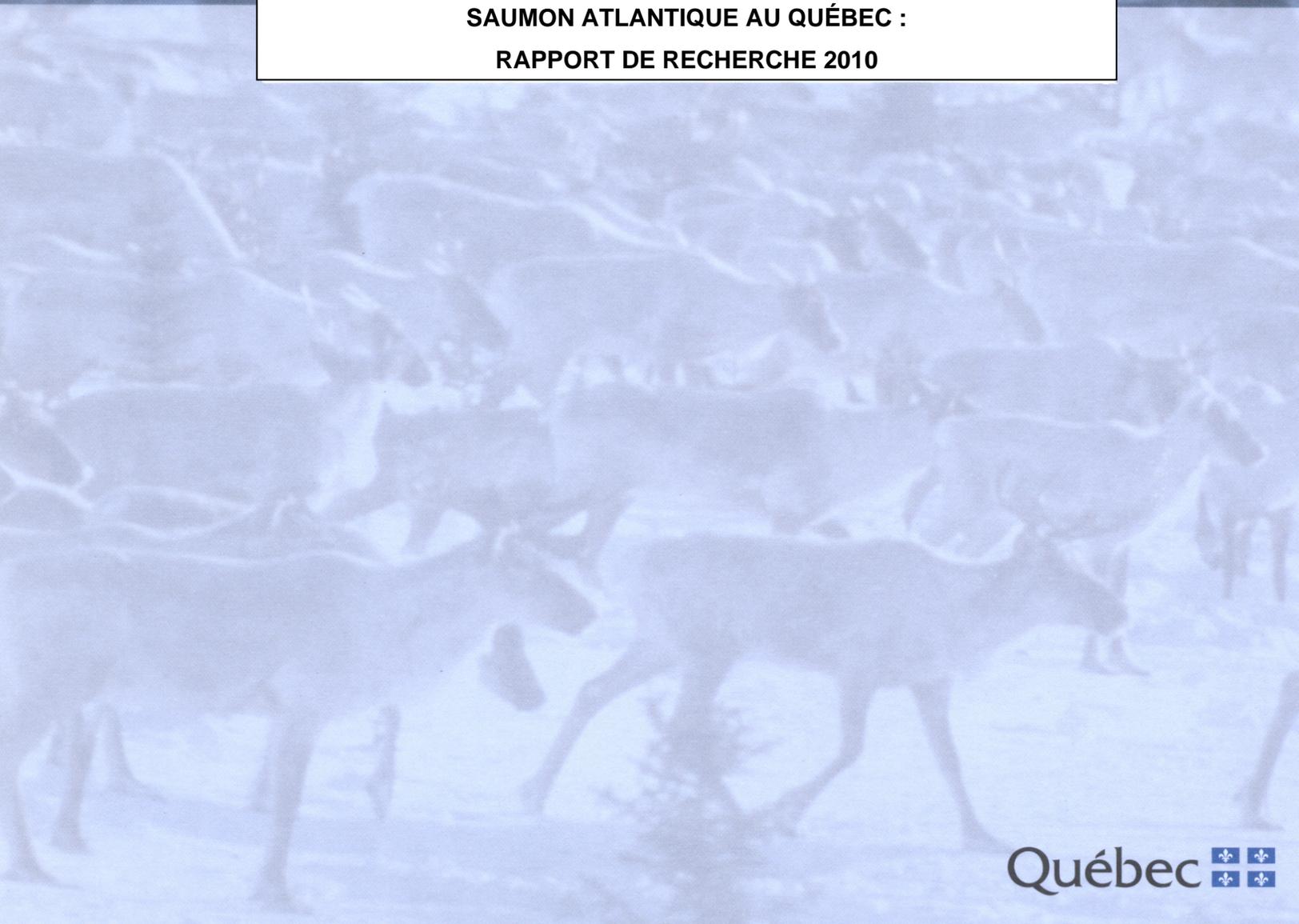


*Des femmes, des hommes, des régions,* **nos ressources...**



**ÉCOLOGIE ET ÉVOLUTION DES POPULATIONS TÉMOINS DE  
SAUMON ATLANTIQUE AU QUÉBEC :  
RAPPORT DE RECHERCHE 2010**



Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats

**ÉCOLOGIE ET ÉVOLUTION DES POPULATIONS TÉMOINS DE  
SAUMON ATLANTIQUE AU QUÉBEC : RAPPORT DE  
RECHERCHE 2010**

Par

Mélanie Dionne  
Vanessa Cauchon  
et  
Denis Fournier

Pour le  
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune  
Secteur Faune

Février 2012

## Réalisation

- Rédaction : Mélanie Dionne, biologiste  
Vanessa Cauchon, technicienne de la faune  
Denis Fournier, technicien de la faune
- Échantillonnage : Denis Fournier, technicien de la faune  
Vanessa Cauchon, technicienne de la faune  
Nicolas Harnois, technicien de la faune  
Yanick Soulard, technicien de la faune  
William Cayer-Blais, technicien de la faune  
Marc-Antoine Couillard, technicien de la faune  
Marika Dumas, stagiaire  
Océane Thusy, stagiaire  
Catherine Claveau-Fortin, stagiaire  
Alexandre Brousseau, étudiant  
Manuelle Mainguy, étudiante
- Conception graphique : Vanessa Cauchon
- Lecture d'écailles : Denise Deschamps, technicienne de la faune
- Traitement de texte : Vanessa Cauchon

Service de la faune aquatique  
Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats  
Secteur Faune Québec  
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune  
880, chemin Sainte-Foy, 2<sup>e</sup> étage  
Québec (Québec) G1S 4X4  
Téléphone : 418 627-8694



*Référence à citer :*

---

DIONNE, M., V. CAUCHON et D. FOURNIER (2012). *Écologie et évolution des populations témoins de saumon atlantique au Québec : rapport de recherche 2010*, Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, Service de la faune aquatique, 78 p.

---

## RÉSUMÉ

Dans un contexte de changements environnementaux rapides, le suivi serré de populations fauniques de référence est un outil essentiel afin de mieux comprendre comment les espèces sensibles, telles que le saumon atlantique, s'adaptent à un milieu changeant et comment elles réagissent aux perturbations environnementales. Ce type de données amassées sur plusieurs années permet également d'évaluer la probabilité de persistance des populations à plus long terme et d'orienter les mesures de conservation et de gestion selon une optique prédictive, ce qui est primordial dans le cas d'espèces en déclin comme le saumon atlantique. Dans ce contexte, un suivi de deux populations témoins de saumon atlantique a débuté il y a près de 30 ans au Québec dans deux régions génétiques et géographiques distinctes, soit la rivière Saint-Jean en Gaspésie et la rivière de la Trinité sur la Côte-Nord, afin de mesurer l'évolution de l'abondance, des caractéristiques et des taux de survie en rivière et en mer de ces deux populations naturelles.

De façon générale, une diminution de l'abondance des smolts ainsi que des adultes (madeleineaux et rédibermarins) est observée depuis les années 1980 dans les deux rivières, à l'exception du nombre de madeleineaux, qui demeure stable dans la rivière Saint-Jean. Les smolts en dévalaison en 2010 se chiffraient à 48 187 individus dans la rivière Saint-Jean et à 37 500 individus dans la rivière de la Trinité, ce qui représente une baisse de 46 % et de 30 % respectivement par rapport à la moyenne historique. La diminution du nombre de smolts est accompagnée par de faibles variations temporelles de longueurs et de poids, le facteur de condition globale diminuant par contre dans le temps, plus particulièrement dans la rivière Saint-Jean. Le nombre d'adultes en montaison en rivière en 2010, à la suite d'une période d'alimentation en mer, a été estimé à 1 193 saumons dans la rivière Saint-Jean et à 869 saumons dans la rivière de la Trinité. Ces nombres représentent une baisse de 9 % et de 26 % respectivement par rapport à l'abondance moyenne historique. Malgré une diminution observée du nombre d'adultes en rivière depuis les années 1980, plus particulièrement des rédibermarins, une stabilité dans le temps dans la déposition d'œufs est observée dans les deux rivières témoins, suggérant que la diminution en abondance des adultes pourrait être contrebalancée par l'augmentation de la longueur et du poids des madeleineaux et des rédibermarins, associés positivement à la grosseur et à la production d'œufs par les femelles.

Pour les deux rivières à l'étude, le taux de survie en rivière, de l'œuf au smolt, tend à diminuer avec le temps, plus particulièrement dans la rivière Saint-Jean (Saint-Jean : 1,22 %, de la Trinité : 2,02 %; moyennes historiques : 2,57 % et 2,34 % respectivement), ce qui suggère que des changements de facteurs biotiques ou abiotiques en rivière pourraient influencer défavorablement la survie des juvéniles depuis les dernières années. Concernant la phase de vie en mer, une diminution du taux de retour, du smolt à l'adulte, n'est observée que dans la rivière de la Trinité (1,14 %, par rapport à une moyenne historique de 2,29 %), la rivière Saint-Jean

démontrant une plus grande stabilité dans le temps dans les taux de retour, malgré des fluctuations marquées au fil des années (2,45 %, par rapport à une moyenne historique de 1,30 %), ce qui suggère que les saumons de la rivière de la Trinité pourraient être davantage touchés par les changements de conditions biotiques et abiotiques en mer que ceux de la rivière Saint-Jean. Tout de même, les deux rivières ont atteint leur seuil de conservation en 2010 (Saint-Jean : 211 %, de la Trinité : 121 %; moyenne quinquennale : 190 % et 117 % respectivement).

L'ensemble de ces données suggère que chaque rivière possède sa propre dynamique de population et que chaque population peut être touchée de façon différente par les changements environnementaux. Malgré tout, ces rivières représentent des populations modèles pour leur région respective, car ces dernières possèdent des caractéristiques phénotypiques et génétiques distinctes. Ces suivis permettent donc d'obtenir des données historiques fiables sur des populations modèles naturelles, pouvant être comparées aux populations qui subissent les impacts des activités humaines. Ces suivis permettent également de rassembler des données inédites permettant de mieux orienter les mesures de conservation et de gestion de façon prédictive pour cette espèce en déclin.

## TABLE DES MATIÈRES

1	INTRODUCTION.....	1
1.1	Importance des suivis fauniques dans un contexte de changements environnementaux.....	1
1.2	Le saumon atlantique dans un contexte évolutif.....	3
1.3	Suivi de deux rivières témoins pour le saumon atlantique au Québec .....	4
2	MÉTHODOLOGIE.....	6
2.1	Zone d'étude et données environnementales.....	6
2.2	Échantillonnage des smolts en dévalaison et des adultes en montaison.....	8
2.2.1	Échantillonnage des smolts en dévalaison .....	8
2.2.2	Échantillonnage des saumons adultes en montaison.....	9
2.3	Calculs des taux de survie en rivière et des taux de retour de la mer .....	10
2.4	Statistiques.....	11
3	RÉSULTATS.....	12
3.1	Conditions environnementales.....	12
3.2	Dévalaison des smolts.....	12
3.2.1	Période de dévalaison hâtive.....	12
3.2.2	Faible abondance de smolts.....	13
3.2.3	Caractéristiques des smolts .....	13
3.3	Montaison des adultes.....	15
3.3.1	Pêche sportive : un meilleur succès que les années précédentes.....	15
3.3.2	Montaison des adultes : bonne montaison de rédibermarins dans la rivière Saint-Jean et de madeleineaux dans la rivière de la Trinité .....	15
3.3.3	Caractéristiques des adultes : petits madeleineaux dans les deux rivières.....	16
3.3.4	Nombre d'œufs déposés : au-delà du seuil de conservation pour les deux rivières.....	18
3.4	Taux de survie en rivière et taux de retour de la mer .....	19
3.4.1	Survie en rivière, de l'œuf au smolt : faible dans les deux rivières pour la cohorte de 2004 .....	19
3.4.2	Du smolt à l'adulte : taux de retour sous la moyenne historique pour les deux rivières.....	19
4	DISCUSSION .....	21

4.1	Évolution de l'abondance et des caractéristiques phénotypiques des populations témoins de saumon atlantique au Québec .....	21
4.2	Prévision prudente sur les retours pour 2011.....	23
4.3	Conclusion .....	24
ANNEXE I : SUIVI DE L'ANGUILLE D'AMÉRIQUE DANS LE SYSTÈME DE LA RIVIÈRE SAINT-JEAN EN GASPÉSIE .....		25
1	Migration saisonnière de l'anguille d'Amérique dans le système de la rivière Saint-Jean ...	25
2	Abondance de l'anguille d'Amérique dans le système de la rivière Saint-Jean .....	26
3	Suivi du recrutement de l'anguille d'Amérique dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean .....	27
REMERCIEMENTS.....		29
GLOSSAIRE.....		30
LISTE DES RÉFÉRENCES.....		31
TABLEAUX .....		36
FIGURES.....		55

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau I.	Captures de smolts en dévalaison printanière dans la rivière Saint-Jean en 2010.....	37
Tableau II.	Captures de smolts en dévalaison printanière dans la rivière de la Trinité en 2010.....	38
Tableau III.	Caractéristiques des smolts dans la rivière Saint-Jean en 2010.....	39
Tableau IV.	Caractéristiques des smolts dans la rivière de la Trinité en 2010.....	40
Tableau V.	Estimation de la dévalaison et caractéristiques des smolts de la rivière Saint-Jean de 1989 à 2010 et de la rivière de la Trinité de 1984 à 2010.....	41
Tableau VI.	Caractéristiques des ombles chevaliers échantillonnés en dévalaison dans la rivière de la Trinité de 1998 à 2010.....	42
Tableau VII.	Bilan de l'exploitation des saumons dans la rivière Saint-Jean de 1984 à 2010.....	43
Tableau VIII.	Bilan de l'exploitation des saumons dans la rivière de la Trinité de 1984 à 2010.....	44
Tableau IX.	Montaison totale des saumons par catégorie de groupe d'âge en mer dans la rivière Saint-Jean de 1984 à 2010.....	45
Tableau X.	Montaison totale des saumons par catégorie de groupe d'âge en mer dans la rivière de la Trinité de 1984 à 2010.....	46
Tableau XI.	Caractéristiques des ombles de fontaine anadromes dans la passe migratoire de la rivière de la Trinité de 1997 à 2010.....	47
Tableau XII.	Caractéristiques des saumons échantillonnés dans la rivière Saint-Jean en 2010.....	48
Tableau XIII.	Caractéristiques des saumons échantillonnés dans la rivière de la Trinité en 2010.....	49
Tableau XIV.	Caractéristiques des saumons échantillonnés dans la rivière Saint-Jean de 1983 à 2010.....	50
Tableau XV.	Caractéristiques des saumons échantillonnés dans la rivière de la Trinité de 1980 à 2010.....	51

Tableau XVI.	Survie en rivière, de l'œuf au smolt, dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité.....	52
Tableau XVII.	Taux de retour de la mer, du smolt jusqu'à l'adulte, dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité.....	53
Tableau XVIII.	Captures et estimations d'anguilles en dévalaison printanière dans la rivière Saint-Jean de 2001 à 2010 .....	54
Tableau XIX.	Estimation de l'abondance des anguilles dans les différents milieux du bassin versant de la rivière Saint-Jean en 2005 et estimation de l'abondance relative (CPUE) dans les différents milieux de 2008 à 2010.....	54

## LISTE DES FIGURES

Figure 1.	La rivière Saint-Jean dans son contexte géographique .....	56
Figure 2.	La rivière de la Trinité dans son contexte géographique .....	57
Figure 3.	Précipitations et température journalière de l'eau des rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2010 .....	58
Figure 4.	Dévalaison des smolts dans la rivière Saint-Jean en 2010.....	59
Figure 5.	Dévalaison des smolts dans la rivière de la Trinité en 2010.....	60
Figure 6.	Comparaison de la longueur totale moyenne journalière des smolts des rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2010.....	61
Figure 7.	Classes de longueur des smolts mesurés vivants et intervalles de classes de longueur en fonction de l'âge des smolts échantillonnés dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2010 .....	62
Figure 8.	Relation longueur-poids des smolts des rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2010	63
Figure 9.	Abondance des madeleineaux et des rédibermarins dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité de 1984 à 2010.....	64
Figure 10.	Nombre d'ombles de fontaine anadromes en montaison enregistrés annuellement à la passe migratoire, présentés par classes de taille, dans la rivière de la Trinité de 1985 à 2010.....	65
Figure 11.	Nombre d'ombles chevaliers anadromes en montaison enregistrés annuellement à la passe migratoire de la rivière de la Trinité de 1999 à 2010 .....	65
Figure 12.	Nombre d'ombles de fontaine et d'ombles chevaliers anadromes en montaison enregistrés quotidiennement à la passe migratoire de la rivière de la Trinité en 2010.....	66
Figure 13.	Classes de longueur et intervalles de classes de longueur en fonction de l'âge des saumons adultes échantillonnés dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2010.....	67
Figure 14.	Poids moyen des saumons des rivières Saint-Jean et de la Trinité de 1983 à 2010 ..	68
Figure 15.	Longueur à la fourche moyenne des saumons des rivières Saint-Jean et de la Trinité de 1983 à 2010 .....	69

Figure 16. Taux de survie en rivière, de l’œuf au smolt, dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité.....	70
Figure 17. Taux de retour de la mer, du smolt à l’adulte, dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité.....	71
Figure 18. Relation entre la montaison de madeleineaux et celle des rédibermarins un an plus tard dans la rivière Saint-Jean de 1981 à 2010.....	72
Figure 19. Relation entre la montaison de madeleineaux et celle des rédibermarins un an plus tard, incluant la pêche commerciale, dans la rivière de la Trinité de 1979 à 2010....	73
Figure 20. Anguilles capturées dans les trappes rotatives de la rivière Saint-Jean de 2001 à 2010.....	74
Figure 21. Classes de longueur des anguilles capturées en dévalaison dans les trappes rotatives de la rivière Saint-Jean en 2010 .....	74
Figure 22. Position des trappes dans l’estuaire de la rivière Saint-Jean en 2009 et en 2010 .....	75
Figure 23. Nombre de civelles capturées par trappe dans l’estuaire de la rivière Saint-Jean en 2009 et en 2010 .....	76
Figure 24. Nombre de civelles capturées par trappe, selon le stade de pigmentation, dans l’estuaire de la rivière Saint-Jean en 2010 .....	77
Figure 25. Changement dans le temps de la longueur des civelles capturées dans l’estuaire de la rivière Saint-Jean en 2009 et en 2010 .....	78

## LISTE DES ANNEXES

Annexe I.	Suivi de l'anguille d'Amérique dans le système de la rivière Saint-Jean en Gaspésie .....	25
-----------	---	----

### ANNEXES SUR SUPPORT ÉLECTRONIQUE

Annexe II.	Mesures des précipitations ainsi que de la température et du niveau de l'eau de la rivière Saint-Jean en 2010	
Annexe III.	Mesures des précipitations ainsi que de la température et du niveau de l'eau de la rivière de la Trinité en 2010	
Annexe IV.	Captures quotidiennes des espèces non visées lors de la dévalaison dans la rivière Saint-Jean en 2010	
Annexe V.	Captures quotidiennes des espèces non visées lors de la dévalaison dans la rivière de la Trinité en 2010	
Annexe VI.	Longueur des smolts dans la rivière Saint-Jean en 2010	
Annexe VII.	Longueur des smolts dans la rivière de la Trinité en 2010	
Annexe VIII.	Mesures morphométriques et lecture d'âge des smolts dans la rivière Saint-Jean en 2010	
Annexe IX.	Mesures morphométriques et lecture d'âge des smolts dans la rivière de la Trinité en 2010	
Annexe X.	Mesures morphométriques et lecture d'âge des saumons échantillonnés dans la rivière Saint-Jean en 2010	
Annexe XI.	Mesures morphométriques et lecture d'âge des saumons échantillonnés dans la rivière de la Trinité en 2010	
Annexe XII.	Inventaire des reproducteurs dans la rivière Saint-Jean en 2010	
Annexe XIII.	Distribution des saumons à la mi-saison, par secteur, dans la rivière Saint-Jean de 1989 à 2010	
Annexe XIV.	Montaison à la passe migratoire et capture quotidienne dans la rivière de la Trinité en 2010	

- Annexe XV. Longueur totale approximative des saumons enregistrés à la passe migratoire de la rivière de la Trinité en 2010
- Annexe XVI. Longueur totale approximative des ombles de fontaine anadromes enregistrés à la passe migratoire de la rivière de la Trinité en 2010
- Annexe XVII. Longueur totale approximative des ombles chevaliers enregistrés à la passe migratoire de la rivière de la Trinité en 2010
- Annexe XVIII. Longueur totale approximative des autres espèces enregistrées à la passe migratoire de la rivière de la Trinité en 2010
- Annexe XIX. Longueur des anguilles capturées en dévalaison dans la rivière Saint-Jean en 2010
- Annexe XX. Mesures morphométriques des ombles chevaliers anadromes échantillonnés lors de la dévalaison dans la rivière de la Trinité en 2010

## 1 INTRODUCTION

### 1.1 Importance des suivis fauniques dans un contexte de changements environnementaux

Devant les différentes influences anthropiques et les changements environnementaux croissants, les organisations régionales, nationales et internationales ont établi des règles et ont réaffirmé l'importance d'effectuer un suivi serré de la biodiversité en milieu naturel (Balmford *et al.*, 2005; Schwartz *et al.*, 2006; Convention on Biological Diversity, 2011; Pereira et Cooper, 2006). La biodiversité englobe la diversité des écosystèmes, des espèces, des populations ainsi que la diversité phénotypique et génétique pour une espèce donnée (Frankham *et al.*, 2002).

Depuis les dernières décennies, plus particulièrement, la biodiversité en général est menacée par les changements environnementaux rapides se produisant en milieu naturel, des changements auxquels les organismes ont peu de temps pour s'adapter (Gaston et Spicer, 2004). Ces changements du milieu sont principalement causés par l'augmentation de la densité des populations humaines et de leurs activités qui ont des répercussions sur les populations fauniques naturelles (Frankham *et al.*, 2002). Parmi ces changements, notons le réchauffement climatique, la pollution, la dégradation de l'habitat, l'exploitation, l'élevage d'animaux domestiques, et l'introduction d'organismes exotiques et de maladies infectieuses (Vitousek *et al.*, 1997; Daszak *et al.*, 2000; Gaston et Spicer, 2004). Dans ce contexte, la biodiversité, et plus particulièrement la diversité génétique, est d'autant plus menacée qu'elle est essentielle pour assurer la viabilité des populations naturelles (Frankham *et al.*, 2002). En effet, la diversité génétique des populations naturelles permet une plus grande adaptabilité aux changements du milieu, réduit les effets nuisibles de la consanguinité associés à la fécondité et à la survie et diminue ainsi le risque d'extinction (Frankham *et al.*, 2002; Frankham, 2005). Heureusement, plusieurs études récentes démontrent le potentiel d'adaptation rapide (ou adaptation contemporaine) chez certaines populations naturelles devant les changements du milieu (Thompson, 1998; Stockwell *et al.*, 2003; Hairston *et al.*, 2005). Tout de même, dans une optique de conservation et de gestion moderne, il importe de comprendre comment les populations fauniques s'adaptent aux

fluctuations du milieu pour ainsi prévoir les répercussions potentielles et effectuer une gestion avant-gardiste des espèces sensibles, telles que les populations de poissons.

Dans un tel contexte de changements environnementaux rapides, un suivi serré de populations de référence est donc essentiel pour mieux comprendre comment les populations de poissons s'adaptent au milieu changeant et comment elles réagissent aux perturbations environnementales. Ces données permettent d'évaluer la probabilité de survie des populations à plus long terme et d'orienter les mesures de conservation et de gestion selon une optique prédictive.

Des suivis rigoureux de systèmes témoins sont effectués chez plusieurs populations de poissons, et plus particulièrement chez les salmonidés, et ce, à travers le monde (p. ex., Grant *et al.*, 2007; DFO, 2008). Ces suivis permettent d'évaluer les effets des changements climatiques (Gurney *et al.*, 2008), de l'arrivée d'un compétiteur ou d'un nouveau parasite (Miller et Vincent, 2008) et des différentes actions humaines comme la pollution ou l'exploitation (Bickham *et al.*, 2000; Conover et Munch, 2002; Conover *et al.*, 2009) sur les populations naturelles. Les suivis permettent également d'évaluer l'évolution d'indices clefs de l'état de santé des populations naturelles, telle la diversité génétique. En effet, des changements dans la diversité génétique d'une population peuvent se faire sentir bien avant l'observation de changements dans l'abondance des individus, ce qui permet de réagir avant qu'un réel déclin ne survienne (Shrimpton et Heath, 2003; Swartz *et al.*, 2006; Hoffmann et Willi, 2008). Également, le suivi de populations témoins permet une gestion plus prédictive des stocks par l'élaboration de modèles de dynamique de population, comme ceux de Ricker et de Beverton et Holt (Ricker, 1954; Beverton et Holt, 1957) parfois appliqués aux populations de salmonidés (Caron *et al.* 1999; Legault, 2005; Gibson *et al.*, 2008). Plus récemment, les séries de données historiques tirées de suivis annuels de populations témoins ont permis d'effectuer des analyses de viabilité de populations (AVP) (Legault, 2005; Gibson *et al.*, 2008; Palstra et Dionne, 2011). Ces analyses plus complexes intègrent des paramètres relatifs à la dynamique des populations, et parfois aux composantes génétiques, afin de mieux prédire l'évolution de l'abondance et des caractéristiques des populations cibles et de leur probabilité d'extinction, ce qui aide à orienter la prise de décisions de gestion.

En résumé, le suivi étroit de populations témoins offre une série de données historiques qui permet 1) de déterminer les conséquences potentielles des changements environnementaux et des activités humaines sur les populations, 2) de signaler de nouveaux stressseurs (pollution, parasite, etc.) avant qu'ils aient une incidence réelle, 3) de suivre les paramètres de santé des stocks, tels la diversité génétique et les taux de survie annuels, afin d'ajuster les orientations de gestion de façon appropriée au moment opportun, 4) de concevoir de nouveaux outils complémentaires en relation avec l'évolution constante des populations, afin de permettre une gestion prédictive des stocks exploités.

## 1.2 Le saumon atlantique dans un contexte évolutif

Le suivi serré de populations témoins apparaît donc essentiel pour la conservation et la gestion éclairée des stocks de poissons, plus particulièrement chez les espèces sensibles aux perturbations de l'environnement comme le saumon atlantique (*Salmo salar*). Le saumon atlantique est un poisson migrateur philopatrique qui a colonisé des habitats diversifiés le long de l'océan Atlantique Nord depuis la dernière période glaciaire, il y a 14 000 à 7 000 ans (Schmidt, 1986; Dyke et Prest, 1987). En Amérique du Nord, on le trouve depuis le Connecticut jusqu'à la baie d'Ungava, alors que du côté européen, il colonise les rivières depuis l'Espagne jusqu'aux eaux du nord de la Russie. Le saumon atlantique anadrome se reproduit en eau douce, où il passe les premières années de sa vie (généralement de un à trois ans) avant de migrer vers la mer pour une période d'alimentation qui dure un an (madeleineaux ou grilses) ou deux ans et plus (rédibermarins), avant de retourner dans sa rivière natale pour la reproduction (Stabell, 1984).

Ce comportement de homing a permis au saumon de développer des adaptations locales, c'est-à-dire de s'adapter aux conditions biologiques et environnementales particulières de sa rivière natale (Taylor, 1991; Garcia de Leaniz *et al.*, 2007; Fraser *et al.*, 2011). De récents travaux soulignent d'ailleurs l'importance du régime de température et de la communauté de pathogènes en rivière comme facteurs favorisant l'adaptation fine du saumon atlantique à son milieu (Dionne *et al.*, 2007; Dionne *et al.*, 2009). Dans l'est du Canada, sept grandes régions génétiques ont été identifiées à ce jour pour le saumon atlantique (Dionne *et al.*, 2008), ce qui suggère que certains groupes de populations auraient des caractéristiques, et possiblement des adaptations, plus

similaires que les populations d'autres régions géographiques. Néanmoins, à l'intérieur de ces régions génétiques, chaque rivière possède sa propre identité génétique, comme c'est le cas d'ailleurs pour la plupart des rivières étudiées en Amérique du Nord (p. ex., O'Reilly *et al.*, 1996; Fontaine *et al.*, 1997; McConnell *et al.*, 1997; Spidle *et al.* 2003; Verspoor *et al.*, 2005; Dionne *et al.*, 2008), ce qui souligne le caractère distinct de chaque population et la nécessité d'une gestion de cette espèce rivière par rivière.

L'abondance des saumons adultes en rivière a graduellement diminué depuis les dernières décennies sur toute l'aire de distribution de l'espèce (Parrish *et al.*, 1998; WWF, 2001; CIEM, 2011). Au Québec, leur nombre est passé d'environ 120 000 saumons adultes en moyenne durant les années 1980 à environ 67 000 saumons en moyenne depuis les années 2000 pour les 114 rivières à saumons suivies sur le territoire, une diminution touchant particulièrement les rédibermarins (CIEM, 2011). Certaines populations au sud de l'aire de distribution, telles les populations de la baie de Fundy intérieure, ont été déclarées en voie de disparition par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) (2011). Dans ce contexte, il devient important de poursuivre les efforts de suivis serrés de populations modèles afin de mieux comprendre les effets des variations environnementales et humaines sur l'intégrité biologique et génétique des stocks de saumon atlantique pour ainsi adapter les orientations de gestion et de conservation en fonction de l'état actuel de l'espèce.

### **1.3 Suivi de deux rivières témoins pour le saumon atlantique au Québec**

C'est dans ce contexte que le suivi de deux rivières témoins a débuté il y a près de 30 ans au Québec dans deux régions géographiques et génétiques distinctes : la rivière Saint-Jean en Gaspésie et la rivière de la Trinité sur la Côte-Nord. L'information tirée de ces rivières a été utilisée à diverses fins au cours des dernières années, notamment pour établir des seuils de conservation associés à chacune des rivières à saumon du Québec. Le seuil de conservation, calculé selon le modèle Stock-Recrutement de Ricker (1954), représente le nombre minimal d'œufs requis afin d'assurer une certaine stabilité du recrutement annuel des populations de chacune des rivières, tout en optimisant la possibilité de récolte (Caron *et al.*, 1999). Les données historiques associées aux rivières témoins ont également permis d'effectuer les premières étapes

de développement d'analyses de viabilité de population (AVP) permettant de prédire l'abondance et la condition des populations à plus long terme ainsi que leur probabilité de persistance (Palstra et Dionne, 2011).

L'objectif principal de ces travaux est d'obtenir une série de données historiques permettant de suivre l'évolution de la dynamique de deux populations naturelles modèles appartenant à deux régions distinctes du Québec. Plus précisément, ces travaux visent à suivre l'évolution de l'abondance et des caractéristiques phénotypiques et génétiques des jeunes en dévalaison et des adultes en montaison. Également, ce projet vise à suivre l'évolution des taux de survie en rivière et des taux de retour de la mer, afin d'évaluer l'état de ces populations témoins, d'identifier les facteurs potentiellement responsables des fluctuations observées et, ultimement, de fournir des données fiables pour orienter les mesures de gestion des rivières à saumon du Québec.

## 2 MÉTHODOLOGIE

### 2.1 Zone d'étude et données environnementales

Deux populations de saumon atlantique appartenant à deux régions géographiques et génétiques distinctes sont suivies annuellement, la première dans la rivière Saint-Jean à l'extrémité est de la Gaspésie (48° 46' 08" N., 64° 26' 51" O., figure 1) et la deuxième, dans la rivière de la Trinité sur la Moyenne-Côte-Nord, à mi-chemin entre les villes de Baie-Comeau et de Port-Cartier (49° 25' 05" N., 67° 18' 16" O., figure 2).

La rivière Saint-Jean est la plus grande des deux rivières témoins : elle draine un bassin de 1 134 km<sup>2</sup> et la longueur de son cours principal, depuis sa source jusqu'à son estuaire, est de 115 km. La superficie totale de la rivière accessible au saumon est estimée à 2,3 millions de mètres carrés et le nombre d'unités de production (UP) est de 1,51 million. Le seuil de conservation, c'est-à-dire le nombre minimal d'œufs requis pour la conservation de la population de la rivière Saint-Jean, est de 1,88 million (Caron *et al.*, 1999). La rivière coule sur de la roche sédimentaire calcaire, ce qui contribue à donner une grande conductivité à l'eau et à maintenir le pH basique. L'écoulement de la rivière est rapide sur toute sa longueur, la granulométrie grossière et les faciès d'écoulement dominants sont les seuils. Dans la partie inférieure de son cours, la présence de la roche mère est importante, voire dominante dans plusieurs sections. En amont de la limite de la zone d'influence des marées, à 5 km de la mer, la rivière se divise en un réseau de canaux dont les plus importants sont presque complètement obstrués par des embâcles naturels de troncs d'arbres. Finalement, la rivière forme un barachois de 5,4 km<sup>2</sup> soumis à l'influence des marées, pour ensuite se jeter dans la mer. La très grande partie du bassin de drainage est recouverte d'une sapinière à bouleau jaune, dans la partie basse de la rivière, et d'une sapinière à bouleau blanc dans la partie supérieure.

