SM3-01B	6,9	5,8	4,9	7,9	6,1	7,3	5,1	8,7
SM3-03A	6,6	5,4	7,7	7,4	7,8	8,4	4,6	7,5
SM3-03B	6,1	<b>11,3 (5,4)</b>	7,1	<b>12,8 (7,4)</b>	5,4	7,3	4,2	7,6
SM4-01A	6,1	4,6	4,3	5,9	9,3	7,0	4,9	7,3
SM4-01B	7,6	5,4	4,3	6,8	8,0	5,5	4,9	7,6
SM4-03A	6,3	6,6	3,9	8,7	7,5	6,0	6,5	7,4
SM4-03B	7,3	4,7	5,9	<b>14,3 (8,7)</b>	5,4	5,4	6,0	8,1
TH-01A	8,5	<b>13,0 (3,8)</b>	5,6	5,8	<b>10,9 (4,6)</b>	6,4	5,0	5,6
TH-01B	7,6	3,8	5,2	5,8	4,6	5,4	5,4	6,1
TH-03A	6,6	4,1	5,0	7,6	8,0	5,2	5,5	6,3
TH-03B	6,3	4,1	5,0	<b>10,8 (7,6)</b>	9,5	5,8	5,1	6,4

**Concentration d'azote total (Ntot; µg/L)**

Échantillons	mai-04	juin-04	juil-04	août-04	sept-04	oct-04	nov-04	mai-05
SJ-01A	400,08	351,99	323,9	249,7	n/d	283,85	268,1	412,2
SJ-01B	455,41	375,99	325,3	255,5	n/d	233,12	254,8	397,6
SJ-03A	398,82	419,44	331,6	277,9	n/d	284,95	309,1	407,2
SJ-03B	394,08	385,07	318,7	250,1	n/d	276,55	245,7	396,9
SM1-01A	410,09	480,72	412,5	351,9	n/d	264,02	426,8	422,2
SM1-01B	389,50	383,21	412,5	350,1	n/d	258,61	423,7	422,3
SM1-03A	412,61	390,08	410,3	391,1	n/d	249,97	302,3	414,6
SM1-03B	432,80	405,69	359,7	352,1	n/d	266,12	349,6	417,6
SM2-01A	424,36	454,74	362,3	311,5	n/d	252,19	275,7	398,9
SM2-01B	425,41	445,19	374,7	323,9	n/d	240,33	292,4	403,4
SM2-03A	415,52	499,24	409,9	386,9	n/d	314,13	304,6	412,5
SM2-03B	418,05	468,95	428,6	328,0	n/d	264,09	273,8	415,0
SM3-01A	418,98	426,31	311,4	259,8	n/d	245,07	278,3	417,4
SM3-01B	416,50	370,74	320,6	251,6	n/d	243,86	299,2	414,3
SM3-03A	393,51	352,80	347,0	284,1	n/d	279,74	276,9	449,4
SM3-03B	422,11	354,67	305,9	390,7	n/d	237,44	259,9	393,5
SM4-01A	418,64	613,65	315,6	264,8	n/d	239,68	290,4	416,7
SM4-01B	410,25	604,68	323,3	255,1	n/d	237,16	294,1	421,6
SM4-03A	401,24	291,99	304,9	254,4	n/d	226,19	254,7	420,1
SM4-03B	400,51	286,63	306,6	247,4	n/d	233,47	287,0	419,2
TH-01A	418,56	355,95	344,3	246,7	n/d	231,36	282,7	438,4
TH-01B	405,95	365,27	307,8	232,5	n/d	245,20	274,6	446,5
TH-03A	395,87	361,42	320,9	233,1	n/d	239,78	270,6	450,1
TH-03B	402,73	378,78	362,8	234,4	n/d	239,02	279,3	453,2

