

# Évaluation de la translocation en tant que mesure de mitigation pour la couleuvre brune au Québec

Revue de la littérature et rapport d'expertise



**Coordination et rédaction**

Cette publication a été réalisée par le Service de la conservation de la biodiversité et des milieux humides (SCBMH) du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). Elle a été produite par la Direction des communications du MELCCFP.

**Photographie de la page titre**

Couleuvre brune, © Philippe Lamarre

Dépôt légal – 2023  
Bibliothèque et Archives nationales du Québec  
ISBN 978-2-550-94030-2 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays.

© Gouvernement du Québec – 2023

## Équipe de réalisation

### Rédaction

Philippe Lamarre, biologiste, M. Sc.

Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP), Service de la conservation de la biodiversité et des milieux humides (SCBMH)

Sébastien Rouleau, biologiste, M. Sc.  
Coordonnateur recherche et conservation

Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent (SHNVSL)

Nathalie Tessier, biologiste, Ph. D.

MELCCFP, Direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de Laval, de Montréal et de la Montérégie (DGFa-05-06-13-16)

### Révision

Anaïs Boutin, biologiste, M. Sc.  
Directrice protection et conservation

Éco-Nature | Parc de la Rivière-des-Mille-Îles

Jonathan Choquette, biologiste, Ph. D.

SCC Ecological

Yohann Dubois, biologiste, M. Sc.  
Chef d'équipe, Division du rétablissement

MELCCFP, SCBMH

Christine Dumouchel, biologiste, M. Env.

MELCCFP, SCBMH

Antoine Nappi, biologiste, Ph. D.  
Chef de service, SCBMH

MELCCFP, SCBMH

### Participants au comité d'experts

Francis Allaire, biologiste, B. Sc.,

Éco-Nature | Parc de la Rivière-des-Mille-Îles

Pierre-Alexandre Bourgeois, biologiste, M. Sc.

SHNVSL

Anaïs Boutin, biologiste, M. Sc.  
Directrice protection et conservation

Éco-Nature | Parc de la Rivière-des-Mille-Îles

Jonathan Choquette, biologiste, Ph. D.

SCC Ecological

Philippe Lamarre, biologiste, M. Sc.

MELCCFP, SCBMH

Jérémie Maranda, biologiste, B. Sc.

SHNVSL

Sébastien Rouleau, biologiste, M. Sc.  
Coordonnateur recherche et conservation

SHNVSL

Nathalie Tessier, biologiste, Ph. D.

MELCCFP, DGFa-05-06-13-16

## Remerciements

Nous remercions chaleureusement Pierre-Alexandre Bourgeois et Jérémie Maranda, biologistes à la Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent, pour avoir assuré la prise de notes lors de la rencontre du comité d'experts de même que la rédaction du compte rendu dont les principaux éléments discutés sont intégrés dans le présent rapport. Merci également à Yohann Dubois, biologiste et chef de la division du rétablissement au Service de la conservation de la biodiversité et des milieux humides pour sa participation active à la conception du projet.

## Référence à citer

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS et SOCIÉTÉ D'HISTOIRE NATURELLE DE LA VALLÉE DU SAINT-LAURENT (2023). *Évaluation de la translocation en tant que mesure de mitigation pour la couleuvre brune au Québec – Revue de la littérature et rapport d'expertise*, gouvernement du Québec, Québec, 27 p.

## Résumé

La translocation de conservation est un déplacement délibéré d'organismes d'un site vers un autre par l'être humain dans l'objectif d'obtenir des bénéfices pour l'espèce ou pour l'écosystème (IUCN/SSC, 2013). Au Québec, la translocation des couleuvres brunes fait l'objet d'une polémique au sein des experts et a suscité de nombreuses réflexions critiques au cours des dernières années. En 2013, un colloque sur la conservation de l'espèce au Québec a donné lieu à une table ronde sur le sujet. Les discussions qui ont eu lieu entre les experts de l'espèce n'ont pas permis de reconnaître la translocation en tant que mesure de conservation efficace pour la couleuvre brune telle qu'elle était alors pratiquée (Éco-Nature, 2013). Afin de donner suite au colloque de 2013, un comité d'experts a été constitué en 2019 par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), aujourd'hui le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP), et la Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent (SHNVSL) dans l'objectif de faire le point sur l'avancement des connaissances sur la translocation et sur sa pertinence dans le contexte actuel et futur. Le présent rapport fait état des constats obtenus ainsi que d'une revue de la littérature récente.

Comme le concluait le colloque de 2013, la conservation de la couleuvre brune est un enjeu dans le contexte législatif actuel et les friches qui composent son habitat ne font elles-mêmes l'objet d'aucune protection légale, contrairement à d'autres habitats comme les milieux humides. L'espèce connaît donc une perte constante de ses habitats et se trouve refoulée dans des habitats marginaux résiduels. Plusieurs habitats importants pour l'espèce ont déjà été détruits ou sont voués à disparaître au cours des prochaines années.

À la lumière des discussions qui ont eu lieu au sein du comité d'experts et d'une revue de la littérature récente, seule une translocation à courte distance dans le contexte d'une perturbation temporaire ou d'une destruction partielle apparaît justifiée. Cette intervention pourrait permettre d'éviter une perte d'individus sans présenter de problèmes d'efficacité ni de risques associés à la propagation de maladies ou à la désorganisation de la diversité génétique.

Néanmoins, de nombreux enjeux persistent encore aujourd'hui par rapport à la relocalisation hors de l'habitat (longue distance). Parmi ceux-ci figurent la variabilité des taux de succès ainsi que les risques pour les individus relocalisés (haut taux de mortalité) et pour l'espèce. De plus, les bénéfices d'une relocalisation couronnée de succès seraient discutables sur le plan de la biodiversité (ex. : aucun bénéfice pour les autres espèces de l'habitat source et perte intégrale des services écologiques fournis).

Réalisée dans un contexte expérimental, une translocation d'individus vers un habitat inoccupé par l'espèce pourrait mener à l'acquisition de connaissances et à la conception d'outils de gestion permettant de favoriser la conservation de l'espèce. Face à la perte d'habitat dans la grande région métropolitaine, et compte tenu des risques d'échecs, des enjeux pour les individus relocalisés et pour l'espèce, des coûts et des retombées incertaines touchant uniquement une espèce, des actions de conservation aux bénéfices multispécifiques devraient toujours être favorisées.

Parmi les approches à préconiser pour favoriser la conservation de l'espèce figurent la protection de ses habitats, l'amélioration des habitats existants ou de leur connectivité ainsi que la restauration écologique d'habitats dégradés par les activités anthropiques.

La couleuvre brune fait partie du patrimoine naturel du grand Montréal. Protéger ses habitats permettrait d'assurer non seulement sa pérennité, mais également celle d'une multitude d'espèces emblématiques de la région.

# Table des matières

1.	Introduction	1
1.1	Terminologie	1
2.	Contexte	2
2.1	État de la situation : la couleuvre brune dans le grand Montréal	2
2.2	Contexte législatif et motivation de la translocation	3
3.	Enjeux	3
3.1	Grande variabilité des taux de succès	4
3.1.1	Translocation longue distance	4
3.1.2	Translocation courte distance	4
3.2	Qualité de l'habitat	5
3.2.1	Caractéristiques de l'habitat	5
3.2.2	Capacité de support	5
3.2.3	Habitats vacants, facteurs limitants et/ou opportunités	6
3.3	Diversité génétique et potentiel adaptatif	7
3.4	Risque de propagation de maladies et de parasites	7
3.5	Acceptabilité sociale de la destruction des habitats	9
4.	Coûts et bénéfices	9
4.1	Ressources financières	9
4.2	Bénéfices démographiques	10
4.2.1	Bénéfices pour les individus déplacés	12
4.2.2	Bénéfices pour la population receveuse	12
4.2.3	Bénéfices pour l'écosystème	12
5.	Recommandations	13
5.1	Translocation : seulement dans un contexte favorable	14
5.2	Facteurs de succès	15
5.2.1	Objectifs et critères d'évaluation du succès	15
5.2.2	Choix d'un site receveur	15
5.2.3	Relâche en enclos (soft release)	16
5.2.4	Nombre et âge des individus	16
5.2.5	Quand déplacer les couleuvres ?	17
5.2.6	Financement	17
5.3	Favoriser une approche alternative	17
5.3.1	Outils légaux	17
5.3.2	Fonds de compensation	18

5.3.3	Amélioration, restauration et gestion des habitats existants	18
5.3.4	Connexion des habitats	18
5.3.5	Naturalisation des espaces verts	18
6.	Conclusion	19
7.	Références	20

## Liste des figures

Figure 1.	Détection de la maladie fongique du serpent ( <i>O. ophiodiicola</i> ) aux États-Unis en 2016, dans des populations sauvages (en rouge) et en captivité (en jaune) (tiré de Lorch et coll., 2016)	8
Figure 2.	Taux d'accroissement par individu en fonction de la taille de la population ( $N$ ) pour une population soumise à un effet de densité dépendance (trait pointillé) et à un effet d'Allee (trait plein). Dans les deux cas, la taille de la population atteint un équilibre stable lorsqu'elle atteint la capacité de support de l'habitat ( $K$ ). L'ajout d'individus au-delà de $K$ induit un taux d'accroissement négatif (mortalité > naissance). Pour les espèces soumises à un effet d'Allee (courbe pleine), un second équilibre ( $K_-$ ) est présent dans les petites populations. Dans ce cas, la population est vouée soit à l'extinction si elle perd des individus en deçà du seuil critique ( $K_-$ ), soit à l'atteinte de la capacité de support ( $K$ ) si elle en gagne (adapté de Beauchamp et coll., 1999).	13

## Liste des tableaux

Tableau 1.	Bénéfices attendus d'un projet de translocation longue distance en fonction du contexte de la population receveuse.	11
------------	---	----



# 1. Introduction

La translocation de conservation est un déplacement délibéré d'organismes d'un site vers un autre par l'être humain dans l'objectif d'obtenir des bénéfices pour l'espèce ou pour l'écosystème (IUCN/SSC, 2013). Depuis quelques années, le nombre de publications sur la translocation est en croissance dans la littérature scientifique (International Union for Conservation of Nature/Species Survival Commission [IUCN/SSC], 2013; Germano et coll., 2015). Cependant, les motivations qui sous-tendent l'analyse de la translocation d'individus ont évolué, passant de projets de recherche de nature scientifique à des projets destinés à mitiger les effets de la perte d'habitat sur les individus (Miller et coll., 2014). L'augmentation récente de ce type de publications dans la littérature reflète un accroissement des conflits entre le développement urbain et la conservation de la biodiversité, en plus de suggérer qu'un nombre important d'individus est relocalisé sur une base annuelle. Par exemple, entre 1989 et 2005 aux États-Unis seulement, la relocalisation a été adoptée comme mesure de mitigation face au développement dans le cas de plus de 60 000 tortues gaufrees (*Gopherus polyphemus*) (Mushinsky et coll., 2006). Au Québec, aucun bilan n'a encore été effectué en ce qui a trait au nombre d'espèces et d'individus ayant fait l'objet d'une translocation à la suite de la destruction de leur habitat. Toutefois, au cours des 10 dernières années, plusieurs projets de relocalisation sur courte distance d'herpétofaune ont été menés chaque année dans la grande région de Montréal, dont 27 demandes pour l'année 2021 seulement et ciblant principalement la couleuvre brune (*Storeria dekayi*) (Nathalie Tessier, communication personnelle).

Malgré l'abondance de documentation dans la littérature scientifique, la translocation de la faune comme mesure de conservation demeure controversée, notamment en raison de son succès variable, des enjeux éthiques qui y sont associés ainsi que des risques pour les individus déplacés et pour les communautés naturelles des habitats receveurs (Menkhorst et coll., 2016; Thompson et Thompson, 2016; Finn et Stephens, 2017). Au Québec, la question de la translocation des couleuvres a d'ailleurs suscité des discussions et réflexions critiques au sein d'une table ronde d'experts lors du premier colloque sur la couleuvre brune en 2013 (Éco-Nature, 2013). Les discussions sur le sujet n'ont alors pas permis de reconnaître la translocation sur une longue distance comme une mesure de conservation efficace pour la couleuvre brune telle qu'elle était alors pratiquée.

Au cours des dernières années, dans l'objectif notamment d'encadrer les activités de translocation de la faune et d'en améliorer l'efficacité, plusieurs guides et protocoles standardisés ont été produits (IUCN/SSC, 2013; Randall et coll., 2018), dont un protocole d'inventaire des couleuvres par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), aujourd'hui le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) (MFFP, 2022b). Afin de donner suite à la table ronde d'experts de 2013 (Éco-Nature, 2013), un comité a été constitué en 2019 par le MFFP et la SHNVSL pour faire le point sur l'avancement des connaissances sur la translocation et sur sa pertinence dans le contexte actuel et futur. D'autre part, une augmentation future des conflits entre le développement et la conservation est prévisible (Miller et coll., 2014; Swan et coll., 2018). Le présent rapport fait état des analyses, constats et recommandations du comité. Il vise notamment à mettre en relief la situation de la couleuvre brune face au développement urbain dans le grand Montréal et à présenter les avantages et les inconvénients de la translocation des couleuvres dans le contexte actuel. Les constats et recommandations formulés permettront de faciliter une prise de décision éclairée et cohérente par rapport aux objectifs de conservation quant à la translocation comme mesure de mitigation pour la couleuvre brune.