La rivière de la Trinité, quant à elle, draine un bassin de 562 km<sup>2</sup>, soit environ la moitié de la taille de celui de la Saint-Jean, et se jette directement dans les eaux du golfe du Saint-Laurent. La longueur de son cours principal est de 80 km, mais le saumon fréquente uniquement les 70 premiers kilomètres. Un barrage est situé à environ 150 m de l'embouchure et les saumons

utilisent une passe migratoire pour franchir l'obstacle. La superficie totale de la rivière accessible au saumon est estimée à 2,11 millions de mètres carrés et le nombre d'UP est de 0,99 million, soit environ les deux tiers du nombre d'unités de la rivière Saint-Jean. Le seuil de conservation pour la population de la rivière de la Trinité est de 1,63 million d'œufs. La rivière coule sur les roches granitiques du Bouclier canadien. La conductivité de l'eau est faible et le pH est acide. La rivière est marquée par une succession d'écoulements rapides et plus lents; le sable y est omniprésent, sauf dans les zones d'écoulement rapide. L'ensemble du bassin de drainage est recouvert d'une sapinière à bouleau blanc.

Outre le saumon atlantique, l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) et l'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) se trouvent dans les deux rivières. La lamproie marine (*Petromyzon marinus*) fraie aussi dans la rivière Saint-Jean, mais on ne possède pas de telles informations en ce qui a trait à la rivière de la Trinité. Les autres espèces y sont très rares ou limitées à des habitats particuliers. Dans la rivière Saint-Jean, par exemple, quelques spécimens de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) ont été capturés. Dans la rivière de la Trinité, on trouve une population d'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) anadrome, de meunier rouge (*Catostomus catastomus*), de meunier noir (*C. commersoni*), d'épinoche à quatre épines (*Apeltes quadracus*) et d'épinoche à neuf épines (*Pungitius pungitius*).

Les deux rivières présentent un régime hydrique et thermique différent. La débâcle et le réchauffement printanier se produisent plus tôt dans la rivière Saint-Jean que dans la rivière de la Trinité. Des données sur la température de l'eau sont recueillies quotidiennement durant toute l'année par un thermographe pour les deux rivières témoins ( $\pm 0,1$  °C, figure 3). La température de l'eau enregistrée pendant l'hiver se situe normalement autour de 0 °C (données non publiées, MRNF). Finalement, des mesures quotidiennes de précipitations à l'aide d'un pluviomètre ( $\pm 0,5$  mm) et du niveau de l'eau à l'aide d'une règle ( $\pm 0,5$  cm) sont recueillies pour les deux rivières témoins.

## 2.2 Échantillonnage des smolts en dévalaison et des adultes en montaison

### 2.2.1 Échantillonnage des smolts en dévalaison

L'estimation du nombre de smolts se fait par la méthode de capture-recapture. Les smolts sont capturés dans la zone de capture, marqués par l'ablation de la nageoire adipeuse (M) et relâchés. Une zone de recapture, située en aval, permet la capture (C) et l'observation du nombre d'individus marqués recapturés (R). La section de rivière située entre les deux zones permet un mélange homogène des smolts capturés et non capturés dans la zone de capture. La taille de la population de smolts en dévalaison (N) est ensuite estimée à l'aide de l'estimateur de Petersen (modifié par Chapman, 1951) de la façon suivante :

$$N = [(M + 1) (C + 1)] / (R + 1) \text{ (Ricker, 1980).}$$

Sur la rivière Saint-Jean, une barrière de comptage munie d'un piège et couvrant près de la moitié de la rivière sert d'engin de capture au kilomètre 8 (kilomètres de rivière depuis l'eau saumâtre). La zone de recapture est située au kilomètre 6,5 et est munie de deux trappes rotatives installées côte à côte. Sur la rivière de la Trinité, une première trappe rotative est installée dans la zone de capture au kilomètre 9 et la seconde est mise à l'eau dans la zone de recapture au kilomètre 3,2.

Afin de déterminer la longueur des smolts en dévalaison dans chacune des rivières, la longueur totale de 50 smolts vivants choisis au hasard est mesurée quotidiennement. Également, afin de décrire plus précisément les caractéristiques des smolts en dévalaison, environ 200 d'entre eux sont prélevés quotidiennement dans la zone de recapture selon la proportion des captures, et ce, pour mesurer la longueur totale, la longueur à la fourche ( $\pm 1$  mm) et le poids ( $\pm 0,1$  g), pour noter le sexe et prélever des écailles afin de déterminer l'âge des individus.

Dans le but d'étudier l'évolution des caractéristiques génétiques des deux populations témoins, un morceau de nageoire adipeuse est prélevé sur 100 smolts répartis sur l'ensemble de la période de dévalaison annuellement. Les tissus sont conservés dans de l'éthanol à 95 %. À la fin de la

saison, l'alcool contenu dans les fioles est changé et les échantillons sont congelés pour un entreposage à plus long terme.

Depuis 1998, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) participe à un projet dirigé par Michael Power du Département de biologie de l'Université de Waterloo visant à évaluer l'écologie trophique du saumon atlantique et de l'omble chevalier dans différentes rivières du Québec et de Terre-Neuve. Pour ce faire, 20 smolts et ombles chevaliers sont échantillonnés chaque année dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité afin d'analyser leur signature isotopique et ainsi d'évaluer la diète de ces espèces et l'utilisation de leur habitat dans le temps.

### *2.2.2 Échantillonnage des saumons adultes en montaison*

Dans la rivière Saint-Jean, le dénombrement des adultes se fait en apnée après la fin de la montaison, alors qu'un classement par catégorie (madeleineaux et rédibermarins) est effectué. Cela représente un nombre minimal de géniteurs présents dans la rivière, puisque aucun ajustement n'est fait pour tenir compte des poissons ayant pu échapper aux observateurs. Le nombre total de saumons revenus en rivière est ensuite obtenu en ajoutant tous les poissons capturés et gardés ou trouvés morts dans la rivière avant l'inventaire. La prise de données morphométriques (longueur à la fourche, poids et sexe) et le prélèvement d'écaillés sont effectués lors de l'enregistrement des captures par la pêche sportive. Ces données sont également recueillies sur les saumons trouvés morts.

Dans la rivière de la Trinité, le dénombrement des saumons est effectué lors de leur passage dans une passe migratoire, reconstruite et rénovée en 2009. La longueur totale de chaque saumon est obtenue grâce à une règle graduée au 10 cm située sur le plancher de la cage de rétention. La date ainsi que l'heure de passage sont également notées. Les spécimens de moins de 65 cm sont classés dans la catégorie des madeleineaux, les autres, comme rédibermarins. Le nombre total de saumons revenus en rivière est ensuite obtenu en ajoutant aux montaisons de la passe migratoire toutes les captures sportives et les saumons trouvés morts en aval de la passe migratoire. La prise de mesures morphométriques plus détaillées (longueur à la fourche, longueur totale, poids et sexe) ainsi que le prélèvement d'écaillés et d'un bout de nageoire adipeuse sont effectués sur les

madeleineaux lors de l'enregistrement des captures sportives. En 2002 et depuis 2004, la remise à l'eau de tous les rédibermarins est obligatoire dans cette rivière. Afin de recueillir des données sur les caractéristiques de ceux-ci, un échantillonnage est fait dans la passe migratoire lors de leur passage. La longueur totale et la longueur à la fourche sont mesurées, les écailles sont prélevées pour la détermination de l'âge et un bout de nageoire adipeuse est conservé pour l'analyse génétique. Les poissons d'autres espèces, tels que les ombles de fontaine et les ombles chevaliers, sont également dénombrés et mesurés lors de leur passage.

Le Ministère a également participé à l'échantillonnage pour le projet international SALSEA ([www.nasco.int/sas/salsea.htm](http://www.nasco.int/sas/salsea.htm)), celui-ci visant à mieux comprendre les facteurs favorisant la survie en mer du saumon atlantique. En 2010, 30 nageoires adipeuses et une dizaine d'écailles ont été prélevées sur les dibermarins échantillonnés par la pêche sportive ou dans la passe migratoire, dans chacune des deux rivières témoins. Ce volet, coordonné par monsieur Gérald Chaput de Pêches et Océans Canada, vise à analyser les signatures isotopiques et ainsi à évaluer les changements de niveaux trophiques du saumon selon la rivière d'origine et son stade de vie.

### **2.3 Calculs des taux de survie en rivière et des taux de retour de la mer**

Les évaluations annuelles du nombre de smolts en dévalaison et d'adultes en montaison nous permettent d'estimer les taux de survie en rivière, de l'œuf au smolt, de même que les taux de retour de la mer, du smolt à l'adulte.

L'estimation du taux de survie en rivière s'effectue en comparant le nombre d'œufs déposés en rivière par une cohorte donnée au nombre de smolts de cette même cohorte dévalant la rivière quelques années plus tard. Le nombre d'œufs déposés lors d'une année donnée est calculé en fonction du nombre de femelles de retour en rivière, de leur poids ainsi que du nombre d'œufs moyen par kilogramme par femelle (madeleineaux : 2430 œufs/kg, rédibermarins : 1 535 œufs/kg, Caron *et al.*, 1999). Les œufs déposés en rivière deviennent des smolts qui ne migrent pas tous la même année vers la mer. Afin de calculer le nombre de smolts produits par la fraie d'une année, par exemple celle de 2004, il faut additionner le nombre de smolts qui ont 2 ans en 2007, 3 ans en 2008, 4 ans en 2009 et 5 ans en 2010. La majorité des smolts des deux

rivières témoins migrent vers la mer à l'âge de 3 ans et très peu dévalent à l'âge de 5 ans. Il est possible d'estimer cette dernière valeur en utilisant la proportion moyenne historique de smolts ayant 5 ans afin d'obtenir le taux de survie un an plus tôt pour une cohorte donnée.

Les smolts qui migrent vers la mer ne reviennent pas tous la même année; les madeleineaux reviennent un an plus tard et les dibermarins deux ans après leur départ de la rivière. Dans les deux rivières témoins, très peu de saumons demeurent trois ans en mer avant de revenir frayer une première fois. La majorité des saumons revient dans la rivière Saint-Jean après un séjour de deux ans en mer alors que, dans la rivière de la Trinité, la majorité revient après une seule année en mer. Un plus long séjour en mer se fait au détriment de la probabilité de survie, mais lors du retour, ces saumons sont de plus grande taille et ont une fécondité moyenne plus élevée que ceux ayant passé un an en mer. Le taux de retour à la suite du séjour en mer de chaque cohorte de smolts est calculé en comparant le nombre de smolts en dévalaison pour une année donnée, estimé par la méthode de capture-recapture, au nombre d'adultes de cette cohorte retournant en rivière un an, deux ans et trois ans plus tard, selon les lectures d'âge.

## **2.4 Statistiques**

L'évolution de l'abondance des smolts et des adultes dans le temps, de leur taille ainsi que de leur facteur de condition a été testée par des modèles de régression linéaire pour les deux rivières témoins (logiciel StatView, v. 5). Cette même analyse a été utilisée pour évaluer l'évolution de l'âge moyen des smolts et de la proportion de femelles retrouvées dans la dévalaison avec le temps. L'évolution des taux de survie en rivière ainsi que des taux de retours de la mer depuis les années 1980 a également été évaluée à l'aide de modèles de régression linéaire pour les deux rivières témoins.

### 3 RÉSULTATS

#### 3.1 Conditions environnementales

Dans les deux rivières témoins, l'eau a subi un réchauffement plus tôt en saison que la normale, plus particulièrement dans la rivière de la Trinité. La température a atteint les 10 °C le 18 et le 20 mai dans les rivières de la Trinité et Saint-Jean respectivement, alors que cette température est normalement atteinte vers les derniers jours de mai en moyenne (figure 3). Les très faibles précipitations de neige sur la Côte-Nord jumelées à un temps chaud et sec en début de saison ont favorisé le réchauffement hâtif de la rivière de la Trinité, qui a atteint des températures records et un niveau d'eau très bas au cours de la saison. Le niveau d'eau de la rivière Saint-Jean a varié, se situant sous la moyenne des dernières années en début de saison et au-dessus des normales au mois de juillet.

#### 3.2 Dévalaison des smolts

##### 3.2.1 Période de dévalaison hâtive

Le déclenchement de la dévalaison coïncide avec le réchauffement printanier et se produit habituellement lorsque la température de l'eau approche les 10 °C. D'autres facteurs semblent également influencer le moment de la dévalaison, comme le débit de la rivière et la date à laquelle se produit le réchauffement. En effet, il a été observé dans le passé qu'un réchauffement très hâtif n'enclenche pas nécessairement toute la dévalaison, de même qu'un printemps tardif verra des smolts quitter la rivière à des températures plus basses.

La dévalaison se produit toujours plus tôt dans la rivière Saint-Jean que dans la rivière de la Trinité. Dans la rivière Saint-Jean, la dévalaison s'est déroulée du 12 mai au 18 juin, 70 % des captures de smolts s'étant concentrées du 18 au 25 mai et du 30 mai au 1<sup>er</sup> juin, périodes interrompues par des températures plus fraîches (tableau I). Dans la rivière de la Trinité, la dévalaison s'est déroulée environ une semaine plus tôt que la normale, soit du 19 mai au 18 juin, pour se concentrer principalement du 23 mai au 10 juin (tableau II).

### 3.2.2 *Faible abondance de smolts*

Les données sur le nombre de captures et de poissons marqués quotidiennement sont présentées aux tableaux I et II ainsi qu'aux figures 4 et 5. Dans la rivière Saint-Jean, le nombre de smolts ayant descendu la rivière au printemps 2010 est estimé à 48 187, soit 46 % en dessous de la moyenne historique. Dans la rivière de la Trinité, en raison de l'arrêt de la trappe rotative dans la zone de recapture le 27 mai et les 8 et 9 juin, nous avons dû estimer le nombre de smolts dévalés pendant ces arrêts. L'estimation totale obtenue est donc de 37 500 smolts, soit 30 % sous la moyenne historique. Depuis les années 1980, l'abondance des smolts en dévalaison a diminué significativement dans les deux rivières témoins (Saint-Jean :  $r^2 = 0,23$ ,  $p = 0,03$ ; de la Trinité :  $r^2 = 0,44$ ,  $p = 0,0002$ ).

### 3.2.3 *Caractéristiques des smolts*

Les caractéristiques des smolts échantillonnés en 2010 sont présentées aux tableaux III et IV. Nous obtenons la longueur moyenne des smolts à partir des poissons échantillonnés et de ceux mesurés vivants et remis à l'eau. Dans la rivière Saint-Jean, la longueur totale moyenne des 192 smolts échantillonnés est de 130 mm et celle des 1 548 smolts mesurés vivants est de 132 mm. Dans la rivière de la Trinité, la longueur totale moyenne est de 138 mm pour les 205 smolts échantillonnés et de 132 mm pour les 1 305 smolts mesurés vivants. En général, la longueur moyenne journalière des smolts a tendance à s'accroître durant la saison dans les deux rivières, ce que nous observons en 2010 également (figure 6). Au cours des années, la longueur totale moyenne des smolts a fluctué, mais elle demeure relativement stable dans le temps (Saint-Jean :  $r^2 = 0,13$ ,  $p = 0,09$ ; de la Trinité :  $r^2 = 0,10$ ,  $p = 0,13$ ).

On trouve annuellement une différence de taille, bien que minime, entre les smolts de ces deux rivières. Contrairement à ce que l'on pourrait croire, les smolts de la rivière Saint-Jean, dont la taille moyenne historique est de 126 mm, sont en moyenne plus âgés (3,42 ans) que ceux de la rivière de la Trinité (2,98 ans), qui sont pourtant de taille supérieure, mesurant en moyenne 133 mm (tableau V). Dans la rivière Saint-Jean, les smolts de 3 et 4 ans sont en proportion

équivalente (53 % et 40 %) dans la dévalaison, alors que dans la rivière de la Trinité, la classe d'âge de 3 ans domine nettement avec 78 % des effectifs.

La taille des smolts n'est donc pas nécessairement révélatrice de leur âge. En effet, la structure de taille présente une distribution normale sans égard à l'âge des smolts (figure 7). Également, la longueur totale des smolts n'est pas corrélée avec leur âge (Saint-Jean :  $r^2 = 0,008$ ,  $p = 0,70$ ; de la Trinité :  $r^2 = 0,01$ ,  $p = 0,64$ ). L'âge moyen des smolts de la rivière Saint-Jean a diminué avec le temps, passant en moyenne de 3,6 à 3,3 ans depuis les années 1980 ( $r^2 = 0,28$ ,  $p = 0,01$ ), alors que celui des smolts de la rivière de la Trinité est resté stable ( $r^2 = 0,03$ ,  $p = 0,43$ ).

Le poids des smolts des deux rivières, tout comme leur longueur, est également resté stable au cours des années (Saint-Jean :  $r^2 = 0,04$ ,  $p = 0,40$ ; de la Trinité :  $r^2 = 0,002$ ,  $p = 0,81$ ). La figure 8 révèle que les relations longueur-poids chez les smolts sont similaires pour les deux rivières témoins. Le facteur de condition de Fulton (K) ( $100\ 000 * \text{poids} / \text{longueur}^3$ ; Thompson, 1942) donne un indice de la condition générale du poisson. Une valeur près de 1 indique une bonne condition d'embonpoint. En 2010, il était de 0,86 dans la rivière Saint-Jean et de 0,87 dans la rivière de la Trinité, ce qui est plus faible que la moyenne historique de 0,88 et 0,92 respectivement (tableau V). Au cours des années, le facteur de condition des smolts de la rivière Saint-Jean a diminué avec le temps ( $r^2 = 0,48$ ,  $p = 0,0004$ ), alors qu'il est resté stable pour la rivière de la Trinité, malgré une légère tendance à la diminution ( $r^2 = 0,09$ ,  $p = 0,13$ ).

Chez les smolts, on trouve habituellement plus de femelles que de mâles. La moyenne historique du rapport des sexes chez les smolts est de 64 % en faveur des femelles dans la rivière Saint-Jean et de 60 % dans la rivière de la Trinité (tableau V). Nous avons observé respectivement 65 % et 60 % de femelles dans la dévalaison en 2010, ce qui est comparable aux moyennes historiques des deux rivières (tableau V). En effet, au niveau historique, la proportion de femelles est stable dans le temps pour les deux rivières (Saint-Jean :  $r^2 = 0,003$ ,  $p = 0,82$ ; de la Trinité :  $r^2 = 0,11$ ,  $p = 0,09$ ).

Au cours de la dévalaison des smolts dans la rivière de la Trinité, 20 ombles chevaliers ont été échantillonnés dans le cadre du projet sur les isotopes stables. Le tableau VI présente leurs

caractéristiques. On remarque que les ombles capturés en 2010 sont de taille supérieure à la moyenne depuis 1998.

### **3.3 Montaison des adultes**

#### *3.3.1 Pêche sportive : un meilleur succès que les années précédentes*

Il a fallu aux pêcheurs 1 929 jours de pêche sur la rivière Saint-Jean pour récolter 138 madeleineaux, 44 rédibermarins et remettre à l'eau 434 saumons. Le succès de pêche est donc de 0,09 saumon gardé par jour (ou 0,32 saumon capturé, remis à l'eau ou non), ce qui est supérieur à la moyenne des cinq dernières années (tableau VII).

Sur la rivière de la Trinité, il a fallu 681 jours de pêche pour récolter 101 madeleineaux, 4 rédibermarins et remettre à l'eau 18 saumons, pour un succès de pêche de 0,15 saumon gardé par jour, ce qui est supérieur à la moyenne des cinq dernières années de 0,12 saumon par jour (tableau VIII). Il est à noter que les rédibermarins doivent obligatoirement être remis à l'eau, mais qu'à la suite des lectures d'âge, 4 saumons de moins de 63 cm à la fourche ont été catégorisés ainsi.

#### *3.3.2 Montaison des adultes : bonne montaison de rédibermarins dans la rivière Saint-Jean et de madeleineaux dans la rivière de la Trinité*

Dans la rivière Saint-Jean, le dénombrement des géniteurs en fin de saison s'est déroulé le 25 août, les conditions climatiques et la visibilité ayant été favorables. Les fosses en amont de la barrière de rétention ainsi que quelques portions de la rivière peu fréquentées par le saumon n'ont pas pu faire partie de l'inventaire à cette date. Le nombre de saumons en montaison représente donc une estimation minimale. Plusieurs mortalités sont survenues tout au long de la saison à la suite d'une infection fongique. Les saumons morts étaient récoltés régulièrement par les auxiliaires de la faune afin de les dénombrer. Cependant, puisque les saumons morts sont souvent victimes de prédation ou ont pu se retrouver dans des secteurs difficilement accessibles, le nombre réel peut donc être plus élevé que celui estimé. Quoiqu'il en soit, 295 madeleineaux

et 898 rédibermarins sont revenus, pour un total de 1 193 saumons (tableaux VII et IX). Comparativement à la moyenne des cinq dernières années, la montaison de madeleineaux a été de 21 % inférieure, mais celle des rédibermarins, de 23 % supérieure (tableau VII).

Dans la rivière de la Trinité, les saumons ont mis légèrement plus de temps à franchir la passe migratoire, possiblement à cause de la nouvelle structure de passe encore en ajustement et du faible niveau d'eau durant la saison. La montaison totale s'est néanmoins soldée par 869 saumons, soit 611 madeleineaux et 258 rédibermarins, ce qui est supérieur de 23 % à la moyenne des cinq dernières années pour la montaison totale et de 36 % pour les madeleineaux (tableaux VIII et X).

Historiquement, le nombre de madeleineaux dans la rivière Saint-Jean est resté stable ( $r^2 = 0,06$ ,  $p = 0,21$ ), alors qu'il a diminué significativement avec le temps dans la rivière de la Trinité ( $r^2 = 0,62$ ,  $p < 0,0001$ ). Le nombre de rédibermarins a par contre diminué significativement depuis les années 1980 dans les deux rivières témoins (Saint-Jean :  $r^2 = 0,18$ ,  $p = 0,02$ ; de la Trinité :  $r^2 = 0,41$ ,  $p = 0,0001$ ), plus particulièrement entre 1990 et 1993 (figure 9).

En ce qui concerne les autres espèces dénombrées dans la passe migratoire de la rivière de la Trinité, on a compté en 2010 4 334 ombles de fontaine, mais il est possible qu'en début de saison, avant que les modifications aient été apportées à la nouvelle passe migratoire, des petits ombles se soient faufiletés par le plancher sans être dénombrés (figure 10). Trente-cinq ombles chevaliers ont été observés dans la passe migratoire en 2010 (figure 11). La figure 12 présente les dates de montaison de l'omble de fontaine et de l'omble chevalier au cours de la saison 2010, alors que le tableau XI présente les caractéristiques des ombles de fontaine.

### *3.3.3 Caractéristiques des adultes : petits madeleineaux dans les deux rivières*

Les caractéristiques des saumons adultes récoltés durant la saison 2010 sont présentées aux tableaux XII et XIII ainsi qu'à la figure 13. La synthèse de ces données depuis 1980 est présentée aux tableaux XIV et XV.

La longueur des madeleineaux a diminué légèrement en 2010 par rapport aux dernières années, avec 55,4 cm dans la rivière Saint-Jean et 53,5 cm dans la rivière de la Trinité, demeurant toutefois près de la moyenne historique respective de 55,1 cm et de 54,0 cm. Le poids moyen des madeleineaux a fortement diminué en 2010, atteignant 1,55 kg et 1,61 kg dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité respectivement, alors que des poids aussi faibles n'ont pas été observés depuis 1995 et 1987 respectivement (figures 14 et 15). La capture de 44 rédibermarins à la pêche sportive de même que les 80 individus trouvés morts et les 11 rédibermarins utilisés pour un projet de suivi télémétrique sur la rivière Saint-Jean ont permis de recueillir des données sur leurs caractéristiques. Il faut noter que certaines longueurs des poissons trouvés morts ont été conservées bien qu'elles aient été approximatives en raison de l'état des saumons, alors que les poids de ces poissons morts ont été rejetés. Les dibermarins avaient un poids moyen de 4,44 kg et une longueur moyenne de 76,7 cm dans cette rivière en 2010, ce qui est légèrement au-dessus des moyennes historiques de 4,37 kg et de 75,7 cm (tableaux XII et XIV). Sur la rivière de la Trinité, l'obligation de remettre à l'eau tous les rédibermarins de même que l'échantillonnage dans la passe migratoire ne permettent pas d'obtenir de données quant au poids moyen de ceux-ci. La longueur moyenne des dibermarins était, quant à elle, de 74,8 cm en 2010, ce qui est supérieur à la moyenne historique de 73,6 cm (tableaux XIII et XV).

Nous observons une augmentation de la longueur à la fourche et une tendance à l'augmentation du poids dans le temps chez les madeleineaux de la rivière Saint-Jean ( $r^2 = 0,71$ ,  $p = 0,0001$  et  $r^2 = 0,13$ ,  $p = 0,09$  respectivement) de même que pour ceux de la rivière de la Trinité ( $r^2 = 0,45$ ,  $p < 0,0001$  et  $r^2 = 0,40$ ,  $p = 0,0003$  respectivement). Nous observons également une augmentation de la longueur à la fourche dans le temps chez les dibermarins des deux rivières (Saint-Jean :  $r^2 = 0,23$ ,  $p = 0,03$ ; de la Trinité :  $r^2 = 0,48$ ,  $p < 0,0001$ ). Par contre, plus récemment, pour les deux rivières témoins, une tendance à la diminution de la longueur à la fourche et du poids des madeleineaux est observée depuis les cinq dernières années (figures 14 et 15). Par ailleurs, le facteur de condition (K) des madeleineaux a diminué dans la rivière Saint-Jean ( $r^2 = 0,45$ ,  $p = 0,0005$ ), mais est resté stable dans la rivière de la Trinité ( $r^2 = 0,0002$ ,  $p = 0,95$ ).

Concernant la proportion de femelles chez les madeleineaux, aucune femelle n'a été échantillonnée dans la rivière Saint-Jean alors qu'elles ont représenté 11,5 % des individus dans la rivière de la Trinité en 2010, la moyenne historique étant de 1,4 % pour la rivière Saint-Jean et de 8,5 % pour la rivière de la Trinité (tableaux XIV et XV). La proportion de femelles chez les madeleineaux et les rédibermarins est relativement stable dans la rivière Saint-Jean ( $r^2 = 0,0001$ ,  $p = 0,96$  et  $r^2 = 0,0003$ ,  $p = 0,93$  respectivement), alors qu'elle tend à augmenter historiquement dans la rivière de la Trinité ( $r^2 = 0,22$ ,  $p = 0,007$  et  $r^2 = 0,20$ ,  $p = 0,01$  respectivement). Toutefois, elle montre une tendance à la diminution depuis les cinq dernières années.

#### *3.3.4 Nombre d'œufs déposés : au-delà du seuil de conservation pour les deux rivières*

L'évaluation du nombre d'œufs déposés en rivière se base sur l'évaluation du nombre de géniteurs et de leurs caractéristiques de poids et de fécondité (Caron, 1990). Les caractéristiques des madeleineaux et des rédibermarins sont obtenues à partir des observations faites sur les poissons qui sont capturés ou échantillonnés dans la passe migratoire. Nous avons choisi de prendre les caractéristiques moyennes de plusieurs années au lieu d'utiliser des caractéristiques différentes chaque année, puisque le faible nombre de saumons échantillonnés certaines années entraînerait des biais importants. Toutefois, les changements notés dans les caractéristiques des saumons ont occasionné, en 1992, un ajustement des valeurs utilisées, à savoir le pourcentage de femelles et le poids moyen des reproducteurs (tableaux XIV et XV). Les valeurs standards de 2 430 œufs/kg pour les madeleineaux et de 1 535 œufs/kg pour les rédibermarins sont utilisées pour le calcul de la fécondité (Caron, 1990). Le calcul du nombre d'œufs déposés tient compte du nombre de géniteurs, de la proportion de femelles, du poids moyen et de la valeur standard d'œufs par kilogramme, à la fois pour les madeleineaux et les rédibermarins.

Selon ces calculs, les géniteurs de la rivière Saint-Jean, au nombre de 143 madeleineaux et de 774 rédibermarins (2 et 546 femelles respectivement), ont déposé 3,98 millions d'œufs lors de la fraie, ce qui représente 211 % du seuil de conservation de cette rivière (tableau VII). Dans la rivière de la Trinité, les 509 madeleineaux et les 254 rédibermarins (58 et 238 femelles respectivement) ont déposé 1,97 million d'œufs, soit 121 % du seuil de conservation (tableau VIII).

D'un point de vue historique, la déposition d'œufs dans les rivières témoins est restée stable (Saint-Jean :  $r^2 = 0,001$ ,  $p = 0,89$ ; de la Trinité :  $r^2 = 0,11$ ,  $p = 0,07$ ). Depuis les années 2000, une tendance à la diminution des œufs déposés est tout de même observée.

### 3.4 Taux de survie en rivière et taux de retour de la mer

#### 3.4.1 *Survie en rivière, de l'œuf au smolt : faible dans les deux rivières pour la cohorte de 2004*

D'un point de vue historique, le taux de survie en rivière, de l'œuf au smolt, a diminué avec le temps dans la rivière Saint-Jean ( $r^2 = 0,27$ ,  $p = 0,02$ ), alors qu'une légère tendance à la diminution est plutôt observée dans la rivière de la Trinité ( $r^2 = 0,11$ ,  $p = 0,11$ ; figure 16). Le taux de survie moyen observé en rivière, de l'œuf au smolt, est de 2,57 % (de 0,81 % à 4,85 %) dans la rivière Saint-Jean et de 2,34 % (de 1,20 % à 4,82 %) dans la rivière de la Trinité (tableau XVI, figure 16). Le taux de survie en rivière de la dernière cohorte, celle de 2004, a été inférieur à la moyenne historique de la rivière Saint-Jean, avec 1,22 %. Tel que mentionné précédemment, il est possible d'évaluer le taux de survie pour la cohorte de 2005 en estimant le nombre de smolts de 5 ans, puisque cette classe d'âge constitue une très faible proportion de la population. La cohorte de 2005 a donc un taux de survie estimé de 0,81 %, ce qui représente, avec la cohorte de 2004, les plus faibles taux de survie depuis le début de l'étude. Dans la rivière de la Trinité, le taux de survie est de 2,02 % pour la cohorte de 2004, ce qui est inférieur à la moyenne historique de 2,34 %. En estimant le nombre de smolts de 5 ans, nous obtenons un taux de survie estimé de 3,21 % pour la cohorte de 2005. Notons que l'on utilise 2,5 % comme taux de survie normalisé en rivière, ce qui est près des taux moyens observés dans les rivières témoins (Caron et Le Bel, 1991).

#### 3.4.2 *Du smolt à l'adulte : taux de retour sous la moyenne historique pour les deux rivières*

L'évolution historique des taux de retour en rivière, du smolt à l'adulte, à la suite de la période d'alimentation en mer, varie selon la rivière. Le taux de retour de la mer de tous les adultes a

fluctué dans le temps, mais est resté stable pour la rivière Saint-Jean ( $r^2 = 0,0002$ ,  $p = 0,93$ ), alors qu'il a diminué significativement avec le temps pour la rivière de la Trinité ( $r^2 = 0,44$ ,  $p = 0,0004$ ). Ces mêmes résultats sont observés lorsque les madeleineaux et les rédibermarins sont analysés séparément. Le taux de retour, du smolt à l'adulte, fluctue mais ne montre pas de diminution significative pour la rivière Saint-Jean (madeleineaux :  $r^2 = 0,11$ ,  $p = 0,15$ ; rédibermarins :  $r^2 = 0,005$ ,  $p = 0,78$ ), alors qu'une diminution significative du taux de retour est observée pour la rivière de la Trinité (madeleineaux :  $r^2 = 0,23$ ,  $p = 0,02$ ; rédibermarins :  $r^2 = 0,54$ ,  $p < 0,0001$ ; figure 17). Le taux de retour de la cohorte de smolts partis en migration en 2007 de la rivière Saint-Jean a été de 0,93 % (madeleineaux : 0,44 %; dibermarins : 0,48 %, tableau XVII). Pour la cohorte de 2008, si l'on inclue la faible proportion de tribermarins, nous observons un taux de retour de 2,45 %, ce qui est supérieur à la moyenne historique estimée à 1,30 % et représente le plus haut taux de retour estimé enregistré depuis le début de l'étude. Pour la rivière de la Trinité, le taux de retour, du smolt à l'adulte, a atteint 1,14 % pour la cohorte de 2008 (madeleineaux : 0,66 %; dibermarins : 0,49 %), alors que la moyenne historique est de 2,29 % (tableau XVII, figure 17). Concernant les taux de retour des smolts de 2009 revenus comme madeleineaux l'année suivante, on note une augmentation dans les deux rivières avec 0,80 % pour la rivière Saint-Jean (moyenne historique : 0,44 %) et 1,88 % pour la rivière de la Trinité (moyenne historique : 1,39 %).