Concentration de nitrate (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ; µg/L)								
Échantillons	mai-04	juin-04	juil-04	août-04	sept-04	oct-04	nov-04	mai-05
SJ-01A	219,30	144,16	109,57	37,08	14,01	14,99	65,5	190,3
SJ-01B	217,75	152,06	108,50	35,42	14,62	15,03	68,8	191,0
SJ-03A	218,84	143,59	108,46	35,40	14,67	15,13	66,0	193,4
SJ-03B	218,60	147,42	108,75	35,87	14,06	15,27	65,3	195,2
SM1-01A	217,34	163,74	98,52	57,68	61,33	41,93	97,3	221,8
SM1-01B	218,69	156,48	98,29	57,80	62,92	35,60	98,8	217,3
SM1-03A	218,78	159,12	96,17	57,48	64,19	44,98	97,3	225,0
SM1-03B	218,20	164,63	96,63	56,91	63,84	44,73	98,0	222,9
SM2-01A	217,31	176,08	103,02	45,53	49,43	25,31	84,3	211,7
SM2-01B	218,14	151,68	102,79	45,13	50,47	25,32	87,8	209,4
SM2-03A	216,50	154,92	104,11	78,02	49,68	25,63	85,8	219,7
SM2-03B	216,27	153,20	102,21	89,03	51,24	26,03	86,0	222,1
SM3-01A	211,11	140,28	76,61	28,20	9,95	22,31	51,1	222,8
SM3-01B	219,03	134,88	77,52	28,14	10,31	22,57	51,7	221,5
SM3-03A	212,35	134,63	76,41	27,92	8,20	22,42	52,3	218,8
SM3-03B	212,49	135,32	76,57	28,01	8,15	22,41	51,6	224,1
SM4-01A	216,13	131,85	68,99	26,06	6,39	24,60	60,4	225,8
SM4-01B	214,86	131,34	69,16	25,32	6,86	24,59	59,3	249,1
SM4-03A	217,95	131,89	70,28	25,30	5,95	24,08	58,9	226,1
SM4-03B	217,55	134,31	70,06	25,56	5,98	24,63	60,3	231,5
TH-01A	230,15	152,88	71,01	12,02	12,71	28,94	90,1	220,9
TH-01B	229,88	146,31	71,42	11,89	12,98	28,92	91,2	219,5
TH-03A	237,16	145,70	71,49	12,14	13,57	28,82	89,5	220,8
TH-03B	238,06	149,76	71,15	12,13	13,38	29,11	89,3	219,6

Concentration d'ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ; µg/L)								
Échantillons	mai-04	juin-04	juil-04	août-04	sept-04	oct-04	nov-04	mai-05
SJ-01A	13,50	8,86	11,53	12,8	7,96	6,69	16,9	10,5
SJ-01B	13,90	7,25	10,54	13,5	8,09	9,05	18,6	14,4
SJ-03A	12,20	10,06	13,47	8,4	7,00	4,64	17,1	10,0
SJ-03B	13,50	8,47	12,74	8,9	8,25	4,44	19,3	9,8
SM1-01A	22,14	23,39	26,36	29,2	28,09	7,13	25,6	20,2
SM1-01B	23,00	20,71	26,39	29,6	30,00	6,47	26,0	17,9
SM1-03A	23,33	25,49	36,82	30,4	33,43	8,41	26,7	18,3
SM1-03B	26,33	22,85	35,36	28,6	35,00	7,05	23,1	20,6
SM2-01A	20,36	18,46	22,43	14,8	14,15	8,19	24,0	21,4
SM2-01B	19,38	13,08	22,71	15,0	13,92	8,03	21,1	7,1
SM2-03A	18,69	16,86	34,64	70,5	16,57	4,87	20,3	19,2
SM2-03B	20,78	14,28	32,84	17,8	16,82	4,49	22,5	21,5
SM3-01A	18,30	14,45	17,16	7,8	7,68	14,03	43,5	19,6
SM3-01B	18,41	8,97	13,86	9,2	8,50	12,86	43,9	21,9
SM3-03A	17,29	10,57	16,51	14,6	7,19	12,48	44,5	20,9
SM3-03B	18,72	13,21	15,24	16,7	6,48	11,92	43,4	19,6
SM4-01A	16,63	6,55	13,84	11,3	4,85	10,16	33,9	24,5
SM4-01B	13,67	5,78	13,14	10,0	4,53	12,16	35,2	18,6
SM4-03A	18,35	6,87	16,42	9,1	4,32	10,94	32,8	23,3
SM4-03B	19,39	8,13	14,33	9,2	4,11	11,46	33,2	19,8
TH-01A	20,60	7,73	11,28	16,3	12,02	14,41	20,4	14,3
TH-01B	18,80	9,62	12,61	16,9	12,63	13,52	21,3	13,8
TH-03A	21,40	9,83	11,46	14,4	14,00	13,19	22,2	14,2
TH-03B	21,90	8,24	10,40	15,7	16,34	14,82	20,2	18,0