## 1.1 Terminologie

Considérant que de nombreux termes désignent le déplacement d'individus (translocation, relocalisation, déplacement, réintroduction, introduction, etc.), le présent rapport fait référence à la **translocation de conservation** selon la définition qu'en donne l'Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN) :

« La translocation de conservation est le mouvement délibéré d'organismes d'un site vers un autre. Elle doit présenter des bénéfices mesurables pour la population, l'espèce ou

l'écosystème et non pas uniquement pour les individus relocalisés. » (Traduction libre du *Guide UICN pour les réintroductions et autres translocations de conservation* [IUCN/SSC, 2013]).

La translocation de conservation regroupe plusieurs types de déplacements d'individus dont l'appellation varie en fonction de l'objectif du projet :

- **Renforcement de population** : Les individus capturés sont déplacés vers une population déjà existante chez qui il y a un bénéfice de conservation à recevoir des individus; les individus relocalisés dans des populations existantes peuvent subir un très haut taux de mortalité.
- **Réintroduction** : Les individus capturés sont déplacés au sein de l'aire de répartition historique de l'espèce dans un habitat où elle a disparu.
- **Introduction** : Les individus capturés sont déplacés vers un habitat où l'espèce n'est pas présente et qui ne se qualifie pas comme « au sein de son aire de répartition historique ».

Au contraire, la **translocation de mitigation** vise à réduire la mortalité des individus causée par le développement, motif très différent de celui qui vise la conservation, où l'objectif est d'augmenter ou de restaurer les populations animales (Germano et coll., 2015).

## 2. Contexte

### 2.1 État de la situation : la couleuvre brune dans le grand Montréal

Au Québec, les menaces principales pour la couleuvre brune sont la destruction et la dégradation de ses habitats liées au développement urbain et industriel (Holt, 2002; Pouliot, 2008). En raison notamment du faible couvert végétal, les friches qu'utilise la couleuvre brune sont fortement convoitées. En effet, seulement 30 % des habitats connus se trouvent dans des aires protégées au sens large, dont 7 % sont légalement constituées (Bourgeois et coll., 2018a). En 2006, Ouellette et Rodrigue ont constaté que 26 % des habitats de la couleuvre brune étudiés étaient menacés de façon imminente par une destruction totale ou partielle. En 2018, on a estimé à environ 26 % (173 ha) la perte de superficie de ses habitats sur une période d'une dizaine d'années seulement (Bourgeois et coll., 2018b).

Bien qu'ils bénéficient d'une certaine protection contre le développement, les milieux ouverts situés en aire protégée sont menacés par la succession végétale, la tonte trop fréquente des friches (gestion du milieu ouvert), le reboisement et l'invasion par des espèces exotiques envahissantes (Bider et Rodrigue, 1996; Hobbs et Huenneke, 1996; Kjoss et Litvaitis, 2001; Fitch, 2006; Dupuy, 2011; Bourgeois et coll., 2018b). Par exemple, la succession végétale avancée représentait l'élément dominant dans l'explication de la perte nette d'habitats dans près de 48 % des 50 habitats de couleuvre brune évalués (Bourgeois et coll., 2018b). L'habitat peut également être dégradé par les espèces exotiques envahissantes comme le nerprun cathartique (*Rhamnus cathartica*) et le roseau commun (*Phragmites australis*), qui créent des couverts denses, referment la canopée et diminuent la qualité thermique des habitats (Shoemaker et coll., 2009; Anderson, 2012).

Les populations de couleuvres brunes de la région métropolitaine se retrouvent de plus en plus isolées les unes des autres et confinées sur des superficies de plus en plus réduites en raison de l'expansion constante des infrastructures urbaines. Elles font alors face à un risque croissant de déclin et d'extinction locale à la suite de la stochasticité environnementale ou de l'appauvrissement de la diversité génétique (Maruyama et Kimura, 1974; Frankham et Ralls, 1998; Primack, 2004; Lamarre et coll., 2015). Toute migration d'individus et toute recolonisation des petites populations vivant dans des habitats de petite taille sont donc fortement compromises, voire impossibles. Ouellette et Rodrigue (2006) ont évalué que 87 % des habitats étaient isolés et offraient des conditions précaires pour l'espèce à cause du manque considérable de possibilités d'échanges d'individus entre les populations. En raison de cet isolement, des menaces et de la

faible protection des habitats, ils ont évalué que 23 % des sites de couleuvre brune étudiés avaient un potentiel de survie à long terme très faible, sinon nul (Ouellette et Rodrigue, 2006).

## 2.2 Contexte législatif et motivation de la translocation

La couleuvre brune figurait sur la liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables depuis 1992 (Beaulieu, 1992). Une démarche visant sa protection en vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (LEMV) (RLRQ, c. E -12.01) a récemment été amorcée et pourrait résulter dans l'attribution éventuelle d'un statut de conservation. Une protection de l'espèce est également prévue en vertu de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (LCMVF) (RLRQ, chapitre C -61.1). Cette loi stipule qu'au Québec, « nul ne peut déranger, détruire ou endommager [...] la tanière d'un animal » (article 26), « pourchasser, tuer ou mutiler volontairement un animal avec un véhicule » (article 27). Nul ne peut non plus chasser ou piéger s'il n'est pas titulaire d'un permis délivré à cette fin (articles 38 et 39). Toutefois, ces interdictions sont rarement applicables puisqu'il faut prouver, lors d'une poursuite pénale *a posteriori*, la violation d'au moins une de ces interdictions (Thibault-Bédard, 2017). On ne peut donc inférer qu'un tort sera causé en amont d'un projet de développement en vertu de ces interdictions (Thibault-Bédard, 2017).

À l'heure actuelle, aucune loi ne protège directement l'habitat de la couleuvre brune (Girard, 2014; Bourgeois et coll., 2018a). En effet, la protection légale accordée aux habitats fauniques repose sur la LCMVF et le Règlement sur les habitats fauniques (RLRQ, chapitre C-61.1, r. 18). Toute activité susceptible de modifier un élément biologique, physique ou chimique propre à l'habitat de l'animal ou du poisson visé est interdite sans autorisation, sous réserve des exceptions prévues dans la LCMVF et le Règlement sur les habitats fauniques (RHF). Pour que l'habitat d'une espèce faunique menacée ou vulnérable soit protégé légalement, l'habitat doit répondre aux conditions suivantes : 1) l'espèce doit être désignée comme menacée ou vulnérable et les caractéristiques de son habitat doivent être inscrites au Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats (REMVF) (RLRQ, chapitre E-12.01, r. 2) (MFFP, 2015), 2) l'habitat doit être situé sur les terres du domaine de l'État et 3) l'habitat doit faire l'objet d'un plan dressé par le ministre, lequel doit faire l'objet d'un avis à la Gazette officielle du Québec. À ce jour, les habitats de la couleuvre brune ne répondent pas à l'ensemble de ces critères et pour cette raison, ne peuvent bénéficier d'une protection légale.

Dans ce contexte, l'objectif de la translocation des individus est de mitiger les impacts d'un projet de développement et vise à favoriser la survie des individus. Selon les *Lignes directrices pour la conservation des habitats fauniques* (MFFP, 2015) :

« Les espèces menacées ou vulnérables dont l'habitat n'est pas protégé légalement doivent être abordées avec une attention particulière. Il en est de même pour les espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables, étant donné que leur situation peut s'avérer critique bien avant qu'un statut légal ne soit accordé à l'espèce ou que son habitat ne soit protégé. Toutefois, le degré de prise en compte dans l'analyse de projets diffère selon les situations (p. ex., la délivrance d'une autorisation en vertu de l'article 128.7 de la LCMVF versus l'émission d'un avis faunique dans le cadre de l'article 31.5 de la LQE). [...] Par contre, en ce qui concerne l'émission d'avis fauniques, l'analyste du MFFP a uniquement un pouvoir de **recommandation** » (tiré de MFFP, 2015).

## 3. Enjeux

Il existe de nombreux enjeux associés à la translocation des couleuvres. Cinq d'entre eux seront discutés dans la présente section : la variabilité des taux de succès, la qualité des habitats receveurs, le respect de l'intégrité génétique locale, le risque de propagation de maladies et l'acceptabilité sociale de la destruction des habitats.

## 3.1 Grande variabilité des taux de succès

Les données scientifiques soulignent le caractère hautement variable du succès des campagnes de translocation, succès qui serait souvent surestimé (Mullin et Seigel, 2009). Les effets néfastes et les échecs qui y sont associés découlent en grande partie de translocations réalisées dans un contexte de mitigation des conflits humains-animaux (Mullin et Seigel, 2009; Germano et Bishop, 2009; Sullivan et coll., 2014; Rouleau, 2014; Miller et coll., 2014). La planification insuffisante, le manque de critères valides pour évaluer le succès ainsi que le manque de suivi à long terme des projets de translocation ont été définis comme des facteurs importants qui remettent en question ce type d'intervention (Mullin et Seigel, 2009; Miller et coll., 2014), situation qui s'applique également aux campagnes de translocation de la couleuvre brune au Québec (Bourgeois et coll., 2018a). Le succès varie grandement en fonction d'une multitude de facteurs, dont la distance à laquelle sont déplacés les animaux. Il est donc important de bien distinguer la translocation longue distance de la translocation courte distance des individus. Une translocation courte distance se définit comme le déplacement de l'animal vers un site situé à l'intérieur de son domaine vital normal estimé, ou près de celui-ci, alors que la translocation longue distance correspond à un déplacement effectué vers un site à l'extérieur de son domaine vital (c'est-à-dire un habitat qui lui est inconnu) (Hardy et coll., 2001; Brown et coll., 2009).

### Mise en garde

Il est important de noter que l'évaluation du succès de translocation peut varier grandement d'un projet à l'autre. De plus, il existe un biais dans la publication des résultats. En effet, selon une revue de la littérature sur le sujet, les résultats des translocations auraient plus de chance d'être présentés dans la documentation si les résultats étaient positifs, si l'étude était réalisée en partenariat avec une université ou si le projet était associé à la conservation plutôt qu'à une mesure de mitigation (Miller et coll., 2014). Par conséquent, le portrait du succès de translocation doit être interprété avec prudence.

### 3.1.1 Translocation longue distance

Plusieurs études portant sur les individus relocalisés **à l'extérieur de leur domaine vital** rapportent des effets néfastes sur les individus tels que des déplacements extensifs et erratiques possiblement associés au comportement de retour au site de capture (*homing*), des comportements atypiques et un taux de mortalité élevé (Reinert et Rupert, 1999; Plummer et Mills, 2000; Butler et coll., 2005; Roe et coll., 2010; Sullivan et coll., 2014; Rouleau, 2014; Wolfe, 2018). Les effets de la prédation, du stress et des maladies sur les animaux déplacés sont souvent évoqués comme facteurs ayant contribué à des taux de mortalité élevés chez ces derniers (Sullivan et coll., 2015).

En contexte nordique, la relocalisation de couleuvres impose un défi additionnel associé à l'adoption d'un nouveau site d'hibernation par les individus relocalisés. Même en présence d'un site d'hibernation convenable, la mortalité associée à la période d'hibernation demeure un problème pour les serpents introduits dans un habitat qui leur est inconnu (Reinert et Rupert, 1999; Roe et coll., 2010; Harvey et coll., 2014). Cet échec pourrait être dû à l'incapacité des individus d'atteindre un état physiologique adéquat pour hiberner ou être associé au choix d'un site inapproprié à l'intérieur de l'hibernacle (Reinert et Rupert, 1999; Roe et coll., 2010; Harvey et coll., 2014). Par conséquent, le succès de la relocalisation de couleuvres à longue distance dépendrait notamment de l'adoption par les individus relocalisés d'un habitat estival et d'un hibernacle adéquat (Reinert et Rupert, 1999).

### 3.1.2 Translocation courte distance

Lorsque les couleuvres sont déplacées sur une courte distance, **à l'intérieur de leur domaine vital** ou près de celui-ci, on observe également des déplacements importants et des comportements de retour au site de capture (*homing*), mais la santé de l'animal et le taux de mortalité ne seraient pas touchés (Brown et coll., 2009; Harvey et coll., 2014; Holding et coll., 2014; Newman et coll., 2019). Puisque les individus sont déplacés à l'intérieur même de leur population résidente, les enjeux liés à la qualité de l'habitat receveur, à la pollution génétique et au risque de propagation des maladies, qui sont discutés dans les

sections suivantes, sont moindres (Brown et coll., 2009). La translocation courte distance serait un outil efficace pour résoudre certains conflits à court terme d'interaction animaux-humains, lorsque le conflit est saisonnier ou temporaire, par exemple (Brown et coll., 2009; Holding et coll., 2014).

## 3.2 Qualité de l'habitat

### 3.2.1 Caractéristiques de l'habitat

La qualité élevée des habitats receveurs est une condition primordiale à respecter dans tout projet de translocation et serait, lorsqu'elle n'est pas respectée, l'une des principales raisons d'échec (Griffith et coll., 1989; Dodd et Seigel, 1991; Germano et Bishop, 2009). Pour que les chances de succès soient plus grandes, l'habitat receveur doit non seulement répondre aux besoins biologiques de l'espèce, mais également se trouver à l'intérieur de son aire de répartition connue ou présumée. Cela augmentera les probabilités que les conditions climatiques et géographiques requises par l'espèce soient respectées (Griffith et coll., 1989; IUCN/SSC, 2013). L'habitat receveur devrait également être dans une aire protégée où les facteurs limitants et les menaces ont été atténués, sans quoi les retombées pour la conservation à long terme risquent d'être compromises.