## 4 DISCUSSION

Un suivi serré de populations de référence est essentiel pour mieux comprendre comment les populations de poissons sensibles aux changements du milieu, tel le saumon atlantique, s'adaptent à un environnement changeant. Les informations phénotypiques et génétiques ainsi que les données sur la dynamique des populations permettent d'évaluer l'état des populations et leur probabilité de persistance à plus long terme, ce qui représente un outil essentiel pour la conservation et la gestion de l'espèce.

### 4.1 Évolution de l'abondance et des caractéristiques phénotypiques des populations témoins de saumon atlantique au Québec

Le suivi des deux populations témoins de saumon atlantique dans la rivière Saint-Jean en Gaspésie et dans la rivière de la Trinité sur la Côte-Nord permet d'observer dans le temps des populations modèles faisant face aux changements environnementaux dans des régions naturelles où les impacts humains sont limités. De façon générale, une diminution de l'abondance de smolts ainsi que des adultes (madeleineaux et rédibermarins) est observée depuis les années 1980 dans les deux rivières, à l'exception des madeleineaux dans la rivière Saint-Jean, dont le nombre est demeuré stable.

Dans un contexte de ressources limitées en rivière, si un grand nombre de smolts dans une population restreint la condition physique individuelle, nous pourrions nous attendre à observer une augmentation de la longueur, du poids ou une amélioration de la condition corporelle générale des smolts avec une diminution de leur nombre, ce qui n'est pas observé dans ces rivières. Au contraire, la longueur et le poids moyens des smolts ne montrent pas de variations significatives dans le temps, malgré la diminution en abondance observée. Ces faibles variations de longueur et de poids se traduisent plutôt par une diminution du facteur de condition global des smolts, plus particulièrement dans la rivière Saint-Jean, ne supportant pas l'hypothèse de la présence d'effets densité-dépendants à ce stade dans ces rivières. Tout de même, malgré une certaine stabilité de la longueur des smolts au fil du temps, une diminution de l'âge moyen des smolts de la rivière Saint-Jean a été observée, la longueur et l'âge des smolts n'étant pas corrélés.

Une étude de modélisation menée sur une rivière en Écosse suggère qu'un changement de l'âge à la smoltification serait compatible avec un changement dans le régime de température (Gurney *et al.*, 2008), une explication qui demanderait une étude plus approfondie dans le contexte des rivières témoins du Québec. Le rapport des sexes d'environ 60 % en faveur des femelles semble quant à lui constant dans le temps, ce qui supporte l'idée d'une stabilité dans la proportion de mâles, et pourrait également suggérer une stabilité dans l'abondance des mâles précoces au cours des années dans ces rivières, ce qui reste toutefois à vérifier.

Malgré une diminution observée de l'abondance des adultes en rivière depuis les années 1980, plus particulièrement des rédibermarins, une certaine stabilité temporelle dans la déposition d'œufs est observée dans les deux rivières témoins, suggérant que la diminution en abondance des adultes pourrait être contrebalancée par l'augmentation de la longueur et du poids des madeleineaux et des rédibermarins, associés favorablement à la production d'œufs par les femelles et à leur grosseur (Fleming, 1996, 1998). Contrairement aux smolts, les madeleineaux et les rédibermarins ont une longueur et un poids moyens qui augmentent depuis les années 1980, mais qui tendent à diminuer depuis les cinq dernières années. Cette augmentation pourrait être liée à l'augmentation de la proportion de femelles de plus grande taille chez les madeleineaux et les rédibermarins, du moins dans la rivière de la Trinité. Dans la rivière Saint-Jean, malgré cette augmentation en longueur et en taille chez les madeleineaux, le facteur de condition (K) tend à diminuer, ce qui peut suggérer que la longueur augmente davantage que le poids dans le temps.

Pour les deux rivières à l'étude, le taux de survie en rivière, de l'œuf au smolt, tend à diminuer avec le temps, plus particulièrement dans la rivière Saint-Jean. Ces résultats suggèrent que des changements dans les facteurs biotiques ou abiotiques en rivière pourraient influencer défavorablement la survie des juvéniles depuis les dernières années. Concernant la phase de vie en mer, une diminution du taux de retour, du smolt à l'adulte, n'est observée que dans la rivière de la Trinité, la rivière Saint-Jean montrant une stabilité temporelle dans les taux de retours, malgré de nombreuses fluctuations dans le temps. Ce portrait suggère que les saumons de la rivière de la Trinité pourraient être davantage touchés par les changements de conditions biotiques et abiotiques en mer que ceux de la rivière Saint-Jean.

L'ensemble des données recueillies grâce au suivi des deux rivières témoins de saumon atlantique au Québec suggère que chaque rivière possède sa propre dynamique de population et que chaque population peut être touchée de façon différente par les changements environnementaux. Tout de même, ces rivières présentent des populations modèles pour leur région respective, régions ayant des caractéristiques génétiques distinctes autant sur le plan du génome des individus en général que de certains gènes du système immunitaire impliqués dans l'adaptation locale (Dionne *et al.*, 2007; Dionne *et al.*, 2008). Ces suivis permettent donc d'obtenir des données historiques fiables sur des populations modèles appartenant à deux régions géographiques et génétiques distinctes pouvant être comparées aux populations subissant les effets d'activités humaines importantes dans ces mêmes régions, tel le développement hydro-électrique.

#### **4.2 Préviation prudente sur les retours pour 2011**

Il est toujours hasardeux de prévoir les retours de saumons, compte tenu des fluctuations de la survie en mer observées dans ces deux rivières. La préviation des retours de madeleineaux, basée sur l'abondance des smolts l'année précédente, est peu fiable, puisque la corrélation entre l'abondance de ces deux stades de vie est faible, ce qui suggère un taux de survie très variable durant la première année en mer selon les années. Une association positive est par contre observée entre l'abondance des madeleineaux et celle des rédibermarins l'année suivante (Saint-Jean :  $r^2 = 0,42$ ; de la Trinité :  $r^2 = 0,23$ , données entre 1992 et 2010), ce qui permet de faire certaines prédictions prudentes, plus particulièrement pour les montaisons de rédibermarins de la rivière Saint-Jean.

Ainsi, pour la rivière Saint-Jean, la montaison de 295 madeleineaux en 2010 nous permet de prévoir une montaison de rédibermarins d'au moins 536 et d'au plus 793, pour une préviation d'environ 665 rédibermarins en 2011 (figure 18). Dans la rivière de la Trinité, la montaison de 611 madeleineaux en 2010 nous permet de prévoir une montaison de rédibermarins d'au moins 270 et d'au plus 513, pour une préviation d'environ 391 rédibermarins en 2011 (figure 19). Si ces préviation s'avèrent justes, le seuil de conservation devrait être atteint dans les deux rivières.

### 4.3 Conclusion

Dans la situation actuelle où les populations de saumon atlantique sont à leur plus bas niveau d'abondance dans l'ensemble de leur distribution mondiale, une gestion prudente des stocks doit être appuyée par une bonne connaissance des caractéristiques phénotypiques et génétiques ainsi que de la dynamique des populations, d'où l'importance du suivi effectué dans les rivières témoins au Québec.

Afin de compléter le portrait des rivières témoins de saumon atlantique au Québec, un suivi de l'état génétique (diversité génétique, taille effective etc.) de populations modèles est nécessaire et a d'ailleurs débuté à l'été 2010. Ce type de suivi complémentaire permet de mieux cerner l'état actuel des populations de saumon atlantique et surtout d'évaluer leur probabilité de persistance à plus long terme. En effet, des changements sur le plan de la diversité génétique peuvent se faire sentir bien avant un déclin observable de l'abondance (Shrimpton et Heath, 2003; Swartz *et al.*, 2006; Hoffmann et Willi, 2008). Dans le cadre de ce suivi complémentaire, l'état global des populations modèles ainsi que leur probabilité de persistance à long terme seront évalués en fonction de leurs caractéristiques d'abondance et de leur niveau d'ensemencement. Ces outils génétiques, complémentaires aux outils actuels, permettront donc une gestion prédictive des stocks afin d'assurer leur conservation à plus long terme.

## ANNEXE I : SUIVI DE L'ANGUILLE D'AMÉRIQUE DANS LE SYSTÈME DE LA RIVIÈRE SAINT-JEAN EN GASPÉSIE

L'anguille d'Amérique se trouve en abondance dans le bassin versant de la rivière Saint-Jean en Gaspésie. Depuis 2002, plusieurs travaux de recherche ont été effectués dans ce système afin d'évaluer l'abondance et les caractéristiques des anguilles dans la rivière, les lacs et l'estuaire ainsi que pour étudier leurs déplacements et leur migration (Thibault, Dodson et Caron, 2007; Thibault *et al.*, 2007; Caron *et al.*, 2009). Les résultats de télémétrie acoustique démontrent qu'une partie des anguilles en dévalaison printanière de la rivière à l'estuaire exploite l'estuaire en été pour s'alimenter. Dans l'estuaire, les anguilles sont actives durant la nuit principalement, et sélectionnent un lieu de repos pendant le jour (domaine vital : nuit =  $16,8 \pm 4,9$  ha, jour =  $0,38 \pm 0,19$  ha, Thibault, Dodson et Caron, 2007). L'analyse du ratio strontium-calcium (Sr:Ca) dans les otolithes révèle en fait l'existence de trois patrons de migration principaux : résidence en eau douce (20 %), résidence en eau saumâtre (38 %) et prédominance d'un comportement de migration amphidrome (42 %) (Thibault *et al.*, 2007). Un taux de croissance plus élevé a été observé chez les anguilles passant plus de temps en estuaire comparativement à celles passant davantage de temps en eau douce. Ces résultats démontrent que cette espèce peut avoir des comportements très diversifiés dans un même système et qu'elle peut s'adapter à diverses conditions. Néanmoins, beaucoup reste à éclaircir chez l'anguille d'Amérique concernant ses migrations saisonnières, son utilisation de l'habitat, ses caractéristiques et son adaptation aux différents habitats ainsi que les paramètres biotiques et abiotiques qui influencent son recrutement sur les côtes québécoises.

Afin d'éclaircir certaines composantes de la biologie et de l'évolution de cette espèce, un suivi de l'anguille adulte et du recrutement des civelles a débuté dans le système de la rivière Saint-Jean et se poursuit à ce jour.

### **1 Migration saisonnière de l'anguille d'Amérique dans le système de la rivière Saint-Jean**

L'abondance des anguilles en dévalaison printanière de la rivière à l'estuaire est estimée depuis 2003 par la méthode de capture-recapture à l'aide des mêmes engins de pêche que ceux utilisés

pour la capture des smolts en dévalaison. La presque totalité des anguilles est capturée dans les trappes rotatives dans la zone de recapture, où la capture des anguilles (C) et l'observation du nombre d'individus recapturés (R) sont effectués. Les anguilles non marquées sont transportées, marquées (M) et relâchées dans la zone de capture avec celles capturées dans cette zone. Les anguilles sont marquées, à la suite d'une anesthésie, par une microétiquette portant un code individuel insérée à la base de la nageoire dorsale. Le bout de la nageoire caudale est coupé pour permettre de mieux repérer visuellement les anguilles marquées.

La migration printanière de la rivière à l'estuaire observée dans le système de la rivière Saint-Jean a normalement lieu entre la mi-mai et la fin juin chaque année. Les estimations d'abondance obtenues ont varié de 13 481 anguilles en 2009 à 40 921 anguilles en 2003. À l'été 2010, la dévalaison a été estimée à 23 288 anguilles (tableau XVIII, figure 20). La longueur des anguilles capturées en 2010 a varié de 109 à 703 mm, pour une moyenne de 321 mm, ce qui est comparable aux années antérieures (figure 21).

Une migration automnale a également été observée dans cette rivière, et l'abondance a été estimée en 2004 à l'aide d'une trappe rotative et de la méthode de capture-recapture. La migration automnale s'est déroulée du début septembre à la mi-octobre et était composée d'anguilles entre 143 et 720 mm de longueur (Caron *et al.*, 2009). Les auteurs ont considéré que les anguilles entre 320 et 720 mm pouvaient représenter des anguilles en migration pour la reproduction, celles-ci totalisant 1 985 individus (IC : 807-3969).

## **2 Abondance de l'anguille d'Amérique dans le système de la rivière Saint-Jean**

En 2004 et 2005, une estimation de l'abondance de l'anguille en lac, en rivière et en estuaire a été effectuée à l'aide de pêches expérimentales standardisées à des stations précises (Caron *et al.*, 2009). Les estimations d'abondance pour chacun des milieux sont présentées dans la première colonne du tableau XIX. Depuis 2008, un suivi de l'abondance relative dans ces mêmes milieux, en terme de captures par unité d'effort (CPUE), est effectué à l'aide de verveux par la méthode de capture-recapture. Quatre verveux sont utilisés en lac, deux en rivière et cinq dans les différentes zones de l'estuaire pendant cinq jours entre la fin du mois de juillet et le début du

mois d'août chaque année. L'abondance relative semble plutôt stable dans le temps dans un même milieu, mais montre tout de même certaines fluctuations annuelles (tableau XIX). L'anguille semble de deux à trois fois plus abondante en estuaire qu'en lac et l'abondance en estuaire est plus élevée d'au moins un facteur dix par rapport aux sites en aval de la rivière où l'échantillonnage a été fait (tableau XIX).

### **3 Suivi du recrutement de l'anguille d'Amérique dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean**

Depuis 2009, un suivi du recrutement de l'anguille d'Amérique est effectué dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean afin de 1) évaluer le moment et la durée du recrutement côtier de l'anguille durant l'été, 2) estimer l'abondance relative du recrutement et la condition des civelles (taille, poids, stade pigmentaire et génétique) dans un système modèle en aval du Saint-Laurent et 3) identifier les facteurs environnementaux susceptibles d'être associés au recrutement annuel.

Pour ce faire, un verveux modifié a été installé dans l'estuaire tout près de l'embouchure (trappe C1) afin de capturer les civelles à leur entrée, d'évaluer leur condition ainsi que d'identifier les facteurs environnementaux pouvant favoriser leur arrivée sur les côtes (figure 22). En 2010, une seconde trappe (C2) a été installée en amont de l'estuaire, plus près de l'embouchure de la rivière, afin de vérifier l'hypothèse selon laquelle les civelles se développent dans l'estuaire pendant l'été avant d'entamer, pour certaines, une migration vers la rivière. Selon cette hypothèse, des civelles de stades pigmentaires plus avancés devraient se retrouver dans la trappe C2 par rapport à la trappe C1. La trappe C1 a été opérationnelle du 19 mai au 31 juillet 2009 et du 12 mai au 31 juillet 2010, alors que la trappe C2 était en fonction du 2 juin au 8 juillet 2010. Des données sur la température, le courant, la salinité et l'oxygène dissout ont été recueillies quotidiennement pendant la période de pêche à l'aide d'un thermographe et d'une multisonde YSI à proximité de la trappe C1.

Le recrutement des civelles sur la côte gaspésienne s'effectue principalement durant les mois de mai et juin. En 2009, 227 civelles ont été capturées, dont 212 principalement de stade pigmentaire 1 récoltées dans la trappe C1. En 2010, 67 civelles principalement de stade pigmentaire 1 ont été capturées dans la trappe C1 et 37 civelles de stades pigmentaires 2 à 7 ont

été récoltées dans la trappe C2 (figures 23 et 24). Les civelles avaient une longueur moyenne de 65,9 mm (entre 57,4 mm et 72,5 mm) en 2009 et de 65,3 mm (entre 56,5 mm et 72,4 mm) en 2010. Leur poids moyen était de 0,18 g (entre 0,1 g et 0,27 g) et de 0,18 g (entre 0,09 g et 0,31 g) en 2009 et en 2010 respectivement. Une diminution dans le temps de la longueur et du poids des civelles a été observée au cours de l'été 2009 (test ANOVA,  $p = 0.008$ , figure 25) et cette tendance, bien que non significative, s'est maintenue en 2010. Une analyse de sélection de modèle effectuée sur les civelles de 2009 révèle qu'un modèle incluant la température (en degrés-jour accumulés), la hauteur de la marée et la concentration d'oxygène dissout dans l'eau explique le mieux l'abondance des civelles à l'entrée de l'estuaire ( $\Delta AICc = 0$ ,  $\omega AICc = 0,53$ ). Ce modèle suggère que l'abondance des civelles est associée à une température plus fraîche ainsi qu'à une hauteur de marée et à une concentration en oxygène élevées.

Des années additionnelles de suivi du recrutement des civelles nous permettront de renforcer ces observations et de mieux comprendre la dynamique du recrutement de cette espèce sur les côtes québécoises. Un projet stratégique du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), mettant à contribution l'Université Laval (L. Bernatchez), l'Université de Rimouski (C. Audet), Pêches et Océans Canada (M. Castonguay, D. Cairns et J.-D. Dutil), le ministère des Ressources naturelles de l'Ontario (T. Pratt) et le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (M. Dionne) débute en 2011 et permettra également d'améliorer nos connaissances à ce sujet. Ce projet vise à combiner les approches écologique, physiologique et génétique pour mieux comprendre l'utilisation des habitats d'eau douce par rapport à ceux d'eau salée chez l'anguille d'Amérique ainsi que d'évaluer l'adaptation à ces habitats, plus particulièrement au stade civelle.

## REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier tout d'abord Hydro-Québec pour son appui dans la réalisation des travaux sur la rivière de la Trinité. Nous remercions également les dirigeants et le personnel des zecs des rivières du Grand Gaspé et ceux de la rivière de la Trinité ainsi que les pêcheurs de ces deux rivières, qui nous ont appuyés dans la réalisation des travaux de terrain. Nous remercions enfin tout le personnel de l'équipe technique, qui a manifesté beaucoup d'enthousiasme dans l'accomplissement de ses tâches. Notre présence sur ces rivières et notre insistance à vouloir recueillir les meilleurs renseignements possible comportent à l'occasion certaines contraintes, mais nous croyons que ces efforts en valent la peine, puisqu'ils nous permettent d'améliorer nos connaissances et ainsi de favoriser la conservation et la gestion éclairée de l'espèce.

## GLOSSAIRE

<i>Alevin</i>	Juvenile dans sa première année de vie qui n'a pas encore développé les marques caractéristiques des tacons. Par extension, on attribue ce nom à tous les juvéniles d'âge 0+.
<i>Tacon ou juvénile</i>	Jeune saumon qui est toujours demeuré en rivière depuis sa naissance. Lorsque l'on veut spécifier l'âge, on utilise tacon 0+, tacon 1+, tacon 2+, etc., pour désigner des poissons à leur première, deuxième, troisième, etc., année de vie.
<i>Tacon précoce</i>	Poisson qui a participé à la fraie alors qu'il était au stade tacon (habituellement un mâle).
<i>Smolt ou saumoneau</i>	Saumon juvénile qui amorce sa première migration vers la mer. <i>Smolt</i> désigne aussi d'autres salmonidés anadromes qui entreprennent leur première migration en mer.
<i>Smolt post-précoce</i>	Smolt qui a frayé comme tacon précoce.
<i>Madeleineau</i>	Saumon qui revient en rivière pour frayer la première fois, après avoir passé un seul hiver en mer.
<i>Dibermarin</i>	Saumon qui revient en rivière pour frayer la première fois, après avoir passé deux hivers consécutifs en mer.
<i>Tribermarin</i>	Saumon qui revient en rivière pour frayer la première fois, après avoir passé trois hivers consécutifs en mer.
<i>Saumon à fraie antérieure</i>	Saumon qui a déjà frayé au cours des années antérieures.
<i>Rédibermarin ou grand saumon</i>	Saumon qui a passé plus d'un hiver en mer. Ce terme englobe tous les grands saumons et exclut donc les madeleineaux.
<i>Reproducteur</i>	Saumon adulte revenu à la rivière et présent au moment de la fraie.
<i>Saumon noir</i>	Saumon adulte en dévalaison printanière.
<i>Unité de production</i>	Unité de mesure pour quantifier l'habitat des juvéniles.

## LISTE DES RÉFÉRENCES

- BALMFORD, A., *et al.* (2005). “Ecology: The Convention on Biological Diversity’s 2010 Target”, *Science*, vol. 307, p. 212-213.
- BEVERTON, R.J.H., and S.J. HOLT (1957). *On the dynamics of exploited fish populations*, Londres, Chapman & Hall. Fish and Fisheries Series, vol. 11.
- BICKHAM, J.W., S. SANDHU, P.D.N. HEBERT, L. CHIKHI and R. ATHWAL (2000). “Effects of contaminants on genetic diversity in natural populations: implications for biomonitoring and ecotoxicology”, *Mutation Research*, vol. 463, p. 33-51.
- CARON, F. (1990). « Calculs relatifs à la détermination du nombre de reproducteurs requis », dans N. Samson et J.-P. Le Bel (éd.), *Compte rendu de l’atelier sur le nombre de reproducteurs requis dans les rivières à saumon, Île-aux-Coudres, février 1988*, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, p. 213-218.
- CARON, F., et J.-P. LE BEL (éd.) (1991). *Normes biologiques applicables dans le cadre du programme de développement économique du saumon*, Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Service de la faune aquatique, 58 p.
- CARON, F., P.-M. FONTAINE et S.-É. PICARD (1999). *Seuil de conservation et cible de gestion pour les rivières à saumon (Salmo salar) du Québec*, Québec, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la faune et des habitats, 48 p.
- CARON, F., D. FOURNIER, V. CAUCHON et I. THIBAUT (2009). *Travaux de recherche sur l’anguille de la rivière Saint-Jean de 2001 à 2007*, Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l’expertise sur la faune et ses habitats, Service de la faune aquatique, 79 p.
- CHAPMAN, D.G. (1951). *Some properties of the hypergeometric distribution with applications to zoological sample censuses*, Berkeley, University of California Press. (University of California publications in statistics, vol. 1).
- CIEM (2011). *Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS), 22-31 mars 2011*, Copenhagen, Danmark. CIEM 2011/ACOM:09. 286 pp.
- CONOVER, D.O., S.B. MUNCH and S.A. ARNOTT (2009). “Reversal of evolutionary downsizing caused by selective harvest of large fish”, *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 276, n° 1664, p. 2015-2020.
- CONOVER, D.O., and S.B. MUNCH (2002). “Sustaining fisheries yields over evolutionary time scales”, *Science*, vol. 297, n° 5578, p. 94-96.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2011). [www.biodiv.org](http://www.biodiv.org)

COMITÉ SUR LA SITUATION DES ESPÈCES EN PÉRIL DU CANADA (COSEWIC) (2011). [www.cosewic.gc.ca](http://www.cosewic.gc.ca)

DASZAK, P., A.A. CUNNINGHAM and A.D. HYATT (2000). “Emerging infectious diseases of wildlife: threats to biodiversity and human health”, *Science*, vol. 287, p. 443-449.

DFO (2008). *NuSEDS, v. 2.0, Regional adult salmon escapement database 1950-2005*, British Columbia, Fisheries and Oceans Canada, Pacific Biological Station.

DIONNE, M., K.M. MILLER, J.J. DODSON, F. CARON and L. BERNATCHEZ (2007). “Clinal variation in MHC diversity with temperature: evidence for the role of host-pathogen interaction on local adaptation in Atlantic salmon”, *Evolution*, vol. 61, p. 2154-2164.

DIONNE, M., F. CARON, J.J. DODSON and L. BERNATCHEZ (2008). “Landscape genetics and hierarchical genetic structure in Atlantic salmon: the interaction of gene flow and local adaptation”, *Molecular Ecology*, vol. 17, p. 2382-2396.

DIONNE, M., K.M. MILLER, J.J. DODSON and L. BERNATCHEZ (2009). “MHC standing genetic variation and pathogen resistance in wild Atlantic salmon”, *Philosophical transactions of the Royal Society Series B.*, vol. 364, p. 1555-1565.

DYKE, A.S., and V.K. PREST (1987). “Late Wisconsinian and Holocene history of the Laurentide Ice Sheet”, *Géographie physique et Quaternaire*, vol. 41, p. 237-263.

FLEMING, I.A. (1996). “Reproductive strategies of Atlantic salmon: Ecology and evolution”, *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, vol. 6, n° 4, p. 379-416.

FLEMING, I.A. (1998). “Pattern and variability in the breeding system of Atlantic salmon (*Salmo salar*), with comparisons to other salmonids”, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 55, p. 59-76.

FONTAINE, P.-M., J.J. DODSON, L. BERNATCHEZ and A. SLETTAN (1997). “A genetic test of metapopulation structure in Atlantic salmon (*Salmo salar*) using microsatellites”, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 54, p. 2434-2442.

FRANKHAM, R. (2005). “Genetics and extinction”, *Biological Conservation*, vol. 126, p. 131-140.

FRANKHAM, R., J.D. BALLOU and D.A. BRISCOE (2002). *Introduction to conservation genetics*, Cambridge, Cambridge University Press.

- FRASER, D.J., L.K.WEIR, L. BERNATCHEZ, M.M. HANSEN and E.B. TAYLOR (2011). “Extent and scale of local adaptation in salmonid fishes: review and meta-analysis”, *Heredity*, vol. 106, p. 404-420.
- GARCIA DE LEANIZ, C., I.A. FLEMING, S. EINUM *et al.* (2007). “A critical review of adaptive genetic variation in Atlantic salmon: implication for conservation”, *Biological Review*, vol. 82, p. 173-211.
- GASTON, K.J., and J.I. SPICER (2004). *Biodiversity: an introduction*, Oxford, Blackwell Publishing.
- GIBSON, A.J.F., H.D. BOWLBY, J.R. BRYAN and P.G. AMIRO (2008). *Population Viability Analyses of Inner Bay of Fundy Atlantic Salmon with and without Live Gene Banking*, Ottawa, Canadian Science Advisory Secretariat, Fisheries and Oceans Canada. Document de recherche n° 2008/057.
- GRANT, S.C.H., S.M. KALYN, J.E. MAHONEY and J.A. TADEY (2007). *Coho (Oncorhynchus kisutch) and Chum (O. keta) salmon visual enumeration surveys in twenty-six lower Fraser area streams: 1999-2005*, Ottawa, Fisheries and Oceans Canada, VI + 154 p. (Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, vol. 2727).
- GURNEY, W.S.C., P.J. BACON, G. TYLDESLEY and A.F. YOUNGSON (2008). “Process-based modelling of decadal trends in growth, survival, and smolting of wild salmon (*Salmo salar*) parr in a Scottish upland stream”, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 65, p. 2606-2622.
- HAIRSTON, J.R., N.G., S.P. ELLNER, M.A. GEBER, T. YOSHIDA and J.A. FOX (2005). “Rapid evolution and the convergence of ecological and evolutionary time”, *Ecology Letters*, vol. 8, p. 1114-1127.
- HOFFMANN, A.A., and Y. WILLI (2008). “Detecting genetic responses to environmental change”, *Nature Reviews in Genetics*, vol. 9, p. 421-432.
- LEGAULT, C.M. (2005). “Population Viability Analysis of Atlantic salmon in Maine, USA”, *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 134, p. 549-562.
- MCCONNELL, S.K.J., D.E. RUZZANTE, P.T. O’REILLY, L. HAMILTON and J.M. WRIGHT (1997). “Microsatellite loci reveal highly significant genetic differentiation among Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) stocks from the East coast of Canada”, *Molecular Ecology*, vol. 6, p. 1075-1089.
- MILLER, K.P., and E.R. VINCENT (2008). “Rapid natural selection for resistance to an introduced parasite of rainbow trout”, *Evolutionary Applications*, vol. 1, p. 336-341.
- O’REILLY, P.T., L. HAMILTON, S.K.J. MCCONNELL and J.M. WRIGHT (1996). “Rapid analysis of genetic variation in Atlantic salmon (*Salmo salar*) by PCR multiplexing of

dinucleotide and tetranucleotide microsatellites”, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 53, p. 2292-2298.

PALSTRA, F., and M. DIONNE (2011). *Population Viability Analysis of Atlantic Salmon Populations (Salmo salar) in Québec*, Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l’expertise sur la faune et ses habitats, Service de la faune aquatique, 95 p.

PARRISH, D.L., R.J. BEHNKE, S.R. GEPHARD, S.D. MCCORMICK and G.H. REEVES (1998). “Why aren’t there more Atlantic salmon (*Salmo salar*)?”, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 55, p. 281-287.

PEREIRA, H.M., and H.D. COOPER (2006). “Towards the global monitoring of biodiversity changes”, *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 21, p. 123-129.

RICKER, W.E. (1954). “Stock and recruitment”, *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, vol. 11, p. 559-623.

RICKER, W.E. (1980). « Calcul et interprétation des statistiques biologiques des populations de poissons », *Bulletin of Fisheries Research Board of Canada*, n° 191F, 409 p.

SCHMIDT, R.E. (1986). “Zoogeography of the northern Appalachians”, dans C.H. Hocutt and E.O. Wiley (eds.), *The zoogeography of North American freshwater fishes*, New York, John Wiley and Sons, p. 137-159.

SCHWARTZ, M.K., G. LUIKART and R.S. WAPLES (2006). “Genetic monitoring as a promising tool for conservation and management”, *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 22, p. 25-33.

SHRIMPTON, J.M., and D.D. HEATH (2003). “Census vs. effective population size in chinook salmon: large- and small-scale environmental perturbation effects”, *Molecular Ecology*, vol. 12, p. 2571-2583.

SPIDLE, A.P., S.T. KALINOWSKI, B.A. LUBINSKI (2003). “Population structure of Atlantic salmon in Maine with reference to populations from Atlantic Canada”, *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 132, p. 196-209.

STABELL, O.B. (1984). “Homing and olfaction in salmonids: a critical review with special references to the Atlantic salmon”, *Biological Review*, vol. 59, p. 333-388.

STOCKWELL, C.A., A.P. HENDRY and M.T. KINNISON (2003). “Contemporary evolution meets conservation biology”, *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 18, p. 94-101.

SWARTZ, M.K., G. LUIKART and R.S. WAPLES (2006). “Genetic monitoring as a promising tool for conservation and management”, *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 22, p. 25-33.

