

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	ii
REMERCIEMENTS	iv
AVANT-PROPOS	v
TABLE DES MATIÈRES	vi
LISTE DES TABLEAUX	viii
LISTE DES FIGURES	ix
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1 OBJECTIFS	10
LONG-TERM TRENDS OF THE BROOK TROUT RECREATIONAL FISHERY IN CONTROLLED WILDLIFE AREAS OF QUÉBEC.....	11
2.1 INTRODUCTION	12
2.2 MATERIALS AND METHODS	15
2.2.1 Study area and database	15
2.2.2 Lake selection.....	15
2.2.3 Fishery data	17
2.2.4 Independent variables.....	17
2.2.5 Data analysis	18
2.3 RESULTS	20
2.4 DISCUSSION	34
2.4.1 Broad-scale trends.....	34
2.4.2 Factors influencing trends in fishery data	35
2.4.3 Usefulness of recreational catch data.....	41
2.4.4 Implications for brook trout management in controlled wildlife areas of Québec.....	42
SYNTHÈSE DES DONNÉES RELATIVES À LA GESTION DE L'OMBLE DE FONTAINE DANS LES TERRITOIRES FAUNIQUES STRUCTURÉS DU QUÉBEC..	43
3.1 MISE EN CONTEXTE.....	44
3.2 RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	44
3.2.1 Est-ce que la récolte d'omble de fontaine a diminué dans les territoires fauniques structurés depuis 1980 ?.....	44
3.2.2 La réduction des limites de prise et de possession peut-elle expliquer la diminution du succès de pêche entre 1980 et 2009?.....	46
3.2.3 Est-ce que l'état des populations diffère selon le type de territoire faunique ?.....	49
3.2.4 Est-ce que les tendances temporelles diffèrent entre les régions administratives ?	53
3.2.5 Les quotas annuels d'exploitation sont-ils efficaces ?	56

3.2.6 Le nombre moyen d'heures pêchées par journée a-t-il diminué depuis 1980 ?	61
3.2.7 Est-ce que les l'état des populations est bien représenté par données de pêche sportive?64	
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	71
RÉFÉRENCES	77

LISTE DES TABLEAUX

Table 1. Lakes were placed into one of three categories using Spearman test between fishery variables and years: decline (significant negative rho), no trend (non-significant correlation) and increase (significant positive rho). Numbers represent the total number of lakes in each group.	23
Table 2. Mean values of fishing success, mean weight and fishing yield for all data and according to stocking frequency and interspecific competition. Values in the parentheses indicate standard error.	31
Table 3. Summary statistics of physical lake and landscape characteristics. Values for fishing success, mean weight and fishing yield indicate the r values of the linear regression. NS indicates no significant relationship.	33
Table 4. Results of three-way PERMANOVA with three factors (trends in fishing success, mean weight and fishing yield) and eleven habitat variables (altitude, catchment area, catchment slope, lake area, latitude, longitude, mean depth, number of culverts, river density, road density and shoreline development).....	34
Table 5. Valeurs moyennes des trois indicateurs de pêches sportives (succès de pêche, masse moyenne et rendement) en fonction des territoires fauniques structurés. Les valeurs entre parenthèses indiquent l'erreur type.....	50
Table 6. Valeurs moyennes des trois indicateurs de pêches sportives (succès de pêche, masse moyenne et rendement) en fonction des régions administratives. Les valeurs entre parenthèses indiquent l'erreur type.....	54

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Location of the lakes used in this study (n=4155).....	16
Figure 2. Average values (\pm standard error) in brook trout fishery data from 1980 to 2009: (a) fishing success, (b) mean weight, (c) fishing yield and (d) fishing pressure. n indicates the total number of lakes used in each analyses; smoothed lines indicate the result of the spline fit with $\lambda = 10$; dashed lines and <i>p</i> -value indicates best fit model results described by the equations.	22
Figure 3. Average Pearson's <i>r</i> values of (a) mean weight through time and (b) fishing yield through time among temporal trends category of fishing success. n indicates the number of lakes in each category; vertical bars show the 95 % confidence interval; different letters indicate significant difference (Tukey's HSD).....	25
Figure 4. Average Pearson's <i>r</i> values of of (a) fishing success, (b) mean weight, and (c) fishing yield through time among temporal trends category of fishing pressure. n indicates the number of lakes in each category; vertical bars show the 95 % confidence intervals; different letters indicate significant differences (Tukey's HSD).....	27
Figure 5. Average Pearson's <i>r</i> values of (a) fishing success, (b) mean weight, and (c) fishing yield through time among stocking frequency (%). n indicates the number of lakes in each category; vertical bars show the 95 % confidence interval; different letters indicate significant difference (Tukey's HSD).....	29
Figure 6. Average Pearson's <i>r</i> values of (a) fishing success, (b) mean weight, and (c) fishing yield through time among temporal different interspecific competition. n indicates the number of lakes in each category; vertical bars show the 95 % confidence intervals. Different letters indicate significant difference.	32
Figure 7. Récolte d'omble de fontaine et effort de pêche total pour les 1 246 lacs dont les séries de données sont complètes pour la période 1980 à 2009.....	46
Figure 8. Valeurs moyennes du succès de pêche en fonction de 6 limites de prise et de possession. Les barres verticales représentent l'erreur type. Les lettres différentes indiquent une différence significative (HSD de Tukey).	47
Figure 9. Valeurs moyennes des coefficients de <i>r</i> de Pearson entre les indicateurs de pêche et les années pour (a) le succès de pêche, (b) la masse moyenne et (c) le rendement de pêche en fonction des tendances temporelles des limites de prise et de possession. La lettre n indique le nombre de lacs dans chacun des groupes. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les valeurs affichant des lettres différentes sont statistiquement différentes (HSD de Tukey).	48

- Figure 10. Valeurs moyennes des coefficients de r de Pearson entre les indicateurs de pêche et les années pour (a) le succès de pêche, (b) la masse moyenne et (c) le rendement de pêche en fonction des territoires fauniques structurés. La lettre n indique le nombre de lacs dans chacun des groupes. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les valeurs affichant des lettres différentes sont statistiquement différentes (HSD de Tukey).....52
- Figure 11. Valeurs moyennes des coefficients de r de Pearson entre les indicateurs de pêche et les années pour (a) le succès de pêche, (b) la masse moyenne et (c) le rendement de pêche en fonction des régions administratives. La lettre n indique le nombre de lacs dans chacun des groupes. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les valeurs affichant des lettres différentes sont statistiquement différentes (HSD de Tukey).....55
- Figure 12. Tendances temporelles du quota moyen (en nombre) d'omble de fontaine de 1980 à 2009. Les barres verticales représentent l'erreur type. La ligne lisse est un lissage par une fonction spline fit, $\lambda = 10$. La valeur de p indique le résultat de la régression linéaire. La lettre n indique le nombre de lacs utilisés.....58
- Figure 13. Tendances temporelles de la proportion de lacs dont le quota a été atteint de 1980 à 2009. La lettre n indique le nombre de lac utilisés.....58
- Figure 14. Tendances temporelles du taux d'exploitation moyen (nombre de poissons capturés $\cdot 100 \cdot \text{quota}^{-1}$) de 1980 à 2009. Les barres verticales représentent l'erreur type. La ligne lisse est un lissage par une fonction spline fit, $\lambda = 10$. La valeur de p indique le résultat de la régression linéaire. La lettre n indique le nombre de lacs utilisés.....59
- Figure 15. Valeurs moyennes des coefficients de r de Pearson entre les indicateurs de pêche et les années pour (a) le succès de pêche, (b) la masse moyenne et (c) le rendement de pêche en fonction de la fréquence de quotas atteints. La lettre n indique le nombre de lacs dans chacun des groupes. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les valeurs affichant des lettres différentes sont statistiquement différentes (HSD de Tukey).....60
- Figure 16. Tendances temporelles de la moyenne d'heure de pêche par jour de 1980 à 2010 dans (a) les zecs du Saguenay-Lac-Saint-Jean et (b) les réserves fauniques de la Mauricie. Les barres verticales représentent l'erreur type. La valeur de p et la ligne noire indiquent le résultat de la régression linéaire. La lettre n indique le nombre de lacs utilisés.....61
- Figure 17. Relations entre les indicateurs de pêche sportive et les données de pêche expérimentales normalisées à l'omble de fontaine; a) le succès de pêche en fonction des CPUE; b) le succès de pêche en fonction de la BPUE; c) le rendement de pêche en fonction

des CPUE; d) le rendement en fonction de la BPUE. Les lignes pointillées représentent les meilleurs ajustements par moindres carrés. Les valeurs de R^2 et de p indique le résultat des régressions.66

Figure 18. Relation entre le logarithme naturel de la capturabilité et le logarithme naturel des CPUE mesurées lors des pêches expérimentales normalisées à l'omble de fontaine. La ligne pointillée représente le meilleur ajustement par la méthode des moindres carrés. Les valeurs de R^2 et de p indique le résultat de la régression linéaire.68

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Rapport-Gratuit.com

Presque partout sur la planète, la pêche récréative représente une activité sociale et économique importante (Arlinghaus *et al.* 2002; Post *et al.* 2002; Cooke & Cowx 2004; Allan *et al.* 2005; Lewin *et al.* 2006). Les pêcheurs pratiquent ce sport d'abord pour le plaisir, mais également à des fins de consommation, contribuant ainsi par leurs dépenses à l'économie locale et nationale (Arlinghaus *et al.* 2002). Au Canada, plus de 3 millions de personnes pratiquent la pêche au moins une fois par année, en eau douce ou en eau salée. Les dépenses totales annuelles représentent 8,3 G \$, dont 2,5 G \$ correspondent à des dépenses directes (Pêches et Océans Canada 2012). Ce chiffre se situe largement au-dessus de la valeur totale des débarquements de la pêche commerciale canadienne pour l'année 2008, qui a été estimée à 1,9 G \$ (Pêches et Océans Canada 2011). Au Québec, on compte plus de 700 000 adeptes de pêche sportive, soit près du quart de tous les pêcheurs sportifs du Canada (Pêches et Océans Canada 2012). Au total, les adeptes québécois cumulent 10 millions de jours de pêche et capturent 40 millions de poissons par année (Pêches et Océans Canada 2012). Ces activités récréatives amènent des dépenses totales annuelles s'élevant à plus de 1,5 G \$ (Pêches et Océans Canada 2012).

Globalement, les populations de poissons sportifs sont soumises aux impacts négatifs des activités anthropiques telles que l'agriculture, la fragmentation des habitats, l'introduction d'espèces exotiques, le réchauffement climatique et la surexploitation par la pêche (Chu *et al.* 2003; Dextrase & Mandrak 2006; Lewin *et al.* 2006). Il en résulte un déclin des populations de poissons d'intérêt sportif et de la qualité de pêche à plusieurs endroits dans le monde (McPhee *et al.* 2002; Post *et al.* 2002, Coleman *et al.* 2004). McPhee *et al.* (2002) ont affirmé qu'en Australie, l'impact de l'exploitation de la pêche sportive sur les populations de poissons est souvent plus important que celui de la pêche commerciale. Ils mentionnent également que sans changement dans la gestion et le suivi de la ressource, l'activité sera non viable à long terme. En Espagne, Almodóvar et Nicola (2004) ont indiqué que l'exploitation par la pêche a réduit l'abondance, la taille et l'âge moyen de la truite brune *Salmo trutta*. En France, l'abondance de l'anguille européenne *Anguilla anguilla* et de la truite brune dans les rivières a été réduite au cours des précédentes décennies (Poulet *et al.* 2011). Aux États-Unis, les pêcheries sportives et

commerciales ont contribué au déclin des poissons côtiers tels que l'ombrine ocellée *Sciaenops ocellatus* et le vivaneau rouge *Lutjanus campechanus* (Coleman *et al.* 2004). Dans l'état du Minnesota, Olson et Cunningham (1989) ont observé une diminution du nombre de gros spécimens, notamment pour le maskinongé *Esox masquinongy*, le grand brochet *Esox lucius*, le doré jaune *Sander vitreus*, l'achigan à grande bouche *Micropterus salmoides* et le crapet arlequin *Lepomis macrochirus*. Par ailleurs, une autre étude au Minnesota a montré que les populations exploitées de marigane noire *Pomoxis nigromaculatus* ont décliné tandis que l'abondance du doré jaune a augmenté entre 1983 et 1997 (Grant *et al.* 2004). Au Wisconsin, un suivi des populations exploitées de crapet arlequin et de perchaude à partir de filets expérimentaux a révélé que la taille moyenne ainsi que la proportion d'individus de grande taille ont été réduites de 1967 à 1991 (Beard & Kampa 1999). En plus, des données de pêche sportive de 1991 à 2002 ont révélé que la longueur des crapets a diminué alors que le succès de pêche au doré jaune est resté le même (Deroba *et al.* 2007). Donc, considérant le déclin de plusieurs espèces de poissons d'intérêt sportif, il apparaît maintenant nécessaire d'effectuer de meilleurs suivis à long terme des populations de poissons, afin de prévenir l'effondrement des pêcheries récréatives (Radomski *et al.* 2001; Cooke & Cowx 2006; Dauwalter *et al.* 2009; McClelland *et al.* 2012).

Au Canada, Post *et al.* (2002) ont constaté que quatre importantes pêches récréatives (doré jaune, grand brochet, touladi *Salvelinus namaycush* et truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss*) se sont effondrées dans les deux à trois dernières décennies, principalement en raison de la surexploitation par les pêcheurs récréatifs. La particularité de ces effondrements est que leur déclin a été imperceptible à travers la littérature scientifique, la perception du public et les décisions des gestionnaires, méritant alors l'appellation d'« effondrement invisible ». Diverses causes avancées par Post *et al.* 2002 expliquent cette imperceptibilité. D'abord, les milliers de populations exploitées par la pêche sont réparties de façon diffuse à travers le paysage. Ainsi, chacune est exploitée par relativement peu de pêcheurs et a peu d'impact sur l'économie locale, résultant d'une attention disséminée sur un vaste territoire de la part des gestionnaires. Ensuite, l'importante variabilité entre les

années et les régions couplée à la faible mémoire intergénérationnelle rend difficile l'évaluation des tendances temporelles par les gestionnaires et les pêcheurs. De plus, le maintien de la qualité de pêche par les aménagements et les ensemencements donne l'illusion aux pêcheurs que la ressource est abondante et stable. Finalement, le déclin des stocks de poissons est difficile à évaluer, dû au manque de séries de données halieutiques spatiotemporelles (Post *et al.* 2002; Cooke & Cowx 2004; Lewin *et al.* 2006).

Les suivis des données d'exploitation provenant des pêcheurs sportifs (effort, succès, masse moyenne et récolte totale) permettent de suivre l'évolution d'une pêcherie ainsi que l'efficacité des mesures de gestion (Olson & Cunningham 1989; Beard *et al.* 1997; Cooke *et al.* 2000; Hayes *et al.* 2003; Deroba *et al.* 2007; Mosindy & Duffy 2007; Jansen *et al.* 2013). Considérant l'importante variabilité interannuelle et inter populationnelle des poissons, l'utilisation de données sur un grand nombre de populations pendant plusieurs années est essentielle (Dauwalter *et al.* 2009; Radomski *et al.* 2001). Le plus souvent, une analyse comparative évaluant les variations spatiotemporelles à grande échelle est nécessaire (Osenberg *et al.* 1999). D'un autre côté, les statistiques de pêche sportive ne représentent pas toujours fidèlement l'état des populations puisque la pêche est sélective au niveau de l'âge, du comportement, du sexe et de la taille (Lewin *et al.* 2006). En plus, les déclarations des résultats de pêche par les pêcheurs sportifs peuvent être inexactes, ce qui engendre encore plus de variabilité dans les données. Pour pallier au problème de l'analyse des populations à partir de ce type de données, les gestionnaires ont souvent recours à des pêches expérimentales (Bonar & Hubert 2002; Branch *et al.* 2011).

Au Québec, les statistiques de pêche sportive sont majoritairement récoltées dans les territoires fauniques structurés (TFS). Les TFS couvrent la moitié du Québec méridional (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune 2012a) et environ le tiers de l'effort de pêche au Québec s'effectue dans ces territoires (Pêches et Océans Canada 2012). Ils sont représentés principalement par 4 aires fauniques communautaires, 23 parcs nationaux, 190 pourvoiries avec droits exclusifs, 21 réserves fauniques et 63 zones d'exploitations contrôlées (zecs). Ces territoires permettent de gérer certaines espèces par plan d'eau, un

système quasi unique dans le monde (Pearse 1988; Clausen 1993). Pour pêcher en TFS, les utilisateurs doivent payer un droit d'accès et obligatoirement déclarer les résultats de leur excursion de pêche (plan d'eau pêché, effort, masse et nombre des poissons) en sortant du territoire. Ainsi, des statistiques d'exploitation sont récoltées et compilées depuis plus de 35 années pour chacun des plans d'eau exploités. En plus, les gestionnaires des TFS tentent d'exploiter les populations à leur capacité annuelle maximale de production, soit le rendement maximal soutenu¹. Pour ce faire, ils contrôlent l'effort de pêche par lac, par l'imposition de quotas annuels d'exploitation (par exemple : récolte maximum de 1 000 poissons pour le lac). Ces quotas sont établis par différentes méthodes qui estiment le rendement potentiel des plans d'eau et peuvent être par la suite réajustés par les gestionnaires (Samson 1973; Vézina 1978; Dumont *et al.* 1982). Lorsque le nombre de poissons capturés pour un lac atteint le quota fixé, l'exploitation cesse jusqu'à l'année suivante. De surcroît, la réglementation en TFS impose aux pêcheurs un nombre limité de captures de poissons par jour ainsi qu'une saison d'exploitation restreinte. Au Québec, la localisation de ces territoires laisse supposer qu'une bonne partie des populations d'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) exploitées s'y retrouvent.

L'omble de fontaine communément appelé truite mouchetée habite les rivières et les lacs de toutes tailles ainsi que les eaux côtières de l'est du Canada et du nord-est des États-Unis (MacCrimmon & Campbell 1969; Raleigh 1982). La qualité de sa chair ainsi que sa combativité ont fait sa renommée à travers toute son aire de répartition. Bien que sa distribution d'origine soit limitée à l'est de l'Amérique du Nord, l'espèce a été introduite sur plusieurs continents, principalement en Europe et dans l'ouest de l'Amérique du Nord et du Sud (MacCrimmon & Campbell 1969). Ce salmonidé affectionne les eaux claires et bien oxygénées. Sa longueur moyenne varie entre 254 et 305 mm (Scott & Crossman 1974). Les adultes se reproduisent l'automne à partir de l'âge de 2 ans, généralement dans les tributaires et les émissaires, mais aussi à même les hauts-fonds graveleux des lacs (Scott & Crossman 1974). Lorsqu'exploité, l'omble de fontaine dépasse rarement l'âge de 5 ans.

¹ « Rendement moyen le plus grand pouvant être prélevé de façon continue à même un stock dans les conditions d'environnement existantes sans impact sur les populations » (Ricker 1980).

Au Québec, l'omble de fontaine représente la plus importante espèce d'intérêt sportif (Pêches et Océans Canada 2012). Ce poisson est un élément central du patrimoine naturel québécois, souvent considéré comme un indicateur de la qualité d'un plan d'eau. Chaque année, 500 000 personnes tentent de le capturer, cumulant 4 millions de jours de pêche (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune 2012a). Au total, 16 millions d'ombles de fontaine sont capturés annuellement dans les eaux québécoises (12 millions conservés), représentant près de la moitié des captures de poissons au Québec (Pêches et Océans Canada 2012). D'un point de vue économique, son exploitation entraîne des retombées de 600 M \$, dont 200 M \$ sont des retombées directes. De surcroît, 3 500 emplois y sont associés (Arvisais, M., MFFP, comm. pers.). L'espèce est aussi la plus utilisée pour les ensemencements dans les plans d'eau du Québec, représentant 94 % des poissons ensemencés (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune 2012b). Les ensemencements en omble de fontaine sont utilisés notamment afin de diminuer la pression de pêche sur les populations naturelles, de majorer une offre de pêche déficiente, de restaurer les populations et d'initier les jeunes à la pêche (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune 2008).

L'omble de fontaine est particulièrement influencé par les conditions environnementales de son habitat. Des études ont mis en évidence plusieurs relations entre différents indicateurs halieutiques et plusieurs variables mesurées à l'échelle du plan d'eau et du paysage. À l'échelle du plan d'eau, la présence d'espèces compétitives a des impacts négatifs majeurs sur ce salmonidé. En lac, des études ont montré que les poissons tels que les centrachiridés, le meunier noir *Catostomus commersoni*, le mulot à corne *Semotilus atromaculatus* et la perchaude *Perca flavescens* compétitionnent contre l'omble de fontaine pour les ressources alimentaires et provoquent une réduction de l'abondance, de l'âge à maturité sexuelle, de la biomasse totale et de la croissance (Dumont *et al.* 1982; Quinn *et al.* 1994; Venne & Magnan 1995; Magnan *et al.* 2005; Browne & Rasmussen 2012). La morphométrie des lacs a aussi des impacts sur cette espèce par son influence sur la quantité

d'habitats. De ce fait, l'indice de permanence du bassin², le périmètre, la profondeur et la superficie sont inversement reliés à la biomasse des populations lacustres d'omble de fontaine alors que l'indice de développement de la ligne de rivage³ y est relié positivement (Biro *et al.* 2008; Cote *et al.* 2011). À l'échelle du paysage, les variables géographiques (altitude et localisation) influencent l'omble de fontaine. Lorsque l'altitude augmente, la température diminue et la compétition interspécifique tend à s'atténuer, entraînant une augmentation de l'abondance des poissons en lac, mais une réduction de la taille moyenne. (Chamberlain & Hubert 1996; Godbout & Peter 1988). D'ailleurs, Meisner (1990) a affirmé que l'altitude minimale d'une rivière pour supporter une population est plus élevée dans le sud de son aire de distribution, que dans le nord, dû à la température moyenne trop élevée et moins favorable des rivières du sud. Les caractéristiques physiques des bassins versants ont aussi un impact sur l'espèce. En lac, l'abondance est positivement reliée au pourcentage de couvert forestier (Bérubé & Levesque 1998) et négativement reliée à la superficie du bassin (Cote *et al.* 2011). En rivière, l'abondance est positivement reliée au couvert forestier et est négativement reliée à la quantité de chemin forestier, à la quantité de ponceau, à l'alcalinité du sol, à la pente moyenne et à la superficie du bassin versant (Kocovsky & Carline 2006; Stranko *et al.* 2008; McKenna & Johnson 2011).

Les populations d'omble de fontaine sont aussi influencées par la pêche récréative. Pourtant, contrairement à d'autres salmonidés, l'espèce résiste bien à l'exploitation, car elle peut se reproduire jeune et à petite taille (McFadden *et al.* 1967; Curry *et al.* 2003; Paul *et al.* 2003). L'étude de Grossman *et al.* (2012) réalisée en ruisseau a montré que l'exploitation par la pêche entraîne une diminution de l'abondance et de la masse des ombles après plusieurs décennies. De plus, puisque les pêcheurs visent toujours à capturer les gros spécimens, la taille des poissons tend à diminuer lorsque la pression de pêche augmente. Notamment, Heggelin (2008) a indiqué que pour 12 lacs étudiés en Nouvelle-Écosse, la longueur des ombles baisse avec l'augmentation du nombre de pêcheurs. La structure d'âge et de sexe des populations est aussi affectée par la pêche. Curry *et al.* (2003)

² Volume du plan d'eau divisé par le périmètre

³ Périmètre d'un lac sur celui qu'aurait un lac rond de même superficie

ont réalisé un suivi de la dynamique d'une population lacustre d'Ontario fortement exploitée pendant 7 ans, et ont montré que les poissons capturés étaient principalement des mâles de 1 et 2 ans et des femelles de 3 ans. Risley et Zydlewski (2010) ont mis en évidence par la construction d'un modèle de population que lorsque l'effort de pêche est suffisamment élevé, les poissons âgés de 4 et 5 ans sont éliminés de la population. De plus, l'exploitation par la pêche est comparable à la sélection artificielle des petits individus, généralement moins susceptibles d'être capturés par les pêcheurs, et peut diminuer la diversité génétique des populations. Par le fait même, en lac comme en rivière, la pêche entraîne une diminution de l'âge à maturité sexuelle, de la croissance, de la survie ainsi qu'une augmentation de la fécondité (Jensen 1971; Nuhfer & Alexander 1994; Magnan *et al.* 2005). D'ailleurs, une étude réalisée sur 9 lacs au Nouveau-Brunswick a mis en évidence une perte de diversité génétique chez les populations exploitées, limitant probablement leur capacité à résister aux changements environnementaux à long terme (Jones *et al.* 2001). En résumé, l'exploitation de l'omble de fontaine peut entraîner une diminution de l'abondance, de l'âge moyen, de l'âge à maturité sexuelle, de la diversité génétique et de la taille moyenne des individus, entraînant à long terme une baisse de la qualité de pêche et, par le fait même, de la satisfaction des pêcheurs.