Au minimum, l'habitat receveur pour la couleuvre brune doit être un milieu ouvert, principalement herbacé, offrir une certaine hétérogénéité spatiale, avoir des abris, de la nourriture et au moins un hibernacle (Pouliot, 2008). Toutefois, bien que cela semble évident à première vue, déterminer la qualité d'un habitat receveur et s'assurer que celui-ci convient peut s'avérer un défi. En effet, les serpents sélectionnent l'habitat en fonction de la disponibilité du microhabitat (ex. : proximité de refuges), de sorte qu'il n'est généralement pas possible de déterminer si l'habitat visible à l'échelle du macrohabitat (ex. : image satellite et couches géomatiques) convient (Harvey et Weatherhead, 2006). Des visites sur le terrain doivent être effectuées et comme la « qualité » d'un habitat se mesure difficilement, elle est souvent déterminée qualitativement par un expert qui décide si l'habitat convient ou non. Dans certains cas, un indice de « convenance » de l'habitat basé sur un score attribué à certains critères clés peut être utilisé, mais une bonne compréhension de l'importance relative de chacun des critères est requise pour que les résultats soient significatifs sur le plan biologique (Bradly et coll., 2014).

### 3.2.2 Capacité de support

L'habitat receveur doit pouvoir soutenir le nombre d'individus déplacés et permettre son expansion (Worthington-Hill, 2016). Lorsque tous les éléments requis par l'espèce pour accomplir son cycle vital sont présents, la capacité de support d'un habitat est liée à sa superficie. En effet, les plus gros fragments peuvent supporter non seulement plus d'individus et plus d'espèces, mais également un niveau croissant d'unités démographiques, allant d'un couple reproducteur dans les petits habitats à une population et, enfin, à une métapopulation dans les plus grosses parcelles (Kjoss et Litvaitis, 2001; Smallwood, 2001; Meik et Makowsky, 2018).

La superficie minimale d'habitat requise pour soutenir une population de même que la taille minimale viable d'une population (PMV) de couleuvres brunes ne sont pas connues. Toutefois, Kjoss et Litvaitis (2001) rapportent n'avoir trouvé l'espèce que dans des habitats de plus de 1,5 ha en dépit du fait que l'espèce a un domaine vital restreint et estimé à 0,3 ha (Freedman et Catling, 1979). À titre indicatif, Rouleau et coll. (2018b) mentionnent aussi avoir trouvé la couleuvre brune sur des parcelles isolées d'une superficie de 1,5 ha, ce qui correspondait également à la plus petite superficie d'habitat inventoriée. Dans une étude effectuée sur des îles, Meik et Makowsky (2018) rapportent qu'une superficie minimale de 1,7 km<sup>2</sup> (170 ha) est requise pour soutenir une population d'une espèce de colubridé. Enfin, Smallwood (2001) définit une population de couleuvres rayées géantes (*Thamnophis gigas*) comme étant composée de 164 ± 37 individus et mentionne qu'une superficie minimale de 2,35 km<sup>2</sup> (235 ha) est requise pour soutenir cette population. Bien que ces chiffres ne s'appliquent pas directement à la couleuvre brune, il est possible de s'en inspirer comme mesure prudente de l'espace et du nombre d'individus requis pour constituer une

population viable. Par principe de précaution, la superficie de l'habitat receveur devrait être minimalement aussi grande que celle de l'habitat donneur.

Au Québec, peu de populations de couleuvres brunes ont été étudiées selon leur démographie et aucune n'a encore fait l'objet d'une étude publiée sur la capacité de support de son habitat. Sur le plan démographique, seules quelques données de densité sommaires obtenues par la mise en relation des nombres de couleuvres capturées par unité de surface sont disponibles. Par exemple, une densité minimale de 30 individus/hectare a été observée sur l'île Saint-Joseph (Allaire et Boutin, données non publiées), une densité minimale de 68 individus/hectare a été détectée sur l'île des Sœurs (Groupe Hémisphère, 2015) et une densité atteignant 168 individus/hectare a été observée sur l'île Lapierre (Rouleau et coll., 2018a). Selon ces données, les densités démographiques des populations de couleuvres brunes du grand Montréal semblent hautement variables, ce qui suggère que la capacité de support des habitats varie grandement.

Puisqu'il est impossible de déterminer la capacité de support des habitats qui abritent actuellement les populations de couleuvres brunes, les bénéfiques pour une population receveuse d'y ajouter des individus demeurent risqués et controversés. Chose certaine, l'introduction d'animaux dans une population qui atteint presque sa capacité de support induirait un taux de mortalité de près de 100 % chez les individus relocalisés et un bénéfice nul pour la population receveuse (Rout et coll., 2009). En l'absence de bénéfices démontrables pour la conservation de l'espèce, on s'abstiendra alors de déplacer des couleuvres brunes d'une population à une autre.

### 3.2.3 Habitats vacants, facteurs limitants et/ou opportunités

Au Québec, des populations de couleuvres brunes sont présentes dans une proportion importante des grandes îles de l'archipel d'Hochelaga, qui comprennent le grand Montréal. Des données génétiques sur la couleuvre rayée (*Thamnophis sirtalis*) suggèrent que la présence des couleuvres dans la région daterait possiblement du pléistocène, à la suite du retrait de la mer de Champlain et de la fonte des glaciers (Placyk et coll., 2007). La couleuvre brune aurait alors colonisé le sud de la province, de l'ouest vers l'est (Lamarre et coll., 2015). Les données de la Banque d'observations sur les reptiles et amphibiens du Québec (BORAQ) confirment sa présence actuelle de Salaberry-de-Valleyfield, au sud-ouest, jusqu'à Repentigny, au nord-est (BORAQ, 2019). Néanmoins, les habitats apparemment propices dans l'aire de répartition québécoise ne semblent pas tous occupés par l'espèce. La présence de ces habitats vacants pourrait s'expliquer de plusieurs façons, dont les suivantes :

- L'espèce n'a jamais atteint ces habitats;
- L'espèce a atteint ces habitats, mais les populations en ont été extirpées;
- Les conditions requises pour la survie de l'espèce à long terme n'y sont pas remplies;
- L'habitat n'est devenu propice que récemment;
- À ce jour, aucun inventaire rigoureux n'a été réalisé dans ces milieux.

Le succès d'une campagne de translocation dans un habitat où l'espèce n'est pas présente peut dépendre de la raison pour laquelle l'espèce n'y est pas en ce moment. Par exemple, si des populations antérieures ont été extirpées en raison d'une condition qui n'est pas encore rétablie, la translocation elle-même mènera fort probablement à une extinction à court ou à moyen terme selon la menace. Par ailleurs, un habitat récemment perturbé pourrait présenter de nouvelles opportunités de colonisation. Par conséquent, une connaissance approfondie des caractéristiques et de la condition de l'habitat est souhaitable avant qu'on introduise des individus dans un habitat où l'espèce n'est pas présente (Kingsbury et Attum, 2009). La présence d'autres espèces de couleuvres, dont la couleuvre rayée ou la couleuvre à ventre rouge, pourrait servir d'indicateur pour évaluer si l'habitat récepteur convient, considérant que ces espèces partagent fréquemment les habitats de la couleuvre brune et sont présumées avoir des besoins similaires en matière d'habitat, d'alimentation et d'hibernation.

**N. B. :** Il n'est pas exclu que de la gestion de l'habitat permette de rectifier certains facteurs limitants pour l'espèce et favorise ainsi l'établissement d'une nouvelle population (Shoemaker et coll., 2009). Par

exemple, la gestion de la canopée peut favoriser les populations de serpents (Pike et coll., 2011), dont plusieurs espèces comme la couleuvre brune sont des spécialistes des habitats ouverts ou de transition.

### 3.3 Diversité génétique et potentiel adaptatif

La diversité génétique fournit le matériel requis pour l'adaptation des populations à leur environnement. Elle est communément utilisée comme indicateur du potentiel de survie d'une population (Reed, 2000; Reed et Frankham, 2003; Grueber et coll., 2008; Caballero et coll., 2013; Vilas et coll., 2015). En effet, le niveau de diversité génétique découle de procédés menant au gain (mutation ou migration) d'allèles (copies d'un gène) et à leur perte (dérive génique, sélection naturelle), ce qui conduit ultimement à l'adaptation ou à l'extinction (Orr, 2005; Carlin, 2011).

La translocation d'individus dans une population ou un habitat receveur où il y a possibilité d'échanges de gènes pourrait présenter trois types de répercussions en fonction de la performance des allèles (et/ou génomes) dans le nouvel environnement (valeur sélective) :

- **allèles corrélés positivement avec la valeur sélective** : permettent d'augmenter le nombre d'allèles (un indicateur de la diversité génétique) des populations receveuses et de fournir un éventail plus grand de possibilités d'adaptation et donc de survie (rescousse génétique) pour la population;
- **allèles corrélés négativement (délétères) avec la valeur sélective** : ne sont pas favorables aux porteurs et à leurs descendants, ce qui diminue le potentiel de survie de la population receveuse (dépression hybride ou *outbreeding depression*);
- **allèles non corrélés avec la valeur sélective** : n'ont pas d'effet sur la survie des porteurs dans la nouvelle population.

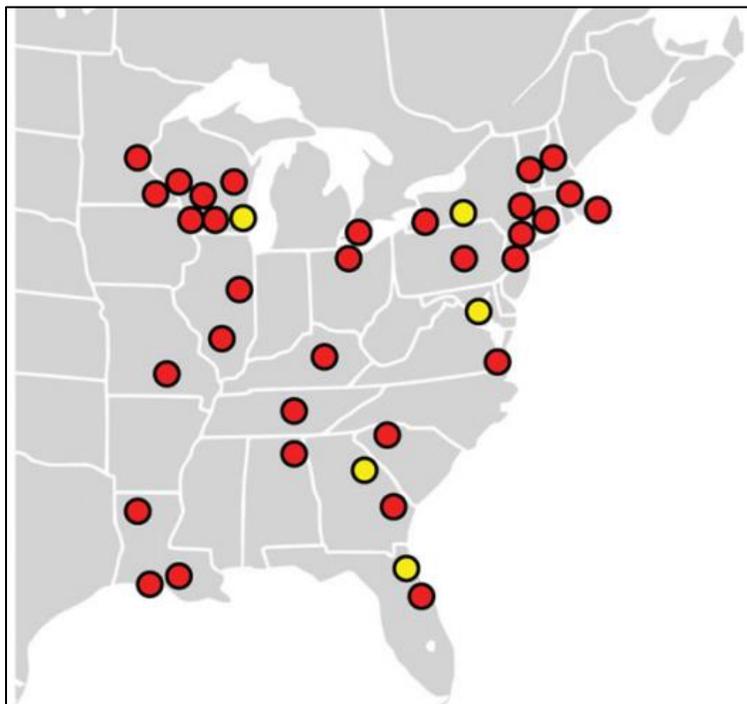
Au Québec, une étude sur la diversité génétique des couleuvres brunes a mis en relief un fort degré de différenciation entre dix populations venant de contextes variés (Lamarre et coll., 2015). Considérant la forte divergence des populations entre elles, l'apport de matériel génétique par translocation pourrait modifier la composition génétique de la population receveuse dont la valeur sélective est peut-être favorisée localement (adaptation). Cette modification pourrait donc influencer le potentiel de survie de cette population, soit en favorisant ou en défavorisant son adaptation locale. Toutefois, des études plus poussées à une échelle spatiale très fine seraient requises pour évaluer les risques de la relocalisation sur l'adaptation. Par conséquent, comme le lien entre la diversité génétique des couleuvres montréalaises et la valeur sélective des individus n'est pas démontré, les effets génétiques de leur translocation dans un nouvel habitat ou dans une nouvelle population sont inconnus.

### 3.4 Risque de propagation de maladies et de parasites

Le déplacement d'animaux à travers le monde a induit par le passé de nombreuses épidémies à la suite de la translocation d'individus. Il présente un risque important pour la conservation de la faune (Woodford, 1993; Cunningham, 1996; Fèvre et coll., 2006). Par exemple, chez les tortues, le déplacement d'individus présente un risque de propagation, notamment en ce qui concerne certains ranavirus (McKenzie et coll., 2019) et de mycoplasmes (Aiello et coll., 2014). Chez les serpents, la maladie émergente la plus préoccupante en Amérique du Nord serait la maladie fongique du serpent (*snake fungal disease*) résultant d'une infection par un champignon pathogène, *Ophidiomyces ophiodiicola*. Cette maladie provoque l'apparition de lésions et de nécroses sur le derme et entraîne éventuellement la mort des individus infectés (Allender et coll., 2015; Lorch et coll., 2015; Hileman et coll., 2018).