<b>Concentration de chlorophylle <i>a</i> (chl <i>a</i>; µg/L)</b>								
<b>(en gras : la valeur d'un échantillon erroné a été remplacée par celle de son duplicata)</b>								
Échantillons	mai-04	juin-04	juil-04	août-04	sept-04	oct-04	nov-04	mai-05
SJ-01A	0,7	1,7	1,4	3,9	2,2	3,9	2,4	1,2
SJ-01B	0,2	1,7	1,2	3,6	2,4	3,6	2,7	1,7
SJ-03A	0,9	1,7	1,5	3,9	2,7	6,0	2,6	2,1
SJ-03B	0,9	1,5	1,4	4,1	2,7	5,8	2,4	1,9
SM1-01A	2,1	2,2	2,7	6,2	3,8	4,5	1,9	0,7
SM1-01B	2,4	2,1	2,1	9,1	3,3	4,5	1,9	0,7
SM1-03A	2,1	2,1	3,4	8,9	4,5	3,9	1,5	0,5
SM1-03B	1,7	2,6	<i>n/d (3,4)</i>	<i>n/d (8,9)</i>	4,3	3,9	1,7	0,9
SM2-01A	2,4	3,1	2,1	5,5	4,3	3,9	1,9	0,7
SM2-01B	2,4	2,4	1,7	5,7	4,3	4,5	2,6	1,0
SM2-03A	2,1	2,7	6,7	7,5	5,8	4,5	2,1	0,9
SM2-03B	<i>n/d (2,1)</i>	2,4	6,5	5,5	5,0	5,0	2,2	0,9
SM3-01A	2,1	2,1	1,5	3,1	1,9	2,2	0,9	0,9
SM3-01B	2,4	2,2	1,5	2,7	1,9	2,4	0,9	1,2
SM3-03A	2,1	2,4	1,0	3,4	2,2	2,1	0,9	0,9
SM3-03B	2,4	2,7	1,4	3,1	2,2	2,1	1,0	0,9
SM4-01A	2,6	1,9	1,2	3,9	2,2	2,1	0,9	1,0
SM4-01B	2,1	1,7	1,4	3,3	2,1	2,2	1,2	0,9
SM4-03A	2,2	1,7	1,4	3,3	2,4	2,1	1,0	0,9
SM4-03B	2,6	1,5	1,5	3,1	2,6	1,9	1,0	0,7
TH-01A	1,9	1,4	1,7	3,0	1,4	1,4	0,7	1,4
TH-01B	2,0	1,5	2,2	2,6	1,5	1,4	0,9	1,2
TH-03A	1,5	1,7	2,2	2,6	1,5	1,4	0,7	2,1
TH-03B	1,4	1,9	2,2	2,9	1,5	1,4	0,5	2,2

