

PORTRAIT DU BASSIN-VERSANT DU LAC WILLIAM



par

BRUNO FAUCHER

ENVIROSULT

Rapport Final

Préparé pour :



Avec la collaboration financière de :



Février 2007

MISE EN CONTEXTE

Le lac William a fait l'objet de plusieurs études depuis les années 70. Plusieurs rapports de toutes sortes ont été produits sur la qualité de l'eau du lac William. Dans la foulée de la Politique Nationale de l'eau, déposée par le Gouvernement du Québec en 2002, et qui établissait la gestion de l'eau par bassin versant, l'Association des Riverains du Lac William a pris la décision d'appliquer ce modèle de gestion pour le sous-bassin versant du lac William. Le présent document établit un portrait de la situation du lac, en colligeant en un seul document les informations actuellement disponibles parmi plusieurs sources. Le portrait représente la première étape de la gestion intégrée par bassin versant et doit faciliter la prise de décision pour les étapes subséquentes.



source : Lapointe, D, 2006

REMERCIEMENTS

L'auteur souhaite remercier les organismes et les personnes suivantes.

L'association des riverains du lac William, pour leur implication financière dans la réalisation de ce projet, leur leadership et leur dynamisme comme organisme de protection du lac William.

La municipalité de Saint-Ferdinand, pour leurs sources d'information et leur implication financière dans la réalisation de ce projet.

Le groupe de concertation de la rivière Bécancour (GROBEC), pour leur implication financière dans la réalisation de ce projet.

M. Daniel Lapointe de la firme Fréchette LGL de Thetford Mines, pour ses contacts, sa collaboration et pour avoir fourni gracieusement les photos aériennes contenues dans ce document et leur utilisation doit être préalablement autorisée.

M. André Laforest de la firme Laforest Expert-Conseils de Saint-Augustin, pour avoir permis l'utilisation de cartes.

Canards illimités, pour leur collaboration.

ENVIROSULT

Bruno Faucher, M.Sc., M. Env., ing.

570, Notre-Dame Est, Suite 301-B,
Thetford Mines, Qc G6G 2S4, Canada

Tel: (418) 338 3804, ext. 222

Fax: (418) 338 5361

bfaucher@minfo.net

TABLE DES MATIÈRES

MISE EN CONTEXTE

REMERCIEMENTS

INTRODUCTION	2
1. PORTRAIT DU BASSIN VERSANT DU LAC WILLIAM	4
1.1 Localisation et superficie.....	4
1.2 Délimitation politique du territoire (Municipalités impliquées).....	6
1.3 Utilisation du territoire	9
1.4 Description hydrographique et physique du bassin versant.....	13
1.5 Portrait de chaque secteur/acteur du bassin versant	19
1.5.1 Résidents	19
1.5.2 Plaisanciers	21
1.5.3 Économie locale	29
2. DONNÉES SUR LA QUALITÉ DE L'EAU DU LAC WILLIAM	30
2.1 Compilation des données existantes sur la qualité de l'eau du lac William	30
2.1.1 Matières fertilisantes.....	30
2.1.2 Coliformes fécaux	33
2.1.3 Matières en suspensions.....	37
2.1.4 Cote trophique	44
2.1.5 Températures et pH.....	45
2.1.6 Cyanobactéries (algues bleues).....	46
2.1.7 Oxygène dissout.....	48
2.2 Profil géographique des données	50
2.3 Indice historique des données	51
3. DIAGNOSTICS	52
3.1 Matières fertilisantes (Phosphore).....	52
3.2 Coliformes fécaux	52
3.3 Matières en suspension	53
3.4 Cote trophique.....	54

3.5	Températures et pH	54
3.6	Cyanobactéries (algues bleues)	55
3.7	Oxygènes dissous.....	55
3.8	Impacts potentiels des embarcations motorisées.....	56
4.	ACTIONS PRIORITAIRES	58
4.1	Résidents et usagers.....	58
4.1.1	Actions 0-5 ans	58
4.1.2	Actions 5-10 ans	60
4.2	Municipalités	60
4.2.1	Actions 0-5 ans	60
4.2.2	Actions 5-10 ans	64
	CONCLUSION.....	66
	ANNEXES	
	Annexe 1 cycle de l'eau, cycle du phosphore, impacts de la température de l'eau	69
	Annexe 2 Phénomène de stratification et retournement d'un lac.....	72
	Annexe 3 Cartes bathymétriques du lac William	74
	Annexe 4 Information complémentaire-divers paramètres.....	76
	Annexe 5 impacts des embarcations motorisées.....	80
	Annexe 6 Bandes riveraines.....	89
	Annexe 7 Information complémentaire sur les installations septiques.....	92
	Annexe 8 Information complémentaire sur l'eutrophisation	93
	Annexe 9 Gestion écologique des fossés (méthode du tiers inférieur).....	97
	Annexe 10 Plan de travail – gestion intégrée du lac William.....	101
	Annexe 11 Photographies aériennes	103
	Annexe 12 Systèmes de brassage artificiel de l'eau.....	111
	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	112

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 – Affectation du territoire	9
Tableau 1.2 – Débit des principaux tributaires du lac William, juillet-août 1994.	18
Tableau 1.3 – Nombres de résidences, Mun. Saint-Ferdinand 2004.	19
Tableau 1.4 – Nombres de résidences, Mun. Irlande 2004.	21
Tableau 1.5 – Utilisation de la rampe de mise à l'eau de la Marina	23
Tableau 1.6 – Nombre de motomarines mise à l'eau.	29
Tableau 2.1 – Critère de qualité pour phosphore total (mg/L) - MDDEP	30
Tableau 2.2 – Phosphore total (mg/L), de 1998 à 2004, lac William	31
Tableau 2.3 – Critère de qualité pour coliformes fécaux/100 ml - MDDEP	34
Tableau 2.4 – Coliformes fécaux/100 ml, de 1997 à 2004, lac William	34
Tableau 2.5 – Coliformes fécaux/100 ml, station d'épuration-Black Lake, 1994	37
Tableau 2.6 – Critère de qualité pour les MES (mg/L) - MDDEP.....	38
Tableau 2.7 – Concentration de MES/100 ml, de 1997 à 2004, lac William.....	39
Tableau 2.8 – Concentration de MES/100 ml, de 1994, lac William.....	42
Tableau 2.9 – Cote trophique d'un lac	44
Tableau 2.10 – Cote trophique du lac William.....	44

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 – Localisation du lac William.	4
Figure 1.2 – Délimitation du sous-bassin versant du lac William.....	5
Figure 1.3 – Délimitation municipale du bassin versant du Lac William.	7
Figure 1.4 – Délimitation municipale du bassin versant du Lac William.	8
Figure 1.5 – Affectation du territoire du bassin versant du lac William	9
Figure 1.6 – Illustration de l'affectation du territoire du bassin versant du lac William	10
Figure 1.7 – Superficie en culture par municipalité.....	11
Figure 1.8 – Superficie en culture de maïs par municipalité.....	12
Figure 1.9 – Localisation du lac William, dans le bassin versant de la rivière Bécancour	14
Figure 1.10 – Localisation du lac William, dans le sous-bassin haute-Bécancour.	15
Figure 1.11 – Affluents du lac William.....	17
Figure 1.12 – Débit des tributaires du lac William, juillet-août 1994.....	18

Figure 1.13 – Nombre de résidences permanentes/saisonnnières desservies/ou non par un réseau d'égouts (en nombres absolus), Saint-Ferdinand, 2004.	20
Figure 1.14 – Pourcentage des résidences permanentes/saisonnnières desservies/ou non par un réseau d'égouts (en pourcentage), Saint-Ferdinand, 2004.	20
Figure 1.15 – Localisation de la Marina de Saint-Ferdinand	21
Figure 1.16 – Utilisation de la rampe de mise à l'eau de la Marina de Saint-Ferdinand, 2001-2006..	24
Figure 1.17 – Nombre de cartes de membres pour l'utilisation de la rampe de mise à l'eau de la Marina de Saint-Ferdinand, 2002-2006.	24
Figure 1.18 – Provenance des embarcations.	25
Figure 1.19 – Répartition aléatoire de 16 embarcations.	26
Figure 1.20 – Répartition aléatoire de 34 embarcations.	27
Figure 1.21 – Répartition aléatoire de 70 embarcations.	28
Figure 1.22 – Utilisation de la Marina de Saint-Ferdinand pour les motomarines (2001-2006)	29
Figure 2.1 – Phosphore total, valeurs moyennes et maximales selon la station d'échantillonnage. ...	32
Figure 2.2 – Illustration des stations avec fortes concentrations de phosphore total.	33
Figure 2.3 – Coliformes fécaux, valeurs moyennes et maximales selon la station d'échantillonnage	35
Figure 2.4 – Illustration des stations avec fortes concentrations de coliformes fécaux.	36
Figure 2.5 – Coliformes fécaux, station d'épuration des eaux, Black Lake, 1994.	37
Figure 2.6 – MES, valeurs moyennes et maximales selon la station d'échantillonnage.	39
Figure 2.7 – MES, variations de moyennes et maximales selon le temps.	40
Figure 2.8 – Illustration des stations avec fortes concentrations de MES.	41
Figure 2.9 – MES, valeurs moyennes et maximales selon la station d'échantillonnage.	42
Figure 2.10 – Illustration des stations et des fortes concentrations de MES.	43
Figure 2.11 – Profils de température et de pH – été 2004.....	46
Figure 2.12 – Concentration d'oxygène dissout - 2004	49
Figure 2.13 – Profil théorique de l'oxygène dissout	49

INTRODUCTION

Au fil des ans et même des décennies, le lac William a fait l'objet de plusieurs études de toutes sortes et de divers suivis. Conséquemment, bien qu'il soit possible de retrouver passablement d'informations, de documents et de rapports, cette information se retrouve auprès de divers organismes, organisations, municipalités ou ministères, de sorte qu'il devient difficile d'obtenir une description complète en un seul point de chute. L'objectif d'un portrait est de colliger en un seul document, les informations présentes et dispersées dans plusieurs sources différentes. Ainsi, il sera alors plus facile de connaître l'image complète du bassin versant, sans pour autant avoir à consulter plusieurs sources d'information. Afin d'effectuer une gestion intégrée et efficace du lac William, il convient de connaître le mieux possible l'état, ses atouts, ses pressions. Ce portrait se veut donc une synthèse des informations disponibles et consultées jusqu'à maintenant. Une mise à jour récurrente de ce document sera nécessaire au cours des années à venir.

Dans un premier temps, une description technique du lac William est présentée, comme ses caractéristiques physiques, la délimitation politique du territoire, l'utilisation du territoire, l'hydrologie du bassin versant. Par ailleurs, comme on retrouve des résidences sur la quasi-totalité du pourtour du lac, l'inventaire du nombre de résidences (permanentes ou saisonnières) selon si ces dernières sont desservies ou non par un réseau collecteur d'eaux usées, est également présenté.

De plus, étant donné que le lac William représente un plan d'eau très populaire auprès des plaisanciers, une description du nombre de plaisanciers et de leur provenance est également fournie.

Par la suite, une description de la qualité de l'eau du lac William est présentée selon divers paramètres physico-chimiques. Il est à noter que ces données proviennent de sources existantes et aucune nouvelle mesure ou prise d'échantillonnage n'a été effectuée dans le cadre de la rédaction de ce portrait. Les résultats sont résumés sous forme de tableaux et de figures afin de faciliter leur lecture et leur présentation. Une brève analyse de ces données est également présentée.

Comme le portrait représente la toute première étape d'un mode de gestion intégrée par bassin versant, il se doit d'être un outil facilitant la prise de décision de la part de Comité de gestion du lac. En fin de rapport, des actions prioritaires sont suggérées, dans un horizon de 0 à 5 ans et de 5 à 10 ans. Ces actions proposées, pourront guider le Comité dans l'élaboration d'un plan de travail visant l'amélioration de la qualité de l'eau du lac William afin de maintenir cette richesse dans le meilleur état possible pour les utilisateurs actuels et futurs.

Finalement, le rapport contient également plusieurs annexes qui sont présentés à titre de complément d'information sur les lacs en général et sur le lac William en particulier. Ces annexes permettront au lecteur d'approfondir certains aspects soulevés dans le corps du texte.

1. PORTRAIT DU BASSIN VERSANT DU LAC WILLIAM

1.1 Localisation et superficie

Le lac William est situé dans le bassin versant de la rivière Bécancour. Il est d'une superficie de l'ordre de 4.92 km² (492 ha), d'une longueur totale de 6.8 km, d'une largeur maximale de 1.3 km et d'une largeur moyenne de 720 m. Son périmètre fait 16.7 km alors que son volume total est de l'ordre de 40 200 000 m³. La profondeur maximale du lac William est d'environ 27 à 30m (soit près de 100 pieds) et sa profondeur moyenne est de 8.4m. Son point le plus profond est situé tout juste au nord de la « pointe des frères ». Une carte bathymétrique est présentée à l'annexe 3.

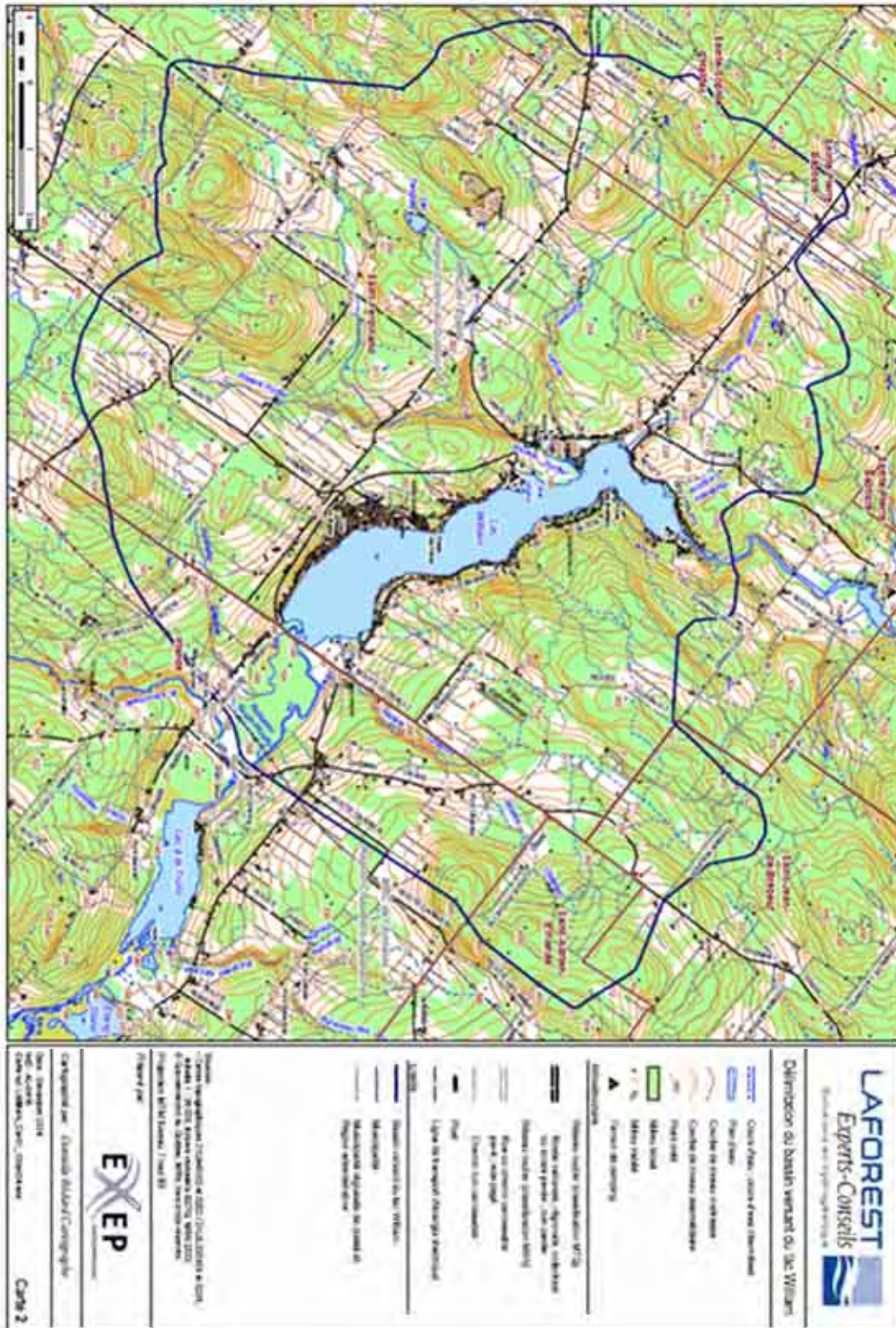
Le lac William tire sa principale source de la rivière Bécancour. En amont du lac William on retrouve le lac à la Truite, alors que ces deux lacs sont reliés par la rivière Bécancour. En aval du lac William se trouve le lac Joseph et ils sont tous deux reliés par la rivières Bécancour, comme l'indique la photo-satellite suivante.



source : Adapté de Google Earth, 2006

Figure 1.1 – Localisation du lac William.

La carte suivante indique les délimitations du sous-bassin versant du lac William.

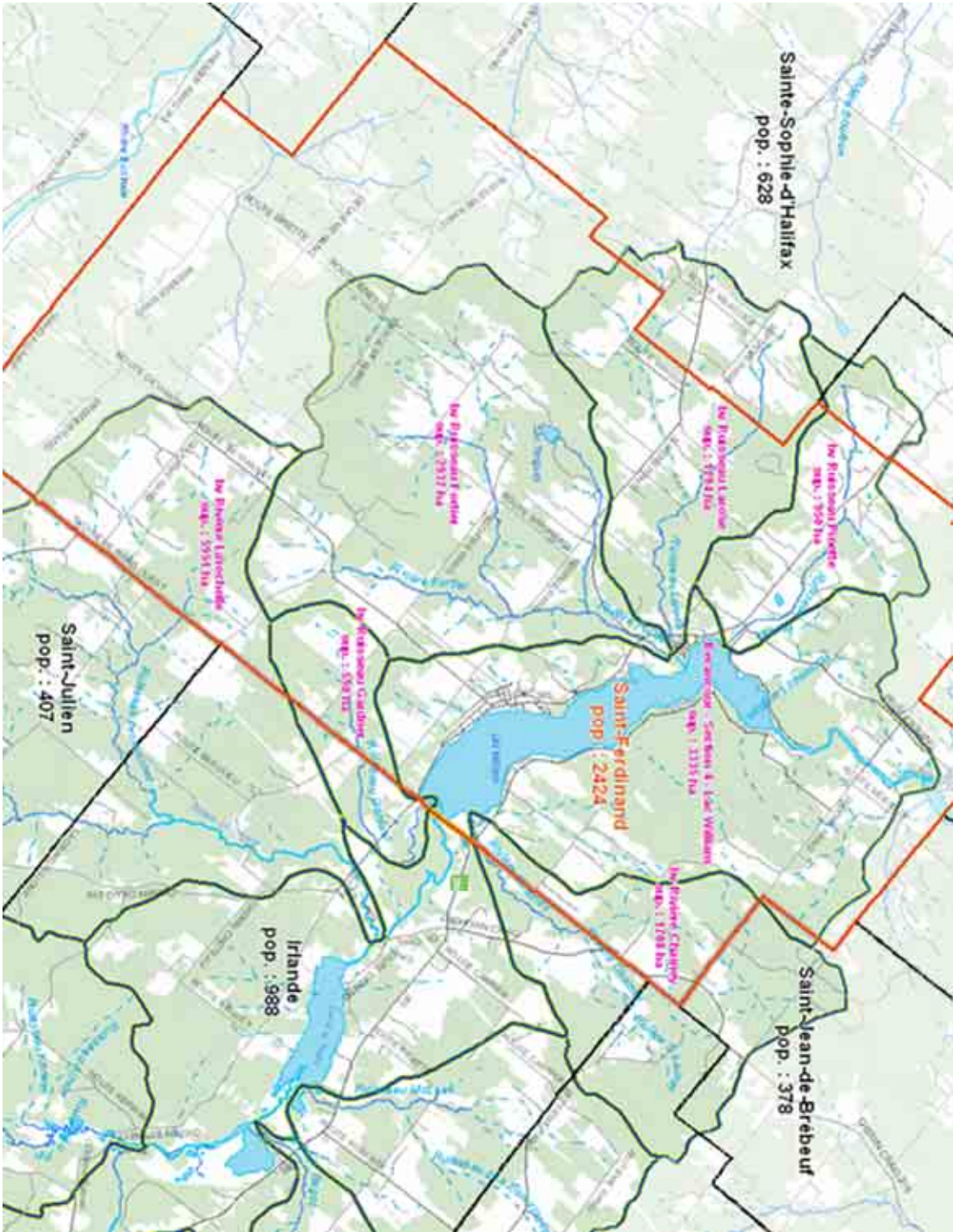


Source: Laforest et al., 2005.

Figure 1.2 – Délimitation du sous-bassin versant du lac William

1.2 Délimitation politique du territoire (municipalités impliquées)

Le sous-bassin versant du lac William touche à deux MRC différentes, celle de l'Érable et celle de l'Amiante et deux régions administratives distinctes, Centre-du-Québec et Chaudières-Appalaches. De plus, cinq municipalités sont présentes dans le territoire étudié, soit les municipalités de Saint-Ferdinand, Irlande et en beaucoup plus faible proportion Saint-Adrien-d'Irlande, Saint-Jean-de-Bréboeuf, Saint-Julien et Ste-Sophie-D'Halifax, tel qu'illustré aux figures suivantes.



source : Canards illimités, 2006

Figure 1.4 – Délimitation municipale du bassin versant du Lac William.

1.3 Utilisation du territoire

L'utilisation du territoire du bassin-versant du lac William est majoritairement forestière, avec près de 56% de la superficie totale, suivent par la suite le secteur agricole, avec 34% du territoire, la friche (7%) et finalement l'affectation urbaine et de villégiature, milieux humides, qui totalisent 3% de territoire, comme l'indique le tableau suivant.

Tableau 1.1 – Affectation du territoire

Affectation	Superficie (ha)	Pourcentage (%)
Forestière	5903	55.8
Agricole	3601	34.1
Friche	749	7.1
Urbaine	237	2.2
Villégiature	21	0.2
Mieux humides	39	0.4
Autres	21	0.2
Total	10571	100.0

Source: Laforest et al., 2005.

Les figures ci-dessous illustrent l'affectation du territoire.

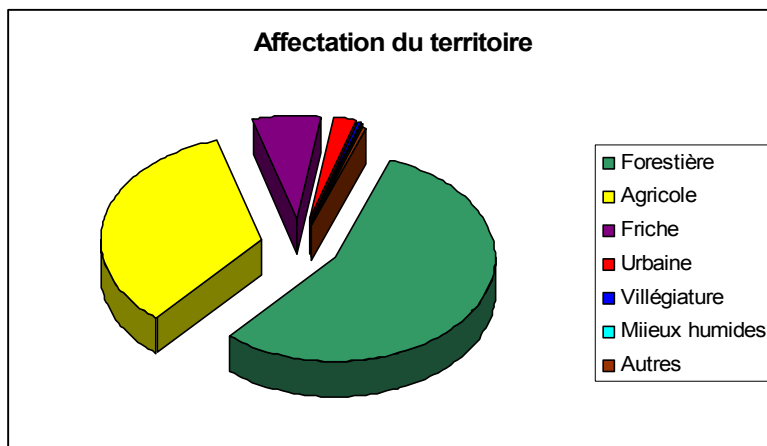


Figure 1.5 – Affectation du territoire du bassin versant du lac William

Par contre, par rapport à l'ensemble du bassin versant de la rivière Bécancour, l'apport de l'agriculture semble relativement moyen, comme l'illustre la figure suivante.

De plus, le culture du maïs (culture relativement polluante) est très peu présente dans le secteur de la haute Bécancour, comme on l'indique à la figure suivante.

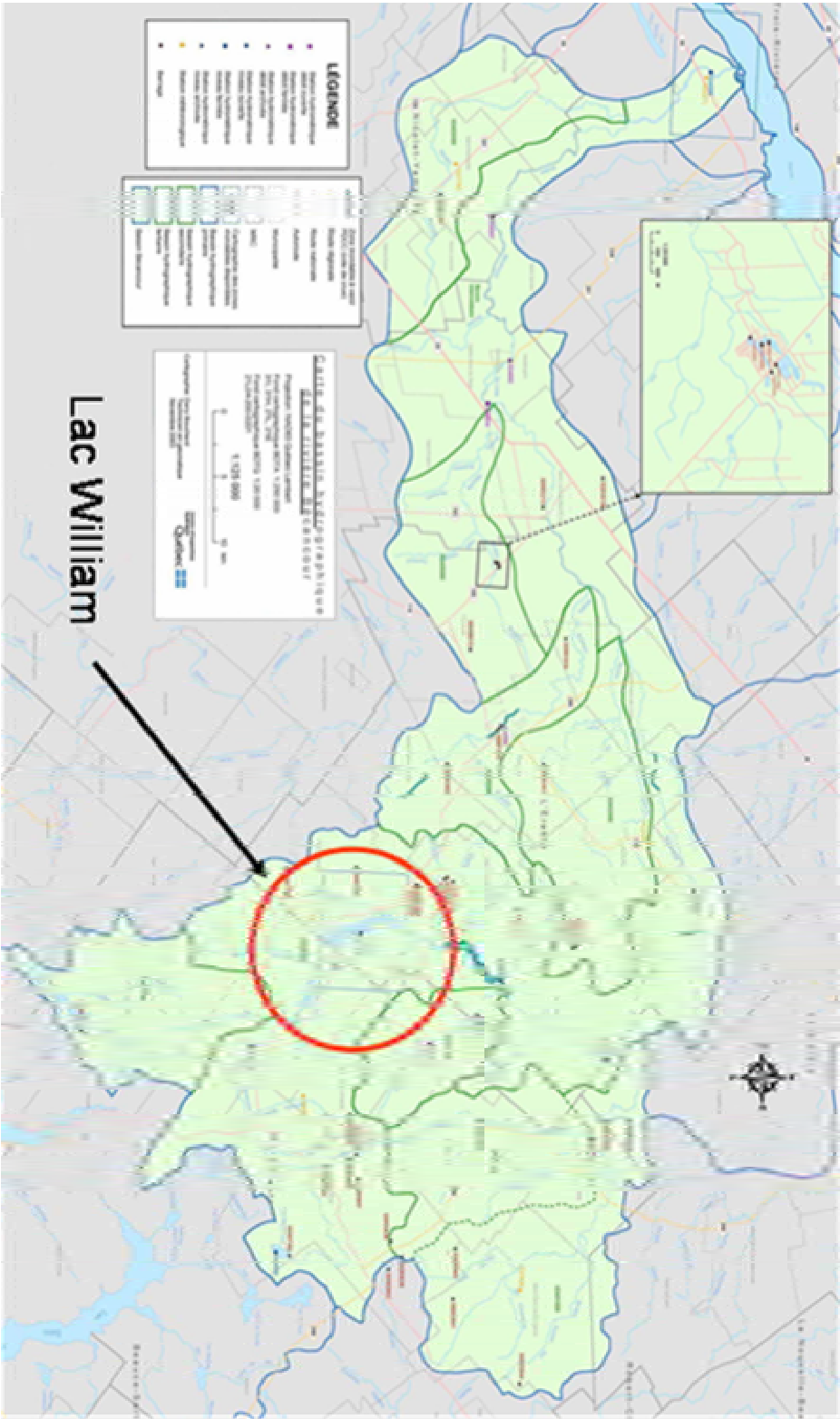


source : Morin, 2005

Figure 1.7 – Superficie en culture de maïs par municipalité.