Puisqu'influencé par les modifications de son habitat et par l'exploitation par les pêcheurs récréatifs, l'omble de fontaine affiche un déclin dans une proportion importante de son aire de répartition d'origine. Un premier constat a été réalisé en 1988 alors que la Fédération canadienne de la faune a publié un rapport qui indique que l'omble de fontaine du bassin de l'Atlantique a régressé (Pearse 1988). Plus récemment, Hudy *et al.* (2005) ont montré que, dans l'est des États-Unis, 21 % des populations d'omble de fontaine ont été éradiquées alors que 27 % ont été sévèrement réduites. Les causes de ce déclin sont l'acidification des plans d'eau, la déforestation, la fragmentation des habitats par les routes, l'introduction d'espèces exotiques et compétitives ainsi que le réchauffement climatique (Marschall & Crowder 1996 ; Nislow et Lowe 2003; Hudy *et al.* 2005; Hudy *et al.* 2008; Stranko *et al.* 2008; McKenna *et al.* 2013). Hudy *et al.* (2008) ont même affirmé que dans l'est des États-Unis, la perte des habitats et la présence d'espèces exotiques naturalisées

(e.g., : truite arc-en-ciel) constituent présentement une menace pour les populations restantes d'omble de fontaine (cependant, voir Strange & Habera 1998). Dans l'ouest de son aire de répartition d'origine, les populations anadromes des bassins versants du lac Supérieur ont grandement été réduites depuis 1880 dû à la surexploitation et à la destruction des habitats, les populations restantes se retrouvent aujourd'hui presque en totalité à la tête des rivières (Wisconsin Department of Natural Resources & U.S Fish and Wildlife Service 2005; Schreiner *et al.* 2008). En Nouvelle-Écosse, les mêmes perturbations anthropiques ont entraîné un déclin de 60 % du nombre de captures en 25 ans (Nova Scotia Department of Agriculture and Fisheries 2005). D'autre part, l'abondance et la taille des ombles ont également décliné à Terre-Neuve (van Zyll de Jong *et al.* 2007). En Ontario, environ un tiers des populations d'omble de fontaine connues sont maintenues par desensemencements (Ontario Ministry of Natural Resources 2007).

Au Québec, bien que l'omble de fontaine soit la principale espèce d'intérêt sportif, l'état des populations est peu documenté. Les gestionnaires de pêche assument généralement que la gestion actuelle est efficace et que la clé du succès est dans la capacité de résilience de l'espèce face à l'exploitation. Pour l'instant, le Québec n'a pas de plan de gestion pour l'espèce ni aucun portrait provincial récent de sa situation. Les enquêtes nationales sur la pêche récréative ont révélé que le nombre d'ombles de fontaine capturés annuellement au Québec est passé de 29 millions en 1990 à 16 millions en 2010 (Pêches et Océans Canada 1992; 1997; 2002; 2007; 2012). D'ailleurs, un rapport du ministère de l'Environnement et de la Faune a montré que le succès de pêche a diminué et que la masse moyenne a augmenté en lac et en rivière pour plusieurs réserves fauniques et zecs entre 1985 et 1996 (Tétreault 1997). D'autres analyses préliminaires ont signalé une réduction du succès de pêche, de la récolte totale et une augmentation de la taille des ombles dans les plans d'eau de la région de la Capitale-Nationale (Arvisais, M., comm. pers.). En résumé, considérant le déclin général de l'omble de fontaine dans l'est de l'Amérique du Nord et l'importance culturelle, économique et récréative de cette espèce, il est nécessaire de dresser un portrait à grande échelle des changements temporels des pêcheries récréatives et de l'état des populations exploitées d'omble de fontaine au Québec.

1.1 OBJECTIFS

L'objectif de cette étude est de faire le portrait de l'état de la pêche récréative à l'omble de fontaine dans les lacs des territoires fauniques structurés (parcs nationaux, réserves fauniques et zecs) du Québec. Plus spécifiquement, le projet vise à décrire les tendances temporelles de la pêche sportive pour la période de 1980 à 2009 et à identifier les facteurs qui influencent ces tendances. Les données d'exploitation recueillies dans les TSF au cours de cette période sont soumises à des techniques méta-analytiques et les tendances mises en évidence dans les variations des descripteurs de la pêche sportive (succès de pêche, masse moyenne et rendement de pêche) sont évaluées en fonction de diverses variables anthropiques, biologiques et géographiques susceptibles d'influencer les populations à long terme. Ces résultats sont utilisés afin d'inférer sur l'état des populations d'omble de fontaine exploitées du Québec.

CHAPITRE II

LONG-TERM TRENDS OF THE BROOK TROUT RECREATIONAL FISHERY IN
CONTROLLED WILDLIFE AREAS OF QUÉBEC

Rapport-Gratuit.com

2.1 INTRODUCTION

Recreational fishing is an important cultural, economic, and social activity in many parts of the world (Arlinghaus *et al.* 2002; Post *et al.* 2002; Cooke & Cowx 2004; Allan *et al.* 2005; Lewin *et al.* 2006). However, the cumulative effects of habitat modification, invasion by exotic species, improved access to lakes, and increased fishing pressure have caused the decline of many recreational fisheries (McPhee *et al.* 2002; Post *et al.* 2002; Chu *et al.* 2003; Coleman *et al.* 2004; Dextrase & Mandrak 2006). Several studies have shown that the abundance and size of freshwater game fish have decreased over time (Olson & Cunningham 1989; Cook & Younk 1998; Beard & Kampa 1999; Young *et al.* 1999; Almodóvar & Nicola 2004; Grant *et al.* 2004; Deroba *et al.* 2007; Lehtonen *et al.* 2009; Poulet *et al.* 2011). Because many recreational fisheries have declined, there has been a need for more large-scale spatial and temporal analyses of fish populations (Radomski *et al.* 2001; Lester *et al.* 2003; Cooke & Cowx 2006; Mosindy & Duffy 2007; McClelland *et al.* 2012). In Canada, there has been no attempt to evaluate the status of recreational fisheries since Pearse (1988). Nonetheless, Post *et al.* (2002) identified four high-profile Canadian fisheries that showed evidence of strong declines attributable to recreational angling. They stated that these declines were largely unnoticed by fisheries scientists and managers, as well as the public, and described this phenomenon as an “invisible collapse.” Fish stocking, the poor intergenerational memory of anglers, temporal and spatial variability in fish populations and the lack of data have contributed to masking the decline of angling quality (Post *et al.* 2002).

Brook trout *Salvelinus fontinalis* is the most important exploited sport fish in the province of Québec (Canada) and accordingly has a high socio-economic value. Indeed, anglers catch an average of 16 million brook trout each year, representing almost half of all fish caught in Québec (Fisheries and Oceans Canada 2012). However, since populations of brook trout are widely distributed in many small lakes and rivers across

the province, they have received less consideration from fishery managers in the past. Fishery stakeholders often assume that current management practices are effective and that brook trout is resilient to exploitation because it mature early (McFadden *et al.* 1967; Jensen 1971; Curry *et al.* 2003; Paul *et al.* 2003; Grossman *et al.* 2012).

Despite assumptions to the contrary, there is evidence that brook trout populations are in decline over most of their native range (Pearse 1988; Hudy *et al.* 2005; Nova Scotia Department of Agriculture and Fisheries 2005; Wisconsin Department of Natural Resources & U.S Fish and Wildlife Service 2005; van Zyll de Jong *et al.* 2007; Hudy *et al.* 2008; Schreiner *et al.* 2008; Stranko *et al.* 2008). For example, in eastern United States, brook trout populations have been extirpated or greatly reduced in almost 50 % of the subwatersheds (Hudy *et al.* 2005). The reasons are thought to be water temperature increase, habitat modification, water acidification, and introduction of competitive species (Marschall & Crowder 1996; Nislow & Lowe 2003; Hudy *et al.* 2005; Hudy *et al.* 2008; Stranko *et al.* 2008; McKenna *et al.* 2013). In addition, the annual catch of brook trout by recreational anglers has diminished by 60 % over the last 25 years in Nova Scotia (Nova Scotia Department of Agriculture and Fisheries 2005). The number and the size of fish harvested has also declined in Newfoundland (van Zyll de Jong *et al.* 2007), and one-third of the known brook trout populations in Ontario are maintained by stocking (Ontario Ministry of Natural Resources 2007). In the province of Québec, the global species status is unknown and there is still no management plan, thus there is a need for a survey of the current status of brook trout populations. The existing data can ease this task: in controlled wildlife areas of Québec, fish management practices have included the collection of recreational catch data for more than 10,000 lakes since the 1970s. This large database provides an opportunity to make robust analyses on long-term changes in lacustrine brook trout populations.

Our goal was to evaluate the long-term trends of brook trout fishing statistics in the controlled wildlife areas of the province of Québec. Previous studies have demonstrate that creel survey (*e.g.*, angler effort, catch rate, total catch, and mean fish size) quantified over a large area and long time period can indicate the fishery status and management efficacy (Olson & Cunningham 1989; Cooke *et al.* 2000; Jansen *et al.* 2013). Moreover, the long-term monitoring of angler data can also help stakeholders recognize temporal and spatial patterns and make informed management decisions (Malvestuto 1994; Deroba *et al.* 2007). We used a meta-analysis approach that includes a set of quantitative statistical methods designed to evaluate the global effect of many results (Hedges & Olkins 1985). Results among lakes can be highly variable, and general trends are more easily detected when each lake is weighted by its sample size (Hedges & Olkins 1985; Arnqvist & Wooster 1995; Gurevitch & Hedges 1999; Osenberg *et al.* 1999). Specifically, to check if angling is responsible for observed trends, we tested the null hypothesis that trends in fishing pressure have no impact on long-term angling statistics. Then, because management actions can mask the decline of populations (Post *et al.* 2002; Lewin *et al.* 2006), we evaluated whether changes in fishery data are influenced by stocking. Finally, we compared temporal trends between allopatric and sympatric populations because brook trout are known to be sensitive to competitive species (Magnan 1988; Kozel & Hubert 1989; Quinn *et al.* 1994; Venne & Magnan 1995; Magnan *et al.* 2005; Browne & Rasmussen 2012; McKenna *et al.* 2013). Since many studies have shown that brook trout populations can be influenced by the landscape's physical characteristics (Bérubé & Levesque 1998; Kocovsky & Carline 2006; Hudy *et al.* 2008; Stranko *et al.* 2008; Cote *et al.* 2011; McKenna & Johnson 2011), lake location (Godbout & Peter 1988; Meisner 1990; Chamberlain & Hubert 1996), and lake morphometry (Hanson & Legget 1982; Creque *et al.* 2005; Biro *et al.* 2008; Cote *et al.* 2011), we also investigated whether these variables were related to observed trends.

2.2 MATERIALS AND METHODS

2.2.1 Study area and database

In the province of Québec, a substantial proportion of brook trout exploitation occurs in small lakes of three types of wildlife areas: national parks, wildlife reserves, and controlled harvest zones (also called zec; Pearse & Wilson 1999). These territories cover approximately 50 % of the southern half of the province. Since the 1970s, fishing in these areas has been carefully controlled by governmental agencies and sometime in association with voluntary organizations. Access is controlled in each area for each lake, and fishing results must be reported daily by anglers to fishery officers who record the number and, if available, the total biomass of harvested fish. Moreover, in national parks and wildlife reserves, anglers can be randomly allocated among lakes by lottery to disperse fishing effort. Fishery managers try to maintain the maximum sustainable fishing yield (MSY) of these lakes by controlling fishing pressure through the imposition of annual exploitation quotas that are reviewed periodically (Ricker 1980). As a result, the Québec Ministry of Forests, Wildlife and Parks (MFWP) has maintained, since 1970, a database for more than 10,000 lakes containing the number and weight of all harvested brook trout in addition to the total fishing effort for each lake and each year. All the fishery data used in this study were extracted from this database.

2.2.2 Lake selection

In the present study, we only used data from lakes because data from rivers were incomplete and represent a very small proportion of the database. To ensure that the measured fishing effort was not for species other than brook trout, all lakes containing other species targeted by sport anglers (*e.g.*, lake trout *Salvelinus namaycush*, landlocked Atlantic salmon *Salmo salar*, northern pike *Esox Lucius*, rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*, smallmouth bass *Micropterus dolomieu* and walleye *Sander vitreus*) were excluded. To increase the chance of detecting temporal trends, we selected lakes for which at least ten years of data were available and for which the data series were at least 75 % complete (*e.g.*, a minimum of 15 years of data available for a data series that cover

the period between 1990 and 2010). A total of 4155 lakes met those criteria and were selected for the analysis (Fig. 1), corresponding to approximately 65 million brook trout harvested and 16 million angler-days between 1963 and 2011. Selected lakes had 25 years of data on average, and most of them cover the entire period from 1980 to 2009. To the best of our knowledge, this is the most extensive angling database ever studied. Since 1963, there have been some changes in fishing regulations, such as a reduction in daily creel limits and annual exploitation quotas. The length of the fishing season varied between lakes and years, but fishing occurred during summer only in most lakes. The use of baitfish was prohibited, and there was no size limits for any lakes. Lakes were located on the Canadian Shield and the Appalachians. There was no agriculture activities in the catchment area of these lakes (La Financière Agricole du Québec 2013).

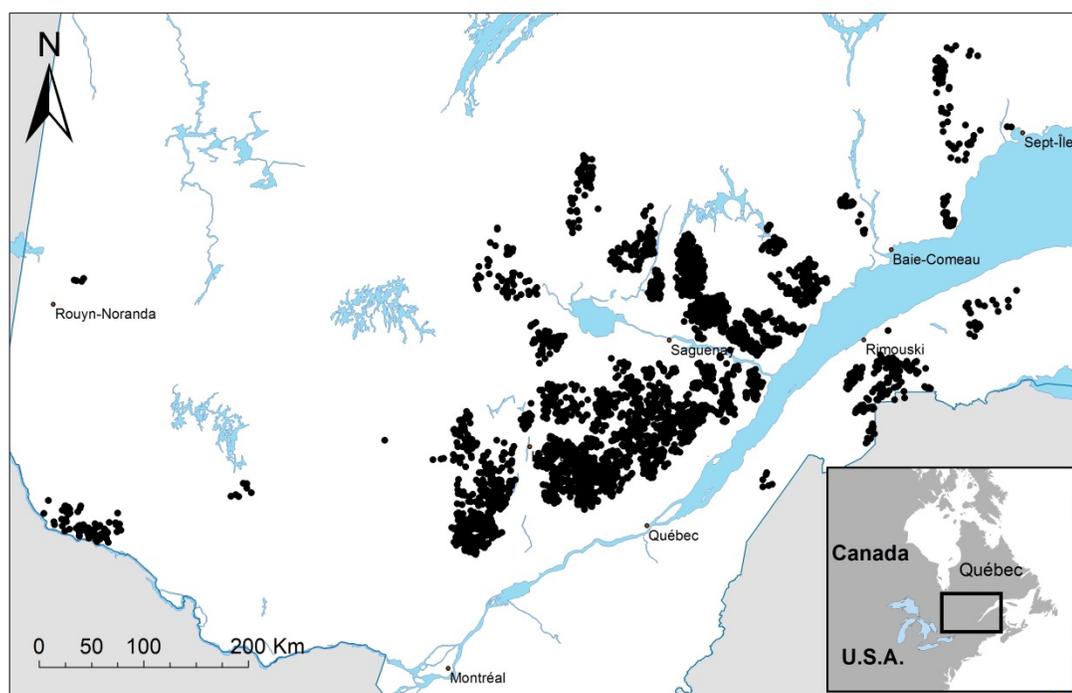


Figure 1. Location of the lakes used in this study (n=4155).

2.2.3 Fishery data

The fishery data used in the analysis were fishing success, mean weight, fishing yield, and fishing pressure. Fishing success was estimated as the number of fish harvested per unit effort (HPUE). HPUE was estimated as a total ratio estimator, representing the total number of fish harvested in a year divided by the total number of angler-days (Malvestuto 1994). Mean weight (g) was calculated by dividing the total harvested biomass by the number of fish harvested. Fishing yield is the total weight of fish captured per hectare of lake area ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Because fish weight was not recorded for all lakes, the two last estimators could not be calculated for 64 lakes. Fishing pressure, *i.e.*, the number of angler-days per hectare of lake area ($\text{A}\cdot\text{D}\cdot\text{ha}^{-1}$), was also used in the study but not in all analyses. Each variable was calculated for each lake and for each year.

2.2.4 Independent variables

To determine which factors influence the temporal trends seen in the fishery data, several independent variables reported in the literature to have an impact on brook trout populations were included in the analyses. Since measurements of independent variables were not available for all lakes, the number of data included in the analysis differed among factors. When two independent variables were highly correlated (Pearson correlation coefficient $r > 0.8$), only one was kept in the analysis. Some variables were rejected because of their small range of values or because of their imprecision at the lake scale (*i.e.*, annual precipitation, annual temperature, basin permanence index, forest cover of catchment area, lake acidity, maximum lake depth, and lake perimeter). The first independent variable analyzed was stocking frequency (%), which was calculated as the number of years stocked divided by the total number of years that data were collected for that lake. For example, a lake that was stocked once every two years has a stocking frequency of 50 %. Stocking frequency was grouped into five categories: never stocked 0 %,]0-25 %],]25-50 %],]50-75 %] and]75-100 %]. The second independent variable was interspecific competition, either allopatric or sympatric brook trout

populations. This information, available for about half of the lakes, resulted from experimental fishing conducted by different governmental agencies since 1960. Electric fishing and gillnets were the primary sample methods, but, trap nets and seines were also used. The information concerning the lake and landscape variables used (latitude, longitude, altitude, areas, mean depth, and shoreline development) are from *Lacs et Cours d'Eau* database of the Québec Ministry of Sustainable Development, Environment and Fight against Climate Change or were determined using digital maps (ArcGIS 10.1). For physical landscape characteristics (area, slope, number of culverts, river density, and road density) we used data from many databases (National Hydro Network, Réseau de transport terrestre du Québec, Cadre de référence hydrologique du Québec and Canada digital elevation database) and ArcGIS software.

2.2.5 Data analysis

We examined trends in fishery variables at a broad scale (province) and site scale (lake). For broad-scale analyses, mean values of fishery variables (fishing success, mean weight, fishing yield and fishing pressure) were plotted through time for all 4155 lakes and only data between 1980 and 2009 were used because most lakes had complete (or nearly) data series for this period. Different regression models were used to test if trends between fishery data and year were significant and to estimate equations underlying. Fit splines ($\lambda=10$) on bivariate plot were used to visualize the expected value by year.

For lake-scale analyses, the presence of temporal trends was tested for each lake with Spearman and Pearson correlation tests between the fishery variables and year. Using Spearman test, we identified independent variables by sorting all lakes into three groups for each fishery variable: declining (significant negative rho), no trend (non-significant correlation), and increasing (significant positive rho). This test is non-parametric, robust with regard to outliers, and can detect non-linear correlations. It is therefore well suited for grouping the results of fishery time-series analyses (Quinn & Keough 2002; Gotelli & Ellison 2013). Pearson test results were used as the dependent variables for the meta-analysis. Unlike the Spearman test, which uses ranks, this test

uses true values (Quinn & Keough 2002; Gotelli & Ellison 2013). The correlation results were assumed to be related to temporal trends, so that large positive or large negative values of Pearson's r reflect significant linear increases or decreases in the fishery variables through time.

One of the aims of using meta-analytic tools was to calculate the global effect and its confidence interval of correlations between fishery variables and time. In this analysis, each lake was treated as a study. To do this, the first step was to calculate the effect size for each lake, which is the Pearson's correlation converted to the Fisher's z scale, as described by Borenstein *et al.* 2009. This transformation allows us to compute the variance of the effect size (z) which is calculated using the number of data (years) per lake. Results were converted back to the original metric values for reporting in the results section. The second step was to estimate the global effect using a random-effects model. The global effect is the mean of all effect sizes weighted by the inverse of its own variance plus the mean variance of all lakes (Borenstein *et al.* 2009). This approach gives more weight to lakes that have more and less variable data. The random-effects model was used because it includes the mean variance of all lakes in the model and assumes that effect size is different among lakes. This method gives a more balanced weight than the fixed-effects model (Borenstein *et al.* 2009). In this way, we are certain that all effect sizes are adequately represented in the analysis.

Subgroup analyses were used to examine which independent variables can influence temporal trends in the fishery data (fishing success, mean weight and fishing yield) represented by the average Pearson's r value. The four factors tested were stocking frequency, interspecific competition, temporal trends of fishing pressure, and temporal trends of fishing success. Temporal trends of fishing success and pressure (as independent variables) were determined using Spearman test and allowed us to verify if fishing pressure influenced trends in fishery data and if there was a relationship between temporal trends of fishing success and changes in mean weight and fishing yield. More specifically, the meta-analysis tool used here was a random-effects model with separate

estimates of variance between factors (Borenstein *et al.* 2009) that compared mean global effect from different group (such as an analysis of variance). This analysis weights each effect size by the inverse of the lake's variance plus the mean variance of all lakes in its own group. Separate estimates of variance between groups were used because we expected that between-group dispersion differs from one subgroup to another. Because the post-hoc tests generally used can also be applied to the meta-analysis approach (Borenstein *et al.* 2009), Tukey's honest significance difference (HSD) tests were carried out to determine which groups differed.

To determine if physical lake and landscape characteristics differed with respect to trends in fishery data, permutational multivariate analyses of variance (PERMANOVA) were performed (Anderson *et al.* 2008). PERMANOVA (9999 permutations) used all physical lake and landscape characteristics as response variables and temporal trends (decline, no trend, increase) in fishing success, mean weight, and fishing yield as factors. Characteristic variables were normalized prior to estimate distance matrix with Euclidian distance. Moreover, to describe relationships between independent variables and mean success, weight, and yield, we performed regressions between fishery data and physical lake and landscape characteristics. Independent and response variables were graphically examined, and skewed variables were square root, \log_e or $\log_e(x+1)$ transformed when necessary.

Univariate analyses were done using JMP (version 9.0, SAS Institute Inc., Cary, NC) and R (version 2.3.2, R Development Core Team) while multivariate analyses were done using PRIMER (version 6.1.11; Clarke and Gorley 2006) and PERMANOVA (version 1.0.1; Anderson 2001). The significance threshold value was $\alpha = 0.05$ for all statistical tests.

2.3 RESULTS

Broad-scale analyses revealed that brook trout fishing success in controlled wildlife areas of Québec significantly declined ($F_{2,27} = 73.93$; $p < 0.001$; Fig. 2a)

between 1980 and 2009. The mean number of harvested fish per angler-day dropped from 7.2 to 5.5 HPUE, which is a decrease of about 24 % in 30 years. On the other hand, the trend in mean weight is opposite that of fishing success ($F_{2,27} = 33.93$; $p < 0.001$; Fig. 2b): the mean weight of harvested brook trout increased by 40 grams in 30 years, which is an increase of about 29 % in 30 years. Fishing yield dropped from 5.1 to 3.4 kg•ha⁻¹ ($F_{2,27} = 75.02$; $p < 0.001$; Fig. 2c), a decrease of 36 %. During the same period, fishing pressure significantly declined ($F_{1,28} = 122.04$; $p < 0.001$; Fig 2d) with the mean number of angler-days per hectare passing from 7.5 in 1980 to 5.2 in 2009, a decrease of 31 %.