## b) valeurs obtenues pour la profondeur de Secchi

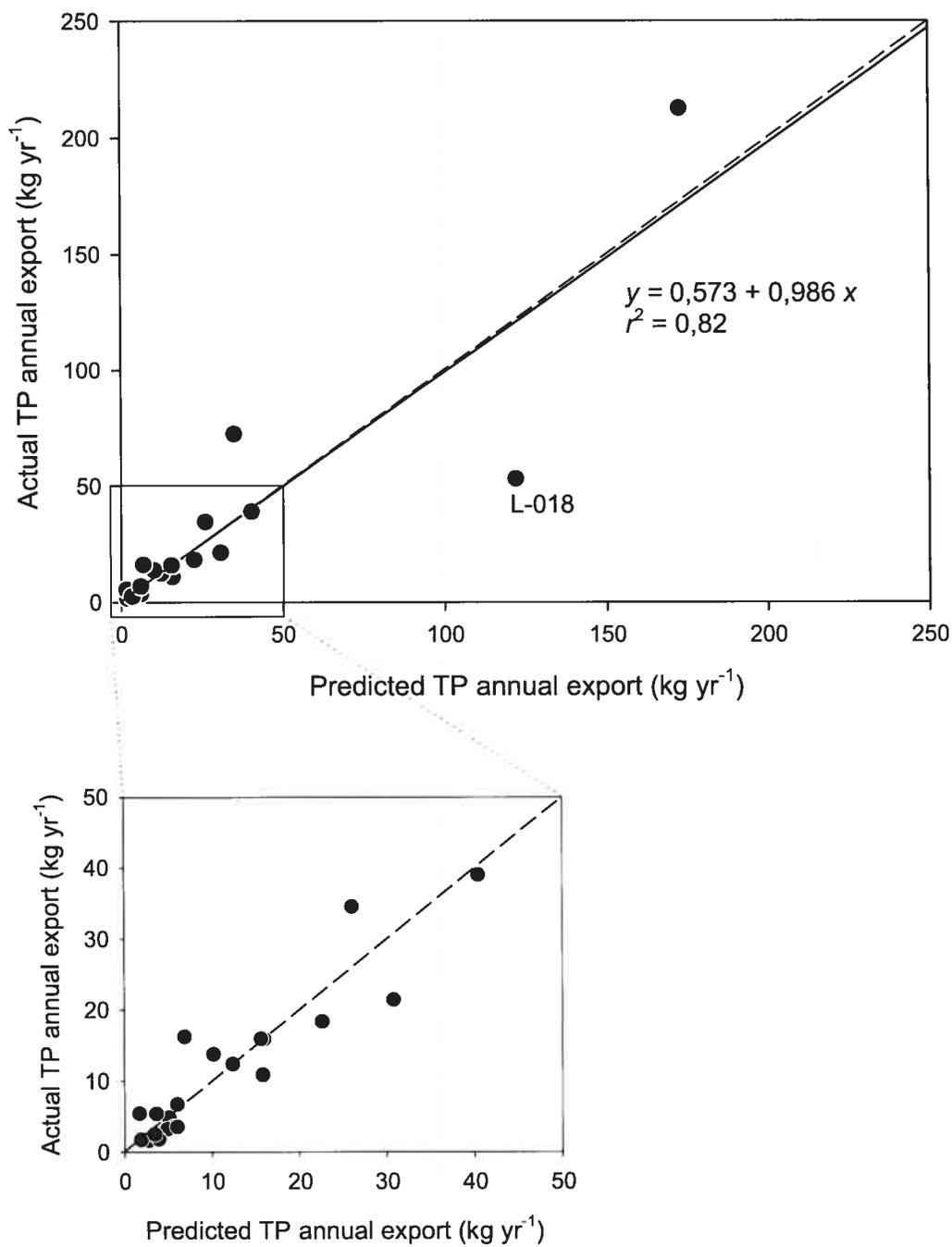
<b>Profondeur de Secchi (m)</b>								
<b>Station</b>	<b>mai-04</b>	<b>juin-04</b>	<b>juil-04</b>	<b>août-04</b>	<b>sept-04</b>	<b>oct-04</b>	<b>nov-04</b>	<b>mai-05</b>
SJ	3,67	5,04	6,05	4,87	6,45	4,40	4,53	4,07
SM1	3,85	3,80	4,50	3,05	3,86	4,02	5,47	3,27
SM2	3,40	3,85	4,30	3,05	3,80	4,22	4,20	3,33
SM3	3,90	4,80	5,10	3,90	4,78	5,40	4,33	3,74
SM4	4,50	4,50	4,98	3,85	4,64	5,55	5,60	4,14
TH	4,05	6,23	5,95	5,64	6,92	4,68	5,27	4,48

