



Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs



Risques de dispersion des carpes asiatiques dans les tributaires du fleuve Saint-Laurent

Aspects théoriques, évaluation préliminaire de la franchissabilité des obstacles pour les carpes asiatiques et actions pouvant être mises en œuvre pour contribuer à la protection des eaux intérieures

Rédaction

Rémy Pouliot, Biologiste, Direction de l'expertise sur la faune aquatique

Olivier Morissette, Biologiste, Direction de l'expertise sur la faune aquatique

Collaborateurs et affiliations au moment de la rédaction

Direction de l'expertise sur la faune aquatique

- Annick Drouin, Biologiste
- Frédéric Lecomte, Biologiste

Direction de la gestion de la faune Capitale-Nationale-Chaudière-Appalaches

- Anabel Carrier, Biologiste
- Léon L'Italien, Biologiste

Direction de la gestion de la faune de l'Outaouais

- Anne-Marie Gosselin, Biologiste

Direction de la gestion de la faune du Bas-Saint-Laurent

- Anne-Marie Pelletier, Biologiste

Direction de la gestion de la faune de Lanaudière et des Laurentides

- Chantal Côté, Biologiste

Direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de Montréal, de la Montérégie et de Laval

- Daniel Hatin, Biologiste
- Mélissa Lamoureux, Technicienne de la faune
- Nathalie Vachon, Biologiste

Direction de la gestion de la faune de la Mauricie – Centre-du-Québec

- Émilie Paquin, Biologiste
- Philippe Brodeur, Biologiste

Mise en page

Rosemarie Gagnon-Poiré, Biologiste, pour le compte de la Direction de l'expertise sur la faune aquatique

Pour toute demande d'information, vous pouvez communiquer avec Rémy Pouliot à remy.pouliot@mffp.gouv.qc.ca ou au 418 627-8694, poste 7468.

Ce rapport peut être cité comme suit :

POULIOT, R. et O. MORISSETTE (2019). *Risques de dispersion des carpes asiatiques dans les tributaires du fleuve Saint-Laurent, Aspects théoriques, évaluation préliminaire de la franchissabilité des obstacles pour les carpes asiatiques et actions pouvant être mises en œuvre pour contribuer à la protection des eaux intérieures*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de l'expertise sur la faune aquatique, 163 p.

© Gouvernement du Québec

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

Dépôt légal - Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2019

ISBN (PDF) : 978-2-550-85588-0

Résumé court

Les quatre espèces de carpe asiatique sont des espèces aquatiques envahissantes (EAE) qui représentent une menace sérieuse pour l'intégrité écologique du fleuve Saint-Laurent et de ses tributaires. Bien que nous considérons que la carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella*) fréquente les eaux du fleuve et de deux de ses tributaires, au moment de rédiger ce rapport, son niveau d'abondance est inconnu. Quant aux trois autres espèces, elles n'y ont pas été détectées à ce jour. Il est donc encore possible d'agir pour prévenir l'arrivée ou la dispersion de ces espèces dans les eaux intérieures. La protection de ces eaux est d'ailleurs un des objectifs du Programme québécois de lutte contre les carpes asiatiques. L'objectif du rapport est de procéder à une première évaluation des risques de dispersion des carpes asiatiques dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires en considérant leur capacité pour franchir des obstacles artificiels et naturels entre le fleuve Saint-Laurent et l'amont des tributaires et, le cas échéant, d'évaluer les options pour freiner leur progression vers l'amont. L'évaluation des risques de dispersion implique aussi l'acquisition de connaissances sur les caractéristiques des habitats propices aux carpes asiatiques et de connaître leur capacité de nage. Ces aspects sont également traités dans le rapport. Finalement, certaines options de gestion liées notamment à la configuration des obstacles sont proposées.

Résumé long

Le terme « carpe asiatique » fait référence à quatre espèces de poissons envahissants originaires des grands fleuves d'Asie. Il s'agit de la carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix*), à grosse tête (*Hypophthalmichthys nobilis*), noire (*Mylopharyngodon piceus*) et de roseau (*Ctenopharyngodon idella*). L'établissement éventuel de ces quatre espèces représente une menace sérieuse pour l'intégrité écologique du fleuve Saint-Laurent et de ses tributaires. La capture d'une carpe de roseau femelle fertile dans le fleuve Saint-Laurent par un pêcheur commercial à Contrecoeur en 2016 ainsi que les détections positives d'ADN environnemental (ADNe) propre à cette espèce à divers endroits dans le fleuve et dans deux de ses tributaires confirment sa présence sur le territoire. Les fronts de colonisation des trois autres espèces sont encore circonscrits dans le bassin supérieur du fleuve Mississippi et dans celui de la rivière Ohio. Plusieurs mesures sont prises par le gouvernement américain pour éviter leur dispersion dans les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent. Toutefois, la situation demeure préoccupante, car le front de colonisation est situé dans une zone de plaines inondables qui, en cas d'inondations, serait reliée aux Grands Lacs et permettrait aux poissons de s'y disperser. Historiquement, il est connu que les carpes asiatiques ont réussi à se propager à la suite d'inondations.

Le premier objectif de la présente analyse est d'évaluer les risques de dispersion des carpes asiatiques dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires en considérant leur capacité de franchir des obstacles naturels et artificiels. Le deuxième est d'évaluer les options de gestion envisageables visant à réduire les risques de dispersion des carpes asiatiques dans les eaux québécoises. Ces objectifs sont directement liés à l'un de ceux définis dans le cadre du Programme québécois de lutte contre les carpes asiatiques, soit le déploiement de moyens concrets visant à protéger le fleuve Saint-Laurent et les eaux intérieures de l'arrivée des carpes asiatiques ou d'y limiter le plus possible leur dispersion. Deux des voies d'introduction possibles pour les carpes asiatiques sont considérées dans ce rapport. Il s'agit des Grands Lacs et de l'axe créé par les liens hydrologiques qui unissent la rivière Hudson, le lac Champlain et la rivière Richelieu.

Cinq thèmes principaux sont abordés dans ce rapport, soit : 1) les caractéristiques des habitats propices à la dispersion et à l'établissement des carpes asiatiques dans les eaux québécoises; 2) leurs capacités de nage et de saut; 3) la franchissabilité, par les carpes asiatiques, des premiers obstacles rencontrés entre le fleuve Saint-Laurent et les eaux intérieures; 4) les dispositifs pouvant hypothétiquement limiter ou empêcher leur dispersion; et 5) les options de gestion des obstacles qui pourraient être envisagées au Québec.

La lutte contre les quatre espèces de carpe asiatique nécessite de bien connaître et de quantifier les caractéristiques des habitats propices à leur dispersion et à leur établissement dans un plan d'eau donné, et donc d'y survivre, de s'y alimenter et de s'y reproduire. Les caractéristiques des habitats couvrent les aspects suivants : 1) l'hydrographie; 2) l'écoulement de l'eau; 3) la température de l'eau; 4) la physicochimie de l'eau; et 5) les habitudes alimentaires. Lorsque possible, une valeur seuil sont présentées selon les limites décrites dans la littérature consultée, ce qui contribuera à répertorier les tronçons du fleuve Saint-Laurent et de ses tributaires les plus à risque quant à la dispersion et à l'établissement des carpes asiatiques. Même si la température, lorsque considérée seule, n'est pas limitante en ce qui a trait à la survie des carpes asiatiques sur la vaste majorité du territoire québécois,

elle influence certains aspects du cycle vital de ces espèces (ex. : le déclenchement de la fraie ou l'abondance de nourriture) et interagit fortement avec d'autres caractéristiques des habitats.

Les carpes asiatiques peuvent effectuer de longues migrations. Leur capacité à franchir les obstacles rencontrés lors de leurs déplacements est liée à leurs capacités de nage et de saut. La température de l'eau, la satiété alimentaire, les conditions hydrauliques et la configuration des obstacles peuvent avoir un effet non négligeable sur la capacité de nage des carpes asiatiques et, en conséquence, sur la facilité qu'elles ont à franchir un obstacle. La capacité de nage des carpes asiatiques pélagiques (argentées et à grosse tête) serait supérieure à celle des carpes de roseau ou noires. Cependant, il y a peu de données dans la littérature sur la capacité de nage des carpes asiatiques, encore moins quant à celles de grandes tailles ou encore en ce qui a trait à leur capacité de saut.

Au total, 319 tronçons distincts sur 166 rivières sont inclus dans cette première évaluation de la franchissabilité des obstacles que les carpes asiatiques devront traverser dans le cas où une dispersion se produirait de l'embouchure des tributaires du fleuve Saint-Laurent vers l'amont. La Montérégie, le Centre-du-Québec et Lanaudière sont, dans l'ordre, les trois régions les plus à risque quant au nombre de tronçons de tributaires accessibles et au nombre d'obstacles à évaluer. Les obstacles artificiels sont généralement des barrages et les obstacles naturels, des chutes. La capacité des carpes asiatiques à franchir 41 % des obstacles, peu importe le type, est considérée comme incertaine, indiquant des lacunes dans nos connaissances. Cette première évaluation est faite prudemment pour éviter d'omettre un tributaire à risque. Les prochaines étapes consisteront à mettre en place un processus décisionnel objectif (ex. : une grille décisionnelle) pour quantifier le degré de franchissabilité des obstacles. Des pistes de réflexion sur les méthodes pouvant être utilisées et les variables à considérer sont ainsi présentées.

Définir les actions pouvant être entreprises lorsqu'un obstacle donné est jugé franchissable par les carpes asiatiques est la suite logique de l'évaluation et de la prévention des risques associés à leur dispersion dans les eaux intérieures. Les dispositifs physiques (ex. : les barrages) et non physiques (ex. : les barrières électriques ou acoustiques) visant à freiner leur dispersion sont présentés. Les mécanismes biologiques sur lesquels ces dispositifs agissent, leurs applications en environnements contrôlés, semi-contrôlés et naturels, leurs utilisations connues, les variables et les conditions à considérer pour leur installation ainsi que leur opération, particulièrement associée à la protection des eaux intérieures contre l'arrivée des carpes asiatiques, sont également décrits. Les barrières physiques sont évidemment plus efficaces pour contrer la progression des EAE vers l'amont des cours d'eau. Cependant, elles causent une discontinuité dans la connectivité des habitats des espèces indigènes et peuvent perturber les activités économiques. Les barrières non physiques sont basées sur l'utilisation des réactions connues des poissons à un stimulus perçu, par un de leurs sens, comme un moyen d'exclusion. Peu importe le type de barrière non physique utilisée, un système intégré qui recourt simultanément à plusieurs stimuli semble être plus efficace pour freiner la progression des carpes asiatiques. Finalement, la gestion de compromis entre le frein à la dispersion et la connectivité est discutée.

L'évaluation de la franchissabilité des obstacles rencontrés sur les tributaires du fleuve Saint-Laurent à risque quant à la dispersion des carpes asiatiques, jumelée aux dispositifs préventifs offerts, permettent de proposer une marche à suivre pour déterminer les endroits où les actions devraient être mises en

œuvre prioritairement. Des pistes de solution et des recommandations générales à inclure dans une éventuelle stratégie québécoise de protection des eaux intérieures contre l'invasion des carpes asiatiques sont discutées. Un schéma décisionnel permettant la priorisation de sites est également présenté. Finalement, quelques cas pour des sites précis de barrages sur le territoire québécois, jugés prioritaires selon notre schéma décisionnel, sont détaillés à titre d'exemples, mais ne représentent, en aucun cas, un plan d'intervention établi.

En conclusion, cette analyse de la franchissabilité des obstacles par les carpes asiatiques permet de dresser un inventaire préliminaire centralisé des obstacles sur une superficie considérable de la province. Plusieurs tributaires du fleuve Saint-Laurent présentent un risque important d'être colonisés par les carpes asiatiques. La rétrospective de la littérature a également permis d'envisager les solutions techniques qui ont été développées et expérimentées ailleurs dans le monde. Une analyse au cas par cas sera toutefois nécessaire dans une prochaine étape pour évaluer précisément la faisabilité et la pertinence de déployer certaines de ces solutions sur le territoire québécois. La réalisation de campagnes sur le terrain, sous plusieurs conditions hydrologiques et à diverses périodes de l'année, est essentielle pour améliorer nos connaissances sur la configuration des obstacles répertoriés (surtout ceux dont la franchissabilité a été jugée incertaine), des caractéristiques hydrologiques et des habitats potentiels. Ces campagnes sur le terrain raffineront l'évaluation de la franchissabilité des obstacles par les carpes asiatiques, présentée dans ce rapport. Il sera également nécessaire de développer des outils d'aide à la décision évaluant la franchissabilité des obstacles et l'accessibilité aux habitats potentiels pour les carpes asiatiques ainsi que la vulnérabilité biologique des écosystèmes et les changements possibles aux activités humaines causés par leur présence.

La migration d'individus au-delà des obstacles aménagés sur les tributaires du fleuve Saint-Laurent ne constitue qu'un des multiples vecteurs potentiels d'introduction et de dispersion des carpes asiatiques et des espèces aquatiques envahissantes (EAE) en général au Québec. Des interventions complémentaires devront également être effectuées pour documenter et réduire les risques associés à la possession et au transport illégal d'EAE, au relâchement d'espèces par compassion et à l'utilisation de carpes de roseau stériles comme agent de lutte contre les plantes aquatiques (permise dans l'État de New York). Bien qu'il soit interdit d'utiliser des carpes asiatiques comme poissons appâts vivants, le risque de les confondre avec d'autres espèces légales est élevé lorsque l'utilisation de poissons appâts vivants est permise. La réglementation québécoise sur l'utilisation des poissons appâts vivants a été modifiée le 1er avril 2017 et les risques associés à cette pratique avant cette date doivent aussi être considérés pour la province. Ainsi, la sensibilisation du public et la gestion améliorée des risques de dispersion demeurent des activités de base à maintenir ou à accroître pour assurer le développement d'une stratégie cohérente de lutte contre l'introduction, la dispersion ou l'établissement des carpes asiatiques et des autres EAE dans les eaux québécoises.

Table des matières

Résumé court.....	I
Résumé long.....	II
Table des matières.....	v
Liste des tableaux.....	ix
Liste des figures.....	xi
1. Introduction générale.....	1
1.1 Invasion biologique et gestion des espèces aquatiques envahissantes.....	1
1.1.1 Invasion biologique : les étapes.....	1
1.1.2 Gestion des espèces aquatiques envahissantes.....	1
1.2 Espèces de carpe asiatique.....	2
1.3 Historique de l'établissement des carpes asiatiques en Amérique du Nord.....	2
1.4 Présence de carpes asiatiques dans le fleuve Saint-Laurent.....	4
1.4.1 Première capture d'une carpe de roseau au Québec.....	4
1.4.2 Résultats des campagnes d'échantillonnage d'ADN environnemental au Québec.....	4
1.5 Conséquences écologiques et économiques d'une invasion par les carpes asiatiques.....	5
1.6 Protéger le fleuve Saint-Laurent et les eaux intérieures contre les carpes asiatiques : la clé est la prévention de la dispersion.....	6
1.6.1 Programme québécois de lutte contre les carpes asiatiques.....	6
1.6.2 Protection des eaux québécoises.....	7
1.7 Objectif du rapport.....	8
2. Critères caractérisant les habitats propices à la dispersion ou à l'établissement des carpes asiatiques.....	11
2.1 Quatre espèces, plusieurs habitats possibles.....	11
2.2 Critères liés à l'hydrographie du cours d'eau.....	12
2.2.1 Largeur du lit mineur.....	12
2.2.2 Longueur accessible ou distance entre l'embouchure et le premier obstacle infranchissable.....	12
2.2.3 Profondeur (bathymétrie).....	13
2.2.4 Comment estimer les valeurs pour les critères liés à l'hydrographie du cours d'eau?.....	15
2.3 Critères liés à l'écoulement de l'eau dans le cours d'eau.....	15
2.3.1 Vitesse du courant.....	15
2.3.2 Débit.....	17
2.3.3 Hausse du niveau de l'eau ou du débit.....	18
2.3.4 Turbidité de l'eau.....	19
2.3.5 Comment estimer les valeurs des critères liés à l'écoulement de l'eau dans le cours d'eau?.....	20
2.4 Critères liés à la température dans le cours d'eau.....	21
2.4.1 Valeur réelle de température.....	21
2.4.2 Degrés-jours.....	23
2.4.3 Comment estimer les valeurs de température dans le cours d'eau?.....	24
2.5 Critères liés aux paramètres physicochimiques de l'eau.....	25
2.5.1 Salinité.....	25
2.5.2 pH.....	26
2.5.3 Oxygène dissous.....	26
2.5.4 Autres paramètres physicochimiques.....	27
2.5.5 Comment estimer les valeurs des critères liés à la physicochimie du cours d'eau?.....	27
2.6 Habitudes alimentaires des carpes asiatiques et nourriceries.....	27

2.6.1	Habitudes alimentaires des carpes pélagiques	28
2.6.2	Habitudes alimentaires des carpes de roseau	29
2.6.3	Habitudes alimentaires des carpes noires.....	29
2.6.4	Seuils pour les sources d'alimentation des carpes asiatiques	30
2.6.5	Plantes aquatiques comme nourriceries	30
2.6.6	Comment estimer les valeurs des critères liés aux sources d'alimentation des carpes asiatiques?	31
2.7	Résumé des seuils associés aux différentes caractéristiques de l'habitat.....	31
2.8	Conclusions et prochaines étapes	32
3.	Performances relatives à la nage des carpes asiatiques et franchissement des obstacles	35
3.1	Contexte et objectifs	35
3.1.1	Capacité de migration des carpes asiatiques.....	35
3.1.2	Lien entre la capacité de nage et le franchissement d'un obstacle.....	36
3.1.3	Capacité de nage : information générale.....	36
3.1.4	Contraintes possibles relatives à la capacité de nage.....	38
3.1.5	Objectifs.....	38
3.2	Facteurs influençant les performances de nage des carpes asiatiques et leur capacité à franchir un obstacle	39
3.2.1	Température et oxygène dissous.....	39
3.2.2	Satiété alimentaire	40
3.2.3	Conditions hydrauliques et configuration d'un obstacle.....	41
3.2.4	Un obstacle, mais une franchissabilité pouvant changer.....	42
3.3	Capacité de nage des carpes asiatiques et de la carpe commune.....	42
3.3.1	Carpes asiatiques	43
3.3.2	Carpes communes.....	44
3.3.3	Relation entre les vitesses de nage et la taille.....	45
3.4	Conclusions et limitations des données disponibles.....	45
4.	Première analyse des tributaires du fleuve Saint-Laurent les plus à risque dans le cas d'une dispersion des carpes asiatiques dans les eaux intérieures	55
4.1	Mise en contexte et objectif de la section.....	55
4.2	Consultation régionale	56
4.3	Localisation et caractérisation des obstacles dans les tributaires à analyser	57
4.3.1	Approche utilisée	57
4.4	Profil des tributaires à risque pour la dispersion et la probabilité de franchissabilité des obstacles	59
4.4.1	Profil global pour le Québec.....	59
4.4.2	Profil par région	60
4.4.2.1	Bas-Saint-Laurent (région 01).....	60
4.4.2.2	Saguenay–Lac-Saint-Jean (région 02)	60
4.4.2.3	Capitale-Nationale (région 03)	60
4.4.2.4	Mauricie (région 04)	61
4.4.2.5	Outaouais (région 07).....	61
4.4.2.6	Chaudière-Appalaches (région 12)	61
4.4.2.7	Lanaudière (région 14)	62
4.4.2.8	Laurentides (région 15)	62
4.4.2.9	Montérégie (16) ainsi que Montréal et Laval (régions 06 et 13)	62
4.4.2.10	Centre-du-Québec (région 17)	63
4.4.2.11	Éléments sensibles	63
4.5	Seconde phase : conception d'un processus décisionnel pour évaluer la franchissabilité..	64
4.5.1	Variables d'intérêt pour les carpes asiatiques en vue d'un processus décisionnel	64
4.5.1.1	Vitesse du courant vs vitesse de nage et capacité de saut	64

4.5.1.2	Température de l'eau	65
4.5.1.3	Configuration de l'obstacle et autres variables associées	66
4.5.2	Élaboration d'une grille d'évaluation ou d'arbres décisionnels relatifs à la probabilité de franchissabilité	67
4.5.3	Nécessité de planifier des campagnes sur le terrain	69
4.6	Conclusions	70
5.	Revue de la littérature traitant des dispositifs pour freiner le passage des carpes asiatiques.....	103
5.1	Introduction.....	103
5.2	Barrières physiques	103
5.2.1	Écrans et grillages	103
5.2.2	Barrières de capture	105
5.2.3	Barrages	106
5.3	Barrières non physiques	107
5.3.1	Barrières électriques	108
5.3.1.1	Mécanismes biologiques effecteurs	109
5.3.1.2	Applications aux carpes asiatiques	110
5.3.1.3	Installation et opération	112
5.3.2	Barrières acoustiques	113
5.3.2.1	Mécanismes biologiques effecteurs	114
5.3.2.2	Applications aux carpes asiatiques	115
5.3.2.3	Installation et opération	116
5.3.3	Barrières à lumières stroboscopiques	117
5.3.3.1	Mécanismes biologiques effecteurs	117
5.3.3.2	Applications aux carpes asiatiques	118
5.3.3.3	Installation et opération	118
5.3.4	Rideaux de bulles	118
5.3.4.1	Mécanismes biologiques effecteurs	119
5.3.4.2	Applications aux carpes asiatiques	120
5.3.4.3	Installation et opération	120
5.3.5	Systèmes intégrés	120
5.3.5.1	Mécanismes biologiques effecteurs	121
5.3.5.2	Applications aux carpes asiatiques	122
5.3.5.3	Installation et opération	122
5.3.6	Hypercapnie/hypoxie	123
5.3.6.1	Mécanismes biologiques effecteurs	123
5.3.6.2	Applications aux carpes asiatiques	123
5.3.6.3	Installation et opération	124
5.3.7	Phéromones	125
5.3.7.1	Mécanismes biologiques effecteurs	125
5.3.7.2	Applications aux carpes asiatiques	126
5.3.7.3	Installation et opération	126
5.4	Obstruction à la dispersion et connectivité : une gestion de compromis.....	127
5.4.1	Conséquences de la fragmentation.....	127
5.4.2	Connectivité, risques et bénéfices.....	127
5.4.3	Gestion de l'isolement et structures de décision	128
5.5	Conclusions	130
6.	Gestion des obstacles entravant la dispersion des carpes asiatiques	132
6.1	Recommandations générales — Québec	132
6.2	Critères de choix des sites prioritaires d'intervention	133
6.3	Exemples de sites prioritaires selon l'application de la grille décisionnelle	136
6.3.1	Barrage de Carillon (X00048160) — rivière des Outaouais.....	136
6.3.2	Barrage Châteauguay 1 (X0005831) — rivière Châteauguay	136

6.3.3	Canal de Chambly et barrage Saint-Ours (X0005768) — rivière Richelieu	136
6.3.4	Barrage Rivest (X2010306) — rivière L'Assomption	137
6.3.5	Barrage Pithiganitekw (X0002238) — rivière Nicolet.....	137
Recommandations.....		139
Références		141

Liste des tableaux

Tableau 2.1 Résumé des seuils retenus pour les critères relatifs aux habitats propices à la survie, à l'alimentation ou à la reproduction des quatre espèces de carpe asiatique.	34
Tableau 3.1 Résumé des vitesses de nage estimées dans la littérature scientifique pour les quatre espèces de carpe asiatique.	47
Tableau 3.2 Résumé des vitesses de nage estimées dans la littérature scientifique pour les carpes communes.	49
Tableau 3.3 Vitesses de nage (m/s) estimées à l'aide des équations de la figure 3.4 pour une gamme de tailles possibles pour les carpes asiatiques.	51
Tableau 4.1 Répartition régionale du nombre de tributaires et de tronçons de tributaires comportant un certain niveau de risque quant à la dispersion des carpes asiatiques et à la probabilité de franchissabilité des obstacles analysés pour les carpes asiatiques.	72
Tableau 4.2 Répartition régionale du type d'obstacles selon son état (artificiel ou naturel) et sa probabilité de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable).	73
Tableau 4.3 Types de propriétaires et rôles relatifs aux barrages répertoriés. Dans certains cas, un barrage joue plus d'un rôle.	74
Tableau 4.4 Liste des tributaires pour le Bas-Saint-Laurent et répartition du type d'obstacle selon la probabilité de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel).	75
Tableau 4.5 Liste des tributaires pour le Saguenay–Lac-Saint-Jean et répartition du type d'obstacle selon la probabilité de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel).	76
Tableau 4.6 Liste des tributaires pour la Capitale-Nationale et répartition du type d'obstacle selon la probabilité de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel).	77
Tableau 4.7 Liste des tributaires pour la Mauricie et répartition du type d'obstacle selon la probabilité de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel).	79
Tableau 4.8 Liste des tributaires pour l'Outaouais et répartition du type d'obstacle selon la probabilité de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel).	80
Tableau 4.9 Liste des tributaires pour la Chaudière-Appalaches et répartition du type d'obstacle selon la probabilité de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel).	81
Tableau 4.10 Liste des tributaires pour Lanaudière et répartition du type d'obstacle selon la probabilité de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel).	82
Tableau 4.11 Liste des tributaires pour les Laurentides et répartition du type d'obstacle selon la probabilité de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel).	83
Tableau 4.12 Liste des tributaires pour les régions de la Montérégie, de Montréal et de Laval et la répartition du type d'obstacle selon la probabilité de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel).	84

Tableau 4.13 Liste des tributaires pour le Centre-du-Québec et répartition du type d'obstacle selon le potentiel de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel)..... **87**

Tableau 5.1 Tailles des ouvertures de mailles nécessaires pour l'exclusion des différentes tailles de carpes communes..... **105**

Tableau 5.2 Synthèse des systèmes entravant la dispersion des carpes asiatiques, évalués dans la revue de la littérature, leurs avantages ainsi que leurs inconvénients, leur efficacité et les références importantes. **131**

Liste des figures

Figure 3.1 Modèles log-linéaires pour la relation entre l'endurance (temps avant la fatigue, en minutes) et la vitesse de nage (LF/s) des carpes à grosse tête (n = 17) et argentées (n = 43).....	51
Figure 3.2 Évolution de la distance parcourue par un groupe d'espèces de poissons, y compris les carpes communes, en fonction de la vitesse du courant.....	52
Figure 3.3 Relation entre les vitesses de nage (m/s) et la taille des individus (mm) pour les quatre espèces de carpe asiatique et la carpe commune. A) Vitesse de nage soutenue ou optimale; B) Vitesse de nage prolongée ou critique; et C) Vitesse de nage de pointe ou maximale.	53
Figure 3.4 Relations linéaires entre les vitesses de nage (m/s) et la taille des individus (mm) par type de nage sans distinction pour les espèces.	54
Figure 4.1 Schématisation de certaines caractéristiques d'intérêt d'un barrage et de la variation possible de la hauteur de la chute, de la vitesse du courant et de la profondeur de l'eau.	89
Figure 4.2 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons du fleuve Saint-Laurent et de ses tributaires (profil de la province du Québec).....	90
Figure 4.3 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons du fleuve Saint-Laurent et à ses tributaires ainsi qu'aux obstacles répertoriés dans les cours d'eau (profil de la province du Québec).	91
Figure 4.4 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau aux des obstacles répertoriés dans la région du Bas-Saint-Laurent.	92
Figure 4.5 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau aux des obstacles répertoriés dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean.	93
Figure 4.6 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau et aux obstacles répertoriés dans la région de la Capitale-Nationale.	94
Figure 4.7 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau et aux obstacles répertoriés dans la région de la Mauricie.	95
Figure 4.8 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau et aux obstacles répertoriés dans la région de l'Outaouais.....	96
Figure 4.9 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau et aux obstacles répertoriés dans la région de la Chaudière-Appalaches.....	97
Figure 4.10 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau et aux obstacles répertoriés dans la région de Lanaudière.	98
Figure 4.11 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau et aux obstacles répertoriés dans la région des Laurentides.....	99
Figure 4.12 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau et aux obstacles répertoriés dans les régions de la Montérégie, de Montréal et Laval.	100
Figure 4.13 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau et aux obstacles répertoriés dans la région du Centre-du-Québec.....	101
Figure 5.1 Écran à poissons comme moyen d'exclusion des espèces aquatiques envahissantes, installé sur le ruisseau du lac Bull (Wyoming, U.S.).....	104
Figure 5.2 Barrière de capture du ruisseau Morpion.....	106

Figure 5.3 Barrage du lac Boivin (CEHQ, X0005726) de la municipalité de Granby.	107
Figure 5.4 Barrière électrique du centre Abernathy, Washington.....	109
Figure 5.5 Système d'évitement acoustique sur installations de captation d'eau aux abords d'une centrale nucléaire.	114
Figure 5.6 Rideau de bulles	119
Figure 5.7 Barrière intégrée (lumières-bulles-sons) avant l'installation.....	121
Figure 6.1 Grille décisionnelle d'évaluation et de priorisation des sites servant à contrer la dispersion des carpes asiatiques.....	135

1. Introduction générale

1.1 Invasion biologique et gestion des espèces aquatiques envahissantes

1.1.1 Invasion biologique : les étapes

Dans le cadre de ce rapport, le terme « espèce aquatique envahissante (EAE) » définit tout organisme végétal, animal ou micro-organisme (virus ou bactérie) aquatique introduit dans un milieu, hors de son aire de répartition naturelle, et dont l'établissement ou la propagation constitue une menace pour l'environnement, l'économie ou la société. Dans certaines circonstances, des invasions biologiques peuvent se produire lorsqu'une EAE réussit à proliférer hors de son aire de distribution d'origine. Quatre étapes sont généralement reconnues pour décrire le processus d'invasion biologique : 1) l'introduction dans un nouveau milieu (étape du transport); 2) la survie aux conditions environnementales locales (étape de l'introduction); 3) la persistance d'une population autonome, donc qui se reproduit dans la communauté hôte (étape de l'établissement); et 4) la prolifération et l'élargissement de la distribution (étape de dispersion secondaire). Les invasions biologiques peuvent avoir des répercussions écologiques désastreuses en provoquant le déclin de la biodiversité, la modification d'habitats et en altérant les processus écosystémiques. Elles sont d'ailleurs fréquemment citées comme l'une des plus importantes causes de perte de biodiversité à l'échelle mondiale (Vitousek et coll. 1997; Sala et coll. 2000).

1.1.2 Gestion des espèces aquatiques envahissantes

En ce qui a trait à la gestion des EAE, la prévention de leur introduction par la régulation des vecteurs de transport ou de dispersion, qu'ils soient directs ou indirects, est reconnue comme étant le moyen le plus rentable pour minimiser les conséquences qui leur sont associées (Simberloff 2003; Harvey et Mazzotti 2014; Wittmann et coll. 2014). Des actions préventives ou une intervention rapide à la suite d'une détection pourraient grandement réduire les risques d'invasion. En effet, pour plusieurs EAE, quelques individus seulement peuvent entraîner leur établissement. Près de nous, un petit groupe de 30 individus de tanche (*Tinca tinca*) importés illégalement à des fins d'élevage a suffi pour permettre son établissement et sa dispersion dans les eaux québécoises (Dumont et coll. 2002; Masson et coll. 2013). Cette espèce menace actuellement le bassin des Grands Lacs (Avlijaš et coll. 2017). Dans le cas des carpes asiatiques, une modélisation a démontré que l'introduction de seulement 20 individus de carpes argentées ou à grosse tête serait suffisante pour qu'il y ait une forte probabilité d'établissement de ces dernières dans les Grands Lacs (Cuddington et coll. 2014). De plus, des actions préventives qui freinent le mouvement de plusieurs espèces d'EAE, plutôt que d'autres, centrées sur une seule espèce, sont susceptibles d'être plus efficaces et rentables. C'est d'autant plus vrai en ce qui a trait aux voies possibles de dispersion qui visent à favoriser le transport maritime des EAE, comme les liens hydrologiques entre les plans d'eau, les canaux ou les eaux de ballast (Lodge et coll. 2006).

Lorsqu'une espèce est nouvellement introduite dans un milieu, il faut tenter de l'éradiquer dès que possible. En effet, la prolifération et la dispersion d'une EAE peuvent être très rapides en raison de la mobilité des individus et de la connectivité entre les habitats aquatiques. Toutefois, la détection d'une espèce envahissante dans un nouveau milieu a souvent lieu une fois que les individus sont établis et commencent à se disperser. À ce moment, il est plus facile de les déceler, puisqu'elles sont plus abondantes et répandues. Par contre, si une espèce envahissante hautement nuisible n'est pas détectée et supprimée tôt durant le processus d'invasion, des efforts soutenus de lutte, très coûteux et à long terme, sont à prévoir. Nous n'avons qu'à penser à la situation des États-Unis où la lutte contre les carpes asiatiques coûtait plus de 60 millions dollars annuellement en 2016, une somme toujours en croissance depuis.

Les programmes de lutte contre les espèces envahissantes déploient donc des efforts de détection hâtive dans le but d'agir dès le début d'une invasion. Plus la détection d'une espèce envahissante est hâtive et plus la réaction est rapide, meilleures sont les chances de contenir l'invasion, voire d'éradiquer l'espèce (Simberloff 2003). Les programmes de prévention les plus efficaces visent à concentrer leurs ressources sur les endroits risquant davantage d'être envahis ou sur les espèces ayant la plus grande probabilité de devenir un envahisseur problématique (Keller et coll. 2008; Vander Zanden et coll. 2010). Ces menaces doivent être connues et quantifiées, rendant pertinentes toutes formes d'analyses de risques.

1.2 Espèces de carpe asiatique

En Amérique du Nord, les carpes asiatiques sont considérées comme des EAE hautement préoccupantes. La dénomination de « carpe asiatique » réfère ici à quatre espèces de cyprinidés originaires d'Asie, soit la carpe à grosse tête (*Hypophthalmichthys nobilis*), la carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix*), la carpe noire (*Mylopharyngodon piceus*) et la carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella*). La carpe commune (*Cyprinus carpio*), également originaire d'Asie, mais établie au Québec depuis plus de 100 ans, sera parfois utilisée comme espèce de substitution ou de comparaison. De l'information supplémentaire permettant de distinguer ces cinq espèces est disponible sur le site Internet du Ministère.

1.3 Historique de l'établissement des carpes asiatiques en Amérique du Nord

Les quatre espèces de carpe asiatique sont originaires des grands fleuves d'Asie, du nord du Vietnam au sud de la Sibérie. Elles ont été importées aux États-Unis à partir du début des années 1960 et 1970 (voir les tableaux dans Kolar et coll. 2005 et Jones et coll. 2017b). Les carpes asiatiques ont d'abord été introduites dans des étangs aquicoles du sud des États-Unis comme agents de lutte biologique contre les plantes aquatiques (carpes de roseau), le phytoplancton et le zooplancton (carpes argentées et à grosse tête) et les invertébrés nuisibles (carpes noires) ou pour la production aquicole. À la suite d'une première inondation à la fin des années 1960, des individus se sont échappés d'installations piscicoles ou d'étangs localisés à proximité du fleuve Mississippi et se sont dispersés dans tout le bassin du fleuve au sud de l'Illinois. Par la suite, une deuxième inondation dans le Midwest américain

dans les années 1990 a permis aux carpes asiatiques de proliférer dans le bassin versant du haut Mississippi et de la rivière Ohio. En moins de 20 ans, des populations autosuffisantes des quatre espèces se sont ainsi établies à plusieurs endroits aux États-Unis (ex. : Schofield et coll. 2005; Larson et coll. 2017).

Au Canada, la seule espèce qui y a été activement importée est la carpe de roseau, les premières importations remontant à 1988 (Jones et coll. 2017b). À notre connaissance, il n'existe aucun registre pouvant permettre de quantifier leur utilisation au Québec.

Plus de 150 carpes de roseau, tant fertiles que stériles, ont été capturées jusqu'à maintenant dans le bassin des Grands Lacs (37 du côté canadien; USGS 2019a). À ce jour, aucune carpe de roseau n'a été trouvée dans le lac Supérieur. Wieringa et coll. (2017) ont testé la viabilité reproductive de 60 carpes de roseau ($7,8 \pm 3,7$ ans, moyenne \pm SD) capturées de 2014 à 2016 dans le bassin ouest du lac Érié. Ils ont démontré que 86,7 % des carpes de roseau étaient diploïdes, suggérant que cette espèce pourrait se reproduire dans cette région. D'ailleurs, des indices de reproduction et de recrutement de carpes de roseau ont été observés dans la rivière Sandusky, un tributaire du bassin ouest du lac Érié. Quatre juvéniles diploïdes âgés d'un an y ont été pêchés et les analyses de la microchimie des otolithes ont démontré qu'ils sont le résultat d'une reproduction ayant eu lieu dans le bassin du lac Érié (Chapman et coll. 2013). Cinq œufs de carpe de roseau ont aussi été désignés comme tels lors d'échantillonnages faits dans la rivière Sandusky en 2015 (Embke et coll. 2016), en plus de plusieurs milliers d'autres durant l'été 2017 (Kocovsky et King 2018).

Au-delà de la reproduction dans l'habitat naturel, plusieurs États américains frontaliers des Grands Lacs ou du Québec permettent encore l'utilisation des carpes de roseau triploïdes (MICRA 2015). C'est d'ailleurs le cas de l'État de New York. Il est possible que des individus s'échappent accidentellement des étangs de ces États et atteignent les eaux québécoises. Les individus triploïdes sont normalement stériles, mais les procédés menant à la triploidie ne sont pas efficaces à 100 %. Cependant, même sans se reproduire, les carpes de roseau triploïdes peuvent causer des dommages importants aux herbiers aquatiques, et ce, pendant plusieurs années. Finalement, la capture d'un individu de carpe de roseau dans le fleuve Saint-Laurent et les résultats positifs d'ADNe (voir la section suivante) démontre que le risque d'établissement des carpes de roseau au Québec est aujourd'hui bien réel.

Pour l'instant, les trois autres espèces de carpe asiatique ne semblent pas être abondantes dans les Grands Lacs. Seulement quelques individus de carpe à grosse tête ont été répertoriés dans les Grands Lacs (lac Érié, aucune depuis 2000; USGS 2019b). Cependant, l'expansion des populations de carpes argentées, à grosse tête et noires établies aux États-Unis sont toujours en cours. Ainsi, le front de colonisation des carpes argentées et à grosse tête se rapproche dangereusement des Grands Lacs, et ce, à plusieurs endroits (parfois à seulement quelques dizaines de kilomètres, comme dans un ensemble de voies navigables de la ville de Chicago) et, en conséquence, des eaux canadiennes. Les populations de carpes noires semblent, pour l'instant, se confiner au sud, mais de plus en plus de mentions proviennent du nord (ex. : de la rivière Illinois en 2017). De nombreux liens artificiels ont facilité la dispersion des carpes asiatiques. Notons entre autres les liens hydrologiques qui existent entre le bassin versant des Grands Lacs et celui du fleuve Mississippi, où des populations établies ont été répertoriées et où des observations de carpes asiatiques ont été consignées. Toutes les espèces

de carpe asiatique représentent donc une sérieuse menace, à plus ou moins brève échéance, pour le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires.

1.4 Présence de carpes asiatiques dans le fleuve Saint-Laurent

1.4.1 Première capture d'une carpe de roseau au Québec

Le 27 mai 2016, une carpe de roseau a été capturée par un pêcheur commercial de carpe commune dans l'archipel de Contrecoeur (45° 51,58' N.; 73° 14,16' O.), une quarantaine de kilomètres en amont du lac Saint-Pierre. Considérant la taille des mailles des filets utilisés (mailles étirées de 11 po), ce poisson était de taille à être capturé dans ces engins de pêche que depuis peu de temps. Il s'agissait de la première capture dans les eaux québécoises d'un individu d'une des quatre espèces de carpe asiatique. À ce jour, il s'agit également de la seule capture en milieu naturel qui a été rapportée et confirmée au Québec par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP).

Cette carpe de roseau est parmi les plus longues capturées en Amérique du Nord et son poids était typique des records de pêche de plusieurs États américains (longueur totale de 1,26 m pour un poids de 29 kg). Il s'agissait d'une femelle diploïde, donc fertile. Son abdomen contenait au moins 2 kg d'œufs viables, pour une production possible de 1,3 million d'œufs. La détermination de l'âge, basée sur l'examen d'un rayon de nageoire pectorale et d'une vertèbre, a indiqué que la carpe était âgée de 9 ans et avait un taux de croissance élevé (3 kg par année). L'analyse de la microchimie de ses otolithes (ratio Sr/Ca) révélait que l'individu a passé les premières années de sa vie dans un ou des environnements stables chimiquement. Au cours de ses quatre ou cinq dernières années de vie, le poisson a vécu dans des masses d'eau différentes quant à la physicochimie. De plus, les analyses des isotopes d'oxygène au cœur de l'otolithe démontrent une signature qui n'est pas typique des poissons issus des piscicultures. Ces données cadrent bien avec la biologie de l'espèce, soit en suggérant une croissance dans le même milieu jusqu'à la maturité sexuelle, suivi d'un comportement migratoire associé à la reproduction (Gorbach et Krykhtin 1988 résumé dans Bogutskaya et coll. 2017; Cudmore et Mandrak 2004).

1.4.2 Résultats des campagnes d'échantillonnage d'ADN environnemental au Québec

L'analyse de l'ADN environnemental (ADNe) est l'une des méthodes de détection hâtive qui est utilisée par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs depuis 2015 afin de surveiller la présence de carpes asiatiques sur le territoire québécois (Côté et coll. 2017). Ces analyses ciblent les séquences d'ADN de trois des quatre carpes asiatiques, soit la carpe de roseau, argentée et à grosse tête. La méthode d'analyse des séquences d'ADN de la carpe noire est en cours d'élaboration et n'était pas encore incluse dans les analyses du MFFP au moment de la rédaction de ce rapport.

Les résultats obtenus de 2015 à 2017 n'ont pas permis de détecter l'ADN de carpes argentées ou à grosse tête au Québec. Toutefois, les séquences d'ADN de carpe de roseau ont été détectées dans plusieurs échantillons (14 sur 59 en 2015; 2 sur 51 en 2016; 12 sur 323 en 2017). Le nombre élevé de

détections d'ADN de carpe de roseau dans des masses d'eaux différentes et peu miscibles, la récurrence temporelle de ces détections, surtout dans le tronçon Boucherville-Sorel, et les connaissances sur les limites de persistance et de dispersion de l'ADNe permettent de conclure que la carpe de roseau semble fréquenter le fleuve Saint-Laurent et deux de ses tributaires, soit les rivières Richelieu et Saint-François. Pour l'instant, il n'est pas possible d'estimer son abondance ni de savoir si l'espèce serait en voie d'établissement.

1.5 Conséquences écologiques et économiques d'une invasion par les carpes asiatiques

La présence de carpes asiatiques dans un écosystème aquatique peut avoir des répercussions écologiques directes ou indirectes, généralement néfastes, sur la structure des communautés indigènes, mais aussi sur les processus intrinsèques de ces communautés. Les carpes asiatiques peuvent être considérées comme des « ingénieurs écologiques » (voir Jones et coll. 1996 pour une explication du concept) en transformant l'écosystème dans lequel elles s'établissent. Elles entraînent une cascade d'effets sur plusieurs niveaux alimentaires (DeBoer et coll. 2018). L'article synthèse de Dibble et Kovalenko (2009) résume bien la situation pour la carpe de roseau, mais plusieurs des exemples présentés peuvent également se rapporter aux autres espèces de carpe asiatique. En raison de la variété de leurs diètes et de leurs taux de consommation très élevés, les carpes asiatiques peuvent induire directement des changements dans les communautés de phytoplancton, de zooplancton (ex. : Cooke et coll., 2009; Calkins et coll., 2012; Sass et coll., 2014; Görgényi et coll., 2016; DeBoer et coll. 2018), de plantes aquatiques (ex. : Dick et coll., 2016; Yu et coll., 2016) et d'invertébrés. Ces changements ont été quantifiés dans divers environnements contrôlés ou en milieu naturel. Les effets indirects des carpes asiatiques sur d'autres communautés de poissons sont aussi bien documentés (ex. : Irons et coll., 2007; Sampson et coll., 2009; Hayer et coll., 2014; Solomon et coll., 2016; Pendleton et coll., 2017). En occupant une vaste gamme de niches écologiques, les quatre espèces peuvent remplacer plusieurs espèces de poissons indigènes. De plus, la présence des carpes de roseau pourrait faciliter la survie des autres espèces de carpes (argentées et à grosse tête) en favorisant l'augmentation des densités de phytoplancton et de zooplancton, leur nourriture principale. En effet, la diminution du couvert de plantes aquatiques causée par le broutement des carpes de roseau peut favoriser la croissance du phytoplancton (par un surplus de nutriments et de matières organiques dissoutes) et réduire la densité de petits poissons planctophages (par une perte d'habitats), ce qui peut favoriser la croissance du zooplancton. Les carpes asiatiques finissent souvent et rapidement par devenir la composante majeure de la communauté de poissons dans les écosystèmes où elles s'établissent, ce qui y réduit évidemment la biodiversité et compromet substantiellement l'offre de pêche. Dans certaines portions du bassin du fleuve Mississippi, elles constituent jusqu'à 80 à 90 % de la biomasse de poissons, et ce, au détriment des espèces indigènes. Plusieurs modélisations ont été effectuées dans le cadre de l'analyse de risques écologiques pour la carpe de roseau dans le bassin des Grands Lacs (Cudmore et coll., 2017). Une population de carpes de roseau pourrait consommer de 4,6 à 27,6 kg de végétation par kilogramme corporel par année (van der Lee et coll., 2017). En utilisant ces valeurs, une proportion importante de sites afficheraient une réduction de 50 % des communautés de plantes aquatiques, surtout à des densités élevées des plus grosses carpes (Gertzen et coll., 2017). Cette réduction du volume de plantes aquatiques pourrait avoir des

répercussions indirectes négatives élevées sur 33 espèces de poissons (sur les 136 évaluées) et sur 18 espèces d'oiseaux (sur les 47 évaluées) ainsi que sur l'environnement abiotique (Gertzen et coll., 2017). Bien que ces quelques exemples ne se rapportent pas directement aux tributaires du fleuve Saint-Laurent, tout porte à croire qu'une invasion de carpes asiatiques dans les eaux intérieures du Québec aurait des conséquences écologiques semblables et majoritairement néfastes sur la biodiversité et les processus écologiques en place.

Les implications écologiques découlant d'une invasion de carpes asiatiques peuvent avoir des répercussions socioéconomiques importantes sur les industries de la pêche sportive et de subsistance, les pêcheries commerciales, la navigation de plaisance et le tourisme, l'utilisation des plages et des rives des lacs, en plus de risquer de causer des problèmes sanitaires d'envergure (Hayder et Beauchamp, 2014).

Ainsi, plusieurs activités se déroulant dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires sont à risque d'être perturbées si l'une ou l'autre des quatre espèces de carpe asiatique parvenait à s'y établir. En effet, la présence des carpes asiatiques dans les eaux québécoises pourrait ainsi causer des pertes de plusieurs dizaines de millions de dollars en retombées économiques. Par exemple, les coûts associés aux dommages et à la lutte contre les EAE dans le bassin des Grands Lacs étaient estimés à 5,7 milliards de dollars américains, dont environ 80 % étaient associés aux pêcheries commerciales et sportives (Pimentel, 2005). Ce montant est assurément encore plus élevé aujourd'hui. D'ailleurs, une analyse de risques socioéconomiques pour le bassin des Grands Lacs du côté canadien uniquement a démontré que les carpes asiatiques pourraient influencer négativement des retombées économiques de 179 milliards de dollars canadiens (sur un horizon de 20 ans) et de 390 milliards de dollars canadiens (sur un horizon de 50 ans) (Hayder et Beauchamp, 2014). Au Québec, les activités de pêche sportive (y compris la pêche sur glace) engendrent annuellement des dépenses importantes et ont lieu, à plus de 90 %, dans les eaux intérieures. En 2012, ces dépenses ont été chiffrées à 1,1 milliard de dollars canadiens et 8 655 emplois dépendaient de ce secteur d'activité, dont 51 % directement (Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 2013). La pêche sportive est un exemple important d'un des pans économiques du Québec qui pourraient être touchés si les carpes asiatiques venaient à s'établir dans le fleuve Saint-Laurent ainsi que dans les lacs et les rivières de la province.

1.6 Protéger le fleuve Saint-Laurent et les eaux intérieures contre les carpes asiatiques : la clé est la prévention de la dispersion

1.6.1 Programme québécois de lutte contre les carpes asiatiques

La protection des eaux intérieures est une priorité du MFFP, entre autres par le Programme québécois de lutte contre les carpes asiatiques. Ce programme a été lancé à la suite de l'annonce du budget 2015-2016 du gouvernement du Québec. Le MFFP s'est ainsi vu attribuer une enveloppe de 1,7 million de dollars sur trois ans pour lutter contre les carpes asiatiques. Lors du budget 2018-2019 du gouvernement du Québec, des crédits additionnels de 5 millions de dollars sur trois ans ont été

octroyés au MFFP afin de bonifier le Programme et d'accroître les actions du gouvernement du Québec en matière de lutte contre les carpes asiatiques et autres espèces aquatiques envahissantes.

Les objectifs du Programme comprennent : 1) la mise en œuvre d'un plan d'action concerté avec les acteurs gouvernementaux concernés; 2) l'optimisation de la veille propre aux carpes asiatiques en visant une détection hâtive; 3) la définition des options d'intervention ainsi que des mesures d'atténuation possibles en cas d'observations ou de captures de carpes asiatiques; 4) le déploiement de moyens concrets visant à protéger le fleuve Saint-Laurent et les eaux intérieures contre l'arrivée des carpes asiatiques ou d'y limiter le plus possible leur dispersion; 5) la diffusion d'information et la sensibilisation du public; et 6) le développement d'une expertise québécoise et le resserrement des liens avec les experts, notamment en Ontario et aux États-Unis. Le présent rapport fait surtout état de la protection du fleuve Saint-Laurent et des eaux intérieures.

1.6.2 Protection des eaux québécoises

Tout comme le fleuve Saint-Laurent, les eaux intérieures québécoises abritent une biodiversité qui doit être préservée, en considérant son intérêt scientifique, en plus d'être liée à plusieurs activités récréotouristiques. Malgré la présence confirmée de la carpe de roseau dans le fleuve Saint-Laurent, l'abondance de l'espèce est fort probablement peu élevée. À ce jour, aucun individu des quatre espèces de carpe asiatique n'a été capturé dans les tributaires du fleuve Saint-Laurent, même si des séquences d'ADN de carpe de roseau ont été détectées dans la portion aval des rivières Richelieu et Saint-François. Il est donc encore possible de tenter de limiter leur dispersion et les conséquences écologiques et socioéconomiques qui risquent d'en découler.

Une des approches possibles quant à la prévention de la dispersion d'une EAE et de sa gestion est de modéliser la vulnérabilité de l'écosystème où elle pourrait s'établir en se basant sur son écologie ou sur les étapes de son développement, tout en utilisant des données provenant de leur aire d'origine ou de populations vivant dans d'autres écosystèmes similaires (Coulter et coll. 2016). Il importe donc de connaître et de quantifier les caractéristiques qui permettent aux carpes asiatiques de s'alimenter, de se reproduire ou de survivre dans un habitat donné.

La compréhension des voies possibles empruntées pour leur dispersion dans un nouvel environnement est également essentielle pour la prévenir. Par exemple, environ 4 % des poissons suivis par des récepteurs de télémétrie acoustiques (7 sur 179) ont migré du canal Welland vers le lac Ontario ou le lac Érié malgré les écluses, suggérant que les risques pour la dispersion des EAE sont possibles entre les deux lacs (Kim et Mandrak 2016). Les auteurs suggèrent que l'ajout d'une ou de quelques barrières comme points de contrôle pourrait prévenir la dispersion des EAE dans ce canal. Ainsi, les barrages ou les structures permettant le libre passage des poissons ont certainement une influence sur les voies possibles de dispersion des EAE comme les carpes asiatiques et doivent être connus. L'analyse de la franchissabilité des premiers obstacles entre le fleuve et ses tributaires et la définition des actions pouvant être mise en place lorsqu'un obstacle donné est jugé franchissable par les carpes asiatiques sont donc indubitablement deux étapes à assimiler pour évaluer et prévenir les risques de leur dispersion dans les eaux intérieures.

1.7 Objectif du rapport

L'objectif du rapport est de procéder à une première évaluation des risques de dispersion des carpes asiatiques dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires en fonction de la possibilité de franchissement des obstacles artificiels et naturels en place entre le fleuve Saint-Laurent et l'amont des tributaires et, le cas échéant, d'évaluer les options contribuant à freiner leur progression vers l'amont. L'accent est mis sur les risques de dispersion des carpes asiatiques en provenance de deux des voies d'introduction possibles, soit les Grands Lacs et l'axe de la rivière Hudson, du lac Champlain et de la rivière Richelieu et, par la suite, du fleuve Saint-Laurent vers l'amont de ses tributaires. D'autres possibilités existent, comme les rivières s'écoulant de l'Ontario ou de l'État de New York (où l'utilisation de carpes asiatiques triploïdes est encore permise) vers les eaux québécoises. Ces voies d'introduction ne seront pas considérées pour le moment, mais pourraient faire l'objet d'analyses subséquentes. Des vecteurs autres que la connectivité des cours d'eau, comme le relâchement volontaire et les poissons appâts illégaux, sont également exclus du contexte de ce rapport. Ces vecteurs sont cependant reconnus par le MFFP et feront l'objet d'une considération future.

Le rapport comprend cinq sections distinctes, chacune tentant de répondre à l'une des questions suivantes :

Quelles sont les caractéristiques des habitats favorables à la dispersion des carpes asiatiques?

Cette section comprend une revue de la littérature sur les caractéristiques des habitats propices aux carpes asiatiques. Un certain nombre de critères d'intérêt pour la reproduction et l'alimentation et pouvant favoriser la dispersion des carpes asiatiques seront décrits. Des seuils pour chacun des critères seront aussi présentés, ce qui pourra faciliter la désignation des secteurs les plus à risque dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires.

Quelle est la capacité des carpes asiatiques à franchir les obstacles?

Cette section comprend une revue de la littérature sur la capacité de nage des quatre espèces de carpe asiatique et des carpes communes. De plus, certains facteurs pouvant influencer la capacité de nage des carpes asiatiques seront également présentés.

Quels sont les tributaires les plus à risque dans le cas où des carpes asiatiques devaient franchir les obstacles vers les eaux intérieures?

Une analyse de la franchissabilité des premiers obstacles entre le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires sera effectuée pour cette section. Des profils régionaux seront présentés pour les régions situées entre la frontière ontarienne et la rivière Saguenay. Certaines possibilités seront discutées pour coter les obstacles ainsi que diverses limitations.

Quels sont les dispositifs permettant de ralentir ou de freiner la dispersion des carpes asiatiques?

Cette section comprend une revue de la littérature sur les technologies utilisées pour prévenir la dispersion des carpes asiatiques. Cette revue porte sur les dispositifs physiques et non physiques et détaille les mécanismes biologiques effecteurs, leurs applications en environnements contrôlés, semi-contrôlés et naturels, leur installation et leur opération dans la protection des eaux intérieures contre les carpes asiatiques.

Quels sont les options de gestion des obstacles à la dispersion et les scénarios possibles pour contrer la dispersion des carpes asiatiques dans le fleuve Saint-Laurent et certains de ses tributaires?

Cette section présente des pistes de solution et des recommandations générales quant à la gestion des obstacles à la dispersion des carpes asiatiques. Elle comporte également un schéma décisionnel de priorisation des sites d'intervention et des cas d'exemples pour contrer l'avancée des carpes asiatiques provenant de ce schéma de décision.

Les revues de la littérature rassemblent les publications les plus influentes sur ces sujets. Elles ont été réalisées par l'entremise des moteurs de recherche ISIS Web of Knowledge et Google Scholar. En plus des articles révisés par des pairs, issus de publications scientifiques, nous avons étendu les revues aux publications gouvernementales, aux rapports techniques, aux rapports de conférences et aux thèses.

Les revues de la littérature et les analyses présentées dans ce rapport ont été réalisées, pour la plupart, dans un contexte où les carpes asiatiques n'ont pas encore été détectées dans les tributaires du Saint-Laurent. Conjointement à ces réflexions, des efforts visant la détection hâtive sont déjà en place.

2. Critères caractérisant les habitats propices à la dispersion ou à l'établissement des carpes asiatiques

2.1 Quatre espèces, plusieurs habitats possibles

Les carpes asiatiques peuvent s'adapter à une vaste gamme de conditions, mais elles occupent des niches écologiques généralement distinctes pour s'alimenter. Ainsi, dans un écosystème aquatique donné, elles peuvent occuper une importante proportion des niches pouvant servir à l'alimentation. Par ailleurs, les conditions environnementales contribuant au déclenchement d'une fraie réussie auraient, selon la littérature, des seuils plus stricts, mais seraient plutôt semblables chez les espèces de carpe asiatique. Une fraie réussie aurait typiquement lieu lorsque la température de l'eau serait supérieure à 17 °C dans une zone de forts débits, souvent couplée à une hausse du niveau d'eau de la rivière. Généralement, les carpes asiatiques remontent les tributaires pour frayer dans le courant et retournent vers les zones plus calmes et plus larges des rivières pour s'alimenter. Les œufs doivent rester en suspension dans la colonne d'eau pour se développer adéquatement. Les œufs, puis les larves dévalent ensuite la rivière durant leur développement, les larves se métamorphosant idéalement à proximité des zones où les adultes s'alimentent. Il semble que les carpes asiatiques soient moins exigeantes quant à la sélection d'un site de fraie en Amérique du Nord que dans leur aire d'origine (Deters et coll. 2013). Comme pour plusieurs espèces de poissons, les jeunes de l'année restent à l'abri des prédateurs en profitant du couvert offert par la végétation submergée. À mesure qu'ils grossissent, leur diète se spécialise, tendant vers les préférences de l'adulte. Finalement, à l'approche de l'hiver, les quatre espèces de carpes recherchent des fosses ou des endroits plus profonds dans les cours d'eau pour hiverner.

Les carpes asiatiques ont donc besoin d'une gamme d'habitats différents pour assurer leur cycle de vie et leur survie annuelle. Dans les prochaines sections, les critères caractérisant les habitats propices aux carpes asiatiques seront précisés en fonction des besoins ou des seuils limites relatifs à l'alimentation, à la reproduction et à la survie des différentes espèces. À l'exception des sources de nourriture, les seuils qui auront été retenus pour plusieurs critères s'appliqueront généralement aux quatre espèces. Si nécessaire, des précisions seront indiquées pour chaque espèce.

Les besoins ou les seuils pour chacun des critères d'habitats propices à la dispersion ou à l'établissement des carpes asiatiques ont été déterminés en fonction des limites décrites dans la littérature scientifique. Les données proviennent principalement de leur aire de répartition d'origine ou des cours d'eau dans lesquels elles vivent aux États-Unis. Les critères ne sont pas présentés par ordre d'importance dans les sections suivantes et constituent une liste non exhaustive. Il est fort probable que d'autres caractéristiques de l'habitat aient une certaine importance pour les carpes asiatiques, mais qu'elles n'aient pas été étudiées ou évaluées en profondeur. Cependant, les seuils présentés dans les sections suivantes pourront sûrement servir de balises pour adapter les efforts déployés dans

le cadre du Programme québécois de lutte contre les carpes asiatiques. Le tableau 2.1 dans la section 2.7 résume l'ensemble des seuils retenus.

2.2 Critères liés à l'hydrographie du cours d'eau

2.2.1 Largeur du lit mineur

Le lit mineur d'un cours d'eau correspond au chenal où l'eau s'écoule ou peut s'écouler avant un débordement. Il est normalement délimité par les berges. La largeur du lit mineur est utilisée comme critère, car il s'agit de la situation qui prévaut la plupart du temps. Dans une modélisation effectuée pour déterminer si les principaux tributaires des portions est et centre du lac Érié seraient propices thermiquement et hydrologiquement au succès de fraie des carpes pélagiques (à grosse tête et argentées), Kocovsky et coll. (2012) ont utilisé un seuil de 5 à 7 m pour la largeur minimale du tributaire. Ce choix a été basé sur la plus petite largeur de rivière dans laquelle une carpe argentée ou à grosse tête a été capturée selon la base de données du United States Geological Survey (USGS) (dans ce cas, la base de données a été consultée en 2011). Le même exercice pourrait éventuellement être fait pour les carpes de roseau ou les carpes noires, mais il est fort plausible que la valeur pour les carpes pélagiques s'applique aussi aux deux autres espèces. La largeur minimale documentée pour permettre une fraie de carpe de roseau serait, en fait, à peine plus grande, soit de 8 à 10 m (d'après une communication personnelle de D. Chapman [USGS] rapportée dans Jones et coll. 2017b). Si la présence des carpes asiatiques dans un cours d'eau donné coïncide avec la période des crues printanières ou une autre période d'inondation, il est possible qu'elles aient accès à une zone située à l'extérieur du lit mineur du cours d'eau. Dans ce cas, le seuil pour la largeur du lit mineur pourrait être temporairement plus petit. Par exemple, il y a des preuves de recrutement de carpes de roseau et à grosse tête dans un réseau de canaux servant à l'irrigation de rizières, dont la largeur de plusieurs est inférieure à 5 m (Milardi et coll. 2015; Milardi et coll. 2017).

Aucune valeur précise liée à la largeur du plan d'eau nécessaire pour l'alimentation des carpes asiatiques n'a été trouvée dans la littérature. Il serait cependant étonnant d'observer des individus, tant juvéniles qu'adultes, s'alimentant loin en amont des tributaires où les largeurs du lit mineur seraient inférieures aux valeurs indiquées pour la reproduction. Les carpes remontant les tributaires pour se reproduire et préférant les larges plans d'eau pour s'alimenter, nous pouvons assumer que le seuil minimal de largeur du lit mineur pour l'alimentation est supérieur au seuil de reproduction. Par prudence, et dans la mesure où des sources de nourriture sont disponibles, le même seuil (> 5 à 10 m) peut être retenu pour la largeur du lit mineur propice à l'alimentation des carpes asiatiques, mais ce critère s'applique moins à cet aspect.

Alimentation et reproduction : Seuil minimal de 5 à 10 m de large (peut être plus petit en période de crue).

2.2.2 Longueur accessible ou distance entre l'embouchure et le premier obstacle infranchissable

Les estimations de la longueur d'un cours d'eau nécessaire pour une fraie réussie, soit de la ponte à la fin du développement larvaire, varient très souvent. Un minimum d'environ 100 km de rivière accessible a longtemps été cité comme valeur de référence (ex. : Kolar et coll. 2005; Nico et coll. 2005). Les premières estimations étaient souvent basées sur des observations ponctuelles sans avoir étudié la biologie des espèces en détail. Cependant, certaines modélisations (Kocovsky et coll. 2012; Murphy et Jackson 2013; Garcia et coll. 2015a) et divers indices récents de reproduction des carpes asiatiques (Chapman et coll. 2013; Embke et coll. 2016) suggèrent que ce n'est pas le cas. En fait, la longueur nécessaire à la réussite de la fraie serait fonction de plusieurs facteurs, notamment de la température de l'eau qui influence la vitesse de développement des œufs et des larves. Plus la température de l'eau est basse, plus le développement des œufs et des larves est lent et se fait sur une plus longue distance. Les caractéristiques de l'écoulement de l'eau (ex. : courant, débit) doivent permettre aux œufs de rester en suspension. Les caractéristiques morphologiques du cours d'eau (ex. : rétrécissement de la distance entre les rives, courbes prononcées du cours d'eau, obstacles) peuvent également modifier ou bloquer le chemin emprunté par les œufs ou les larves pendant qu'ils le dévalent. Il est donc difficile d'établir un seuil unique pour ce critère. Selon les conditions réunies dans les cours d'eau, la longueur de rivière nécessaire aux carpes asiatiques pour permettre une fraie réussie variera d'un cours d'eau à l'autre, mais également d'une année à l'autre pour un même cours d'eau. Malgré cette variance interannuelle et entre les sites pour assurer une reproduction réussie, il importe de connaître la longueur du cours d'eau accessible aux carpes asiatiques. Ce critère pourra éventuellement servir à modéliser une fraie. Dans les faits, la longueur du cours d'eau accessible se rapportera fréquemment à la distance entre son embouchure et le premier obstacle jugé infranchissable par les carpes asiatiques. Ce critère n'a pas d'influence notable sur l'alimentation des carpes asiatiques.

Alimentation : Aucun seuil pour la longueur accessible (critère sans influence notable).

Reproduction : Seuil indéterminé pour la longueur nécessaire, variable selon les conditions hydrologiques et la température de l'eau (annuellement pour un cours d'eau donné et d'un tributaire à l'autre).

2.2.3 Profondeur (bathymétrie)

La distribution verticale des carpes asiatiques dans les cours d'eau est fortement liée à la profondeur à laquelle elles trouvent leur nourriture. La distribution des plantes aquatiques, les concentrations de phytoplancton ou de zooplancton et la distribution des invertébrés ou des mollusques dicteront donc où il serait plausible de trouver des carpes asiatiques en train de s'alimenter. Comme la distribution de ces sources de nourriture varie sur une base saisonnière et même journalière pour certaines, une variabilité des valeurs est observée entre les études sur la profondeur à laquelle les carpes asiatiques sont détectées.

Les carpes de roseau ont une forte préférence pour les endroits où subsiste une forte densité de plantes submergées, soit de 1 à 3 m de profondeur et relativement près des rives du plan d'eau (Nixon et Miller 1978; Nail et coll. 1979). Par exemple, Stich (2011) a indiqué que, dans un lac de retenue ensemencé avec de la carpe de roseau (lac Gaston, Caroline du Nord et Virginie), ces dernières

évoluaient à une profondeur moyenne de 2,9 m. D'après une étude par télémétrie, résumée dans Kolar et coll. (2005), les localisations des carpes argentées et à grosse tête étaient beaucoup plus fréquentes à une profondeur de 3 m ou plus (dans la rivière Missouri). Par ailleurs, plus de 70 % des carpes argentées (adultes et subadultes; n = 100) ont été pêchées à une profondeur égale ou inférieure à 1 m (dans le cadre du *Long Term Resource Monitoring Program* dans le bassin supérieur du fleuve Mississippi), mais sont détectées en général à une profondeur de 1 à 5 m (information rapportée dans Kolar et coll. 2005; 2007a). DeGrandchamp et coll. (2008) ont rarement détecté les deux espèces pélagiques à une profondeur supérieure à 4 m, peu importe les conditions abiotiques. Les carpes à grosse tête s'alimentent souvent à la surface, mais aussi partout dans la colonne d'eau, tandis que les carpes argentées ne s'alimentent pas couramment à la surface (Kolar et coll. 2007a). Peu d'information est disponible sur les carpes noires, mais, considérant la niche alimentaire qu'elles occupent, on s'attend à ce qu'elles se maintiennent près du fond et sur les bords des plans et des cours d'eau. Les juvéniles des quatre espèces, de même que les adultes, s'ils y ont accès, peuvent probablement se nourrir dans des zones encore moins profondes que ce qui est rapporté ici, pourvu qu'il y ait de la nourriture. Le seuil associé à la profondeur du cours d'eau lorsque les carpes asiatiques s'alimentent changera donc et sera corrélé à la distribution de leurs sources de nourriture. Pour cette raison, il est difficile d'établir un seuil précis pour l'alimentation, mais une profondeur variant de 0,5 à 4 m est probablement une estimation valable.

Lorsque la température de l'eau baisse, les carpes asiatiques occupent des zones plus profondes. Par exemple, dans un lac de retenue, les carpes de roseau se maintenaient, en moyenne, un peu plus près de la surface en été ($\approx 2,5$ m) qu'en hiver ($\approx 3,4$ m) (Stich 2011). À part cet exemple très précis, aucune autre donnée n'a été trouvée quant à la profondeur à laquelle les carpes asiatiques passent la période hivernale. Cependant, les quatre espèces peuvent survivre à l'hiver sous nos latitudes (quelques exemples rapportés dans Kolar et coll. 2005] et dans Cooke 2016]). Un seuil situé dans la limite la plus profonde pour celui lié à l'alimentation est probablement nécessaire pour permettre aux carpes asiatiques de survivre à l'hiver.