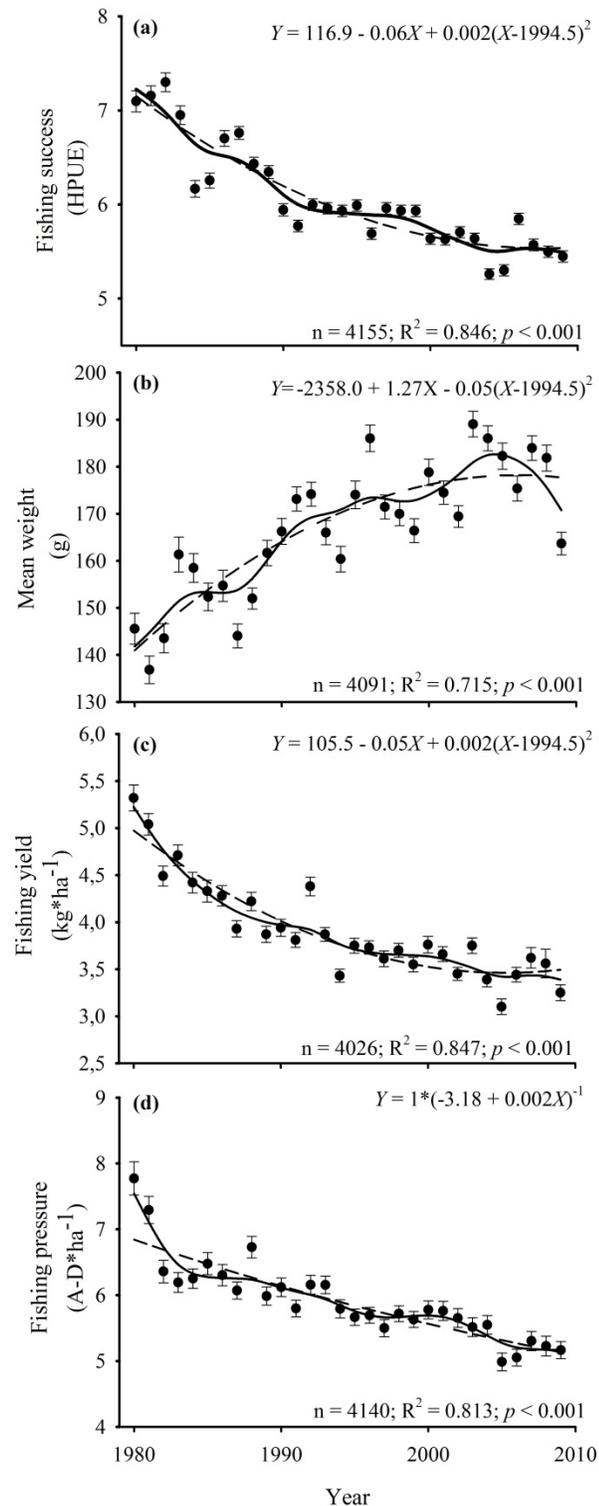


Figure 2. Average values (\pm standard error) in brook trout fishery data from 1980 to 2009: (a) fishing success, (b) mean weight, (c) fishing yield and (d) fishing pressure. n indicates the total number of lakes used in each analyses; smoothed lines indicate the result of the spline fit with $\lambda = 10$; dashed lines and p -value indicates best fit model results described by the equations.

A lake-scale analysis using the Spearman test showed that there is no trend in fishery data for most lakes (Table 1). However, fishing success declined in 35 % of the lakes and increased in only 6 % (Table 1). The result for fishing yield was very similar to that of fishing success, with 32 % of the lakes showing a decline and 7 % an increase. On the other hand, mean weight decreased for 5 % of the lakes and increased in 29 % (Table 1). Fishing pressure declined in 29 % of the lakes and increased for 15 % (Table 1). However, because fishing success declined and mean weight increased, the fishing quality (express as the fishing success multiplied by the mean weight of fish) remained stable during the study period.

Table 1. Lakes were placed into one of three categories using Spearman test between fishery variables and years: decline (significant negative rho), no trend (non-significant correlation) and increase (significant positive rho). Numbers represent the total number of lakes in each group.

Variables	Decline	No trend	Increase	Total
Fishing success	1473	2449	233	4155
Mean weight	199	2639	1134	3972
Fishing yield	1250	2417	292	3959
Fishing pressure	1218	2303	617	4138

The meta-analysis approach allowed us to calculate the global effect of each fishery variable rather than generalizing that there was no trend for most of the lakes. Since ratio of significant correlation (a vote counting) is imprecise, formal meta-analyses on these correlations were done. For fishing success, the mean effect of the correlation using random-effects weights was -0.257 with a 95 % confidence interval of -0.270 to -0.244 ($p < 0.001$). Therefore, the global effect was that success had significantly decreased over the years. Mean weight increased with time, with a summary estimate of 0.222 ± 0.013 (95 % confidence interval; $p < 0.001$). Fishing yield also decreased through time, the summary estimate was found to be -0.233 ± 0.014 ($p < 0.001$). Fishing pressure had also declined with a global effect of -0.065 ± 0.008 ($p < 0.001$).

Analyses were conducted to evaluate which independent variables had an impact on the temporal trends of fishery data. The first analysis compared the global effects of Pearson's r values for the fish weight and fishing yield with the temporal trends in fishing success (categories = decrease, no trend, increase, as determined by Spearman test). There was a significant difference in mean weight results between each category ($F_{2,3971} = 137.22$; $p < 0.001$; Fig. 3a). *Post-hoc* comparisons revealed that populations showing a reduction in fishing success had a larger mean correlation value for mean weight ($r = 0.34 \pm 0.03$) than populations without trend ($r = 0.17 \pm 0.02$) or increasing fishing success ($r = -0.08 \pm 0.06$) (Fig. 3a). We also observed significant differences in fishing yield results between groups ($F_{2,3955} = 97.59$; $p < 0.001$; Fig. 3b). Populations with decreasing or no trend in fishing success experienced a reduction in fishing yield (Fig. 3b). However, the fishing yield was stable even when success was increasing ($r = 0.04 \pm 0.07$; Fig. 3b).

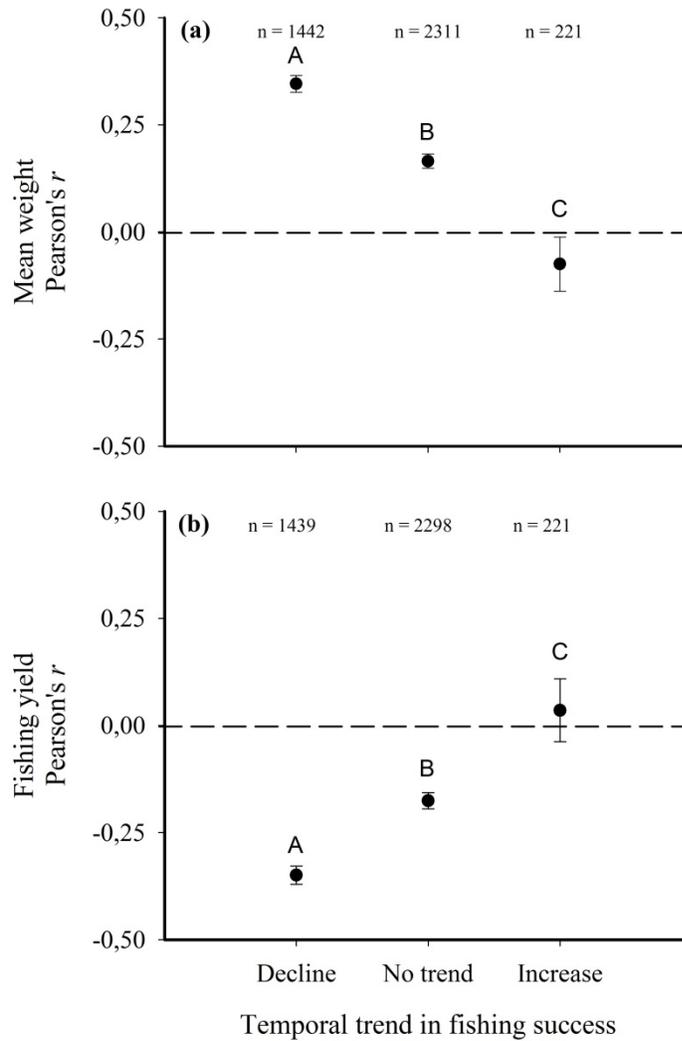


Figure 3. Average Pearson's r values of (a) mean weight through time and (b) fishing yield through time among temporal trends category of fishing success. n indicates the number of lakes in each category; vertical bars show the 95 % confidence interval; different letters indicate significant difference (Tukey's HSD).

The second analysis compared average Pearson's r values among temporal changes in fishing pressure. For all categories of fishing pressure (decline, no trend, increase), success decreased and mean weight increased (Fig. 4ab). However, mean correlation values were significantly different among groups for fishing success ($F_{2,4135} = 42.63$; $p < 0.001$; Fig. 4a), mean weight ($F_{2,3955} = 120.87$; $p < 0.001$; Fig. 4b), and fishing yield ($F_{2,3955} = 1215.94$; $p < 0.001$; Fig. 4c). In lakes where fishing pressure had increased, Pearson's r values were smaller for fishing success and for mean weight than in the other lakes (Fig. 4ab). On the other hand, for populations where fishing pressure had decreased, Pearson's r values were higher for fishing success and mean weight. The change in fishing pressure through time was associated with similar change in fishing yield. Nevertheless, fishing yield decreased ($r = -0.16 \pm 0.01$) for populations having no trend in fishing pressure (Fig. 4c).

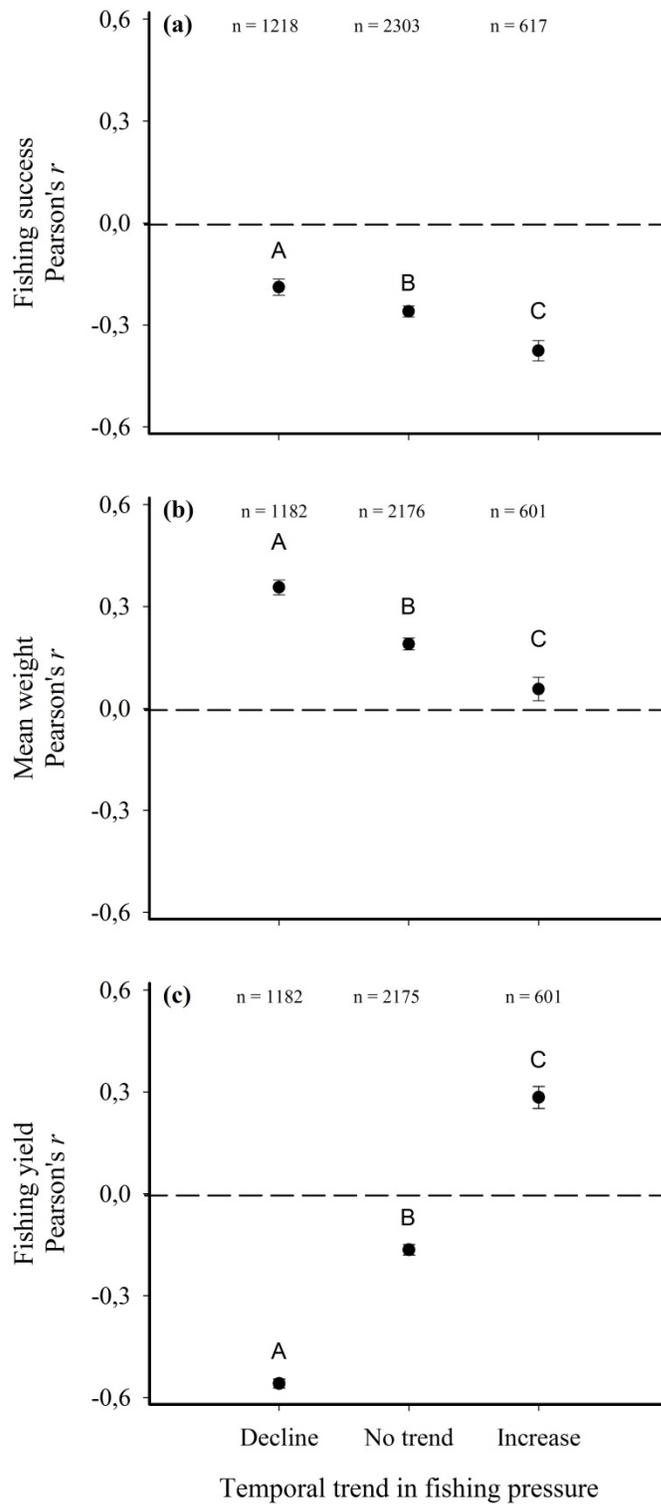


Figure 4. Average Pearson's r values of (a) fishing success, (b) mean weight, and (c) fishing yield through time among temporal trends category of fishing pressure. n indicates the number of lakes in each category; vertical bars show the 95 % confidence intervals; different letters indicate significant differences (Tukey's HSD).

The third analysis tested the impact of different stocking frequencies on long-term changes of fishery data. There were significant differences for changes in fishing success ($F_{4,3720} = 27.90$; $p < 0.001$; Fig. 5a), mean weight ($F_{4,3546} = 3.81$; $p = 0.004$; Fig. 5b), and fishing yield ($F_{4,3636} = 31.40$; $p < 0.001$; Fig. 5c). Fishing success and fishing yield decreased for populations stocked less than once every four year and was stable when stocking was more frequent (Fig. 5ac). The relationship between trends in mean weight and stocking frequency was the reverse of that for the other two fishery variables (Fig. 5b). Mean weight increased in lakes where stocking frequency was less than 75 % and was stable for those greater than 75 %. In addition, mean weight and mean fishing yield increased with stocking frequency (Table 2).

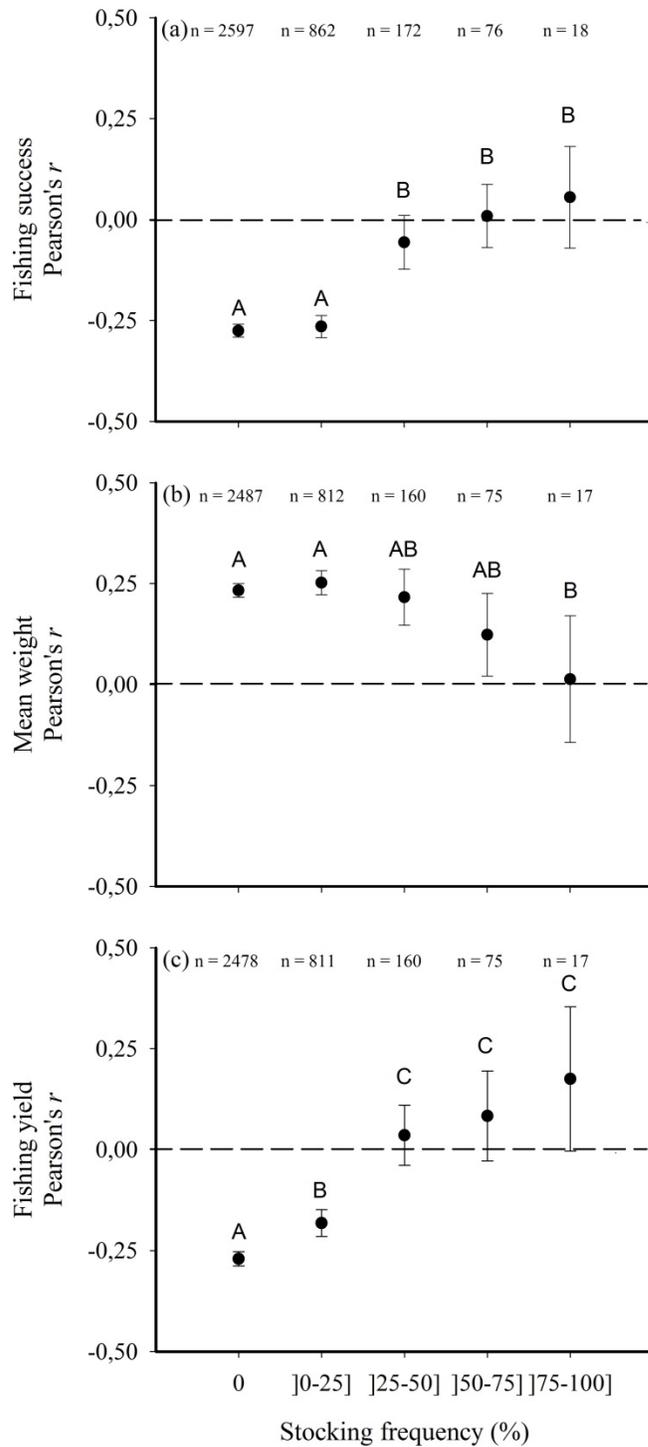


Figure 5. Average Pearson's r values of (a) fishing success, (b) mean weight, and (c) fishing yield through time among stocking frequency (%). n indicates the number of lakes in each category; vertical bars show the 95 % confidence interval; different letters indicate significant difference (Tukey's HSD).

The last analysis examined changes in fishery data as a function of interspecific competition by comparing allopatric and sympatric populations. There were no significant differences of average Pearson's r value for fishing success between groups ($F_{1,2861} = 0.71$; $p = 0.406$; Fig. 6a). Both populations experienced an increase in mean weight with sympatric populations having higher r value ($r = 0.30 \pm 0.02$) than allopatric populations ($r = 0.21 \pm 0.02$; $F_{1,2691} = 12.64$; $p < 0.001$; Fig. 6b). The correlation between fishing yield and year was somewhat smaller for sympatric ($r = -0.27 \pm 0.02$) than for allopatric populations ($r = -0.21 \pm 0.02$; $F_{1,2691} = 12.64$; $p < 0.001$; Fig. 6c). Moreover, mean weights were higher and fishing yields lower in sympatric compared to allopatric populations (Table 2).

Table 2. Mean values of fishing success, mean weight and fishing yield for all data and according to stocking frequency and interspecific competition. Values in the parentheses indicate standard error.

Variables	Fishing success (HPUE)	Mean weight (g)	Fishing yield (kg/ha)
All data	6.7 (0.05)	170.4 (1.83)	3.7 (0.06)
Stocking frequency (%)			
0	7.2 (0.06)	153.4 (2.01)	3.4 (0.07)
]0-25]	5.3 (0.10)	211.6 (4.95)	3.9 (0.12)
]25-50]	4.6 (0.20)	243.8 (10.20)	5.4 (0.56)
]50-75[5.2 (0.27)	262.2 (14.24)	6.1 (0.51)
]75-100]	6.6 (0.66)	266.8 (27.58)	8.5 (1.12)
Interspecific competition			
Allopatric	6.7 (0.07)	154.3 (2.80)	4.5 (0.10)
Sympatric	6.3 (0.08)	176.0 (3.10)	2.6 (0.09)

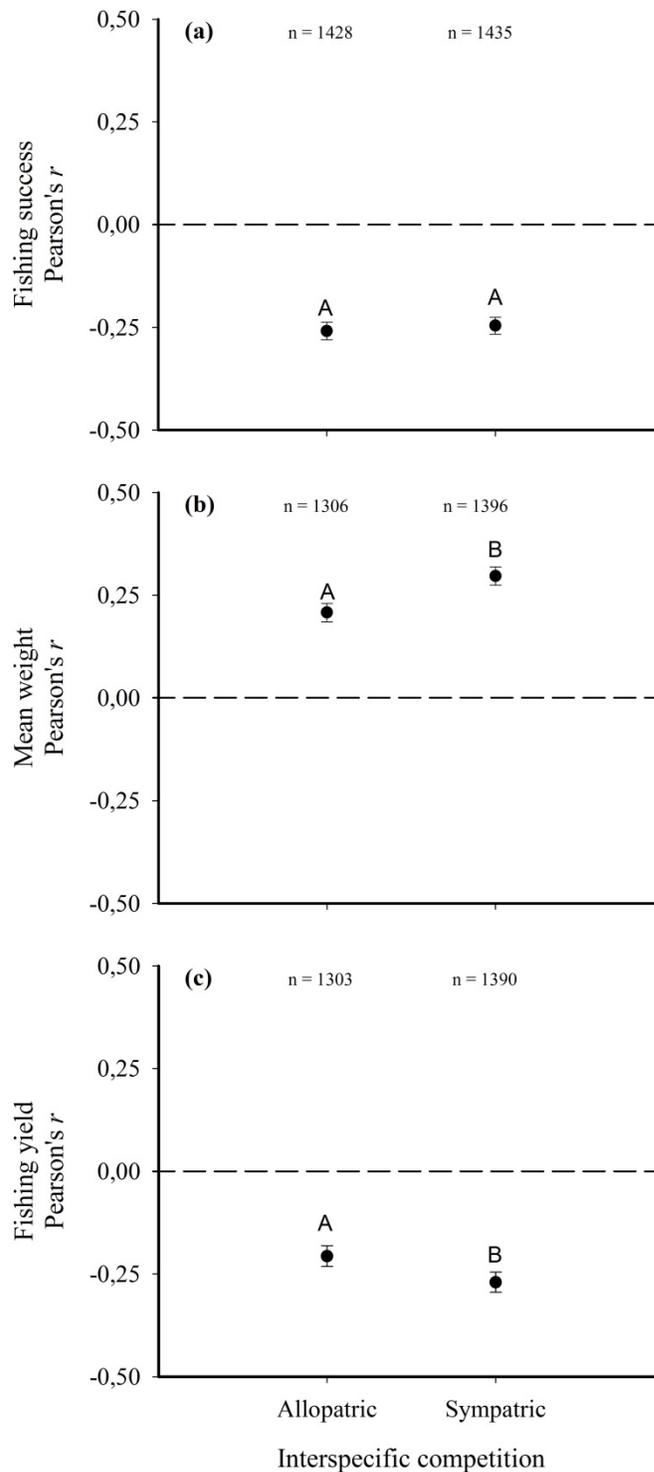


Figure 6. Average Pearson's r values of (a) fishing success, (b) mean weight, and (c) fishing yield through time among temporal different interspecific competition. n indicates the number of lakes in each category; vertical bars show the 95 % confidence intervals. Different letters indicate significant difference.

The relationships between physical lake and landscape characteristics and mean values of fishery data were investigated using single linear regression (Table 3). All of the independent variables tested had an impact on the mean values of fishery data with the exception of fishing success and lake area, fishing success and catchment slope, mean weight and lake area, mean weight and shoreline development, mean weight and catchment slope and mean weight and road density. All of the linear regressions had a low r values (between 0.032 and 0.501; mean = 0.152).

Table 3. Summary statistics of physical lake and landscape characteristics. Values for fishing success, mean weight and fishing yield indicate the r values of the linear regression. NS indicates no significant relationship.

Variables	n	Min - Max	Mean	Fishing success	Mean weight	Fishing yield
Latitude	4149	46.3N – 50.9N	48.1N	0.257	-0.272	-0.141
Longitude	4149	78.8W – 66.5W	71.3W	0.239	-0.277	0.158
Altitude (m)	3716	73 – 987	528.3	0.281	-0.274	0.158
Area (ha)	4148	0.2 – 4170.0	33.2	NS	NS	-0.501
Mean depth (m)	1160	0.2 – 36.0	5.0	-0.063	0.055	-0.346
Shoreline development	4123	1.0 – 73.0	1.8	0.045	NS	-0.247
Catchment area (km ²)	4148	0.0 – 808.9	4.9	0.045	-0.032	-0.100
Catchment slope (°)	4149	0 – 22	8	NS	NS	0.245
River density (km•km ⁻²)	4061	0.0 – 450.6	3.1	0.032	-0.045	-0.114
Culverts (count)	4070	0 – 508	7	0.045	-0.063	-0.077
Road density (km•km ⁻²)	4139	0 – 887.0	3.6	-0.045	NS	-0.077

Physical lake and landscape characteristics had no influence on any trends in fishery data (fishing success, mean weight and fishing yield) or on any of the interactions tested (Table 4). Thus, habitat did not differ among group of lakes showing declining, increasing or no trends in fishery data.

