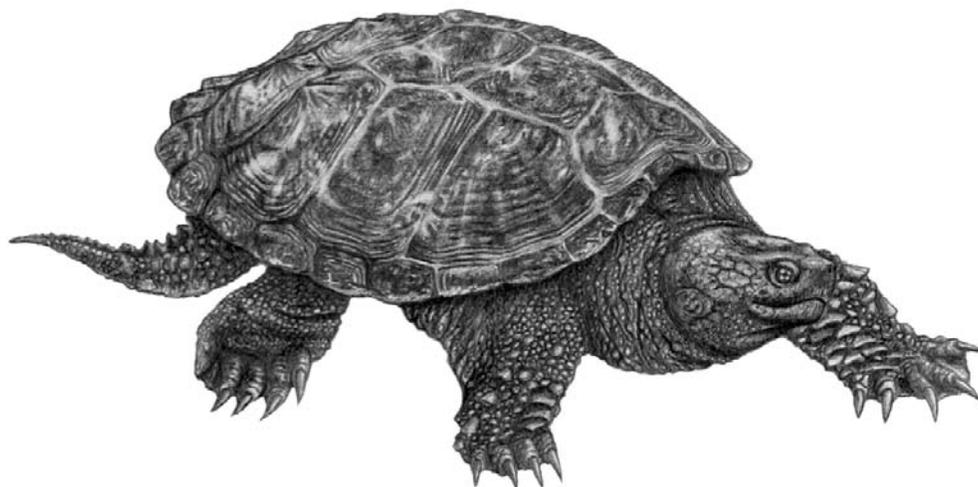


Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur la

Tortue serpentine *Chelydra serpentina*

au Canada



PRÉOCCUPANTE
2008

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada



COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2008. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la tortue serpentine (*Chelydra serpentina*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 51 p. (www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

Note de production :

Le COSEPAC tient à remercier M^{me} Melissa Cameron pour la rédaction du rapport de situation provisoire sur la tortue serpentine (*Chelydra serpentina*) dans le cadre d'un contrat passé avec Environnement Canada. La participation de cette contractuelle à la rédaction du rapport de situation a pris fin avec l'acceptation du rapport provisoire. Toute modification apportée au rapport de situation durant la préparation des rapports intermédiaires (6 mois et 2 mois) a été supervisée par Ronald J. Brooks, coprésident du Sous-comité de spécialistes des amphibiens et des reptiles du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-953-3215
Télec. : 819-994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
<http://www.cosepac.gc.ca>

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Snapping Turtle *Chelydra serpentina* in Canada.

Illustration de la couverture :
Tortue serpentine — Illustration par J.Crowley.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2009.
N° de catalogue CW69-14/565-2009F-PDF
ISBN 978-1-100-91381-0

 Papier recyclé



COSEPAC

Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – Novembre 2008

Nom commun

Tortue serpentine

Nom scientifique

Chelydra serpentina

Statut

Préoccupante

Justification de la désignation

Bien que cette espèce soit répandue et encore plutôt abondante, son cycle vital (maturité tardive, grande longévité, faible recrutement, absence de réaction devant une variation de densité) et sa dépendance envers des étés longs et chauds pour compléter avec succès l'incubation la rendent exceptionnellement sensible aux menaces anthropiques. Lorsque ces menaces causent même des augmentations apparemment mineures du taux de mortalité des adultes, les populations continueront probablement de diminuer aussi longtemps que ces augmentations du taux de mortalité auront cours. Il y a plusieurs menaces de ce type, et leurs impacts sont additifs. Les connaissances traditionnelles autochtones appuient généralement les chiffres décroissants en ce qui a trait à la population et aux tendances, tels qu'indiqués dans le rapport du COSEPAC.

Répartition

Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse

Historique du statut

Espèce désignée « préoccupante » en novembre 2008. Évaluation fondée sur un nouveau rapport de situation.



COSEPAC Résumé

Tortue serpentine *Chelydra serpentina*

Information sur l'espèce

La plus grande tortue d'eau douce du Canada, la tortue serpentine, *Chelydra serpentina* (Linné, 1758), est monotypique en Amérique du Nord. À l'échelle mondiale, c'est l'une des trois espèces du genre *Chelydra* et l'une des quatre espèces de la famille des Chélydridés. La dossière (carapace dorsale) est carénée, de couleur brune, noire ou olive; le plastron est cruciforme, de taille très réduite par rapport à celui des autres tortues, ce qui laisse exposés les membres et les flancs de l'animal. La tête de la tortue serpentine est massive, et sa mâchoire supérieure est recourbée en bec. Le cou est relativement long, et la queue est approximativement aussi longue que la dossière. Au sein d'une population du centre de l'Ontario, on a constaté que la longueur moyenne de la dossière était de 32,3 cm chez les mâles et de 28,5 cm chez les femelles, tandis que le poids moyen des individus des deux sexes était respectivement de 9,3 kg et de 5,3 kg.

Répartition

La tortue serpentine possède la plus grande répartition latitudinale de toutes les tortues d'Amérique du Nord, puisqu'on la rencontre depuis le sud du Manitoba jusqu'au Texas. Au Canada, l'espèce est présente dans la partie continentale de la Nouvelle-Écosse, dans le sud du Nouveau-Brunswick, dans le sud et le centre du Québec, dans le sud et le centre de l'Ontario, dans le sud du Manitoba et dans le sud-est de la Saskatchewan. Cette aire de répartition présente une disjonction dans le nord-ouest de l'Ontario, au nord du lac Supérieur, où les étés sont probablement trop frais pour que les embryons parviennent à se développer.

Habitat

L'habitat préféré de la tortue serpentine est un milieu aquatique où l'eau se déplace lentement, avec un fond vaseux mou et une végétation aquatique dense. Les populations s'établissent le plus souvent dans des étangs, des marécages et des baies peu profondes, le long de berges de rivières, dans des cours d'eau lents ou dans des zones combinant plusieurs de ces milieux. Bien que certains individus parviennent à survivre dans des zones aménagées (par exemple dans des bassins de terrain de golf ou des canaux d'irrigation), il est peu probable qu'une population entière parvienne à se maintenir dans de tels milieux. La tortue serpentine peut fréquenter des voies d'eau très polluées, mais on sait que la contamination environnementale limite son succès de reproduction. Au Canada, l'habitat de la tortue serpentine diminue aussi bien en quantité qu'en qualité, les pertes résultant principalement de la conversion de terres humides pour le développement agricole et l'urbanisation.

Biologie

Le cycle vital de la tortue serpentine est caractérisé par une mortalité élevée et variable des embryons et des nouveau-nés, une maturité sexuelle tardive, une grande longévité des adultes et une itéroparité (événements génésiques répétés) donnant lieu à un faible succès de reproduction pour chaque événement génésique. Chez les populations les plus septentrionales, les femelles, et probablement aussi les mâles, arrivent à maturité plus tard (à 15-20 ans) et après avoir atteint une taille plus importante que les individus des populations plus méridionales (qui atteignent leur maturité autour de 12 ans). La longévité de la tortue serpentine à l'état sauvage n'est pas bien connue, mais des études de marquage et recapture menées à long terme dans le parc Algonquin indiquent qu'elle pourrait dépasser la centaine d'années. La nidification a lieu à la fin mai et en juin, et les femelles déposent environ 40 œufs dans leur nid en forme de flacon. Dans le parc Algonquin, la probabilité qu'un embryon de tortue serpentine survive jusqu'à la maturité sexuelle est inférieure à 0,1 %. Une fois adulte, la tortue serpentine n'a qu'un petit nombre de prédateurs, outre les humains; cependant, dans certaines régions, des mammifères prédateurs ont acquis des techniques leur permettant de capturer les adultes en hibernation.

Taille et tendances des populations

Bien que la tortue serpentine soit l'une des tortues les plus répandues au Canada, des études à long terme menées sur deux populations en Ontario ont montré que même les grandes populations apparemment non en péril peuvent être sensibles à une augmentation de la mortalité des adultes et ne pas se reconstituer rapidement après un déclin. Les modèles démographiques montrent qu'il suffit d'une légère augmentation (+0,1 %) du taux de mortalité des adultes (mortalité sur les routes ou dans les champs cultivés, etc.) pour que la population diminue de moitié en moins de 20 ans. La tortue serpentine demeure relativement abondante dans l'est du Canada, mais on la rencontre moins souvent en Saskatchewan et au Manitoba.

Facteurs limitatifs et menaces

Au Canada, les populations de tortues serpentine sont principalement limitées par les caractéristiques du cycle vital de l'espèce (recrutement lent, maturité tardive, grande longévité, taux de survie élevé des adultes) et par les étés courts et frais qui peuvent réduire les éclosions. La pérennité des populations exige de manière critique un taux de survie élevé des adultes; les facteurs qui menacent le plus gravement la tortue serpentine au Canada sont donc ceux qui augmentent la mortalité des adultes. Les captures légales et illégales d'individus adultes, les persécutions gratuites et la mortalité sur les routes (en particulier celle des femelles qui se rendent à leur site de nidification) sont les principales causes de mort prématurée chez les tortues serpentine adultes. Parmi les autres facteurs qui menacent à long terme la survie de la tortue serpentine au Canada, on peut citer la réduction continue de l'habitat, le succès reproductif moindre dû à la pollution environnementale, la prédation anormalement élevée par des populations importantes de rats laveurs (*Procyon lotor*) et d'autres mammifères, les blessures infligées par les hélices de bateau, la « prise accessoire » d'individus par les pêcheurs récréatifs ou commerciaux, le dragage, le terrassement routier, l'abaissement rapide du niveau des plans d'eau et d'autres pratiques potentiellement néfastes.

Importance de l'espèce

La tortue serpentine est le plus grand reptile terrestre ou d'eau douce du Canada. Sa longévité est semblable, voire supérieure, à celles des humains, et l'espèce est importante sur les plans scientifique, écologique et culturel. Son allure préhistorique est bien connue des Canadiens, qui ont souvent des récits personnels (souvent exagérés) à raconter sur l'énorme taille de l'espèce, sa férocité et la puissance de ses mâchoires.

Protection actuelle ou autres désignations de statut

L'espèce ne jouit actuellement d'aucune protection juridique à l'échelle du Canada. La tortue serpentine a reçu la cote S5 (largement répandue, abondante et non en péril) en Nouvelle-Écosse et la cote S4 (apparemment non en péril) en Ontario, au Nouveau-Brunswick et au Québec. Au Manitoba et en Saskatchewan, l'espèce est cotée S3 à cause de son aire de répartition restreinte et du nombre relativement faible de populations. La chasse à la tortue serpentine est interdite au Manitoba et au Québec, mais elle est autorisée moyennant l'obtention d'un permis en Ontario et en Nouvelle-Écosse et sans permis en Saskatchewan. En Ontario, en vertu du paragraphe 31.(1) de la *Loi sur la protection du poisson et de la faune*, si une personne croit, en se fondant sur des motifs raisonnables, qu'un animal sauvage (p. ex. une tortue serpentine) endommage ses biens ou est sur le point de le faire, elle peut, sur sa terre, le capturer ou le tuer.



HISTORIQUE DU COSEWIC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEWIC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEWIC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEWIC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEWIC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEWIC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEWIC

Le COSEWIC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS (2008)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'une autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.



Environnement
Canada

Environment
Canada

Service canadien
de la faune

Canadian Wildlife
Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEWIC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur la

Tortue serpentine *Chelydra serpentina*

au Canada

2008

TABLE DES MATIÈRES

INFORMATION SUR L'ESPÈCE	4
Nom et classification.....	4
Description morphologique	4
Description génétique	6
Unités désignables	6
RÉPARTITION	7
Aire de répartition mondiale.....	7
Aire de répartition canadienne.....	8
HABITAT	13
Besoins en matière d'habitat	13
Tendances en matière d'habitat.....	15
Protection et propriété	15
BIOLOGIE	15
Cycle vital	16
Reproduction	18
Thermorégulation.....	19
Alimentation	20
Activités quotidiennes et annuelles.....	21
Comportement.....	21
Prédation	22
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS	23
Activités de recherche	23
Abondance et tendances	24
Effet d'une immigration de source externe	26
FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES	27
IMPORTANCE DE L'ESPÈCE	35
PROTECTION ACTUELLE OU AUTRES DÉSIGNATIONS DE STATUT.....	36
RÉSUMÉ TECHNIQUE.....	37
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS.....	40
SOURCES D'INFORMATION	40
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DE LA RÉDACTRICE DU RAPPORT	51

Liste des figures

Figure 1. Tortue serpentine mâle adulte.	5
Figure 2. Aire de répartition de la tortue serpentine (<i>Chelydra serpentina</i>) aux États-Unis et au Canada. L'aire de répartition est représentée par les zones ombrées.....	7
Figure 3. Aire de répartition de la tortue serpentine au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse.....	9
Figure 4. Aire de répartition de la tortue serpentine dans le centre-sud de l'Ontario et le sud-est du Québec.....	10

Figure 5. Répartition de la tortue serpentine dans le nord-ouest de l'Ontario, au Manitoba et en Saskatchewan. 12

Figure 6. Répartition de la tortue serpentine en Alberta et en Colombie-Britannique . 13

Liste des tableaux

Tableau 1. Effectif estimatif de la population de tortues serpentes de l'étang West, à Hamilton (Ontario) 25

INFORMATION SUR L'ESPÈCE

Nom et classification

La tortue serpentine, *Chelydra serpentina* (Linné, 1758), est l'une des trois seules espèces du genre *Chelydra* et l'une des quatre espèces de la famille des Chélydridés. Deux sous-espèces de *C. serpentina* ont été décrites, mais une seule, le *C. s. serpentina*, est présente au Canada. L'autre sous-espèce, le *C. s. osceola*, se rencontre uniquement dans la péninsule de Floride. Lors d'une récente étude phylogénétique, Phillips *et al.* (1996) n'ont trouvé qu'une très faible différenciation moléculaire entre le *C. s. serpentina* et le *C. s. osceola*, ce qui a été confirmé par les résultats récents de Shaffer *et al.* (2008) sur l'ADNmt et les alloenzymes. Deux autres sous-espèces, le *C. s. rossignonii* et le *C. s. acutirostris*, sont présentes en Amérique centrale et en Amérique du Sud. Étant donné la divergence plus importante mesurée entre les sous-espèces d'Amérique du Nord et d'Amérique centrale ainsi qu'entre les deux sous-espèces d'Amérique centrale, Phillips *et al.* (1996) ainsi que Shaffer *et al.* (2008) ont recommandé de considérer ces deux sous-espèces comme étant des espèces distinctes, le *C. acutirostris* et le *C. rossignonii*. Par ailleurs, Gaffney (1984) a avancé que les Chélydridés formeraient le clade basal des Cryptodires (80 % des espèces actuelles de tortues).

Description morphologique

La tortue serpentine est la plus grosse tortue d'eau douce du Canada (figure 1). Sa dossière (carapace dorsale) est brune, noire ou olive et porte trois carènes longitudinales. Les scutelles marginales postérieures forment des dents prononcées. Comme c'est le cas chez un grand nombre de tortues, les scutelles de la jeune tortue serpentine portent des lignes de croissance concentriques qui correspondent approximativement aux années de croissance. Ces lignes peuvent servir à estimer de manière grossière l'âge d'un individu avant sa maturité (Galbraith et Brooks, 1987b; Brooks *et al.*, 1997). Le plastron est cruciforme, de couleur jaune, gris ou olive, non articulé et beaucoup plus petit que celui des autres tortues, ce qui expose les membres et les flancs de l'animal (Harding, 1997; Ernst *et al.*, 1994; Ernst, 2008). La tête est massive. Sa mâchoire supérieure, recourbée en bec, varie du jaune au crème et porte des rayures verticales sombres. Le cou est relativement long et porte des tubercules arrondis le long de sa surface dorsale ainsi que deux barbillons sous le menton. La peau est habituellement havane, mais peut varier du crème au noir en passant par le gris, le jaune et même le brun rougeâtre dans les milieux riches en fer. La queue est presque aussi longue que la dossière et porte trois rangées longitudinales de tubercules triangulaires. Cette longue queue distingue l'espèce des autres tortues nord-américaines.

La tortue serpentine mâle est plus grosse que la femelle, et sa queue, mesurée du cloaque à l'extrémité postérieure du plastron, est en général plus longue que le lobe postérieur du plastron; chez la femelle, c'est l'inverse (Mosimann et Bider, 1960). Au sein d'une population du centre de l'Ontario, R. Brooks (données inédites) a constaté que la longueur moyenne de la dossière était respectivement de 32,3 cm (sur une gamme de 25 à 40 cm) pour les mâles et de 28,5 cm (sur une gamme de 23 à 36 cm) pour les femelles, tandis que le poids moyen des individus des deux sexes était respectivement de 9,3 kg (sur une gamme de 5 à 18 kg) et de 5,3 kg (sur une gamme de 3 à 9 kg). Les tortues serpentine mâles et femelles du lac Grafton, en Nouvelle-Écosse, sont de taille et de poids similaires (Gilhen, 1984; Hurlburt *et al.*, 1997; Whynot, 1996). Le nouveau-né de la tortue serpentine ressemble à un adulte en modèle réduit, mais en beaucoup plus sombre. Sa dossière mesure environ 2,7 cm à l'éclosion (R. Brooks, données inédites).

La taille imposante et la longue queue de la tortue serpentine adulte font qu'il est difficile de la confondre avec toute autre tortue d'eau douce du Canada. Il est possible de distinguer les nouveau-nés et les jeunes de ceux des autres espèces par une combinaison de caractéristiques : dossière avec crêtes; scutelles marginales postérieures formant des dents; plastron réduit, non articulé; queue longue et ornée de rangées de tubercules.



Figure 1. Tortue serpentine mâle adulte.

Description génétique

La génétique des populations de tortues serpentine n'a pour l'instant jamais été étudiée au Canada. En examinant l'ascendance de jeunes tortues serpentine dans le parc Algonquin, en Ontario, Galbraith (1991) a trouvé des signes indiquant que cette population pourrait être relativement consanguine. Comme la survie des pontes de tortue est fortement soumise à des facteurs stochastiques, chaque cohorte peut être issue d'un petit nombre de nids, voire d'un seul, et il est possible que le génotype de la plupart des populations de tortues serpentine et d'autres espèces de tortues d'eau douce ne recèle que peu de variations. Cette consanguinité des tortues serpentine pourrait également s'expliquer par une variance élevée du succès de reproduction des mâles (Galbraith, 1991).

Si on en juge d'après la répartition canadienne de la tortue serpentine (figure 2), les flux génétiques sont bloqués dans le nord de l'Ontario, où les températures estivales sont trop basses pour que les embryons puissent achever leur développement (voir la section *Reproduction*). Les populations de la tortue serpentine du nord-ouest de l'Ontario, du Manitoba et de la Saskatchewan sont probablement des lignées plus proches de celles du Dakota du Nord et du Minnesota que des populations du sud de l'Ontario. Shaffer *et al.* (2008) ont cependant fait remarquer que le genre *Chelydra* est peu différencié aux États-Unis; il est donc possible que les populations canadiennes ne présentent pas, elles non plus, de grandes variations au niveau de l'ADNmt et des alloenzymes.

Unités désignables

On n'a pu mettre en évidence aucune distinction génétique ou morphologique entre les populations canadiennes de la tortue serpentine. Les populations de la province faunique boréale occidentale et celles du nord-ouest de la province faunique du Bouclier canadien (Green, 2003) sont géographiquement isolées des autres populations de l'Ontario et de celles des provinces plus à l'est. Cependant, comme les populations de l'ouest interagissent probablement avec celles des États américains voisins (Montana, Minnesota et Dakota du Nord), elles ne se sont donc peut-être pas très différenciées des populations du reste du Canada. Quoi qu'il en soit, on n'a pu relever aucune différence génétique ou morphologique permettant de considérer que les populations de l'ouest constituent des unités désignables (UD) distinctes. De même, aucune donnée ne permet de soutenir l'existence d'UD distinctes dans d'autres secteurs de l'aire de répartition de l'espèce, au Canada ni même en Amérique du Nord (Shaffer *et al.*, 2008).