La maladie fongique du serpent n'a pu être repérée lors d'une campagne de détection réalisée dans le sud-ouest du Québec en 2016 (Rouleau et coll., 2017). Il n'est cependant pas exclu qu'elle y soit présente, considérant que la méthode de détection utilisée (frottis et qPCR) pourrait avoir sous-estimé la prévalence

de la maladie (Allender et coll., 2016; Lorch et coll., 2016; Hileman et coll., 2018). En 2016, sa présence aurait été confirmée en Ontario de même que dans 18 États américains (figure 1), dont 3 partagent une frontière commune avec le Québec, soit les États de New York, du Vermont et du New Hampshire (Lorch et coll., 2016). La maladie y infecte plusieurs espèces de couleuvres qui sont également présentes au Québec, dont la couleuvre brune (Licitra et coll., 2019), la couleuvre tachetée (*Lampropeltis triangulum*) (Ravesi et coll., 2016), la couleuvre rayée (*Thamnophis sirtalis*) et la couleuvre d'eau (*Nerodia sipedon*) (Allender et coll., 2015; Lorch et coll., 2016).



**Figure 1. Détection de la maladie fongique du serpent (*O. ophiodiicola*) aux États-Unis en 2016, dans des populations sauvages (en rouge) et en captivité (en jaune) (tiré de Lorch et coll., 2016)**

Par ailleurs, plusieurs études sur les mécanismes de transmission des maladies de la faune suggèrent que les individus relocalisés présentent plus de risques de contracter et de transmettre une maladie. En effet, leur système immunitaire affaibli par le stress augmenterait leur vulnérabilité aux pathogènes (Dhabhar et McEwen, 1997; Glaser et Kiecolt-Glaser, 2005; Aiello et coll., 2014), alors que les grands déplacements erratiques typiques des animaux relocalisés (Plummer et Mills, 2000; Butler et coll., 2005; Reinert et Rupert, 1999; Roe et coll., 2010; Sullivan et coll., 2014; Aiello et coll., 2014; Rouleau, 2014) augmenteraient à la fois leur taux d'exposition et leur potentiel à propager la maladie.

Considérant la présence d'une maladie émergente sous-diagnostiquée dans des territoires adjacents au Québec, l'absence généralisée de protocoles de biosécurité éprouvés (Massei et coll., 2010) et le haut risque de transmission de maladies associé aux individus relocalisés, il serait préférable de ne pas déplacer d'individus avant de pouvoir valider leur état de santé. Ce risque serait toutefois moindre dans le cas des translocations courte distance, puisque les individus sont déplacés à l'intérieur de leur propre population et ne risquent donc pas d'y introduire de nouvelles maladies. Un protocole de désinfection rigoureux du matériel de terrain devrait être appliqué dans tous les cas pour éviter de contaminer les populations avec du matériel souillé, en utilisant par exemple une solution de javellisant (Rzadkowska et coll., 2016).

### 3.5 Acceptabilité sociale de la destruction des habitats

Dans plusieurs situations, la translocation permet de sauver des individus d'une mort certaine, notamment lorsque l'habitat de la population source est détruit ou devient incompatible avec la survie de l'espèce. Dans un tel contexte, en particulier quand il s'agit d'espèces à statut précaire, l'inaction face à la mort ou à la souffrance évitable d'individus est difficilement socialement acceptable. Cependant, dans certains cas, le déplacement d'individus peut présenter plus de risques pour une espèce que la perte des individus d'un habitat (Menkhorst et coll., 2016).

Menkhorst et coll. (2016) recommandent de ne pas relocaliser les individus en l'absence de connaissances suffisantes, position critiquée par Thompson et Thompson (2016). En effet, ces derniers recommandent plutôt de favoriser plus de translocations, de façon à analyser l'efficacité de cette action en tant que mesure de mitigation, ce qui permet également de « donner une chance » aux animaux relocalisés. Cette approche permettrait effectivement d'obtenir plus de données et d'améliorer l'efficacité des méthodes utilisées, pourvu que les études soient bien structurées dès le départ.

Néanmoins, la translocation d'individus n'est pas garante de succès. Elle donne généralement une fausse impression de « bonne action » (Mullin et Seigel, 2009) et peut mener à un haut taux de stress, de souffrance et de mortalité chez les animaux déplacés (Finn et Stephens, 2017). En effet, les individus déplacés présentent des chances plus élevées de prédation, de famine, de carences nutritives et d'état de choc. Ils sont également plus susceptibles de contracter des maladies et de les propager, d'avoir des blessures traumatiques et d'être exposés à des conditions climatiques défavorables (ex. : hyperthermie) (Finn et Stephen, 2017). Par conséquent, la translocation permet possiblement de réduire la souffrance chez les animaux déplacés, mais comme le succès des projets de translocation est variable, l'issue ne garantit pas cette réduction.

Par ailleurs, les habitats détruits sont les hôtes d'une communauté faunique et floristique pour laquelle la perte d'habitat induit une souffrance et une mortalité qui ne sont ni minimisées ni compensées lorsque des individus d'une seule espèce sont déplacés. De plus, la publicisation de projets de translocation fait miroiter au grand public des retombées bénéfiques associées à des projets de destruction d'habitats (Kingsbury et Attum, 2009; Menkhorst et coll., 2016) et peut détourner l'attention de la source du problème, soit la destruction des habitats (Bradshaw et Bateson, 2000) et le manque d'outils pour les protéger.

Au Québec, la couleuvre brune partage son habitat avec une multitude d'espèces dont la situation de conservation est préoccupante; c'est le cas entre autres du papillon monarque (*Danaus plexippus*), du goglu des prés (*Dolichonyx oryzivorus*), de la sturnelle des prés (*Sturnella magna*) et de la couleuvre tachetée (*Lampropeltis triangulum*) (Bourgeois et coll., 2018a). Sauf exception, ces espèces ne font généralement pas l'objet de compensation lorsque les habitats sont détruits et que des couleuvres brunes sont relocalisées. Dans certains cas, la couleuvre tachetée a aussi été relocalisée dans le cadre de travaux de translocation visant la couleuvre brune, tout comme plusieurs couleuvres rayées l'ont été pour des raisons éthiques (Rouleau, 2009; Bernier et Rouleau, 2010).

À propos de la perte d'habitat, Finn et Stephens (2017) recommandent de reconnaître la souffrance des individus causée par la destruction de l'habitat et de l'inclure dans le processus décisionnel qui l'autorise. Selon les deux auteurs, cette orientation favoriserait une prise de décision éclairée et transparente plutôt que de taire les effets nuisibles sur la faune et sur la flore.

## 4. Coûts et bénéfices

### 4.1 Ressources financières

Comme dans toute étude biologique, les coûts d'une campagne de translocation peuvent augmenter rapidement, surtout si l'effort est substantiel. Par exemple, un projet de translocation, avec suivi de cinq

ans sur le terrain (recommandation de Bourgeois et coll., 2018a) et production d'un rapport annuel, représente un coût approximatif de 37 500 \$ en fonction des prémisses suivantes :

- Le site à l'étude ne requiert qu'un effort minimal (1 personne) pour réaliser les travaux de terrain;
- Coût de l'effort quotidien : 400 \$/jour (50 \$/h par personne, 8 h/jour);
- 10 visites au minimum par année (recommandation du MFFP, 2022a) : 4 000 \$/an;
- Coût de l'analyse des données et rédaction d'un rapport annuel : 3 500 \$/an.

À noter que les coûts sont payés par le promoteur du projet et peuvent être minimes par rapport à la valeur des habitats détruits. Dans le cas du déplacement d'individus à longue distance vers un autre site, des travaux doivent avoir été effectués au préalable pour déterminer un site receveur acceptable (présence d'un habitat estival et d'un habitat hivernal propices en milieu protégé, absence de couleuvres brunes sur place, etc.). Par ailleurs, l'investissement requis pour de tels projets peut varier considérablement selon l'ampleur des travaux requis (Sébastien Rouleau, communication personnelle).

## 4.2 Bénéfices démographiques

Les bénéfices de la translocation sur une longue distance en matière de conservation sont variables et incertains, notamment en raison du manque de connaissances sur les conditions qui régissent la dynamique des populations à l'échelle locale. En effet, très peu d'information est disponible sur la démographie et les tendances des populations de couleuvres brunes du Québec. Par ailleurs, les bénéfices pour une population de recevoir plus d'individus sont intimement liés à sa démographie et aux limites auxquelles elle fait face. Différents scénarios de bénéfices sont illustrés dans le tableau 1 en fonction des tendances démographiques de la population receveuse. Les scénarios sont discutés de façon théorique et tiennent pour acquis que les problèmes liés à la translocation (faible taux de survie, risque de transmission de maladies, génétique, etc.) sont pris en considération et ont été réglés. Puisque ces problèmes sont abordés dans les autres sections, il serait redondant de les répéter ici.

**Tableau 1. Bénéfices attendus d'un projet de translocation longue distance en fonction du contexte de la population receveuse**

Population receveuse			Bénéfice attendu		
Démographie	Contexte	Effet attendu	Individus déplacés	Population receveuse	Écosystème receveur
Stable (capacité de support atteinte)	Les taux de mortalité et de natalité de la population receveuse sont équivalents et le nombre d'individus atteint l'équilibre par rapport à la capacité de support de l'habitat.	Mortalité de près de 100 % des animaux relocalisés, car l'habitat ne peut pas supporter plus d'individus.	Nul	Nul	Nul
À l'équilibre (instable, la capacité de support n'est pas atteinte)	Les taux de mortalité et de natalité de la population receveuse sont équivalents, mais le nombre d'individus se situe sous la capacité de support de l'habitat.	Renforcement de la population receveuse; l'extinction peut être évitée.	Survie possible	Élevé	Nul
En déclin	Un ou des facteurs limitants induisent un taux de mortalité supérieur au taux de natalité.	Renforcement de la population receveuse. Déclin toujours en cours si la menace ou le facteur limitant n'est pas corrigé, sauf s'il était causé par un manque d'individus dans la population.	Survie possible	Modéré/élevé	Inconnu*
En expansion	Le taux de natalité dépasse le taux de mortalité et la population suit une expansion jusqu'à l'atteinte de la capacité de support de l'habitat.	Renforcement de la population receveuse et atteinte de la capacité de support plus rapide.	Survie possible	Faible ou nul	Nul
Nouvel habitat	Une nouvelle population s'établit.	Introduction et expansion démographique jusqu'à la capacité de support.	Survie possible	Nouvelle population	Inconnu

\* Un bénéfice pour l'écosystème receveur serait possible si l'apport d'individus y prévient une extinction, mais nul s'il ne fait que la reporter.

### 4.2.1 Bénéfices pour les individus déplacés

Bien que la survie des individus déplacés ne soit pas garantie, loin de là, elle peut être envisageable sous certaines conditions, dans tous les scénarios, à l'exception de celui d'une population receveuse dont la démographie aurait atteint la capacité de support et qui ne pourrait donc pas supporter plus d'individus. Dans les autres contextes, si les individus déplacés survivent dans leur nouvel habitat, ils auront été sauvés d'une mort certaine, à laquelle ils faisaient face dans leur habitat d'origine. Néanmoins, il est reconnu que les individus relocalisés ont tendance à avoir un taux de mortalité élevé, qui résulte d'une exposition accrue à une grande diversité de souffrances létales et sublétales (Finn et Stephens, 2017). Malgré cette nuance, des bénéfices pour les individus déplacés sont possibles et constitueraient la principale motivation des projets de translocation de mitigation.

### 4.2.2 Bénéfices pour la population receveuse

Pour la population receveuse, les bénéfices de l'ajout d'individus sont moins clairs. Dans tous les cas, l'ajout de nouveaux gènes à la population serait possible (mais pas nécessairement bénéfique) si l'on tient pour acquis que les nouveaux individus survivent assez longtemps pour se reproduire (voir la section « Diversité génétique et potentiel adaptatif » pour une discussion sur la diversité génétique). Du point de vue démographique, les bénéfices pour une population receveuse à capacité de support (K) seraient nuls puisque la population est déjà dans un équilibre stable et ne peut supporter plus d'individus (figure 2). Pour une population à l'équilibre (instable, K-) et n'ayant pas atteint la capacité de support de l'habitat, l'ajout d'individus serait très bénéfique et permettrait de réduire les risques d'extinction de la population (figure 2) (Courchamp et coll., 1999). Un équilibre instable est possible chez certaines espèces, où une taille minimale de population est requise, sans quoi la population est en déclin et vouée à disparaître (figure 2) (effet Allee, voir Courchamp et coll., 1999). En effet, les petites populations sont plus susceptibles de réagir aux facteurs stochastiques (ex. : stochasticité démographique et environnementale, dérive génétique et catastrophes), en plus d'être davantage touchées par les problèmes associés aux comportements sociaux, et à la recherche de partenaires (Courchamp et coll., 1999; Stephens et coll., 1999). Dans le même ordre d'idées, pour une population en situation de déclin, l'ajout d'individus pourrait permettre de reporter ou d'éviter l'extinction locale. Néanmoins, si la cause du déclin n'a pas été définie et corrigée (ex. : fermeture de la canopée), l'extinction de la population n'est que reportée par l'ajout d'individus (bénéfice modéré et/ou temporaire). Dans ce cas, le renforcement de la population serait idéalement réalisé de pair avec une action de conservation appropriée (ex. : restauration) permettant d'assurer la pérennité de la population receveuse (Smallwood, 2001; Shoemaker et coll., 2009). Par contre, si le déclin est causé par un nombre insuffisant d'individus, l'ajout d'individus pourrait être très bénéfique, si l'on arrive à augmenter la taille de la population au-delà du seuil critique d'individus (figure 2). Enfin, dans le cas d'une population en expansion, l'ajout d'individus ne ferait qu'accélérer l'atteinte de la capacité de support qui aurait été atteinte naturellement plus tard; les bénéfices seraient donc faibles, voire nuls.