**Annexe 3. Variables explicatives du modèle d'exportation de phosphore et validation du modèle**

## a) variables explicatives du modèle d'exportation de phosphore

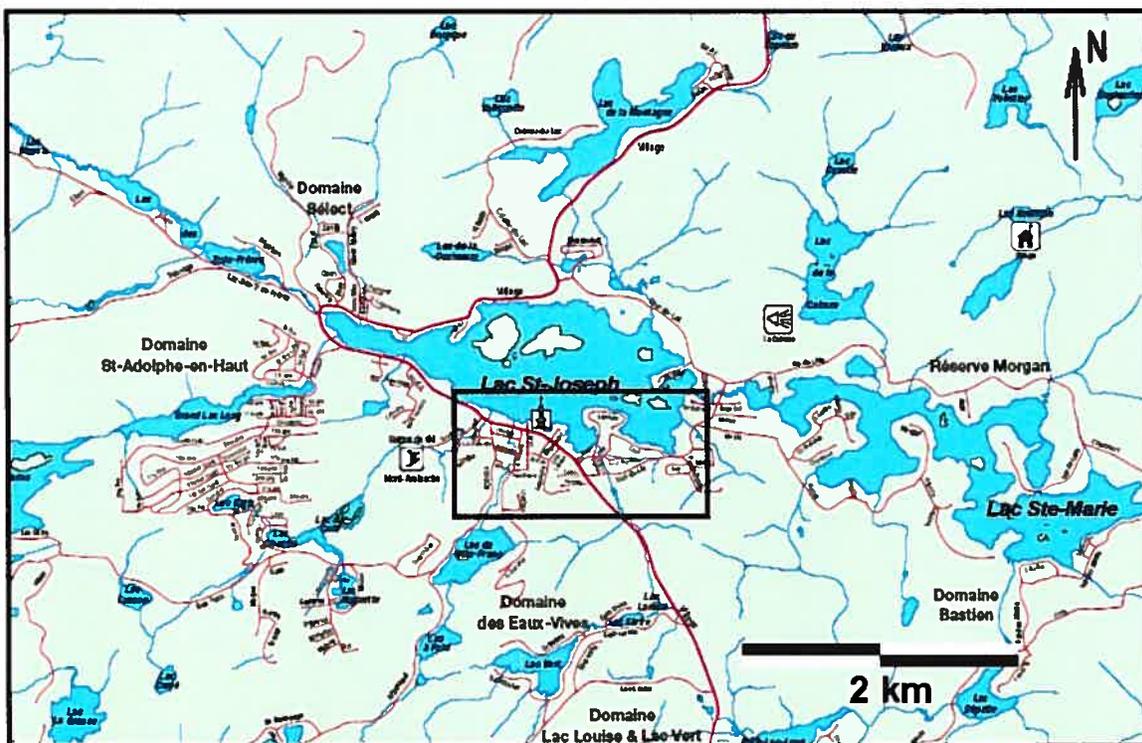
Variable (par ordre alphabétique)	Unités
Altitude moyenne	m
Densité de drainage	km <sup>-1</sup>
Indice de compacité	km
Nombre de chalets	chalets
Nombre total d'habitants dans le bassin versant	habitants
Orientation moyenne par rapport au sud	°
Pente moyenne	°
Périmètre du bassin versant	km
Superficie d'amphibolites	km <sup>2</sup>
Superficie d'anorthosites	km <sup>2</sup>
Superficie d'anorthosites gabbroïques	km <sup>2</sup>
Superficie de gabbros	km <sup>2</sup>
Superficie de gneiss	km <sup>2</sup>
Superficie de mangérites	km <sup>2</sup>
Superficie de marbres/calcosiliques	km <sup>2</sup>
Superficie de monsonites	km <sup>2</sup>
Superficie de paragneiss	km <sup>2</sup>
Superficie totale des lacs du bassin versant	km <sup>2</sup>
Superficie totale des milieux forestiers	km <sup>2</sup>
Superficie totale des milieux humides	km <sup>2</sup>
Superficie totale des milieux ouverts	km <sup>2</sup>
Superficie totale du bassin versant	km <sup>2</sup>