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

L'aire de répartition mondiale de *Chelydra serpentina* au sens large peut être divisée en une partie septentrionale et une partie méridionale, ces deux zones étant séparées par une importante disjonction. L'espèce se rencontre dans l'ensemble des États-Unis et du sud du Canada à l'est des Rocheuses, où environ 10 % de son aire de répartition se trouve en territoire canadien (figure 2). Il existe ensuite une zone non occupée par l'espèce, depuis le sud du Texas jusqu'au sud-est du Mexique, au-delà de laquelle deux sous-espèces distinctes sont présentes : le *C. s. rossignonii* (chélydre d'Amérique centrale), depuis le sud-est du Mexique jusqu'au Honduras, et le *C. s. acutirostris* (chélydre d'Amérique du Sud), depuis la région frontalière entre le Honduras et le Nicaragua jusqu'à l'Équateur (Iverson, 1992; Ernst, 2008). Cependant, il semble aujourd'hui admis (Ernst, 2008; Shaffer *et al.*, 2008) que ces deux sous-espèces méridionales sont des espèces distinctes, comme l'ont révélé Philips *et al.* (1996) en se fondant sur l'ADNmt. Le *Chelydra serpentina* demeure cependant la tortue d'eau douce qui, en Amérique et peut-être dans le monde entier, possède la plus vaste répartition latitudinale (Ernst *et al.*, 1994).

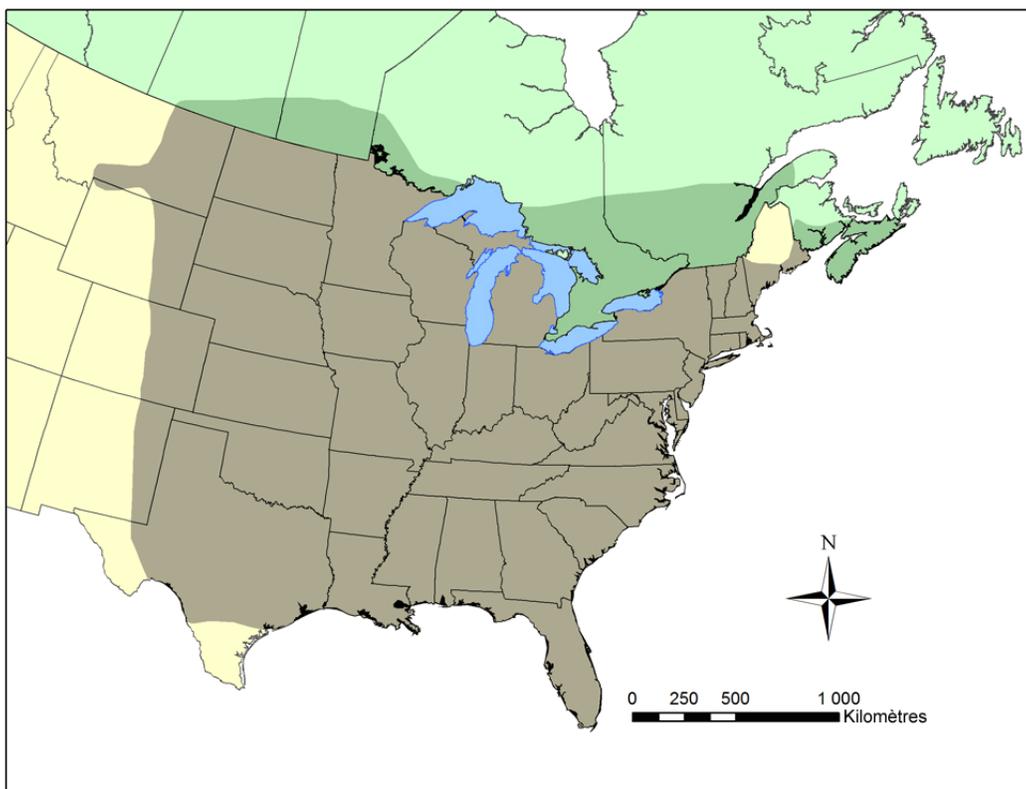


Figure 2. Aire de répartition de la tortue serpentine (*Chelydra serpentina*) aux États-Unis et au Canada. L'aire de répartition est représentée par les zones ombrées. Répartition aux États-Unis d'après Ernst *et al.* (1994) et Ernst (2008).

Aire de répartition canadienne

Au Canada, la tortue serpentine est répandue depuis la Nouvelle-Écosse jusqu'au sud-est de la Saskatchewan, sauf pour une disjonction importante dans le centre-nord de l'Ontario (figure 2). Dans les atlas sur la faune herpétologique, il existe des mentions pour la Nouvelle-Écosse, le Québec et l'Ontario. Dans les autres provinces, la répartition de l'espèce nous est révélée par les registres de parcs, de musées et d'autres organismes gouvernementaux, par des observations personnelles et par les descriptions parues dans des guides de terrain. Aucune étude systématique n'a été entreprise pour cartographier la répartition de l'espèce dans l'ensemble du Canada.

La tortue serpentine se rencontre dans l'ensemble de la Nouvelle-Écosse continentale (Scott, 2002; figure 3), en particulier dans les bassins des rivières Mersey, Medway, Annapolis, Musquodoboit et St. Mary's ainsi que du cours supérieur de la Tusket (Gilhen, 1984; J. Gilhen, comm. pers., 2006). Elle a été signalée dans plusieurs localités de l'île du Cap-Breton, mais toutes les mentions font état d'individus fréquentant des milieux qui diffèrent de l'habitat naturel de l'espèce (p. ex. dans les fossés bordant les routes), ce qui laisse penser que les spécimens observés sont en fait des tortues captives qui ont été relâchées (J. Gilhen, comm. pers., 2006). C'est peut-être les étés trop courts et trop frais qui empêchent les embryons de se développer complètement sur cette île et qui font qu'aucune population de tortues n'a pu s'y établir (M. Elderkin, comm. pers., 2006).

Au Nouveau-Brunswick, les mentions de tortues serpentes montrent que l'espèce privilégie la moitié sud de la province (Bleakney, 1958; Cook, 1984; McAlpine et Godin, 1986). Bien qu'on la pensait jadis cantonnée à la zone du Grand lac et de la rivière Saint-Jean (comtés de York, Sunbury, Queens, Kings et St. John; Bleakney, 1958), la tortue serpentine a en fait été observée dans tous les comtés de la province, à l'exception de ceux de Restigouche, au nord, et de Kent, à l'est (McAlpine et Godin, 1986). Rien ne permet d'établir si les observations faites dans la partie nord du Nouveau-Brunswick portent sur des populations reproductrices, des migrateurs provenant d'autres secteurs ou des individus captifs remis en liberté (McAlpine et Godin, 1986).

Au Québec (figure 4), la tortue serpentine est présente dans de nombreux bassins hydrographiques, notamment ceux de la rivière des Outaouais, du Saint-Maurice, du Saguenay, de la rivière Rouge, du Richelieu et de la Saint-François, ainsi que le long du Saint-Laurent (J. Jutras, comm. pers., 2006). Des tortues serpentes ont été capturées dans la Réserve nationale de faune du Lac-Saint-François et dans la réserve de la Première Nation Akwesasne. On suspecte fortement que l'espèce soit présente dans la Réserve nationale de faune des Îles-de-la-Paix (S. Giguère, comm. pers., 2005).

La tortue serpentine est présente dans tout l'Ontario au sud d'une ligne joignant approximativement Wawa à Kirkland Lake (figure 4), et on l'a signalée de manière anecdotique dans le nord-ouest de la province, le long de la frontière du Minnesota (figure 5). La base de données du Centre d'information sur le patrimoine naturel du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario contient des observations provenant de tous les districts de la province, à l'exception de celui de Cochrane, dans le nord-est de la province (Weller et Oldham, 1988). L'individu observé dans le parc national du Canada Pukaskwa a probablement été amené d'une autre localité ontarienne, puisque les rivages nord et est du lac Supérieur ne font pas partie de l'aire de répartition connue de l'espèce. De même, l'individu capturé dans le centre-ville de Wawa était probablement un spécimen captif qui s'est échappé ou qui a été remis en liberté. Il a par la suite été relâché sur les berges nord du lac Huron (N. Dawson, comm. pers. à M. Oldham, 2007).

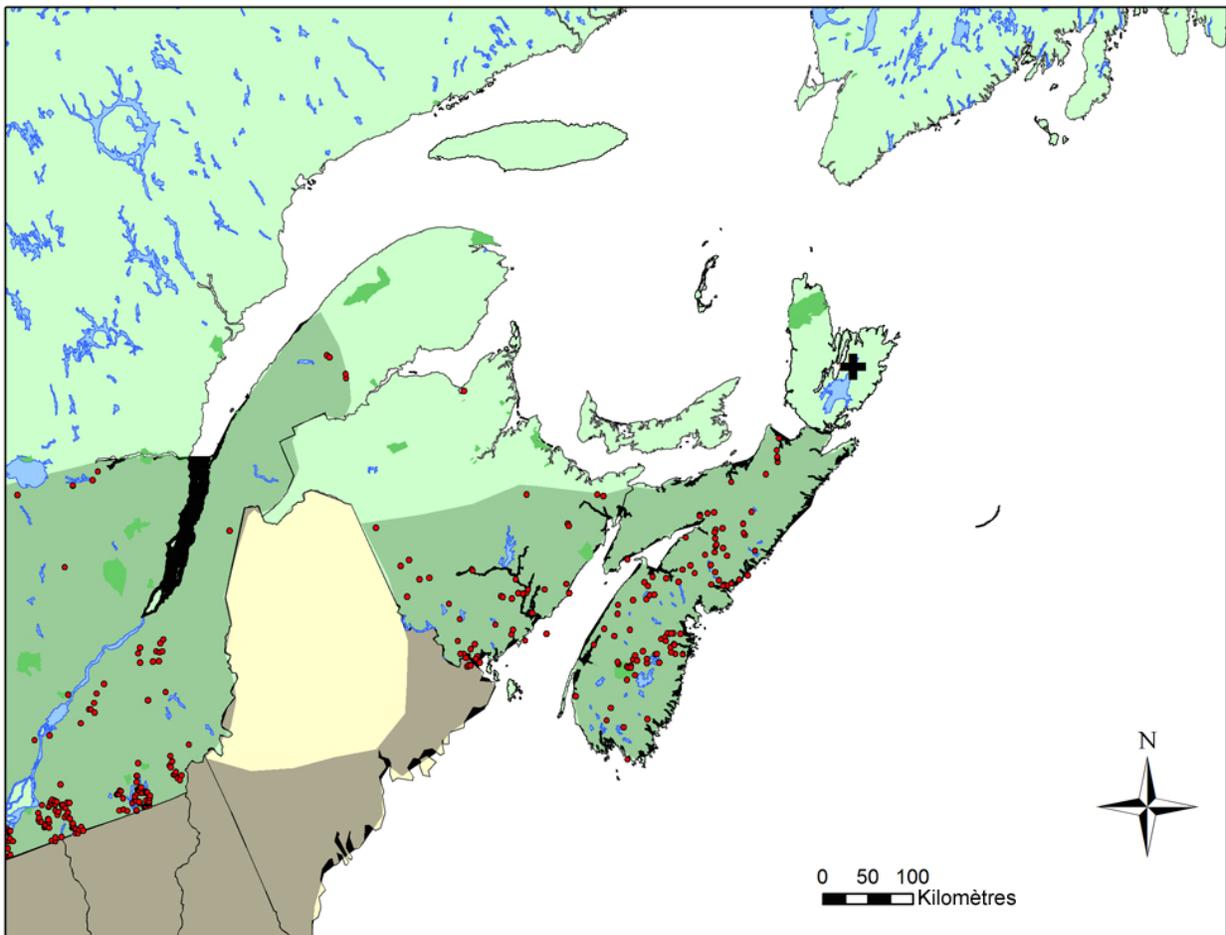


Figure 3. Aire de répartition de la tortue serpentine au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse. La position des sites a été fournie par le Centre de données sur la conservation du Canada atlantique (Tims et Craig, 1995; Scott, 2002). Les points rouges correspondent aux observations confirmées situées à l'intérieur de l'aire de répartition de l'espèce, tandis que le « + » indique une introduction connue ou probable à l'extérieur de l'aire de répartition naturelle. La zone d'occurrence est représentée par les régions ombrées (d'après Ernst *et al.*, 1994). Les parcs nationaux et provinciaux sont indiqués en vert foncé.

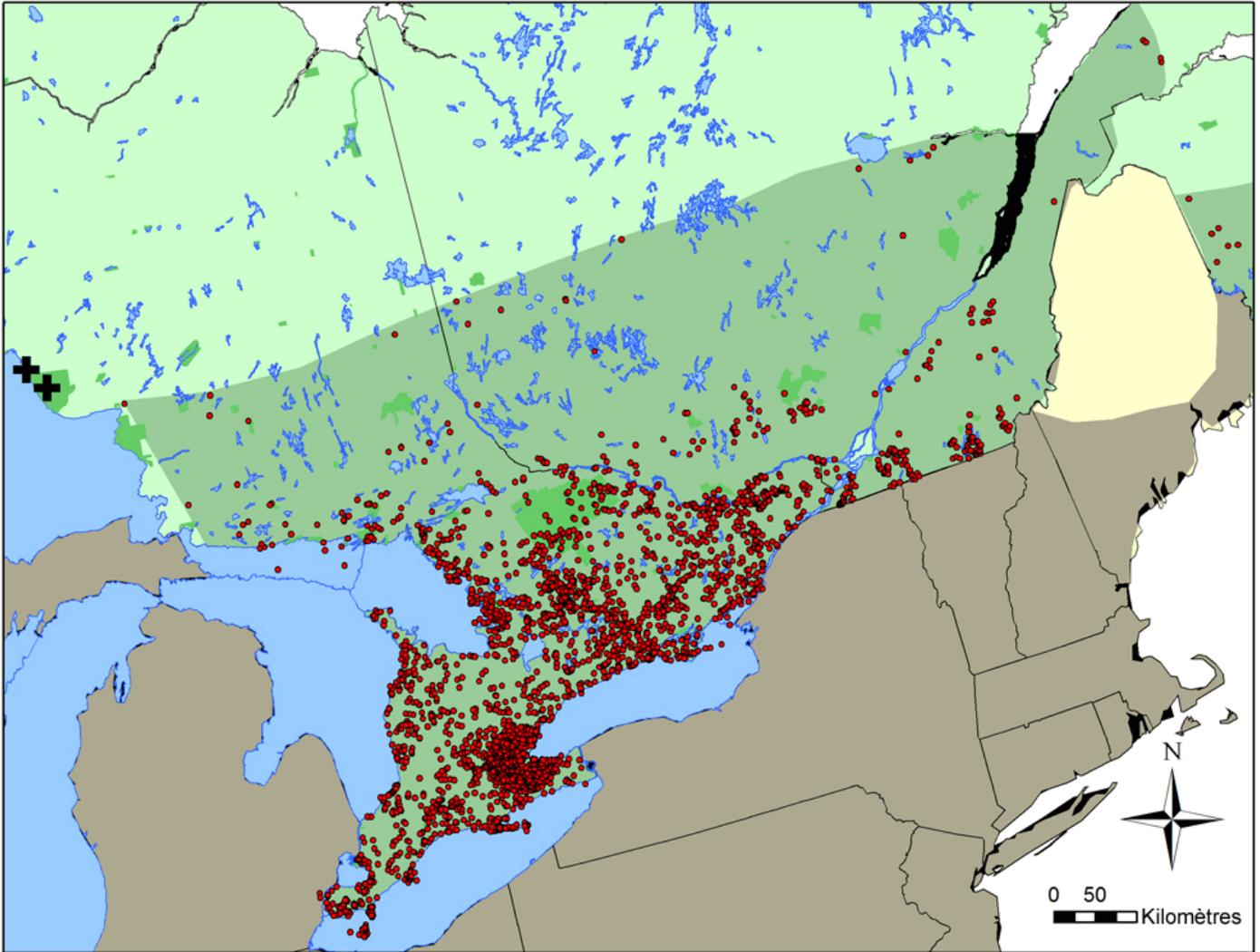


Figure 4. Aire de répartition de la tortue serpentine dans le centre-sud de l'Ontario et le sud-est du Québec. La position des sites a été tirée du *Résumé herpétofaunique de l'Ontario*, tenu par le Centre d'information sur le patrimoine naturel du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (2005), et de l'*Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec* (2006). Les points rouges correspondent aux observations confirmées situées à l'intérieur de l'aire de répartition de l'espèce. La zone d'occurrence est représentée par les régions ombrées (d'après Ernst *et al.*, 1994). Les parcs nationaux et provinciaux sont indiqués en vert foncé.

Au Manitoba, la tortue serpentine se rencontre depuis le quart sud de la province jusqu'à une limite septentrionale formée par la rivière Berens, sur le côté est du lac Winnipeg, et le ruisseau Clear (Wasamin), sur la côte ouest du même lac (Preston, 1982). Des sources fiables ont déclaré que l'aire de répartition de l'espèce pourrait s'étendre au nord jusqu'à The Pas, à l'ouest du lac Winnipeg (R. Mooi, comm. pers., 2005); le COSEPAC n'a cependant pas pu obtenir de données susceptibles d'appuyer cette mention. De nombreux spécimens ont été observés dans le parc provincial Whiteshell, dans le sud-est du Manitoba (Norris-Elye, 1949; Preston, 1982; R. Wilson, comm. pers., 2006; R. Mooi, comm. pers., 2005). En revanche, la tortue serpentine est relativement rare dans le bassin de la rivière Little Saskatchewan, dans le parc national du Mont-Riding (sud-ouest du Manitoba). Les mentions individuelles portées sur la figure 5 sont tirées des travaux de Preston (1982). Autrefois, l'espèce était abondante à Winnipeg, dans la rivière Assiniboine et dans la rivière Rouge (Norris-Elye, 1949).

La limite ouest de la répartition canadienne de la tortue serpentine se situe dans le sud-est de la Saskatchewan (figure 5), dans le bassin de la rivière Qu'Appelle (D. Secoy, comm. pers., 2006), mais des mentions non confirmées semblent indiquer que l'espèce pourrait être présente dans les bassins des rivières Frenchman et Missouri, dans le sud-ouest de la Saskatchewan (J. Keith pers., comm. pers., 2006; L. Powell, comm. pers., 2006). Une seule mention de tortue serpentine est signalée dans le *Saskatchewan Herpetology Atlas*, à Roche Percée, près de la rivière Souris (A. Didiuk, comm. pers., 2006), bien que d'autres observations aient été répertoriées (F. Cook, comm. pers., 2008).

En Alberta et en Colombie-Britannique (figure 6), toutes les observations de tortues serpentes concernent probablement des individus captifs qui ont été remis en liberté (Russell et Bauer, 2000; D. Fraser, comm. pers., 2006; W. Roberts, comm. pers., 2006). Un individu isolé a été aperçu au lac Dillberry, dans le parc provincial Dillberry, dans le centre-est de l'Alberta (W. Nordstrom, comm. pers., 2006). Des individus ont également été relâchés dans la vallée de la rivière Battle (Russell et Bauer, 2000), mais cette introduction n'a apparemment pas été couronnée de succès (W. Nordstrom, comm. pers., 2006). Le Centre de données sur la conservation (Conservation Data Centre) de la Colombie-Britannique a enregistré une observation de tortue serpentine dans la baie de Cowichan, sur l'île de Vancouver (L. Ramsey, comm. pers., 2006). Les deux autres mentions de tortues serpentes relâchées en Colombie-Britannique se situent dans le parc Memorial South de Vancouver et les sources thermales de Liard, près de frontière nord de la Colombie-Britannique (D. Fraser, comm. pers., 2006).