### 4.2.3 Bénéfices pour l'écosystème

Pour l'écosystème, les bénéfices liés à la présence d'un plus grand nombre de couleuvres brunes sont sans doute très faibles si une population est déjà en place. La couleuvre brune joue un rôle important dans l'écosystème en tant que proie et prédateur de petits invertébrés. L'un des bénéfices possibles serait de contribuer à restaurer la biodiversité d'origine qui pourrait avoir été modifiée ou perdue en raison de l'urbanisation (Cook, 2008). Par contre, cela pourrait modifier la dynamique de l'écosystème, favoriser certaines espèces et possiblement mener à des extinctions (Atkinson, 1996). Bien que la couleuvre brune occupe une niche écologique très semblable à celle de la couleuvre à ventre rouge (*Storeria occipitomaculata*), ces deux espèces coexistent sans compétition exclusive en raison de l'abondance de leurs proies (limaces et vers de terre) (Virgin et King, 2019). Il est toutefois prudent de mentionner que l'effet de l'introduction de la couleuvre brune dans un écosystème où elle était absente demeure inconnu.

En conclusion, les bénéfices pour les individus et pour les populations dépendent du contexte des populations receveuses (et/ou des sites receveurs). Aussi, les sites receveurs peuvent requérir des actions de gestion de l'habitat pour atteindre des objectifs de viabilité à moyen et à long terme.

**N. B. :** Aucun bénéfice durable n'est possible si l'habitat receveur n'est pas un site à vocation de protection où les menaces qui pèsent sur les populations sont atténuées ou contrôlées.

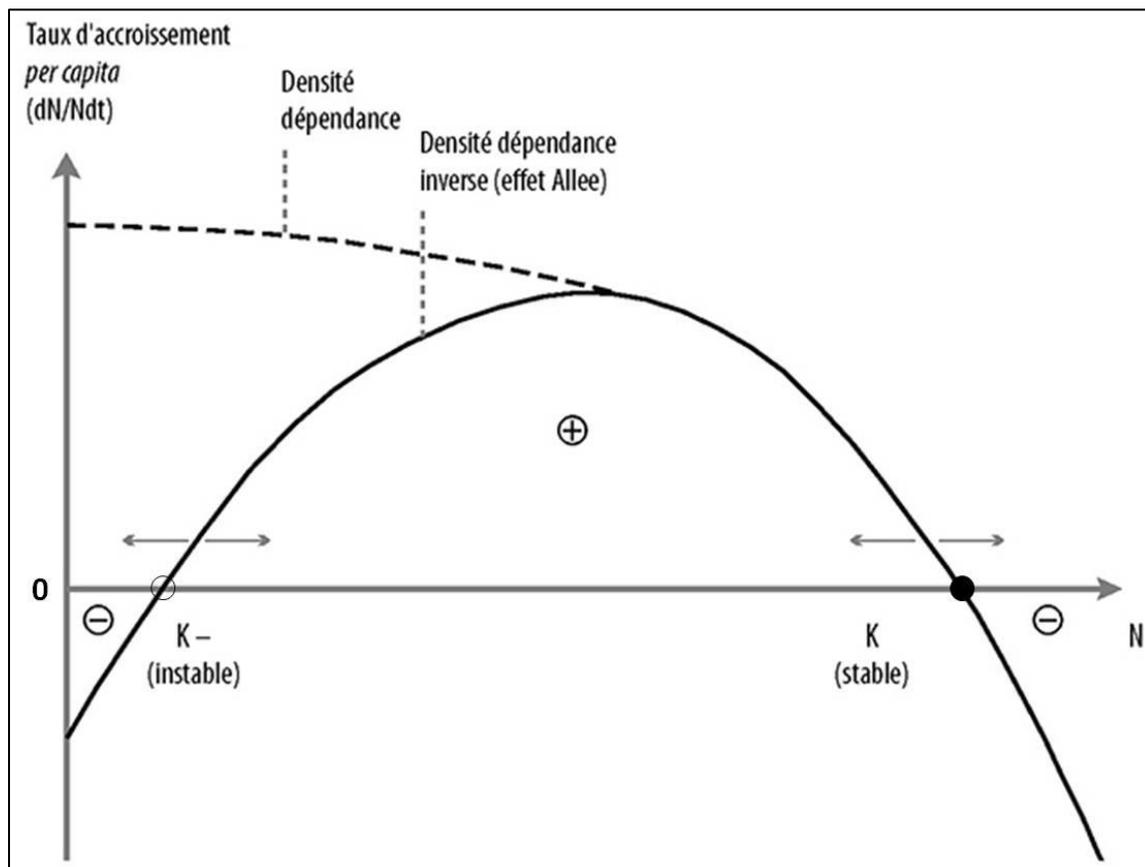


Figure 2. Taux d'accroissement par individu en fonction de la taille de la population ( $N$ ) pour une population soumise à un effet de densité dépendance (trait pointillé) et à un effet d'Allee (trait plein). Dans les deux cas, la taille de la population atteint un équilibre stable lorsqu'elle atteint la capacité de support de l'habitat ( $K$ ). L'ajout d'individus au-delà de  $K$  induit un taux d'accroissement négatif (mortalité > naissance). Pour les espèces soumises à un effet d'Allee (courbe pleine), un second équilibre ( $K^-$ ) est présent dans les petites populations. Dans ce cas, la population est vouée soit à l'extinction si elle perd des individus en deçà du seuil critique ( $K^-$ ), soit à l'atteinte de la capacité de support ( $K$ ) si elle en gagne (adapté de Beauchamp et coll., 1999).

## 5. Recommandations

Les activités de translocation de la couleuvre brune résultent des lacunes des outils de conservation actuels en matière de protection de l'habitat de cette espèce. Elles tentent non seulement d'éviter une mort certaine à des individus, mais aussi de maintenir les populations locales en place en repoussant les couleuvres à la limite de leur habitat. Puisque les habitats continuent de disparaître, il va de soi qu'on ne peut repousser indéfiniment les populations dans des fragments d'habitats de plus en plus petits, rares et moins viables, sans que la conservation de l'espèce en subisse les conséquences. À la suite de la publication du *Guide de mitigation pour des travaux dans l'habitat des couleuvres au Québec* (MFFP, 2022a), le présent chapitre vise à fournir les outils pour orienter la prise de décision dans les situations où un projet de développement mène à une destruction totale de l'habitat de la couleuvre brune ou le rend impropre à sa survie.

## 5.1 Translocation : seulement dans un contexte favorable

La translocation longue distance de la couleuvre brune ne devrait être utilisée qu'en dernier recours et uniquement là où des bénéfices tangibles et mesurables sont attendus (Éco-Nature, 2013; Lamarre et coll., 2015; Bourgeois et coll., 2018a; MFFP, 2022a). Cependant, le manque d'information fine sur la distribution et la démographie des différentes populations complique le repérage des sites où des bénéfices seraient envisageables. Les objectifs doivent également être bien définis pour qu'on puisse concevoir un protocole adéquat et définir des critères de succès valables.

En vue d'assurer la conservation de l'espèce, la priorité doit être accordée à la protection des habitats de l'espèce, ce qui est conforme avec l'approche hiérarchique 1) « éviter », 2) « minimiser » et 3) « compenser » du Ministère, dont l'objectif est de s'assurer qu'il n'y a aucune perte nette d'habitat faunique (MFFP, 2015). Dans le contexte actuel, l'évitement complet ne peut être exigé et est rarement possible. Des recommandations visant l'évitement partiel des habitats les plus importants (hibernacles sur un site, meilleurs habitats d'une grande zone d'étude, etc.) (ex. : Rouleau et coll., 2018a; Rouleau et coll., 2018b) sont possibles, mais les pertes nettes des habitats se poursuivent.

Toutefois, en l'attente d'un cadre législatif plus favorable à la protection des habitats, un objectif à court ou à moyen terme viserait à limiter la perte de populations, même si les habitats sont de plus en plus morcelés et réduits. La translocation a donc été considérée comme une mesure de conservation envisageable dans les deux situations suivantes :

- 1. Perturbation temporaire ou destruction partielle d'un habitat.** Les couleuvres sont repoussées sur une courte distance<sup>1</sup> à la limite de leur habitat résiduel. Les travaux sont effectués aux frais du promoteur et selon les recommandations énoncées dans le *Guide de mitigation pour des travaux dans l'habitat des couleuvres au Québec* (MFFP, 2022a). L'objectif ici est de maintenir les populations à l'échelle locale et donc de s'assurer, en y déplaçant des individus, qu'un certain nombre de couleuvres sont présentes dans l'habitat résiduel. Puisque le déplacement se fait sur une courte distance, les effets néfastes associés à un haut taux de mortalité des individus sont nettement réduits (Brown et coll., 2009; Harvey et coll., 2014). Dans le cas d'une perturbation temporaire, les habitats restaurés pourront être recolonisés à la suite du retrait des clôtures. Il importe de s'assurer que le déplacement se fait sur une courte distance, et non considéré comme de longue distance, sans quoi des mesures supplémentaires (ex. : relâche *soft release* en enclos) devraient aussi être recommandées pour limiter la mortalité accrue des individus relocalisés.
- 2. Destruction totale d'un habitat.** Une approche **expérimentale rigoureuse et bien structurée** de translocation longue distance de l'espèce dans un habitat protégé et n'abritant **pas** de couleuvres brunes est suggérée pour établir une méthode fonctionnelle. Les préoccupations relatives à ce type d'intervention discutées dans le présent document devront être prises en compte dans l'élaboration du protocole expérimental. Les leçons tirées de ce processus expérimental pourront être appliquées, le cas échéant, pour éviter de perdre des populations supplémentaires dans les situations exceptionnelles où la destruction totale d'un habitat ne peut être évitée. Les résultats pourraient éventuellement servir à mettre en place une stratégie d'adaptation face aux changements climatiques (ex. : migration assistée), au besoin.

La translocation longue distance d'individus vers un habitat hébergeant déjà une population de couleuvres brunes n'est pas recommandée. Considérant l'absence de données sur la démographie des populations et la capacité de support des habitats, les bénéfices pour la conservation de l'espèce et pour la population receveuse ne peuvent être démontrés dans l'état actuel des connaissances. Les risques pour la population receveuse demeurent toutefois une préoccupation (introduction de maladies, pollution génétique, etc.) dont les conséquences dépasseraient nettement les bénéfices anticipés de la mesure (voir tableau 1). Conformément aux recommandations de l'UICN, la translocation de conservation doit présenter des

---

<sup>1</sup> La translocation courte distance d'un animal s'effectue vers un site situé à l'intérieur de son domaine vital normal.

bénéfices mesurables en ce qui a trait à la population, à l'espèce ou à l'écosystème et non pas uniquement pour les individus relocalisés (IUCN/SSC, 2013).

## 5.2 Facteurs de succès

L'élaboration d'une campagne de relocalisation expérimentale permettrait d'évaluer la faisabilité du recours à la relocalisation longue distance en tant que mesure de conservation pour la couleuvre brune dans un contexte de destruction totale d'un habitat. Une telle initiative permettrait également d'évaluer l'importance de différents facteurs (nombre d'individus à déplacer, relocalisations multiples choix du site receveur, etc.) dans l'atteinte des objectifs du projet. Les discussions du comité d'experts ont permis de mettre en lumière plusieurs éléments qui devraient être pris en considération dans l'élaboration d'un protocole expérimental. Ces facteurs sont discutés dans la présente section.

### 5.2.1 Objectifs et critères d'évaluation du succès

L'objectif étant d'établir une population viable dans un habitat vacant, le succès devrait être évalué sur cette base. Un suivi de plusieurs années (> 5 ans) devrait donc être planifié pour suivre l'établissement et le maintien de la population. À court et à moyen terme, les indicateurs de succès suivants pourraient être utilisés pour définir les lacunes qui entravent l'établissement d'une population :

- survie hivernale (hibernation);
- reproduction des individus;
- présence de toutes les classes d'âge (taille) dans la population nouvellement constituée.

À long terme, la persistance dans le temps ainsi que le maintien ou la croissance des effectifs seraient des indicateurs acceptables de l'établissement de la population. La confirmation de l'établissement d'une population autosuffisante prendra plusieurs années (durée à déterminer).

### 5.2.2 Choix d'un site receveur

Le site receveur pour l'approche expérimentale devra répondre aux critères définis à la section « Qualité de l'habitat » en ce qui a trait aux caractéristiques de l'habitat. En somme, l'habitat devrait être de grande qualité, situé dans une aire protégée où les menaces sont moindres ou peuvent être atténuées, dans l'aire de répartition connue de l'espèce et être détaché des sites occupés par l'espèce de façon à éviter les enjeux associés à la dispersion de maladies ou à la dépression génétique. Il est à noter toutefois que dans un contexte de migration assistée, il pourrait être souhaitable que le site receveur puisse offrir des possibilités de migration et d'émigration avec d'autres habitats potentiels ou occupés. Afin que la translocation hors site puisse constituer un outil de gestion reconnu, une démarche expérimentale devrait être testée sur une île ou un îlot urbain faisant l'objet d'une mesure de protection et où le succès de l'intervention pourrait être évalué. Ces habitats auraient l'avantage de faciliter le suivi des individus et de l'établissement (ou non) d'une population en l'absence présumée d'immigration ou d'émigration des individus. Elle constituerait donc un laboratoire vivant idéal pour peaufiner les méthodes.