Les activités de fraie des carpes asiatiques ont lieu dans la partie supérieure de la colonne d'eau, souvent à la surface, près ou au-dessus de rapides, de bancs de sable, dans des eaux turbides, à la confluence de rivières ou au pied de barrages (Stanley et coll. 1978; Shireman et Smith 1983). La profondeur de l'eau ne semble pas être un facteur important pour frayer (Shireman et Smith 1983). Aucune valeur précise n'a été trouvée quant à la profondeur de fraie idéale. Cependant, si elle est insuffisante pour que les œufs restent en suspension dans la colonne d'eau (associée à d'autres variables comme la vitesse du courant), la fraie sera un échec. La portion la moins profonde du seuil lié à l'alimentation peut probablement être aussi considérée pour la profondeur liée à la reproduction des carpes asiatiques.

Alimentation : Seuil de 0,5 à 4 m de profondeur, lié à l'abondance des sources de nourriture.

Reproduction : Seuil inconnu, mais probablement dans les limites de celui pour l'alimentation (lié à d'autres critères comme la vitesse du courant, doit permettre aux œufs de rester en suspension).

Survie hivernale : Seuil supérieur à 3 m de profondeur.

2.2.4 Comment estimer les valeurs pour les critères liés à l'hydrographie du cours d'eau?

La largeur du cours d'eau est facilement estimable à l'aide de photos satellitaires ou aériennes. Tant que la limite amont est connue (ex. : position d'un barrage ou d'une chute infranchissable, fin du cours d'eau, etc.), la longueur du cours d'eau accessible aux carpes asiatiques se mesure également assez aisément avec un outil géomatique. L'évaluation de la profondeur du cours d'eau nécessite de prendre plusieurs mesures tout au long de son cours, et ce, à plusieurs périodes de l'année. Il peut être fastidieux de mesurer la profondeur manuellement, mais il existe certains moyens moins coûteux en ce qui a trait au temps. Si le cours d'eau est navigable, un simple passage en bateau équipé d'un sonar peut nous fournir les données requises. Il est aussi possible de laisser de l'équipement descendre le cours d'eau (ex. : bouée HydroBall™) qui enregistrera automatiquement la bathymétrie au fil de l'eau. Cet équipement peut être lâché à un endroit et récupérer plus en aval. Il est construit et conçu pour résister à la descente des chutes ou des rapides. Cependant, il suivra le courant et ne pourra pas passer à des endroits prédéterminés.

2.3 Critères liés à l'écoulement de l'eau dans le cours d'eau

2.3.1 Vitesse du courant

La fraie des carpes asiatiques s'effectue généralement dans des habitats où les eaux sont turbides et en mouvement, souvent durant les périodes où le niveau de l'eau est élevé ou en hausse. Le chenal principal d'un cours d'eau, la confluence de rivières ou de courants, le pied des barrages ou les sites localisés à proximité d'une île sont de bons exemples de frayères potentielles pour les quatre espèces de carpe asiatique. Il semble qu'une vitesse de courant appropriée puisse être un critère pour induire une fraie tant dans l'aire d'origine des carpes asiatiques que dans les zones où elles sont maintenant établies. Cependant, les estimations de la vitesse du courant nécessaire dans les frayères varient beaucoup d'une étude à l'autre ou les endroits où elles se sont déroulées. Par exemple, les vitesses de courant propices varieraient de 0,3 à 0,9 m/s (en Chine, Yih et Liang, 1964; rapporté dans Schofield et coll., 2005), de 0,3 à 3,0 m/s (aire d'origine ou pas, plusieurs sources rapportées dans Kolar et coll. 2007a), de 0,5 à 2,4 m/s (tableau récapitulatif, aire d'origine; Stott et Cross 1973), ou seraient supérieures à 0,8 m/s (Stanley et coll. 1978). Plusieurs autres exemples conformes à ces intervalles sont rapportés dans la littérature russe, souvent dans l'aire d'origine des carpes asiatiques (résumé dans Naseka et Bogutskaya 2011 et Bogutskaya et coll. 2017) : 0,5 et 2,0 m/s (rivière Syr Darya, carpes argentées; Kamilov et Salikhov, 1996), 0,6 à 1,0 m/s (rivière Ili, carpes de roseau; Faryshev et Bashunov 1980), 0,7 à 1,4 m/s avec un minimum de 0,3 m/s (fleuve Amour, carpes argentées et de roseau; Krykhtin et Gorbach 1981), 0,9 à 2,0 m/s (rivière Terek, carpes de roseau; Abdusamadov 1989). Kocovsky et coll. (2012) ont utilisé une vitesse de courant de 0,7 m/s pour leur modélisation, testant la possibilité que les carpes asiatiques fraient dans le lac Érié. DeGrandchamp et coll. (2007) indiquent que la vitesse du courant influencerait également la fraie des carpes argentées et à grosse tête dans la rivière Illinois. Ils ont rapporté que, durant une saison sèche (vitesse du courant inférieure à 0,2 m/s), les adultes semblaient prêts à frayer (indices gonado-somatique et de fécondité élevés), mais très peu de larves ont été collectées et certains individus montraient des signes de réabsorption

des œufs. Par contre, l'année précédente, la vitesse du courant était plus élevée (supérieure à 0,7 m/s) et plus de larves ont été collectées malgré des indices gonado-somatique et de fécondité plus faibles. Malgré tous ces exemples, certains cas de fraie en étang, donc en absence de courant, ont aussi été rapportés (Stanley et coll. 1978).

Les œufs de carpes asiatiques se développent généralement en restant en suspension dans le courant. Le taux de survie des œufs de carpes de roseau chute rapidement lorsqu'ils sont partiellement ou totalement ensevelis sous les sédiments (expérience en laboratoire avec du sable; George et coll. 2015). De plus, malgré la survie d'une certaine proportion des œufs déposés sur le sable, la fréquence des difformités augmentait dans ces conditions (ce qui était aussi le cas pour les autres traitements). Il est rapporté que les œufs ont besoin d'une vitesse de courant supérieure à 0,8 m/s pour bien se développer, mais certains cas ont été rapportés à aussi bas que 0,2 m/s (Stanley et coll. 1978; Leslie et coll. 1982; Shireman et Smith 1983; Cudmore et Mandrak 2004). Des œufs de carpes argentées, à grosse tête et de roseau ont été collectés dans la rivière Missouri dans une large gamme de vitesses de courant (de 0,22 à 1,07 m/s; Deters et coll. 2013). De plus, Larson et coll. (2017) ont démontré que les vitesses de courant les plus élevées sont associées à de plus fortes probabilités d'observer des œufs ou des larves de carpes asiatiques dans le fleuve Mississippi et quatre de ses tributaires. En se basant sur plusieurs tests en laboratoire et sur le terrain, Murphy et Jackson (2013) ont indiqué, par des modélisations dans quatre tributaires des Grands Lacs, que des vitesses de courant variant de 0,15 à 0,25 m/s peuvent permettre aux œufs de carpes asiatiques de rester en suspension, ce qui a été confirmé par la découverte d'œufs dans la rivière Sandusky (Embke et coll. 2016). Yi et coll. (2010) indiquent plutôt que les œufs commenceraient à couler à des vitesses de courant inférieures à 0,27 m/s. Par contre, des tests avec des œufs synthétiques simulant ceux de carpes argentées ont démontré que 65 % des œufs restaient en suspension à un courant aussi faible que 0,07 m/s (Garcia et coll. 2015b).

La vitesse de courant nécessaire dans un tributaire, tant pour déclencher la fraie que pour permettre le développement des œufs, varie beaucoup. Ce critère est aussi associé à l'effet d'autres variables (ex. : température de l'eau, débit, turbidité, hausse du niveau de l'eau). Plusieurs critères peuvent donc agir simultanément pour induire une fraie, rendant les généralisations difficiles à faire. Le seuil retenu pour la vitesse de courant nécessaire à la reproduction des carpes asiatiques correspond à des valeurs comprises entre 0,2 et 3,0 m/s, mais cet intervalle serait applicable uniquement lorsque la température de l'eau est supérieure à 17 °C (voir la section 2.4).

Comme indiqué précédemment, les carpes asiatiques s'alimentent surtout dans des étendues d'eau calmes. Il semble que ces dernières évitent les zones avec un écoulement d'eau plus rapide en dehors des périodes de fraie. Par exemple, une étude par télémétrie (rivière Missouri; rapportée dans Kolar et coll. 2007a) a démontré que les carpes à grosse tête choisissent d'abord les habitats de faible courant (ex. : derrière des digues). De plus, 97 % des carpes à grosse tête et 95 % des carpes argentées de toutes tailles ont été capturées dans des habitats dont la vitesse de courant était inférieure à 0,3 m/s (dans le cadre du *Long Term Resource Monitoring Program* dans le bassin supérieur du fleuve Mississippi; Kolar et coll. 2007a). La même constatation peut être faite pour les carpes de roseau : celles-ci évitaient les zones dont le courant était supérieur à 0,8 m/s (dans un canal d'irrigation; Beyers et Carlson 1993). De plus, la force du courant peut influencer la distribution des sources de nourriture.

Par exemple, les plantes aquatiques peuvent être moins abondantes dans des zones où l'écoulement de l'eau est rapide. Le seuil retenu pour la vitesse du courant relative à l'alimentation des carpes asiatiques est donc plus faible (inférieur à 0,8 m/s). Même si elles s'alimentent vraisemblablement moins dans les endroits où l'écoulement de l'eau est rapide, ceux-ci ne sont assurément pas un frein à leur dispersion.

Alimentation : Seuil inférieur à 0,8 m/s, mais les zones dont le courant est plus rapide peuvent être utilisées comme zones de transition.

Reproduction : Seuil compris entre 0,2 et 3,0 m/s, mais dont les températures de l'eau sont supérieures à 17 °C.

2.3.2 Débit

Le débit du cours d'eau est aussi fréquemment rapporté comme ayant une influence sur le déclenchement de la fraie des carpes asiatiques ou sur le maintien des œufs en suspension. Le débit peut être étroitement corrélé à la vitesse du courant ou à la hausse du niveau de l'eau. Comme pour la vitesse du courant, les valeurs associées au débit affichent une forte variabilité d'un site à l'autre ou d'une année à l'autre. Le débit pour induire une fraie pour les carpes noires serait optimal à partir de 400 m³/s, mais il ne devrait pas être inférieur à 160 m³/s (Nico et coll. 2005). Il s'agirait du même optimum pour les carpes de roseau (Stanley et coll. 1978). De plus, un débit minimum de 170 à 200 m³/s est nécessaire pour la fraie des carpes de roseau dans le canal Kara Kum au Turkménistan, où le niveau de l'eau est constant (Aliiev 1976). Dans la rivière Missouri, la période de fraie pour les carpes à grosse tête a eu lieu à des débits supérieurs à 2 300 m³/s durant les deux années de l'étude (Schrank et coll. 2001). Une modélisation faite pour le fleuve Yang Tsé dans l'aire d'origine des carpes asiatiques indique que, à un débit de 3 000 m³/s sortant du réservoir des barrages, 95 % de l'aire d'étude afficherait des vitesses de courant appropriées pour la fraie (seulement 45 % à 1 000 m³/s; Yi et coll. 2010). Une modélisation a démontré qu'un débit de 31 m³/s serait suffisant dans la rivière Sandusky, en Ohio, pour garder les œufs en suspension (Murphy et Jackson 2013). Par contre, Embke et coll. (2016) y ont collecté des œufs de carpes de roseau à des débits variant de 129 à 368 m³/s. Lors d'échantillonnages effectués durant trois années consécutives dans la rivière Wabash, un tributaire de la rivière Ohio dans le bassin du fleuve Mississippi, le pic le plus élevé pour la densité d'œufs de carpes argentées et à grosse tête a été observé aux débits les plus élevés (10 977 œufs/m³ pour un débit de 894 m³/s; Coulter et coll. 2016). Incidemment, de faibles densités d'œufs étaient observées à des débits plus faibles (526 œufs/m³ pour 26 m³/s ou 18 œufs/m³ à un débit de 63 m³/s). De même, dans la rivière Missouri, le flux des œufs de carpes asiatiques était significativement corrélé au débit (Deters et coll. 2013). Le seuil retenu pour le débit journalier moyen pouvant induire la reproduction de carpes asiatiques est supérieur à 130 m³/s, mais le débit peut être considérablement plus élevé, entre autres, à cause de la grosseur du cours d'eau. Comme pour la vitesse du courant, des seuils pour d'autres critères, comme la température de l'eau, doivent être atteints pour que le débit soit considéré.

La moyenne annuelle pour le débit journalier moyen est une donnée plus courante dans les bases de données. Cette variable pourrait être utilisée pour faire une première évaluation du débit d'un cours d'eau. Le débit moyen journalier pourrait ensuite permettre de cibler une période où les débits sont

suffisants pour induire une fraie. Long et coll. (2014) ont utilisé une moyenne annuelle de seuil de $8,5 \text{ m}^3/\text{s}$ pour répertorier les tributaires des réservoirs pouvant convenir à la reproduction des carpes à grosse tête. Ils se sont basés sur la valeur la plus faible connue à laquelle cette espèce s'est reproduite aux États-Unis. Ainsi, ce seuil pourrait également être utilisé pour les cours d'eau québécois.

Aucune information n'a été trouvée quant à l'influence du débit sur l'alimentation des carpes asiatiques. Cependant, conformément aux données présentées dans les autres sections, on peut supposer qu'elles préfèrent se nourrir dans des zones où le débit est relativement faible.

Alimentation : Aucun seuil retenu, probablement peu élevé, mais les zones dont le débit est plus rapide peuvent être utilisées comme zones de transition.

Reproduction : Seuil supérieur à $130 \text{ m}^3/\text{s}$ pour le débit moyen journalier, mais dont la température de l'eau est supérieure à $17 \text{ }^\circ\text{C}$. L'optimum pour le débit journalier serait supérieur à $400 \text{ m}^3/\text{s}$, mais peut être considérablement plus grand. Seuil de $8,5 \text{ m}^3/\text{s}$ pour la moyenne annuelle du débit journalier moyen.

2.3.3 Hausse du niveau de l'eau ou du débit

Pour certains, la hausse du niveau de l'eau ou du débit est le facteur primaire à considérer pour déterminer les périodes de fraie des carpes asiatiques (Schrank et coll. 2001; Duan et coll. 2009; Kocovsky et coll. 2012). Dans certains cas, on rapporte même qu'une hausse du niveau de l'eau supérieure à 1,3 m en 12 heures est nécessaire (voir le tableau résumé dans Stott et Cross 1973). Aussi, pour le fleuve Yang Tsé, en Chine, l'augmentation minimale du débit pour déclencher la fraie des carpes asiatiques devrait durer au moins quelques jours et être supérieure à $500 \text{ m}^3/\text{s}/\text{j}$ et l'augmentation quotidienne du niveau de l'eau, supérieure à $0,30 \text{ m}/\text{j}$ (Yi et coll. 2010). Il a d'ailleurs été proposé que plusieurs pics d'inondation devraient être créés par la gestion du barrage des Trois-Gorges (fleuve Yang Tsé en Chine) pour simuler la fraie et le recrutement des quatre espèces de carpe asiatique. Cette gestion devrait inclure des hausses diurnes du niveau d'eau d'au moins $0,55 \text{ m}/\text{jour}$ lorsque la température varie de 18 à $24 \text{ }^\circ\text{C}$ (Li et coll. 2013). Dans la rivière Missouri, les pics estimés pour la fraie des carpes à grosse tête correspondent à des hausses du niveau de la rivière de $0,57$ ou $0,98 \text{ m}$, selon les années (Schrank et coll. 2001). De même, il y a un fort lien entre l'apparition de jeunes carpes argentées ou à grosse tête de l'année et les inondations durant l'été dans une portion de la rivière Illinois (variant de 0 à environ 99 000 individus pêchés selon le niveau de la rivière, de 2000 à 2014; Gibson-Reinemer et coll. 2017). Dans leur modélisation, Kocovsky et coll. (2012) ont considéré une hausse de la vitesse du courant de $0,7 \text{ m}/\text{s}$ par rapport à la vitesse du courant prédite. Même si une hausse du niveau de l'eau ou du débit peut accroître le succès de la fraie des carpes asiatiques, ce ne serait pas toujours un préalable (Kolar et coll. 2007a; Deters et coll. 2013). Par exemple, les carpes de roseau peuvent se reproduire dans le canal Kara Kum (Turkménistan), à un niveau d'eau relativement constant, puisque le débit est suffisant (Aliev 1976] rapporté dans Shireman et Smith 1983). C'est également le cas dans la rivière Wabash, aux États-Unis, où Coulter et coll. (2016) indiquent que la hausse du débit ou du niveau d'eau influencerait plutôt la densité des œufs. Une hausse trop importante ou trop faible du niveau de l'eau ou du débit peut aussi entraîner des effets négatifs sur la fraie des carpes asiatiques, soit en créant des forces de courant trop grandes ou en ne

stimulant pas suffisamment les carpes pour induire la fraie. Par exemple, Yi et coll. (2010) ont démontré que des hausses du niveau de l'eau de 1,05 m/j et de 0,09 m/j ont toutes les deux réduit le succès de la fraie dans le fleuve Yang Tsé. Finalement, Sullivan et coll. (2018) suggèrent que la synchronie des régimes régionaux d'inondation détermine le degré de similarité entre les populations de carpes argentées dans le Mississippi.

Comme pour la vitesse du courant ou le débit, ce critère doit être en adéquation avec la température de l'eau pour permettre une combinaison de valeurs nécessaires au déclenchement d'une fraie. Il y a une bonne variabilité entre les régions ou les rivières, rendant, encore une fois, les généralisations difficiles. Il est donc ardu d'établir un seuil précis pour ce critère dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires, ces derniers offrant à la fois des habitats analogues aux grands fleuves de l'aire d'origine des carpes asiatiques et de nouveaux environnements à coloniser. Il importe donc de bien connaître les variations historiques du niveau de l'eau et du débit dans le fleuve ou dans ses tributaires ou d'avoir accès à des valeurs instantanées. Ce critère pourrait être utilisé comme signal d'alarme afin de suivre les autres critères hydrologiques (courant, débit, température). Il pourrait ainsi être possible de prédire une fenêtre idéale pour la fraie ou de décider du moment pour agir durant une année donnée selon les changements propres à chaque cours d'eau.

La hausse du niveau de l'eau ou du débit n'est pas considérée comme un critère important pour déterminer les habitats propices à l'alimentation des carpes asiatiques.

Alimentation : Aucun seuil pour la hausse du niveau de l'eau ou du débit (critère sans influence notable).

Reproduction : Seuil indéterminé, mais connaître le moment et l'importance des variations de niveau et de débit du cours d'eau.

2.3.4 Turbidité de l'eau

L'effet de la turbidité de l'eau sur la reproduction des carpes asiatiques ne fait pas consensus. Par exemple, Krykhtin et Gorbach (1981) ont conclu que la turbidité n'a pas d'influence sur la fraie des carpes de roseau ou argentées. Par ailleurs, le flux d'œufs de carpes asiatiques était significativement corrélé à la turbidité dans la rivière Missouri (turbidité moyenne de 693 ± 485 [SD] UTN; $n = 27$; Deters et coll. 2013). De même, les captures de larves de carpes argentées et à grosse tête étaient les plus abondantes lorsque la turbidité dépassait 163 UTN, mais de concert avec une température d'eau supérieure à 22,5 °C (peu de larves ont été capturées sous 123,5 UTN; Hintz et coll. 2017). Une turbidité élevée de l'eau peut aussi permettre de réduire la prédation sur les œufs et les larves. Une énorme quantité d'œufs (souvent > 1 000 000, peu importe l'espèce; Cudmore et Mandrak 2004; Kolar et coll. 2005; Nico et coll. 2005; Cooke 2016) est produite à chaque fraie des carpes asiatiques. Une réduction minimale de la survie des œufs et des larves à la suite d'une prédation ou d'autres facteurs peut tout de même engendrer une augmentation notable du recrutement et exacerber les conséquences pour les écosystèmes aquatiques.

La turbidité est probablement un critère de moindre importance pour les risques de reproduction des carpes asiatiques dans les tributaires du fleuve Saint-Laurent ou dans le fleuve lui-même. Ce critère est souvent étroitement et positivement corrélé à la vitesse du courant ou au débit. Les rivières risquent donc d'avoir atteint des degrés de turbidité relativement élevés au moment de la fraie des carpes asiatiques, surtout si cette dernière survient à des vitesses de courant ou à des débits élevés comme le suggère la littérature. Un seuil de 125 UTN pourrait être retenu pour la reproduction, mais il est à considérer avec précaution, car peu d'études valident ce seuil. Également, une forte turbidité peut entraîner un risque plus élevé de recouvrement des œufs par les sédiments si la vitesse du courant ne permet plus de les maintenir en suspension dans la colonne d'eau, ce qui nuit à leur survie (George et coll. 2015).

La turbidité de l'eau peut être associée à une teneur élevée en plancton ou autres particules organiques, ce qui pourrait avoir un effet positif sur l'alimentation des carpes asiatiques. Les quatre espèces de carpe asiatique se nourrissent de particules organiques en suspension à un moment ou à un autre de leur vie ou de l'année. Cependant, aucune information précise sur des valeurs de turbidité associées à l'alimentation des carpes asiatiques n'a été trouvée. De plus, les sources de nourriture sont traitées comme un critère à part entière. Conséquemment, aucun seuil pour la turbidité de l'eau n'a été retenu quant à cet aspect.

Alimentation : Aucun seuil retenu pour la turbidité (voir la section sur les critères liés à l'alimentation des carpes asiatiques).

Reproduction : Seuil supérieur à 125 UTN (critère de moindre importance et données peu abondantes).

2.3.5 Comment estimer les valeurs des critères liés à l'écoulement de l'eau dans le cours d'eau?

Idéalement, la vitesse du courant, le débit, les variations du niveau de l'eau et de débit ainsi que la turbidité seraient suivis en continu à plusieurs endroits d'un cours d'eau. Divers appareils existent pour estimer ces paramètres, mais ces suivis nécessitent des ressources matérielles très importantes, surtout pour un territoire aussi vaste que le Québec qui comporte de nombreux cours d'eau risquant d'être envahis par les carpes asiatiques. Par contre, il y a des stations hydrométriques réparties sur le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires qui peuvent nous informer, en continu, des vitesses du courant, des débits ou du niveau de l'eau. Ces données pourraient nous fournir des indications en temps réel sur les cours d'eau où il serait nécessaire d'intervenir. De plus, selon la localisation géographique de ces stations, il sera possible de savoir s'il est nécessaire ou non de déployer du matériel mesurant ces variables ailleurs sur le territoire québécois. À défaut d'obtenir des observations en continu, la vitesse moyenne, le débit moyen ou le niveau de l'eau en période de crue pourrait aussi être de bons indicateurs. Les données météorologiques historiques peuvent aussi fournir des indices sur la récurrence des périodes de pluie prolongée ou de fortes accumulations d'eau et ainsi permettre d'estimer les fenêtres annuelles idéales où les conditions dans les rivières risquent d'être propices aux carpes asiatiques.

2.4 Critères liés à la température dans le cours d'eau

2.4.1 Valeur réelle de température

Les quatre espèces de carpe asiatique sont capables de tolérer une vaste gamme de températures d'eau, variant d'à peine plus de 0 °C à plus de 40 °C (Nico et coll. 2005; Schofield et coll. 2005; Cooke 2016). Malgré quelques variations entre les espèces, l'optimum de température se situe autour de 22 à 28 °C (≈25 °C pour les carpes de roseau : Schofield et coll. 2005; 25 à 27 °C en laboratoire pour les carpes à grosse tête; Kolar et coll. 2005; 18 à 39 °C tableau récapitulatif pour les carpes à grosse tête et argentées dans Cooke 2016; 10 à 33 °C pour les carpes noires; Nico et coll. 2005). Comme c'est le cas pour plusieurs espèces de poissons vivant au Québec, il est possible que les conditions propices à l'établissement des carpes asiatiques se situent plus près du seuil inférieur de la température de l'eau. En effet, le Québec est situé dans une zone climatique comparable à la portion nord de leur aire d'origine. Les carpes asiatiques peuvent donc vivre à peu près partout dans les eaux québécoises. Dans plusieurs cas, la température de l'eau se situe dans cet optimum, et ce, pendant une bonne partie de l'été. Des refuges hivernaux à des sites plus profonds ou qui maintiennent une température plus élevée seront cependant nécessaires pour assurer leur survie. Lorsque seule la température de l'eau est considérée, la survie des carpes asiatiques au Québec n'est donc pas un problème (seuil retenu de 0 à 40-45 °C). Cependant, autant l'alimentation que la reproduction sont influencées par la température de l'eau et des seuils uniques et plus précis ont été retenus pour ces deux aspects.

Les préférences de températures d'eau qui favorisent l'alimentation sont semblables pour les quatre espèces de carpe asiatique (voir, par exemple, Cudmore et Mandrak 2004; Kolar et coll. 2005; Nico et coll. 2005; Schofield et coll. 2005; tableau récapitulatif dans Cooke 2016; Jones et coll. 2017b). À une température d'eau inférieure à 3-5 °C, les activités d'alimentation des carpes asiatiques sont rares ou cessent. Elles commencent généralement à s'alimenter lorsque la température de l'eau varie de 5 à 12 °C, mais les taux de consommation restent faibles sous les 14 ou 15 °C. Elles deviennent très actives autour de 20 °C et le restent jusqu'à une température de l'eau supérieure à 30 °C. Par exemple, d'après Miller et Decell (1984), les taux de consommation de nourriture des carpes de roseau restent faibles lorsque la température de l'eau est inférieure à 14 °C. De 14 à 16 °C, elles sont plutôt sélectives et s'alimentent intensément à partir de 20 °C, conservant ce mode d'alimentation jusqu'à 36 °C. L'étendue des températures d'eau auxquelles les carpes à grosse tête et argentées s'alimentent davantage serait de 10 à 30 °C (tableau récapitulatif dans Cooke 2016). Le gain maximum de poids pour les carpes argentées ou les carpes noires se produit, respectivement, de 24 à 31 °C (Mahboob et Sheri 1997], rapporté dans Kolar et coll. 2005) et de 22 à 28 °C (Nico et coll. 2005). Le seuil retenu pour la température de l'eau, lié à l'alimentation des carpes asiatiques, peut donc être modulé comme suit : activités d'alimentation rares ou absentes sous les 3 à 5 °C ou à partir de 35 °C, augmentation graduelle des activités d'alimentation de 5 à 20 °C, activités maximales à partir de 20 °C. Il faut aussi considérer que l'abondance relative des sources de nourriture est également en partie fonction de la température de l'eau, ce qui influence la gamme de températures auxquelles les carpes asiatiques s'alimentent.

Comme pour l'alimentation, les préférences pour les différentes étapes de la reproduction (fraie, développement des œufs et des larves) sont homogènes d'une espèce à l'autre (voir, par exemple, Cudmore et Mandrak 2004; Kolar et coll. 2005; Nico et coll. 2005; Schofield et coll. 2005; tableau récapitulatif dans Cooke 2016; Jones et coll. 2017b). Il est généralement admis qu'une température d'eau supérieure à 17 ou 18 °C est nécessaire pour déclencher la fraie chez les carpes asiatiques. La fraie peut cesser si la température de l'eau redescend sous ce seuil, mais reprendra plus tard lorsque la température remontera (Duan et coll. 2009; Wang et coll. 2014). Selon les sources, la température optimale de l'eau pour la fraie se situe entre 20 et 27 °C, mais avec une gamme étendue de 15 à 30 °C. Des indices de fraie ont, par exemple, été observés jusqu'à 30 ou 31 °C dans une portion de la rivière Illinois (Gibson-Reinemer et coll. 2017). Des comportements de rassemblement de préfraie ou une migration vers les zones de fraie sont aussi observés lorsque la température de l'eau se situe entre 15 et 18 °C. Bien que la fraie des carpes asiatiques soit induite par une combinaison de facteurs, la température semble avoir une influence constante. Par exemple, Li et coll. (2013) ont déterminé que, parmi 12 variables prédictives, les activités de fraie seraient principalement influencées par la température de l'eau (de 18 à 24 °C) combinée à une hausse diurne du niveau de l'eau (de 0,55 m/j). D'autres exemples pour la carpe de roseau dans son aire d'origine combinent la température de l'eau, la vitesse du courant et la hausse du niveau de l'eau dans la rivière (> 17 °C, courant de 0,7 à 1,4 m/s, haut niveau pendant 1 à 2 semaines : Krykhtin et Gorbach 1981; 18 à 19 °C, hausse du niveau de l'eau et courant de 0,9 à 2,0 m/s : Abdusamadov 1989; > 18 °C et de 0,6 à 1,0 m/s : Faryshev et Bashunov, 1980; résumé dans Bogutskaya et coll. 2017). Le seuil retenu est donc modulé de la manière suivante : aucune activité de reproduction sous les 17 °C et à partir de 30 °C, rassemblement de préfraie ou migration vers les aires de fraie entre 15 et 17 °C, fraie possible entre 17 et 30 °C (optimum de 20 à 26 °C).

Le développement des œufs et des larves des carpes asiatiques est aussi influencé par la température de l'eau. Une baisse du taux de survie des œufs et une augmentation des malformations des larves sont observées à une température de l'eau sous les 18 à 20 °C et à partir de 31 °C, mais les larves toléreraient un intervalle de 16 à 40 °C (Stott et Cross 1973; Shireman et Smith 1983; Kolar et coll. 2005; Schofield et coll. 2005). La température optimale pour l'incubation des œufs de carpes de roseau se situerait entre 21 et 26 °C (Shireman et Smith 1983). Par exemple, l'étendue des températures d'eau auxquelles des œufs de carpes argentées et à grosse tête ont été trouvés dans la rivière Wabash, un tributaire de la rivière Ohio, variait de 18,5 à 29,7 °C (Coulter et coll. 2013), ce qui correspond aux intervalles rapportés. Un autre exemple indique qu'à 30 °C 50 % des embryons de carpes de roseau meurent après 8 à 9 heures d'incubation (tous les embryons meurent à 32 et 34 °C; Duvarova 1980], résumé dans Bogutskaya et coll. 2017). Parmi les survivants, la majorité meurt avant l'éclosion et chez ceux qui éclosent, 0,5 à 1 % affichent des anomalies et meurent. Le temps d'incubation des œufs varie en fonction de la température de l'eau, plus celle-ci est élevée, plus le temps d'incubation est court. Chez la carpe de roseau, l'incubation des œufs varie de 60 à 16 heures pour une température d'eau variant de 17 à 30 °C (Shireman et Smith 1983). Chapman et George (2011) ont analysé le temps de développement des œufs de carpes à grosse tête et argentées dans des conditions contrôlées. Pour la carpe à grosse tête, 45,1 heures à 20,1 °C et 31,2 heures à 22,3 °C étaient nécessaires comme temps d'incubation. Pour la carpe argentée, l'éclosion avait lieu après 45,4 heures à 19,6 °C et après 26,7 heures à 22,3 °C. Le temps d'incubation diminuerait même jusqu'à 18,5

heures lorsque l'eau est à 25,5 °C (Murty et coll. 1986, rapporté dans Murphy et Jackson 2013). Dans le cours supérieur du fleuve Yang Tsé, dans l'aire d'origine des carpes asiatiques, il a été estimé que de 30 à 35 heures sont nécessaires à 20-23 °C pour que les œufs éclosent (Jiang et coll. 2010). Le temps d'incubation est légèrement différent chez les espèces de carpe asiatique. Cependant, la même constatation s'impose, soit qu'une différence de seulement quelques degrés engendre un changement considérable dans le temps d'incubation. George et Chapman (2013) ont estimé qu'une variation de 3 °C peut causer une différence de 15 à 17 heures pour le temps nécessaire à l'éclosion des œufs et de 2 à 3 jours entre la fertilisation et l'atteinte du stade larvaire où les larves peuvent se mouvoir et quitter le courant (carpes argentées et à grosse tête). La température de l'eau aura ainsi une influence sur la longueur de rivière nécessaire pour le développement des œufs et des larves. Le seuil retenu pour le développement des œufs et des larves est le même que celui pour induire une fraie.

2.4.2 Degrés-jours

Une autre approche utilisée pour déterminer le moment propice de la fraie chez les carpes asiatiques est basée sur l'accumulation de degrés-jours (°J; somme de la température moyenne journalière de l'eau supérieure à une température donnée) permettant la maturation des gonades. Selon Coulter et coll. (2016), l'accumulation de degrés-jours est le facteur qui influence le plus l'amorce de la fraie (carpes argentées et à grosse tête) dans la rivière Wabash, un tributaire de la rivière Ohio. Dans le fleuve Amour, en Russie, une moyenne de 2 865 °J (de 2 655 à 3 111 °J, $T_0 = 0$ °C) serait nécessaire annuellement pour la maturation des gonades de carpes argentées et de roseau. Les conditions favorables à plus d'une fraie dans l'année pour les carpes argentées serait d'avoir de 1 500 à 2 000 °J ($T_0 = 0$ °C) entre les fraies et une augmentation du poids des femelles d'au moins 0,7 à 0,8 kg (Bagrov et Chertikhin 1985, résumé dans Naseka et Bogutskaya 2011). Kocovsky et coll. (2012) ont utilisé une valeur annuelle de 2 685 °C ($T_0 = 0$ °C) dans leur modélisation testant la possibilité que les carpes asiatiques fraient dans le lac Érié. Il y a une certaine confusion, causée par la compréhension et la traduction de recherches écrites en russe, quant au nombre de degrés-jours nécessaires pour la période de préfraie relativement à la valeur de T_0 . De 565 à 650 °J (selon le niveau de l'eau) devraient être accumulés pour amorcer la période de préfraie (Gorbach et Krykhtin 1980, résumé dans Bogutskaya et coll. 2017) et environ 919 °J seraient nécessaires pour une maturation de masse (Gorbach et Krykhtin 1981, résumé dans Bogutskaya et coll. 2017). En se basant sur les travaux de Gorbach et Krykhtin (1981), Kocovsky et coll. (2012) ont utilisé une valeur de 655 °J pour les carpes argentées et de 633 °J pour les carpes de roseau comme somme nécessaire avant la période de préfraie dans leur modélisation. Une vraie T_0 de 15 °C est parfois utilisée comme référence pour la somme à être accumulée avant la fraie (voir aussi Cooke 2016; Jones et coll. 2017a), soit uniquement les degrés supplémentaires au-dessus de 15 °C (ex. : une température moyenne journalière de 17 °C donne 2 °C dans le calcul). Cependant, la T_0 de 15 °C rapportée dans Kocovsky et coll. (2012) est plutôt associée à une T_0 supérieure à 0 °C, mais en utilisant uniquement les degrés lorsque la température moyenne journalière est égale ou dépasse les 15 °C (P. Kocovsky, communication personnelle). Par exemple, pour quatre jours avec une température moyenne de 16°, 17°, 14° et 15 °C, la somme utilisée serait de 48 °C (16 + 17 + 15, la journée avec une température moyenne de 14 °C n'est pas considérée). Cette différence altère considérablement l'estimation basée sur la température de la date possible de fraie dans l'été et serait plus près de la réalité observée sur le terrain (P.

Kocovsky, communication personnelle). Ainsi, des seuils d'au moins 2 685 °J ($T_0 = 0$ °C) annuellement et d'au moins 565 °J pour la période de préfraie (soit 1 : une $T_0 = 15$ °C ou 2 : une $T_0 = 0$ °C, mais, dans ce cas, seulement pour les journées avec une température moyenne égale ou supérieure à 15 °C) sont retenus et sont les mêmes pour les quatre espèces de carpe asiatique.

L'utilisation des unités thermales commutatives (UTC) est une approche analogue à celle des degrés-jours et est basée sur la température minimale à laquelle le développement embryonnaire ou larvaire peut s'effectuer (UTC = temps × [température du traitement – température minimale]). Le temps nécessaire pour atteindre les différentes étapes du développement des carpes asiatiques entre la fertilisation des œufs et le moment où les larves peuvent se mouvoir seules peut ainsi être estimé. Les valeurs sont disponibles pour tous les stades inclus entre ces deux étapes. En laboratoire, la température minimale de développement larvaire est de 13,3 °C pour les carpes argentées et de roseau et de 13,4 °C pour les carpes à grosse tête (George et Chapman 2013; 2015). Ces auteurs ont estimé que 249, 258 et 275 UTC sont respectivement nécessaires pour l'éclosion des œufs de carpes argentées, de roseau et à grosse tête. Par exemple, à 25 °C, de 21,3 à 23,7 heures seraient nécessaires pour que les œufs de ces trois espèces de carpe asiatique éclosent. Ce genre d'estimations, couplées aux vitesses de courant ou à d'autres variables, pourraient aider à modéliser les endroits probables où les larves termineraient leur développement après une fraie réelle ou simulée. De même, il serait possible d'analyser *a posteriori* où une fraie aurait eu lieu si des œufs ou des larves ont été collectés.

Alimentation : Seuil compris entre 3 à 5 °C et 35 °C. Activités minimales sous 14 °C, augmentation graduelle des activités jusqu'à 20 °C et activités maximales à partir de 20 °C.

Reproduction : Seuil compris entre 17 et 30 °C (optimum de 20 à 26 °C) pour les activités de fraie ou le développement des œufs et des larves. Seuil de 15 à 17 °C pour les rassemblements précédant la fraie ou les migrations vers les aires de fraie. Seuil minimum de 2 685 °J ($T_0 = 0$ °C) annuellement et de 565 °J ($T_0 = 15$ °C ou $T_0 = 0$ °C, mais seulement lorsque la température moyenne est égale ou supérieure à 15 °C).

Survie : Seuil compris entre 0 et 40 à 45 °C pour la température de l'eau (optimum de 22 à 28 °C).

2.4.3 Comment estimer les valeurs de température dans le cours d'eau?

Comme pour les critères liés à l'écoulement de l'eau, la température de l'eau serait idéalement suivie en continu à plusieurs endroits dans un cours d'eau. Il existe quelques stations enregistrant la température de l'eau sur le territoire québécois (surtout dans le fleuve), mais la couverture pour les tributaires du fleuve est insuffisante, voire inexistante. Le déploiement d'un réseau de thermographes est une solution simple, mais qui nécessite des ressources humaines importantes et récurrentes à quelques moments durant l'année, et ce, chaque année. Selon l'ampleur du projet, le budget pour les ressources matérielles (les thermographes) peut augmenter rapidement malgré un coût unitaire relativement faible. En considérant que l'eau se réchauffe moins vite que l'air et qu'elle conserve la chaleur accumulée plus longtemps, la température de l'air enregistrée par les stations météorologiques

localisées à proximité des tributaires pourrait être une bonne solution de rechange pour estimer la température de l'eau, multipliant ainsi les possibilités.

2.5 Critères liés aux paramètres physicochimiques de l'eau

2.5.1 Salinité

Le niveau de tolérance des carpes asiatiques à la salinité varie un peu selon les espèces, mais les quatre peuvent survivre à un certain degré de salinité. La tolérance à la salinité augmenterait avec l'âge. Par exemple, des alevins de carpes à grosse tête de 35 jours survivent à une salinité de 6 ppt pendant au moins 96 heures, tandis qu'à une salinité de 4 ppt, tous les alevins de 11 jours meurent (Garcia et coll. 1999). Les carpes à grosse tête adultes sont capables de s'adapter à des conditions de salinité de 15 à 20 ppt et d'y survivre pendant au moins 2 semaines (Chervinski 1980, rapporté dans Kolar et coll. 2005). De même, les carpes de roseau ou noires adultes (2 ans et plus) peuvent survivre à des salinités de 17,5 ppt pendant 5 heures et pendant plus de 3 semaines à 10,5 ppt (Cross 1970; Nico et coll. 2005). MacEina et Shireman (1979) rapportent des résultats similaires : les alevins de carpes de roseau tolèrent des salinités de 14 ppt pendant au moins 4 jours, mais ont une tolérance à long terme plus faible (≈ 10 à 14 ppt). Les données sont moins précises pour les carpes argentées, mais elles semblent tolérer des salinités d'au moins 12 ppt (Bizyayev 1968; résumé dans Bogutskaya et coll. 2017). À certains endroits, les passages plus ou moins longs dans l'eau saumâtre font partie intégrante du cycle de vie des carpes asiatiques. Notamment, les larves et les alevins de carpes argentées, à grosse tête ou de roseau résident dans les zones côtières de la mer Caspienne (de 6 à 12 ppt) jusqu'à la maturation sexuelle (Abdusamadov 1986; résumé dans Bogutskaya et coll. 2017). Les juvéniles et les adultes postfraie des quatre espèces migrent dans la zone estuarienne de la mer Azov, près de la mer Noire (salinité de 11,5 ppt; Bizyayev 1968, résumé dans Bogutskaya et coll. 2017). Un seuil de salinité de 9 à 10 ppt pour la mer d'Azov et de 13 à 14 ppt pour la mer d'Aral semble être normal pour les alevins de 40 jours (Doroshev 1963; 1964; résumé dans Bogutskaya et coll. 2017). Les carpes asiatiques peuvent ainsi très probablement migrer d'une rivière à une autre en empruntant des zones d'eau saumâtre. Il est donc possible qu'elles s'aventurent en aval du front salin dans le fleuve Saint-Laurent, surtout en considérant qu'elles pourraient s'adapter graduellement au changement de salinité et que les taux de salinité dans l'estuaire moyen varient selon les marées, le moment de l'année (périodes de crue), l'emplacement (ex. : rive nord ou rive sud) et la profondeur. Par contre, étant donné les coûts physiologiques d'une telle migration, la pression démographique devra probablement être beaucoup plus élevée que ce qu'elle est actuellement. Le seuil retenu pour la survie des carpes asiatiques dans l'eau saumâtre est de 12 à 20 ppt.

Même si les taux de croissance des carpes asiatiques sont souvent plus faibles dans les eaux saumâtres que dans les eaux douces, elles peuvent s'y alimenter jusqu'à un certain degré. Par exemple, les taux de croissance des carpes à grosse tête diminuent à partir d'une salinité de 2 ppt (Garcia et coll. 1999). Les carpes de roseau semblent cependant pouvoir s'alimenter à des salinités plus élevées. En effet, les taux de croissance des alevins de carpes de roseau sont légèrement réduits à des salinités de 3 à 6 ppt, mais leur croissance décroît fortement à partir de 9 ppt et ils cessent totalement de s'alimenter à 12 ppt (MacEina et Shireman 1980). Routray et Routray (1997) ont formulé

des conclusions similaires, soit que les carpes de roseau peuvent s'alimenter jusqu'à une salinité de 6 ppt sans effet sur leur croissance, mais avec un arrêt de l'alimentation à partir de 9 ppt. Kilambi (1980) a trouvé un effet de la température sur l'efficacité de convertir la nourriture en gain de poids (négativement corrélée à l'augmentation de la salinité à 18,5 °C, mais aucune corrélation à 29,5 °C, quatre niveaux de salinité de 3 à 9 ppt). Comme les carpes asiatiques peuvent passer plusieurs mois ou années dans les zones côtières de la mer Caspienne où la salinité varie de 6 à 12 ppt (Abdusamadov 1986; résumé dans Bogutskaya et coll. 2017), elles s'y alimentent assurément. Un seuil maximal de 6 à 9 ppt est retenu pour l'alimentation des carpes asiatiques.

Quelques données sont disponibles sur la capacité des carpes asiatiques à se reproduire dans l'eau saumâtre. L'augmentation de la salinité influence la flottabilité des œufs dans la colonne d'eau en modifiant leur capacité à se gorger d'eau. Il semble que le développement des œufs et des larves des carpes argentées, à grosse tête et de roseau soit relativement normal jusqu'à une salinité de 5 ppt, lorsque celle-ci approche les 6,3 ppt ou plus, le développement cesse (Rykora 1964; 1980; résumé dans Naseka et Bogutskaya 2011). Le seuil retenu est donc une salinité de 5 ppt pour la reproduction des carpes asiatiques.

Alimentation : Seuil de 0 à 9 ppt pour la salinité, mais la croissance peut être plus lente dans l'eau saumâtre.

Reproduction : Seuil de 0 à 5 ppt pour la salinité.

Survie : Seuil de 0 à 20 ppt pour la salinité. La tolérance est peut-être un peu plus faible pour les carpes argentées.

2.5.2 pH

Les carpes asiatiques tolèrent des pH variant de 5,5 à 10,0, avec un optimum de 7,0 à 8,5 (Shireman et Smith 1983; Nico et coll. 2005). Par exemple, la croissance de carpes argentées et à grosse tête n'a pas été influencée par des pH de 7,1 à 9,7 (Rai 2000). La sensibilité aux pH bas diminuerait aussi avec l'âge (Li et Zhang 1992; rapporté dans Schofield et coll. 2005). Cependant, un retard quant à la fraie peut être observé à des pH inférieurs à 6,5 et la mort ainsi que les déformations des larves seraient plus fréquentes à des pH de 6 et moins (Li et Zhang 1992; rapporté dans Schofield et coll. 2005).

Survie : Seuil de 5,5 à 10 pour le pH (données peu abondantes).

2.5.3 Oxygène dissous

Les carpes asiatiques ont également la capacité de survivre à de très faibles taux d'oxygène (O₂) dissous. Les concentrations létales seraient aussi basses que 0,33 mg/L pour les carpes à grosse tête et 0,44 mg/L d'O₂ pour les carpes de roseau, ces dernières affichant une détresse respiratoire à 0,59 mg/L d'O₂ (Negonovskaya et Rudenko 1974; résumé dans Naseka et Bogutskaya 2011). Nico et coll. (2005) ont indiqué que les carpes asiatiques afficheraient une diminution de leur appétit à des concentrations d'oxygène inférieures à 2 mg/L, cesseraient de s'alimenter lorsque les concentrations passent sous la barre du 1 mg/L et mourraient à des concentrations inférieures à 0,5 mg/L. De même,

à 3,5 mg/L d'O₂, les carpes de roseau afficheraient une diminution de l'appétit, de la capacité digestive, de l'efficacité à s'alimenter et de la croissance comparativement à des taux de 6 mg/L (Gan et coll. 2013). La tolérance des carpes de roseau et argentées varie au cours de l'année (plus élevée en hiver) et les individus plus âgés sont moins vulnérables aux faibles concentrations d'oxygène dissous (Opuszynski 1967; rapporté dans Chilton et Muoneke 1992). Puisque les carpes asiatiques se reproduisent dans le courant, la concentration d'oxygène dissous n'est pas un facteur d'importance pour cet aspect.

Alimentation : Seuil supérieur à 2 mg/L d'oxygène dissous (données peu abondantes).

Survie : Seuil supérieur à 0,5 mg/L d'oxygène dissous (données peu abondantes).

2.5.4 Autres paramètres physicochimiques

Les données sur la tolérance des carpes asiatiques relativement à plusieurs autres paramètres physicochimiques sont plutôt fragmentaires, rendant difficile le choix de seuils précis. L'accumulation de métaux lourds dans l'environnement aquatique peut leur causer divers troubles métaboliques. On peut trouver un aperçu des concentrations problématiques pour quelques éléments dans Jones et coll. (2017b) pour les carpes de roseau. Il semble également que la dureté de l'eau (concentration de CaCO₃) n'est pas un facteur limitant pour la reproduction et le recrutement des carpes à grosse tête et argentées en Amérique du Nord (Chapman et Deters 2009; Rach et coll. 2010).

2.5.5 Comment estimer les valeurs des critères liés à la physicochimie du cours d'eau?

Selon les besoins, les paramètres physicochimiques peuvent être mesurés à l'aide de sondes directement sur le terrain ou en prenant des échantillons d'eau qui seront ensuite analysés en laboratoire. Certaines sondes estiment plusieurs paramètres. Le suivi en continu pour certains tributaires peut être effectué à l'aide de multisondes placées en permanence à un site. Ces techniques demandent cependant un grand investissement, tant en ressources humaines que matérielles.

2.6 Habitudes alimentaires des carpes asiatiques et nourriceries

Même si les quatre espèces de carpe asiatique partagent certains aspects de leur diète à un moment ou à un autre de leur croissance ou selon la période de l'année et qu'elles peuvent être opportunistes, leurs habitudes alimentaires se différencient assez rapidement au cours de leur développement. Les carpes de roseau ont une grande préférence pour des endroits à forte densité de plantes aquatiques où elles les broutent. Les carpes noires sont associées au fond, en zones littorales, où elles s'alimentent d'invertébrés benthiques. Ces deux espèces préfèrent habituellement les larges étendues d'eau calmes à faible débit pour s'alimenter. Les carpes argentées et à grosse tête sont des espèces pélagiques et se maintiennent dans la partie supérieure de la colonne d'eau de larges étendues d'eau où le phytoplancton et le zooplancton abondent. Les carpes argentées consomment plus de phytoplancton, tandis que les carpes à grosse tête ciblent surtout le zooplancton. Lorsque les quatre espèces fréquentent un écosystème aquatique donné, elles utilisent plusieurs des niches disponibles

pour s'alimenter. Conséquemment, elles risquent d'entrer en compétition directe avec plusieurs espèces de poissons indigènes du Québec si elles en viennent à être bien établies sur notre territoire. En s'alimentant, elles peuvent aussi entraîner une cascade d'effets sur l'ensemble du réseau trophique d'un plan d'eau donné.

2.6.1 Habitudes alimentaires des carpes pélagiques

Les carpes argentées et à grosse tête se nourrissent dans la colonne d'eau où le plancton abonde. La diète des deux espèces se différencie généralement tôt au cours de leur développement, les carpes argentées préférant surtout le phytoplancton et les carpes à grosse tête, le zooplancton (Kolar et coll. 2005). Leur diète n'est pas exclusive, une bonne proportion de phytoplancton ou de zooplancton peut être respectivement consommée par les carpes à grosse tête ou argentées. D'ailleurs, leur tractus digestif est plus efficace pour digérer et assimiler le zooplancton que le phytoplancton (Kipp et coll. 2011). Zhou et coll. (2009) ont démontré que la croissance des deux espèces est plus lente lorsque leur diète comprend une plus faible proportion de zooplancton que de phytoplancton. Même si le chevauchement et la largeur des niches varient d'un milieu à un autre, une partition des ressources basée sur la taille est généralement observée entre les deux espèces (Jayasinghe et coll. 2015). En fait, les carpes argentées sont morphologiquement équipées pour filtrer de plus petites particules que les carpes à grosse tête. Malgré leurs préférences pour le plancton, ces deux espèces sont très opportunistes et se nourriront aussi de détritiques ou d'amas de bactéries. Le tableau 10 de Cooke (2016) compile les résultats de plusieurs études sur leurs préférences alimentaires. Selon la période de l'année, les carpes pélagiques changent leurs habitudes alimentaires en se tournant vers la source de nourriture la plus abondante (phytoplancton ou zooplancton). La disponibilité des sources de plancton peut ainsi être un facteur limitant pour la croissance de ces espèces dans les régions où les densités planctoniques sont généralement faibles (Cooke et coll. 2009). Les carpes nécessitent idéalement un apport alimentaire constant et abondant, considérant qu'elles peuvent consommer jusqu'à l'équivalent de 20 % de leur poids chaque jour. Dans les études, les effets des carpes argentées sur la biomasse de phytoplancton ne sont pas toujours négatifs ni constants (Kolar et coll. 2005). Cependant, il est fréquemment rapporté que les carpes argentées modifient les communautés zooplanctoniques, favorisant des communautés dominées par des espèces ou des individus de plus petite taille (ex. : Wu et coll. 1997; Lu et coll. 2002; Radke et Kahl 2002; Sass et coll. 2014) ou en réduisent les densités (ex. : Zhou et coll. 2011). Par exemple, en conditions contrôlées et en présence de carpes à grosse tête, la dominance dans le zooplancton passe des daphnés aux copépodes (Cooke et coll. 2009). La compétition pour la ressource et la prédation directe sont deux explications proposées à ces phénomènes (Lu et coll. 2002). Cela peut ainsi favoriser la croissance du phytoplancton en réduisant la pression de consommation.

Finalement, les carpes argentées digèrent partiellement le phytoplancton qu'elles consomment, certains groupes leur étant pratiquement indigestes (Vörös et coll. 1997). Elles peuvent donc contribuer à favoriser et à propager certaines espèces de phytoplancton, modifiant ainsi les dominances de la communauté. Ces deux espèces de carpe asiatique peuvent également entrer en compétition avec d'autres espèces de poissons (ex. : Irons et coll. 2007; Sampson et coll. 2009; Pendleton et coll. 2017), accentuant la pression sur certaines espèces endémiques, modifiant par le fait même leur abondance et la communauté de poissons indigènes (Solomon et coll. 2016). En somme, les carpes argentées ou

à grosse tête peuvent déclencher une cascade d'effets trophiques dans un environnement nouvellement colonisé.

2.6.2 Habitudes alimentaires des carpes de roseau

Bien que se nourrissant typiquement de plantes aquatiques, les sources de nourriture des carpes de roseau changent selon les conditions environnementales, leur stade de vie ou leur taille. Les jeunes stades se nourrissent d'abord de périphyton, de zooplancton et d'invertébrés benthiques (larves d'insectes), les macrophytes aquatiques devenant un constituant majeur de leur diète qu'à partir d'une taille de plus de 55 mm (Watkins et coll. 1981). Selon le moment de l'année (disponibilité des plantes aquatiques), elles utiliseront également d'autres sources de nourriture. Par exemple, une certaine proportion de détritiques organiques (surtout à l'automne) ou d'algues (surtout au printemps) peut être consommée par les adultes (Abdullayev et Khakberdiyev 1989; dans Bogutskaya et coll. 2017). Même si les carpes de roseau peuvent consommer pratiquement toutes les plantes aquatiques qu'elles trouvent sur leur chemin, elles épuiseront d'abord les ressources qu'elles préfèrent, soit les plantes aux tissus les plus mous. Dibble et Kovalenko (2009) ont résumé plusieurs études indiquant la sélectivité (positive ou négative) de la carpe de roseau par rapport aux espèces de plantes (indiqué par le genre des espèces). Un tableau peut aussi être consulté dans Miller et Decell (1984) comportant une classification des espèces de plantes aquatiques selon la préférence ou le taux de consommation par les carpes de roseau. Il subsiste une certaine contradiction entre les sources. En fait, les préférences alimentaires des carpes de roseau pour une plante ou une autre changent selon les conditions environnementales et le plan d'eau. Bonar et coll. (1990) ont indiqué que la chimie de l'eau peut influencer l'attrait alimentaire de certaines plantes, donc l'intérêt pour les carpes de roseau selon le plan d'eau où elles vivent. Les auteurs ont aussi indiqué que les contenus en calcium et en lignine influençaient positivement les taux de consommation des carpes de roseau, tandis que ceux en cellulose, en silice et en fer avaient un effet contraire. Les carpes de roseau consomment l'équivalent d'une proportion notable de leur poids (> 25 %) chaque jour, allant même jusqu'à deux ou trois fois leur poids lorsque les conditions sont optimales (Miller et Decell 1984). En plus d'avoir un effet évident sur les communautés de macrophytes aquatiques, les carpes de roseau peuvent perturber directement ou non les autres éléments de la structure de leur environnement et les processus qui lui sont inhérents (pour une synthèse et une liste de références, voir Dibble et Kovalenko 2009). Pensons notamment à des changements quant à la qualité de l'eau ou à la composition des communautés de poissons, de phytoplancton et de zooplancton. Ces conséquences peuvent ainsi « préparer le terrain » pour l'arrivée des carpes pélagiques, en favorisant indirectement le développement des communautés planctoniques.

2.6.3 Habitudes alimentaires des carpes noires

Peu d'information est disponible sur les habitudes alimentaires des carpes noires ou leurs effets possibles sur les environnements aquatiques. Les carpes noires sont des poissons benthiques qui peuvent écraser les coquilles des mollusques, leur source principale de nourriture (Nico et coll. 2005). Les larves et les petits juvéniles s'alimentent surtout de petits invertébrés. Lorsqu'elles atteignent la taille d'environ 15 cm, les carpes noires commencent à se nourrir de mollusques (surtout de bivalves et

d'escargots), bien qu'elles consomment occasionnellement des écrevisses et d'autres invertébrés benthiques (Nico et coll. 2005). Le tableau 7.1 dans Nico et coll. (2005) donne un aperçu de leur diète. Si la carpe noire parvient à s'établir au Québec, elle deviendra une nouvelle menace pour huit espèces de bivalves déjà susceptibles d'être désignées comme menacées ou vulnérables, en plus d'entrer en compétition directe avec de nombreuses espèces indigènes, dont certaines en situation précaire comme le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*). Cette espèce ne se trouve nulle part ailleurs que dans le sud-ouest du Québec et est désignée « menacée » en vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables du Québec et en « voie de disparition » en vertu de la Loi sur les espèces en péril du gouvernement du Canada.

2.6.4 Seuils pour les sources d'alimentation des carpes asiatiques

Les seuils pour les habitudes alimentaires des carpes asiatiques peuvent d'abord être uniquement quantifiés en fonction de l'abondance relative des diverses sources de nourriture sans faire de distinction quant aux espèces de plantes ou aux proies consommées. Simplement, plus les plantes aquatiques, le phytoplancton, le zooplancton ou les invertébrés benthiques abonderont dans un plan d'eau en particulier, plus les chances pour qu'une ou plusieurs espèces de carpe asiatique s'y établissent seront grandes. Ensuite, et principalement pour la carpe de roseau, les espèces de plantes aquatiques ou leur digestibilité pourraient être utilisées comme éléments discriminants.

Alimentation : Aucun seuil précis n'a été retenu, mais les sources de nourriture potentielles doivent abonder pour permettre à une éventuelle population d'une ou de plusieurs espèces de carpe asiatique de s'établir.

2.6.5 Plantes aquatiques comme nourriceries

Un autre aspect à considérer en ce qui a trait aux plantes aquatiques ou à leur abondance est l'existence de zones servant de nourriceries. En fait, après avoir dévalé le courant durant leur développement larvaire, les jeunes carpes asiatiques doivent avoir accès, pendant un certain temps, à des zones de forte densité de végétation où ils pourront se protéger des prédateurs ou s'alimenter. Dans leur aire d'origine, il s'agit souvent de lacs situés à proximité des rivières (et se drainant dans celles-ci) où il y a reproduction ou en aval des sites de fraie à même la rivière (Lu et coll. 1997). Dans le Mississippi, les jeunes carpes argentées de l'année utilisent fréquemment les milieux humides des plaines inondables du fleuve comme nourriceries, ce qui implique un certain degré de risques si les milieux humides ne demeurent pas reliés à la rivière en tout temps (voir la figure 7 dans Varble et coll. 2007). Comme les carpes asiatiques atteignent rapidement une taille qui réduit grandement ou totalement les risques de prédation, l'utilisation des nourriceries dans un contexte de survie n'est valable que pendant quelques mois, voire durant la première année.

Il importe ainsi d'être en mesure d'estimer le temps de développement larvaire (lié, entre autres, à la température de l'eau et la vitesse du courant) en amont des herbiers aquatiques les plus susceptibles d'être utilisés par les carpes asiatiques à partir de probables zones de fraie. Il pourrait ainsi être possible de déterminer si l'endroit où les larves termineraient leur développement correspondrait à un

endroit pouvant servir de nourricerie et de zone de protection, le temps que les risques de prédation s'amenuisent.

Survie : Aucun seuil précis retenu, mais les herbiers aquatiques sont probablement nécessaires durant les premiers mois de vie.

2.6.6 Comment estimer les valeurs des critères liés aux sources d'alimentation des carpes asiatiques?

L'enrichissement des connaissances sur l'abondance des plantes aquatiques, du phytoplancton et du zooplancton ainsi que des colonies de bivalves et d'escargots dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires permettra de mieux évaluer et cartographier les risques potentiels liés à l'alimentation des quatre espèces de carpe asiatique dans les eaux québécoises. Il serait ainsi possible de concentrer nos actions dans des zones précises. Cela passe assurément par des campagnes d'une certaine ampleur sur le terrain, souvent suivies par du temps en laboratoire. La couverture de l'ensemble des cours d'eau à risque au Québec nécessiterait donc l'investissement d'énormément de temps et de ressources. Plusieurs options ou techniques sont accessibles (ex. : prises d'échantillons d'eau pour la chlorophylle a, filet ou trappe pour le zooplancton, récolte de bivalves, coup de râteau pour la végétation, cotes relatives d'abondance, etc.). Les données collectées sur le terrain, couplées à diverses variables physicochimiques, peuvent ensuite être utilisées pour modéliser les habitats potentiels ou pour estimer le volume de ressources disponibles pour les carpes asiatiques.

D'autres techniques pourraient être utilisées ou développées comme des évaluations préalables aux campagnes sur le terrain afin de cibler les endroits à échantillonner en priorité. L'analyse d'images satellitaires (ex. : Massicotte et coll. 2015) ou de photos aériennes de zones dégagées, ainsi que l'utilisation d'un sonar (ex. : Radomski et Holbrook 2015) sont des options qui permettent de cartographier les herbiers aquatiques, chacune ayant un degré de précision différent. Par exemple, un premier traitement pourrait être fait à l'aide d'images satellitaires de faible résolution, un deuxième avec des images satellitaires de haute résolution, un troisième avec un sonar et, finalement, par une campagne sur le terrain. Par contre, avant d'être pleinement efficaces, des validations sur le terrain seront nécessaires. À certains endroits, la concentration de phytoplancton (ex. : par des indices de chlorophylle ou de cyanobactéries) pourrait également être estimée par imagerie satellitaire (ex. : Anderson et coll. 2015).

2.7 Résumé des seuils associés aux différentes caractéristiques de l'habitat

Comme indiqué précédemment, les besoins ou les seuils pour les différents critères caractérisant les habitats propices aux carpes asiatiques ont été décrits en fonction de la littérature. Pour le moment, il n'y a pas d'information sur les habitats utilisés ou vraisemblablement utilisés par les carpes asiatiques dans le fleuve Saint-Laurent ou ses tributaires. Les EAE affichent souvent une plasticité d'adaptation exceptionnelle en réaction aux caractéristiques d'un nouvel environnement. Un succès d'établissement dans des habitats différents de ce qui a été initialement prévu ou modélisé est ainsi fort plausible. Si les

carpes asiatiques s'adaptent aux conditions rencontrées dans le fleuve et ses tributaires, les seuils pour certains critères pourraient être différents de ceux rapportés dans la littérature et résumés dans les sections précédentes. Par conséquent, le choix de certains seuils a été fait d'une manière à laisser une marge de manœuvre. Les seuils pourront ainsi être adaptés dans l'avenir au fil des captures de carpes asiatiques ou en fonction des indices de reproduction découverts dans le fleuve Saint-Laurent ou ses tributaires.

Les critères résumés dans le tableau 2.1 ne sont pas présentés par ordre d'importance et constituent une liste non exhaustive. Certaines caractéristiques de l'habitat ont été jugées moins pertinentes ou, dans certains cas, les données disponibles étaient trop fragmentaires. Les paramètres physicochimiques de l'eau constituent de bons exemples, certains ont été seulement effleurés dans les sections précédentes et ne sont pas rapportés dans le tableau 2.1.

2.8 Conclusions et prochaines étapes

Les sections précédentes donnent un aperçu des critères caractérisant les habitats propices à la dispersion ou à l'établissement des carpes asiatiques dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires. Cependant, il faut garder en tête que ces critères n'auront pas tous le même effet sur la probabilité d'envahissement d'un tributaire par une ou plusieurs espèces de carpe asiatique. Les critères devront être hiérarchisés en fonction de leur importance quant à la reproduction, l'alimentation ou la survie des carpes asiatiques. Il faudra aussi considérer la synergie possible entre deux ou plusieurs variables. Par exemple, les sources de nourriture auront vraisemblablement une influence plus importante que la largeur du cours d'eau pour l'alimentation et la survie. De même, l'effet de la combinaison de la température de l'eau et de la vitesse du courant sera plus important que celui des deux variables prises individuellement pour la reproduction. Un cours d'eau pourrait donc être considéré comme à risque même s'il n'atteint pas l'ensemble des seuils pour tous les critères caractérisant les habitats. Une grille d'évaluation ou un arbre décisionnel basé sur les différents critères retenus pourraient ensuite être élaborés et appliqués aux cours d'eau qui auront été jugés à risque. Ce travail d'élaboration devra idéalement être fait de manière à comporter une valeur unique associée à l'alimentation, à la reproduction et à la survie de chacune des quatre espèces de carpe asiatique, puis une valeur globale pour un cours d'eau donné. Ainsi, selon les données disponibles, les inventaires à venir ou toutes autres sources d'information, la valeur de risque pour un cours d'eau donné ou une de ses sections pourrait être adaptée en continu. L'ensemble de cette démarche nous aidera à cibler des sections du fleuve Saint-Laurent, de ses tributaires ou des eaux intérieures québécoises pour nous assurer de prioriser nos actions quant à leur protection contre l'arrivée des carpes asiatiques.

Les données disponibles pour plusieurs des critères retenus sont souvent inexistantes ou fragmentaires pour plusieurs tributaires du fleuve Saint-Laurent ou pour le fleuve lui-même. Un effort d'échantillonnage considérable devra être entrepris afin de combler ces lacunes. De plus, la plupart des critères n'ont pas une valeur constante pour l'intégralité d'un cours d'eau donné. Même si une portion du cours d'eau semble être moins propice à l'établissement des carpes asiatiques, elle n'est pas nécessairement une limite à leur dispersion et à leur établissement. Les carpes peuvent explorer plus loin en amont, tant qu'elles ne sont pas physiquement arrêtées par un obstacle infranchissable. Conséquemment, les critères devraient être quantifiés à plusieurs endroits d'un cours d'eau ou celui-ci

pourrait être divisé en plusieurs sections. Cet effort devrait aussi être fait au moins jusqu'au premier obstacle jugé infranchissable par les carpes asiatiques. À la suite de l'obtention d'une première représentation des tributaires à risque, des inventaires ciblés pourraient être planifiés afin de recueillir les données manquantes sur les habitats potentiels et nous permettre de bien quantifier les critères. Bien qu'effectuées dans un contexte lié aux carpes asiatiques, ces campagnes de caractérisation des habitats dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires pourront certainement être utiles à la gestion d'autres espèces de poissons.

Une première analyse est donc nécessaire afin de connaître les cours d'eau les plus à risque d'être envahis par les carpes asiatiques. Celle-ci peut d'abord être faite en utilisant les données et les connaissances régionales qui sont actuellement disponibles. Les critères propices à la dispersion ou à l'établissement des carpes asiatiques qui sont décrits dans les sous-sections précédentes et la détermination des obstacles possibles entre le fleuve Saint-Laurent et l'amont de ses tributaires seront également utiles pour répertorier ces tributaires. Les résultats de cette première analyse seront détaillés dans la quatrième section du rapport.

Tableau 2.1 Résumé des seuils retenus pour les critères relatifs aux habitats propices à la survie, à l'alimentation ou à la reproduction des quatre espèces de carpe asiatique. Certains critères ne sont pas rapportés dans le tableau, mais sont décrits dans les sections précédentes (a. i. n. = aucune influence notable).

Critères	Seuil retenu pour		
	Survie	Alimentation	Reproduction
Hydrographie du cours d'eau	Survie	Alimentation	Reproduction
Largeur du lit mineur	a. i. n.	5-10 m	5-10 m
Longueur accessible	a. i. n.	a. i. n.	Indéterminé ¹
Profondeur	> 3 m (hiver)	0,5-4,0 m	Indéterminé ²
Écoulement de l'eau	Survie	Alimentation	Reproduction
Vitesse du courant	a. i. n.	< 0,8 m/s ³	0,2-3,0 m/s ⁴
Débit journalier moyen	a. i. n.	Indéterminé ³	> 130 m ³ /s ⁴
Moyenne annuelle des débits journaliers moyens	a. i. n.	Indéterminé ³	> 8,5 m ³ /s ⁴
Hausse du niveau de l'eau ou du débit	a. i. n.	a. i. n.	Indéterminé ^{4, 5}
Turbidité	a. i. n.	a. i. n.	> 125 UTN
Température de l'eau	Survie	Alimentation	Reproduction
Température réelle — Intervalle	0-40/45 °C	3/5-35° C ⁶	17-30 °C ⁷
Température réelle — Optimum	22-28 °C	20-35 °C	20-26 °C
Degrés-jours (T ₀ = 0 °C) — Base annuelle	a. i. n.	a. i. n.	2 685 °J
Degrés-jours (T ₀ = 0 °C ou 15 °C ⁸) — Période de préfraie	a. i. n.	a. i. n.	565 °J
Physicochimie de l'eau	Survie	Alimentation	Reproduction
Salinité	0-20 ppt	0-9 ppt	0-5 ppt
pH	5,5-10,0 ⁹	a. i. n.	a. i. n.
Oxygène dissous	> 0,5 mg/l ⁹	> 2,0 mg/l ⁹	a. i. n.
Sources de nourriture	Aucun seuil retenu, mais		
Phytoplancton	Connaître les concentrations et les espèces dominantes		
Zooplancton	Connaître les concentrations et les espèces dominantes		
Plantes aquatiques ¹⁰	Connaître l'abondance et les espèces dominantes		
Mollusques (bivalves/escargots)	Connaître l'abondance et les espèces dominantes		

¹ Variable selon les conditions hydrologiques et la température de l'eau (peut varier annuellement pour un cours d'eau donné et d'un tributaire à l'autre). Connaître la longueur du tributaire ou la longueur entre son embouchure et le 1^{er} obstacle infranchissable.