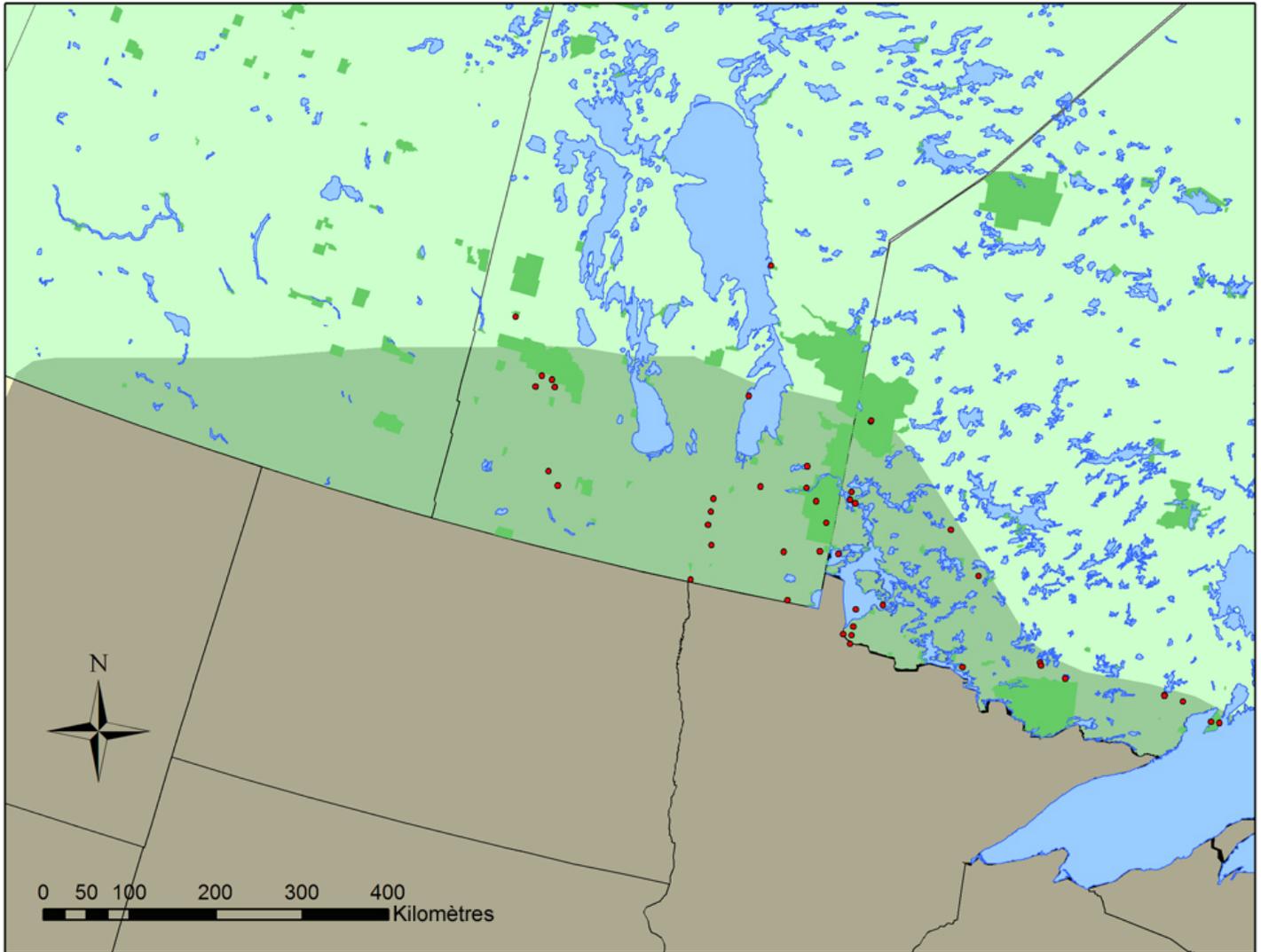


Figure 5. Répartition de la tortue serpentine dans le nord-ouest de l'Ontario, au Manitoba et en Saskatchewan. La position des sites est tirée du *Résumé herpétofaunique de l'Ontario*, tenu par le Centre d'information sur le patrimoine naturel du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (2005), et des travaux de Preston (1982). Les points rouges correspondent aux observations confirmées situées à l'intérieur de l'aire de répartition de l'espèce. La zone d'occurrence est représentée par les régions ombrées (d'après Ernst *et al.*, 1994). Les parcs nationaux et provinciaux sont indiqués en vert foncé.

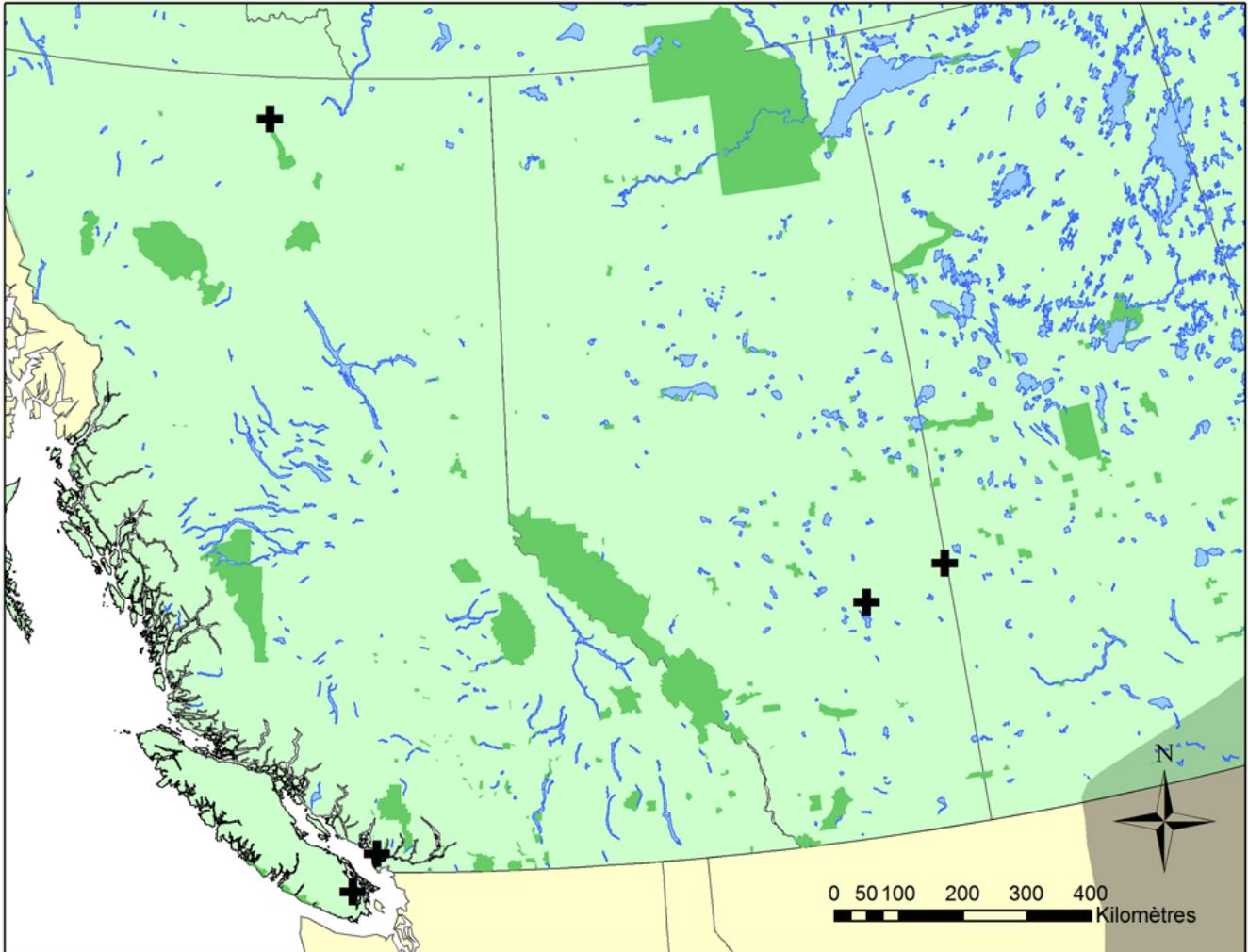


Figure 6. Répartition de la tortue serpentine en Alberta et en Colombie-Britannique. Les « + » correspondent à des introductions connues ou probables à l'extérieur de l'aire de répartition naturelle de l'espèce. Les parcs nationaux et provinciaux sont indiqués en vert foncé.

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

Bien que l'on ait observé des tortues serpentes dans presque tous les types de milieux d'eau douce (Ernst *et al.*, 1994) et que ces reptiles pénètrent à l'occasion dans les eaux saumâtres du littoral (Kiviat, 1980), l'habitat préféré de l'espèce est caractérisé par un courant faible, un fond vaseux mou et une végétation aquatique dense (Ernst *et al.*, 1994; Harding, 1997). Les populations s'établissent le plus souvent dans des étangs, des marécages, des baies peu profondes, le long de berges de rivières, dans des cours d'eau lents ou dans des zones combinant plusieurs types de milieux aquatiques (Harding, 1997). Bien que certains individus parviennent à survivre dans des zones fortement urbanisées (p. ex. dans des bassins de terrain de golf ou des canaux

d'irrigation), il est peu probable que des populations puissent s'y établir. Les tortues serpentine tolèrent également bien les voies navigables très polluées (par exemple le port de Hamilton, en Ontario), mais plusieurs travaux ont montré que la contamination environnementale pouvait féminiser les tortues mâles (de Solla *et al.*, 1998), augmenter la fréquence des difformités embryonnaires (Bishop *et al.*, 1998) et peut-être avoir un impact démographique à long terme (Rowe, 2008).

La tortue serpentine peut nager en eau profonde, mais elle ne traverse que rarement les plans d'eau, préférant se cantonner à leur périphérie (à moins de 5 m des berges et à moins de 2 m de profondeur; Brown, 1992). Dans le parc Algonquin, Brown *et al.* (1990) trouvaient le plus souvent les tortues au fond des lacs, partiellement recouvertes de sédiments, de végétation ou de bois. Suivant la température du milieu, les tortues serpentine peuvent prendre l'habitude de se prélasser sur les troncs et les rochers qui percent la surface (Obbard et Brooks, 1979; Brown *et al.*, 1990). La tortue serpentine avait la réputation de rarement quitter l'eau pour aller ainsi se prélasser sur des objets émergents, mais des observations comportementales effectuées dans le parc Algonquin (Brown *et al.*, 1990) et ailleurs (J. Litzgus, comm. pers., 2007; P. Gregory, comm. pers., 2008) ont prouvé le contraire.

On a par ailleurs observé des tortues serpentine mâles et femelles emprunter des cours d'eau rocailleux (un habitat atypique), au début du printemps, pour passer d'un plan d'eau à l'autre. Des accouplements pourraient survenir dans ces cours d'eau, puisque des individus des deux sexes y ont été observés très proches l'un de l'autre (Brown et Brooks, 1993). Les femelles nichent généralement sur les berges de sable ou de gravier des voies navigables, notamment sur les remblais des barrages artificiels et des voies de chemin de fer, mais on a observé des tentatives de nidification, sans en connaître le résultat, à des endroits aussi divers que des terriers de rat musqué, des huttes de castor abandonnées, des accotements de route, des fissures de berges rocheuses, des tas de sciure, des terrains fraîchement creusés, des jardins, des pelouses et des clairières (Obbard et Brooks, 1980; Ernst *et al.*, 1994; Congdon *et al.*, 2008). Juste après leur sortie du nid, au début de l'automne, les nouveau-nés se rendent habituellement jusqu'à l'eau avant de s'enterrer sous des débris de feuilles ou autres matériaux (Ernst *et al.*, 1994). On n'en sait pas beaucoup plus de l'habitat préféré des nouveau-nés et des jeunes tortues. Brown et Brooks (1994) ont répertorié trois types d'hibernaculum utilisés par les tortues serpentine dans le parc Algonquin : les sites lotiques – les tortues s'abritent sous des troncs, des branches ou des berges en surplomb dans de petits cours d'eau qui continuent à couler tout au long de l'hiver; les sites riverains lacustres – les tortues se coincent en dessous ou à côté de grumes ou de souches submergées, parfois recouvertes de limon, à moins de 5 m de la berge; et les sites bourbeux – les tortues s'enfoncent dans l'épaisse couche de vase anoxique d'un terrain marécageux ou sous un tapis de végétation flottante.

Tendances en matière d'habitat

D'une manière générale, au Canada, l'habitat de la tortue serpentine est en régression sur les plans de la qualité et de la quantité. L'agriculture s'est accaparé 71 % des terres humides du sud de l'Ontario et 70 % de celles des provinces des Prairies (Natural Resources Canada 2004). Bien que les populations de tortues serpentes semblent pouvoir se maintenir dans des milieux très perturbés et contaminés, on sait que les produits toxiques mis en cause peuvent réduire le taux de reproduction déjà très faible de cette espèce (Bishop *et al.*, 1998; de Solla *et al.*, 1998). La construction de routes le long des terres humides peut créer des sites propices à l'aménagement de nids pour les tortues femelles, mais l'augmentation de mortalité adulte résultant de la circulation routière annule tout gain éventuel au niveau de la reproduction. Le dragage des étangs, visant à réduire l'accumulation de sédiments, diminue probablement la qualité de l'habitat estival des tortues serpentes et peut tuer les tortues qui se trouvent à l'intérieur ou à la surface du substrat (S. Gillingwater, comm. pers., 2008). L'abaissement artificiel du niveau des eaux dans les lacs et les retenues (une pratique fréquente) peut limiter l'accès aux hibernacula et exposer les tortues à des températures de congélation, selon l'époque de l'année où ces travaux sont réalisés.

Protection et propriété

La tortue serpentine est présente dans de nombreux parcs nationaux, réserves nationales de faune, parcs provinciaux et terres publiques, depuis la Saskatchewan jusqu'à la Nouvelle-Écosse (figures 3 à 6). Cependant, l'espèce étant jugée « commune », les responsables des parcs n'enregistrent que très peu d'observations (S. Frey, comm. pers., 2005). Aucune donnée ne permet aujourd'hui de déterminer si l'espèce bénéficie au Canada d'une protection suffisante à garantir sa survie. En Ontario, dans l'aire de recherche sur la faune du parc provincial Algonquin, où une étude des tortues serpentes se poursuit depuis 1972, l'effectif des adultes semble décliner depuis la fin des années 1980 (R. Brooks, comm. pers., 2005). Ce déclin est principalement dû à la prédation par les loutres (*Lontra canadensis*), mais une partie indéterminée de ce déclin est imputable à la mortalité sur les routes et peut-être au braconnage, en particulier dans le cas des femelles qui cherchent à nicher le long des routes.

BIOLOGIE

La majeure partie des connaissances existant sur la biologie de la tortue serpentine découle d'études à long terme menées dans la réserve E.S. George (ESGR; 42° 28' N., 84° 00' O.), dans le sud-est du Michigan, aux États-Unis, dans l'aire de recherche sur la faune (45° 35' N., 78° 30' O.) du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario située dans le parc provincial Algonquin, en Ontario, et dans le marais Cootes Paradise (43° 17' N., 79° 53' O.), à Hamilton, également en Ontario. Plus récemment, des études toxicologiques ont été effectuées sur des populations de tortues serpentes du sud du bassin des Grands Lacs.

Cycle vital

Comme de nombreuses espèces de tortues d'eau douce, la tortue serpentine a un cycle vital caractérisé par une mortalité des embryons élevée et soumise à des facteurs stochastiques, une maturité sexuelle tardive, une grande longévité et une itéroparité associée à un faible succès de reproduction pour chaque événement génésique (Galbraith et Brooks, 1987a; Congdon *et al.*, 1994). Chez une population du Michigan, Congdon *et al.* (1994) ont mesuré un taux de survie de 0,23 entre la ponte et l'éclosion et un taux de 0,09 entre l'éclosion et l'été suivant. Dans le parc Algonquin, Brooks *et al.* (1991a) ont estimé que la probabilité de survie des tortues de l'état d'embryon à la maturité sexuelle n'était que de 0,000692. Le taux de survie moyen des femelles, calculé à partir des données de marquage et de recapture, était de 0,93 (95 % IC : 0,90-0,97; Galbraith et Brooks, 1987a) dans le parc Algonquin, et de 0,88 au Michigan (Congdon *et al.*, 1994). Le taux de survie réel des femelles dans le parc Algonquin est probablement supérieur, puisqu'il est impossible de tenir compte des émigrants (Galbraith et Brooks, 1987a). La tortue serpentine ne semble pas capable de compenser les augmentations importantes de mortalité. Après la multiplication par 20 de la mortalité des adultes entre 1987 et 1989 dans le parc Algonquin (voir ci-dessous), les chercheurs n'ont constaté aucun signe de réponse liée à la densité, comme une évolution de la taille des pontes, du nombre des nouveau-nés et des jeunes, du taux de croissance ou du recrutement des adultes (Brooks *et al.*, 1991a; R. Brooks, données inédites, 1987-2008).

On peut estimer l'âge d'une jeune tortue serpentine en comptant les lignes de croissance des scutelles vertébrales de la carapace. Cependant, une fois la maturité sexuelle atteinte, la formation de ces lignes varie considérablement d'un individu à l'autre, et leur comptage permet tout au plus d'estimer un âge minimum (Galbraith et Brooks, 1987b; Brooks *et al.*, 1997). On a cependant pu déterminer l'âge de maturité des tortues serpentines du parc Algonquin grâce à un petit nombre d'individus dont on connaissait l'âge, à des interpolations fondées sur des mesures de croissance et à l'observation de signes de maturité sexuelle (p. ex. nidification). Les jeunes tortues serpentines grandissent au rythme de 15 à 20 mm de longueur de carapace par année jusqu'à l'âge de 11 à 13 ans, puis le taux de croissance baisse de 40 %. Une seconde chute rapide du taux de croissance survient entre 17 et 19 ans. Chez les femelles, ces deux chutes du taux de croissance ont été associées à l'époque de la première croissance folliculaire et à celle de la première ponte (Galbraith *et al.*, 1989). On estime que les femelles nidifient pour la première fois à un âge situé entre 17 et 19 ans alors que leur carapace mesure entre 24,9 et 25,8 cm de long (Galbraith *et al.*, 1989). R. Brooks (données inédites) a mentionné trois femelles d'âge connu qui ont pondu leur premiers œufs à 16 ou 17 ans. On estime que les mâles parviennent à maturité sexuelle entre 15 et 20 ans (R. Brooks, données inédites). L'estimation précise de l'âge auquel les mâles deviennent sexuellement matures est considérablement plus difficile que dans le cas des femelles, puisqu'il n'y a pas d'événement génésique facilement observable qui permette d'identifier clairement cette transition (chez les femelles, on observe par exemple la première ponte).

Les tortues serpentine femelles du parc Algonquin atteignent leur maturité plus vieilles et plus grandes que les femelles des populations plus méridionales. La plus petite femelle jamais observée en train de nidifier dans le parc Algonquin avait ainsi une carapace de 23,6 cm et un âge estimatif de 19,2 (\pm 3,9) ans (Galbraith *et al.*, 1989), tandis que la plus petite femelle nicheuse observée au Michigan avait une carapace de 20,6 cm et avait un âge connu de 12 ans (Congdon *et al.*, 1987). Dans le marais Cootes Paradise, la plus petite femelle nicheuse avait une carapace de 22,2 cm (Bishop *et al.*, 1994). Brown *et al.* (1994a) ont constaté que le taux de croissance des adultes du parc Algonquin était presque quatre fois inférieur à celui des adultes de Cootes Paradise. Une différence semblable a été observée entre le taux de croissance des nouveau-nés prélevés dans le parc Algonquin et celui des nouveau-nés issus de Cootes Paradise, les uns et les autres ayant été élevés en laboratoire dans des conditions identiques. Bien que les nouveau-nés du parc Algonquin soient beaucoup plus gros à l'éclosion que ceux de Cootes Paradise, leur taux de croissance était significativement moindre jusqu'à l'âge de 22 mois (Bobyn et Brooks, 1994).