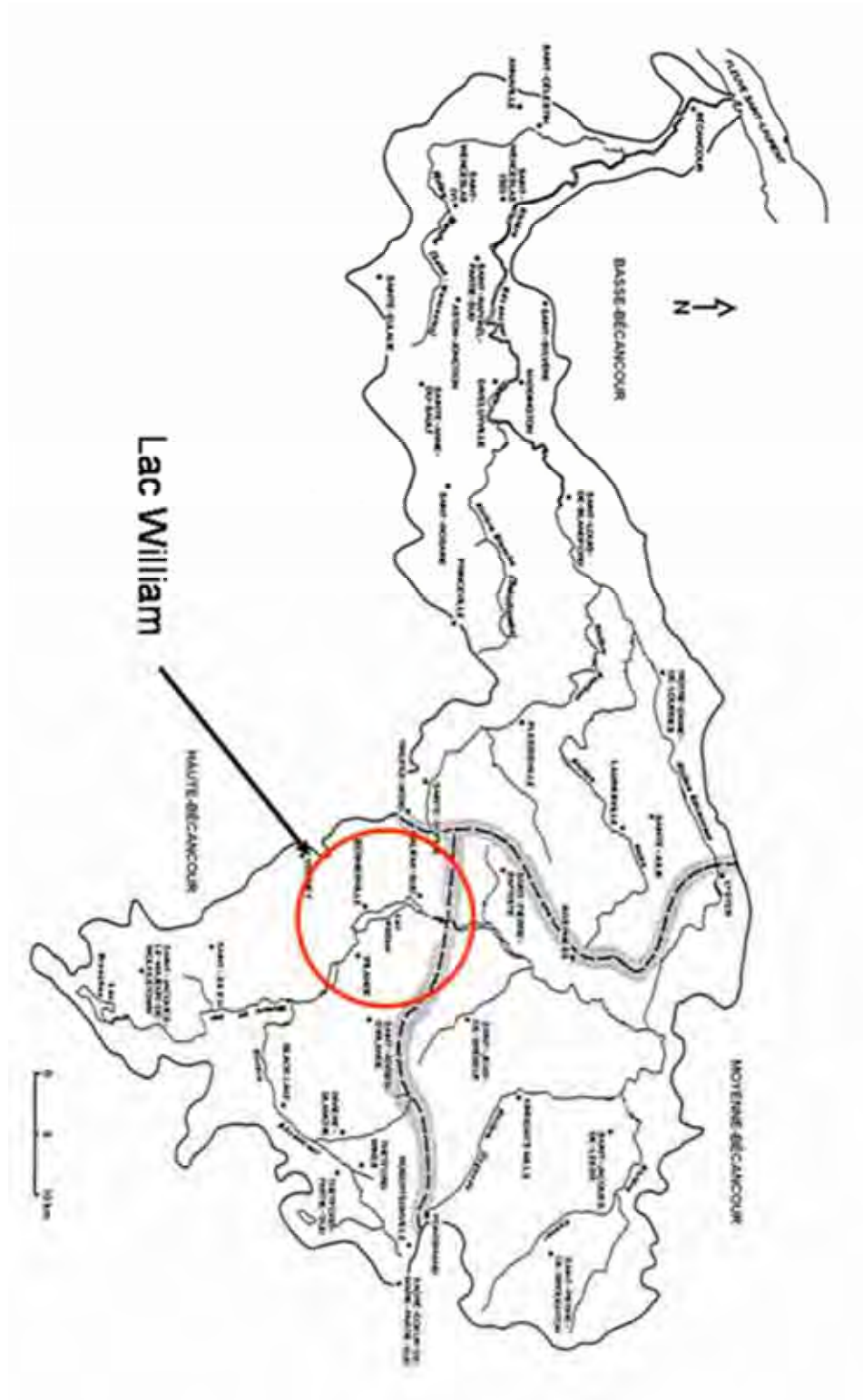
1.4 Description hydrologique et physique du bassin-versant

Le lac William fait partie de bassin versant de la rivière Bécancour, tel qu'illustré à la figure 1.7. À l'intérieur de ce bassin versant, le lac William est localisé dans la portion appelée haute Bécancour du bassin versant, comme l'indique la figure 1.8.



source : Morin, 2005

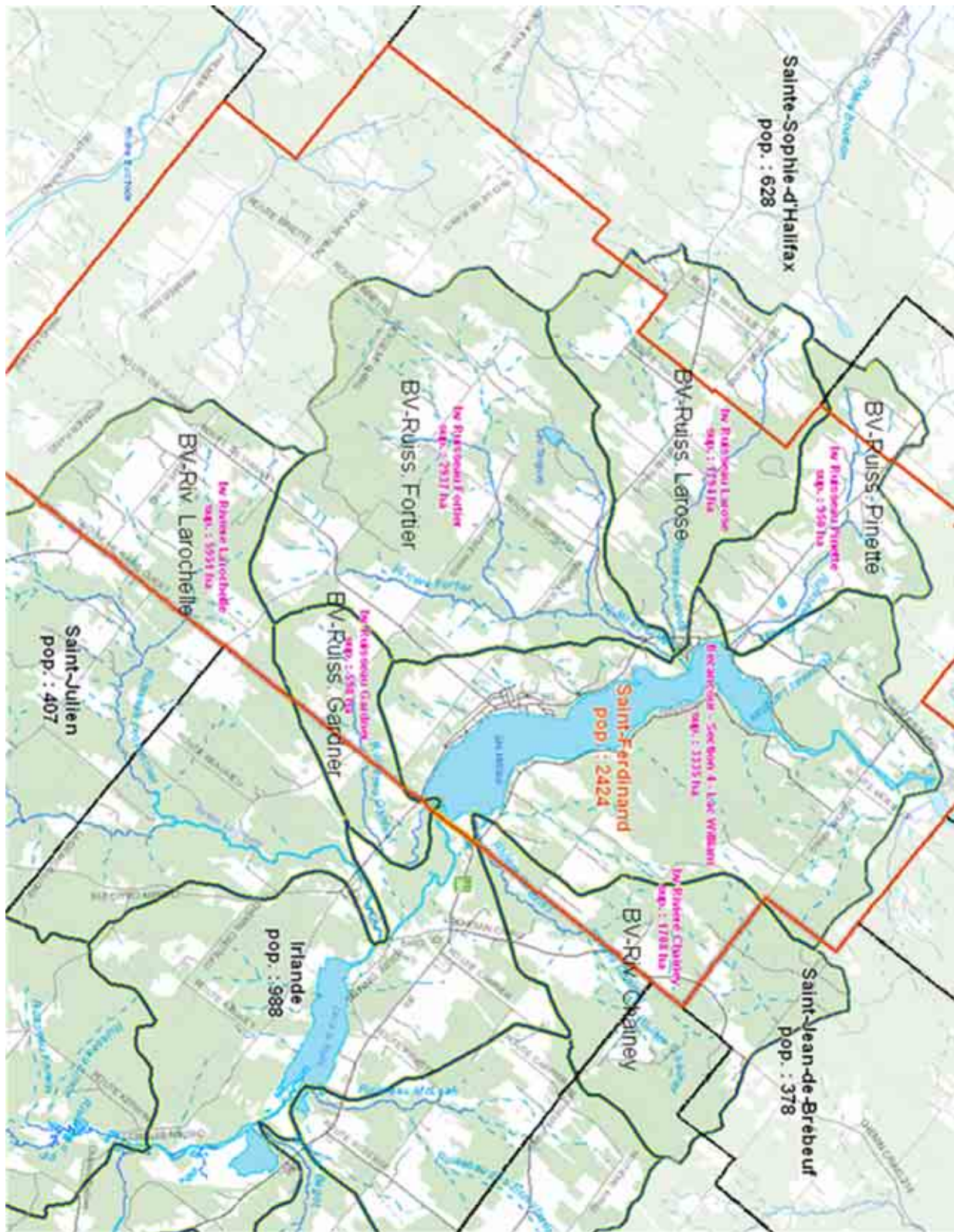
Figure 1.9 – Localisation du lac William, dans le bassin versant de la rivière Bécancour



source : Morin, 2005

Figure 1.10 – Localisation du lac William, dans le sous-bassin *haute-Bécancour*.

Le lac William est alimenté en grande partie par la rivière Bécancour et dans une moindre mesure par la rivière Larochelle et les ruisseaux Gardner, Fortier, Chainey, Larose et Pinette, tel qu'illustré à la figure 1.9. Le débit annuel moyen de la rivière Bécancour est de $62 \text{ m}^3/\text{s}$., alors que le débit annuel moyen du lac William est de l'ordre de $11.3 \text{ m}^3/\text{s}$. Par calcul simple (volume total du lac divisé par le débit résiduel), cela représente un temps de séjour de l'eau de 34 à 40 jours, soit une fréquence de renouvellement de l'eau de 9 à 10 fois par année.



source : adaptation de Canards illimités, 2006

Figure 1.11 – Affluents du lac William

Le tableau suivant indique les débits des affluents tels que mesurés en 1994. On y remarque clairement l'importance marquée de la rivière Bécancour comme principal tributaire du lac William avec plus de 86% de débit d'alimentation du lac. En d'autres termes, selon les débits mesurés en 1994, la rivière Bécancour est responsable, à elle seule, de plus de 86% de l'alimentation en eau de surface du lac William. De plus le tableau suivant nous indique qu'à l'été 1994, le débit moyen de la rivière Bécancour représentait environ 13% de son débit moyen annuel.

Tableau 1.2 – Débit des principaux tributaires du lac William, juillet-août 1994¹.

Tributaires	Débit des tributaires du lac William (m ³ /s), juillet-août 1994					
	D1	D2	D3	D4	Dmoy	Pourcentage
Riv. Chainey	0.29	0.35	0.28	0.17	0.27	2.8
Riv. Bécancour	14.26	4.22	6.73	7.80	8.25	86.1
Riv. Fortier	1.74	1.00	0.54	0.36	0.91	9.5
Ruis.Pinet	0.36	0.11	0.05	0.07	0.15	1.5
Total	16.65	5.68	7.60	8.40	9.58	100.0

Source: Gagnon, R et al., 1994

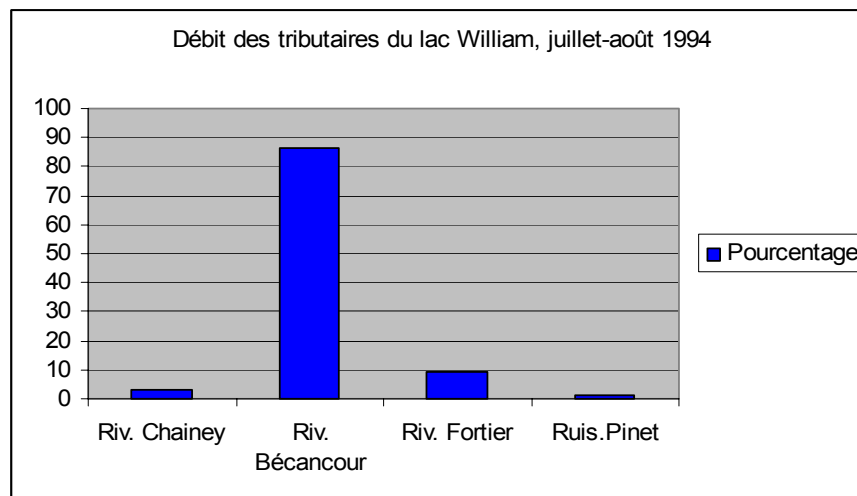


Figure 1.12 – Débit des tributaires du lac William, juillet-août 1994

De façon générale, on peut considérer que la rivière Bécancour constitue le principal affluent du lac William, représentant environ de 80 à 85% de son débit total.

¹ Bien que ces valeurs datent de 1994, elles sont toujours d'actualité.

1.5 Portrait de chaque secteur/acteur du bassin versant

1.5.1 Résidents

Selon des données de 2004, la répartition des résidences permanentes et saisonnières pour la municipalité de Saint-Ferdinand, se fait selon le tableau 1.3. Ce tableau indique également le nombre de résidences qui sont raccordées à un réseau collecteur d'eaux usées.

Tableau 1.3 – Nombres de résidences, Mun. Saint-Ferdinand 2004.

		Nombre	pourcentage
Résidences permanentes	avec égouts	547	73.8
	sans égouts	194	26.2
	total	741	100.0
Résidences saisonnières	avec égouts	173	36.1
	sans égouts	306	63.9
	total	479	100.0
Résidences totales	avec égouts	720	59.0
	sans égouts	500	41.0
	total	1220	100.0

source : Municipalité de Saint-Ferdinand, 2004

La municipalité de Saint-Ferdinand compte environ 1 220 résidences sur son territoire. De ce nombre, 714 sont considérées permanentes et 479 saisonnières. Ainsi, environ 60% des résidences sont permanentes contre 40% qui sont saisonnières. Parmi les 741 résidences permanentes, 547 d'entre elles sont desservies par un réseau d'égouts sanitaires, ce qui correspond à 74%, alors que 194 résidences permanentes ne bénéficient pas de ce service, soit 26%.

En ce qui a trait aux résidences secondaires, sur un total de 479 résidences, 173 sont desservies par le réseau d'égouts, soit 36%, contre 306 résidences qui doivent traiter localement leurs eaux usées, ce qui représente 64% des résidences secondaires.

Globalement, sur un total de 1 220 résidences à Saint-Ferdinand, 720 sont raccordées au réseau d'égouts municipal, soit 59%, alors qu'un total de 500 résidences n'y sont pas raccordées, soit 41% d'entre elles. Les deux figures suivantes illustrent ce constat.

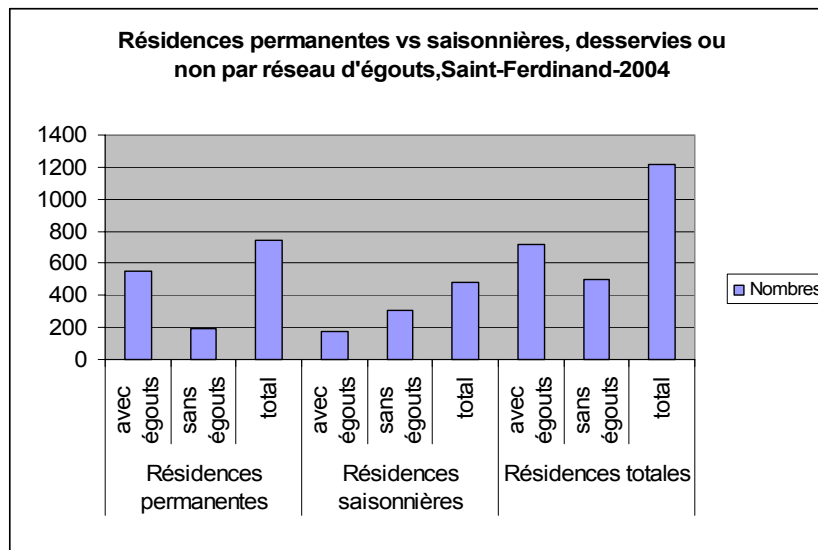


Figure 1.13 – Nombre de résidences permanentes/saisonnnières desservies/ou non par un réseau d'égouts (en nombres absolus), Saint-Ferdinand, 2004.

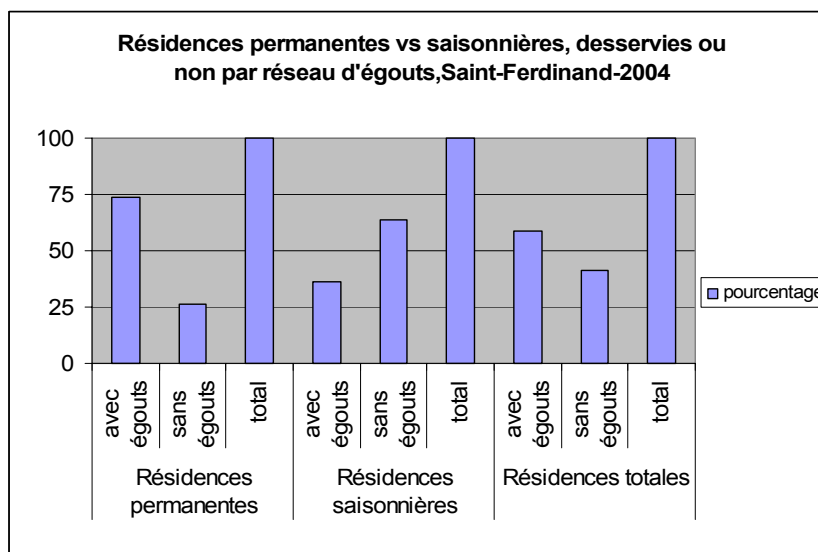


Figure 1.14 – Pourcentage des résidences permanentes/saisonnnières desservies/ou non par un réseau d'égouts (en pourcentage), Saint-Ferdinand, 2004.

Du côté de la municipalité d'Irlande, selon des données de 2004, la municipalité comptait 80 résidences permanentes et 30 saisonnières, pour un total de 110 résidences. Aucune d'entre elle n'est raccordée à un réseau collecteur des eaux usées, comme l'indique le tableau suivant.

Tableau 1.4 – Nombres de résidences, Mun. Irlande 2004.

		Nombre	pourcentage
Résidences permanentes	avec égouts	0	0.0
	sans égouts	80	100.0
	total	80	100.0
Résidences saisonnières	avec égouts	0	0.0
	sans égouts	30	100.0
	total	30	100.0
Résidences totales	avec égouts	0	0.0
	sans égouts	110	100.0
	total	110	100

source : Municipalité d'Irlande, 2004

1.5.2 Plaisanciers

C'est connu, le Lac William est un plan d'eau extrêmement populaire auprès des plaisanciers. Il suffit d'y avoir navigué un bel après-midi d'été pour s'en convaincre. La Marina de Saint-Ferdinand est le point de mise à l'eau de la presque totalité des embarcations utilisant le lac William. La localisation de la Marina est identifiée par le point « M » sur la figure suivantes.



Figure 1.15 – Localisation de la Marina de Saint-Ferdinand

Selon des données recueillies auprès de la Municipalité de Saint-Ferdinand, les gestionnaires de la Marina offrent aux plaisanciers des cartes de membres permettant l'utilisation illimitée de la Marina (mise à l'eau des embarcations). Depuis 2002, le nombre de cartes de membres est en hausse constante, malgré un repli pour l'année 2006 alors que la répartition des cartes est relativement égale entre les résidents et les non-résidents, comme l'indiquent le tableau 1.5 ainsi que les figures 1.14 et 1.15.

Le tableau suivant résume le nombre de mise à l'eau à la rampe municipale, entre 2001 et 2006.

Tableau 1.5 – Utilisation de la rampe de mise à l'eau de la Marina
de Saint-Ferdinand, de 2001 à 2006.

			Mise à l'eau			
			Cartes de Membre	avec cartes de membres	sans carte de membres	Total
2001	Résidents	Nombres %			195 27	195 27
	Non-Résidents	Nombres %			520 73	520 73
		Total			715	715
2002	Résidents	Nombres %	24 42	129 38	137 31	266 34
	Non-Résidents	Nombres %	33 58	210 62	299 69	509 66
		Total	57	339	436	775
2003	Résidents	Nombres %	34 63	165 65	88 29	253 45
	Non-Résidents	Nombres %	20 37	87 35	217 71	304 55
		Total	54	252	305	557
2004	Résidents	Nombres %	34 47	119 40	105 31	224 35
	Non-Résidents	Nombres %	39 53	175 60	239 69	414 65
		Total	73	294	344	638
2005	Résidents	Nombres %	52 58	247 62	115 30	362 47
	Non-Résidents	Nombres %	38 42	152 38	263 70	415 53
		Total	90	399	378	777
2006	Résidents	Nombres %	38 53	133 45	268 31	401 35
	Non-Résidents	Nombres %	34 47	162 55	586 69	748 65
		Total	72	295	854	1149

Source: Municipalité de Saint-Ferdinand, 2006

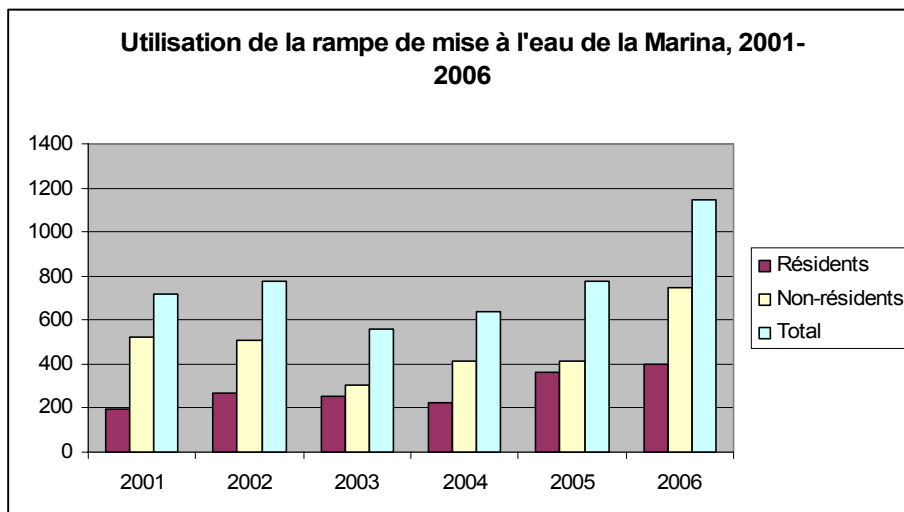


Figure 1.16 – Utilisation de la rampe de mise à l’eau de la Marina de Saint-Ferdinand, 2001-2006

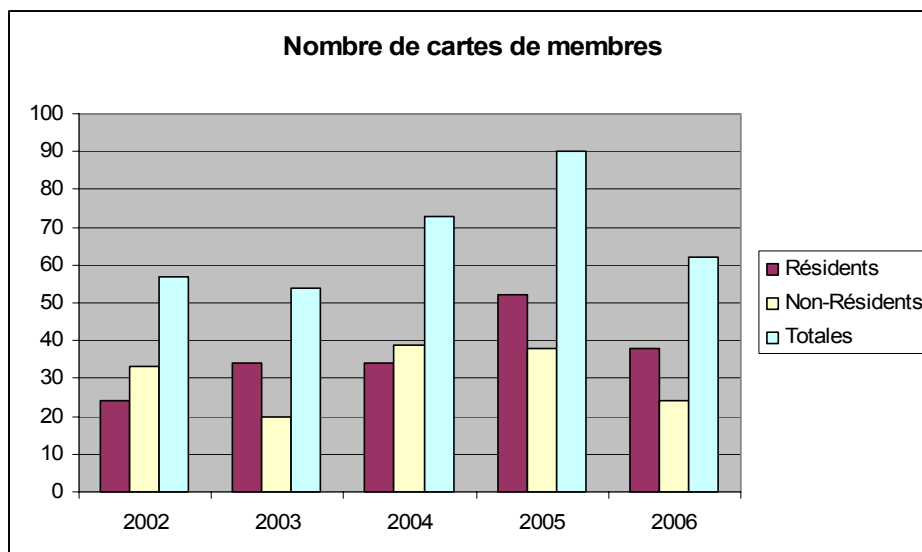


Figure 1.17 – Nombre de cartes de membres pour l’utilisation de la rampe de mise à l’eau de la Marina de Saint-Ferdinand, 2002-2006.

Pour ce qui est des mises à l’eau d’embarcation, les données indiquent clairement une tendance à la hausse du nombre d’embarcation mis à l’eau à la rampe municipale. Comme l’indique le tableau 1.5, le nombre total de mise à l’eau depuis 2001 est passé de 715 à un sommet de 1 149 en 2006. Pour toutes les années compilées (2001 à 2006), les embarcations des non-

résidents étaient plus nombreuses que les embarcations des résidents, dans une proportion moyenne de 63%, cette proportion variant entre 53 et 73%. C'est donc dire que près des deux tiers des embarcations présentes sur le lac William proviennent de l'extérieur de la Municipalité de Saint-Ferdinand.

La figure ci-dessous illustre ce phénomène.

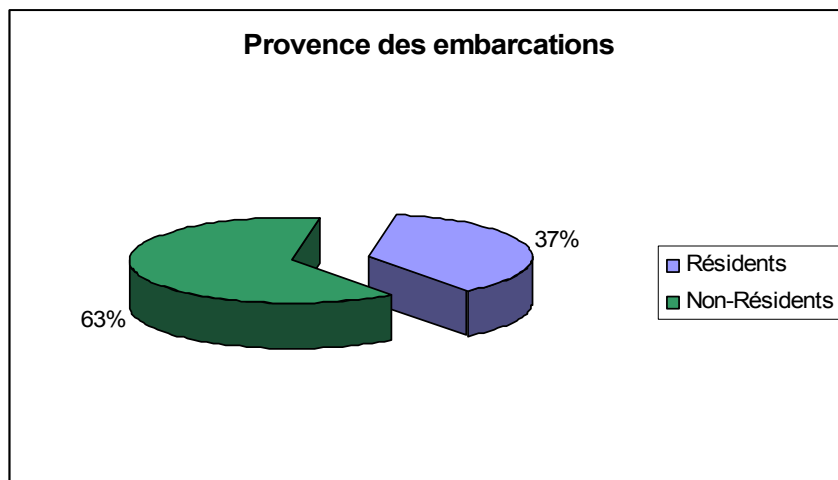


Figure 1.18 – Provenance des embarcations

En considérant la période d'utilisation de navigation allant du 24 juin à la fête du travail, on compte dix (10) semaines durant l'été. Avec un total de 1 149 mises à l'eau en 2006, nous obtenons une moyenne mathématique de 114 mises à l'eau par semaine, soit environ 16 mises à l'eau par jour. Pour un lac d'une superficie de 5 km², cela représente 3.2 embarcations par km². De façon à illustrer le nombre d'embarcations présentes simultanément sur le lac William, la figure suivante représente la répartition aléatoire de 16 embarcations quotidiennes sur le lac William, en considérant que chaque journée de la semaine reçoit le même nombre d'embarcations (ce qui ne reflète pas nécessairement la réalité). Chacun des points rouges illustre une embarcation.



Figure 1.19 – Répartition aléatoire de 16 embarcations.

Par contre en appliquant comme hypothèse une distribution arbitraire des embarcations selon la journée de la semaine, à l'effet que 50% des embarcations sont utilisées les week-ends (20% le samedi et 30% le dimanche), on obtient alors un total de 34 embarcations² utilisés les dimanches, ce qui représente près de 7 (soit 6.8) embarcations au km². La figure ci-dessous illustre la distribution de 34 embarcations présentes simultanément sur le lac.