² Surtout en surface, associé à d'autres critères (ex. : vitesse), doit permettre aux œufs de rester en suspension.

³ Pas un frein à la dispersion, sous des valeurs plus élevées, les zones peuvent être utilisées comme zones de transition

⁴ Avec une température de l'eau > 17 °C.

⁵ Connaître le moment et l'importance des variations de niveau et de débit (historiquement et pour l'année en cours). Kocovsky et coll. (2012) ont proposé d'utiliser une hausse de 0,7 m/s par rapport à la vitesse du courant prédite.

⁶ Activités minimales sous 14 °C, augmentation graduelle entre 14 et 20 °C.

⁷ Rassemblement précédant la fraie ou migration vers les aires de fraie à partir de 15 °C.

⁸ 1) T₀ = 15 °C; ou 2) T₀ = 0 °C, mais, dans ce cas, seulement pour les journées avec une température moyenne égale ou supérieure à 15 °C.

⁹ Données peu abondantes, l'intervalle pourrait être plus grand.

¹⁰ Les herbiers aquatiques peuvent servir de zones de protection dans les 1^{ers} mois ou la 1^{re} année.

3. Performances relatives à la nage des carpes asiatiques et franchissement des obstacles

3.1 Contexte et objectifs

3.1.1 Capacité de migration des carpes asiatiques

Les quatre espèces de carpe asiatique possèdent une forte capacité de dispersion, en migrant sur de longues distances. Les plus longues migrations sont surtout associées à la reproduction (vers l'amont), mais les carpes asiatiques migreront aussi pour trouver de la nourriture ou pour se rendre à leurs sites hivernaux. Par exemple, dans le fleuve Amour, situé dans l'est de la Russie, les carpes argentées et de roseau entreprennent une migration de reproduction d'environ 500 km sur deux ans lorsqu'elles atteignent l'âge de quatre ou cinq ans. Par la suite, les migrations annuelles se limitent davantage à une centaine de kilomètres (Gorbach et Krykhtin 1988; résumé dans Bogutskaya et coll. 2017). Dans la région de la rivière Terek (bassin de la mer Caspienne), les migrations pour la reproduction des carpes argentées, à grosse tête et de roseau sont de l'ordre de 125 à 260 km (Abdusamadov 1986; résumé dans Bogutskaya et coll. 2017). Il a aussi été rapporté que les carpes de roseau peuvent parcourir annuellement jusqu'à 1 000 km durant leur migration (Shireman et Smith 1983). Aux États-Unis, les déplacements maximaux totaux enregistrés pour une carpe argentée ou à grosse tête pendant toute une saison d'échantillonnage (d'avril à juin) ont été observés dans la rivière Illinois, ils étaient, respectivement, d'au moins 411 et 462 km (DeGrandchamp et coll. 2008). Finalement, la grande vitesse à laquelle les quatre espèces ont remonté tout le bassin hydrologique du fleuve Mississippi est aussi une manifestation de leur grande capacité migratoire.

Les migrations journalières peuvent également être importantes. Des carpes à grosse tête suivies avec des émetteurs radio ont parcouru en moyenne au moins 1,7 km par jour (maximum de 14,3 km par jour) dans la rivière Illinois et, au plus, 163 km en 35 jours lors d'une migration vers l'amont (Peters et coll. 2006). D'après DeGrandchamp et coll. (2008), la distance parcourue par les carpes argentées ou à grosse tête dans cette rivière est positivement corrélée à l'écoulement (surtout à la hausse annuelle du niveau de la rivière), mais pas à la température de l'eau. Ils ont par ailleurs observé des mouvements moyens d'au moins 6,8 km par jour pour les carpes à grosse tête et de 10,6 km par jour pour les carpes argentées. Coulter et coll. (2016) ont plutôt indiqué que les carpes argentées sont stationnaires la plupart du temps, mais ils ont tout de même observé un déplacement d'au moins 95 km en une seule journée (dans la rivière Wabash, bassin du Mississippi). De plus, les carpes asiatiques se déplaceraient fréquemment entre la rivière Missouri et ses tributaires (Kolar et coll. 2007a). Lors de leur arrivée dans un nouvel environnement, comme le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires, tout porte à croire qu'elles se déplaceront davantage, jusqu'à ce qu'elles trouvent un habitat approprié. C'est d'ailleurs ce qui a été observé à la suite de l'introduction de carpes de roseau dans deux réservoirs en Floride (Cassani et Maloney 1991). Après qu'elles ont eu localisé un herbier aquatique, la distance parcourue chaque jour chutait radicalement jusqu'à ce que la source de nourriture fût épuisée. De plus, Cooke et Hill (2010) ont démontré par une modélisation que des carpes argentées et à grosse tête, juvéniles et adultes, pourraient se disperser, dans les Grands Lacs, sur 30 à 40 km en un mois sans

perdre de biomasse. Les carpes asiatiques auraient ainsi la capacité de se déplacer dans le fleuve Saint-Laurent et plusieurs de ses tributaires en peu de temps. De même, elles pourraient migrer plusieurs fois entre le fleuve et un de ses tributaires.

3.1.2 Lien entre la capacité de nage et le franchissement d'un obstacle

Malgré la capacité des carpes asiatiques à migrer sur de longues distances, leur dispersion sera inévitablement freinée à un moment ou à un autre par un obstacle infranchissable. La possibilité de franchir l'obstacle et de continuer leur chemin vers l'amont d'un cours d'eau dépendra, en outre, de leur capacité de nage. Cette dernière est influencée par les caractéristiques intrinsèques à l'espèce de poisson (ex. : morphologie, capacités biomécaniques), les capacités physiologiques d'un individu (ex., : taille, état de santé, maturité sexuelle), de même que les conditions abiotiques (ex. :, température de l'eau) des milieux que fréquentent les poissons durant leur cycle vital ou annuel.

Le terme « franchissabilité » définit le caractère plus ou moins franchissable d'un obstacle par des organismes vivants, souvent par les poissons. Dans le contexte de ce rapport, il s'agit donc de la qualité propre d'un obstacle à être franchi ou non par les carpes asiatiques ou par d'autres poissons. Le terme « franchissement » sera utilisé pour définir l'action effectuée pour franchir un obstacle.

3.1.3 Capacité de nage : information générale

La nage est une activité physiologique déterminante pour la survie des poissons, car elle est étroitement liée à la recherche de nourriture, à la fuite devant les prédateurs ou à la reproduction. La capacité de nage d'un poisson peut être définie de plusieurs manières. Elle est souvent subdivisée en trois modes de nage, soit la nage soutenue ou optimale, le sprint ou nage de pointe et la nage prolongée ou critique (Beamish 1978). La nage soutenue mobilise le métabolisme aérobie des poissons et leur permet de maintenir des vitesses de nage relativement faibles durant de longues périodes de temps. Il n'y a pas vraiment de limite, mais un seuil d'au moins 200 minutes est souvent utilisé dans les études sur la capacité de nage. La vitesse de nage optimale ou de croisière est celle à laquelle les coûts énergétiques associés à la locomotion sont les plus faibles (conditions aérobies). Elle se rapproche de la vitesse de nage soutenue. La nage de pointe mobilise uniquement le métabolisme anaérobie des poissons. Il s'agit des vitesses atteintes les plus élevées, mais elles sont maintenues pendant de très courtes périodes (quelques dizaines de secondes seulement). Certains auteurs font parfois référence à la vitesse de nage maximale pour parler de la nage de pointe. Finalement, la nage prolongée est la transition entre la nage soutenue et celle de pointe. Elle mobilise donc en partie le métabolisme aérobie et le métabolisme anaérobie des poissons et peut atteindre toute la gamme de vitesses de nage permises par les deux autres modes. Les vitesses de nage pour ce mode seront maintenues pendant des périodes intermédiaires de temps, soit typiquement de 30 secondes à 200 minutes. La notion de vitesse de nage critique est aussi fréquemment utilisée dans les études sous conditions contrôlées (tunnels ou chambres de nage) pour évaluer les performances de nage avec métabolisme aérobie. Elle réfère normalement à la vitesse de nage pour laquelle le métabolisme passe d'un mode aérobie à un mode anaérobie, donc à une vitesse donnée de nage prolongée durant la transition de la nage soutenue à la nage de pointe. Il s'agit de la vitesse maximale qu'un poisson peut

soutenir avant qu'il montre des signes de fatigue. Finalement, certaines espèces de poissons ont une capacité de saut leur permettant d'accroître leur possibilité de franchir un obstacle.

Sur le plan mécanique, la nage de pointe implique des mouvements instables ou transitoires, tandis que les modes de nage soutenue et prolongée réfèrent à des mouvements stables ou réguliers (Webb 1984). Ainsi, les performances de nage d'un poisson sont parfois catégorisées comme étant stables ou instables. La nage soutenue (ou stable) est utilisée pour des tâches routinières, comme la recherche de nourriture et d'habitats favorables ou pour les migrations. La nage de pointe (ou instable) est plutôt utilisée pour, par exemple, éviter les prédateurs, attraper des proies ou nager dans des habitats structurellement complexes.

Les modes de nage prolongée et de pointe laissent le poisson dans un état de plus ou moins grande fatigue, influençant son endurance et l'empêchant, éventuellement, de nager. Toutefois, ces distinctions entre les différents modes de nage ont des limites. L'état de transition propre à la nage prolongée fait qu'elle peut être difficilement séparée de la nage soutenue ou de pointe. De même, il est difficile de distinguer les modes de nage soutenue et prolongée dans les habitats naturels, car la fatigue des poissons est rarement évaluée sur le terrain (Plaut 2001).

Dans le contexte d'un franchissement d'obstacles, les poissons doivent traverser une ou plusieurs portions d'un cours d'eau dont les conditions sont plus éprouvantes, changeantes ou dont l'écoulement de l'eau est plus rapide que ce à quoi ils sont généralement habitués. Bien qu'elle soit couramment estimée, la vitesse de nage critique n'est pas très pertinente pour évaluer si un obstacle peut être franchi ou non, car les poissons peuvent nager plus rapidement pendant de courtes périodes. Le passage d'un obstacle sera un événement rapide. De même, la nage soutenue ne sera pas le mode privilégié lors d'une tentative de franchissement d'un obstacle. D'une manière générale, Baudoin et coll. (2014) soulignent qu'à partir du moment où la vitesse du courant est supérieure aux deux tiers de la vitesse de nage maximale ou de pointe, la distance franchie par un poisson sera la plus grande si ce dernier utilise sa vitesse de nage maximale. Autrement, il gagne à maintenir sa vitesse optimale ou de croisière (environ le tiers de sa vitesse de nage maximale; Videler et Wardle 1991) tant que la vitesse du courant ne l'excède pas. Les poissons devront donc utiliser principalement les modes de nage prolongée et de pointe pour franchir un obstacle. Comme ces modes engendrent une certaine fatigue à un moment ou à un autre, la configuration et les propriétés de l'obstacle (ex. : niveaux différents, pente, vannes, etc.) ainsi que les caractéristiques hydrauliques des parties le composant (ex. : vitesse du courant, zones de turbulence, fosses, etc.) auront un effet direct sur la probabilité de franchir un obstacle. De plus, un poisson peut choisir ou non de franchir un obstacle. Un stimulus doit être présent pour qu'il se déplace. Starrs et coll. (2017) soulignent que la durée du mode de nage utilisé et le nombre de tentatives sont deux variables importantes à considérer dans l'analyse du franchissement d'un obstacle par les poissons. Par exemple, si la force du courant à l'obstacle dépasse la vitesse maximale que peut atteindre un poisson, ce dernier n'aura pas la capacité de le franchir. De même, un poisson peut se fatiguer avant d'avoir atteint la portion amont d'un obstacle. Des paliers ou des endroits où l'écoulement de l'eau est moins rapide peuvent lui permettre de se reposer et d'éventuellement franchir l'obstacle. Les notions d'endurance et de vitesse maximale de nage sont donc très importantes dans le contexte du franchissement d'un obstacle. Plus un poisson peut nager rapidement et longtemps, plus ses chances de franchir un obstacle sont bonnes. La franchissabilité

d'un obstacle variera ainsi selon les espèces de poissons et leur capacité de nage ou de saut, mais aussi selon les conditions hydrauliques ou abiotiques propres à l'obstacle, ces dernières pouvant changer en cours d'année.

3.1.4 Contraintes possibles relatives à la capacité de nage

Les données quantitatives sur la capacité de nage des poissons proviennent majoritairement d'études faites en laboratoire, donc dans un milieu contrôlé, ce qui comporte un certain nombre de limitations. L'espace souvent restreint dans les tunnels de nage ou les respiromètres fait que les poissons n'ont pas toujours la possibilité de recruter le type de muscles associés aux différents modes de nage. Le changement de métabolisme associé au passage de la nage soutenue à la nage de pointe risque d'être peu efficace. Par exemple, la longueur de la chambre peut influencer la possible expression de l'explosion rapide vers l'amont, suivi d'un recul vers l'aval, observé lors des modes de nage de pointe (surtout) et prolongée (Tudorache et coll. 2007). En conséquence, la vitesse de nage critique estimée en laboratoire réfère parfois à la vitesse pour laquelle le poisson n'est plus capable de maintenir sa position. Il est possible que ce soit par épuisement (réponse physiologique), mais aussi parce qu'il n'a pas pu adapter son mode de nage (réponse comportementale à une situation qui normalement ne se produit pas dans le milieu naturel du poisson). De plus, l'écoulement de l'eau artificiellement créé dans les tunnels de nage ainsi que leur structure font que les vitesses de nage sont estimées dans des conditions qu'on trouve très rarement dans la nature (Plaut 2001). Il faut donc se rappeler que les tests en laboratoire sous-estiment souvent et considérablement la capacité de nage d'un poisson, encore plus pour la vitesse de pointe (Parsons et coll. 2016). Les vitesses de nage estimées dans ces conditions ne reflètent pas très bien la réalité dans les habitats naturels des poissons, rendant les comparaisons difficiles à faire. De plus, même les comparaisons entre les tests en laboratoire sont limitées si les montages pour tester les vitesses de nage diffèrent (ex. : longueur du tunnel de nage, manière utilisée pour générer le courant, etc.).

De plus, les études en laboratoire sont souvent menées avec de jeunes poissons, puisque leur taille rend l'expérience plus facile à réaliser. Cependant, au sein d'une même espèce, les données estimant les performances de nage ne peuvent pas être extrapolées des petits individus aux plus gros, car la relation entre les vitesses de nage et la longueur totale varie généralement avec la taille (Videler et Wardle 1991). Cette limitation aura une conséquence directe sur l'évaluation de la franchissabilité des obstacles par les carpes asiatiques, car la majorité des études sur leur capacité de nage ont été faites avec des individus de petite taille. Conséquemment, les valeurs disponibles et rapportées dans les sections qui suivront seront probablement souvent sous-estimées par rapport aux vitesses de nage qui pourraient être réellement atteintes par les plus gros individus.

3.1.5 Objectifs

L'objectif principal de cette partie du rapport est de résumer la littérature scientifique sur la capacité de nage des quatre espèces de carpe asiatique. Les carpes communes seront aussi utilisées comme espèce modèle. Comme indiqué précédemment, un certain nombre de facteurs liés à la configuration de l'obstacle ainsi qu'aux conditions hydrauliques et climatiques peuvent influencer la capacité de nage

des carpes asiatiques ou leur facilité à franchir les obstacles. Un survol de certains de ces facteurs sera d'abord effectué avant de résumer ceux relatifs à leur capacité de nage.

3.2 Facteurs influençant les performances de nage des carpes asiatiques et leur capacité à franchir un obstacle

3.2.1 Température et oxygène dissous

Plusieurs fonctions physiologiques, y compris la locomotion, varient considérablement d'une espèce à l'autre, mais également chez les individus d'une même espèce. Cette variabilité au sein d'une même espèce semble être causée par les stress environnementaux, ces derniers pouvant permettre de révéler, de masquer ou de moduler la variation entre les traits physiologiques et comportementaux individuels (Killen et coll. 2013). Les variations de température ou de concentration d'oxygène dissous sont deux bons exemples de stress pouvant influencer les performances de nage des poissons, tant à l'échelle interspécifique qu'intraspécifique. De plus, la température de l'eau influence la concentration d'oxygène dissous du milieu ainsi que les taux métaboliques et de consommation d'oxygène (Randall et Brauner 1991; Claireaux et coll. 2000). D'autres variables abiotiques, comme le pH de l'eau ou les concentrations de divers éléments, peuvent probablement influencer les capacités de nage des carpes asiatiques et des autres espèces de poissons. Elles ne seront pas considérées dans les prochains paragraphes par manque d'information. Écologiquement parlant, une diminution des performances de nage causée par un facteur environnemental donné nuira aux possibilités de franchissement d'obstacles ou à la capacité de s'alimenter, en plus de rendre l'individu plus vulnérable aux prédateurs. Le contraire est, bien sûr, également vrai.

La température est un facteur critique pour les performances physiologiques des organismes ectothermes dont la température du corps fluctue en réaction à l'environnement thermique de l'individu. Dans plusieurs cas, la relation entre une performance donnée et la température suit une courbe en forme de cloche, soit ascendante jusqu'à l'atteinte d'une température optimale et décroissante par la suite (Huey et Stevenson 1979; Angilletta et coll. 2002). C'est souvent le cas pour la relation entre les performances de nage des poissons comme la vitesse de nage critique et la température (ex. : Randall et Brauner 1991; Lee et coll. 2003; Zeng et coll. 2009; Pang et coll. 2013). Les performances de pointe peuvent aussi être réduites sous un optimum thermique (ex. : Temple et Johnston 1997; Lyon et coll. 2008). Habituellement, les performances de nage s'améliorent donc d'abord avec une augmentation de la température. Cette relation est généralement attribuée à une amélioration des capacités métaboliques avec, comme résultat, de meilleurs taux de conversion des réactions biochimiques en propulsion (ex. : Beamish 1978; Lee et coll. 2003; Pang et coll. 2016b), mais aussi à une amélioration de la contractilité des muscles squelettiques et cardiaques (ex. : Rome et McNeill 1990) et à une efficacité accrue des réactions enzymatiques (ex. : Guderley et coll. 2001). Les écarts de température engendrent aussi des variations hydrodynamiques (ex. : densité ou viscosité de l'eau) pouvant nuire au mouvement des poissons (ex. : Fuiman et Batty 1997). Même si peu de données sont disponibles, la capacité de nage des quatre espèces de carpe asiatique semble influencée par la température de l'eau. Yan et coll. (2012) ont démontré que la vitesse de nage critique et la vitesse linéaire maximale des carpes de roseau étaient respectivement de 23 et de 42 % plus rapides à 25 °C comparativement

à 15 °C (tableau 3.1). L'augmentation des vitesses de nage en fonction de la température vaut aussi pour les carpes communes (Heap et Goldspink 1986; Pang et coll. 2011; Yan et coll. 2012; Pang et coll. 2016b). Les seuils critiques de températures pour la survie, l'alimentation et la reproduction sont décrits dans la section 2.4.1. La température à laquelle les tests ont été menés pour estimer les vitesses de nage sera indiquée si elle est apparaît dans les valeurs rapportées dans les tableaux 3.1 et 3.2 de la section 3.3.

Un autre facteur important qui agit sur les performances de nage des poissons est la concentration en oxygène dissous. L'hypoxie, soit un taux d'oxygène dissous suffisamment bas pour avoir un effet négatif sur les fonctions physiologiques des poissons, peut se produire dans plusieurs écosystèmes aquatiques. Comme la capacité de nage dépend du métabolisme aérobie, les vitesses de nage soutenue ou critique, elle peut être altérée en conditions hypoxiques, car l'absorption et la distribution de l'oxygène (capacités cardiorespiratoires) pourront être perturbées. L'hypoxie entraînera donc une réduction importante du taux métabolique actif, ce qui aura une conséquence directe sur la vitesse de nage critique (ex. : Zhang et coll. 2012; Fu et coll. 2014; Penghan et coll. 2014; Pang et coll. 2015). De nouveau, peu de données sont disponibles sur l'effet du manque d'oxygène sur la capacité de nage des carpes asiatiques. Fu et coll. (2014) ont déterminé que la vitesse de nage critique diminuait de 21 à 44 % selon les espèces lorsque la concentration d'oxygène dissous passait de 10 à 1 mg/L (à partir de la moins touchée : noire, argentée, roseau et à grosse tête). Chez Pang et coll. (2015), la différence était de 22 % pour la carpe noire (de 9,7 à 2,7 mg/L). Dans les deux cas, la carpe noire est la moins touchée. Elle est probablement physiologiquement plus apte à tolérer des conditions plus pauvres en oxygène parce qu'elle s'alimente au fond des cours d'eau. Le manque d'oxygène a le même effet sur les carpes communes (diminution d'environ 40 à 45 % de la capacité de nage; Zhang et coll. 2012; Fu et coll. 2014). Le seuil critique en oxygène dissous pour la survie et l'alimentation est décrit dans la section 2.5.3. La concentration d'oxygène dissous à laquelle les tests ont été menés sera indiquée si elle apparaît dans les valeurs rapportées dans le tableau 3.1 de la section 3.3.

3.2.2 Satiété alimentaire

L'état de satiété alimentaire dans lequel le poisson se trouve peut avoir une influence sur ses capacités de nage, car la digestion et la locomotion sont deux activités nécessitant une forte demande en énergie et en oxygène. De nouveau, il s'agit d'une relation qui varie selon les espèces de poissons et leurs modes de vie. Une espèce se nourrissant presque en continu, sujette à la prédation ou souvent en mouvement devrait normalement présenter des capacités de nage en conditions aérobies qui varieront peu ou pas selon le degré de satiété. À l'inverse, une espèce se nourrissant de manière opportuniste, peu sujette à la prédation ou dont le mode de vie est sédentaire, devrait afficher des changements importants dans sa capacité de nage en conditions aérobies, selon le temps écoulé depuis son dernier repas. Fu et coll. (2009) ont, par exemple, observé une diminution de la vitesse de nage critique d'une espèce de poisson-chat (*Silurus meridionlis*) à mesure que la ration alimentaire journalière augmentait, mais aucun changement chez la carpe de roseau. Les carpes de roseau ne sont pas très efficaces en ce qui a trait à la digestion et broutent de manière presque continue, tandis que la digestion du poisson-chat est efficace, en plus d'être associée à un mode d'alimentation plus opportuniste, mais qui nuit à sa capacité de nage. Chez les carpes asiatiques, quelques études ont démontré que la capacité de nage décroît selon la période de jeûne. Cai et coll. (2014) ont démontré que les vitesses de nage

critique et optimale des carpes de roseau diminuaient respectivement de 54 et 19 %, selon la durée du jeûne (6 heures ou 2 semaines). Pang et coll. (2016a) ont fait jeûner des carpes noires pendant 21 jours pour ensuite recommencer à les nourrir pendant encore 21 jours. La vitesse maximale atteinte était réduite de 24 % après la période de jeûne et revenait à son niveau initial après la période de réalimentation. Les données sur les périodes de jeûne seront indiquées si elles sont disponibles pour les valeurs rapportées dans le tableau 3.1 de la section 3.3.

3.2.3 Conditions hydrauliques et configuration d'un obstacle

Les conditions hydrauliques auront un effet sur les capacités de nage des poissons dans un cours d'eau, mais aussi sur la facilité à franchir un obstacle. Les facteurs à considérer incluent, entre autres, la vitesse du courant, le débit, les zones de turbulence, le tirant d'eau et les zones allouant la possibilité aux poissons de se reposer. La relation la plus simple à faire consiste à dire que, tant que la vitesse du courant ne dépasse pas la capacité de nage d'un poisson, celui-ci peut continuer de progresser vers l'amont d'un cours d'eau. Cependant, selon le mode de nage utilisé, la durée pendant laquelle les poissons peuvent poursuivre leur route variera. Les secteurs dont l'écoulement est plus faible pourront leur permettre de franchir une plus grande distance en utilisant le mode de nage soutenue durant lequel ils pourront récupérer. La même constatation peut s'appliquer au franchissement d'un obstacle, mais les poissons utiliseront probablement davantage un mode de nage impliquant de la fatigue (nage prolongée ou de pointe) et ainsi pourront atteindre des vitesses de nage plus élevées souvent nécessaires dans ce contexte. Sur ce plan, la distance à franchir, la vitesse du courant et le temps durant lequel un poisson peut maintenir une vitesse de nage sont autant de facteurs qui interagiront pour déterminer si l'obstacle peut être franchi ou non. De plus, les zones de turbulence peuvent perturber la nage des poissons en le forçant à contrer des forces venant de plusieurs directions. La pleine capacité de nage d'un poisson sera possible si le tirant d'eau (lame d'eau minimale) est suffisant pour qu'il effectue correctement et pleinement les mouvements d'ondulation assurant sa propulsion (Baudoin et coll. 2014). La taille et la forme du poisson ont une influence sur la hauteur de la lame d'eau minimale nécessaire. Aucune information n'a été trouvée pour les carpes asiatiques quant à l'effet des turbulences ou de la lame d'eau minimale et leurs performances de nage.

La configuration d'un obstacle, qu'il soit naturel ou artificiel, influence fortement les conditions hydrauliques qui agissent directement à proximité. Les obstacles artificiels peuvent avoir une influence beaucoup plus en amont ou en aval de leur localisation, selon les paramètres de régularisation ou de gestion qui sont appliqués. Ces ouvrages peuvent bouleverser l'hydrologie et la morphologie des rivières, par exemple, en ralentissant les vitesses d'écoulement, en augmentant la profondeur ou en modifiant le transit des sédiments, mais aussi en modifiant les propriétés physicochimiques de l'eau (Baudoin et coll. 2014). Ils peuvent également engendrer des modifications de natures thermiques, chimiques et physiques. Certaines risquent d'influencer directement les performances de nage des poissons (sur le plan de la température ou de la concentration en oxygène dissous) et leur capacité de franchissement (en ce qui a trait à la hauteur de la chute à franchir, de la pente, de la vitesse du courant, de la hauteur de la lame d'eau, des zones de turbulence, etc.). Il est aussi possible que la configuration d'un obstacle crée plusieurs voies de passage pour les poissons, certaines pouvant être franchissables, d'autres non. Les vannes, les clapets, les enrochements, les passes migratoires, les seuils, les redans, les déversoirs ou tous les autres éléments du parement du barrage modifiant

l'uniformité de la structure sont plusieurs exemples à considérer. De plus, des zones de repos situées près d'un obstacle ou incluses dans sa configuration peuvent accroître sa franchissabilité. C'est notamment le cas lors du franchissement des ponceaux où l'aptitude des poissons à profiter des zones de plus faible écoulement, comme l'intérieur des ondulations, peut aider à franchir l'obstacle (ex. : Castro-Santos 2005; Newbold et Kemp 2015). La même logique pourrait s'appliquer à un obstacle à plusieurs paliers, comme avec des seuils franchissables aménagés en escalier, qui pourraient fournir des endroits dont les conditions hydrauliques permettent aux poissons de récupérer avant de poursuivre leur route vers l'amont. En conséquence, la configuration d'un obstacle peut agir indirectement sur la capacité de nage des poissons et la facilité de le franchir.

Plusieurs de ces aspects, relatifs aux conditions hydrauliques et à la configuration d'un obstacle, seront considérés dans les sections sur les possibilités de cotation de la franchissabilité des obstacles par les carpes asiatiques, qui sont présentées dans la quatrième partie du rapport.

3.2.4 Un obstacle, mais une franchissabilité pouvant changer

La température, les autres conditions abiotiques et les conditions hydrauliques relatives à un obstacle ou à un cours d'eau donné ne sont pas toujours stables au cours de l'année. En conséquence, la capacité de nage d'un poisson peut évoluer selon les conditions rencontrées durant une période donnée. Ainsi, même la franchissabilité du plus simple des obstacles peut varier durant l'année ou d'une année à l'autre. Cette réalité doit être prise en compte lorsqu'un obstacle est catégorisé comme franchissable ou non. Les périodes de crue printanière et d'étiage sont de bons exemples pouvant jouer sur les possibilités de franchissement. Un poisson pourrait être physiologiquement capable de franchir un obstacle au printemps lorsque le niveau de l'eau est élevé, mais en être incapable lorsque le niveau est plus bas. Par ailleurs, si la température de l'eau n'est pas suffisamment élevée lors des crues pour stimuler les individus à aller vers l'amont, la possibilité favorable peut s'amenuiser pour l'année en cours. De même, la variabilité climatique interannuelle peut influencer la franchissabilité d'un obstacle (années plus sèches vs normales vs plus humides). Le franchissement d'un obstacle peut donc être possible que sous certaines conditions, au cours de certaines années ou pendant certaines périodes d'une année donnée. Cette pluralité et d'autres questions relatives à la cotation de la franchissabilité d'un obstacle seront traitées plus en détail dans la section 4 du rapport.

3.3 Capacité de nage des carpes asiatiques et de la carpe commune

En raison des données limitées sur la capacité de nage des carpes asiatiques et de la carpe commune, il faut être prudent dans la détermination des valeurs retenues pour leurs vitesses de nage probables. La transposition des valeurs estimées pour les juvéniles aux adultes matures n'est pas une bonne option, car les individus de grande taille affichent habituellement de meilleures performances de nage. De ce fait, les seuils que nous pourrions retenir pour, par exemple, une vitesse de courant qui empêcherait les carpes de petite taille de nager vers l'amont, seraient beaucoup trop permissifs pour les adultes. En fait, la relation exacte entre la vitesse de nage relative et la taille pour les carpes à grosse tête et argentées est, pour l'instant, inconnue (Hoover et coll. 2017). Aucune indication en ce sens n'a été trouvée pour les deux autres espèces de carpe asiatique. À l'opposé, Hoover et coll.

(2017) indiquent que les décisions prises pour le Mississippi quant à la gestion du passage des carpes à grosse tête et argentées surestiment probablement leur capacité de nage. En fait, en se basant sur leur taille et leur capacité de saut, il a été assumé que leurs capacités de nage se rapprochent de celles des salmonidés du Pacifique (Stanley Consultants Inc., 2011). Dans un contexte d'EAE, cette manière prudente d'agir est justifiée et permet normalement de freiner les espèces moins performantes. Par exemple, les carpes de roseau ou noires ne peuvent pas sauter et leur dispersion vers l'amont des rivières serait entravée par des décisions visant les carpes argentées (qui peuvent sauter). Finalement, les capacités de nage varient souvent considérablement chez les individus d'une même espèce de poissons en fonction de leur métabolisme individuel (ex. : Killen et coll. 2013; Auer et coll. 2015). Cela rend les comparaisons difficiles à faire entre les études. Les généralisations faites pour une des espèces de carpe asiatique ou pour la carpe commune risquent d'être peu fiables (peu d'études, souvent peu d'individus, grande variabilité intraspécifique). L'utilisation des valeurs connues pour la capacité de nage des carpes asiatiques ou communes dans un contexte de franchissement d'obstacles est donc un exercice ardu.

3.3.1 Carpes asiatiques

Les carpes asiatiques recourent à une nage de type carangiforme, c'est-à-dire avec des ondulations fines sur leur tiers postérieur de leur corps et leur nageoire caudale. Ces mouvements se traduisent typiquement par des vitesses de nage supérieures à celles observées chez les poissons ayant un mode de locomotion dont la période ondulatoire est plus longue (Sfakiotakis et coll. 1999). Sur le plan de la locomotion, Webb (1984) indique que les carpes asiatiques sont plutôt des généralistes, c'est-à-dire que les adaptations relatives à l'alimentation par rapport à la locomotion sont moins importantes que d'autres adaptations morphologiques. Pensons notamment aux lamelles branchiales des carpes argentées ou à grosse tête qui sont très adaptées à la filtration ou aux dents pharyngales des carpes de roseau ou noires qui sont conçues pour brouter la végétation ou écraser les carapaces et les coquilles. Ces caractéristiques font que les carpes asiatiques ne sont probablement pas les plus lents ni les plus rapides des poissons.

Le tableau 3.1 résume les études trouvées dans la littérature scientifique qui ont estimé les capacités de nage des quatre espèces de carpe asiatique. Les vitesses de nage sont aussi fréquemment données en longueur à la fourche par seconde (LF/s, aussi rapportée dans le tableau 3.1). Les vitesses maximales atteintes rapportées pour les quatre espèces de carpe asiatique sont ainsi de 1,89 m/s pour la carpe à grosse tête (taille médiane de 900 mm); de 8,56 m/s pour la carpe argentée (taille moyenne de 569 mm); de 0,65 m/s pour la carpe noire (taille moyenne de 84 mm; Pang et coll. 2016a) et de 1,12 m/s pour la carpe de roseau (taille de 86 mm; Yan et coll. 2012). Il faut noter qu'aucune information n'a été trouvée sur les carpes noires et de roseau adultes, d'où les vitesses plus lentes. Il faut aussi se rappeler que ces vitesses peuvent être maintenues habituellement que pendant quelques dizaines de secondes, selon l'endurance du poisson. L'activité plus élevée de deux enzymes associées au métabolisme anaérobie suggère que les carpes à grosse tête et argentées seraient capables d'atteindre des vitesses de pointe plus grandes que les carpes de roseau ou communes (Shenouda 1996; rapportée dans Hoover et coll. 2012). De plus, selon Hoover et coll. (2017), les carpes à grosse tête se fatiguent plus vite que les carpes argentées lorsque la vitesse du courant augmente. La relation entre l'endurance et la vitesse de nage (en LF/s) des carpes argentées et à grosse tête est d'ailleurs

illustrée dans la figure 3.1. Cependant, les performances de nage des carpes à grosse tête adultes seraient moins variables que celles des carpes argentées. Les carpes asiatiques nagent normalement à des vitesses beaucoup plus lentes, de 0,10 à 0,80 m/s, selon les espèces et la taille, que celles rapportées plus haut (vitesses de nage soutenue ou optimale). L'entre-deux, soit les vitesses de nage prolongée ou critique, varie de 0,33 m/s (carpe de roseau; taille moyenne de 86 mm; à 15 °C) à 1,68 m/s (carpe à grosse tête; taille médiane de 900 mm; à 20 °C).

Quelques études seulement ont considéré la capacité de saut des carpes argentées et la taille des échantillons est très faible. Parsons et coll. (2016) ont estimé qu'elles sautaient hors de l'eau à des angles de 44 à 70°, pour une hauteur de 1,9 à 2,2 m et sur une distance de 2,8 à 5,8 m. Ils ont utilisé les principes de la balistique ainsi que des vidéos et ont indiqué que ces derniers donnent de bonnes estimations pour la vitesse de nage à la sortie de l'eau (moyenne de 8,56 vs 8,16 m/s lorsque mesurée directement). Pour analyser les risques de franchissabilité d'un déversoir, Stanley Consultant Inc. (2011) a utilisé un angle de sortie de 60° avec une vitesse de nage de 7,60 m/s et une hauteur possible de saut d'environ 3 m. Shi et coll. (2017) ont observé une hauteur moyenne de sauts pour des carpes argentées (âge = 0, taille = 109 mm) de 20,5 cm, sur une distance moyenne de 21,5 cm avec une vitesse de saut moyenne de 0,23 m/s. Cependant, les auteurs indiquent que les carpes argentées ne sont pas particulièrement aptes à franchir volontairement les chutes (un taux de succès médian de 10 % pour une chute de 5 cm) et tendent à éviter les turbulences produites par la chute. Il semblerait que les carpes de roseau pourraient sauter, mais les données sont plutôt anecdotiques. Il est généralement reconnu qu'elles ne peuvent pas sauter autant ni aussi haut que les carpes argentées, mais qu'elles sont probablement plus enclines à sauter que plusieurs autres espèces de poissons d'eau douce (D. Chapman, communication personnelle). Le déplacement par saut entre deux petits étangs a déjà été confirmé chez une faible proportion (< 1 %) d'une population de carpes de roseau (1,5 m entre les étangs, avec un bord de 15 cm de haut; Ellis 1974). Malgré ces quelques pistes, il y a donc encore un grand manque à combler en ce qui a trait à cet aspect.

3.3.2 Carpes communes

Tout comme les carpes asiatiques, les carpes communes recourent à la nage de type carangiforme et sont plutôt généralistes dans leurs modes de locomotion. Leur morphologie est également très semblable à celle des carpes asiatiques. Les carpes communes pourraient donc constituer un bon modèle de comparaison en ce qui a trait à la capacité de nage des carpes asiatiques, et les vitesses de nage trouvées dans la littérature scientifique sont rapportées dans le tableau 3.2. Leurs vitesses de nage de pointe ou maximales sont comprises dans un intervalle de 0,97 m/s (taille moyenne de 107 mm) à 1,75 m/s (taille moyenne de 262 mm). Leurs vitesses de nage soutenue ou optimale varient de 0,31 à 0,37 m/s (taille moyenne de 49 à 61 mm) et leurs vitesses de nage critiques de 0,29 à 1,04 m/s (taille moyenne de 262 mm pour la vitesse la plus élevée). Ces valeurs pour les vitesses de nage des carpes communes correspondent aux intervalles de vitesses des carpes asiatiques. Baudoin et coll. (2014) ont produit une série de figures avec les distances parcourues probables selon les vitesses du courant pour des groupes d'espèces de poissons. La figure 3.2 représente le groupe qui inclut les carpes communes. Certaines vitesses (surtout la vitesse de nage critique) sont disponibles en longueur à la fourche par seconde (LF/s; aussi rapportée dans le tableau 3.1).

3.3.3 Relation entre les vitesses de nage et la taille

Comme nous pouvons le constater dans les tableaux 3.1 et 3.2, les vitesses de nage varient beaucoup entre les études. La taille des individus utilisés lors des expériences est probablement une des raisons principales de cette variation. Les relations entre les vitesses de nage (m/s) et la taille des individus par espèces sont illustrées dans la figure 3.3. Pour obtenir la représentation la plus juste possible, les valeurs qui y sont indiquées sont celles des expériences faites à des températures supérieures à 20 °C et sans contrainte quant à la concentration en oxygène dissous. Pour chaque mode de nage, la représentation est la même : plus la taille des poissons est grande, plus leurs capacités de nage sont élevées, ce qui est conforme à la littérature scientifique (ex. : Videler et Wardle 1991; Tudorache et coll. 2007). Les relations linéaires entre les vitesses de nage et la taille sont illustrées dans la figure 3.4. Les équations ont été utilisées pour estimer les vitesses de nage qui pourraient être atteintes par des carpes asiatiques de diverses tailles (tableau 3.3). Puisque peu de données sont disponibles, les valeurs pour toutes les espèces (les quatre espèces de carpe asiatique et la carpe commune) ont été combinées, ce qui a permis d'obtenir de 12 à 35 valeurs pour bâtir les relations (pour des R^2 de 0,54 à 0,71). La vitesse de nage maximale a aussi été estimée avec l'équation développée par Videler et Wardle (1991) qui intègre les résultats d'études pour des espèces de poissons et des conditions expérimentales variées. Les vitesses de nage prolongée n'ont pas été retenues, car ce mode mobilise à la fois le métabolisme aérobie et anaérobie. La vitesse de nage critique a donc été utilisée seule, car elle correspond à un moment charnière dans la locomotion des poissons (passage du métabolisme aérobie au métabolisme anaérobie). Rappelons que les seuils retenus pour la vitesse du courant propice à l'alimentation ou à la reproduction des carpes asiatiques sont présentés dans le tableau 2.1 (section 2.7). Il est inférieur à 0,8 m/s pour l'alimentation et de 0,2 à 3,0 m/s pour la reproduction. Les vitesses de nage estimées à l'aide des équations entrent dans ces intervalles. Il est possible que les équations obtenues sous-estiment la capacité de nage de certaines espèces (carpe à grosse tête ou argentée), mais surestiment celles d'autres (noire et de roseau). Nous croyons qu'il s'agit toutefois d'un bon compromis pour obtenir une première estimation relative à la franchissabilité des obstacles par les carpes asiatiques.

3.4 Conclusions et limitations des données disponibles

La capacité de nage des carpes asiatiques sera influencée par plusieurs facteurs abiotiques et hydrauliques. Les plus importants à connaître dans le contexte de la possibilité pour les carpes de se disperser dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires en ce qui concerne les performances de nage sont la température de l'eau, la vitesse du courant ainsi que la configuration des obstacles à franchir. Les seuils pour les deux premiers et d'autres variables abiotiques ou hydrauliques ont été déterminés dans les sections 2.3 à 2.5, et la configuration des obstacles sera discutée plus en détail dans la quatrième partie du rapport.

Il est cependant encore difficile d'estimer de façon fiable les vitesses de nage pouvant être atteintes par les carpes asiatiques afin d'évaluer leur probabilité de dispersion. Relativement peu de données sont disponibles pour évaluer les capacités de nage des carpes asiatiques. Seulement 16 études ont été relevées pour une ou plusieurs des quatre espèces de carpe asiatique (14 pour les carpes communes),

et la majorité de celles-ci ont utilisé des individus de petite taille (inférieurs à 15 cm pour 13 études sur 16 pour les carpes asiatiques et pour 12 études sur 14 pour les carpes communes; tableaux 3.1 et 3.2). De plus, aucune information n'a été trouvée sur les adultes de carpes de roseau et noires. Comme la capacité de nage des poissons change en fonction de leur taille, les valeurs pour les petits individus de carpes asiatiques sous-estiment très vraisemblablement la capacité de nage réelle des individus de plus grande taille. Tous les tests ont été effectués en conditions contrôlées dans des tunnels ou des chambres de nage, introduisant un risque de sous-estimation de la capacité réelle de nage. L'effort d'échantillonnage est également fréquemment peu élevé, ce qui est une contrainte non négligeable, surtout en considérant la grande variabilité qui peut être observée quant à la capacité de nage au sein d'une même espèce. Plusieurs valeurs concernent les vitesses de nage soutenue et prolongée (ou optimale et critique), celles-ci étant peu utiles dans un contexte de franchissement d'obstacles, car ce ne sont pas les vitesses les plus rapides pouvant être atteintes par un poisson. Les risques associés aux franchissements d'obstacles dans les tributaires du fleuve Saint-Laurent seront probablement davantage liés aux individus matures qui adopteraient un comportement les poussant à remonter les cours d'eau pour se reproduire. La meilleure estimation considérerait donc des individus adultes dans des conditions de température optimale, ce qui fournirait des données sur les performances de nage les plus élevées et permettrait de déterminer les seuils maximaux de vitesse de nage possible.

En connaissant ces limites et en les considérant, les valeurs rapportées dans les sections précédentes peuvent tout de même servir de seuils préliminaires pour évaluer la capacité des carpes asiatiques à franchir les premiers obstacles entre le fleuve Saint-Laurent et l'amont de ses tributaires. Ces seuils (tableau 3.3) pourront être adaptés lorsque d'autres données seront disponibles. Notons aussi qu'aucune information n'a été trouvée sur la capacité de saut de deux des quatre espèces de carpe asiatique (à grosse tête et noire), et elles sont anecdotiques quant aux carpes de roseau. De plus, la capacité de saut des carpes argentées n'a été que très peu étudiée et pas nécessairement dans le contexte de franchissement d'un obstacle. Conséquemment, il est essentiel de poursuivre la recherche de données pour raffiner ces seuils ou relations, mais d'autres études sont assurément nécessaires. Il est aussi important de créer et de maintenir les liens avec les experts d'autres administrations et ainsi être informé des nouvelles avancées dans ce domaine.

L'estimation des vitesses de nage nécessaires pour franchir les premiers obstacles entre le fleuve Saint-Laurent et l'amont de ses tributaires pourrait devenir un élément clé dans l'analyse de la franchissabilité de ces obstacles et des risques de dispersion des carpes asiatiques dans les eaux québécoises. Cet aspect sera ainsi considéré dans la quatrième partie du rapport.

Tableau 3.1 Résumé des vitesses de nage estimées dans la littérature scientifique pour les quatre espèces de carpe asiatique. Les valeurs rapportées sont les moyennes, les médianes (valeurs soulignées) ou les maximums (valeurs en italique). Les valeurs en gras correspondent au type de vitesse indiqué en gras. n. d. = non disponible, LF = Longueur à la fourche.

Espèce	Taille (longueur à la fourche - LF) (mm)	n	Température de l'eau (°C)	Oxygène dissous (mg/l ou %)	Vitesse de nage soutenue / optimale (> 200 min)		Vitesse de nage prolongée / critique (0,5 à 200 min)		Vitesse de sprint / maximale (< 0,5 min)		Référence	Notes
					LF/s	m/s	LF/s	m/s	LF/s	m/s		
À grosse tête	<u>900</u>	17	<u>20</u>	> 7	1.08	-	1.85	1.68	2.09	1.89	Hoover et coll. 2017	
À grosse tête	76	10	23	n. d.	-	-	-	-	6.81	0.51	Newbold et coll. 2016	
À grosse tête	<u>152</u>	265	22	n. d.	3.84	<u>0.58</u>	<u>6.87</u>	<u>0.77</u>	<u>8.10</u>	<u>0.82</u>	Newbold et coll. 2016	
À grosse tête	87	10	15	10	-	-	4.56	-	-	-	Fu et coll. 2014	Données envoyées par courriel
À grosse tête	87	10	15	1	-	-	2.99	-	-	-	Fu et coll. 2014	Données envoyées par courriel
À grosse tête	69	8	25	n. d.	-	0.21	-	0.45	-	-	Yan et coll. 2013	
À grosse tête	69	8	25	n. d.	-	0.25	-	0.41	-	1.09	Yan et coll. 2013	Moyenne pour plusieurs espèces dont la carpe à grosse tête
À grosse tête	<u>53</u>	56	<u>23</u>	n. d.	-	0.20	-	0.34	-	0.56	Hoover et coll. 2012	
À grosse tête	<u>89</u>	32	<u>22</u>	n. d.	-	0.60	-	0.64	-	0.86	Hoover et coll. 2012	
À grosse tête	<u>292</u>	48	<u>25</u>	n. d.	-	0.80	-	1.10	-	1.66	Hoover et coll. 2012	
À grosse tête	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	-	0.29	-	-	-	-	Konagaya et Cai 1989	Information tirée du résumé (article en japonais)
À grosse tête	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	-	0.30	-	< 2,00	10.00	4.50	Konagaya et Cai 1987	Information tirée du résumé (article en japonais) et de Hoover et coll. (2016)
Argentée	<u>728</u>	43	<u>20</u>	> 7	1.25	-	1.89	1.51	2.57	2.06	Hoover et coll. 2017	
Argentée	762	12	<u>29</u>	<u>8</u>	-	-	-	1.23	<u>1.90</u>	<u>1.51</u>	Hoover et coll. 2016	
Argentée	650	7	n. d.	n. d.	-	-	-	-	8.16	5.30	Parsons et coll. 2016	Estimée à partir de vidéos, rivière Wabash
Argentée	777	5	n. d.	n. d.	-	-	-	-	10.45	8.12	Parsons et coll. 2016	Estimée à partir de vidéos, rivière Illinois
Argentée	743	8	n. d.	n. d.	-	-	-	-	11.30	8.39	Parsons et coll. 2016	Estimée à partir de vidéos, centre de la rivière Mississippi
Argentée	743	7	n. d.	n. d.	-	-	-	-	10.90	8.10	Parsons et coll. 2016	Estimée à partir de vidéos, aval de la rivière Mississippi
Argentée	569	4	n. d.	n. d.	-	-	-	-	-	8.56	Parsons et coll. 2016	Estimée à partir des principes de physiques des projectiles
Argentée	65	10	15	10	-	-	5.85	-	-	-	Fu et coll. 2014	Données envoyées par courriel
Argentée	65	10	15	1	-	-	4.44	-	-	-	Fu et coll. 2014	Données envoyées par courriel
Argentée	93	30	21	> 7	-	-	4.80	0.47	7.41	0.71	Shi et coll. 2014	Chambre de nage avec toit (fermée)
Argentée	96	30	21	> 7	-	-	4.31	0.41	6.84	0.65	Shi et coll. 2014	Chambre de nage sans toit (ouverte)
Argentée	75	8	25	n. d.	-	0.38	-	0.53	-	-	Yan et coll. 2013	
Argentée	75	8	25	n. d.	-	0.32	-	0.49	-	1.22	Yan et coll. 2013	Moyenne pour plusieurs espèces dont la carpe argentée
Argentée	<u>101</u>	33	<u>23</u>	n. d.	-	0.60	-	0.62	-	0.77	Hoover et coll. 2012	
Argentée	<u>215</u>	45	<u>23</u>	n. d.	-	0.50	-	0.73	-	1.28	Hoover et coll. 2012	
Argentée	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	-	-	-	-	-	7.00	Stanley Consultants (2011)	
Argentée	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	-	0.10	-	-	-	-	Konagaya et Cai 1989	Information tirée du résumé (article en japonais)
Argentée	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	-	0.30	-	< 2,00	6.00	7.50	Konagaya et Cai 1987	Information tirée du résumé (article en japonais) et de Hoover et coll. (2016)

Tableau 3.1 (suite) Résumé des vitesses de nage estimées dans la littérature scientifique pour les quatre espèces de carpe asiatique. Les valeurs rapportées sont les moyennes, les médianes (valeurs soulignées) ou les maximums (valeurs en italique). Les valeurs en gras correspondent au type de vitesse indiqué en gras. n. d. = non disponible, LF = Longueur à la fourche.

Espèce	Taille (longueur à la fourche - LF) (mm)	n	Température de l'eau (°C)	Oxygène dissous (mg/l ou %)	Vitesse de nage		Vitesse de nage		Vitesse de		Référence	Notes
					soutenue / optimale (> 200 min)		prolongée / critique (0,5 à 200 min)		sprint / maximale (< 0,5 min)			
					LF/s	m/s	LF/s	m/s	LF/s	m/s		
Noire	55	10	25	> 90 %	-	-	-	0.43	-	-	Nie et Fu 2017	Après deux jours de jeûne
Noire	54	10	25	> 90 %	-	-	-	0.38	-	-	Nie et Fu 2017	Immédiatement après avoir été nourries
Noire	75	20	25	> 85 %	-	-	-	-	-	0.62	Pang et coll. 2016a	Témoin, nourries tous les jours, après 0 jour, valeur estimée
Noire	75	20	25	> 85 %	-	-	-	-	-	0.63	Pang et coll. 2016a	Jeûne de 21 jours, puis nourries pendant 21 jours, après 0 jour, valeur estimée
Noire	79	20	25	> 85 %	-	-	-	-	-	0.63	Pang et coll. 2016a	Témoin, nourries tous les jours, après 21 jours, valeur estimée
Noire	75	20	25	> 85 %	-	-	-	-	-	0.48	Pang et coll. 2016a	Jeûne de 21 jours, puis nourries pendant 21 jours, après 21 jours, valeur estimée
Noire	84	20	25	> 85 %	-	-	-	-	-	0.65	Pang et coll. 2016a	Témoin, nourries tous les jours, après 42 jours, valeur estimée
Noire	78	20	25	> 85 %	-	-	-	-	-	0.62	Pang et coll. 2016a	Jeûne de 21 jours, puis nourries pendant 21 jours, après 42 jours, valeur estimée
Noire	<u>86</u>	20	20	9	-	-	-	0.58	-	-	Pang et coll. 2015	
Noire	<u>86</u>	20	20	3	-	-	-	0.45	-	-	Pang et coll. 2015	
Noire	43	10	15	10	-	-	5.93	-	-	-	Fu et coll. 2014	Données envoyées par courriel
Noire	43	10	15	1	-	-	4.95	-	-	-	Fu et coll. 2014	Données envoyées par courriel
Noire	79	7	25	n. d.	-	0.21	-	0.44	-	-	Yan et coll. 2013	
Noire	75	8	25	n. d.	-	0.32	-	0.49	-	1.22	Yan et coll. 2013	Moyenne pour plusieurs espèces dont la carpe noire, n = 7 pour vitesse optimale
Roseau	127	8	20	100%	9.90	-	9.89	-	-	-	Cai et coll. 2014	Après 6 heures sans nourriture
Roseau	125	8	20	100%	7.30	-	8.94	-	-	-	Cai et coll. 2014	Après 2 jours sans nourriture
Roseau	127	8	20	100%	4.60	-	7.97	-	-	-	Cai et coll. 2014	Après 2 semaines sans nourriture
Roseau	92	10	15	10	-	-	3.62	-	-	-	Fu et coll. 2014	Données envoyées par courriel
Roseau	92	10	15	1	-	-	2.72	-	-	-	Fu et coll. 2014	Données envoyées par courriel
Roseau	55	8	25	n. d.	-	0.44	-	0.43	-	-	Yan et coll. 2013	
Roseau	52	8	25	n. d.	-	0.32	-	0.49	-	1.22	Yan et coll. 2013	Moyenne pour plusieurs espèces dont la carpe de roseau
Roseau	86	8	15	> 80 %	-	-	-	0.33	-	0.65	Yan et coll. 2012	
Roseau	86	8	25	> 80 %	-	-	-	0.43	-	1.12	Yan et coll. 2012	n = 7 pour la vitesse de nage critique
Roseau	79	8	25	> 7	-	-	4.51	-	-	-	Fu et coll. 2009	0 % du poids en nourriture par jour
Roseau	81	6	25	> 7	-	-	4.32	-	-	-	Fu et coll. 2009	0,5 % du poids en nourriture par jour
Roseau	81	8	25	> 7	-	-	4.13	-	-	-	Fu et coll. 2009	1 % du poids en nourriture par jour
Roseau	81	10	25	> 7	-	-	4.23	-	-	-	Fu et coll. 2009	2 % du poids en nourriture par jour
Roseau	78	9	25	> 7	-	-	4.08	-	-	-	Fu et coll. 2009	4 % du poids en nourriture par jour

Tableau 3.2 Résumé des vitesses de nage estimées dans la littérature scientifique pour les carpes communes. Les valeurs rapportées sont les moyennes. Les valeurs en gras correspondent au type de vitesse indiqué en gras. n. d. = non disponible, LF = Longueur à la fourche.

Espèce	Taille (longueur à la fourche - LF) (mm)	n	Tempéra- ture de l'eau (°C)	Oxygène dissous (mg/l ou %)	Vitesse de nage soutenue		Vitesse de nage prolongée / critique		Vitesse de sprint / maximale (< 0,5 min)		Référence	Notes		
					/ optimale	> 200 min)	LF/s	m/s	LF/s	m/s			LF/s	m/s
					LF/s	m/s	LF/s	m/s	LF/s	m/s				
Commune	61	20	25	> 90 %	-	-	-	0.54	-	-	Nie et Fu 2017	Jeûne de 2 jours ou après avoir été nourries, pas de différence		
Commune	68	15	15	8	-	-	-	0.40	-	-	Pang et coll. 2016b	Au début de l'expérience		
Commune	72	15	15	8	-	-	-	0.41	-	-	Pang et coll. 2016b	Après 21 jours		
Commune	71	15	25	8	-	-	-	0.57	-	-	Pang et coll. 2016b	Au début de l'expérience		
Commune	86	15	25	8	-	-	-	0.64	-	-	Pang et coll. 2016b	Après 21 jours		
Commune	64	10	15	10	-	-	6.41	-	-	-	Fu et coll. 2014	Données envoyées par courriel		
Commune	64	10	15	1	-	-	3.48	-	-	-	Fu et coll. 2014	Données envoyées par courriel		
Commune	Petits	10	25	> 85 %	-	-	10.30	-	-	-	He et coll. 2013	Entraînée à 60 % de la vitesse de nage critique, valeur estimée		
Commune	Petits	10	25	> 85 %	-	-	9.20	-	-	-	He et coll. 2013	Pas d'entraînement, valeur estimée		
Commune	61	8	25	n. d.	-	0.37	-	0.56	-	-	Yan et coll. 2013			
Commune	59	8	25	n. d.	-	0.32	-	0.49	-	1.22	Yan et coll. 2013	Moyenne pour plusieurs espèces dont la carpe commune		
Commune	63	8	15	> 80 %	-	-	-	0.41	-	1.04	Yan et coll. 2012			
Commune	63	8	25	> 80 %	-	-	-	0.56	-	1.31	Yan et coll. 2012			
Commune	112	8	17	n. d.	-	-	4.05	-	-	-	Liew et coll. 2012	Après un jeûne de 7 jours		
Commune	112	8	17	n. d.	-	-	4.75	-	-	-	Liew et coll. 2012	Nourries		
Commune	Petits	8	25	1	-	-	-	0.30	-	-	Zhang et coll. 2012	Jeûne de 2 jours, valeur estimée		
Commune	Petits	8	25	2	-	-	-	0.40	-	-	Zhang et coll. 2012	Jeûne de 2 jours, valeur estimée		
Commune	Petits	8	25	8	-	-	-	0.52	-	-	Zhang et coll. 2012	Jeûne de 2 jours, valeur estimée		
Commune	Petits	8	25	1	-	-	-	0.29	-	-	Zhang et coll. 2012	Nourries, valeur estimée		
Commune	Petits	8	25	2	-	-	-	0.39	-	-	Zhang et coll. 2012	Nourries, valeur estimée		
Commune	Petits	8	25	8	-	-	-	0.50	-	-	Zhang et coll. 2012	Nourries, valeur estimée		
Commune	67	8	15	> 85 %	-	-	6.00	-	-	-	Pang et coll. 2011	Nourries, valeur estimée		
Commune	66	8	15	> 85 %	-	-	6.10	-	-	-	Pang et coll. 2011	Jeûne de une journée, valeur estimée		
Commune	65	8	25	> 85 %	-	-	7.80	-	-	-	Pang et coll. 2011	Nourries, valeur estimée		
Commune	66	8	25	> 85 %	-	-	8.00	-	-	-	Pang et coll. 2011	Jeûne de une journée, valeur estimée		

Tableau 3.2 (suite) Résumé des vitesses de nage estimées dans la littérature scientifique pour les carpes communes. Les valeurs rapportées sont les moyennes. Les valeurs en gras correspondent au type de vitesse indiqué en gras. n. d. = non disponible, LF = Longueur à la fourche.

Espèce	Taille (longueur à la fourche - LF) (mm)	n	Tempéra- ture de l'eau (°C)	Oxygène dissous (mg/l ou %)	Vitesse de nage soutenue / optimale (> 200 min)		Vitesse de nage prolongée / critique		Vitesse de sprint / maximale (< 0,5 min)		Référence	Notes
					LF/s	m/s	LF/s	m/s	LF/s	m/s		
Commune	49	8	15	100%	-	0.31	-	0.43	-	-	Tudorache et coll. 2008	
Commune	107	8	10	100%	-	-	-	-	-	0.98	Tudorache et coll. 2008	
Commune	228	8	10	100%	-	-	-	-	-	1.26	Tudorache et coll. 2008	
Commune	107	8	15	100%	-	-	-	0.62	-	1.03	Tudorache et coll. 2008	
Commune	228	8	15	100%	-	-	-	0.87	-	1.34	Tudorache et coll. 2008	
Commune	107	8	20	100%	-	-	-	-	-	0.97	Tudorache et coll. 2008	
Commune	228	8	20	100%	-	-	-	-	-	1.25	Tudorache et coll. 2008	
Commune	148	8	9	n. d.	-	-	3.58	0.53	-	-	Li et coll. 2007	
Commune	53	8	22	n. d.	-	-	-	0.46	-	-	Tudorache et coll. 2007	Court tunnel de nage, valeur estimée
Commune	100	8	22	n. d.	-	-	-	0.63	-	-	Tudorache et coll. 2007	Court tunnel de nage, valeur estimée
Commune	199	8	22	n. d.	-	-	-	0.70	-	-	Tudorache et coll. 2007	Court tunnel de nage, valeur estimée
Commune	262	8	22	n. d.	-	-	-	0.78	-	-	Tudorache et coll. 2007	Court tunnel de nage, valeur estimée
Commune	53	8	22	n. d.	-	-	-	0.45	-	-	Tudorache et coll. 2007	Long tunnel de nage, valeur estimée
Commune	100	8	22	n. d.	-	-	-	0.74	-	1.22	Tudorache et coll. 2007	Long tunnel de nage, valeur estimée
Commune	199	8	22	n. d.	-	-	-	0.90	-	1.58	Tudorache et coll. 2007	Long tunnel de nage, valeur estimée
Commune	262	8	22	n. d.	-	-	-	1.04	-	1.75	Tudorache et coll. 2007	Long tunnel de nage, valeur estimée
Commune	96	12	10	n. d.	-	-	2.43	-	-	-	Heap et Goldspink 1986	Acclimatées à 10 °C
Commune	98	15	10	n. d.	-	-	1.41	-	-	-	Heap et Goldspink 1986	Acclimatées à 28 °C
Commune	103	11	20	n. d.	-	-	2.63	-	-	-	Heap et Goldspink 1986	Acclimatées à 10 °C
Commune	101	11	20	n. d.	-	-	4.10	-	-	-	Heap et Goldspink 1986	Acclimatées à 28 °C
Commune	150	n. d.	15	n. d.	4.60	-	7.80	-	-	-	Tsakamoto et coll. 1975	Rapportée dans Videler et Wardle (1991)

Tableau 3.3 Vitesses de nage (m/s) estimées à l'aide des équations de la figure 3.4 pour une gamme de tailles possibles pour les carpes asiatiques. L'équation développée par Videler et Wardle (1991) a aussi été utilisée pour estimer la vitesse de nage de pointe ou maximale (dernière ligne).

Vitesse (V) (m/s)	Équation	Longueur du poisson (L) (mm)					
		100	250	500	750	1000	1250
Nage soutenue ou optimale	$V = 0,0019 * L + 0,2324$	0,42	0,71	1,18	1,66	2,13	2,61
Nage critique	$V = 0,0022 * L + 0,3497$	0,57	0,90	1,45	2,00	2,55	3,10
Nage de pointe ou maximale	$V = 0,0065 * L + 0,3708$	1,02	2,00	3,62	5,25	6,87	8,50
Nage de pointe ou maximale	$V = 0,0074 * L + 0,4000$	1,14	2,25	4,10	5,95	7,80	9,65

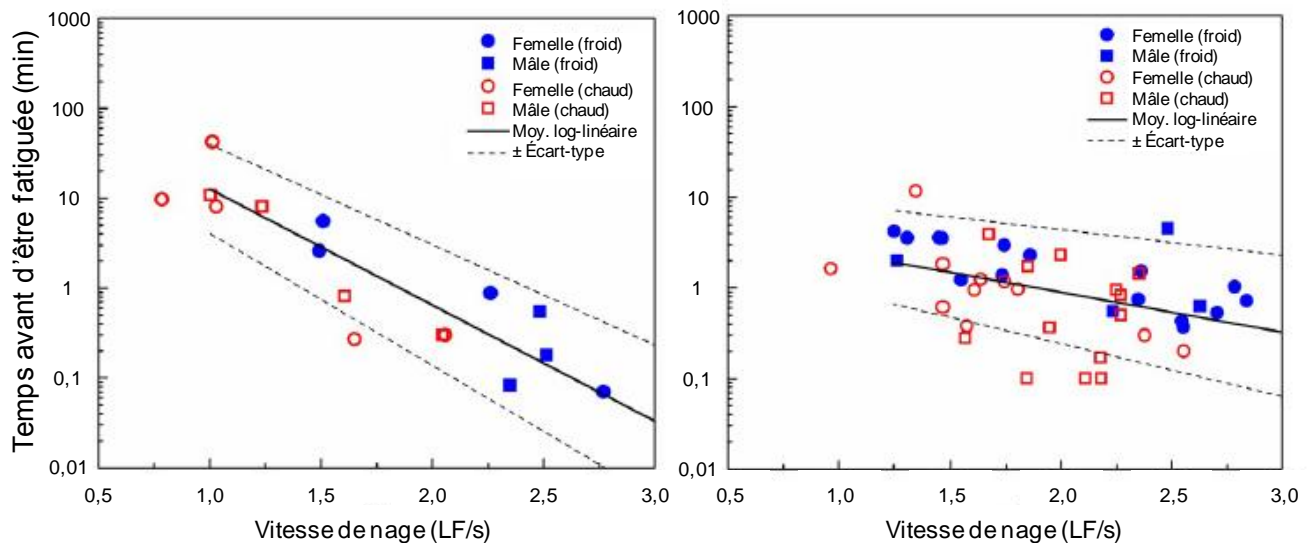


Figure 3.1 Modèles log-linéaires pour la relation entre l'endurance (temps avant la fatigue, en minutes) et la vitesse de nage (LF/s) des carpes à grosse tête ($n = 17$) et argentées ($n = 43$). La température de l'eau variait de 13,1 à 19,3 °C pour le traitement froid et de 20,8 à 25,9 °C pour le traitement chaud. Adaptée des figures 2 et 3 dans Hoover et coll. (2017).

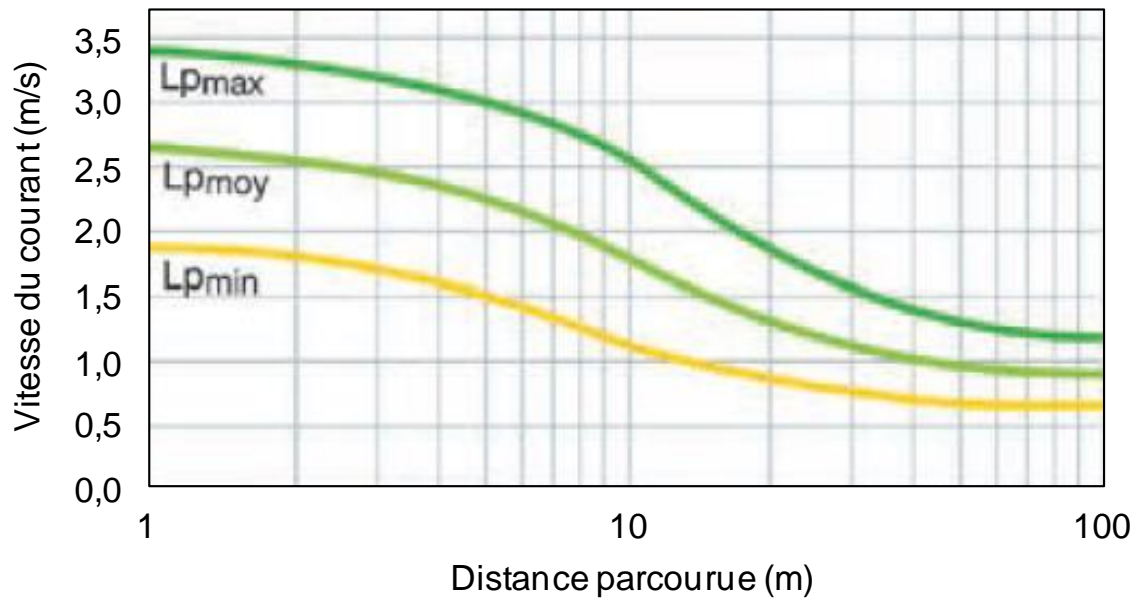


Figure 3.2 Évolution de la distance parcourue par un groupe d'espèces de poissons, y compris les carpes communes, en fonction de la vitesse du courant. Lp = Longueur du poisson (pour les carpes communes : Lpmax = 850 mm, Lpmoy = 580 mm et Lpmin = 300 mm). Adaptée de la figure 93 dans Baudoin et coll. (2014).