La longévité absolue de la tortue serpentine dans la nature demeure inconnue, mais la collecte de données à long terme (depuis plus de 35 ans) dans le parc Algonquin continue à augmenter la précision des estimations à cet égard. Une fois la maturité sexuelle atteinte, le taux de croissance de la tortue serpentine diminue considérablement. Chez certaines tortues très âgées, aucune croissance ne peut être détectée. Environ la moitié des femelles adultes capturées entre 1976 et 1985 avaient arrêté de grandir (Galbraith et Brooks, 1987b). Une femelle qui avait été capturée alors qu'elle nichait en 1972 et qui présentait alors une carapace de 30,0 cm de long a été recapturée lors de sa nidification au cours des 27 années suivantes. Sa carapace mesurait 30,8 cm en 2004, lors de la dernière mesure, soit un taux de croissance annuel moyen d'environ 0,03 mm/an. Si on suppose que l'âge de maturité se situe entre 15 et 20 ans, et si cette tortue avait 15 ans lorsqu'elle a été capturée pour la première fois, elle avait au moins entre 48 et 53 ans en 2004. Cependant, compte tenu du fait que sa carapace de 30,0 cm dépassait de 4 à 5 cm la longueur attendue à la maturité sexuelle (voir ci-dessus) et que le taux de croissance moyen dans cette population est de 0,095 cm/an, il a dû falloir entre 42 et 53 ans pour qu'elle atteigne cette taille après sa maturité sexuelle. En 2004, cette femelle devait donc avoir entre 90 et 106 ans (R. Brooks, données inédites). Des mentions anecdotiques faisant état d'individus très vieux viennent corroborer l'hypothèse selon laquelle la tortue serpentine peut facilement dépasser l'âge de 50 ans. Un mâle capturé en 2005 en Nouvelle-Écosse portait l'inscription « 1942 » gravée sur sa carapace, ce qui laisse penser que cet individu devait avoir au moins 79 à 84 ans (M. Elderkin, comm. pers., 2006). La gravure de la date sur la carapace de tortues serpentine est apparemment une pratique plus que centenaire puisqu'un « monstre » capturé en 1875 dans l'étang d'un jardin près de Bolton, en Ontario, portait l'inscription « 1839 » gravée sur sa carapace, ce qui permet de lui donner un âge minimum de 52 à 57 ans (Bull, 1938). La durée de génération (DG) est calculée à l'aide de la formule suivante : $DG = \text{Âge de maturité} + 1/(\text{taux de mortalité annuel}) = 17 + 1/0,07 = 17 + 14 = 31$ ans (Galbraith et Brooks, 1987a; Galbraith *et al.*, 1989).

Reproduction

Chez la tortue serpentine femelle, le développement folliculaire débute en juillet et en août de l'année qui précède la ponte, les follicules atteignant un diamètre de 20 à 24 mm avant l'ovulation, à la fin de l'automne. La maturation folliculaire, l'ovulation, la fécondation et la formation de la coquille des œufs surviennent au début du printemps, juste avant la nidification (White et Murphy, 1973; Congdon *et al.*, 2008; Mahmood et Alkindi, 2008). Chez la tortue serpentine mâle, la spermatogenèse commence à la fin juin et atteint son maximum à la mi-septembre. Les spermatozoïdes sont alors transférés des testicules aux épидидymes, où ils sont conservés tout l'hiver (White et Murphy, 1973). L'accouplement a lieu au début du printemps (en mai dans le parc Algonquin), et les mâles semblent alors inséminer de force les femelles (Obbard, 1983). Galbraith (1991) a montré que des spermatozoïdes provenant de mâles différents peuvent fertiliser les œufs d'une même ponte. Selon Ernst *et al.* (1994), les femelles pourraient conserver des spermatozoïdes viables pendant plusieurs années.

La saison de nidification la plus précoce jamais enregistrée dans le parc Algonquin entre 1972 et 2005 a débuté un 26 mai, et la plus tardive un 18 juin. La durée moyenne de cette période est de 19 jours (sur une gamme de 12 à 34 jours). Au Québec, la nidification survient également entre la fin mai et la fin juin (Desroches et Rodrigue, 1994). On peut prédire le début de la nidification en établissant la somme cumulative des unités thermiques (définies selon le nombre de degrés au-dessus de 5 °C de la température quotidienne moyenne de l'eau; voir Holt, 2000) enregistrées depuis le début du printemps. En fixant à 344 unités thermiques le minimum requis pour le début de la nidification, Obbard et Brooks (1987) ont pu prédire à un jour près la date de la première tentative de nidification. Les femelles se montrent très fidèles à l'emplacement de leur nid. Elles se déplacent ainsi sur des distances pouvant aller jusqu'à 0,5 km sur terre et 8,0 km en aval de leur plan d'eau pour rejoindre leur site de prédilection (Obbard et Brooks, 1980). Au Michigan, 80 % des pontes s'effectuent avant 11 h et entre 20 h et 23 h (Congdon *et al.*, 1987). Dans le parc Algonquin, 61 % des pontes sont effectuées le soir après 18 h, et la plupart des autres, entre 4 h et 9 h. Par les chaudes journées pluvieuses, la ponte peut avoir lieu à n'importe quelle heure du jour ou de la nuit (R. Brooks, données inédites). À l'aide de ses pattes arrière, la femelle creuse un nid en forme de flacon pouvant atteindre 18 cm de profondeur (Ernst *et al.*, 1994). Il y a une seule ponte par année. Dans le parc Algonquin, les femelles déposent entre 12 et 69 œufs (en moyenne 36 œufs; R. Brooks, données inédites); à Cootes Paradise, elles en déposent environ 30 % de plus (Brown *et al.*, 1994a). La ponte la plus importante jamais observée dans le parc provincial Rondeau comportait 68 œufs (S. Gillingwater, comm. pers., 2007), mais on a trouvé un nid comptant 73 œufs au marais Tiny, près d'Elmvale (Ontario) en 2002 (S. de Solla, comm. pers., 2008). Au Michigan, les femelles pondent en moyenne 27,9 œufs (entre 12 et 41 œufs; Congdon *et al.*, 1987), alors qu'au Manitoba on a découvert des nids comptant 77 et 80 œufs (Norris-Elye, 1949). Il existe une corrélation positive significative entre d'une part la taille et le poids de la ponte et d'autre part la taille (longueur de carapace) et le poids de la mère (Obbard, 1983; Congdon *et al.*, 2008); les femelles les plus grandes (et donc les plus vieilles?) possèdent un avantage reproductif sur les plus petites (les

plus jeunes?) (voir également Congdon *et al.*, 2002). Environ 85 % des femelles se reproduisent une fois par an au Michigan et en Ontario (Congdon *et al.*, 1994, 2008).

Chez la tortue serpentine, le sexe est déterminé en fonction de la température d'incubation (Yntema, 1976; Ewert, 2008); cependant, dans les populations, le sex-ratio n'a pas tendance à s'éloigner de l'unité (Obbard, 1983). Lorsque la température est constante, les embryons deviennent mâles si la température se maintient entre 23 et 28 °C environ, tandis que les femelles n'apparaissent qu'à des températures inférieures ou supérieures à cette fourchette (Yntema 1976). Lorsque la température fluctue, la relation entre le sexe et la température d'incubation est moins nette. En général, les œufs qui se développent à une température modérée et relativement constante donnent des tortues mâles, tandis que ceux se développant à une température qui fluctue de manière importante donnent des femelles (Wilhoft et al. 1983). La durée de l'incubation présente une forte corrélation négative avec la température ambiante (Holt, 2000; Ewert, 2008). Dans le parc Algonquin, l'incubation dure en moyenne 101 jours, et l'éclosion a lieu entre le milieu et la fin septembre (S. Holt, données inédites); cependant, si l'été est frais, seul un petit nombre de pontes parviennent à se développer jusqu'à l'éclosion, voire aucune. Cet effet important de la température fait que les éclosions ne surviennent en moyenne qu'environ une année sur deux (R. Brooks, comm. pers. 2006). En revanche, l'incubation peut ne prendre que 60 jours dans les sites sableux du parc provincial Rondeau et 70 jours dans la Réserve nationale de faune de Long Point (S. Gillingwater, comm. pers.).

Si la température descend en dessous de 22 °C, le développement de l'embryon est sérieusement compromis. Si l'éclosion a tout de même lieu, les nouveau-nés présentent un taux de croissance et un taux de survie significativement inférieurs à ceux observés lorsque la température d'incubation est plus élevée (Brooks *et al.*, 1991b; Bobyn et Brooks, 1994). Dans le parc Algonquin, passer l'hiver dans le nid n'est pas une option viable pour les nouveau-nés : Obbard et Brooks (1981b) ont ainsi observé que sur 129 nichées restées dans le sol durant tout l'hiver, une seulement était encore en vie le printemps suivant (et les nouveau-nés n'ont pas survécu très longtemps; R. Brooks, comm. pers., 2006). Les tortues serpentes élevées en laboratoire pèsent en moyenne 8,24 (\pm 1,32) g à la naissance pour les œufs provenant du parc Algonquin et 7,40 (\pm 1,32) g pour ceux provenant de Cootes Paradise (Bobyn et Brooks, 1994).

Thermorégulation

La tortue serpentine commence à devenir active au printemps, lorsque la température de l'eau atteint 7,5 °C (Obbard et Brooks, 1981a). Dans le cas de tortues gardées en captivité dans un gradient de température, on a observé que la température moyenne préférentielle des adultes était de 28 °C (Schuett et Gatten, 1980) et que celle des nouveau-nés était de 29,8 (\pm 0,4) °C (Knight *et al.*, 1990). Cependant, la température interne moyenne des adultes suivis par télémétrie dans le parc Algonquin entre le 1^{er} juillet et le 14 août était de 22,7 (\pm 2,8) °C (Brown *et al.*, 1990). Durant cette expérience, la température environnementale moyenne (tenant compte

de la température ambiante et du rayonnement solaire) a été de 24,9 (\pm 6,2) °C. Ce résultat montre que les tortues serpentes, dans leur habitat naturel, n'exploitent pas systématiquement toutes les possibilités d'augmenter leur température interne jusqu'à la température préférentielle observée lors des expériences en laboratoire (Brown *et al.*, 1990). Les tortues adultes du marais Cootes Paradise et du marais de la rivière Lynde, en Ontario (43° 17' N., 79° 53' O.), passent beaucoup de temps dans les endroits les plus frais possibles, ensevelies dans la vase en eau peu profonde ou cachées sous les berges ou la végétation (Brown *et al.*, 1994a). On sait cependant que les tortues serpentes peuvent aussi se prélasser au soleil pour hausser leur température interne. Obbard et Brooks (1979) ont mesuré une température cloacale moyenne de 27,6 (\pm 4,65) °C chez 12 tortues qui se prélassaient en surface, et cette température était significativement plus élevée que la température ambiante moyenne, de 24,3 (\pm 4,12) °C.

Bien qu'on se soit attendu au contraire, la tortue serpentine ne montre aucune réponse thermophile associée à la prise de nourriture. Une fois repues, les jeunes tortues ont tendance à être plus sédentaires que leurs congénères non nourries, et elles restent dans la partie froide du gradient thermique maintenu en laboratoire si c'est l'endroit où elles ont été nourries (Knight *et al.*, 1990). Dans le parc Algonquin, Brown et Brooks (1991) ont remarqué que les tortues repues initialement observées dans la végétation aquatique flottante se retiraient systématiquement dans des zones d'eau peu profonde (< 0,25 m) pour s'enfouir dans le substrat du fond. Ils n'ont cependant constaté aucune différence de température moyenne préférentielle entre les tortues repues et les tortues qui ne s'étaient pas encore alimentées. Au Michigan, bien que la ponte se déroule souvent aux heures fraîches du matin ou du soir, la température interne des femelles sur leur nid reste très variable, allant de 20,4 à 28 °C (Congdon *et al.*, 1987); dans le parc Algonquin, la température interne des femelles en train de pondre se situait entre 12 et 34 °C (R. Brooks, données inédites).

Alimentation

La tortue serpentine est principalement omnivore, mais elle se nourrit également d'animaux récemment morts (Ernst *et al.*, 1994; Harding, 1997). Les matières végétales sont en général plus abondantes que les matières animales dans l'estomac des adultes. Lagler (1940) a trouvé que les matières végétales constituaient plus de 90 % du contenu stomacal de 278 individus étudiés. Les tortues adultes du parc Algonquin sont fréquemment observées en train de manger de la brasénie de Schreber (*Brasenia schreberi*), et cette plante pourrait bien être leur principale nourriture à la fin de l'été et au début de l'automne (Obbard et Brooks, 1981a; Ernst *et al.*, 1994). Parmi les autres plantes consommées, on peut citer les algues filamenteuses (*Spirogyra*), les lenticules (*Lemna*), les potamots (*Potamogeton*), les élodées (*Elodea*), les quenouilles (*Typha*), les carex (*Carex*) et les nymphéas (*Nymphaea*) (Pell, 1941; Ernst *et al.*, 1994). Pour ce qui est des animaux morts ou vivants, la tortue serpentine consomme des mollusques, des insectes, des petits poissons, des grenouilles, des jeunes tortues et des oiseaux (Pell, 1941). Les jeunes tortues cherchent activement leur nourriture, tandis que les individus plus âgés préfèrent généralement chasser à l'affût (Ernst *et al.* 1994).

Activités quotidiennes et annuelles

En plus d'être fidèles à leur site de nidification (voir la section Reproduction), de nombreuses tortues serpentes reviennent tous les ans à leur domaine vital et/ou leur hibernaculum. Les mâles restent chaque été dans un secteur particulier de leur lac (Galbraith *et al.*, 1987), et un grand nombre d'adultes parcourent tous les ans jusqu'à 3,9 km (en moyenne 1,0 [\pm 0,75] km) pour revenir à leur site d'hibernation, qu'ils retrouvent avec une précision de l'ordre du mètre (Brown et Brooks, 1994). Les tortues serpentes hibernent seules ou en groupes. Dans le marais Cootes Paradise, les femelles occupent un domaine vital plus grand que celui des mâles et parcourent des distances plus courtes pour aller nicher, en comparaison avec les tortues du parc Algonquin (Pettit *et al.*, 1995). Au mois de mai, alors qu'ils viennent de sortir de leur état d'hibernation, les mâles sont beaucoup plus actifs et parcourent des distances bien plus importantes que les femelles. Brown et Brooks (1993) ont ainsi observé que les femelles avaient tendance à rester enfouies dans le substrat jusqu'à 10 jours de suite, tandis que 81 % des activités telles que combats entre mâles et accouplements entre mâle et femelle prenaient place en mai. Dans le parc Algonquin, les femelles devenaient plus actives que les mâles en juillet. Brown et Brooks (1993) n'ont observé aucune différence entre les sexes pour ce qui est de la fréquence des mouvements et des distances couvertes en juin et août.

Les tortues serpentes sont principalement des animaux diurnes, bien qu'on les observe parfois en activité nocturne à l'occasion de bons clairs de lune. Durant la plus grande partie de la journée, ces tortues restent inactives, et les deux pics d'activité quotidiens se situent tôt le matin et tard dans l'après-midi (Obbard et Brooks, 1981a). On les observe se prélasser en surface généralement entre 10 h et 14 h. Après 18 h, 83 % des observations effectuées lors d'une étude par télémétrie ont montré des spécimens inactifs (Obbard et Brooks, 1981a). Lorsqu'elles sont inactives, quel que soit le moment de la journée, les tortues serpentes se retirent dans les eaux moins profondes (profondeur moyenne 0,42 (\pm 0,14) m; Obbard et Brooks, 1981a).

Comportement

Comme son nom anglais (*snapping turtle*) le laisse entendre, la tortue serpente a la réputation d'être hargneuse. Lors d'une rencontre sur la terre ferme, les adultes font généralement face à l'ennemi potentiel et l'attaquent rapidement en étendant leur long cou; néanmoins, lorsqu'on les dérange sous l'eau, ils préfèrent généralement fuir et se camoufler sous les sédiments. Les nouveau-nés et les jeunes de petite taille, qui ne peuvent pas se défendre efficacement en mordant, secrètent un liquide ambré nauséabond à partir de la région du pont osseux du plastron. Selon Harding (1997), ce liquide pourrait décourager les prédateurs.

Les tortues serpentine mâles se battent entre elles, en particulier en mai lorsque les niveaux de testostérone sont élevés (Brown et Brooks, 1993). Si vainqueur il y a, c'est le plus souvent le plus grand des deux mâles, et le plus petit doit alors quitter le site (Obbard, 1983), souvent blessé, parfois blessé à mort (R. Brooks, comm. pers., 2006). On ne sait pas exactement si les mâles veulent ainsi défendre leur territoire, se préserver l'accès aux femelles, ou s'ils se battent pour d'autres raisons (Obbard, 1983; Galbraith *et al.*, 1987). Les combats entre mâles et les parades nuptiales mettant en jeu les deux sexes peuvent se solder par des blessures à la tête, au cou et aux pattes. Les femelles portent fréquemment des cicatrices sur la tête au printemps et au début de l'été (S. Gillingwater, comm. pers.), mais de telles marques n'ont jamais été observées chez les individus du parc Algonquin (R. Brooks, comm. pers., 2008).

Prédation

Les tortues serpentine adultes actives ne doivent craindre qu'un petit nombre de prédateurs autres que les humains. Dans la réserve nationale de faune de Big Creek, on a observé à l'occasion des jeunes adultes se faire tuer par des visons (*Mustela vison*), qui dévorent ensuite leurs organes internes (S. Gillingwater, comm. pers.). Les adultes en hibernation peuvent être la proie de la loutre de rivière (*Lontra canadensis*). Lors de deux saisons hivernales, des loutres du parc Algonquin ont localisé plusieurs groupes d'hibernaculum et ont consommé les organes internes d'au moins 31 tortues adultes (Brooks *et al.*, 1991). Avant 1986 et après 1989, ce type de prédation n'a pas été observé, ce qui laisse penser que les loutres ne considèrent pas systématiquement les tortues en hibernation comme des proies, mais les consomment plutôt de manière opportuniste, lorsqu'elles les « découvrent ». Bien que les adultes soient infestés par des sangsues du genre *Placobdella* (Brooks *et al.*, 1990), ces parasites ne semblent pas réduire le succès de reproduction des tortues femelles (Brown *et al.*, 1994b).

C'est au stade d'embryon et lorsque l'œuf vient d'éclore que la tortue serpentine est le plus vulnérable à la prédation. Au Michigan, entre 30 et 100 % des nids non protégés finissent pillés par des prédateurs, et 70 % des nids ont ainsi été détruits entre 1976 et 1983 (Congdon *et al.*, 1987). Sur les berges du lac Grafton, en Nouvelle-Écosse, entre 23 et 47 % des nids de tortues serpentine sont pillés par des prédateurs, même les années où les rats laveurs ne sont pas abondants (Oickle, 1997; Shallow, 1998). Dans le parc national du Canada de la Pointe-Pelée, entre 63 et 100 % des nids ont été pillés par des prédateurs entre 2001 et 2002 (Browne et Hecnar, 2007). Dans le parc provincial Rondeau, les 697 et 784 nids de tortues serpentine répertoriés en 2000 et en 2001 ont tous été pillés par des prédateurs, principalement durant les premiers jours suivant la nidification (S. Gillingwater, comm. pers.).

Les prédateurs de nid les plus communs sont les ratons laveurs (*Procyon lotor*) et les renards roux (*Vulpes fulva*), mais on a également observé des coyotes (*Canis latrans*), des mouffettes rayées (*Mephitis mephitis*) et des opossums de Virginie (*Didelphis virginiana*) dévorer des œufs de la tortue serpentine (Ernst *et al.*, 1994; S. Gillingwater, comm. pers. concernant le parc provincial Rondeau). Dans le parc national du Canada de la Pointe-Pelée, la densité des ratons laveurs est quatre fois plus élevée que la moyenne observée dans les zones rurales de l'Ontario (Phillips et Murray, 2005). Les larves des Sarcophagidés (famille de mouches) sont des parasites communs des nids le long de la rivière Thames. Ces asticots consomment aussi bien les œufs pourris que les embryons en développement (S. Gillingwater, comm. pers., 2006). Dans l'état de New York, une étude expérimentale faisant appel à de faux nids et visant à étudier la prédation des nids de la tortue serpentine par les mammifères a montré que les prédateurs n'avaient pas besoin de signaux visuels ni de traces olfactives récentes pour trouver les nids et que la prédation a autant de chance de se produire durant la période normale de nidification qu'en dehors de celle-ci (Wilhoft *et al.*, 1979). Une intense prédation (jusqu'à 100 %) peut avoir lieu durant la journée suivant la nidification. Le seul indice sûr dont disposent les prédateurs pourrait être l'aspect différent du sol après que la femelle a fini de pondre (Wilhoft *et al.*, 1979).