Table 4. Results of three-way PERMANOVA with three factors (trends in fishing success, mean weight and fishing yield) and eleven habitat variables (altitude, catchment area, catchment slope, lake area, latitude, longitude, mean depth, number of culverts, river density, road density and shoreline development).

Source of variation	Df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Success	2	2.88	0.26	0.983
Weight	2	10.65	0.97	0.266
Yield	2	5.32	0.48	0.759
Success•Weight	4	7.53	0.68	0.660
Success•Yield	4	7.16	0.47	0.917
Weight•Yield	4	7.22	0.66	0.708
Success•Weight•Yield	5	6.88	0.63	0.821
Residuals	878	10.99		

2.4 DISCUSSION

2.4.1 Broad-scale trends

The recreational catch data from Québec's controlled wildlife areas allowed us to describe temporal change in lacustrine brook trout angling statistics in 4155 lakes since 1980. Ideally, fish population abundances in these territories should have been stable over time because management practices aim to exploit each lake's population at or below its MSY by imposition of annual quota. In contrast with fishery managers' belief, brook trout populations were changing and appeared to be affected by long-term exploitation. Indeed, at broad-scale, fishing yield decreased over the study period and, even though fishing effort decreased, fishing success decreased whereas the mean weight increased. This indicated that current management practices in these territories have partly failed. The site-scale meta-analysis support the same conclusions: fishing pressure, success and yield decreased while average weight increased. The decrease in angling effort observed can be partly explained by the decreased annual quota (see Chapter 3, Fig. 12) and the overall decrease in the number of anglers in Québec since 1990 (Fisheries and Oceans Canada 1992; 1997; 2002; 2007; 2012). Although fishing pressure decreased, the mean daily catch by anglers also decreased, so there were fewer

anglers catching fewer fish in recent years than a few decades ago. This decrease suggest a reduction of brook trout abundance (Beard *et al.* 1997). However, contrary to what was expected, the mean weight of harvested trout has increased. Because angling is size-selective, most previous studies have shown that long-term exploitation has led to a decrease in the length and weight of brook trout (Heggelin 2008, but see Donald & Alger 1989); this is also observed in other fish species (Olson & Cunningham 1989; Beard & Kampa 1999; Almodóvar & Nicola 2004; Deroba *et al.* 2007).

Our results also indicate that the mean fishing yield observed ($3.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) seems high, considering that MSY of brook trout populations is $0.4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ in Newfoundland (Fisheries and Oceans Canada 2000) and $0.78 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ in Algonquin Park, Ontario (Quinn *et al.* 1994), although Curry *et al.* (2003) concluded that Meach Lake in Ontario had a high sustainable fishing yield between 1.3 and $4.1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Nevertheless, yield may not reflect populations in equilibrium, and observed yields may be below or above MSY. More than that, half of the populations were allopatric and may support a higher fishing yield than populations outside Québec. Thus, results indicate that Québec's lacustrine brook trout status in controlled wildlife territories seems to be similar to that of other populations in the species' native range (Nova Scotia Department of Agriculture and Fisheries 2005; van Zyll de Jong *et al.* 2007; Hudy *et al.* 2008).

2.4.2 Factors influencing trends in fishery data

Our results showed that the decreased fishing success over the study period might partly explain the decrease in fishing yield and the increase in mean weight. The reduced of fishing yield is also attributable to the decrease in daily catch by anglers. The increase in average weight may result from compensatory mechanisms that occurred after the decrease of fish density. It has been reported that brook trout and other salmonid fishes may exhibit density-dependent responses that increase mean weight of fish such as growth when abundance is low (McFadden *et al.* 1967; Donald & Alger 1989; Hall 1991; Rieman & Myers 1992; Quinn *et al.* 1994; Elliott & Hurley 1998; Jenkins *et al.* 1999; Curry *et al.* 2003; Grant & Imre 2005; Lobon-Cervia 2007;

Grossman *et al.* 2012; Petty *et al.* 2014). There are other compensatory mechanisms, such as increased recruitment or fecundity, that could maintain long-term brook trout abundance (Donald & Alger 1989; Hall 1991; Curry *et al.* 2003). Donald and Alger (1989) stated that brook trout compensatory mechanisms should adequately maintain fish density and weight when the population is exploited at an annual rate of 20 %. Moreover, Hall (1991) concluded that a reduction in brook trout density would increase mean fish weight only if recruitment was reduced. A recruitment failure can be caused by habitat alterations and may explain the reduced abundance and the increased in fish size. However, we found no evidence that physical lake and landscape characteristics differed between declining or increasing populations, thus no obvious support in our results for the recruitment failure hypothesis. It is possible that fishing mortality was too high and that compensatory mechanisms were not sufficient to maintain fish abundance. Unfortunately, there are no growth, mortality, or recruitment data available to test these ideas. Furthermore, mean weight also increased in lakes where fishing success remained stable, showing that the increase in fish size was at least not completely due to decreased abundance. The mean size increase observed in our study may also be influenced by the increased growth due to a higher number of degree-days resulting from global warming (Ries & Perry 1995). The mean annual air temperature in southern Québec has increased by about 1°C between 1980 and 2010 (Service Info-Climat 2013).

The long-term exploitation of brook trout by recreational anglers seems to impact temporal trends in fishery data (fishing success, mean weight and fishing yield). We found that fishing success decreased even though fishing pressure decreased, showing that managers should continue to reduce angling efforts if they want to stop the decline in brook trout abundance. Many other studies have shown that high fishing pressure can reduce fish abundance (Olson & Cunningham 1989; Post *et al.* 2002; Almodóvar & Nicola 2004; Risley & Zydlewski 2010; Grossman *et al.* 2012), but only a few have reported on the long-term relationships between angling effort and fish abundance. The relationship between pressure trends and mean weight demonstrate that the increase in brook trout weight is also partly explained by the long-term decline in fishing effort.

Even though the relationship between mean fish size and angler effort is well known (Lewin *et al.* 2006), we find only one previous study concluding that a reduction in fishing mortality can lead to an increase in fish size (Dempson *et al.* 2004). This study showed that a drastic reduction in fishing pressure (the closure of Newfoundland's commercial Atlantic salmon fishery) has enhanced the abundance of large salmon. Another mechanism proposed by Donald and Alger (1989), who suggested that higher fishing mortality may have increased fish weight in a stunted population of brook trout by reducing intraspecific competition. Therefore, in our study, the increase in mean fish size seems to be linked to the reduction of fishing pressure. Temporal changes in fishing yield and fishing pressure were directly related. Angler effort can explain up to 96 % of fishing yield (Godbout & Peter 1988). However, our results showed that fishing yield decreased in lakes that had stable fishing pressure even though the mean weight of fish increased. This suggests that the long-term decrease in angling effort was not completely responsible for the decreased fishing yield and may reflect a decrease in the mean harvested biomass.

Stocking is a common management tool used for Québec brook trout populations (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune 2012b). Therefore, stocking may partly responsible for the “invisible collapse” of populations (Post *et al.* 2002). Further temporal analysis of stocking events in controlled wildlife areas of Québec revealed that stocking did not increase during the study period (data not showed). Our results suggest that high stocking frequency can offset the temporal changes in fishery data, thus fishery scientists and managers should always consider this variable when they evaluate the trends of a fishery. Even though many factors can impact the success of fish stocking (*e.g.*, fish size, number of fish, interspecific competition; see Kerr 2000), no data were available in our study to tested these factors. These results also confirm the findings of other studies showing that long-term stocking may improve or maintain the abundance for species of fish such as striped bass *Morone saxatilis* (Richards & Rago 1999), whitefish *Coregonus lavaretus* (Gerdeaux 2004), and walleye (Grant *et al.* 2004). Our study also suggests that high stocking frequency kept the mean weight of fish constant

through time while it was increasing for non-stocked populations. In contrast with our results, Grant *et al.* (2004) showed that frequent stocking can increase the average weight of fish. Our finding can be attributed to the introduction of numerous small fish that may positively increase total abundance but may also reduce mean fish size in the population. Our finding is also in close agreement with the previous hypothesis that suggested density-dependent compensatory mechanisms for brook trout populations. Thus, stocking can enhance fish density, but if habitat capacities are saturated, the fish growth will be reduced and mortality will increase (Cowx 1994). Evidence for negative impacts of stocking related to density-dependent factors have been reported for brook trout (Fraser 1972; 1978; Lachance & Magnan 1990; Kerr 2000) and other salmonid species (Kelly-Queen & Bracken 1989; Close & Anderson 1992; Bohlin *et al.* 2002). Moreover, our results indicate that stocked brook trout populations had higher average weight and fishing yield than non-stocked populations (Table 2). Thus, stocked populations are more stable than non-stocked populations and offer larger fish for more anglers. Even though past stocking management appears to be efficient, managers should also keep in mind the negative impacts of stocking which include parasites introduction, loss of genetic integrity, transmission of diseases, and increased predation by or competition with other species (Kerr 2000). Stocking should not become the easy short-term solution for brook trout recovery, and good stocking practices should be used to build up non-stocked populations. Finally, many previous studies have demonstrated that population recovery can be higher with reduced fishing mortality than with increased stocking, and they recommend that managers should not use stocking efficacy as an excuse to avoid conservation when the real problem is overexploitation (Casselman *et al.* 1996; Richards & Rago 1999).

The negative impacts of interspecific competition on brook trout abundance, growth, and survival are well known. Competitive species can reduce brook trout abundance, biomass, growth, survival, and age at maturity (Magnan 1988; Venne & Magnan 1995; Marschall & Crowder 1996; Magnan *et al.* 2005; Browne & Rasmussen 2012). Most competitor species in brook trout lakes in our study are cyprinids or

catostomids. Contrary to our expectations, competitive species had little effect on the temporal changes in fishery variables (Fig. 6). Although significant, there were only small differences in average Pearson's r value of weight and yield between allopatric and sympatric populations. Because of the large number of lakes considered in the study ($n=4155$), a statistical difference can be found even when two means are very close, thus the results obtained can be statistically significant but not biologically relevant. In addition, further analyses conducted with different levels of interspecific competition (*i.e.*, allopatric populations; brook trout and Cyprinidae; brook trout and Catostomidae; brook trout, Cyprinidae and Catostomidae) gave similar results and confirm that these competitive species don't affect long term trends in fishery data. These results disagree with those of Hudy *et al.* (2005), who concluded that exotic fish species (rainbow trout and brown trout) were the greatest threat to eastern brook trout populations. Although the competitor species considered in their study were mainly bigger competitors than catostomids and cyprinids, that are the main competitive species of populations studied here (Kerr & Grant 2000). The apparent lack of impact on temporal trends in fishery data can also be explained by the particular management of brook trout populations in exploited wildlife areas of Québec, for which overexploitation should mostly be avoided by setting annual quotas. Indeed, since the negative impacts of interspecific competition on brook trout populations are well known by managers, they usually assign a lower exploitation quota for sympatric lakes (mean = 19 brook trouts \cdot year $^{-1}\cdot$ ha $^{-1}$) than for allopatric lakes (43 brook trouts \cdot year $^{-1}\cdot$ ha $^{-1}$). We found that competitive species had a positive impact on mean fish size but a negative impact on mean fishing success and particularly on mean fishing yield (Table 2). The mean fishing yield of lakes with sympatric populations (2.6 kg \cdot ha $^{-1}$) was almost half that in lakes with allopatric populations (4.6 kg \cdot ha $^{-1}$); this is similar to what Magnan (1988) and Magnan *et al.* (2005) observed in southern Québec. Thus, sympatric populations were as stable as allopatric populations in time but were also less productive, so competitor species seemed to reduced fish biomass and abundance, but not impact temporal trends of brook trout populations.

Previous studies have stated that habitat alteration contributes to the decrease of North American fishes (Miller *et al.* 1989; Lassuy 1995). For brook trout, the Nova Scotia Department of Agriculture and Fisheries (2005), Hudy *et al.* (2008) and Schreiner *et al.* (2008) have all partly attributed the decline to habitat alteration. Our study shows that all eleven physical lake and landscape characteristics tested were statistically similar among lakes showing different trends in fishing success, weight, and yield (Table 3). Therefore, the habitats of declining populations are not different from those of increasing or stable populations. A potential reason explaining this result is the similarity of the studied lakes. Contrary to previous studies, most of the populations came from similar environments: small lakes, in boreal public forests between 0 and 1000 m of altitude with relatively low urbanization and no agriculture in the surrounding landscape (Table 4). Mean road density measured in this study ($3.6 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$) was higher than the maximum threshold value ($1.8 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$) for the intact populations identified by Hudy *et al.* (2008), although roads in the catchment areas of our lakes were mostly small and unpaved. It would be also interesting to test the impact of other variables (*e.g.*, habitat restoration, lake acidity, temperature, percentage of forest cover in the surrounding terrestrial landscape, oxygen) since these factors can also influence long-term changes in brook trout populations (Bérubé & Levesque 1998; Hudy *et al.* 2008; Stranko *et al.* 2008; Whiteway *et al.* 2010). Unfortunately, these data are not available in most of the lakes selected in this study. Impact of habitat on fishery data trends could have been hidden by the impact of more relevant variables such as fishing pressure and stocking. However, elsewhere in the province of Québec where habitats are supposed to be more affected by anthropogenic activities, habitat alteration has probably made a greater contribution to the decline of brook trout populations. Moreover, lake physical and landscape characteristics seem to have little impact on the mean value of fishery variables with low explanatory power (Table 4).

2.4.3 Usefulness of recreational catch data

To our knowledge, no previous study has used as much angling data over such broad spatial and temporal scales as this one. Recreational catch data have been found to be efficient for indicating the fishery status and temporal trends in fish populations (Olson & Cunningham 1989; Beard *et al.* 1997; Cooke *et al.* 2000; Mosindy & Duffy 2007; Jansen *et al.* 2013). Angling data may be influenced by many factors that could partially explain the observed trends in fishery data. For example, the drop in fishing success may be influenced by the decreased creel limits that were imposed during the study period. However, it is likely that the reduced creel limits set by fishery managers was a reaction to decreased fish abundance and do not, or only slightly influence trends in fishing success. An increase in voluntary catch and release practices may also affect results (*i.e.*, decrease fishing success and increase mean weight) but a national survey of recreational fishing in Canada showed that there has been no evident trend in catch and release of brook trout in Québec since 1990 (Fisheries and Oceans Canada 1992; 1997; 2002; 2007; 2012). The diminution of fishing success could have been emphasized by the diminution of the mean duration of a fishing day. Furthermore, the use of fishing success as an index of abundance should be applied with caution because many factors can affect catchability of fish, including fish density (Shuter *et al.* 1998; Hansen *et al.* 2000; Vandevalk *et al.* 2005; Erisman *et al.* 2011; Heermann *et al.* 2013; Ward *et al.* 2013). While Curry *et al.* (2003) showed that brook trout catchability is not density-dependent, van Zyll de Jong *et al.* (2007) indicated that the relationship between fishing success and abundance was not linear and that a substantial reduction in brook trout density would occur before fishing success is impacted. Instead that angling data are highly variable and may be influenced by angler's incorrect declarations or angler's behavior, the results of our study showed evident temporal trends in brook trout populations.

2.4.4 Implications for brook trout management in controlled wildlife areas of Québec

This study assessed the status and trends of the lacustrine brook trout recreational fishery in the controlled wildlife areas of Québec. Recreational catch data showed that mean fishing effort declined over the past 30 years and that anglers have recently been catching fewer but bigger fish. Temporal changes in fishery data were influenced by changes in fishing success, fishing pressure, and stocking, but only slightly by interspecific competition; no effect of habitat was found. In addition to recreational catch data, fishery managers should collect more standard experimental data to evaluate temporal trends of other population variables, such as age distribution, growth, mortality, recruitment, and size at maturity. Standard sampling could confirm previous hypotheses and help fishery managers to establish efficient regulations. Furthermore, the trends we observed are from brook trout populations in controlled wildlife territories. In these territories, recreational fishery is managed by annual exploitation quotas and populations are monitored. Therefore, our results may be a warning of a more striking decline that could be occurring over a larger scale in other Québec populations subjected to less monitoring and less severe regulations. It is difficult to conclude that brook trout populations are overexploited because fishing quality remains stable during the study period, but the reduction in abundance and the increase of fish size while angling effort has diminished indicate that brook trout status is at least of concern. Considering that the study range covers a large part of the brook trout's native range, our study confirms that eastern North American brook trout populations are declining. Changes observed in the brook trout recreational fishery over the last 30 years also suggest that brook trout do not seem resilient to fishing and highlight the need to enhance management strategies for this important sport fish.

CHAPITRE III

SYNTHÈSE DES DONNÉES RELATIVES À LA GESTION DE L'OMBLE DE FONTAINE DANS LES TERRITOIRES FAUNIQUES STRUCTURÉS DU QUÉBEC

3.1 MISE EN CONTEXTE

L'importante base de données utilisée pour ce projet a permis l'analyse de plusieurs aspects concernant l'exploitation en lac de l'omble de fontaine dans les territoires fauniques structurés du Québec. Puisque plusieurs de ces analyses touchent principalement les aspects appliqués de la gestion de l'omble de fontaine, elles ont été présentées dans ce troisième chapitre plutôt que dans l'article. Les sujets traités dans cette section sont notamment l'effort et la récolte totale de pêche, les limites de prises journalières, les territoires fauniques structurés (TFS), les régions administratives, les quotas annuels d'exploitation, le nombre d'heures pêchées par journée et d'autres indicateurs mesurés par des pêches expérimentales normalisées. Considérant que les aspects traités répondront sans doute à plusieurs interrogations, le mode de rédaction choisi consiste en un format de type question et réponse. Plusieurs résultats sont présentés seulement à titre informatif, sans discussion approfondie alors que d'autres aspects, plus pertinents à mon avis, ont été développés plus en profondeur.

3.2 RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.2.1 Est-ce que la récolte d'omble de fontaine a diminué dans les territoires fauniques structurés depuis 1980 ?

L'objectif de cette section est d'évaluer les changements temporels de la récolte et de l'effort de pêche à l'omble de fontaine dans les lacs en territoires fauniques structurés et de comparer ces changements avec ceux observés pour l'ensemble de la province. Les résultats des enquêtes sur la pêche récréative au Canada réalisées par Pêches et Océans Canada depuis 1990 ont révélé que le nombre total d'ombles de fontaine capturés au Québec a diminué progressivement au cours des 20 dernières années, passant de 29 millions de captures en 1990 à 16 millions en 2010 (Pêches et Océans Canada 1992; 1997; 2002; 2007; 2012). Cette observation peut en partie être expliquée par une diminution de 31 % de l'effort de pêche total au Québec (Pêches et Océans Canada 1992; 1997; 2002; 2007; 2012) ou bien par une diminution de l'intérêt des pêcheurs pour cette espèce. Afin de vérifier si la même tendance est présente dans

les TFS, une analyse de la récolte et de l'effort total depuis 1980 a été réalisée. Les lacs sélectionnés pour l'analyse sont ceux dont la série de données est complète pour la période de 1980 à 2009 (n=1 246). De ce fait, ces chiffres reflètent les tendances pour l'effort et la récolte des lacs sélectionnés, mais n'expriment pas les sommes totales pour tous les lacs en territoires fauniques structurés du Québec. La Figure 7 indique que la récolte d'omble de fontaine s'est élevée à 1,3 million de captures en 1980 et a graduellement décliné pour atteindre 790 000 de captures en 2009, soit une réduction de 39 %. D'un autre côté, l'effort de pêche a aussi baissé, mais dans une proportion moindre. Il est passé de 194 000 jours-pêche à 147 000 en 30 ans, ce qui correspond à une baisse de 24 %. Cependant, la durée d'un jour pêche a aussi diminué (voir section 3.2.6).

La réduction du nombre d'ombles de fontaine capturés a toutefois été plus marquée dans l'ensemble du Québec (diminution de 45 % sur 20 ans) que dans les territoires fauniques structurés (diminution de 39 % sur 30 ans). La diminution de l'effort de pêche total dans l'ensemble du Québec (32 % en 20 ans; toutes espèces confondues) a aussi été plus importante que dans les TFS (24 % en 30 ans). Ainsi, dans les lacs des TFS, l'effort et surtout la récolte totale de pêche ont diminué depuis 1980.

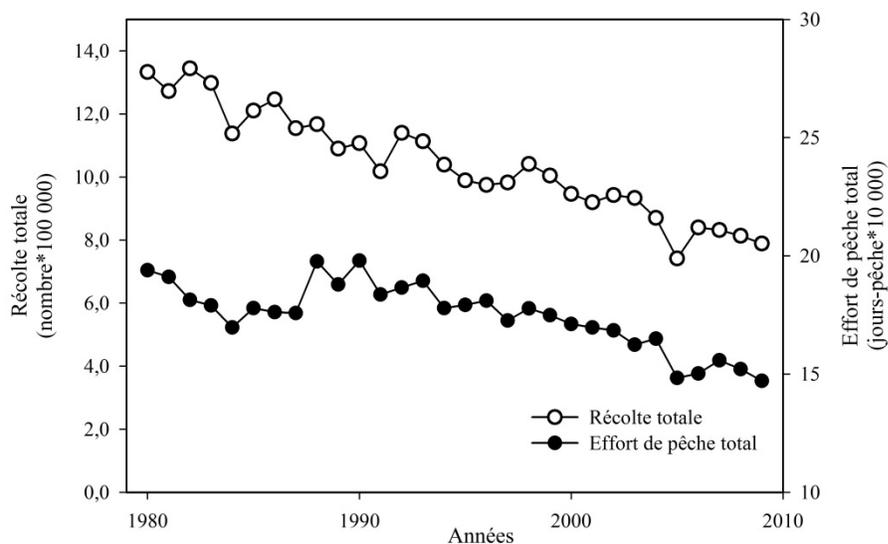


Figure 7. Récolte d’omble de fontaine et effort de pêche total pour les 1 246 lacs dont les séries de données sont complètes pour la période 1980 à 2009.

3.2.2 La réduction des limites de prise et de possession peut-elle expliquer la diminution du succès de pêche entre 1980 et 2009?

L’objectif de cette section est d’évaluer l’impact des changements de limites de prise et de possession (LPP) sur les tendances temporelles des indicateurs de pêche. Les LPP représentent le nombre de poissons maximum qu’un pêcheur peut conserver par jour selon la réglementation de pêche. Les LPP sont utilisées dans le but de restreindre l’effort de pêche (Radomski *et al.* 2001). Plusieurs études ont montré que les LPP se montrent généralement peu efficaces puisqu’elles sont souvent trop élevées par rapport au nombre moyen de poissons qu’un pêcheur capture par jour (Munger & Kraal 1997; Cook & Younk 1998; Fisheries and Oceans Canada 2000; Radomski *et al.* 2001; van Zyll de Jong *et al.* 2007). Au Québec, les changements de réglementations sont marqués par des LPP de plus en plus restrictives. Les LPP d’omble de fontaine ont décliné durant les 30 dernières années, et ce, pour un peu plus de la moitié des plans d’eau utilisés dans l’étude. La LPP moyenne pour l’ensemble des lacs utilisés dans l’étude est passée de ~17,5 en 1980 à ~14,5 en 2010, une réduction d’environ 17 %.

La figure 8 présente les valeurs moyennes du succès de pêche en fonction des principales limites de prise et de possession rencontrées. Les valeurs utilisées proviennent de la période entre 2005 et 2011 inclusivement et de différentes régions administratives.

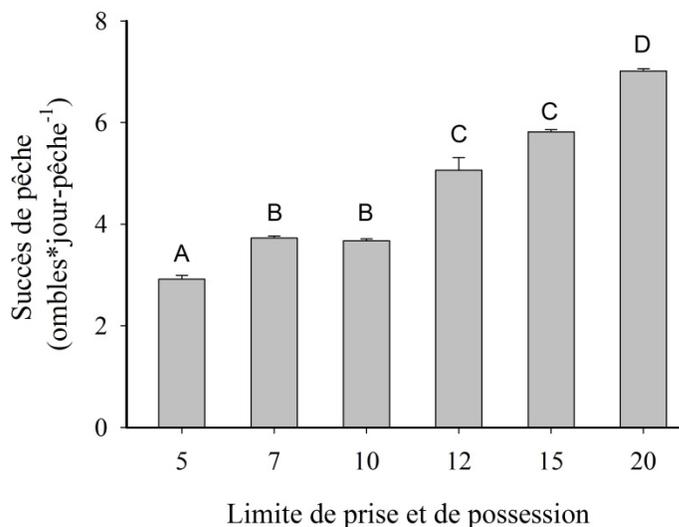


Figure 8. Valeurs moyennes du succès de pêche en fonction de 6 limites de prise et de possession. Les barres verticales représentent l'erreur type. Les lettres différentes indiquent une différence significative (HSD de Tukey).

