

Évaluation de l'incidence des routes
sur les populations de tortues
en Outaouais, au Québec



ENVIRONNEMENT



ÉTUDES ET RECHERCHES
EN TRANSPORT

**Évaluation de l'incidence des routes
sur les populations de tortues
en Outaouais, au Québec**

ENVIRONNEMENT

**Jean-François Desroches
Isabelle Picard**

ÉTUDES ET RECHERCHES
EN TRANSPORT

**ÉVALUATION DE L'INCIDENCE DES ROUTES
SUR LES POPULATIONS DE TORTUES
EN OUTAOUAIS, AU QUÉBEC**

Jean-François Desroches
Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent

Et

Isabelle Picard
Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent

Réalisée pour le ministère des Transports du Québec

Juin 2007

La présente étude a été réalisée à la demande du ministère des Transports du Québec et a été financée par la Direction de la recherche et de l'environnement.

Les opinions exprimées dans le présent rapport n'engagent que la responsabilité de leurs auteurs et ne reflètent pas nécessairement les positions du ministère des Transports du Québec.

Dépôt légal
Bibliothèque nationale du Québec, 2007
ISBN 978-2-550-50072-8 (version imprimée)
ISBN 978-2-550-50073-5 (pdf)

Titre et sous-titre du rapport Évaluation de l'incidence des routes sur les populations de tortues en Outaouais, au Québec		N° du rapport Transports Québec RTQ-07-02	
		Date de publication du rapport (Année – Mois) 2007-06	
Titre du projet de recherche Impact de la présence des routes sur les populations de tortues		N° du contrat (RRDD-AA-CCXX) 2520-03-RG01	N° de projet ou dossier R536.1
Responsable de recherche Jean-François Desroches		Date du début de la recherche 2003-02	Date de fin de la recherche 2006-09
Auteur(s) du rapport Jean-François Desroches et Isabelle Picard			
Chargé de projet, direction Richard Laparé, Direction Laval-Milles-Iles		Coût total de l'étude 85 000 \$	
Étude ou recherche réalisée par (nom et adresse de l'organisme) Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent 21125, chemin Sainte-Marie Sainte-Anne-de-Bellevue (Québec) H9X3Y7		Étude ou recherche financée par (nom et adresse de l'organisme) <i>Préciser DRE ou autre direction du MTQ</i> Direction recherche et environnement Ministère des Transports 930, chemin Sainte-Foy, 6 ^e étage Québec (Québec) G1S 4X9	
Problématique Les tortues représentent un groupe d'espèces peu répandues au Québec et à la limite nord de son aire de répartition. Six des huit espèces présentes sont en situation précaire et le phénomène est préoccupant pour les responsables fédéraux et provinciaux de la protection des espèces en péril. Or, les tortues sont particulièrement victimes de morts aux abords des routes car elles se déplacent lentement et les femelles choisissent souvent les accotements afin d'y pondre leurs oeufs. Compte tenu qu'elles atteignent la maturité sexuelle à un âge avancé et que leur taux de reproduction est faible, les populations sont vulnérables à une mortalité accrue. En outre, peu d'études ont été réalisées sur leur survie au Québec.			
Objectifs Le projet vise à évaluer l'impact des routes sur ces animaux. Des relevés seront faits sur la mortalité due aux collisions, le succès d'éclosion des couvées dans les accotements au regard de la prédation et des facteurs anthropiques et l'évaluation de la variabilité génétique. Ces données seront analysées en fonction de la densité des populations étudiées et de la biologie de chacune des espèces.			
Méthodologie Pour les besoins de la recherche, une dizaine d'habitats reconnus pour leur présence de tortues seront retenus pour cette étude. L'évaluation des populations sera faite par « marquage-recapture » et un prélèvement de peau servira à l'analyse génétique. Chaque tortue capturée sera marquée et des données relatives à l'état des animaux ainsi qu'aux nids seront notées et compilées (GPS, date, conditions météorologiques, espèce, sexe, mensurations, anomalies, granulométrie, etc.). Des routes retenues pour leur proximité à des étangs seront parcourues sur une base régulière pendant la période de ponte afin d'évaluer le nombre et la localisation des collisions pour compiler des données statistiques. Une dizaine de techniciens et de biologistes seront mis à contribution.			
Résultats et recommandations De façon globale, la mortalité routière n'est pas préjudiciable aux populations de tortues, sauf dans certains secteurs où des concentrations de tortues ou des espèces plus rares ont été recensées. Les nids situés en bordure des routes connaissent un taux de survie comparable à ceux qui en sont éloignés. La grande concentration des nids est une des variables qui expliquerait le taux de survie. Des aménagements comme l'installation de panneaux de traverse, d'îlots de ponte ou de ponceaux permettraient dans certaines conditions, de diminuer l'impact des routes. La sensibilisation du public à la problématique de la conservation des tortues et la protection des habitats sont toutefois les actions les plus importantes à entreprendre à grande échelle.			
Mots-clés Tortues, routes, Outaouais	Nombre de pages 135 pages	Nombre de références bibliographiques 278	Langue du document <input checked="" type="checkbox"/> Français <input type="checkbox"/> Anglais Autre (spécifier) :