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités de recherche

Dans la plus grande partie de l'aire de répartition de la tortue serpentine, les observations sont accidentelles, et les estimations d'abondance sont fondées sur de telles observations. Deux exceptions notables sont les études de marquage et de recapture menées à long terme en Ontario, dans le parc Algonquin et à Hamilton, par des chercheurs de l'Université de Guelph et leurs collègues. Dans la zone d'étude faunique du parc Algonquin, les tortues serpentes qui fréquentent les lacs et les cours d'eau locaux ont été marquées et recapturées tous les ans depuis 1972 (R. Brooks, comm. pers., 2006). Pendant la saison de reproduction, les sites de nidification connus sont régulièrement patrouillés, et les femelles en passe de pondre sont répertoriées. Après la ponte, toutes les femelles observées sont capturées, mesurées et identifiées; si elles n'ont pas encore été enregistrées, on leur fixe une étiquette d'identification. Durant tout l'été, les mâles, les femelles et les jeunes sont également capturés à l'aide de verveux appâtés (Brooks *et al.*, 1991a). Aux Jardins botaniques royaux de Hamilton, en Ontario, les tortues serpentes ont été capturées et marquées pour la première fois en 1984. Depuis, cette population a fait l'objet de relevés détaillés en 1984-1985, 1990-1991 et 1994-1995. Les intervalles de confiance associés aux estimations d'effectifs sont néanmoins importants (Galbraith *et al.*, 1988; S. de Solla, données inédites). Le succès de recapture varie aussi considérablement d'un bout à l'autre de la saison d'étude, ce qui biaise l'estimation du sex-ratio et des effectifs (S. de Solla, comm. pers., 2007; T. Theysmeyer, comm. pers., 2007).

C'est en Ontario qu'on a enregistré le plus grand nombre d'observations de tortues serpentes, avec 4 466 mentions figurant dans la base de données du Centre d'information sur le patrimoine naturel du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (Ontario Herpetofaunal Survey, 2005). L'*Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec* (2006) contient 799 mentions pour la période allant de 1833 à 2005. Entre 1890 et 2002, 112 observations de tortues serpentes ont été enregistrées au Canada atlantique. Le Centre de données sur la conservation du Canada atlantique (Scott, 2002; Tims et Craig, 1995) et le musée du Nouveau-Brunswick tiennent à jour ces données. Il n'existe actuellement aucun atlas ni base de données herpétofauniques pour le Manitoba (J. Duncan, comm. pers.).

Abondance et tendances

Il est extrêmement difficile d'estimer de manière fiable l'effectif des populations de tortues serpentes, même après 30 années ou plus de relevés. L'hypothèse de base des modèles d'estimation, selon laquelle la population étudiée est fermée, est souvent violée par un déplacement annuel du secteur de recherche ou de l'intensité de recherche, ou encore par l'entrée ou la sortie de migrants dans le secteur étudié. Un quart des tortues capturées dans l'aire de recherche sur la faune du parc provincial Algonquin entre 1972 et 2005 ont été observées une seule fois, ce qui semble indiquer qu'elles ne faisaient que passer dans le secteur en descendant ou en remontant la rivière Madawaska (R. Brooks, données inédites). Les estimations d'effectif basées sur le nombre minimum d'individus observés vivants peuvent cependant être utiles pour cerner certaines tendances démographiques. De 1986 à 1989, dans le lac Sasajewun, le nombre minimum de résidents adultes vivants confirmés a diminué d'environ 65 % (Brooks *et al.*, 1991a). Bien qu'aucune analyse n'ait été faite récemment sur cette population, des données d'observation et des rapports détaillés sur la nidification indiquent que la population du lac Sasajewun n'a pas augmenté depuis et a peut-être même continué de décroître (R. Brooks, comm. pers., 2008). Browne (2003) a estimé la population du parc national du Canada de la Pointe-Pelée à 1 385 individus en se fondant sur une superficie d'habitat de 322,1 ha et une densité de 4,3 individus/ha. En 2001, l'abondance relative de la tortue serpente par rapport à la tortue peinte n'était pas significativement différente de celle mesurée pour 1972-1973 (Browne et Hecnar, 2007).

Une table de mortalité créée pour les tortues serpentes femelles de l'aire de recherche sur la faune du parc Algonquin, à l'aide des données recueillies entre 1972 et 1987, a montré que la reproduction et le recrutement n'étaient pas suffisants pour soutenir la population à long terme, malgré le taux de survie élevé des adultes (Brooks *et al.*, 1988; Galbraith *et al.*, 1997). Les données recueillies dans le parc montrent que la durée minimale de génération devrait être égale à $17 + 1/0,07 = 31$ ans (Galbraith et Brooks, 1987b). Une autre table de mortalité, dressée pour une population de tortues serpentes de la réserve E.S. George, au Michigan, donne une durée de génération d'environ 25 ans et un temps de doublement d'environ 2 000 ans (Congdon *et al.*, 1994). Pour tenter de simuler l'effet de la prise sur les populations de tortues serpentes, Congdon *et al.* (1994) ont artificiellement réduit le taux de survie des

adultes de 0,1. Ils ont alors trouvé que la population serait réduite de moitié en moins de 20 ans. Même si la prise est restreinte aux adultes ayant plus de 29 ans, la période de demi-vie de la population n'est que de 30 ans (Congdon *et al.*, 1994). La population de tortues serpentes de l'aire d'étude ne semble pas s'être rétablie de l'augmentation de mortalité survenue en 1987 et en 1988, et ces données à long terme indiquent qu'en général, les populations de tortues serpentes ne peuvent pas se rétablir après une diminution soutenue du taux de survie des adultes. Cette conclusion est corroborée par l'application d'un modèle structuré par stade, qui indique que le taux de survie des tortues serpentes adultes est un paramètre essentiel de la pérennité de la population et qu'une augmentation à long terme de la mortalité des adultes entraîne à coup sûr un déclin de la population (Cunnington et Brooks, 1996). De plus, comme l'âge de maturité est plus élevé dans la population du parc Algonquin que dans celle du Michigan, la population du parc Algonquin est encore plus sensible aux fluctuations du taux de survie des adultes.

Aux Jardins botaniques royaux de Hamilton, l'effectif des adultes de l'étang West a été estimé par une méthode Petersen modifiée, à partir de données recueillies entre 1992 et 1995 (S. de Solla, données inédites). L'étang West est un plan d'eau eutrophique de 9 ha qui communique avec un ensemble plus vaste de terres humides longeant les berges du lac Ontario et qui est enrichi artificiellement par les effluents d'une station d'épuration située en amont (Galbraith *et al.*, 1988). La densité de la tortue serpentine dans l'étang West a été estimée à 66 tortues/ha en 1984-1985, avec une biomasse supérieure à 330 kg/ha. Les estimations de Petersen laissent penser que cette population diminue (tableau 1), mais on n'a relevé aucune différence significative d'effectif d'une année à l'autre (S. de Solla, données inédites), et de nombreuses hypothèses liées au caractère fermé de la population ont été violées. Un autre secteur marécageux des Jardins botaniques royaux supportait une population de tortues serpentes dont l'effectif était estimé à 21 individus, et la densité, à 0,5 individu/ha (T. Theysmeyer, comm. pers., 2007), soit 120 fois moins que dans l'étang West. La forte densité de la population de l'étang West est attribuée à une productivité primaire inhabituellement élevée, qui devrait diminuer dans le futur, puisqu'on a l'intention de réduire les déversements d'effluents dans les terres humides (S. de Solla, comm. pers., 2007). Dans l'ensemble, la population de tortues serpentes des Jardins botaniques royaux n'a pas vu son effectif changer de manière importante, il faudrait des études plus poussées pour le vérifier (T. Theysmeyer et S. de Solla, comm. pers., 2007).

Tableau 1. Effectif estimatif de la population de tortues serpentes de l'étang West, à Hamilton (Ontario). Les valeurs entre parenthèses représentent l'intervalle de confiance des estimations pour un seuil de probabilité de 95 %.

	1984-1985†	1992-1994	1994-1995
Taille de la population	592,2 (394,8 - 930,6)	431,6 (287,5 - 512,0)	372,6 (274,1 - 489,4)

† Galbraith *et al.*, 1988

Dans l'ensemble de la Nouvelle-Écosse, on estime que les populations de tortues serpentine sont abondantes et stables (M. Elderkin, J. Gilhen, comm. pers., 2006). Une population du lac Grafton a été estimée à 147 individus (IC 95 % : 112-211), et aucune augmentation ni diminution n'a été observée durant les trois années qu'a duré l'étude (Hurlburt *et al.*, 1997; Whynot, 1996). Près de 80 % des observations enregistrées dans la base de données du Centre de données sur la conservation du Canada atlantique ont été faites au cours des 10 dernières années, ce qui rend difficile toute comparaison avec les données démographiques antérieures. Autrefois, l'espèce était jugée rare au Canada atlantique, sa répartition connue se limitant au Nouveau-Brunswick (Bleakney, 1958). Les données disponibles ne permettent pas de déterminer si les effectifs de l'espèce sont en augmentation ou en diminution dans cette province (McAlpine et Godin, 1986; base de données herpétologiques du Musée du Nouveau-Brunswick, 2006). Au Québec, la tortue serpentine est relativement abondante dans le sud et jusqu'à 47° de latitude nord (S. Giguère, comm. pers., 2005). Dans la réserve de la Première Nation Akwesasne, les tortues serpentine sont bien moins nombreuses que les tortues peintes (*Chrysemys picta*), puisqu'on n'a pu y capturer que 11 tortues serpentine contre 103 tortues peintes (S. Giguère, comm. pers., 2005). Aucune tortue serpentine n'a été capturée durant les relevés effectués dans 7 réserves nationales de faune du Québec, bien que la présence de l'espèce soit suspectée dans la Réserve nationale de faune des Îles-de-la-Paix, où des traces de creusage ont été observées durant la saison de nidification (S. Giguère, comm. pers., 2006).

Au Manitoba, les archives renferment une mention selon laquelle la tortue serpentine aurait été abondante dans les rivières et les lacs du sud du Manitoba durant la première moitié du 20^e siècle (Norris-Elye, 1949). Actuellement, la tortue serpentine est classée « S3 » dans tout le Manitoba, en raison du nombre d'occurrences inférieur ou égal à 100 dans cette province. Aucune estimation d'abondance n'est disponible pour la Saskatchewan, mais l'espèce y est rarement observée (D. Secoy, comm. pers., 2006). Les chercheurs qui travaillent fréquemment dans les bassins hydrographiques du sud-est de la province n'aperçoivent jamais de tortues serpentine sur le terrain (A. Didiuk, comm. pers.).

Effet d'une immigration de source externe

Il est peu probable que les populations de tortues serpentine de Saskatchewan et du Manitoba puissent bénéficier de l'arrivée d'individus provenant des États-Unis, puisque l'espèce est classée « S3 » dans les États voisins du Montana et du Minnesota (non classée au Dakota du Nord; site Web de NatureServe, 2006). Les populations de tortues serpentine de l'Ontario, du Québec, du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse qui seraient éliminées pourraient être reconstituées par les populations voisines du nord-est des États-Unis. Cependant, comme les facteurs qui menacent le plus gravement la pérennité des populations sont la perte d'habitat et la diminution du taux de survie des adultes lié aux accidents et aux abattages délibérés, il est peu probable que les populations en déclin bénéficient beaucoup d'un apport d'individus provenant de régions où les populations sont de toute façon soumises aux mêmes facteurs.

FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES

Les tortues ont un cycle vital « lent » (maturité tardive, grande longévité, recrutement faible et importance cruciale d'un faible taux de mortalité des adultes) et une grande vulnérabilité à l'exploitation humaine qui en font un des groupes d'animaux les plus menacés à l'échelle du globe, près de 70 % des espèces évaluées ayant été classées dans les catégories « éteint », « gravement menacé d'extinction », « menacé d'extinction » ou « vulnérable » dans la Liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN, 2007). La plupart des autres espèces sont classées dans les catégories « dépendant de mesures de conservation ou quasi menacé », tandis que moins de 0,5 % ont été classées dans la catégorie « préoccupation mineure ». La tortue serpentine n'a pas été évaluée par l'UICN.

Comme toutes les tortues indigènes du Canada, la tortue serpentine doit composer avec deux contraintes naturelles importantes : un cycle vital « lent » (voir *Biologie – Cycle vital*) et des saisons d'activité fraîches et relativement courtes. Ces facteurs limitatifs ne constituent pas en eux-mêmes des menaces pour les tortues, mais ils peuvent exposer ces reptiles à toute une série de menaces lorsqu'ils sont conjugués à diverses activités humaines. La désignation des neuf autres espèces canadiennes de tortues par le COSEPAC a été motivée par cette combinaison de cycles vitaux lents, de contraintes climatiques et d'interactions avec les humains. La tortue serpentine demeure la seule espèce à ne pas avoir été désignée jusqu'à maintenant.

Même si la tortue serpentine est encore répandue et relativement commune, elle subira certainement un déclin dans les circonstances actuelles, comme l'ont fait les autres espèces de tortues, et pour exactement les mêmes raisons. Livaitis et Tash (2008) ont demandé que les caractéristiques du cycle vital soient prises en compte pour décider du classement des espèces selon une échelle continue de vulnérabilité. Sur cette échelle (fig. 7 dans leur article), les tortues ressortent comme étant les espèces les plus vulnérables au sein d'un échantillon varié d'espèces indigènes des États-Unis. Au Canada, les populations de tortues serpentes sont particulièrement vulnérables aux événements létaux de nature stochastiques et à toute augmentation prolongée des taux de mortalité juvénile et adulte, étant donné le climat, la densité de la population humaine et les modifications subies par l'habitat dans la majeure partie de l'aire de répartition canadienne de l'espèce. Le temps de rétablissement requis pour compenser cette augmentation de mortalité sera probablement très long (Congdon *et al.*, 1994; Brooks *et al.*, 1988; Cunnington et Brooks, 1996; Galbraith *et al.*, 1997; Heppell, 1998), à cause du faible taux de recrutement, de la longueur du stade juvénile (maturité tardive) et de l'absence de réaction reproductive à la baisse de densité (les facteurs tels qu'une faible densité ou une disponibilité accrue de la nourriture ne provoquent pas une augmentation du taux de survie, du taux de croissance, de la grosseur des œufs ou de la taille des pontes; voir Brooks *et al.* 1991a). Dans le cas de la population de tortues serpentes du Michigan, Congdon *et al.* (1994) ont obtenu un temps de doublement de 2 000 ans en se basant sur le taux actuel de croissance de la population.

Au Canada, les contraintes thermiques concernent principalement l'effet de la température sur les embryons en incubation. La vitesse de développement des embryons est fortement corrélée à la température ambiante (Yntema, 1976; Holt, 2000; Ewert, 2008); si celle-ci n'est pas suffisamment élevée, les embryons ne parviennent pas à terminer leur développement avant l'arrivée de l'hiver et ne survivent pas (Obbard et Brooks, 1981b; Holt, 2000, données inédites). De même, si les œufs éclosent tardivement en automne, les nouveau-nés ne peuvent pas sortir du sol lorsque la température reste basse et, là encore, les jeunes tortues ne survivront pas à l'hiver (Obbard, 1983). Même si l'incubation parvient à terme et que les petites tortues émergent, celles-ci auront du mal à grandir et à survivre si elles ont été exposées à de basses températures durant l'incubation (Brooks *et al.*, 1991a; Bobyn et Brooks, 1994). Comme c'est le cas pour de nombreuses plantes, la répartition des tortues suit des isothermes d'unités thermiques (analogues aux unités thermiques du maïs utilisées dans les cartes agricoles). Les tortues sont par conséquent confinées aux régions les plus méridionales du Canada, où vit la plus grande partie de la population humaine du pays et où l'agriculture est la plus intensive, cette activité devant s'accommoder des mêmes contraintes thermiques qui limitent la répartition des tortues. Ainsi, dans la plus grande partie de son aire de répartition, la tortue serpentine doit faire face à des densités humaines importantes ainsi qu'aux menaces connexes que constituent les routes, les zones urbaines et les activités agricoles intensives. À la limite septentrionale de cette aire, les menaces anthropiques sont réduites, mais les populations de tortues sont moins denses, la maturité, exceptionnellement tardive (Galbraith *et al.*, 1997; Moll et Iverson, 2008), et la survie des œufs et nouveau-nés, particulièrement faible (Brooks *et al.*, 1991b). Par conséquent, au sein des populations les plus au nord, le taux de recrutement est très faible et soumis à des facteurs stochastiques.

Comme la pérennité des populations dépend fortement du taux de survie des adultes, les événements qui font augmenter la mortalité des adultes constituent le principal obstacle à la survie des tortues serpentes au Canada. Dans le sud du Michigan, un taux de récolte (ou de mortalité sur la route) aussi faible que 0,1 suffit à faire décliner de moitié la population de tortues serpentes sur une période de 20 ans (Congdon *et al.*, 1994). Tandis que les femelles du Michigan deviennent matures à environ 12 ans, celles du centre de l'Ontario ne le deviennent qu'entre 16 et 19 ans (Galbraith et Brooks, 1989). Cette maturation plus tardive est probablement typique de la plupart des populations de tortues serpentes du Canada, à l'exception de celles du sud de l'Ontario (qui se rapprocheraient plus des populations du sud-est du Michigan). Les tortues qui se trouvent à la limite climatique septentrionale de l'espèce pourraient atteindre leur maturité encore plus tard (Moll et Iverson, 2008). Étant donné cette maturité relativement tardive, les tortues canadiennes sont davantage exposées que les tortues étudiées par Congdon à des causes supplémentaires de mortalité non naturelle (Cunnington et Brooks, 1996; Stearns, 1992; Roff, 2002). Ainsi, dans le parc Algonquin, le taux de survie annuel moyen des tortues de 1 à 18 ans doit être de 83 % pour que le taux de remplacement soit égal à 1 (Galbraith *et al.*, 1997).

Menaces anthropiques

Mortalité sur les routes

Les routes constituent une menace répandue et importante pour toute une gamme d'animaux sauvages (Trombulak et Frissell, 2000), notamment pour bon nombre d'espèces de tortues (Beaudry *et al.*, 2008; Litvaitis et Tash, 2008). Uniquement dans le sud de l'Ontario, le réseau routier primaire est passé approximativement de 7 000 à 35 000 km entre 1935 et 1995 (Fenech *et al.*, 2001). Ces aménagements se sont accompagnés d'une augmentation bien documentée de la densité et de la vitesse des véhicules, qui a contribué à alourdir la mortalité de plusieurs espèces sauvages, notamment parmi les tortues (Farmer, 2007). Chez la plupart des tortues, une portion importante des individus finissent tués sur la route, en particulier à l'intérieur ou dans le voisinage des terres humides. Les routes contribuent de plus à fragmenter et à isoler les populations, en opposant des barrières physiques impassables ou en éliminant les génotypes qui utilisent les routes. C'est durant la saison de reproduction que les tortues serpentes sont le plus vulnérables aux collisions avec les véhicules, d'une part parce que les femelles traversent alors fréquemment les routes à la recherche d'un site de nidification adéquat et d'autre part parce que l'accotement meuble des routes offre à ces animaux des sites de nidification intéressants (Haxton, 2000; Aresco, 2005). Même si les femelles parviennent à y creuser leur nid, les nouveau-nés sont souvent tués à leur naissance (voir par exemple Ashley et Robinson, 1996), ou bien les œufs n'éclosent jamais, à cause de la compaction du nid, de sa dessiccation ou de son exposition accrue aux mammifères prédateurs. Les routes et les accotements de gravier ou de terre battue offrent des sites de nidification aux tortues, mais ces infrastructures constituent également un « puits » démographique pour ces reptiles, en raison de la mortalité supplémentaire qu'elles entraînent par collision avec les véhicules (Haxton, 2000). Les études de modélisation montrent que les populations de tortues pourraient subir plus de 5 % de mortalité annuelle due à la circulation routière dans les régions à réseau routier dense (Gibbs et Shriver, 2002). Les populations de tortues serpentes sont condamnées à décliner, si leur taux de mortalité annuel augmente autant (Congdon *et al.*, 1994). Les nids aménagés en bordure de route sont également menacés par les travaux d'entretien régulier, tels que le gravelage et le nivellement, qui entraînent souvent une destruction ou une grave altération des nids, en exposant ou en écrasant les œufs (R. Brooks, données inédites).