² $1149 / 10 * 0.3 = 34$

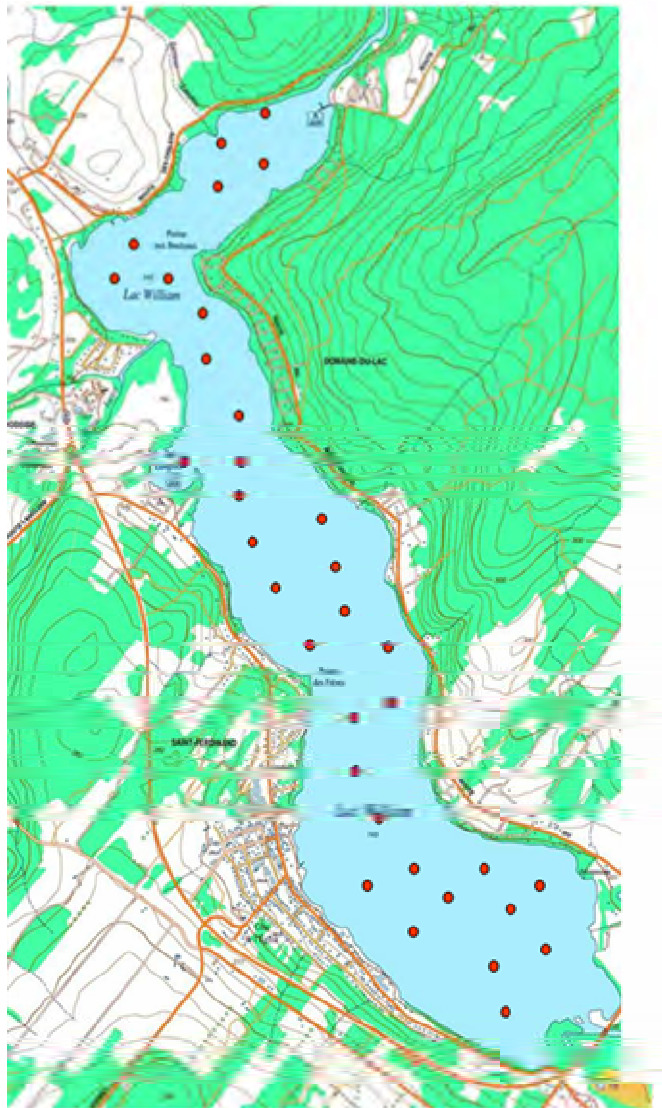


Figure 1.20 – Répartition aléatoire de 34 embarcations.

De façon plus pointue, il est logique de considérer que pour l'année 2006 les 133 résidents munis d'une carte de membre puissent utiliser leur embarcation au moins une fois par semaine. En reprenant le calcul de base, soit 1149 embarcations et en retranchant ces 133 résidents, on obtient alors 1016 mises à l'eau, réparties sur 10 semaines d'utilisation, soit 101 mises à l'eau par semaine. En appliquant la même distribution arbitraire que précédemment (50% des embarcations utilisées les week-ends, soit 20% les samedi et 30% le dimanche), on obtient alors un total potentiel de 70 embarcations simultanément sur le lac³. Soit environ 14

³ $[(1149-133)/10+133]*0.3 = 70$

embarcations par km².

La figure ci-dessous illustre la distribution de 70 embarcations présentes simultanément sur le lac.



Figure 1.21 – Répartition aléatoire de 70 embarcations.

Au niveau des motomarines, leur nombre est relativement constant depuis 2001, mais il semble y avoir une légère tendance à la baisse, comme l'indique le tableau et la figure suivante. Toutefois, le nombre indiqué ne représente que les mises à l'eau effectuées à la rampe de la marina, alors que d'autres mises à l'eau sont possiblement effectuées sur des terrains privés ou commerciaux.

Tableau 1.6 – Nombre de motomarines mise à l'eau.

Nb. Année	Motomarines mises à l'eau à la rampe de la marina					
		18	17	17	9	14
	2001	2002	2003	2004	2005	2006

Source: Municipalité de Saint-Ferdinand, 2006

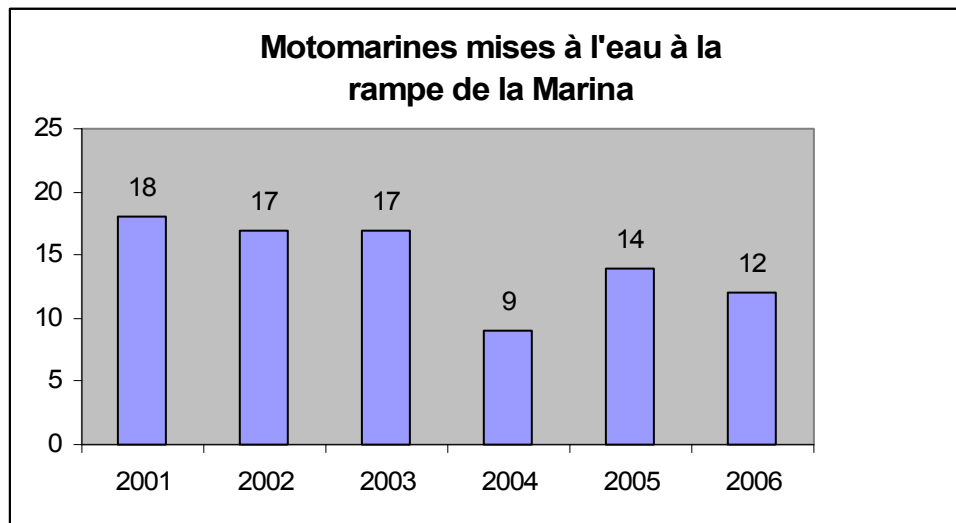


Figure 1.22 – Utilisation de la Marina de Saint-Ferdinand pour les motomarines (2001-2006)

L'annexe 5 présente un texte sur les impacts des embarcations motorisées sur un lac.

1.5.3 Économie locale

Le lac William représente un attrait touristique local indéniable et son impact sur l'économie locale est non négligeable. Sans toutefois qu'il n'y ait eue une étude exhaustive sur cet aspect, selon certaines informations obtenues auprès de certains commerçants il semble que le lac William aurait un impact de l'ordre de 25 à 33% sur l'économie locale.

2. DONNÉES SUR LA QUALITÉ DE L'EAU DU LAC WILLIAM

2.1 Compilations des données existantes sur la qualité de l'eau du Lac William

2.1.1 Matières fertilisantes (Phosphore total)

Le phosphore est généralement considéré comme le principal élément nutritif limitant la croissance des plantes en milieu aquatique. Le phosphore est un paramètre important à considérer dans la qualité générale d'un plan d'eau. Bien que le phosphore existe sous différentes formes (voir annexe 1), c'est en mesurant le phosphore total qu'on obtient la meilleure évaluation de ce paramètre, car le phosphore total est le plus abondant et comprend toutes les formes disponibles.

L'apport en phosphore vers un lac est déterminant dans la prolifération des plantes aquatiques, qu'elles soient indigènes ou envahissantes et nuisibles. Le phosphore joue en rôle prépondérant au niveau d'un lac de villégiature. S'il est en excès dans le sol, le phosphore est drainé vers les milieux aquatiques. Étant souvent un élément limitatif pour les plans d'eau, une addition de phosphore dans les écosystèmes peut agir comme fertilisants et générer des problèmes d'eutrophisation. Le cycle du phosphore est présenté à l'annexe 1.

Les critères de qualité pour le phosphore total sont présentés au tableau suivant.

Tableau 2.1 – Critère de qualité pour phosphore total (mg/L) - MDDEP

PROTECTION DES ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES ET DES ASPECTS ESTHÉTIQUES	
Phosphore total/ mg/L	Explication
0,03 (OMOEE, 1994)	Ce critère vise à limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières
0,02 (SEMAT, 1998)	Ce critère s'applique aux cours d'eau se jetant dans des lacs dont le contexte environnemental n'est pas problématique. Il vise à limiter la nuisance causée par les algues et les plantes aquatiques dans ces lacs.

Source : site internet du MDDEP

Depuis 1998 la Municipalité de St-Ferdinand confie le mandat à un laboratoire spécialisé, *Biolab*, afin d'effectuer l'analyse de divers paramètres sur une douzaine de points d'échantillonnage sur différents secteurs du lac William. Les concentrations de phosphore total sont mesurées deux fois par année (août et octobre) et ce, à 4 stations d'échantillonnage, soit les stations # 3, 4, 11 et 12⁴.

Le tableau suivant résume les résultats d'analyse pour le phosphore total.

Tableau 2.2 – Phosphore total (mg/L), de 1998 à 2004, lac William

Année	Mois	Station d'échantillonnage				moy.	max.	min.
		3	MS 4	11	12			
1998	août	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	octobre	0.064	0.147	0.01	0.035	0.06	0.15	0.01
1999	août	0.1	0.01	0.02	0.01	0.04	0.10	0.01
	octobre	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
2000	août	0.32	0.57	0.1	0.07	0.27	0.57	0.07
	octobre	0.01	0.04	0.05	0.01	0.03	0.05	0.01
2001	août	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	octobre	0.07	0.02	0.01	0.02	0.03	0.07	0.01
2002	août	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	octobre	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
2003	août	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	octobre	2.7	0.24	0.19	0.58	0.93	2.70	0.19
2004	août	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01
	octobre	0.02	0.02	0.07	0.01	0.03	0.07	0.01
	moy.	0.24	0.08	0.04	0.06			
	max.	2.70	0.57	0.19	0.58			
	min.	0.01	0.01	0.01	0.01			

Source : Municipalité de St-Ferdinand, rapports de Biolab

La figure suivante illustre les valeurs moyennes et maximales selon la station d'échantillonnage.

⁴ La localisation des stations d'échantillonnage est présentée à l'annexe 4.

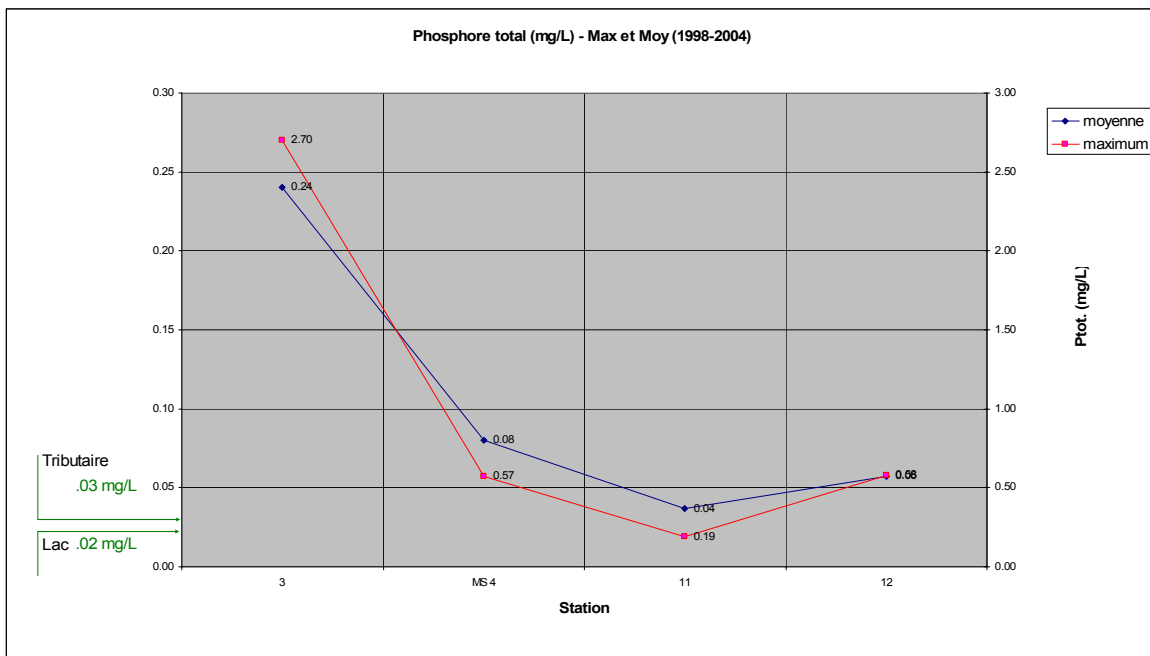


Figure 2.1 – Phosphore total, valeurs moyennes et maximales selon la station d'échantillonnage.

On remarque que les plus fortes concentrations de phosphore total apparaissent aux stations # 3 et MS 4, soit respectivement l'embouchure de la rivière Bécancour qui représente en fait la principale charge du lac William et ce qu'on appelle la fosse près de l'embouchure du lac, c'est-à-dire la portion profonde du lac.

La figure suivante⁵ illustre les quatre stations où les concentrations de phosphore total sont mesurées, soit les stations # 3, MS 4, 11 et 12.

⁵ Le code de couleur indique le niveau d'importance des valeurs, rouge étant le plus problématique, jaune moyennement et vert acceptable.



Figure 2.2 – Illustration des stations avec fortes concentrations de phosphore total.

2.1.2 Coliformes fécaux

Les coliformes fécaux sont des micro-organismes vivant dans l'intestin des mammifères (humain et animaux) et leur présence dans l'eau donne une indication sur la pollution de l'eau. Bien que les coliformes fécaux ne soit pas un grand danger, ils fournissent toutefois un indice sur la susceptibilité de retrouver des organismes pathogènes dans le milieu. Ils proviennent principalement des systèmes d'égouts (débordements de stations d'épuration), des installations septiques inadéquates et de l'agriculture.

Pour ce qui est des critères de qualité, ils sont présentés au tableau suivant selon les usages de l'eau.

Tableau 2.3 – Critère de qualité pour coliformes fécaux/100 ml - MDDEP

Classification de la qualité de l'eau utilisée pour les usages récréatifs		
Qualité de l'eau	Coliformes fécaux/100 millilitres	Explication
Excellente	0-20	Tous les usages récréatifs permis
Bonne	21-100	Tous les usages récréatifs permis
Médiocre	101-200	Tous les usages récréatifs permis
Mauvaise	Plus de 200	Baignade et autres contacts directs avec l'eau compromis
Très mauvaise	Plus de 1000	Tous les usages récréatifs compromis

Source : site internet du MDDEP

Depuis plusieurs années, la Municipalité de St-Ferdinand confie le mandat à un laboratoire spécialisé, *Biolab*, afin d'effectuer l'analyse de divers paramètres sur une douzaine de points d'échantillonnage sur différents secteurs du lac William.

Les mesures de concentrations de coliformes fécaux sont présentées au tableau suivant.

Tableau 2.4 – Coliformes fécaux/100 ml, de 1997 à 2004, lac William

Année	Mois	Station d'échantillonnage												moy.	max.	min.
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12			
1997	août	52	22	240	14	56	34	42	6	34	40			54	240	6
	octobre	14	32	100	24	8	8	4	4	10	100			30	100	4
1998	août	40	20	0	2	4	2	4	6	8	2	6	0	8	40	0
	octobre	8	1	250	4	0	0	10	0	0	4	2	0	23	250	0
1999	août	2	8	28	58	0	6	4	2	4	4	58	6	15	58	0
	octobre	570	590	2500	230	70	200	190	120	160	240	190	250	443	2500	70
2000	août	150	2	6	1	2	1	1	2	2	1	1	2	14	150	1
	octobre	26	32	370	12	20	8	16	2	4	10	14	10	44	370	2
2001	août	590	160	320	48	64	2	0	0	2	8	4	20	102	590	0
	octobre	380	340	570	48	800	20	11	50	50	16	10	100	200	800	10
2002	août	900	490	84	88	15	27	5	2	10	15	400	8	170	900	2
	octobre	120	120	1600	130	84	150	120	48	50	140	5	62	219	1600	5
2003	août	240	10	130	15	15	70	3	12	12	170	5	13	58	240	3
	octobre	100	44	20	30	10	15	3	3	3	3	2	3	20	100	2
2004	août	14	45	220	30	4	12	12	2	2	2	17	8	31	220	2
	octobre	6	6	62	13	4	2	7	4	7	17	2	6	11	62	2
	moy.	201	120	406	47	72	35	27	16	22	48	51	35			
	max.	900	590	2500	230	800	200	190	120	160	240	400	250			
	min.	2	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0			

Source : Municipalité de St-Ferdinand, rapports de Biolab

La figure suivante illustre les valeurs moyennes et maximales selon la station d'échantillonnage.

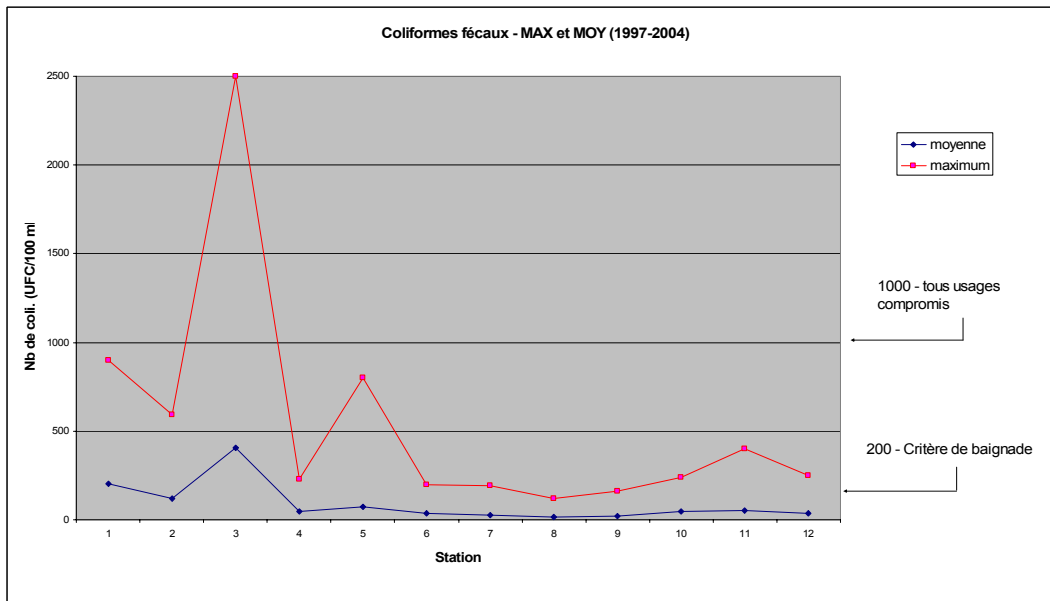


Figure 2.3 – Coliformes fécaux, valeurs moyennes et maximales selon la station d'échantillonnage.

De façon plus schématique, la figure suivante illustre les quatre stations où les concentrations de coliformes fécaux apparaissent les plus problématiques, soit les stations # 1, 3, 5 et 11.



Figure 2.4 – Illustration des stations avec fortes concentrations de coliformes fécaux.

On remarque que les concentrations (moyennes et maximales) les plus élevées en coliformes fécaux sont présentes à l’embouche de la rivière Bécancour, de la rivière Chainey et de la rivière Fortier.

Par ailleurs, des données ont été prises en 1994⁶ par l’équipe de M. Raymond Gagnon et Mme Josée Bernard à la sortie de l’usine d’épuration des eaux de la ville de Black Lake (station d’épuration des eaux usées de la haute Bécancour) et les résultats sont présentés au tableau ci-dessous.

⁶ Des données récentes sur la performance de la station d’épuration des eaux usées de la ville de Thetford Mines (Black Lake) devraient être publiées en début d’année 2007 par Canards Illimités.

Tableau 2.5 – Coliformes fécaux/100 ml, station d'épuration-Black Lake, 1994

	Coliformes fécaux (col/100 ml)			
Juillet	13 000	20 000	15 000	20 000
Août	12 000	13 000	10 000	11 000

Source : Gagnon et al., 1994

Alors que la figure suivante, illustre la variation des données.

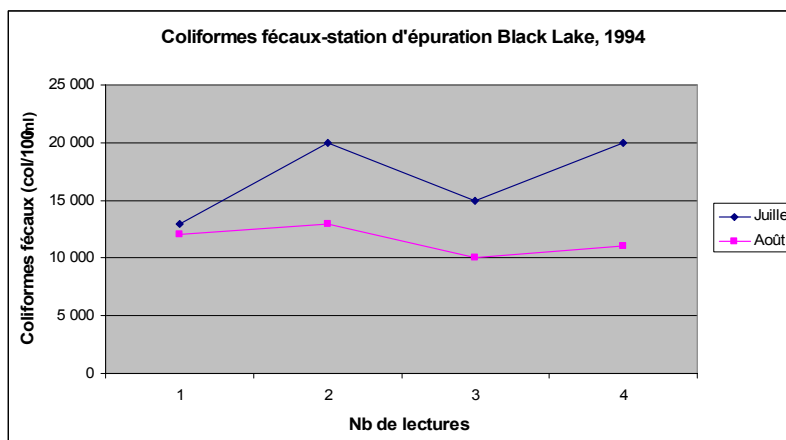


Figure 2.5 – Coliformes fécaux, station d'épuration des eaux, Black Lake, 1994.

Il est à noter que le ministère de l'Environnement n'exige pas de désinfection des eaux usées. S'il devait le faire, le critère de rejet serait de 5 000 col/100mL. Or, étant donné que la désinfection n'est pas exigée elle n'est pas donc pas réalisée mais les concentrations sont tout de même mesurées et peuvent même parfois atteindre 100 000 col/100mL. (source : communication personnelle avec M. D Lapointe, 2006).

2.1.3 Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension (MES) sont de particules solides de plus de 1 micron (1 μm) de diamètre présentes dans l'eau. Elles peuvent être d'origine organique ou inorganique (vivante ou inerte). Les MES donnent un indice de la pollution de l'eau et influent directement sur la transparence de l'eau, en changeant la coloration et le turbidité de l'eau.

Les critères de qualité des MES sont présentés au tableau suivant.

Tableau 2.6 – Critère de qualité pour les MES (mg/L) - MDDEP

PROTECTION DES ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES ET DES ASPECTS ESTHÉTIQUES	
MES/ mg/L	Explication
PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (TOXICITÉ AIGÜÈ) 25 (CCME, 1999)	Ce critère permet une augmentation maximale de 25 mg/L par rapport à la concentration naturelle
PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (EFFET CHRONIQUE) 5 (CCME, 1999)	Ce critère permet une augmentation moyenne de 5 mg/L par rapport à la concentration naturelle

Source : site internet du MDDEP

Le tableau suivant présente les concentrations de matières en suspension (MES) prises à deux stations (#3 et #MS 4), de 1997 à 2004.

Tableau 2.7 – Concentration de MES/100 ml, de 1997 à 2004, lac William

Année	Mois	Station		moy.	max.	min.
		3	MS 4			
1997	août	11	2	7	11	2
	octobre	4	1	3	4	1
1998	août	12	1	7	12	1
	octobre	9	14	12	14	9
1999	août	17	1	9	17	1
	octobre	1	1	1	1	1
2000	août	1	1	1	1	1
	octobre	10	1	6	10	1
2001	août	6	3	5	6	3
	octobre	55	3	29	55	3
2002	août	9	3	6	9	3
	octobre	8	1	5	8	1
2003	août	10	2	6	10	2
	octobre	4036*	3	3	3	3
2004	août	9	2	6	9	2
	octobre	7	2	5	7	2
	moy.	11	3			
	max.	55	14			
	min.	1	1			

* cette valeur a été exclue du calcul de la moyenne

La figure suivante illustre les concentrations de MES moyennes et maximales pour les deux stations d'échantillonnage, de 1997 à 2004.

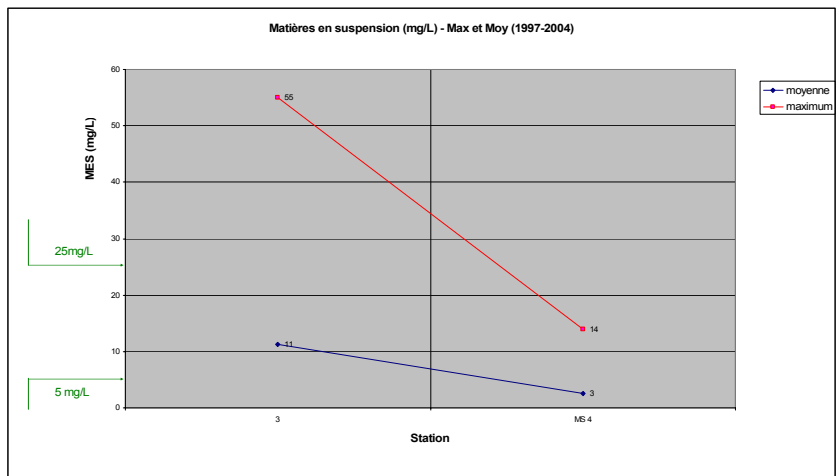


Figure 2.6 – MES, valeurs moyennes et maximales selon la station d'échantillonnage.

De plus, la figure ci-dessous illustre la variation des MES (moy. et max.) pour chacune des stations, dans le temps (de 1997 à 2004).

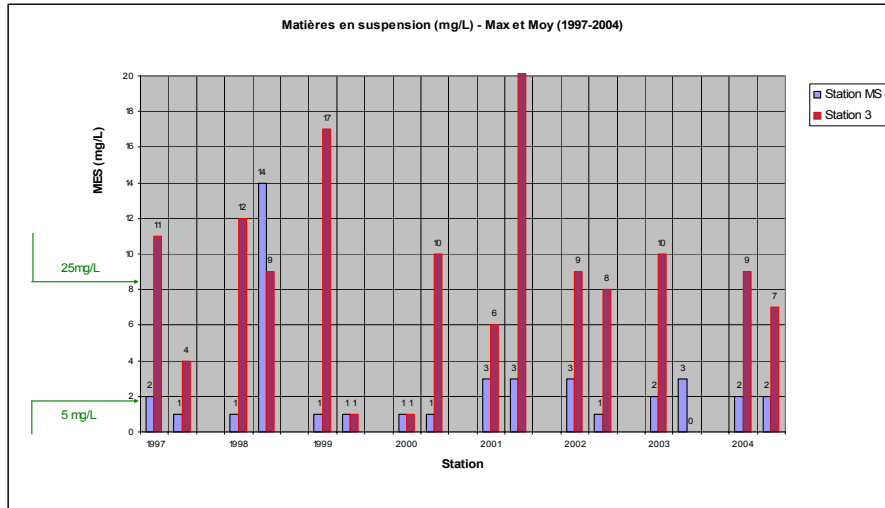


Figure 2.7 – MES, variations de moyennes et maximales selon le temps.

Enfin, la figure ci-dessous illustre la localisation des valeurs problématiques pour chaque point de mesure.



Figure 2.8 – Illustration des stations avec fortes concentrations de MES.

Par ailleurs, en 1994 l'équipe de M. Raymond Gagnon a effectué d'autres mesures de matières en suspension et ce, à diverses localisations. Les résultats sont présentés au tableau ci-dessous. Il est important de noter que les numéros des stations d'échantillonnage ne correspondent pas aux numéros indiqués précédemment, car les données ont été prises par une autre équipe de travail. (voir la figure 2.10 pour localisation des stations).