Aux fins de l'expérimentation, mais aussi des besoins futurs, un exercice de cartographie (macrohabitat) et des visites sur le terrain (microhabitat) devraient être effectués en vue de constituer une banque de sites receveurs potentiels situés en aire protégée. En plus des caractéristiques physiques des sites, la présence d'autres espèces de couleuvres pourra être utilisée comme mesure indirecte de la « convenance » d'un habitat pour la couleuvre brune.

Au besoin, l'habitat pourrait être aménagé; des abris (enrochement, tas de branches, etc.) et des hibernacles artificiels pourraient y être ajoutés. Les structures aménagées devront être construites au moins deux ans d'avance (MFFP, 2022a) et réalisées selon un design ayant fait ses preuves (Tessier et

Veilleux, 2019). Un programme de gestion et/ou de restauration du milieu ouvert devra être aussi mis en place pour que les habitats demeurent adéquats à long terme, sans quoi la population est vouée à disparaître si les habitats ne répondent plus aux besoins de l'espèce.

Dans le but de s'assurer de l'absence d'une population de couleuvre brune, un inventaire exhaustif dont l'effort est basé sur la probabilité de détection de l'espèce pourra être effectué, comme cela se fait en Ontario (OMNRF, 2016). Il sera important d'essayer de comprendre pourquoi l'espèce n'y est pas ou n'y est plus. Si l'une des conditions essentielles est absente et n'est pas corrigée (ex. : présence d'un hibernacle fonctionnel), la procédure sera un échec.

### 5.2.3 Relâche en enclos (soft release)

La relâche en enclos (*soft release*) permet aux individus déplacés de s'acclimater au nouvel habitat, réduit les mouvements, augmente la fidélité des individus au site et évite qu'ils n'émigrent rapidement hors du site (Griffith et coll., 1989; Tuberville et coll., 2005; Stiles, 2013; Knox et Monks, 2014; Knox et coll., 2017; Tetzlaff et coll., 2019). Un facteur clé de cette méthode réside dans la durée de confinement dans l'enclos. Des effets bénéfiques ont été observés chez les reptiles pour des temps d'acclimatation en enclos allant de 1 à 12 mois (Tuberville et coll., 2005; Stiles, 2013; Knox et Monks, 2014; Knox et coll., 2017), alors qu'aucune différence n'a été observée pour des acclimations de 2 à 3 semaines lorsque l'on fait une comparaison avec des individus relâchés dans un nouveau milieu sans acclimatation en enclos (*hard release*) (Sacerdote-Velat et coll., 2014; Josimovich, 2018). L'enclos devrait contenir des ressources en quantité suffisante (nourriture, eau et abris) et des microhabitats permettant la thermorégulation et l'évitement de la prédation. Un hibernacle fonctionnel ou plus devrait être présent dans l'enclos, ce qui permettra aux individus de se familiariser avec la présence de la structure et de pouvoir la localiser une fois l'automne venu.

Une attention particulière devra être portée à la limitation du risque de prédation accru à l'intérieur de l'enclos (Read et coll., 2011). Les couleuvres placées en enclos longent souvent les clôtures à la recherche d'une brèche pour fuir, ce qui a pour conséquence que plusieurs dizaines d'individus peuvent être observés à découvert en une seule occasion (S. Rouleau, observation personnelle). L'ajout d'un grillage sur l'enclos peut être envisagé comme solution pour bloquer l'accès aux prédateurs aviaires et terrestres (Sacerdote-Velat et coll., 2014).

### 5.2.4 Nombre et âge des individus

Pour établir une nouvelle population dans un habitat vacant, il faut ajouter le plus grand nombre possible d'individus (> 100) (Fischer et Lindenmayer, 2000). Cook (2008) rapporte avoir établi 2 populations viables de la couleuvre brune avec un nombre variant de 72 à 122 individus introduits par site receveur. Une troisième population a été créée à partir de 65 individus, mais puisque seulement 6 captures ont pu être réalisées 14 ans plus tard, l'auteur attribue un succès « probable » à l'établissement d'une population (Cook, 2008). En vue de bien cibler le nombre d'individus requis, une analyse de viabilité de la population (AVP) pourrait être effectuée (ex. : Worthington-Hill, 2016). Le manque de connaissances sur l'histoire de vie de la couleuvre brune au Québec pourrait être un facteur limitant dans ce type d'analyse, bien que certains paramètres requis puissent être trouvés dans la littérature (couleuvre brune ou autres espèces) ou encore estimés au mieux de nos connaissances.

Selon la littérature, lorsque l'espèce montre une forte tendance à faire du *homing*, la translocation de juvéniles serait préférable à celle des adultes puisque les plus jeunes ont eu moins de temps pour développer une forte association à un domaine vital et sont en mode dispersion; ils n'ont pas encore une bonne connaissance de l'habitat et n'ont pas d'attachement à un habitat particulier (Germano et Bishop, 2009). Un projet expérimental mené dans la région de Montréal a montré cette tendance, alors que 70 % des couleuvres qui ont été recapturées après une relocalisation étaient des juvéniles (Boutin, données non publiées). Par contre, chez la plupart des espèces, les juvéniles sont plus vulnérables aux prédateurs et aux autres dangers que les adultes et ont typiquement un taux de mortalité plus élevé (Haskell et coll., 1996). L'utilisation de juvéniles de plus grande taille pourrait être une avenue intéressante (Germano et

Bishop, 2009). Il est donc recommandé de relocaliser aussi les adultes et d'accepter qu'ils aient sans doute un taux de mortalité plus élevé que les juvéniles. La reproduction ayant lieu tôt au printemps à la sortie de l'hibernation, plusieurs femelles ainsi déplacées pourront donner naissance à leurs jeunes dans le nouvel habitat, ce qui contribuera à établir la population. La relâche en enclos pour une période suffisamment longue pourrait aussi améliorer la survie des adultes (voir la section « Relâche en enclos [*soft release*] »). Une introduction d'individus sur plusieurs années serait préférable à une seule introduction en vue de compenser le haut taux de mortalité initial des individus et d'atténuer les risques inhérents d'extinction des petites populations (Fischer et Lindenmayer, 2000; Kingsbury et Attum, 2009). Dans l'État de New York, des translocations multiples de couleuvre brune s'étalant sur 3 à 5 ans et impliquant des juvéniles et des adultes ont permis d'établir de nouvelles populations viables de l'espèce qui étaient toujours présentes de 13 à 22 ans plus tard (Cook, 2008).

### **5.2.5 Quand déplacer les couleuvres ?**

Le moment de l'année où les individus sont déplacés influencerait le succès des campagnes de translocation (King et coll., 2004). Les individus déplacés à l'été auraient un meilleur taux de survie que ceux déplacés à l'automne, surtout en ce qui concerne la survie hivernale (King et coll., 2004). Une introduction dans un nouvel habitat tôt en saison accorderait aux individus déplacés une plus longue période d'acclimatation au nouvel habitat, ce qui leur permettrait notamment de mieux s'alimenter et d'améliorer ainsi leur condition physique pour survivre à l'hiver suivant (King et coll., 2004). Déplacer les femelles tôt en saison permettrait également à celles qui sont gravides de donner naissance dans l'habitat receveur. Il n'en demeure pas moins que plusieurs études mettent en évidence une faible survie pendant ou après l'hibernation des individus relocalisés, ce qui constitue un obstacle majeur au succès des campagnes de translocations (King et coll., 2004; Roe et coll., 2010; Harvey et coll., 2014; Boutin, données non publiées).

### **5.2.6 Financement**

Un projet d'introduction ou de réintroduction d'une espèce requiert un engagement important en temps et en ressources de la part du promoteur du projet et des partenaires. Avant d'entreprendre une telle démarche, un plan de financement illustrant les sources possibles devra être élaboré, sans quoi l'opération est vouée à l'échec et aucune conclusion ne pourra en être tirée. Le promoteur du projet de développement pourrait être mis à contribution, bien que cela ne puisse pas être exigé actuellement.

## **5.3 Favoriser une approche alternative**

La translocation de la couleuvre brune hors de son habitat (longue distance) est une intervention pour laquelle les bénéfices sont actuellement incertains ; ils varient en fonction du contexte et ne concernent qu'une seule espèce. Considérant les risques d'échecs, les risques pour la faune, les coûts et l'absence de bénéfices pour les autres espèces dont l'habitat est détruit, une approche alternative et aux retombées multispécifiques devrait être favorisée. Cependant, en l'absence d'habitats légalement désignés, le Ministère ne peut que recommander ces mesures et non les exiger et ce malgré l'attribution possible d'un statut de conservation pour l'espèce.

### **5.3.1 Outils légaux**

La portée des outils légaux de conservation est actuellement insuffisante pour la protection des populations et des habitats de l'espèce. Bien que la LEMV et la LCMVF s'appliquent à l'ensemble du territoire, le RHF limite actuellement la possibilité de désigner et protéger légalement les habitats fauniques aux terres du domaine de l'État alors que la quasi-totalité de l'habitat de la couleuvre brune sont de tenure privée. C'est pourquoi le Ministère travaille depuis 2013 à la modernisation du RHF. L'un des volets de sa modernisation vise à permettre une éventuelle désignation et la protection des habitats d'EMV sur des terres privées. Toutefois, pour bénéficier de cet outil de protection en terre privée, l'espèce devra avoir été préalablement

désignée menacée ou vulnérable, une démarche qui suit actuellement son cours. De plus, les caractéristiques de l'habitat de l'espèce devront avoir été définies en vertu du REMVF.

### **5.3.2 Fonds de compensation**

Lors du premier colloque sur la couleuvre brune (Éco-Nature, 2013), la création de fonds de compensation pour la perte des habitats de l'espèce a été proposée en tant que solution alternative. Ceux-ci permettraient de réinvestir l'argent dans la protection et la restauration des habitats de la couleuvre brune. Au Ministère, les lignes directrices relatives à la conservation des habitats fauniques (MFFP, 2015) s'appuient sur le principe d'aucune perte nette et privilégient l'évitement et l'atténuation des impacts plutôt que la compensation. Toutefois, à l'échelle municipale, une démarche de compensation a été mise en place par la Ville de Longueuil dans le cadre des programmes particuliers d'urbanisme (PPU) pour lui permettre d'acquérir des écosystèmes d'intérêt à la suite de la perte de milieux naturels (Agglomération de Longueuil, 2016), démarche dont pourraient s'inspirer d'autres municipalités ou MRC.

### **5.3.3 Amélioration, restauration et gestion des habitats existants**

Puisque la succession végétale est une menace importante à la qualité et à la persistance des habitats de la couleuvre brune (Bourgeois et coll., 2018b), la restauration et la gestion des milieux ouverts devraient être fortement prises en considération en vue de maintenir les populations en place et en santé ou viables. Le retrait et la gestion à long terme des espèces exotiques envahissantes comme le nerprun et le roseau commun pourraient aussi être recommandés. Au besoin, l'aménagement d'hibernacles artificiels selon un design fonctionnel et approuvé ainsi que l'ajout d'abris pourraient bonifier les habitats ou en corriger certaines lacunes.

### **5.3.4 Connexion des habitats**

La conservation des habitats et l'aménagement du territoire devraient être planifiés de manière à maximiser les liens entre les habitats utilisés par les couleuvres et à réduire leur isolement. Toutes les opportunités d'établir des liens entre les habitats devraient être envisagées. Des corridors peuvent être mis en place au moyen des éléments existants (les abords des fossés, des cours d'eau et des voies ferrées ainsi que les voies de transport d'énergie [emprise d'Hydro-Québec]) et d'autres peuvent être établis ou restaurés par l'établissement de friches herbacées avec des abris à intervalles réguliers ou simplement par la réduction des parcours de tonte dans des parcs municipaux. Enfin, l'aménagement de passages fauniques pourrait être envisagé en vue de permettre le mouvement des individus d'un habitat à un autre (Bourgeois et coll., 2018a) lorsque des éléments du paysage constituent une entrave au déplacement d'individus (ex. : autoroute). À titre d'exemple, un passage faunique aménagé par la Ville de Montréal sous le boulevard Maurice-Duplessis a été utilisé par plusieurs espèces, dont des couleuvres (Ville de Montréal, 2021).

### **5.3.5 Naturalisation des espaces verts**

Certains parcs récréatifs pourraient être naturalisés en partie pour répondre aux besoins de la couleuvre brune et des autres espèces de milieux ouverts. En effet, la tonte pourrait être abandonnée ou modifiée dans certains secteurs pour restaurer des friches compatibles avec leurs besoins, surtout s'il y a des populations situées à proximité. Il en va de même pour les terrains publics ou d'utilité publique comme les lignes de transport d'énergie, les abords des pistes cyclables et des routes qui sont tondues principalement pour des raisons « esthétiques », lorsqu'aucun autre enjeu n'est présent (ex. : gestion de l'herbe à poux). Le gain de ces superficies permettrait de consolider l'habitat de la couleuvre et permettrait de créer des corridors de dispersion entre les habitats.