La mortalité accrue des femelles cause peut-être un déséquilibre démographique entre sexes chez les tortues, les mâles devenant plus nombreux dans les régions où le réseau routier est important (Aresco, 2005). Les mâles constituaient par exemple 95 % des tortues serpentes adultes capturées dans les terres humides entourées d'un réseau routier dense (Steen et Gibbs, 2004), ce qui laisse penser que les femelles subissent une forte mortalité due aux véhicules dans la région étudiée. Si les collisions avec les véhicules induisent un déséquilibre des sexes en faveur des mâles, cette tendance devrait devenir observable avec le temps. Une méta-analyse effectuée sur 165 estimations de populations de tortues aux États-Unis couvrant la période 1928-2003 a révélé une augmentation importante du pourcentage des mâles avec le temps (Gibbs et Steen, 2005). Le sex-ratio a évolué en faveur des mâles dans les États où le réseau routier s'est densifié et chez les espèces les plus aquatiques. La mortalité supérieure des femelles peut également expliquer qu'on observe plus de femelles lors des études effectuées près des routes (61 %) que lors des études menées dans des zones éloignées des routes (41 %) (Steen *et al.*, 2006), probablement parce que les femelles qui nichent sur l'accotement des routes sont plus faciles à observer. Ces résultats généraux s'appliquent à la tortue serpentine, 64 % des adultes de cette espèce trouvés sur les routes étant des femelles. Il est même probable que ce pourcentage soit largement sous-estimé (R. Brooks, données inédites).

Mortalité liée à la pêche

La pêche récréative est une autre source de mortalité pour les tortues serpentes, qui peuvent être capturées directement par les pêcheurs ou ingérer accidentellement des hameçons se trouvant dans les poissons morts qu'elles consomment. Un certain nombre de cadavres de tortues portant des hameçons piqués dans leur gueule, leur gorge ou leur estomac ont été recueillis dans le parc provincial Rondeau, dans la Réserve nationale de faune de Long Point et dans la rivière Thames (S. Gillingwater, comm. pers., 2006). Près de 5 % des tortues serpentes apportées au Centre faunique de Virginie (Wildlife Center of Virginia) et présentant un traumatisme avaient été blessées par un engin de pêche (Brown et Sleeman, 2002). Quelques rares cas de tortues serpentes tuées ou blessées par l'ingestion de plombs ou de turlottes ont été signalés (Borkowski, 1997; Scheuhammer *et al.*, 2003); il est cependant probable que cette cause de mortalité soit sous-déclarée. Enfin, il faut signaler que de nombreuses personnes tuent les tortues serpentes parce que celles-ci viennent manger les poissons qui pendent aux chaînes ou cordes à poissons accrochées aux bateaux ou aux quais.

Mortalité liée à la persécution

Les tortues serpentine sont également la cible de vandales violents. On a ainsi retrouvé des tortues serpentine qui avaient été volontairement affamées jusqu'à la mort, clouées à des arbres, tirées à l'arme à feu, battues ou mutilées (R. Bolton, R. Brooks et S. Gillingwater, comm. pers., 2008). « Des photographies de tortues serpentine tuées et souvent mutilées ont été vues dans les locaux d'un club privé de chasse à la sauvagine, dans le sud de l'Ontario. On ignore si ces tortues ont été tuées à des fins alimentaires, persécutées pour la seule raison qu'elles nuiraient aux populations de sauvagine ou pour un tout autre prétexte. On ignore également si les tortues qui apparaissent sur certaines photographies étaient vivantes ou mortes lorsqu'elles ont été décapitées ou démembrées. D'autres photographies montrent des tortues serpentine dont la tête est encore attachée au corps, mais celle-ci sert alors de point d'attache pour clouer la tortue contre un arbre. » (R. Bolton, courriel du 25 sept. 2008). Les tortues serpentine sont notamment persécutées à cause de leur réputation d'animal agressif, de leur grande taille, de leur visage quelque peu effrayant et de leur supposée voracité pour la sauvagine et pour les poissons recherchés par les pêcheurs récréatifs. Ces idées sont renforcées par des histoires apocryphes qui exagèrent le caractère hargneux de la tortue serpentine.

Bien que la mortalité sur les routes soit probablement essentiellement accidentelle, des travaux récents ont montré qu'une importante proportion de conducteurs écrasent volontairement les tortues qu'ils croisent sur la route. En moyenne, 2,7 % des conducteurs (un véhicule sur 40) ont roulé intentionnellement sur de fausses tortues placées au centre d'une route voisine de la réserve nationale de faune de Big Creek menant au parc provincial Long Point (Ashley *et al.*, 2007). Ce pourcentage peut paraître faible mais, si on tient compte de la densité du trafic et de la fréquentation accrue des routes par les tortues durant la saison de nidification, on peut estimer qu'un reptile (tortue ou serpent) est volontairement écrasé par une automobile toutes les 15 minutes (Ashley *et al.*, 2007).

Taux anormalement élevé de prédation des nids

La prédation des nids de tortue est un phénomène naturel. Cependant, des taux de prédation anormalement élevés ont été constatés dans des régions à population humaine dense, et cette prédation excessive menace la pérennité des populations de tortues serpentine. Cette prédation anormalement élevée des nids a été bien décrite dans plusieurs parcs de l'Ontario (voir *Biologie – Reproduction*). Dans certaines régions du sud du Canada, la prédation des nids est exacerbée par des populations élevées d'animaux mangeurs d'œufs (les fameux prédateurs « assistés » par l'homme) tels que rats laveurs, mouffettes rayées, opossums et coyotes. Dans le parc national du Canada de la Pointe-Pelée, la densité des rats laveurs est quatre fois plus élevée que la moyenne observée dans les zones rurales de l'Ontario (Phillips et Murray, 2005). La densité des rats laveurs est également élevée dans les zones suburbaines. On mentionne par exemple une localité du sud de l'Ontario où la densité des rats laveurs dépasse les 100 individus/km² (Rosatte, 2000). On estime que la population ontarienne

de rats laveurs est actuellement d'environ un million d'individus (Rosatte, 2000). Une telle densité de prédateurs peut entraîner un pillage systématique des nids de tortue. Mentionnons à cet égard comme exemples :

- la prédation de la totalité (100 %) des nids de tortue situés en bord de route dans le parc national du Canada de la Pointe-Pelée (Browne, 2003);
- la prédation de 99 % des 697 nids de la tortue serpentine en 2000 et de 100 % des 784 nids en 2001 dans le parc provincial Rondeau (Gillingwater, 2001);
- la prédation de 100 % des nids de la tortue serpentine le long du sentier Simcoe en 2006 (Bowles *et al.*, 2007).

La prédation intensive des nids a souvent lieu à l'intérieur ou à proximité des parcs, parce que la fréquentation des lieux par les touristes, les campeurs et les autres visiteurs s'accompagne d'une augmentation de la nourriture abandonnée aux rats laveurs, qui deviennent alors plus nombreux et exercent par conséquent plus de pression sur les populations de tortues (Phillips et Murray, 2005). Ces densités anormales de mammifères constituent la première cause d'échec des nids dans la partie méridionale de l'aire de répartition de l'espèce, et il est peu probable que la densité de ces prédateurs diminue dans l'avenir. Bien que le cycle vital des tortues ait évolué de manière à compenser le taux élevé de mortalité dans les nids, le maintien d'un taux de mortalité des œufs de 100 % plusieurs années d'affilée conduit inévitablement au déclin de l'espèce.

Récolte légale et illégale

Les tortues sont exploitées par les humains depuis la nuit des temps, peut-être plus intensément que n'importe quel autre reptile (Carr, 1952; Klemens et Thorbjarnarson, 1995; Klemens, 2000). Pratiquement tous les types de tortues terrestres, marines, de rivière ou d'étang ont été prises dans le passé pour leurs œufs ou leur viande, comme animaux familiers ou à des fins de décoration. Non seulement ces prélèvements continuent-ils aujourd'hui, mais ils s'intensifient à l'échelle de la planète, alimentant en particulier un marché asiatique en pleine expansion (Klemens, 2000; Gamble et Simons, 2004; Caputo *et al.*, 2005; Schlaepfer *et al.*, 2005; UICN, 2007; Herpdigest, 2008). La prodigieuse ampleur du commerce des reptiles aux États-Unis a été décrite par Christy (2008) dans un ouvrage récent.

La prise légale et les prélèvements illégaux continuent de contribuer à la mortalité des tortues serpentes. L'Ontario a resserré sa réglementation concernant la chasse à la tortue serpentine, mais la limite quotidienne est de deux tortues, et la limite de possession, de cinq tortues (ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 2007). Avec un taux de capture de deux tortues serpentes par jour durant la période légale de la chasse (du 15 juillet au 15 septembre dans le centre et le sud de l'Ontario), deux chasseurs exploitant la même population pourraient exterminer près de 250 tortues en un seul été. Dans les régions plus septentrionales, où la saison reste ouverte plus longtemps, un nombre beaucoup plus important de tortues pourraient ainsi être prélevées. Bien que cette « récolte » fasse l'objet d'une certaine surveillance par les

agents de conservation, le nombre de prises n'est pas suivi, et il n'existe donc aucune donnée quantitative à long terme permettant d'évaluer l'impact de ces prélèvements. La Nouvelle-Écosse a récemment interdit (en septembre 2008) toute récolte commerciale de la tortue serpentine, mais les récoltes faites à des fins personnelles continuent (S. Boates, comm. pers., septembre 2008). Il n'y a pas de récolte commerciale au Québec ni en Ontario.

Le commerce illégal des animaux sauvages constitue une nouvelle menace, qui va en s'intensifiant et qui est beaucoup plus grave (V. Miller, comm. pers., novembre 2007; Herpdigest, 2008). Le commerce des tortues (et d'autres reptiles) à des fins alimentaires, médicinales, récréatives (comme animaux de compagnie) et décoratives (transformées en bibelots) est très organisé (Christy, 2008). Ce commerce ne vise pas seulement les tortues adultes et jeunes mais aussi les œufs et les nouveau-nés, qui sont convoités parce qu'ils peuvent être élevés dans les fermes à tortues d'Asie. Le piégeage systématique de toutes les espèces de tortues, notamment des tortues serpentes, s'intensifie en réponse à la demande d'outre-mer (Chine) et à un marché clandestin croissant au Canada, en particulier dans les grands centres cosmopolites et branchés tels que Toronto et Montréal. Entre 1996 et 2006, plus de 1 500 cargaisons renfermant en tout plus de 1 100 000 tortues serpentes ont été enregistrées dans le LEMIS (le système d'application de la loi du Service américain des poissons et des espèces sauvages (U.S. Fish and Wildlife Service)). Le Canada n'était lié qu'à un petit nombre de ces cargaisons, mais il faut se rappeler que nombre de cargaisons ne sont jamais déclarées (Ernie Cooper, ecooper@wwfcanada.org).

Outre les résultats des recherches à long terme susmentionnées, il n'existe pratiquement pas de données sur l'évolution démographique des populations de tortues serpentes. Au milieu des années 1980, un piégeur professionnel du sud de l'Ontario, observant que les tortues serpentes disparaissaient de ses sites favoris, a demandé au gouvernement de cette province de ralentir les prélèvements (R. Brooks, comm. pers., septembre 2008). La province a par la suite interdit toute récolte de l'animal à des fins commerciales, mais elle a justifié sa décision en invoquant des problèmes de santé publique liés à la consommation de viande de tortue gravement contaminée, plutôt que la disparition de l'espèce. Récemment, l'État de Georgie a envisagé d'interdire la récolte, en se fondant sur des rapports similaires faisant état d'une chute des effectifs : « L'épisode le plus convaincant de cette réunion fut le témoignage de deux éleveurs de tortues qui ont fourni des informations anecdotiques sur le déclin de la tortue serpentine dans des sites où ils l'avaient piégée pendant 15 ans avant de se convertir à l'élevage pour protéger la ressource sauvage. Ces anciens piégeurs ont indiqué qu'ils n'ont pas remarqué de changement marqué au cours des 5 premières années de piégeage; cependant, au cours des 15 ans, le nombre de captures par unité d'effort était passé d'une moyenne de 4 000 lb/semaine (au début) à seulement 400-600 lb/semaine » (Herpdigest 8:44, 2008).

Effets des contaminants

La diminution du succès de reproduction causée par la contamination environnementale est un des facteurs qui menace à long terme la survie de la tortue serpentine au Canada. Les polluants chimiques s'accumulent et atteignent des concentrations telles dans les tissus des tortues serpentes que l'espèce a été adoptée comme indicateur des tendances environnementales et géographiques locales pour ce qui est de la contamination par les hydrocarbures polychlorés, les composés inorganiques et les radionucléides (de Solla *et al.*, 2008). Dans le sud de l'Ontario, la concentration des contaminants organochlorés dans les tissus des tortues serpentes varie selon les régions et selon l'âge des tortues (Hebert *et al.*, 1993). La plus grande concentration de BPC totaux jamais mesurée, dans des œufs de tortue serpentine prélevés près de Cornwall, en Ontario, était extrêmement élevée (737 683 ng/g, poids humide, ou > 730 ppm) et se classe parmi les plus hautes concentrations enregistrées dans les tissus d'un animal en liberté (de Solla *et al.*, 2008). Les concentrations de contaminants organochlorés mesurées dans certains œufs de la tortue serpentine prélevés dans des zones préoccupantes canadiennes, autour du lac Érié, dépassaient les seuils prescrits pour la consommation humaine dans le cas des poissons et les recommandations pour la qualité de l'environnement (de Solla *et al.*, 2008). La morphologie externe des tortues serpentes de certains sites contaminés de l'Ontario diffère de celle observée dans les sites de référence moins contaminés (de Solla *et al.*, 1998). Les concentrations élevées de contaminants peuvent également avoir un impact à long terme sur le succès de reproduction des populations (Rowe, 2008). Un certain nombre d'études menées en Ontario font état d'une diminution du succès d'éclosion et d'une augmentation du taux de difformités chez la tortue serpentine (Bishop *et al.*, 1991; Bishop *et al.*, 1998; de Solla *et al.*, 2008). Comme mentionné ci-dessus, ces concentrations de contaminants comptent parmi les principales raisons qui ont motivé l'interdiction de la récolte commerciale en Ontario.

Causes diverses de mortalité liées aux humains

Une population locale de tortues serpentes peut disparaître si son habitat est détruit, soit directement par le développement urbain, soit indirectement, avec le dragage des étangs, des lacs, des drains agricoles et des installations d'évacuation des eaux de crue, avec pour but d'« améliorer » l'habitat du poisson ou d'augmenter la capacité d'évacuation des eaux (Aresco et Gunzberger, 2004). Des tortues serpentes sont également tuées de manière délibérée ou enlevées des étangs et milieux similaires parce qu'on y voit une menace pour les canards, les oies, les cygnes, les chiens et les humains (R. Brooks, comm. pers., septembre 2008; S. Hecnar, comm. pers., 2008).

Les tortues qui se tiennent en surface ou juste en dessous risquent par ailleurs de se faire heurter et tuer par les hélices des bateaux (Galois et Ouellet, 2007). Neuf tortues serpentes ont été retrouvées mortes, apparemment tuées par des hélices, au cours d'une étude de deux ans menée dans le sud de l'Ontario (Gillingwater, 2001).

IMPORTANCE DE L'ESPÈCE

La tortue serpentine est le plus grand reptile terrestre ou d'eau douce du Canada, et sa longévité est semblable, voire supérieure, à celles des humains. Son aspect primitif est bien connu des Canadiens, qui ont souvent des récits personnels (souvent exagérés) à raconter sur l'énorme taille de l'animal, sa férocité et la puissance de ses mâchoires. En Ontario, dans les plans d'eau riches en éléments nutritifs, cette tortue peut former des populations aussi denses que 66 tortues/ha, avec une biomasse totale dépassant 330 kg/ha, supérieure à celles de la plupart des autres espèces de vertébrés fréquentant les milieux palustres (Galbraith *et al.*, 1988) et dépassant par au moins un ordre de grandeur la biomasse jugée typique des endothermes (Iverson, 1992). Il est donc probable que les populations saines de tortues serpentes jouent un rôle écologique important dans les écosystèmes aquatiques en consommant les poissons et autres vertébrés morts, en réduisant la biomasse végétale et en créant dans les marais des chenaux que les poissons, les amphibiens et les autres reptiles peuvent utiliser. Leurs œufs représentent une source importante d'éléments nutritifs pour les mammifères mésocarnivores durant la période critique où ils élèvent leurs petits. Plus tard, les nouveau-nés et les jeunes tortues sont consommés par une grande variété de vertébrés prédateurs. Ces processus contribuent à redistribuer les éléments nutritifs des milieux aquatiques vers les milieux terrestres. Par ailleurs, comme la tortue serpentine a probablement co-évolué avec d'autres espèces, elle est sans doute devenue un vecteur important pour certaines espèces d'algues, de plantes, de sangsues et d'autres invertébrés (Congdon et Gibbons, 1989). L'incidence de la tortue serpentine et des tortues en général sur les écosystèmes n'a jamais été étudiée à fond, et il est probable que la tortue serpentine aie d'autres fonctions écosystémiques qui restent à découvrir. La tortue serpentine présente également un grand intérêt scientifique parce qu'elle est remarquablement bien adaptée à l'anoxie et fréquente une vaste gamme de milieux. Elle possède par ailleurs de nombreuses caractéristiques comportementales et morphologiques particulières, comme la détermination du sexe par les conditions environnementales (voir Syeyermark *et al.*, 2008, pour une synthèse détaillée des travaux menés sur la tortue serpentine). La tortue serpentine est devenue une espèce utile pour le travail de sensibilisation environnementale mené par divers organismes, comme le Centre Kawartha de traumatologie pour les tortues (Kawartha Turtle Trauma Centre), à Peterborough, en Ontario, qui a pour mission de soigner les tortues trouvées blessées sur les routes. De nombreux enfants ont ainsi pu participer aux programmes offerts et prendre conscience de l'impact des humains sur les tortues et les autres animaux sauvages. Enfin et surtout, la tortue serpentine occupe une place très importante dans la culture des Premières Nations. Les responsables du projet visant à promouvoir les connaissances traditionnelles autochtones soutiennent la classification de l'espèce dans la catégorie « préoccupante » et conviennent qu'elle est en déclin au Canada.

PROTECTION ACTUELLE OU AUTRES DÉSIGNATIONS DE STATUT

La tortue serpentine a reçu la cote S5 (espèce largement répandue, abondante et non en péril) en Nouvelle-Écosse et la cote S4 (apparemment non en péril) en Ontario, au Nouveau-Brunswick et au Québec (site Web de NatureServe, 2006). Au Manitoba et en Saskatchewan, l'espèce est cotée S3 à cause de son aire de répartition restreinte et du nombre relativement faible de ses populations (site Web de NatureServe, 2006; J. Duncan, comm. pers., 2006). La classification générale de l'espèce est « sensible » en Saskatchewan et au Manitoba et « non en péril » en Ontario, au Québec, au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse (Espèces sauvages, 2005).