## b) validation du modèle

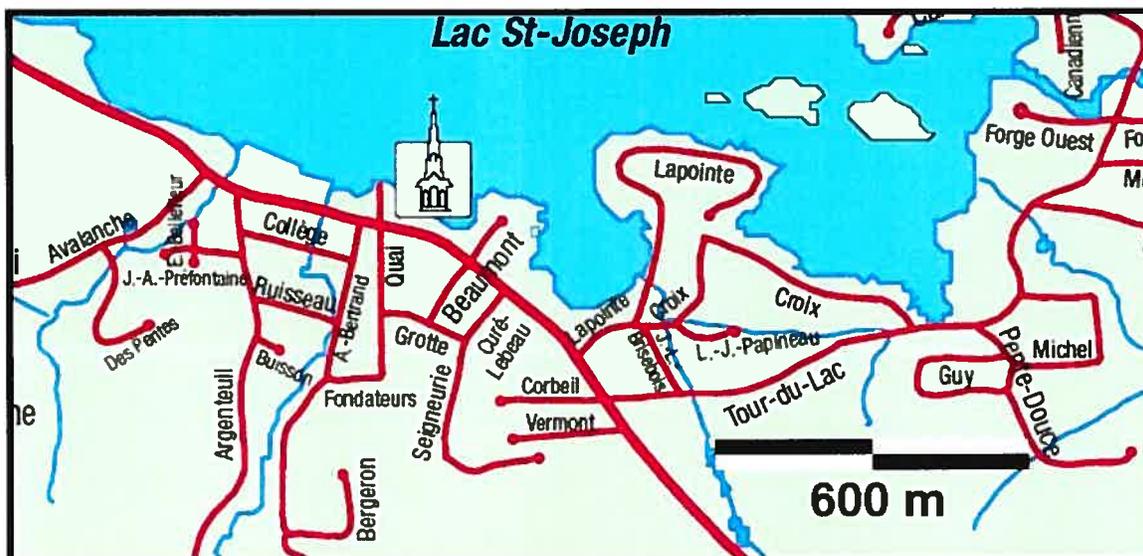


**Annexe 4. Aperçu de la municipalité de St-Adolphe-d'Howard et secteur de résidences  
reliées à la station d'épuration.**

- a) Aperçu du territoire de la municipalité de St-Adolphe-d'Howard. Le secteur relié au système septique municipal est délimité en noir.



- b) Secteur de résidences reliées à la station d'épuration étudiée.



**Annexe 5. Résultats du sondage sur le taux d'occupation des résidences reliées à la station d'épuration.**

Adresse		résident / commerce (r/c)	présent (o/n)	Permanentés		Saisonnères		capita*jours/an		Date (jj/mmm)
#	rue			Nb occ.	Jours/ an	Nb occ.	Jours/ an	perm.	sais.	
1737	Village	c								n/d
1750	Village	c								n/d
1771	Village	c								n/d
1780	Village	c								n/d
1796	Village	c								n/d
1889	Village	c								n/d
1925	Village	c								n/d
1937	Village	c								n/d
1964	Village	c								n/d
1977	Village	c								n/d
1978	Village	c								n/d
1985	Village	c								n/d
1999	Village	c								n/d
1702	Village	r								n/d
<b>1708</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>4</b>	<b>365</b>			<b>1460</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>1709</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>1</b>	<b>365</b>			<b>365</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>1710</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>1</b>	<b>365</b>			<b>365</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>1714</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>2</b>	<b>365</b>			<b>730</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>1715</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>n</b>					<b>0</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>1717</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>2</b>	<b>365</b>			<b>730</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>1718</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>3</b>	<b>365</b>			<b>1095</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>1719</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>2</b>	<b>365</b>			<b>730</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>1721</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>2</b>	<b>365</b>			<b>730</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>1722</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>2</b>	<b>365</b>			<b>730</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>1723</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>1</b>	<b>365</b>			<b>365</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
1745	Village	r								n/d
1751	Village	r								n/d
1754	Village	r								n/d
<b>1754</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>1</b>	<b>365</b>			<b>365</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
1759	Village	r								n/d
1764	Village	r								n/d
<b>1766</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>			<b>2</b>	<b>150</b>	<b>0</b>	<b>300</b>	<b>12-nov</b>
<b>1772</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>2</b>	<b>365</b>			<b>730</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>1776</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>			<b>2</b>	<b>100</b>	<b>0</b>	<b>200</b>	<b>12-nov</b>
1778	Village	r								n/d
<b>1783</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>3</b>	<b>365</b>			<b>1095</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>