Tableau 2.8 – Concentration de MES/100 ml, de 1994, lac William

Année	Mois	Station										moy.	max.	min.
		1	2	3	4e*	4h	5	6	7e	7h	8			
1994	08-juil	0.5	0.5	15.3	2.8		1.6	2.0			2.7	3.6	15.3	0.5
	19-juil	0.8	0.1	16.8	1.6	5.6	5.0	2.3	2.4	29.7	3.6	6.8	29.7	0.1
1994	02-août	0.4	0.8	23.6	3.0	32.2	2.2	2.1	2.8	14.2	3.9	8.5	32.2	0.4
	17-août	0.5	0.5	33.5	3.0	63.4	2.4	8.5	1.7	52.9	2.4	16.9	63.4	0.5
	moy.	0.6	0.5	22.3	2.6	33.7	2.8	3.7	2.3	32.3	3.2			
	max.	0.8	0.8	33.5	3.0	63.4	5.0	8.5	2.8	52.9	3.9			
	min.	0.4	0.1	15.3	1.6	5.6	1.6	2.0	1.7	14.2	2.4			

e: en surface
h: en profondeur

Source : Gagnon et al., 1994

La figure suivante illustre la variation des valeurs moyennes et maximales des concentrations de MES selon les stations d'échantillonnage.

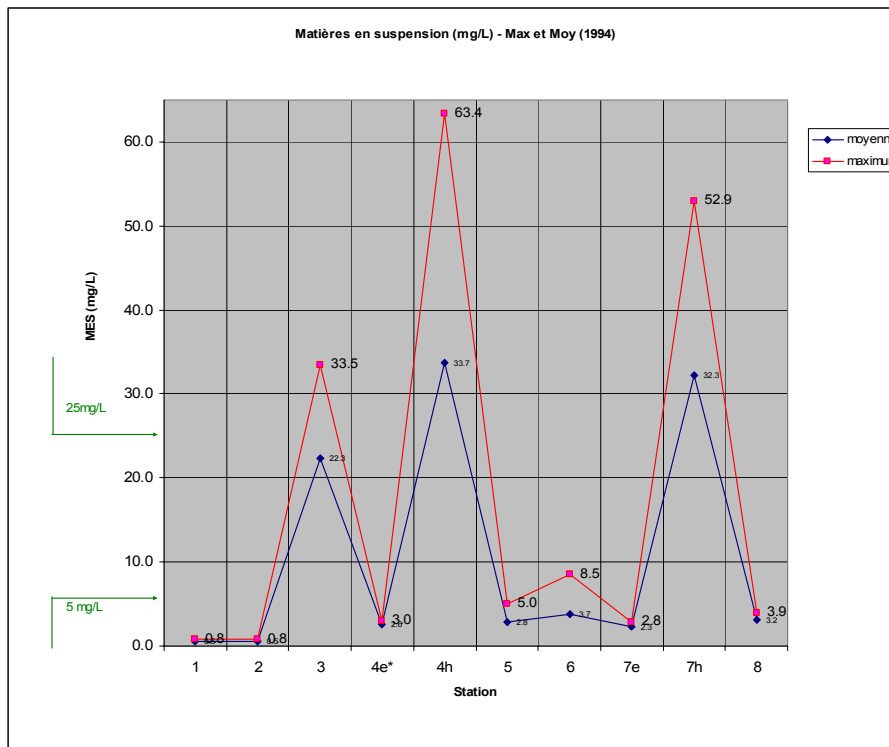


Figure 2.9 – MES, valeurs moyennes et maximales selon la station d'échantillonnage.

La figure ci-dessous illustre la localisation des stations d'échantillonnage ainsi que les points le plus critiques.

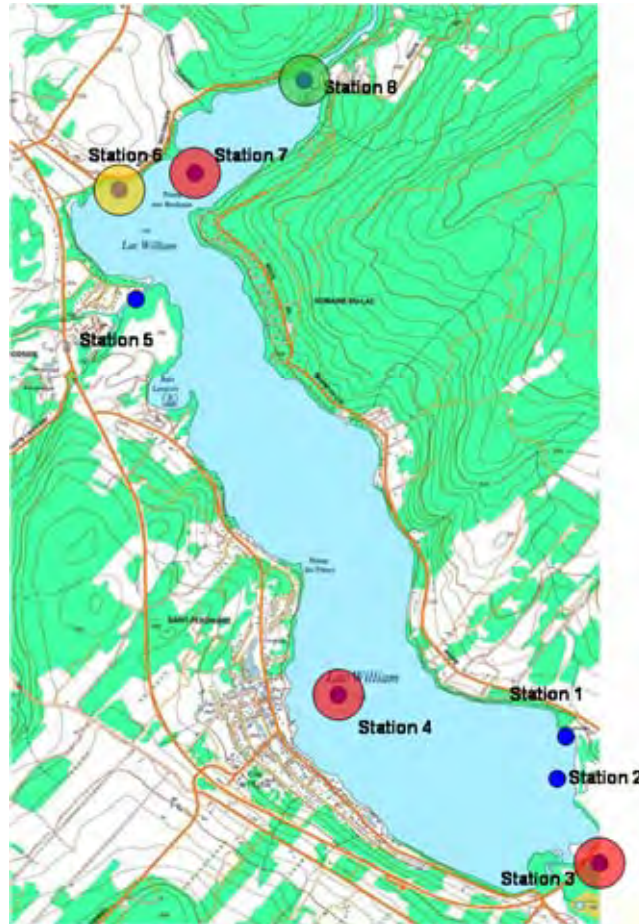


Figure 2.10 – Illustration des stations et des fortes concentrations de MES.

On remarque que les valeurs les plus élevées coïncident entre les deux séries d'analyse (Biolab 1997-2004 et Gagnon et Al. 1994), soit l'embouchure de la rivière Bécancour et la station localisée dans la fosse de l'extrémité nord du lac (#MS4 pour Biolab et #7 pour Gagnon). Il est par ailleurs intéressant de remarquer que les MES mesurées à la station #8 (ci-dessus) sont relativement faibles, ce qui tend à confirmer que le lac joue le rôle de bassin de sédimentation, c'est-à-dire que la majeure portion des MES a sédimenté avant d'atteindre l'embouchure du lac (station #8).

2.1.4 Cote trophique

La cote trophique d'un lac permet d'évaluer globalement son stade de vieillissement. Élaboré par le ministère de l'Environnement à la fin des années 70, la cote trophique est calculée à partir d'une équation permettant de déterminer, à l'aide de différents paramètres, l'état trophique d'un lac et de la classer selon une échelle variant de 1 à 10, où 10 étant la valeur la plus élevée représentant un lac vieux et riche en contaminants. La cote trophique est fonction des paramètres suivants : l'oxygène dissous, la transparence, la profondeur et le poids sec de seston⁷.

Le tableau ci-dessous décrit l'état d'un lac selon sa cote trophique.

Tableau 2.9 – Cote trophique d'un lac

Cote	État
0 à 3.75	Oligotrophe
3.75 à 7.5	Mésotrophe
7.5 et +	Eutrophe

Dans un rapport publié en 1980 par le ministère de richesses naturelles, le lac William s'est vu attribué la cote de 8, caractéristique d'un lac eutrophe. Par la suite, la cote trophique a varié selon les années, sans toutefois se maintenir à un niveau mésotrophe.

Tableau 2.10 – Cote trophique du lac William

Année	Cote trophique	État
1976		mésotrophe
1980	8	eutrophe
1994	6.4	mésotrophe
1995	8.6	eutrophe

L'annexe 8 présente une description plus complète de l'eutrophisation d'un lac ainsi qu'une illustration du phénomène.

⁷ Le poids sec de seston est une mesure de la quantité de particules de diamètre supérieur à 80 µm en suspension dans l'eau. On peut la considérer comme une mesure représentant la biomasse planctonique.

2.1.5 Températures et pH

En ce qui a trait à la température de l'eau d'un lac, la stratification thermique est un phénomène naturel. Les lacs ont en général deux stratifications thermiques par année, soit une en été et une en hiver. Ainsi, au printemps lors de la fonte des glaces les eaux à la surface sont réchauffées par la radiation solaire et il arrive alors un moment où l'eau à la surface soit à la même température que l'eau en profondeur. Il se produit alors un brassage (retournement, dont le phénomène est expliqué et illustré à l'annexe 2) de l'eau alors que l'eau du fond migre vers la surface et l'eau de surface migre vers le fond. Ce brassage est de courte durée car l'eau de surface continue son réchauffement, par l'effet du soleil. L'eau froide plus dense demeure au fond, il y a donc stratification thermique qui va durer jusqu'à l'automne. Ainsi plus on descend dans la colonne d'eau, plus la densité augmente, plus la température de l'eau diminue et plus la concentration en oxygène augmente, car on sait que la solubilité d'un gaz (oxygène) dans un milieu aqueux est inversement proportionnelle à la température du mélange. Le profil de température selon des données de 2004 est illustré à la figure suivante, alors que le tableau des données est présenté à l'annexe 4.

pH

Des profils de pH de l'eau, selon la profondeur, ont été effectués à l'été 2004 pour une équipe de l'Université de Montréal (données obtenues par l'intermédiaire de la Municipalité de St-Ferdinand). Les valeurs indiquent un pH relativement stable dans toute la colonne de l'eau avec une valeur moyenne de 6.64. Les valeurs varient entre 6.22 et 8.21, alors que le critère de protection de la vie aquatique, tel que spécifié par la Ministère de l'Environnement, le pH de l'eau devrait varier entre 6.5 et 9. Par ailleurs, des données de 1976, 1979 et 1994, démontrent également des valeurs de pH relativement neutre avec des écarts respectifs de 7.3 à 7.7 ; 6.4 à 8.2 ; 6.7 à 9.6. Donc, ce paramètre ne semble pas causé problème à la qualité de l'eau du lac William.

La figure suivante illustre les profils de températures et de pH dans la colonne d'eau en 2004⁸.

⁸ Le tableau résumant les données est présenté à l'annexe 4.

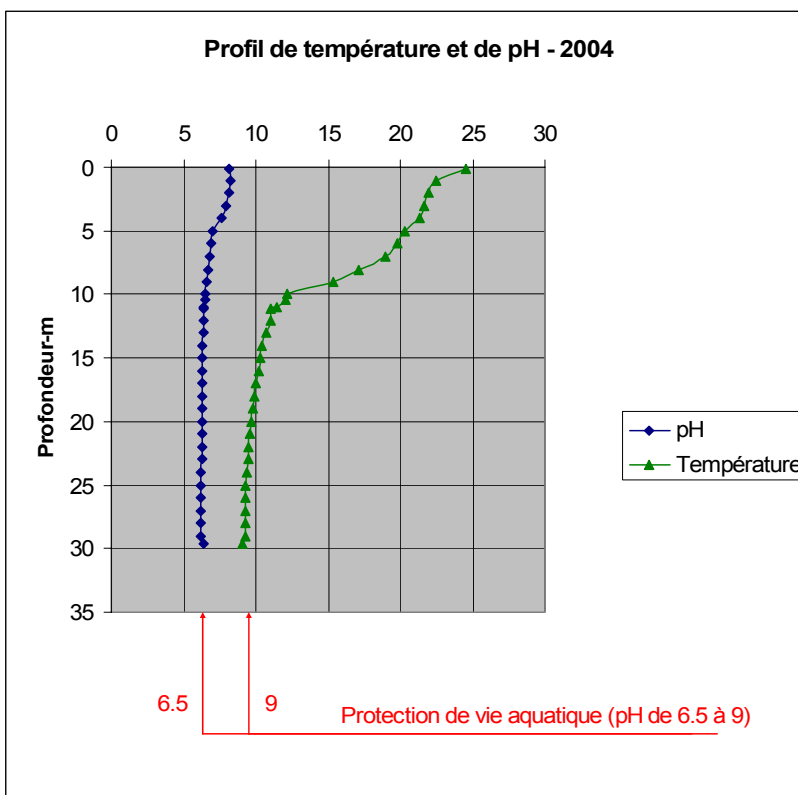


Figure 2.11 – Profils de température et de pH – été 2004

Des données historiques datant de 1972 et de 1974, présentaient des mesures de pH variant de 7.4 à 9.4 environ. Donc, le pH semble relativement stable depuis plusieurs années.

2.1.6 Cyanobactéries (algues bleues)

Les cyanobactéries, qui sont aussi appelées cyanophycées ou algues bleu vert, sont microscopiques et présentent à la fois certaines caractéristiques des bactéries (telle l'absence de membrane dans leur cellule) et des algues (telle la photosynthèse). Les fleurs d'eau (blooms) de cyanobactéries résultent de la prolifération excessive de leur communauté. En général, les fleurs d'eau sont visibles de la surface du milieu aquatique affecté. Leur apparence diffère selon les conditions environnementales et les espèces de cyanobactéries. Ces fleurs d'eau peuvent ressembler notamment à une *soupe* ou à un déversement de peinture (écume). Ces fleurs d'eau sont principalement vertes ou turquoise.

Bien que les fortes concentrations de phosphore soient le principal responsable de la formation et du maintien des fleurs d'eau de cyanobactéries, d'autres facteurs peuvent également influencer leur développement, dont l'ensoleillement, la température, le pH ainsi que les eaux stagnantes. (source : MDDEP).

Le lac William a fait l'objet d'un suivi de la présence des cyanobactéries de 2001 à 2003 par le MENV. La municipalité de Saint-Ferdinand a collaboré pour les activités sur le terrain. Des espèces de cyanobactéries susceptibles de produire des hépatotoxines ou des neurotoxines y ont été identifiées. Pour certaines dates et stations, des abondances de cyanobactéries totales dépassaient, selon les cas, les seuils d'alerte de premier ou de deuxième niveau de l'Organisation mondiale de la santé (OMS). De l'écume a été observée, ce qui correspond au non-respect du seuil d'alerte le plus important (troisième niveau) de l'OMS. Ces seuils permettent d'évaluer les risques associés aux activités de contact avec l'eau (baignade). Seulement un faible pourcentage d'échantillons affichait des concentrations de microcystine-LR totale dépassant la recommandation de Santé Canada de 1,5 µg/l. Cette recommandation est applicable à l'eau du robinet (donc après traitement) pour une consommation d'eau journalière à long terme. Cette recommandation est donc trop sévère pour des eaux de baignade.

Mais le phénomène de fleurs d'eau n'est pas récent pour le lac William. Dans un rapport émis en 1977, le ministère de l'Environnement de l'époque (qu'on appelait le service de protection de l'Environnement) signalait la présence de fleurs d'eau. De plus en 1980, dans un rapport émis par le ministère des Richesses Naturelles, on indique que les fleurs d'eau sont présentes sur presque toute la surface de l'eau et ces dernières semblaient présentes toute l'été, étant donné que le poids sec de seston était déjà très élevé dès le mois de mai. Des données nous indiquent qu'il y avait également un bloom d'algues en 1994.

Trois niveaux de normes de cyanobactéries sont définis par l'OMS.

- 1) 20 000 cellules /ml : Risque pour la santé, informes les baigneurs et les responsables du plan d'eau
- 2) 100 000 cellules /ml : Restreindre la baignade et intensifier les activités de surveillance
- 3) Écume : Éviter tout contact avec l'écume, interdire la baignade et intensifier les activités de surveillance.

À l'été 2002 (le 22 août), des concentrations de l'ordre de 138 000 cellules /ml ont été enregistrées, atteignant ainsi un seuil dangereux pour la santé des usagers de l'eau.

L'été 2006 fut une année spectaculaire au niveau des cyanobactéries au Québec. En effet, plusieurs lacs de la province ont fait la manchette au cours l'été 2006 avec la présence de cyanobactéries, entres autres les lacs suivants : grand lac Saint-François (région de Thetford Mines), Saint-Charles (région de Québec), Saint-Joseph (région de Québec), Massawippi (Estrie), Memphrémagog (Estrie), Magog (Estrie), Waterloo, Boivin, Roxton, Selby, Bromont, Brome, Champlain.

Au cours de l'été 2006, le lac William a connu très peu d'épisodes de bloom d'algues et de cyanobactéries et ceux-ci ont été d'intensité plutôt réduite.

Il est toutefois important de noter que la présence de cyanobactéries compromet sérieusement les activités aquatiques sur un plan d'eau, étant donné le risque qu'elles représentent pour la santé humaine. De plus, il est documenté que les résidences riveraines d'un lac de villégiature qui connaît régulièrement des épisodes de cyanobactéries subissent une baisse de leur évaluation foncière, et par conséquent les municipalités en subissent également les conséquences au niveau des revenus fonciers à la baisse.

2.1.7 Oxygène dissout

Pour ce qui est de l'oxygène dissout dans l'eau, comme son nom l'indique, représente l'oxygène qui se retrouve en solution dans l'eau. Ce paramètre reflète l'équilibre entre la production et la consommation d'oxygène. L'oxygène est apporté au milieu (lac) par les apports atmosphériques (échanges entre l'eau et l'air atmosphérique) et par la photosynthèse des végétaux (le jour) alors que la consommation d'oxygène est représentée par la respiration des organismes vivants et la dégradation de la matière organique. De façon générale, on doit mesurer les concentrations d'oxygène à la fin de l'été, car la régénération en oxygène s'effectue deux fois l'an, soit à l'automne et au printemps lors de la période de retournement du lac⁹. Des mesures de concentration en oxygène dissout ont été prises à l'été de 2004.

⁹ Le phénomène de retournement d'un lac est décrit à l'annexe 2.

La figure suivante résume les données prises en juillet, août et septembre 2004¹⁰.

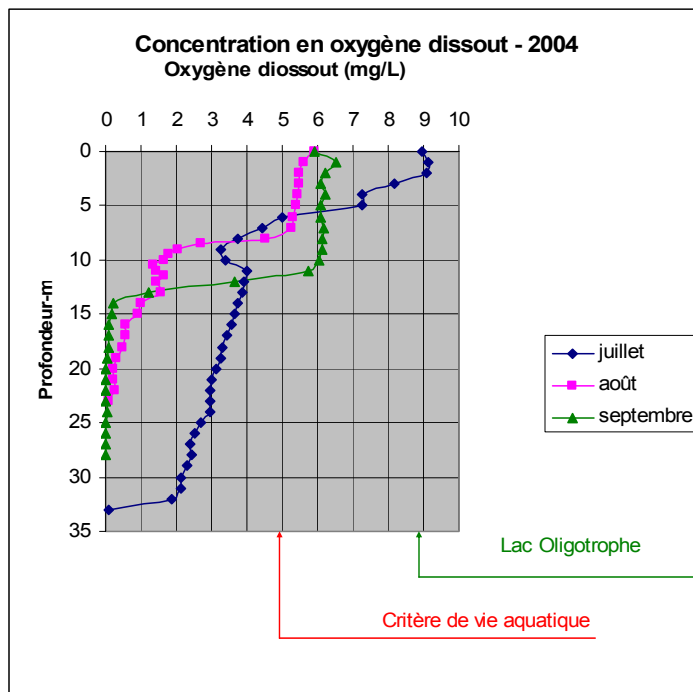
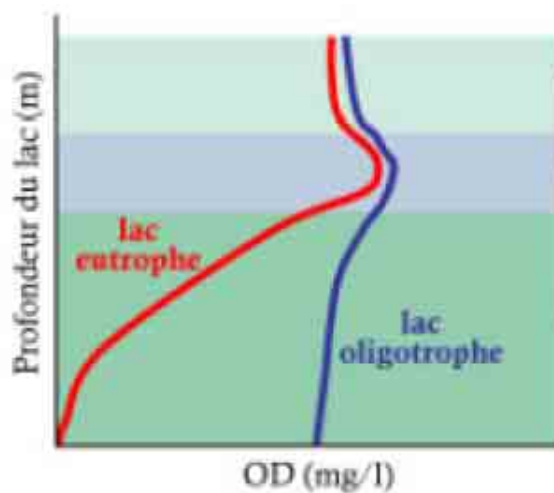


Figure 2.12 – Concentration d’oxygène dissout - 2004



source : Le Rappel, www.rappel.qc.ca

Figure 2.13 – Profil théorique de l’oxygène dissout.

¹⁰ Le tableau résumant les données est présenté à l’annexe 4.

2.2 Profil géographiques des données

En analysant la description hydrologique du bassin versant du lac William (section 1.4), on peut facilement constater que la rivière Bécancour représente le tributaire majeur du lac William. En effet, le lac y tire environ 85% de son débit total. Il est donc normal de s'attendre à ce que l'embouchure de la rivière Bécancour soit le point le plus critique au niveau des sources de contaminants.

Avec les résultats d'analyses de divers paramètres (chapitre 2), on remarque très rapidement, par l'examen des figures 2.1, 2.2, 2.3, 2.4, 2.6, 2.7, 2.8 et 2.10 que la station d'échantillonnage #3 (localisé à l'embouchure de la rivière Bécancour) présente quasi systématiquement les concentrations les plus élevées des paramètres mesurés.

Par ailleurs, les fosses du lac (les zones les plus profondes du lac, représentées par les stations #4 et MS 4) sont des endroits où les concentrations mesurées sont également très élevées. Ce qui tend à confirmer que le lac agit comme « bassin de sédimentation », où les contaminants s'accumulent dans les portions profondes du plan d'eau.

De plus, on peut remarquer que les stations #5, 6 et 12 (localisées à l'embouchure de rivières/ruisseaux, voir figures 2.2, 2.4 et 2.10) alimentent également le lac en sources de contaminants.

Finalement, à la station #11, comme l'indique les figures 2.3 et 2.4, on remarque également des concentrations dépassant les critères de baignade. Cette station est localisée en face du manoir du lac William, où une pisciculture est en opération depuis 1992.

2.3 Indice historiques des données

Dans l'histoire récente du lac, il est pertinent de souligner certaines dates importantes. Les événements marquants suivants sont susceptibles d'avoir eu et d'avoir un impact sur la qualité de l'eau du lac William.

1981 : C'est le début des activités de la Pisciculture de lac William, située entre les rivières Fortier et Larose, dans le secteur ouest du lac. Selon plusieurs rapports antérieurs, dont celui de Morin publié en 2005 (portrait du BV de la rivière Béancour), la pisciculture du lac William était un facteur non négligeable de pollution du lac.

1985 : Épuration des eaux usées à Saint-Ferdinand. Début des opérations de la station d'épuration des eaux usées de Saint-Ferdinand située en aval du lac William. Avant cette, les eaux usées domestiques de Saint-Ferdinand et de l'hôpital St-Julien ne subissaient aucun traitement et étaient déversées directement au lac William.

1986 : Épuration des eaux usées, Thetford Mines. Début des opérations de la station d'épuration des eaux usées de la Haute-Béancour située à Black Lake. Cette usine d'épuration traite les eaux usées des villes (aujourd'hui fusionnées) de Black Lake, Thetford Mines, Roberstonville et Rivière-Blanche. Avant cette date, les eaux usées domestiques n'étaient pas traitées et étaient acheminées à la rivière Béancour.

1992 : Début des opérations à la pisciculture Pourvoy'air, située en face du Manoir du Lac William. Cette pisciculture, dont le point de rejet est le lac William, possède un certificat d'autorisation émis par le Ministère de l'Environnement en 1992.

1995 : Les eaux de lixiviation du site d'enfouissement sanitaire de Robertsonville ne sont traitées que depuis 1995. Avant cette date, aucun traitement n'était effectué et le lixiviat était « traité » par atténuation naturelle.

2000 : Fin des opérations à la pisciculture du lac William.

3. DIAGNOSTICS

Cette section propose une analyse sommaire des résultats présentés à la section 2.1.

3.1 Matières fertilisantes (phosphore total)

En référence à la figure 2.1, on remarque que les plus hautes concentrations de phosphore totales dans le lac William sont présentes à l'embouchure de la rivière Bécancour (station #3) et également dans la fosse près de l'embouchure du lac (station #MS4). Les valeurs maximales et valeurs moyennes sont nettement au-delà du critère de qualité pour phosphore total, selon le MDDEP, qui est de 0.02 mg/L, alors que la compilation des résultats (tableau 2.2) indique une valeur moyenne entre 1998 et 2004, de l'ordre de 0.24 mg/L pour la station #3. Comme l'illustre la figure 2.2 (avec l'utilisation de points de couleur rouge et jaune), les stations les plus problématiques sont, pas ordre d'importance, les stations 3, MS4, 12 et 11. C'est donc dire que la rivière Bécancour, malgré les efforts d'assainissement des eaux usées domestiques, est la principale source de phosphore du lac William. Ainsi, selon un rapport de 2005 (Laforest, 2005), l'agriculture en amont du lac William contribuerait pour environ 6% de sa charge de phosphore, alors que la station d'épuration des eaux usées de la ville de Black Lake, contribuerait pour environ 14% de la charges de phosphore. Il est toutefois important de noter que dans un rapport émis en 1999 par le ministère de l'Environnement (Légaré, 1999), que le traitement des eaux usées de la Haute-Bécancour aurait contribué à réduire de 50% les charges de phosphore au lac William. Dans ce même rapport, on y indique que les quantités de phosphore accumulés dans les sédiments du lac William, à la suite d'une pollution intensive des années 70 et 80, sont susceptibles de contribuer à la prolifération de blooms d'algues, par le relargage du phosphore sédimentaire.

3.2 Coliformes fécaux

Tel que décrit au paragraphe 2.1.2, les coliformes fécaux proviennent des matières fécales d'origine humaine ou animal. Comme l'indiquent les figures 2.3 et 2.4, les stations #1, 3, 5 et 11 présentent les concentrations de matières fécales les plus élevées. Pour les stations #1 et 5, étant donné la faible densité humaine en amont de ces rivières (Fortier et Chainey), il semble que l'agriculture pourrait être responsable des valeurs élevées. Pour la station #11, localisée en face du manoir du lac William, les soupçons pourraient portés vers la pisciculture Pourvoy'air. Finalement, les fortes concentrations de coliformes fécaux mesurées à la station #3

(embouchure de la rivière Bécancour), les déversements périodiques de la station d'épuration des eaux usées de la Haute-Bécancour (Black Lake) en seraient responsables, surtout que comme l'indique la figure 2.5, les concentrations très élevées de coliformes fécaux ont été mesurées à la sortie de la station en 1994.

3.3 Matières en suspension (MES)

En ce qui a trait aux matières en suspension (MES), deux séries de données ont été analysées. Une première série, selon des données fournies par la Municipalité de St-Ferdinand (prises d'échantillons depuis 1997 par le laboratoire Biolab) et une seconde série de données effectuées en 1994 par l'équipe de M. Raymond Gagnon. Comme l'indiquent les figures 2.6, 2.7, 2.8, 2.9 et 2.10, il y a concordance entre les séries de données, soit des valeurs maximales de MES à l'embouchure de la rivière Bécancour et dans les fosses (parties profondes du lac). Les conséquences des matières en suspension sont nombreuses et influent sur les propriétés de l'eau ainsi que sur les organismes vivants. En effet, les MES contribuent à augmenter la turbidité de l'eau, à réduire la pénétration lumineuse, à réduire la transparence de l'eau, à augmenter la température de l'eau (les MES absorbant les rayons solaires) et à réduire le taux d'oxygène dissout dans l'eau. Les MES affecteront également les organismes vivants en obstruant les branchies des poissons, réduisant leur visibilité, augmentant l'envasement des fonds (destruction de certains habitats) et en réduisant l'abondance et la diversité des poissons. En analysant les valeurs moyennes des tableaux 2.6, 2.7 et 2.8, on remarque que les données dépassent le critère de qualité établi par le MDDEP pour ce paramètre, avec des effets chroniques sur la vie aquatique. Ainsi, les MES représentent un problème pour le lac William. Par contre, il s'agit d'un aspect sur lequel il est possible d'avoir un contrôle par la mise en application de diverses mesures susceptibles de réduire l'apport de sédiments dans les affluents du lac et dans le lac lui-même. Parmi ces mesures, on compte la gestion écologique des fossés (tel que décrit à l'annexe 9), le maintien et le rétablissement des bandes riveraines (annexe 6), le contrôle de l'érosion lors de travaux de construction en bordure du lac ou des affluents.