L'espèce jouit d'une protection juridique dans tous les parcs nationaux et provinciaux, mais des activités de piégeage illégales ont été observées dans les parcs de l'Ontario (S. Gillingwater, comm. pers.), y compris dans le parc national du Canada de la Pointe-Pelée (S. Hecnar, comm. pers., 2008). Il est interdit de chasser la tortue serpentine au Manitoba, au Québec et au Nouveau-Brunswick, mais la chasse est autorisée avec permis en Ontario (pendant les périodes d'ouverture) et en Nouvelle-Écosse (Réseau canadien de conservation des amphibiens et des reptiles, 2007). En Saskatchewan, la tortue serpentine peut être chassée sans permis (Réseau canadien de conservation des amphibiens et des reptiles, 2006).

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Chelydra serpentina

Tortue serpentine

Snapping Turtle

Répartition au Canada : Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse

Information démographique

Durée d'une génération (âge moyen des parents dans la population)	Voir p. 15 Durée de gén.= âge de maturité +1/taux de mortalité annuel. $17 + 1/0,07 = 31$ ans
Pourcentage observé de la réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois dernières générations.	Inconnu, mais probablement important dans la partie de l'aire de répartition située au sud du Bouclier.
Pourcentage soupçonné de la réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois prochaines générations.	Inconnu; déclin futur probablement important à moins de protection
Pourcentage estimé de la réduction du nombre total d'individus matures au cours d'une période de trois générations, couvrant une période antérieure et ultérieure.	Inconnu
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles?	Non
Est-ce que les causes du déclin sont comprises?	Oui
Est-ce que les causes du déclin ont cessé?	Non
Tendance inférée du nombre de populations	Déclin
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	~1 455 000 km ²
Tendance observée dans la zone d'occurrence	Déclin
Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occurrence?	Non
Indice de zone d'occupation (IZO)	Estimation approximative : 858 000 km ²
Tendance observée dans la zone d'occupation	Déclin
Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occupation?	Non
La population totale est-elle très fragmentée?	Non
Nombre d'emplacements actuels	Nombre estimatif > 1 000
Tendance du nombre d'emplacements	Déclin
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'emplacements?	Non
Tendance observée dans l'aire d'habitat	Déclin

Nombre d'individus matures dans chaque population

Population	N^{bre} d'individus matures
Le nombre d'adultes n'est pas connu, mais se chiffre en milliers	Inconnu
Total général	Inconnu

Analyse quantitative

Sans objet	Ex.: % de risque d'extinction dans les 50 prochaines années
------------	---

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou les habitats)

<ul style="list-style-type: none">- vulnérabilité exceptionnelle aux augmentations même minimales de la mortalité des adultes- contraintes de répartition résultant de l'effet des basses températures sur la viabilité et la croissance des embryons et des nouveau-nés- mortalité due aux collisions avec les véhicules- commerce illégal des animaux sauvages- chasse (avec ou sans permis)- persécution, mise à mort délibérée, y compris par les conducteurs de véhicule- prédation accrue des nids par les rats laveurs, mouffettes, renards et opossums à l'intérieur et à proximité des zones urbaines, des parcs, etc.- mortalité liée aux activités de pêche- blessures infligées par les hélices des bateaux- contamination chimique réduisant le succès de reproduction- dégradation et perte d'habitat

Immigration de source externe

L'espèce existe-t-elle ailleurs (au Canada ou à l'extérieur)? États-Unis :	
Une immigration a-t-elle été constatée?	Probable
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Probable
La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle?	Peu probable

Situation actuelle

COSEPAC : Espèce préoccupante (novembre 2008)

Statut et justification de la désignation

État : Espèce préoccupante	Code alphanumérique : Sans objet
Justification de la désignation : Bien que cette espèce soit répandue et encore plutôt abondante, son cycle vital (maturité tardive, grande longévité, faible recrutement, absence de réaction devant une variation de densité) et sa dépendance envers des étés longs et chauds pour compléter avec succès l'incubation la rendent exceptionnellement sensible aux menaces anthropiques. Lorsque ces menaces causent même des augmentations apparemment mineures du taux de mortalité des adultes, les populations continueront probablement de diminuer aussi longtemps que ces augmentations du taux de mortalité auront cours. Il y a plusieurs menaces de ce type, et leurs impacts sont additifs. Les connaissances traditionnelles autochtones appuient généralement les chiffres décroissants en ce qui a trait à la population et aux tendances, tels qu'indiqués dans le rapport du COSEPAC.	

Applicabilité des critères

Critère A (Déclin du nombre total d'individus matures) : Un déclin a eu lieu mais n'a pas été quantifié.
Critère B (Petite aire de répartition, et déclin ou fluctuation) : Les effectifs et l'habitat ont décliné, mais l'indice de zone d'occupation et la zone d'occurrence dépassent les seuils fixés pour ce critère.
Critère C (Petite population et déclin du nombre d'individus matures) : La population est trop importante.
Critère D (Très petite population ou aire de répartition limitée) : La population est trop importante.
Critère E (Analyse quantitative) : Sans objet

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

La rédactrice du présent rapport tient à remercier les personnes suivantes pour l'aide qu'elles lui ont fournie : James Ferguson, pour son expertise en matière de SIG, dans le cadre de la préparation de l'ébauche des cartes de répartition; Ron Brooks (Ph.D.), Chris Edge et Sarah Holt, de l'Université de Guelph; Gloria Goulet et Alain Filion, du Secrétariat du COSEPAC; Donna Hurlburt (Ph.D.), du Sous-comité sur les connaissances traditionnelles autochtones; John Gilhen, Mark Elderkin, Stefen Gerriets et Sean Blaney, de la Nouvelle-Écosse; Kevin Davidson, Don McAlpine et Mary Sollows, du Nouveau-Brunswick; Jacques Jutras, David Rodrigue, Sylvain Giguère, Martin Ouellette et Karine Picard, du Québec; Mike Oldham, Shane de Solla, Tys Theysmeyer et David Galbraith, de l'Ontario; James Duncan (Ph.D), Rick Wilson, Sean Frey et Randy Mooi, du Manitoba; Jeff Keith, Andrew Didiuk et Diane Secoy (Ph.D.) de la Saskatchewan; Wayne Roberts, Wayne Nordstrom, Aaron Bauer et Larry Powell de l'Alberta; Dave Fraser, Leah Ramsey, Laura Friis et Pat Gregory, de la Colombie-Britannique. Les personnes suivantes ont fourni des commentaires supplémentaires sur les rapports provisoires : Kristiina Ovaska, Pat Gregory, Don McAlpine, Cindy Paszkowski, D.L. Amirault-Langlais, Patrick Nantel, Steve Hecnar, Vicky McKay, Maureen Toner, Scott Gillingwater, Jackie Litzgus, Elsa Gagnon, Barb Slezack, Neil Dawson, Daniel Banville, Sylvain Giguère et Robert Knudsen. Plusieurs autres personnes ont également fourni des observations, des données, des références et des commentaires, dont Brad Steinberg, Scott Gillingwater, Bob Johnson, Jim Trottier, Dave McNab, Kristy Hiltz, Shane de Solla, Ryan Bolton, Deb Jacobs et tout particulièrement Dave Seburn.

SOURCES D'INFORMATION

- Aresco, M.J. 2005. The effect of sex-specific terrestrial movements and roads on the sex ratio of freshwater turtles, *Biological Conservation* 123(1):37-44.
- Aresco, M.J., et M.S. Gunzberger. 2004. Effects of large-scale sediment removal on herpetofauna in Florida wetlands, *Journal of Herpetology* 38(2):275-279.
- Ashley, E.P., A. Kosloski et S.A. Petrie. 2007. Incidence of intentional vehicle-reptile collisions, *Human Dimensions of Wildlife* 12(3):137-143.
- Ashley, E.P., et J.T. Robinson. 1996. Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the Long Point Causeway, Lake Erie, Ontario, *Canadian Field-Naturalist* 110(3):403-412.
- Ashpole, S.L., C.A. Bishop et R.J. Brooks. 2004. Contaminant residues in Snapping Turtles (*Chelydra s. serpentina*) eggs from the Great Lakes-St. Lawrence River Basin (1999 to 2000), *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 47:240-252.

- Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec. 2006. Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent, 21 125, chemin Sainte-Marie, Sainte-Anne-de-Bellevue (Québec) H9X 3Y7, 514-457-9449, ecomus@total.net, David Rodrigue (coordonnateur).
- Base de données herpétologiques du Musée du Nouveau-Brunswick. 2006. Données fournies, courtoisie de Don McAlpine.
- Beaudry, F., P.G. deMaynadier et M.L. Hunter Jr. 2008. Identifying road mortality at multiple spatial scales for semi-aquatic turtles, *Biological Conservation* 141:2550-2563.
- Bishop, C.A., G.P. Brown, R.J. Brooks, D.R.S. Lean et J.H. Carey. 1994. Organochlorine contaminant concentrations in eggs and their relationship to body size, and clutch characteristics of the female common Snapping Turtle (*Chelydra serpentina serpentina*) in Lake Ontario, Canada, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 27:82-87.
- Bishop, C.A., P. Ng, K.E. Pettitt, S.W. Kennedy, J.J. Stegeman, R.J. Norstrom et R.J. Brooks. 1998. Environmental contamination and developmental abnormalities in eggs and hatchlings of the common Snapping Turtle (*Chelydra serpentina serpentina*) from the Great Lakes-St. Lawrence River basin (1989-91), *Environmental Pollution* 101:143-156.
- Bishop, C.A., R.J. Brooks, J.H. Carey, P. Ng, R.J. Norstrom et D.R.S. Lean. 1991. The case for a cause-effect linkage between environmental contamination and development in eggs of the Common Snapping Turtle (*Chelydra serpentina*) from Ontario, Canada, *Journal of Toxicology and Environmental Health* 33:512-547.
- Bleakney, J.S. 1958. A zoogeographical study of the amphibians and reptiles of eastern Canada, *National Museum of Canada Bulletin* 155:1-119.
- Boates, S. 2008. Correspondance par courriel adressée à R.J. Brooks, septembre 2008, Gestionnaire de la biodiversité, ministère des Ressources naturelles de la Nouvelle-Écosse.
- Bobyn, M.L., et R.J. Brooks. 1994. Incubation conditions as potential factors limiting the northern distribution of Snapping Turtles, *Chelydra serpentina*, *Canadian Journal of Zoology* 72(1):28-37.
- Bolton, R. 2008. Correspondance par courriel adressée à R.J. Brooks, octobre 2008, aspirant au doctorat, Département de biologie intégrative, Université de Guelph, Guelph (Ontario).
- Borkowski R. 1997. Lead poisoning and intestinal perforations in a Snapping Turtle (*Chelydra serpentina*) due to fishing gear ingestion, *J. Zoo. Wildl. Med.* 28:109-113.
- Bowles, R.L., J. Laverty et D. Festherstone. 2007. Minesing Wetlands Biological Inventory, rapport inédit présenté à l'Office de protection de la nature de la vallée Nottawasaga, Utopia (Ontario).

- Britson, C.A. 1998. Predatory responses of largemouth bass (*Micropterus salmoides*) to conspicuous and cryptic hatchling turtles: A comparative experiment, *Copeia* 1998:383-390.
- Brooks, R. Comm. pers. 2005; idem, 2008. Correspondance par courriel adressée à S. Holt, septembre 2005, Professeur émérite de zoologie, Université de Guelph, Guelph (Ontario).
- Brooks, R.J., D.A. Galbraith et J.A. Layfield. 1990. Occurrence of *Placobdella parasitica* (Hirudinea) on Snapping Turtles, *Chelydra serpentina*, in southeastern Ontario, *Journal of Parasitology* 76(2):190-195.
- Brooks, R.J., D.A. Galbraith, E.G. Nancekivell et C.A. Bishop. 1988. Developing management guidelines for Snapping Turtles, in R.C. Szaro, K.E. Severson et R. David (éd.), Management of amphibians, reptiles and small mammals in North America: Proceedings of the symposium, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Gen. Tech. Rep. RM-166, p. 174-179.
- Brooks, R.J., G.P. Brown et D.A. Galbraith. 1991a. Effects of a sudden increase in natural mortality of adults on a population of the common Snapping Turtle (*Chelydra serpentina*), *Canadian Journal of Zoology* 69:1314-1320.
- Brooks, R.J., M.A. Krawchuk, C. Stevens et N. Koper. 1997. Testing the precision and accuracy of age estimation using lines in scutes of *Chelydra serpentina* and *Chrysemys picta*, *Journal of Herpetology* 31(4):521-529.
- Brooks, R.J., M.L. Bobyne, D.A. Galbraith, J.A. Layfield et E.G. Nancekivell. 1991b. Maternal and environmental influences on growth and survival of embryonic and hatchling Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*), *Canadian Journal of Zoology* 69:2667-2676.
- Brown, G.P. 1992. Thermal and spatial ecology of a northern population of Snapping Turtles, *Chelydra serpentina*, mémoire de maîtrise ès sciences, Université de Guelph, Guelph (Ontario), CANADA, 98 p.
- Brown, G.P., C.A. Bishop et R.J. Brooks. 1994a. Growth rate, reproductive output, and temperature selection of Snapping Turtles in habitats of different productivities, *Journal of Herpetology* 28(4):405-410.
- Brown, G.P., et R.J. Brooks. 1991. Thermal and behavioural responses to feeding in free-ranging turtles, *Chelydra serpentina*, *Journal of Herpetology* 25:273-278.
- Brown, G.P., et R.J. Brooks. 1993. Sexual and seasonal differences in activity in a northern population of Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*), *Herpetologica* 49(3):311-318.
- Brown, G.P., et R.J. Brooks. 1994. Characteristics of and fidelity to hibernacula in a northern population of Snapping Turtles, *Chelydra serpentina*, *Copeia* 1994(1):222-226.
- Brown, G.P., R.J. Brooks et J.A. Layfield. 1990. Radiotelemetry of body temperatures of free-ranging Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*) during summer, *Canadian Journal of Zoology* 68:1659-1663.

- Brown, G.P., R.J. Brooks, M.E. Siddall et S.S. Desser. 1994b. Parasites and reproductive output in the Snapping Turtle, *Chelydra serpentina*, *Copeia* 1994(1):228-231.
- Brown, J.D., et J.M. Sleeman. 2002. Morbidity and mortality of reptiles admitted to the Wildlife Center of Virginia, 1991—2000, *J. Wildl. Dis.* 38:699-705.
- Browne, C.L. 2003. The Status of Turtle Populations in Point Pelee National Park, mémoire de maîtrise ès sciences, Université Lakehead, Thunder Bay (Ontario), CANADA, 112 p.
- Browne, C.L., et S.J. Hecnar. 2007. Species loss and shifting population structure of freshwater turtles despite habitat protection, *Biological Conservation* 138:421-429.
- Bull, W.P. 1938. From Amphibians to Reptiles, The Perkins Bull Foundation, George J. McLeod Ltd, Toronto (Ontario), 85 p.
- Caputo, F.P., D. Canestrelli et L. Boitani. 2005. Conserving the terecay (*Podocnemis unifilis*, Testudines: Pelomedusidae) through a community-based sustainable harvest of its eggs, *Biological Conservation* 126:84-92.
- Carr, A. 1952. Handbook of Turtles, Comstock Publishing Associates, Ithaca (État de New York).
- Christy, B. 2008. The Lizard King, 12 Hachette Book Group N.Y. (État de New York).
- Congdon, J.D., A.E. Dunham et R.C. van Loben Sels. 1994. Demographics of common Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*): Implications for conservation and management of long-lived organisms, *American Zoologist* 34:397-408.
- Congdon, J.D., et J.W. Gibbons. 1986. Biomass Productivity of Freshwater Turtles Annual Report of Ecological Research at the Savannah River Ecology Laboratory, DOE Report SRO--819-17 (1986), p. 111-114.
- Congdon, J.D., G.L. Breitenbach, R.C. van Loben Sels et D.W. Tinkle. 1987. Reproduction and nesting ecology of Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*) in southeastern Michigan, *Herpetologica* 43(1):39-54.
- Congdon, J.D., J.L. Greene et R.J. Brooks. 2008. Reproductive and nesting ecology of female Snapping Turtles, in *The Biology of the Snapping Turtle*, A.C. Steyermark, M.S. Finkler et R.J. Brooks, Johns Hopkins University Press, Baltimore (Maryland).
- Congdon, J.D., R.D. Nagle, O.M. Kenney, R.C. van Loben Sels, T. Quinter et D.W. Tinkle. 2003. Testing hypotheses of aging in long-lived Painted Turtles (*Chrysemys picta*), *Experimental Gerontology* 38:765-772.
- Cook, F.R. 1984. Introduction to Canadian Amphibians and Reptiles, Musée national des sciences naturelles, Ottawa, 200 p.
- Cook, F.R. Communication personnelle avec R. Brooks, novembre 2008, Conservateur émérite, Musée national du Canada.
- Cringan, A.T. 1958. Waterfowl production project -- Production of waterfowl in the large marshes of Prince Edward County, rapport présenté au ministère des Terres et des Forêts de l'Ontario, 112 p.

- Cunnington, D.C., et R.J. Brooks. 1996. Bet-hedging theory and eigenelasticity: A comparison of the life histories of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) and Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*), *Canadian Journal of Zoology* 74(2):291-296.
- Davidson, K. Comm. pers. 2006. Correspondance par courriel adressée à M. Cameron, avril 2006, biologiste des espèces en voie de disparition, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Sackville (Nouveau-Brunswick).
- de Solla S.R, K.J. Fernie et S. Ashpole 2008. Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*) as bioindicators in Canadian Areas of Concern in the Great Lakes Basin. II, Changes in hatching success and hatchling deformities in relation to persistent organic pollutants, *Environmental Pollution* 153: 529-536
- de Solla, S. Comm. pers. 2007. Correspondance par courriel adressée à M. Cameron, mars 2007, biologiste de la conservation des espèces sauvages, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Burlington (Ontario).
- de Solla, S.R, C.A. Bishop, H. Lickers et K. Jock. 2001. Organochlorine Pesticides, PCBs, Dibenzodioxin, and Furan Concentrations in Common Snapping Turtle Eggs (*Chelydra serpentina serpentina*) in Akwesasne, Mohawk Territory, Ontario, Canada, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 40:410-417.
- de Solla, S.R., C.A. Bishop, G. Van Der Kraak et R.J. Brooks. 1998. Impact of organochlorine contamination on levels of sex hormones and external morphology of common Snapping Turtles (*Chelydra serpentina serpentina*) in Ontario, Canada, *Environmental Health Perspectives* 106(5):253-260.
- Desroches, J.-F., et D. Rodrigue. 2004. Amphibiens et reptiles du Québec et des maritimes, Éditions Michel Quintin, 288 p.
- Didiuk, A. Comm. pers. 2006. Correspondance par courriel adressée à M. Cameron, mai 2006, biologiste des espèces sauvages, Projet d'atlas de l'herpétologie de la Saskatchewan, Saskatoon (Saskatchewan).
- Elderkin, M. Comm. pers. 2006. Correspondance téléphonique avec M. Cameron, avril 2006, biologiste des espèces en péril, ministère des Ressources naturelles de la Nouvelle-Écosse, Kentville (Nouvelle-Écosse).
- Ernst, C.H. 2008. Systematics, taxonomy, and geographic distribution of the Snapping Turtles, Family Chelydridae, in *The Biology of the Snapping Turtle*, A.C. Steyermark, M.S. Finkler et R.J. Brooks, Johns Hopkins University Press Baltimore (Maryland).
- Ernst, C.H., R.W. Barbour et J.E. Lovich. 1994. Turtles of the United States and Canada, Smithsonian Institution Press, Washington D.C., 578 p.
- Espèces sauvages. 2005. Site Web : <http://www.wildspecies.ca/wildspecies2005/index.cfm?lang=f&sec=0&view=0> (consulté par M. Cameron le 23 août 2007).