- TAYLOR, E.B. (1991). “A review of local adaptation in salmonidae, with particular reference to Pacific and Atlantic salmon”, *Aquaculture*, vol. 98, p. 185-207.
- THIBAUT, I., J.J. DODSON and F. CARON (2007). “Yellow-stage American eel movements determined by microtagging and acoustic telemetry in the Saint Jean River watershed, Gaspé, Québec, Canada”, *Journal of Fish Biology*, vol. 71, p. 1095-1112.
- THIBAUT, I., J.J. DODSON, F. CARON, W-N. TZENG, Y. IIZUKA and J-C. SHIAO (2007). “Facultative catadromy in American eels: testing the conditional strategy hypothesis”, *Marine Ecology Progress Series*, vol. 344, p. 219-229.
- THOMPSON, J.N. (1998). “Rapid evolution as an ecological process”, *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 13, p. 329-332.
- THOMPSON, D.A.W. (1942). *On growth and form*, Cambridge, Cambridge University Press.
- VERSPoor, E., J.A. BEARDMORE, S. CONSUEGRA (2005). “Population structure in the Atlantic salmon: insights from 40 years of research into genetic protein variation”, *Journal of Fish Biology*, vol. 67, p. 3-54.
- VITOUSEK, P.M., H.A. MOONEY, J. LUBCHENCO and J.M. MELILLO (1997). “Human domination of earth’s ecosystems”, *Science*, vol. 277, p. 494-499.
- WWF (2001). *Report on the status of Atlantic salmon: a river by river assessment*, Washington DC, Marine conservation program. [http://wwf.panda.org/about\\_our\\_earth/blue\\_planet/publications/?3729/The-Status-of-Wild-Atlantic-Salmon-A-River-by-River-Assessment](http://wwf.panda.org/about_our_earth/blue_planet/publications/?3729/The-Status-of-Wild-Atlantic-Salmon-A-River-by-River-Assessment)

**TABLEAUX**

Tableau I. Captures de smolts en dévalaison printanière dans la rivière Saint-Jean en 2010

Date	Zone de capture				Zone de recapture				Marqués %
	Capturés		Marqués (M)		Capturés (C)		Recapturés (R)		
	Nombre	Cumul.	Nombre	Cumul.	Nombre	Cumul.	Nombre	Cumul.	
05-12			35	35	<b>35</b>		<b>0</b>		
05-13	15	15	14	49	47	47	0	0	0,0
05-14	69	84	69	118	56	103	2	2	3,6
05-15	130	214	130	248	106	209	4	6	3,8
05-16	117	331	117	365	96	305	9	15	9,4
05-17	63	394	63	428	157	462	23	38	14,6
05-18	832	1 226	832	1 260	332	794	11	49	3,3
05-19	1 327	2 553	1 327	2 587	466	1 260	156	205	33,5
05-20	2 303	4 856	2 303	4 890	477	1 737	138	343	28,9
05-21	1 414	6 270	1 414	6 304	926	2 663	388	731	41,9
05-22	589	6 859	589	6 893	637	3 300	271	1 002	42,5
05-23	513	7 372	513	7 406	256	3 556	90	1 092	35,2
05-24	1 968	9 340	1 968	9 374	440	3 996	71	1 163	16,1
05-25	820	10 160	819	10 193	442	4 438	247	1 410	55,9
05-26	513	10 673	513	10 706	387	4 825	182	1 592	47,0
05-27	437	11 110	437	11 143	323	5 148	113	1 705	31,7
05-28	386	11 496	386	11 529	301	5 449	94	1 799	31,7
05-29	758	12 254	758	12 287	380	5 829	107	1 906	31,7
05-30	1 384	13 638	1 383	13 670	336	6 165	163	2 069	48,5
05-31	615	14 253	614	14 284	292	6 457	113	2 182	38,7
06-01	1 017	15 270	1 017	15 301	365	6 822	153	2 335	41,9
06-02	556	15 826	556	15 857	517	7 339	322	2 657	62,3
06-03	492	16 318	492	16 349	279	7 618	72	2 729	35,0
06-04	652	16 970	652	17 001	269	7 887	138	2 867	51,3
06-05	389	17 359	389	17 390	351	8 238	219	3 086	62,4
06-06	222	17 581	222	17 612	122	8 360	52	3 138	42,6
06-07	220	17 801	220	17 832	90	8 450	49	3 187	54,4
06-08	253	18 054	253	18 085	84	8 534	36	3 223	42,9
06-09	177	18 231	177	18 262	88	8 622	56	3 279	63,6
06-10	91	18 322	91	18 353	46	8 668	29	3 308	63,0
06-11	42	18 364	42	18 395	15	8 683	10	3 318	66,7
06-12	16	18 380	16	18 411	10	8 693	8	3 326	80,0
06-13	5	18 385	5	18 416	8	8 701	4	3 330	50,0
06-14	18	18 403	18	18 434	1	8 702	0	3 330	0,0
06-15	9	18 412	9	18 443	7	8 709	4	3 334	57,1
06-16	5	18 417	5	18 448	3	8 712	2	3 336	66,7
06-17	3	18 420	3	18 451	0	8 712	0	3 336	
06-18	3	18 423	1	18 452	0	8 712	0	3 336	
06-19					0	8 712	0	3 336	
06-20					0	8 712	0	3 336	
06-21					0	8 712	0	3 336	
06-22					0	8 712	0	3 336	
<b>Total</b>	<b>18 423</b>		<b>18 452</b>		<b>8 712</b>		<b>3 336</b>		<b>38,3</b>

**Évaluation :**

M	C	R	N min.	N	N max.
18 452	8 712	3 336	46 574	<b>48 181</b>	49 844

Mortalité et échantillons, zone de capture : 6 Smolts produits Smolts partis en mer  
Mortalité et échantillons, zone de recapture : 194 48 187 47 987

Remarques : Les données en italique ne font pas partie de l'évaluation, car les smolts prennent en moyenne une journée pour atteindre la zone de recapture.

Le 12 mai, les smolts marqués sont ceux capturés dans la zone de recapture qui ont été transportés et relâchés dans la zone de capture.

Tableau II. Captures de smolts en dévalaison printanière dans la rivière de la Trinité en 2010

Date	Zone de capture				Zone de recapture				Marqués %
	Capturés		Marqués (M)		Capturés (C)		Recapturés (R)		
	Nombre	Cumul.	Nombre	Cumul.	Nombre	Cumul.	Nombre	Cumul.	
05-19	12	12	12	12					
05-20	82	94	82	94	16	16	1	1	6,3
05-21	94	188	94	188	24	40	1	2	4,2
05-22	91	279	91	279	26	66	0	2	0,0
05-23	164	443	163	442	79	145	4	6	5,1
05-24	393	836	393	835	116	261	3	9	2,6
05-25	190	1 026	190	1 025	152	413	24	33	15,8
05-26	64	1 090	64	1 089	52	465	12	45	23,1
05-27	229		229		7		2		8,9
05-28	142	1 232	142	1 231	445	910	58	103	13,0
05-29	309	1 541	309	1 540	547	1 457	44	147	8,0
05-30	236	1 777	235	1 775	410	1 867	54	201	13,2
05-31	241	2 018	241	2 016	311	2 178	24	225	7,7
06-01	243	2 261	243	2 259	295	2 473	34	259	11,5
06-02	135	2 396	135	2 394	153	2 626	34	293	22,2
06-03	154	2 550	154	2 548	169	2 795	21	314	12,4
06-04	232	2 782	232	2 780	282	3 077	30	344	10,6
06-05	294	3 076	294	3 074	435	3 512	43	387	9,9
06-06	199	3 275	199	3 273	290	3 802	23	410	7,9
06-07	124	3 399	124	3 397	203	4 005	21	431	10,3
06-08	283		282		4		1		12,2
06-09	175		175		8		0		12,2
06-10	115	3 514	114	3 511	241	4 246	49	480	20,3
06-11	67	3 581	67	3 578	182	4 428	45	525	24,7
06-12	82	3 663	82	3 660	113	4 541	15	540	13,3
06-13	45	3 708	43	3 703	74	4 615	12	552	16,2
06-14	30	3 738	30	3 733	42	4 657	6	558	14,3
06-15	10	3 748	10	3 743	28	4 685	7	565	25,0
06-16	9	3 757	9	3 752	18	4 703	1	566	5,6
06-17	1	3 758	1	3 753	7	4 710	0	566	0,0
06-18					6	4 716	1	567	16,7
<b>Total</b>		<b>3 758</b>		<b>3 753</b>		<b>4 716</b>		<b>567</b>	<b>12,0</b>

<b>Évaluation :</b>	<b>M</b>	<b>C</b>	<b>R</b>	<b>N min.</b>	<b>N</b>	<b>N max.</b>
	3 753	4 716	567	28 717	31 175	33 844
<b>Estimation du 27 mai :</b>						
L'évaluation est basée sur la moyenne des 5 jours précédant et suivant le 27 mai.						
$N^{bre} \text{ de smolts marqués} * 100 \% \text{ de smolts dévalés} = \text{estimation de smolts dévalés}$					$229 * 100 \% = 2 573$	
Pourcentage de smolts marqués					8,9 %	
<b>Estimation des 8 et 9 juin :</b>						
L'évaluation est basée sur la moyenne des 5 jours précédant et suivant les 8 et 9 juin.						
$N^{bre} \text{ de smolts marqués} * 100 \% \text{ de smolts dévalés} = \text{estimation de smolts dévalés}$					$457 * 100 \% = 3 746$	
Pourcentage de smolts marqués					12,2 %	
<b>Estimation globale :</b>						
Mortalité et échantillons, zone de capture :			6	<b>N min.</b>	<b>N</b>	<b>N max.</b>
Mortalité et échantillons, zone de recapture :			204	34 537	37 494	40 704
				Smolts produits	Smolts partis en mer	
				37 500	37 290	

Estimation basée sur la proportion moyenne de smolts marqués des 5 jours précédant et suivant la période.

Trappe partiellement opérationnelle, les données ont été rejetées.

Tableau III. Caractéristiques des smolts dans la rivière Saint-Jean en 2010

	2 ans			3 ans			4 ans			5 ans			Tous		
	Mâles	Femelles	Tous												
<b>Nombre</b>	5	3	8	47	95	142	15	25	40	1	1	2	68	124	192
<b>Proportion</b>	63 %	38 %	4 %	33 %	67 %	74 %	38 %	63 %	21 %	50 %	50 %	1 %	35 %	65 %	100 %
<b>Âge à la smoltification</b>													3,18	3,19	3,19
<b>Poids (g)</b>															
Moyenne	11,8	11,6	11,7	14,0	14,3	14,2	17,0	17,6	17,4	16,5	23,1	19,8	14,5	15,0	14,8
Minimum	10,4	9,1	9,1	9,1	7,6	7,6	11,3	11,8	11,3	16,5	23,1	16,5	9,1	7,6	7,6
Maximum	15,2	15,7	15,7	23,8	27,0	27,0	25,1	30,0	30,0	16,5	23,1	23,1	25,1	30,0	30,0
Écart-type	2,0	3,6	2,4	3,2	3,5	3,4	3,8	4,8	4,4			4,7	3,6	4,1	3,9
<b>Longueur totale (mm)</b>															
Moyenne	122	117	120	128	129	128	137	137	137	136	157	147	130	130	130
Minimum	114	111	111	112	106	106	121	120	120	136	157	136	112	106	106
Maximum	133	128	133	149	157	157	155	165	165	136	157	157	155	165	165
Écart-type	7,1	9,5	7,8	9,2	10,1	9,8	9,9	11,8	11,0			14,8	10,0	11,3	10,8
<b>Longueur à la fourche (mm)</b>															
Moyenne	112	108	110	117	118	118	126	126	126	124	145	135	119	120	119
Minimum	106	102	102	102	96	96	110	110	110	124	145	124	102	96	96
Maximum	122	118	122	136	146	146	143	153	153	124	145	145	143	153	153
Écart-type	6,3	9,0	7,1	8,7	9,4	9,1	10,0	11,1	10,6			14,8	9,6	10,6	10,2
<b>Facteur de condition de Fulton</b>															
Moyenne	0,85	0,91	0,87	0,85	0,86	0,86	0,84	0,86	0,86	0,87	0,76	0,81	0,85	0,86	0,86
Minimum	0,78	0,86	0,78	0,74	0,75	0,74	0,78	0,78	0,78	0,87	0,76	0,76	0,74	0,75	0,74
Maximum	0,94	0,96	0,96	0,97	1,03	1,03	0,91	0,95	0,95	0,87	0,76	0,87	0,97	1,03	1,03
Écart-type	0,06	0,05	0,06	0,05	0,05	0,05	0,04	0,05	0,04			0,08	0,04	0,05	0,05

Tableau IV. Caractéristiques des smolts dans la rivière de la Trinité en 2010

	2 ans			3 ans			4 ans			Tous		
	Mâles	Femelles	Tous									
<b>Nombre</b>	6	16	22	69	94	163	6	14	20	81	124	205
<b>Proportion</b>	27 %	73 %	11 %	42 %	58 %	80 %	30 %	70 %	10 %	40 %	60 %	100 %
<b>Âge à la smoltification</b>										3,00	2,98	2,99
<b>Poids (g)</b>												
Moyenne	17,4	14,0	14,9	17,1	18,0	17,7	20,3	23,5	22,5	17,4	18,1	17,8
Minimum	12,3	9,1	9,1	11,0	11,0	11,0	14,4	15,9	14,4	11,0	9,1	9,1
Maximum	26,2	20,9	26,2	27,3	27,0	27,3	24,5	33,7	33,7	27,3	33,7	33,7
Écart-type	5,0	3,4	4,1	3,9	4,1	4,0	4,0	4,4	4,4	4,0	4,7	4,4
<b>Longueur totale (mm)</b>												
Moyenne	135	127	129	136	138	137	146	150	149	137	138	138
Minimum	122	109	109	118	117	117	135	131	131	118	109	109
Maximum	156	149	156	161	162	162	156	165	165	161	165	165
Écart-type	12,1	11,0	11,6	10,3	10,7	10,5	8,8	8,3	8,6	10,5	11,9	11,4
<b>Longueur à la fourche (mm)</b>												
Moyenne	125	116	119	125	127	126	134	138	137	125	127	126
Minimum	112	100	100	108	106	106	125	119	119	108	100	100
Maximum	145	136	145	146	147	147	143	150	150	146	150	150
Écart-type	11,7	9,9	10,9	9,6	10,1	9,9	7,8	7,7	7,8	9,8	11,1	10,6
<b>Facteur de condition de Fulton</b>												
Moyenne	0,88	0,88	0,88	0,87	0,87	0,87	0,85	0,88	0,87	0,87	0,87	0,87
Minimum	0,84	0,81	0,81	0,74	0,74	0,74	0,74	0,80	0,74	0,74	0,74	0,74
Maximum	0,93	0,95	0,95	1,02	0,98	1,02	0,94	1,00	1,00	1,02	1,00	1,02
Écart-type	0,03	0,04	0,04	0,06	0,05	0,05	0,07	0,06	0,06	0,06	0,05	0,05

Tableau V. Estimation de la dévalaison et caractéristiques des smolts de la rivière Saint-Jean de 1989 à 2010 et de la rivière de la Trinité de 1984 à 2010

Année	Rivière Saint-Jean										Rivière de la Trinité									
	Estimation dévalaison	Échantillon (n)	LT $\bar{x}$ (mm)	K $\bar{x}$	Âge $\bar{x}$	Âge (an) en %				Femelles %	Estimation dévalaison	Échantillon (n)	LT $\bar{x}$ (mm)	K $\bar{x}$	Âge $\bar{x}$	Âge (an) en %				Femelles %
	(n)	(n)	(mm)			2	3	4	5	%	(n)	(n)	(mm)			2	3	4	5	%
1984											68 208	281			2,89	13	85	1	0	63
1985											66 069	86	131		2,90	17	76	7	0	53
1986											96 545	207	124		3,01	8	82	10	0	59
1987											77 617	221	129		3,10	5	79	16	0	55
1988											51 879	230	131	0,97	2,73	37	53	10	0	56
1989	92 665	269	126	0,91	3,56	1	43	54	1	66	80 057	313	132	0,97	2,79	28	66	6	0	56
1990	97 992	224	125	0,89	3,38	2	60	34	3	66	50 328	193	127	0,83	3,07	8	78	13	1	63
1991	113 927	177	125	0,88	3,66	2	35	57	6	61	40 863	163	132	0,92	3,08	8	76	16	0	61
1992	154 980	189	128	0,90	3,49	1	53	44	3	68	50 869	205	136	0,92	3,03	9	78	13	0	55
1993	142 972	208	129	0,86	3,61	1	37	61	0	65	86 226	265	138	0,94	3,03	6	85	8	1	68
1994	74 285	324	121	0,91	3,71	2	29	66	3	63	55 913	144	132	0,96	3,03	9	79	11	1	58
1995	60 227	228	124	0,90	3,71	2	30	64	5	61	71 899	220	134	0,95	3,01	15	69	16	0	55
1996	104 973	113	129	0,87	3,53	4	43	47	5	63	61 092	193	130	0,95	3,05	4	88	9	0	55
1997		238	122	0,92	3,37	5	56	37	3	56	31 892	213	133	0,94	3,09	7	77	16	0	60
1998	95 843	182	122	0,93	2,97	18	67	15	0	62	28 962	171	143	0,97	3,08	10	72	18	0	57
1999	114 255	224	128	0,90	3,37	4	57	37	2	67	56 557	137	131	0,94	2,87	21	71	8	0	59
2000	50 993	190	131	0,88	3,58	3	45	42	9	64	39 744	110	133	0,94	2,88	23	66	11	0	56
2001	109 845	130	128	0,85	3,25	12	52	35	2	63	70 318	150	134	0,96	2,93	11	86	3	0	57
2002	71 839	164	124	0,86	3,16	12	62	25	1	72	44 264	127	135	0,89	2,96	10	83	6	0	70
2003	60 259	238	127	0,84	3,23	3	73	24	1	66	53 030	249	135	0,89	3,02	9	80	11	0	60
2004	54 821	229	124	0,84	3,21	7	66	28	0	65	27 051	246	132	0,88	3,06	7	80	13	0	59
2005	96 002	150	123	0,86	3,39	2	59	37	2	65	34 867	235	136	0,89	3,01	7	86	7	0	70
2006	102 939	200	126	0,86	3,45	3	54	39	5	67		185	130	0,88	2,88	21	71	8	0	61
2007	135 360	210	127	0,85	3,49	1	57	34	8	64	42 923	202	129	0,91	3,01	6	87	6	0	63
2008	45 978	198	124	0,82	3,33	3	62	34	1	62	35 036	219	128	0,87	3,00	10	82	8	0	61
2009	37 297	200	126	0,84	3,26	6	63	31	1	62	32 680	228	133	0,92	3,03	5	86	8	0	60
<b>2010</b>	<b>48 187</b>	<b>192</b>	<b>130</b>	<b>0,86</b>	<b>3,19</b>	<b>4</b>	<b>74</b>	<b>21</b>	<b>1</b>	<b>65</b>	<b>37 500</b>	<b>205</b>	<b>138</b>	<b>0,87</b>	<b>2,99</b>	<b>11</b>	<b>80</b>	<b>10</b>	<b>0</b>	<b>60</b>
<b>Moyenne</b>	<b>88 840</b>		<b>126</b>	<b>0,88</b>	<b>3,42</b>	<b>4</b>	<b>53</b>	<b>40</b>	<b>3</b>	<b>64</b>	<b>53 553</b>		<b>133</b>	<b>0,92</b>	<b>2,98</b>	<b>12</b>	<b>78</b>	<b>10</b>	<b>0</b>	<b>60</b>

Notes : LT = Longueur totale

 K = Facteur de condition de Fulton [ $100\,000 \times \text{poids (g)} / \text{longueur à la fourche}^3 \text{ (mm)}$ ] (Thompson, 1942)

Tableau VI. Caractéristiques des ombles chevaliers échantillonnés en dévalaison dans la rivière de la Trinité de 1998 à 2010

Année	Échantillon			Femelles %	LT $\bar{x}$ (mm)			LF $\bar{x}$ (mm)			Poids $\bar{x}$ (g)			K $\bar{x}$			Âge (an) %				
	Mâles	Femelles	Tous		Mâles	Femelles	Tous	Mâles	Femelles	Tous	Mâles	Femelles	Tous	Mâles	Femelles	Tous	3	4	5	6	7
1998	3	14	17	82,4	220	207	209	205	192	194	80,6	65,9	68,5	0,81	0,84	0,84	0	47	35	18	0
1999	3	12	20	60,0				174	214	198	44,7	116,3	88,0	0,84	0,88	0,87	20	30	40	10	0
2000	6	10	16	62,5				185	183	184	55,9	51,2	53,0	0,88	0,84	0,85	6	81	13	0	0
2001	6	14	20	70,0				211	198	202	78,7	64,7	68,9	0,79	0,79	0,79	0	90	10	0	0
2002	9	11	20	55,0	204	208	206	189	194	192	53,7	60,5	57,5	0,79	0,77	0,78	5	74	11	11	0
2003	7	15	22	68,2	214	211	212	200	198	198	64,3	63,8	64,0	0,78	0,77	0,77	45	36	18	0	0
2004	2	13	15	86,7	213	199	201	195	185	187	61,5	48,6	50,3	0,83	0,75	0,76	13	60	27	0	0
2005	7	13	20	65,0	196	245	228	182	229	213	46,8	114,3	90,7	0,78	0,75	0,76	0	60	25	10	5
2006	9	10	19	52,6	189	192	191	176	178	177	41,6	45,6	43,7	0,76	0,75	0,75	6	81	6	6	0
2007	3	17	20	85,0	207	211	211	192	197	196	54,5	61,1	60,1	0,77	0,75	0,75	11	44	44	0	0
2008	9	11	20	55,0	213	195	203	198	180	188	60,0	45,0	51,7	0,75	0,77	0,76	20	60	20	0	0
2009	11	9	20	45,0	210	234	221	196	218	206	66,6	96,0	79,8	0,79	0,77	0,78					
	8	12	20	60,0	251	265	259	233	245	240	104,7	139,1	125,4	0,79	0,79	0,79					
2010	<b>Minimum</b>				209	198	198	190	181	181	50,2	42,8	42,8	0,73	0,72	0,72					
	<b>Maximum</b>				282	364	364	262	339	339	159,6	351,3	351,3	0,89	0,90	0,90					
	<b>Écart-type</b>				31,0	62,2	51,4	30,7	59,6	49,4	41,2	107,0	86,9	0,05	0,04	0,04					
<b>Total</b>	<b>83</b>	<b>161</b>	<b>249</b>																		
<b>Moyenne</b>				<b>64,7</b>	<b>211</b>	<b>217</b>	<b>215</b>	<b>196</b>	<b>201</b>	<b>199</b>	<b>62,8</b>	<b>74,5</b>	<b>70,1</b>	<b>0,79</b>	<b>0,79</b>	<b>0,79</b>	<b>12</b>	<b>60</b>	<b>23</b>	<b>5</b>	<b>0</b>

Notes : LT = Longueur totale LF = Longueur à la fourche

K = Facteur de condition de Fulton [100 000 \* poids (g) / longueur à la fourche<sup>3</sup> (mm)] (Thompson, 1942)

Tableau VII. Bilan de l'exploitation des saumons dans la rivière Saint-Jean de 1984 à 2010

Année	Pêche sportive							Retraits divers	Retours à la rivière			Reproduction			Déposition d'œufs	
	Mad.	Réd.	Total	Jours- pêche	Succès	Graciés	Succès ajusté		Mad.	Réd.	Total	Saumons disponibles			Œufs déposés (million)	Seuil de conservation (1,88 million d'œufs)
												Mad.	Réd.	Total		
1984	25	345	370	819	0,45		0,45	52	113	1 116	1 229	88	719	807	3,42	182 %
1985	19	322	341	925	0,37		0,37	0	61	795	856	42	473	515	2,25	120 %
1986	70	240	310	854	0,36		0,36	20	155	819	974	85	559	644	2,66	142 %
1987	114	267	381	1 186	0,32		0,32	11	563	1 069	1 632	449	791	1 240	3,78	201 %
1988	150	587	737	1 419	0,52		0,52	27	436	1 937	2 373	280	1 329	1 609	6,33	337 %
1989	107	504	611	2 135	0,29		0,29	24	262	1 375	1 637	139	863	1 002	4,11	219 %
1990	220	254	474	1 717	0,28		0,28	9	512	772	1 284	291	510	801	2,44	130 %
1991	143	507	650	1 504	0,43		0,43	0	437	1 487	1 924	294	980	1 274	4,67	249 %
1992	303	623	926	2 053	0,45		0,45	3	559	1 478	2 037	255	853	1 108	4,38	233 %
1993	320	508	828	1 763	0,47		0,47	6	619	1 102	1 721	295	592	887	3,05	162 %
1994	256	578	834	2 710	0,31		0,31	9	494	1 258	1 752	232	677	909	3,48	185 %
1995	80	420	500	1 998	0,25		0,25	27	245	1 138	1 383	163	693	856	3,56	189 %
1996	152	364	516	1 494	0,35		0,35	20	341	798	1 139	185	418	603	2,15	114 %
1997	129	204	333	1 394	0,24	122	0,33	14	304	598	902	171	384	555	1,98	105 %
1998	171	0	171	1 245	0,14	291	0,37	1	483	431	914	312	430	742	2,22	118 %
1999	92	0	92	1 229	0,07	279	0,30	1	324	736	1 060	232	735	967	3,78	201 %
2000	87	3	90	1 298	0,07	320	0,32	5	370	421	791	283	413	696	2,13	113 %
2001	60	0	60	1 178	0,05	480	0,46	5	268	880	1 148	208	875	1 083	4,49	239 %
2002	168	0	168	1 197	0,14	393	0,47	3	520	686	1 206	352	683	1 035	3,52	187 %
2003	85	0	85	1 294	0,07	599	0,53	4	394	1 013	1 407	307	1 011	1 318	5,19	276 %
2004	106	0	106	1 370	0,08	462	0,41	1	384	677	1 061	277	677	954	3,48	185 %
2005	72	0	72	1 690	0,04	551	0,37	2	366	908	1 274	294	906	1 200	4,65	248 %
2006	104	0	104	1 588	0,07	439	0,34	2	346	758	1 104	242	756	998	3,89	207 %
2007	78	40	118	1 717	0,07	327	0,26	0	275	647	922	197	607	804	3,12	166 %
2008	240	15	255	1 700	0,15	410	0,39	2	599	605	1 204	359	588	947	3,03	161 %
2009	96	3	99	1 695	0,06	409	0,30	109	282	722	1 004	182	614	796	3,16	168 %
<b>2010</b>	<b>138</b>	<b>44</b>	<b>182</b>	<b>1 929</b>	<b>0,09</b>	<b>434</b>	<b>0,32</b>	<b>94</b>	<b>295</b>	<b>898</b>	<b>1 193</b>	<b>143</b>	<b>774</b>	<b>917</b>	<b>3,98</b>	<b>211 %</b>
<b>Moyenne</b>																
<b>1984-2009</b>	<b>133</b>	<b>222</b>	<b>355</b>	<b>1 507</b>	<b>0,24</b>	<b>391</b>	<b>0,37</b>	<b>14</b>	<b>374</b>	<b>932</b>	<b>1 305</b>	<b>239</b>	<b>698</b>	<b>937</b>	<b>3,50</b>	<b>186 %</b>
<b>2005-2009</b>	<b>118</b>	<b>12</b>	<b>130</b>	<b>1 678</b>	<b>0,08</b>	<b>427</b>	<b>0,33</b>	<b>23</b>	<b>374</b>	<b>728</b>	<b>1 102</b>	<b>255</b>	<b>694</b>	<b>949</b>	<b>3,57</b>	<b>190 %</b>
Variation																
2010 vs 2009	44 %		84 %	14 %	62 %	6 %	7 %		5 %	24 %	19 %	- 21 %	26 %	15 %	26 %	
2010 vs 1984-2009	4 %		- 49 %	28 %	- 60 %	11 %	- 13 %		- 21 %	- 4 %	- 9 %	- 40 %	11 %	- 2 %	14 %	
2010 vs 2005-2009	17 %		40 %	15 %	22 %	2 %	- 4 %		- 21 %	23 %	8 %	- 44 %	11 %	- 3 %	11 %	

Ensemencements : 1984 : S2 16 000 1987 : S2 4 188 1989 : T2 5 487 1990 : S1 7 967 1991 : T1 6 289 1995 : œufs 120 092 1996 : œufs 125 972 1998 : AL 47 000  
 1986 : S2 18 741 1987 : S3 60 1989 : S2 36 377 1990 : S2 6 395 1992 : S1 15 020 1996 : AL 84 691 1997 : AL 68 765

Remarques : En 1996, 3 saumons noirs sont inclus dans les captures sportives. De 1998 à 2006, pêche au madeleineau seulement. En 2004, 2 madeleineaux provenant d'ensemencements (selon les écailles) sont inclus dans la pêche sportive, les retours à la rivière et les saumons disponibles pour à la reproduction. Retraits divers : inclut les retraits piscicoles et la mortalité.  
 En 1999, aucun dénombrement de reproducteurs n'a été effectué en fin de saison. L'estimation de la montaison totale est basée sur les proportions moyennes (1994-1998) de montaison de madeleineaux et de grands saumons après la mi-saison.

Tableau VIII. Bilan de l'exploitation des saumons dans la rivière de la Trinité de 1984 à 2010

Année	Pêche commerciale			Pêche sportive				Retraits divers	Retours à la rivière			Retours totaux	Reproduction			Déposition d'œufs				
	Mad.	Réd.	Total	Mad.	Réd.	Total	Jours-pêche		Succès	Graciés	Mad.		Réd.	Total	Saumons disponibles			Œufs déposés (million)	Seuil de conservation (1,63 million d'œufs)	
															Mad.	Réd.	Total			
1984	34	555	589	415	132	547	2 474	0,22		1	1 771	468	2 239	2 828	1 355	336	1 691	2,19	134 %	
1985	40	607	647	162	260	422	2 331	0,18		9	1 053	639	1 692	2 339	889	372	1 261	2,25	138 %	
1986	14	606	620	510	227	737	2 284	0,32		3	1 589	621	2 210	2 830	1 076	394	1 470	2,43	149 %	
1987	48	586	634	526	133	659	2 289	0,29		4	1 304	558	1 862	2 496	774	425	1 199	2,51	154 %	
1988	57	522	579	596	94	690	2 680	0,26		6	1 639	813	2 452	3 031	1 037	719	1 756	4,17	256 %	
1989	53	613	666	506	120	626	2 832	0,22		0	1 839	466	2 305	2 971	1 333	346	1 679	2,24	137 %	
1990	144	524	668	668	164	832	3 110	0,27		2	1 905	530	2 435	3 103	1 235	366	1 601	2,32	142 %	
1991	15	1 191	1 206	348	125	473	2 405	0,20		3	1 334	516	1 850	3 056	984	390	1 374	2,38	146 %	
1992	56	638	694	222	151	373	2 693	0,14		3	577	612	1 189	1 883	354	459	813	3,26	200 %	
1993	Fermée			172	57	229	2 676	0,09		1	410	271	681	681	238	213	451	1,55	95 %	
1994	Fermée			184	34	218	2 274	0,10		0	579	309	888	888	395	275	670	2,05	126 %	
1995	Fermée			104	117	221	2 125	0,10		2	348	671	1 019	1 019	244	552	796	3,82	235 %	
1996	Fermée			182	66	248	2 445	0,10		2	661	434	1 095	1 095	477	368	845	2,71	167 %	
1997	Fermée			156	61	217	2 397	0,09		2	394	558	952	952	237	496	733	3,45	211 %	
1998	Fermée			112	80	192	2 642	0,07		2	524	385	909	909	410	305	715	2,26	138 %	
1999	Fermée			66	47	113	1 675	0,07		3	396	381	777	777	327	334	661	2,41	148 %	
2000	Fermée			37	16	53	1 234	0,05		1	250	251	501	501	213	234	447	1,68	103 %	
2001	Fermée			24	36	60	901	0,07		0	100	187	287	287	76	151	227	1,05	64 %	
2002	Fermée			71	0	71	726	0,10	23	0	404	108	512	512	333	108	441	0,90	55 %	
2003	Fermée			68	18	86	834	0,10	13	0	385	218	603	603	317	200	517	1,51	92 %	
2004	Fermée			54	0	54	862	0,06	25	0	334	230	564	564	280	230	510	1,69	104 %	
2005	Fermée			51	0	51	644	0,08	10	6	277	149	426	426	222	147	369	1,10	68 %	
2006	Fermée			120	0	120	735	0,16	18	2	515	357	872	872	395	355	750	2,58	159 %	
2007	Fermée			123	0	123	931	0,13	32	0	601	249	850	850	478	249	727	1,92	118 %	
2008	Fermée			112	0	112	788	0,14	42	3	628	325	953	953	516	322	838	2,43	149 %	
2009	Fermée			23	0	23	627	0,04	20	2	229	216	445	445	206	214	420	1,54	95 %	
2010	Fermée			101	4	105	681	0,15	18	1	611	258	869	869	509	254	763	1,97	121 %	
<b>Moyenne</b>																				
<b>1984-2009</b>				<b>216</b>	<b>75</b>	<b>290</b>	<b>1 831</b>	<b>0,16</b>	<b>21</b>	<b>2</b>	<b>771</b>	<b>405</b>	<b>1 176</b>	<b>1 176</b>	<b>554</b>	<b>329</b>	<b>883</b>	<b>2,25</b>	<b>138 %</b>	
<b>2005-2009</b>				<b>86</b>	<b>0</b>	<b>86</b>	<b>745</b>	<b>0,12</b>	<b>24</b>	<b>3</b>	<b>450</b>	<b>259</b>	<b>709</b>	<b>709</b>	<b>363</b>	<b>257</b>	<b>621</b>	<b>1,91</b>	<b>117 %</b>	
Variation																				
2010 vs 2009				339 %		357 %	9 %	320 %	- 10 %		167 %	19 %	95 %	95 %	147 %	19 %	82 %	28 %		
2010 vs 1984-2009				- 53 %		- 64 %	- 63 %	- 3 %	- 13 %		- 21 %	- 36 %	- 26 %	- 26 %	- 8 %	- 23 %	- 14 %	- 12 %		
2010 vs 2005-2009				18 %		22 %	- 9 %	34 %	- 26 %		36 %	0 %	23 %	23 %	40 %	- 1 %	23 %	3 %		

Remarques : Retraits divers : inclut les retraits piscicoles et la mortalité.

 [ ] : La montaison a été estimée en ajoutant le nombre estimé de saumons qui ont monté pendant la semaine du 1<sup>er</sup> au 7 juillet en considérant la proportion moyenne que représente cette période dans l'ensemble des montaisons des années 1992 à 2008.