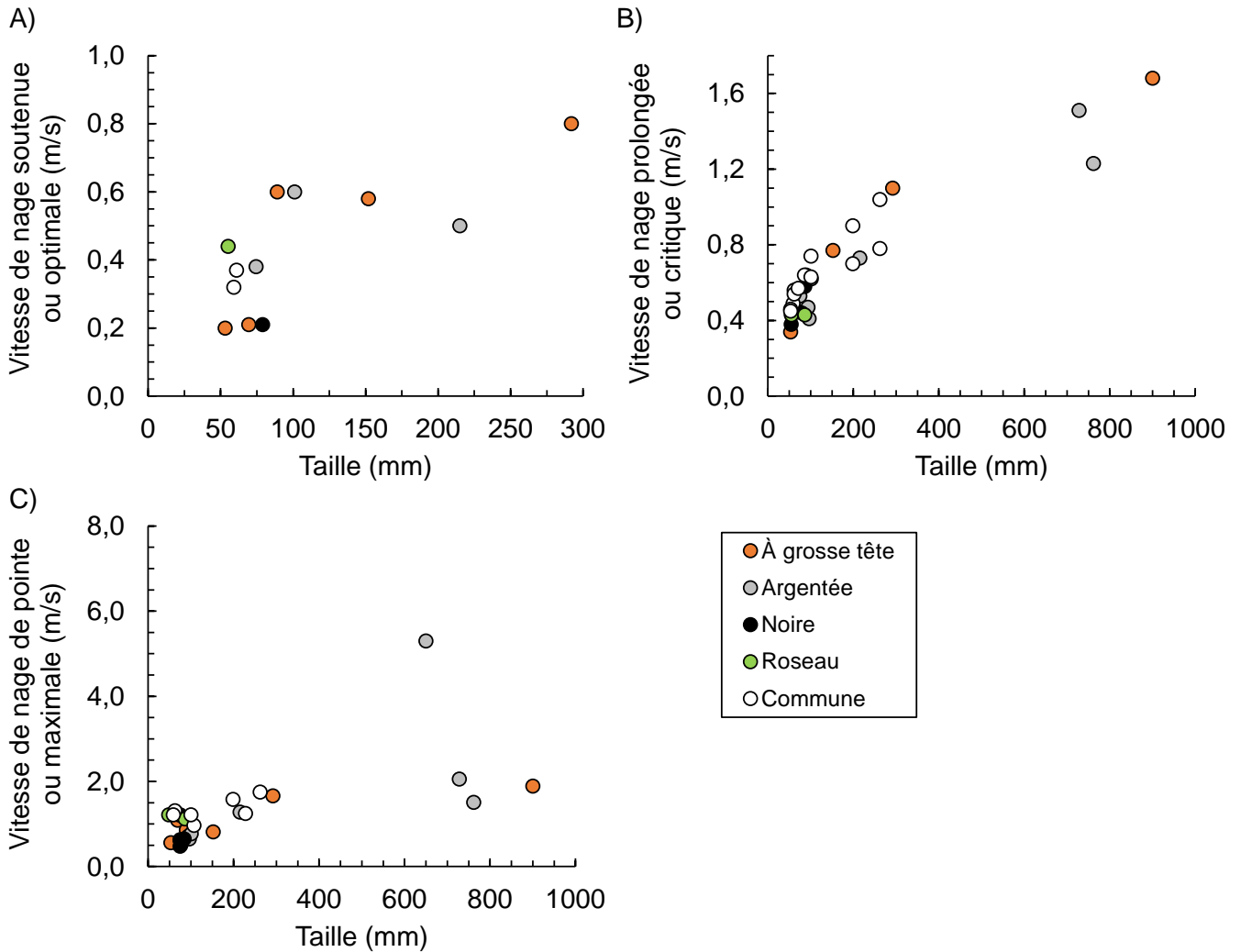


Figure 3.3 Relation entre les vitesses de nage (m/s) et la taille des individus (mm) pour les quatre espèces de carpe asiatique et la carpe commune. A) Vitesse de nage soutenue ou optimale; B) Vitesse de nage prolongée ou critique; et C) Vitesse de nage de pointe ou maximale. Les données (moyenne ou médiane) proviennent des tableaux 2 et 3 (seulement les données avec une température supérieure à 20 °C et sans contrainte quant à la concentration d'oxygène dissous).

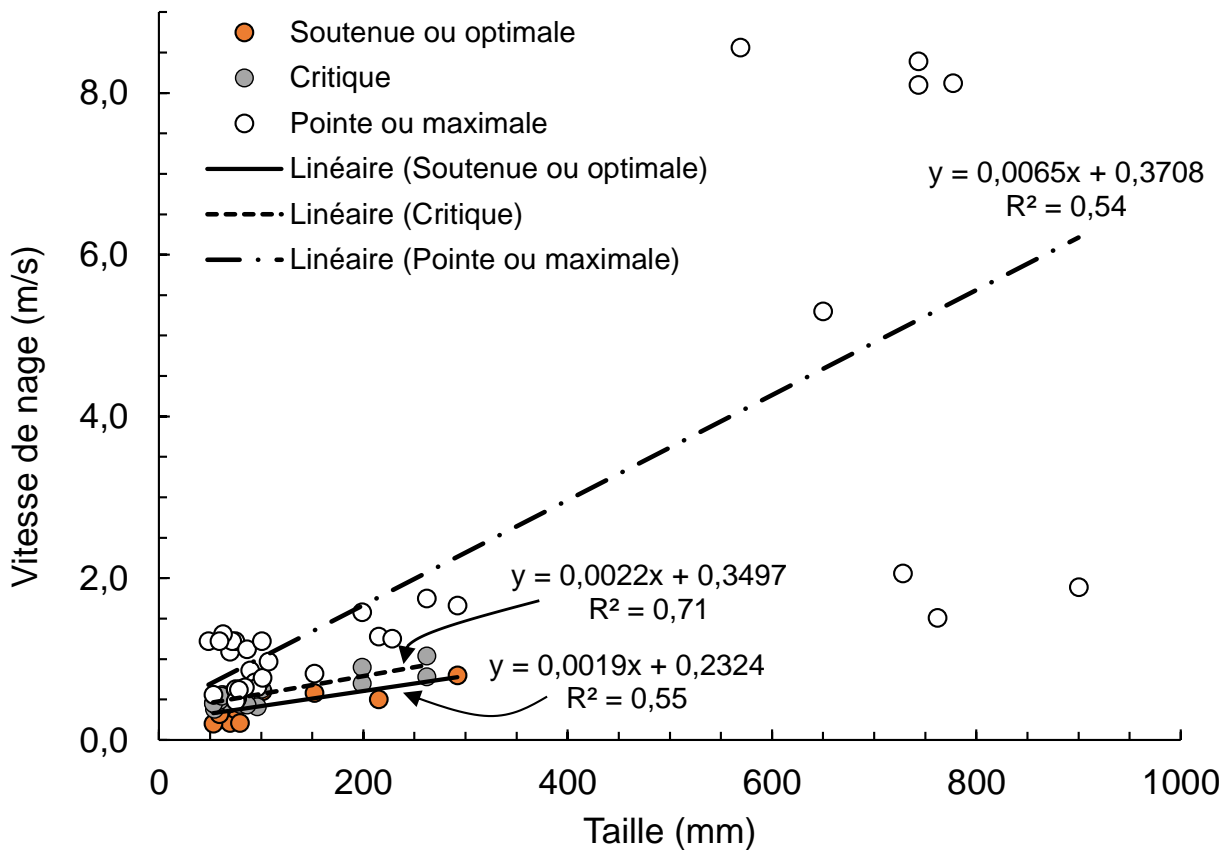


Figure 3.4 Relations linéaires entre les vitesses de nage (m/s) et la taille des individus (mm) par type de nage sans distinction pour les espèces. Les données (moyenne ou médiane) proviennent des tableaux 2 et 3 pour les quatre espèces de carpe asiatique et la carpe commune (seulement les données avec une température supérieure à 20 °C et sans contrainte quant à la concentration d'oxygène dissous; n = 12 pour soutenue ou optimale, n = 21 pour critique et n = 35 pour pointe ou maximale).

4. Première analyse des tributaires du fleuve Saint-Laurent les plus à risque dans le cas d'une dispersion des carpes asiatiques dans les eaux intérieures

4.1 Mise en contexte et objectif de la section

La longueur (1 197 km), l'étendue du bassin versant (1 610 000 km²) et l'hydromorphologie (trois lacs fluviaux, zones plus étroites) du fleuve Saint-Laurent font qu'une grande superficie du territoire québécois est reliée d'une manière ou d'une autre à ce dernier. Il possède également plusieurs similitudes avec les grands fleuves d'Asie d'où les carpes asiatiques sont indigènes. Les fronts de colonisation des carpes sont à nos portes et certaines preuves indiquent qu'au moins une espèce, la carpe de roseau, fréquente les eaux du Québec. Les risques pour leur dispersion et, éventuellement, leur établissement sont donc relativement élevés. Ainsi, la protection de la biodiversité et des activités économiques et récréotouristiques dans les eaux intérieures contre l'arrivée des quatre espèces de carpe asiatique est une priorité du MFFP. À ce jour, aucune capture de carpes asiatiques n'a été rapportée dans les tributaires du fleuve Saint-Laurent, malgré la détection positive d'ADN de carpe de roseau dans les rivières Richelieu et Saint-François. Ainsi, tout porte à croire que l'invasion des eaux intérieures québécoises par les carpes asiatiques est encore à un stade précoce. Cette période est critique dans l'établissement et l'augmentation du niveau de protection des cours d'eau.

Dans le contexte de ce rapport, les tributaires qui se jettent dans le tronçon du fleuve Saint-Laurent situé entre la frontière ontarienne et la rivière Saguenay sont considérés, ce qui représente plusieurs dizaines d'affluents. La détermination des tributaires du fleuve Saint-Laurent les plus à risque pour la dispersion des carpes asiatiques fait donc partie des actions à entreprendre pour prévenir ou limiter leur propagation et leurs répercussions écologiques et socioéconomiques.

Évidemment, le fleuve Saint-Laurent lui-même est déjà fortement à risque quant à la dispersion des quatre espèces de carpe asiatique dans l'ensemble de la portion à l'étude. Le tronçon situé entre la frontière ontarienne (lac Saint-François) et la partie aval de l'estuaire fluvial (Île d'Orléans) est considéré comme à risque élevé en ce qui a trait à la colonisation par les carpes asiatiques. De grands herbiers aquatiques ainsi qu'une alternance de zones rapides et plus calmes (lacs fluviaux) constituent quelques exemples du grand nombre d'habitats potentiels pour les carpes asiatiques dans le fleuve Saint-Laurent. De plus, les carpes asiatiques affichent une certaine tolérance à la salinité. En conséquence, le tronçon de l'estuaire moyen entre l'aval de l'Île d'Orléans et la rivière Saguenay est également considéré, mais avec des risques incertains causés par le front salin. Certains suivis sont déjà en cours (ex. : ADNe, pêches expérimentales ciblées et réseaux de détection hâtive) et d'autres actions pourront être mises en place selon les captures ou les observations ainsi que les orientations du Programme québécois de lutte contre les carpes asiatiques. Les zones les plus à risque du fleuve,

en matière d'habitats potentiels pour les carpes ou de menaces pour les autres espèces, seront prochainement déterminées, au même titre que celles de ses tributaires.

Bien qu'il existe plusieurs vecteurs possibles ou voies d'introduction quant à la dispersion des carpes asiatiques sur le territoire québécois, l'accent est mis, dans cette section, sur deux des voies d'introduction probables dans le fleuve Saint-Laurent, soit les Grands Lacs et l'axe de la rivière Hudson, du lac Champlain et de la rivière Richelieu. L'objectif principal de cette section est donc de procéder à une première évaluation de la franchissabilité des obstacles que les carpes asiatiques devront traverser dans le cas d'une dispersion dans les eaux intérieures québécoises, à partir de la confluence du fleuve Saint-Laurent et de ses tributaires vers l'amont. Cette analyse permettra de répertorier des tributaires du fleuve Saint-Laurent et certaines rivières plus à risque en ce qui a trait à la dispersion des carpes asiatiques. Il s'agira de : 1) déterminer les tributaires à étudier; 2) déterminer l'emplacement et le type d'obstacle que comportent ces tributaires; et 3) déterminer le risque sur le plan de la franchissabilité de chaque obstacle répertorié. Des profils régionaux du risque de dispersion des carpes asiatiques seront également présentés pour les régions du tronçon du fleuve à l'étude. Cette première évaluation des tributaires à risque est effectuée à partir des connaissances régionales actuelles et d'une évaluation qualitative. Cependant, elle pourra être bonifiée ou réévaluée lorsque de nouvelles données seront disponibles, que ce soit sur le comportement des carpes asiatiques dans les eaux québécoises ou ailleurs, sur leur capacité de nage ou sur les habitats potentiels dans les tributaires du fleuve. Un autre objectif de cette section sera de cibler certaines variables pour être en mesure de concevoir une grille d'évaluation ou d'autres outils décisionnels. Cette grille pourra être appliquée aux obstacles répertoriés dans les tributaires à risque. La détermination de seuils pour quantifier les critères caractérisant les habitats potentiels pour les carpes asiatiques (deuxième partie du rapport) de même que la compilation de leur capacité de nage rapportée dans la littérature scientifique (troisième partie du rapport) seront également utiles à cette évaluation et à l'élaboration d'un outil décisionnel.

D'autres voies d'introduction et plusieurs vecteurs sont reconnus par le MFFP comme étant des sources probables de dispersion des carpes asiatiques. Pensons notamment aux rivières ontariennes ou américaines, aux liens naturels ou artificiels qui existent entre les cours d'eau ou les bassins versants, à l'utilisation de poissons appâts identifiés incorrectement ou importés illégalement, aux relâchements volontaires ou à l'aquariophilie. Ces vecteurs ne seront pas abordés dans ce rapport, mais des actions ont déjà été entreprises pour certains, alors que d'autres pourraient faire l'objet d'analyses subséquentes ou complémentaires.

4.2 Consultation régionale

Dans un premier temps, les répondants régionaux dans le dossier des carpes asiatiques ont été consultés pour dresser une liste préliminaire des tributaires du fleuve Saint-Laurent à examiner dans le contexte de la dispersion possible des carpes asiatiques dans les eaux intérieures québécoises. Une version abrégée des critères d'habitat ainsi que les seuils retenus pour les valeurs qui leur sont associées leur a été envoyée avec l'objectif de l'utiliser comme base pour le choix des tributaires. L'accent a d'abord été mis sur la carpe de roseau, mais les trois autres espèces de carpe asiatique ont ensuite été incluses dans la réflexion et les échanges. Il a été rapidement déterminé que les données

disponibles pour les différents critères étaient insuffisantes dans les tributaires du fleuve Saint-Laurent pour que les seuils puissent être utilisés efficacement. Chacun des répondants régionaux a donc fourni une liste des tributaires prioritaires à considérer au meilleur de leurs connaissances et des réalités locales (ex. : espèces à statut précaire, frayères, zones de villégiature, etc.). Certains obstacles ont aussi été répertoriés à même la liste de tributaires et une prédétermination de leur franchissabilité a été établie.

4.3 Localisation et caractérisation des obstacles dans les tributaires à analyser

4.3.1 Approche utilisée

Tous les tributaires du fleuve Saint-Laurent répertoriés à la suite de la consultation régionale ont été observés et analysés par imagerie (Google Earth), de l'aval vers l'amont, pour localiser les obstacles à franchir. Chaque fois qu'un obstacle était repéré, il était inventorié et une cote, estimant le potentiel de franchissabilité par les carpes asiatiques, lui était attribuée au meilleur de nos connaissances. L'exercice se poursuivait tant que les obstacles étaient jugés franchissables par les carpes. Il a souvent été impossible de déterminer hors de tout doute si un obstacle était franchissable ou non. Dans ce cas, sa probabilité de franchissabilité était considérée comme incertaine et l'analyse se poursuivait. Trois cotes ont ainsi été utilisées : 1) franchissable; 2) incertain; et 3) infranchissable. De même, les obstacles trouvés sur un cours d'eau fragmentent ce dernier en tronçons, chaque tronçon s'est alors vu attribuer un niveau de risque associé à la cote de franchissabilité de l'obstacle situé en aval (les tronçons allant de l'aval vers l'amont). Les niveaux étaient les suivants : 1) risques élevés (sans obstacle en aval ou obstacle aval franchissable); 2) risques incertains (obstacle aval portant le niveau « incertain » ou se jette dans la portion avec risques incertains du fleuve Saint-Laurent); et 3) sans risque (obstacle aval infranchissable). Les tributaires non prioritaires ou dépendant d'une autre administration étaient également considérés dans le niveau « sans risque ». Si un affluent d'un tributaire du fleuve Saint-Laurent était répertorié lors de l'observation, l'analyse s'y effectuait aussi en conservant les mêmes règles, et ce, à partir de la jonction des deux cours d'eau vers l'amont de l'affluent du tributaire primaire du fleuve Saint-Laurent. Cette analyse se poursuivait, ainsi de suite, pour tous les affluents des tributaires analysés.

Les obstacles ont été classifiés comme étant artificiels ou naturels. Les obstacles artificiels englobent, par exemple, les barrages, les écluses, les buses ou les enrochements et les seuils artificiels. Les obstacles naturels incluent principalement les chutes ou les zones de rapides. L'identifiant d'un obstacle sur les cartes comprend donc deux aspects : sa franchissabilité et son état, artificiel ou naturel. Aucun obstacle infranchissable n'a été répertorié sur certains tributaires du fleuve Saint-Laurent. Dans ces cas-là, l'analyse s'arrêtait à la fin du tributaire, lorsque le cours d'eau était considéré comme trop petit (en se basant sur le seuil pour la largeur du tributaire, 5 à 10 m, section 2.2.1) ou sans habitats d'intérêt pour les besoins des carpes asiatiques. Dans quelques rares cas (ex. : canal Lachine, canal de Chambly, rivières des Prairies et des Mille Îles), l'origine et la fin du tributaire étaient localisées dans le même cours d'eau et aucun obstacle infranchissable n'a été répertorié. L'analyse se

poursuivait donc dans le cours d'eau principal. Finalement, comme l'analyse se limitait au territoire québécois, les frontières avec d'autres territoires pouvaient aussi constituer la fin d'un tronçon analysé.

Plusieurs outils ont été consultés pour estimer la cote de franchissabilité d'un obstacle. Dans la plupart des cas, une estimation visuelle à l'aide de photographies satellitaires, aériennes ou autres (ex. : Google Earth, Google Street View) a été effectuée. Des données régionales (photographies ou connaissances du terrain) étaient aussi parfois disponibles. La base de données du Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ) a également été utilisée pour valider et bonifier l'information sur les emplacements des obstacles artificiels. Dans cette base de données, chaque barrage est répertorié avec plusieurs de ses caractéristiques, dont la hauteur de retenue qui a été utilisée pour estimer la franchissabilité des obstacles (figure 4.1). Cette dernière est la distance verticale entre le point le plus bas du terrain naturel au pied aval du barrage et le niveau maximal d'exploitation, soit le niveau le plus élevé que peuvent atteindre les eaux retenues normalement (CEHQ 2014). La hauteur de retenue est souvent moindre que la hauteur du barrage. Cette dernière est la distance verticale entre le point le plus bas du terrain naturel au pied aval du barrage et le point le plus élevé de la crête du barrage, la crête étant le sommet de la structure de retenue la plus élevée qui retient ou dérive les eaux ou qui protège les rives (CEHQ 2014). Le pied aval est le point d'intersection du parement aval du barrage et du terrain de fondation. La figure 4.1 schématise ces éléments. La hauteur de retenue a été utilisée de concert avec les photographies ou les autres données disponibles. Chaque barrage a été considéré individuellement, mais, généralement, à partir d'une hauteur de retenue d'environ 3 m, la franchissabilité de l'obstacle par les carpes asiatiques était fortement mise en doute. Finalement, certaines couches géomatiques provenant de la Géobase du réseau hydrographique du Québec (GRHQ) ont aidé à valider ou à désigner les obstacles naturels.

Rappelons que l'objectif était d'évaluer les risques de dispersion des carpes asiatiques à partir du fleuve Saint-Laurent vers l'intérieur des terres. Il n'est pas totalement exclu que des carpes asiatiques puissent se trouver dans les rivières des autres régions par dispersion ou par l'entremise d'autres vecteurs, mais ce volet n'est pas considéré dans ce rapport. Certaines régions, comme l'Abitibi-Témiscamingue ou l'Estrie, n'ont pas été considérées, car des obstacles jugés infranchissables ont été répertoriés en aval. L'analyse a été arrêtée à la hauteur de la rivière Saguenay, sur la rive nord, et de la rivière Rimouski sur la rive sud du fleuve, excluant les régions situées plus à l'est et au nord-est. Les deux principales raisons de ce choix sont : l'augmentation de la salinité de l'eau du fleuve et le fait que les tributaires du fleuve Saint-Laurent dans ces régions sont très oligotrophes, offrant ainsi un faible couvert de plantes aquatiques. Ce type de rivières limite grandement les possibilités quant à l'alimentation des carpes asiatiques. La totalité du Bas-Saint-Laurent est toutefois incluse, même si les risques de dispersion des carpes sont plus faibles à mesure que la salinité du fleuve augmente. Si la situation le demande, par exemple après une mention crédible ou une capture, l'évaluation des risques pourrait être étendue à d'autres cours d'eau ou régions.

Le choix d'une cote de franchissabilité était subjectif et souvent basé sur un moment précis qui ne reflétait que très rarement l'ensemble de la variabilité possible au cours d'une année. Il est d'ailleurs probable que la cote de franchissabilité d'un obstacle change au cours de l'année ou d'une année à l'autre. L'état de l'obstacle et des voies de passage alternatives pour les poissons ne pouvait pas toujours être déterminé avec certitudes considérant les sources d'information utilisées. Aussi, plusieurs

variables déterminantes dans le franchissement d'un obstacle par les carpes asiatiques (ex. : vitesse du courant, température de l'eau, profondeur du cours d'eau, pente, hauteur de la chute, capacité de nage, etc.) n'ont pas été considérées parce qu'elles n'étaient pas connues ou que les connaissances étaient fractionnaires pour un tributaire ou un obstacle donné. De plus, l'utilisation de la hauteur de retenue engendre certaines limitations. D'abord, elle est plus importante que la hauteur de la chute qu'un poisson devra franchir pour poursuivre sa route vers l'amont d'un cours d'eau. Ensuite, même si la hauteur de retenue est une variable fixe pour un barrage donné, le niveau d'eau, lui, varie au cours de l'année ou d'une année à l'autre, selon les conditions climatiques. Par conséquent, en période de crue, il sera probablement plus élevé que la hauteur de retenue, mais pourrait être plus bas en période d'étiage, influençant plusieurs autres variables ou étant associé à celles-ci (figure 4.1). Cependant, la hauteur de retenue donne tout de même une estimation qui a l'avantage d'être mesurée de manière uniforme et comparable pour l'ensemble des barrages. En conclusion, il faut se rappeler qu'il s'agit d'une première représentation de la franchissabilité des obstacles par les carpes asiatiques qui est basée principalement sur deux facteurs, soit la largeur du tributaire et la hauteur estimée de l'obstacle à franchir (hauteur de retenue ou estimation visuelle).

Une seconde consultation régionale a été effectuée afin d'obtenir une approbation du choix des tributaires à risque et de la probabilité de franchissabilité des obstacles par les carpes asiatiques. Les répondants régionaux ont ainsi validé la première analyse des risques associés à la dispersion des carpes asiatiques dans les eaux intérieures québécoises. Il leur a aussi été demandé de désigner les tributaires jugés comme prioritaires (cotés 1 = prioritaires, cotés 2 = non prioritaires), selon leurs connaissances du milieu.

4.4 Profil des tributaires à risque pour la dispersion et la probabilité de franchissabilité des obstacles

4.4.1 Profil global pour le Québec

Pour l'ensemble du Québec, 166 rivières sont incluses dans la première évaluation des tributaires à risque quant à la dispersion des carpes asiatiques dans les eaux intérieures québécoises en ce qui a trait à la probabilité de franchissabilité des obstacles (tableau 4.1 et figures 4.2 et 4.3). Ces tributaires sont divisés en 319 tronçons distincts. Soixante-neuf cours d'eau (42 %) sont des tributaires primaires du fleuve Saint-Laurent. La répartition régionale est aussi présentée dans le tableau 4.1. La Montérégie est la région la plus à risque (28 % des tributaires et 31 % des tronçons). En tout, 231 obstacles ont été répertoriés (artificiels à 77 %). Les obstacles artificiels ont été majoritairement catégorisés comme ayant une probabilité incertaine de franchissabilité par les carpes asiatiques (41 %), le reste était bien réparti entre probabilité réelle et nulle (respectivement 29 et 30 %). Près de la moitié (48 %) des obstacles naturels ont été comptabilisés comme étant infranchissables par les carpes (9 % et 43 % sont classés respectivement comme franchissables et avec une probabilité de franchissabilité incertaine).

Aucun obstacle infranchissable n'a été répertorié sur 88 tronçons (tableau 4.1 et figures 4.2 et 4.3). La fin de ces tronçons a été désignée comme étant inaccessible aux carpes asiatiques, mais sans qu'un

obstacle infranchissable n'ait été répertorié (ex. : fin du cours d'eau, cours d'eau trop étroit, sans habitat propice aux carpes asiatiques, etc.; dans 83 % des cas), franchissable (ex. : un cours d'eau qui se jette dans un autre comme la rivière des Prairies ou le canal de Chambly; dans 10 % des cas) ou une frontière avec l'Ontario ou les États-Unis (dans 7 % des cas).

Les obstacles artificiels répertoriés sont principalement des barrages (83 %), tandis que les obstacles naturels sont majoritairement des chutes (78 %, tableau 4.2). Les propriétaires de barrages (tableau 4.3) sont essentiellement des municipalités (35 %), des compagnies privées (26 %) et des particuliers dont les renseignements sont confidentiels (personne physique, 24 %). Les rôles des barrages sont variés (tableau 4.3), les deux principaux étant la production d'hydroélectricité ou la régularisation des crues (19 % dans les deux cas). Ils sont utilisés comme prise d'eau dans 15 % des cas. Les usages récréatifs ou de villégiature comptent pour 14 %. Dans 15 % des cas, le rôle est inconnu ou n'était pas noté dans la banque de données du Centre d'expertise hydrique du Québec.

4.4.2 Profil par région

4.4.2.1 Bas-Saint-Laurent (région 01)

Sept tributaires (huit tronçons) ont été répertoriés dans la région du Bas-Saint-Laurent, quatre sont des tributaires primaires du fleuve Saint-Laurent (tableau 4.4 et figure 4.4). Le bassin versant de la rivière Ouelle est celui le plus à risque quant à la probabilité de franchissabilité. Peu de tributaires sont considérés dans le Bas-Saint-Laurent, car la salinité du fleuve devient de plus en plus élevée et les rivières sont souvent peu propices aux carpes asiatiques (étroites, peu profondes, peu de nourriture). De plus, les rivières de plus grandes tailles comportent toutes un obstacle majeur (barrage ou chute) en aval de leur cours, limitant la possibilité de dispersion.

4.4.2.2 Saguenay–Lac-Saint-Jean (région 02)

Douze tributaires (13 tronçons) ont été répertoriés dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean, la rivière Saguenay étant le seul tributaire primaire du fleuve. Dix des 11 autres tributaires en sont un de cette dernière (tableau 4.5 et figure 4.5). Même si cette région a été incluse dans l'évaluation, le type de rivières (plutôt oligotrophes) fait que les risques pour la dispersion des carpes asiatiques ne sont probablement pas très élevés. La rivière Saguenay est assurément celle la plus à risque dans le cas où les carpes asiatiques réussiraient à franchir la barrière de salinité du fleuve, bien qu'il existe peu d'habitats propices aux carpes asiatiques dans son cours. Les obstacles rencontrés dans la rivière Saguenay rendent également la dispersion naturelle des carpes asiatiques vers le lac Saint-Jean très peu probable.

4.4.2.3 Capitale-Nationale (région 03)

Dix-neuf tributaires (27 tronçons) ont été répertoriés dans la région de la Capitale-Nationale, 11 étant des tributaires primaires du fleuve (tableau 4.6 et figure 4.6). Plus de la moitié de ces derniers sont à risque sur une courte portion de leur cours (barrage ou chute d'importance dans leur portion aval). Le bassin versant de la rivière Sainte-Anne à Sainte-Anne-de-la-Pérade est celui possédant la plus grande

superficie à risque concernant la probabilité de franchissabilité. La rivière Saint-Charles, par sa localisation au centre de la ville de Québec, est également à prioriser. En plus des risques liés à la dispersion des carpes à partir du fleuve, ce tributaire est sujet à une forte fréquentation : plusieurs centaines de personnes utilisent ses berges chaque jour (ex. : villégiature, activités sportives et pêche sportive). Une longue portion de la rivière du Gouffre est libre d'obstacles, mais cette rivière est probablement peu propice aux carpes asiatiques (oligotrophe) dans le cas où elles y parviendraient. De plus, une dispersion vers celle-ci implique la rencontre des premières traces de salinité.

4.4.2.4 Mauricie (région 04)

Onze tributaires (21 tronçons) ont été répertoriés dans la région de la Mauricie, 7 sont des tributaires primaires du fleuve (tableau 4.7 et figure 4.7). Ces sept rivières (Maskinongé, du Loup, Yamachiche, petite Yamachiche, Saint-Maurice, Champlain et Batiscan) se jettent dans le lac Saint-Pierre ou à proximité en aval. Ce lac fluvial est un endroit de prédilection pour les carpes asiatiques. Ces tributaires doivent être considérés comme fortement à risque quant à la probabilité de franchissabilité et pourraient être priorités dans les actions futures. Les bassins versants des rivières du Loup, Yamachiche et Batiscan sont ceux possédant les plus grandes superficies à risque. Dans plusieurs cas, le premier obstacle répertorié est relativement éloigné du fleuve (7 à 8 km, jusqu'à environ 20 km), augmentant la superficie à risque. Une grande superficie des terres autour du lac Saint-Pierre est inondée périodiquement (ex. : lors de la crue printanière), augmentant temporairement la surface des zones accessibles à la dispersion des carpes asiatiques.

4.4.2.5 Outaouais (région 07)

Treize tributaires (23 tronçons) ont été répertoriés dans la région de l'Outaouais, un seul, la rivière des Outaouais, est un tributaire primaire du fleuve. Neuf des 12 autres tributaires en sont de cette dernière (tableau 4.8 et figure 4.8). Le bassin versant de la rivière des Outaouais est évidemment celui le plus à risque lorsque l'on considère la probabilité de franchissabilité dans cette région, suivi du bassin de la rivière de la Petite Nation. La plupart des tronçons des tributaires répertoriés se terminent par un obstacle important (surtout des barrages) pour lequel l'infranchissabilité par les carpes asiatiques ne laisse pas beaucoup de doutes. Plusieurs baies pouvant être comparées à des lacs de plaines inondables (milieux prisés par les carpes asiatiques) sont également réparties le long de la rivière des Outaouais et pourraient constituer un habitat propice pour les carpes asiatiques.

4.4.2.6 Chaudière-Appalaches (région 12)

Dix tributaires (11 tronçons) ont été répertoriés dans la région de la Chaudière-Appalaches, 6 sont des tributaires primaires du fleuve (tableau 4.9 et figure 4.9). Les bassins versants des rivières du Chêne et Etchemin présentent les plus grandes superficies à risque quant à la probabilité de franchissabilité. La rivière Boyer est à risque sur toute sa longueur, mais aucun autre tributaire à risque ne s'y jette. Un obstacle infranchissable est rapidement rencontré sur le cours des trois autres tributaires du fleuve (rivières Chaudière, du Sud et Trois-Saumons). De plus, la salinité du fleuve augmente à partir de la pointe est de l'Île d'Orléans, réduisant les risques de dispersion dans les tributaires de cette région située en aval.

4.4.2.7 Lanaudière (région 14)

La région de Lanaudière est parmi les trois les plus à risque lorsque l'on considère la probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques. Quatorze tributaires (42 tronçons) ont été répertoriés dans cette région, 8 sont des tributaires du fleuve (tableau 4.10 et figure 4.10). Les six autres tributaires en sont de la rivière L'Assomption. À l'échelle provinciale, le bassin versant de cette rivière est parmi ceux possédant la plus grande superficie à risque et un haut degré de priorité devrait lui être accordé. Les rivières Bayonne et Chicot se jettent dans la zone amont de l'archipel du lac Saint-Pierre, un lac fluvial offrant une forte possibilité d'établissement aux carpes asiatiques. Ces tributaires pourraient donc aussi être priorisés dans les actions futures. En tout, 85 % des obstacles répertoriés dans cette région ont été catégorisés comme étant soit franchissables ou cotés « incertain » quant à la probabilité de franchissabilité par les carpes. Un effort de caractérisation des obstacles est donc nécessaire dans cette région.

4.4.2.8 Laurentides (région 15)

Six tributaires (13 tronçons) ont été répertoriés dans la région des Laurentides, deux sont des tributaires du fleuve (les rivières des Outaouais et du Chêne; tableau 4.11 et figure 4.11). La rivière des Outaouais est le tributaire du fleuve le plus à risque quant à la probabilité de franchissabilité et devrait ainsi se voir accorder un degré important de priorité. Selon nos analyses, les carpes asiatiques auraient accès à l'amont de cette rivière dans la région de l'Outaouais, le prochain obstacle étant situé à la hauteur de Gatineau (section 4.4.2.5). Plusieurs baies, semblables à des lacs de plaines inondables, parsèment cette région et pourraient constituer des habitats de choix pour les carpes asiatiques.

4.4.2.9 Montérégie (16) ainsi que Montréal et Laval (régions 06 et 13)

Les régions de la Montérégie, de Montréal et de Laval sont les régions à considérer comme étant les plus à risque quant à la possibilité de dispersion et d'implantation des carpes asiatiques ainsi qu'à la franchissabilité des obstacles.

Quarante-six tributaires (100 tronçons) ont été répertoriés en Montérégie, 19 sont des tributaires de fleuve (tableau 4.12 et figure 4.12). Le bassin versant de la rivière Richelieu est celui possédant la plus grande superficie à risque quant à la probabilité de franchissabilité (neuf tributaires retenus en Montérégie en sont de cette rivière). Des échantillons d'eau positifs à l'ADN environnemental de carpe de roseau ont aussi été détectés dans ce tributaire (Côté et coll. 2017). Les bassins versants des rivières Châteauguay et Yamaska comportent aussi une bonne superficie à risque. De plus, ces trois tributaires se jettent dans le fleuve Saint-Laurent ou près de portions de ce dernier possédant un fort potentiel d'habitats propices aux carpes asiatiques, soit dans les lacs fluviaux Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre. Ces rivières devraient se voir accorder un haut degré de priorité. Plusieurs écluses sont aménagées dans certaines portions du fleuve ou des rivières de cette région. Les carpes asiatiques devraient avoir accès à ces voies navigables. Ces dernières sont donc également à prioriser dans les prochaines étapes de l'analyse, et la réflexion sur les actions à mettre en œuvre contre la dispersion des carpes asiatiques devrait être amorcée. Trente des 61 obstacles (49 %) répertoriés ont

été cotés avec une probabilité de franchissabilité incertaine et 22 autres seraient franchissables par les carpes asiatiques (36 %). Plusieurs de ces obstacles devraient donc être visités pour raffiner notre analyse de la franchissabilité.

Trois tributaires (huit tronçons) du fleuve ont été répertoriés dans la région de Montréal (tableau 4.12 et figure 4.11). Il s'agit des rivières des Mille Îles et des Prairies ainsi que du canal Lachine. Puisque ces tributaires se situent dans des zones densément peuplées, ils devraient également être considérés avec une grande priorité. Leur proximité avec une forte densité de population les expose également à un risque élevé quant au relâchement volontaire.

4.4.2.10 Centre-du-Québec (région 17)

La région du Centre-du-Québec est la seconde région la plus à risque quant à la probabilité de franchissabilité. Vingt-cinq tributaires (53 tronçons) ont été répertoriés dans cette région, 8 sont des tributaires du fleuve (tableau 4.13 et figure 4.13). Dix autres tributaires font partie du bassin versant de la rivière Nicolet (pour 34 tronçons). Ce bassin versant est, à l'échelle provinciale, l'un des deux bassins versants possédant la plus grande superficie à risque si l'on considère la possibilité de dispersion des carpes asiatiques. La rivière Saint-François est l'un des deux tributaires où des détections positives d'ADN environnemental de carpe de roseau ont été enregistrées (Côté et coll. 2017). De plus, ces deux rivières se jettent dans le lac Saint-Pierre, un lac fluvial d'intérêt en ce qui concerne des habitats potentiels pour les carpes asiatiques. Conséquemment, un haut degré de priorité devrait leur être accordé. Les embouchures des rivières Godefroy, Bécancour et Gentilly, localisées à proximité du lac Saint-Pierre, pourraient également être des lieux prioritaires dans les prochaines étapes de l'analyse. La plupart des obstacles rencontrés dans cette région ont été cotés « incertains » (59 %). Certains devraient être visités pour mieux caractériser leur probabilité de franchissabilité. Plusieurs cours d'eau se terminent sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié. La limite, sur ces cours d'eau, où un habitat n'est plus propice aux carpes asiatiques devra être déterminée.

4.4.2.11 Éléments sensibles

De nombreux sites sensibles, que ce soit pour des raisons biologiques (ex. : grande diversité biologique et nombreuses espèces en situation précaire) ou à cause d'activités anthropiques (ex. : navigation de plaisance, pêche sportive et commerciale, villégiature), sont répartis dans une grande partie de ces régions. Un certain nombre a été répertorié au cours de la première évaluation de la possibilité de dispersion des carpes asiatiques dans les eaux intérieures québécoises par les professionnels des régions et de la Direction de l'expertise sur la faune aquatique. Il faut se rappeler que ces choix sont préliminaires et reposent, pour le moment, sur une définition subjective des sites. Des démarches et des réflexions plus structurées et uniformes entre les régions permettront de statuer plus objectivement sur le degré de sensibilité des différents milieux. Ainsi, l'élaboration d'une grille d'évaluation objective pour quantifier le degré de vulnérabilité des tronçons des tributaires qui sont considérés à risque d'être franchis par les carpes asiatiques et, par le fait même, de subir les conséquences négatives à la suite de leur établissement, est une étape à venir. Cet outil devrait inclure, entre autres, les données sur les espèces à statut précaire, les activités de pêche sportive et

commerciale, les zones protégées et les zones d'activités récréotouristiques. Il permettra de bien circonscrire les zones et les éléments sensibles aux carpes asiatiques à surveiller ou à protéger.

4.5 Seconde phase : conception d'un processus décisionnel pour évaluer la franchissabilité

Puisque les données pouvant aider à déterminer la franchissabilité d'un obstacle par les carpes asiatiques sont, pour le moment, très fragmentaires, les profils régionaux présentés dans les sections précédentes représentent une vision pessimiste de la possibilité de dispersion des carpes asiatiques, c'est-à-dire que seulement les obstacles pour lesquels nous disposons de forts indices d'infranchissabilité ont été désignés comme tels. Les profils régionaux comprennent aussi une bonne part de subjectivité et la probabilité de franchissabilité de plusieurs obstacles n'a pu être établie (obstacles cotés « incertains »). Une seconde phase d'évaluation est donc nécessaire pour bien quantifier les risques possibles de dispersion et, éventuellement, d'établissement des carpes asiatique dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires. Cette phase devrait impliquer la conception d'un processus décisionnel objectif et applicable à l'ensemble des obstacles, qu'ils soient artificiels ou naturels. Ce processus devrait être normalisé et pouvoir être appliqué rapidement et facilement à un grand nombre d'obstacles bien distribués spatialement. Il pourrait prendre la forme d'une grille d'évaluation ou d'un arbre décisionnel qui considèreraient un certain nombre de variables d'intérêt, tant sur le plan de la configuration de l'obstacle, de la capacité de nage des carpes et de l'hydrographie du cours d'eau (voir les sections suivantes). Il est également essentiel de tenir compte de la connectivité entre les obstacles. Il est aussi primordial d'améliorer nos connaissances sur les différents tronçons des tributaires du fleuve et des obstacles préalablement répertoriés en multipliant les sorties sur le terrain et ainsi d'être en mesure d'utiliser les outils décisionnels qui auront été développés. Ces efforts nous permettront ensuite de bien cibler les endroits où mettre en œuvre des actions pour tenter d'enrayer la dispersion des carpes asiatiques vers les eaux intérieures ou certaines parties du fleuve (voir les parties 5 et 6 du rapport).

4.5.1 Variables d'intérêt pour les carpes asiatiques en vue d'un processus décisionnel

4.5.1.1 Vitesse du courant vs vitesse de nage et capacité de saut

Les seuils retenus (tableau 2.1, section 2.7) pour la vitesse du courant propice à l'alimentation (0,8 m/s) ou à la reproduction (de 0,2 à 3,0 m/s) des carpes asiatiques concordent avec leurs vitesses de nage connues et estimées qui ont été résumées dans la troisième partie du rapport (tableaux 3.2 et 3.4; section 3.3.1 et 3.3.3). Les équations regroupant les vitesses de nages des quatre espèces de carpe asiatique et de la carpe commune estiment qu'une carpe de 0,75 m de long pourrait atteindre une vitesse maximale de 5,25 m/s, bien que cette vitesse soit probablement sous-estimée (tableau 4 et section 3.3.3 pour plus de détails). Rappelons qu'il y a tout de même peu d'études qui ont mesuré leurs performances de nage.

Malgré cela, les valeurs associées aux vitesses de nage des carpes asiatiques peuvent être utilisées pour déterminer si elles peuvent franchir ou non un obstacle. En fait, les méthodes déterminant les conditions optimales pour permettre le passage, en amont d'un obstacle, des poissons indigènes ou en situation précaire peuvent servir de modèle pour évaluer celles qui freineraient les carpes asiatiques ou d'autres poissons envahissants. Ainsi, l'équation originellement développée par Peake et coll. (1997) pour les passes migratoires peut être utilisée : $V_c = V_n - (D/E_{V_n})$ où V_c est la vitesse du courant, V_n est la vitesse de nage du poisson, D est la distance parcourue ou à traverser et E_{V_n} est l'endurance à la vitesse de nage V_n . Les vitesses de courant plus élevées que V_c freineraient la progression des poissons. Hoover et coll. (2012) ont utilisé cette équation pour prédire les vitesses de courant maximales que les carpes à grosse tête subadultes (de 250 à 334 mm) peuvent contrer sur des distances variant de 0,1 à 100 m. Leurs résultats indiquent que la capacité de nage des carpes est rapidement dépassée en situation de fort courant. Elles parcouraient une distance inférieure à 5 m lorsque les courants variaient de 1,1 à 1,5 m/s (5 à 15 m pour un courant de 0,8 à 1,1 m/s et plus de 19 m pour un courant inférieur à 0,8 m/s). Dans cette étude, les carpes à grosse tête subadultes affichaient des vitesses de nage plus élevées que les carpes argentées. Hoover et coll. (2012) ont donc conclu qu'une barrière conçue pour le confinement des carpes à grosse tête serait aussi efficace pour les carpes argentées. Newbold et coll. (2016) ont observé un résultat similaire, c'est-à-dire que les carpes à grosse tête de moins de 200 mm peuvent être arrêtées si la vitesse du courant dépasse 1,3 m/s sur une distance de 50 m. Les mêmes conclusions peuvent probablement s'appliquer aux carpes de roseau et noires. Hoover et coll. (2017) ont présenté un exemple concret pour le complexe écluse-barrage N° 8 (Genoa, Wisconsin). Ils indiquent que la différence de niveau d'eau y dépasse 1 m pendant 90 % du temps avec un courant uniforme supérieur à 4,5 m/s. Cette vitesse de nage pourrait être maintenue pendant 2,5 s par une carpe argentée de 900 mm sur une distance franchie inférieure à 1 m. Cette distance est insuffisante pour franchir cette barrière dans ces conditions hydrologiques. Ces quelques exemples démontrent qu'il serait possible de protéger des territoires situés en amont de certains obstacles en maîtrisant les conditions hydrologiques de manière à empêcher la montaison des carpes asiatiques.

La capacité de saut des poissons sera également influencée par la vitesse du courant, les poissons pouvant choisir de sauter, s'ils en ont la capacité, lorsque le courant devient trop rapide. Comme indiqué précédemment, seulement quelques études se sont penchées sur la capacité de saut des carpes argentées (section 3.3.1). Parsons et coll. (2016) ont estimé que les carpes argentées peuvent sauter hors de l'eau à des angles de 44 à 70°, pour une hauteur variant de 1,9 à 2,2 m et sur une distance de 2,8 à 5,8 m. Ils soulignent ainsi qu'il n'est pas irréaliste de confiner les carpes argentées en gérant l'écoulement de l'eau et les chutes des structures des obstacles. Ces valeurs pourraient servir de base à la réflexion. Cependant, Parsons et coll. (2016) indiquent que les données pour les trajectoires de saut sont difficiles à obtenir et sont, pour l'instant, plutôt spéculatives. De plus, aucune étude n'indique que les carpes asiatiques adoptent un comportement de saut dans un contexte de franchissement d'obstacle.

4.5.1.2 Température de l'eau

Comme il en a été question dans diverses sections de ce rapport, la température de l'eau influence plusieurs aspects biologiques des carpes asiatiques à considérer dans le contexte du franchissement

d'un obstacle. Généralement, l'augmentation de la température de l'eau influence directement et positivement les performances de nage. Les données sur les carpes asiatiques sont presque inexistantes, mais Yan et coll. (2012) ont démontré que la vitesse de nage maximale des carpes de roseau était de 42 % plus rapide lorsque la température de l'eau était de 25 °C comparativement à 15 °C. En se fiant à ces quelques faits, la capacité des carpes asiatiques à franchir les obstacles augmenterait vraisemblablement en même temps que la température de l'eau durant l'été et serait donc plus faible durant la période de crue printanière. La section 3.2.1 donne de l'information supplémentaire sur la relation entre la température de l'eau et les performances de nage des carpes asiatiques. Par ailleurs, les migrations des carpes asiatiques vers l'amont des tributaires du fleuve Saint-Laurent pourraient être un comportement induit principalement par la reproduction, comme c'est le cas ailleurs. Dans ce cas, l'influence de la température de l'eau sera plutôt indirecte. Tant que la température de l'eau n'a pas atteint une certaine valeur, les carpes ne seraient pas stimulées à nager vers l'amont des tributaires et à franchir les obstacles qui se dresseraient sur leur route. La température optimale pour la reproduction se situe entre 20 et 26 °C (de 17 à 30 °C), mais la migration vers les aires de fraie peut s'effectuer à partir de 15 °C (voir la section 2.4.1 pour plus de détails). Ainsi, il est probable que les risques associés au franchissement d'obstacles vers l'amont des tributaires soient minimales avant que la température de l'eau atteigne 15 °C.

4.5.1.3 Configuration de l'obstacle et autres variables associées

Les caractéristiques et la configuration d'un obstacle et celles de la masse d'eau qui le traverse influenceront la probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques ou les autres espèces de poissons. Elles doivent donc être incluses dans l'élaboration d'un outil décisionnel (ex. : grille ou arbre). La configuration des obstacles artificiels, surtout des barrages dans le contexte de ce rapport, peut paraître plus simple que celle des obstacles naturels, principalement des chutes, puisqu'ils ont été conçus par l'homme. Par contre, plus de variables ou de caractéristiques devront être connues dans le cas d'un barrage ou d'une autre structure artificielle. Ainsi, les différentes parties qui constituent le barrage (ex. : parement du barrage, seuil, redan, enrochement, paliers), qui agissent sur la gestion des conditions hydrologiques (ex. : vanne, clapet, déversoirs, seuil mobile, pente) ou qui facilitent le passage des poissons (ex. : passe migratoire) peuvent toutes avoir une influence sur la franchissabilité et devraient être quantifiées. Elles détermineront également la distance totale qui devra être franchie par un individu. Quelques-unes de ces caractéristiques, comme les paliers et l'enrochement, en plus de la pente, sont autant d'intérêt pour les obstacles naturels. La configuration des obstacles peut aussi créer plusieurs voies de passage pour les poissons. Chacune d'entre elles devra être déterminée, analysée et cotée pour estimer la probabilité globale de franchissabilité, car il est possible que la particularité individuelle des voies diffère. Cependant, il n'est pas assuré que les poissons trouveront les voies franchissables. Leur largeur peut être beaucoup plus petite que la largeur totale de l'obstacle. Outre les modifications physiques directes apportées au cours d'eau, l'aménagement d'un obstacle peut causer des effets indirects d'ordres chimiques ou thermiques avec des conséquences possibles sur les performances de nage. Parmi les caractéristiques de la masse d'eau influencées par la configuration de l'obstacle, notons : la hauteur et la pente de la chute à franchir, le tirant ou la lame d'eau minimale permettant au poisson de nager convenablement, les turbulences, les zones de repos et les fosses situées en aval de l'obstacle. La vitesse du courant a déjà été considérée dans la

section 4.5.1.1. Aucune information n'est disponible sur le seuil pouvant être appliqué aux carpes asiatiques en ce qui concerne la configuration d'un obstacle ou les caractéristiques de la masse d'eau (sauf pour la vitesse du courant).

Quelques données sont disponibles sur la carpe commune (Baudoin et coll. 2014), une espèce modèle probable pour les carpes asiatiques. Les valeurs qui suivront sont basées sur des carpes communes d'une longueur moyenne de 580 mm (de 300 à 850 mm). Le tirant d'eau minimal pour permettre aux carpes communes de nager a été estimé à 0,25 m, le plus élevé de l'analyse de Baudoin et coll. (2014). Avec une charge minimale au-dessus de l'obstacle analogue au tirant d'eau minimal, les carpes communes pourraient franchir sans problème un obstacle avec une chute (> 150 % ou > 56°) de hauteur inférieure à 0,2 m, mais seraient arrêtées par une chute de 0,7 m ou plus. Dans le cas des seuils en enrochement, plus la pente est abrupte, plus le tirant d'eau nécessaire doit être fort. Par exemple, les carpes communes auraient besoin de 0,25 m d'eau pour une pente inférieure à 5 %, mais de 0,40 m pour une pente de 13 à 15 % (après 15 %, le franchissement ne serait plus possible). Les auteurs indiquent aussi qu'une ouverture minimale de 0,50 m sous une vanne est nécessaire pour le passage des carpes communes. D'autres possibilités, comme une chute avant l'enrochement ou le passage d'ouvrages routiers, sont présentées dans les tableaux de Baudoin et coll. (2014). Ces quelques exemples pourraient servir de base à la réflexion qui mènera à l'élaboration d'outils décisionnels pour évaluer la capacité de franchissement des obstacles par les carpes asiatiques.

4.5.2 Élaboration d'une grille d'évaluation ou d'arbres décisionnels relatifs à la probabilité de franchissabilité

L'évaluation des obstacles par un système ou un autre (grille d'évaluation ou arbres décisionnels) passera par ces variables dont le point de départ sera fort vraisemblablement la vitesse de courant à proximité de l'obstacle. Généralement, la franchissabilité d'un obstacle est évaluée en fonction de son entrave ou non à la connectivité et du libre passage des espèces de poissons indigènes. Dans le cas des carpes asiatiques, il s'agit plutôt de savoir si celles-ci risquent de se disperser dans des cours d'eau en amont d'obstacles et, éventuellement, de mettre en place des actions pour s'assurer qu'elles seront contenues en aval. Le principe d'analyse est cependant similaire. Il sera donc possible de s'inspirer de ce qui est fait ailleurs dans un contexte de maintien de la connectivité et d'adapter les méthodes à la réalité québécoise. Kemp et O'Hanley (2010) ont examiné plusieurs techniques d'évaluation de l'effet des barrières physiques sur le passage des poissons pour la priorisation des actions de restauration. Ils ont démontré que les protocoles actuels sont établis en fonction de structures particulières, notamment des ponceaux, et de certaines espèces ou certains groupes d'espèces comme les salmonidés adultes en migration. Roscoe et Hinch (2010) ont obtenu des conclusions similaires en se basant sur la littérature scientifique de 1960 à 2008 (96 articles révisés par des pairs). Ils ont rapporté que 68 % et 58 % des études étaient respectivement axées sur l'évaluation de la franchissabilité par des poissons adultes et les salmonidés. Cependant, quelques exemples semblent être plus applicables aux objectifs de ce rapport et seront rapportés dans les prochains paragraphes.

L'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) de France a développé des principes et des méthodes pour évaluer le franchissement des obstacles par les poissons grâce à un protocole d'information sur la continuité écologique (ICE; Baudoin et coll. 2014). Ce protocole permet d'évaluer simplement et objectivement le risque d'enrayer le libre passage des espèces communes de poissons des cours d'eau de la France métropolitaine lors de la montaison. Ces espèces de poissons ont été cataloguées en 11 groupes différents selon leur capacité de nage et de saut. Les carpes asiatiques ne font pas partie de ces groupes, mais la carpe commune, oui. Cinq classes ont été développées pour quantifier la franchissabilité des principaux types d'obstacles physiques, soit de 0 (barrière totale) à 1 (barrière franchissable à effet limité) et une classe « NC » pour les barrières à effet indéterminé. Plusieurs éléments sont considérés et un arbre décisionnel est présenté pour chaque cas en plus des valeurs seuil pour chaque groupe d'espèces. Les éléments fixes des seuils et des barrages comme les chutes, les parements inclinés et les configurations plus complexes (ex. : seuil en enrochement), les éléments mobiles d'un obstacle par écoulement, par surverse ou sousverse, les ouvrages routiers ou ferroviaires et les obstacles complexes ou mixtes sont tous inclus. Dans ce dernier cas, les parties de l'obstacle sont décomposées en une suite longitudinale de plusieurs ouvrages simples et un facteur de correction est appliqué à la cote de franchissabilité. Finalement, des pistes pour les dispositifs favorisant la montaison des poissons sont également décrites. Plusieurs cas présentés dans ce document pourraient être utilisés pour alimenter la réflexion sur les situations propres au Québec.

Plusieurs projets associés à l'amélioration de la connectivité aquatique sur la côte est américaine (dans 13 États, du Maine à la Virginie-Occidentale) se déroulent sous l'égide de la North Atlantic Aquatic Connectivity Collaborative (NAACC). Parmi ces projets, le Northeast Aquatic Connectivity Assessment Project 2.0 concentre ses efforts sur la priorisation des obstacles à restaurer en fonction des avantages possibles pour le poisson ou d'autres organismes aquatiques dans le cas où ils seraient restaurés (Martin et Levine 2017; <http://maps.freshwaternet.org/northeast/>). L'accent est plutôt mis sur les ponceaux et les autres structures aux croisements des routes, mais un certain effort est consenti à la caractérisation de la franchissabilité des barrages. La franchissabilité est quantifiée de 1 (aucune barrière) à 0 (barrière étanche) et divisée en cinq classes. Plusieurs métriques, avec différents poids, sont calculées pour chaque obstacle, tant pour le réseau hydrographique et les caractéristiques du bassin versant que pour les espèces aquatiques (à statut précaire, anadromes, résidentes). La NAACC, qui se veut également un effort de science citoyenne, a aussi produit un protocole d'évaluation des ponceaux ainsi que la documentation pertinente à la formation d'observateurs sur le terrain (<https://streamcontinuity.org/>), ce qui le rend facilement utilisable par tous. D'autres exemples, comme le *Passage Assessment Database* (PAD, en Californie, <https://nrm.dfg.ca.gov/PAD/>), sont également disponibles. Ces projets fournissent assurément plusieurs pistes de réflexion quant à la manière de quantifier les obstacles, mais également pour développer des produits dérivés.

D'autres exemples sont disponibles, mais ciblent surtout des ouvrages routiers et ont d'abord été développés pour une ou plusieurs espèces de salmonidés (ex. : Clarkin et coll. 2005; WDFW 2009) ou pour les anguilles (ex. : Tremblay et coll. 2011). Le manuel du Washington Department of Fish and Wildlife (WDFW (2009) a, dans un premier temps, été rédigé en 1998 pour fournir une méthodologie standardisée permettant d'évaluer le passage des poissons aux croisements des cours d'eau et des ouvrages routiers. Depuis, les évaluations de plusieurs dispositifs supplémentaires comprenant les barrages, les passes migratoires, d'autres ouvrages artificiels ainsi que des barrières naturelles ont été

inclus. Le document de Clarkin et coll. (2005) est un protocole d'inventaire applicable à l'ensemble des États-Unis et développé par le United States Department of Agriculture, Forest Service pour désigner les ouvrages routiers qui barrent le chemin aux organismes aquatiques dans les cours d'eau. Le document de Tremblay et coll. (2011) présente un système pour catégoriser la franchissabilité des barrages par l'anguille d'Amérique en fonction de la hauteur du barrage, des matériaux utilisés pour la construction de l'ouvrage, de l'utilisation qui en est faite ainsi que par des observations visuelles au moyen de photographies. Ces critères incluent des arbres décisionnels et un système de cotation des obstacles (trois ou quatre classes pour la franchissabilité). Certaines modélisations sont aussi disponibles. Par exemple, Goerig et Bergeron (2014) ont développé un modèle prédictif pour évaluer le succès de passage des ombles de fontaine dans les ponceaux. Certaines des données ou des façons de faire contenues dans ces documents pourraient donc être, tout de même, importées dans le contexte de la dispersion des carpes asiatiques vers les eaux intérieures.

4.5.3 Nécessité de planifier des campagnes sur le terrain

Comme indiqué dans les parties précédentes du rapport, dans le cas de l'acquisition de données sur les habitats potentiels dans le fleuve Saint-Laurent ou ses tributaires, il importe de planifier des campagnes sur le terrain pour bien cerner les caractéristiques et les conditions hydrologiques des obstacles pour lesquels la probabilité de franchissabilité a été évaluée et cotée. Cependant, à cause des conditions hydrologiques qui varient durant l'année, il est difficile d'établir une cote unique pour un obstacle donné. Autant que possible, il serait pertinent de caractériser les obstacles à plusieurs moments dans une année (ex. : en période de crue et d'étiage) et durant plusieurs années (ex. : conditions sèches, humides ou normales). Cela permettrait d'établir une fenêtre de risque pour un obstacle plutôt qu'une cote fixe. Par contre, les sorties sur le terrain peuvent être fastidieuses durant les crues printanières, et les conditions hydrologiques sont minimales durant la période d'étiage, ce qui complique cette évaluation. De plus, les ressources humaines et budgétaires sont limitées, pouvant rendre la collecte des données, leur mise à jour et leur diffusion difficiles. Il est donc improbable que l'ensemble des obstacles préalablement répertoriés soient visités plusieurs fois au cours d'une année. Une réflexion est nécessaire pour déterminer un ou plusieurs moments clés dans l'année ou durant le cycle annuel des carpes asiatiques permettant d'établir le diagnostic de franchissabilité le plus près possible de la réalité. Une période ciblant la reproduction des carpes, liée à une température d'eau prédéfinie, pourrait être une option intéressante. Néanmoins, un certain nombre d'obstacles situés à des endroits stratégiques où, notamment, des actions permettraient de protéger une grande superficie des eaux intérieures pourraient être suivies en continu pour certaines des variables décrites dans les sections précédentes. Par exemple, l'installation d'un appareillage permettant de suivre la vitesse du courant et la température de l'eau près de l'obstacle ainsi que d'un appareil photographique prenant une image par jour dans le but d'évaluer le dénivelé entre l'amont et l'aval de l'obstacle pourraient suffire à faire une évaluation relativement complète de la probabilité de franchissabilité d'un obstacle pour une année donnée. Une analyse hydrologique de l'historique des débits et des niveaux d'eau pour certains obstacles relativement à leur hauteur pourrait permettre de bien définir les périodes de franchissement possible. Une partie de l'acquisition de nouvelles données sur les obstacles peut aussi se faire grâce à des outils informatiques. L'imagerie en trois dimensions permettrait de suivre le parcours des cours d'eau pour répertorier les obstacles, surtout naturels, qui auraient pu échapper au

premier survol et estimer leur hauteur. Finalement, la prise de contact avec les propriétaires des barrages est essentielle pour fournir d'autres renseignements sur les conditions qui prévalent à l'endroit où la structure est érigée et sur l'historique des interventions réalisées sur l'obstacle et celles à venir.

4.6 Conclusions

Cette première analyse qualitative de la capacité de franchissement des obstacles entre le fleuve Saint-Laurent et l'amont de ses tributaires a permis de répertorier 166 tributaires avec une partie de leur cours à risque quant à la dispersion des carpes asiatiques. La plupart des 231 obstacles mentionnés dans le contexte de ce rapport causent une certaine discontinuité hydrologique dans les tributaires. Ces obstacles sont principalement des barrages ou des chutes. Plus de 50 % des tributaires, des tronçons de tributaires et des obstacles répertoriés sont regroupés dans trois régions (nombre en : Montérégie > Centre-du-Québec > Lanaudière). L'analyse a permis de cibler certains bassins versants où il serait intéressant d'amorcer une réflexion plus approfondie sur les possibilités de freiner la dispersion des carpes asiatiques selon les contextes (voir la sixième partie pour plus d'information). Les bassins ciblés sont ceux des rivières L'Assomption, Châteauguay, Nicolet, des Outaouais et Richelieu.

Certaines bonifications devront vraisemblablement être apportées à cette première évaluation. D'abord, il y a de nombreuses voies de passage où les variations annuelles de l'hydrographie d'un cours d'eau peuvent faire qu'un obstacle peut théoriquement avoir plus d'une cote quant à sa probabilité de franchissabilité selon les conditions rencontrées. Cet aspect n'a pas été considéré pour l'instant, les obstacles s'étant fait attribuer une cote unique très simple et non quantitative (franchissable, infranchissable ou incertain). Ensuite, le territoire où se trouve la majorité des tributaires à risque quant à la dispersion des carpes asiatiques étant généralement urbanisé, ceux-ci croisent presque invariablement une route. La probabilité de franchissabilité de l'ensemble des ponceaux ou des autres structures assurant l'écoulement du cours d'eau n'a été que très rarement évaluée dans ce premier profil. Certains exemples indiquent que les ponceaux pourraient freiner la dispersion des carpes asiatiques (voir Varble et coll. 2007; Hoover et coll. 2012; Newbold et coll. 2016). De plus, la prémisse de départ servant à évaluer le risque de dispersion des carpes asiatiques dans les eaux intérieures, soit à partir du fleuve Saint-Laurent vers l'amont de ses tributaires, a inévitablement exclu des cours d'eau de l'analyse, car cette dernière cessait lorsqu'un obstacle infranchissable par les carpes était répertorié. Ainsi, d'autres vecteurs non considérés dans ce rapport peuvent mettre d'autres régions du Québec, ou d'autres tributaires (ou certains de leurs tronçons) que ceux désignés à risque. L'utilisation de poissons appâts vivants illégaux (pouvant contenir de jeunes carpes asiatiques) ou l'utilisation légale de carpes de roseau triploïdes (ex. : dans l'État de New York) à proximité du Québec sont deux exemples qui pourraient être des vecteurs qui ne sont actuellement pas bien quantifiés. De plus, la connectivité des cours d'eau québécois avec ceux d'autres territoires ou avec les cours d'eau constituant une frontière commune pourrait éventuellement nous faire considérer certaines portions de l'Estrie, de l'Abitibi-Témiscamingue ou d'autres zones non analysées de l'Outaouais ou de la Montérégie comme vulnérables à l'invasion par les carpes asiatiques. De même, les risques associés à la connectivité entre les bassins versants ou à la dispersion à partir de l'amont d'une rivière n'ont pas

été évalués. Il est également difficile d'estimer avec précision les lieux les plus sujets à d'éventuels relâchements volontaires.

Malgré ces bonifications encore à faire, un inventaire préliminaire centralisé des obstacles pouvant freiner la dispersion des carpes asiatiques est maintenant disponible sur une superficie considérable du Québec. L'acquisition de nouvelles données au cours des prochaines années permettra de bonifier ou d'améliorer cette évaluation et, ainsi, d'obtenir un profil plus précis et plus objectif de la situation, notamment par rapport aux répercussions appréhendées par l'établissement de populations de carpes asiatiques dans les tributaires. Les campagnes effectuées sur le terrain à diverses périodes de l'année et l'élaboration et l'utilisation de grilles ou d'arbres décisionnels pour quantifier la franchissabilité des obstacles, les habitats disponibles dans les différents tronçons et la vulnérabilité biologique ainsi que les activités anthropiques à risque de par la présence des carpes asiatiques dans les différents tronçons sont de bonnes options pour y arriver. Parallèlement à cette première représentation des risques, l'inventaire et la prise en considération des options visant à freiner la dispersion des carpes asiatiques dans le contexte québécois permettront d'amorcer une réflexion sur la capacité d'agir aux endroits les plus problématiques. Cet aspect fera l'objet des prochaines parties du rapport.

Tableau 4.1 Répartition régionale du nombre de tributaires et de tronçons de tributaires comportant un certain niveau de risque quant à la dispersion des carpes asiatiques et à la probabilité de franchissabilité des obstacles (obs.) analysés pour les carpes asiatiques. Lorsqu'un tributaire se termine sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, il a été classé comme une fin de tronçon franchissable, infranchissable ou une frontière.

Région	Nombre de tributaires	Nombre de tronçons	Probabilité de franchissabilité - Obs. artificiels				Probabilité de franchissabilité - Obs. naturels				Fin de tronçon		
			Franchissable	Incertain	Infranchissable	Total	Franchissable	Incertain	Infranchissable	Total	Inaccessible ¹	Franchissable ²	Frontière
01 Bas-Saint-Laurent	7	8	-	1	2	3	-	1	2	3	2	0	0
02 Saguenay–Lac-Saint-Jean	12	13	1	-	5	6	-	-	4	4	3	0	0
03 Capitale-Nationale	19	27	1	4	6	11	-	3	9	12	4	0	0
04 Mauricie	11	21	2	-	4	6	-	7	4	11	4	0	0
06 Montréal	3	8	5	-	-	5	-	-	-	0	0	3	0
07 Outaouais	13	23	-	7	10	17	-	2	2	4	2	0	0
12 Chaudière-Appalaches	10	11	-	1	6	7	-	-	-	0	4	0	0
14 Lanaudière	14	42	17	11	3	31	1	-	2	3	8	0	0
15 Laurentides	6	13	1	2	3	6	-	4	-	4	3	0	0
16 Montérégie	46	100	19	30	8	57	3	-	1	4	27	6	6
17 Centre-du-Québec	25	53	6	16	6	28	1	6	2	9	16	0	0
Total pour le Québec	166	319	52	73	52	177	5	23	26	54	73	9	6

¹ Une fin de tronçon inaccessible correspond à la fin d'un tributaire ou à un endroit à partir duquel le tributaire ne correspond plus aux préférences des carpes asiatiques (souvent basé sur la largeur) sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié.

² Une fin de tronçon franchissable correspond à la fin d'un tributaire qui se jette dans un autre sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, mais que les carpes asiatiques peuvent franchir (ex. : la rivière des Prairies qui est une branche du fleuve ou le canal avec écluses dans le Richelieu).

Tableau 4.2 Répartition régionale du type d'obstacles selon son état (artificiel ou naturel) et sa probabilité de franchissabilité (franchissable : Franchis.; incertain ou infranchissable : Infranch.).

Région	Artificiel									Naturel							
	Franchis.		Incertain					Infranch.		Franchis.			Incertain			Infranch.	
	Barrage	Écluse	Barrage	Canalisation	Enrochement	Rivière ¹	Route ¹	Barrage	Canalisation	Lac ²	Rapide	Seuil	Chute	Rapide	Seuil	Chute	Rapide
01 Bas-Saint-Laurent	-	-	1	-	-	-	-	2	-	-	-	-	1	-	-	2	-
02 Saguenay–Lac-Saint-Jean	1	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	4	-
03 Capitale-Nationale	1	-	4	-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	3	-	7	2
04 Mauricie	2	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	7	-	-	4	-
06 Montréal	1	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
07 Outaouais	-	-	6	1	-	-	-	10	-	-	-	-	2	-	-	2	-
12 Chaudière-Appalaches	-	-	1	-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14 Lanaudière	17	-	11	-	-	-	-	3	-	1	-	-	-	-	-	2	-
15 Laurentides	-	1	2	-	-	-	-	3	-	-	-	-	4	-	-	-	-
16 Montérégie	6	13	21	2	-	1	6	7	1	1	1	1	-	-	-	-	1
17 Centre-du-Québec	6	-	15	-	1	-	-	6	-	1	-	-	5	-	1	2	-
Total pour le Québec	34	18	61	3	1	1	6	52	1	3	1	1	19	3	1	23	3

¹ Un obstacle construit noté « rivière » ou « route » signifie que le tributaire est coupé par une autre rivière ou une route et continue de l'autre côté (cas particulier du canal de Soulanges).

² Un obstacle naturel noté « lac » signifie que le tributaire se termine dans un lac en amont sans qu'un obstacle infranchissable ait été rencontré sur son cours.