## 6. Conclusion

Puisqu'une faible proportion de ses habitats fait l'objet d'une mesure de protection, la couleuvre brune connaît une perte constante de ses habitats et se trouve refoulée dans des habitats marginaux résiduels, alors qu'il est urgent de maintenir le plus grand nombre possible de populations. Malheureusement, certains habitats sont voués à disparaître partiellement ou entièrement dans les prochaines années. Dans certaines situations, la translocation pourrait permettre de limiter la perte d'individus liée à la destruction de l'habitat. Cependant, à la lumière des constats du présent rapport, seule une translocation à courte distance dans un contexte d'une perturbation temporaire ou de destruction partielle apparaît justifiée. Dans le cas de la destruction totale d'un habitat, une translocation expérimentale des individus dans un habitat inoccupé par l'espèce pourrait être envisagée en vue de développer une approche rigoureuse et fonctionnelle. Toutefois, considérant les risques d'échecs, les risques pour la faune, les coûts et les retombées incertaines touchant uniquement une espèce, des actions de conservation aux bénéfices multispécifiques devraient toujours être favorisées.

La couleuvre brune fait partie du patrimoine naturel du grand Montréal. Protéger ses habitats permettrait d'assurer non seulement sa pérennité, mais également celle d'une multitude d'espèces emblématiques de la région.

## 7. Références

- AGGLOMÉRATION DE LONGUEUIL (2016). *Schéma d'aménagement et de développement*. Longueuil 2035. Pour une agglomération durable, Agglomération de Longueuil. 453 p.
- AIELLO, C. M., K. E. NUSSEAR, A. D. WALDE, T. C. ESQUE, P. G. EMBLIDGE, P. SAH, S. BANSAL et P. J. HUDSON (2014). "Disease dynamics during wildlife translocations: Disruptions to the host population and potential consequences for transmission in desert tortoise contact networks", *Animal Conservation*, 17: 27-39.
- ALLENDER, M. C., D. B. RAUDABAUGH, F. H. GLEASON et A. N. MILLER (2015). "The natural history, ecology, and epidemiology of *Ophidiomyces ophiodiicola* and its potential impact on free-ranging snake populations", *Fungal Ecology*, 17: 187-196.
- ALLENDER, M. C., E. T. HILEMAN, J. MOORE et S. TETZLAFF (2016). "Detection of *Ophidiomyces*, the causative agent of snake fungal disease, in the Eastern Massasauga (*Sistrurus catenatus*) in Michigan, USA, 2014", *Journal of Wildlife Diseases*, 52(3): 694-698.
- ANDERSON, H. (2012). *Invasive Common (European) Buckthorn (Rhamnus cathartica): Best management practices in Ontario*. Ontario Invasive Plan Council, Peterborough.
- ATKINSON, I. A. (1996). "Introductions of wildlife as a cause of species extinctions", *Wildlife Biology*, 2(3): 135-141.
- BORAQ (2019). *Données de couleuvres brunes*. Données consultées le 16 juillet 2019.
- BEAULIEU, H. (1992). *Liste de la faune vertébrée susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. 107 p.
- BERNIER, P. A. et S. ROULEAU (2010). *Capture et relocalisation de couleuvres au parc-nature du Cap-Saint-Jacques durant les travaux d'aménagement du réseau d'aqueduc*. Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent pour le compte de l'UNIQUE Assurances Générales. 4 p.
- BIDER, J. R. et D. RODRIGUE (1996). *Répartition de la couleuvre brune dans la région de Montréal et sa périphérie : rive nord du lac des Deux-Montagnes et rive est de la rivière des Outaouais jusqu'à Calumet*. Pour le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. 11 p. + 4 annexes.
- BOURGEOIS, P.-A. B., S. ROULEAU et P. LAMARRE (2018a). *Plan de conservation de la couleuvre brune (Storeria dekayi) au Québec*. Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent. Sainte-Anne-de-Bellevue, Québec. 81 p. + annexe.
- BOURGEOIS, P.-A., S. ROULEAU et P. LAMARRE (2018b). *Évaluation des habitats en friche dans l'aire de répartition de la couleuvre brune (Storeria dekayi) au Québec*. Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent. Sainte-Anne-de-Bellevue, Québec. 31 p. + 2 annexes.
- BRADSHAW, E. L. et P. BATESON (2000). "Animal welfare and wildlife conservation", *Conservation Biology Series-Cambridge*, 330-348.
- BROWN, J. R., C. A. BISHOP et R. J. BROOKS (2009). "Effectiveness of short-distance translocation and its effects on western rattlesnakes", *The Journal of Wildlife Management*, 73(3): 419-425.
- BUTLER, H., B. MALONE et N. CLEMANN (2005). "The effects of translocation on the spatial ecology of tiger snakes (*Notechis scutatus*) in a suburban landscape", *Wildlife Research*, 32(2): 165-171.

- CABALLERO, A. et A. GARCÍA-DORADO (2013). "Allelic diversity and its implications for the rate of adaptation", *Genetics*, 195(4): 1373-1384.
- CARLIN, J. L. (2011). "Mutations are the raw materials of evolution", *Nature Education Knowledge*, 3(10): 10.
- COOK, R. P. (2008). "Potential and limitations of herpetofaunal restoration in an urban landscape", dans *Urban Herpetology*, J.C. Mitchell, R.E. Jung Brown, et B. Bartholomew (éditeurs). Society for the Study of Amphibians and Reptiles, p. 465-478.
- COURCHAMP, F., T. CLUTTON-BROCK et B. GRENFELL (1999). "Inverse density dependence and the Allee effect", *Trends in Ecology and Evolution*, 14(10): 405-410.
- CUNNINGHAM, A. A. (1996). "Disease risks of wildlife translocations", *Conservation Biology*, 10(2): 349-353.
- DHABHAR, F. S. et B. S. MCEWEN (1997). "Acute stress enhances while chronic stress suppresses cell-mediated immunity in vivo: A potential role for leukocytrafficking", *Brain Behavior and Immunity*, 11: 286-306.
- DODD, C. K. et R. A. SEIGEL (1991). "Relocation, repatriation, and translocation of amphibians and reptiles: Are they conservation strategies that work?", *Herpetologica*, 47(3): 336-350.
- DUPUY, P. (2011). *Rapport sur la situation de la couleuvre brune (Storeria dekayi) au refuge faunique de Deux-Montagnes*. Rapport technique. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Unité de gestion des ressources naturelles et de la faune des Laurentides. 43 p.
- ÉCO-NATURE (2013). *Actes du Colloque sur la couleuvre brune* (1<sup>re</sup> édition), 24 janvier 2013. 23 p.
- FEVRE, E. M., B. M. D. C. BRONSVOORT, K. A. HAMILTON et S. CLEAVELAND (2006). "Animal movements and the spread of infectious diseases", *Trends in Microbiology*, 14(3): 125-131.
- FINN, H. et N. STEPHENS (2017). "The invisible harm: Land clearing is an issue of animal welfare", *Wildlife Research*, 44(5): 377-391.
- FISCHER, J. et D. B. LINDENMAYER (2000). "An assessment of the published results of animal relocations", *Biological Conservation*, 96(1): 1-11.
- FITCH, H. S. (2006). "Ecological succession on a natural area in northeastern Kansas from 1948 to 2006", *Herpetological Conservation and Biology*, 1(1): 1-5.
- FRANKHAM, R. et K. RALLS (1998). "Conservation biology: Inbreeding leads to extinction", *Nature*, 392(6675): 441-442.
- FREEDMAN, B. et P.M. CATLING (1979). "Movement of sympatric species of snake at Amherstburg, Ontario", *The Canadian Field-Naturalist*, 93(4): 399-404.
- GIRARD, J.-F. (2014). *Les outils juridiques pour la protection et la mise en valeur de territoires sur l'île de Montréal – Les exemples concluants de protection de territoires biologiquement significatifs en milieu urbain*. Rapport de recherche juridique. Dufresne Hébert Comeau Avocats. 129 p.
- GLASER, R. et J.K. KIECOLT-GLASER (2005). "Stress-induced immune dysfunction: Implications for health", *Nature Reviews Immunology*, 5: 243-251.

- GERMANO, J. M. et P. J. BISHOP (2009). "Suitability of amphibians and reptiles for translocation", *Conservation Biology*, 23(1): 7-15.
- GERMANO, J. M., K. J. FIELD, R. A. GRIFFITHS, S. CLULOW, J. FOSTER, G. HARDING et R. R. SWAISGOOD (2015). "Mitigation-driven translocations: Are we moving wildlife in the right direction?", *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(2): 100-105.
- GRIFFITH, B., J. M. SCOTT, J. W. CARPENTER et C. REED (1989). "Translocation as a species conservation tool: Status and strategy", *Science*, 245(4917): 477-480.
- GROUPE HÉMISPHERE (2015). *Rapport de suivi de la couleuvre brune dans le cadre des travaux de construction du nouveau pont pour le Saint-Laurent*. Rapport technique réalisé pour Travaux publics et Services gouvernementaux Canada. 27 p. et 3 annexes.
- GRUEBER, C. E., G. P. WALLIS et I. G. JAMIESON (2008). "Heterozygosity–fitness correlations and their relevance to studies on inbreeding depression in threatened species", *Molecular Ecology*, 17(18): 3978-3984.
- HARDY SR., D. L., H. W. GREENE, B. TOMBERLIN et M. WEBSTER (2001). "Relocation of nuisance rattlesnakes: Problems using short-distance translocation in a small rural community", *Sonoran Herpetologist*, 14(6): 1-3.
- HARVEY, D. S. et P. J. WEATHERHEAD (2006). "A test of the hierarchical model of habitat selection using Eastern Massasauga Rattlesnakes (*Sistrurus c. Catenatus*)", *Biological Conservation*, 130(2): 206-216.
- HARVEY, D. S., A. M. LENTINI, K. CEDAR et P. J. WEATHERHEAD (2014). "Moving Massasaugas: Insight into rattlesnake relocation using *Sistrurus c. catenatus*", *Herpetological Conservation and Biology*, 9(1): 67-75.
- HASKELL, A., T. E. GRAHAM, C. R. GRIFFIN et J. B. HESTBECK (1996). "Size related survival of headstarted Redbelly Turtles (*Pseudemys rubriventris*) in Massachusetts", *Journal of Herpetology*, 30(4): 524-527.
- HILEMAN, E. T., M. C. ALLENDER, D. R. BRADKE, L. J. FAUST, J. A. MOORE, M. J. RAVESI et S. J. TETZLAFF (2018). "Estimation of *Ophidiomyces* prevalence to evaluate snake fungal disease risk", *The Journal of Wildlife Management*, 82(1): 173-181.
- HOBBS, R. J. et L. F. HUENNEKE (1996). "Disturbance, diversity, and invasion: Implications for conservation", dans *Ecosystem Management*, Springer, New York, p. 164-180.
- HOLDING, M. L., D. A. OWEN et E. N. TAYLOR (2014). "Evaluating the thermal effects of translocation in a large bodied pitviper", *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology*, 321(8): 442-449.
- HOLT, S. M. (2002). *COSEWIC assessment and status report on Dekay's Brownsnake *Storeria dekayi* in Canada*. Rapport non publié. Committee on the Status of endangered Wildlife in Canada, Ottawa. vii + 40 p.
- IUCN/SSC (2013). *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations*. Version 1.0. Gland, Switzerland, IUCN Species Survival Commission. viii + 57 p.
- JOSIMOVICH, J. M. (2018). *Soft-Release May Not Enhance Translocations of Wild-Caught Eastern Massasaugas (*Sistrurus catenatus*)*. Thèse, Purdue University, Fort Wayne, Indiana. 72 p.