3.4 Cote trophique

Comme l'indique le tableau 2.10, la cote trophique du lac William est, selon les plus récentes données (1995), à environ 8.6, bien qu'elle était à 6.4 en 1994. Ainsi, bien que le lac soit classé eutrophe, certaines données semblent indiquer que la situation ne serait pas si désespérée, car la cote trophique semble varier entre l'état eutrophe et mésotrophe (l'annexe 8 présente une description de l'eutrophisation d'un lac). Toutefois, chose certaine, l'état du lac William n'est certainement pas oligotrophe, alors qu'il s'agit de l'objectif ultime à atteindre. Tel que mentionné au paragraphe 2.1.4, la cote trophique d'un lac permet d'en évaluer son stage de vieillissement. C'est pourquoi des données plus récentes permettraient de connaître avec plus de précision l'état trophique du lac William.

3.5 Température et pH

Température

La figure 2.11 illustre la variation de la température de l'eau selon la profondeur de la colonne d'eau (selon des données de 2004). Par ce profil de température, on peut voir que l'eau en profondeur est relativement froide, autour de 8-10°C, par contre les températures de surfaces, tel que mesurées en juillet 2004, sont relativement chaudes à près de 25 °C. Bien que les chaudes températures de l'eau soient agréables pour la baignade et les sports nautiques, elles sont tout de même peu profitables pour la santé d'un lac. La concentration en oxygène dissout étant moindre dans des eaux plus chaudes et les blooms d'algues sont plus susceptibles de survenir dans des eaux plus chaudes, comme l'indique également l'annexe 1.

Par ailleurs, le seul moyen de contrôle disponible pour réduire la température de l'eau est le maintien des bandes riveraines. À cet égard, l'annexe 6 présente l'importance du maintien des bandes riveraines, autant pour un lac que pour une rivière. Il est donc primordial de maintenir et/ou de rétablir l'intégrité des bandes riveraines et ce autant pour le lac William que pour ses tributaires.

pH

Tel qu'indiqué au paragraphe 2.1.5 et illustré à la figure 2.11, le critère de protection de la vie aquatique du pH de l'eau se situe en 6.5 et 9. Certains lacs du Nord-Est du Québec (principalement au Nord du fleuve St-Laurent) présentent des problèmes importants d'acidité. Selon des données historiques datant de 1972, 1974, 1976, 1979, 1994 le pH du lac William se

situait à cette époque entre 6.4 et 9.6 environ. Par ailleurs, les données prises en 2004 par une équipe de l'Université de Montréal, indiquent que le pH du lac William variait de 6.22 à 8.21, avec comme moyenne arithmétique de 6.64, soit à l'intérieur des critères du MDDEP (6.5 à 9.0). Ainsi, selon l'historique des données disponibles, (1972, 1974, 1976, 1979, 1994 et 2004), leur constance démontre que la situation demeure stable et non problématique. Donc, le lac William ne fait pas face à des problèmes d'acidité.

3.6 Cyanobactéries

Le problème de cyanobactéries a fait les manchettes au cours de l'été 2006 avec des signalements importants sur plusieurs lacs de la province, comme on peut le lire au paragraphe 2.1.6. Le lac William a quasi été épargné en 2006 avec très peu de blooms d'algues. Toutefois, le lac William a un historique très bien rempli au niveau des cyanobactéries. En effet leur présence (et bien souvent leur abondance) a été signalée depuis nombres d'années. On parle effectivement de présence de cyanobactéries en 1976, 1977, 1979, en 1980 sur presque toute la surface de l'eau et leur présence semblait durer tout l'été. Les données indiquent également leur présence en 1994, 1995, 2001, 2002, 2003. Bref, les cyanobactéries sont présentes au lac William depuis très longtemps. Par contre, il semble y avoir une amélioration depuis les années '80, entre autre depuis les projets d'épuration des eaux usées de St-Ferdinand et de Black Lake, donc le lac montre définitivement des signes d'améliorations à ce niveau-là.

Il est important de rappeler, tout comme l'indique entre autre l'annexe 1, que la réduction des apports de phosphore est la meilleure méthode de lutte contre les cyanobactéries. Des photographies de cyanobactéries sont présentées à l'annexe 8.

3.7 Oxygène dissout

Les données des concentrations en oxygène dissous sont présentées au paragraphe 2.1.7. Très peu de données étant disponibles, ainsi uniquement des données de 2004 y sont présentées. Comme l'indique le profil de l'oxygène dissout de la figure 2.12 selon le colonne d'eau (profondeur) et la période de l'année, on peut y remarquer que le profil des concentrations est plus faible en septembre qu'un juillet, démontrant ainsi la consommation de l'oxygène servant à la dégradation de la matière organique. Alors que la figure 2.13 illustre ce que devrait être le

profil théorique de l'oxygène dissout pour un lac en parfaite santé (oligotrophe vs eutrophe). Ainsi, le profil de la figure 2.12 illustre clairement la caractéristique d'un lac eutrophe. On sait par ailleurs que le renouvellement de l'oxygène de l'eau se fait en grande partie lors des brassages bi-annuels (printemps et automne) de l'eau lors des retournements (annexe 2). Donc, le taux d'oxygène dissout ne peut être amélioré directement mais bien indirectement car il s'agit d'un paramètre qui réagit (digestion de la matières organiques) en fonction des paramètres présents dans la colonne d'eau (matières organiques). Enfin, une mise en garde doit être apportée contre les tentations éventuelles d'installer un système de brassage artificiel de l'eau dans le but d'y apporter un apport d'oxygène. L'annexe 12 présente un aperçu de ces systèmes et leur mise en garde.

3.8 Impacts potentiels des embarcations motorisées

Ce serait une erreur de sous-estimer les impacts que peuvent avoir les embarcations motorisées sur le lac William. Plusieurs indices amènent à penser que les embarcations pourraient jouer un rôle plus nocif qu'on pourrait l'imaginer. Comme l'indique l'annexe 5, les embarcations motorisées, en plus d'émettre certains polluants dans l'eau, contribuent à la perturbation du milieu par leurs effets mécaniques dans la colonne d'eau et sur les berges. Les hélices de moteurs sont très efficaces pour couper les herbiers et ainsi permettre la prolifération des plantes aquatiques. À la fin de l'annexe 5, on présente une figure illustrant l'impact qu'une embarcation munie d'un moteur de 50hp impose au plan d'eau, en affectant (brassage) la colonne d'eau sur 4.6m, soit toute la surface orangée de la figure. Par ce brassage de la colonne d'eau, cela contribue à remettre en suspension des sédiments, dont une augmentation des MES. Les paragraphes précédents font justement état des effets nocifs des MES sur un plan d'eau. Par ailleurs, on sait qu'une portion du phosphore total est encapsulée dans les sédiments, ce qu'on appelle le phosphore sédimentaire (voir cycle du phosphore à l'annexe 1). Or ce phosphore sédimentaire, lorsque remis en suspension dans la colonne d'eau, redevient disponible pour la croissance des plantes. Ainsi, alors qu'un moteur de 50hp affecte négativement la colonne d'eau sur 4.6m, alors on est en droit de se demander les effets que pourront imposer des moteurs 100, 150 ou 200hp sur la colonne d'eau? Il y a fort à parier que la portion orangée de la figure de l'annexe 5 soit en réalité beaucoup plus grande. Bien qu'il ne s'agisse que d'une hypothèse car les données scientifiques n'existent pas pour des moteurs de plus de 50hp, toutefois il serait logique de supposer que l'impact des moteurs à grosse cylindrée

soit à tout le moins proportionnel à leur puissance. On sait également qu'un brassage de toute la colonne d'eau est effectué naturellement deux fois par année lors du retournement du lac (voir annexe 2). Ainsi, il est fort probable que les embarcations motorisées auraient pour effet de brassage une bonne partie de la colonne d'eau et ce, durant tout l'été.

4. ACTIONS PRIORITAIRES

Cette section traite de suggestions quant aux actions à prendre à courts et moyens termes, en vue d'améliorer globalement la qualité de l'eau du lac William. Elle est subdivisée en deux parties, soit les actions par les résidents/usagers et par les municipalités concernées. Comme la gestion intégrée d'un bassin versant implique des actions concertées, il est probable que le Comité de gestion mis en place pourrait prioriser les actions dans un ordre autre que proposé ci-dessous.

4.1 Résidents et usagers

Cette section sera subdivisée selon les 4 sous-groupes suivants :

Riverain : résidents demeurant sur les rives du lac

Résident de proximité : résidents demeurant à proximité du lac William, par exemple sur une rue secondaire

Résident de voisinage : citoyens demeurant occasionnellement à St Ferdinand (par exemple visiteurs, etc.)

Usager : citoyens et/ou visiteurs pratiquant une activité nautique quelconque

4.1.1 Actions 0-5 ans

1) Mise en place du plan de travail - gestion intégrée du lac William.

En étroite collaboration avec la Municipalité (Saint-Ferdinand principalement et autres municipalités également), de l'association des gens d'affaires et autres acteurs au besoin, participer activement à la mise en place du plan de travail pour une gestion intégrée du lac William, tel que présenté à l'annexe 10. Ce mode de gestion est tiré du modèle de gestion à l'échelle des bassins versants des principales rivières au Québec. La rédaction du présent portrait ne représente que la première étape du modèle de gestion suggéré. Il est à noter également que l'organisme *Rappel* propose un programme similaire (le programme *SAGE* pour Schéma action globale de l'eau) et simplifié auquel plusieurs associations de riverains y participent (www.rappel.qc.ca).

2) Sensibilisation

Le comité des Riverains devrait maintenir son leadership dans la protection du lac William, avec entres autres diverses activités de sensibilisation. Parmi celles-ci, on compte :

- a) Réduction des matières fertilisantes : viser à réduire l'utilisation des engrais organiques et chimiques, principalement pour les riverains mais également pour les résidents de proximité. Il serait important et opportun de bien sensibiliser les résidents que les excès de phosphore, principalement sous forme de phosphates, est l'un des principaux facteurs d'eutrophisation d'un lac. (voir annexe 1 pour cycle de phosphore).

Promouvoir l'utilisation de produits nettoyants non composés de phosphates, car ceux-ci ne sont pas dégradés dans le processus des traitements des eaux usées par fosses septiques et champs d'épuration. Ainsi, ces phosphates rejoignent le plan d'eau et contribuent à la prolifération de plantes aquatiques (processus d'eutrophisation).

- b) Protection et aménagement des berges : poursuivre la sensibilisation auprès de riverains quant à l'importance de maintenir et réhabiliter les berges. L'annexe 6 présente l'importance des bandes riveraines, alors que l'annexe 11 présente des photographies aériennes démontrant, à certains endroits, l'artificialisation des berges.

S'assurer que de la bande riveraine de 10m (15m selon la pente de terrain) demeure sans construction.

Offrir l'information nécessaire (dépliants tels que disponible auprès du Rappel) à la revégétalisation des berges.

- c) Installations septiques : en collaboration avec la Municipalité, promouvoir auprès des résidents munis d'installation septiques, le bon fonctionnement de ces systèmes, leur vérification et leur entretien périodique.

3) Comité de bassin versant de la rivière Bécancour

Maintenir un rôle actif et permanent au sein de l'organisme de bassin versant de la rivière Bécancour (GROBEC), de façon à demeurer au fait des actions que GROBEC entend mener. De plus, toutes les actions (projets concrets, pressions politiques, sensibilisation, etc.) menées par GROBEC dans la portion haute-Bécancour du bassin versant (voir figure 1.18) auront nécessairement un effet positif pour le lac William. Il est donc primordial que l'Association des Riverains du lac William conserve son siège au sein de GROBEC.

4.1.2 Actions 5-10 ans

- 1) Poursuivre la collecte de données.
 - a) Portrait : En collaboration avec la Municipalité, mettre à jour de façon récurrente le portrait, en fonction de nouvelles données disponibles et selon les résultats obtenus à la suite d'actions mises en application.
 - b) Impacts économiques : selon le paragraphe 1.5.3, il existe très peu de données sur l'impact économique du lac, tant du côté de la Municipalité que du côté des commerçants et de la l'industrie touristique. Poursuivre la collecte de données économiques de façon à bien mesure l'impact éventuel des mesures qui seraient prises.

4.2 Municipalités

La majeure partie du sous-bassin versant du lac William est située à l'intérieur de limites de la municipalité de Saint-Ferdinand, cette dernière est donc appelée à jouer un rôle de premier plan et de leader dans la protection du lac William.

4.2.1 Actions 0-5 ans

Les mesures suggérées ci-dessous pourraient être mises en application à court terme par la Municipalité, soit sur une période inférieure à 5 ans.

- 1) Mise en place du plan de travail - gestion intégrée du lac William.

En étroite collaboration avec l'Association des Riverains du lac William, de l'association des gens d'affaires, et autres acteurs au besoin, participer activement à la mise en place du plan de travail pour une gestion intégrée du lac William, tel que présenté à l'annexe 10. Ce mode de gestion est tiré du modèle de gestion à l'échelle des bassins versants des principales rivières au Québec. La rédaction du présent portrait ne représente que la première étape du modèle de gestion suggéré.
- 2) Ressource humaine.

Fournir ou dédier une ressource humaine compétente, comme par exemple coordonnateur à l'environnement ou ressource similaire (ou favoriser son financement), de façon à seconder le Comité de gestion de lac William dans les actions suivantes :

- a) Mise à jour récurrente du portrait
- b) Seconder le Comité pour sa mise en place et son fonctionnement
- c) Encadrer le travail des inspecteurs municipaux dans leur travail, relié à la protection du lac William.
- d) Seconder le conseil Municipalité dans ses actions

Cette ressource peut être contractuelle ou à temps partiel ou une ressource interne.

3) Municipalisation de la gestion des fosses septiques.

Municipaliser la collecte et la disposition des boues de fosses septiques individuelles, en mandater un entrepreneur indépendant pour réaliser systématiquement les vidanges des boues de fosses septiques privées, et ce, sous la surveillance, la gestion et par la taxation municipale.

Il existerait une certaine délinquance quant à la disposition des boues de fosses septiques. La vidange municipale des boues de fosses septiques viendra en assurer une gestion efficace et sécuritaire. Comme le stipule habituellement les plans de gestion des matières résiduelles (PGMR) des MRC.

De plus, la Municipalité de Saint-Ferdinand, après avoir effectué la municipalisation de la gestion des fosses septiques, devrait encourager les autres municipalité du bassin versant à faire de même.

4) Frais d'utilisation de la rampe de mise à l'eau

Comme l'indique la figure 1.18, le nombre de motomarines mises à l'eau à la rampe municipalité semble être à la baisse. Il y a quelques années, les frais d'utilisation de la rampe pour les motomarines avaient été augmentés par rapport à des embarcations conventionnelles. Il est fort possible que cette mesure économique ait eue des répercussions sur le nombre de motomarines.

Comme l'indique le chapitre 1.5.2, on compte énormément d'embarcations sur le lac William alors que leurs impacts sur la qualité de l'eau sont non négligeables. À cet effet l'annexe 5 présente les impacts des embarcations motorisées avec également illustration des superficies du lac William affectées par les embarcations motorisées. Afin de tenter de réduire le nombre d'embarcations mises à l'eau au lac William, mais surtout afin de favoriser les embarcations non polluantes, il serait très pertinent d'éliminer les frais d'utilisation de la

rampe de mise à l'eau pour les embarcations non polluantes, comme les canots, kayaks, pédalos, voiliers, embarcations à moteurs électriques. Ainsi, certains plaisanciers et visiteurs pourraient dorénavant opter pour des embarcations non polluantes. Parallèlement à cette mesure, il y aurait possiblement lieu de revoir la tarification reliée à la mise à l'eau des embarcations selon les puissances du moteur. Tel que démontré à l'annexe 5, un moteur de 50 hp (ce qui représente un très petit moteur sur le lac William !) affecte la colonne d'eau sur 4.6m de profondeur. Donc, il y a lieu de s'interroger sur l'impact qu'un moteur de 150hp aura sur la colonne d'eau. Il est important de souligner que le brassage de la colonne d'eau contribue à remettre en suspension des sédiments (qui contiennent le phosphore sédimentaires, tel que montré à l'annexe 1). Ce faisant, ce phosphore (qui était inoffensif dans les sédiments) est remis en suspension et redevient disponible pour la croissance des plantes aquatiques, créant ainsi une incidence sur l'eutrophisation du lac. Cette mesure incitative pourrait permettre de réduire le nombre d'embarcations motorisées sur le lac, en appliquant le principe du pollueur-payeur.

5) Gestion écologique des fossés

La gestion et l'entretien des fossés sont de responsabilité municipale. Tel qu'illustré sur le schéma du cycle de l'eau (annexe 1), il est clair que les eaux de ruissellement et de drainage routier se déversent dans les fossés pour ensuite alimenter un ruisseau, une rivière pour finalement rejoindre le lac. Or les eaux des fossés sont généralement chargées de particules en suspension (érosion, etc.), sans compter que les eaux de fossés peuvent souvent s'alimenter en particules de sol directement à partir du fossé lorsque ce dernier est dénudé.

La méthode de gestion et d'entretien des fossés, appelée méthode du *tiers inférieur*, tel que décrit à l'annexe 9, permet de gérer écologiquement les fossés. Les avantages de la méthode du tiers inférieur sont les suivants :

- a) Réduire les apports de sédiments dans l'eau de drainage
- b) Permettre une certaine filtration des eaux de drainage, par le couvert végétal des fossés
- c) Réduire les coûts d'entretien, car les volumes d'excavation sont moindres.

D'autres avantages sont indiqués sur la fiche descriptive du MTQ présentée à l'annexe 9.

Par ailleurs, il est du devoir de la Municipalité d'informer et de sensibiliser ses sous-traitants quant à la disposition des neiges usées afin d'éviter que celles-ci soient déversées dans les cours d'eau (ou directement au lac).

6) Construction résidentielle vs intégrité des bandes riveraines

La presque totalité des berges du lac William est maintenant artificialisée. D'ailleurs, il est possible de voir de nouvelles constructions dans le secteur sud-ouest du lac où les résidences semblent en parties localisées dans la bande riveraine. L'annexe 6 explique l'importance d'une bande riveraine pour un plan d'eau comme le lac William. Théoriquement, l'intégrité des bandes riveraines, soit 10m à partir de la ligne des hautes (selon la pente du terrain), devrait être respectée. Une attention particulière devrait être apportée afin de maintenir l'intégrité des bandes riveraines pour tous nouveaux projets de construction domiciliaire.

De plus, lors de travaux de rénovations, de nouvelles constructions ou d'aménagement paysagés, une attention particulière devrait être portée afin de bien contrôler l'érosion des sols vers les cours d'eau (ruisseaux, rivières, lacs), afin de minimiser l'impact sur le lac William.

7) Données sur la qualité de l'eau

a) Échantillonnage

Poursuivre la prise d'échantillons bi-annuelle en collaboration avec un laboratoire spécialisé, comme c'est le cas depuis 1997, de façon à bien connaître la qualité de l'eau du lac William.

b) Réseau de surveillance volontaire (RSV)

Par ailleurs, le ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) a mis sur pied un programme appelé « réseau de surveillance volontaire des lacs de villégiature » (RSV-lacs). Il s'agit d'un programme offert aux associations de riverains et municipalités et qui est basé sur une collaboration avec le ministère. Pour un coût nominal, les associations de riverains (et/ou municipalités) procèdent à l'échantillonnage de l'eau du lac selon certains critères pré-établis et un protocole précis, alors que le ministère effectue l'analyse de ces échantillons en laboratoire. Ce programme permet donc aux associations de riverains ainsi qu'au Ministère de connaître l'état général de santé du lac et ce, à un coût minimal. Mis sur pied en 2002 avec 13

associations de riverains participantes, ce nombre a doublé l'année suivante, alors qu'une centaine d'associations pourraient y participer en 2004. Les objectifs du programme de surveillance volontaire sont d'acquérir, en collaboration avec les partenaires locaux, des données physico-chimiques de base sur la qualité de l'eau et de documenter l'état physique des zones littorales et riveraines des lacs. Ce programme permet de rencontrer les objectifs suivants:

- établir le niveau trophique actuel des lacs de villégiature et de suivre leur évolution ;
- dépister les lacs qui montrent des signes importants de dégradation ou d'eutrophisation ;
- informer et sensibiliser les associations de riverains quant à l'état de santé de leur lac ;
- brosser des portraits de la situation des lacs dans les différentes régions et à la grandeur du Québec.

Dans le contexte où il est primordial d'avoir accès à des données fiables et récentes afin de connaître l'état de santé du lac et ainsi de mieux orienter les actions correctives à apporter, l'adhésion à ce programme est donc un outil essentiel à mettre en place.

Voir : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsv-lacs/description.htm>.

4.2.2 Actions 5-10 ans

Les mesures suggérées ci-dessous pourraient être mises en application à plus long terme par la Municipalité. Non pas que ces mesures ne sont pas pertinentes, mais ne représentent pas nécessairement les actions les plus urgentes.

1) Gestion de la rampe de mise à l'eau

La rampe de mise à l'eau de la Marina de Saint-Ferdinand est vraiment bien aménagée. Elle est facile à utiliser (faible pente) et bien située géographiquement (voir localisation à la figure 1.13). Présentement les mises à l'eau d'embarcations sont possibles à quelques endroits autour du lac. Il serait pertinent de concentrer les activités de mise à l'eau à un seul endroit, soit la rampe de mise à l'eau de la Marina et ce, pour les raisons suivantes :

- a) Permettre un meilleur contrôle du nombre et de la propreté des embarcations mises à l'eau.
- b) Le cas échéant où le Comité (et/ou la municipalité) décidait d'exiger le lavage des coques des embarcations avant leur mise à l'eau, les activités seraient alors déjà concentrées à un seul endroit. Il serait donc plus facile de gérer cette exigence.
- c) Permettre un maximum de revenu pour les gestionnaires de la rampe de mise à l'eau.

2) Traitement des eaux usées

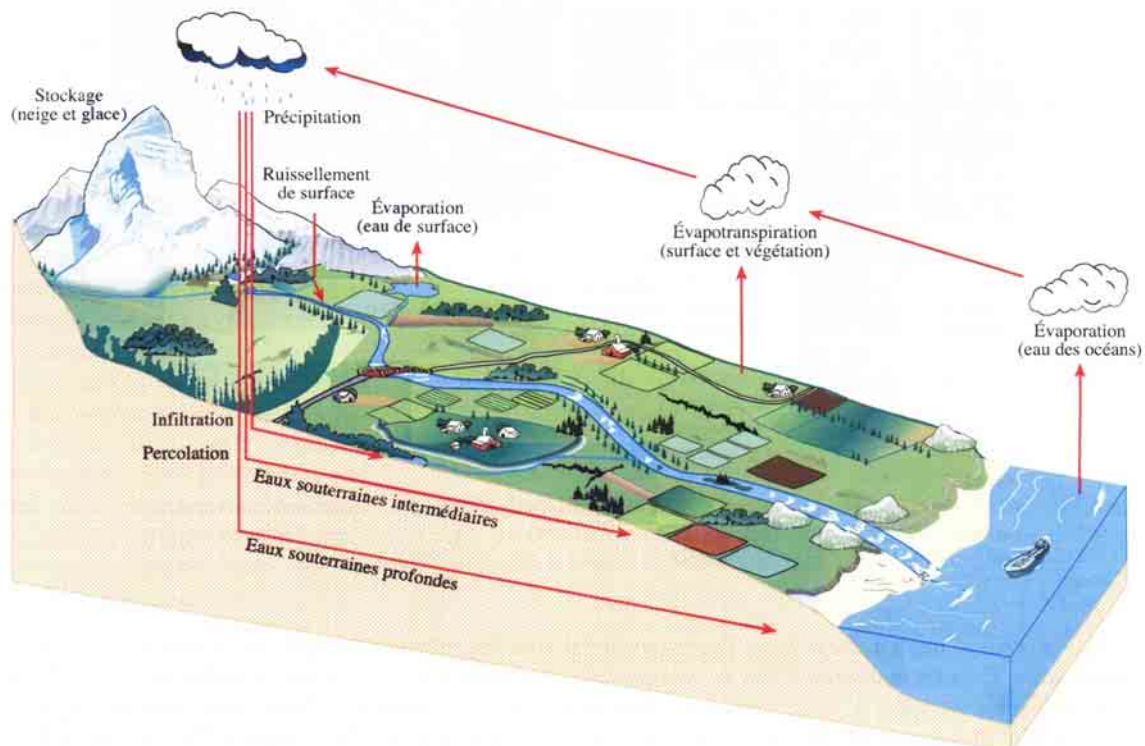
Selon le tableau 1.3, il y a environ 41% des résidences sur le territoire de St-Ferdinand qui ne seraient pas raccordés sur un réseau de collecte et de traitement des eaux usées. Or depuis la fermeture de l'hôpital St-Julien, la station d'épuration des eaux usées de St-Ferdinand n'est plus exploitée à sa pleine capacité et conséquemment serait en mesure de traiter un plus grand débit d'eaux usées. Il serait donc pertinent d'optimiser la station d'épuration des eaux usées en ajoutant au réseau collecteur un plus grand nombre de résidences jusqu'à maintenant non desservies par le réseau d'égout.