La récolte moyenne par jour a été plus élevée lorsque la LPP était élevée également (ANOVA; $F_{5,19306} = 768,73$; $p < 0,001$). Les résultats ont indiqué que pour chaque augmentation de la LPP, le succès augmente d'environ 0,3 poisson par jour-pêche. Pour la région de la Capitale-Nationale, une relation similaire a été obtenue par Cantin (2000) qui a montré qu'une LPP plus élevée de 1 est associée à un succès de pêche plus élevé d'environ 0,25 poisson par jour-pêche. Cependant, peu d'études ont réellement évalué si une diminution de la LPP au fil des années peut entraîner une baisse du succès de pêche (Radomski *et al.* 2001). Généralement, une diminution importante des LPP entraîne une faible réduction du succès de pêche (Radomski *et al.* 2001). Afin de vérifier si les changements des LPP ont un impact sur les tendances observées, une comparaison des tendances temporelles a été réalisée entre deux groupes de lacs : ceux dont la LPP est restée stable pour la période étudiée et ceux dont la LPP a diminué.

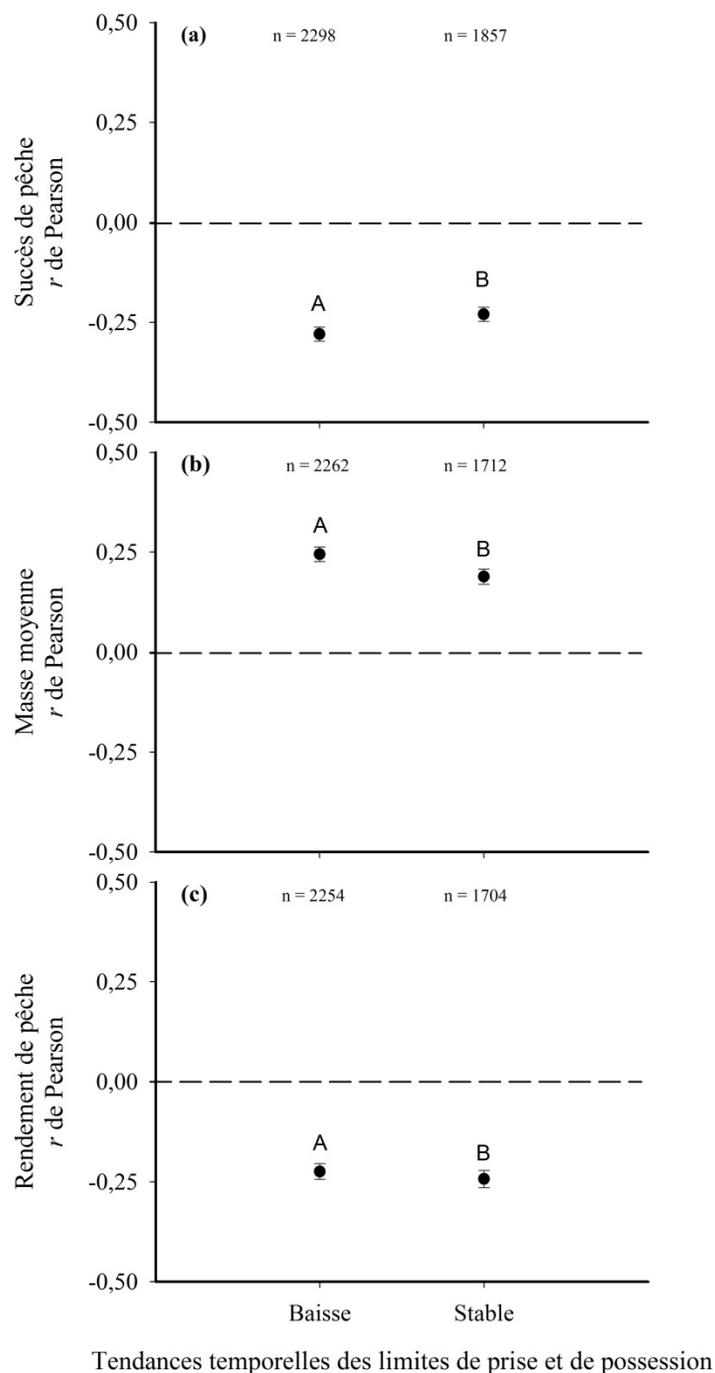


Figure 9. Valeurs moyennes des coefficients de r de Pearson entre les indicateurs de pêche et les années pour (a) le succès de pêche, (b) la masse moyenne et (c) le rendement de pêche en fonction des tendances temporelles des limites de prise et de possession. La lettre n indique le nombre de lacs dans chacun des groupes. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les valeurs affichant des lettres différentes sont statistiquement différentes (HSD de Tukey).

Les résultats ont confirmé que les plans d'eau dont la LPP a diminué présentent une corrélation plus importante entre le succès de pêche et les années ($r = -0,28 \pm 0,01$) que ceux dont la LPP est restée stable ($r = -0,23 \pm 0,01$; $F_{1,4153} = 13,84$; $p < 0,001$; Fig. 9). Afin de vérifier si le succès de pêche a décliné pour les populations dont la LPP est demeurée constante, l'effet global a été mesuré à partir d'une méta-analyse avec un modèle à effets aléatoires (Borenstein *et al.* 2009). Le modèle a calculé une corrélation négative significative entre le succès de pêche et les années ($Z = -21,15$; $p < 0,001$) pour les populations dont la LPP a été stable, révélant que la diminution du succès de pêche observée n'est pas entièrement attribuable à la diminution des LPP. En plus, il est possible que les gestionnaires aient réduit la LPP de certains lacs parce qu'une diminution du succès de pêche avait été préalablement observée. De surcroît, les résultats ont mis en évidence que pour les plans d'eau dont la LPP a été réduite, la corrélation entre la masse et les années a été plus importante ($F_{2,3972} = 5,21$; $p < 0,001$; Fig. 9) et la corrélation entre le rendement et les années a été plus faible ($F_{1,3956} = 27,10$; $p < 0,001$; Fig. 9) que pour les plans d'eau dont la LPP a été constante. Ces résultats vont de pair avec les relations entre les tendances du succès de pêche et celles de la masse et du rendement, présentées au chapitre deux.

3.2.3 Est-ce que l'état des populations diffère selon le type de territoire faunique ?

L'objectif de cette section est de comparer les tendances temporelles et les valeurs moyennes des indicateurs de pêche en fonction des territoires fauniques structurés. Les données utilisées proviennent de 4 parcs nationaux, 10 réserves fauniques et 41 zecs. Dans les réserves, les lacs sont souvent attribués par tirage au sort aux pêcheurs et le nombre d'embarcations par plan d'eau peut être limité ce qui permet de répartir les pêcheurs sur le territoire et au cours de la saison de pêche. Pour leur part, les parcs nationaux visent généralement une gestion plus axée sur la conservation que l'exploitation de la ressource. Dans les zecs, l'accès aux plans d'eau est usuellement ouvert à tous et ainsi, l'effort de pêche peut être plus inégalement réparti entre les plans d'eau et durant la saison de pêche que dans les réserves fauniques. L'exploitation des

poissons dans les zecs est gérée en partie par les usagers (Pearse & Wilson 1999; Carrière & Lequin 2009) alors que dans les réserves et les parcs elle est en partie gérée par la Société des établissements de plein air du Québec (SÉPAQ). Puisque la gestion des ressources halieutiques diffère entre chacun des types de territoires, les tendances temporelles ainsi que les valeurs moyennes de chacun des indicateurs ont été comparées en fonction de ceux-ci. Les valeurs moyennes ont été calculées en faisant la moyenne des indicateurs par lac, et puis en faisant la moyenne de ces valeurs par territoire. Les parcs nationaux ont affiché le meilleur succès ainsi que le meilleur rendement, contrairement aux zecs qui ont montré les plus faibles valeurs (Table 5). La masse des ombles a été moins élevée dans les parcs que dans les deux autres territoires (Table 5).

Table 5. Valeurs moyennes des trois indicateurs de pêches sportives (succès de pêche, masse moyenne et rendement) en fonction des territoires fauniques structurés. Les valeurs entre parenthèses indiquent l'erreur type.

Territoires	Succès de pêche (HPUE)	Masse moyenne (g)	Rendement de pêche (kg/ha)
Parcs	8,2 (0,32)	125,5 (9,22)	4,9 (0,31)
Réserves	7,0 (0,09)	173,6 (2,80)	3,8 (0,10)
Zecs	6,5 (0,05)	170,6 (2,37)	3,6 (0,08)

Les tendances temporelles des variables de pêche varient en fonction des territoires fauniques structurés (Fig. 10). Contrairement aux résultats attendus, les valeurs négatives moyennes du coefficient r de Pearson pour le succès et le rendement de pêche ont été moins élevées dans les zecs que dans les deux autres territoires. La corrélation négative entre le succès de pêche et les années a été significativement plus forte dans les parcs que dans les réserves fauniques et encore plus que dans les zecs (Fig. 10a). Les résultats pour la masse sont inverses, les réserves fauniques ont affiché une corrélation positive moyenne plus élevée que les zecs (Fig. 10b). Les tendances de la masse pour les parcs ne différaient pas de celles des deux autres territoires (Fig. 10b). Le

rendement a été à la baisse pour les trois territoires, avec une corrélation négative plus élevée dans les parcs et les réserves fauniques (Fig. 10c)

Rapport-Gratuit.com

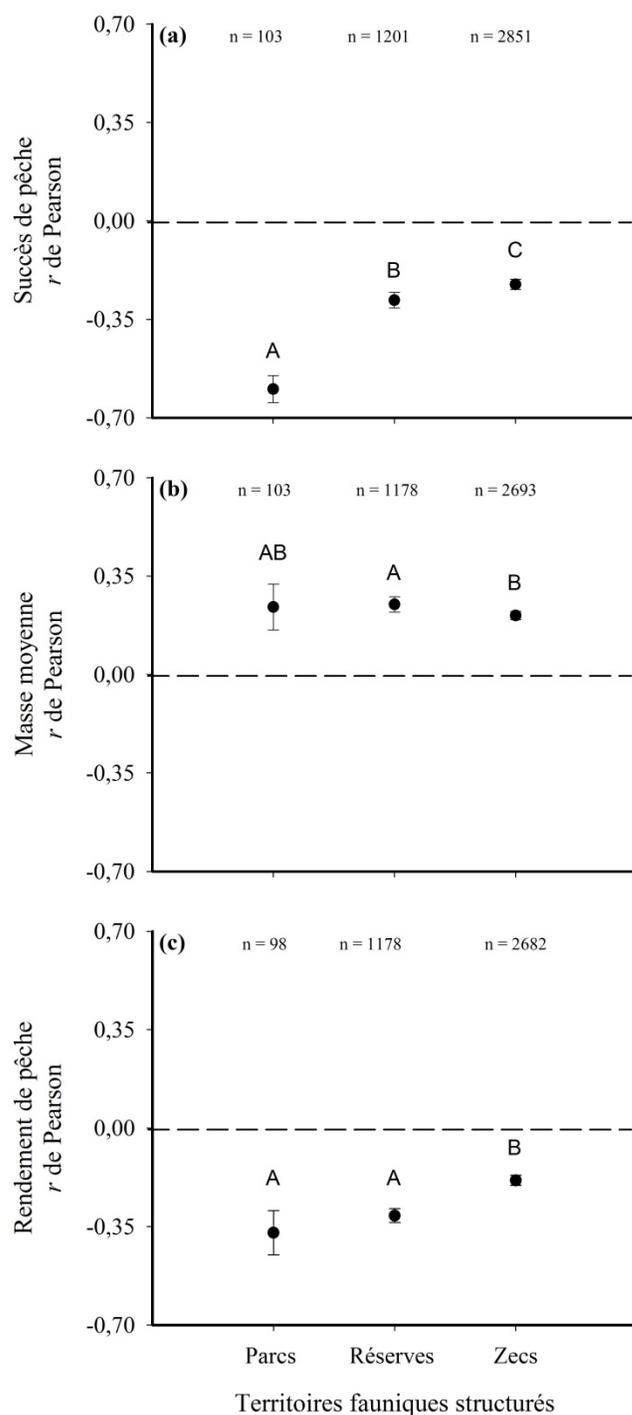


Figure 10. Valeurs moyennes des coefficients de r de Pearson entre les indicateurs de pêche et les années pour (a) le succès de pêche, (b) la masse moyenne et (c) le rendement de pêche en fonction des territoires fauniques structurés. La lettre n indique le nombre de lacs dans chacun des groupes. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les valeurs affichant des lettres différentes sont statistiquement différentes (HSD de Tukey).

Les différences obtenues peuvent en partie être expliquées par des changements de réglementation. En effet, pour les parcs et les réserves fauniques, la limite de prises journalières moyenne est passée de 25 ombles•jour-pêche⁻¹ à la fin des années 1960 à une moyenne de 12 en 2010. Cette importante modification des LPP a pu entraîner une plus importante baisse du succès de pêche, sans pour autant que l'abondance de poissons ait diminué davantage. Dans les zecs, la diminution de la LPP moyenne a été moins prononcée. La LPP correspondait à 20 ombles•jour-pêche⁻¹ en 1978 alors qu'elle était de 17 en moyenne en 2010. D'ailleurs, une partie des lacs qui font aujourd'hui partie d'un parc national faisait autrefois partie d'une réserve faunique ou d'une zec, ce qui peut également expliquer les résultats obtenus. Il s'avère donc plausible que la diminution plus prononcée du succès et du rendement dans les parcs s'explique par une diminution plus marquante de la LPP pendant la période d'étude ou par un changement de territoires. Toutefois, pour la période entre 1985 et 2010, d'autres analyses réalisées dans le cadre de ce projet ont indiqué que la diminution du succès de pêche dans les parcs a été plus prononcée que dans les deux autres territoires, et ce, même si les diminutions de LPP y ont été sensiblement les mêmes. En plus, la plupart des plans d'eau dans les parcs n'ont pas étéensemencés pendant la période étudiée. À la lueur de ces résultats, il est difficile de statuer sur l'efficacité d'un territoire par rapport à un autre. Toutefois, les résultats n'appuient pas la perception populaire voulant que les populations d'omble de fontaine dans les zecs présentent un plus important déclin que celles dans les réserves fauniques et encore plus que celles dans les parcs.

3.2.4 Est-ce que les tendances temporelles diffèrent entre les régions administratives ?

L'objectif de cette section est de comparer les valeurs moyennes ainsi que les tendances temporelles des indicateurs de pêche entre les différentes régions administratives puisque la gestion des populations d'omble de fontaine peut différer d'une région à l'autre. En plus, la productivité des populations est susceptible de varier entre les régions, dues notamment à la variation de température, à la nature géologique et forestière du territoire, à son utilisation, à la composition des communautés de

poissons, aux ensemencements et à la pression de pêche. La région de l'Abitibi-Témiscamingue a présenté le plus faible succès ($1,8 \text{ omble} \cdot \text{jour-pêche}^{-1}$) contrairement à la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean qui a affiché le plus haut ($7,2 \text{ ombles} \cdot \text{jour-pêche}^{-1}$; Table 6). D'autre part, la masse moyenne des poissons a aussi été la plus élevée en Abitibi-Témiscamingue avec 467 g contre 141 g pour la région de la Capitale-Nationale. Pour le rendement, la région du Bas-Saint-Laurent s'est démarquée avec un rendement élevé de $6,2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ en moyenne alors que le rendement le plus faible, $2,2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, est trouvé en Abitibi-Témiscamingue. Pour toutes les régions à l'exception du Bas-Saint-Laurent pour le rendement de pêche et de l'Outaouais ($n=7$), les variables de pêche ont suivi la tendance temporelle mise en évidence dans l'ensemble des TFS, c'est-à-dire, le succès de pêche et le rendement à la baisse ainsi que la masse à la hausse (Figure 11).

Table 6. Valeurs moyennes des trois indicateurs de pêches sportives (succès de pêche, masse moyenne et rendement) en fonction des régions administratives. Les valeurs entre parenthèses indiquent l'erreur type.

Régions administratives	Succès (HPUE)	Masse (g)	Rendement ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)
Bas-Saint-Laurent (01)	5,7 (0,16)	168,5 (9,92)	6,2 (0,61)
Saguenay-Lac-Saint-Jean (02)	7,2 (0,08)	141,6 (2,53)	3,0 (0,09)
Capitale-Nationale (03)	6,5 (0,08)	141,0 (2,31)	4,6 (0,10)
Mauricie (04)	6,6 (0,10)	237,7 (4,07)	3,2 (0,16)
Outaouais (07)	3,5 (0,48)		
Abitibi-Témiscamingue (08)	1,8 (0,08)	467,1 (20,54)	2,2 (0,21)
Côte-Nord (09)	7,1 (0,14)	159,2 (5,17)	3,8 (0,14)

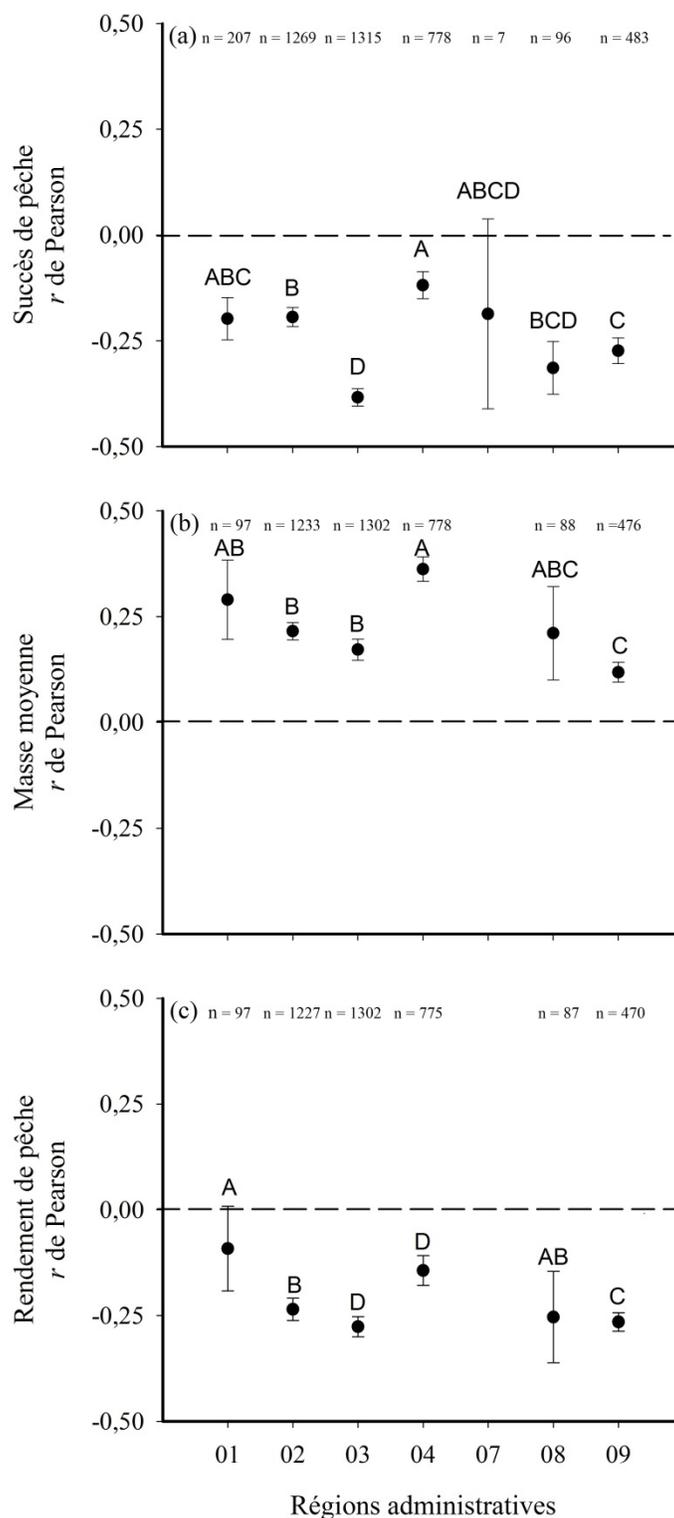


Figure 11. Valeurs moyennes des coefficients de r de Pearson entre les indicateurs de pêche et les années pour (a) le succès de pêche, (b) la masse moyenne et (c) le rendement de pêche en fonction des régions administratives. La lettre n indique le nombre de lacs dans chacun des groupes. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les valeurs affichant des lettres différentes sont statistiquement différentes (HSD de Tukey).

3.2.5 Les quotas annuels d'exploitation sont-ils efficaces ?

L'objectif de cette section est d'évaluer sommairement l'efficacité des quotas annuels d'exploitation sur les tendances temporelles des variables de pêche. Les territoires fauniques structurés offrent une approche unique en matière de gestion des pêches en utilisant des quotas annuels d'exploitation. Ceux-ci représentent une forme active de gestion qui permet de limiter la récolte et l'effort total de poissons en interdisant l'exploitation lorsque le quota est atteint (Radomski 2003). De plus, les quotas permettent de distribuer l'effort de pêche entre les plans d'eau (Post & Parkinson 2012). L'application de ce type de réglementation pour des pêches récréatives est quasi unique, étant généralement utilisée pour l'exploitation commerciale (Radomski 2003). Cependant, cette mesure de gestion peut aussi se montrer inefficace puisque les populations peuvent subir de grandes fluctuations naturelles et que l'établissement de seuils adéquats de récolte est souvent difficile (Radomski 2003). En territoire libre (en dehors des territoires fauniques structurés), la réglementation (*i.e.* limites de prises journalières, saisons de pêche et longueurs de taille) ne permet pas de limiter l'effort et la récolte total de pêche (Radomski 2003).

Pour l'omble de fontaine en lac dans les territoires fauniques structurés du Québec, les quotas sont calculés à partir de différentes formules qui tiennent généralement compte de la profondeur moyenne du lac et des espèces compétitives présentes (Samson 1973; Vézina 1978; Dumont *et al.* 1982). Les quotas peuvent ensuite subir un réajustement par les gestionnaires suite à l'évaluation des indicateurs de pêche. L'objectif des quotas est d'exploiter les populations au rendement maximal soutenu (Ricker 1980). L'efficacité de ces quotas a été peu évaluée depuis leur instauration. Cependant, l'étude de Godbout et Peters (1988) a estimé que les méthodes de calculs employées donnent des valeurs de rendement deux fois trop élevées pour un lac sur quatre.

Les données de quota étaient disponibles pour 3 952 lacs. Toutefois, pour certains plans d'eau, les données étaient disponibles seulement que pour une partie de la

série de données (*e.g.*, : 15 années de disponibles sur un total de 20 années de données de pêche sportive). Une des variables utilisées est l'atteinte du quota. Lorsque le nombre de poissons capturés a été égal ou plus élevé que le quota, celui-ci est considéré comme atteint. Le taux d'exploitation moyen, représenté par le nombre de captures divisé par le quota en nombre, a aussi été évalué.

La figure 12 montre que le quota moyen par plan d'eau (en nombre) a été réduit pour la période 1980 à 2009, passant d'environ 1 150 à 700 poissons par année. Parmi les 3 952 lacs dont les données de quota étaient disponibles, 1 020 n'ont jamais atteint leur limite annuelle fixée pendant la période étudiée, soit environ 26 % des lacs. Cette information révèle que ces plans d'eau n'ont pas été exploités à leur pleine capacité ou bien que les quotas fixés étaient trop élevés et surestimaient la production réelle des populations. En moyenne, les quotas ont été atteints une année sur cinq pour tous les types de territoire alors que le taux moyen d'exploitation avoisine 65 % (Figure 14). Les résultats des figures 13 et 14 suggèrent que la proportion de plans d'eau qui ont atteint leur quota et le taux d'exploitation moyen ont diminué entre 1980 et 2009. Donc, même si les quotas ont diminué pendant la période étudiée, ils sont tout de même de moins en moins souvent atteints.