Tableau IX. Montaison totale des saumons par catégorie de groupe d'âge en mer dans la rivière Saint-Jean de 1984 à 2010

Année	Madeleineaux		Rédibermarins		Répartition des rédibermarins								
	n	%	n	%	Dibermarins			Tribermarins			Fraie antérieure		
					n échant.	%	n estimé	n échant.	%	n estimé	n échant.	%	n estimé
1984	113	9	1 116	91	283	89	996	20	6	70	14	4	49
1985	61	7	795	93	263	92	734	16	6	45	6	2	17
1986	155	16	819	84	187	87	716	7	3	27	20	9	77
1987	563	34	1 069	66	208	91	971	1	0	5	20	9	93
1988	436	18	1 937	82	432	93	1 792	3	1	12	32	7	133
1989	262	16	1 375	84	448	94	1 286	11	2	32	20	4	57
1990	512	40	772	60	211	86	665	4	2	13	30	12	95
1991	437	23	1 487	77	465	95	1 405	2	0	6	25	5	76
1992	559	27	1 478	73	555	93	1 374	13	2	32	29	5	72
1993	619	36	1 102	64	466	93	1 027	5	1	11	29	6	64
1994	494	28	1 258	72	516	90	1 135	12	2	26	44	8	97
1995	245	18	1 138	82	403	96	1 097	5	1	14	10	2	27
1996	341	30	798	70	319	88	699	18	5	39	27	7	59
1997	304	34	598	66	184	90	539	3	1	9	17	8	50
1998	483	53	431	47	0	<b>91</b>	<b>393</b>	0	<b>2</b>	<b>11</b>	0	<b>6</b>	<b>27</b>
1999	324	31	736	69	0	<b>91</b>	<b>672</b>	0	<b>2</b>	<b>18</b>	0	<b>6</b>	<b>46</b>
2000	370	47	421	53	38	91	384	2	2	10	4	6	26
2001	268	23	880	77	91	93	817	0	0	0	7	7	63
2002	520	43	686	57	20	87	597	0	0	0	3	13	89
2003	394	28	1 013	72	51	98	994	1	2	19	0	0	0
2004	384	36	677	64	24	92	625	1	4	26	1	4	26
2005	366	29	908	71	2	<b>92</b>	<b>831</b>	0	<b>2</b>	<b>21</b>	0	<b>6</b>	<b>56</b>
2006	346	31	758	69	33	79	596	1	2	18	8	19	144
2007	275	30	647	70	45	94	607	1	2	13	2	4	27
2008	599	50	605	50	12	86	519	1	7	43	1	7	43
2009	282	28	722	72	51	89	646	0	0	0	6	11	76
<b>2010</b>	<b>295</b>	<b>25</b>	<b>898</b>	<b>75</b>	<b>102</b>	<b>94</b>	<b>840</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>33</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>25</b>
<b>Moyenne</b>													
<b>1984-2010</b>	<b>371</b>	<b>28</b>	<b>931</b>	<b>72</b>	<b>200</b>	<b>91</b>	<b>850</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	<b>21</b>	<b>13</b>	<b>6</b>	<b>60</b>
<b>2005-2009</b>	<b>374</b>	<b>34</b>	<b>728</b>	<b>66</b>	<b>29</b>	<b>88</b>	<b>640</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>19</b>	<b>3</b>	<b>10</b>	<b>69</b>



Les chiffres proviennent d'estimations obtenues en faisant la moyenne de 1981 à 1997.

Les chiffres proviennent d'estimations obtenues en faisant la moyenne de 1981 à 2004.

Tableau X. Montaison totale des saumons par catégorie de groupe d'âge en mer dans la rivière de la Trinité de 1984 à 2010

Année	Madeleineaux <sup>1</sup>		Rédibermarins <sup>1</sup>		Répartition des rédibermarins <sup>1</sup>								
	n	%	n	%	Dibermarins		Tribermarins		Fraie antérieure				
					n échant.	% estimé	n échant.	% estimé	n échant.	% estimé	n		
1984	1 805	64	1 023	36	594	87	888	0	0	0	90	13	135
1985	1 093	47	1 246	53	789	92	1 143	7	1	10	65	8	94
1986	1 603	57	1 227	43	752	92	1 129	4	0	6	62	8	93
1987	1 352	54	1 144	46	655	92	1 053	0	0	0	57	8	91
1988	1 696	56	1 335	44	567	93	1 243	0	0	0	42	7	92
1989	1 892	64	1 079	36	633	87	943	0	0	0	91	13	136
1990	2 049	66	1 054	34	571	84	882	0	0	0	112	16	172
1991	1 349	44	1 707	56	1 227	93	1 595	0	0	0	86	7	112
1992	633	34	1 250	66	732	93	1 165	5	1	9	48	6	77
1993	410	60	271	40	50	88	238	0	0	0	7	12	33
1994	579	65	309	35	27	82	253	0	0	0	6	18	56
1995	348	34	671	66	99	93	621	0	0	0	8	7	50
1996	661	60	434	40	55	87	379	0	0	0	8	13	55
1997	394	41	558	59	35	65	362	0	0	0	19	35	196
1998	524	58	385	42	67	86	331	0	0	0	11	14	54
1999	396	51	381	49	40	89	339	0	0	0	5	11	42
2000	250	50	251	50	12	86	215	0	0	0	2	14	36
2001	100	35	187	65	25	74	138	0	0	0	9	26	50
2002	404	79	108	21	10	45	49	0	0	0	12	55	59
2003	385	64	218	36	68	81	176	0	0	0	16	19	42
2004	334	59	230	41	29	88	202	0	0	0	4	12	28
2005	277	65	149	35	17	65	97	0	0	0	9	35	52
2006	515	59	357	41	22	51	183	0	0	0	21	49	174
2007	601	71	249	29	64	69	171	0	0	0	29	31	78
2008	628	66	325	34	42	66	213	0	0	0	22	34	112
2009	229	51	216	49	12	67	144	0	0	0	6	33	72
<b>2010</b>	<b>611</b>	<b>70</b>	<b>258</b>	<b>30</b>	<b>42</b>	<b>66</b>	<b>169</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>22</b>	<b>34</b>	<b>89</b>
<b>Moyenne</b>													
<b>1984-2010</b>	<b>782</b>	<b>56</b>	<b>616</b>	<b>44</b>	<b>268</b>	<b>86</b>	<b>530</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>32</b>	<b>14</b>	<b>84</b>
<b>2005-2009</b>	<b>450</b>	<b>63</b>	<b>259</b>	<b>37</b>	<b>31</b>	<b>62</b>	<b>162</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>17</b>	<b>38</b>	<b>97</b>

<sup>1</sup> Incluant la pêche commerciale.

Tableau XI. Caractéristiques des ombles de fontaine anadromes dans la passe migratoire de la rivière de la Trinité de 1997 à 2010

Année	Montaison	Échantillon (n)	Longueurs totales		
			Minimum	Maximum	Moyenne
1997	918	918	15	70	35
1998	1 345	1 345	15	70	35
1999	1 177	1 177	10	70	34
2000	1 119	1 027	15	60	36
2001	1 516	803	20	60	35
2002*	2 516	2 516	10	60	26
2003	4 495	4 495	10	65	26
2004	3 050	3 050	10	60	26
2005	2 001	2 001	10	60	26
2006	4 186	4 186	5	60	23
2007	4 480	4 480	10	65	25
2008	5 922	5 922	10	60	24
2009**	1 381	1 381	10	60	30
<b>2010</b>	<b>4 334</b>	<b>4 317</b>	<b>5</b>	<b>60</b>	<b>27</b>
<b>Total</b>	<b>38 440</b>	<b>37 618</b>			
<b>Moyenne 2003-2010</b>	<b>3 596</b>		<b>9</b>	<b>61</b>	<b>25</b>

\* Modification du plancher de la cage de rétention de la passe migratoire permettant la capture de petits ombles de fontaine.

\*\* Année exclue des calculs puisque la barrière de comptage ne permet pas la capture des petits ombles de fontaine et n'était pas en fonction du 1<sup>er</sup> au 7 juillet.

Tableau XII. Caractéristiques des saumons échantillonnés dans la rivière Saint-Jean en 2010

	Madeleineaux		Rédibermarins			Répartition des rédibermarins							
					Tous	Dibermarins			Tribermarins			Fraie antérieure	
	Mâles	Tous	Mâles	Femelles		Mâles	Femelles	Tous	Mâles	Femelles	Tous	Femelles	Tous
<b>Poids (kg)</b>													
n	46	140	7	21	54	7	20	53		1	1		
Moyenne	1,44	1,55	4,47	4,18	4,48	4,47	4,04	4,44		7,00	7,00		
Minimum	1,00	0,80	3,00	2,80	2,80	3,00	2,80	2,80		7,00	7,00		
Maximum	2,00	2,26	6,62	7,00	7,00	6,62	5,85	6,62		7,00	7,00		
Écart-type	0,25	0,28	1,32	0,97	0,97	1,32	0,74	0,91					
<b>Longueur à la fourche (cm)</b>													
n	50	152	18	44	104	17	39	98	1	2	3	3	3
Moyenne	55,5	55,4	77,9	77,8	77,7	77,3	75,5	76,7	88,0	84,0	85,3	103,0	103,0
Minimum	49,0	49,0	71,0	70,0	70,0	71,0	70,0	70,0	88,0	78,0	78,0	100,0	100,0
Maximum	62,0	63,0	92,0	106,0	106,0	92,0	85,0	92,0	88,0	90,0	90,0	106,0	106,0
Écart-type	2,91	2,66	6,38	8,02	6,14	6,03	3,60	4,04		8,49	6,43	3,00	3,00
<b>Facteur de condition de Fulton</b>													
n	46	140	7	21	54	7	20	53		1	1		
Moyenne	0,83	0,90	0,85	0,96	0,96	0,85	0,96	0,96		0,96	0,96		
Minimum	0,56	0,54	0,75	0,69	0,69	0,75	0,69	0,69		0,96	0,96		
Maximum	1,14	1,19	0,99	1,16	1,24	0,99	1,16	1,24		0,96	0,96		
Écart-type	0,13	0,14	0,08	0,11	0,12	0,08	0,11	0,12					
<b>Sexe</b>													
n	51	51	20	44	64	18	39	57	2	2	4	3	3
	100 %		31 %	69 %		32 %	68 %		33 %	100 %		100 %	
<b>Âge à la smoltification</b>													
	Nombre		Nombre			Nombre			Nombre			Nombre	
2 ans	5	3 %	3	3 %		3	3 %		0	0 %	0	0 %	
3 ans	109	73 %	79	72 %		72	71 %		4	100 %	3	100 %	
4 ans	35	23 %	26	24 %		26	25 %		0	0 %	0	0 %	
5 ans	1	1 %	1	1 %		1	1 %		0	0 %	0	0 %	
Total	150	100 %	109	100 %		102	100 %		4	100 %	3	100 %	

Note : Le tableau présente les longueurs et les poids des poissons conservés ou échantillonnés pour le projet de télémétrie et les longueurs seulement des poissons trouvés morts pour cause de maladie ou autre.

Tableau XIII. Caractéristiques des saumons échantillonnés dans la rivière de la Trinité en 2010

	Madeleineaux			Rédiберкуmarins		Répartition des rédiберкуmarins			
	Mâles	Femelles	Tous	Mâles	Tous	Dibermarins		Fraie antérieure	
						Tous	Mâles	Tous	
<b>Poids (kg)</b>									
n	67	9	89	3	4		3	4	
Moyenne	1,65	1,38	1,61	2,37	2,23		2,37	2,23	
Minimum	1,12	1,10	1,10	2,12	1,80		2,12	1,80	
Maximum	2,34	1,76	2,34	2,70	2,70		2,70	2,70	
Écart-type	0,29	0,22	0,29	0,30	0,37		0,30	0,37	
<b>Longueur à la fourche (cm)</b>									
n	77	10	102	3	62	41	3	21	
Moyenne	53,7	51,2	53,5	60,9	78,1	74,8	60,9	84,5	
Minimum	45,7	47,4	45,7	60,0	56,0	66,5	60,0	56,0	
Maximum	59,4	55,0	59,4	62,0	100,0	86,3	62,0	100,0	
Écart-type	3,09	2,52	3,16	1,03	9,47	3,66	1,03	13,49	
<b>Facteur de condition de Fulton</b>									
n	67	9	89	3	4		3	4	
Moyenne	1,06	1,04	1,05	1,05	1,04		1,05	1,04	
Minimum	0,90	0,88	0,76	0,98	0,98		0,98	0,98	
Maximum	1,26	1,17	1,26	1,13	1,13		1,13	1,13	
Écart-type	0,08	0,08	0,09	0,08	0,06		0,08	0,06	
<b>Sexe (n)</b>									
n	77	10	102	3	64	42	3	22	
	89 %	11 %		100 %			100 %		
<b>Âge à la smoltification</b>									
	<b>Nombre</b>			<b>Nombre</b>		<b>Nombre</b>		<b>Nombre</b>	
2 ans	14	16 %		5	9 %	2	5 %	3	19 %
3 ans	67	76 %		42	78 %	30	79 %	12	75 %
4 ans	7	8 %		7	13 %	6	16 %	1	6 %
5 ans	0	0 %		0	0 %	0	0 %	0	0 %
Total	88	100 %		54	100 %	38	100 %	16	100 %

Notes : Pour les madeleineaux, les données de poids et de longueur proviennent des poissons conservés ou trouvés morts.

Pour les grands saumons, les données proviennent de l'échantillonnage effectué dans la passe migratoire par le personnel technique sur les poissons vivants ou des poissons trouvés morts.

Tableau XIV. Caractéristiques des saumons échantillonnés dans la rivière Saint-Jean de 1983 à 2010

	Madeleineaux				Dibermarins				Tribermarins				Fraie antérieure			
	Échant.*	LF	Poids	Femelles	Échant.*	LF	Poids	Femelles	Échant.*	LF	Poids	Femelles	Échant.*	LF	Poids	Femelles
	n	$\bar{x}$ (cm)	$\bar{x}$ (kg)	n %	n	$\bar{x}$ (cm)	$\bar{x}$ (kg)	n %	n	$\bar{x}$ (cm)	$\bar{x}$ (kg)	n %	n	$\bar{x}$ (cm)	$\bar{x}$ (kg)	n %
1983	16			16 0,0	55			55 65,5	2			2 50,0	6			6 50,0
1984	2			2 0,0	15			15 60,0	0			0	1			1 100,0
1985	5			5 0,0	83			83 60,2	5			5 0,0	2			2 0,0
1986	13			13 7,7	38			38 50,0	1			1 100,0	5			5 60,0
1987	18			18 5,6	44			44 70,5	0			0	10			10 60,0
1988	113	54,9	1,60	91 1,1	431	74,7	4,25	194 61,9	2		7,70	0	39	79,0	5,16	17 23,5
1989	99	54,1	1,57	86 0,0	448	75,7	4,33	305 72,8	11	90,1	8,01	8 87,5	20	87,1	6,90	16 50,0
1990	206	54,8	1,71	180 0,6	211	75,6	4,47	152 66,4	4	90,5	7,84	3 100,0	30	89,8	7,50	16 56,3
1991	140	53,2	1,49	62 0,0	462	74,6	4,15	222 64,9	2	90,0	7,85	0	25	89,4	7,95	10 70,0
1992	284	54,4	1,65	128 0,0	555	76,2	4,55	262 74,0	13	91,6	8,20	9 88,9	29	90,0	7,90	16 62,5
1993	313	53,7	1,54	66 1,5	463	74,3	4,17	155 69,7	5	91,3	7,96	0	29	93,5	9,23	15 86,7
1994	248	53,6	1,60	106 4,7	515	75,8	4,53	204 71,6	12	91,3	8,23	4 100,0	44	90,0	8,11	17 47,1
1995	78	53,2	1,47	43 2,3	400	75,5	4,35	198 68,7	5	88,4	7,14	3 100,0	10	85,2	6,72	7 28,6
1996	152	55,2	1,70	60 1,7	319	75,8	4,44	118 66,9	18	91,5	8,16	6 83,3	27	94,0	9,18	15 60,0
1997	127	55,1	1,71	36 0,0	184	76,4	4,66	57 70,2	3	89,8	7,60	0	17	90,1	7,52	6 83,3
1998	48	54,2	1,66	48 0,0	0			0	0			0	0			0
1999	38	55,9	1,76	38 0,0	0			0	0			0	0			0
2000	88	56,0	1,70	27 0,0	38	75,7	4,53	8 75,0	1		5,40	0	4	78,0	7,27	4 50,0
2001	61	56,5	1,74	6 0,0	91	77,0		4 75,0	0			0	7	98,6		4 75,0
2002	167	56,7	1,78	50 2,0	19	79,0	4,40	1 0,0	0			0	3	96,3		0
2003	92	56,5	1,77	32 0,0	51	79,7	5,85	1 100,0	1	83,0		0	0			0
2004	105	57,1	1,76	61 4,9	23	79,2		0	1	96,0		0	1	94,0		0
2005	69	56,5	1,73	33 3,0	2	74,5	4,00	2 50,0	0			0	0			0
2006	115	56,0	1,71	28 3,6	27	81,8	5,20	1 100,0	1	94,0		0	6	95,5	9,20	1 0,0
2007	77	55,5	1,65	28 7,1	37	74,3	4,13	14 78,6	1	93,0	8,00	0	2	97,5	6,00	1 100,0
2008	240	56,4	1,72	93 0,0	12	77,1	4,58	5 80,0	1	89,0	7,50	1 100,0	1	84,0	6,00	1 0,0
2009	100	56,1	1,59	31 0,0	48	77,6	4,23	19 84,2	0			0	6	99,0		3 33,3
<b>2010</b>	<b>152</b>	<b>55,4</b>	<b>1,55</b>	<b>51 0,0</b>	<b>98</b>	<b>76,7</b>	<b>4,44</b>	<b>57 68,4</b>	<b>4</b>	<b>85,3</b>	<b>7,00</b>	<b>4 50,0</b>	<b>3</b>	<b>103,0</b>		<b>3 100,0</b>
<b>Moyenne**</b>		<b>55,1</b>	<b>1,65</b>	<b>1,4</b>		<b>75,7</b>	<b>4,37</b>	<b>68,5</b>		<b>90,7</b>		<b>76,1</b>		<b>91,0</b>		<b>55,7</b>

## Valeurs utilisées pour le calcul de la déposition d'œufs

	Madeleineaux		Rédibermarins	
	Poids	Femelles	Poids	Femelles
	$\bar{x}$ (kg)	%	$\bar{x}$ (kg)	%
Avant 1992 	1,59	1,35	4,59	67,48
Depuis 1992 	1,63	1,43	4,73	70,50

LT : Longueur totale      LF : Longueur à la fourche

\* Certaines caractéristiques ne sont pas connues pour tous les échantillons. Pour plus de précision sur l'année à l'étude, voir le tableau XI.

\*\* Les moyennes sont présentées seulement pour les caractéristiques pour lesquelles le nombre de saumons échantillonnés est suffisant.

Tableau XV. Caractéristiques des saumons échantillonnés dans la rivière de la Trinité de 1980 à 2010

	Madelaineaux				Dibermarins				Tribermarins				Fraie antérieure			
	Échant.*	LF	Poids	Femelles	Échant.*	LF	Poids	Femelles	Échant.*	LF	Poids	Femelles	Échant.*	LF	Poids	Femelles
	n	$\bar{x}$ (cm)	$\bar{x}$ (kg)	n %	n	$\bar{x}$ (cm)	$\bar{x}$ (kg)	n %	n	$\bar{x}$ (cm)	$\bar{x}$ (kg)	n %	n	$\bar{x}$ (cm)	$\bar{x}$ (kg)	n %
1980	372		1,71	354 5,4	30		4,53	28 78,6	0			0	9		3,78	9 33,3
1981	317		1,51	296 4,1	21		4,00	20 100,0	0			0	3		4,20	3 33,3
1982	241		1,60	213 3,3	62		3,96	55 81,8	0			0	2		7,73	1 0,0
1983	123	51,7	1,57	116 2,6	73	72,1	3,94	65 89,2	0			0	4	87,0	6,92	4 50,0
1984	406	51,1	1,45	362 11,0	112	70,5	3,64	101 82,2	0			0	17	77,1	4,84	15 26,7
1985	150	49,8	1,33	109 1,8	232	71,0	3,78	168 95,2	2		6,83	2 100,0	19	72,6	4,86	12 25,0
1986	479	50,8	1,38	368 4,1	195	70,9	3,74	152 82,2	1	81,0	5,65	1 100,0	15	73,7	4,67	11 36,4
1987	500	51,9	1,47	333 8,4	116	72,4	4,01	83 86,7	0			0	10	74,3	4,60	6 0,0
1988	556	53,4	1,65	364 9,1	81	73,4	4,12	58 93,1	0			0	6	81,3	6,73	6 33,3
1989	482	54,4	1,67	292 7,9	97	72,5	3,91	64 89,1	0			0	14	75,6	5,22	7 42,9
1990	647	54,6	1,74	463 8,2	133	74,4	4,33	98 91,8	0			0	26	79,7	5,70	19 26,3
1991	344	54,6	1,66	183 7,7	114	73,2	3,94	68 97,1	0			0	8	75,8	4,69	5 40,0
1992	218	54,7	1,69	139 16,5	137	74,2	4,23	94 97,9	0			0	9	68,6	3,15	5 40,0
1993	164	55,9	1,80	125 7,2	50	73,2	4,01	37 97,3	0			0	7	85,3	6,22	7 100,0
1994	166	55,1	1,78	127 9,4	27	75,6	4,53	18 100,0	0			0	6	90,4	7,90	6 83,3
1995	100	55,3	1,79	69 7,2	97	74,4	4,26	69 100,0	0			0	8	75,1	4,96	2 0,0
1996	179	56,7	1,97	130 14,6	55	76,5	4,69	39 94,9	0			0	8	84,3	6,33	2 100,0
1997	151	57,0	2,05	112 9,8	35	75,5	4,50	31 96,8	0			0	19	88,0	7,32	16 81,3
1998	107	56,5	1,98	79 15,2	67	76,3	4,65	55 96,4	0			0	11	79,7	5,63	8 12,5
1999	64	59,9	2,20	39 12,8	40	77,3	4,79	32 96,9	0			0	5	98,9	10,71	3 66,7
2000	34	56,5	1,99	23 0,0	12	75,6	4,40	10 100,0	0			0	2	76,5	5,16	2 50,0
2001	23	59,8	2,07	19 15,8	25	77,5	4,60	25 96,0	0			0	9	80,3	5,48	8 87,5
2002	72	59,2	2,07	57 24,6	10	75,5		0	0			0	12	84,7		0
2003	55	57,4	2,04	53 13,2	60	77,1	4,88	15 100,0	0			0	8	89,9	2,83	1 0,0
2004	53	57,2	2,08	50 30,0	29	76,7		0	0			0	4	94,0		0
2005	44	56,0	1,87	42 26,2	17	75,4	4,28	1 100,0	0			0	9	91,8		0
2006	121	56,9	2,09	107 12,1	22	77,1	4,55	1 100,0	0			0	21	83,1		0
2007	123	54,2	1,85	111 11,7	64	75,6		0	0			0	29	85,0		0
2008	113	56,8	1,95	105 4,8	40	73,8	5,35	1 100,0	0			0	22	83,1		0
2009	40	54,9	1,72	19 5,3	12	73,7		0	0			0	5	75,5		0
<b>2010</b>	<b>102</b>	<b>53,5</b>	<b>1,61</b>	<b>87 11,5</b>	<b>41</b>	<b>74,8</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>			<b>0</b>	<b>21</b>	<b>84,5</b>	<b>2,23</b>	<b>3 0,0</b>
<b>Moyenne**</b>		<b>54,0</b>	<b>1,67</b>	<b>8,5</b>		<b>73,6</b>		<b>91,5</b>		<b>81,0</b>		<b>100,0</b>		<b>81,7</b>		<b>42,9</b>

Valeurs utilisées pour le calcul de la déposition d'œufs

	Madelaineaux		Rédibermarins	
	Poids	Femelles	Poids	Femelles
	$\bar{x}$ (kg)	%	$\bar{x}$ (kg)	%
Avant 1992	1,60	7,23	4,10	85,68
Depuis 1992	1,88	11,48	4,65	93,82

LT : Longueur totale    LF : Longueur à la fourche

\* Certaines caractéristiques ne sont pas connues pour tous les échantillons. Pour plus de précision sur l'année à l'étude, voir le tableau XII.

\*\* Les moyennes sont présentées seulement pour les caractéristiques pour lesquelles le nombre de saumons échantillonnés est suffisant.

Tableau XVI. Survie en rivière, de l'œuf au smolt, dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité

Année	Rivière Saint-Jean										Rivière de la Trinité											
	Œufs déposés	Nombre par groupe d'âge					Taux de survie (%) par groupe d'âge					Œufs déposés	Nombre par groupe d'âge					Taux de survie (%) par groupe d'âge				
		2	3	4	5	Tous	2	3	4	5	Tous		2	3	4	5	Tous	2	3	4	5	Tous
1980											1 717 436	5 476	58 256	4 609	0	68 341		3,39	0,27	0,00	3,98	
1981											1 416 661	8 981	49 936	9 328	0	68 245	0,63	3,52	0,66	0,00	4,82	
1982											3 886 723	11 524	79 288	12 292	0	103 104	0,30	2,04	0,32	0,00	2,65	
1983											2 364 651	7 929	61 110	4 962	256	74 257	0,34	2,58	0,21	0,01	3,14	
1984											2 191 974	4 214	27 744	4 860	261	37 079	0,19	1,27	0,22	0,01	1,69	
1985	2 251 024	1 011	39 960	33 685	6 437	81 091		1,78	1,50	0,29	3,60	2 254 762	19 173	52 689	6 780	0	78 642	0,85	2,34	0,30	0,00	3,49
1986	2 662 146	1 033	59 058	65 009	4 100	129 200	0,04	2,22	2,44	0,15	4,85	2 425 953	22 252	39 376	6 518	0	68 146	0,92	1,62	0,27	0,00	2,81
1987	3 784 154	2 187	39 907	68 060	687	110 841	0,06	1,05	1,80	0,02	2,93	2 507 970	3 912	31 086	6 452	651	42 100	0,16	1,24	0,26	0,03	1,68
1988	6 333 209	2 575	82 000	87 295	2 522	174 392	0,04	1,29	1,38	0,04	2,75	4 166 199	3 259	39 703	6 508	388	49 858	0,08	0,95	0,16	0,01	1,20
1989	4 110 301	820	52 927	49 065	2 906	105 718	0,02	1,29	1,19	0,07	2,57	2 239 664	4 715	73 536	6 213	0	84 463	0,21	3,28	0,28	0,00	3,77
1990	2 439 925	2 062	21 552	38 302	5 574	67 490	0,08	0,88	1,57	0,23	2,77	2 319 842	5 531	44 264	11 765	0	61 561	0,24	1,91	0,51	0,00	2,65
1991	4 674 652	1 146	17 962	49 235	3 818	72 162	0,02	0,38	1,05	0,08	1,54	2 378 498	5 048	49 349	5 381	0	59 778	0,21	2,07	0,23	0,00	2,51
1992	4 380 684	1 057	45 519		0		0,02	1,04		0,00		3 259 413	10 785	53 495	5 091	0	69 371	0,33	1,64	0,16	0,00	2,13
1993	3 046 972	4 645		14 218	2 040		0,15		0,47	0,07		1 551 203	2 216	24 705	5 250	0	32 171	0,14	1,59	0,34	0,00	2,07
1994	3 478 492	4 863	64 246	42 336	4 831	116 276	0,14	1,85	1,22	0,14	3,34	2 048 734	2 096	20 832	4 541	0	27 470	0,10	1,02	0,22	0,00	1,34
1995	3 556 483	17 378	65 289	21 471	1 690	105 827	0,49	1,84	0,60	0,05	2,98	3 824 510	2 879	40 044	4 336	0	47 259	0,08	1,05	0,11	0,00	1,24
1996	2 150 090	4 591	23 081	38 023	876	66 571	0,21	1,07	1,77	0,04	3,10	2 714 526	11 972	26 376	2 344	0	40 691	0,44	0,97	0,09	0,00	1,50
1997	1 975 262	1 610	56 612	17 960	506	76 689	0,08	2,87	0,91	0,03	3,88	3 445 827	9 033	60 473	2 788	213	72 507	0,26	1,75	0,08	0,01	2,10
1998	2 218 708	13 519	44 680	14 179	0	72 378	0,61	2,01	0,64	0,00	3,26	2 257 500	7 501	36 945	5 750	0	50 196	0,33	1,64	0,25	0,00	2,22
1999	3 775 376	8 323	44 055	15 082	1 920	69 380	0,22	1,17	0,40	0,05	1,84	2 408 173	4 531	42 168	3 519	148	50 367	0,19	1,75	0,15	0,01	2,09
2000	2 130 047	1 519	35 909	35 201	4 632	77 261	0,07	1,69	1,65	0,22	3,63	1 678 721	4 898	21 553	2 374	72	28 897	0,29	1,28	0,14	0,00	1,72
2001	4 490 633	3 830	56 961	40 146	10 958	111 895	0,09	1,27	0,89	0,24	2,49	1 051 051	1 979	29 971	3 355	212	35 518	0,19	2,85	0,32	0,02	3,38
2002	3 516 001	1 920	55 072	45 765	464	103 221	0,05	1,57	1,30	0,01	2,94	897 879	2 374		2 762	160		0,26		0,31	0,02	
2003	5 192 382	3 088	76 704	15 558	186	95 537	0,06	1,48	0,30	0,00	1,84	1 505 579	4 257	37 186	2 880	0	44 322	0,28	2,47	0,19	0,00	2,94
2004	3 481 041	1 934	28 562	11 376	502	42 373	0,06	0,82	0,33	0,01	1,22	1 687 073	2 762	28 637	2 723	0	34 122	0,16	1,70	0,16	0,00	2,02
2005	4 654 184	1 393	23 497	10 039	2 632	37 561	0,03	0,50	0,22	0,06	0,81	1 100 834	3 360	28 237	3 659	97	35 352	0,31	2,57	0,33	0,01	3,21
2006	3 885 956	2 238	35 638				0,06	0,92				2 584 465	1 720	29 817				0,07	1,15			
2007	3 120 226	2 008					0,06					1 918 151	4 024					0,21				
2008	3 032 083											2 426 935										
2009	3 157 278											1 541 118										
2010	3 975 126											1 967 892										
<b>Moyenne</b>	<b>3 518 171</b>						<b>0,11 %</b>	<b>1,29 %</b>	<b>1,02 %</b>	<b>0,08 %</b>	<b>2,57 %</b>	<b>2 249 675</b>						<b>0,28 %</b>	<b>1,78 %</b>	<b>0,23 %</b>	<b>0,004 %</b>	<b>2,34 %</b>

  Les chiffres proviennent de moyennes des cinq années précédentes ou suivantes et sont utilisés provisoirement pour compléter les calculs.  
  Cette estimation provient de la proportion de smolts observés en 1997 multipliée par la moyenne de la production de smolts de 1989 à 1999.  
  Les chiffres proviennent d'estimations obtenues en faisant la moyenne des années antérieures.  
  Les chiffres ne sont pas des observations mais des estimations de survie qui sont proportionnelles aux observations faites au cours des autres années, soit la moyenne de 1981 à 1994.