ANNEXE 1

CYCLE DE L'EAU, CYCLE DU PHOSPHORE, IMPACTS DE LA TEMPÉRATURE DE L'EAU

1) Cycle de l'eau

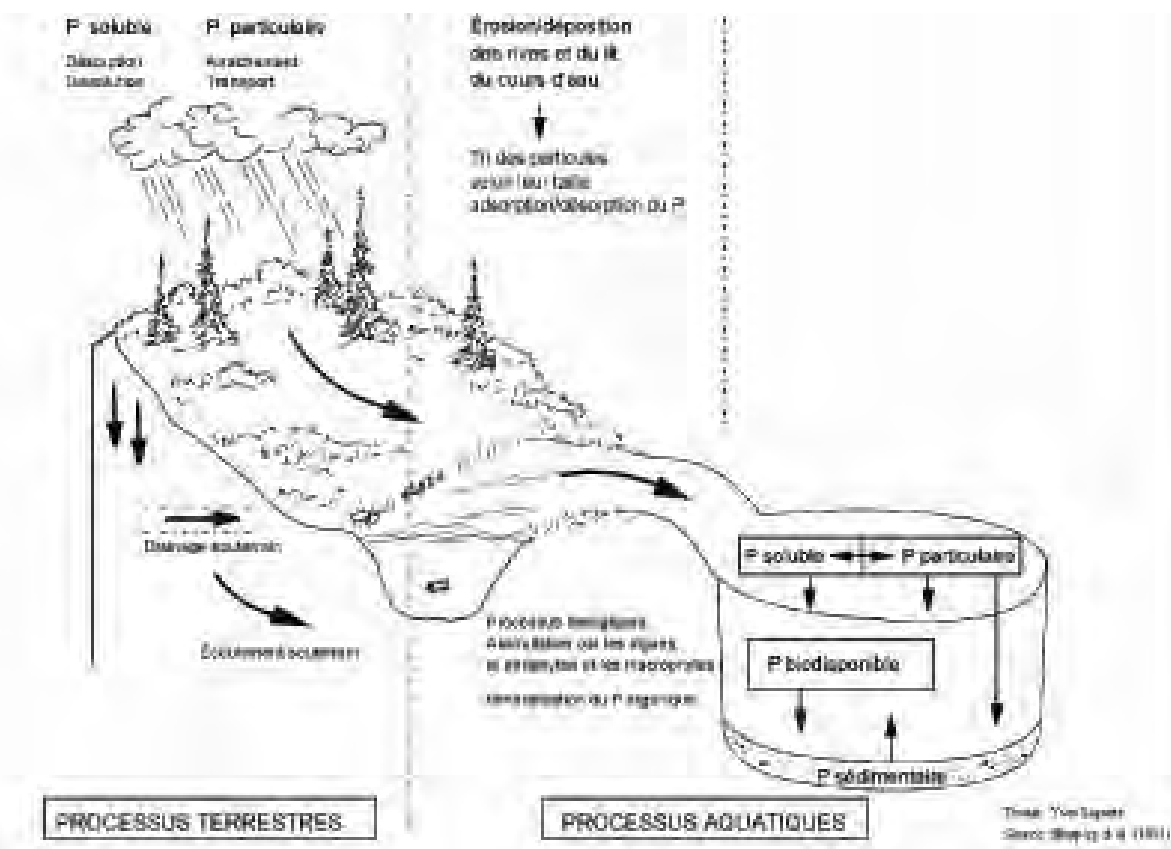
Le cycle de l'eau est un processus dynamique, continu et renouvelable, tel qu'illustré à la figure ci-dessous. Ainsi, sous l'effet de la chaleur et du soleil, il y a évaporation de l'eau. Par le refroidissement des températures de l'air, cette vapeur d'eau va alors s'agglomérer afin de former les nuages et ces derniers vont alors s'agglutiner en retomber vers le sol sous forme de précipitation (pluie ou neige). Par ruissellement au sol, une partie de l'eau se trouvant au sol s'écoule vers les cours d'eau, les lacs et vers la mer. Le ruissellement sera fonction de la pente, de la porosité du sol, de la présence de végétation, etc. Une portion de cette eau va percoler dans le sol afin d'atteindre les nappes souterraines (voir figure ci-dessous). Ainsi, les sources de contaminants proviennent autant du ruissellement de surface, de l'écoulement souterrain que des tributaires. C'est pourquoi au niveau du contrôle de la qualité d'un plan d'eau, il est essentiel de favoriser une approche globale intégrant l'ensemble des sources de contaminants sur le bassin versant.



(source : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des parcs)

2) Cycle du phosphore

Un des paramètres important à considérer dans la qualité générale d'un plan d'eau est le phosphore. L'apport en phosphore vers un lac est déterminant dans la prolifération des plantes aquatiques, qu'elles soient indigènes ou envahissantes et nuisibles. Le phosphore joue en rôle prépondérant au niveau d'un lac de villégiature. S'il est en excès dans le sol, le phosphore est drainé vers les milieux aquatiques. Etant souvent un élément limitatif pour les plans d'eau, une addition de phosphore dans les écosystèmes peut agir comme fertilisants et générer des problèmes d'eutrophisation (Bourque, 2003), l'eutrophisation étant une forte productivité biologique qui résulte d'un excès de nutriments. En milieu rural, les principales sources de phosphore sont les engrais (organiques et inorganiques). Les particules de sols, chargées en matières fertilisantes, sont entraînées vers les cours d'eau par ruissellement et par l'effet de l'érosion. En milieu urbain, le phosphore provient principalement des eaux usées municipales (Pronovost, 2002). La figure ci-dessous illustre le cycle du phosphore, lequel montre les différentes sources et modes de transport de ce contaminant vers les milieux aquatiques.



(source : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des parcs)

3) Impacts de la température de l'eau

La température de l'eau joue un rôle prépondérant sur la qualité d'un plan d'eau. En effet, certains types d'algues pourraient apparaître lorsque la température de l'eau atteint un certain seuil, comme par exemple, les cyanobactéries. Les algues vertes peuvent apparaître alors que la température de l'eau est de l'ordre de 30 à 35 °C. Pour ce qui est des cyanobactéries, elles pourraient apparaître à une température de l'eau de l'ordre de 35 à 40 °C. D'autres facteurs influenceront la présence de cyanobactéries, comme les éléments nutritifs (dont le phosphore), l'ensoleillement, le pH, la stagnation de l'eau, le fort courant et aussi la température (Blais, 2002). La seule façon d'éviter ces algues, est d'éviter que ces conditions favorables soient mises en place. C'est pourquoi il est primordial de réduire les apports d'éléments nutritifs, étant donné que la meilleure méthode de lutte contre les cyanobactéries est de réduire l'apport de phosphore au milieu aquatique. On sait que les cyanobactéries peuvent produire des toxines pouvant affecter la santé des usagers aquatiques (Blais, 2002).

ANNEXE 2

Phénomène de stratification et retournement d'un lac

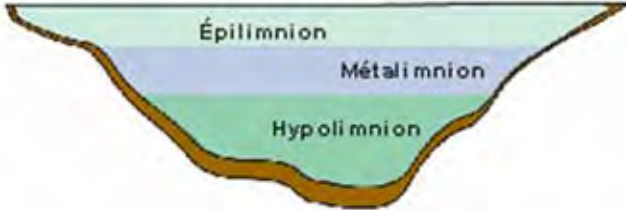
L'été la surface du lac chauffe, l'eau du fond étant plus froide, donc plus dense il n'y a pas ou peu d'échange entre les eaux du fond et les eaux de surfaces; par simple application de lois physiques. L'oxygénation du lac étant principalement due aux effets de la fonction chlorophyllienne du plancton végétal, qui par définition, à besoin des rayons lumineux pour fonctionner, les eaux du fond du lac s'appauvrissent en oxygène. Les zones profondes seront donc plus ou moins désertées par les êtres vivants. A l'opposé, à l'automne, les eaux de surface se refroidissent et donc augmentent de densité jusqu'à la rupture de l'équilibre, on assiste alors au mélange, ou retournement, des eaux favorisant ainsi toute une série de réactions chimiques entre l'eau et les sédiments, le lac se trouble, le fond s'oxygène, les êtres vivants peuvent regagner les grandes profondeurs.

Sous notre climat, à l'automne et au printemps, il y a égalité des températures et l'hypolimnion effectuer un brassage avec l'épilimnion. On parle alors de retournement des eaux qui se produit sur une courte période, où des matières dissoutes et des sédiments généralement captifs au fond de l'eau remontent à la surface. Ce phénomène affecte grandement le transport des espèces dissoutes et les matières en suspensions.

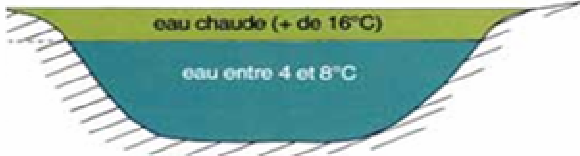
Les eaux de surface (**épilimnion**) représentent la couche d'eau superficielle où la lumière pénètre et permet la croissance des végétaux aquatiques. Puisqu'elle subit le brassage par les vents, cette couche d'eau possède une température uniforme et une bonne oxygénation. En été, cette couche contient l'eau la plus chaude du lac.

Sous les eaux de surface, on retrouve la thermocline (**métalimnion**) qui désigne la couche d'eau où il y a une chute importante de température.

Finalement, les eaux profondes (**hypolimnion**) constituent la couche inférieure de l'eau d'un lac. Cette couche conserve une température basse et peu variable, soit autour de 4° C. Il est à noter que certains de nos lacs peu profonds ne sont pas stratifiés de la sorte et possèdent plutôt des eaux d'une température relativement uniforme.



Stratification thermique d'un lac



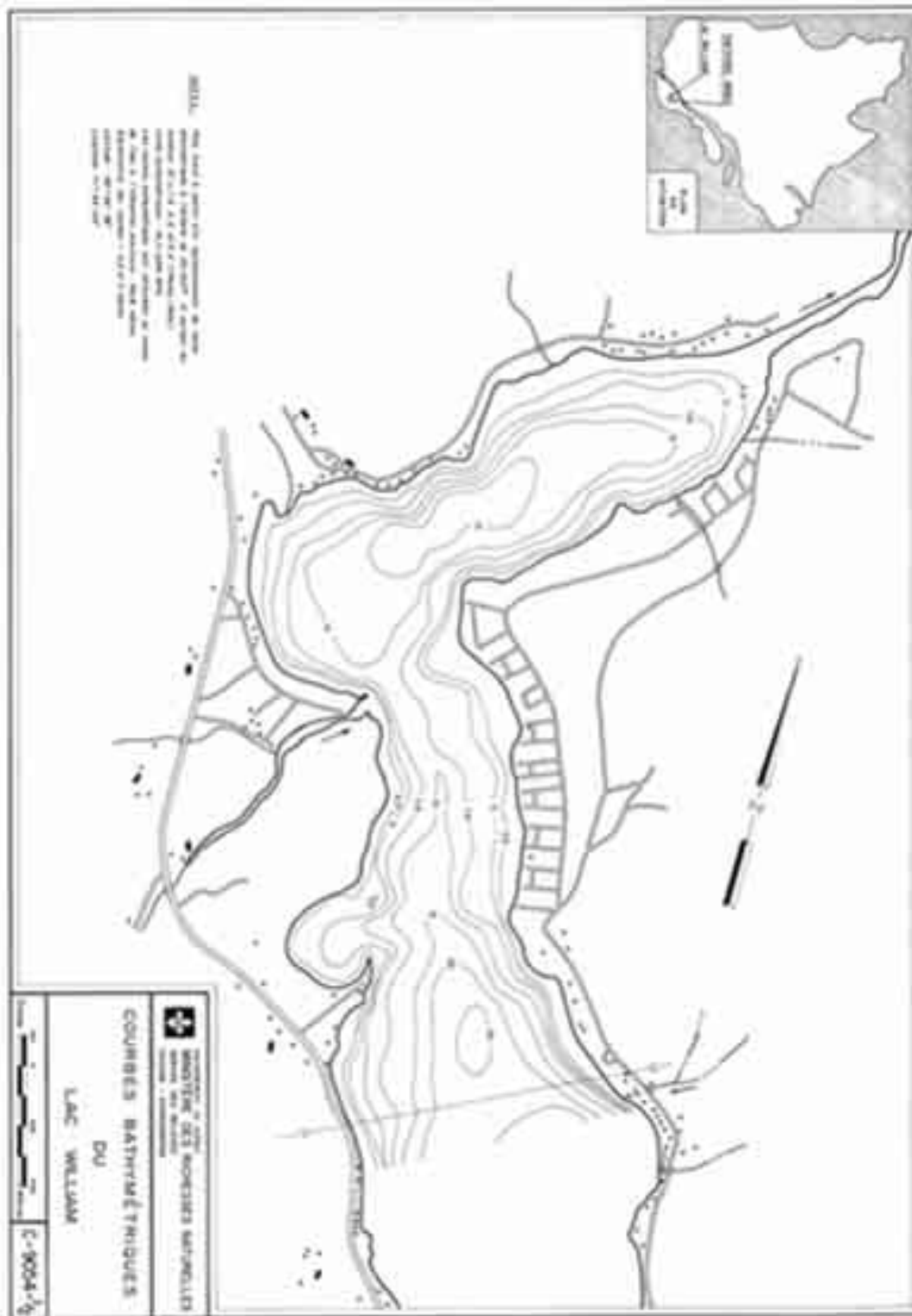
Lac en été

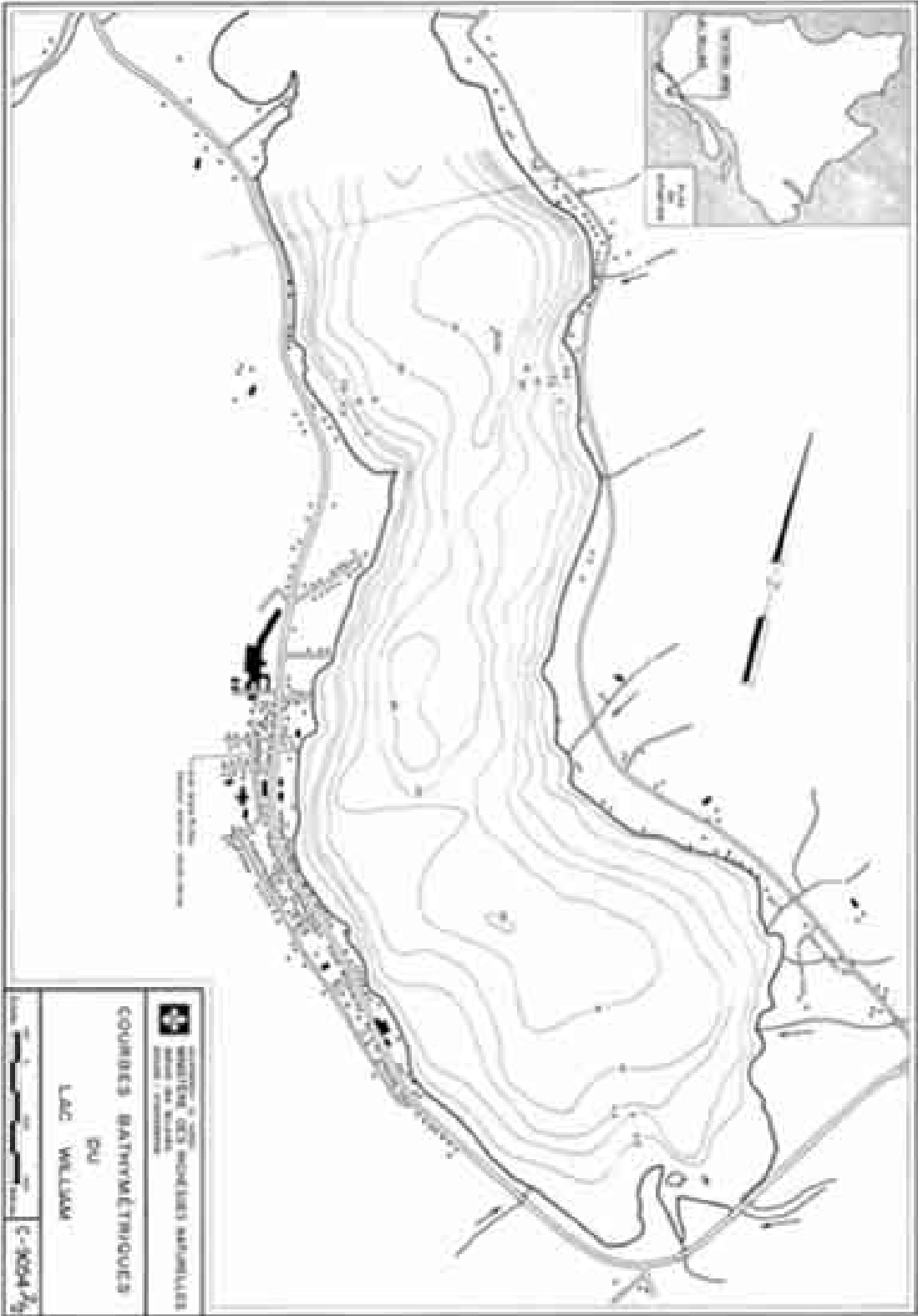


Lac à l'automne et au printemps

ANNEXE 3

Cartes bathymétriques du lac William





ANNEXE 4

Concentration d'oxygène dissout, lac William - 2004

Oxygène dissout-2004 -Lac William					
juillet 2004		août 2004		septembre 2004	
profondeur	oxygène	profondeur	oxygène	profondeur	oxygène
(m)	(mg/L)	(m)	(mg/L)	(m)	(mg/L)
0	8.95	0	5.9	0	5.93
1	9.15	1	5.59	1	6.51
2	9.08	2	5.48	2	6.23
3	8.17	3	5.48	3	6.09
4	7.26	4	5.44	4	6.21
5	7.28	5	5.37	5	6.1
6	5.01	6	5.32	6	6.1
7	4.43	7	5.27	7	6.19
8	3.75	8	4.51	8	6.11
9	3.27	8.5	2.7	9	6.14
10	3.41	9	2.05	10	6.03
11	3.98	9.5	1.78	11	5.75
12	3.93	10	1.65	12	3.66
13	3.86	10.5	1.33	13	1.2
14	3.72	11	1.45	14	0.21
15	3.66	11.5	1.66	15	0.16
16	3.56	12	1.44	16	0.08
17	3.45	13	1.55	17	0.07
18	3.29	14	1	18	0.07
19	3.25	15	0.93	19	0.05
20	3.12	16	0.57	20	0.01
21	3.02	17	0.55	21	0.01
22	2.97	18	0.47	22	0.01
23	2.97	19	0.29	23	0.02
24	2.97	20	0.21	24	0.04
25	2.71	21	0.22	25	0.02
26	2.52	22	0.25	26	0.02
27	2.38	23	0.09	27	0.01
28	2.42			28	0.02
29	2.3				
30	2.15				
31	2.15				
32	1.87				
33	0.084				

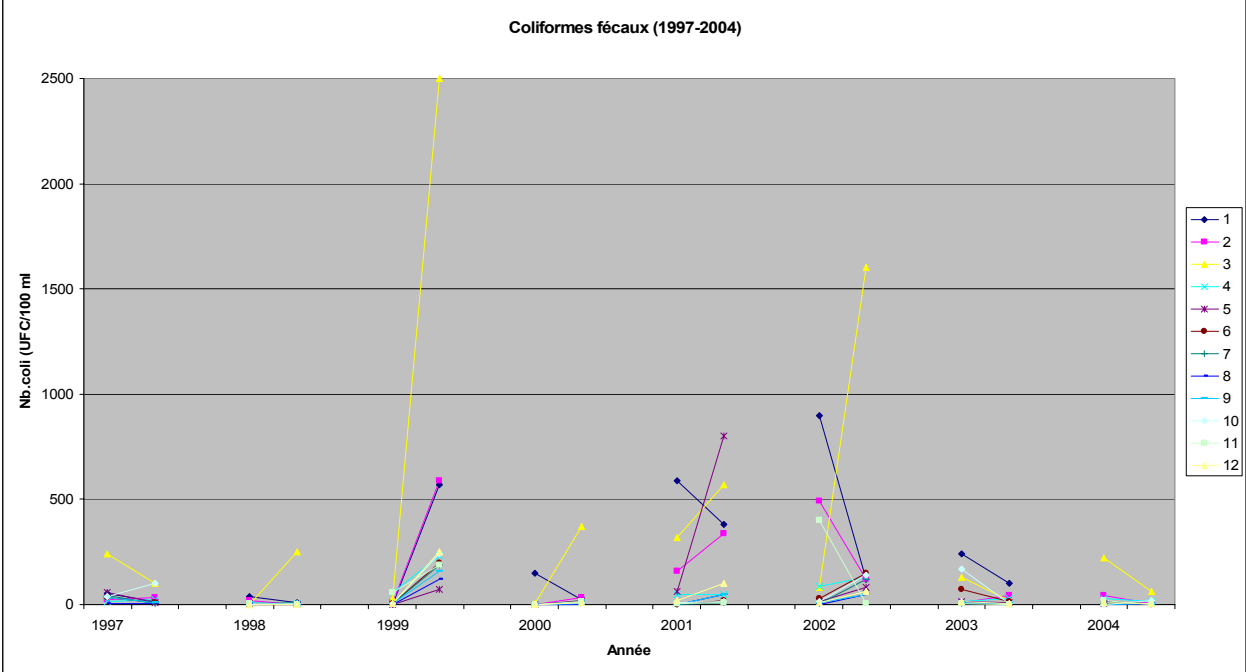
Source : Université de Montréal, 2004

Température et pH, lac William - 2004

pH; température-2004 -Lac William		
juillet 2004		
profondeur (m)	pH	Temp. (°C)
0.1	8.15	24.54
1	8.21	22.48
2	8.18	21.95
3	7.90	21.64
4	7.61	21.39
5	6.99	20.26
6	6.89	19.78
7	6.78	18.92
8.1	6.66	17.13
9	6.58	15.33
10	6.48	12.17
10.4	6.47	12.03
11	6.42	11.48
11.1	6.39	11.04
12	6.39	11.02
13	6.36	10.70
14	6.34	10.43
15	6.32	10.30
16	6.31	10.20
17	6.30	10.03
18	6.28	9.87
19	6.27	9.75
20	6.27	9.65
21	6.26	9.57
22	6.25	9.50
23	6.24	9.44
24	6.22	9.39
25	6.22	9.32
26	6.22	9.31
27	6.22	9.29
28	6.22	9.29
29	6.22	9.25
29.6	6.43	9.11
moy.	6.64	13.20
max.	8.21	24.54
min.	6.22	9.11

Source : Université de Montréal, 2004

Coliformes fécaux/100 ml, de 1997 à 2004, lac William



Source : Municipalité de St-Ferdinand, rapports de Biolab

ANNEXE 5

Impact des embarcations motorisées

Embarcations motorisées

Au Québec, la navigation de plaisance est pratiquée par environ une personne sur soixante; conséquemment on compte plus de 100 000 embarcations motorisées qui sillonnent les plans d'eau québécois. Cette activité génère annuellement des retombées économiques de l'ordre de 2,5 milliards de dollars (Lévesque, 1997).

Impacts physiques

Les impacts physiques causés par les embarcations motorisées sont divers et multiples.

Érosion des berges

La stabilité des berges dépend de la résistance des matériaux qui la composent et de l'action des agents agresseurs. Les vagues naturelles engendrées par l'action du vent représentent un agent agresseur. Toutefois, le déplacement de l'eau lors du passage d'une embarcation crée deux types de mouvements. Un mouvement vertical (dû au volume d'eau déplacé) et un mouvement horizontal (dû à la formation d'une vague). Le passage d'une embarcation transfère une partie importante de son énergie au plan d'eau. Cette énergie mécanique est absorbée par le plan d'eau via un processus de déformation (création de vague). Ultiment, les vagues se rendront jusqu'à la rive, causant alors de l'érosion par le transfert d'énergie emmagasinée dans les vagues (Lévesque, 1997). L'ampleur et la magnitude des vagues causées par les embarcations sont supérieures à celles des vagues engendrées par l'action naturelle du vent. De plus, les vagues de bateaux ne sont pas unidirectionnelles et causent plus de dommages aux rives. Conséquemment les macrophytes perdent leur effet protecteur car les vagues générées par les embarcations sont plus grosses que les vagues naturelles.

Érosion du substrat de fond

Les embarcations ont malheureusement la capacité d'affecter les sédiments et de les remettre en suspension. À titre d'exemple, une embarcation avec un moteur de 50 hp (50 hp correspond à un moteur de 37 kW, dans l'industrie nautique la puissance des moteurs est exprimée en hp plutôt qu'en kW) provoque un mélange de la colonne d'eau jusqu'à 4,6 m de profondeur. De plus, les embarcations provoquent le phénomène de « silation », où les particules d'argiles ou

de silt peuvent demeurer en suspension et sont transportées sur de longues distances (Lévesque, 1997).

Turbulence et turbidité

Le passage des embarcations motorisées combiné à l'action des propulseurs (hélices) provoquent le brassage du substrat du fond, l'érosion des berges dues aux vagues et une augmentation de la turbidité et du changement de couleur de l'eau. La turbulence de la colonne d'eau entraîne des effets multiples, dont entre autres, la différence de la densité de l'eau due aux variations de températures et la modification de l'activité photosynthétique des macrophytes. Les effets de la turbulence de l'eau seront plus marqués sur un plan d'eau peu profond et étroit. Par ailleurs, la vitesse de circulation de l'embarcation aura une influence sur l'ampleur des vagues et leur capacité d'érosion. Les sédiments soulevés par l'effet du système de propulseur (hélice du moteur) remontent à la surface de l'eau par l'effet de la turbulence. Il a été démontré d'un moteur de 25 hp peut remettre en suspension une particule sédimentaire aussi grosse que 1 mm de diamètre (Lévesque, 1997). De plus, si le passage de l'embarcation est répétitif, les particules en suspension n'ont pas le temps nécessaire à leur sédimentation et demeurent ainsi en suspension plus longtemps. Ce phénomène est identique lorsqu'un nombre important d'embarcations circulent sur un plan d'eau de dimensions réduites, peu profond et étroit. Après le passage d'une embarcation, le temps requis afin de retrouver le niveau initial de turbidité dans la colonne d'eau peut être de l'ordre de deux à cinq heures (Lévesque, 1997). Ce phénomène est facilement observable au lac William. Par exemple, selon des observations personnelles de l'auteur, lors de week-ends ensoleillés où une quantité phénoménale d'embarcations circulent sur un plan d'eau, tel que démontré au paragraphe 1.5.2, la turbidité générée par les embarcations est telle, que le lac ne retrouve son niveau initial de turbidité qu'après un ou deux jours.

Les impacts de cette turbidité supplémentaire sur la qualité de l'eau sont multiples. La resuspension des sédiments provoque une baisse du taux d'oxygène dissous dans l'eau, car les sédiments requièrent une demande en oxygène nécessaire à leur biodégradation. Par ailleurs, la turbidité contribue à une augmentation de la température de l'eau, les rayons solaires étant alors absorbés par les particules en suspensions plutôt que réfléchis. On sait qu'avec une augmentation de la température de l'eau, la solubilité des gaz (dont l'oxygène) diminue (Olivier, 2002).

Pour ce qui est de la turbulence créée par la navigation de plaisance, la forme de la coque combinée à la vitesse de déplacement ont une influence marquée sur les impacts (Lévesque 1997). Par exemple, une coque favorisant un déplacement de l'embarcation qui frôle la surface de l'eau aura un impact moindre, comparativement à une coque qui favorise un déplacement latéral de l'eau. Conséquemment, le volume d'eau déplacé a un impact important. En fait, plus le volume déplacé est grand, plus l'impact est grand et par ailleurs, plus la vitesse de l'embarcation est grande, plus l'impact est considérable. Donc, les grosses embarcations rapides sont très dommageables pour la santé d'un lac.

Impacts mécaniques du système propulseur

Les macrophytes, en plus de jouer un rôle important au niveau de la protection contre l'érosion des berges, représentent un aspect majeur dans la chaîne alimentaire aquatique en étant source de nourriture pour les poissons en plus d'agir à titre de zone de protection contre les prédateurs. Or, l'action mécanique des hélices a une influence sur les macrophytes par le déchiquetage et le déracinement des végétaux aquatiques. Sur plusieurs plans d'eau, les résidents remarquent plusieurs fragments de plantes flottants à la surface après le passage d'embarcations motorisées. Ce type d'impact a une influence marquée sur la dispersion de plantes aquatiques. La mode de reproduction des macrophytes se développe par multiplication végétative ou par bouturage en développant des structures reproductives qui se détachent des plantes-mères et sont transportées vers une autre localisation. Par ailleurs, le passage des embarcations motorisées à travers les canopés de plantes nuisibles comme le myriophylle à épi, représente un mode de prolifération considérable (Arseneault et Légaré, 2000; Hébert et Légaré, 2000).