Dans les réserves fauniques, la faible proportion de lacs qui ont atteint leur quota aurait pu être expliquée par la répartition des pêcheurs entre les plans d'eau imposée par les gestionnaires. Néanmoins, les quotas ont significativement (ANOVA; $F_{2,3949} = 20,27$; $p < 0,001$) plus souvent été atteints dans les réserves fauniques (21 % du temps), que dans les zecs (17 %) et les parcs (14 %), ce qui réfute l'hypothèse précédente. Aussi, le taux d'exploitation moyen dans les réserves fauniques a tourné autour de 71 %, une valeur non significativement différente des parcs (70 %), mais différente des zecs (63 %), qui différaient eux aussi des parcs (ANOVA : $F_{2,3949} = 42,18$; $p < 0,001$). Les lacs en sympatrie n'ont pas atteint davantage leur quota que ceux en allopatrie (ANOVA : $F_{1,2719} = 0,921$; $p = 0,377$), et ce, même si leur quota était en moyenne deux fois moins élevé.

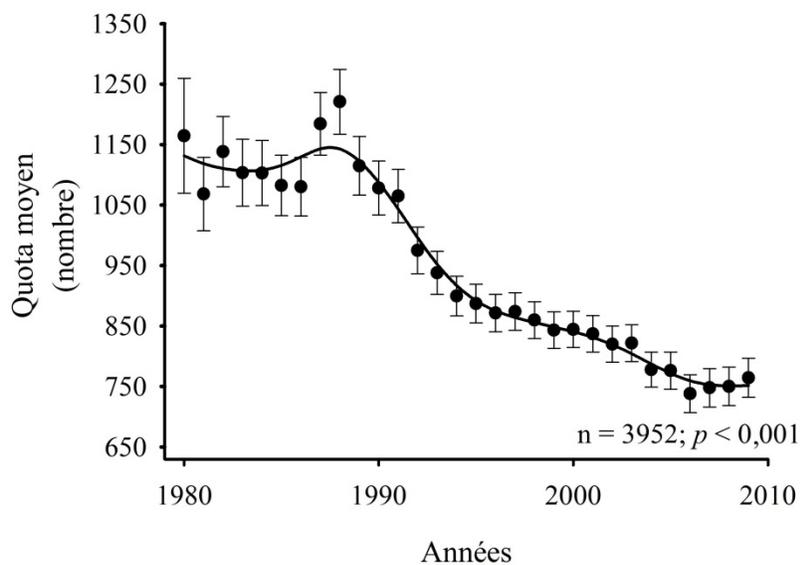


Figure 12. Tendances temporelles du quota moyen (en nombre) d’omble de fontaine de 1980 à 2009. Les barres verticales représentent l’erreur type. La ligne lisse est un lissage par une fonction spline fit, $\lambda = 10$. La valeur de p indique le résultat de la régression linéaire. La lettre n indique le nombre de lacs utilisés.

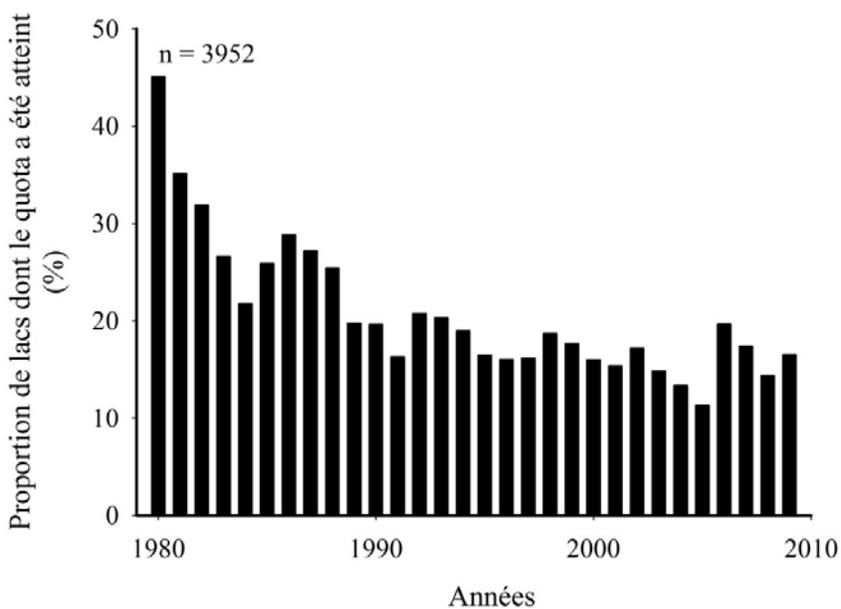


Figure 13. Tendances temporelles de la proportion de lacs dont le quota a été atteint de 1980 à 2009. La lettre n indique le nombre de lac utilisés.

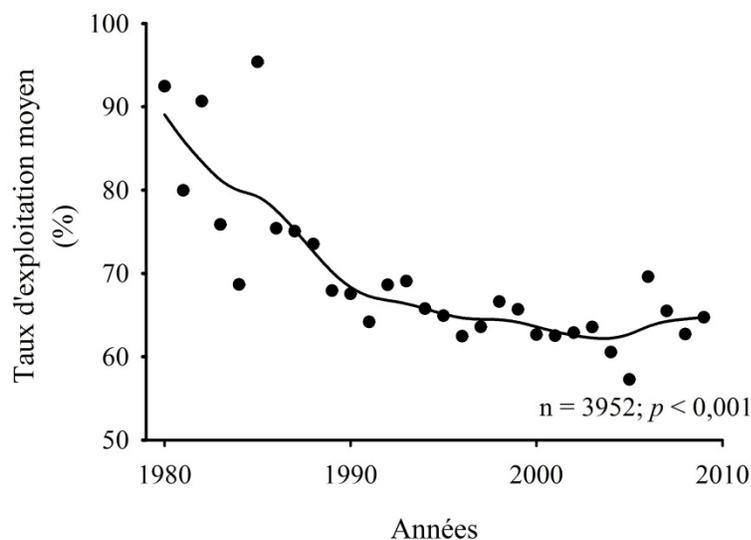


Figure 14. Tendances temporelles du taux d'exploitation moyen (nombre de poissons capturés $\cdot 100 \cdot \text{quota}^{-1}$) de 1980 à 2009. Les barres verticales représentent l'erreur type. La ligne lisse est un lissage par une fonction spline fit, $\lambda = 10$. La valeur de p indique le résultat de la régression linéaire. La lettre n indique le nombre de lacs utilisés.

Afin de vérifier l'efficacité des quotas, les valeurs moyennes des corrélations entre les indicateurs et le temps ont été comparées, à partir d'analyses de sous-groupes, en fonction de la fréquence (%) de quota atteint groupée en quatre classes : [0-25 %],]25-50 %],]50-75 %] et]75-100 %]. Seulement 30 % des populations ont atteint leur quota plus d'une année sur quatre, 7 % plus d'une année sur deux et 1 % plus de trois années sur quatre. Puisque la proportion de plans d'eau qui ont été fermés à la suite de l'atteinte du quota est faible, il est supposé que ceux-ci sont trop élevés et contrôlent donc peu l'effort total de pêche. Toutefois, les résultats de la figure 15 montrent que les indicateurs de pêche des lacs qui ont atteint fréquemment le quota fixé ont été stables, contrairement aux autres, indiquant que cette mesure de gestion a été efficace pour certains plans d'eau. Il est tout de même justifié de remettre en question les méthodes de calculs actuelles des quotas et l'efficacité de ceux-ci dans les territoires fauniques structurés du Québec.

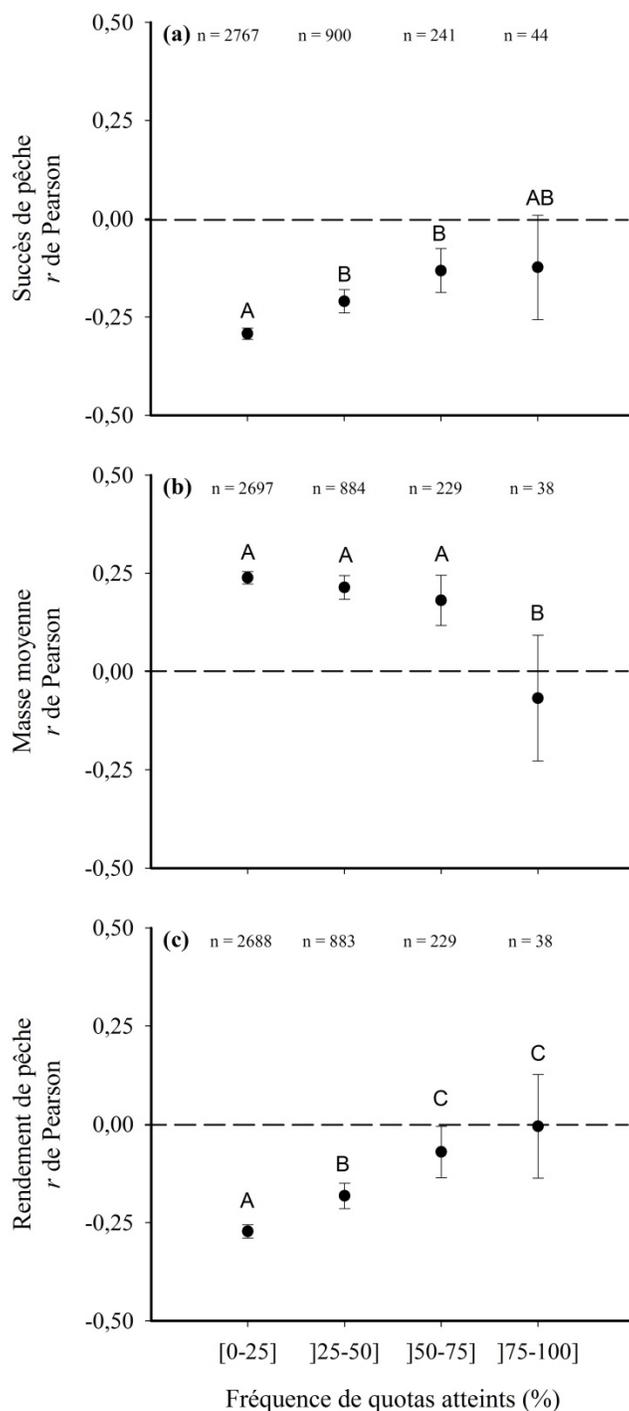


Figure 15. Valeurs moyennes des coefficients de r de Pearson entre les indicateurs de pêche et les années pour (a) le succès de pêche, (b) la masse moyenne et (c) le rendement de pêche en fonction de la fréquence de quotas atteints. La lettre n indique le nombre de lacs dans chacun des groupes. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les valeurs affichant des lettres différentes sont statistiquement différentes (HSD de Tukey).

3.2.6 Le nombre moyen d'heures pêchées par journée a-t-il diminué depuis 1980 ?

L'objectif de cette section est d'évaluer s'il y a eu une diminution du nombre d'heures moyen d'heure de pêche par journée et d'estimer l'impact de ce changement sur les tendances temporelles des indicateurs de pêche. Une des hypothèses concernant la diminution du succès de pêche observée au chapitre 2 est que cette diminution est en partie attribuable à une réduction du temps de pêche dans une journée. Dans le but de vérifier cette hypothèse, il a été possible d'obtenir des données d'effort de pêche en heure pour 1 192 lacs parmi les zecs de la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean pour la période 1989-2009 et pour 328 lacs parmi les réserves fauniques de la région de la Mauricie pour la période 1980-2009. La figure 16 présente le nombre moyen d'heures de pêche par jour en fonction des années dans les deux ensembles de données.

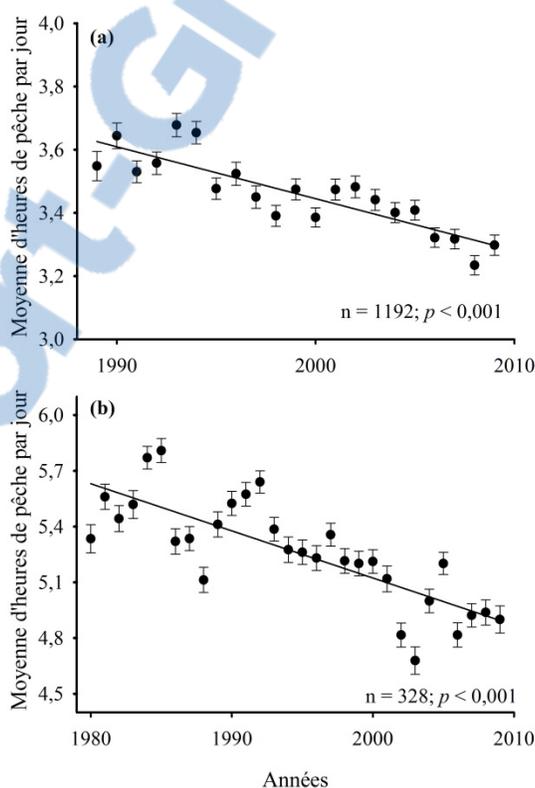


Figure 16. Tendances temporelles de la moyenne d'heure de pêche par jour de 1980 à 2010 dans (a) les zecs du Saguenay-Lac-Saint-Jean et (b) les réserves fauniques de la Mauricie. Les barres verticales représentent l'erreur type. La valeur de p et la ligne noire indiquent le résultat de la régression linéaire. La lettre n indique le nombre de lacs utilisés.

Dans les zecs du Saguenay-Lac-Saint-Jean, le nombre moyen d'heures de pêche par jour a diminué de 3,6 à 3,3, soit une diminution de 8 % (19 minutes) sur 20 ans ($F_{1,19} = 54,71$; $p < 0,001$; Fig. 16a). Dans les réserves fauniques de la Mauricie, une baisse de 12,5 % (45 minutes) sur 30 ans est observée, soit de 5,6 à 4,9 heures par jour ($F_{1,28} = 45,99$; $p < 0,001$; Fig. 16b). La diminution s'est montrée plus importante dans les réserves fauniques de la Mauricie que dans les zecs du Saguenay-Lac-Saint-Jean. D'ailleurs, le nombre d'heures de pêche par jour a été significativement (ANOVA; $F_{1,1518} = 2088,52$; $p < 0,001$) plus élevé dans les réserves fauniques ($5,3 \pm 0,04$) que dans les zecs ($3,5 \pm 0,02$).

Afin d'évaluer si la diminution observée du succès de pêche dans le chapitre 2 est attribuable à une diminution du nombre d'heures de pêche, des régressions linéaires entre les valeurs moyennes du succès de pêche (calculé à partir de l'effort en heure et en jour) et les années ont été réalisées. Le succès, calculé à partir de l'effort en jour-pêche, a décliné significativement dans les réserves fauniques de la Mauricie ($F_{1,28} = 25,97$; $p < 0,001$) et dans les zecs du Saguenay-Lac-Saint-Jean ($F_{1,19} = 25,94$; $p < 0,001$). Pour les zecs, la diminution du succès de pêche a été moins prononcée lorsque celui-ci a été calculé à partir de l'effort de pêche en heure plutôt qu'en jour de pêche ($F_{1,19} = 5,32$; $p < 0,033$). Pour les réserves fauniques, le succès de pêche est stable lorsque calculé à partir de l'effort en heure ($F_{1,28} = 2,83$; $p < 0,104$). Ces deux derniers résultats suggèrent que le déclin du succès de pêche présenté au chapitre 2 est en partie causé par une diminution du nombre moyen d'heures de pêche par jour puisque la baisse du succès de pêche est moins importante ou nulle lorsque celui-ci est calculé en heure-pêche plutôt qu'en jour-pêche.

Puisqu'il est supposé que le succès calculé en heure-pêche présente une plus grande variabilité que celui calculé en jour pêche, les coefficients de variation ($100 \cdot \text{écart-type} \cdot \text{moyenne}^{-1}$) du succès de pêche ont été calculés pour chaque lac et comparés entre les différents modes de calculs. Pour les réserves fauniques, l'analyse a confirmé que le succès calculé avec l'effort en heure par lac ($CV = 0,514$) était plus

variable que celui calculé à partir de l'effort en jour ($CV = 0,426$; ANOVA : $F_{1,654} = 29,32$; $p < 0,001$). Pour les zecs, la variabilité est la même selon que l'effort en mesuré en heure ($CV = 0,409$) ou en jour ($CV = 0,403$; ANOVA; $F_{1,2382} = 0,52$; $p = 0,470$). Ainsi, il est possible que le maintien temporel du succès observé dans les réserves fauniques, lorsque celui-ci est calculé à partir de l'effort en heure, soit dû à une plus importante variabilité des données qui réduit la capacité à détecter un changement dans le temps.

Bien que la diminution du nombre d'heures de pêche par journée soit faible, celle-ci est susceptible d'expliquer un pourcentage considérable de la baisse du succès observée au chapitre 2. Les calculs suivants ont été effectués afin d'évaluer ce pourcentage. Pour l'échantillon provenant des zecs du Saguenay-Lac-Saint-Jean, l'analyse temporelle des données montre que le succès a baissé de $1,12 \text{ ombles} \cdot \text{jour} \cdot \text{pêche}^{-1}$ en 20 ans alors que les pêcheurs pêchent en moyenne 19 minutes de moins par jour. Considérant que dans cet échantillon, le succès de pêche moyen est de $2,01 \text{ ombles} \cdot \text{heure} \cdot \text{pêche}^{-1}$, la diminution du temps pêché dans une journée peut expliquer une diminution d'environ 50 % du succès, soit $0,67$ poisson de moins par jour sur 20 ans. Pour l'échantillon provenant des réserves fauniques de la Mauricie, la récolte moyenne par jour a diminué de $1,26 \text{ ombles} \cdot \text{jour} \cdot \text{pêche}^{-1}$ sur 30 ans alors que les adeptes pêchent en moyenne 45 minutes de moins par jour. Puisque dans les réserves fauniques le succès moyen est de $0,88 \text{ ombles} \cdot \text{heure} \cdot \text{pêche}^{-1}$, la diminution du temps de pêche dans une journée peut aussi expliquer environ 50 % de la diminution, soit $0,66$ poisson en moins par jour de pêche sur 30 ans. En conclusion, la diminution du temps de pêche par journée peut justifier environ la moitié de la diminution du succès de pêche observée. Cependant, des analyses plus complètes devraient être effectuées, notamment en utilisant davantage de données provenant d'autres régions du Québec.

3.2.7 Est-ce que l'état des populations est bien représenté par données de pêche sportive?

L'objectif de cette section est d'évaluer les relations entre les indicateurs de pêche sportive et ceux mesurés lors des pêches expérimentales à l'omble de fontaine. La pêche récréative sélectionne les poissons en fonction de leur âge, leur comportement, leur taille et leur sexe (Lewin *et al.* 2006; Sutter *et al.* 2012). Ainsi, les suivis de pêche sportive peuvent fournir un portrait biaisé de l'état d'une population (Heermann *et al.* 2013). À l'inverse, les données provenant de pêches expérimentales normalisées, réalisées de façon aléatoire, sont généralement plus représentatives de l'état des populations (Bonar & Hubert 2002; Branch *et al.* 2011; Service de la faune aquatique 2011). Ainsi, les relations entre les données de pêche sportive et expérimentale ont été analysées. Seulement les relations pertinentes et significatives ont été présentées. Le format de la relation (linéaire, racine, etc.) a été sélectionné en fonction de la distribution des résidus et de la valeur du R^2 .

Les données de pêches expérimentales ont été amassées lors de différents inventaires normalisés à l'omble de fontaine (Service de la faune aquatique 2011), réalisés par le ministère responsable de la faune depuis 1988. Au total, 67 plans d'eau ont été utilisés. Pour les données de pêche expérimentale, l'abondance de poissons a été mesurée en captures par nuit-filet (CPUE) et la biomasse a été mesurée en biomasse (kg) par nuit-filet (BPUE). Pour les données de pêche sportive, les valeurs utilisées proviennent d'une moyenne du succès ou du rendement de pêche pour les 5 années entourant la pêche expérimentale (2 ans avant, l'année de la pêche et 2 ans après). L'importante variabilité interannuelle dans les résultats de pêche sportive a justifié cette décision.

Il a été possible d'établir une relation entre le succès de pêche et la racine carrée de l'abondance mesurée par les pêches expérimentales ($R^2 = 0,555$; $p < 0,001$). La courbe représentée à la figure 17a peut être décrite par l'équation suivante :

$$\text{Succès de pêche} = \sqrt[2]{5,40 + 0,87 \cdot CPUE} \quad (1)$$

Une relation entre le carré du succès et la biomasse a aussi été identifiée ($R^2 = 0,375$; $p < 0,001$; Fig. 17b). L'équation 2 décrit la courbe obtenue :

$$\text{Succès de pêche} = \sqrt[2]{4,53 + 10,42 \cdot BPUE} \quad (2)$$

Les résultats ont donc montré que le succès de pêche représente mieux l'abondance d'omble de fontaine que la biomasse. Toutefois, les relations décrites sont de type non-linéaires, le succès tend à plafonner lorsque l'abondance ou la biomasse sont élevées. Des conclusions similaires ont été obtenues pour huit lacs d'ombles de fontaine à Terre-Neuve par van Zyll de Jong *et al.* en 2007. L'abondance peut également expliquer le carré du rendement moyen ($R^2 = 0,617$; $p < 0,001$). La relation présentée à la figure 17c peut être décrite par l'équation qui suit :

$$\text{Rendement de pêche} = \sqrt[2]{-4,15 + 0,71 \cdot CPUE} \quad (3)$$

Finalement, il a été possible de décrire une relation linéaire entre la biomasse d'omble de fontaine et le rendement moyen ($R^2 = 0,599$; $p < 0,001$; Fig. 17d). Cette relation peut être exprimée par l'équation 4. Ainsi, le rendement constitue un indicateur intéressant pour la biomasse et l'abondance d'omble de fontaine.

$$\text{Rendement de pêche} = -0,13 + 1,36 \cdot BPUE \quad (4)$$

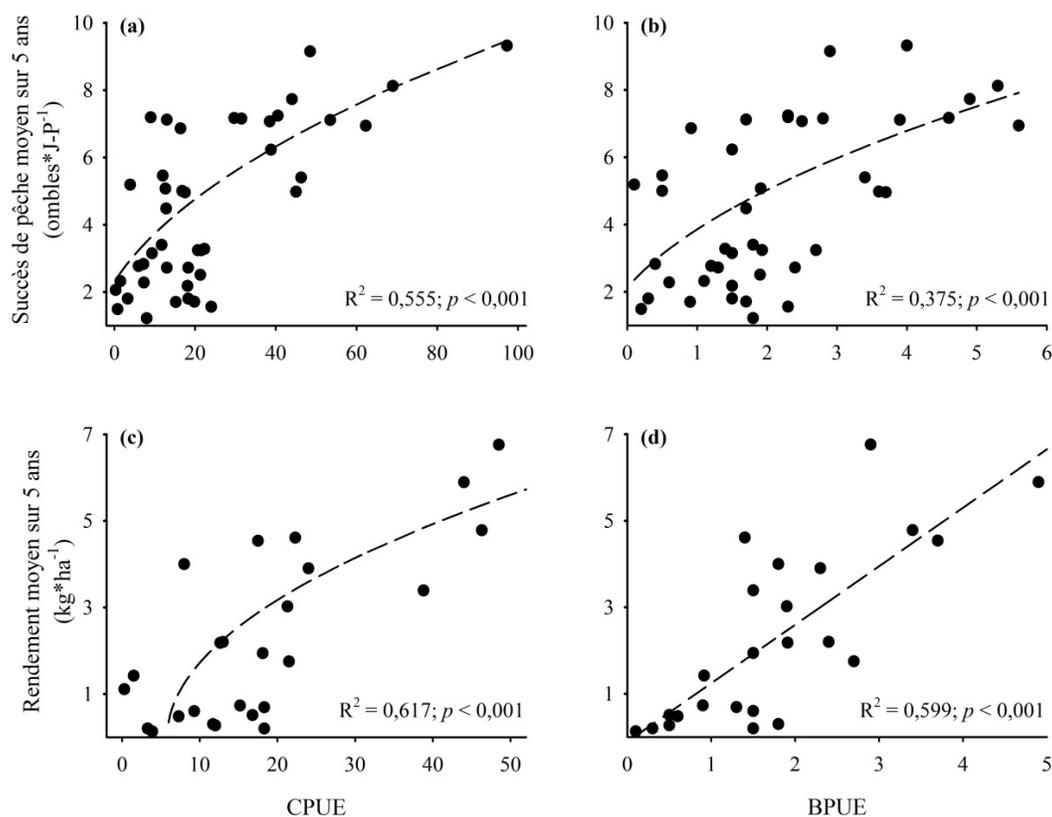


Figure 17. Relations entre les indicateurs de pêche sportive et les données de pêche expérimentales normalisées à l'omble de fontaine; a) le succès de pêche en fonction des CPUE; b) le succès de pêche en fonction de la BPUE; c) le rendement de pêche en fonction des CPUE; d) le rendement en fonction de la BPUE. Les lignes pointillées représentent les meilleurs ajustements par moindres carrés. Les valeurs de R^2 et de p indique le résultat des régressions.