Tableau XVII. Taux de retour de la mer, du smolt jusqu'à l'adulte, dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité

Année	Rivière Saint-Jean								Rivière de la Trinité <sup>1</sup>							
	Smolts	Mad. an + 1	Diber. an + 2	Triber. an + 3	Taux de retour (%) du smolt à :				Smolts	Mad. an + 1	Diber. an + 2	Taux de retour (%) du smolt à :				
					Mad.	Diber.	Triber.	Tous				Mad.	Diber.	Tous		
1984									67 922	1 093	1 129	1,61	1,66	3,27		
1985									65 847	1 603	1 053	2,43	1,60	4,03		
1986									96 316	1 352	1 243	1,40	1,29	2,69		
1987									77 342	1 696	943	2,19	1,22	3,41		
1988									51 590	1 892	882	3,67	1,71	5,38		
1989	92 396	512	1 405	32	0,55	1,52	0,03	2,11	79 710	2 049	1 595	2,57	2,00	4,57		
1990	97 768	437	1 374	11	0,45	1,41	0,01	1,86	50 109	1 349	1 165	2,69	2,32	5,02		
1991	113 745	559	1 027	26	0,49	0,90	0,02	1,42	40 696	633	238	1,56	0,58	2,14		
1992	154 790	619	1 135	14	0,40	0,73	0,01	1,14	50 664	410	253	0,81	0,50	1,31		
1993	142 764	494	1 097	39	0,35	0,77	0,03	1,14	85 961	579	621	0,67	0,72	1,40		
1994	73 961	245	699	9	0,33	0,95	0,01	1,29	55 769	348	379	0,62	0,68	1,30		
1995	59 999	341	539	11	0,57	0,90	0,02	1,49	71 679	661	362	0,92	0,50	1,43		
1996	104 855	304	393	18	0,29	0,38	0,02	0,68	60 899	394	331	0,65	0,54	1,19		
1997		483	672	10					31 659	524	339	1,66	1,07	2,72		
1998	95 455	324	384	0	0,34	0,40	0,00	0,74	28 725	396	215	1,38	0,75	2,13		
1999	113 942	370	817	0	0,32	0,72	0,00	1,04	56 056	250	138	0,45	0,25	0,69		
2000	50 581	268	597	19	0,53	1,18	0,04	1,75	39 510	100	49	0,25	0,12	0,38		
2001	109 562	520	994	26	0,47	0,91	0,02	1,41	70 146	404	176	0,58	0,25	0,83		
2002	71 649	394	625	21	0,55	0,87	0,03	1,45	44 120	385	202	0,87	0,46	1,33		
2003	59 847	384	831	18	0,64	1,39	0,03	2,06	52 737	334	97	0,63	0,18	0,82		
2004	54 558	366	596	13	0,67	1,09	0,02	1,79	26 797	277	183	1,03	0,68	1,72		
2005	95 755	346	607	43	0,36	0,63	0,05	1,04	34 620	515	171	1,49	0,49	1,98		
2006	102 702	275	519	0	0,27	0,50	0,00	0,77		601	213					
2007	135 098	599	646	33	0,44	0,48	0,02	0,93	42 717	628	144	1,47	0,34	1,81		
2008	45 774	282	840	18	0,62	1,84	0,04	2,45	34 812	229	169	0,66	0,49	1,14		
2009	37 086	295			0,80				32 432	611		1,88				
2010	47 987								37 290							
<b>Moyenne</b>					0,44 %	0,85 %	0,02 %	1,30 %	<b>Moyenne</b>					1,39 %	0,92 %	2,29 %
<b>Moyenne 1992-2009</b>					0,43 %	0,77 %	0,02 %	1,21 %	<b>Moyenne 1992-2009</b>					0,86 %	0,49 %	1,30 %

□ Les chiffres proviennent d'estimations obtenues en faisant la moyenne de 1981 à 1997.

□ Les chiffres proviennent d'estimations obtenues en faisant la moyenne de 1981 à 2004.

□ Les chiffres proviennent d'estimations obtenues en faisant la moyenne des années antérieures.

<sup>1</sup> Incluant la pêche commerciale.

Tableau XVIII. Captures et estimations d'anguilles en dévalaison printanière dans la rivière Saint-Jean de 2001 à 2010

Année	Marquées (M)	Capturées (C)	Recapturées (R)	N minimum	N	N maximum
2001		858	(Estimation impossible, site de capture différent)			
2002		1 881	Selon taux moyen de 2003 à 2007		34 723	
2003	775	790	14	25 042	40 921	65 797
2004	899	1 001	34	18 588	25 766	35 610
2005	919	996	60	11 725	15 037	19 265
2006	2 054	2 418	238	18 034	21 203	23 970
2007	715	804	36	11 346	15 578	22 084
2008		353	(Estimation impossible, dévalaison trop tardive)			
2009	704	783	40	9 959	13 481	18 673
2010	1 975	2 250	190	20 217	23 288	26 822

Tableau XIX. Estimation de l'abondance des anguilles dans les différents milieux du bassin versant de la rivière Saint-Jean en 2005 et estimation de l'abondance relative (CPUE) dans les différents milieux de 2008 à 2010

Habitat	Abondance estimée				
	( par hectare)	2005	2008	2009	2010
Lac	145	7,2	9,5	2,3	6,5
Rivière	0-282	0,8		0,9	
Estuaire	665	17,7	17,4	19,3	12,9

**FIGURES**

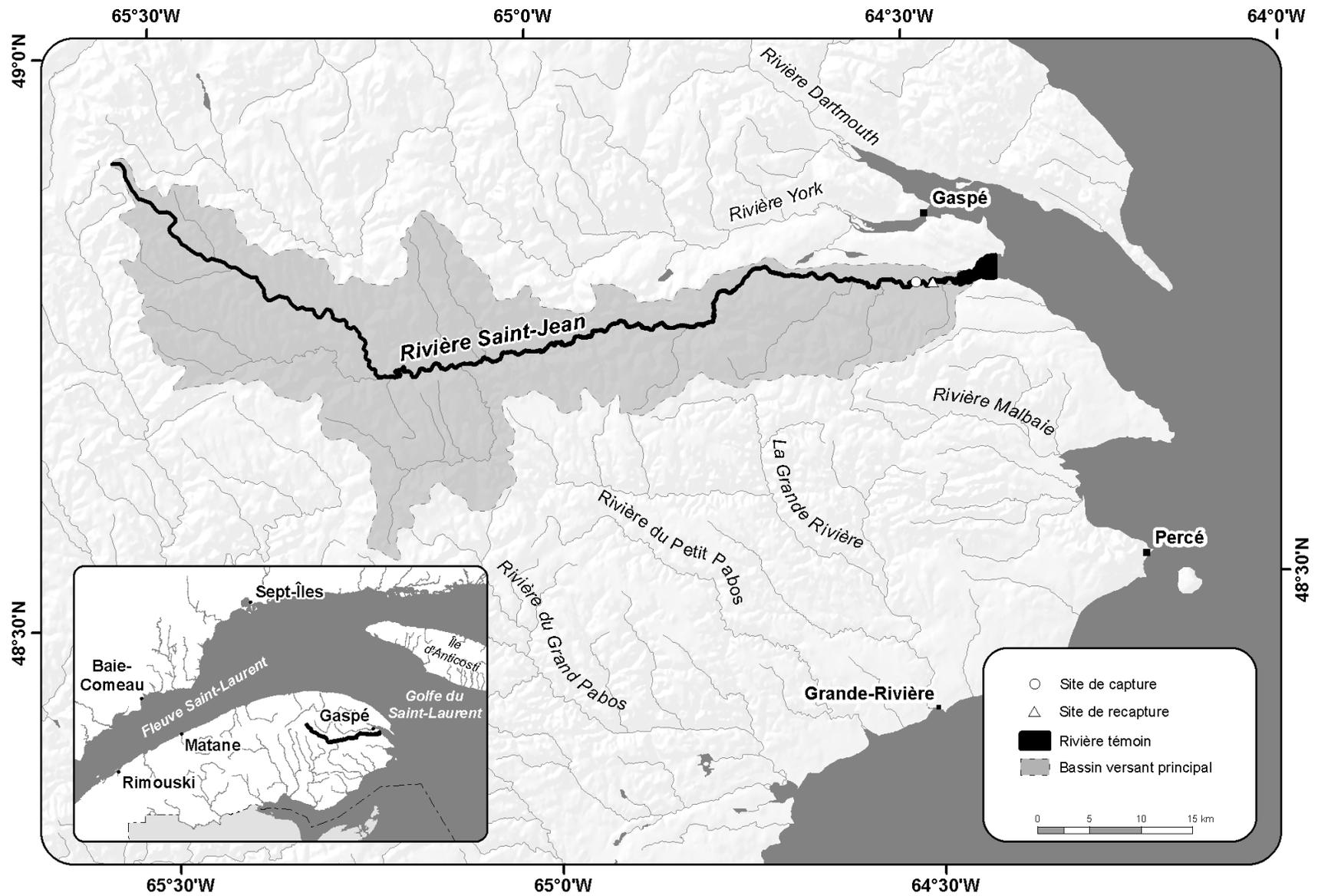


Figure 1. La rivière Saint-Jean dans son contexte géographique

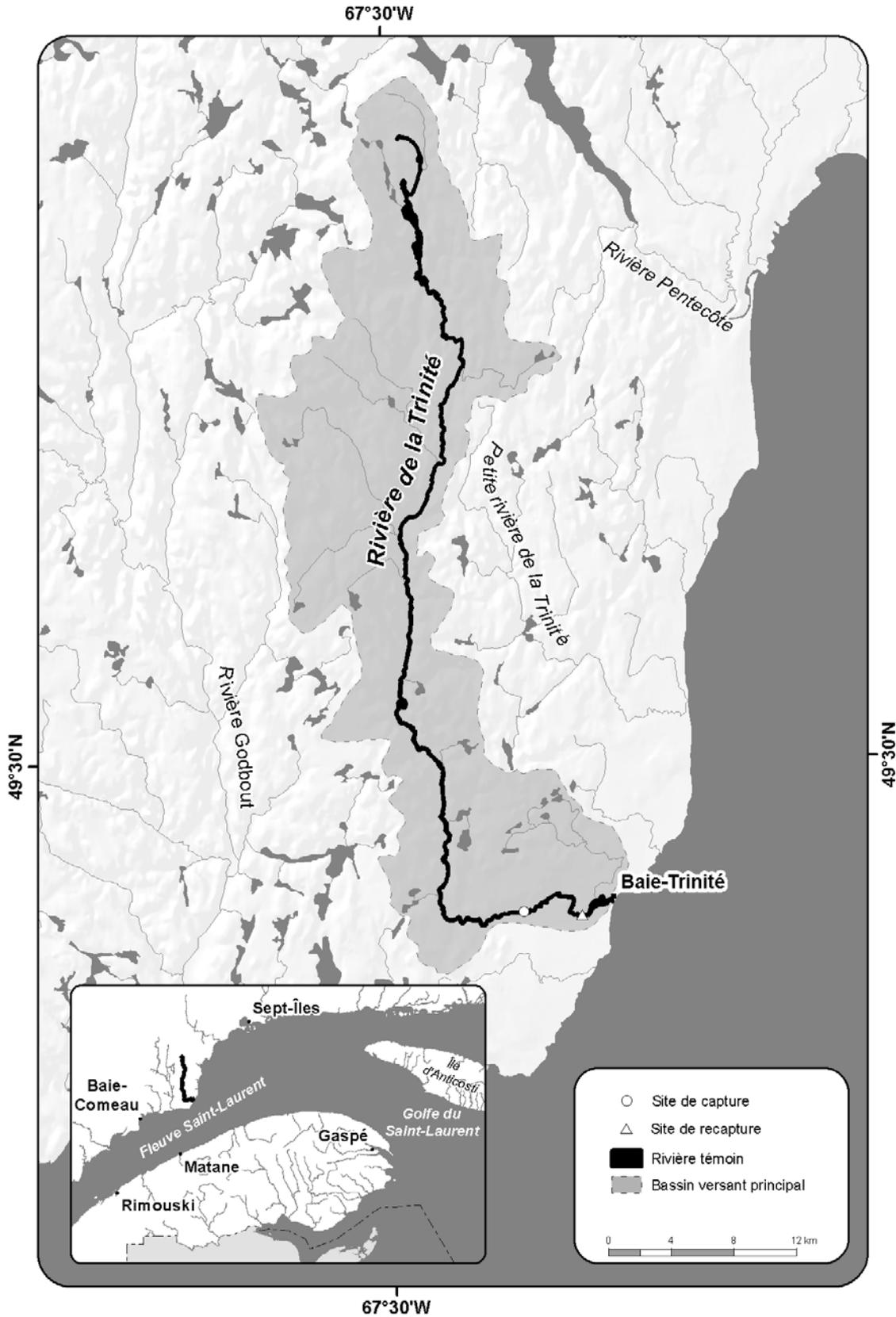


Figure 2. La rivière de la Trinité dans son contexte géographique

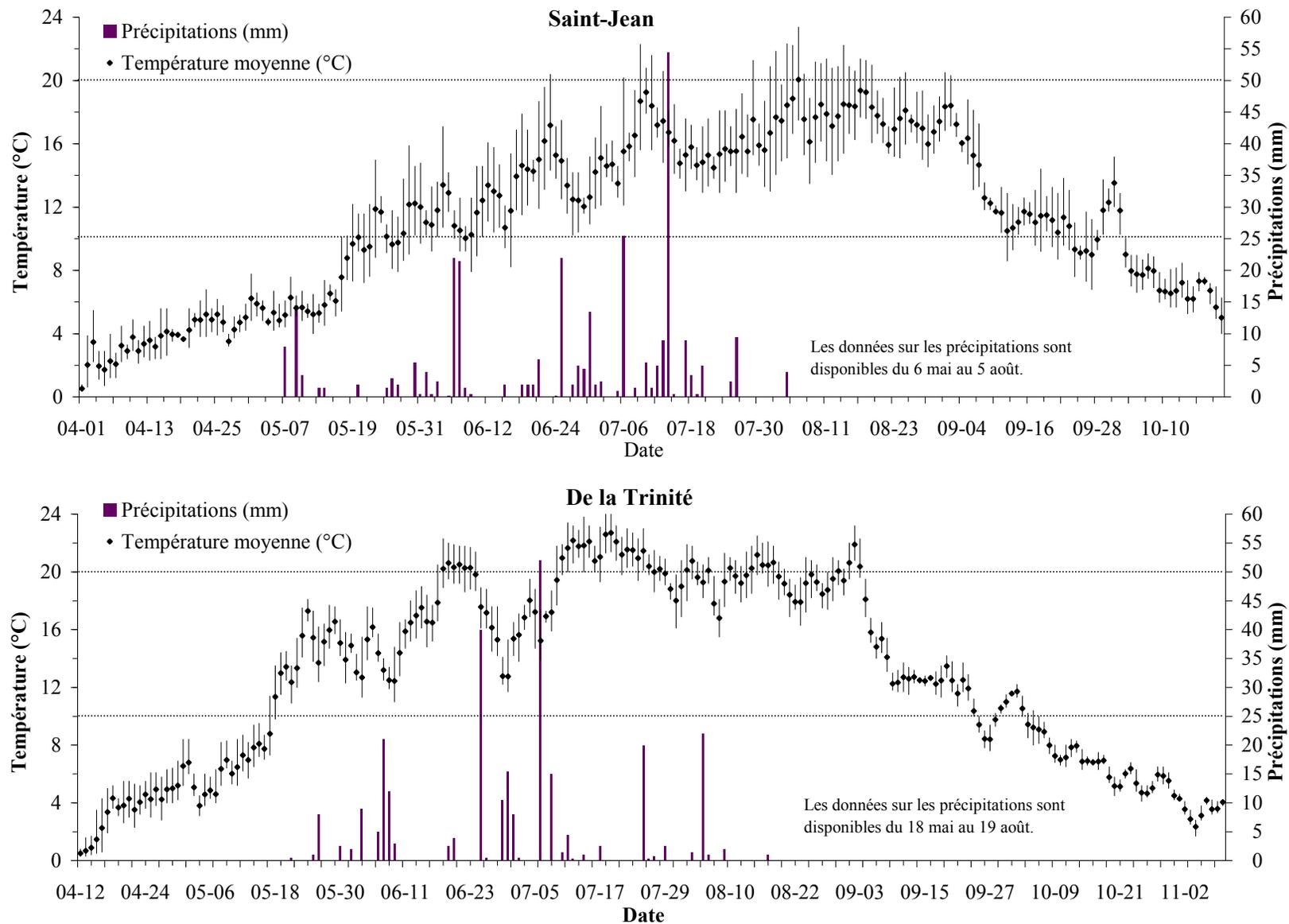
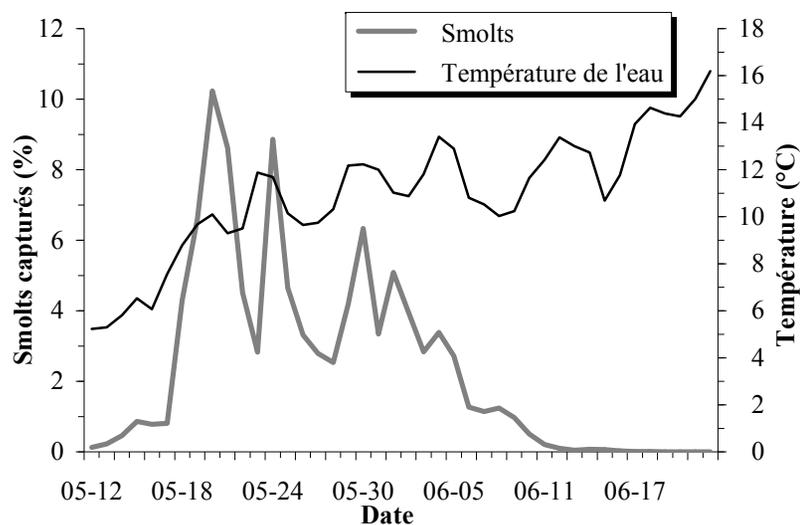
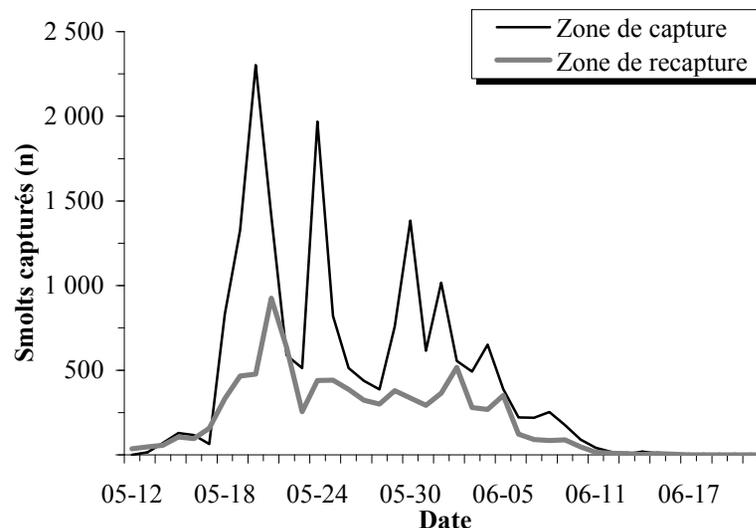


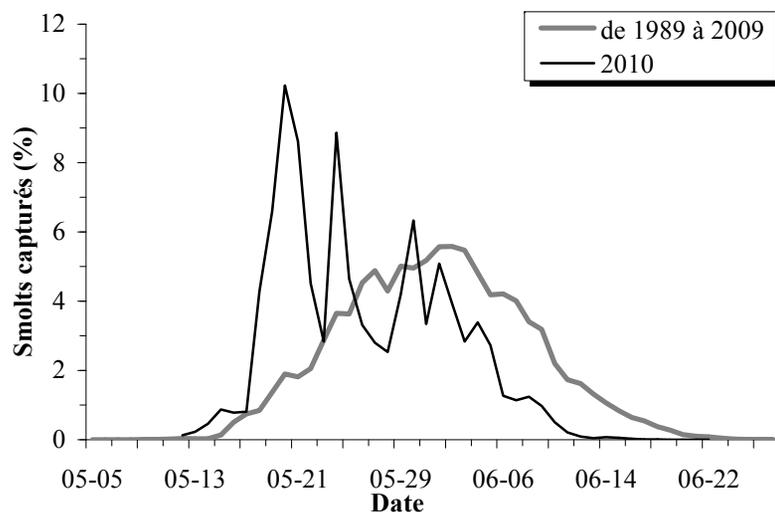
Figure 3. Précipitations et température journalière de l'eau des rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2010



Comparaison entre la température moyenne journalière de l'eau et la capture des smolts

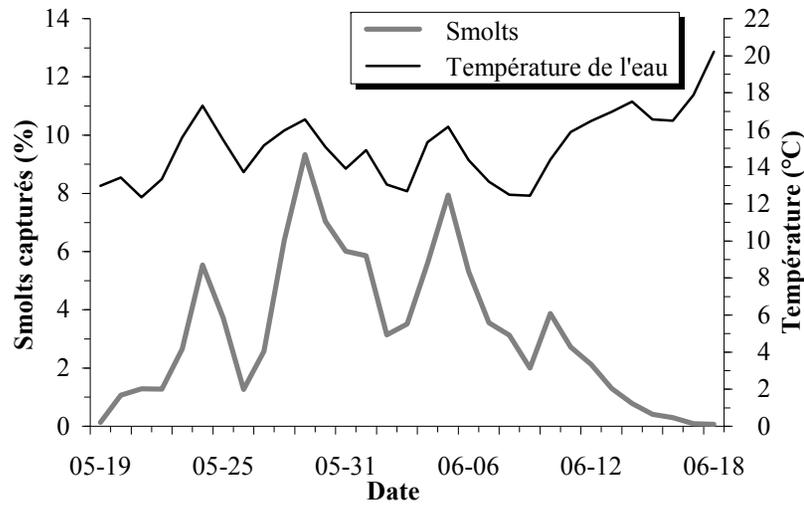


Nombre de captures quotidiennes

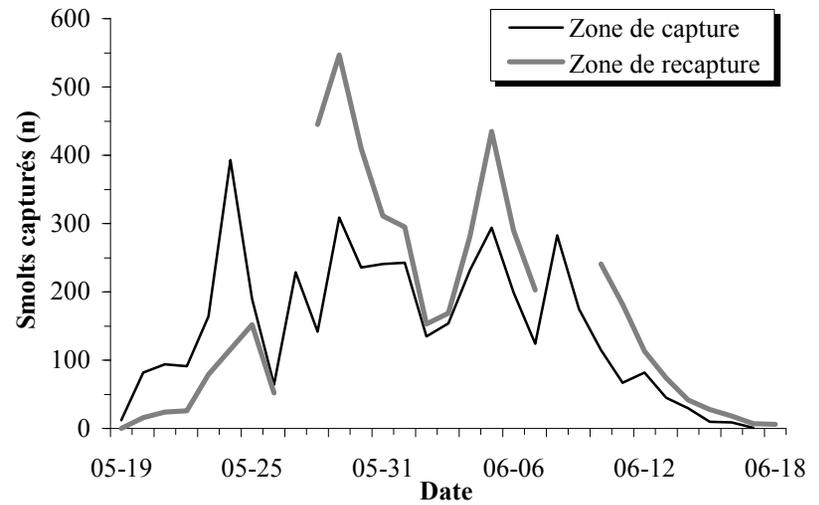


Pourcentage de smolts capturés chaque jour

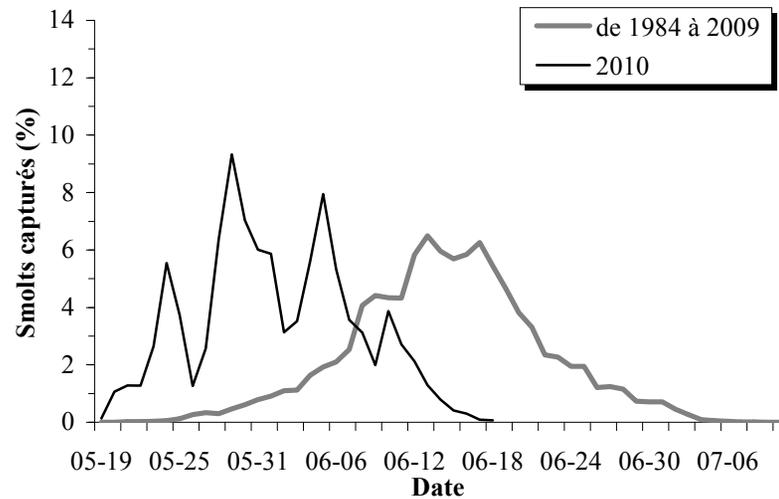
Figure 4. Dévalaison des smolts dans la rivière Saint-Jean en 2010



Comparaison entre la température moyenne journalière de l'eau et la capture des smolts



Nombre de captures quotidiennes



Pourcentage de smolts capturés chaque jour

Figure 5. Dévalaison des smolts dans la rivière de la Trinité en 2010

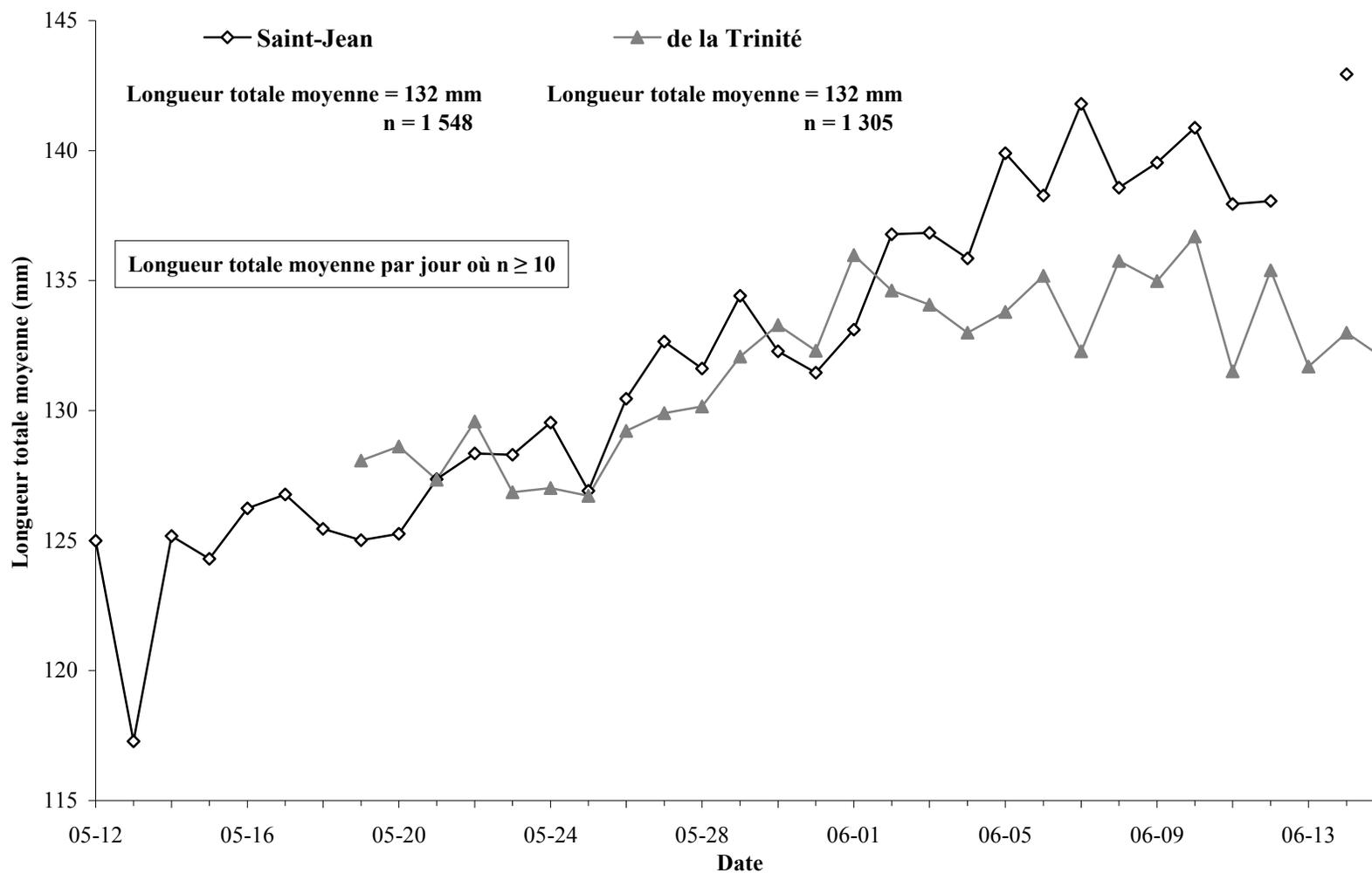
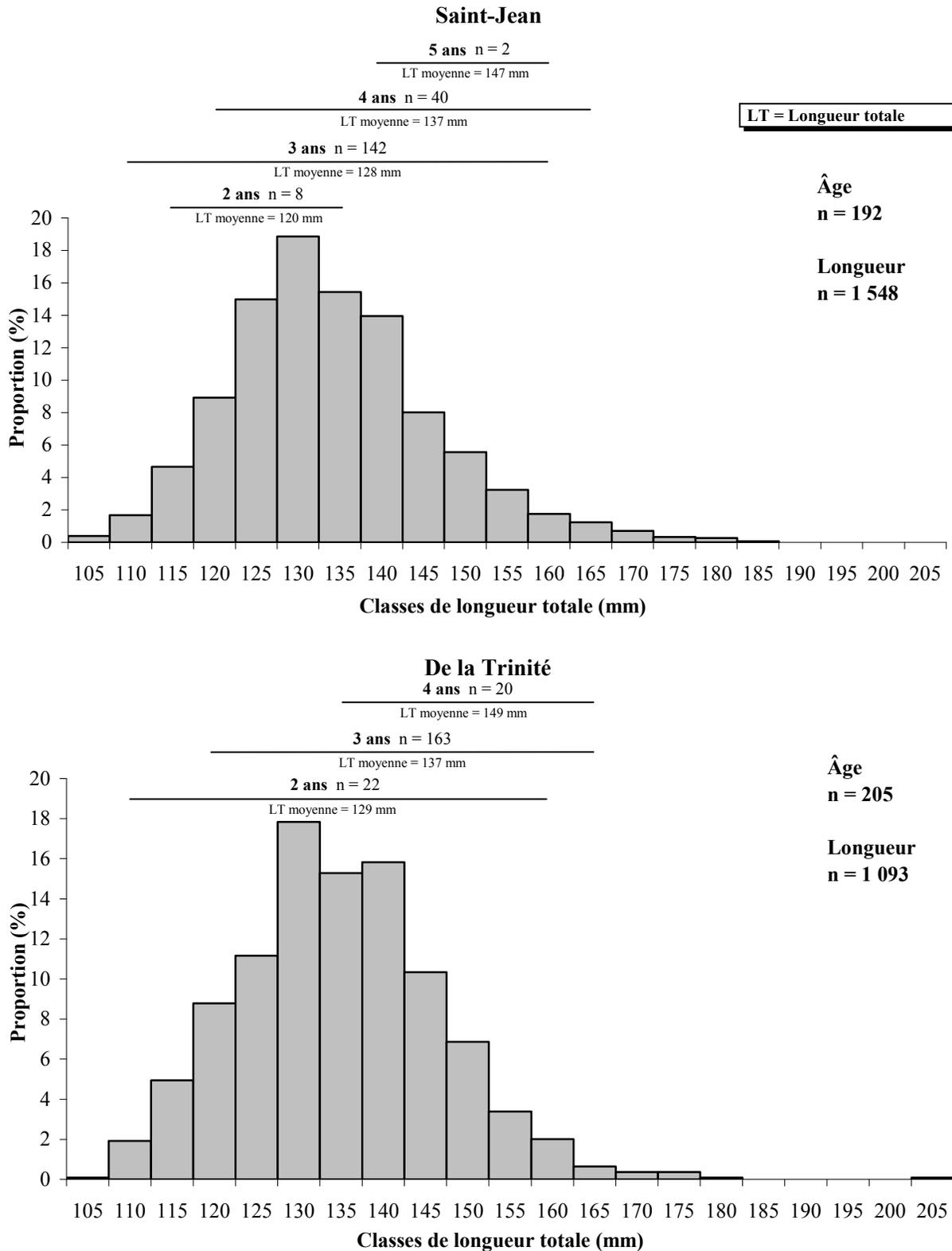


Figure 6. Comparaison de la longueur totale moyenne journalière des smolts des rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2010



### De la Trinité

**4 ans** n = 20  
LT moyenne = 149 mm

---

**3 ans** n = 163  
LT moyenne = 137 mm

---

**2 ans** n = 22  
LT moyenne = 129 mm

**Âge**  
n = 205

**Longueur**  
n = 1 093

Figure 7. Classes de longueur des smolts mesurés vivants et intervalles de classes de longueur en fonction de l'âge des smolts échantillonnés dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2010