Tableau 4.3 Types de propriétaires et rôles relatifs aux barrages répertoriés. Dans certains cas, un barrage joue plus d'un rôle.

Types de propriétaire	Nombre de barrages	% associés aux propriétaires	Rôles du barrage										
			Agriculture	Gestion des inondations	Faune	Hydroélectricité	Inconnu	Prise d'eau	Récréatif et villégiature	Régularisation	Réserve incendie	Site historique	Autre ou inconnu
Compagnie privée	38	26	2	-	-	19	-	10	2	2	1	2	3
Congrégation religieuse	1	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Gouvernement	17	12	1	1	1	11	-	1	2	3	-	-	1
Inconnu	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Municipalité/ville	52	35	10	2	1	1	-	11	4	20	2	2	5
Organisme à but non lucratif	2	1	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-
Personne physique (renseignements confidentiels)	36	24	-	-	-	-	-	2	13	5	1	2	15
Totaux	147	-	13	3	3	31	1	24	23	30	4	6	24
% associés aux types d'utilisations des barrages	-	-	8	2	2	19	1	15	14	19	2	4	15

Tableau 4.4 Liste des tributaires pour le Bas-Saint-Laurent et répartition du type d'obstacle selon la probabilité de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel). Lorsqu'un tributaire se termine sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, il a été classé comme une fin de tronçon franchissable, infranchissable ou une frontière. ID est hiérarchisé en fonction du fleuve Saint-Laurent (ex. : 1 est un tributaire du fleuve, 1.1, 1.2, etc. sont des tributaires de 1 et ainsi de suite). La priorité, basée sur une évaluation qualitative des tributaires, est cotée comme suit : 1 = prioritaires, 2 = non prioritaires.

01 – BAS-SAINT-LAURENT														
ID	Nom du tributaire	Coordonnées à l'embouchure (NAD 83)		Nombre de tronçons	Artificiels			Naturels			Fin de tronçon			Priorité
		Latitude	Longitude		Probabilité de franchissabilité						Inaccessible ¹	Franchissable ²	Frontière	
					Franchissable	Incertain	Infranchissable	Franchissable	Incertain	Infranchissable				
1	Rivière Ouelle	47,42298	-70,04988	2	-	1	-	-	1	-	-	-	-	1
1.2	Grande Rivière	47,35063	-69,92766	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
1.2.1	Rivière Sainte-Anne	47,25837	-69,88897	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2
1.3	Bras de la Rivière Ouelle	47,11385	-69,94982	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
2	Rivière du Loup	47,84560	-69,53861	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
3	Rivière Trois-Pistoles	48,09639	-69,21496	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2
4	Rivière Rimouski	48,44469	-68,53980	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2

¹ Une fin de tronçon inaccessible correspond à la fin d'un tributaire ou à un endroit à partir duquel le tributaire ne correspond plus aux préférences des carpes asiatiques (souvent basé sur la largeur) sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié.

² Une fin de tronçon franchissable correspond à la fin d'un tributaire qui se jette dans un autre sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, mais que les carpes asiatiques peuvent franchir (ex. : la rivière des Prairies qui est une branche du fleuve ou le canal avec écluses dans le Richelieu).

Tableau 4.5 Liste des tributaires pour le Saguenay–Lac-Saint-Jean et répartition du type d'obstacle selon la probabilité de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel). Lorsqu'un tributaire se termine sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, il a été classé comme une fin de tronçon franchissable, infranchissable ou une frontière. ID est hiérarchisé en fonction du fleuve Saint-Laurent (ex. : 1 est un tributaire du fleuve, 1.1, 1.2, etc. sont des tributaires de 1 et ainsi de suite). La priorité, basée sur une évaluation qualitative des tributaires, est cotée comme suit : 1 = prioritaires, 2 = non prioritaires. NE = Nord-Est.

02 – SAGUENAY–LAC-SAINT-JEAN														
ID	Nom du tributaire	Coordonnées à l'embouchure (NAD 83)		Nombre de tronçons	Artificiels			Naturels			Fin de tronçon			Priorité
		Latitude	Longitude		Probabilité de franchissabilité						Inaccessible ¹	Franchissable ²	Frontière	
					Franchissable	Incertain	Infranchissable	Franchissable	Incertain	Infranchissable				
1	Rivière Saguenay	48,12659	-69,70546	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
1.1	Rivière Sainte-Marguerite	48,26216	-69,94497	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
1.1.1	Rivière Sainte-Marguerite Nord-Est	48,27346	-69,92317	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2
1.2	Rivière Petit-Saguenay	48,23498	-70,09965	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2
1.3	Rivière Saint-Jean	48,23880	-70,20041	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2
1.4	Rivière Éternité	48,29921	-70,33370	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
1.5	Rivière Ha! Ha!	48,32093	-70,85380	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2
1.6	Rivière à Mars	48,33911	-70,87317	2	1	-	1	-	-	-	-	-	-	2
1.7	Rivière Valin	48,46036	-70,98447	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2
1.8	Rivière du Caribou	48,45600	-71,01100	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
1.9	Rivière du Moulin	48,42964	-71,03357	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2
1.10	Rivière Chicoutimi	48,42939	-71,07505	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2

¹ Une fin de tronçon inaccessible correspond à la fin d'un tributaire ou à un endroit à partir duquel le tributaire ne correspond plus aux préférences des carpes asiatiques (souvent basé sur la largeur) sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié.

² Une fin de tronçon franchissable correspond à la fin d'un tributaire qui se jette dans un autre sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, mais que les carpes asiatiques peuvent franchir (ex. : la rivière des Prairies qui est une branche du fleuve ou le canal avec écluses dans le Richelieu).

Tableau 4.6 Liste des tributaires pour la Capitale-Nationale et répartition du type d'obstacle selon la probabilité de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel). Lorsqu'un tributaire se termine sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, il a été classé comme une fin de tronçon franchissable, infranchissable ou une frontière. ID est hiérarchisé en fonction du fleuve Saint-Laurent (ex. : 1 est un tributaire du fleuve, 1.1, 1.2, etc. sont des tributaires de 1 et ainsi de suite). La priorité, basée sur une évaluation qualitative des tributaires, est cotée comme suit : 1 = prioritaires, 2 = non prioritaires. SAP = Sainte-Anne-de-la-Pérade, CB = Côte-de-Beaupré.

03 – CAPITALE-NATIONALE

ID	Nom du tributaire	Coordonnées à l'embouchure (NAD 83)		Nombre de tronçons	Artificiels			Naturels			Fin de tronçon			Priorité
		Latitude	Longitude		Probabilité de franchissabilité									
					Franchissable	Incertain	Infranchissable	Franchissable	Incertain	Infranchissable	Inaccessible ¹	Franchissable ²	Frontière	
1	Rivière Sainte-Anne (SAP)	46,55022	-72,20103	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
1.1	Rivière Charest	46,58514	-72,22648	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
1.2	Rivière Noire	46,65846	-72,13360	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2
1.2.1	Rivière Blanche	46,67330	-72,13062	3	-	2	-	-	-	-	1	-	-	2
2	Rivière Portneuf	46,68958	-71,88037	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2
3	Rivière Jacques-Cartier	46,67080	-71,74785	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
4	Rivière Cap-Rouge	46,74721	-71,34275	2	-	1	-	-	-	-	1	-	-	1
5	Rivière Saint-Charles	46,82766	-71,19466	3	1	1	-	-	-	1	-	-	-	1
6	Rivière Montmorency	46,88520	-71,14266	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
7	Rivière aux Chiens	47,00630	-70,95851	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2
8	Rivière Sainte-Anne (CB)	47,03890	-70,88271	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2
9	Rivière du Gouffre	47,42966	-70,48774	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
9.1	Bras du Nord-Ouest	47,44639	-70,50775	4	-	-	1	-	3	-	-	-	-	2
9.2	Rivière des Mares	47,47436	-70,51836	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2

03 – CAPITALE-NATIONALE

ID	Nom du tributaire	Coordonnées à l'embouchure (NAD 83)		Nombre de tronçons	Artificiels			Naturels			Fin de tronçon			Priorité
		Latitude	Longitude		Probabilité de franchissabilité									
					Franchissable	Incertain	Infranchissable	Franchissable	Incertain	Infranchissable	Inaccessible ¹	Franchissable ²	Frontière	
9.3	Le Gros Bras	47,57916	-70,55210	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2
9.3.1	Le Petit Bras	47,57916	-70,55210	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2
9.4	Rivière du Gouffre Sud-Ouest	47,65505	-70,44248	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
10	Rivière Jean-Noël	47,56781	-70,20487	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2
11	Rivière Malbaie	47,65439	-70,14633	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1

¹ Une fin de tronçon inaccessible correspond à la fin d'un tributaire ou à un endroit à partir duquel le tributaire ne correspond plus aux préférences des carpes asiatiques (souvent basé sur la largeur) sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié.

² Une fin de tronçon franchissable correspond à la fin d'un tributaire qui se jette dans un autre sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, mais que les carpes asiatiques peuvent franchir (ex. : la rivière des Prairies qui est une branche du fleuve ou le canal avec écluses dans le Richelieu).

Tableau 4.7 Liste des tributaires pour la Mauricie et répartition du type d'obstacle selon la probabilité de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel). Lorsqu'un tributaire se termine sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, il a été classé comme une fin de tronçon franchissable, infranchissable ou une frontière. ID est hiérarchisé en fonction du fleuve Saint-Laurent (ex. : 1 est un tributaire du fleuve, 1.1, 1.2, etc. sont des tributaires de 1 et ainsi de suite). La priorité, basée sur une évaluation qualitative des tributaires, est cotée comme suit : 1 = prioritaires, 2 = non prioritaires.

04 – MAURICIE

ID	Nom du tributaire	Coordonnées à l'embouchure (NAD 83)		Nombre de tronçons	Artificiels			Naturels			Fin de tronçon			Priorité
		Latitude	Longitude		Probabilité de franchissabilité						Inaccessible ¹	Franchissable ²	Frontière	
					Franchissable	Incertain	Infranchissable	Franchissable	Incertain	Infranchissable				
1	Rivière Maskinongé	46,16270	-73,01721	2	1	-	-	-	-	1	-	-	-	1
2	Rivière du Loup	46,21736	-72,92220	5	1	-	1	-	3	-	-	-	-	1
2.1	Petite rivière du Loup	46,22967	-72,93338	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
2.2	Rivière Chacoura	46,27825	-72,92155	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
3	Petite rivière Yamachiche	46,26094	-72,83352	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
4	Rivière Yamachiche	46,25741	-72,81823	2	-	-	-	-	1	1	-	-	-	1
4.1	Rivière Machiche	46,44287	-72,80845	3	-	-	-	-	2	1	-	-	-	1
5	Rivière Saint-Maurice	46,35291	-72,52156	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
6	Rivière Champlain	46,44759	-72,28219	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
7	Rivière Batiscan	46,52025	-72,23733	3	-	-	1	-	1	1	-	-	-	1
7.1	Rivière Veillet	46,52864	-72,33650	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2

¹ Une fin de tronçon inaccessible correspond à la fin d'un tributaire ou à un endroit à partir duquel le tributaire ne correspond plus aux préférences des carpes asiatiques (souvent basé sur la largeur) sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié.

² Une fin de tronçon franchissable correspond à la fin d'un tributaire qui se jette dans un autre sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, mais que les carpes asiatiques peuvent franchir (ex. : la rivière des Prairies qui est une branche du fleuve ou le canal avec écluses dans le Richelieu).

Tableau 4.8 Liste des tributaires pour l'Outaouais et répartition du type d'obstacle selon la probabilité de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel). Lorsqu'un tributaire se termine sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, il a été classé comme une fin de tronçon franchissable, infranchissable ou une frontière. ID est hiérarchisé en fonction du fleuve Saint-Laurent (ex. : 1 est un tributaire du fleuve, 1.1, 1.2, etc. sont des tributaires de 1 et ainsi de suite). La priorité, basée sur une évaluation qualitative des tributaires, est cotée comme suit : 1 = prioritaires, 2 = non prioritaires.

07 – OUTAOUAIS														
ID	Nom du tributaire	Coordonnées à l'embouchure (NAD 83)		Nombre de tronçons	Artificiels			Naturels			Fin de tronçon			Priorité
		Latitude	Longitude		Probabilité de franchissabilité						Inaccessible ¹	Franchissable ²	Frontière	
					Franchissable	Incertain	Infranchissable	Franchissable	Incertain	Infranchissable				
1	Rivière des Outaouais	45,56873	-74,38264	2	-	1	1	-	-	-	-	-	-	1
1.1	Rivière Saumon	45,64736	-74,91343	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2
1.2	Rivière de la Petite Nation	45,58463	-75,10702	4	-	-	2	-	2	-	-	-	-	1
1.2.1	Rivière Saint-Sixte	45,64800	-75,12900	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2
1.2.2	Petite rivière Rouge	45,72155	-74,97564	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2
1.3	Rivière petite Blanche	45,59060	-75,21520	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2
1.4	Rivière Blanche (Thurso)	45,58271	-75,25587	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
1.4.1	Ruisseau MacLean	45,59400	-75,27100	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
1.5	Rivière du Lièvre	45,52557	-75,43103	3	-	2	1	-	-	-	-	-	-	1
1.6	Petite rivière Blanche	45,50316	-75,52364	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
1.7	Rivière Blanche (Gatineau)	45,49452	-75,54241	2	-	1	1	-	-	-	-	-	-	1
1.8	Rivière Gatineau	45,45432	-75,69555	2	-	1	1	-	-	-	-	-	-	1
1.9	Ruisseau de la Brasserie	45,44368	-75,70623	3	-	2	1	-	-	-	-	-	-	1

1 Une fin de tronçon inaccessible correspond à la fin d'un tributaire ou à un endroit à partir duquel le tributaire ne correspond plus aux préférences des carpes asiatiques (souvent basé sur la largeur) sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié.

2 Une fin de tronçon franchissable correspond à la fin d'un tributaire qui se jette dans un autre sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, mais que les carpes asiatiques peuvent franchir (ex. : la rivière des Prairies qui est une branche du fleuve ou le canal avec écluses dans le Richelieu).

Tableau 4.9 Liste des tributaires pour la Chaudière-Appalaches et répartition du type d'obstacle selon la probabilité de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel). Lorsqu'un tributaire se termine sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, il a été classé comme une fin de tronçon franchissable, infranchissable ou une frontière. ID est hiérarchisé en fonction du fleuve Saint-Laurent (ex. : 1 est un tributaire du fleuve, 1.1, 1.2, etc. sont des tributaires de 1 et ainsi de suite). La priorité, basée sur une évaluation subjective des tributaires, est cotée comme suit : 1 = prioritaires, 2 = non prioritaires.

12 – CHAUDIÈRE-APPALACHES

ID	Nom du tributaire	Coordonnées à l'embouchure (NAD 83)		Nombre de tronçons	Artificiels			Naturels			Fin de tronçon			Priorité
		Latitude	Longitude		Probabilité de franchissabilité									
					Franchissable	Incertain	Infranchissable	Franchissable	Incertain	Infranchissable	Inaccessible ¹	Franchissable ²	Frontière	
1	Rivière du Chêne	46,57497	-71,99859	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
1.1	Rivière Huron	46,50368	-71,78539	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
1.2	Rivière Henri	46,49315	-71,78549	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
2	Rivière Chaudière	46,74167	-71,27740	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
3	Rivière Etchemin	46,76293	-71,23093	2	-	1	1	-	-	-	-	-	-	1
3.1	Rivière le Bras	46,71217	-71,11813	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2
3.1.1	Ruisseau Fourchette	46,68818	-71,11048	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2
4	Rivière Boyer	46,88421	-70,85911	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
5	Rivière du Sud	46,99068	-70,55130	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
6	Rivière Trois-Saumons	47,16171	-70,31672	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2

1 Une fin de tronçon inaccessible correspond à la fin d'un tributaire ou à un endroit à partir duquel le tributaire ne correspond plus aux préférences des carpes asiatiques (souvent basé sur la largeur) sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié.

2 Une fin de tronçon franchissable correspond à la fin d'un tributaire qui se jette dans un autre sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, mais que les carpes asiatiques peuvent franchir (ex. : la rivière des Prairies qui est une branche du fleuve ou le canal avec écluses dans le Richelieu).

Tableau 4.10 Liste des tributaires pour Lanaudière et répartition du type d'obstacle selon la probabilité de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel). Lorsqu'un tributaire se termine sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, il a été classé comme une fin de tronçon franchissable, infranchissable ou une frontière. ID est hiérarchisé en fonction du fleuve Saint-Laurent (ex. : 1 est un tributaire du fleuve, 1.1, 1.2, etc. sont des tributaires de 1 et ainsi de suite). La priorité, basée sur une évaluation qualitative des tributaires, est cotée comme suit : 1 = prioritaires, 2 = non prioritaires.

14 – LANAUDIÈRE

ID	Nom du tributaire	Coordonnées à l'embouchure (NAD 83)		Nombre de tronçons	Artificiels			Naturels			Fin de tronçon			Priorité
		Latitude	Longitude		Probabilité de franchissabilité						Inaccessible ¹	Franchissable ²	Frontière	
					Franchissable	Incertain	Infranchissable	Franchissable	Incertain	Infranchissable				
1	Rivière Mascouche	45,69245	-73,59304	2	-	1	-	-	-	-	1	-	-	2
2	Rivière L'Assomption	45,71471	-73,48094	4	1	2	-	-	-	1	-	-	-	1
2.1	Ruisseau Point-du-Jour	45,83681	-73,41563	3	2	-	-	-	-	-	1	-	-	2
2.2	Rivière l'Achigan	45,84032	-73,44558	4	1	2	-	1	-	-	-	-	-	1
2.3	Rivière Saint-Esprit	45,86144	-73,44311	4	-	3	1	-	-	-	-	-	-	1
2.4	Rivière Ouareau	45,94029	-73,40743	2	-	1	-	-	-	1	-	-	-	1
2.4.1	Rivière Rouge	45,97603	-73,47562	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
2.5	Rivière Noire	46,20600	-73,56200	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
3	Rivière Saint-Jean	45,87314	-73,28208	6	5	-	-	-	-	-	1	-	-	2
4	Rivière Saint-Joseph	46,01574	-73,18394	4	3	-	-	-	-	-	1	-	-	2
5	Rivière la Chaloupe	46,06692	-73,17957	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
6	Rivière Bayonne	46,08892	-73,16544	4	3	-	-	-	-	-	1	-	-	1
7	Rivière Chicot	46,13073	-73,11237	5	2	2	-	-	-	-	1	-	-	1
8	Rivière Cachée	46,15288	-73,05093	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2

¹ Une fin de tronçon inaccessible correspond à la fin d'un tributaire ou à un endroit à partir duquel le tributaire ne correspond plus aux préférences des carpes asiatiques (souvent basé sur la largeur) sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié.

2 Une fin de tronçon franchissable correspond à la fin d'un tributaire qui se jette dans un autre sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, mais que les carpes asiatiques peuvent franchir (ex. : la rivière des Prairies qui est une branche du fleuve ou le canal avec écluses dans le Richelieu).

Tableau 4.11 Liste des tributaires pour les Laurentides et répartition du type d'obstacle selon la probabilité de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel). Lorsqu'un tributaire se termine sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, il a été classé comme une fin de tronçon franchissable, infranchissable ou une frontière. ID est hiérarchisé en fonction du fleuve Saint-Laurent (ex. : 1 est un tributaire du fleuve, 1.1, 1.2, etc. sont des tributaires de 1 et ainsi de suite). La priorité, basée sur une évaluation qualitative des tributaires, est cotée comme suit : 1 = prioritaires, 2 = non prioritaires.

15 – LAURENTIDES														
ID	Nom du tributaire	Coordonnées à l'embouchure (NAD 83)		Nombre de tronçons	Artificiels			Naturels			Fin de tronçon			Priorité
		Latitude	Longitude		Probabilité de franchissabilité									
					Franchissable	Incertain	Infranchissable	Franchissable	Incertain	Infranchissable	Inaccessible ¹	Franchissable ²	Frontière	
1	Rivière du Chêne	45,55600	-73,88835	2	-	1	-	-	-	-	1	-	-	1
1.1	Ruisseau du Prince	45,57982	-74,01128	2	-	1	-	-	-	-	1	-	-	2
2	Rivière des Outaouais	45,45276	-74,09425	2	1	-	1	-	-	-	-	-	-	1
2.1	Rivière du Nord	45,51715	-74,33661	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
2.1.1	Petite rivière du Nord (Rouge)	45,55404	-74,33485	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
2.2	Rivière Rouge	45,64344	-74,69098	5	-	-	1	-	4	-	-	-	-	1

1 Une fin de tronçon inaccessible correspond à la fin d'un tributaire ou à un endroit à partir duquel le tributaire ne correspond plus aux préférences des carpes asiatiques (souvent basé sur la largeur) sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié.

2 Une fin de tronçon franchissable correspond à la fin d'un tributaire qui se jette dans un autre sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, mais que les carpes asiatiques peuvent franchir (ex. : la rivière des Prairies qui est une branche du fleuve ou le canal avec écluses dans le Richelieu).

Tableau 4.12 Liste des tributaires pour les régions de la Montérégie, de Montréal et de Laval et la répartition du type d'obstacle selon la probabilité de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel). Lorsqu'un tributaire se termine sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, il a été classé comme une fin de tronçon franchissable, infranchissable ou une frontière. ID est hiérarchisé en fonction du fleuve Saint-Laurent (ex. : 1 est un tributaire du fleuve, 1.1 est un tributaire de 1 et ainsi de suite). La priorité, basée sur une évaluation qualitative des tributaires, est cotée comme suit : 1 = prioritaires, 2 = non prioritaires. BM = pour les tributaires de la baie Missisquoi, O = pour les tributaires de la rivière des Outaouais et Mtl = pour les tributaires du fleuve, mais dans la région de Montréal.

16 – MONTÉRÉGIE, 06 – MONTRÉAL, 13 – LAVAL															
ID	Nom du tributaire	Coordonnées à l'embouchure (NAD 83)		Nombre de tronçons	Artificiels			Naturels			Fin de tronçon			Priorité	
		Latitude	Longitude		Probabilité de franchissabilité										
					Franchissable	Incertain	Infranchissable	Franchissable	Incertain	Infranchissable	Inaccessible ¹	Franchissable ²	Frontière		
1	Rivière aux Saumons	45,03706	-74,52551	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2
2	Ruisseau Fraser	45,04153	-74,47698	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2
3	Rivière la Guerre	45,14467	-74,34975	2	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	2
4	Rivière Beaudette	45,20743	-74,31616	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1
5	Canal de Soulanges	45,33579	-73,95462	12	4	7	-	-	-	-	-	1	-	-	1
6	Rivière Delisle	45,28948	-74,17290	2	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	1
7	Rivière Rouge	45,29363	-74,17067	2	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	2
8	Rivière à la Graisse	45,30736	-74,13275	2	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	2
9	Ruisseau Chambray	45,33594	-73,97023	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2
10	Canal de Beauharnois	45,31987	-73,91697	2	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
11	Rivière Saint-Louis (Fleuve)	45,31654	-73,87965	3	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	1
12	Rivière Châteauguay	45,40084	-73,75165	8	2	3	-	1	-	-	-	1	1	-	1
12.1	Rivière aux Anglais	45,21389	-73,83053	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
12.1.1	Ruisseau Norton	45,14882	-73,79516	2	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	2

16 – MONTÉRÉGIE, 06 – MONTRÉAL, 13 – LAVAL

ID	Nom du tributaire	Coordonnées à l'embouchure (NAD 83)		Nombre de tronçons	Artificiels			Naturels			Fin de tronçon			Priorité
		Latitude	Longitude		Probabilité de franchissabilité									
					Franchissable	Incertain	Infranchissable	Franchissable	Incertain	Infranchissable	Inaccessible ¹	Franchissable ²	Frontière	
12.2	Rivière aux Outardes	45,12303	-74,00275	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
12.2.1	Rivière aux Outardes Est	45,10053	-74,06462	2	1	-	-	-	-	-	1	-	-	2
12.3	Rivière Trout	45,07375	-74,18464	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2
12.4	Rivière Hinchinbrooke	45,03972	-74,18272	2	-	1	1	-	-	-	-	-	-	2
13	Voie navigable	45,52556	-73,52694	3	2	-	-	-	-	-	-	1	-	1
14	Rivière Saint-Pierre	45,40609	-73,57116	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
15	Rivière de la Tortue	45,40195	-73,53554	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
16	Rivière Saint-Jacques	45,43159	-73,49113	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
17	Rivière Saint-Charles	45,67520	-73,44161	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
18	Rivière Richelieu	46,04818	-73,11998	5	3	-	1	-	-	-	-	1	-	1
18.1	Ruisseau Laplante	45,83491	-73,13707	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
18.2	Ruisseau Coderre	45,73205	-73,19290	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
18.3	Rivière Amyot	45,70936	-73,18816	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
18.4	Rivière l'Acadie	45,48344	-73,26926	2	-	-	-	1	-	-	1	-	-	1
18.5	Rivière des Hurons	45,45995	-73,26289	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
18.5.1	Ruisseau Saint-Louis	45,49310	-73,17104	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
18.6	Canal de Chambly	45,44813	-73,28364	6	5	-	-	-	-	-	-	1	-	1
18.7	Ruisseau de la Barbotte	45,26974	-73,24271	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
18.8	Rivière du Sud	45,13621	-73,25173	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
18.9	Rivière Lacolle	45,06644	-73,33065	4	-	3	-	-	-	-	1	-	-	1

16 – MONTÉRÉGIE, 06 – MONTRÉAL, 13 – LAVAL

ID	Nom du tributaire	Coordonnées à l'embouchure (NAD 83)		Nombre de tronçons	Artificiels			Naturels			Fin de tronçon			Priorité
		Latitude	Longitude		Probabilité de franchissabilité									
					Franchissable	Incertain	Infranchissable	Franchissable	Incertain	Infranchissable	Inaccessible ¹	Franchissable ²	Frontière	
19	Rivière Yamaska	46,12245	-72,93042	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
19.1	Rivière Pot-au-Beurre	46,07987	-72,95059	2	1	-	-	-	-	-	1	-	-	2
19.2	Le Petit Chenail	46,02614	-72,92078	2	-	1	1	-	-	-	-	-	-	2
19.2.1	Rivière Saint-Louis (Yamaska)	46,02586	-72,93595	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
19.3	Rivière David	45,97127	-72,89960	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
19.4	Rivière Chibouet	45,78410	-72,87290	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2
BM1	Rivière aux Brochets	45,07157	-73,09654	8	-	7	-	-	-	-	-	-	1	1
BM1.1	Ruisseau Groat	45,12044	-72,98451	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
BM1.2	Rivière aux Brochets Nord	45,12790	-72,92196	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2
O1	Rivière à la Raquette	45,49613	-74,23748	2	-	-	-	1	-	-	1	-	-	2
O2	Rivière Rigaud	45,49977	-74,31120	2	-	1	-	-	-	-	-	-	1	1
O2.1	Rivière Rigaud Est	45,46814	-74,37064	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Mtl1	Rivière des Prairies	45,70904	-73,47398	2	1	-	-	-	-	-	-	1	-	1
Mtl2	Rivière des Mille Îles	45,69952	-73,52935	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
Mtl3	Canal Lachine	45,50756	-73,54497	5	4	-	-	-	-	-	-	1	-	1

¹ Une fin de tronçon inaccessible correspond à la fin d'un tributaire ou à un endroit à partir duquel le tributaire ne correspond plus aux préférences des carpes asiatiques (souvent basé sur la largeur) sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié.

² Une fin de tronçon franchissable correspond à la fin d'un tributaire qui se jette dans un autre sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, mais que les carpes asiatiques peuvent franchir (ex. : la rivière des Prairies qui est une branche du fleuve ou le canal avec écluses dans le Richelieu).

Tableau 4.13 Liste des tributaires pour le Centre-du-Québec et répartition du type d'obstacle selon le potentiel de franchissabilité (franchissable, incertain ou infranchissable) et son état (artificiel ou naturel). Lorsqu'un tributaire se termine sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, il a été classé comme une fin de tronçon franchissable, infranchissable ou une frontière. ID est hiérarchisé en fonction du fleuve Saint-Laurent (ex. : 1 est un tributaire du fleuve, 1.1, 1.2, etc. sont des tributaires de 1 et ainsi de suite). La priorité, basée sur une évaluation qualitative des tributaires, est cotée comme suit : 1 = prioritaires, 2 = non prioritaires.

17 - CENTRE-DU-QUÉBEC

ID	Nom du tributaire	Coordonnées à l'embouchure (NAD 83)		Nombre de tronçons	Artificiels			Naturels			Fin de tronçon			Priorité
		Latitude	Longitude		Probabilité de franchissabilité									
					Franchissable	Incertain	Infranchissable	Franchissable	Incertain	Infranchissable	Inaccessible ¹	Franchissable ²	Frontière	
1	Rivière Saint-François	46,06642	-72,81336	2	-	1	1	-	-	-	-	-	-	1
1.1	Rivière aux Vaches	46,03506	-72,77274	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
1.2	Petite rivière Noire	46,01457	-72,68259	2	-	-	-	-	1	-	1	-	-	2
1.3	Rivière Saint-Germain	45,90233	-72,49842	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
2	Rivière Nicolet	46,23288	-72,63672	7	4	1	1	-	1	-	-	-	-	1
2.1	Rivière Nicolet Sud-Ouest	46,21668	-72,60100	11	1	6	-	-	3	-	1	-	-	1
2.1.1	Rivière des Saults	46,02709	-72,48805	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
2.1.1.1	Ruisseau des Généreux	46,01018	-72,45480	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
2.1.2	Rivière Nicolet Centre	45,77438	-71,84187	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
2.1.2.1	Rivière Nicolet Nord-Est	45,77763	-71,82513	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
2.2	Rivière Bulstrode	46,04610	-72,25340	5	1	3	-	-	-	-	1	-	-	1
2.3	Rivière des Rosiers	45,98717	-72,12147	2	-	1	-	-	-	-	1	-	-	2
2.4	Rivière des Pins	46,00829	-72,04349	2	-	1	-	-	-	-	1	-	-	2
2.4.1	Rivière Bilodeau	45,97502	-72,01563	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2
2.5	Rivière Gosselin	46,03984	-71,93842	2	-	1	-	-	-	-	1	-	-	2
3	Rivière Godefroy	46,31241	-72,53933	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
4	Rivière Bécancour	46,36942	-72,44410	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1

17 - CENTRE-DU-QUÉBEC

ID	Nom du tributaire	Coordonnées à l'embouchure (NAD 83)		Nombre de tronçons	Artificiels			Naturels			Fin de tronçon			Priorité
		Latitude	Longitude		Probabilité de franchissabilité									
					Franchissable	Incertain	Infranchissable	Franchissable	Incertain	Infranchissable	Inaccessible ¹	Franchissable ²	Frontière	
4.1	Rivière Blanche	46,29151	-72,38459	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
5	Rivière Gentilly	46,39834	-72,34318	4	-	2	-	-	1	-	1	-	-	1
5.1	Rivière Gentilly Sud-Ouest	46,36195	-72,31910	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
6	Rivière du Moulin	46,41816	-72,25216	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2
7	Rivière aux Orignaux	46,43842	-72,23590	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
8	Petite rivière du Chêne	46,55738	-72,03819	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
8.1	Ruisseau l'Espérance	46,55107	-72,05028	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
8.2	Rivière aux Ormes	46,48954	-72,07764	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2

¹ Une fin de tronçon inaccessible correspond à la fin d'un tributaire ou à un endroit à partir duquel le tributaire ne correspond plus aux préférences des carpes asiatiques (souvent basé sur la largeur) sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié.

² Une fin de tronçon franchissable correspond à la fin d'un tributaire qui se jette dans un autre sans qu'un obstacle infranchissable ait été répertorié, mais que les carpes asiatiques peuvent franchir (ex. : la rivière des Prairies qui est une branche du fleuve ou le canal avec écluses dans le Richelieu).

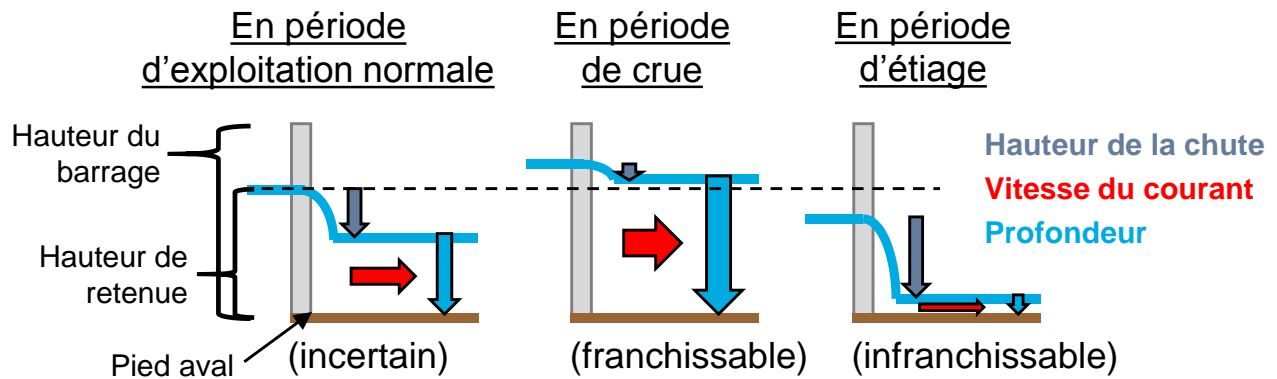


Figure 4.1 Schématisation de certaines caractéristiques d'intérêt d'un barrage et de la variation possible de la hauteur de la chute (longueur des flèches grises), de la vitesse du courant (largeur des flèches rouges) et de la profondeur de l'eau (longueur des flèches bleues). Un exemple pour la probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques selon le niveau de l'eau est aussi indiqué entre parenthèses.

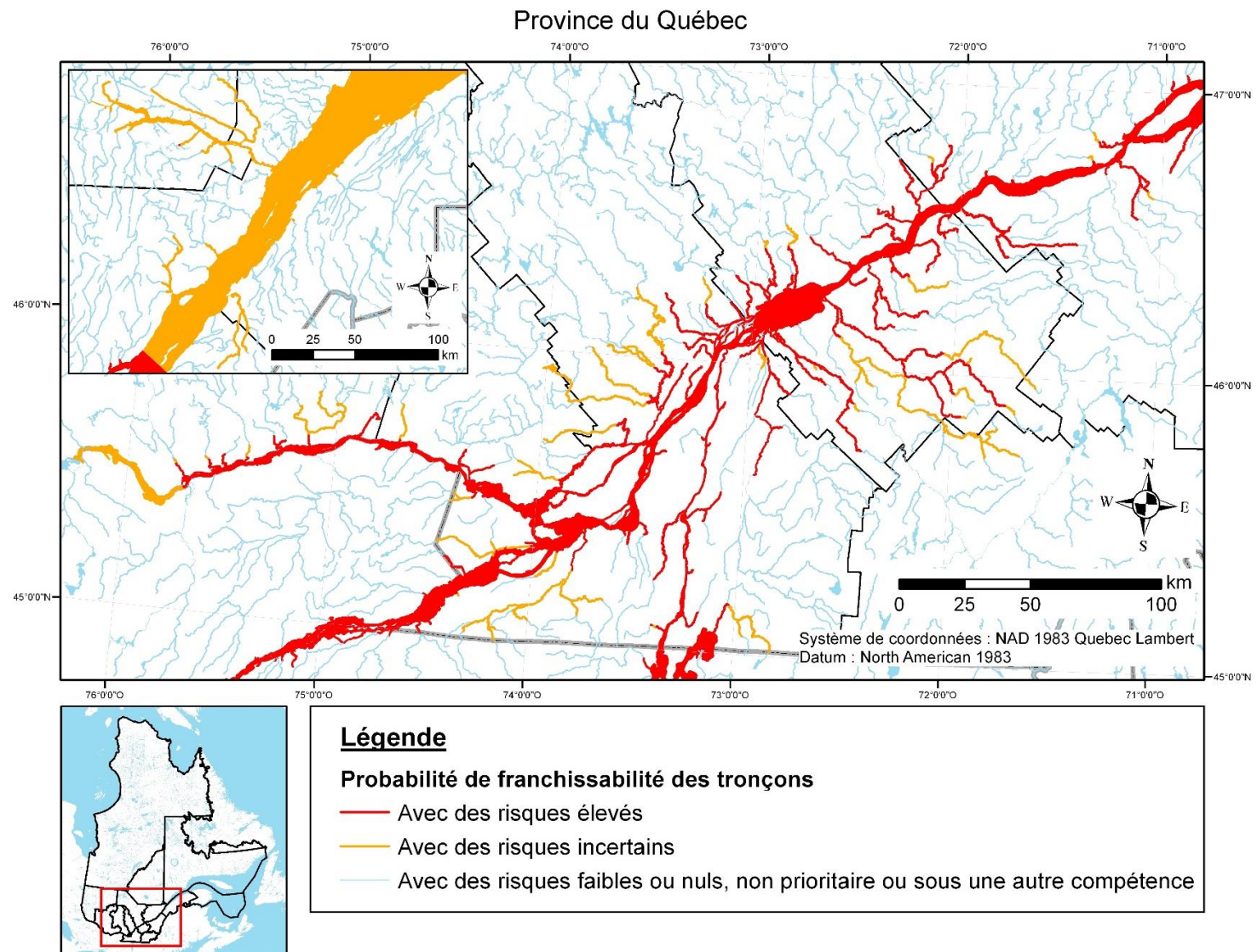


Figure 4.2 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons du fleuve Saint-Laurent et de ses tributaires (profil de la province du Québec).

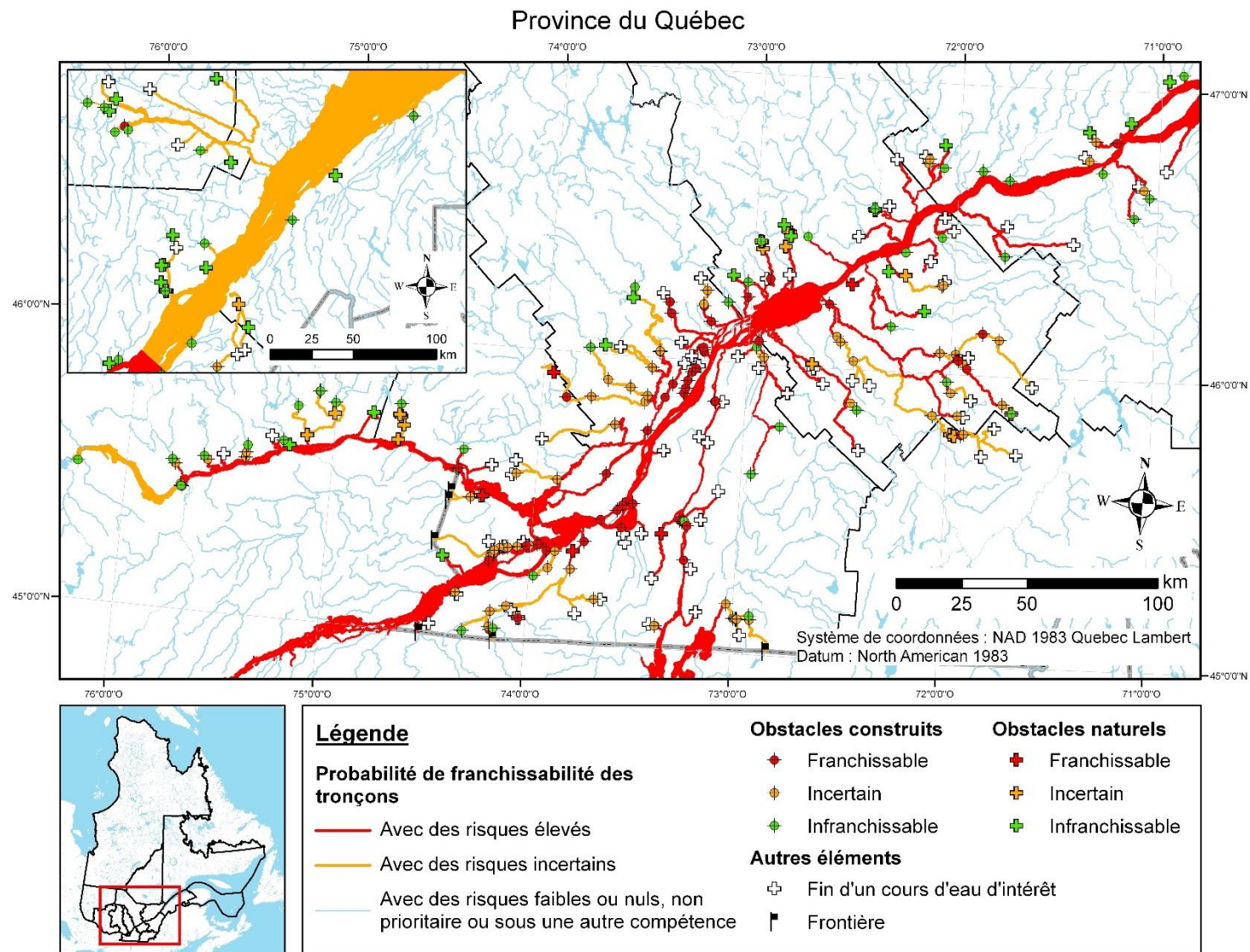


Figure 4.3 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons du fleuve Saint-Laurent et à ses tributaires ainsi qu'aux obstacles répertoriés dans les cours d'eau (profil de la province du Québec).

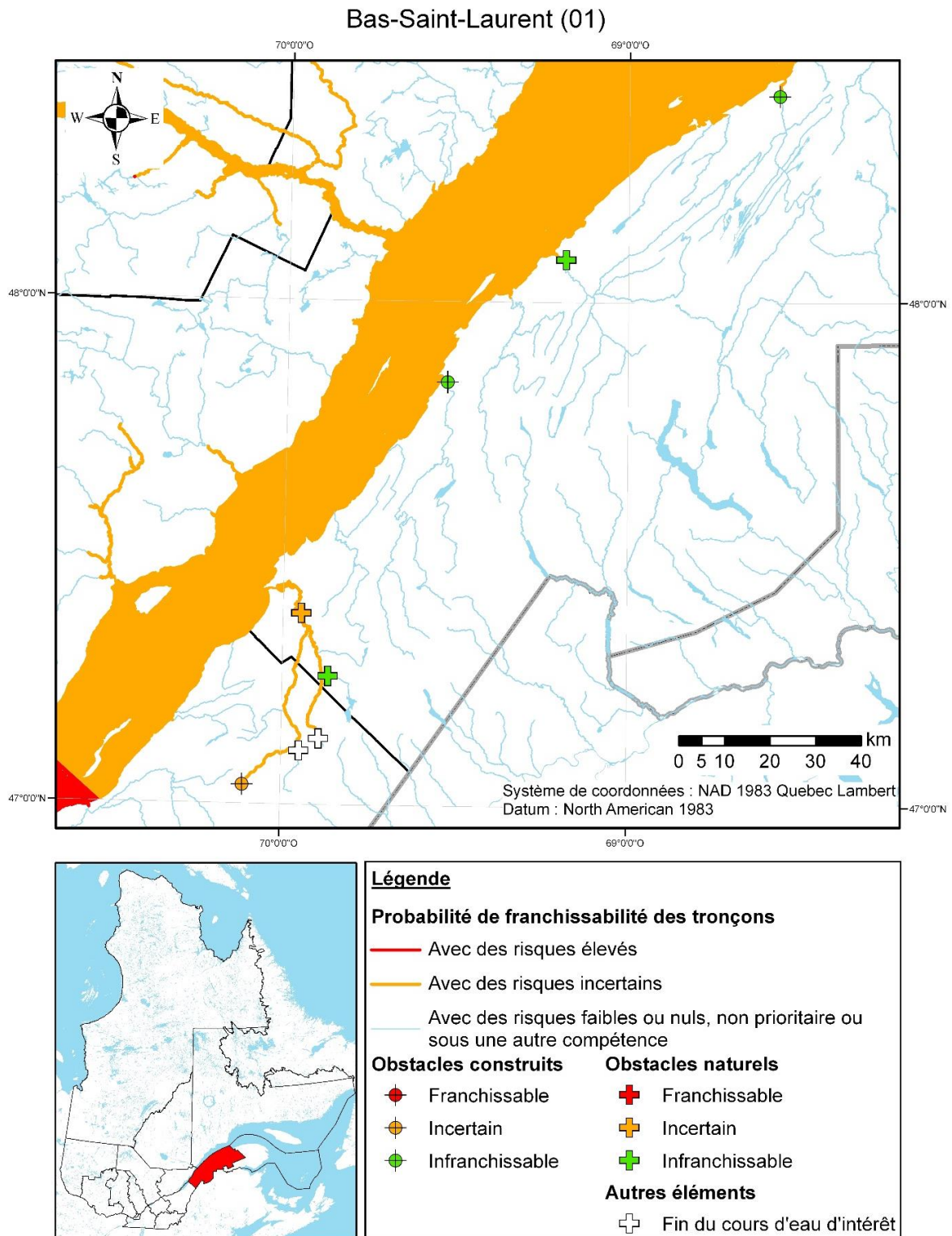


Figure 4.4 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau aux des obstacles répertoriés dans la région du Bas-Saint-Laurent.

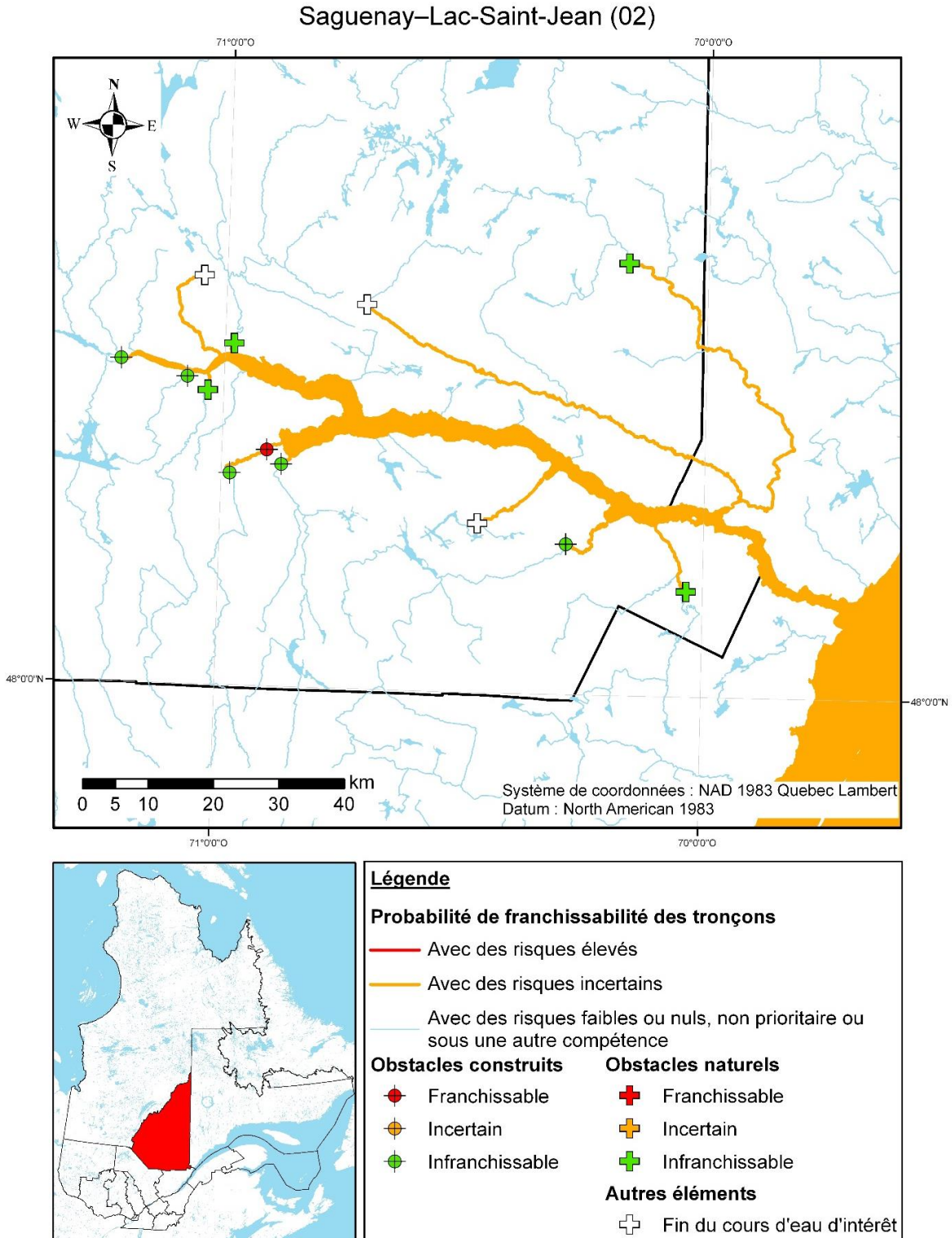


Figure 4.5 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau aux obstacles répertoriés dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean.

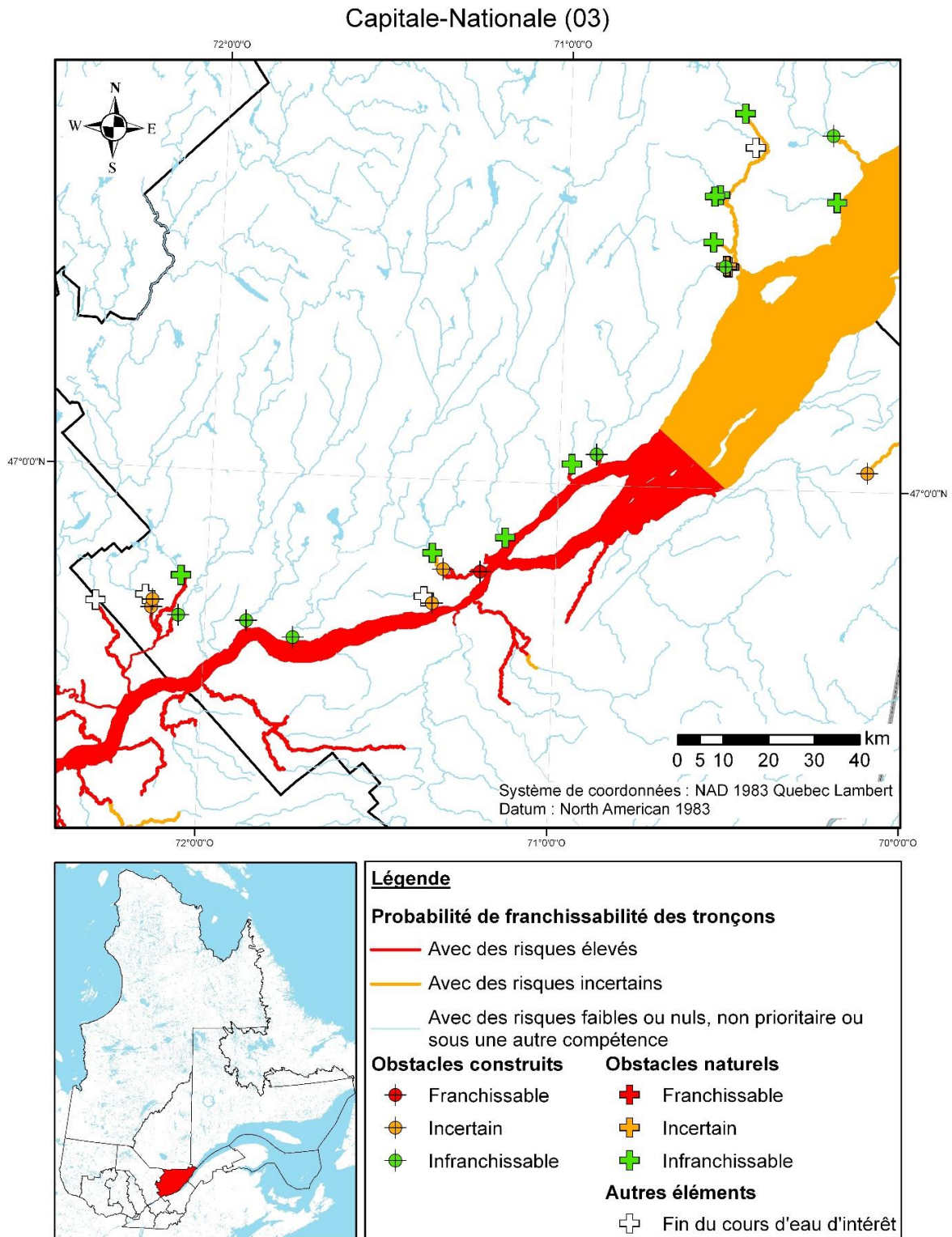


Figure 4.6 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau et aux obstacles répertoriés dans la région de la Capitale-Nationale.

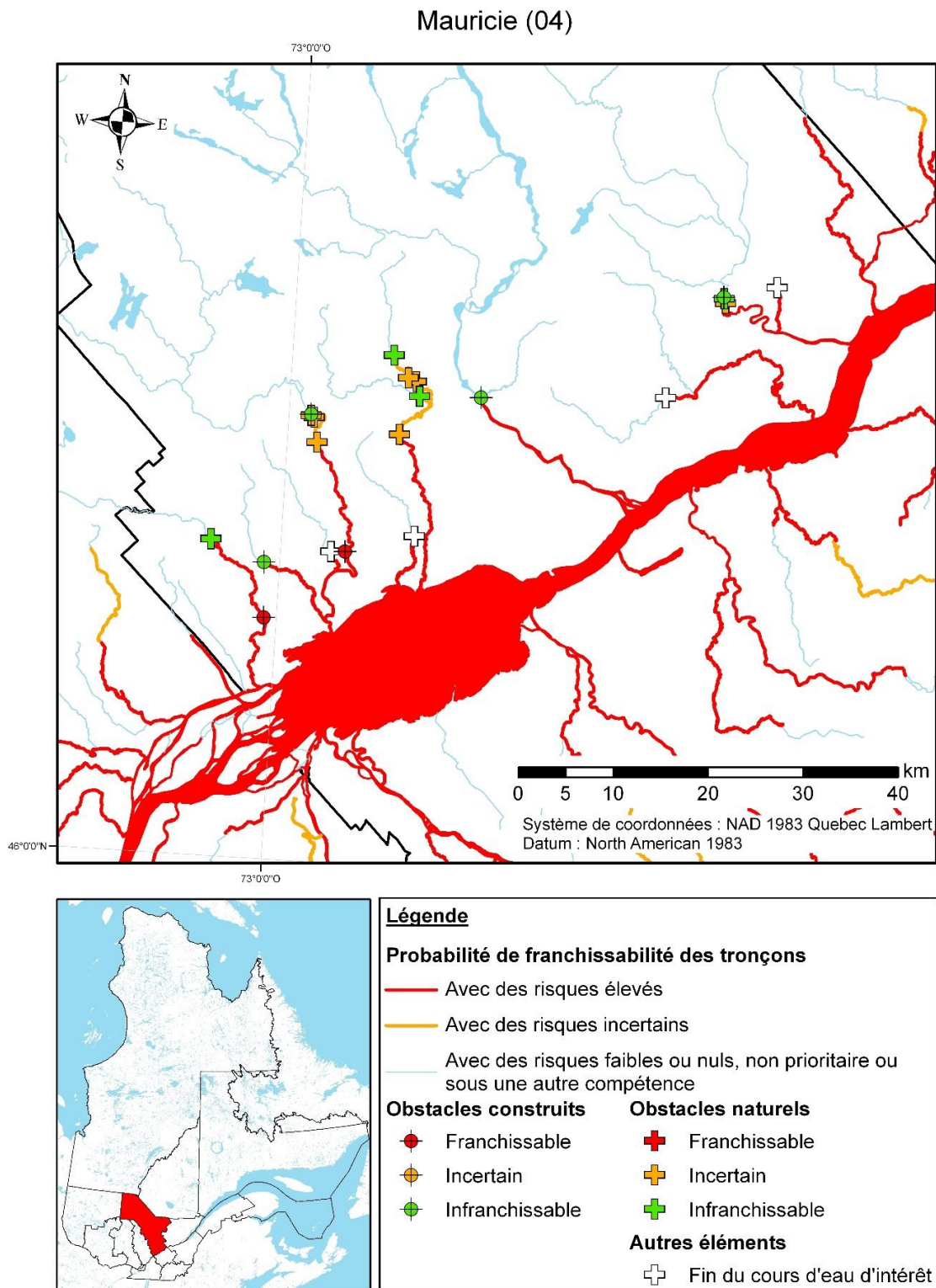


Figure 4.7 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau et aux obstacles répertoriés dans la région de la Mauricie.

Outaouais (07)

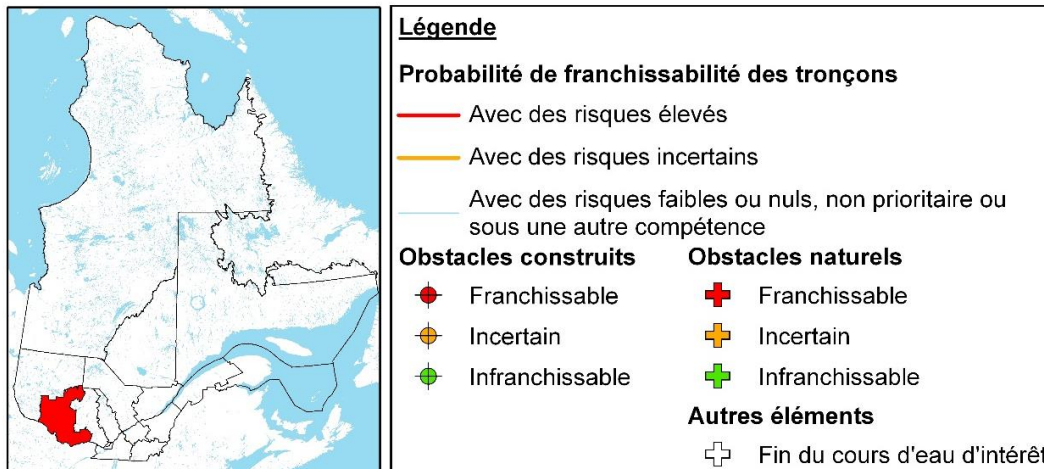
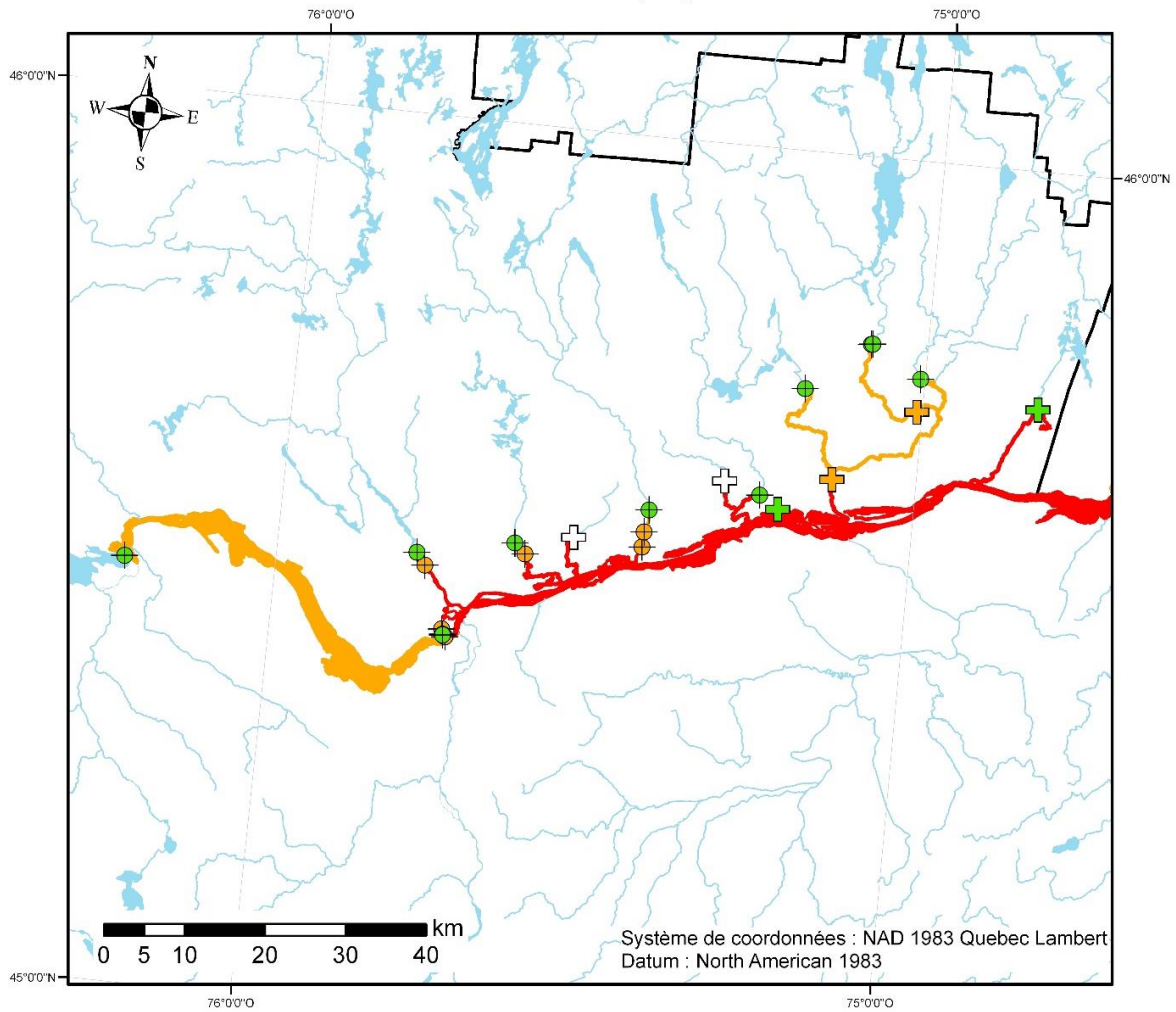


Figure 4.8 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau et aux obstacles répertoriés dans la région de l'Outaouais.

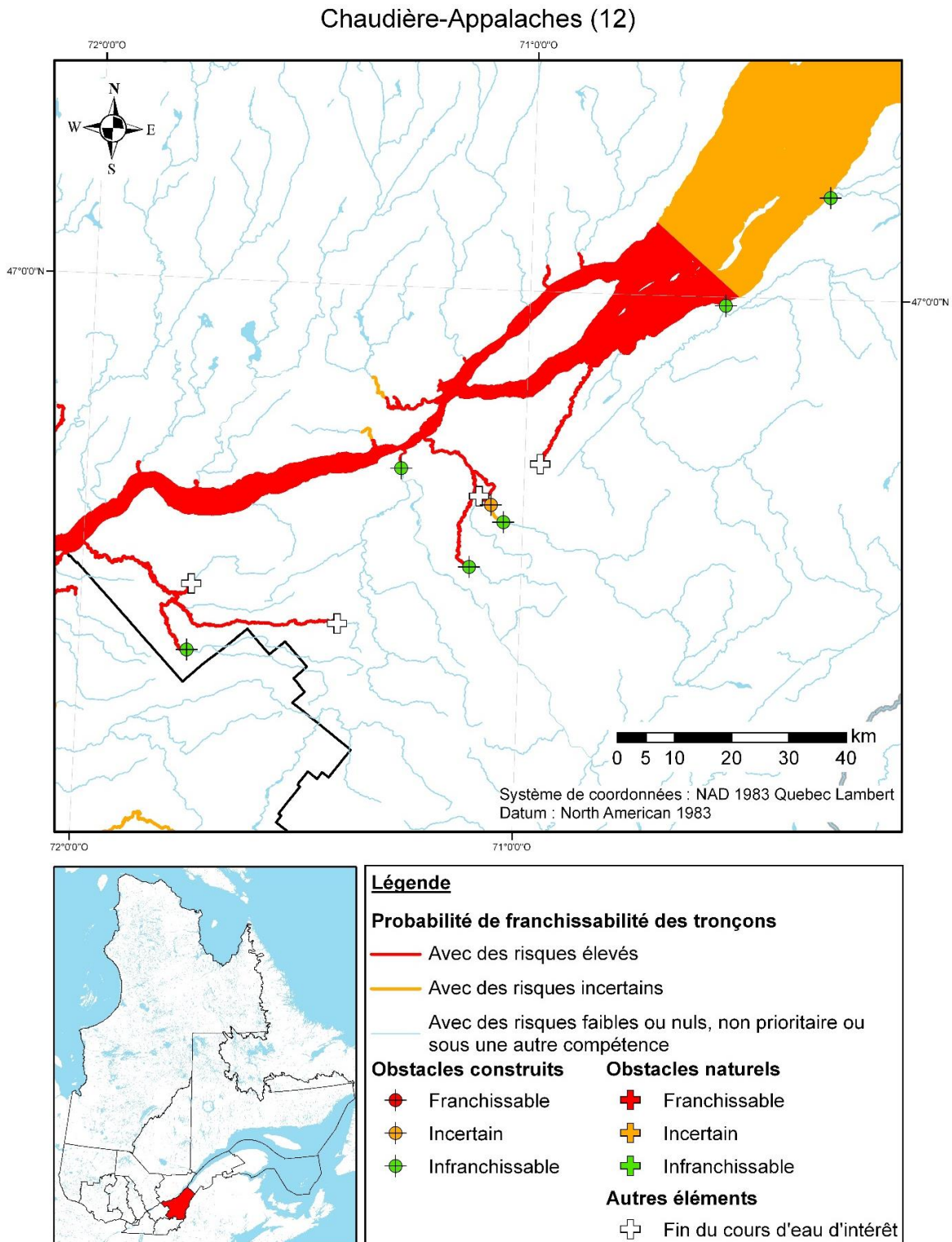
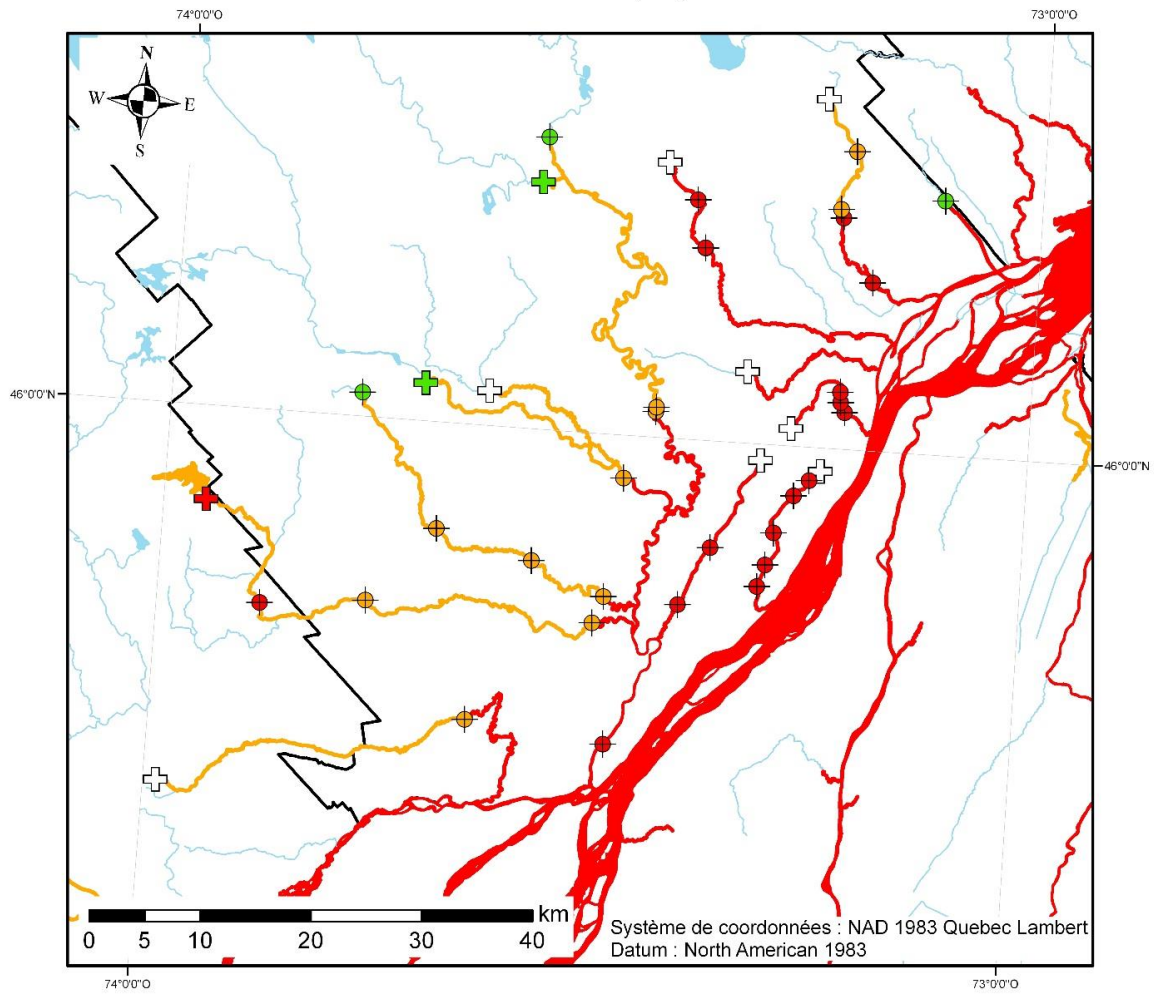


Figure 4.9 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau et aux obstacles répertoriés dans la région de la Chaudière-Appalaches.