Il est généralement assumé que le succès de pêche est linéairement relié à la densité de poissons, à condition que la capturabilité (la proportion de la population récoltée par effort de pêche) soit constante (voir équation 5; Ricker 1980). Par contre, les poissons grégaires comme l'omble de fontaine sont concentrés dans des habitats précis. Ces comportements non aléatoires couplés à l'habileté des pêcheurs qui tentent activement de localiser les poissons peuvent entraîner une relation non linéaire entre le succès de pêche et la densité de poissons (Lewin *et al.* 2006). Dans un tel cas, la capturabilité peut varier en fonction de la densité des poissons. Si la capturabilité augmente alors que le nombre d'individus s'amointrit, le taux de mortalité causé par la pêche augmentera à mesure que l'abondance de poisson diminue, ce qui peut accélérer

la vitesse de déclin d'une population (Post 2013). Par conséquent, le suivi des pêcheries à partir du succès de pêche risque d'entraîner une surexploitation des populations et de contribuer à un « effondrement invisible » tel que décrit par Post *et al.* (2002). Ce phénomène a été mis en évidence pour plusieurs espèces de poissons sportifs (Shuter *et al.* 1998; Vandevalk *et al.* 2005; Erisman *et al.* 2011; Ward *et al.* 2013). Puisque les dernières analyses ont montré que la relation entre le succès de pêche et l'abondance de poisson est non-linéaire (Figure 17a), la relation entre la capturabilité et l'abondance, décrite par l'équation 5, a été testée.

$$\frac{C}{F} = q \frac{N}{A} \quad (5)$$

La lettre C représente les captures par les pêcheurs, F l'effort de pêche, q la capturabilité, N le nombre de poissons dans le plan d'eau et A la superficie. Dans le but de déterminer si la capturabilité de l'omble de fontaine varie en fonction de l'abondance, le modèle non linéaire suivant a été testé.

$$\text{HPUE} = \alpha(\text{CPUE})^{\beta+1} \quad (6)$$

Dans ce modèle, le succès moyen sur 5 ans (HPUE) représente les captures par unité d'effort. La densité de poisson est exprimée par l'abondance mesurée lors des inventaires normalisés à l'omble de fontaine (CPUE). La lettre β exprime le degré de courbature de la relation entre HPUE et CPUE (Peterman & Steer 1981). La lettre α est une estimation du paramètre q lorsque $\beta = 0$ et donc que la relation entre le succès de pêche et l'abondance est linéaire (Peterman & Steer 1981). De ce fait, une valeur de β différente de 0 exprime une relation non linéaire entre le succès et la densité de poisson et donc, d'une capturabilité dépendante de la densité. En transformant l'équation 6 par l'application de logarithme, il devient possible d'estimer les paramètres à partir d'une régression linéaire simple :

$$\text{Log}_e(\text{HPUE}) = \text{Log}_e(\alpha) + (\beta + 1) \cdot \text{Log}_e(\text{CPUE}) \quad (7)$$

Dans l'équation numéro 7, l'ordonnée à l'origine correspond à $\log_e(\alpha)$ et la pente à $(\beta+1)$. Afin de déterminer si la valeur de β est différente de 0, la valeur de t a été calculée à partir de l'équation 8 (Quinn & Keough 2002).

$$t = \frac{\text{Pente observée} - \text{Pente spécifiée}}{\text{erreur - type de la pente observée}} \quad (8)$$

La pente observée correspond à la valeur de $\beta+1$ et la pente spécifiée correspond à la valeur 0. La régression linéaire sur le modèle transformé en logarithme a révélé que la valeur de β , est significativement différente de 0, indiquant que la capturabilité varie en fonction de la densité ($t= 10,94$, $df = 41$, $p < 0,001$). La relation entre la capturabilité et l'abondance est exprimée par l'équation suivante :

$$q = 0,54 (\text{CPUE})^{-0,70} \quad (9)$$

Par conséquent, la capturabilité de l'omble de fontaine diminue avec la densité de poissons (Fig. 18).

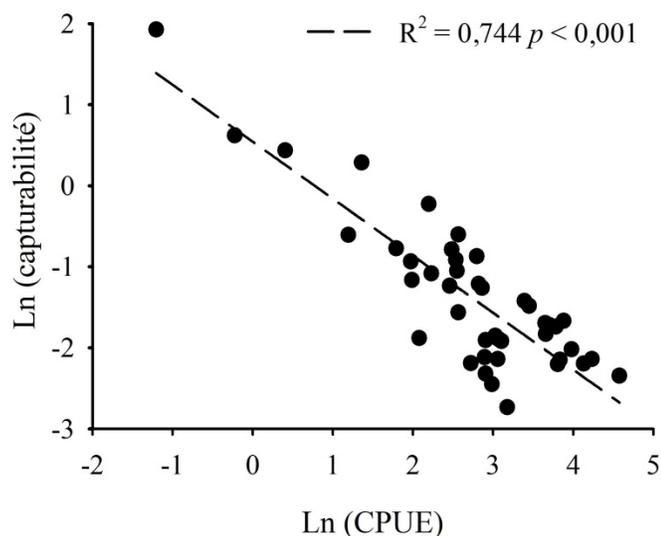


Figure 18. Relation entre le logarithme naturel de la capturabilité et le logarithme naturel des CPUE mesurées lors des pêches expérimentales normalisées à l'omble de fontaine. La ligne pointillée représente le meilleur ajustement par la méthode des moindres carrés. Les valeurs de R^2 et de p indique le résultat de la régression linéaire.

La proportion de la population récoltée par effort de pêche est plus élevée lorsque la densité est faible. Il en résulte alors un état d'hyperstabilité tel que décrit par Erisman *et al.* (2011). Cet état d'hyperstabilité peut contribuer à l'effondrement invisible des pêcheries puisque le succès de pêche peut être élevé même lorsque l'abondance est faible (Ward *et al.* 2013). Ce résultat s'est avéré contraire à ce qui avait été démontré par Curry *et al.* (2003). Ces derniers n'ont trouvé aucune relation entre l'abondance d'omble de fontaine en lac et la capturabilité. Nos résultats suggèrent donc que l'abondance pourrait décliner dans le temps sans qu'aucune baisse du succès de pêche ne soit détectée. Ainsi, l'utilisation du succès de pêche comme unique indicateur pourrait empêcher les gestionnaires de détecter ou de prévenir un effondrement imminent des populations (Erisman *et al.* 2011). En conséquence, les tendances temporelles mesurées dans la présente étude (Chapitre 2, Figure 2) sont potentiellement conservatrices.

Il a été démontré dans plusieurs articles que la capturabilité peut augmenter lorsque la superficie d'un plan d'eau diminue puisque la répartition des poissons dans un plan d'eau est inégale et que les poissons peuvent s'avérer davantage faciles à capturer par les pêcheurs dans les petits lacs (Winters & Wheeler 1985; Goddard *et al.* 1987; Hansen *et al.* 2000). Par contre, d'autres études ont montré qu'il n'y a aucune relation entre la superficie d'un lac et la capturabilité du doré jaune et du grand brochet (Hansen *et al.* 2000; Mogensen *et al.* 2014). Par conséquent, la relation entre la capturabilité (q) de l'omble de fontaine et la superficie (A) du plan d'eau a aussi été testée à partir du modèle non linéaire suivant (Winters & Wheeler 1985):

$$q = \alpha A^{-\beta} \quad (9)$$

Lorsque $\beta = 1$, la capturabilité varie de façon linéaire avec la superficie alors que lorsque $\beta = 0$, il n'y a aucune relation entre les deux paramètres. L'équation 9 a été testée à partir du modèle transformé suivant :

$$\text{Log}_e(q) = \text{Log}_e(\alpha) - \beta \text{Log}_e(A) \quad (10)$$

Dans le modèle ci-dessus, l'ordonnée à l'origine est représentée par $\log_e(\alpha)$ et la pente par β . La régression linéaire s'est avérée non significative ($t = -1,42$; $df = 41$; $p = 0,163$), et donc β n'est pas significativement différent de 0. De ce fait, il n'y a aucune relation entre la capturabilité et la superficie des plans d'eau étudiés pour l'omble de fontaine.

CHAPITRE IV

CONCLUSION GÉNÉRALE

Rapport-Gratuit.com

Puisque l'omble de fontaine est le poisson d'intérêt sportif le plus exploité de la province, il était nécessaire d'évaluer l'état des pêcheries récréatives et également de décrire leurs changements durant les 30 dernières années. En outre, l'objectif de ce projet consistait à évaluer l'impact de plusieurs variables biologiques, géographiques et anthropiques sur les changements temporels des populations lacustres d'omble de fontaine dans les territoires fauniques structurés. De plus, plusieurs aspects appliqués concernant la gestion de l'omble de fontaine dans ces territoires ont été examinés.

Dans les TFS, la pression de pêche à l'omble de fontaine en lac ainsi que les quotas annuels d'exploitation ont fortement diminué au cours des dernières années. Ainsi, on aurait pu s'attendre à ce que l'état des populations se montre temporellement stable ou même qu'il s'est amélioré au cours des précédentes décennies. Les résultats de l'étude ont pourtant dénoté que le succès de pêche et le rendement ont baissé pendant la période étudiée alors que la masse moyenne des ombles a augmenté. Ces observations viennent appuyer une longue liste d'études qui ont mis en évidence le déclin de plusieurs espèces de poissons pêchés (*e.g.*, Olson & Cunningham 1989; Cook & Younk 1998; Beard & Kampa 1999; Young *et al.* 1999; Almodóvar & Nicola 2004; Grant *et al.* 2004; Deroba *et al.* 2007; Lehtonen *et al.* 2009; Poulet *et al.* 2011). Pour l'omble de fontaine, les populations lacustres dans les TFS du Québec semblent suivre une tendance à la baisse similaire à plusieurs autres populations de l'est de l'Amérique du Nord (Pearse 1988; Nova Scotia Department of Agriculture and Fisheries 2005; Hudy *et al.* 2005; Wisconsin Department of Natural Resources & U.S Fish and Wildlife Service 2005; Ontario Ministry of Natural Resources 2007; van Zyll de Jong *et al.* 2007; Hudy *et al.* 2008; Stranko *et al.* 2008). Par conséquent, cette étude confirme que l'état des populations l'omble de fontaine est préoccupant dans la quasi-totalité de son aire de répartition.

L'étude de plusieurs facteurs influençant l'omble de fontaine à long terme a permis de mieux comprendre la dynamique temporelle des populations et également d'identifier des variables importantes à considérer dans la gestion de l'espèce. Les résultats ont notamment exposé qu'une augmentation de l'effort de pêche a entraîné une plus grande

diminution de l'abondance de poissons et une augmentation moins importante de la masse moyenne. D'ailleurs, cette diminution d'abondance a été généralement accompagnée d'une hausse de la masse, un phénomène en partie explicable par une réaction dépendante de la densité chez cette espèce. Les variables de pêche se sont montrées plus constantes lorsque la fréquence des ensemencements était plus élevée confirmant que les ensemencements peuvent réduire une diminution du succès et du rendement de pêche. Il s'avère alors nécessaire de considérer les données des programmes d'ensemencement lors de l'évaluation de l'état des pêcheries. Un résultat étonnant de cette étude est le faible impact de la compétition interspécifique sur les changements des indicateurs de pêche à long terme, et ce, même si le succès et le rendement étaient moins élevés en présence d'espèces compétitives. Cette observation aurait pu être expliquée par des quotas beaucoup moins élevés en présence d'espèces compétitives. Pourtant, les limites annuelles d'exploitation sont aussi souvent atteintes pour les populations sympatriques que celles allopatriques. Les populations sympatriques étudiées ne couvrent cependant qu'une partie des types de sympatrie rencontrés au Québec (*e.g.*, omble de fontaine et doré, omble de fontaine et touladi). Un autre résultat inattendu est la similarité entre les caractéristiques physiques des lacs et des bassins versants des populations en déclin, stables (sans tendance) et à la hausse. Il est possible cependant que l'impact de l'habitat ait été confondu par d'autres facteurs (*e.g.*, pression de pêche, ensemencement). Néanmoins, les données ont indiqué que la qualité de l'habitat ne représente pas le principal facteur expliquant le déclin des populations lacustres d'omble de fontaine dans les TFS du Québec.

Le présent mémoire n'a pas permis de conclure sur l'efficacité de gestion d'un territoire faunique par rapport à un autre. Toutefois, les résultats ont infirmé l'hypothèse selon laquelle les populations des zecs afficheraient un déclin plus marqué que celles des réserves fauniques et encore plus que celles des parcs nationaux. Les analyses ont aussi révélé que même si les quotas annuels d'exploitation ont diminué pendant la période d'étude, le nombre de plans d'eau qui ont été exploités jusqu'à l'atteinte du quota s'est amoindri d'année en année. Ainsi, puisque ceux-ci ont été trop peu atteints, ils s'avèrent peu efficaces pour contrer le déclin des populations.

Dans le but d'évaluer si les données d'exploitation sont représentatives de l'état des populations, le succès et le rendement de pêche ont été comparés aux données d'abondance et de biomasse mesurées par les inventaires normalisés. Les deux variables de pêche testées représentent des estimateurs intéressants de l'abondance et de la biomasse de poissons. Toutefois, la capturabilité de l'omble de fontaine est plus élevée lorsque la densité de poissons est faible. Par conséquent, les tendances temporelles observées pourraient sous-estimer une diminution plus importante de l'abondance. Une capturabilité inverse à la densité indique que les populations d'omble de fontaine sont sensibles à la surexploitation et que l'espèce n'est pas totalement résiliente. Ces derniers résultats ont bien révélé l'importance de coupler le suivi de pêche récréative aux données des pêches expérimentales.

Ce travail de maîtrise consiste en un portrait global et actuel de l'état de l'omble de fontaine dans les lacs des territoires fauniques structurés du Québec et montre aux pêcheurs et gestionnaires que la situation de l'espèce est préoccupante et que la gestion actuelle n'est pas complètement efficace. Toutefois, la diminution de l'abondance couplée à l'augmentation de la masse fait en sorte que la qualité de pêche a peu diminué pendant la période étudiée. L'indice de qualité de pêche, qui représente la masse de poisson récoltée en moyenne par pêcheur en une journée est passée de $875,04 \text{ g}\cdot\text{jour-pêche}^{-1}$ en 1980 à $738,18 \text{ g}\cdot\text{jour-pêche}^{-1}$ en 2010, une diminution d'environ 16 % en 30 ans. Ainsi, l'analyse montre que l'abondance et la taille moyenne des ombles ont changé au fil des années, sans pour autant avoir un impact considérable sur le panier du pêcheur.

Les données analysées représentent uniquement les populations lacustres des territoires fauniques structurés. L'état des populations en territoire libre est peu connu. Néanmoins, puisque la gestion et la réglementation se trouvent à être généralement moins restrictives en territoire libre et que le suivi des populations y est quasi inexistant, on estime que les populations de ces territoires se trouvent dans un état similaire ou pire. Ainsi, considérant que cette espèce correspond à près de 50 % des captures de poissons sportifs de la province, il est nécessaire d'établir des stratégies de gestion efficaces à long terme.

Différentes avenues peuvent être envisagées afin d'améliorer les mesures de gestion actuelles. Des systèmes plus efficaces d'acquisition de données pourraient être utilisés. Par exemple, un système qui permettrait d'enregistrer les données par pêcheur, par date. Ainsi, il serait possible d'évaluer la proportion de pêcheurs qui atteigne la limite de prise journalière ainsi que d'évaluer l'évolution du succès de pêche au fil d'une saison. Les limites de prises journalières devraient être évaluées afin de bien comprendre leur efficacité à restreindre la mortalité par la pêche et, si nécessaire, être réajustées. Il est nécessaire de trouver de nouvelles méthodes pour calculer les quotas annuels d'exploitation afin que ceux-ci deviennent plus efficaces ainsi que de définir des points de référence biologiques tels qu'un seuil de mortalité ou de pression de pêche afin d'éviter la surexploitation de l'espèce. Un programme d'inventaire ichthyologique récurrent permettrait entre autres de mesurer l'efficacité des mesures de gestions, d'évaluer la qualité des habitats et d'obtenir une somme de variables populationnelles nécessaire à une évaluation plus complète de l'état des populations, telles que la croissance, la mortalité, la fécondité, etc. En plus, un tel programme pourrait permettre d'effectuer un suivi de la ressource en territoire libre.

L'approche méta-analytique employée ainsi que l'utilisation d'une importante base de données d'exploitation (> 4 000 lacs) ont permis d'évaluer les tendances de l'omble de fontaine dans les TFS du Québec et de mettre en évidence leur état préoccupant. En effet, il s'avère souvent nécessaire d'utiliser une approche à grande échelle avec beaucoup de données lorsque l'on désire évaluer les stocks de poissons dû à la grande variabilité spatiotemporelle des populations (Radomski *et al.* 2001; Dauwalter *et al.* 2009). L'étude a confirmé que l'utilisation de données de pêche récréatives pour évaluer l'état d'une pêcherie est une pratique efficace (Olson & Cunningham 1989; Beard *et al.* 1997; Cooke *et al.* 2000; Mosindy & Duffy 2007; Jansen *et al.* 2013). Malgré que les données de pêche sportive présentent une importante variabilité interannuelle et qu'elles peuvent être influencées par les comportements des pêcheurs (*e.g.*, : des déclarations inexacts des résultats de pêche), le projet a tout de même permis d'identifier des changements temporels évidents des indicateurs de pêche. Plusieurs travaux font mention du manque de données temporelles de pêche sportive (*e.g.*, Radomski *et al.* 2001; Cooke & Cowx 2006). Post *et al.*

(2002) affirme même que les données nécessaires pour définir l'état des pêcheries sportives du Canada n'existent pas. Au Québec, les territoires fauniques structurés permettent la récolte de ces données et d'établir l'état général d'une bonne partie des populations de poissons exploités. L'étude vient donc renforcer la nécessité d'utiliser un système unique d'acquisition de données pour la faune aquatique au Québec afin de faciliter notamment la réalisation de bilans fauniques et de bien évaluer l'efficacité des différentes mesures de gestion.

RÉFÉRENCES

- Allan, J. D., R. Abell, Z. E. B. Hogan, C. Revenga, B. W. Taylor, R. L. Welcomme, K. Winemiller. 2005. Overfishing of inland waters. *BioScience* 55: 1041-1051.
- Almodóvar, A., G. G. Nicola. 2004. Angling impact on conservation of Spanish stream-dwelling brown trout *Salmo trutta*. *Fisheries Management and Ecology* 11: 173-182.
- Anderson, M. J., R. N. Gorley, K. R. Clarke. 2008. PERMANOVA for PRIMER: guide to software and statistical methods. PRIMER-E. 214 p.
- Arlinghaus, R., T. Mehner, I. G. Cowx. 2002. Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. *Fish and Fisheries* 3: 261-316.
- Arnqvist, G., D. Wooster. 1995. Meta-analysis: synthesizing research findings in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 236-240.
- Beard, T. D., S. W. Hewett, Q. Yang, R. M. King, S. J. Gilbert. 1997. Prediction of angler catch rates based on walleye population density. *North American Journal of Fisheries Management* 17: 621-627.
- Beard, T. D., J. M. Kampa. 1999. Changes in bluegill, black crappie, and yellow perch populations in Wisconsin during 1967–1991. *North American Journal of Fisheries Management* 19: 1037-1043.
- Bérubé, P., F. Levesque. 1998. Effects of forestry clear-cutting on numbers and sizes of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), in lakes of the Mastigouche wildlife reserve, Québec, Canada. *Fisheries Management and Ecology* 5: 123-137.
- Biro, P. A., C. Beckmann, M. S. M. Ridgway. 2008. Early microhabitat use by age 0 year brook charr (*Salvelinus fontinalis*) in lakes. *Journal of Fish Biology* 73: 226-240.
- Bohlin, T., L. F. Sundström, J. I. Johnsson, J. Höjesjö, J. Pettersson. 2002. Density-dependent growth in brown trout: effects of introducing wild and hatchery fish. *Journal of Animal Ecology* 71: 683-692.
- Bonar, S. A., W. A. Hubert. 2002. Standard sampling of inland fish: benefits, challenges, and a call for action. *Fisheries* 27: 10-16.
- Borenstein, M., L. V. Hedges, J. P. T. Higgins, H. R. Rothstein. 2009. Introduction to meta-analysis. Wiley. 421 p.

- Branch, T. A., O. P. Jensen, D. Ricard, Y. Ye, R. Hilborn. 2011. Contrasting global trends in marine fishery status obtained from catches and from stock assessments. *Conservation Biology* 25: 777-786.
- Browne, D. R., J. B. Rasmussen. 2012. Rapid response of brook trout to removal of its intraguild prey, yellow perch. *Environmental Biology of Fishes* 95: 915-926.
- Cantin, M. 2000. Situation de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) dans la région de la Capitale-Nationale. Direction de l'aménagement de la faune de la Capitale-Nationale. Société de la faune et des parcs du Québec. Québec. 76 p.
- Carrière, J.-B., M. Lequin. 2009. Gouvernance des territoires fauniques au Québec. *Revue Gouvernance* 6: 1-23.
- Casselman, J. M., E. J. Crossman, C. J. Robinson. 1996. Assessing sustainability of trophy muskellunge fisheries. Conference proceedings: Managing Muskies in the '90s. Kemptville.
- Chamberlain, C. B., W. A. Hubert. 1996. Factors affecting brook trout populations in lakes and reservoirs in Wyoming. *Journal of Freshwater Ecology* 11: 301-309.
- Chu, C., C. K. Minns, N. E. Mandrak. 2003. Comparative regional assessment of factors impacting freshwater fish biodiversity in Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 624-634.
- Clausen, D. 1993. A survey of protected areas management by state and provincial fish and wildlife agencies in western states and provinces. *Natural Areas Journal* 13: 204-214.
- Close, T. L., C. S. Anderson. 1992. Dispersal, density-dependent growth, and survival of stocked steelhead fry in Lake Superior tributaries. *North American Journal of Fisheries Management* 12: 728-735.
- Coleman, F. C., W. F. Figueira, J. S. Ueland, L. B. Crowder. 2004. The impact of United States recreational fisheries on marine fish populations. *Science* 305: 1958-1960.
- Cook, M. F., J. A. Younk. 1998. A historical examination of creel survey from Minnesota's lakes and streams. Minnesota department of Natural Resources. St. Paul. 58 p.
- Cooke, S. J., I. G. Cowx. 2004. The role of recreational fishing in global fish crises. *BioScience* 54: 857-859.
- Cooke, S. J., I. G. Cowx. 2006. Contrasting recreational and commercial fishing: searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biological Conservation* 128: 93-108.