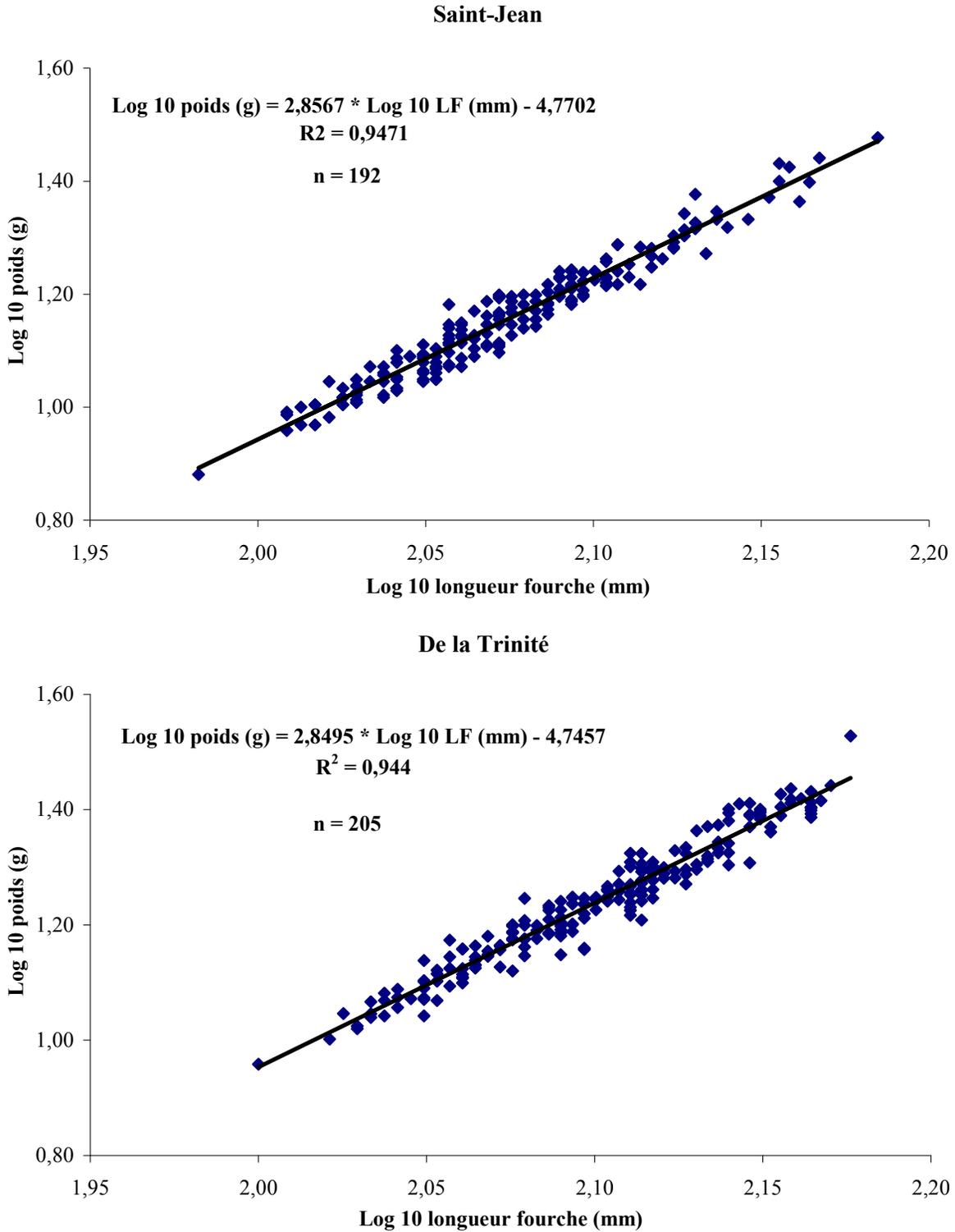


Figure 8. Relation longueur-poids des smolts des rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2010

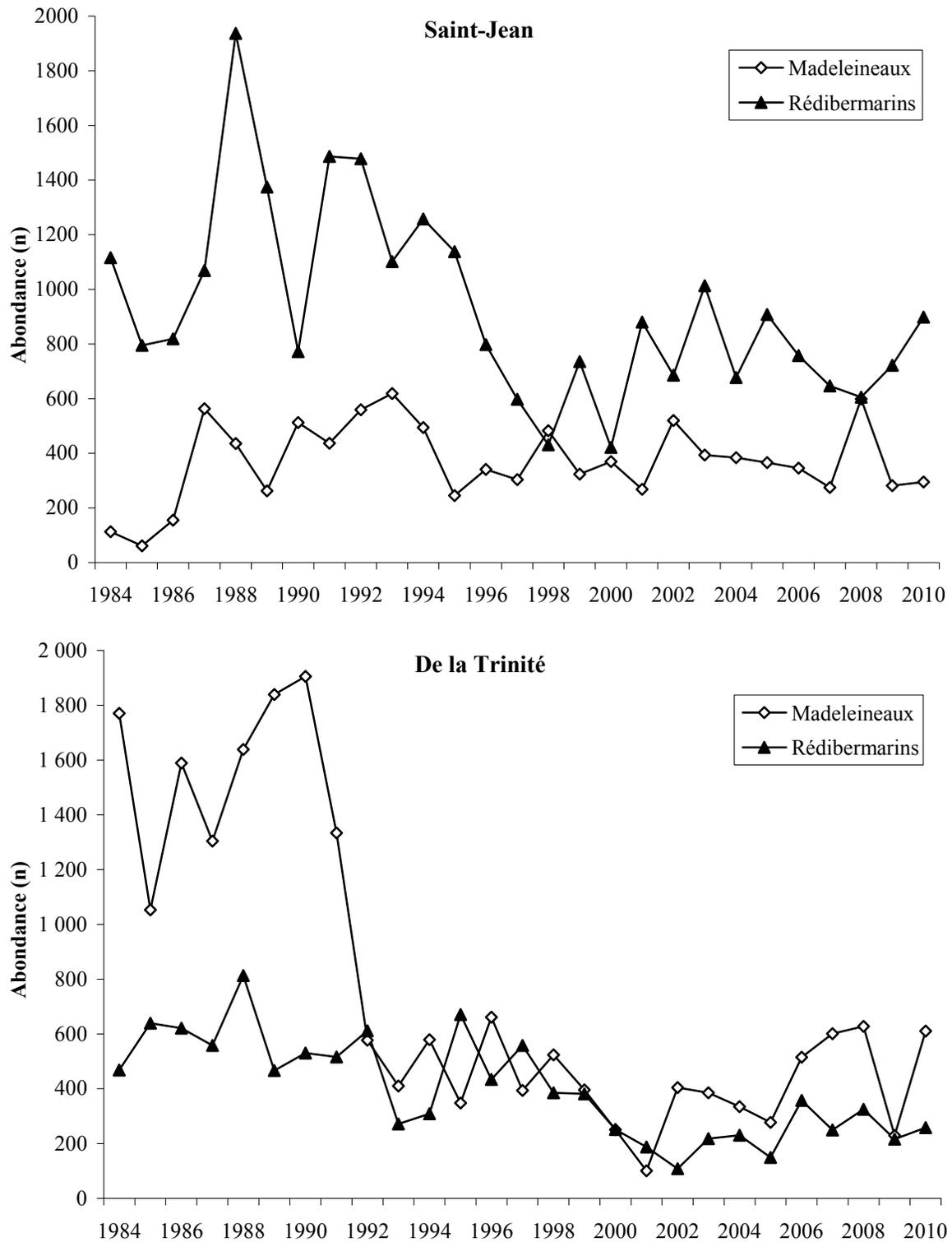


Figure 9. Abondance des madeleineaux et des rédiBERmarins dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité de 1984 à 2010

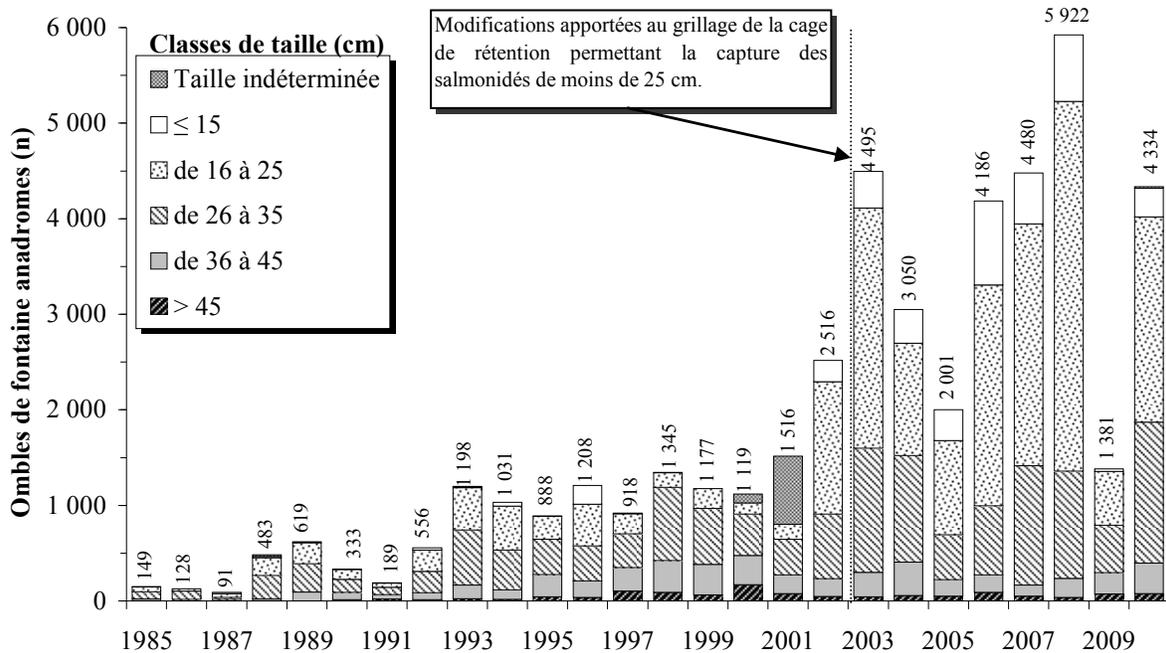


Figure 10. Nombre d'ombles de fontaine anadromes en montaison enregistrés annuellement à la passe migratoire, présentés par classes de taille, dans la rivière de la Trinité de 1985 à 2010

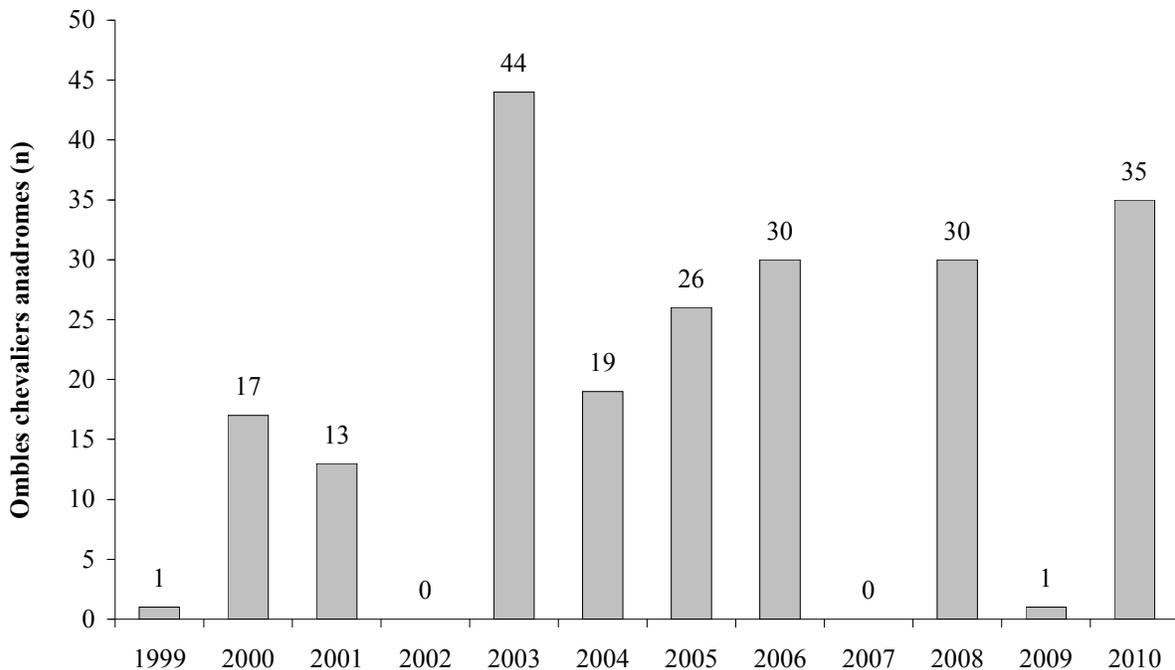


Figure 11. Nombre d'ombles chevaliers anadromes en montaison enregistrés annuellement à la passe migratoire de la rivière de la Trinité de 1999 à 2010

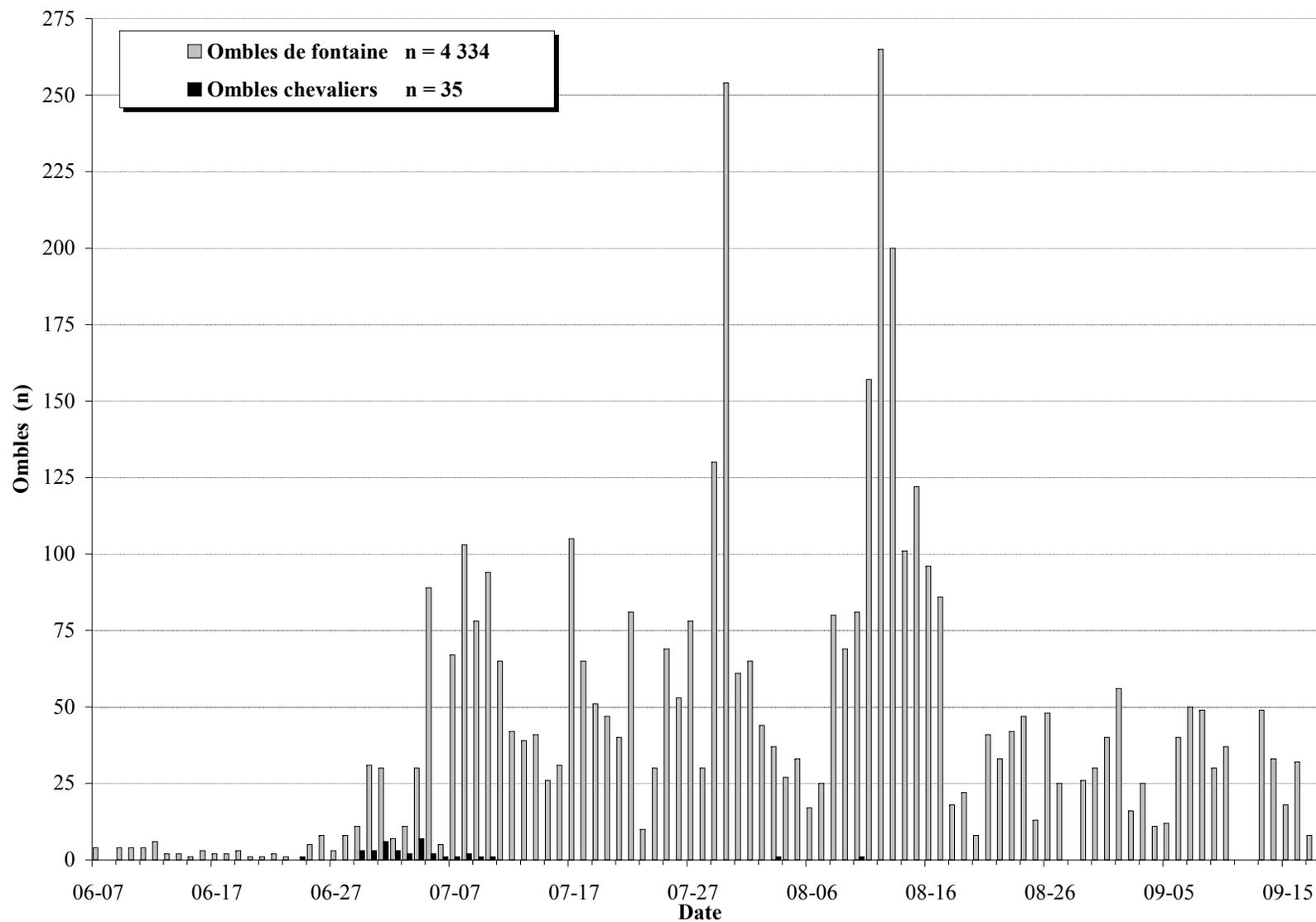


Figure 12. Nombre d'ombles de fontaine et d'ombles chevaliers anadromes en montaison enregistrés quotidiennement à la passe migratoire de la rivière de la Trinité en 2010

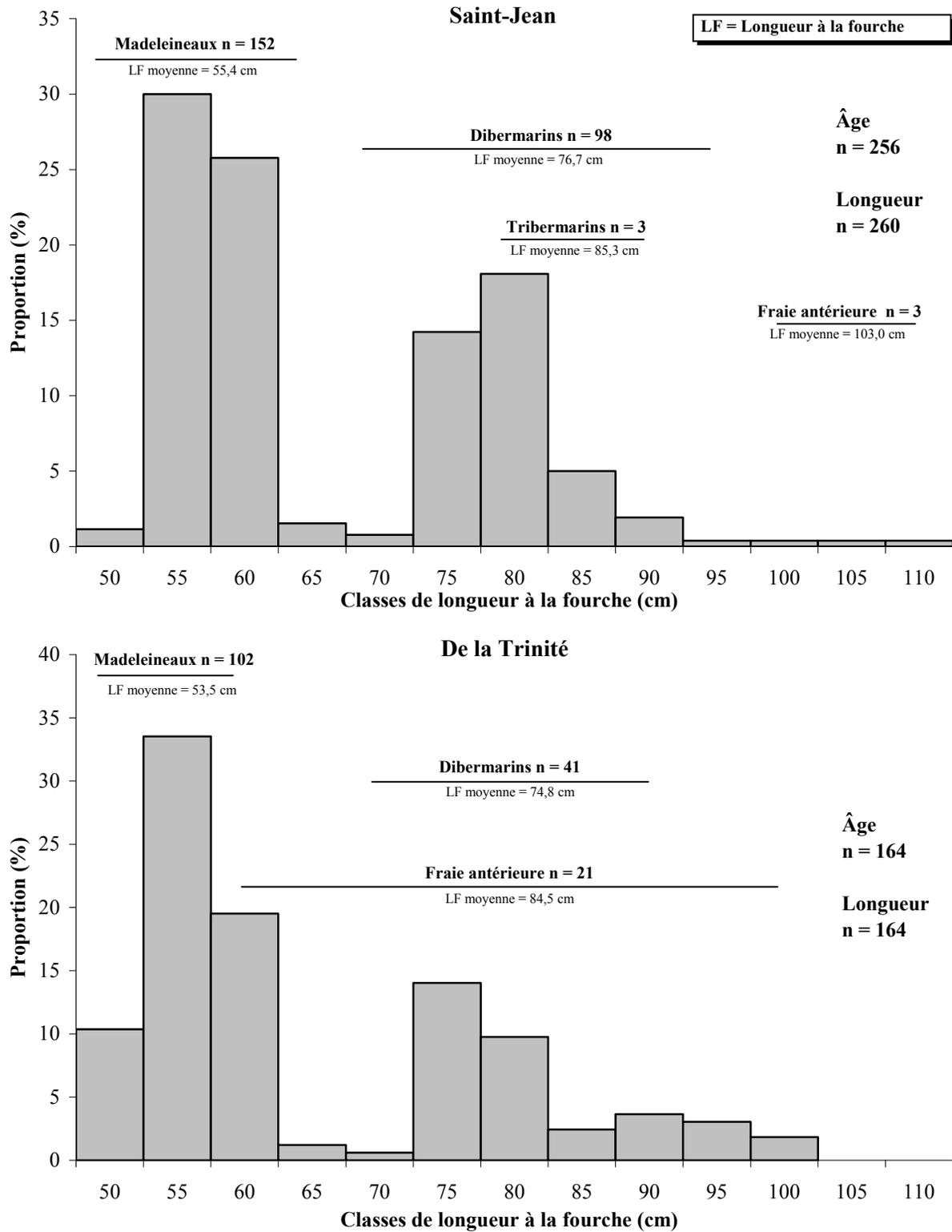


Figure 13. Classes de longueur et intervalles de classes de longueur en fonction de l'âge des saumons adultes échantillonnés dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2010

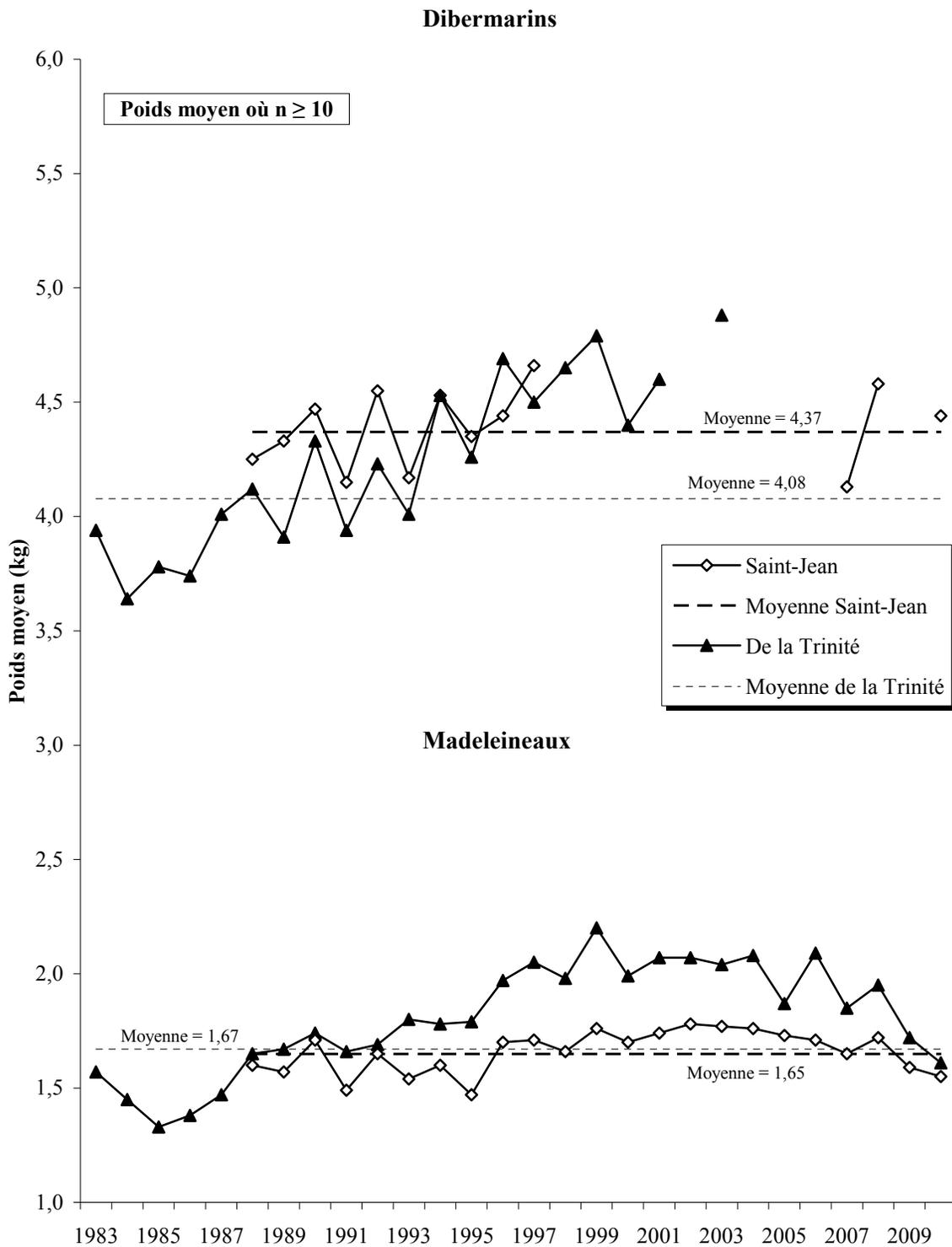


Figure 14. Poids moyen des saumons des rivières Saint-Jean et de la Trinité de 1983 à 2010

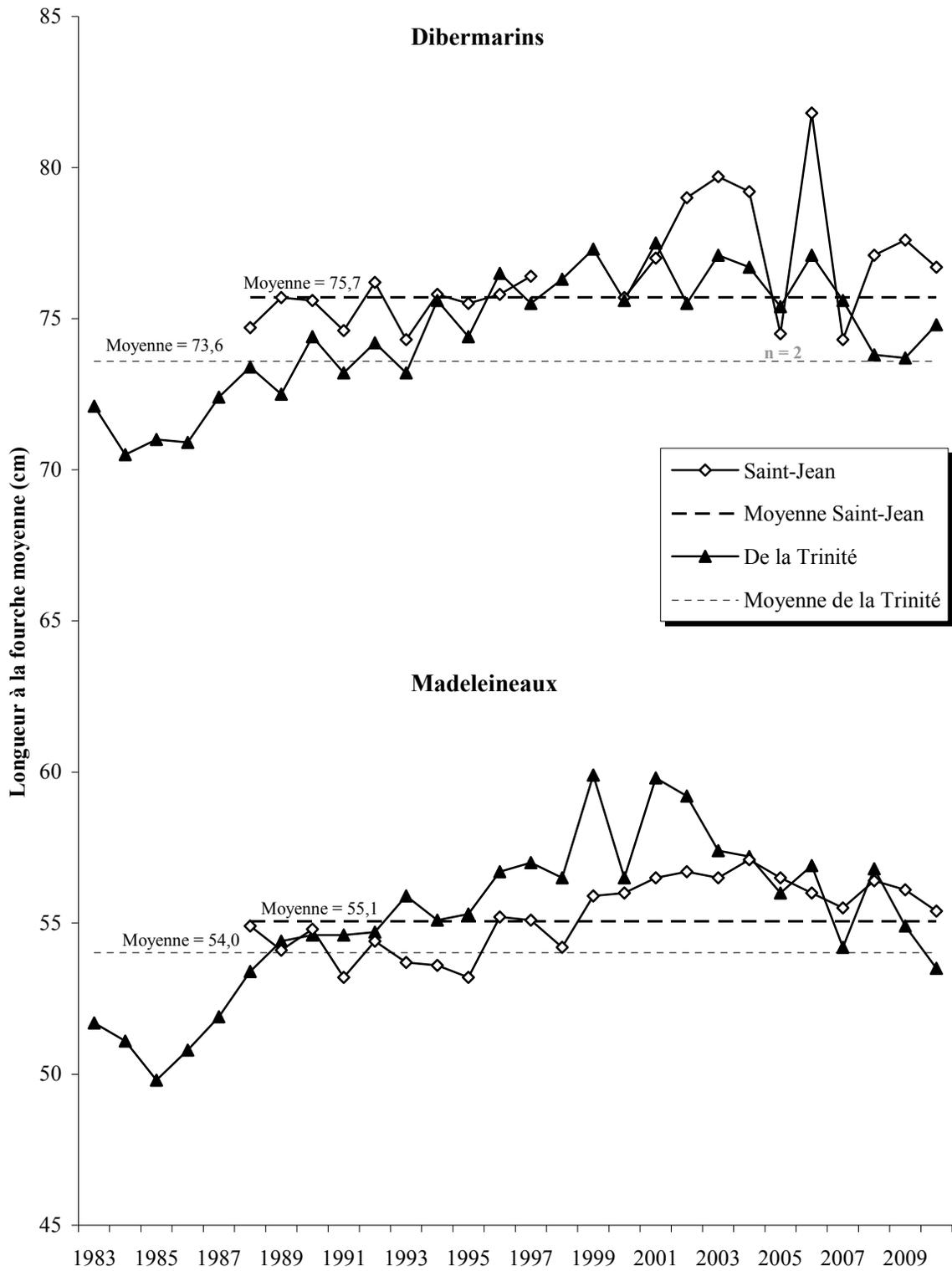


Figure 15. Longueur à la fourche moyenne des saumons des rivières Saint-Jean et de la Trinité de 1983 à 2010

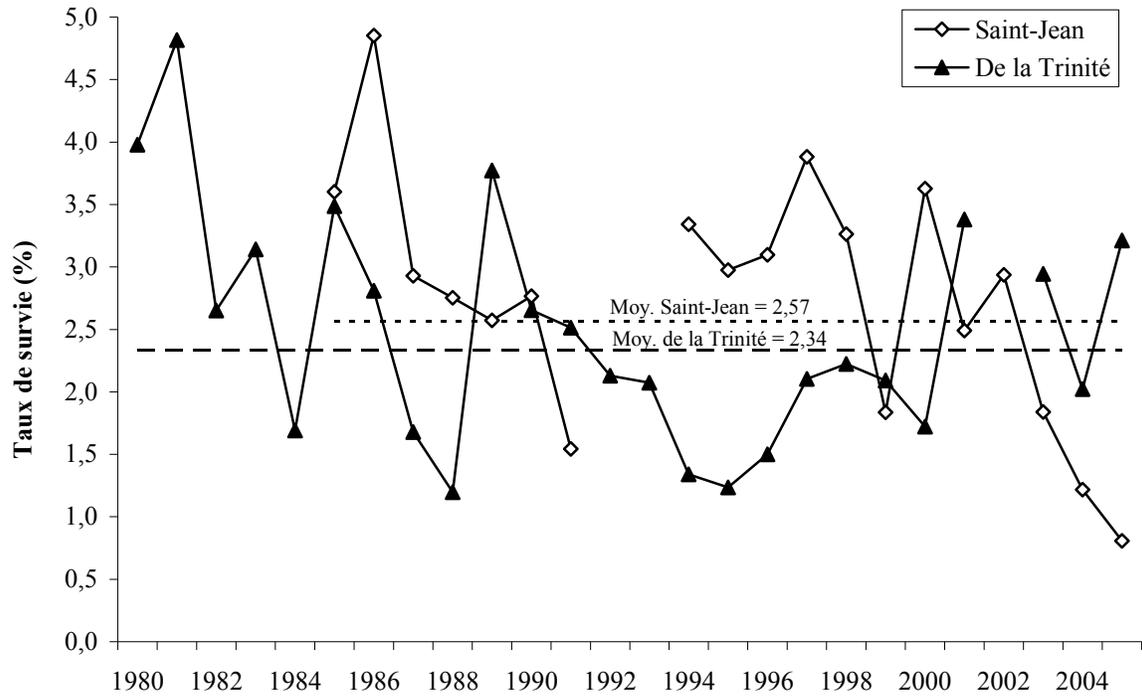


Figure 16. Taux de survie en rivière, de l'œuf au smolt, dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité

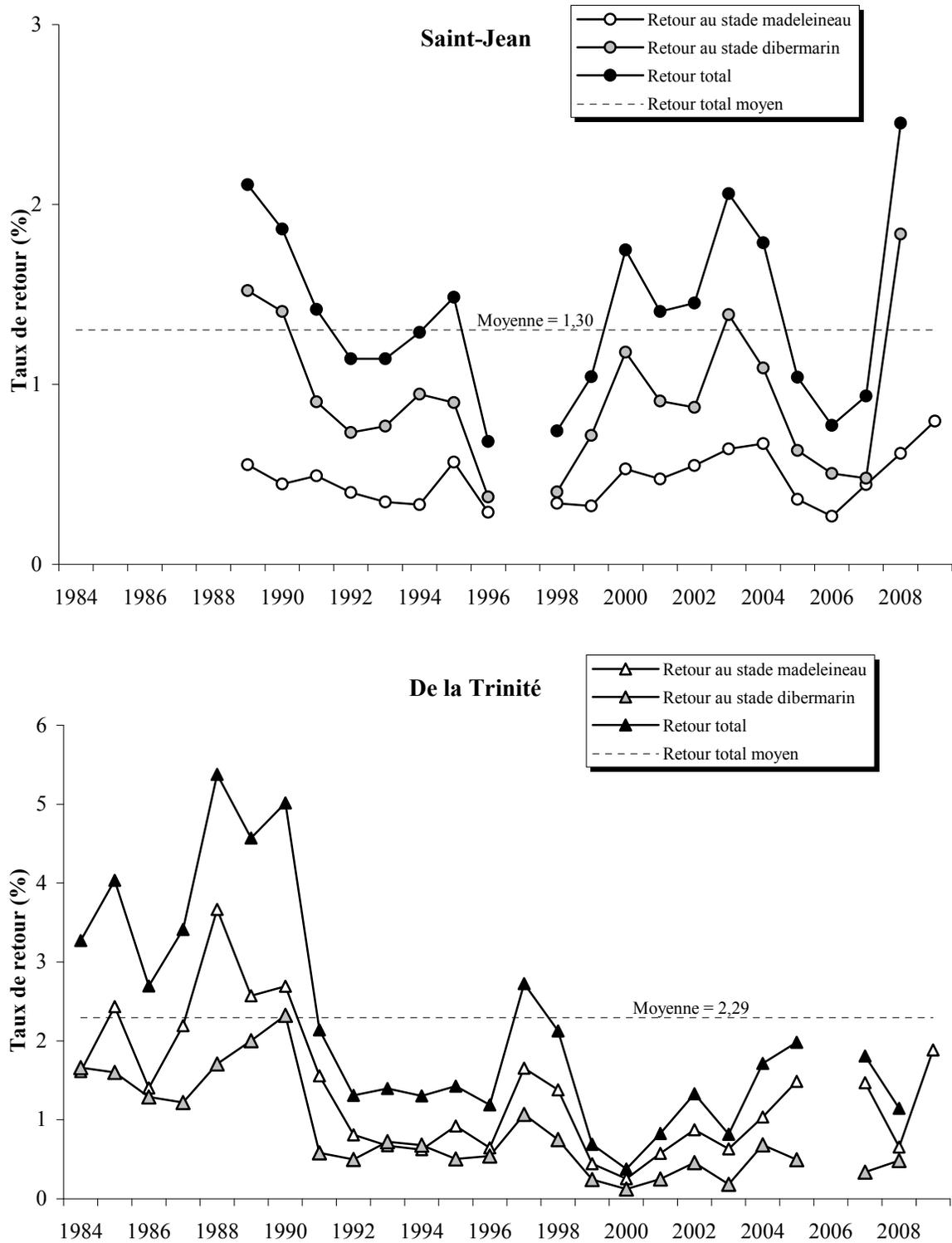
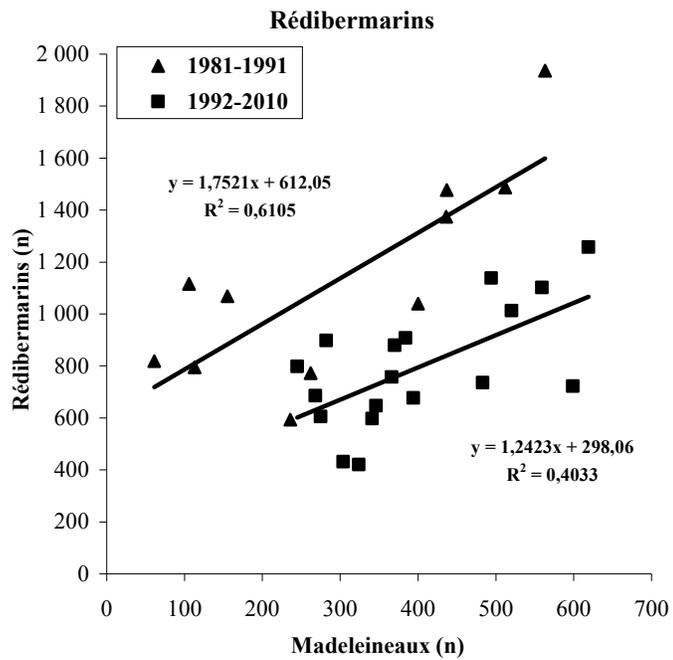
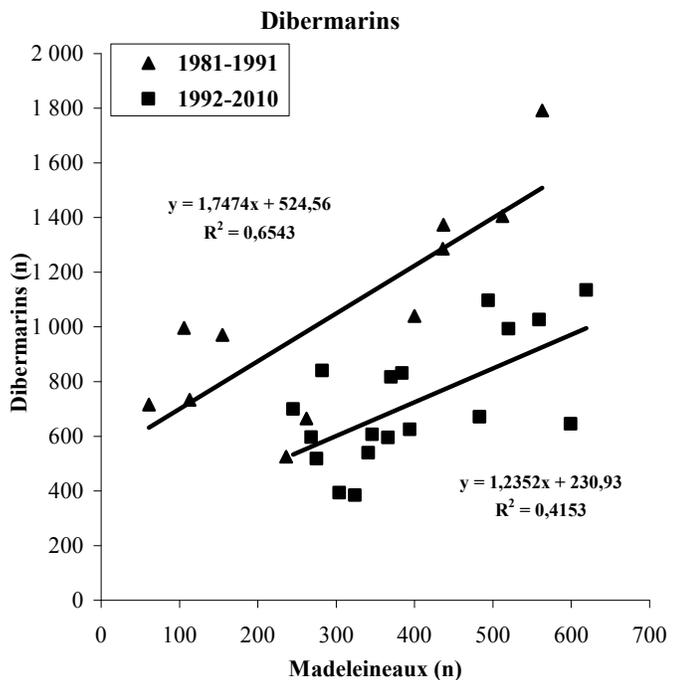