- KING, R., C. BERG et B. HAY (2004). "A Repatriation study of the Eastern Massasauga (*Sistrurus catenatus catenatus*) in Wisconsin", *Herpetologica*, 60(4): 429-437.
- KINGSBURY, B. A. et ATTUM, O. (2009). "Conservation strategies, captive rearing, translocation and repatriating", dans *Snakes: Ecology and conservation*, Cornell University Press, New York. 384 p.
- KJOSS, V. A. et J. A. LITVAITIS (2001). "Community structure of snakes in a human-dominated landscape", *Biological Conservation*, 98: 285-292.
- KNOX, C. D. et J. M. MONKS (2014). "Penning prior to release decreases post-translocation dispersal of Jewelled Geckos", *Animal Conservation*, 17(S1): 18-26.
- KNOX, C. D., S. JARVIE, L. J. EASTON et J. M. MONKS (2017). "Soft-release, but not cool winter temperatures, reduces post-translocation dispersal of Jewelled Geckos", *Journal of Herpetology*, 51(4): 490-496.
- LAMARRE, P., D. RÉALE, E. MILOT et B. ANGERS (2015). *Variations dans la réponse de la diversité génétique de populations de couleuvres insulaires faisant face à la perte d'habitat*. Mémoire de maîtrise. Université de Montréal. 101 p. + annexes.
- LICITRA, D., D. P. QUINN, J. E. REEDER, T. GAVITT, J. DICKSON, B. HESS, B. MANGOLD, A. D. TUTTLE, A. ROSAS-ROSAS, S. FRASCA et S. M. SZCZEPANEK (2019). "Snake fungal disease in Colubridae snakes in Connecticut, USA in 2015 and 2017", *Journal of Wildlife Diseases*, 55(3): 658-662.
- LORCH, J. M., J. LANKTON, K. WERNER, E. A. FALENDYSZ, K. MCCURLEY et D. S. BLEHERT (2015). "Experimental infection of snakes with *Ophidiomyces ophiodiicola* causes pathological changes that typify snake fungal disease", *MBio*, 6(6): e01534-15.
- LORCH, J. M., S. KNOWLES, J. S. LANKTON, K. MICHELL, J. L. EDWARDS, J. M. KAPFER, R. A. STAFFEN, E. R. WILD, K. Z. SCMHIDT, A. E. BALLMANN, D. BLODGETT, T. M. FARRELL, B. M. GLORIOSO, L. A. LAST, S. J. PRICE, K. L. SCHULER, C. E. SMITH, J. F. X. WELLEHAN et D. BLEHERT (2016). "Snake fungal disease: An emerging threat to wild snakes", *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1709): 20150457.
- MASSEI, G., R. J. QUY, J. GURNEY et D. P. COWAN (2010). "Can translocations be used to mitigate human-wildlife conflicts?", *Wildlife Research*, 37(5): 428-439.
- MARUYAMA, T. et M. KIMURA. (1974). "A note on the speed of gene frequency change in reverse direction in a finite population", *Society for the Study of Evolution*, 28(1): 161-163.
- McKENZIE, C. M., M. L. PICZAK, H. N. SNYMAN, T. JOSEPH, C. THEIJIN, P. CHOW-FRASER et C. M. JARDINE (2019). "First report of ranavirus mortality in a common snapping turtle *Chelydra serpentina*", *Diseases of Aquatic Organisms*, 132(3): 221-227.
- MEIK, J. M. et R. MAKOWSKY (2018). "Minimum area thresholds for rattlesnakes and colubrid snakes on islands in the Gulf of California, Mexico", *Ecology and Evolution*, 8(2): 928-934.
- MENKHORST, P., N. CLEMANN et J. SUMNER (2016). "Fauna-rescue programs highlight unresolved scientific, ethical and animal welfare issues", *Pacific Conservation Biology*, 21(3): 220-225.
- MFFP (2015). *Lignes directrices pour la conservation des habitats fauniques* (4<sup>e</sup> édition). Direction générale du développement de la faune. 41 p.

- MFFP (2022a). *Guide de mitigation pour des travaux dans l'habitat des couleuvres au Québec*. Document interne disponible sur demande. Direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de Montréal, de la Montérégie et de Laval, Secteur des opérations régionales. 17 p.
- MFFP (2022b). *Protocole standardisé d'inventaire des couleuvres au Québec*, gouvernement du Québec, Québec, 24 p. + annexes.
- MILLER, K. A., T. P. BELL et J. M. GERMANO (2014). "Understanding publication bias in reintroduction biology by assessing translocations of New Zealand's herpetofauna", *Conservation Biology*, 28(4): 1045-1056.
- MULLIN, S. J. et R. A. SEIGEL (dir.) (2009). *Snakes: Ecology and Conservation*. Cornell University Press, New York. 384 p.
- MUSHINSKY, H. R., E. D. MCCOY, J. E. BERISH, R. E. ASHTON JR. et D. S. WILSON (2006). "Gopherus polyphemus – Gopher tortoise", *Chelonian Research Monographs*, 3: 350-375.
- NEWMAN, B. C., S. E. HENKE, D. B. WESTER, T. M. SHEDD, H. L. PEROTTO-BALDIVIESO et D. C. RUDOLPH (2019). "Determining the suitability of the Jamaican Boa (*Chilabothrus subflavus*) for short-distance translocation in Cockpit Country, Jamaica", *Caribbean Journal of Science*, 49(2-3): 222-238.
- OMNRF (2016). *Survey Protocol for Ontario's Species at Risk Snakes*. Species Conservation Policy Branch. Peterborough, Ontario. ii + 17 p.
- OUELLETTE, M. et D. RODRIGUE (2006). *Identification, caractérisation et évaluation des sites de populations de la couleuvre brune (Storeria dekayi) dans une perspective de conservation appliquée*. Rapport présenté à la Fondation de la Faune du Québec par la Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent. Sainte-Anne-de-Bellevue, Québec. 31 p.
- ORR, H. A. (2005). "The genetic theory of adaptation: A brief history", *Nature Reviews Genetics*, 6: 119-127.
- PIKE, D. A., J. K. WEBB et R. SHINE (2011). "Removing forest canopy cover restores a reptile assemblage", *Ecological Applications*, 21(1): 274-280.
- PLACYK JR, J. S., G. M. BURGHARDT, R. L. SMALL, R. B. KING, G. S. CASPER et J. W. ROBINSON (2007). "Post-glacial recolonization of the Great Lakes region by the common gartersnake (*Thamnophis sirtalis*) inferred from mtDNA sequences", *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 43(2): 452-467.
- PLUMMER, M. V. et N. E. MILLS (2000). "Spatial ecology and survivorship of resident and translocated hognose snakes (*Heterodon platirhinos*)", *Journal of Herpetology* : 565-575.
- POULIOT, D. (2008). *Rapport sur la situation de la couleuvre brune (Storeria dekayi) au Québec*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Faune Québec. 26 p.
- PRIMACK, R. B. (2004). *Essentials of Conservation Biology* (3<sup>e</sup> édition). Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. 698 p.
- RANDALL, L., N. LLOYD et A. MOEHRENSCHLAGER (2018). *Guidelines for Mitigation Translocations of Amphibians: Applications for Canada's Prairie Provinces*. Version 1.0. Centre for Conservation Research, Calgary Zoological Society. Calgary, Alberta, Canada. 94 p.

- RAVESI, M. J., S. J. TETZLAFF, M. C. ALLENDER et B. A. KINGSBURY (2016). "Detection of snake fungal disease from a *Lampropeltis triangulum* (Eastern Milksnake) in Northern Michigan", *Northeastern Naturalist*, 23(3): N18-N21.
- READ, J., G. JOHNSTON et T. MORLEY (2011). "Predation by snakes thwarts trial reintroduction of the endangered Woma python *Aspidites ramsayi*", *Oryx*, 45: 505-512.
- REED, D. H. et E. H. BRYANT (2000). "Experimental tests on minimum viable population size", *Animal Conservation*, 3: 7-14.
- REED, D. H. et R. FRANKHAM (2003). "Correlation between fitness and genetic diversity", *Conservation Biology*, 17(1): 230-237.
- REINERT, H. K. et R. R. RUPERT (1999). "Impacts of translocation on behavior and survival of timber rattlesnakes, *Crotalus horridus*", *Journal of Herpetology*, 33(1): 45-61.
- ROE, J. H., M. R. FRANK, S. E. GIBSON, O. ATTUM et B. A. KINGSBURY (2010). "No place like home: An experimental comparison of reintroduction strategies using snakes", *Journal of Applied Ecology*, 47(6): 1253-1261.
- ROULEAU, S. (2009). *Capture et relocalisation de couleuvres au parc-nature de la Pointe-aux-Prairies en prévision des travaux d'élargissement de la voie ferrée du CN*. Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent pour le compte de Construction Garnier et la Ville de Montréal. 8 p. + annexe.
- ROULEAU, S. (2014). *La relocalisation de la couleuvre brune (Storeria dekayi) comme mesure de mitigation dans le cadre du projet de prolongement du boulevard Thimens à Montréal*. Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent. Sainte-Anne-de-Bellevue, Québec. 42 p.
- ROULEAU, S., P.-A. BOURGEOIS et P. LAMARRE (2017). *Rapport sur la campagne d'échantillonnage 2016 visant à détecter le pathogène responsable de la maladie fongique du serpent (Ophidiomyces ophiodiicola) au Québec*. Rapport final. Réalisé pour Environnement Canada par la Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent. Sainte-Anne-de-Bellevue, Québec. 10 p. + annexes.
- ROULEAU, S., P.-A. BOURGEOIS et P. LAMARRE (2018a). *Rapport d'intervention – Mise en œuvre du Plan de gestion de la couleuvre brune à l'île Lapierre (SA5)*. Version finale. Rapport préparé par la Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent pour AECOM. 42 p. + annexes.
- ROULEAU, S., P.-A. BOURGEOIS, P. LAMARRE et C. MARIER-DESROCHES (2018b). *Inventaire de la couleuvre brune dans la zone industrielle et portuaire de l'est de Montréal*. Rapport final. Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent. 30 p. + annexes.
- ROUT, T. M., C. E. HAUSER et H. P. POSSINGHAM (2009). "Optimal adaptive management for the translocation of a threatened species", *Ecological Applications*, 19(2): 515-526.
- RZADKOWSKA, M., M. C. ALLENDER, M. O'DELL et C. MADDOX (2016). "Evaluation of common disinfectants effective against *Ophidiomyces ophiodiicola*, the causative agent of snake fungal disease", *Journal of Wildlife Diseases*, 52(3): 759-762.
- SACERDOTE-VELAT, A. B., J. M. EARNHARDT, D. MULKERIN, D. BOEHM et G. GLOWACKI (2014). "Evaluation of headstarting and release techniques for population augmentation and reintroduction of the smooth green snake", *Animal Conservation*, 17(S1): 65-73.

- SHOEMAKER, K. T., G. JOHNSON et K. A. PRIOR (2009). "Habitat manipulation as a viable conservation strategy", dans *Snakes: Ecology and conservation*, Cornell University Press, Ithaca, New York, USA, p. 221-243.
- SMALLWOOD, K. S. (2001). "Linking habitat restoration to meaningful units of animal demography", *Restoration Ecology*, 9(3): 253-261.
- STEPHENS, P. A., W. J. SUTHERLAND et R. P. FRECKLETON (1999). "What is the Allee effect?", *Oikos*, 87(1): 185-190.
- STILES, J. (2013). *Evaluating the Use of Enclosures to Reintroduce Eastern Indigo Snakes*. Thesis, Auburn University, Auburn, Alabama. 44 p.
- SULLIVAN, B. K., E. M. NOWAK et M. A. KWIATKOWSKI (2014). "Problems with mitigation translocation of herpetofauna", *Conservation Biology*, 29(1): 12-18.
- SWAN, K. D., N. A. LLOYD et A. MOEHRENSCHLAGER (2018). "Projecting further increases in conservation translocations: A Canadian case study", *Biological Conservation*, 228: 175-182.
- TESSIER, N. et L. VEILLEUX (2019). *Acquisition de connaissances pour l'aménagement d'hibernacle pour les couleuvres au Québec – Étude en cours*. Document interne disponible sur demande. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de Montréal, de la Montérégie et de Laval. 51 p.
- TETZLAFF, S. J., J. H. SPERRY et B. A. DEGREGORIO (2019). "Effects of antipredator training, environmental enrichment, and soft release on wildlife translocations: A review and meta-analysis", *Biological Conservation*, 236: 324-331.
- THIBAUT-BEDARD, P. (2017). *Guide des bonnes pratiques en intendance privée : équivalences, avantages et suivis*. (Suivi d'un portrait rapide de la réforme du Règlement sur les habitats fauniques). Présentation donnée aux Ateliers sur la conservation des milieux naturels, 17 mars 2017, Auberge Baluchon, Saint-Paulin, Québec.
- THOMPSON, S. A. et G. G. THOMPSON (2016). "Response to *Fauna-Rescue Programs Highlight Unresolved Scientific, Ethical and Animal Welfare Issues* by Menkhorst et Al.", *Pacific Conservation Biology*, 22(4): 304-307.
- TUBERVILLE, T. D., E. E. CLARK, K. A. BUHLMANN et J. W. GIBBONS (2005). "Translocation as a conservation tool: Site fidelity and movement of repatriated gopher tortoises (*Gopherus polyphemus*)", *Animal Conservation*, 8(4): 349-358.
- VILAS, A., A. PÉREZ-FIGUEROA, H. QUESADA et A. CABALLERO (2015). "Allelic diversity for neutral markers retains a higher adaptive potential for quantitative traits than expected heterozygosity", *Molecular Ecology*, 24(17): 4419-4432.
- VILLE DE MONTRÉAL (2021). Six actions concrètes en faveur de la biodiversité à Montréal. Un passage faunique en milieu urbain. [En ligne] [<https://montreal.ca/articles/six-actions-concretes-en-faveur-de-la-biodiversite-montreal-5461>] (Consulté le 21 septembre 2021).
- VIRGIN, E. E. et R. B. KING (2019). "What does the snake eat? Breadth, overlap, and non-native prey in the diet of three sympatric natricine snakes", *Herpetological Conservation and Biology*, 14(1): 132-142.
- WOLFE, A. K., P. A. FLEMING et P. W. BATEMAN (2018). "Impacts of translocation on a large urban-adapted venomous snake", *Wildlife Research*, 45(4): 316-324.

WOODFORD, M. H. (1993). "International disease implications for wildlife translocation", *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 24(3): 265-270.

WORTHINGTON-HILL, J. (2016). *Reintroduction of the Adder Vipera berus to Nottinghamshire: A feasibility study*. People's Trust for Endangered Species. 17 p.

**Environnement,  
Lutte contre  
les changements  
climatiques,  
Faune et Parcs**

**Québec** 