Adresse		résident / commerce (r/c)	présent (o/n)	Permanentés		Saisonnères		capita*jours/an		Date (jj/mmm)
#	rue			Nb occ.	Jours/ an	Nb occ.	Jours/ an	perm.	sais.	
1786	Village	r								n/d
<b>1790</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>2</b>	<b>365</b>			<b>730</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>1791</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>4</b>	<b>365</b>			<b>1460</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>1800</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>1</b>	<b>365</b>			<b>365</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
1801	Village	r								n/d
1810	Village	r								n/d
1818	Village	r								n/d
<b>1830</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>2</b>	<b>365</b>			<b>730</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>1880</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>2</b>	<b>365</b>			<b>730</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>1890</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>n</b>					<b>0</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
1896	Village	r								n/d
<b>1902</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>1</b>	<b>365</b>			<b>365</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>1908</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>2</b>	<b>365</b>			<b>730</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
1912	Village	r								n/d
<b>1916</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>			<b>4</b>	<b>150</b>	<b>0</b>	<b>600</b>	<b>12-nov</b>
1928	Village	r								n/d
1929	Village	r								n/d
<b>1953</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>n</b>					<b>0</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
1956	Village	r								n/d
1960	Village	r								n/d
1968	Village	r								n/d
1970	Village	r								n/d
<b>1972</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>n</b>					<b>0</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>1980</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>			<b>1</b>	<b>100</b>	<b>0</b>	<b>100</b>	<b>12-nov</b>
<b>1982</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>2</b>	<b>365</b>			<b>730</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>1984</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>2</b>	<b>365</b>			<b>730</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>1993</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>2</b>	<b>365</b>			<b>730</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>2016</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>n</b>					<b>0</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>2017</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>n</b>					<b>0</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>2022</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>n</b>					<b>0</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>2025</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>n</b>					<b>0</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>2026</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>n</b>					<b>0</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>2034</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>n</b>					<b>0</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>2040</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>n</b>					<b>0</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>2050</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>n</b>					<b>0</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>2057</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>n</b>					<b>0</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>
<b>2104</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>			<b>2</b>	<b>100</b>	<b>0</b>	<b>200</b>	<b>12-nov</b>
<b>2108</b>	<b>Village</b>	<b>r</b>	<b>o</b>	<b>1</b>	<b>365</b>			<b>365</b>	<b>0</b>	<b>12-nov</b>