Lanaudière (14)



Légende

Probabilité de franchissabilité des tronçons	
	Avec des risques élevés
	Avec des risques incertains
	Avec des risques faibles ou nuls, non prioritaire ou sous une autre compétence
Obstacles construits	
	Franchissable
	Incertain
	Infranchissable
Obstacles naturels	
	Franchissable
	Incertain
	Infranchissable
Autres éléments	
	Fin du cours d'eau d'intérêt

Figure 4.10 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau et aux obstacles répertoriés dans la région de Lanaudière.

Laurentides (15)

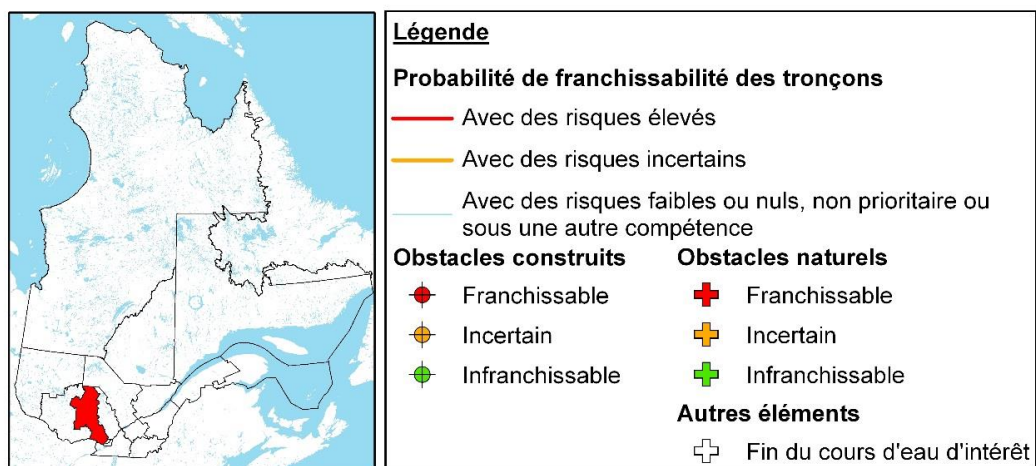
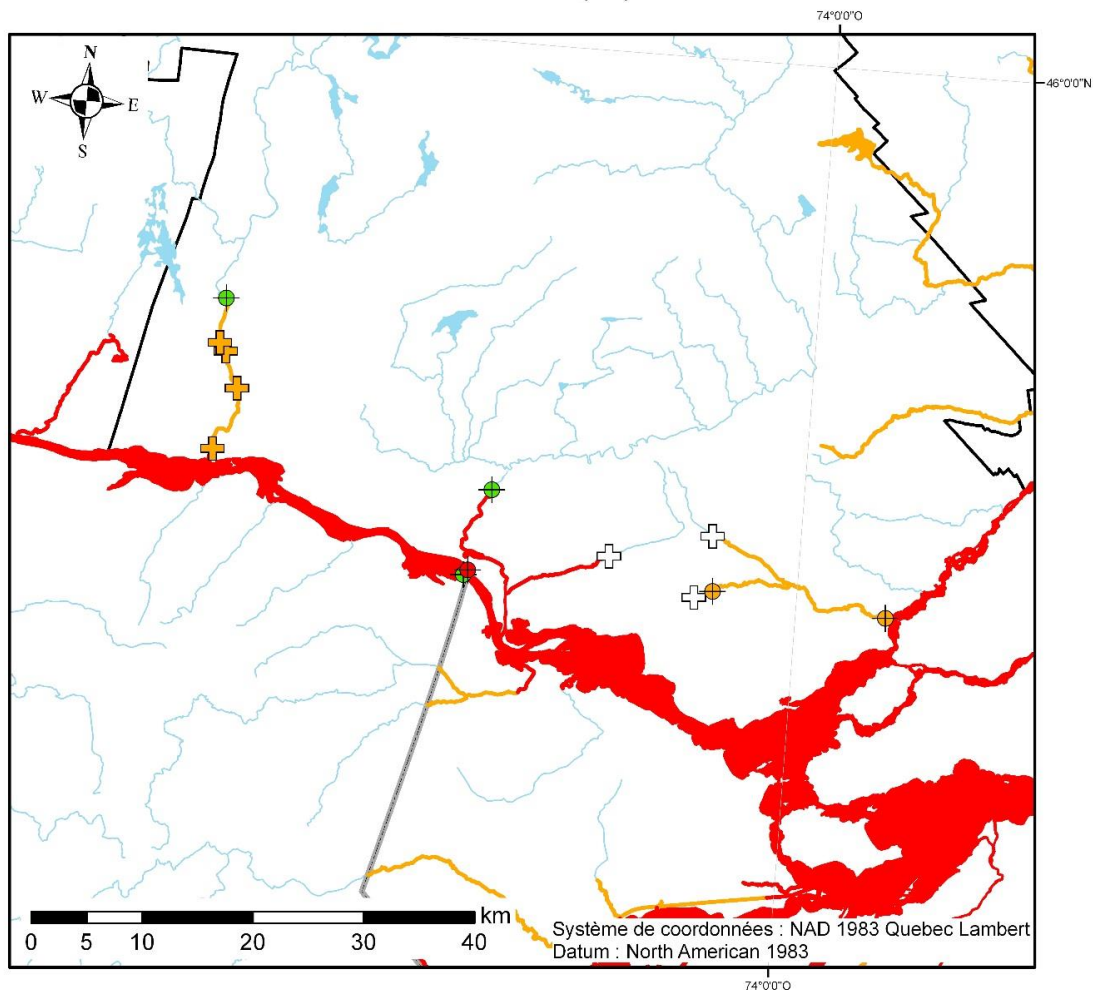


Figure 4.11 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau et aux obstacles répertoriés dans la région des Laurentides.

Montérégie (16) / Montréal (06) / Laval (13)

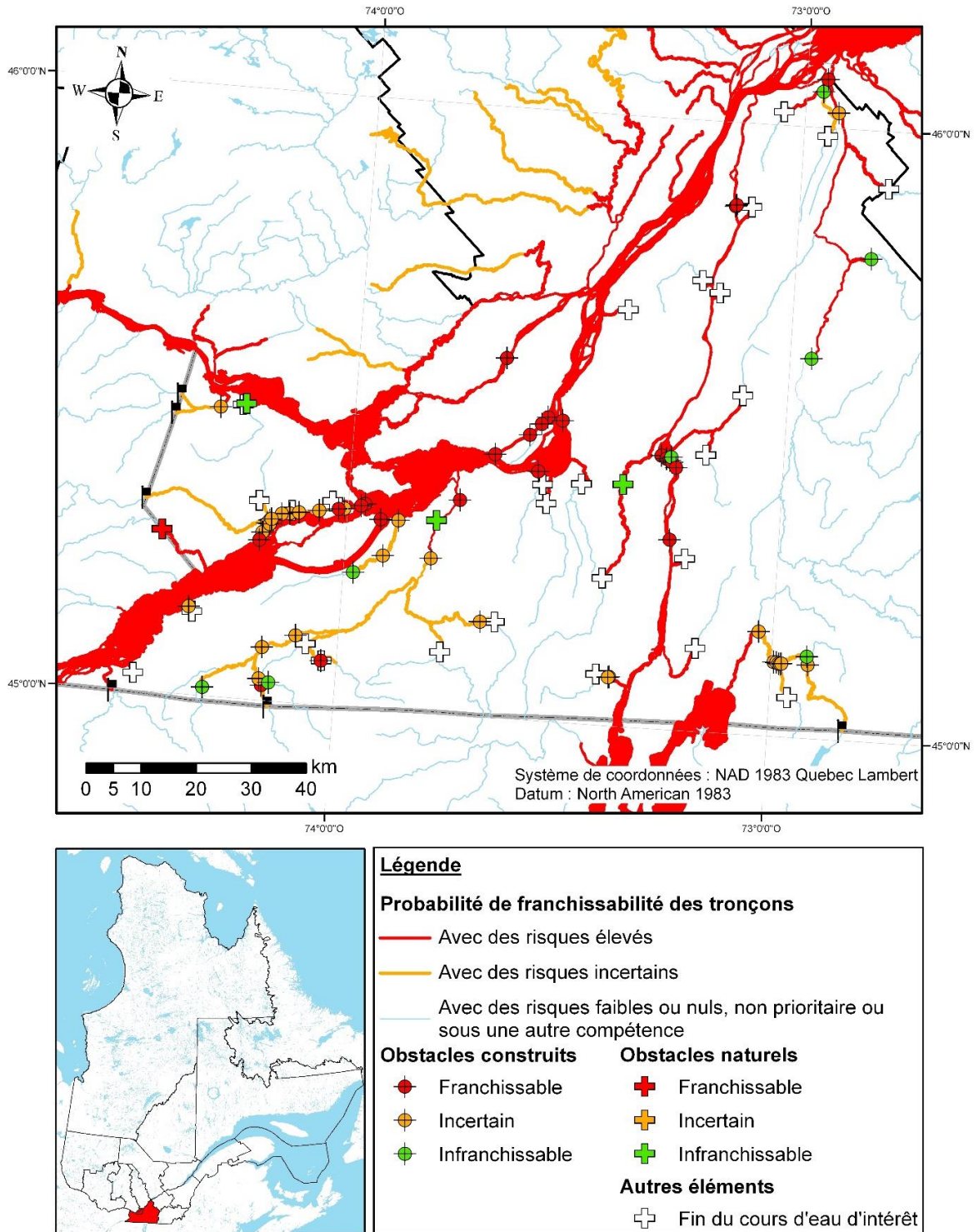


Figure 4.12 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau et aux obstacles répertoriés dans les régions de la Montérégie, de Montréal et Laval.

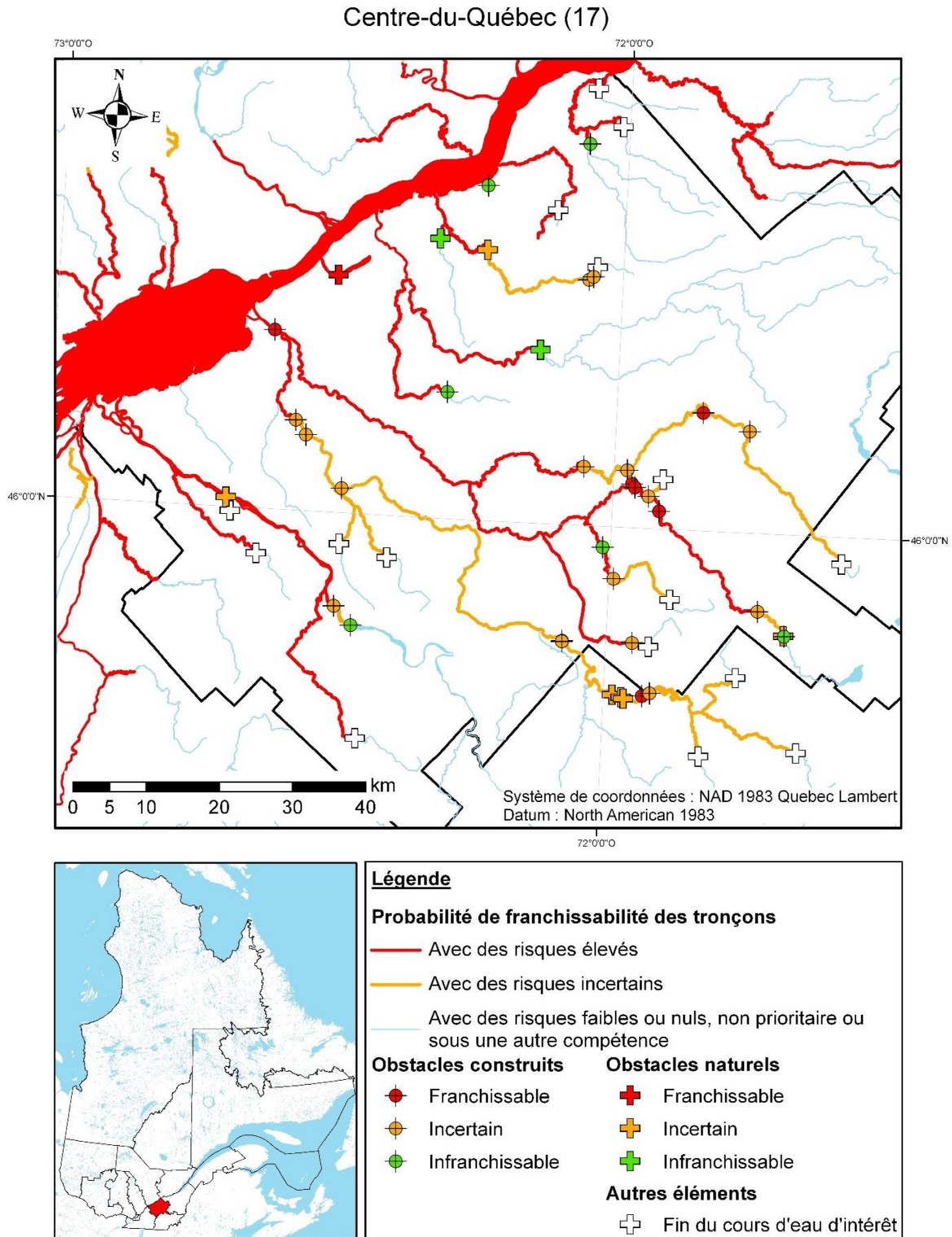


Figure 4.13 Probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques relative aux tronçons de cours d'eau et aux obstacles répertoriés dans la région du Centre-du-Québec.

5. Revue de la littérature traitant des dispositifs pour freiner le passage des carpes asiatiques

5.1 Introduction

Devant la menace potentielle de la colonisation des habitats aquatiques du Québec par les carpes asiatiques, la protection des eaux intérieures doit passer notamment par le ralentissement, voire la prévention de la dispersion des carpes asiatiques. Cette entrave à la colonisation par celles-ci peut s'effectuer par une gestion de l'isolement (*isolation management*) des habitats aquatiques. Cette pratique peut se décrire comme la fragmentation intentionnelle d'un habitat, lorsque les espèces exotiques sont des compétiteurs ou des prédateurs dont les répercussions sont si néfastes que la coexistence avec les espèces indigènes est peu probable (Clarkson et coll. 2012; Rahel 2013) ou que leurs effets sur les habitats risquent d'en altérer gravement la qualité (Gallardo et coll. 2016). Un des outils les plus efficaces de la gestion de l'isolement est l'aménagement de barrières ou l'installation de dispositifs visant la discontinuité de l'habitat aquatique. Cette vision peut paraître s'opposer à la volonté d'établir et de promouvoir la connectivité des habitats, mais cette question sera abordée plus loin dans le document (voir la sous-section 5.4).

L'objectif de cette partie du rapport est de présenter une revue de la littérature qui rassemble les publications les plus influentes sur les technologies empêchant la dispersion des carpes asiatiques. Ces technologies peuvent être divisées en deux grandes catégories : les barrières physiques et les barrières non physiques. Cette revue porte donc sur les dispositifs de prévention des deux catégories et détaille les mécanismes biologiques effecteurs, leurs applications dans des environnements contrôlés, semi-contrôlés et naturels, leurs utilisations connues, leur installation ainsi que leur utilisation dans le but de protéger les eaux intérieures contre l'arrivée des carpes asiatiques.

5.2 Barrières physiques

En ce qui a trait aux barrières physiques, une multitude de technologies sont offertes pour prévenir la dispersion des carpes asiatiques. Certains dispositifs sont temporaires, tandis que d'autres sont installées en permanence. Les dispositifs pourraient être classés en trois catégories : 1) les écrans et les grillages; 2) les barrières de captures; et 3) les barrages. Tous ces dispositifs possèdent bien sûr des caractéristiques propres, présentant certains avantages et inconvénients.

5.2.1 Écrans et grillages

Les écrans et les grillages sont des structures qui peuvent entraver le passage des poissons de différentes tailles dans un cours d'eau, tout en permettant le passage ininterrompu de l'eau. Les écrans sont des panneaux solides, fixes ou amovibles, dans lesquels des ouvertures de différentes tailles sont pratiquées (ex. : figure 5.1). Les grillages sont plutôt des agencements de barreaux ou de broches formant des mailles ou des ouvertures de tailles et de formes variables. La calibration de la taille des perforations, des mailles ou des espaces entre les barreaux (dans le cas de grilles de type « barreaux

de prison ») peuvent induire une certaine sélectivité à la barrière. Par exemple, il a été démontré que l'utilisation d'écrans aux tailles calibrées pouvait exclure plus de 92 % des carpes communes sexuellement matures, en excluant seulement de 2 à 65 % des poissons indigènes. La barrière laissait cependant passer les jeunes de l'année (Hillyard et coll. 2010). Le sommaire de la sélectivité des écrans et des grillages pour la carpe commune a été détaillé par Hillyard et coll. (2010) et est présenté dans le tableau 5.1.



Figure 5.1 Écran à poissons comme moyen d'exclusion des espèces aquatiques envahissantes, installé sur le ruisseau du lac Bull (Wyoming, U.S. Fish and Wildlife Service, États-Unis).

L'installation de grillages a aussi servi à exclure des carpes communes de grande taille des étangs des marais du Delta du lac Manitoba (Parks 2006). Cependant, ces aménagements exigent un entretien constant pour assurer leur efficacité, mais aussi leur bon état. Les débris dévalant le cours d'eau peuvent entraver le passage de l'eau et occasionner de graves bris à la structure. De plus, les bris et les brèches dans les grillages ou les écrans peuvent permettre le passage des poissons. Étant soumis aux intempéries, les grillages ou les écrans sont pour la plupart des ouvrages temporaires, devant être partiellement ou totalement démontés à la fin de l'automne afin de prévenir les bris causés par la glace. Il n'existe cependant pas d'exemple, dans la littérature consultée, appliqué spécialement aux carpes asiatiques.

Tableau 5.1 Tailles des ouvertures de mailles nécessaires pour l'exclusion des différentes tailles de carpes communes (modifiée de Hillyard et coll. 2010). La zone grise représente la classe de tailles des carpes communes considérées comme matures.

Taille des carpes exclues (mm)	Hauteur du corps (mm)	Ouvertures de mailles (y et x) requises (mm)	Espaces entre les barreaux (type prison)
100	35,6	22,7	9,6
150	46,8	29,3	16,9
200	58,0	36,9	24,1
250	69,1	44,0	31,4
300	80,3	51,1	38,6
350	91,5	58,2	45,9
400	102,6	65,3	53,1
450	113,8	72,4	60,3
500	125,0	79,5	67,9

5.2.2 Barrières de capture

Les barrières de capture sont des engins empêchant la dispersion des poissons, constitués de deux éléments principaux : une barrière à la progression physique, temporaire ou permanente (grillage ou barrage), et une structure de capture non létale (cage ou filet) (ex. : figure 5.2). Les poissons migrant vers l'aval ou l'amont sont capturés et retenus par l'engin et triés par un ou plusieurs opérateurs, les poissons indigènes étant relâchés en amont de la barrière et les poissons de l'espèce envahissante étant retirés du système. Certains engins de capture peuvent être sélectifs et diriger les espèces de poissons vers des cages de retenue différentes. Ce dispositif est un de ceux offrant une efficacité et une sélectivité très élevées. Cependant, l'utilisation et l'entretien d'un tel dispositif imposent une présence presque quotidienne de personnel dûment formé.



Figure 5.2 Barrière de capture du ruisseau Morpion (source photo : *Journal le Saint-Armand*, juin 2014).

Un exemple probant de ce type d'installation est la barrière de capture du ruisseau Morpion, aménagée dans la municipalité de Notre-Dame-de-Stanbridge (Québec) aux abords du lac Champlain (figure 5.2). Celle-ci sert à la gestion de la lamproie marine au printemps, lors de sa migration de préfraie. Cette structure est installée de la fin-mars à la fin-juin et sert à la capture des lamproies marines remontant le ruisseau, celles-ci sont par la suite euthanasiées. Cette barrière est jumelée à une cage de capture passive et semi-spécifique à deux entrées, dont la deuxième laisse passer seulement les lamproies et les poissons de petite taille. En plus de freiner la dispersion, la barrière sert à la gestion (et possiblement à la décroissance) de la population de lamproies marines dans le lac Champlain. Cet ouvrage permet aussi le suivi des populations de poissons par la compilation des données de capture. Il n'existe malheureusement pas d'exemple connu ou répertorié de structures de ce type visant la gestion et empêchant la dispersion des carpes asiatiques.

5.2.3 Barrages

Les barrages sont des structures physiques permanentes qui remplissent plusieurs fonctions (production d'hydroélectricité, gestion des niveaux d'eau, pompage, écluses) (ex. : figure 5.3). Ces ouvrages peuvent sérieusement fragmenter l'habitat, imposant une entrave à la dispersion des carpes asiatiques, mais aussi à d'autres EAE. Comme mentionné dans la partie 4 de ce rapport, la franchissabilité des barrages dépend de plusieurs critères. Les conditions locales créées par le barrage doivent surpasser la capacité natatoire des carpes asiatiques et aucune structure de franchissement

(passe migratoire, porte, brèches ou pertuis) ne doit être jumelée au barrage afin de constituer une barrière infranchissable et efficace.



Figure 5.3 Barrage du lac Boivin (CEHQ, X0005726) de la municipalité de Granby (source photo : journal *Le Granby Express*).

Selon leur construction, les barrages ne sont pas toujours des structures statiques, ils comportent quelquefois des ouvrages annexes permettant la gestion du débit à sa sortie ou du niveau d'eau du réservoir situé en amont. Certains barrages (ou leurs modalités de gestion) pourraient être modifiés afin d'en changer la franchissabilité. La modification du niveau d'eau ou du débit peut imposer des conditions réduisant la probabilité de passage des carpes asiatiques. De plus, l'ajout de structures supplémentaires (ex. : portes métalliques, digues gonflables) peut modifier la capacité de franchissement des carpes asiatiques en en augmentant, par exemple, la hauteur pour le rendre infranchissable.

Les écluses, étant des structures qui assurent le maintien de la navigation entre des plans d'eau ou des sections de plans d'eau fragmentés par une barrière physique ou un dénivelé trop important, font exception dans cette catégorie. Il a généralement été assumé que les écluses étaient peu fréquentées par les poissons et qu'elles ne constituaient pas une voie de dispersion préoccupante (Coker 1929; Moen et coll. 1992; Zigler et coll. 2004). Cette croyance a cependant été démentie, notamment par l'observation de franchissements fréquents de certains systèmes d'écluses par la carpe commune et les carpes argentées et à grosse tête (Koth 2014; Lubejko et coll. 2017).

5.3 Barrières non physiques

Dans certaines situations, l'installation de barrières physiques empêchant la dispersion des espèces aquatiques envahissantes, notamment des carpes asiatiques, est une solution non envisageable. Dans certains cours d'eau, l'altération physique du milieu est impossible ou n'est pas souhaitable, particulièrement lorsqu'elle vient perturber des activités économiques (transport de marchandises ou de personnes) ou divers usages comme la navigation de plaisance ou la pêche récréative. L'installation de barrières physiques peut aussi modifier notablement leurs rivages (hausse du niveau de l'eau, bruit, altération du paysage). Finalement, l'obstruction faite à la navigation de plaisance ou au transport des marchandises a des répercussions sur des activités économiques importantes. Par exemple, de 2000 à 2010, c'est le transport de plus de 33 milliards de dollars de soya et de maïs qui a été assuré par la libre circulation dans les canaux de la rivière Illinois (Kruse et coll. 2011). Dans de telles situations, l'utilisation de barrières non physiques s'impose pour gérer la dispersion des carpes asiatiques. Noatch et Suski (2012) définissent l'entrave non physique comme n'importe quel stimulus ou obstruction non solide qui découragent ou préviennent le passage d'une ou de plusieurs espèces cibles vers une région précise. Les barrières non physiques se basent toutes sur la même logique : l'utilisation des réactions naturelles et normales des poissons à un phénomène perçu, par un de leur sens, comme un moyen d'exclusion. Les barrières non physiques offertes sont multiples, leurs utilisations sont diversifiées, mais leur efficacité varie souvent en fonction des espèces ciblées, dans le temps ou selon les conditions du milieu.

Il est cependant important de mentionner que très peu, voire aucune de ces technologies ne possède un taux d'efficacité de 100 %. Certains auteurs considèrent que, en ce qui a trait à la prévention de l'envahissement par une espèce, une barrière dont l'efficacité démontrée n'est pas de 100 % doit être considérée comme inefficace et inacceptable (Clarkson 2004; Wittmann et coll. 2014). Bien que sur le plan purement théorique cette vision soit légitime, certaines technologies non physiques comportent tout de même un intérêt indéniable et démontrent une efficacité réelle (> 95 %) pour ce qui est de limiter la propagation des carpes asiatiques. Les barrières non physiques sont aussi sujettes à une habitude qu'elles peuvent engendrer chez les poissons. Les technologies utilisant des stimuli associés à un sens chez le poisson (audition, vision ou odorat) sont susceptibles d'obtenir une réaction de moins en moins marquée à force d'être utilisées (Rankin et coll. 2009). Cependant, il existe encore très peu de données à long terme sur l'habitude et, par conséquent, il subsiste toujours une certaine incertitude quant à cette problématique.

Les prochaines sections décriront en détail les barrières non physiques les plus couramment utilisées ou citées dans la littérature (c.-à-d. barrières électriques, acoustiques, à lumières stroboscopiques, à rideaux de bulles, systèmes intégrés, hypercapnie/hypoxie et phéromones). Pour chaque type de barrière, on présente un sommaire de son historique d'utilisation, des mécanismes biologiques effecteurs, des applications relatives aux carpes asiatiques et des contraintes liées à leur installation et à leur utilisation. Le tout sera suivi d'un tableau synthèse (tableau 5.2) des points saillants.

5.3.1 Barrières électriques

Parmi les moyens d'exclusion non physiques utilisés pour entraver et gérer les mouvements des poissons, l'électricité est un des moyens les plus communément utilisés. Dès 1931, une barrière électrique temporaire a été installée pour entraver l'accès à l'effluent de la centrale d'Ardnacrusha, sur

la rivière Shannon en Irlande (McGrath et coll. 1969). Le dispositif de 170 pi de long, constitué d'une série d'électrodes en acier galvanisé, n'a été utilisé que brièvement. La principale contrainte découlait de la difficulté à conjuguer son utilisation et celle des installations destinées à la navigation situées à proximité.

Une panoplie de barrières électriques plus ou moins grandes ont été par la suite érigées dans les années 1950 et 1960 pour diverses raisons, soit l'exclusion, la retenue ou la déviation de poissons adultes, généralement du saumon atlantique (Vibert 1967). Cette technologie encore difficilement maîtrisée à l'époque a été peu à peu abandonnée au profit de la construction de barrières physiques, plus stables et plus faciles d'entretien. Les années 1990 marquent un nouveau tournant dans l'utilisation des barrières électriques comme moyen d'exclusion ou d'entrave, avec notamment le concours d'une mise à jour des connaissances dirigée par Stewart (1990). Ce travail de revue des technologies a mentionné, pour la première fois, les barrières à poissons à champs graduels (*graduated field fish barrier*) qui rendent la technique plus performante, plus stable et plus facile d'entretien. Hartley et Simpson (1967) ainsi que Stewart (1990) mentionnent que la barrière à champs graduels est un incontournable afin d'obtenir une efficacité satisfaisante. Cette technologie a été mise en place et popularisée majoritairement par la compagnie Smith-Root Inc. (Burger et coll. 2012) et s'impose de plus en plus comme la norme dans l'utilisation de l'électricité comme dispositif d'entrave non physique aux poissons (figure 5.4). L'augmentation graduelle de l'intensité des champs électriques traversés par le poisson augmenterait les effets dissuasifs, tout en réduisant le risque d'une réaction de panique (nage rapide vers l'amont de la barrière) causée par un courant électrique puissant (Hartley et Simpson 1967; Parker et coll. 2015b).



Figure 5.4 Barrière électrique du centre Abernathy, Washington (source photo : Smith-Root Inc.).

5.3.1.1 Mécanismes biologiques effecteurs

Cette technique se base sur le fait qu'une partie de l'énergie électrique appliquée à l'eau traverse les poissons, causant une série de réactions physiologiques et comportementales variées. Généralement, les réactions à l'électrocution peuvent être classifiées comme : 1) comportementales et réactives; ou 2) traumatiques, soit résultant du stress ou des blessures causées (Reynolds 1996). Les poissons percevraient les décharges électriques par des récepteurs (probablement de la douleur) comme un stimulus nocif (Popper et Carlson 1998). Cela causerait typiquement des réactions de tactisme (nage forcée), la narcose (relaxation musculaire) et la perte d'équilibre (Reynolds 1996). Ces réactions varient d'une espèce à l'autre et selon les tailles des poissons (Dolan et Miranda 2003), la conductivité de l'eau (Hill et Willis 1994), la position des électrodes (Copp 1989) ainsi que le type de courant et sa direction (Bohlin et coll. 1989). L'ampleur de la réaction physiologique ou comportementale dépendra donc de l'intensité perçue par le poisson en considérant toutes ces contraintes.

Puisque l'énergie électrique se dissipe graduellement en fonction de la distance, les poissons les plus éloignés sont moins susceptibles de réagir à ces stimuli et plus sujets à ne pas subir les effets du courant électrique (Reynolds 1996). Ainsi, les barrières électriques utilisent cette réaction pour que les habitats situés en aval de la zone électriée ne soient pas perturbés, ce qui réduit déjà grandement la proportion des poissons qui tenteront de traverser la barrière (Katopodis et coll. 1994). Une des grandes limitations de ce mécanisme est le fait que la taille (et plus particulièrement le volume) des poissons influence leur sensibilité aux champs électriques. Les poissons de petite taille semblent moins gênés par le courant électrique et sont moins sujets à l'immobilisation (Reynolds 1996; Dolan et Miranda 2003). Parker et coll. (2015b) ont démontré que les bancs de petits poissons possèdent également une résistance accrue aux champs électriques, leur permettant de traverser les barrières électriques. La raison de ce phénomène est encore mal comprise, mais la cohésion du banc semblerait offrir une protection supplémentaire contre les champs électriques. Il est donc crucial de calibrer l'intensité des champs électriques afin d'optimiser l'effet dissuasif souhaité pour la barrière, et ce, sur la plus grande gamme de tailles possible pour l'espèce visée.

La cohabitation de la navigation et des barrières électriques peuvent être une entrave à leur efficacité (U.S. Army Corps of Engineers 2013). Bien qu'il soit assumé que les barrières ne causent pas ou peu de dommages aux bateaux les franchissant (Smith Root Inc 2017), il semblerait que ceux-ci soient des vecteurs de transport des poissons. Les bateaux et les barges à coques conductrices induiraient une modification des lignes de champs électriques, offrant une zone de protection, ou « ombre électrique », dans la zone située derrière et sur les côtés de la coque. Les poissons profitant de cette protection seraient radicalement moins sensibles à l'immobilisation causée par le champ électrique, certains n'y réagissant aucunement (Dettmers et coll. 2005). De plus, le transport par barges vers l'aval a été désigné comme un facteur favorisant la traversée des barrières électriques vers l'aval par des bancs de poissons juvéniles, ceux-ci profitant de leur plus faible sensibilité aux champs électriques, de l'ombre électrique des barges et de la poussée du moteur des bateaux pour remonter le courant (Davis et coll. 2017). Ainsi, la barrière électrique et la gestion du trafic maritime doivent être conçues en fonction de certaines contraintes si la cohabitation avec la navigation est un incontournable.

5.3.1.2 Applications aux carpes asiatiques

Historiquement, les barrières électriques ont déjà été largement utilisées pour prévenir la dispersion des espèces aquatiques envahissantes, particulièrement des lamproies marines (*Petromyzon marinus*). Cette technologie a cependant été abandonnée à la suite de la découverte et de l'utilisation des lampricides (TMF ou 3-trifluorométhyl-4-nitrophenol, un produit chimique causant la mort sélective des larves de lamproies; voir encadré) (Katopodis et coll. 1994). La technologie a connu un nouvel essor au cours des dernières années, particulièrement parce que plusieurs projets d'envergure ont été mis en place pour freiner la progression des carpes asiatiques sur le territoire américain. Notons ainsi les barrières électriques du projet du canal Central Arizona Projects (CAP; Clarkson 2004), freinant la progression des espèces envahissantes de la rivière Colorado vers la rivière Gila. Plusieurs installations ont aussi été aménagées sur le Chicago Sanitary and Shipping Canal (CSSC) afin d'enrayer la progression des carpes asiatiques de la rivière Illinois (et du reste du bassin versant du Mississippi) vers la région des Grands Lacs (Parker et coll. 2015a; Parker et coll. 2015b).

Les lampricides et leurs dérivés : la gestion et la lutte chimique

Les lampricides sont une gamme de composés dont le représentant majeur est le 3-trifluorométhyl-4-nitrophenol, un produit chimique qui fait partie intégrante du plan de lutte intégrée contre la lamproie marine, établi par la Commission des pêcheries des Grands Lacs, fondée en partenariat par le Canada et les États-Unis en 1955. Ce composé, tout d'abord utilisé comme herbicide, a été désigné comme composé létal spécifique des stades juvéniles des lamproies marines, l'ammocète. Bien que le mode d'action du TMF ne soit pas complètement compris, il semblerait agir en endommageant les protéines impliquées dans la chaîne de production de l'ATP, la principale source énergétique des cellules. Ce composé chimique ne persiste pas dans l'environnement et, à la concentration utilisée, ne nuit pas aux oiseaux ni aux mammifères ni aux plantes aquatiques. Cependant, il a été démontré que le composé peut tout de même nuire à certaines espèces de poissons et d'invertébrés aquatiques.

La législation québécoise interdit l'utilisation de ce composé et de ses dérivés par l'entremise, entre autres, de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (RLRQ, c C-61.1), notamment en vertu du paragraphe 128.6 qui prévoit que « nul ne peut, dans un habitat faunique, faire une activité susceptible de modifier un élément biologique, physique ou chimique propre à l'habitat de l'animal ou du poisson visé par cet habitat ». De plus, la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE) interdit le rejet ou l'émission dans l'environnement de contaminants susceptibles de causer un préjudice à la faune sur des terres publiques et privées. Certains composés de type « carpicides » sont actuellement en développement comme outil de dissuasion et de lutte contre les carpes asiatiques. Cependant, leur spécificité est encore à démontrer et leur utilisation sur le territoire québécois sera gérée et interdite par les mêmes lois.

Bien que l'utilisation des barrières électriques semble avoir la faveur de plusieurs grandes instances gouvernementales du bassin des Grands Lacs, presque tous les experts s'entendent pour affirmer que cette technologie n'est pas encore totalement étanche aux carpes asiatiques. L'analyse des opinions d'experts, publiée par Wittman et coll. (2014), montre que le panel choisi s'attendait à une efficacité de 92 % à l'égard des carpes asiatiques dans le Chicago Area Waterway System. Dans un même ordre d'idées, Maceina et coll. (1999) ont montré une efficacité de 98,7 % à contenir la carpe de roseau dans une baie peu profonde du lac Seminole à l'aide d'un champ de courant continu (moyenne 1,44 A) à

faible tension (3 à 4 V). Le taux d'efficacité de la barrière du CAP est comparable : les passages de quelques carpes de roseau ont été documentés, y compris un passage lors d'une période durant laquelle aucune panne de la barrière n'a été documentée (Clarkson 2004). La barrière du CSSC présente aussi une certaine perméabilité. Plusieurs observations de passages ont été faites dans ces installations. Ces passages ont été effectués en grande majorité par des bancs de petits poissons, défiant continuellement la barrière électrique, jusqu'à son franchissement (Holliman 2011; Parker et coll. 2013). Finalement, O'Farrell (2014) mentionne que la barrière du CSSC réussit à stopper complètement le passage des carpes à grosse tête et argentées « de toutes tailles » évoluant aux abords de celle-ci. Il faut cependant considérer qu'il est assumé qu'il n'y a pas de jeunes carpes argentées ou à grosse tête de l'année dans ce secteur. Par contre, certains résultats relatifs à la détection d'ADNe remettent en doute l'efficacité avérée de cette barrière (Jerde et coll. 2011). La capture, en juin 2017, d'une carpe argentée en amont de cette barrière vient confirmer les détections d'ADNe. L'efficacité des barrières électriques reste cependant avantageusement réelle comparativement à bien d'autres technologies de barrières non physiques (Noatch et Suski 2012).

5.3.1.3 Installation et opération

L'étape préliminaire à l'installation de barrières électriques passe par le choix du site idéal. En effet, plusieurs variables influencent l'efficacité du système (Noatch et Suski 2012). Notamment, la conductivité et la température de l'eau, la profondeur et la largeur du site, la vitesse du courant ainsi que l'orientation de la barrière sont tous des facteurs influençant le choix du site (Clarkson 2004; Holliman 2011; O'Farrell et coll. 2014).

La conductivité et la température de l'eau sont des paramètres critiques quant au succès de l'utilisation d'une barrière électrique. La température de l'eau influençant la solubilité (et donc sa conductivité), ces deux paramètres sont indissociables quant à leur influence sur l'efficacité des barrières électriques. Le théorème du transfert de puissance stipule que le transfert du signal électrique sera maximisé si les résistances de la source et de la charge sont appariées. Incidemment, Kolz et Reynolds (1989) ont utilisé ce principe dans l'application de la pêche électrique. Au contraire de la conductivité de l'eau, qui est facilement mesurable, la « conductivité des poissons » est plus problématique à estimer. Celle-ci est généralement évaluée par l'observation de la réaction des poissons à des tests comportementaux (Kolz 2006). Il est à noter que cette valeur démontre une certaine variabilité interspécifique et intraspécifique pour différentes gammes de tailles (Reynolds 1996). La mesure de la conductivité des poissons se nomme conductivité efficace (C_f) et le réglage de la tension de la source relativement à la C_f de l'espèce cible permet la meilleure réaction (ex. : immobilisation, narcose ou tétanie) avec un minimum d'énergie utilisée. Ainsi, la conductivité au site n'empêchera pas la mise en place d'un système et peut même être très variable (489 à 4 697 $\mu\text{S/cm}$) tant que le système est optimisé de manière à compenser une tension variable en fonction de la C_f de l'espèce cible et de la conductivité au site en temps réel (Holliman 2011).

La profondeur de l'eau au site influencera également l'efficacité des barrières électriques. La revue des barrières électriques déjà installées montre que la profondeur du site peut varier de beaucoup, de 1 m (Savino et coll. 2001; Clarkson 2004) jusqu'à 7 m (Moy et coll. 2011). Bien qu'il soit possible d'implanter les électrodes dans le substrat, le recours à une structure permanente telle qu'un tablier en

béton pour l'installation des électrodes devrait être priorisé. Ces structures assurent une profondeur et une disposition uniforme des électrodes, en plus d'une vitesse constante de l'eau dans tout le système. La gestion du débit et de la profondeur permet aussi d'assurer une efficacité continue. L'observation de poissons adultes traversant la barrière de Salt River lors d'une période de faible débit (profondeur au site de 5 à 8 cm) laisse croire que les poissons de grande taille ne ressentiraient pas suffisamment l'électricité en situation de faible profondeur (Clarkson 2004), puisqu'une portion non négligeable de leur corps est émergé et échapperait à l'influence du courant (Reynolds 1996). De plus, la largeur du cours d'eau au site aura une grande influence autant sur l'efficacité que sur le coût de l'installation. Un site étroit permet de réduire les coûts associés au projet tout en favorisant un champ électrique de puissance plus uniforme, donc une efficacité accrue.

Finalement, la vitesse du courant et l'orientation de la barrière détermineront une grande part de l'efficacité de la barrière. En pénétrant dans le champ électrique, les poissons modifient leur orientation afin d'adapter une position perpendiculaire aux lignes de champs. Cette réaction force les poissons à se rapprocher des bords du canal et donc de l'électrode, ce qui augmente les réactions physiologiques du poisson, jusqu'à la narcose (Reynolds 1996; Kolz 2006). Cependant, un mauvais alignement du champ par rapport au courant ou à la trajectoire prévue des poissons pourrait réduire l'efficacité globale des barrières, comme pour le projet de Wilkins Slough en Californie, finalement abandonné à la suite de la constatation de ce problème (Smith Root Inc 2017). Enfin, à la suite de la narcose, les poissons sont refoulés vers l'aval par le courant de la rivière. Dans ce cas, une plus grande vitesse au site favorisera l'efficacité de la barrière.

Les barrières électriques ne sont pas à l'abri des défaillances. Le maintien d'un courant électrique constant dans l'installation est le facteur le plus important pour assurer une efficacité maximale (Bullen et Carlson 2003; Noatch et Suski 2012; O'Farrell et coll. 2014). Les pannes électriques peuvent provenir de défaillances multiples. Celles-ci sont principalement causées par deux grandes catégories de problèmes : les dommages mécaniques et les erreurs humaines (Clarkson 2004). Les problèmes mécaniques sont notamment causés par la foudre, les défauts de manufacture des pièces ainsi que par des « citrons ». Les erreurs humaines concernent plutôt la négligence de se soumettre aux tâches d'entretien, la formation inadéquate du personnel et le manque ou l'absence de redondance des systèmes de protection des installations, soit le fait de ne pas avoir de système de protection (ou de système équivalent) qui peut prendre le relais lors d'une éventuelle défectuosité du système principal (Clarkson 2004).

5.3.2 Barrières acoustiques

L'idée d'utiliser les stimuli sonores pour gérer le comportement des poissons est mentionnée dans la littérature dès les années 1950, dans les travaux de Burner et coll. (1953). L'étude, qui explorait les possibilités techniques offertes (ex. : transducteur électromagnétique à basse et haute fréquences et transducteur piézoélectrique) d'utilisation des signaux sonores pour guider des salmonidés juvéniles vers des zones de passage sécuritaires n'a malheureusement pas donné les résultats escomptés. Cependant, le raffinement de la compréhension de l'audition chez les poissons (Fay et Popper 1980; Fay 1988) a grandement influencé les applications des dispositifs d'exclusion acoustique. Notamment, l'utilisation de sons à basse fréquence (60 Hz) aux abords des dispositifs de prise d'eau de centrales

électriques a réussi à considérablement réduire (de 71 à 99 %) les captures accidentelles d'alose (*Alose pseudoharengus*) dans ces ouvrages (Haymes et Patrick 1986). Dans le même ordre d'idées, il a été constaté que les captures accidentelles d'alose aux prises d'eau de la centrale nucléaire de Fitzpatrick (Ontario) ont été réduites de 87 à 96 % grâce à un système à haute fréquence (de 120 à 127 kHz) (Ross et coll. 1993). Les systèmes acoustiques peuvent prendre plusieurs formes, mais sont presque toujours composés de haut-parleurs submersibles aux abords des voies de passages ou des zones de captation d'eau (figure 5.5). Bien que de nombreux facteurs comme la morphologie du fond, l'hydrologie ou l'angle d'incidence du son puissent influencer l'efficacité de tels dispositifs (Katopodis et coll. 1994), cette technologie reste une option polyvalente et abordable pour gérer le comportement des poissons. La technologie souffre cependant du manque de preuves empiriques en milieux naturels, ce qui retarde son installation à grande échelle comme moyen de gestion des espèces aquatiques envahissantes.



Figure 5.5 Système d'évitement acoustique sur installations de captation d'eau aux abords d'une centrale nucléaire (lieu non précisé, source photo : Ovivo Inc.).

5.3.2.1 Mécanismes biologiques effecteurs

Pour réagir aux stimuli qui les entourent, les poissons perçoivent une gamme de sons, ou plutôt de fréquences sonores, plus ou moins étendue. En plus de la gamme des fréquences, la capacité à percevoir des sons plus ou moins forts, appelée sensibilité auditive, variera également d'une espèce à l'autre (Fay et Popper 1980; Fay 1988; Popper et Fay 1993). Cette capacité auditive sera notamment dictée par la morphologie des structures anatomiques liées à l'audition (c.-à-d. oreille interne, ligne latérale et vessie natatoire). En somme, certains auteurs suggèrent une classification des espèces de

poissons selon leur capacité auditive, les divisant en deux grandes catégories : 1) les généralistes; et 2) les spécialistes de l'audition (Schellart et Popper 1992). Les spécialistes (ex. : certaines espèces de cyprinidés et de catostomidés) peuvent détecter des sons sous les 50 Hz jusqu'à plus de 2 000 Hz, voire jusque jusqu'à 120 kHz (ultrasons) (Ross et coll. 1993). Au contraire, les généralistes (ex. : les salmonidés) pourraient seulement détecter les fréquences de 50 à 500 ou 600 Hz. Il faut cependant considérer qu'il peut y avoir une grande variabilité interspécifique autant chez les spécialistes que chez les généralistes. En plus d'une gamme auditive plus vaste, les spécialistes affichent aussi une plus grande sensibilité auditive.

Ainsi, des gammes de sons précises peuvent être perçues différemment d'une espèce à l'autre. La réaction à la perception de sons puissants s'avère elle aussi variable. Il est possible d'observer une phonotaxie négative ou positive, une réaction de panique ou l'absence de réaction (Popper et Carlson 1998). Ainsi, selon la fréquence et la puissance du son utilisé, une réaction variable et prévisible peut être provoquée chez une ou plusieurs espèces en particulier (Maes et coll. 2004). C'est là toute la puissance et la subtilité de l'utilisation des signaux acoustiques comme mesure de gestion des espèces de poissons. Lorsqu'ils sont bien calibrés et utilisés dans un environnement connu, une espèce (ou un groupe d'espèces) en particulier peut être refoulée, et ce, sans perturber les autres espèces (Lovell et coll. 2006). Cependant, l'intensité du son doit tout de même être appliquée avec parcimonie; une intensité sonore trop forte risque de causer des dommages irréversibles aux cellules ciliées de l'oreille interne des poissons, causant une surdité rendant la technologie ineffective (Fay 1988; Popper et Fay 1993).

5.3.2.2 Applications aux carpes asiatiques

L'application des technologies de barrières acoustiques semble être très intéressante pour ce qui est de limiter la dispersion des carpes asiatiques (Murchy et coll. 2017; Wamboldt et coll. 2017). Depuis plus de 20 ans, cette technologie attire l'attention des gestionnaires qui doivent faire face à ces espèces envahissantes (Curtin 1994). Phylogénétiquement, les espèces de carpe asiatique font partie du superordre des ostariophysiens (avec les characiformes, les gymnotiformes, les siluriformes et les gonorhynchiformes). Ces poissons se distinguent par une structure anatomique particulière associée à l'audition, soit l'appareil de Weber. Cette structure est une succession d'osselets reliant physiquement la vessie natatoire et le système auditif (c.-à-d. l'oreille interne). Cela place les carpes asiatiques dans la catégorie des spécialistes de l'audition qui possèdent une grande acuité auditive. Ce fait est particulièrement bien démontré par la réaction de saut typiquement observée chez les carpes argentées, réaction qui est provoquée par le bruit des moteurs hors-bord dans leur voisinage (Kolar et coll. 2007b; Vetter et Mesinger 2016). La capacité auditive des carpes argentées et à grosse tête a été estimée s'étendre d'au moins 300 jusqu'à 2 000 Hz, avec une sensibilité particulière de 750 à 1 500 Hz et au-delà de 2 000 Hz (Lovell et coll. 2006). Des résultats préliminaires démontrent d'ailleurs la grande efficacité (95 %) d'une barrière acoustique installée (Jake Wolf Memorial Hatchery, Illinois Department of Natural Resources) pour refouler les carpes asiatiques (Pegg et Chick 2004). En plus des carpes asiatiques, d'autres espèces de poissons du Québec font partie du superordre des ostariophysiens, notamment les cyprinidés (menés et mulets), les catostomidés (chevaliers et meuniers) ainsi que les ictaluridés (barbues et barbottes) qui sont fortement susceptibles d'être perturbés par les barrières acoustiques.

Les carpes asiatiques démontrent une phonotaxie négative constante en réaction aux sons complexes à large bande (0 à 10 kHz), contrairement aux fréquences pures utilisées seules (500, 1 000, 1 500 et 2 000 Hz) qui induisent une réaction plus mitigée, voire nulle (Vetter et coll. 2015). Des tests dans des environnements semi-naturels (étangs hors terre en ciment) ont d'ailleurs démontré une efficacité de 82,5 à 93,7 % de ces sons complexes comme barrière chez les carpes argentées et à grosse tête (Murchy et coll. 2017). Cette réaction est hautement prévisible et répétable chez ces deux espèces de carpes (Vetter et coll. 2017). Cependant, cette efficacité ne semble pas généralisable pour toutes les espèces de carpe asiatique, puisque les tests sur la carpe commune et de roseau ont révélé une réponse variable (Murchy et coll. 2016). Bien que la capacité auditive des carpes communes se compare à celle des carpes argentées et à grosse tête, il semblerait que leur sensibilité soit beaucoup plus faible (Kojima et coll. 2005). Certains auteurs ont d'ailleurs émis l'hypothèse que la carpe commune démontrerait une habitude rapide aux sons à large bande, comparativement aux autres espèces de carpe asiatique (Sloan et coll. 2013; Vetter et coll. 2015; Murchy et coll. 2017; Vetter et coll. 2017). Il n'existe pas de données expérimentales sur la capacité auditive de la carpe de roseau, mais l'expérience de Willis et coll. (2002) a confirmé une réaction aux sons purs de 600 à 1 000 Hz. Il est suggéré que la carpe de roseau pourrait avoir une capacité auditive comparable à celle des autres espèces de carpe (Popper 1972). L'optimisation des fréquences et de l'intensité utilisées reste donc à faire pour s'assurer d'une réaction stable et prévisible chez les carpes asiatiques, mais aussi d'un minimum de dérangement chez les espèces indigènes d'intérêt (Lovell et coll. 2005).

5.3.2.3 Installation et opération

Plusieurs observations effectuées en milieux contrôlés démontrent donc que l'utilisation des installations acoustiques offre de multiples possibilités comme moyen de dissuasion des carpes asiatiques. Cependant, deux revues récentes de la littérature mettent en garde contre la transposition de résultats comportementaux obtenus sur des poissons captifs à ceux du milieu naturel (Popper et coll. 2014; Hawkins et coll. 2015). Par ailleurs, les deux seules observations en milieux naturels (Pegg et Chick 2004; Ruebush et coll. 2012) démontrent la bonne efficacité de systèmes mixtes combinant sons, bulles ou lumières stroboscopiques, mais pas avec un système acoustique seul (voir section 5.3.5 Systèmes intégrés). Les installations acoustiques offrent des possibilités intéressantes dans quelques situations précises qui demandent encore des confirmations par des études effectuées en milieux naturels (Vetter et coll. 2017).

Plusieurs applications pourraient être envisagées pour cette technologie. Notamment, des haut-parleurs aquatiques produisant des sons complexes à large bande pourraient être utilisés pour forcer le mouvement de carpes asiatiques vers des filets ou le rivage. Les technologies acoustiques pourraient aussi être utilisées pour refouler des poissons fréquentant la proximité des écluses lors du passage d'un bateau ou comme soutien et renforcement aux barrières électriques lors des pannes ou des périodes d'entretien (Vetter et coll. 2017). Leur utilisation aux abords des écluses est d'ailleurs considérée comme la plus efficace et à laquelle se destinent les barrières acoustiques utilisées seules (Murchy et coll. 2017).

L'utilisation du son comme stimulus dissuasif offre plusieurs avantages comme moyen de guidage des poissons, notamment par le fait qu'il se propage rapidement, s'atténue lentement et n'est pas influencé

par la température ni la turbidité de l'eau (Rogers et Cox 1988). Certaines limites et contraintes doivent cependant être considérées lors de l'installation de systèmes acoustiques. Notamment, le sens et le débit du courant peuvent influencer le bruit ambiant aux abords des installations, ce qui peut réduire l'efficacité du stimulus acoustique si celui-ci n'est pas modulé (Katopodis et coll. 1994). Il est également reconnu que les sons de basse fréquence se propagent mal dans les zones de faibles profondeurs, la longueur d'onde du son dépassant souvent la profondeur de la colonne d'eau (Popper et Carlson 1998). Ainsi, les fréquences utilisées doivent être bien adaptées au site choisi (ex. : la fréquence minimale à utiliser sur un site de 1 m de profondeur est de 300 Hz). Le substrat est aussi un facteur important de la propagation du son, un son de basse fréquence se propagera mieux sur un substrat meuble que sur un substrat dur.

Finalement, comme tous les systèmes à stimuli associés à un sens chez le poisson (audition, vision ou odorat), les systèmes acoustiques sont susceptibles de causer une habitude (Rankin et coll. 2009). Les résultats obtenus en laboratoire montrent que les carpes asiatiques sont beaucoup plus susceptibles de s'habituer aux sons de fréquences pures qu'aux sons complexes à larges fréquences (Thompson et Spencer 1966; Rankin et coll. 2009). En plus d'utiliser ces fréquences, le recours à plusieurs stimuli simultanément permettrait d'assurer une plus grande efficacité en plus d'éviter l'habitude, de même que l'utilisation périodique et imprévisible comparativement à l'utilisation en continu.

5.3.3 Barrières à lumières stroboscopiques

Il est maintenant bien connu que l'utilisation de lumières vives peut induire une multitude de réactions chez les poissons (Li et Maaswinkel 2007). Notamment, l'utilisation de la lumière stroboscopique comme moyen dissuasif ou de guidage pour refouler des poissons fait l'objet de recherches depuis plus d'une cinquantaine d'années (Brown 2000). Cependant, la majorité de ces recherches s'est orientée vers la gestion du mouvement des salmonidés aux abords d'ouvrages hydroélectriques (Brown 2000; Hamel et coll. 2008). Cette technologie a été utilisée principalement comme un moyen de réduire le taux de mortalité chez les salmonidés lors de la montaison ou de la dévalaison, sans pour autant avoir comme objectif de complètement limiter leurs déplacements (Brown 2000).

5.3.3.1 Mécanismes biologiques effecteurs

L'utilisation de la lumière est bien sûr attribuable à l'utilisation d'un stimulus visuel pour influencer le comportement des poissons, particulièrement une lumière vive ou inusitée. Puisque la majorité des poissons téléostéens ne possèdent pas d'iris mobiles, la réaction de leur œil aux changements de luminosité est lente (Li et Maaswinkel 2007). Ceux-ci sont généralement incommodés par une source de lumière vive. La lumière stroboscopique a été suggérée comme moyen d'exclusion des poissons beaucoup plus efficace qu'une source de lumière constante (Patrick et coll. 1985). Cependant, la réaction comportementale aux lumières stroboscopiques semble très variable et particulièrement influencée par l'espèce et le stade de vie soumis à ces lumières (Richards et coll. 2007). Entre autres, chez les anguilles, l'efficacité des lumières stroboscopiques est réduite chez les jeunes (Patrick et coll. 1982), ce qui semble être le contraire chez les saumons du Pacifique (Hoar et coll. 1957). Cette constatation concorde avec les connaissances actuelles concernant les réactions des poissons aux

lumières stroboscopiques, pour lesquelles elles sembleraient très variables (Popper et Carlson 1998). En effet, les réactions des poissons aux lumières stroboscopiques varient d'une phototaxie négative (fuite) à une phototaxie positive (attraction), et ce, parfois au sein d'une même espèce (Brett et MacKinnon 1953; Johnson et coll. 2005b; Kock et coll. 2009).

5.3.3.2 Applications aux carpes asiatiques

Il n'y a malheureusement aucun exemple recensé dans la littérature concernant l'utilisation d'une barrière à lumières stroboscopiques seule comme dispositif de refoulement des carpes asiatiques. L'utilisation de la lumière stroboscopique est plus couramment utilisée comme un des éléments d'un système intégré, jumelée généralement à des rideaux de bulles ou à des dispositifs acoustiques (voir section 5.3.5 Systèmes intégrés).

5.3.3.3 Installation et opération

L'installation de systèmes de dissuasion à lumières stroboscopiques doit considérer plusieurs paramètres afin d'en maximiser l'efficacité. Notamment, les systèmes sont influencés par la turbidité de l'eau (McIninch et Hocutt 1987), l'orientation des sources lumineuses (Königson et coll. 2002), les conditions de luminosité ambiante (Johnson et coll. 2005b) et l'intensité ainsi que la fréquence de la lumière (McIninch et Hocutt 1987; Hamel et coll. 2008). Tous ces paramètres influencent la propagation de la lumière dans l'eau, ce qui est le point critique du succès de ces systèmes dissuasifs. Particulièrement, il a été démontré que la forte turbidité de l'eau réduit l'efficacité des systèmes sur de longues distances, empêchant la lumière de voyager, mais augmente leur efficacité à courte distance (< 10 m), puisque les particules agissent comme un écran diffusant la lumière (McIninch et Hocutt 1987). C'est le même phénomène de diffraction de la lumière qui explique l'amélioration significative de l'efficacité (> 30 % d'amélioration) de ces systèmes lorsqu'ils sont couplés aux rideaux de bulles (Hamel et coll. 2008). L'organisation des systèmes de lumières stroboscopiques doit tenir compte des conditions environnementales, des réactions probables des poissons et aussi de la fréquentation des alentours par les poissons. Notamment, Novales Flamarique et coll. (2006) ont montré qu'une courte exposition (1 à 3 minutes) causait une torpeur et qu'une exposition plus prolongée (> 5 minutes) pouvait induire des dommages irréversibles aux yeux des saumons sockeye et kokanee. Finalement, des tests préliminaires visant l'espèce ou les espèces cibles devraient être effectués afin de confirmer la réaction des poissons aux sources lumineuses. Entre autres, Kock et coll. (2009) ont montré que les truites arc-en-ciel anadromes (*steelhead*) juvéniles fréquentaient davantage les zones expérimentales lorsqu'elles étaient illuminées.

5.3.4 Rideaux de bulles

Comme les dispositifs avec lumières stroboscopiques, l'utilisation des rideaux de bulles se base sur le déploiement d'un stimulus visuel anormal comme moyen dissuasif pour repousser les poissons. Ce rideau de bulle est généré par des diffuseurs d'air placés à même le substrat du cours d'eau, produisant une pression d'air constante (figure 5.6). Les premières utilisations des rideaux de bulles remontent aux années 1950. Celles-ci ciblaient principalement le refoulement de poissons migrateurs hors de zones à risque (Smith 1957; 1961). Le succès relatif à l'utilisation des rideaux de bulles visant

à réduire le nombre de morts causées par les systèmes de captation d'eau aux abords des centrales électriques a démontré une grande variabilité dans leur efficacité. En effet, Bates et VanderWalker (1964) rapportent une efficacité d'environ 90 % quant à l'exclusion des poissons lorsque la vitesse du courant ne dépasse pas 0,6 m/s. Par ailleurs, certains essais ont démontré un effet marginal, voire une augmentation du taux de mortalité (Lieberman et Muessig 1978). L'utilisation de rideaux de bulles seuls comme dispositifs de dissuasion des poissons semble avoir une efficacité limitée (Noatch et Suski 2012). Cependant, certains dispositifs particuliers semblent être prometteurs pour ce qui est de gérer les déplacements des carpes asiatiques (voir section 5.3.4.2 Applications aux carpes asiatiques).

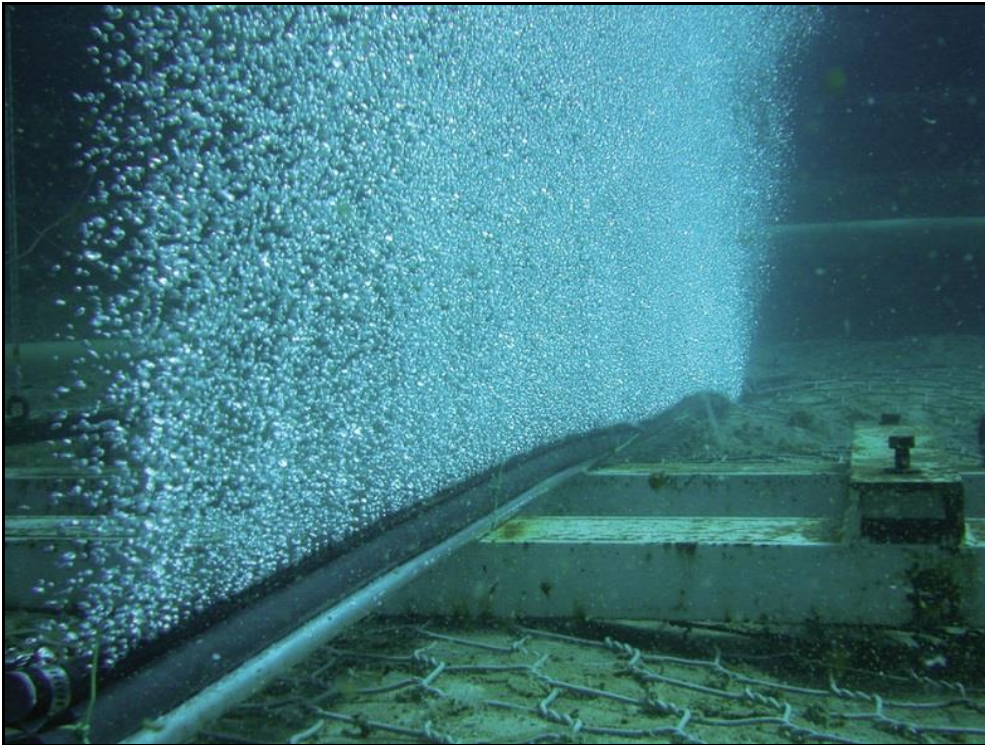


Figure 5.6 Rideau de bulles (source photo : DGA techniques navales).

5.3.4.1 Mécanismes biologiques effecteurs

Les rideaux de bulles sont des dispositifs de refoulement non physiques qui se basent principalement sur les stimuli visuels. L'écran de bulles crée une zone que les poissons craignent de franchir. Cependant, leur efficacité est particulièrement limitée par la turbidité de l'eau et l'intensité de la lumière ambiante (Noatch et Suski 2012). Les rideaux de bulles utilisés seuls, ne produisant pas de lumière, ne seront pas repérés de loin dans une eau très turbide où la pénétration de la lumière est faible (McIninch et Hocutt 1987). L'efficacité des rideaux sera grandement augmentée s'ils font partie d'un système dissuasif intégré (Sager et coll. 1987). En plus du stimulus visuel, le rideau de bulles peut aussi utiliser les stimuli tactiles et auditifs (Zielinski et coll. 2014). En effet, les bulles changent la pression aux abords de l'installation, ce qui peut être capté par la ligne latérale des poissons. Également, le forçage à haute pression de l'air dans les dispositifs à bulles produit des sons complexes à larges fréquences qui se combinent aux stimuli visuels et en augmentent son efficacité à l'égard de certaines espèces,

notamment des carpes asiatiques. En effet, l'efficacité mitigée à l'égard de certaines espèces démontre que le stimulus visuel produit par les rideaux de bulles peut être marginal comparativement aux autres stimuli (Patrick et coll. 1985). La faible efficacité des rideaux de bulles à l'égard des espèces classées comme généralistes auditives (ex. : doré, maskinongé, baret et grémille) démontre que le stimulus auditif généré par ces installations est plus efficace que le stimulus visuel seul (Sager et coll. 1987; Dawson et coll. 2006; Flammang et coll. 2014; Stewart et coll. 2014).

5.3.4.2 Applications aux carpes asiatiques

L'efficacité des rideaux de bulles utilisés seuls comme moyen de dissuasion des carpes asiatiques a, à ce jour, fait l'objet de peu de recherches. Cependant, des essais dans des milieux contrôlés ont montré une efficacité variant de 75 à 85 % pour gérer les mouvements de carpes communes (Zielinski et coll. 2014). L'efficacité de ces installations est cependant peu convaincante (de 16 à 59 %) en milieu naturel pour refouler les carpes communes. Il faut par contre considérer qu'elles sont beaucoup moins sensibles aux stimuli sonores que les carpes asiatiques (voir section 5.3.2 Barrières acoustiques). En effet, les rideaux de bulles sont beaucoup plus efficaces (73 à 80 %) en ce qui a trait aux carpes asiatiques (à grosse tête et argentées) qu'aux carpes communes (Zielinski et Sorensen 2016). Dans un même ordre d'idées, l'installation (semi-naturelle, Jake Wolf Memorial hatchery, Illinois) de Pegg et Chick (2004) a connu un taux d'efficacité élevé (95 %) quant au refoulement des carpes asiatiques durant l'étude. Ces résultats nous montrent que les rideaux de bulles peuvent être un outil intéressant pour refouler les carpes asiatiques, bien que leur utilisation comme dispositif dissuasif unique ne soit pas reconnue par les différents auteurs (Pegg et Chick 2004; Flammang et coll. 2014; Zielinski et Sorensen 2016).

5.3.4.3 Installation et opération

Les rideaux de bulles sont des installations relativement simples. Globalement, ils sont presque tous construits de la même façon, c'est-à-dire qu'ils consistent en un assemblage de tuyaux percés de trous et déposés au fond du cours d'eau. Dans leur étude, Zielinski et coll. (2014) ont démontré que le système le plus efficace pour les carpes communes, argentées et à grosse tête était constitué de tuyaux de chlorure de polyvinyle (PVC) de 2,5 cm de diamètre disposés en grille, percés de trous de 3 mm espacés de 5 cm. Le système d'induction d'air devra ensuite être calibré pour maximiser la production de bulles tout en réduisant la demande énergétique. Utilisées seules, les barrières à rideaux de bulles sont influencées par la qualité du site d'installation, notamment par la turbidité et le courant. La pénétration de la lumière, particulièrement influencée par la turbidité, est une des contraintes majeures à l'efficacité de ces rideaux (McIninch et Hocutt 1987). Dans certaines situations, le refoulement des carpes engendré par les rideaux de bulles est la solution à choisir, avantageée particulièrement par sa flexibilité et son faible coût (~ 1250 \$/m, Zielinski et Sorensen 2015).

5.3.5 Systèmes intégrés

Comme nous l'avons constaté dans les sections précédentes, les technologies de dissuasion et de guidage non physiques des poissons possèdent une efficacité variable. Dès les années 1950, Brett et MacKinnon (1953) ont démontré l'efficacité limitée des technologies de barrières non physiques

utilisées seules comparativement aux systèmes intégrés. Dans le même ordre d'idées, les rideaux de bulles utilisés seuls se sont montrés inefficaces pour ce qui était de refouler les poissons pélagiques hors des zones situées à proximité des installations de captation d'eau aux abords des centrales électriques (Stupka et Sharma 1977; Patrick et coll. 1985). Également, l'utilisation de lumières stroboscopiques avec des truites arc-en-ciel juvéniles a accru les taux de mortalité par captation aux abords d'une centrale hydroélectrique plutôt que de les réduire (Kock et coll. 2009). Ainsi, chez certaines espèces ou à divers stades de vie, certaines barrières non physiques mal utilisées ou mal calibrées peuvent attirer plutôt que refouler. Dans ces cas, les technologies avaient peu, voire aucune efficacité pour ce qui était de réduire le taux de mortalité des poissons piégés par les installations de captations d'eau (Lieberman et Muessig 1978). Cela a porté la grande majorité des auteurs à suggérer l'installation de systèmes intégrés, combinant au moins deux systèmes non physiques afin de maximiser leur efficacité (Sager et coll. 1987; Noatch et Suski 2012) (ex. : figure 5.7). En effet, la combinaison de rideaux de bulles et de lumières stroboscopiques a affiché une efficacité supérieure aux éléments utilisés seuls (McIninch et Hocutt 1987; Sager et coll. 1987; Kynard et O'Leary 1993).