- Cooke, S. J., W. I. Dunlop, D. Macclennan, G. Power. 2000. Applications and characteristics of angler diary programmes in Ontario, Canada. *Fisheries Management and Ecology* 7: 473-487.
- Cote, D., B. K. Adams, K. D. Clarke, M. Langdon. 2011. Salmonid biomass and habitat relationships for small lakes. *Environmental Biology of Fishes* 92: 351-360.
- Cowx, I. G. 1994. Stocking strategies. *Fisheries Management and Ecology* 1: 15-30.
- Creque, S. M., E. S. Rutherford, T. G. Zorn. 2005. Use of GIS-derived landscape-scale habitat features to explain spatial patterns of fish density in Michigan rivers. *North American Journal of Fisheries Management* 25: 1411-1425.
- Curry, R. A., C. Brady, G. E. Morgan. 2003. Effects of recreational fishing on the population dynamics of lake-dwelling brook trout. *North American Journal of Fisheries Management* 23: 35-47.
- Dauwalter, D. C., F. J. Rahel, K. G. Gerow. 2009. Temporal variation in trout populations: implications for monitoring and trend detection. *Transactions of the American Fisheries Society* 138: 38-51.
- Dempson, J. B., M. F. O'Connell, C. J. Schwarz. 2004. Spatial and temporal trends in abundance of Atlantic salmon, *Salmo salar*, in Newfoundland with emphasis on impacts of the 1992 closure of the commercial fishery. *Fisheries Management and Ecology* 11: 387-402.
- Deroba, J. J., M. J. Hansen, A. N. Nate, J. M. Hennessy. 2007. Temporal profiles of walleye angling effort, harvest rate, and harvest in northern Wisconsin lakes. *North American Journal of Fisheries Management* 27: 717-727.
- Dextrase, A., N. Mandrak. 2006. Impacts of alien invasive species on freshwater fauna at risk in Canada. *Biological Invasions* 8: 13-24.
- Donald, D. B., D. J. Alger. 1989. Evaluation of exploitation as a means of improving growth in a stunted population of brook trout. *North American Journal of Fisheries Management* 9: 177-183.
- Dumont, P., J. Talbot, R. Vézina, P. Dulude, G. Lamontagne. 1982. *Compte-rendu de l'atelier sur la gestion de l'omble de fontaine au Québec*. Direction générale de la faune. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Duchesnay. 207 p.
- Elliott, J. M., M. A. Hurley. 1998. Population regulation in adult, but not juvenile, resident trout (*Salmo trutta*) in a lake district stream. *Journal of Animal Ecology* 67: 280-286.
- Erisman, B. E., L. G. Allen, J. T. Claisse, D. J. Pondella, E. F. Miller, J. H. Murray. 2011. The illusion of plenty: hyperstability masks collapses in two recreational fisheries

- that target fish spawning aggregations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 1705-1716.
- Fisheries and Oceans Canada. 1992. 1990 Survey of recreational fishing in Canada. Economic Analysis and Statistics. Strategic Policy. Resource Management. Ecosystems and Fisheries Management. Ottawa. 146 p.
- Fisheries and Oceans Canada. 1997. 1995 Survey of recreational fishing in Canada. Economic Analysis and Statistics. Strategic Policy. Resource Management. Ecosystems and Fisheries Management. Ottawa. 122 p.
- Fisheries and Oceans Canada. 2000. Brook trout, in Indian Bay brook, Newfoundland and Labrador. Stock Status Report F2-01. Newfoundland Region. Science, Oceans and Environnement branch. Department of Fisheries and Oceans. 9 p.
- Fisheries and Oceans Canada. 2002. 2000 Survey of recreational fishing in Canada. Economic Analysis and Statistics. Strategic Policy. Resource Management. Ecosystems and Fisheries Management. Ottawa. 184 p.
- Fisheries and Oceans Canada. 2007. 2005 Survey of recreational fishing in Canada. Economic Analysis and Statistics. Strategic Policy. Resource Management. Ecosystems and Fisheries Management. Ottawa. 56 p.
- Fisheries and Oceans Canada. 2012. 2010 Survey of recreational fishing in Canada. Economic Analysis and Statistics. Strategic Policy. Resource Management. Ecosystems and Fisheries Management. Ottawa. 34 p.
- Fraser, J. M. 1972. Recovery of planted brook trout, splake, and rainbow trout from selected Ontario lakes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 29: 129-142.
- Fraser, J. M. 1978. Comparative recoveries of planted yearling and fall-fingerling brook trout (*Salvelinus fontinalis*) from Ontario lakes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 35: 391-396.
- Gerdeaux, D. 2004. The recent restoration of the whitefish fisheries in Lake Geneva: the roles of stocking, reoligotrophication and climate change. *Annales Zoologici Fennici* 41: 181-189.
- Godbout, L., R. H. Peter. 1988. Potential determinants of stable catch in the brook trout *Salvelinus fontinalis* sport fishery in Quebec. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 1771-1778.
- Goddard, C. I., D. H. Loftus, J. A. MacLean, C. H. Olver, B. J. Shuter. 1987. Evaluation of the effects of fish community structure on observed yields of lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44: 239-248.

- Gotelli, N. J., A. M. Ellison. 2013. A primer of ecological statistics. Second Edition. Sinauer. 613 p.
- Grant, G. C., Y. Schwartz, S. Weisberg, D. H. Schupp. 2004. Trends in abundance and mean size of fish captured in gill nets from Minnesota lakes, 1983–1997. *North American Journal of Fisheries Management* 24: 417-428.
- Grant, J. W. A., I. Imre. 2005. Patterns of density-dependent growth in juvenile stream-dwelling salmonids. *Journal of Fish Biology* 67: 100-110.
- Grossman, G. D., A. Nuhfer, T. Zorn, G. Sundin, G. Alexander. 2012. Population regulation of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in Hunt Creek, Michigan: a 50-year study. *Freshwater Biology* 57: 1434-1448.
- Gurevitch, J., L. V. Hedges. 1999. Statistical issues in ecological meta-analyses. *Ecology* 80: 1142-1149.
- Hall, D. L. 1991. Growth, fecundity and recruitment responses of stunted brook trout populations to density reduction. Thesis. University of British Columbia. Vancouver. 210 p.
- Hansen, M. J., T. D. j. Beard, S. W. Hewett. 2000. Catch rates and catchability of walleyes in angling and spearing fisheries in northern Wisconsin lakes. *North American Journal of Fisheries Management* 20: 109–118.
- Hanson, J. M., W. C. Legget. 1982. Empirical prediction of fish biomass and yield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39: 257-263.
- Hayes, D., E. Baker, R. Bednarz, D. Borgeson, J. Braunscheidel, A. Harrington, R. Hay, J. Waybrant, J. Breck, A. Nuhfer, M. Bremigan, R. Lockwood, J. Schneider, P. Seelbach, T. Zorn. 2003. Developing a standardized sampling program. *Fisheries* 28: 18-25.
- Hedges, L. V., I. Olkins. 1985. *Statistical methods for meta-analysis*. Academic. San diego. 369 p.
- Heermann, L., M. Emmrich, M. Heynen, M. Dorow, U. König, J. Borcharding, R. Arlinghaus. 2013. Explaining recreational angling catch rates of Eurasian perch, *Perca fluviatilis*: the role of natural and fishing-related environmental factors. *Fisheries Management and Ecology* 20: 187-200.
- Heggelin, A. 2008. Environmental and human factors affecting the population biology of Nova Scotia brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Trout Nova Scotia report. 37 p.
- Hudy, M., T. M. Thieling, N. Gillespie, E. Smith. 2005. Distribution, status and threats to brook trout within the Eastern United States. Report submitted to the Eastern Brook Trout Joint Venture. International Association of Fish and Wildlife Agencies. 76 p.

- Hudy, M., T. M. Thieling, N. Gillespie, E. P. Smith. 2008. Distribution, status, and land use characteristics of subwatersheds within the native range of brook trout in the Eastern United States. *North American Journal of Fisheries Management* 28: 1069-1085.
- Jansen, T., R. Arlinghaus, T. D. Als, C. Skov. 2013. Voluntary angler logbooks reveal long-term changes in a lentic pike, *Esox lucius*, population. *Fisheries Management and Ecology* 20: 125-136.
- Jenkins, T. M., S. Diehl, K. W. Kratz, S. D. Cooper. 1999. Effects of population density on individual growth of brown trout in streams. *Ecology* 80: 941-956.
- Jensen, A. L. 1971. Response of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) populations to a fishery. *Journal Fisheries Research Board of Canada* 28: 458-460.
- Jones, M. W., T. L. McParland, J. A. Hutchings, R. G. Danzmann. 2001. Low genetic variability in lake populations of brook trout (*Salvelinus fontinalis*): a consequence of exploitation? *Conservation Genetics* 2: 245-256.
- Kelly-Queen, M., J. J. Bracken. 1989. Survival of stocked hatchery-reared brown trout, *Salmo trutta* L., fry in relation to the carrying capacity of a trout nursery stream. *Aquaculture and Fisheries Management* 20: 221-226.
- Kerr, S. J. 2000. Brook trout stocking: an annotated bibliography and literature review with an emphasis on Ontario waters. Fish and Wildlife branch. Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough,. 176 p.
- Kerr, S. J., R. E. Grant. 2000. Ecological impacts of fish introductions: evaluating the risk. Fish and Wildlife branch. Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough. 473 p.
- Kocovsky, P. M., R. F. Carline. 2006. Influence of landscape-scale factors in limiting brook trout populations in Pennsylvania streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 135: 76-88.
- Kozel, S. J., W. A. Hubert. 1989. Factors influencing the abundance of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in forested mountains streams. *Journal of Freshwater Ecology* 5: 113-122.
- La Financière Agricole du Québec. 2013. Base de données des cultures assurées. Direction des ressources informationnelles. URL : http://www.fadq.qc.ca/geomatique/professionnels_en_geomatique/base_de_donnees_de_cultures_assurees.html. Visité le 15 août 2013.
- Lachance, S., P. Magnan. 1990. Performance of domestic, hybrid, and wild strains of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, after stocking: the impact of intra- and interspecific competition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 2278-2284.

- Lassuy, D. R. 1995. Introduced species as a factor in extinction and endangerment of native fish species. *American Fisheries Society Symposium* 15: 391-396.
- Lehtonen, H., E. Leskinen, R. Selen, M. Reinikainen. 2009. Potential reasons for the changes in the abundance of pike, *Esox lucius*, in the western Gulf of Finland, 1939-2007. *Fisheries Management and Ecology* 16: 484-491.
- Lester, N. P., T. R. Marshall, K. Armstrong, W. Dunlop, R. B. 2003. A broad-scale approach to management of Ontario's recreational fisheries. *North American Journal of Fisheries Management* 23: 1312-1328.
- Lewin, W. C., R. Arlinghaus, T. Mehner. 2006. Documented and potential biological impacts of recreational fishing: Insights for management and conservation. *Reviews in Fisheries Science* 14: 305-367.
- Lobon-Cervia, J. 2007. Density-dependent growth in stream-living brown trout *Salmo trutta* L. *Functional Ecology* 21: 117-124.
- MacCrimmon, H. R., J. S. Campbell. 1969. World distribution of brook trout, *Salvelinus fontinalis*. *Journal Fisheries Research Board of Canada* 26: 1699-1725.
- Magnan, P. 1988. Interactions between brook charr, *Salvelinus fontinalis*, and nonsalmonid species: ecological shift, morphological shift, and their impact on zooplankton communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 999-1009.
- Magnan, P., R. Proulx, M. Plante. 2005. Integrating the effects of fish exploitation and interspecific competition into current life history theories: an example with lacustrine brook trout (*Salvelinus fontinalis*) populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 747-757.
- Malvestuto, S. P. 1994. Estimation of angler harvest rates for recreational fisheries using creel surveys: current limitations and options for improvement. *Conference proceedings: Recreational fishing: what's the catch ?* Canberra.
- Marschall, E. A., L. B. Crowder. 1996. Assessing population responses to multiple anthropogenic effects: a case study with brook trout. *Ecological Applications* 6: 152-167.
- McClelland, M. A., G. G. Sass, T. R. Cook, K. S. Irons, N. N. Michaels, T. M. O'Hara, C. S. Smith. 2012. The long-term Illinois river fish population monitoring program. *Fisheries* 37: 340-350.
- McFadden, J. T., G. R. Alexander, D. S. Shetter. 1967. Numerical changes and population regulation in brook trout *Salvelinus fontinalis*. *Journal Fisheries Research Board of Canada* 24: 1425-1459.

- McKenna, J. E., J. H. Johnson. 2011. Landscape models of brook trout abundance and distribution in lotic habitat with field validation. *North American Journal of Fisheries Management* 31: 742-756.
- McKenna, J. E., M. T. Slattery, K. M. Clifford. 2013. Broad-scale patterns of brook trout responses to introduced brown trout in New York. *North American Journal of Fisheries Management* 33: 1221-1235.
- McPhee, D. P., D. Leadbitter, G. A. Skilleter. 2002. Swallowing the bait: is recreational fishing in Australia ecologically sustainable? *Pacific Conservation Biology* 8: 40-51.
- Meisner, J. D. 1990. Effect of climatic warming on the southern margins of the native range of brook trout, *Salvelinus fontinalis*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 1065-1070.
- Miller, R. R., J. D. Williams, J. E. Williams. 1989. Extinctions of North American fishes during the past century. *Fisheries* 14: 22-38.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2008. Lignes directrices sur les ensemencements des poissons. Secteur Faune Québec. Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats. Québec. 41 p.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2012a. Données socio-économiques sur la faune. Direction générale du développement socio-économique, des partenariats et de l'éducation. Direction de la mise en valeur de la ressource et des territoires fauniques. Québec. 81 p.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2012b. Bilan des ensemencements effectués par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune en 2011. Service de la faune aquatique. Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats. Québec. 72 p.
- Mogensen, S., J. R. Post, M. G. Sullivan. 2014. Vulnerability to harvest by anglers differs across climate, productivity, and diversity clines. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71: 416-426.
- Mosindy, T. E., M. J. Duffy. 2007. The use of angler diary surveys to evaluate long-term changes in muskellunge populations on Lake of the Woods, Ontario. *Environmental Biology of Fishes* 26: 71-83.
- Munger, C. R., J. E. Kraal. 1997. Evaluation of length and bag limits for walleyes in Meredith Reservoir, Texas. *North American Journal of Fisheries Management* 17: 438-445.

- Nislow, K. H., W. H. Lowe. 2003. Influences of logging history and stream pH on brook trout abundance in first-order streams in New Hampshire. *Transactions of the American Fisheries Society* 132: 166-171.
- Nova Scotia Department of Agriculture and Fisheries. 2005. Nova Scotia trout management plan. Inland fisheries division. 43 p.
- Nuhfer, A. J., G. R. Alexander. 1994. Growth, survival and vulnerability to angling of three wild brook trout strains exposed to different level of angler exploitation. *North American Journal of Fisheries Management* 14: 423-434.
- Olson, D. E., P. K. Cunningham. 1989. Sport-fisheries trends shown by an annual Minnesota fishing contest over a 58-year period. *North American Journal of Fisheries Management* 9: 287-297.
- Ontario Ministry of Natural Resources. 2007. Guidelines for managing the recreational fishery for brook trout in Ontario. Fisheries Section. Fish and Wildlife Branch. 23 p.
- Osenberg, C. W., O. Sarnelle, S. D. Cooper, R. D. Holt. 1999. Resolving ecological questions through meta-analysis: goals, metrics, and models. *Ecology* 80: 1105-1117.
- Paul, A. J., J. R. Post, J. D. Stelfox. 2003. Can anglers influence the abundance of native and nonnative salmonids in a stream from the Canadian Rocky Mountains? *North American Journal of Fisheries Management* 23: 109-119.
- Pearse, P. H. 1988. *Rising to the challenge*. Canadian Wildlife Federation. Ottawa. 180 p.
- Pearse, P. H., J. R. Wilson. 1999. Local co-management of fish and wildlife: the Quebec experience. *Wildlife Society Bulletin* 27: 676-691.
- Pêches et Océans Canada. 1992. *Enquête sur la pêche récréative au Canada 1990. Analyses économiques et statistiques. Politiques stratégiques. Gestion des ressources. Gestion des écosystèmes et des pêches*. Ottawa. 146 p.
- Pêches et Océans Canada. 1997. *Enquête sur la pêche récréative au Canada 1995. Analyses économiques et statistiques. Politiques stratégiques. Gestion des ressources. Gestion des écosystèmes et des pêches*. Ottawa. 122 p.
- Pêches et Océans Canada. 2002. *Enquête sur la pêche récréative au Canada 2000. Analyses économiques et statistiques. Politiques stratégiques. Gestion des ressources. Gestion des écosystèmes et des pêches*. Ottawa. 184 p.
- Pêches et Océans Canada. 2007. *Enquête sur la pêche récréative au Canada 2005. Analyses économiques et statistiques. Politiques stratégiques. Gestion des ressources. Gestion des écosystèmes et des pêches*. Ottawa. 56 p.

- Pêches et Océans Canada. 2011. Statistique des pêches canadiennes. Analyses économiques et statistiques. Secteur des politiques stratégiques. Ottawa. 34 p.
- Pêches et Océans Canada. 2012. Enquête sur la pêche récréative au Canada 2010. Analyses économiques et statistiques. Politiques stratégiques. Gestion des ressources. Gestion des écosystèmes et des pêches. Ottawa. 34 p.
- Peterman, R. M., G. J. Steer. 1981. Relation between sport-fishing catchability coefficients and salmon abundance. *Transactions of the American Fisheries Society* 110: 585-593.
- Petty, J. T., D. Thorne, B. M. Huntsman, P. M. Mazik. 2014. The temperature-productivity squeeze: constraints on brook trout growth along an Appalachian river continuum. *Hydrobiologia* 727: 151-166.
- Post, J. R. 2013. Resilient recreational fisheries or prone to collapse? A decade of research on the science and management of recreational fisheries. *Fisheries Management and Ecology* 20: 99-110.
- Post, J. R., E. A. Parkinson. 2012. Temporal and spatial patterns of angler effort across lake districts and policy options to sustain recreational fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69: 321-329.
- Post, J. R., M. Sullican, S. Cox, N. P. Lester, C. J. Walters, E. A. Parkinson, A. J. Paul, L. Jackson, B. J. Shuter. 2002. Canadian recreational fisheries: the invisible collapse? *Fisheries* 27: 6-17.
- Poulet, N., L. Beaulaton, S. Dembski. 2011. Time trends in fish populations in metropolitan France: insights from national monitoring data. *Journal of Fish Biology* 79: 1436-1452.
- Quinn, G. P., M. J. Keough. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge. 537 p.
- Quinn, N. W. S., R. M. Korver, F. J. Hicks, B. P. Monroe, R. R. Hawkins. 1994. An empirical model of lentic brook trout. *North American Journal of Fisheries Management* 14: 692-709.
- Radomski, P. J. 2003. Initial attempts to actively manage recreational fishery harvest in Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management* 23: 1329-1342.
- Radomski, P. J., C. G. Grant, P. C. Jacobson, M. F. Cook. 2001. Visions for recreational fishing regulations. *Fisheries Management* 26: 7-18.
- Raleigh, R. F. 1982. Habitat suitability index models : brook trout. U.S Department of the Interior. Fish and Wildlife Service. Washington. 42 p.

- Richards, R. A., P. J. Rago. 1999. A case history of effective fishery management: Chesapeake Bay striped bass. *North American Journal of Fisheries Management* 19: 356-375.
- Ricker, W. E. 1980. Calcul et interprétation des statistiques biologiques des populations de poissons. *Pêches et Océans Canada. Bulletin de l'office des recherches sur les pêcheries du Canada.* 409 p.
- Rieman, B. E., D. L. Myers. 1992. Influence of fish density and relative productivity on growth of kokanee in ten oligotrophic lakes and reservoirs in Idaho. *Transactions of the American Fisheries Society* 121: 178-191.
- Ries, R. D., S. A. Perry. 1995. Potential effects of global climate warming on brook trout growth and prey consumption in central Appalachian streams, USA. *Climate Research* 05: 197-206.
- Risley, C. A. L., J. Zydlewski. 2010. Assessing the effects of catch-and-release regulations on a brook trout population using an age-structured model. *North American Journal of Fisheries Management* 30: 1434-1444.
- Samson, L. 1973. Méthodes de contrôle des taux d'exploitation de la truite mouchetée (*Salvelinus fontinalis*) dans le parc des Laurentides. Ministère des Loisirs, Chasse et Pêche. 15 p.
- Schreiner, D. R., K. I. Cullis, M. C. Donofrio, G. J. Fischer, L. Hewitt, K. G. Mumford, D. M. Pratt, H. R. Quinlan, S. J. Scott. 2008. Management perspectives on coaster brook trout rehabilitation in the Lake Superior basin. *North American Journal of Fisheries Management* 28: 1350 - 1364.
- Scott, W. B., E. J. Crossman. 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Services des pêches et de sciences de la mer. Ministère de l'Environnement. Ottawa. 1026 p.
- Service de la faune aquatique. 2011. Guide de normalisation des méthodes d'inventaire ichtyologique en eaux intérieures, tome I, Acquisition de données. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Québec. 137 p.
- Service Info-Climat. 2013. Service de l'information sur le milieu atmosphérique. Direction du suivi de l'état de l'environnement. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. Québec.
- Shuter, B. J., M. L. Jones, R. M. Korver, N. P. Lester. 1998. A general, life history based model for regional management of fish stocks: the inland lake trout (*Salvelinus namaycush*) fisheries of Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 2161-2177.

- Strange, R. J., J. W. Habera. 1998. No net loss of brook trout distribution in areas of sympatry with rainbow trout in Tennessee streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 127: 434-440.
- Stranko, S. A., R. H. Hilderbrand, R. P. Morgan, M. W. Staley, A. J. Becker, A. Roseberry-Lincoln, E. S. Perry, P. T. Jacobson. 2008. Brook trout declines with land cover and temperature changes in Maryland. *North American Journal of Fisheries Management* 28: 1223-1232.
- Sutter, D. A. H., C. D. Suski, D. P. Philipp, T. Klefoth, D. H. Wahl, P. Kersten, S. J. Cooke, R. Arlinghaus. 2012. Recreational fishing selectively captures individuals with the highest fitness potential. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 20960-20965.
- Tétreault, F. 1997. Portrait et tendances de la situation de la pêche à l'omble de fontaine et au doré jaune dans les territoires structurés de 1985 à 1995. Direction des territoires fauniques, de la réglementation et des permis. Ministère de l'Environnement et de la Faune. 238 p.
- van Zyll de Jong, M. C., N. P. Lester, R. M. Korver, W. Norris, B. L. Wicks. 2007. Managing the exploitation of brook trout, *Salvelinus Fontinalis* (Mitchill), populations in Newfoundland lakes. *Management and Ecology of Lake and Reservoir Fisheries*. Blackwell Publishing Ltd: 267-283.
- Vandevalk, A. J., J. L. Forney, J. R. Jackson, L. G. Rudstam, T. E. Brooking, S. D. Krueger. 2005. Angler catch rates and catchability of walleyes in Oneida Lake, New York. *North American Journal of Fisheries Management* 25: 1441-1447.
- Venne, H., P. Magnan. 1995. The impact of intraspecific and interspecific interactions on young of the year brook charr, in temperate lakes. *Journal of Fish Biology* 46: 669-686.
- Vézina, R. 1978. La profondeur moyenne: un outil pour évaluer le potentiel des plans d'eau à truite mouchetée pour la pêche sportive. Direction de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche. 20 p.
- Ward, H. G. M., P. J. Askey, P. J. R. 2013. A mechanistic understanding of hyperstability in catch per unit effort and density-dependent catchability in a multistock recreational fishery. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70: 1542-1550.
- Whiteway, S. L., P. M. Biron, A. Zimmermann, O. Venter, J. W. A. Grant. 2010. Do in-stream restoration structures enhance salmonid abundance? A meta-analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67: 831-841.

- Winters, G. H., J. P. Wheeler. 1985. Interaction between stock area, stock abundance, and catchability coefficient. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 989-998.
- Wisconsin Department of Natural Resources, U.S Fish and Wildlife Service. 2005. Wisconsin Lake Superior basin brook trout plan. 47 p.
- Young, G. C., B. S. Wise, S. G. Ayvazian. 1999. A tagging study on tailor (*Pomatomus saltatrix*) in Western Australian waters: their movement, exploitation, growth and mortality. *Marine and Freshwater Research* 50: 633-642.