Figure 17. Taux de retour de la mer, du smolt à l'adulte, dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité

Année	Mad. (X)	Réd. (Y)	Valeur (Yp) prédite	(Y-Yp)/Yp
		An + 1		
1981	400	1 040	1 313	- 21 %
1982	236	593	1 026	- 42 %
1983	106	1 116	798	40 %
1984	113	795	810	- 2 %
1985	61	819	719	14 %
1986	155	1 069	884	21 %
1987	563	1 937	1 598	21 %
1988	436	1 375	1 376	0 %
1989	262	772	1 071	- 28 %
1990	512	1 487	1 509	- 1 %
1991	437	1 478	1 378	7 %
1992	559	1 102	992	11 %
1993	619	1 258	1 067	18 %
1994	494	1 138	912	25 %
1995	245	798	602	32 %
1996	341	598	722	- 17 %
1997	304	431	676	- 36 %
1998	483	736	898	- 18 %
1999	324	421	701	- 40 %
2000	370	880	758	16 %
2001	268	686	631	9 %
2002	520	1 013	944	7 %
2003	394	677	788	- 14 %
2004	384	908	775	17 %
2005	366	758	753	1 %
2006	346	647	728	- 11 %
2007	275	605	640	- 5 %
2008	599	722	1 042	- 31 %
2009	282	898	648	38 %
2010	295	665		
Moyenne	358	923		



Année	Mad. (X)	Dib. (Y)	Valeur (Yp) prédite	(Y-Yp)/Yp
		An + 1		
1981	400	1 040	1 224	- 15 %
1982	236	525	937	- 44 %
1983	106	996	710	40 %
1984	113	734	722	2 %
1985	61	716	631	13 %
1986	155	971	795	22 %
1987	563	1 792	1 508	19 %
1988	436	1 286	1 286	0 %
1989	262	665	982	- 32 %
1990	512	1 405	1 419	- 1 %
1991	437	1 374	1 288	7 %
1992	559	1 027	921	11 %
1993	619	1 135	996	14 %
1994	494	1 097	841	30 %
1995	245	699	534	31 %
1996	341	539	652	- 17 %
1997	304	393	606	- 35 %
1998	483	672	828	- 19 %
1999	324	384	631	- 39 %
2000	370	817	688	19 %
2001	268	597	562	6 %
2002	520	994	873	14 %
2003	394	625	718	- 13 %
2004	384	831	705	18 %
2005	366	596	683	- 13 %
2006	346	607	658	- 8 %
2007	275	519	571	- 9 %
2008	599	646	971	- 33 %
2009	282	840	579	45 %
2010	295	595		
Moyenne	358	846		

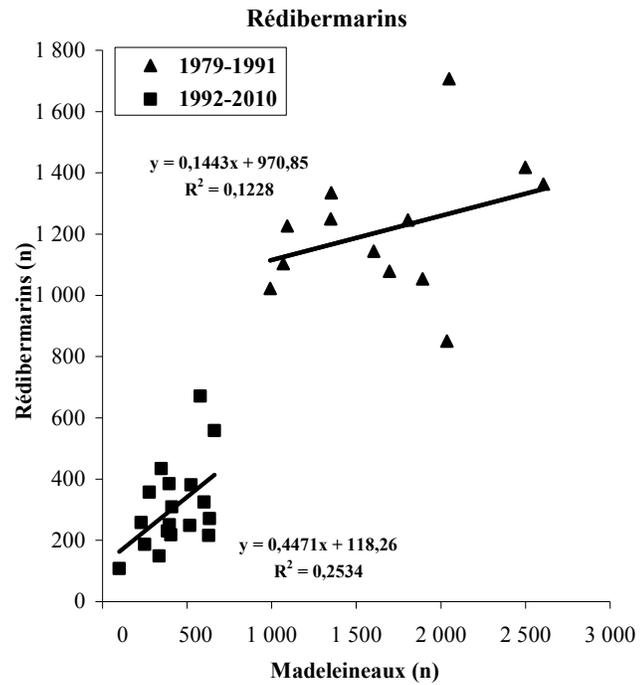


Les chiffres proviennent d'estimations des proportions de diBERMARINS observés de 1981 à 1997.

Les chiffres proviennent d'estimations des proportions de diBERMARINS observés de 1981 à 2004.

Figure 18. Relation entre la montaison de madeleineaux et celle des rédiBERMARINS un an plus tard dans la rivière Saint-Jean de 1981 à 2010

Année	Mad. (X)	Réd. (Y) An + 1	Valeur (Yp) prédite	(Y-Yp)/Yp
1979	1 068	1 103	1 125	- 2 %
1980	2 036	851	1 265	- 33 %
1981	2 498	1 418	1 331	7 %
1982	2 606	1 363	1 347	1 %
1983	991	1 023	1 114	- 8 %
1984	1 805	1 246	1 231	1 %
1985	1 093	1 227	1 129	9 %
1986	1 603	1 144	1 202	- 5 %
1987	1 352	1 335	1 166	15 %
1988	1 696	1 079	1 215	- 11 %
1989	1 892	1 054	1 244	- 15 %
1990	2 049	1 707	1 266	35 %
1991	1 349	1 250	1 165	7 %
1992	633	271	401	- 32 %
1993	410	309	302	2 %
1994	579	671	377	78 %
1995	348	434	274	58 %
1996	661	558	414	35 %
1997	394	385	294	31 %
1998	524	381	353	8 %
1999	396	251	295	- 15 %
2000	250	187	230	- 19 %
2001	100	108	163	- 34 %
2002	404	218	299	- 27 %
2003	385	230	290	- 21 %
2004	334	149	268	- 44 %
2005	277	357	242	47 %
2006	515	249	349	- 29 %
2007	601	325	387	- 16 %
2008	628	216	399	- 46 %
2009	229	258	221	17 %
2010	611		391	
Moyenne	947	689		



Année	Mad. (X)	Dib. (Y) An + 1	Valeur (Yp) prédite	(Y-Yp)/Yp
1979	1 068	848	978	- 13 %
1980	2 036	745	1 166	- 36 %
1981	2 498	1 374	1 256	9 %
1982	2 606	1 292	1 277	1 %
1983	991	888	963	- 8 %
1984	1 805	1 143	1 121	2 %
1985	1 093	1 129	983	15 %
1986	1 603	1 053	1 082	- 3 %
1987	1 352	1 243	1 033	20 %
1988	1 696	943	1 100	- 14 %
1989	1 892	882	1 138	- 23 %
1990	2 049	1 595	1 169	37 %
1991	1 349	1 165	1 033	13 %
1992	633	238	321	- 26 %
1993	410	253	231	9 %
1994	579	621	299	108 %
1995	348	379	206	84 %
1996	661	362	332	9 %
1997	394	331	225	47 %
1998	524	339	277	22 %
1999	396	215	226	- 5 %
2000	250	138	167	- 18 %
2001	100	49	107	- 54 %
2002	404	176	229	- 23 %
2003	385	202	221	- 9 %
2004	334	97	201	- 51 %
2005	277	183	178	3 %
2006	515	171	273	- 37 %
2007	601	213	308	- 31 %
2008	628	144	319	- 55 %
2009	229	169	159	7 %
2010	611		312	
Moyenne	947	599		

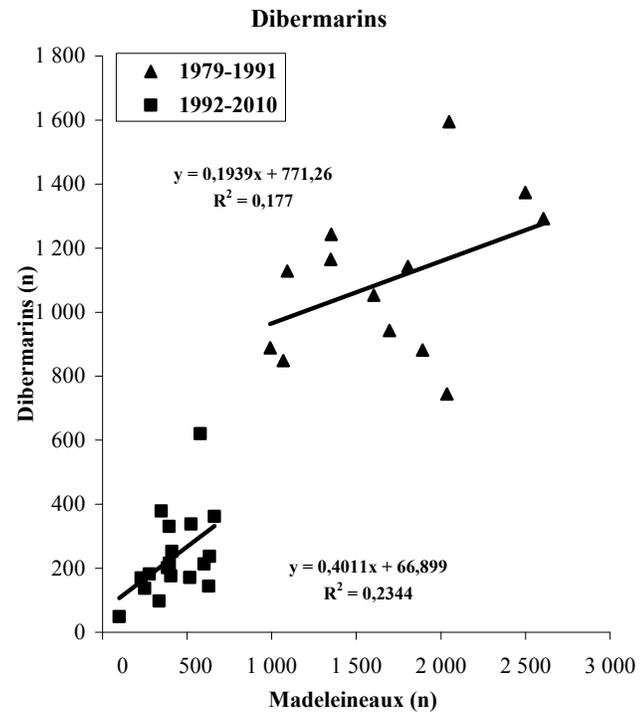


Figure 19. Relation entre la montaison de madeleineaux et celle des rédibermarins un an plus tard, incluant la pêche commerciale, dans la rivière de la Trinité de 1979 à 2010

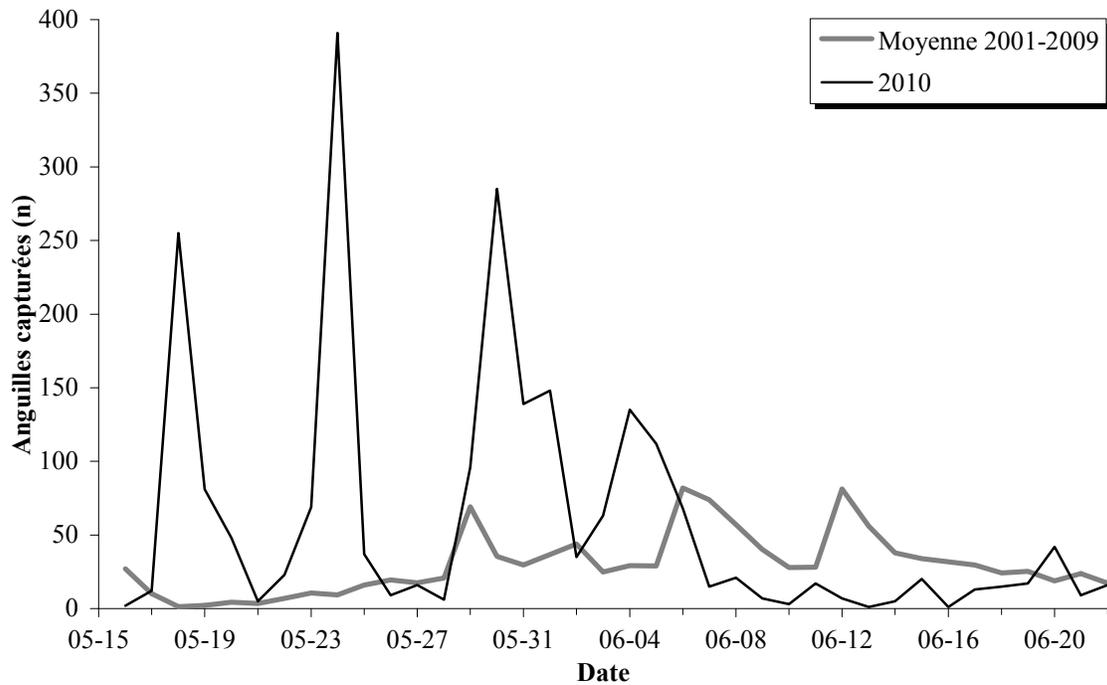


Figure 20. Anguilles capturées dans les trappes rotatives de la rivière Saint-Jean de 2001 à 2010

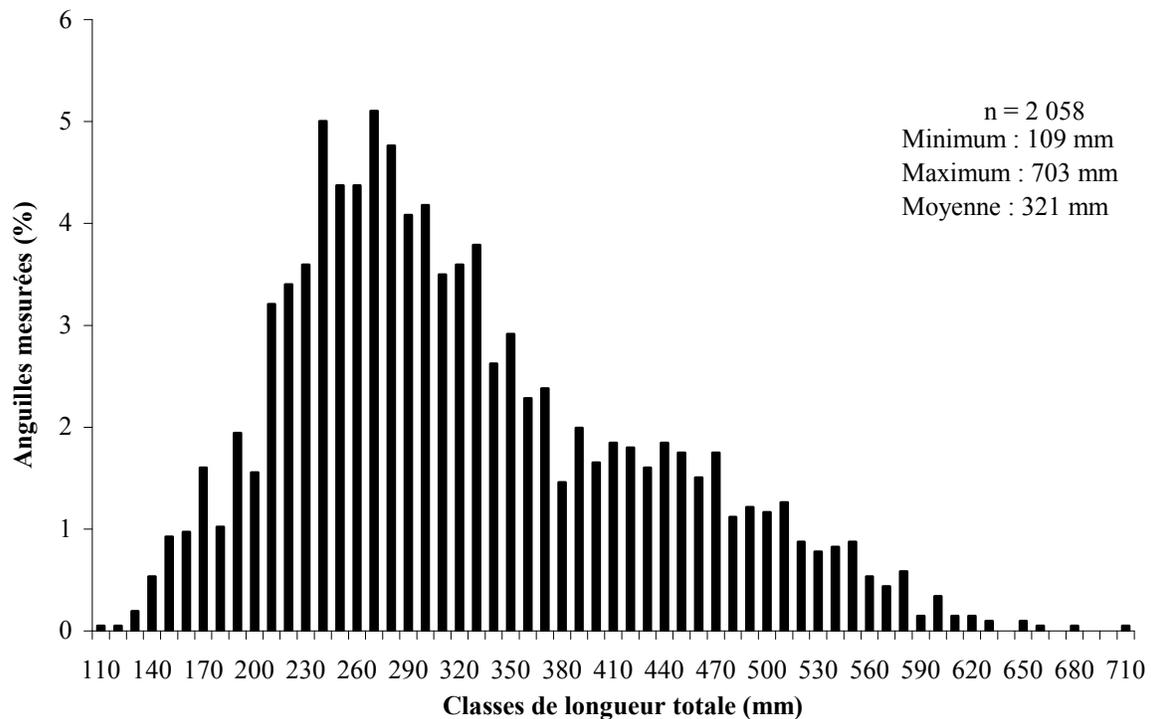


Figure 21. Classes de longueur des anguilles capturées en dévalaison dans les trappes rotatives de la rivière Saint-Jean en 2010

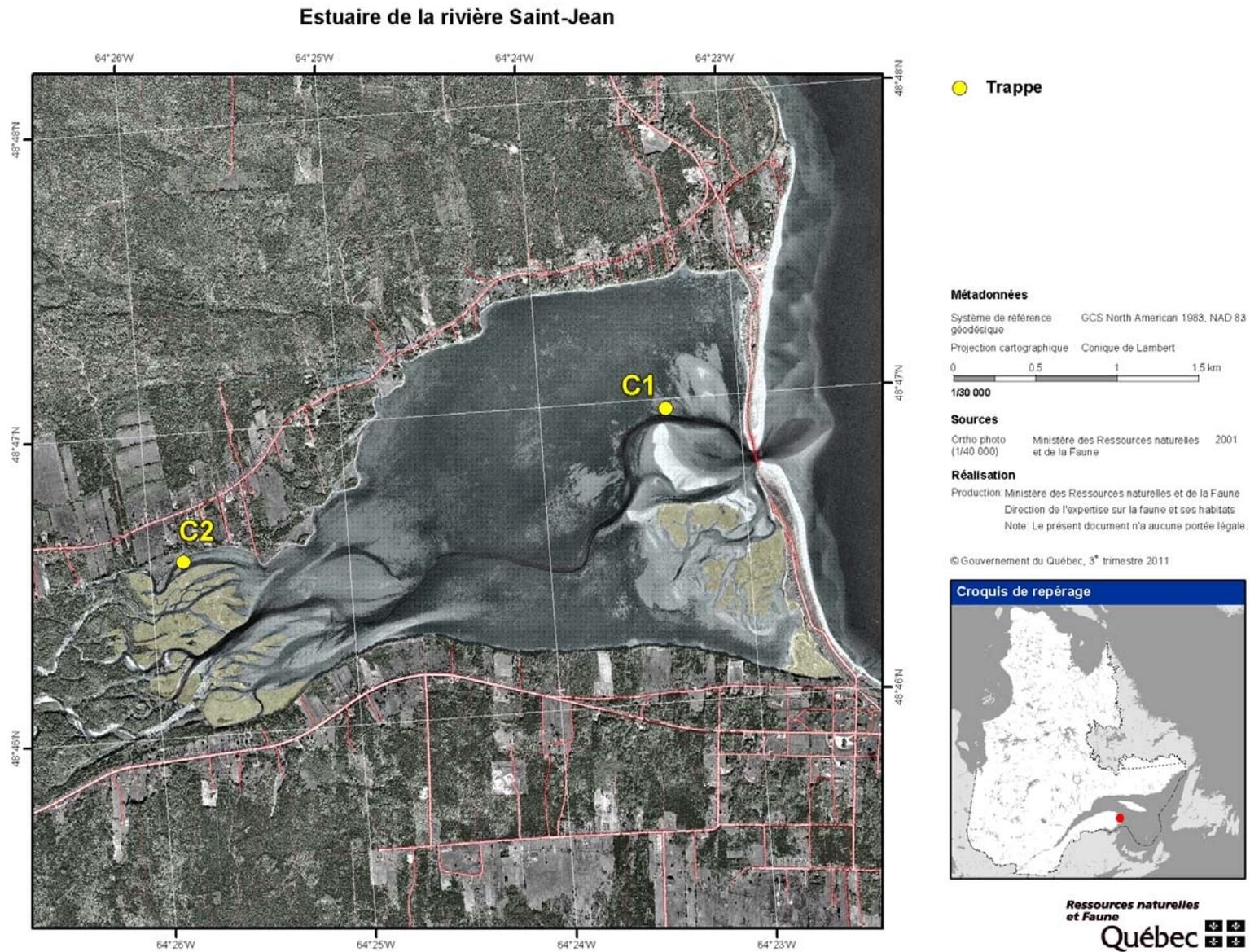


Figure 22. Position des trappes dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean en 2009 et en 2010

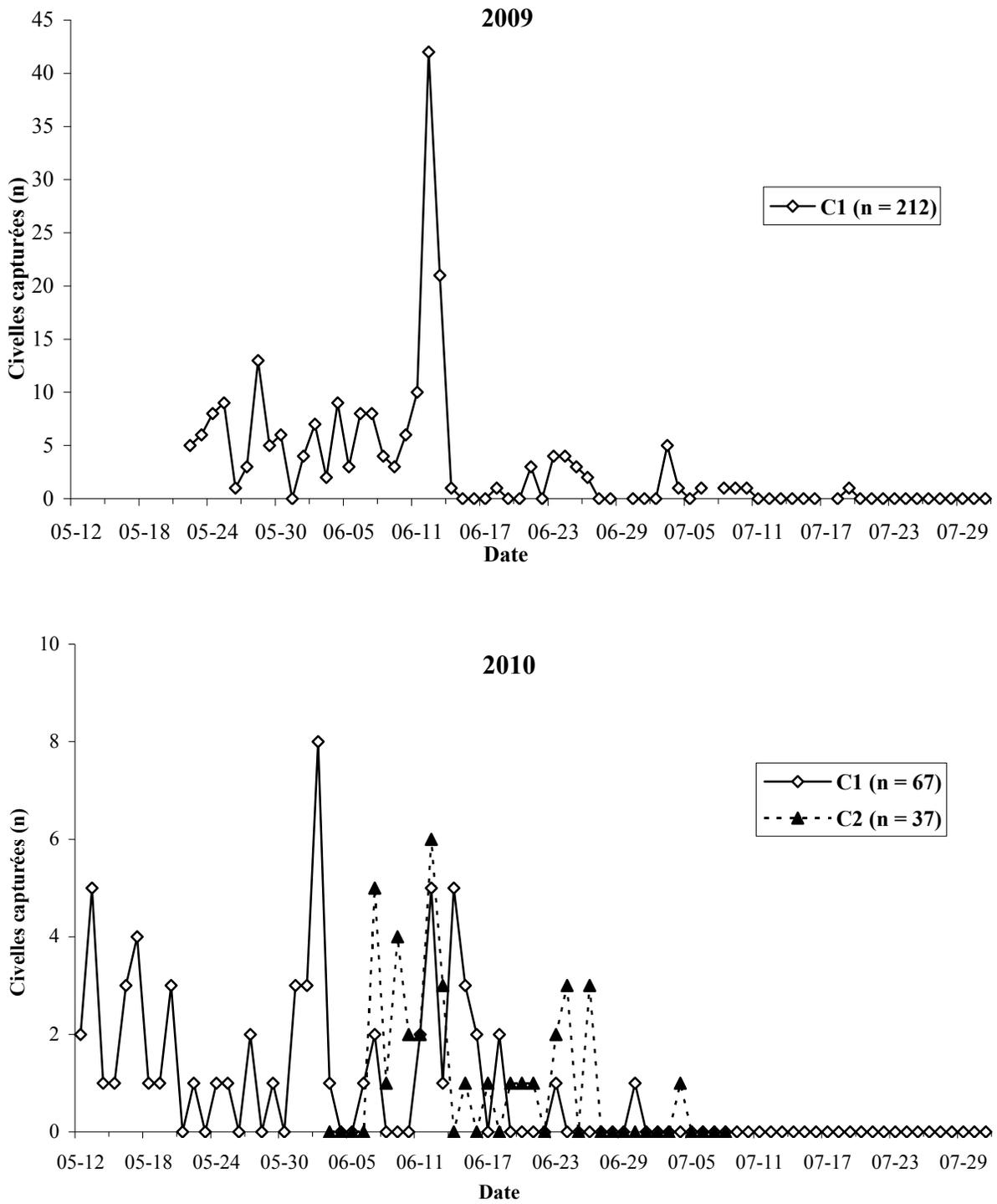


Figure 23. Nombre de civelles capturées par trappe dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean en 2009 et en 2010

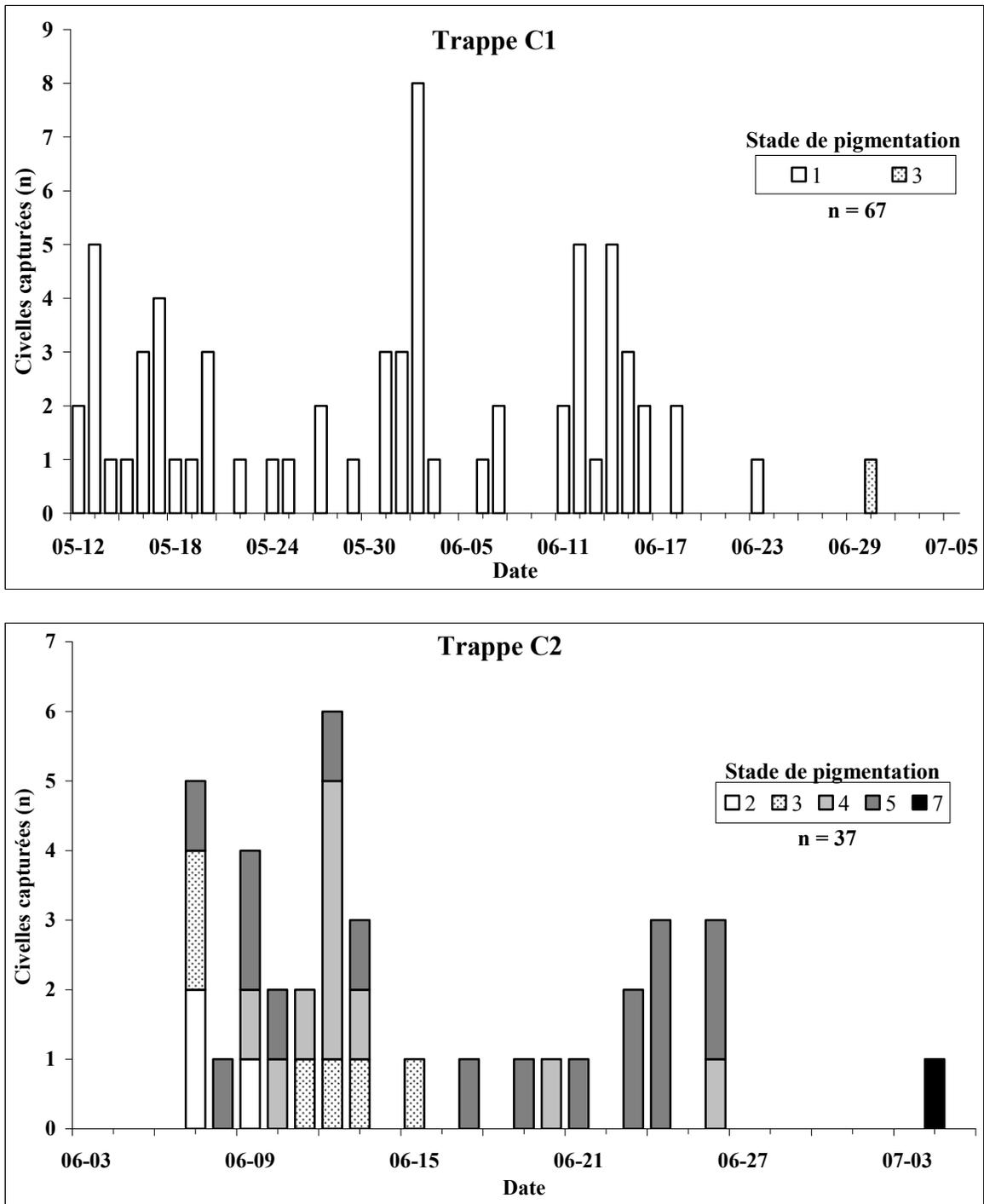


Figure 24. Nombre de civelles capturées par trappe, selon le stade de pigmentation, dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean en 2010

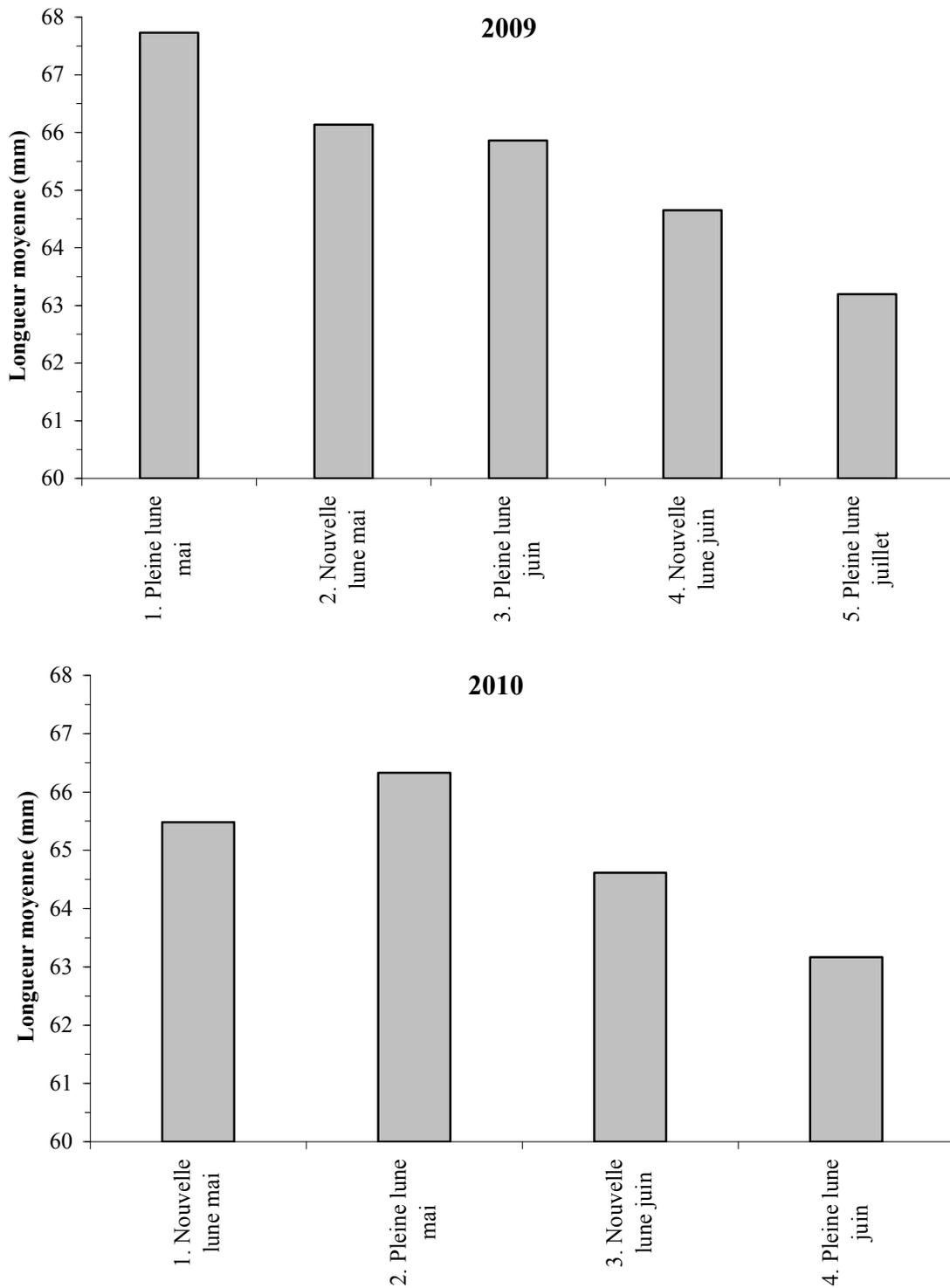


Figure 25. Changements dans le temps de la longueur des civelles capturées dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean en 2009 et en 2010



Ressources naturelles  
et Faune

Québec