Figure 5.7 Barrière intégrée (lumières-bulles-sons) avant l'installation (Ruebush et coll., 2011).

5.3.5.1 Mécanismes biologiques effecteurs

Comme mentionné précédemment, les systèmes non physiques basent leur utilisation sur la réaction comportementale des poissons à un stimulus afin de modifier ou d'influencer leur comportement. Les systèmes intégrés tendent à maximiser cette réaction comportementale en combinant les stimuli. Certaines combinaisons se sont avérées complémentaires dans leur utilisation, notamment la combinaison de rideaux de bulles et de lumières stroboscopiques remédie au manque de visibilité du rideau de bulles en situation de faible luminosité ou de forte turbidité (Brett et MacKinnon 1953; Patrick et coll. 1985; Sager et coll. 1987). La combinaison de rideaux de bulles et de haut-parleurs démontre

aussi une certaine synergie. L'interface air/eau créée par le rideau de bulles permet une propagation différente du son, notamment une concentration des fréquences aux abords du rideau de bulles (Welton et coll. 2002). La combinaison de bulles et de sons affiche d'ailleurs une efficacité intéressante quant à la dissuasion ou au refoulement des poissons, comme les carpes asiatiques (Nicholas et coll. 1994; Zielinski et Sorensen 2015; 2016). Cependant, la combinaison de technologies n'est pas toujours gage de succès, certains systèmes intégrés ont été inefficaces pour ce qui est d'influencer le comportement des poissons (sons-bulles-stroboscope chez le doré et le maskinongé; Flammang et coll. 2014; Stewart et coll. 2014). La combinaison des technologies doit se faire en considérant la gamme de réactions comportementales possibles aux stimuli, mais aussi avec l'objectif de les optimiser. Dans cet ordre d'idées, Hocutt (1980) stipule que le succès marginal de bien des systèmes est majoritairement attribuable à la méconnaissance des stimuli appropriés pour induire la réaction comportementale souhaitée chez la ou les espèces ciblées.

5.3.5.2 Applications aux carpes asiatiques

Il existe encore peu d'exemples de systèmes intégrés utilisés pour enrayer la dispersion des carpes asiatiques. Il y a actuellement trois exemples appliqués aux carpes asiatiques dans la littérature scientifique. Taylor et Pegg (2005) ont testé une barrière SPA (*sound projector array*) dans une arène de test semi-naturelle. Cette technologie combine un rideau de bulles avec des sons générés par un système à air comprimé, choisis de manière aléatoire entre des fréquences prédéterminées (de 20 à 2 000 Hz). Lors de 3 essais de 6 heures échelonnés sur 3 jours (un essai par jour), 33 carpes à grosse tête ont effectué 284 essais de franchissement de la barrière, 95 % de ces essais ont été infructueux (seulement 14 franchissements réussis). Une diminution marquée des essais de franchissement et de la fréquentation des abords de la barrière a été observée au fil des trois essais. Plus précisément, une majorité de tentatives ont été observées lors du premier jour d'essai, alors que très peu de tentatives (presque toutes infructueuses) ont été observées durant le jour 3. Ces résultats suggèrent que les carpes ont appris à éviter la barrière avec le temps. Une efficacité similaire a été observée avec une barrière sons-bulles-lumières stroboscopiques lors d'une expérience tenue en milieu naturel (Ruebush et coll. 2012). La barrière de 16 m produisait un signal sonore émis par des haut-parleurs submersibles oscillant entre 500 et 2 000 Hz. Lors des tests, 2 carpes argentées (sur 575 marquées, LT de 141 à 795 mm) ont été trouvées en amont de la barrière, 8 carpes de roseau (sur 235 marquées, LT de 225 à 890 mm) et aucune carpe à grosse tête (sur 101 marquées, LT de 495 à 970 mm). Cette efficacité (98 %) était cependant analogue chez les autres espèces marquées, démontrant que l'imperméabilité de la barrière ne semblait avoir aucune sélectivité particulière. Finalement, une expérience en laboratoire avec un rideau de bulles à haute-pression produisant des sons complexes à large bande (100 à 10 000 Hz) a été réalisée par Zielinski et coll. (2016) sur des carpes communes, argentées et à grosse tête. L'efficacité de cette technologie variait de 73 à 80 % pour les trois espèces. Ces trois expériences démontraient ainsi une efficacité similaire, avoisinant les 90 %. Cette constatation réitère donc l'efficacité de tels systèmes quant à la dissuasion et au refoulement des carpes asiatiques, sans pour autant être des dispositifs d'entrave absolue. Ces technologies doivent donc être envisagées en connaissance de leurs spécificités et de leurs limites.

5.3.5.3 Installation et opération

Les systèmes intégrés sont soumis aux contraintes combinées des technologies qui les composent (voir les sections Installation et opération pour les technologies utilisées seules). Ainsi, les critères déjà exprimés dans les précédentes sections doivent être tenus en compte. Cependant, certaines combinaisons réduisent l'importance des caractéristiques propres aux sites. Notamment, le couplage de lumières stroboscopiques et de signaux acoustiques réduit grandement l'incidence de la turbidité de l'eau sur l'efficacité de la barrière (Patrick et coll. 1985; Sager et coll. 1987). L'avantage des systèmes intégrés repose sur leur facilité d'installation, leur entretien minimal et leur plus faible coût. Par exemple, le coût d'installation d'un système de rideaux de bulles à haute pression et de sons pneumatiques avoisine les 1 250 \$ US/m (Zielinski et Sorensen 2015). Cependant, ces technologies ont été rarement installées en milieux naturels dans le cadre de projets à grande échelle. Le manque de données relatives à l'utilisation à long terme de ces technologies reste un frein important à leur déploiement comme moyen de refoulement des carpes asiatiques. Cependant, les quelques résultats recueillis dans la littérature scientifique montrent bien les possibilités qu'offrent ces systèmes.

5.3.6 Hypercapnie/hypoxie

Une vaste panoplie de produits chimiques ont été utilisés pour réduire l'abondance d'organismes aquatiques de certains sites précis. Cependant, l'utilisation de ces produits est parfois limitée ou elle ne se conforme pas toujours aux réglementations et aux lois de certains pays, notamment du Canada. La manipulation des concentrations d'oxygène dissous ou de dioxyde de carbone s'appuie sur la même logique que l'utilisation des produits chimiques, soit d'induire une zone restreinte de conditions peu propices aux poissons afin de décourager leur mouvement et de réduire la dispersion de différentes espèces. Cette technique a été suggérée comme un moyen d'accroître l'efficacité de certains systèmes intégrés de refoulement (Schreier et coll. 2008).

5.3.6.1 Mécanismes biologiques effecteurs

La disponibilité de l'oxygène est reconnue comme un facteur premier de la qualité de l'habitat chez les poissons. Ainsi, plusieurs publications rapportent la faculté des poissons à détecter et à éviter les gradients de faibles concentrations d'oxygène (Whitmore et coll. 1960; Miranda et Hodges 2000; Burleson et coll. 2001) aussi bien que les fortes concentrations de dioxyde de carbone (Perry et Gilmour 2002). Ainsi, il serait possible de créer artificiellement des zones hypoxiques ou d'hypercapnie (> 20 mg/L) par l'ajout d'azote ou de dioxyde de carbone à l'aide de diffuseurs de gaz ou de réactions chimiques. Ces zones pourraient être de tailles variables et demanderaient évidemment une injection constante de gaz afin d'établir et de maintenir les conditions hypoxiques ou d'hypercapnie. Ces zones pourraient agir comme une barrière comportementale ou physiologique à la dispersion des espèces de poissons. Les poissons possèdent des chimiorécepteurs branchiaux externes sensibles au dioxyde de carbone qui leur permettent de le détecter (Gilmour 2001). L'induction de l'hypercapnie a été utilisée avec succès, notamment pour provoquer le déplacement des truites arc-en-ciel en situation d'élevage d'un bassin de traitement vers un autre (Clingerman et coll. 2007). Il a cependant été démontré que la réaction à l'hypoxie et à l'hypercapnie variait d'une espèce à l'autre, pouvant fluctuer d'une sensibilité accrue à une presque complète absence de réaction (Ross et coll. 2001; Kates et coll. 2012).

5.3.6.2 Applications aux carpes asiatiques

Certaines études ont été réalisées afin de tester l'efficacité de l'hypercapnie et de l'hypoxie comme moyen d'enrayer la dispersion des carpes asiatiques. Des études préliminaires ont tout d'abord montré que les carpes argentées et à grosse tête affichent une certaine sensibilité à l'hypercapnie et démontrent une activité irrégulière à la suite d'une exposition de trois heures à une concentration de CO₂ de 70 mg/L (Kates et coll. 2012). Ces réactions se traduisent entre autres par une diminution du taux de ventilation, une perte d'équilibre et des mouvements erratiques. Un test en laboratoire de choix d'environnements a révélé un évitement constant des zones à 110 mg/L. Des essais en laboratoire ont montré l'effet de l'injection de CO₂ par des diffuseurs alignés pour former une barrière comme moyen d'exclusion des carpes argentées et à grosse tête (Cupp et coll. 2017a). La barrière a induit une diminution de plus de 42 % des mouvements aux abords de l'installation, démontrant que l'injection du CO₂ est un moyen efficace pour refouler les carpes asiatiques sans pour autant être considéré comme un moyen de dissuasion étanche. Des tests en étangs ont d'ailleurs mis en évidence un évitement modéré d'une zone artificielle d'hypercapnie par ces deux espèces de carpes (Donaldson et coll. 2016). L'augmentation artificielle de la concentration de CO₂ dans des plans d'eau peut aussi être envisagée comme un moyen de régulation des populations. En effet, des essais en période hivernale ont révélé un taux de mortalité de près de 95 % des carpes asiatiques à la suite d'exposition à de fortes concentrations de CO₂ (260 mg/L) sous le couvert de la glace (Donaldson et coll. 2016). Cependant, le taux était plus faible à des concentrations moindres et les carpes communes et de roseau démontraient une meilleure tolérance générale à l'exposition prolongée au dioxyde de carbone. Malgré ces résultats, il n'existe actuellement aucune installation d'hypoxie ou d'hypercapnie pour gérer le mouvement des carpes asiatiques en milieu naturel, cette technologie étant toujours à l'étape des preuves de concept.

5.3.6.3 Installation et opération

Pour assurer l'efficacité des installations d'hypoxie ou d'hypercapnie pour gérer le mouvement des poissons, il importe tout d'abord de connaître les seuils de tolérance des espèces cibles, mais aussi des espèces indigènes non ciblées. Ces seuils de tolérance devraient idéalement être déterminés par des expériences en laboratoire (Noatch et Suski 2012). Il est aussi important de considérer que les espèces indigènes peuvent être autant, voire plus sensibles que les carpes asiatiques à l'hypoxie ou à l'hypercapnie. Il est d'ailleurs bien connu que l'exposition à des concentrations élevées de dioxyde de carbone peut avoir des conséquences négatives sur les poissons et les invertébrés aquatiques. Ces conséquences peuvent être, entre autres, le déséquilibre ionique (Ross et coll. 2001), la réaction accrue au stress (Kates et coll. 2012), l'hyperventilation (Bierbower et Cooper 2010), la perte de fonctions sensorielles et comportementales (Ross et coll. 2001), la variation du degré d'expression des gènes (Dennis et coll. 2015) et la mort (Cupp et coll. 2017b). La création d'une zone d'hypoxie ou d'hypercapnie en milieu naturel peut avoir des répercussions importantes sur la faune et la flore indigènes, qui devraient être prises en compte dans l'estimation et la gestion du risque. La mise en place d'un tel système fait aussi face à un défi technique encore mal mesuré, l'établissement à long terme d'une concentration efficace dépend de la topographie du fond, des caractéristiques hydrologiques, mais aussi des installations nécessaires pour le stockage des grands volumes des gaz injectés dans le plan d'eau (Noatch et Suski 2012). La démonstration de certains points critiques reste également à faire, notamment connaître l'effet d'un apport constant de CO₂ sur l'écosystème, l'effet de

la température de l'eau sur l'efficacité de la modification du comportement induite par le CO₂ et le coût des méthodes de libération des gaz dans le milieu (Kates et coll. 2012).

5.3.7 Phéromones

Il est possible de définir les phéromones comme des produits chimiques odorants sécrétés par un organisme vivant (l'émetteur) induisant une réaction comportementale particulière chez ses congénères (le récepteur) (Sorensen et Stacey 2004). Ces produits organiques peuvent être de différentes natures et répondent généralement à trois corollaires : 1) la détection des phéromones nécessite une spécialisation du système olfactif chez le récepteur; 2) bien que les phéromones puissent être constituées d'un seul composé, celles-ci sont plus généralement constituées d'un mélange de composés; et 3) les phéromones ne doivent pas nécessairement être des composés spécialisés. Ils peuvent être des composés communs dans l'environnement, puisque la spécialisation se produit généralement à l'échelle des systèmes olfactifs du récepteur (Sorensen et coll. 1998; Sorensen et Stacey 2004). Ces corollaires sont justifiables de manière évolutive, puisque les fonctions d'une phéromone particulière émergent sans aucun doute d'une spécialisation du récepteur plutôt que de l'émetteur. La spécialisation de la phéromone ne se produit que dans un cas où les forces évolutives agissent aussi sur la production de la phéromone par l'émetteur. Chez les poissons, les phéromones sont impliquées dans une vaste gamme de fonctions importantes, mais ont été peu appliquées dans les contextes de gestion des espèces, comparativement aux utilisations connues chez les insectes (Sorensen et coll. 1998). Cependant, une application qui a été bien documentée est l'utilisation d'appâts sexuels issus de mâles matures de lamproies marines retenus dans des cages à proximité des engins de pêche, menant à des captures abondantes de femelles matures (Johnson et coll. 2005a). L'utilisation d'engins de pêche appâtés avec des phéromones synthétiques de lamproies marines a aussi occasionné des captures importantes de femelles matures (Johnson et coll. 2009). Les phéromones ont été envisagées comme un outil pouvant faire partie d'une stratégie de gestion intégrée des espèces envahissantes (Wagner et coll. 2006). En plus d'être utilisées comme moyen d'attraction, des phéromones d'alarme peuvent être utilisées comme moyen d'exclusion de certaines espèces de poissons, notamment pour enrayer la dispersion, encourager l'exclusion de zones de forts taux de mortalité ou refouler les poissons vers des lieux peu propices à la reproduction (Sorensen et Stacey 2004).

5.3.7.1 Mécanismes biologiques effecteurs

Les poissons étant des organismes vivant dans un milieu soumis à une faible luminosité, mais à une bonne diffusion des produits chimiques, il n'est pas étonnant que les phéromones soient importantes dans les interactions intraspécifiques et interspécifiques. Les phéromones occupent d'ailleurs une place importante dans les comportements d'évitement des prédateurs et de la reproduction (Noatch et Suski 2012). Les poissons ont ainsi développé l'étonnante faculté de détecter et de réagir aux signaux chimiques de leurs congénères (Sorensen et Stacey 2004; Hamdani et Døving 2007). Les phéromones sont impliquées dans les réactions aux prédateurs et aux signaux d'alarme, dans les rassemblements liés ou non à la reproduction ainsi que dans la stimulation de la reproduction. Relativement à la vaste gamme de réactions possibles, la variété des produits composant les phéromones est multiple, autant que celle des récepteurs et des organes de captation. Une description de ceux-ci va bien au-delà des

objectifs de cette revue de la littérature. Cependant, deux mécanismes sont d'intérêt comme moyen de gestion de la dispersion des carpes asiatiques : les phéromones d'alarme et celles d'attraction (Sorensen et Stacey 2004; Elkins et coll. 2012; Little 2014). Les phéromones d'alarme peuvent être des composés largués autant par le prédateur potentiel que par les congénères. Cette sécrétion survient généralement à la suite de la perception du prédateur ou suivant la blessure d'une des proies potentielles (Smith 1992). Les phéromones d'attraction, elles, peuvent être relâchées en réaction à la détection de l'odeur de proies potentielles, au largage de phéromones par des congénères en période d'alimentation ou de reproduction.

5.3.7.2 Applications aux carpes asiatiques

Il a maintenant été bien démontré que les poissons faisant partie de l'ordre des ostariophysiens possèdent une sensibilité accrue à plusieurs signaux d'alarme chimiques (Smith 1992; Brown et coll. 2000). Chez ces poissons, des cellules épithéliales spécialisées (cellules de Clara) seraient liées à la production de phéromones d'alarme. Notamment, l'exposition à l'odeur de peau blessée semble stimuler la production de signaux d'alarme. Parmi les phéromones répertoriées, l'hypoxanthine-3-N-oxide (ou H_3NO) est un composé provoquant la fuite et l'évitement chez la majorité des ostariophysiens, notamment chez la carpe commune et les carpes asiatiques (Brown et coll. 2000; Asian Carp Regional Coordinating Committee 2013). Il a été suggéré que ces phéromones d'alarme pourraient être utilisées comme moyen de dissuasion des carpes asiatiques, particulièrement comme un apport complémentaire à des systèmes intégrés visant à limiter la dispersion (Sorensen et Stacey 2004; Asian Carp Regional Coordinating Committee 2013). Par ailleurs, certaines molécules attractives composées d'extraits de plantes, d'algues ou de molécules d'appel sexuel semblent avoir un effet notable et constant pour ce qui est d'attirer les carpes asiatiques (Elkins et coll. 2012; Little 2014). Ces molécules d'attraction pourraient être un outil supplémentaire servant à retenir les carpes asiatiques aux abords de certaines zones. Les phéromones attractives pourraient aussi être impliquées dans l'augmentation de l'efficacité de pêche aux carpes asiatiques, en les attirant vers des zones de captures aménagées. Ces utilisations demeurent un défi technique dans plusieurs situations, puisqu'elles devraient maximiser la diffusion tout en minimisant la quantité de phéromones à utiliser. Une efficacité élevée de pêche est cruciale à l'implantation d'un programme de réduction de l'effectif ou même d'éradication des carpes asiatiques dans certains plans d'eau.

5.3.7.3 Installation et opération

L'utilisation des phéromones étant une technologie récente, il n'existe actuellement aucun exemple d'application en milieux naturels ou semi-naturels pour les carpes asiatiques. Des étapes préliminaires devraient être respectées avant d'utiliser des phéromones pour gérer les mouvements des carpes asiatiques. Tout d'abord, il importe de connaître la réaction des carpes asiatiques aux phéromones, mais aussi la réaction des espèces indigènes qui peuvent être perturbées par les produits introduits dans les plans d'eau visés. Des essais en laboratoire sur les espèces de carpe asiatique doivent être menés afin de s'assurer de l'efficacité de ces phéromones. En effet, des tests multiespèces ont démontré la grande similarité des systèmes olfactifs entre l'espèce modèle d'ostariophysien, le carassin et les carpes communes (Sorensen et Stacey 2004). Cependant, certains résultats démontrent qu'il existe des différences importantes entre les carpes communes et asiatiques

(Sorensen et coll. 1998). Vraisemblablement, lorsque les mécanismes de chimio-orientation des poissons seront connus, ils pourront être plus facilement manipulés (Sorensen et Stacey 2004).

5.4 Obstruction à la dispersion et connectivité : une gestion de compromis

5.4.1 Conséquences de la fragmentation

La modification et l'altération anthropogénique des habitats ont engendré une fragmentation importante des habitats aquatiques. Notamment, la construction de barrages, de routes et de ponceaux et la mauvaise qualité de l'eau ont été des freins à la libre circulation des espèces aquatiques au sein des différents écosystèmes aquatiques (Pringle 2003; Van Houdt et coll. 2005). Cette fragmentation a pu engendrer une panoplie d'effets négatifs pour les populations établies de poissons. Entre autres, la réduction de la superficie et de la diversité d'habitats propres à certaines espèces ont pu affaiblir leur capacité à réagir aux variations environnementales, aux événements catastrophiques ou à achever leur cycle vital (Novinger et Rahel 2003). D'ailleurs, au sein des populations de poissons migrateurs, la libre circulation entre l'amont et l'aval des cours d'eau demeure un des attributs essentiels d'un habitat de qualité (Willson et Halupka 1995; Rahel et coll. 2008).

La fragmentation a également été désignée comme un facteur d'altération des populations sur le plan génétique (Wilcox et Murphy 1985). La réduction de l'habitat peut être accompagnée d'une réduction du nombre d'individus ou des échanges génétiques (flux génique) entre les populations séparées géographiquement. Dans certains cas, cette altération engendre un appauvrissement de la diversité génétique et un accroissement progressif du degré de consanguinité au sein de ces populations (Neville et coll. 2006; Dixo et coll. 2009). Ces modifications sont généralement accompagnées d'accumulations d'allèles délétères, de possibles pertes d'adaptation locales ou de pertes de la capacité de s'adapter et de réagir à des changements environnementaux. Il peut alors survenir, dans le pire des cas, un phénomène de vortex d'extinction où toutes ces forces évolutives réunies viennent à provoquer l'effondrement de la population, ou même son extinction (Caughley 1994).

5.4.2 Connectivité, risques et bénéfices

Ces constatations ont engendré la promotion du maintien et du rétablissement de la connectivité des habitats aquatiques par une grande majorité des autorités de gestion des habitats du poisson (Bednarek 2001; Haddad et coll. 2014). Ce rétablissement passe notamment par la restauration des habitats, la modification des ouvrages afin de favoriser le libre passage (ex. : passe migratoire, ponceau, portes ou pertuis) et l'arasement des barrages abimés ou désuets. La connectivité s'impose désormais comme un concept fondamental dans l'écologie du paysage et l'écologie des métapopulations¹ ainsi qu'un attribut important de l'appréciation de la qualité des habitats (Pringle 2003).

¹ Une métapopulation est un réseau de petites sous-populations géographiquement séparées, mais entre lesquelles subsiste un flux génique, ce qui maintient une plus grande diversité génétique globale.

Bien que le rétablissement et le maintien de la connectivité semblent être souhaitables pour les habitats aquatiques, les conséquences de telles modifications ne sont pas toujours positives (Bednarek 2001; Fausch et coll. 2009). En effet, ces modifications peuvent contribuer à la libération de polluants accumulés en amont des ouvrages, à la perturbation des régimes hydrologiques établis, au changement à l'usage et à la vocation des berges et à l'émergence de nouvelles menaces pour les habitats situés en amont de l'obstacle (Bednarek 2001; Jackson et Pringle 2010; Haddad et coll. 2014). De fait, les habitats aquatiques fragmentés par un obstacle naturel ou artificiel peuvent servir d'obstacle à la propagation des EAE et de refuges aux espèces indigènes. Par exemple, il a été constaté, en Afrique du Sud, que les poissons indigènes pouvaient échapper aux prédateurs exotiques en amont de chutes naturelles, faisant office de barrières naturelles à leur envahissement (Rahel 2007; Clarkson et coll. 2012). Pour le Québec, cette avenue dans le cadre de la lutte contre les carpes asiatiques est un atout majeur, notamment parce que plus de 900 ouvrages de type « barrière » sont dispersés sur le territoire québécois, certains pouvant faire office d'obstacles à la dispersion des carpes asiatiques et autres EAE.

Un accroissement de la connectivité peut donc s'accompagner d'une possibilité accrue de dispersion des EAE, telles les carpes asiatiques (Britton et coll. 2011; Rahel 2013; Haddad et coll. 2014). Puisqu'une fois établies, les EAE sont presque impossibles à éradiquer et que la régulation de populations établies impose des coûts importants en plus des risques pour la santé et la sécurité humaines, la prévention de leur dispersion reste une des stratégies les plus efficaces quant à celles-ci (Vander Zanden et Olden 2008; Lodge et coll. 2016). D'ailleurs, Milt et coll. (2018) illustrent l'importance des compromis entre les avantages des projets de rétablissement de la connectivité dans les écosystèmes aquatiques fragmentés et la maîtrise des invasions d'EAE.

5.4.3 Gestion de l'isolement et structures de décision

Les gestionnaires se retrouvent ainsi devant le défi de devoir gérer deux enjeux par compromis : la restauration ou le maintien de la connectivité et la prévention de la propagation des espèces envahissantes. Les décisions visant à régler un problème peuvent amoindrir les chances de résoudre le second. Devant ce choix, certains auteurs suggèrent de quantifier les portées des décisions par un système de « valeur » des habitats et des populations qu'ils abritent (Fausch et coll. 2009). Cette valeur peut être considérée comme la somme des intérêts écologiques, économiques et évolutifs que représente la population de l'habitat visé. Cette vision permet une relativisation de la situation, en se basant sur les considérations actuelles plutôt que de chercher le « retour à l'état initial » à outrance. Quant aux perturbations qu'entraînent les EAE, la situation la plus désirable écologiquement ne concorde pas toujours avec les conditions « initiales » pour tous les attributs de l'habitat (Jackson et Pringle 2010). Il est d'ailleurs suggéré que la fragmentation intentionnelle (ou son maintien) devrait être utilisée lorsque l'espèce envahissante est un tel compétiteur ou prédateur que la coexistence avec les espèces indigènes est fortement improbable (Rahel 2007; Clarkson et coll. 2012). Dans cette situation, il peut être jugé plus désirable de maintenir la discontinuité hydrologique et de conserver ainsi les habitats et les communautés contemporaines plutôt que de favoriser le retour à une connectivité naturelle qui, elle, créerait des habitats et des communautés fortement perturbés par les invasions biologiques.

L'aménagement ou le maintien d'une barrière physique ou non physique devrait se faire en considérant certains paramètres de l'habitat fragmenté, notamment les espèces évoluant dans le système, leurs besoins en habitats, l'identité des espèces aquatiques envahissantes (ou même compétitrices) qui peuvent le coloniser et leurs possibles répercussions. La connaissance des espèces établies est un attribut critique des habitats, puisque les besoins en habitats des différentes espèces aquatiques peuvent varier à l'extrême. Certaines espèces possèdent des domaines vitaux réduits (ex. : omble de fontaine, achigan, perchade) et ont donc un besoin en habitat réduit comparativement aux espèces migratrices (ex. : saumon atlantique, anguille d'Amérique, omble de fontaine anadrome) qui nécessitent des habitats variés, généralement séparés par de grandes distances. Ainsi, la présence d'une ou l'autre de ces espèces définira la portée des conséquences de l'aménagement ou du maintien d'une barrière à la connectivité. De plus, il a été démontré que la réaction des populations aux barrières à la connectivité dépend fortement du nombre et de la qualité des habitats dans lesquels elles sont isolées (Neville et coll. 2006). Notamment, certains auteurs ont suggéré que les habitats situés en amont d'un cours d'eau isolé par une barrière à la dispersion des EAE devraient être les plus longs et les plus variés possible afin de donner accès à une vaste gamme de ressources et soutenir tous les stades de vie du poisson (Novinger et Rahel 2003; Neville et coll. 2006).

La détermination de la ou des espèces aquatiques envahissantes (ou compétitrices) pouvant coloniser un milieu doit être considérée afin de bien cerner la menace. En plus de pouvoir guider les besoins nécessaires en ce qui a trait aux caractéristiques de la barrière, cette détermination permet de prévoir les conséquences d'une telle colonisation et d'analyser les risques pour les habitats. Par exemple, la carpe argentée, en plus des bouleversements que cette espèce inflige aux communautés aquatiques, engendre des conséquences négatives pour la navigation de plaisance, réduit l'offre et la qualité de pêche (et les bénéfiques qui y sont associés) et entraîne des risques sanitaires importants. Dans certains cas, des efforts importants de restauration et de création d'habitats ont été déployés à la suite de la fragmentation imposée par une barrière physique, et l'arasement de celle-ci pourrait être doublement négatif. Par exemple, des lacs aménagés accueillant une population allopatrique d'ombles de fontaine pourraient voir leur productivité fortement réduite en plus d'être à risque de colonisation par des espèces compétitrices (comme les meuniers rouges ou noirs) ou des EAE.

Finalement, la probabilité d'établissement d'une population d'une ou de plusieurs EAE ciblées doit être estimée afin de déterminer la susceptibilité de l'habitat aux effets négatifs d'une invasion et donc d'évaluer la nécessité de maintenir son isolement (Vander Zanden et Olden 2008; Pratt et coll. 2009; Rahel 2013). La décision d'établir ou de conserver une barrière en aval d'un cours d'eau doit donc être basée sur la connaissance de la vulnérabilité des sites aux EAE et sur leurs répercussions socioéconomiques possibles afin d'aider à diriger les efforts de gestion où ils seront les plus fructueux (Vander Zanden et Olden 2008). Ce processus de décision accompagnera inévitablement tous les projets d'établissement de nouvelles barrières à la dispersion des carpes asiatiques. Pour les barrages et les barrières déjà en place sur le territoire, leur maintien devrait être une priorité. Il serait envisageable de pouvoir modifier les structures ou leurs modalités de gestion pour rendre infranchissables certains obstacles actuellement franchissables par les carpes asiatiques et ainsi accroître la protection des eaux intérieures du territoire québécois qui est déjà assurée par ces structures.

5.5 Conclusions

Le précédent travail démontre bien que l'érection d'une barrière sur un cours d'eau afin de limiter la dispersion des carpes asiatiques peut s'articuler autour de différentes stratégies et technologies. Les barrières physiques constituent la meilleure solution pour les empêcher de se disperser, mais imposent des conditions locales qui ne conviennent pas toujours aux diverses activités et utilisations des tributaires sur le territoire. Les barrières physiques temporaires ou saisonnières requièrent aussi une somme de travail plus importante que les structures permanentes, qui sont en contrepartie plus coûteuses et ont des répercussions locales plus importantes.

La cohabitation avec la navigation, de plaisance ou commerciale, forcera l'utilisation de barrières non physiques. Dans ce domaine, les technologies sont diversifiées et possèdent tous leurs avantages et leurs inconvénients, en plus d'un taux d'efficacité variable (voir le tableau 5.2). La technologie la plus efficace et fiable de barrière non physique reste, encore à ce jour, la barrière électrique graduée, qui démontre un important degré d'efficacité. La barrière électrique n'est cependant pas efficace à 100 %, la perméabilité des barrières électriques est principalement due à l'éventualité d'une panne électrique et au fait que les carpes de petite taille soient moins sensibles aux champs électriques, n'écartant pas la possibilité du passage d'un banc de celles-ci ou même d'un individu seul. Finalement, l'installation d'une barrière électrique demeure un projet coûteux qui nécessite un site peu profond et de faible largeur, ce qui en limite l'utilisation. En comparaison, la barrière IA du Chicago Area Waterway System, qui est probablement la plus grande construite à ce jour, est large d'environ 40 m et sa profondeur varie de 6 à 7 m. De nombreuses technologies non physiques ont encore à démontrer leur efficacité avant d'être intégrées à la prévention de la dispersion des carpes asiatiques, quoique certaines soient très prometteuses pour des utilisations ciblées (ex. ; technologie acoustique installée dans des écluses).

En conclusion, la prévention de la dispersion des carpes asiatiques passera probablement par la mise en valeur et la modification des obstacles répertoriés dans cette étude ou par la révision de leurs modalités de gestion. L'utilisation des technologies non physiques devrait s'articuler autour d'usages ciblés, mais ne devrait pas être la stratégie à privilégier.

Tableau 5.2 Synthèse des systèmes entravant la dispersion des carpes asiatiques, évalués dans la revue de la littérature, leurs avantages ainsi que leurs inconvénients, leur efficacité et les références importantes (modifié de Noatch et Suski 2012).

Systèmes entravant la dispersion	Conditions d'installation	Avantages	Inconvénients	Efficacité pour les carpes asiatiques	Références
Physiques	Variables Bonne connaissance de l'habitat requise pour compromis avec la connectivité	Potentiellement efficace à 100 % Peuvent être hautement sélectives	Investissement important construction et entretien Impacts environnementaux majeurs	Peu d'exemples concrets 100 % (potentiel)	Maceina et coll., 1999; Lubejko et coll., 2017
Électriques	Disponibilité d'une source électrique Conductivité appropriée	Flexibilité d'installation Efficaces contre les grands poissons	Peu efficaces pour les poissons de petite taille	92 à 99 % env. naturel	Clarkson, 2004; Maceina et coll., 1999; O'Farrell et coll., 2014; Parker et coll., 2015
Acoustiques	Minimum de sons ambiants autres Arrimage fréquence et profondeur du site, substrat en conséquence	Efficace dans une grande gamme de conditions Certaine sélectivité propre/groupes d'espèces	Efficacité variable Habituation ou insensibilisation selon l'utilisation	82 à 95 % en env. semi-naturel	Lovell et coll., 2006; Murphy et coll., 2017; Taylor et Pegg, 2005; Vetter et coll., 2015
Lumières stroboscopiques	Site à turbidité élevée constante	Peu d'infrastructures Faible coût énergétique	Faible efficacité durant le jour Risque d'insensibilisation	Aucun exemple d'utilisation seule	Richards et coll., 2007
Rideaux de bulles	Faible turbidité de l'eau, profondeur et courant Lumière ambiante suffisante	Système simple nécessitant généralement peu d'entretien	Efficacité et flexibilité limitées lorsqu'utilisé seul	75 à 85 % env. contrôlé 16 à 59 % env. naturel	Pegg et Chick, 2004; Zielinski et coll., 2015; Zielinski et Sorensen, 2016
Systèmes intégrés (ou mixtes)	Variables selon les éléments du système	Utilisation de plusieurs stimuli simultanément Somme des éléments utilisés	Plus grande complexité des structures Risque d'habituation	73 à 80 % env. contrôlé 95 % env. semi-naturel 98 % env. naturel Variable selon éléments	Ruebush et coll., 2012; Taylor et coll., 2005; Zielinski et Sorensen, 2016
Hypercapnie/Hypoxie	Site de faible profondeur Espace nécessaire pour le stockage des gaz	Possibilité d'exclure tous les poissons Utilisation possible comme moyen d'éradication	Effets à long terme sur la faune et la flore encore inconnus	Aucun exemple, encore au stade de preuve de concept	Cupp et coll., 2017; Donaldson et coll., 2016; Kates et coll., 2012
Pheromones	Espaces restreints Utilisations de courte durée	Forte sélectivité Potentiel d'attraction et de répulsion	Investissement majeur pour la production Effets à large échelle inconnus	Aucun exemple documenté Essais en milieux contrôlés prometteurs	Elkins et coll., 2012; Sorensen et Stacey, 2004

6. Gestion des obstacles entravant la dispersion des carpes asiatiques

La protection des eaux intérieures québécoises contre l'établissement des carpes asiatiques doit passer principalement par la prévention de la dispersion. Bien qu'il existe un risque réel de propagation émanant de plusieurs autres vecteurs (ex. : utilisation de poissons appâts vivants, échappés d'élevage et relâchements volontaires), la voie de colonisation la plus probable reste la dispersion naturelle par les tributaires et les habitats aquatiques reliés. La sensibilisation et l'encadrement des activités jugées à risque d'introduction demeurent des éléments de base pour éviter l'introduction de carpes asiatiques, tout comme celle d'autres espèces exotiques et envahissantes, dans des secteurs jugés « protégés » par un obstacle infranchissable. Pour le Québec, les deux voies d'entrée ciblées seraient les Grands Lacs (par le fleuve Saint-Laurent) et le bassin de la rivière Hudson, en raison des liens hydrologiques avec le bassin versant du lac Champlain et de la rivière Richelieu.

La détermination des cibles d'actions prioritaires dans cette section s'est donc faite en respectant les mêmes prémisses que celles utilisées dans ce rapport, soit en assumant que la colonisation des eaux intérieures par les carpes asiatiques se fera par dispersion naturelle à partir du fleuve Saint-Laurent ou de la rivière Richelieu, vers l'amont de leurs tributaires.

6.1 Recommandations générales — Québec

À la suite de la revue de la littérature sur les dispositifs de prévention de la dispersion des carpes asiatiques, il semble évident que l'aménagement de nouveaux obstacles visant à contrer la dispersion constitue, dans la grande majorité des cas, des travaux de grande envergure accompagnés d'un lourd fardeau financier. Selon le choix du site et de la technologie, le projet peut rapidement prendre de l'ampleur. Plusieurs des technologies (particulièrement les barrières non physiques) documentées dans la revue sont encore à l'étape de preuves de concept. Des travaux de validation en milieux semi-naturels et naturels sont nécessaires avant que ces technologies deviennent des outils fiables de prévention contre la dispersion des carpes asiatiques.

Comme cela a été démontré dans la quatrième section de ce rapport, la province bénéficie d'un avantage incontournable en raison de son Programme québécois de lutte contre les carpes asiatiques, dont il importe de tirer parti. Il y a, en effet, sur le territoire québécois un grand nombre d'ouvrages qui constituent déjà des obstacles à la dispersion, ou qui peuvent en devenir (de catégorie « incertain » dans la section 4.4). Ainsi, à la suite de l'évaluation du risque, de l'analyse de la dispersion possible et de la revue de la littérature traitant des technologies relatives aux obstacles à la dispersion, une éventuelle stratégie québécoise de protection des eaux intérieures devrait :

- assurer le maintien de l'intégrité et du caractère infranchissable des ouvrages désignés comme infranchissables sur le territoire québécois;
- prioriser les actions, visant à contrer la dispersion, relatives à l'ouvrage ou au site situé le plus en aval du ou des tributaires à risque;

- favoriser la protection de la plus grande superficie possible d'habitats à risque par le moins de structures visant à contrer la dispersion;
- lorsqu'il ne subsiste plus de doute quant au caractère infranchissable d'un obstacle par les carpes asiatiques, éviter la redondance des moyens à utiliser en amont de cet obstacle afin de favoriser les habitats non fragmentés et d'y maintenir la connectivité;
- maintenir le passage des espèces migratrices dépendant des tributaires à risque pour achever leur cycle de vie (ex. : anguille d'Amérique, chevalier cuivré esturgeon jaune, saumon atlantique), entre autres, en encourageant l'installation de passes migratoires sélectives aux abords d'ouvrages infranchissables ou en implantant des régimes saisonniers en ce sens pour la gestion des ouvrages.

6.2 Critères de choix des sites prioritaires d'intervention

L'utilisation d'une grille de décision est un outil pratique de priorisation des actions possibles. Ainsi, une telle grille a été produite à la suite de la collecte de données sur la biologie des espèces de carpe asiatique et sur les enjeux de connectivité et de conservation, la localisation des ouvrages sur le territoire québécois et les tributaires à risque pour la dispersion (figure 6.1). La grille décisionnelle comporte cinq critères de décision.

Critère 1 : Le site est-il un obstacle à la dispersion?

Comme mentionné dans la sous-section précédente, la première recommandation quant à la protection des eaux intérieures du Québec serait de concentrer les actions sur les ouvrages en place. Les sites prioritaires devront donc être des obstacles à la dispersion.

Critère 2 : Le site est-il un obstacle à la dispersion infranchissable ou incertain?

La catégorie de franchissabilité des obstacles obtenue lors de notre analyse guidera la priorisation pour chaque obstacle et les actions à prendre pour chacun. Un obstacle infranchissable doit, dans la mesure du possible, être maintenu comme tel. Cette mesure empêchera toutes nouvelles répercussions sur l'habitat tout en préservant la capacité de protection que cet obstacle assure déjà. Les sites classés comme incertains sont les sites les plus probables de représenter un outil de lutte contre la dispersion des carpes asiatiques. En plus d'être une assise pour d'éventuels travaux ou actions, les conditions de ces obstacles (ex. : hauteur de la chute à franchir, niveau d'eau, débit amont et aval, transport des sédiments) sont moins sujettes à être modifiées par des actions sur les sites. Ainsi, un relèvement d'ouvrage (ex. : digue gonflable, fermeture des vannes, structure bétonnée permanente) risque de trop fortement perturber les habitats et l'utilisation du territoire en amont, en aval et aux abords d'un ouvrage franchissable, car le rehaussement requis sera de plus grande ampleur comparativement à un ouvrage dont la franchissabilité est incertaine. Cependant, si un obstacle franchissable est situé dans la portion aval d'un tributaire et qu'il pouvait protéger un vaste territoire regorgeant d'habitats aquatiques d'intérêt (critère 4), celui-ci devrait être considéré comme site prioritaire.

Critère 3 : Le site est-il exempt d'un risque de colonisation par les carpes asiatiques en provenance de l'amont?

Tel que nous l'avons mentionné précédemment, cette section se base sur la prémisse que la colonisation par les carpes asiatiques se ferait à partir de l'aval des tributaires vers l'amont. Cependant, dans certains territoires du Québec, il existe un risque non négligeable de colonisation par l'amont des tributaires. Parmi ceux-ci, le bassin de la rivière Richelieu et certains cours d'eau limitrophes des États-Unis ou de l'Ontario sont à risque d'une colonisation par l'amont (dévalaison de carpes asiatiques). Dans ces scénarios, la protection des eaux intérieures représente un défi supplémentaire et hors des limites de ce rapport. Ainsi, pour cette première version, l'analyse des sites prioritaires se concentrera sur les risques de colonisation en provenance de l'aval.

Critère 4 : Le site assure-t-il la protection d'habitats d'intérêt pour d'autres espèces indigènes plus en amont dans le bassin versant?

Selon les recommandations formulées précédemment, la priorisation des actions sur l'ouvrage situé le plus en aval d'un tributaire représente l'action la plus efficace, car une plus grande superficie du bassin versant associé à l'obstacle sera protégée. En conséquence, plusieurs habitats d'intérêt pour d'autres espèces, s'il y en a, le seront également. De plus, l'installation ou le maintien d'une barrière contrant la dispersion impose une discontinuité écologique pour toutes les espèces aquatiques. Cela peut compromettre la connectivité des habitats dans certains cas. Cependant, pour la majorité des espèces aquatiques non migratrices, cette discontinuité aura des conséquences minimales si l'habitat disponible est de grande taille et diversifié. Un site prioritaire devra donc assurer la protection de la plus grande superficie possible d'habitats aquatiques d'intérêt (critère 4a). La présence en amont d'un obstacle, d'habitats protégés, d'espèces à statut précaire, d'activités récréotouristiques, de pêche sportive et commerciale ou de villégiature sont aussi des éléments à considérer dans la priorisation d'un site. Ainsi, pour décider si un site est prioritaire ou non (critère 4b), il faudra évaluer les répercussions possibles découlant de la présence des carpes asiatiques en amont d'un obstacle. Les connaissances régionales aideront, dans un premier temps, à réaliser cette évaluation, mais le développement de systèmes objectifs d'évaluation (voir la liste d'actions proposées dans la conclusion générale, section 7) serait également souhaitable. Finalement, une détection positive d'ADNe de carpe asiatique ou la capture d'un individu en aval d'un obstacle augmente encore d'un niveau le degré de priorité qui lui est associé (critère 4c).

Critère 5 : Le site est-il un habitat essentiel d'une ou d'espèces migratrices?

Certains sites qui présentent toutes les caractéristiques d'un site prioritaire pour la protection des eaux intérieures peuvent être situés sur des tributaires accueillant un ou des habitats essentiels à une espèce migratrice. Le maintien de la connectivité est un enjeu prioritaire pour la libre circulation des espèces migratrices. Cependant, à ce stade de l'évaluation, ces sites sont aussi des points critiques où agir pour la protection des eaux intérieures. Ainsi, la cohabitation entre le maintien de la connectivité et le blocage de la dispersion des carpes asiatiques pourrait être assurée par l'installation d'une protection saisonnière (ex. : barrières temporaires, grilles ou vannes à ouverture saisonnière) ou d'une barrière sélective (ex. : barrières de capture, passes migratoires sélectives). S'il n'est pas possible d'assurer la libre circulation des espèces migratrices par des mesures temporaires, il pourrait être

décidé d’agir sur un obstacle situé plus en amont pour ne pas leur nuire. Par contre, les répercussions possibles découlant de la présence des carpes asiatiques fréquentant le tronçon qui leur serait laissé accessible contribueront à la décision d’agir ou non sur un obstacle donné. Notons que l’aspect « prioritaire » ou « hautement prioritaire » déterminé dans le critère précédent demeure, peu importe la présence ou non d’une espèce migratrice.

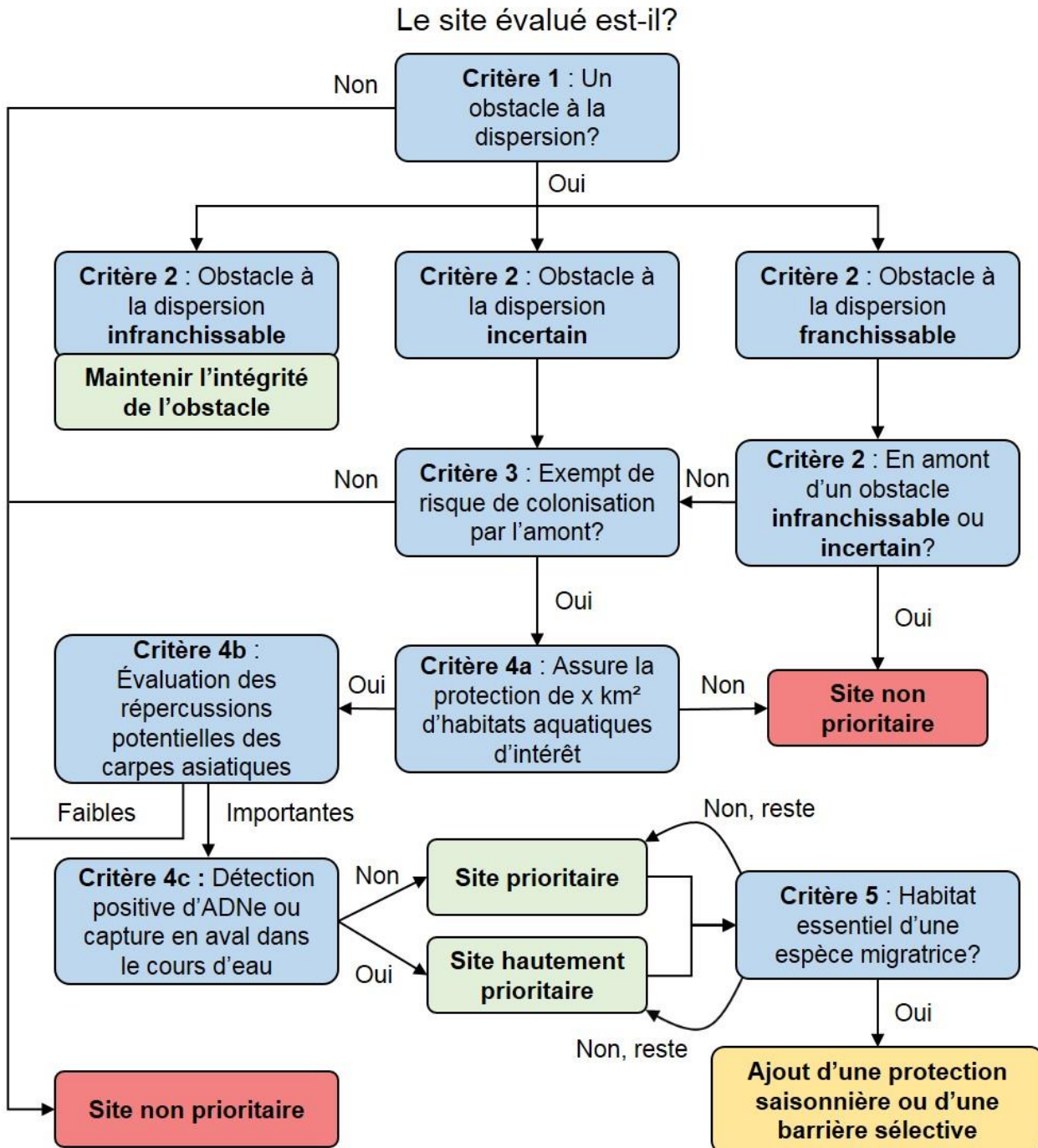


Figure 6.1 Grille décisionnelle d’évaluation et de priorisation des sites servant à contrer la dispersion des carpes asiatiques.

6.3 Exemples de sites prioritaires selon l'application de la grille décisionnelle (analyse préliminaire)

MISE EN GARDE

Cette section liste quelques exemples de sites apparaissant comme prioritaires pour la protection des eaux intérieures contre les carpes asiatiques. Les exemples s'appuient sur une analyse préliminaire et ne représentent en aucun cas un plan d'intervention établi. Il s'agit d'exemples tirés de la mise en application de la grille décisionnelle présentée à la section précédente. En ce sens, au moment de la rédaction de ce rapport, aucun projet ni aucune discussion avec les propriétaires d'ouvrages n'ont été amorcés.

6.3.1 Barrage de Carillon (X00048160) — rivière des Outaouais

Le barrage de Carillon fait partie du complexe de la centrale hydroélectrique de Carillon située sur la rivière des Outaouais à la hauteur de la municipalité de Saint-André-d'Argenteuil. Bien que le barrage d'une hauteur de retenue de 30 m constitue fort probablement une barrière infranchissable pour les espèces de carpe asiatique, celui-ci a été considéré comme franchissable. En effet, le barrage est joint à une écluse assurant la navigation sur la rivière des Outaouais. Cette structure est une voie de passage pour les espèces de poissons, dont les carpes asiatiques.

Si l'obstacle était infranchissable dans sa totalité (y compris l'écluse) pour les carpes asiatiques, la somme d'habitats protégés par celui-ci serait importante. À lui seul, le tronçon entre l'amont du barrage et le barrage de la centrale Hull-2 (Gatineau) représente plus de 120 km sur la rivière des Outaouais en plus de ses huit tributaires désignés comme propices aux carpes asiatiques. Plusieurs baies pouvant être comparées à des lacs de plaines inondables (milieux prisés par les carpes asiatiques) sont bien réparties le long de ce tronçon de la rivière des Outaouais. Le bassin versant situé en amont du barrage de Carillon représente 143 000 km². Des travaux préliminaires dans des écluses démontrent qu'un stimulus sonore pourrait être un moyen efficace de gestion, dans ces situations, de la dispersion des carpes asiatiques.

6.3.2 Barrage Châteauguay 1 (X0005831) — rivière Châteauguay

Le barrage Châteauguay 1 est l'ouvrage situé le plus en aval sur la rivière Châteauguay. Il pourrait assurer la protection du bassin versant de la rivière sur 2 534 km². Le barrage de béton d'une longueur de 128 m possède une hauteur de retenue de 2,5 m. Cependant, un chenal ouvert rend l'obstacle franchissable par les carpes asiatiques, du moins durant une certaine période de l'année.

6.3.3 Canal de Chambly et barrage Saint-Ours (X0005768) — rivière Richelieu

La rivière Richelieu est particulière dans le contexte des voies de dispersion potentielles naturelles pour les carpes asiatiques, car elles peuvent se disperser dans ce tributaire, tant par l'aval (par le fleuve Saint-Laurent) que par l'amont (par la rivière Hudson et le lac Champlain). Un certain nombre

d'ouvrages constituent des sites d'intervention possibles sur ce tributaire. Les décisions pouvant être prises sur cette rivière doivent tenir compte des chevaliers cuivrés, une espèce à statut précaire et de frayères multispécifiques. Cinq écluses sont aménagées dans le canal de Chambly et constituent des sites potentiels de surveillance ou d'action par l'utilisation de barrières non physiques (ex. : barrière acoustique). Le barrage de Saint-Ours est franchissable à certaines périodes de l'année. Il comporte également une passe migratoire qui peut être empruntée par les carpes asiatiques. La passe migratoire est maintenue ouverte, sauf durant une période en juin où le suivi du chevalier cuivré est effectué. La passe migratoire représente donc un site de surveillance potentiellement efficace pour les carpes asiatiques pourvu que les ressources humaines y soient présentes en tout temps pour libérer les individus des autres espèces de poissons. Cependant, le site du barrage comporte également une écluse que les poissons empruntent efficacement pour franchir l'obstacle.

6.3.4 Barrage Rivest (X2010306) — rivière L'Assomption

Le barrage Rivest est construit sur la rivière L'Assomption, dans la municipalité de Repentigny. Bien que franchissable, il s'agit du site situé le plus en aval dans le bassin de la rivière L'Assomption où coulent cinq autres tributaires représentant des habitats propices aux carpes asiatiques. La construction de pierre et de bois de 153 m de long servant au rehaussement du niveau de la rivière L'Assomption au site de la prise d'eau de la municipalité de Repentigny représente ainsi le site d'intervention possédant la plus grande capacité de protection de ce bassin versant (4 200 km²). Cependant, il y a des frayères d'esturgeons jaunes en amont de cet obstacle. Ainsi, la libre circulation de cette espèce migratrice doit y être maintenue.

6.3.5 Barrage Pithiganitekw (X0002238) — rivière Nicolet

Le site localisé le plus en aval sur la rivière Nicolet est le barrage Pithiganitekw, construit à la hauteur de la municipalité de Nicolet. Cet ouvrage contribue au rehaussement de la rivière Nicolet, au site de la prise d'eau de la municipalité de Nicolet. La construction en béton de 180 m de longueur possède une hauteur de retenue de seulement 1,7 m et est également jumelée à un canal de dérivation et à une passe migratoire. L'obstacle a donc été catégorisé comme franchissable par les carpes asiatiques. Il s'agit cependant de l'ouvrage qui pourrait offrir la plus grande protection du bassin versant de la rivière Nicolet (3 392 km²). Dix tributaires directs ou secondaires de la rivière Nicolet ont aussi été répertoriés. En comparaison, le prochain barrage sur la rivière Nicolet est à la hauteur de Victoriaville (X0002203), à plus de 75 km en amont. À cette hauteur, il ne reste plus que 528 km² du bassin versant de la rivière à gérer quant à la dispersion des carpes asiatiques dans les eaux intérieures.

Recommandations

Ce rapport présente plusieurs aspects de la biologie des carpes asiatiques relativement à leur capacité de se disperser et de franchir les obstacles qu'elles pourraient rencontrer dans les tributaires du fleuve Saint-Laurent. Ainsi, une liste de valeurs seuil pour les critères à considérer dans la détermination des habitats potentiels pour les quatre espèces de carpe asiatique est disponible. Leur capacité de nage et de saut est également résumée. Ces renseignements serviront à élaborer des outils décisionnels pour quantifier objectivement les risques de dispersion des carpes asiatiques dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires. De plus, une première évaluation qualitative plutôt prudente des tributaires à risque quant à la dispersion des carpes asiatiques a été faite en se basant sur la capacité de franchissement des obstacles entre le fleuve Saint-Laurent et l'amont de ses tributaires. Un inventaire préliminaire centralisé des obstacles ainsi que des tributaires à risque quant à la dispersion des carpes asiatiques dans une portion considérable de la province du Québec est donc maintenant accessible. Finalement, la synthèse des dispositifs et des technologies permettant d'enrayer ou de ralentir la progression des carpes asiatiques nous permettra d'évaluer les options adaptées à la réalité québécoise. Ces éléments constituent une base à l'élaboration d'une stratégie québécoise pour la protection des eaux intérieures, un des objectifs du Programme québécois de lutte contre les carpes asiatiques. Ils permettent également de cibler un certain nombre de tributaires et d'obstacles où des actions seraient nécessaires et prioritaires pour faire face à la menace sérieuse que représentent les carpes asiatiques pour les eaux québécoises.

Certaines actions devront être entreprises pour achever le profil des risques associés à la dispersion des carpes asiatiques dans les eaux québécoises et à leur capacité de franchir les obstacles. Ces actions sont essentielles à l'établissement d'une stratégie menant à la protection des eaux intérieures québécoises contre la dispersion naturelle des carpes asiatiques.

- Améliorer les connaissances sur le potentiel d'habitat qu'offrent le fleuve Saint-Laurent et les eaux intérieures québécoises aux carpes asiatiques par la planification de campagnes d'échantillonnage et de suivi à divers moments de l'année de certaines caractéristiques décrites dans la deuxième section du rapport (ex. : température de l'eau, débit, variation de niveau d'eau, plantes aquatiques).
- Développer des systèmes objectifs d'évaluation (grille ou arbre décisionnel) pour aider à cibler les sections du fleuve Saint-Laurent, de ses tributaires ou des eaux intérieures à prioriser par la quantification de la / des :
 - Probabilité de franchissabilité des obstacles en se basant sur la capacité de nage et de saut des carpes asiatiques, sur les caractéristiques hydrologiques des obstacles ainsi que sur leur configuration, les différentes voies de passage et les variations annuelles ou saisonnières des conditions hydrologiques.
 - Possibilités relatives à la reproduction, à l'alimentation ou à la survie des carpes asiatiques dans les tronçons de tributaires à risque pour leur dispersion et leur

- établissement en se basant sur les différentes caractéristiques des habitats qui leur sont propices et les valeurs seuil retenues.
- Vulnérabilité biologique (ex. : autres espèces animales et végétales, espèces en situation précaire, milieux naturels protégés) et aux activités anthropiques (ex. : activités récréotouristiques, pêche sportive et commerciale, villégiature) des tronçons de tributaires à risque pour la dispersion et l'établissement des carpes asiatiques.
 - Statuer sur le maintien ou non de la libre circulation des poissons relativement à certains obstacles.
 - Évaluer la probabilité de franchissabilité par les carpes asiatiques des ponceaux ou des autres structures permettant l'écoulement d'un cours d'eau sous le réseau routier.
 - Documenter et réduire les risques associés aux autres vecteurs probables de dispersion des carpes asiatiques, notamment la possession et le transport illégal d'EAE et le relâchement d'espèces par compassion ainsi que les utilisations de carpes de roseau triploïdes comme agent de lutte contre des plantes aquatiques et de poissons appâts vivants (permises dans certains territoires limitrophes du Québec).
 - Inclure d'autres régions ou tributaires en fonction des connaissances à acquérir sur les autres vecteurs et voies d'introduction possibles de dispersion des carpes asiatiques.
 - Déterminer les meilleurs dispositifs à utiliser pour contrer la dispersion des carpes asiatiques dans les tributaires prioritaires en tenant compte des réalités québécoises.
 - Déterminer les répercussions économiques et sociales des différentes mesures de protection possibles appliquées aux tributaires à risque.
 - Maintenir les collaborations avec les experts des autres territoires aux prises avec la problématique des carpes asiatiques et les chercheurs universitaires afin d'être en mesure d'intégrer en continu l'information concernant les nouvelles avancées concernant ces EAE quant au franchissement d'obstacles ou d'autres aspects.

Références

- ABDULLAYEV, M. A. ET B. KHAKBERDIYEV (1989). Problems of biology and ecology of Grass Carp and Silver Carp from collecting-drainage waters of middle and lower reaches of Syr Darya. Dans: *Phytophagous fish in water bodies of different types. Collected Scientific Articles of State Research Institute of Lake and River Fisheries. No. 301*. I. T. Negonovskaya (édit.) p. 113-129. Résumée dans Bogutskaya et al. 2017.
- ABDUSAMADOV, A. S. (1986). Biology of Grass Carp *Ctenopharyngodon idella* (Val.), Silver Carp *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.) and Bighead Carp *Aristichthys nobilis* (Rich.) introduced in the Terek River region of the Caspian Basin. *Journal of Ichthyology* 26: 425-433. Résumée dans Bogutskaya et al. 2017.
- ABDUSAMADOV, A. S. (1989). Biology of perspectives of the commercial use of phytophagous fish introduced in the Daghestan Region of the Caspian Basin. Abstracts of Candidate of Sciences Dissertation. VNIRO, Moscow. 24 p. Rapportée dans Bogutskaya et al. 2017.
- ALIEV, D. S. (1976). The role of phytophagous fish in the reconstruction of commercial ichthyofauna and biological melioration of water reservoirs. *Journal of Ichthyology* 16: 216-229. Rapportée dans Shireman et Smith 1983.
- ANDERSON, K. R., D. C. CHAPMAN, T. T. WYNNE, K. MASAGOUNDER ET C. P. PAUKERT (2015). Suitability of Lake Erie for bigheaded carps based on bioenergetic models and remote sensing. *Journal of Great Lakes Research* 41: 358-366.
- ANGILLETTA, M. J., P. H. NIEWIAROWSKI ET C. A. NAVAS (2002). The evolution of thermal physiology in ectotherms. *Journal of Thermal Biology* 27: 249-268.
- ASIAN CARP REGIONAL COORDINATING COMMITTEE (2013). FY 2013 Asian Carp control strategy framework.
- AUER, S. K., K. SALIN, A. M. RUDOLF, G. J. ANDERSON ET N. B. METCALFE (2015). Flexibility in metabolic rate confers a growth advantage under changing food availability. *Journal of Animal Ecology* 84: 1405-1411.
- AVLIJAŠ, S., A. RICCIARDI ET N. E. MANDRAK (2017). Eurasian Tench (*Tinca tinca*): the next Great Lakes invader. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* online.
- BAGROV, A. M. ET V. G. CHERTIKHIN (1985). Features of maturation and spawning of the Silver Carp females in waterbodies of the tropical zone. Dans: *Phytophagous fishes and new objects of fish industry and acclimatization. Collected Scientific Articles of All-Union Research Institute of Pond Fish Industry. No. 44*. V. K. Vinogradov (édit.) p. 90-96. Résumé dans Bogutskaya et al. 2017.
- BATES, D. W. ET J. G. VANDERWALKER (1964). Exploratory experiments on the deflection of juvenile salmon by means of water and air jets. *Fish Passage Research Program* 3: 1-6.

- BAUDOIN, J. M., V. BURGUN, M. CHANSEAU, M. LARINIER, M. OVIDIO, W. SREMSKI, P. STEINBACH ET B. VOEGTLE (2014). Evaluer le franchissement des obstacles par les poissons. Principes et méthodes. Onema. 200 p.
- BEAMISH, F. W. H. (1978). Swimming capacity. Dans: *Fish Physiology*, vol. 7. W. S. Hoar et J. D. Z. Randall (édit.), Academic Press Inc., New York, 101-187.
- BEDNAREK, A. T. (2001). Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. *Environ Manage* 27: 803-814.
- BEYERS, D. W. ET C. A. CARLSON (1993). Movement and habitat use of triploid grass carp in a Colorado irrigation canal. *North American Journal of Fisheries Management* 13: 141-150.
- BIERBOWER, S. M. ET R. L. COOPER (2010). The effects of acute carbon dioxide on behavior and physiology in *Procambarus clarkii*. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology* 313A: 484-497.
- BIZYAYEV, I. N. (1968). Some features of acclimatization of phytophagous fish in the Northern Caucasus. Dans: *Acclimatization of fish and invertebrates in water bodies of the USSR*. A. F. Karpevich (édit.). Nauka, Moscow p. 112-115. Résumée dans Bogutskaya et al. 2017.
- BOGUTSKAYA, N., L. A. JONES, N. E. MANDRAK ET B. CUDMORE (2017). Annotated Bibliography of Grass Carp (*Ctenopharyngodon idella*) from Russian-language Literature. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document. 2016/094. iv + 44 p.
- BOHLIN, T., S. HAMRIN, T. G. HEGGBERGET, G. RASMUSSEN ET S. J. SALTVEIT (1989). Electrofishing — Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- BONAR, S. A., H. S. SEHGAL, G. B. PAULEY ET G. L. THOMAS (1990). Relationship between the chemical composition of aquatic macrophytes and their consumption by grass carp, *Ctenopharyngodon idella*. *Journal of Fish Biology* 36: 149-157.
- BRETT, J. R. ET D. MACKINNON (1953). Preliminary experiments using lights and bubbles to deflect migrating young spring salmon. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 10: 548-559.
- BRITTON, J. R., R. E. GOZLAN ET G. H. COPP (2011). Managing non-native fish in the environment. *Fish and Fisheries* 12: 256-274.
- BROWN, G. E., J. C. ADRIAN, E. SMYTH, H. LEET ET S. BRENNAN (2000). Ostariophysan alarm pheromones: Laboratory and field tests of the functional significance of nitrogen oxides. *Journal of Chemical Ecology* 26: 139-154.
- BROWN, R. (2000). The potential of strobe lighting as a cost-effective means for reducing impingement and entrainment. *Environmental Science & Policy* 3: 405-416.
- BULLEN, C. R. ET T. J. CARLSON (2003). Non-physical fish barrier systems: their development and potential applications to marine ranching. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 13: 201-212.

- BURGER, C. V., J. W. PARKIN, M. O'FARRELL, A. MURPHY ET J. ZELIGS (2012). Non-lethal electric guidance barriers for fish and marine mammal deterrence: A review for hydropower and other applications. *HydroVision*. Brazil: 31.
- BURLESON, M. L., D. R. WILHELM ET N. J. SMATRESK (2001). The influence of fish size size on the avoidance of hypoxia and oxygen selection by Largemouth Bass. *Journal of Fish Biology* 59: 1336-1349.
- Burner, C. J., H. L. Moore, S. United, U. S. Fish et S. Wildlife (1953). Attempts to guide small fish with underwater sound. Washington, D.C., U.S. Dept. of the Interior, Fish and Wildlife Service.
- CAI, L., M. FANG, D. JOHNSON, S. LIN, Z. TU, G. LIU ET Y. HUANG (2014). Interrelationships between feeding, food deprivation and swimming performance in juvenile grass carp. *Aquatic Biology* 20: 69-76.
- CASSANI, J. R. ET D. MALONEY (1991). Grass carp movement in two morphologically diverse reservoirs. *Journal of Aquatic Plant Management* 29: 83-88.
- CASTRO-SANTOS, T. (2005). Optimal swim speeds for traversing velocity barriers: an analysis of volitional high-speed swimming behavior of migratory fishes. *The Journal of Experimental Biology* 208: 421-432.
- CAUGHLEY, G. (1994). Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.
- CEHQ (2014). Guide d'interprétation de la fiche technique d'un barrage. Centre d'expertise hydrique du Québec, Direction de la sécurité des barrages. Bibliothèque et archives nationales du Québec. 22 p.
- CHAPMAN, D. C., J. J. DAVIS, J. A. JENKINS, P. M. KOCOVSKY, J. G. MINER, J. FARVER ET P. R. JACKSON (2013). First evidence of grass carp recruitment in the Great Lakes Basin. *Journal of Great Lakes Research* 39: 547-554.
- CHAPMAN, D. C. ET J. E. DETERS (2009). Effect of Water Hardness and Dissolved-Solid Concentration on Hatching Success and Egg Size in Bighead Carp. *Transactions of the American Fisheries Society* 138: 1226-1231.
- CHAPMAN, D. C. ET A. E. GEORGE (2011). Developmental rate and behavior of early life stages of bighead carp and silver carp. United States Geological Survey Scientific Investigations Report 2011-5076, 62 p.
- CHERVINSKI, J. (1980). Note on the adaptability of big-head (*Aristichthys nobilis*) to various saline concentrations. *Bamidgeh* 32: 27-29. Rapportée dans Kolar et al. 2005.
- CHILTON, E. W. ET M. I. MUONEKE (1992). Biology and management of grass carp (*Ctenopharyngodon idella*, Cyprinidae) for vegetation control: a North American perspective. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 2: 283-320.

- CLAIREAUX, G., D. M. WEBBER, J. P. LAGARDÈRE ET S. R. KERR (2000). Influence of water temperature and oxygenation on the aerobic metabolic scope of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Journal of Sea Research* 44: 257-265.
- CLARKIN, K., A. CONNOR, M. J. FURNISS, B. GUBERNICK, M. LOVE, K. MOYNAN ET S. WILSON-MUSSER (2005). National inventory and assessment procedure - For identifying barriers to aquatic organism passage at road-stream crossings. U.S Department of Agriculture Forest Service. National Technology and Development Program. San Dimas, CA. 81 p.
- CLARKSON, R. W. (2004). Effectiveness of electrical fish barriers associated with the Central Arizona Project. *North American Journal of Fisheries Management* 24: 94-105.
- CLARKSON, R. W., P. C. MARSH ET T. E. DOWLING (2012). Population prioritization for conservation of imperilled warmwater fishes in an arid-region drainage. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 22: 498-510.
- CLINGERMAN, J., J. BEBAK, P. M. MAZIK ET S. T. SUMMERFELT (2007). Use of avoidance response by Rainbow Trout to carbon dioxide for fish self-transfer between tanks. *Aquacultural Engineering* 37: 234-251.
- COKER, R. E. (1929). Keokuk dam and the fisheries of the upper Mississippi River. *Bulletin of the U.S. Bureau of Fisheries*: 87-139.
- COOKE, S. L. (2016). Anticipating the spread and ecological effects of invasive bigheaded carps (*Hypophthalmichthys* spp.) in North America: a review of modeling and other predictive studies. *Biological Invasions* 18: 315-344.
- COOKE, S. L. ET W. R. HILL (2010). Can filter-feeding Asian carp invade the Laurentian Great Lakes? A bioenergetic modelling exercise. *Freshwater Biology* 55: 2138-2152.
- COOKE, S. L., W. R. HILL ET K. P. MEYER (2009). Feeding at different plankton densities alters invasive bighead carp (*Hypophthalmichthys nobilis*) growth and zooplankton species composition. *Hydrobiologia* 625: 185-193.
- COPP, G. H. (1989). Electrofishing for fish larvae and 0+ juveniles: equipment modifications for increased efficiency with short fishes. *Aquaculture Research* 20: 453-462.
- CÔTÉ, G., J. APRIL ET L. BERNATCHEZ (2017). La détection de carpes asiatiques dans le système du fleuve Saint-Laurent à l'aide d'analyses d'ADN environnemental. Québec, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. iii + 14 p.
- COULTER, A. A., D. KELLER, J. J. AMBERG, E. J. BAILEY ET R. R. GOFORTH (2013). Phenotypic plasticity in the spawning traits of bigheaded carp (*Hypophthalmichthys* spp.) in novel ecosystems. *Freshwater Biology* 58: 1029-1037.
- COULTER, A. A., D. KELLER, E. J. BAILEY ET R. R. GOFORTH (2016). Predictors of bigheaded carp drifting egg density and spawning activity in an invaded, free-flowing river. *Journal of Great Lakes Research* 42: 83-89.