Pollution sonore

Un aspect non négligeable au niveau des impacts des embarcations motorisées sur les plans d'eau du Québec, est le niveau de bruit. Il semble y avoir une mode actuellement faisant en sorte que plusieurs plaisanciers, possédant de puissantes embarcations motorisées, trafiquent le système d'échappement afin que ce dernier puisse émettre directement à l'atmosphère plutôt que dans le pied du moteur marin (Z-drive), tel que conçu par le manufacturier. Cette façon de faire, génère des niveaux de bruit à la limite du tolérable. Le niveau sonore d'une embarcation motorisée peut varier de l'ordre de 70 à 90 dB pour un moteur opérant à plein gaz, soit à un niveau au-delà de gênant et pouvant même causer une fatigue. Tel que montré à la figure ci-dessous, le niveau sonore d'une embarcation motorisée est comparable à celui généré par une

motoneige, une scie à chaîne ou une circulation urbaine.

Niveau sonore (dB)	Activités	Impacts
0	Limite d'audibilité	
10	Respiration normale	Tout juste audible
20	Murmure léger	Très tranquille
30	Murmure	Tranquille
40	Réfrigérateur	Confortable
50	Bureau calme	Confortable
60	Conversation normale	Confortable
70	Sèche-cheveux	Irritant
80	Circulation urbaine	Génant
90	Embarcations motorisées	Fatigant
100	Motoneiges	Risqués
110	Scie à chaîne	Risque si exposition régulière
120	Boîte de nuit	Dangereux
130	Avion à réaction au décollage	Au-delà du seuil de douleur

Impacts chimiques et biologiques

Les embarcations motorisées causent également des impacts chimiques et biologiques sur les milieux aquatiques. Ce phénomène est principalement dû aux émanations émises par les moteurs à combustion interne, en particulier les moteurs à deux-temps.

Emission des moteurs des bateaux de plaisance

Selon l'industrie nautique, le bateau moyen serait propulsé par un moteur de 68 hp à deux temps. Un tel moteur consomme environ 75 L d'essence et 4 L d'huile pour chaque tranche de trois à quatre heures d'utilisation (Lévesque, 1997). On considère qu'entre 25 et 33 % de l'essence et de l'huile utilisées est rejetée à l'eau (pour un moteur à deux temps), ce qui représente un rejet au plan d'eau au cours d'un seul après-midi d'utilisation, d'environ 15 à 30 L d'hydrocarbures sans aucune combustion. Selon sa fabrication, le moteur à deux temps admet, dans la chambre à combustion, le mélange essence-huile-air par une valve d'admission au cours de la même phase où il effectue l'évacuation des gaz brûlés (et non brûlés) par la valve d'échappement. Ainsi les deux valves se retrouvent en position ouverte simultanément. Conséquemment, une quantité non négligeable du mélange gazeux non brûlé est rejeté directement à l'environnement par la valve d'échappement. Ce qui explique, en partie, pourquoi les moteurs à deux temps sont si gourmands et si polluants.

En comparaison, le moteur à quatre temps est nettement plus performant. Le moteur à deux temps émet environ dix fois plus de contaminants (hydrocarbures et COV) que le moteur à quatre temps. Il semble que les hydrocarbures ainsi contenus dans l'eau, auraient des incidences chez les poissons au niveau du matériel génétique, du sang et des reins.

Contamination microbienne

Dans une moindre mesure, certaines embarcations motorisées sont équipées d'installations sanitaires à bord. Certains plaisanciers évacuent leurs eaux usées directement au plan d'eau. Les débits évacués seraient relativement faibles toutefois, soit de l'ordre de 17 à 22 L/pers/j (Lévesque, 1997). Cette pratique peut réduire le taux d'oxygène dissous dans l'eau en raison du processus de biodégradation des eaux usées. Bien que cette pratique soit absolument interdite, certains ne respectent nullement cette consigne. On considère que l'impact des bateaux serait responsable d'environ 2 % de l'apport en phosphore anthropique dans les plans d'eau.

Introduction d'espèces non désirables

Un impact non négligeable de la navigation de plaisance est l'introduction d'espèces non désirables dans un plan d'eau, comme par exemple le myriophylle à épi. Un lac représente un attrait touristique important pour l'économie d'une région. Par contre, plusieurs plaisanciers fréquentent ainsi, au cours d'une même saison, plusieurs plans d'eau. Ce phénomène contribue largement à introduire des plantes ou d'autres organismes non désirables. D'ailleurs ce mode de transmission a été identifié comme la principale cause de l'envahissement du myriophylle à épi en Colombie-Britannique (Arseneault et Légaré, 2000). Le même phénomène est aussi responsable de l'introduction de la moule zébrée sur plusieurs plans d'eau québécois. C'est pourquoi certaines marinas, comme par exemple celle de Magog en Estrie, exige le lavage de la coque des embarcations avant leur mise à l'eau.

Impacts économiques

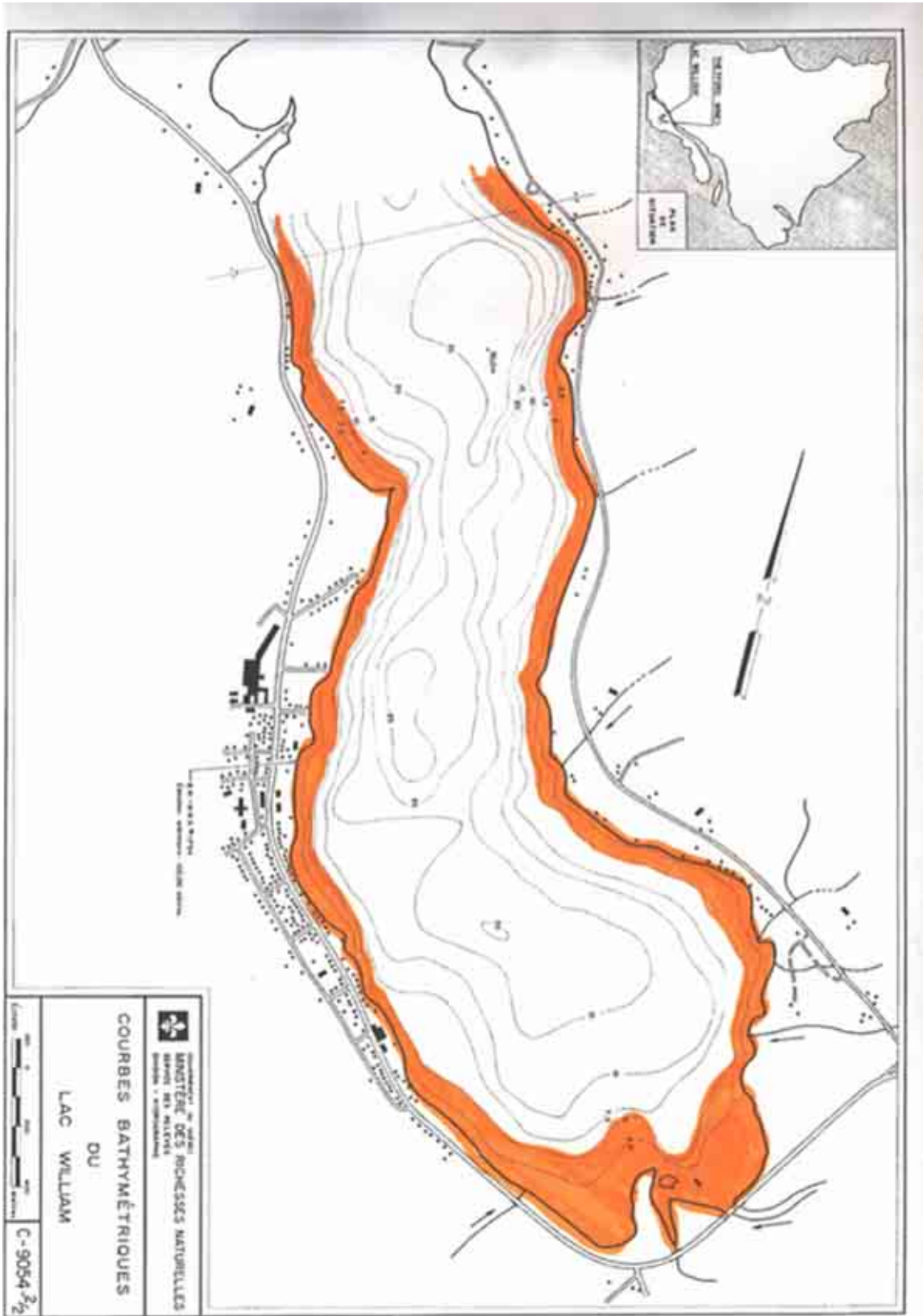
Pour une région, un plan d'eau d'envergure semble représenter un attrait touristique intéressant à la condition toutefois qu'une gestion adéquate est mise en application au niveau de la navigation de plaisance. Il semble y avoir une corrélation entre la valeur des propriétés et une réglementation régissant l'utilisation des embarcations motorisées. Selon l'organisme RAPPEL, les résidences en bordure d'un lac où une réglementation interdisant ou encadrant les embarcations motorisées est appliquée, ont une valeur accrue et leur demande sur le marché

immobilier est accrue, en comparaison avec un plan d'eau aux prises avec des problèmes de bruit et de gaz d'échappement des moteurs (RAPPEL, 2002). Par ailleurs, la valeur foncière des propriétés où le plan d'eau est protégé par une réglementation est nettement en hausse. Il ne faut nullement négliger l'aspect économique lorsque vient le temps d'évaluer l'impact des embarcations motorisées sur un plan d'eau.

Impacts des embarcations motorisés sur le lac William

Tel qu'on peut le voir sur les deux figures suivantes, les portions orangées indiquent l'impact qu'une embarcation motorisée avec un moteur de 50hp impose sur lac, soit le brassage de la colonne d'eau sur 4.6m de profondeur. Bien que les données n'existent sur des cylindrées plus grosses, on peut facilement supposer qu'un moteur plus puissant que 50hp affectera une colonne d'eau encore plus profonde. De plus, on sait que la grande majorité des embarcations motorisées sont équipées de moteurs plus puissants que 50 hp.





ANNEXE 6

Bandes riveraines

Au niveau de la protection de la qualité d'un plan d'eau, l'importance capitale du maintien et de l'intégrité de la bande riveraine n'est plus à démontrer. Le cadre de gestion qui régit la protection des bandes riveraines est le « décret concernant la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables », Q-2, r.17.2. Certains aspects du décret sont fort intéressants et méritent une attention particulière. Entre autre, au troisième alinéa du préambule, on y indique que la mise en application des mesures proposées « ...incombe aux municipalités et aux MRC » (MENV, 2003c). Par ailleurs, le tout premier objectif du décret est de « maintenir et améliorer la qualité des lacs et cours d'eau en accordant une protection minimale adéquate aux rives, au littoral et aux plaines inondables » (MENV, 2003c). De façon plus précise, l'article 2.2 nous indique que la protection minimale à accorder à la bande riveraine est de dix mètres. De plus, l'article permet à certaines conditions une dérogation en ce qui a trait à la bande riveraine minimale de dix mètres en précisant qu'« une bande minimale de protection de cinq mètres devra obligatoirement être conservée et maintenue à l'état naturel ». Enfin, à l'article 6, il est stipulé que « ce sont les municipalités qui adoptent des règlements permettant la mise en oeuvre des principes de cette politique et qui voient à leur application » (MENV, 2003c). Il est donc clair que le pouvoir et la responsabilité de la mise en application sont transférés aux MRC et aux municipalités. Malheureusement, force est de constater que dans le cas d'un lac de villégiature, la bande riveraine et surtout son intégrité naturelle ne sont que très rarement, voire jamais, respectées.

De plus, la protection des fossés est exclue de la politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables. En effet, à l'article 3, on peut y lire que « les fossés sont exemptés de l'application de la politique ». Il serait effectivement fort difficile d'appliquer une bande riveraine à l'ensemble des fossés. Toutefois, il serait très pertinent d'intégrer à cette politique la mise en application de la méthode du « tiers inférieur » pour l'entretien des fossés. Cette méthode consiste à excaver uniquement le tiers inférieur d'un fossé en laissant la végétation en place sur les deux tiers supérieurs des talus. L'application de la méthode du tiers inférieur pour l'entretien des fossés, offre plusieurs avantages tant au niveau environnemental qu'économique. En effet, cette méthode permet de réduire considérablement l'érosion des fossés, par conséquent de réduire également la charge polluante étant donné que le couvert végétal agit à titre de filtre naturel. La méthode du tiers inférieur devrait donc être incluse à la politique de protection des

rives, du littoral et des plaines inondables.

Certains lacs sont fortement influencés par leurs tributaires. C'est le cas par exemple du lac William, dont le principal tributaire est la rivière Bécancour. Selon un document du ministère de l'Environnement (1999), l'eau de la rivière Bécancour entre 1995 et 1997 était, de l'amont vers l'aval, de très mauvaise qualité à Thetford Mines et de qualité satisfaisante à la sortie du lac William à Saint-Ferdinand (Morin, 2004). Il est donc important de considérer la qualité de l'eau des tributaires dans toute l'analyse des sources potentielles de contaminants d'un lac de villégiature et également d'évaluer la contribution d'un tributaire de qualité douteuse dans le bilan de l'eau.

Une attention doit aussi être portée aux fossés de drainage se déversant dans un plan d'eau, car ils représentent une très grande partie de son taux de renouvellement. Par conséquent, la qualité de l'eau d'un lac est grandement influencée par les fossés. Dès les premières précipitations, des particules de sols sont alors arrachées des fossés et transportées vers les cours d'eau et par la suite vers les lacs. Ces particules de sols représentent généralement une charge polluante non négligeable (MTQ, 1997).

Au niveau de bande riveraine en secteur agricole, le ministère de l'Environnement considère qu'une bande minimale de 10 m devrait être maintenue en bordure d'un cours d'eau. Les rôles de la bande riveraine sont présentés au tableau ci-dessous.

Pour viser l'amélioration la qualité de l'eau d'un lac, ou à tout le moins réduire les pressions environnementales, il convient d'agir non seulement au niveau du lac lui-même mais également en amont, soit au niveau des tributaires. Le cycle de l'eau présenté à l'annexe 2 illustre très bien l'influence des tributaires sur l'approvisionnement d'un lac. On estime qu'environ la moitié du débit d'eau alimentant un lac passe par ses tributaires (Thibault, 2004). C'est pourquoi il est primordial d'accorder beaucoup d'importances aux tributaires.

Souvent, l'émissaire d'une station d'épuration des eaux usées municipales peut être localisé en amont sur le tributaire d'un lac. Le principal problème relié aux stations d'épuration est le débordement en période de pluie, créant ainsi un apport important en phosphore, en matières en suspension et en coliformes fécaux (De Ladurantaye, 2003). De plus, les tributaires sont eux aussi alimentés par des fossés et le ruissellement de surface.

Tableau Rôles de la bande riveraine

Rôle	Description et impacts
1) Habitat pour la faune et la flore	<ul style="list-style-type: none"> • Corridor de déplacement pour la faune • Aire d'alimentation pour plusieurs espèces • Habitats pour plusieurs mammifères
2) Rempart contre l'érosion des sols et des rives	Stabilisation du sol et des rives, tout en facilitant l'infiltration de l'eau Végétation protège la rive en amortissant l'impact mécanique de la pluie
3) Barrière contre les apports de sédiments aux cours d'eau	<ul style="list-style-type: none"> • Limite les apports de sédiments fertilisants et de pesticides vers les plans d'eau
4) Écran pour prévenir le réchauffement de l'eau	<ul style="list-style-type: none"> • Préviend le réchauffement excessif de l'eau et protège l'intégrité du milieu aquatique (encore plus important pour petits cours d'eau)
5) Régulateur du cycle hydrologique	<ul style="list-style-type: none"> • Réduction de crues spontanées car l'eau est retenue par la végétation
6) Filtre contre la pollution de l'eau	<ul style="list-style-type: none"> • Bonne protection contre la pollution diffuse agricole ou urbaine
7) Brise-vent naturel	<ul style="list-style-type: none"> • Offre une protection contre l'évapotranspiration. • Favoriser la recharge de nappe souterraine au printemps

Source : MENV, 1996 ; MENV, 2003

De plus, l'annexe 11 présente des photographies aériennes illustrant globalement les bandes riveraines du lac William.

ANNEXE 7

Informations complémentaires sur les installations septiques

Le règlement sur le traitement des eaux usées des résidences isolées est adéquat pour traiter efficacement les eaux usées d'une résidence isolée, en autant que l'installation soit effectuée conformément au règlement (communication personnelle avec M. Michel Morissette du MENV tenue en février 2004). Tel que spécifié dans le règlement Q-2, r.8 sa mise en application est effectuée par la municipalité où la résidence sera construite (Q-2, r.8, article 4, paragraphe 1) (MENV, 2004). La mise en application du règlement semble déficiente. Présentement, l'inspection, la vérification de conformité au règlement et l'émission de permis de construction est sous la responsabilité de l'inspecteur municipal de la localité visée. De l'avis de certains, l'inspecteur municipal est placé en situation d'apparence de conflits d'intérêts (communication personnelle avec M. Alain Laporte de Roche Ltée, tenue en février 2004). En fait, la construction de nouvelles résidences en bordure de lacs de villégiature est une source de taxation fort intéressante pour une municipalité.

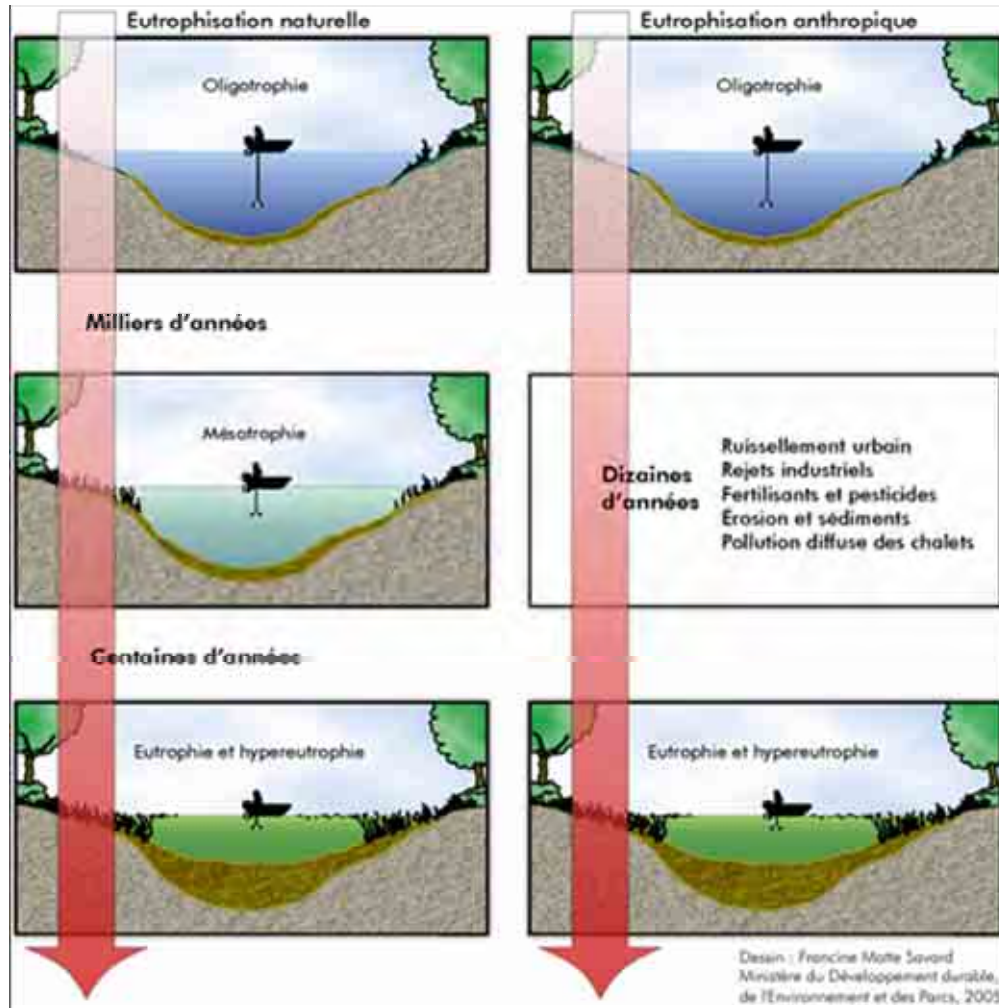
ANNEXE 8

Informations complémentaires sur l'eutrophisation

Les lacs vieillissent naturellement et cette évolution se déroule normalement sur une échelle de temps relativement longue. Ce phénomène, que l'on nomme eutrophisation, est le processus d'enrichissement graduel d'un lac en matières nutritives, faisant passer son état d'oligotrophe (qui signifie peu nourri) à eutrophe (qui signifie bien nourri). Cet enrichissement provoque une augmentation de la production biologique, notamment une plus grande abondance des algues microscopiques (le phytoplancton) et des plantes aquatiques. Cette production accrue s'accompagne d'une transformation des caractéristiques du lac, qui se traduit notamment par une plus grande accumulation de sédiments et de matière organique, une réduction de l'oxygène dissous dans l'eau et le remplacement d'organismes par des espèces mieux adaptées aux nouvelles conditions. L'eutrophisation est un phénomène qui peut être accéléré par les activités humaines qui prennent place sur les rives et dans le bassin versant des lacs. Ces activités ont pour effet d'augmenter les apports en matières nutritives au lac. Le vieillissement prématuré est un des principaux problèmes qui affectent les lacs de villégiature et les lacs situés en milieu agricole et urbanisé.

(source : MDDEP)

Illustration de l'eutrophisation.



source : MDDEP

Photographies - cyanobactéries

Les photographies suivantes montrent la présence des cyanobactéries



Lac William, source MDDEP



Baie Missisquoi, source MDDEP



Rivières Yamaska, source MDDEP



source Morin, 2005.

ANNEXE 9

Gestion écologique des fossés (méthode du tiers inférieur)

 Ministère des Transports Direction de l'estrie Service Inventaires et plan	FICHE DE PROMOTION ENVIRONNEMENTALE	FPE-01
RECOMMANDATION	ENTRETIEN D'ÉTÉ SYSTÈME DE DRAINAGE NETTOYAGE DE FOSSÉS	Page 1 de 4 Date 97-08-12

But : atténuer les impacts environnementaux des interventions d'entretien dans les fossés routiers.
Objectif : améliorer la qualité physico-chimique de l'eau déversée par les fossés routiers dans les lacs et les cours d'eau.
Moyen d'action : utilisation de la méthode du tiers inférieur pour l'entretien des fossés routiers.

Problématique

L'entretien des fossés routiers, c'est-à-dire le nettoyage par creusage dans le but d'améliorer l'évacuation de l'eau et le drainage de la route, peut générer des impacts environnementaux dont les effets à moyen et à long terme participent à la dégradation rapide des lacs et des cours d'eau naturels. Ce sont eux qui, finalement, reçoivent et retiennent les eaux de l'ensemble du bassin versant, auxquelles eaux les fossés routiers contribuent pour une large part, du moins en ce qui a trait à leur qualité.

Il faut comprendre en effet que les fossés routiers, bien qu'étant d'origine humaine, font partie intégrante des réseaux hydrographiques des bassins versants dans lesquels ils se situent, car ils déversent directement leurs eaux dans les lacs et les cours d'eau naturels. Ainsi, toute altération de la qualité des eaux dans les fossés routiers risque fort de se répercuter en aval, dans les plans d'eau naturels. D'autre part, il y a lieu de ne pas sous-estimer le potentiel biologique des fossés routiers car, à l'instar des fossés agricoles, ils abritent plusieurs espèces de batraciens et de cyprinidés. Enfin, il importe de préciser qu'en raison de leur grand nombre, les fossés routiers augmentent la densité de drainage des bassins versants. Ce faisant, ils provoquent une diminution du temps de réponse de ces bassins et, conséquemment, une augmentation des risques d'inondation dans la partie aval des réseaux hydrographiques.

La méthode traditionnelle d'entretien des fossés routiers

Toute intervention majeure dans les fossés routiers est susceptible de se traduire par des impacts négatifs sur la qualité de nos lacs. Or, la méthode traditionnelle d'entretien des fossés routiers constitue sans l'ombre d'un doute une intervention majeure. Cette méthode, rappelons-le, consiste à refaire, par excavation, la totalité du profil transversal des fossés. On se trouve ainsi à mettre à nu le fond et les talus des fossés, détruisant évidemment toute la végétation qui s'y était implantée avec le temps.



Photographie no 1 : Section nettoyée à rete 1995 selon la méthode traditionnelle. Cette photographie prise au printemps 1996 permet de constater les effets dévastateurs de l'érosion (solifluxion et décrochage) sur les talus du fossé (Route 222-01-140, vue vers l'est) (Photo: RAPPEL)

Les impacts environnementaux de la méthode traditionnelle

On connaît bien les impacts environnementaux de la méthode traditionnelle d'entretien des fossés routiers, puisque celle-ci est employée sur une grande échelle au Québec, et ce, depuis maintes années. Dès les premières précipitations importantes, on assiste souvent à une érosion sévère des talus des fossés, érosion qui peut devenir progressive en sols friables jusqu'à perte de lières de terrain appréciables pour les propriétés riveraines à la route.

Une bonne part des sédiments arrachés aux parois vient combler partiellement le fond des fossés, ce qui réduit d'autant l'efficacité du drainage et nécessite, à court terme, de nombreuses interventions ponctuelles sur l'ensemble des sections entretenues. Les sédiments fins (argile, limon et sable fin) sont quant à eux mis en suspension et transportés vers la partie aval du réseau de drainage, c'est-à-dire bien souvent vers les lacs et les cours d'eau naturels où ils viennent envaser les plages, colmater les frayères et dégrader les aires d'alevinage si précieuses à la faune ichtyenne.

Dans le même temps, l'absence de végétation dans les fossés routiers et la forte turbidité provoquée par la teneur en sédiments causent un réchauffement de ces eaux.