Remerciements

Nous tenons tout d'abord à remercier M. Richard Laparé, biologiste à la Direction de l'ouest du Québec du ministère des Transports du Québec, pour avoir permis la réalisation de cette étude et pour son aide tout au long du projet. Nous remercions également le ministère des Transports du Québec, qui a financé l'étude.

Nos remerciements s'adressent aussi à la Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent, et plus particulièrement à MM. David Rodrigue et J. Roger Bider, qui ont contribué à la réalisation de cette étude en soutenant le projet et en tenant les rencontres préparatoires. Lors des rencontres, M. Daniel St-Hilaire, technicien de la faune à la Direction régionale de l'Outaouais du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec et M. Raymond A. Saumure, biologiste consultant spécialisé dans l'étude des tortues, ont apporté des conseils judicieux quant au choix des sites à étudier et des méthodes à utiliser. Nous remercions aussi le parc national de Plaisance, notamment M. Jean-François Houle, biologiste, de nous avoir donné accès au parc pour l'étude et pour l'hébergement de plusieurs techniciens et techniciennes. Merci également à M. Paul Baby, ingénieur à la Direction de l'Outaouais du ministère des Transports du Québec, de nous avoir permis d'obtenir les données au sujet du trafic sur les routes à l'étude. Nous désirons exprimer aussi notre reconnaissance à Etienne Lord, biologiste, pour son aide à la programmation et à la prise de données avec les capteurs de température. Finalement, nous remercions aussi le Cégep de Sherbrooke pour le prêt de matériel.

Cette étude n'aurait pu être réalisée sans le travail passionné d'une équipe de techniciennes et techniciens dévoués. Nous les remercions tous et toutes pour l'excellent travail accompli :

Josiane Bergeron
Alain Gagnon
Louis-Philippe Gagnon
Meggy Hervieux
Benoît Lafleur
Steve McLaughlin
Sylvie Moisan
Mathieu Ouellette
Andréa Prévost
Michel Rhéaume
Benoît Rivard
Guillaume Sérafini

Finalement, nous voulons témoigner notre gratitude tout particulièrement aux propriétaires qui ont gentiment accepté que nous accédions à leur terrain pour la réalisation de l'étude. La réussite de ce projet n'aurait pu être possible sans leur collaboration.

Sommaire

En 2004, la Direction de la recherche du ministère des Transports du Québec (MTQ) a commandé une étude visant à évaluer l'incidence des routes sur les populations de tortues au Québec. Le MTQ a fait cette demande à la suite de l'observation, depuis plusieurs années, de tortues mortes sur les routes et de nids de tortues saccagés trouvés en bordure de celles-ci. De plus, lorsqu'il effectue des travaux de construction ou d'entretien d'infrastructures, le MTQ est assujéti aux lois relatives à l'environnement et à celles portant sur les espèces en péril, menacées ou vulnérables. Six des huit espèces de tortues du Québec sont considérées rares ou en situation précaire. L'aire d'étude choisie est l'Outaouais, car c'est la région du Québec qui abrite le plus de tortues. Nous avons divisé l'étude en trois volets : 1) la mortalité des tortues sur les routes; 2) la taille et les caractéristiques des populations de tortues en bordure des routes; 3) la nidification des tortues en bordure des routes et dans les milieux éloignés. La quatrième partie du rapport présente des recommandations sur les actions à entreprendre et les aménagements à réaliser.

On évalue qu'environ 200 tortues meurent chaque année sur les routes étudiées, dont 95 % sont des espèces communes : la Tortue peinte et la Tortue serpentine. La majorité des tortues tuées sont des femelles adultes, sauf en ce qui concerne la Tortue serpentine, dont près de la moitié des victimes sont des individus immatures. La plupart des tortues mortes se trouvaient à moins de 300 mètres d'un habitat aquatique, et nous n'avons pu établir aucune relation entre la mortalité routière et le débit de la circulation. Toutefois, nous pouvons dégager une corrélation entre le nombre de camions et le nombre de Tortues serpentes mortes. La proportion de tortues mortes est de 0,15 tortue/km/année. Ce taux est peu élevé compte tenu du nombre important de populations et du nombre généralement élevé d'individus dans celles-ci. Une attention doit cependant être portée à certains secteurs problématiques, où la densité de tortues tuées est élevée et où des espèces rares figurent parmi les victimes. La Tortue mouchetée est l'espèce la plus vulnérable à la mortalité routière.