- Ewert, M.A. 2008. Embryos and incubation period of the Snapping Turtle, *in The Biology of the Snapping Turtle*, A.C. Steyermark, M.S. Finkler et R.J. Brooks, Johns Hopkins University Press Baltimore (Maryland).
- Farmer, R.G. 2007. Factors associated with vertebrate roadkill in southern Ontario parks, thèse de maîtrise inédite, Université de Guelph, 149 p.
- Fenech, A., B. Taylor, R. Hansell et G. Whitelaw. 2001. Major Road Changes in Southern Ontario 1935 -- 1995: Implications for Protected Areas, *in Proceedings of the Fourth International Conference on the Science and Management of Protected Areas*, S. Bondrup-Nielsen, N.W.P. Munro, G. Nelson, J.H.M. Willison, T.B. Herman et P.F.J. Eagles (éd.), Université de Waterloo, Waterloo (Ontario), CANADA, p. 365-383.
- Fraser, D. Comm. pers. 2006. Correspondance par courriel adressée à M. Cameron, mai 2006, spécialiste des espèces en voie de disparition, Biodiversity Branch, Terrestrial Ecosystem Science Section, Ministry of Water, Land and Air Protection, gouvernement de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).
- Frey, S. Comm. pers. 2005. Correspondance par courriel adressée à S. Holt, août 2005, spécialiste des données écosystémiques, Parc national du Canada du Mont-Riding, Parcs Canada.
- Gaffney, E.S. 1984. Historical analysis of theories of chelonian relationships, *Systematic Zoology* 33:283-301.
- Galbraith, D.A. 1991. Studies of mating systems in wood turtles (*Clemmys insculpta*) and Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*) using DNA fingerprinting, mémoire de doctorat, Université Queen's, Kingston (Ontario), CANADA, 182 p.
- Galbraith, D.A. 2008. Population biology and population genetics, *in The Biology of the Snapping Turtle*, A.C. Steyermark, M.S. Finkler et R.J. Brooks, The Johns Hopkins University Press, Baltimore (Maryland).
- Galbraith, D.A., C.A. Bishop, R.J. Brooks, W.L. Simser et K.P. Lampman. 1988. Factors affecting the density of populations of common Snapping Turtles (*Chelydra serpentina serpentina*), *Canadian Journal of Zoology* 66:1233-1240.
- Galbraith, D.A., et R.J. Brooks. 1987a. Survivorship of adult females in a northern population of common Snapping Turtles, *Chelydra serpentina*, *Canadian Journal of Zoology* 65:1581-1586.
- Galbraith, D.A., et R.J. Brooks. 1987b. Addition of annual growth lines in adult Snapping Turtles *Chelydra serpentina*, *Journal of Herpetology* 21(4):359-363.
- Galbraith, D.A., M.W. Chandler et R.J. Brooks. 1987. The fine structure of home ranges of male *Chelydra serpentina*: are Snapping Turtles territorial? *Canadian Journal of Zoology* 65:2623-2629.

- Galbraith, D.A., R.J. Brooks et G.P. Brown. 1997. Can management intervention achieve sustainable exploitation of turtles?, *in Proceedings: Conservation, Restoration and Management of Tortoises and Turtles -- an International Conference*, revu par J. Van Abbema, New York Turtle and Tortoise Society, New York, p. 186-194.
- Galbraith, D.A., R.J. Brooks et M.E. Obbard. 1989. The influence of growth rate on age and body size at maturity in female Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*), *Copeia* 1989(4):896-904.
- Galois, P., et M. Ouellet. 2007. Traumatic injuries in eastern spiny softshell turtles (*Apalone spinifera*) due to recreational activities in the northern Lake Champlain basin, *Chelonian Conservation and Biology* 6:288-293.
- Gamble, T., et A.M. Simons. 2004. Comparison of harvested and nonharvested painted turtle populations, *Wildlife Society Bulletin* 32:1269-1277.
- Gibbs, J.P., et D.A. Steen. 2005. Trends in sex ratios of turtles in the United States: implications of road mortality, *Conservation Biology* 19:552-556.
- Gibbs, J.P., et W.G. Shriver. 2002. Estimating the effects of road mortality on turtle populations, *Conservation Biology* 16:1647-1652.
- Giguère, S. Comm. pers. 2005. Correspondance par courriel adressée à S. Holt, août 2005, biologiste, Environnement Canada, Sainte-Foy (Québec).
- Gilhen, J. 1984. Reptiles et amphibiens de la Nouvelle-Écosse, Musée de la Nouvelle-Écosse, Halifax (Nouvelle-Écosse).
- Gilhen, J. Comm. pers. 2006. Correspondance par courriel adressée à M. Cameron, avril 2006, conservateur émérite, Nova Scotia Museum of Natural History, Halifax (Nouvelle-Écosse).
- Gillingwater, S. Comm. pers. 2007. Correspondance par courriel adressée à R. Brooks, juillet 2007, août 2008.
- Gillingwater, S.D., 2001. A selective herpetofaunal survey, inventory and biological research study of Rondeau Provincial Park, rapport inédit pour le parc provincial Rondeau.
- Green, D.M. 2003. Herpetofaunal provinces of Canada, manuscrit inédit, 5 p.
- Gregory, P. 2008. Correspondance par courriel adressée à R. Brooks, octobre 2008.
- Harding, J.H. 1997. Amphibians and Reptiles of the Great Lakes Region, The University of Michigan Press, Ann Arbor (Michigan), xvi + 378 p.
- Haxton, T. 2000. Road mortality of Snapping Turtles, *Chelydra serpentina*, in central Ontario during their nesting period, *Canadian Field-Naturalist* 114:106-110.
- Hebert, C.E., V. Glooschenko, G.D. Hafner et R. Lazar. 1993. Organic contaminants in Snapping Turtle (*Chelydra serpentina*) populations from southern Ontario, Canada, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 24:35-43.
- Hecnar, S. 2008. Correspondance par courriel adressée à R. Brooks, octobre 2008.

- Heppell, S.S., 1998. Application of life-history theory and population model analysis to turtle conservation, *Copeia* 1998:367-375.
- Herpdigest 2008. Herpdigest, 8:44, octobre 2008.
- Holt, S.M. 2000. Development and evaluation of a model for turtle embryonic growth, thèse de maîtrise ès sciences, Université de Guelph, Guelph (Ontario).
- Hurlburt, D., S. Mockford et T.B. Herman. 1997. Grafton Watershed Ecological Restoration. Monitoring Project Final Report (Phase III) – Reptiles, Kejimikujik National Park, Maitland Bridge (Nouvelle-Écosse), 18 p.
- IUCN 2007. 2007 *IUCN Red List of Threatened Species*. <www.iucnredlist.org>, téléchargée le 15 septembre 2008.
- Iverson, J.B. 1982. Biomass in turtle populations: a neglected subject, *Oecologia* 55:69-76
- Iverson, J.B. 1992. A Revised Checklist with Distribution Maps of the Turtles of the World, John B. Iverson, Richmond (Indiana), 363 p.
- Jutras, J. Comm. pers. 2006. Correspondance par courriel adressée à M. Cameron, avril 2006, biologiste, Coordonnateur herpétofaune, chiroptères et micromammifères, Secteur Faune, Direction du Développement de la faune, gouvernement du Québec (Québec).
- Keith, J. Comm. pers. 2006. Correspondance par courriel adressée à M. Cameron, avril 2006, biologiste, Centre de données sur la conservation de la Saskatchewan, ministère de l'Environnement de la Saskatchewan, Regina (Saskatchewan).
- Kiviat, E. 1980. A Hudson River tidemarsch Snapping Turtle population, *Transactions of the Northeast Section of the Wildlife Society* 37:158-168.
- Klemens, M.W. 2000. From information to action: developing more effective strategies to conserve turtles, *in Turtle Conservation*, M.W. Klemens (éd.), Smithsonian Institution Press (État de Washington), p. 239-258.
- Klemens, M.W., et J.B. Thorbjarnarson. 1995. Reptiles as a food resource, *Biodiversity and Conservation* 4:291-298.
- Knight, T.W., J.A. Layfield et R.J. Brooks. 1990. Nutritional status and mean selected temperature of hatchling Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*): Is there a thermophilic response to feeding? *Copeia* 1990(4):1067-1072.
- Lagler, K.F. 1940. A Turtle Loss? *American Wildlife* 29(1):41-44.
- Litzgus, J. Comm. pers. 2007. Correspondance par courriel adressée à M. Cameron, avril 2007.
- Livaitis, J.A., et J.P. Tash. 2008. An approach toward understanding wildlife-vehicle collisions, *Environmental Management*, 2008;
- Mahmood, I.Y., et A.A. Alkindi. 2008. Reproductive physiology of the Snapping Turtle, *in The Biology of the Snapping Turtle*, A.C. Steyermark, M.S. Finkler et R.J. Brooks, The Johns Hopkins University Press, Baltimore (Maryland).

- McAlpine, D.F., et G. Godin. 1986. New records of Snapping Turtles, *Chelydra serpentina*, and painted turtles, *Chrysemys picta*, from New Brunswick, *Canadian Field-Naturalist* 100(1):63-68.
- Miller, V. 2007. Communication personnelle avec R. Brooks, novembre 2007, agent d'application de la loi, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.
- Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. 2007. Hunting Regulations, document en direct obtenu de l'adresse suivante : http://publicdocs.mnr.gov.on.ca/View.asp?Document_ID=10735&Attachment_ID=20632 (consulté en ligne le 1^{er} septembre 2007, en anglais)
- Moll, D., et J.B. Iverson. 2008. Geographic variation in life-history traits, in *The Biology of the Snapping Turtle*, A.C. Steyermark, M.S. Finkler et R.J. Brooks, The Johns Hopkins University Press, Baltimore (Maryland).
- Mooi, R.D. Comm. pers. 2005. Correspondance par courriel adressée à S. Holt, août 2005, conservation de zoologie, Musée de Manitoba, Winnipeg (Manitoba).
- Mosimann, J.E., et J.R. Bider. 1960. Variation, sexual dimorphism, and maturity in a Quebec population of the common Snapping Turtle, *Chelydra serpentina*, *Canadian Journal of Zoology* 95:350-352.
- NatureServe. 2006. Site Web : www.natureserve.org (consulté par M. Cameron en mai 2006).
- Nordstrom, W. Comm. pers. 2006. Correspondance par courriel adressée à M. Cameron, mai 2006, biologiste, Division des Parcs et des Aires protégées, Gouvernement de l'Alberta, Edmonton (Alberta).
- Norris-Elye, L.T.S. 1949. The common Snapping Turtle (*Chelydra serpentina*) in Manitoba, *The Canadian Field-Naturalist* 63:145-147.
- Obbard, M.E. 1983. Population ecology of the common Snapping Turtle, *Chelydra serpentina*, in north-central Ontario, mémoire de doctorat, Université de Guelph, Guelph (Ontario), CANADA, 184 p.
- Obbard, M.E., et R.J. Brooks. 1979. Factors affecting basking in a northern population of the common Snapping Turtle, *Chelydra serpentina*, *Canadian Journal of Zoology* 57(2):435-440.
- Obbard, M.E., et R.J. Brooks. 1980. Nesting migrations of the Snapping Turtle (*Chelydra serpentina*), *Herpetologica* 36(2):158-162.
- Obbard, M.E., et R.J. Brooks. 1981a. A radio-telemetry and mark-recapture study of activity in the common Snapping Turtle, *Chelydra serpentina*, *Copeia* 1981(3):630-637.
- Obbard, M.E., et R.J. Brooks. 1981b. Fate of overwintered clutches of the common Snapping Turtle (*Chelydra serpentina*) in Algonquin Park, Ontario, *The Canadian Field-Naturalist* 95:350-352.

- Obbard, M.E., et J. Brooks. 1987. Prediction of the onset of the annual nesting season of the common Snapping Turtle, *Chelydra serpentina*, *Herpetologica* 43(3):324-328.
- Oickle, D. 1997. An assessment of predation on turtle nests in relation to the spatial ecology of raccoons (*Procyon lotor*) in Kejimikujik National Park, Nova Scotia, thèse de baccalauréat spécialisé en sciences, Université Acadia, 49 p.
- Oldham, M. Comm. pers. 2007. Correspondance par courriel adressée à l'auteur, juillet 2007.
- Ontario Herpetofaunal Summary (OHS). 2005. Natural Heritage Information Centre (NHIC) information database for sightings of the Snapping Turtle, courtoisie de Mike Oldham, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.
- Pell, S.M. 1941. Notes on the habits of the common Snapping Turtle, *Chelydra serpentina* (Linn.), in central New York, mémoire de maîtrise ès sciences, Université Cornell, Ithaca (État de New York), ÉTATS-UNIS, 85 p.
- Pettit, K.E., C.A. Bishop et R.J. Brooks. 1995. Home range and movements of the common Snapping Turtle, *Chelydra serpentina serpentina*, in a coastal wetland of Hamilton Harbour, Lake Ontario, Canada, *Canadian Field-Naturalist* 109(2):192-200.
- Phillips, C.A., W.W. Dimmick et J.L. Carr. 1996. Conservation genetics of the common Snapping Turtle (*Chelydra serpentina*), *Conservation Biology* 10(2):397-405.
- Phillips, J., et D. Murray. 2005. Raccoon (*Procyon lotor*) population demographics in Point Pelee National Park and implications for the management of turtle species at risk, rapport affecté par contrat pour Parcs Canada.
- Powell, L. Comm. pers. 2006. Correspondance par courriel et télécopieur adressée à M. Cameron, mai 2006, biologiste et attaché de recherches, Université de Calgary, Calgary (Alberta).
- Preston, W.B. 1982. The Amphibians and Reptiles of Manitoba, Manitoba Museum of Man and Nature, Winnipeg (Manitoba), 128 p.
- Ramsey, L. Comm. pers. 2006. Correspondance par courriel adressée à M. Cameron, mai 2006, Centre de données sur la conservation de la Colombie-Britannique (Colombie-Britannique).
- Réseau canadien de conservation des amphibiens et des reptiles. 2006. Site Web : www.carcnet.ca (consulté par M. Cameron en mars 2007).
- Ressources naturelles Canada. 2004. Terres humides, site Web : http://atlas.nrcan.gc.ca/site/francais/survey/index.html/document_view?entry_point=http://atlas.nrcan.gc.ca/site/english/learningresources/theme_modules/wetlands/index.html (consulté par S. Holt le 9 août 2005).
- Roberts, W. Comm. pers. 2006. Correspondance par courriel adressée à M. Cameron, mai 2006, professeur de zoologie, Université de l'Alberta, Edmonton (Alberta).

- Roff, D. 2002. Life History Evolution, Sinauer Associates Inc., Sunderland (Massachusetts).
- Rosatte, R. 2000. Management of raccoons (*Procyon lotor*) in Ontario, Canada: do human intervention and disease have significant impact on raccoon populations, *Mammalia* 64(4):369-390.
- Rowe, C.L., 2008. "The calamity of so long life": life histories, contaminants, and potential emerging threats to long-lived vertebrates, *BioScience* 58:623-631.
- Russell, A.P., et A.M. Bauer. 2000. The Amphibians and Reptiles of Alberta, University of Calgary Press, Calgary (Ontario), xii + 279 p.
- Scheuhammer A.M., S.L. Money, D.A. Kirk et G. Donaldson. 2003. Les pesées et les turluttes de plomb au Canada : Examen de leur utilisation et de leurs effets toxiques sur les espèces sauvages, publication hors série n° 108, Service canadien de la faune, Ottawa.
- Schlaepfer, M.A., C. Hoover et C.K.D. Jr. 2005. Challenges in evaluating the impact of the trade in amphibians and reptiles on wild populations, *BioScience* 55:256-264.
- Schuett, G.W., et R.E. Gatten. 1980. Thermal preference in Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*), *Copeia* 1:149-152.
- Scott, F.W. 2002. Nova Scotia Herpetofauna Atlas Database, Université Acadia, Wolfville (Nouvelle-Écosse), 8856 fiches.
- Secoy, D. Comm. pers. 2006. Correspondance par courriel adressée à M. Cameron, avril 2006, professeur émérite de zoologie, Université de la Saskatchewan, Saskatoon (Saskatchewan).
- Shaffer, H.B., D.E. Starkey et M.K. Fujita. 2008. Molecular insights into the systematics of the Snapping Turtles, *Chelydra serpentina*, in *The Biology of the Snapping Turtle*, A.C. Steyermark, M.S. Finkler et R.J. Brooks, The Johns Hopkins University Press, Baltimore (Maryland).
- Shallow, M. 1998. Turtle nest predation and predator foraging patterns in Kejimikujik National Park, Nova Scotia, thèse de baccalauréat spécialisé en sciences, Université Acadia, 58 p.
- Stearns, S.C. 1992. The Evolution of Life Histories, Oxford University Press, Oxford, ROYAUME-UNI.
- Steen, D.A., et J.P. Gibbs. 2004. Effects of roads on the structure of freshwater turtle populations, *Conservation Biology* 18:1143-1148.
- Steen, D.A., M.J. Aresco, S.G. Beilke, B.W. Compton, E.P. Condon, C.K. Dodd Jr, H. Forrester, J.W. Gibbons, J.L. Greene, G. Johnson, T.A. Langen, M.J. Oldham, D.N. Oxier, R.A. Saumure, F.W. Schueler, J.M. Sleeman, L.L. Smith, J.K. Tucker et J.P. Gibbs. 2006. Relative vulnerability of female turtles to road mortality, *Animal Conservation* 9:269-273.
- Steyermark, A.C., M.S. Finkler et R.J. Brooks (éd.). 2008. *The Biology of the Snapping Turtle*, Johns Hopkins University Press, Baltimore (Maryland).

- Theysmeyer, T. Comm. pers. 2007. Correspondance par courriel adressée à M. Cameron, mars 2007, écologiste aquatique, Jardins botaniques royaux, Hamilton (Ontario).
- Tims, J., et N. Craig. 1995. Environmentally significant areas in New Brunswick (NBESA), 1st Ed., ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick et Nature Trust of New Brunswick Inc.
- Trombulak, S.C., et C.A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities, *Conservation Biology* 14:18-30.
- Weller, W.F., et M.J. Oldham (éd). 1988. Ontario Herpetofaunal Summary 1986, *Ontario Field Herpetologists*, 221 p.
- White, J.B., et G.G. Murphy. 1973. The reproductive cycle and sexual dimorphism of the common Snapping Turtle, *Chelydra serpentina serpentina*, *Herpetologica* 29:240-246.
- Whynot, D. 1996. Spatial dynamics and morphology of the Common Snapping Turtle, *Chelydra serpentina*, in Grafton Lake, Kejimikujik National Park, Nova Scotia, thèse de baccalauréat spécialisé en sciences, Université Acadia.
- Wilhoft, D.C., E. Hotaling et P. Franks. 1983. Effects of temperature on sex determination in embryos of the Snapping Turtle, *Chelydra serpentina*, *Journal of Herpetology* 17(1):38-42.
- Wilhoft, D.C., M.G. Del Baglivo et M.D. Del Baglivo. 1979. Observations on mammalian predation of Snapping Turtle nests (*Reptilia*, *Testudines*, *Chelydridae*), *Journal of Herpetology* 13(4):435-438.
- Wilson, R. Comm. pers. 2006. Correspondance par courriel adressée à M. Cameron, avril 2006, chef, Programme de planification du système de parc, gouvernement du Manitoba.
- Yntema, C.L. 1976. Effects of incubation temperatures on sexual differentiation in the turtle, *Chelydra serpentina*, *Journal of Morphology* 150:453-462.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DE LA RÉDACTRICE DU RAPPORT

Melissa Cameron est engagée dans la conservation des reptiles du Canada depuis 2001, lorsqu'elle a commencé à travailler avec Ron Brooks, à l'Université de Guelph. Elle possède un baccalauréat en écologie, une maîtrise en zoologie et une maîtrise en architecture paysagère de l'Université de Guelph. M^{me} Cameron est actuellement stagiaire en architecture paysagère chez Stantec Consulting Ltd. Elle compte utiliser ses compétences de biologiste et de conceptrice pour influencer sur la planification de l'aménagement du territoire au prof