RECOMMANDATION

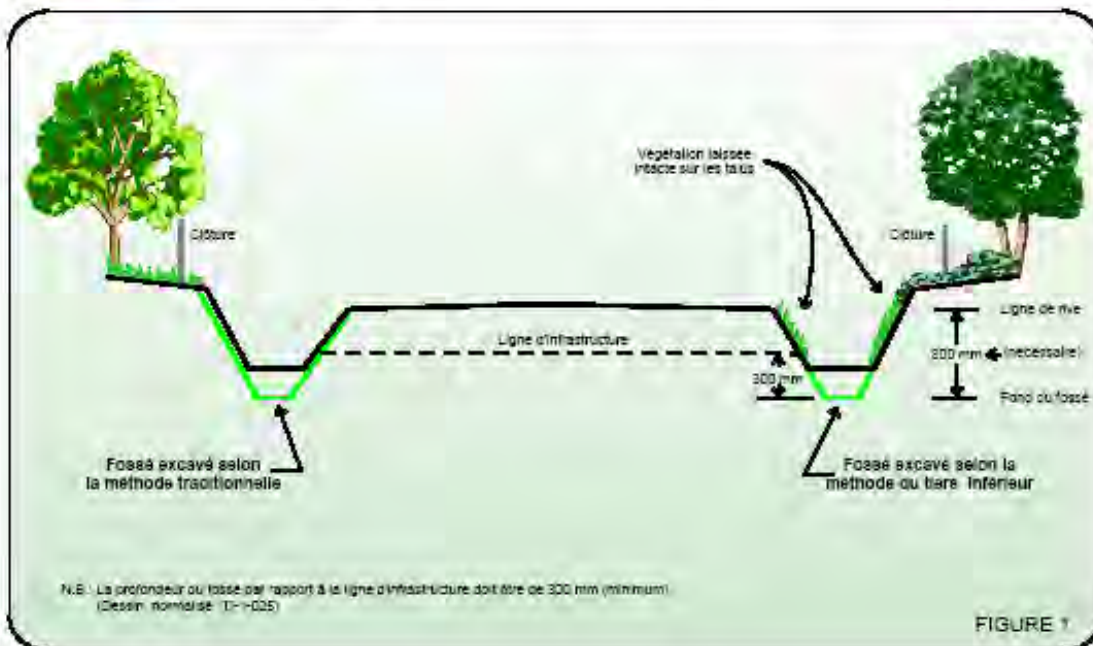
ENTRETIEN D'ÉTÉ
SYSTÈME DE DRAINAGE
NETTOYAGE DE FOSSES

FIGURE 1

De plus, la charge polluante (nutriments, fertilisants et pesticides de toutes sortes) déversée dans les fossés routiers par les décharges agricoles et forestières n'est plus atténuée par la végétation et se transmet donc aux plans d'eau récepteurs. Tous ces éléments, associés à la sédimentation fine, provoquent l'apparition et la prolifération d'algues et de bactéries dans les lacs. Ceux-ci font alors face au phénomène de vieillissement prématuré et accéléré.

Une recommandation de moindre impact : la méthode du tiers inférieur

La méthode du tiers inférieur consiste à réduire le creusage des fossés au strict minimum et à utiliser la nature comme alliée. Seul le fond du fossé est nettoyé par creusage, c'est-à-dire le tiers inférieur de la profondeur totale du fossé, et ce, seulement si nécessaire. Au-dessus du tiers inférieur, les talus sont laissés intacts, conservant ainsi la végétation déjà en place. La figure 1 illustre la comparaison entre la méthode traditionnelle et la méthode du tiers inférieur.

Expérimentation

La promotion de la méthode du tiers inférieur auprès de la Direction de l'Estrie a été menée par le Regroupement des Associations Pour la Protection de l'Environnement des Lacs et des cours d'eau de l'Estrie et du haut-bassin de la Saint-François (RAPPEL). L'approche proposée par le RAPPEL étant tout à fait conforme aux orientations énoncées dans la Politique sur l'environnement adoptée en 1982 par le ministère des Transports du Québec, la méthode a été mise à l'essai par les centres de services de la Direction de l'Estrie, particulièrement par le Centre de services de Richmond et par le Centre de services de Sherbrooke, où elle fut utilisée lors de la majorité des interventions d'entretien des fossés routiers réalisées depuis le début de l'été 1996. Un suivi effectué à l'été 1996 au lendemain de fortes précipitations (12 juillet), ainsi qu'à l'été 1997, a permis de constater les résultats obtenus et de les comparer avec ceux déjà connus pour la méthode traditionnelle (voir photographie no 2).



Ministère des Transports
Direction de l'électricité
Service Inventaires et plan

FICHE DE PROMOTION ENVIRONNEMENTALE

FPE-01

Page
3 de 4

Date
97-08-12

RECOMMANDATION

ENTRETIEN D'ÉTÉ SYSTÈME DE DRAINAGE NETTOYAGE DE FOSSÉS

Les avantages de la méthode du tiers inférieur

Les avantages constatés pour la méthode du tiers inférieur par rapport à la méthode traditionnelle peuvent se résumer comme suit :

- forte diminution de l'érosion des talus des fossés; la végétation demeurée en place sur les deux tiers supérieurs des fossés joue un rôle efficace de stabilisation des talus (photographie no 2);
- réduction importante de la sédimentation dans le fond des fossés (photographie no 2), ce qui, évidemment, est un corollaire de la stabilisation des talus;
- meilleure harmonisation du corridor routier avec le paysage environnant (photographie no 3); les fossés en végétation naturelle offrent une transition plus graduelle entre la route et le paysage agricole ou agro-forestier environnant;
- augmentation (variable) du kilométrage de fossés nettoyés quotidiennement;
- diminution de 30 % à 80 % du volume de déblais à disposer;
- réduction des coûts d'opération en raison des deux items précédents;
- satisfaction des propriétaires riverains à la route face à une stabilité accrue du talus intérieur du fossé.



Photographie no 2 : Début de section nettoyée selon la méthode traditionnelle pour les premiers mètres, puis selon la méthode du tiers inférieur pour le reste. La photographie a été prise lors de la période de fortes précipitations de la mi-juillet 1996 et moins d'une semaine après l'intervention de nettoyage du fossé. Remarquer la forte érosion déjà en place dans les premiers mètres alors que la partie creusée selon la méthode du tiers inférieur est demeurée presque intacte.
(Route 222-01-120, vue vers le sud-est)
(Photo RAPPEL, 96-07-12)

Les avantages anticipés pour la méthode du tiers inférieur sont :

- réduction importante du volume de sédiments atteignant les plans d'eau naturels;

- rafraîchissement de l'eau dans les fossés dû à la présence de végétation sur les talus;
- diminution de la charge polluante (d'origine agricole ou autre) en raison d'une meilleure filtration de l'eau par la végétation;
- réduction de la fréquence d'intervention pour le nettoyage des fossés due à une stabilisation du profil;
- abaissement des coûts d'entretien à moyen et à long terme;
- réduction des coûts de dédommagement pour bris de clôtures, déplacement de repères ou de bornes d'arpentage, etc.;
- en raison de l'abondante végétation sur les deux tiers supérieurs des talus, diminution de la vitesse de l'eau dans les fossés routiers lors de fortes précipitations, ce qui devrait contribuer à réduire les risques d'inondation en aval des bassins versants;
- réduction de la fissuration latérale de la chaussée compte tenu d'un meilleur support latéral apporté par un talus intérieur stabilisé efficacement par la végétation.



Photographie no 3 : Une route dont les fossés sont nettoyés selon la méthode du tiers inférieur s'intègre de manière plus harmonieuse dans l'environnement. Les fossés en végétation offrent une transition plus graduelle entre la route et le paysage agricole ou agro-forestier environnant.
(Photo M.T.Q., 97-07-07)

Les inconvénients de la méthode du tiers inférieur

Les inconvénients constatés pour la méthode du tiers inférieur sont :

- aucun pour l'instant, sinon la nécessité d'utiliser une pelle hydraulique de plus petit gabarit.

Les inconvénients anticipés pour la méthode du tiers inférieur sont :

- probabilité de la nécessité d'un débroussaillage à un intervalle de trois à quatre ans.

FICHE DE PROMOTION ENVIRONNEMENTALE

FPE-01

RECOMMANDATION

ENTRETIEN D'ÉTÉ
 SYSTÈME DE DRAINAGE
 NETTOYAGE DE FOSSÉS

Page
4 de 4
 Date
97-08-12

Commentaires divers concernant le mode d'opération selon la méthode du tiers inférieur

- Il est suggéré d'effectuer un débroussaillage avant d'entreprendre le nettoyage du fossé. Ceci facilite grandement l'observation des conditions de drainage dans le fossé et il en résulte une meilleure évaluation des besoins d'intervention. En effet, il devient plus facile de cibler les sections nécessitant une intervention et d'éliminer celles où cela n'est pas justifié. On y gagne donc au plan environnemental, puisque l'intervention s'effectue uniquement là où elle s'avère nécessaire plutôt que sur l'ensemble du réseau et, bien entendu, on y gagne aussi au niveau des coûts de l'opération puisque la longueur réelle d'intervention se trouve réduite.
- Le débroussaillage préalable au nettoyage est également recommandé aux endroits où la strate arbustive comporte des tiges de fort diamètre. Il est alors plus facile de découper la tourbe qui comporte, dans ces cas-là, une forte densité de racines.
- Le gabarit de la pelle hydraulique utilisée pour le creusage du tiers inférieur des fossés doit être relativement petit afin de permettre à l'opérateur de bien voir le fond du fossé mais, également, suffisamment important pour que la flèche de la pelle permette de travailler facilement par-dessus les glissières de sécurité.
- Le prédecoupage de la tourbe au point de contact entre le tiers inférieur et les deux tiers supérieurs est grandement souhaitable avant de procéder au creusage du fond du fossé. Autrement, on risque le décrochement par plaques de la végétation des talus.
- L'utilisation d'un niveau est fortement suggérée dans les secteurs à mauvais drainage.
- Ne jamais descendre (inutilement) le fond du fossé à plus de 600 mm de la ligne d'infrastructure. Cette profondeur s'avère plus que suffisante pour assurer un drainage efficace de la route et éviter ainsi de créer des pentes de talus instables.

Conclusion

L'utilisation de la méthode du tiers inférieur pour le nettoyage des fossés permet au ministère des Transports de démontrer sa volonté d'agir en partenaire avec la collectivité régionale en partageant ses préoccupations environnementales et en travaillant avec elle à la recherche de solutions efficaces.

À ce stade de l'expérimentation, le bilan environnemental et économique de la méthode du tiers inférieur surpasse largement celui de la méthode traditionnelle. Un suivi prolongé sera cependant nécessaire afin de mieux évaluer les contraintes nouvelles qui pourraient surgir du fait de laisser la végétation en place, entre autres au niveau de l'entretien hivernal et de la fréquence du débroussaillage.



Photographie no 4: La protection des lacs et des cours d'eau naturels commencent loin en amont dans le bassin versant. Les fossés routiers constituent certainement l'un des éléments importants de la problématique, mais il en va de même de nos attitudes et de nos attentes en matière de drainage routier. Il faut à tout prix changer notre conception d'un fossé routier "propre" et s'habituer à y voir une végétation luxuriante. (Photo: RAPPEL, 97-07-07)

Conception et réalisation de la fiche :

Service des inventaires et du plan
 Module environnement, aménagement et urbanisme

Collaboration :

Centre de services de Richmond
 Centre de services de Sherbrooke

Partenaire :

Regroupement des Associations Pour la Protection de l'Environnement des Lacs et des cours d'eau de l'Estrie et du haut-bassin de la Saint-François (RAPPEL)

source : MTQ

ANNEXE 10

Plan de travail – gestion intégrée du Lac William

ASSOCIATION DES RIVERAINS DU LAC WILLIAM

GESTION INTÉGRÉE DU LAC WILLIAM

PLAN DE TRAVAIL

Le plan de travail ci-dessous contient essentiellement les mêmes éléments tels que proposés lors de la présentation orale tenue à l'hôtel de ville de St-Ferdinand à l'été 2005, devant quelques représentants du comité de riverains et de la Municipalité.

1- Portrait et diagnostic du bassin versant du Lac William

- Tracer un portrait le plus précis possible de la situation actuelle
- Établir les principales pressions exercées sur le BV
- Identifier les principales sources de contaminants
- Qualité de l'eau – regrouper les données disponibles
- Établir les usages, les intervenants

Étape descriptive, basée sur données fiables et références techniques, réalisée par ressource externe avec la collaboration du Comité

2- Enjeux et orientation

- Établir les “grandes lignes” de la gestion
- Établir la liste des “priorités” que le Comité souhaite se donner
- Rôle important des acteurs locaux car les enjeux diffèrent parmi les acteurs (ex. riverains vs commerçants, les enjeux seront différents)
- Établir un consensus parmi le comité

Étape dite plus “politique” réalisée par le Comité

3- Objectifs et choix des indicateurs

- Établir les objectifs généraux – horizon à long terme
- Établir les objectifs spécifiques – horizon à court et moyen terme
- Choisir les indicateurs (environnementaux et administratifs) servant à mesurer l'atteinte des objectifs

Étape de planification, réalisée par le Comité et ressource externe

4- Élaboration et mise en œuvre du plan d'action

- Établir et trouver les budgets
- Cibler les partenaires
- Établir un échéancier
- Réaliser les étapes et actions établies précédemment
- Mise en application des solutions retenues
- Responsabilités respectives des intervenants

Étape d'actions, dirigée par le Comité et réalisée par le Comité et autres ressources

5- Suivi et évaluation du plan d'action

- Programme de suivi et d'évaluation (en fonction des indicateurs établis auparavant) afin de mesurer l'atteinte des objectifs.
 - Ex. Le nombre d'installations septiques vérifiées
- Essentiel, car la gestion par bassin versant étant un processus dynamique et continu
- Si les objectifs sont atteints, alors on en fixe des nouveaux, sinon on doit rectifier le tir

Étape d'évaluation, réalisée par le Comité et ressource externe



Illustration du processus
source : site internet du MDDEP

Bruno Faucher, M. Env.

ENVIROSULT

30 mars 2006

ANNEXE 11

Photographies aériennes

Illustrant l'absence de bandes riveraines à certains endroits.

















ANNEXE 12

Systèmes de brassage artificiel de l'eau

Lorsqu'un lac présente des signes d'eutrophisation la concentration en oxygène dissous chute dans la colonne d'eau. L'oxygène étant essentiel à la dégradation de la matière organique contenue dans le lac. Présentement, certaines compagnies proposent aux associations de riverains des appareils servant à créer un brassage artificiel de la colonne d'eau afin d'en améliorer l'oxygénation. Ces compagnies se présentent également à titre de consultant. Le ministère de l'Environnement a publié en 2003 un document dans lequel il met en garde les associations de riverains face à cette pratique (MENV, 2003a).

Le ministère considère qu'aucune étude n'a démontrée l'efficacité de tels systèmes. De plus, dans certains cas l'effet est non seulement nul mais peut également être négatif, comme entre autres dans les lacs peu profonds, par une augmentation de la turbidité ce qui engendre une augmentation de la température de l'eau et une baisse de la solubilité de l'oxygène dans l'eau (Olivier, 2002). Le brassage artificiel peut aussi rompre la stratification classique et naturelle de la colonne d'eau. De plus, le brassage artificiel de l'eau peut également provoquer un relargage du phosphore sédimentaire. Aucune étude n'a démontrée l'efficacité réelle d'une telle pratique. Par ailleurs, l'utilisation de tels équipements est même proscrite pour les lacs peu profonds et ne sont nullement efficaces contre l'envahissement des macrophytes. Par conséquent, les associations de riverains doivent être extrêmement prudentes face à de telles propositions venant des fournisseurs de ces équipements. Des photographies illustrant des appareils de ce type sont présentées ci-dessous.



CONCLUSION

La synthèse des informations recueillies au cours de l'élaboration de ce document a permis de dresser un portrait aussi juste que possible du lac William, en y intégrant plusieurs aspects dont la qualité de l'eau, la navigation de plaisance et les données sur les installations septiques.

Le lac William subit des pressions environnementales depuis des décennies. Sa détérioration a même débuté au cours des années '30. Le lac a d'ailleurs fait l'objet de plusieurs études sur sa qualité depuis les années '70. Même en 1977, des problèmes importants de pollution bactériologique et d'eutrophisation étaient détectés. Ce portrait se veut donc un résumé de la situation globale du lac William.

Le lac William fait parti du bassin versant de la rivière Bécancour. Le lac a une superficie de 4.92 km² et draine un sous-bassin versant de 637 km². Il est alimenté principalement par la rivière Bécancour, dans une portion de l'ordre de 80 à 85%. Malheureusement, la majeure partie des pressions environnementales est due à ce tributaire, comme l'indiquent plusieurs études consultées pour la rédaction de ce portrait.

Au niveau territorial, le lac William touche à deux MRC (Amiante et Érable) et à cinq municipalités, dont la principale étant St-Ferdinand, cette dernière étant d'ailleurs la plus grande municipalité du sous-bassin versant.

Le traitement des eaux usées domestiques est effectué depuis 1985 à St-Ferdinand et depuis 1986 à Black Lake. Avant ces dates, les eaux usées étaient déversées directement au lac William et à la rivière Bécancour selon le cas. Par ailleurs pour la municipalité de St-Ferdinand, environ 41% des résidences (saisonniers et permanentes) ne sont pas desservies par un réseau de collecte et de traitement des eaux usées d'origine domestiques. Pour la municipalité d'Irlande, 100% des résidences sont non desservies.

Le lac William représente un attrait touristique indéniable pour la région immédiate de St-Ferdinand. Énormément de plaisanciers y pratiquent des sports nautiques et ce, à un point tel qu'en 2006 environ 1149 mises à l'eau ont été effectués à la marina municipale. De ce nombre, environ 63% étaient des gens de l'extérieur de la municipalité de St-Ferdinand.

Globalement, la qualité de l'eau à la sortie du lac William s'est améliorée depuis les années '90. Le problème bactériologique est en régression, la clarté de l'eau s'améliore et la concentration en phosphore semble à la baisse. Toutefois, la quantité de phosphore dans l'eau, qui s'y est accumulée depuis des dizaines d'années, demeure tout de même suffisamment élevée pour occasionner l'apparition soudaine de grandes quantités d'algues. En fait, les éléments nutritifs accumulés au cours des années '70 et '80 dans les sédiments du lac William risquent d'être relâchés graduellement dans la colonne d'eau, ce qui pourrait contribuer pendant encore plusieurs années à son eutrophisation et ce, malgré les efforts déployés en amont pour en réduire les apports.

En ce qui a trait aux éléments de solution, tel qu'indiqué dans la partie 4 du rapport, plusieurs actions sont proposées, autant du côté des résidents/usagers que du côté municipal. De concert avec la municipalité, les gens d'affaires et les citoyens, le comité de gestion de lac William aura comme rôle de mettre en place les mesures les plus urgentes. Même si environ 80% des pressions environnementales du lac William proviennent de l'amont, il importe de s'attaquer tout de même au 20% restant et sur lequel il est plus facile d'y exercer un contrôle et ce sera, à tout le moins, des efforts qui ne seront vaines. Que ce soit du côté de l'artificialisation des berges (dont le problème était soulevé dès 1980), de la vérification et de la conformité des installations septiques, des épisodes de débordement des stations d'épuration des eaux usées ou de l'impact des embarcations motorisées, tous les gestes sont importants et tous les acteurs doivent être interpellés.

Ce document se veut un outil d'aide à la prise de décisions pour le comité de gestion du lac qui a pour mission première la protection et la mise en valeur du lac William. De plus, la mise en valeur de lac William favorisera à moyen et long terme le développement local et bénéficiera ainsi aux résidents et aux générations futures.

Malgré certaines données manquantes ou incomplètes, ce portrait constitue une source d'informations qui servira de base pour la réalisation d'un plan d'action. Ce plan permettra de cibler les actions destinées à améliorer la qualité de l'eau du lac William. Une mise à jour de ce portrait devrait être réalisée régulièrement (5 à 10 ans) de façon à y intégrer toutes nouvelles données et également afin de témoigner des résultats obtenus suite aux actions mises en place

Comme le lac William subit des pressions environnementales depuis des décennies, le renversement de la tendance, bien que très bien amorcé, doit se poursuivre mais ne pourra, malheureusement, se faire du jour au lendemain. Par contre, chaque geste compte et tous doivent mettre l'épaule à la roue afin de préserver et d'améliorer cette richesse collective qui fait le bonheur et la fierté des résidents de St-Ferdinand depuis de nombreuses d'années.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ARSENEAULT, S et LÉGARÉ, S. (2000). L'envahissement de nos lacs par une espèce exotique, le cas du myriophylle à épi (*myriophyllum spicatum*). *Le naturaliste canadien*, 124(1). pp.39-43
- BERGERON, J-M. (2003). La gestion de l'eau par bassin versant. Document informatif. Université de Sherbrooke. 28 p.
- BLAIS, S. (2002). La problématique de cyanobactéries (algues bleu-vert) dans la baie de Missisquoi en 2001. *AGROSOL* 13(2). pp. 103-110
- BOURQUE, P.-A. (2003). Planète Terre. Département de géologie et de génie géologique. Université Laval, <http://www.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/s3>.
- DELADURANTAYE, R. (2003) Notes de cours de Gestion de l'eau, Automne 2003, ENV-757, Université de Sherbrooke. 46 p.
- DUMAS, M. (2002). Résumé de la présentation sur les cyanobactéries au Comité multipartite agriculture et environnement. Ministère de l'Environnement du Québec.
- ENVIRONNEMENT CANADA. (2003). Myriophylle à épi (*Myriophyllum spicatum* L.). http://www.cws-scf.ec.gc.ca/publications/inv/p1_f.cfm.
- FAUCHER, B. (2004), Gestion intégrée de l'eau d'un lac de villégiature ; exemple du lac de l'est, Essai M.Env., Université de Sherbrooke, 67 p.
- GAGNON, R et al. (1994), Étude de la qualité de l'eau du lac William, été 1994 ; 46 p.
- GANGBAZO, G. (2004). Gestion intégrée de l'eau par bassin versant : concepts et application. Ministère de l'Environnement du Québec. *Envirodoq* ENV/2004/0062 50 p.
- LAFORREST, A et al. (2005) Projet d'exploitation de l'aquifère Irlande aux fins de consommation – Évaluation de la capacité de support du lac William. Laforest Expert-Conseils et Exxep Environnement. 26 p.
- LAPORTE, A. (2003) Rapport final de la validation des installations septiques. Roche Ltée Groupe-Conseils. 12 p.
- LÉGARÉ, S. (1999). Étude de la qualité de l'eau du lac William (rapport préliminaire). Ministère de l'Environnement du Québec. 22 p.
- LÉVESQUE, S. (1997). Impacts environnementaux des embarcations motorisées de plaisance sur les écosystèmes aquatiques, Essai (M. Env.), Université de Sherbrooke, 91 p.
- MARANDA, Y. (2003) Notes de cours de Gestion de l'eau, Automne 2003, ENV-757, Université de Sherbrooke. 46 p.
- MINISTÈRE DES AFFAIRES MUNICIPALES (1972). Étude de la qualité de l'eau du lac William, Cté Mégantic, volume 1. *Envirodoq* 001260 vol.1, 117 p.

- MINISTÈRE DES AFFAIRES MUNICIPALES (1974). Étude de la qualité de l'eau du lac William, Cté Mégantic, volume 2. Envirodoq 001260 vol.2 103 p.
- MINISTÈRE DE LA FAUNE ET PARCS DU QUÉBEC (1999). Politique de débits réservés écologiques pour la protection du poisson et de ses habitats. Direction de la faune et des habitats. 23 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (1996). Document de réflexion sur la bande riveraine de protection. Direction générale des politiques. Direction des politiques du secteur municipale. Service de l'aménagement et de la protection des rives et du littoral. 40. p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (2001). L'infestation des plans d'eau du Québec par le myriophylle à épis (*myriophyllum spicatum*).13. p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (2002a). Centre d'expertise hydrique du Québec, Analyse hydrologique, Exutoire du lac de l'Est. #0240-002-02-E. 9 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (2002b). Politique nationale de l'eau. Envirodoq ENV/2002/0310. 94.p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (2002c). Protection des rives, du littoral et des plaines inondables. Guides bonnes pratiques. Envirodoq ENV/2002/0001. 170.p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (2003a). Avis concernant l'aération ou la circulation artificielle de l'eau des lacs comme mesures de restauration de la qualité de l'eau. Position du ministère de l'Environnement. 11.p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (2003b). Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées. Q-2, r.8. Éditeur officiel du Québec. 47 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (2003c). Décret concernant la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables. Q-2, r.17.1. Éditeur officiel du Québec. Dernière mise à jour au 4 novembre 2003. 14 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (2004a). Banques de données sur la qualité du milieu aquatique. Direction du suivi de l'état sur l'environnement.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (2004b). Plaisanciers, pêcheurs, villégiateurs, prenez garde. <http://www.menv.gouv.qc.ca/biodiversite/nuisibles/plaisanciers.htm>. 3.p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (2004c). Évacuation et traitement des eaux usées des résidences isolées. Texte d'introduction <http://www.menv.gouv.qc.ca>.
- MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC (1997). Services inventaires et plans. Fiche de promotion environnementale. Entretien d'été système de drainage nettoyage de fossés. Fiche FPE-01. 4. p.

MORIN, P. et F. BOULANGER. 2005. Portrait de l'environnement du bassin versant de la rivière Bécancour. Rapport produit par Envir-Action pour le Groupe de concertation du bassin de la rivière Bécancour (GROBEC). 184 p.

MUNICIPALITÉ DE SAINT-FERDINAND, données sur l'utilisation de la Marina, 2001-2006

OLIVIER, M. (2002). Chimie de l'Environnement, Longueuil (Québec), Les Productions Jacques Bernier, 301 p

PRONOVOST, S. (2002). Consultation auprès d'organismes impliqués ans la protection de l'environnement de lacs et de cours d'eau, Essai (M. Env.), Université de Sherbrooke, 159 p.

RAPPEL. (2002). La vie sur l'eau. Affiche éducative.

SERVICES DE PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT DES (1977). Étude des lacs William et Joseph, bassin de la rivière Bécancour. Envirodoq 003098 112 p.

THIBAUT, J.C. (2004). L'environnement : À tout problème, une solution !.. Conférence prononcée dans le cadre de la Quinzaine de l'Entrepreneuriat. Université de Sherbrooke. Mars 2004.

THIBAUT, J.C. (2003). Des solutions pour vos problèmes d'eau : l'érosion dans le bassin versant. Cahier des participants. Conférence prononcée dans le cadre d'un Symposium sur l'eau. Victoriaville, novembre 2003. 27 p.

VALLÉE, S. (1997). Rapport d'échantillonnage et d'analyses du lac William. Novembre 1997. 8 p.

VALLÉE, S. (1998). Rapport d'échantillonnage et d'analyses du lac William, N/Réf. : E-320130M-002. Novembre 1998. 8 p.

VALLÉE, S. (1999). Rapport d'échantillonnage et d'analyses du lac William, N/Réf. : E-320130M-003. Décembre 1999. 10 p.

VALLÉE, S. (2001). Echantillonnage du lac William, Municipalité de St-Ferdinand, N/Réf. : A50320354-005. Novembre 2001. 6 p.

VALLÉE, S. (2002). Echantillonnage du lac William, Municipalité de St-Ferdinand, N/Réf. : A50320354-006. Novembre 2002. 14 p.

VALLÉE, S. (2004). Étude de la qualité de l'eau du lac William de 1998 à 2003, Rapport d'analyses compilé, Février 2004. 14 p.

VALLÉE, S. (2004). Étude de la qualité de l'eau du lac William, Rapport d'analyses compilé août et octobre 2004, Novembre 2004. 19 p.

Sites internet :

Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs

www.mddep.gouv.qc.ca

Regroupement des Associations pour la protection de l'Environnement des lacs et des cours d'eau de l'Estrie et du haut bassin de la rivière Saint-François. (RAPPEL).

www.rappel.qc.ca

Ministère des transports du Québec

www.mtq.gouv.qc.ca