- CROSS, D. G. (1970). The tolerance of grass carp *Ctenopharyngodon idella* (Val.) to seawater†. *Journal of Fish Biology* 2: 231-233.
- CUDDINGTON, K., W. J. S. CURRIE ET M. A. KOOPS (2014). Could an Asian carp population establish in the Great Lakes from a small introduction? *Biological Invasions* 16: 903-917.
- CUDMORE, B. ET N. E. MANDRAK (2004). Biological synopsis of grass carp (*Ctenopharyngodon della*). Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2705. v + 44p.
- CUPP, A. R., R. A. ERICKSON, K. T. FREDRICKS, N. M. SWYERS, T. W. HATTON ET J. J. AMBERG (2017a). Responses of invasive Silver and Bighead Carp to a carbon dioxide barrier in outdoor ponds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 74: 297-305.
- CUPP, A. R., W. ZEBADIAH, R. A. ERICKSON, J. J. AMBERG ET M. P. GAIKOWSKI (2017b). Carbon dioxide as an under-ice lethal control for invasive fishes. *Biological Invasions*.
- CURTIN, M. (1994). Acoustic fish barriers for Grass Carp. Grass carp symposium. W. T. Haller. Gainesville, FL, U.S. Army Corps of Engineers: 245.
- DAVIS, J. J., J. Z. LEROY, M. R. SHANKS, P. R. JACKSON, F. L. ENGEL, E. A. MURPHY, C. L. BAXTER, J. C. TROVILLION, M. K. MCINERNEY ET N. A. BARKOWSKI (2017). Effects of tow transit on the efficacy of the Chicago Sanitary and Ship Canal Electric Dispersal Barrier System. *Journal of Great Lakes Research*.
- DAWSON, H. A., U. G. REINHARDT ET J. F. SAVINO (2006). Use of electric or bubble barriers to limit the movement of Eurasian Ruffe (*Gymnocephalus cernuus*). *Journal of Great Lakes Research* 32: 40-49.
- DEBOER, J. A., A. M. ANDERSON ET A. F. CASPER (2018). Multi-trophic response to invasive silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in a large floodplain river. *Freshwater Biology* doi:10.1111/fw.13097.
- DEGRANDCHAMP, K. L., J. E. GARVEY ET R. E. COLOMBO (2008). Movement and Habitat Selection by Invasive Asian Carps in a Large River. *Transactions of the American Fisheries Society* 137: 45-56.
- DEGRANDCHAMP, K. L., J. E. GARVEY ET L. A. CSOBOTH (2007). Linking Adult Reproduction and Larval Density of Invasive Carp in a Large River. *Transactions of the American Fisheries Society* 136: 1327-1334.
- DENNIS, C. E., D. F. KATES, M. R. NOATCH ET C. D. SUSKI (2015). Molecular responses of fishes to elevated carbon dioxide. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 187: 224-231.
- DETERS, J. E., D. C. CHAPMAN ET B. MCELROY (2013). Location and timing of Asian carp spawning in the Lower Missouri River. *Environmental Biology of Fishes* 96: 617-629.
- DETMERS, J. M., B. A. BOISVERT, T. BARKLEY ET R. E. SPARKS (2005). Potential impact of steel-hulled barges on movement of fish across an electric barrier to prevent the entry of invasive carp into lake Michigan.

- DIBBLE, E. ET K. KOVALENKO (2009). Ecological impact of grass carp: A review of the available data. *Journal of Aquatic Plant Management* 47: 1-15.
- DIXO, M., J. P. METZGER, J. S. MORGANTE ET K. R. ZAMUDIO (2009). Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. *Biological Conservation* 142: 1560-1569.
- DOLAN, C. R. ET L. E. MIRANDA (2003). Immobilization thresholds of electrofishing relative to fish size. *Transactions of the American Fisheries Society* 132: 969-976.
- DONALDSON, M. R., J. AMBERG, S. ADHIKARI, A. CUPP, N. JENSEN, J. ROMINE, A. WRIGHT, M. GAIKOWSKI ET C. D. SUSKI (2016). Carbon dioxide as a tool to deter the movement of invasive Bigheaded Carps. *Transactions of the American Fisheries Society* 145: 657-670.
- DOROSHEV, S. I. (1963). On survival of grass carp and silver carp fry in Aral and Azov sea water of different salinity. Dans: *Problems of industrial use of phytophagous fishes in waterbodies of the USSR*. A. O. Tashliyev (édit.). Turkmenskoy SSR, Ashkhabad. p. 144-149. Résumée dans Bogutskaya et al. 2017.
- DOROSHEV, S. I. (1964). Salinity tolerance of some species of fish recommended for introductions to the Sea of Azov
- Trudy VNIRO. []. 55(2): 97–107. Dans: *Acclimatization of fish and food organisms in seas of the USSR. Proceedings of All-Union Institute for Fisheries and Oceanography. Vol. 55*. A. F. Karpevich (édit.) P. 97-107. Résumée dans Bogutskaya et al. 2017.
- DUAN, X., S. LIU, M. HUANG, S. QIU, Z. LI, K. WANG ET D. CHEN (2009). Changes in abundance of larvae of the four domestic Chinese carps in the middle reach of the Yangtze River, China, before and after closing of the Three Gorges Dam. *Environmental Biology of Fishes* 86: 13-22.
- DUMONT, P., N. VACHON, J. LECLERC ET A. GUIBERT (2002). Introduire délibérément un poisson au Canada peut être facile : l'exemple de l'implantation de la tanche dans le sud du Québec. Dans: *Envahisseurs exotiques des eaux, milieux humides et forêts du Canada*. R. Claudi, P. Nantal et E. Muckle-Jeffs (édit.), Ressources Naturelles Canada, Ottawa, 169-177.
- DUVAROVA, A. S. (1980). Dependence of embryonic development rate on temperature regime of incubation. Dans: *Phytophagous fishes in industrial fish culture. Book of Abstracts of the 9th All-Union Conference*. G. K. Kamilov (édit.). Tashkent. USSR. 162 p. Résumée dans Bogutskaya et al. 2017.
- Elkins, A., R. Barrow et S. Rochfort (2012). Environmental attractants: Isolation and identification of carp attractants from wetland plants. Forum proceedings: Carp management in Australia - State of knowledge, Melbourne, Invasive Animals Cooperative Research Centre.
- ELLIS, J. E. (1974). Observations on the Jumping and Escapement of White Amur. *The Progressive Fish-Culturist* 36: 15-15.

- EMBKE, H. S., P. M. KOCOVSKY, C. A. RICHTER, J. J. PRITT, C. M. MAYER ET S. S. QIAN (2016). First direct confirmation of grass carp spawning in a Great Lakes tributary. *Journal of Great Lakes Research* 42: 899-903.
- FARYSHEV, N. I. ET V. S. BASHUNOV (1980). Dans: *Phytophagous fishes in industrial fish culture. Book of Abstracts of the 9th All-Union Conference*. . B. G. Kamilov (édit.). Tashkent. USSR 197 p. Résumée dans Bogutskaya et al. 2017.
- FAUSCH, K. D., B. E. RIEMAN, J. B. DUNHAM, M. K. YOUNG ET D. P. PETERSON (2009). Invasion versus isolation: Trade-offs in managing native salmonids with barriers to upstream movement. *Conservation Biology* 23: 859-870.
- Fay, R. R. (1988). Hearing in vertebrates: a psychophysics data book. Winnetka, Il, Hill-Fay Associates.
- FAY, R. R. ET A. N. POPPER (1980). Structure and function in telesost auditory systems. Dans: *Comparative studies of hearing in vertebrates*. A. N. Popper et R. R. Fay (édit.). New York, Springer-Verlag.
- FLAMMANG, M. K., M. J. WEBER ET M. D. THUL (2014). Laboratory evaluation of a bioacoustic bubble strobe light barrier for reducing Walleye escapement. *North American Journal of Fisheries Management* 34: 1047-1054.
- FU, S.-J., C. FU, G.-J. YAN, Z.-D. CAO, A.-J. ZHANG ET X. PANG (2014). Interspecific variation in hypoxia tolerance, swimming performance and plasticity in cyprinids that prefer different habitats. *The Journal of Experimental Biology* 217: 590-597.
- FU, S.-J., L.-Q. ZENG, X.-M. LI, X. PANG, Z.-D. CAO, J.-L. PENG ET Y.-X. WANG (2009). The behavioural, digestive and metabolic characteristics of fishes with different foraging strategies. *Journal of Experimental Biology* 212: 2296-2302.
- FUJMAN, L. ET R. BATTY (1997). What a drag it is getting cold: partitioning the physical and physiological effects of temperature on fish swimming. *Journal of Experimental Biology* 200: 1745-1755.
- GALLARDO, B., M. CLAVERO, M. I. SÁNCHEZ ET M. VILÀ (2016). Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology* 22: 151-163.
- GAN, L., Y. J. LIU, L. X. TIAN, Y. R. YUE, H. J. YANG, F. J. LIU, Y. J. CHEN ET G. Y. LIANG (2013). Effects of dissolved oxygen and dietary lysine levels on growth performance, feed conversion ratio and body composition of grass carp, *Ctenopharyngodon idella*. *Aquaculture Nutrition* 19: 860-869.
- GARCIA, L. M. B., C. M. H. GARCIA, A. F. S. PINEDA, E. A. GAMMAD, J. CANTA, S. P. D. SIMON, G. V. HILOMEN-GARCIA, A. C. GONZAL ET C. B. SANTIAGO (1999). Survival and Growth of Bighead Carp Fry Exposed to Low Salinities. *Aquaculture International* 7: 241-250.
- GARCIA, T., E. A. MURPHY, P. R. JACKSON ET M. H. GARCIA (2015a). Application of the FluEgg model to predict transport of Asian carp eggs in the Saint Joseph River (Great Lakes tributary). *Journal of Great Lakes Research* 41: 374-386.

- GARCIA, T., C. ZUNIGA ZAMALLOA, P. R. JACKSON, E. A. MURPHY ET M. H. GARCIA (2015b). A Laboratory Investigation of the Suspension, Transport, and Settling of Silver Carp Eggs Using Synthetic Surrogates. *PLOS ONE* 10: e0145775.
- GEORGE, A. E. ET D. C. CHAPMAN (2013). Aspects of Embryonic and Larval Development in Bighead Carp *Hypophthalmichthys nobilis* and Silver Carp *Hypophthalmichthys molitrix*. *PLOS ONE* 8: e73829.
- GEORGE, A. E. ET D. C. CHAPMAN (2015). Embryonic and Larval Development and Early Behavior in Grass Carp, *Ctenopharyngodon idella*: Implications for Recruitment in Rivers. *PLOS ONE* 10: e0119023.
- GEORGE, A. E., D. C. CHAPMAN, J. E. DETERS, S. O. ERWIN ET C. A. HAYER (2015). Effects of sediment burial on grass carp, *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844), eggs. *Journal of Applied Ichthyology* 31: 1120-1126.
- GIBSON-REINEMER, D. K., L. E. SOLOMON, R. M. PENDLETON, J. H. CHICK ET A. F. CASPER (2017). Hydrology controls recruitment of two invasive cyprinids: bigheaded carp reproduction in a navigable large river. . *PeerJ*: 5:e3641 <https://doi.org/3610.7717/peerj.3641>
- GILMOUR, K. M. (2001). The CO₂/pH ventilatory drive in fish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 130: 219-240.
- Goerig, E. et N. Bergeron (2014). "Modélisation de la capacité de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) à franchir les ponceaux. Institut National de la Recherche Scientifique pour le compte du ministère des Transports du Québec. 90 pages + annexes."
- GORBACH, E. I. ET M. L. KRYKHTIN (1980). Optimal parameters of the main factors determining maturation and reproduction of Grass Carp and Silver Carp in the Amur. Dans: *Phytophagous fishes in industrial fish culture. Book of Abstracts of the 9th All-Union Conference*. B. G. Kamilov (édit.). Tashkent. USSR p. 152–154. Résumée dans Bogutskaya et al. 2017.
- GORBACH, E. I. ET M. L. KRYKHTIN (1981). Rate of maturation in Grass Carp *Ctenopharyngodon idella* (Val.) and Silver Carp *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.) in Amur River *Journal of Ichthyology* 21: 835–843. Résumée dans Bogutskaya et al. 2017.
- GORBACH, E. I. ET M. L. KRYKHTIN (1988). Migration of the Grass Carp, *Ctenopharyngodon idella*, and Silver Carp, *Hypophthalmichthys molitrix* in the Amur basin. *Journal of Ichthyology* 28: 619-625. Résumée dans Bogutskaya et al. 2017.
- GUDERLEY, H., P. HOULE LEROY ET A. GAGNÉ (2001). Thermal acclimation, growth, and burst swimming of threespine stickleback: Enzymatic correlates and influence of photoperiod. *Physiological and Biochemical Zoology* 74: 66-74.
- HADDAD, N. M., L. A. BRUDVIG, E. I. DAMSCHEN, D. M. EVANS, B. L. JOHNSON, D. J. LEVEY, J. L. ORROCK, J. RESASCO, L. L. SULLIVAN, J. J. TEWKSBURY, S. A. WAGNER ET A. J. WELDON (2014). Potential negative ecological effects of corridors. *Conservation Biology* 28: 1178-1187.

- HAMDANI, E. H. ET K. B. DØVING (2007). The functional organization of the fish olfactory system. *Progress in Neurobiology* 82: 80-86.
- HAMEL, M. J., M. L. BROWN ET S. R. CHIPPS (2008). Behavioral responses of Rainbow Smelt to in situ strobe lights. *North American Journal of Fisheries Management* 28: 394-401.
- HARTLEY, W. G. ET D. SIMPSON (1967). Electric fish screens in the united Kingdom. Dans: *Fishing with electricity - Its applications to biology and management*. R. Vibert (édit.). London, England, Fishing News Books.
- HARVEY, R. G. ET F. J. MAZZOTTI (2014). The invasion curve: A tool for understanding invasive species management in South Florida. Wildlife Ecology and Conservation Department, UF/IFAS Extension, document WEC347. <http://edis.ifas.ufl.edu/uw392>.
- HAWKINS, A. D., A. E. PEMBROKE ET A. N. POPPER (2015). Information gaps in understanding the effects of noise on fishes and invertebrates. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 25: 39-64.
- HAYMES, G. T. ET P. H. PATRICK (1986). Exclusion of adult Alewife, *Alosa pseudoharengus* using low-frequency sound for application at water intakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 855-862.
- HE, W., W. XIA, Z.-D. CAO ET S.-J. FU (2013). The effect of prolonged exercise training on swimming performance and the underlying biochemical mechanisms in juvenile common carp (*Cyprinus carpio*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 166: 308-315.
- HEAP, S. P. ET G. GOLDSPIK (1986). Alterations to the swimming performance of carp, *Cyprinus carpio*, as a result of temperature acclimation. *Journal of Fish Biology* 29: 747-753.
- HILL, T. D. ET D. W. WILLIS (1994). Influence of water conductivity on pulsed ac and pulsed dc electrofishing catch rates for Largemouth Bass. *North American Journal of Fisheries Management* 14: 202-207.
- HILLYARD, K. A., B. B. SMITH, A. J. CONALLIN ET B. M. GILLANDERS (2010). Optimising exclusion screens to control exotic carp in an Australian lowland river. v. 61.
- HINTZ, W. D., D. C. GLOVER, B. C. SZYNKOWSKI ET J. E. GARVEY (2017). Spatiotemporal Reproduction and Larval Habitat Associations of Nonnative Silver Carp and Bighead Carp. *Transactions of the American Fisheries Society* 146: 422-431.
- HOAR, W. S., M. H. A. KEENLEYSIDE ET R. G. GOODALL (1957). Reactions of Juvenile Pacific Salmon to Light. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 14: 815-830.
- HOCUTT, C. (1980). Behavioral barriers and guidance systems. Dans: *Power plants: Effects of fish and shellfish behavior*. C. Hocutt, J. Stauffer Jr., J. E. Edinger, L. W. Hall Jr. et R. P. Morgan II (édit.). New York, Academic Press, 143-181.

- HOLLIMAN, F. M. (2011). Operational protocols for electric barriers on the Chicago Sanitary and Ship Canal: influence of electrical characteristics, water conductivity, fish behaviour, and water velocity on risk for breach by small Silver and Bighead carp.
- HOOVER, J. J., W. SOUTHERN, K. A. W. ET N. H. HAHN (2012). Swimming performance of bighead carp and silver carp: Methodology, metrics, and management applications. ANSRP Technical Notes Collection. ERDC/TN ANSRP-12-3. Vicksburg, MS: U.S. Army Engineer Research and Development Center
- HOOVER, J. J., D. P. ZIELINSKI ET P. W. SORENSEN (2017). Swimming performance of adult bighead carp *Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson, 1845) and silver carp *H. molitrix* (Valenciennes, 1844). *Journal of Applied Ichthyology* 33: 54-62.
- HUEY, R. B. ET R. D. STEVENSON (1979). Integrating Thermal Physiology and Ecology of Ectotherms: A Discussion of Approaches. *American Zoologist* 19: 357-366.
- INC., S. C. (2011). Coon rapids dam fish barrier and improvements preliminary design. 395 p.
- IRONS, K. S., G. G. SASS, M. A. MCCLELLAND ET J. D. STAFFORD (2007). Reduced condition factor of two native fish species coincident with invasion of non-native Asian carps in the Illinois River, U.S.A. Is this evidence for competition and reduced fitness? *Journal of Fish Biology* 71: 258-273.
- JACKSON, C. R. ET C. M. PRINGLE (2010). Ecological benefits of reduced hydrologic connectivity in intensively developed landscapes. *BioScience* 60: 37-46.
- JAYASINGHE, U. A. D., E. GARCÍA-BERTHOU, Z. LI, W. LI, T. ZHANG ET J. LIU (2015). Co-occurring bighead and silver carps show similar food preference but different isotopic niche overlap in different lakes. *Environmental Biology of Fishes* 98: 1185-1199.
- JERDE, C. L., A. R. MAHON, W. L. CHADDERTON ET D. M. LODGE (2011). "Sight-unseen" detection of rare aquatic species using environmental DNA. *Conservation Letters* 4: 150-157.
- JIANG, W., H.-Z. LIU, Z.-H. DUAN ET W.-X. CAO (2010). Seasonal Variation in Drifting Eggs and Larvae in the Upper Yangtze, China. *Zoological Science* 27: 402-409.
- JOHNSON, N. S., M. J. SIEFKES ET W. LI (2005a). Capture of ovulating female Sea Lampreys in traps baited with spermiating male Sea Lampreys. *North American Journal of Fisheries Management* 25: 67-72.
- JOHNSON, N. S., S.-S. YUN, H. T. THOMPSON, C. O. BRANT ET W. LI (2009). A synthesized pheromone induces upstream movement in female sea lamprey and summons them into traps. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 1021-1026.
- JOHNSON, R. L., C. A. MCKINSTRY, C. B. COOK, D. K. TANO, D. M. FABER, M. A. SIMMONS, C. S. SIMMONS, R. S. BROWN, S. L. THORSTEN ET R. LECAIRE (2005b). Strobe light deterrent efficacy test and fish behaviour determination at Grand Coulee Dam third powerplant forebay.

- JONES, C. G., J. H. LAWTON ET M. SHACHAK (1996). Organisms as Ecosystem Engineers. Dans: *Ecosystem Management: Selected Readings*(édit.). New York, NY, Springer New York, 130-147.
- JONES, L. A., D. A. R. DRAKE, N. E. MANDRAK, C. L. JERDE, M. E. WITTMANN, D. M. LODGE, A. S. VAN DER LEE, T. B. JOHNSON ET M. A. KOOPS (2017a). Modelling Survival and Establishment of Grass Carp, *Ctenopharyngodon idella*, in the Great Lakes Basin. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/101. vi + 52 p.
- JONES, L. A., N. E. MANDRAK ET B. CUDMORE (2017b). Updated (2003–2015) Biological Synopsis of Grass Carp (*Ctenopharyngodon idella*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/102. iv + 63 p.
- KATES, D., C. DENNIS, M. R. NOATCH ET C. D. SUSKI (2012). Responses of native and invasive fishes to carbon dioxide: potential for a nonphysical barrier to fish dispersal. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69: 1748-1759.
- KATOPODIS, C., E. M. KOON ET L. HANSON (1994). Sea Lamprey barriers: new concepts and research needs.
- KELLER, R. P., K. FRANG ET D. M. LODGE (2008). Preventing the spread of invasive species: Economic benefits of intervention guided by ecological predictions. *Conservation Biology* 22: 80-88.
- KEMP, P. S. ET J. R. O'HANLEY (2010). Procedures for evaluating and prioritising the removal of fish passage barriers: a synthesis. *Fisheries Management and Ecology* 17: 297-322.
- KILAMBI, R. V. (1980). Food consumption, growth and survival of grass carp *Ctenopharyngodon idella* Val at four salinities. *Journal of Fish Biology* 17: 613-618.
- KILLEN, S. S., S. MARRAS, N. B. METCALFE, D. J. MCKENZIE ET P. DOMENICI (2013). Environmental stressors alter relationships between physiology and behaviour. *Trends in Ecology & Evolution* 28: 651-658.
- KIM, J. ET N. E. MANDRAK (2016). Assessing the potential movement of invasive fishes through the Welland Canal. *Journal of Great Lakes Research* 42: 1102-1108.
- KIPP, R., B. CUDMORE ET N. E. MANDRAK (2011). Updated (2006–early 2011) biological synopsis of Bighead Carp (*Hypophthalmichthys nobilis*) and Silver Carp (*H. molitrix*). Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Science 2962. v + 51 p.
- KOCK, T. J., S. D. EVANS, T. L. LIEDTKE, D. W. RONDORF ET M. KOHN (2009). Evaluation of strobe lights to reduce turbine entrainment of juvenile Steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) at Cowlitz Falls Dam, Washington. *Northwest Science* 83: 308-314.
- KOCOVSKY, P. M., D. C. CHAPMAN ET J. E. MCKENNA (2012). Thermal and hydrologic suitability of Lake Erie and its major tributaries for spawning of Asian carps. *Journal of Great Lakes Research* 38: 159-166.

- KOCOVSKY, P. M. ET N. R. KING (2018). Developmental Stages of Grass Carp (*Ctenopharyngodon idella*) eggs in the Sandusky River in 2017: U.S. Geological Survey data release, <https://doi.org/10.5066/P9HB77U1>.
- KOJIMA, T., H. ITO, T. KOMADA, T. TANIUCHI ET T. AKAMATSU (2005). Measurements of auditory sensitivity in Common Carp *Cyprinus carpio* by the auditory brainstem response technique and cardiac conditioning method. *Fisheries Science* 71: 95-100.
- KOLAR, C. S., D. C. CHAPMAN, W. R. COURTENAY JR., C. M. HOUSEL, J. D. WILLIAMS ET D. P. JENNINGS (2005). Asian carps of the Genus *Hypophthalmichthys* (Pisces, Cyprinidae) — A biological synopsis and environmental risk assessment. Report to U.S. Fish and Wildlife Service per Interagency Agreement 94400-3-0128. vi + 175 p
- KOLAR, C. S., D. C. CHAPMAN, W. R. COURTENAY JR., C. M. HOUSEL, J. D. WILLIAMS ET D. P. JENNINGS (2007a). Bigheaded carps: A biological synopsis and environmental risk assessment. American Fisheries Society, Special Publication 33, Bethesda, Maryland.
- Kolar, C. S., D. C. Chapman, W. R. Courtenay, C. M. Housel, J. D. Williams et D. P. Jennings (2007b). Bigheaded carps: A biological synopsis and environmental risk assessment. Bethesda, Md, American Fisheries Society.
- KOLZ, A. L. (2006). Electrical conductivity as applied to electrofishing. *Transactions of the American Fisheries Society* 135: 509-518.
- KOLZ, A. L. ET J. B. REYNOLDS (1989). Determination of power threshold response curves.
- KÖNIGSON, S., A. FJÄLLING ET S.-G. LUNNERYD (2002). Reactions in individual fish to strobe light. Field and aquarium experiments performed on whitefish (*Coregonus lavaretus*). *Hydrobiologia* 483: 39-44.
- KOTH, R. (2014). Lock and Dam #1, Asian carp barrier alternatives analysis; the known unknowns. International Conference on Engineering and Ecohydrology for Fish Passage 2014. Amherst.
- KRUSE, C. J., A. PROTOPAPAS, Z. AHMEDOV, B. MCCARL, X. WU ET J. MJELDE (2011). America's locks & dams: "A ticking time bomb for agriculture?".
- KRYKHTIN, M. L. ET E. I. GORBACH (1981). The breeding ecology of the Grass Carp *Ctenopharyngodon idella* (Val.) and Silver Carp *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.) in the Amur River basin. *Journal of Ichthyology* 21: 317-330. Résumée dans Naseka et Bogutskaya 2011 et Bogutskaya et al. 2017.
- KYNARD, B. ET J. O'LEARY (1993). Evaluation of a bypass system for spent American shad at Holyoke Dam, Massachusetts. *North American Journal of Fisheries Management* 13: 782-789.
- LARSON, J. H., B. C. KNIGHTS, S. G. MCCALLA, E. MONROE, M. TUTTLE-LAU, D. C. CHAPMAN, A. E. GEORGE, J. M. VALLAZZA ET J. AMBERG (2017). Evidence of Asian carp spawning upstream of a key choke point in the Mississippi River. *North American Journal of Fisheries Management* 37: 903-919.

- LEE, C. G., A. P. FARRELL, A. LOTTO, M. J. MACNUTT, S. G. HINCH ET M. C. HEALEY (2003). The effect of temperature on swimming performance and oxygen consumption in adult sockeye (*Oncorhynchus nerka*) and coho (*O. kisutch*) salmon stocks. *Journal of Experimental Biology* 206: 3239-3251.
- LESLIE, A. J., J. M. VAN DYKE, L. E. NALL ET W. W. MILEY (1982). Current Velocity for Transport of Grass Carp Eggs. *Transactions of the American Fisheries Society* 111: 99-101.
- LI, D., C. FU, W. HU, S. ZHONG, Y. WANG ET Z. ZHU (2007). Rapid growth cost in “all-fish” growth hormone gene transgenic carp: Reduced critical swimming speed. *Chinese Science Bulletin* 52: 1501-1506.
- LI, L. ET H. MAASWINKEL (2007). Visual sensitivity and signal processing on teleosts. Dans: *Sensory systems neuroscience*. T. J. Hara et D. P. Zielinski (édit.). Amsterdam, Elsevier, 180-227.
- LI, M., X. GAO, S. YANG, Z. DUAN, W. CAO ET H. LIU (2013). Effects of Environmental Factors on Natural Reproduction of the Four Major Chinese Carps in the Yangtze River, China. *Zoological Science* 30: 296-303.
- LI, X. ET F. ZHANG (1992). Toxic effects of low pH and elevated Al concentration on early life stages of several species of freshwater fishes. *Acta Scientiae Circumstantiae* 12: 97-104. Rapportée dans Schofield et al. 2005.
- LIEBERMAN, J. T. ET P. H. MUESSIG (1978). Evaluation of an air bubbler to mitigate fish impingement at an electric generating plant. *Estuaries* 1: 129-132.
- LIEW, H. J., A. K. SINHA, N. MAURO, M. DIRICX, R. BLUST ET G. DE BOECK (2012). Fasting goldfish, *Carassius auratus*, and common carp, *Cyprinus carpio*, use different metabolic strategies when swimming. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 163: 327-335.
- LITTLE, E. E. (2014). Field evaluation of sex pheromones attractants to control Asian carp development of protocols for field verification of response. 144th Annual meeting of the American Fisheries Society. Quebec, CA.
- LODGE, D. M., P. W. SIMONIN, S. W. BURGIEL, R. P. KELLER, J. M. BOSSENBROEK, C. L. JERDE, A. M. KRAMER, E. S. RUTHERFORD, M. A. BARNES, M. E. WITTMANN, W. L. CHADDERTON, J. L. APRIESNIG, D. BELETSKY, R. M. COOKE, J. M. DRAKE, S. P. EGAN, D. C. FINNOFF, C. A. GANTZ, E. K. GREY, M. H. HOFF, J. G. HOWETH, R. A. JENSEN, E. R. LARSON, N. E. MANDRAK, D. M. MASON, F. A. MARTINEZ, T. J. NEWCOMB, J. D. ROTHLSBERGER, A. J. TUCKER, T. W. WARZINIACK ET H. ZHANG (2016). Risk analysis and bioeconomics of invasive species to inform policy and management. *Annual Review of Environment and Resources* 41: 453-488.
- LODGE, D. M., S. WILLIAMS, H. J. MACISAAC, K. R. HAYES, B. LEUNG, S. REICHARD, R. N. MACK, P. B. MOYLE, M. SMITH, D. A. ANDOW, J. T. CARLTON ET A. MCMICHAEL (2006). Biological invasions: Recommendations for U.S. policy and management. *Ecological Applications* 16: 2035-2054.

- LONG, J. M., Y. LIANG, D. E. SHOUP, A. R. DZIALOWSKI ET J. R. BIDWELL (2014). GIS-based rapid-assessment of bighead carp *Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson, 1845) suitability in reservoirs. *Management of Biological Invasions* 5: 363-370.
- LOVELL, J. M., M. M. FINDLAY, R. M. MOATE, J. R. NEDWELL ET M. A. PEGG (2005). The inner ear morphology and hearing abilities of the Paddlefish (*Polyodon spathula*) and the Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 142: 286-296.
- LOVELL, J. M., M. M. FINDLAY, J. R. NEDWELL ET M. A. PEGG (2006). The hearing abilities of the Silver Carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) and Bighead Carp (*Aristichthys nobilis*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 143: 286-291.
- LU, G., S. LI ET L. BERNATCHEZ (1997). Mitochondrial DNA diversity, population structure, and conservation genetics of four native carps within the Yangtze River, China. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 47-58.
- LU, M., P. XIE, H. TANG, Z. SHAO ET L. XIE (2002). Experimental study of trophic cascade effect of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in a subtropical lake, Lake Donghu: on plankton community and underlying mechanisms of changes of crustacean community. *Hydrobiologia* 487: 19-31.
- LUBEJKO, M. V., G. W. WHITLEDGE, A. A. COULTER, M. K. BREY, D. C. OLIVER ET J. E. GARVEY (2017). Evaluating upstream passage and timing of approach by adult Bigheaded Carps at a gated dam on the Illinois River. *River Research and Applications*: n/a-n/a.
- LYON, J. P., T. J. RYAN ET M. P. SCROGGIE (2008). Effects of temperature on the fast-start swimming performance of an Australian freshwater fish. *Ecology of Freshwater Fish* 17: 184-188.
- MACEINA, M. J. ET J. V. SHIREMAN (1979). Grass Carp: Effects of Salinity on Survival, Weight Loss, and Muscle Tissue Water Content. *The Progressive Fish-Culturist* 41: 69-73.
- MACEINA, M. J. ET J. V. SHIREMAN (1980). Effects of Salinity on Vegetation Consumption and Growth in Grass Carp. *The Progressive Fish-Culturist* 42: 50-53.
- MACEINA, M. J., J. W. SLIPKE ET J. M. GRIZZLE (1999). Effectiveness of three barrier types for confining Grass Carp in embayments of lake Seminole, Georgia. *North American Journal of Fisheries Management* 19: 968-976.
- MAES, J., A. W. H. TURNPENNY, D. R. LAMBERT, J. R. NEDWELL, A. PARMENTIER ET F. OLLEVIER (2004). Field evaluation of a sound system to reduce estuarine fish intake rates at a power plant cooling water inlet. *Journal of Fish Biology* 64: 938-946.
- MAHBOOB, S. ET A. N. SHERI (1997). Growth performance of major, common and some Chinese carps under composite culture system with special reference to pond fertilization. *Journal of Aquaculture in the Tropics* 12: 201-207. Rapportée dans Kolar et al. 2005.

- MARTIN, E. H. ET J. LEVINE (2017). Northeast Aquatic Connectivity Assessment Project - Version 2.0: Assessing the ecological impact of barriers on Northeastern rivers. The Nature Conservancy, Brunswick, Maine. 122 p.
- MASSICOTTE, P., A. BERTOLO, P. BRODEUR, C. HUDON, M. MINGELBIER ET P. MAGNAN (2015). Influence of the aquatic vegetation landscape on larval fish abundance. *Journal of Great Lakes Research* 41: 873-880.
- MASSON, S., Y. DE LAFONTAINE, A.-M. PELLETIER, G. VERREAULT, P. BRODEUR, N. VACHON ET H. MASSÉ (2013). Dispersion récente de la tanche au Québec. *Le Naturaliste canadien* 137: 55-61.
- MCGRATH, C. J., T. J. BEAUSANG, D. F. MURPHY ET P. J. SHARKEY (1969). Application of electricity to freshwater fishery management and development in Ireland.
- MCININCH, S. P. ET C. H. HOCUTT (1987). Effects of turbidity on estuarine fish response to strobe lights. *Journal of Applied Ichthyology* 3: 97-105.
- MICRA (2015). The use of Grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) in the United States: Production, triploid certification, shipping, regulation, and stocking recommendations for reducing spread throughout the United States. Mississippi Interstate Cooperative Resource Association. Report to the U.S. Fish and Wildlife Service. Agreement #: F12AP00630. iv + 372 p.
- MILARDI, M., D. CHAPMAN, M. LANZONI, J. M. LONG ET G. CASTALDELLI (2017). First evidence of bighead carp wild recruitment in Western Europe, and its relation to hydrology and temperature. *PLOS ONE* 12: e0189517.
- MILARDI, M., M. LANZONI, M. KILJUNEN, J. TORNIAINEN ET G. CASTALDELLI (2015). Natural recruitment contributes to high densities of grass carp *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844) in Western Europe. *Aquatic Invasions* 10: 439-448.
- MILLER, A. C. ET J. L. DECELL (1984). Use of the white amur for aquatic plant management. Final report. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS (USA). Environmental Lab. 52 p.
- MILT, A. W., M. W. DIEBEL, P. J. DORAN, M. C. FERRIS, M. HERBERT, M. L. KHOURY, A. T. MOODY, T. M. NEESON, J. ROSS, T. TRESKA, J. R. O'HANLEY, L. WALTER, S. R. WANGEN, E. YACOBSON ET P. B. MCINTYRE (2018). Minimizing opportunity costs to aquatic connectivity restoration while controlling an invasive species. *Conservation Biology*. . *Conservation Biology* Accepted Author Manuscript. doi:10.1111/cobi.13105.
- MIRANDA, L. E. ET K. B. HODGES (2000). Role of aquatic vegetation coverage on hypoxia and sunfish abundance in bays of a eutrophic reservoir. *Hydrobiologia* 427: 51-57.
- MOEN, C. T., D. L. SCARNECCHIA ET J. S. RAMSEY (1992). Paddlefish movements and habitat use in Pool 13 of the Upper Mississippi River during abnormally low river stages and discharges. *North American Journal of Fisheries Management* 12: 744-751.

- MOY, P., C. B. SHEA, J. M. DETTMERS ET I. POLLS (2011). Chicago sanitary and ship canal aquatic nuisance species dispersal barriers.
- MURCHY, K. A., A. R. CUPP, J. J. AMBERG, B. J. VETTER, K. T. FREDRICKS, M. P. GAIKOWSKI ET A. F. MENSINGER (2017). Potential implications of acoustic stimuli as a non-physical barrier to silver carp and bighead carp. *Fisheries Management and Ecology* 24: 208-216.
- MURCHY, K. A., B. J. VETTER, M. K. BREY, J. J. AMBERG, M. P. GAIKOWSKI ET A. F. MENSINGER (2016). Not all carp are created equal: Impacts of broadband sound on Common Carp swimming behavior. *Proceedings of Meetings on Acoustics* 27: 010032.
- MURPHY, E. A. ET P. R. JACKSON (2013). Hydraulic and water-quality data collection for the investigation of Great Lakes tributaries for Asian carp spawning and egg-transport suitability. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2013–5106, 30 p.
- MURTY, D. S., K. K. SUKMARAN, P. V. G. K. REDDY ET R. K. DEY (1986). Observations on the life history of silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes). *Journal of the Inland Fisheries Society of India*, 18: 4-14. Rapporté dans Murphy et Jackson 2013.
- NAIL, L., J. SCHARDT, B. BILLETS ET S. COLLINS (1979). Radio telemetry tracking of the white amur in Lake Conway. Preliminary status report. Florida Department of Natural Resources, Bureau of Aquatic Plant Research and Control, Tallahassee, 25 p. Rapportée dans Shireman et Smith (1983).
- NASEKA, A. ET N. BOGUTSKAYA (2011). Annotated Bibliography of Bighead (*Hypophthalmichthys nobilis*) and Silver (*Hypophthalmichthys molitrix*) carps from Russian-Language literature. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 2964:vi+79p.
- NEGONOVSKAYA, I. T. ET G. P. RUDENKO (1974). Oxygen threshold and features of respiration exchange of the young phytophagous fish – Grass Carp *Ctenopharyngodon idella* (Val.) and Bighead Carp *Aristichthys nobilis* (Rich.). *Journal of Ichthyology* 14: 1111-1117. Résumée dans Naseka et Bogutskaya 2011.
- NEVILLE, H. M., J. B. DUNHAM ET M. M. PEACOCK (2006). Landscape attributes and life history variability shape genetic structure of trout populations in a stream network. *Landscape Ecology* 21: 901-916.
- NEWBOLD, L. R. ET P. S. KEMP (2015). Influence of corrugated boundary hydrodynamics on the swimming performance and behaviour of juvenile common carp (*Cyprinus carpio*). *Ecological Engineering* 82: 112-120.
- NEWBOLD, L. R., X. SHI, Y. HOU, D. HAN ET P. S. KEMP (2016). Swimming performance and behaviour of bighead carp (*Hypophthalmichthys nobilis*): Application to fish passage and exclusion criteria. *Ecological Engineering* 95: 690-698.
- NICHOLAS, M., R. A. ROY, L. A. CRUM, H. OĞUZ ET A. PROSPERETTI (1994). Sound emissions by a laboratory bubble cloud. *The Journal of the Acoustical Society of America* 95: 3171-3182.
- NICO, L. G., J. D. WILLIAMS ET H. L. JELKS (2005). Black carp: biological synopsis and risk assessment of an introduced fish. American Fisheries Society. Special Publication 32.

- NIE, L.-J. ET S.-J. FU (2017). Metabolic, behavioral, and locomotive effects of feeding in five cyprinids with different habitat preferences. *Fish Physiology and Biochemistry* 43: 1531-1542.
- NIXON, D. E. ET R. L. MILLER (1978). Movements of grass carp, *Ctenopharyngodon idella*, in an open reservoir system as determined by underwater telemetry. *Transactions of the American Fisheries Society* 107: 146-148.
- NOATCH, M. R. ET C. D. SUSKI (2012). Non-physical barriers to deter fish movements. *Environmental Reviews* 20: 71-82.
- NOVALES FLAMARIQUE, I., S. HIEBERT ET J. SECHRIST (2006). Visual performance and ocular system structure of Kokanee and Sockeye Salmon following strobe light exposure. *North American Journal of Fisheries Management* 26: 453-459.
- NOVINGER, D. C. ET F. J. RAHEL (2003). Isolation management with artificial barriers as a conservation strategy for Cutthroat Trout in Headwater Streams. *Conservation Biology* 17: 772-781.
- O'FARRELL, M., C. BURGER, R. CRUMP ET K. SMITH (2014). Blocking or guiding upstream-migrating fish: a commentary on the success of the graduated field electric fish barrier. *WIT Transactions on State of the Art in Science and Engineering* 71: 165-175.
- OPUSZYNSKI, K. (1967). Comparison of temperature and oxygen tolerance in grass carp (*Ctenopharyngodon idella* Val.), silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.), and mirror carp (*Cyprinus carpio* L.) *Ekologia Polska Series A* 15: 385-400. Rapportée dans Chilton et Muoneke 1992.
- PANG, X., Z.-D. CAO ET S.-J. FU (2011). The effects of temperature on metabolic interaction between digestion and locomotion in juveniles of three cyprinid fish (*Carassius auratus*, *Cyprinus carpio* and *Spinibarbus sinensis*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 159: 253-260.
- PANG, X., S.-J. FU, X.-M. LI ET Y.-G. ZHANG (2016a). The effects of starvation and re-feeding on growth and swimming performance of juvenile black carp (*Mylopharyngodon piceus*). *Fish Physiology and Biochemistry* 42: 1203-1212.
- PANG, X., S.-J. FU ET Y.-G. ZHANG (2015). Individual variation in metabolism and swimming performance in juvenile black carp (*Mylopharyngodon piceus*) and the effects of hypoxia. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 48: 431-443.
- PANG, X., S.-J. FU ET Y.-G. ZHANG (2016b). Acclimation temperature alters the relationship between growth and swimming performance among juvenile common carp (*Cyprinus carpio*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 199: 111-119.
- PANG, X., X.-Z. YUAN, Z.-D. CAO ET S.-J. FU (2013). The effects of temperature and exercise training on swimming performance in juvenile qingbo (*Spinibarbus sinensis*). *Journal of Comparative Physiology B* 183: 99-108.

- PARKER, A. D., D. C. CLOVER, S. T. FINNEY, P. B. ROGERS, J. G. STEWART ET R. L. SIMMONDS (2015a). Direct observations of fish incapacitation rates at a large electrical fish barrier in the Chicago Sanitary and Ship Canal. *Journal of Great Lakes Research*.
- PARKER, A. D., D. C. GLOVER, S. T. FINNEY, P. B. ROGERS, J. G. STEWART ET R. L. SIMMONDS (2015b). Fish distribution, abundance, and behavioral interactions within a large electric dispersal barrier designed to prevent Asian carp movement. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73: 1060-1071.
- PARKER, A. D., P. B. ROGERS, S. T. FINNEY ET R. L. SIMMONDS (2013). Preliminary results of fixed DIDSON evaluations at the electric dispersal barrier in the Chicago Sanitary and Ship Canal.
- PARKS, C. R. (2006). Optimising exclusion screens to control exotic carp in an Australian lowland river. Master
- PARSONS, G. R., E. STELL ET J. J. HOOVER (2016). Estimating burst swim speeds and jumping characteristics of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) using video analyses and principles of projectile physics. ANSRP Technical Notes Collection. ERDC/TN ANSRP-16-2. Vicksburg, MS: U.S. Army Engineer Research and Development Center.
- Patrick, P., R. W. Sheehan et B. Sim (1982). Effectiveness of a strobe light eel exclusion scheme.
- PATRICK, P. H., A. E. CHRISTIE, D. SAGER, C. HOCUTT ET J. STAUFFER (1985). Responses of fish to a strobe light/air-bubble barrier. *Fisheries Research* 3: 157-172.
- PEAKE, S., F. W. BEAMISH, R. S. MCKINLEY, D. A. SCRUTON ET C. KATOPODIS (1997). Relating swimming performance of lake sturgeon, *Acipenser fulvescens*, to fishway design. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 1361-1366.
- PEGG, M. A. ET J. H. CHICK (2004). Aquatic nuisance species: An evaluation of barriers for preventing the spread of Bighead and Silver Carp to the Great Lakes.
- PENDLETON, R. M., C. SCHWINGHAMER, L. E. SOLOMON ET A. F. CASPER (2017). Competition among river planktivores: are native planktivores still fewer and skinnier in response to the Silver Carp invasion? *Environmental Biology of Fishes*.
- PENGHAN, L. Y., Z. D. CAO ET S. J. FU (2014). Effect of temperature and dissolved oxygen on swimming performance in crucian carp. *Aquatic Biology* 21: 57-65.
- PERRY, S. F. ET K. M. GILMOUR (2002). Sensing and transfer of respiratory gases at the fish gill. *Journal of Experimental Zoology* 293: 249-263.
- PETERS, L. M., M. A. PEGG ET U. G. REINHARDT (2006). Movements of Adult Radio-Tagged Bighead Carp in the Illinois River. *Transactions of the American Fisheries Society* 135: 1205-1212.
- PLAUT, I. (2001). Critical swimming speed: its ecological relevance. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 131: 41-50.

- POPPER, A. N. (1972). Pure-tone auditory thresholds for the carp, *Cyprinus carpio*. *The Journal of the Acoustical Society of America* 52: 1714-1717.
- POPPER, A. N. ET T. J. CARLSON (1998). Application of sound and other stimuli to control fish behavior. *Transactions of the American Fisheries Society* 127: 673-707.
- POPPER, A. N. ET R. R. FAY (1993). Sound detection and processing by fish: critical review and major research questions. *Brain, Behavior and Evolution* 41: 14-38.
- Popper, A. N., A. D. Hawkins, R. R. Fay, D. A. Mann, S. Bartol, T. J. Carlson, S. Coombs, W. T. Ellison, R. L. Gentry, M. B. Halvorsen, S. Lokkeborg, P. H. Rogers, B. L. Southall, D. G. Zeddies et W. N. Tavolga (2014). Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI. New York, Acoustical Society of America.
- PRATT, T. C., L. M. O'CONNOR, A. G. HALLETT, R. L. MCLAUGHLIN, C. KATOPODIS, D. B. HAYES ET R. A. BERGSTEDT (2009). Balancing aquatic habitat fragmentation and control of invasive species: Enhancing selective fish passage at Sea Lamprey control barriers. *Transactions of the American Fisheries Society* 138: 652-665.
- PRINGLE, C. (2003). What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? *Hydrological Processes* 17: 2685-2689.
- RACH, J. J., G. G. SASS, J. A. LUOMA ET M. P. GAIKOWSKI (2010). Effects of Water Hardness on Size and Hatching Success of Silver Carp Eggs. *North American Journal of Fisheries Management* 30: 230-237.
- RADKE, R. J. ET U. KAHL (2002). Effects of a filter-feeding fish [silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.)] on phyto- and zooplankton in a mesotrophic reservoir: results from an enclosure experiment. *Freshwater Biology* 47: 2337-2344.
- RADOMSKI, P. ET B. V. HOLBROOK (2015). A comparison of two hydroacoustic methods for estimating submerged macrophyte distribution and abundance: A cautionary note. *Journal of Aquatic Plant Management* 53: 151-159.
- RAHEL, F. J. (2007). Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. *Freshwater Biology* 52: 696-710.
- RAHEL, F. J. (2013). Intentional fragmentation as a management strategy in aquatic systems. *BioScience* 63: 362-372.
- RAHEL, F. J., B. BIERWAGEN ET Y. TANIGUCHI (2008). Managing aquatic species of conservation concern in the face of climate change and invasive species. *Conservation Biology* 22: 551-561.
- RAI, A. K. (2000). Evaluation of natural food for planktivorous fish in Lakes Phewa, Begnas, and Rupa in Pokhara Valley, Nepal. *Limnology* 1: 81-89.
- RANDALL, D. ET C. BRAUNER (1991). Effects of Environmental Factors on Exercise in Fish. *Journal of Experimental Biology* 160: 113-126.

- RANKIN, C. H., T. ABRAMS, R. J. BARRY, S. BHATNAGAR, D. F. CLAYTON, J. COLOMBO, G. COPPOLA, M. A. GEYER, D. L. GLANZMAN, S. MARSLAND, F. K. MCSWEENEY, D. A. WILSON, C.-F. WU ET R. F. THOMPSON (2009). Habituation revisited: An updated and revised description of the behavioral characteristics of habituation. *Neurobiology of Learning and Memory* 92: 135-138.
- REYNOLDS, J. B. (1996). Electrofishing. Dans: *Fisheries techniques second edition*. B. R. Murphy et D. W. Willis (édit.). Bethesda, Maryland, American Fisheries Society, 221-251.
- RICHARDS, N. S., S. R. CHIPPS ET M. L. BROWN (2007). Stress response and avoidance behavior of fishes as influenced by high-frequency strobe lights. *North American Journal of Fisheries Management* 27: 1310-1315.
- ROGERS, P. H. ET M. COX (1988). Underwater sound as a biological stimulus. Dans: *Sensory biology of aquatic animals*. J. Atema, R. R. Fay, A. N. Popper et W. N. Tavolga (édit.). New York, NY, Springer New York, 131-149.
- ROME, L. C. ET A. R. MCNEILL (1990). The influence of temperature on muscle velocity and sustained performance in swimming carp. *The Journal of Experimental Biology* 154: 163-178.
- ROSCOE, D. W. ET S. G. HINCH (2010). Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical trends, geographic patterns and future directions. *Fish and Fisheries* 11: 12-33.
- ROSS, Q. E., D. J. DUNNING, R. THORNE, J. K. MENEZES, G. W. TILLER ET J. K. WATSON (1993). Response of Alewives to high-frequency sound at a power plant intake on Lake Ontario. *North American Journal of Fisheries Management* 13: 291-303.
- ROSS, R. M., W. F. KRISE, L. A. REDELL ET R. M. BENNETT (2001). Effects of dissolved carbon dioxide on the physiology and behavior of fish in artificial streams. *Environmental Toxicology* 16: 84-95.
- ROUTRAY, P. ET M. D. ROUTRAY (1997). Growth potential of grass carp, *Ctenopharyngodon idella*, Val. in saline water with an aquatic weed *Potamogeton pectinatus* as feed. *Fishery Technology* 34: 7-10.
- RUEBUSH, B. C., G. G. SASS, J. H. CHICK ET J. D. STAFFORD (2012). In-situ tests of sound-bubble-strobe light barrier technologies to prevent range expansions of Asian carp. *Aquatic Invasion* 7: 37-48.
- RYKORA, T. I. (1964). On the salt tolerance of the Chinese phytophagous fishes during the early developmental stages. Dans: *Acclimatization of fish and food organisms in seas of the USSR. Proceedings of All-Union Institute for Fisheries and Oceanography. Vol. 55*. A. F. Karpevich (édit.) p. 195-196. Résumée dans Naseka et Bogutskaya 2011.
- RYKORA, T. I. (1980). The influence of water salinity on the development of eggs of Grass Carp, Silver Carp, and Bighead Carp. Dans: *Phytophagous fishes in industrial fish culture. Book of Abstracts of the 9th All-Union Conference*. B. G. Kamilov (édit.). Tashkent. USSR p. 191-192. Résumé dans Naseka et Bogutskaya 2011.

- SAGER, D. R., C. H. HOCUTT ET J. R. STAUFFER (1987). Estuarine fish responses to strobe light, bubble curtains and strobe light/bubble-curtain combinations as influenced by water flow rate and flash frequencies. *Fisheries Research* 5: 383-399.
- SALA, O. E., F. STUART CHAPIN , III, J. J. ARMESTO, E. BERLOW, J. BLOOMFIELD, R. DIRZO, E. HUBER-SANWALD, L. F. HUENNEKE, R. B. JACKSON, A. KINZIG, R. LEEMANS, D. M. LODGE, H. A. MOONEY, M. N. OESTERHELD, N. L. POFF, M. T. SYKES, B. H. WALKER, M. WALKER ET D. H. WALL (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- SAMPSON, S. J., J. H. CHICK ET M. A. PEGG (2009). Diet overlap among two Asian carp and three native fishes in backwater lakes on the Illinois and Mississippi rivers. *Biological Invasions* 11: 483-496.
- SASS, G. G., C. HINZ, A. C. ERICKSON, N. N. MCCLELLAND, M. A. MCCLELLAND ET J. M. EPIFANIO (2014). Invasive bighead and silver carp effects on zooplankton communities in the Illinois River, Illinois, USA. *Journal of Great Lakes Research* 40: 911-921.
- SAVINO, J. F., D. J. JUDE ET M. J. KOSTICH (2001). Use of electrical barriers to deter movement of round goby. Behavioral Technologies for Fish Guidance: American Fisheries Society Symposium 26. C. C. Coutant. Charlotte, NC, American Fisheries Society. 26: 171-182.
- SCHELLART, N. A. M. ET A. N. POPPER (1992). Fonctionnal aspects of the evolution of the auditory system of actinopterygian fish. Dans: *Evolutionary biology of hearing*. R. R. Webster, R. R. Fay et A. N. Popper (édit.). New York, Springer-Verlag.
- SCHOFIELD, P. J., J. D. WILLIAMS, L. G. NICO, P. FULLER ET M. R. THOMAS (2005). Foreign nonindigenous carps and minnows (Cyprinidae) in the United States — A guide to their identification, distribution, and biology. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2005-5041, 103 p.
- SCHRANK, S. J., P. J. BRAATEN ET C. S. GUY (2001). Spatiotemporal Variation in Density of Larval Bighead Carp in the Lower Missouri River. *Transactions of the American Fisheries Society* 130: 809-814.
- SCHREIER, T. M., V. K. DAWSON ET W. LARSON (2008). Effectiveness of piscicides for controlling Round Gobies (*Neogobius melanostomus*). *Journal of Great Lakes Research* 34: 253-264.
- SFAKIOTAKIS, M., D. M. LANE ET J. B. C. DAVIES (1999). Review of fish swimming modes for aquatic locomotion. *IEEE Journal of Oceanic Engineering* 24: 237-252.
- SHENOUDA, T. S. (1996). Efficiency of burst swimming power of four carp species and the possibility of their planting in intensive aquaculture. *Journal of the Egyptian-German Society of Zoology* 21 (B - , *Vertebrate Anatomy and Embryology*): 27-45. Rapportée dans Hoover et al. 2012.
- SHI, X., Z. JIN, Y. LIU, X. HU, J. TAN, Q. CHEN, Y. HUANG, D. LIU, Y. WANG ET X. GU (2017). Can age-0 Silver Carp cross laboratory waterfalls by leaping? *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*.

- SHIREMAN, J. V. ET C. R. SMITH (1983). Synopsis of biological data on the grass carp, *Ctenopharyngodon idalla* (Cuvier and Valenciennes, 1844). Food and Agriculture Organization. Fisheries Synopsis (I35), 86 p.
- SIMBERLOFF, D. (2003). How Much Information on Population Biology Is Needed to Manage Introduced Species? *Conservation Biology* 17: 83-92.
- SLOAN, J. L., E. B. CORDO ET A. F. MENSINGER (2013). Acoustical conditioning and retention in the Common Carp (*Cyprinus carpio*). *Journal of Great Lakes Research* 39: 507-512.
- SMITH, K. A. (1957). Driving herring schools with compressed-air curtain. *Comm. Fish. Rev.* 19: 28-29.
- SMITH, K. A. (1961). Air-curtain fishing for Maine sardines. *Comm. Fish. Rev.* 23: 1-14.
- SMITH, R. J. F. (1992). Alarm signals in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 2: 33-63.
- Smith Root Inc (2017). "Fish barriers and diversion." Retrieved 20 juin 2017, 2017, from <http://www.smith-root.com>.
- SOLOMON, L. E., R. M. PENDLETON, J. H. CHICK ET A. F. CASPER (2016). Long-term changes in fish community structure in relation to the establishment of Asian carps in a large floodplain river. *Biological Invasions* 18: 2883-2895.
- SORENSEN, P. W., T. A. CHRISTENSEN ET N. E. STACEY (1998). Discrimination of pheromonal cues in fish: emerging parallels with insects. *Current Opinion in Neurobiology* 8: 458-467.
- SORENSEN, P. W. ET N. E. STACEY (2004). Brief review of fish pheromones and discussion of their possible uses in the control of non-indigenous teleost fishes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 38: 399-417.
- STANLEY, J. G., W. W. MILEY ET D. L. SUTTON (1978). Reproductive requirements and likelihood for naturalization of escaped grass carp in the United States. *Transactions of the American Fisheries Society* 107: 119-128.
- STARRS, T., D. STARRS, M. LINTERMANS ET C. J. FULTON (2017). Assessing upstream invasion risk in alien freshwater fishes based on intrinsic variations in swimming speed performance. *Ecology of Freshwater Fish* 26: 75-86.
- STEWART, H. A., M. H. WOLTER ET D. H. WAHL (2014). Laboratory investigations on the use of strobe lights and bubble curtains to deter dam escapes of age-0 Muskellunge. *North American Journal of Fisheries Management* 34: 571-575.
- STEWART, P. A. M. (1990). Electric screens and guides. Dans: *Fishing with electricity: Applications in freshwater fisheries management*. I. G. Cowx et P. Lamarque (édit.). Oxford, Fishing News Books, 140-156.
- STICH, D. S. (2011). Behavior and population dynamics of grass carp incrementally stocked for biological control. Master of Science in Fisheries and Wildlife, Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University. Blacksburg, Virginie. 128 p.

- STOTT, B. ET D. G. CROSS (1973). A note on the effect of lowered temperatures on the survival of eggs and fry of the grass carp *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes). *Journal of Fish Biology* 5: 649-658.
- STUPKA, R. C. ET R. K. SHARMA (1977). Survey of fish impingement at power plants in the United States. Vol III Estuaries and Coastal Waters.
- SULLIVAN, C. J., M. J. WEBER, C. L. PIERCE, D. H. WAHL, Q. E. PHELPS, C. A. CAMACHO ET R. E. COLOMBO (2018). Factors regulating year-class strength of Silver Carp throughout the Mississippi River basin. *Transactions of the American Fisheries Society* Accepted Author Manuscript. doi:10.1002/tafs.10054.
- TAYLOR, R. M., M. A. PEGG ET J. H. CHICK (2005). Response of bighead carp to a bioacoustic behavioural fish guidance system. *Fisheries Management and Ecology* 12: 283-286.
- TEMPLE, G. K. ET I. A. JOHNSTON (1997). The thermal dependence of fast-start performance in fish. *Journal of Thermal Biology* 22: 391-401.
- THOMPSON, R. F. ET W. A. SPENCER (1966). Habituation: a model phenomenon for the study of neuronal substrates of behavior. *Psychological Review* 73: 16-43.
- Tremblay, V., C. Cossette, J.-D. Dutil, G. Verreault et P. Dumont (2011). "Évaluation de la franchissabilité amont et aval pour l'anguille aux barrages Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2912 : x + 73 p."
- TSUKAMOTO, K., T. KAJIHARA ET M. NISHIWAKI (1975). Swimming Ability of Fish. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 41: 167-174. Rapportée dans Videler et Wardle (1991).
- TUDORACHE, C., P. VIAENE, R. BLUST, H. VEREECKEN ET G. DE BOECK (2008). A comparison of swimming capacity and energy use in seven European freshwater fish species. *Ecology of Freshwater Fish* 17: 284-291.
- TUDORACHE, C., P. VIAENEN, R. BLUST ET G. DE BOECK (2007). Longer flumes increase critical swimming speeds by increasing burst–glide swimming duration in carp *Cyprinus carpio*, L. *Journal of Fish Biology* 71: 1630-1638.
- U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS (2013). Summary of fish-barge interaction research and fixed dual frequency identification sonar (DIDSON) sampling at the electric dispersal barrier in Chicago Sanitary and Ship Canal.
- USGS (2019a). United States Geological Survey. Nonindigenous Aquatic Species Database. (<https://nas.er.usgs.gov/viewer/omap.aspx?SpeciesID=514>; consultée en février 2019).
- USGS (2019b). United States Geological Survey. Nonindigenous Aquatic Species Database. (<https://nas.er.usgs.gov/viewer/omap.aspx?SpeciesID=551>; consultée en février 2019).
- VAN HOUTT, J. K. J., J. PINCEEL, M. C. FLAMAND, M. BRIQUET, E. DUPONT, F. A. M. VOLCKAERT ET P. V. BARET (2005). Migration barriers protect indigenous brown trout (*Salmo trutta*)

- populations from introgression with stocked hatchery fish. *Conservation Genetics* 6: 175-191.
- VANDER ZANDEN, M. J., G. J. A. HANSEN, S. N. HIGGINS ET M. S. KORNIS (2010). A Pound of Prevention, Plus a Pound of Cure: Early Detection and Eradication of Invasive Species in the Laurentian Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research* 36: 199-205.
- VANDER ZANDEN, M. J. ET J. D. OLDEN (2008). A management framework for preventing the secondary spread of aquatic invasive species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65: 1512-1522.
- VARBLE, K. A., J. J. HOOVER, S. G. GEORGE, C. E. MURPHY ET K. J. KILLGORE (2007). Floodplain wetlands as nurseries for silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix*: A conceptual model for use in managing local populations. Aquatic Nuisance Species Research Program. ERDC/TN ANSRP-07-4. 15 p.
- VETTER, B. J., A. R. CUPP, K. T. FREDRICKS, M. P. GAIKOWSKI ET A. F. MENSINGER (2015). Acoustical deterrence of Silver Carp (*Hypophthalmichthys molitrix*). *Biological Invasions* 17: 3383-3392.
- VETTER, B. J. ET A. F. MENSINGER (2016). Broadband sound can induce jumping behavior in invasive Silver Carp (*Hypophthalmichthys molitrix*). Fourth International Conference on the Effects of Noise on Aquatic Life. Dublin, Ireland, Acoustical Society of America. 27.
- VETTER, B. J., K. A. MURPHY, A. R. CUPP, J. J. AMBERG, M. P. GAIKOWSKI ET A. F. MENSINGER (2017). Acoustic deterrence of Bighead Carp (*Hypophthalmichthys nobilis*) to a broadband sound stimulus. *Journal of Great Lakes Research* 43: 163-171.
- Vibert, R. (1967). Fishing with electricity - its applications to biology and management, London: Fishing news (Books) Ltd.
- VIDELER, J. J. ET C. S. WARDLE (1991). Fish swimming stride by stride: speed limits and endurance. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 1: 23-40.
- VITOUSEK, P. M., C. M. D'ANTONIO, L. L. LOOPE, REJM, XC, M. NEK ET R. WESTBROOKS (1997). Introduced species: A significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21: 1-16.
- VÖRÖS, L., I. OLDAL, M. PRÉSING ET K. V.-BALOGH (1997). Size-selective filtration and taxon-specific digestion of plankton algae by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.). Dans: *Shallow Lakes '95: Trophic Cascades in Shallow Freshwater and Brackish Lakes*. L. Kufel, A. Prejs et J. I. Rybak (édit.). Dordrecht, Springer Netherlands, 223-228.
- WAGNER, C. M., M. L. JONES, M. B. TWOHEY ET P. W. SORENSEN (2006). A field test verifies that pheromones can be useful for Sea Lamprey (*Petromyzon marinus*) control in the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 475-479.
- WAMBOLDT, J., K. A. MURPHY, M. K. BREY ET J. J. AMBERG (2017). Application of broadband sound for Bighead Carp *Hypophthalmichthys nobilis* and Silver Carp *H. molitrix* carps deterrence. *The Journal of the Acoustical Society of America* 141: 3862-3862.

- WANG, J. N., C. LI, X. B. DUAN, H. H. LUO, S. X. FENG, Q. D. PENG ET W. G. LIAO (2014). The relationship between thermal regime alteration and spawning delay of the four major Chinese carps in the Yangtze river below the three gorges dam. *River Research and Applications* 30: 987-1001.
- WATKINS, C. E., J. V. SHIREMAN, R. W. ROTTMANN ET D. E. COLLE (1981). Food Habits of Fingerling Grass Carp. *The Progressive Fish-Culturist* 43: 95-97.
- WDFW (2009). Fish passage and surface water diversion screening assessment and prioritization manual. Washington Department of Fish and Wildlife. Olympia, Washington. 240 p.
- WEBB, P. W. (1984). Body Form, Locomotion and Foraging in Aquatic Vertebrates. *American Zoologist* 24: 107-120.
- WELTON, J. S., W. R. C. BEAUMONT ET R. T. CLARKE (2002). The efficacy of air, sound and acoustic bubble screens in deflecting Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolts in the River Frome, UK. *Fisheries Management and Ecology* 9: 11-18.
- WHITMORE, C. M., C. E. WARREN ET P. DOUDOROFF (1960). Avoidance reactions of salmonid and Centrarchid fishes to low oxygen concentrations. *Transactions of the American Fisheries Society* 89: 17-26.
- WIERINGA, J. G., S. J. HERBST ET A. R. MAHON (2017). The reproductive viability of grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) in the western basin of Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research* 43: 405-409.
- WILCOX, B. A. ET D. D. MURPHY (1985). Conservation strategy: The effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist* 125: 879-887.
- WILLIS, D. J., M. V. HOYER, D. E. CANFIELD ET W. J. LINDBERG (2002). Training Grass Carp to Respond to Sound for Potential Lake Management Uses. *North American Journal of Fisheries Management* 22: 208-212.
- WILLSON, M. F. ET K. C. HALUPKA (1995). Anadromous fish as keystone species in vertebrate communities. *Conservation Biology* 9: 489-497.
- WITTMANN, M. E., R. M. COOKE, J. D. ROTH LISBERGER ET D. M. LODGE (2014). Using structured expert judgment to assess invasive species prevention: Asian carp and the Mississippi—Great Lakes hydrologic connection. *Environmental Science & Technology* 48: 2150-2156.
- WU, L., P. XIE, M. DAI ET J. WANG (1997). Effects of silver carp density on zooplankton and water quality: Implications for eutrophic lakes in China. *Journal of Freshwater Ecology* 12: 437-444.
- YAN, G.-J., X.-K. HE, Z.-D. CAO ET S.-J. FU (2012). The trade-off between steady and unsteady swimming performance in six cyprinids at two temperatures. *Journal of Thermal Biology* 37: 424-431.

- YI, Y., Z. WANG ET Z. YANG (2010). Impact of the Gezhouba and Three Gorges Dams on habitat suitability of carps in the Yangtze River. *Journal of Hydrology* 387: 283-291.
- ZENG, L.-Q., Z.-D. CAO, S.-J. FU, J.-L. PENG ET Y.-X. WANG (2009). Effect of temperature on swimming performance in juvenile southern catfish (*Silurus meridionalis*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 153: 125-130.
- ZHANG, W., Z.-D. CAO ET S.-J. FU (2012). The effects of dissolved oxygen levels on the metabolic interaction between digestion and locomotion in Cyprinid fishes with different locomotive and digestive performances. *Journal of Comparative Physiology B* 182: 641-650.
- ZHOU, G., X. ZHAO, Y. BI ET Z. HU (2011). Effects of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) on spring phytoplankton community structure of Three-Gorges Reservoir (China): results from an enclosure experiment. *2011* 70: 7.
- ZHOU, Q., P. XIE, J. XU, Z. KE ET L. GUO (2009). Growth and food availability of silver and bighead carps: evidence from stable isotope and gut content analysis. *Aquaculture Research* 40: 1616-1625.
- ZIELINSKI, D. P. ET P. W. SORENSEN (2015). Field test of a bubble curtain deterrent system for Common Carp. *Fisheries Management and Ecology* 22: 181-184.
- ZIELINSKI, D. P. ET P. W. SORENSEN (2016). Bubble curtain deflection screen diverts the movement of both Asian and Common Carp. *North American Journal of Fisheries Management* 36: 267-276.
- ZIELINSKI, D. P., V. R. VOLLER, J. C. SVENDSEN, M. HONDZO, A. F. MENSINGER ET P. SORENSEN (2014). Laboratory experiments demonstrate that bubble curtains can effectively inhibit movement of Common Carp. *Ecological Engineering* 67: 95-103.
- ZIGLER, S. J., M. R. DEWEY, B. C. KNIGHTS, A. L. RUNSTROM ET M. T. STEINGRAEBER (2004). Hydrologic and hydraulic factors affecting passage of Paddlefish through dams in the Upper Mississippi River. *Transactions of the American Fisheries Society* 133: 160-172.

*Forêts, Faune
et Parcs*

Québec