Adresse		résident / commerce (r/c)	présent (o/n)	Permanentes		Saisonnnières		capita*jours/an		Date (jj/mmm)
#	rue			Nb occ.	Jours/ an	Nb occ.	Jours/ an	perm.	sais.	
1789	Tour du lac	r								n/d
1790	Tour du lac	r								n/d
1794	Tour du lac	r								n/d
1795	Tour du lac	r								n/d
1614	Croix	r	n					0	0	12-nov
1618	Croix	r	n					0	0	12-nov
1620	Croix	r	n					0	0	12-nov
1623	Croix	r	n					0	0	12-nov
1625	Croix	r	o	2	365			730	0	12-nov
1634	Croix	r								n/d
1640	Croix	r	n					0	0	12-nov
1650	Croix	r	n					0	0	12-nov
1658	Croix	r	o			3	150	0	450	12-nov
1659	Croix	r	o	2	365			730	0	12-nov
1661	Croix	r	o	2	365			730	0	12-nov
1662	Croix	r	n					0	0	12-nov
1663	Croix	r	o	2	365			730	0	12-nov
1670	Croix	r	o			2	180	0	360	12-nov
1673	Croix	r	o			3	180	0	540	12-nov
1676	Croix	r	n					0	0	12-nov
1677	Croix	r	o	4	365			1460	0	12-nov
1680	Croix	r								n/d
1680	Croix	r	n					0	0	12-nov
1688	Croix	r	o	5	365			1825	0	12-nov
1689	Croix	r	o	2	365			730	0	12-nov
1700	Croix	r	o			2	100	0	200	12-nov
1701	Croix	r	n					0	0	12-nov
1704	Croix	r	o	2	365			730	0	12-nov
1714	Croix	r	o			2	220	0	440	12-nov
1730	Croix	r	n					0	0	12-nov
1735	Croix	r	n					0	0	12-nov
1740	Croix	r	o	1	365			365	0	12-nov
1767	Croix	r	o	2	365			730	0	12-nov
1769	Croix	r	n					0	0	12-nov
1770	Croix	r	n					0	0	12-nov
115	JL Brisebois	r	o	1	365			365	0	12-nov
116	JL Brisebois	r	n					0	0	12-nov
114	LJ Papineau	r	n					0	0	12-nov

Adresse		résident / commerce (r/c)	présent (o/n)	Permanentés		Saisonnères		capita*jours/an		Date (jj/mmm)
#	rue			Nb occ.	Jours/ an	Nb occ.	Jours/ an	perm.	sais.	
1309	Lapointe	r	o			4	120	0	480	05-nov
1339	Lapointe	r	n					0	0	05-nov
1358	Lapointe	r	n					0	0	05-nov
1365	Lapointe	r	o			2	200	0	400	05-nov
1373	Lapointe	r	o	2	365			730	0	05-nov
1374	Lapointe	r	o			4	150	0	600	05-nov
1377	Lapointe	r	o	2	365			730	0	05-nov
1382	Lapointe	r	n					0	0	05-nov
1385	Lapointe	r	o			2	220	0	440	05-nov
1393	Lapointe	r	o	1	365			365	0	05-nov
1401	Lapointe	r	o	1	365			365	0	05-nov
1409	Lapointe	r	n					0	0	05-nov
1414	Lapointe	r	o	2	365			730	0	05-nov
1417	Lapointe	r	o			1	100	0	100	05-nov
1423	Lapointe	r	o	1	365			365	0	05-nov
1429	Lapointe	r	n					0	0	05-nov
1435	Lapointe	r	o	1	365			365	0	05-nov
1441	Lapointe	r	n					0	0	05-nov
1445	Lapointe	r	n					0	0	05-nov
1446	Lapointe	r	o	2	365	80 20	10 100	730	800 2000	05-nov n/d
1452	Lapointe	r	n					0	0	05-nov
1455	Lapointe	r	o	1	365			365	0	05-nov
1465	Lapointe	r	o			3	160	0	480	05-nov
1468	Lapointe	r	n					0	0	05-nov
1524	Argenteuil	r	n					0	0	20-nov
1530	Argenteuil	r	n					0	0	20-nov
1544	Argenteuil	r	o	4	365			1460	0	20-nov
1550	Argenteuil	r	o			3	100	0	300	20-nov
1560	Argenteuil	r	o			2	150	0	300	20-nov
1583	Argenteuil	r	o	3	365			1095	0	20-nov
1587	Argenteuil	r	o	7	365			2555	0	20-nov
1593	Argenteuil	r	o	2	365			730	0	20-nov
1600	Argenteuil	r	n					0	0	20-nov
1601	Argenteuil	r	o	1	365			365	0	20-nov
1608	Argenteuil	r	o	3	365			1095	0	20-nov
1609	Argenteuil	r	n					0	0	20-nov
1611	Argenteuil	r	o	1	365			365	0	20-nov
1613	Argenteuil	r	n					0	0	20-nov

en rouge : cette résidence a été retirée des analyses, car sa situation était exceptionnelle