Nous avons étudié les populations de cinq étangs sélectionnés en bordure des routes. Les étangs choisis sont petits et isolés. On y retrouve donc les populations les plus vulnérables à la mortalité routière sur l'aire d'étude. Les populations de Tortues peintes sont généralement assez importantes pour supporter la mortalité routière actuelle. La Tortue serpentine est présente en plus petit nombre, mais nous n'avons trouvé aucun adulte mort sur les routes adjacentes aux étangs étudiés en 2003-2004. Par contre, nous avons recensé quelques Tortues mouchetées mortes. Leurs populations étant très restreintes, nous pouvons en conclure que cette espèce risque de diminuer ou qu'elle est déjà en déclin dans les étangs étudiés. L'arrivée d'immigrants contrebalance en partie la mortalité dans certains étangs. Le sex ratio des adultes dans les populations n'est pas significativement différent de 1 :1, même si la majorité

des victimes sont des femelles. Nous pouvons donc penser que la route a généralement peu d'effet sur le rapport des sexes.

Nous avons étudié des sites de ponte situés dans deux habitats différents : certains se trouvaient en bordure des routes et d'autres en étaient éloignés. Les résultats révèlent que la température du substrat et le taux de survie des nids ne diffèrent pas selon l'habitat. La proximité ou non des routes aurait donc peu d'effet sur les nids. L'emplacement du site de ponte et le regroupement des nids sont les seules variables expliquant les différences obtenues.

De façon globale, les routes ont peu d'incidence sur les populations de tortues de l'Outaouais, mais des problèmes locaux (densité élevée de mortalité, espèces rares) sont à considérer. Certains sites pourraient être aménagés si nécessaire. La sensibilisation du public et la protection des habitats sont les actions les plus importantes à entreprendre à grande échelle.

TABLE DES MATIÈRES

Introduction.....	15
Aire d'étude	17
Chapitre 1 : Mortalité des tortues sur les routes de l'Outaouais.....	19
1.1 Mise en situation.....	19
1.2 Méthodologie	21
1.3 Résultats et discussion	22
1.3.1 Caractéristiques des tortues tuées sur les routes	22
1.3.2 Localisation des tortues tuées sur les routes	28
1.3.3 Relation entre les tortues tuées sur les routes et l'habitat.....	32
1.3.4 Relation entre les tortues tuées sur les routes et le trafic routier	36
1.3.5 Autres variables	38
1.4 Conclusion	40
Chapitre 2 : Taille et caractéristiques des populations de tortues en bordure des routes.....	43
2.1 Mise en situation.....	43
2.2 Méthodologie	44
2.3 Résultats et discussion	48
2.3.1 Taille et caractéristiques des populations de tortues étudiées.....	48
2.3.2 Relation entre la taille et le sex ratio des populations de tortues et la mortalité sur les routes adjacentes.....	56
2.4 Conclusion	60
Chapitre 3 : Nidification des tortues en bordure des routes et dans les milieux éloignés	63
3.1 Mise en situation.....	63
3.2 Méthodologie	65
3.3 Résultats et discussion	71
3.3.1 Température du substrat.....	71
3.3.2 Taux de prédation des nids.....	79
3.3.3 Succès d'éclosion des nids	84
3.3.4 Compaction du sol	85
3.4 Conclusion	87
Chapitre 4 : Recommandations.....	89
4.1 Suivi des populations de tortues.....	89
4.2 Protection des habitats	89
4.2.1 Superficie	90
4.2.2 Corridors de dispersion	91
4.2.3 Viabilité des populations	91
4.3 Modification des caractéristiques des routes.....	91
4.4 Entretien des accotements	92
4.5 Passages pour tortues	93
4.6 Protection des nids	96

4.7 Aménagement de sites de pont alternatif.....	98
4.8 Panneaux de signalisation.....	100
4.9 Sensibilisation du public	100
Conclusion générale.....	103
Bibliographie.....	105
Annexe I	129
Annexe II	131
Annexe III	133

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Nombre et pourcentage de tortues écrasées durant la période de ponte sur les routes de l'Outaouais en 2003 et 2004 selon leurs caractéristiques (espèce, stade, sexe).....	24
Tableau 2 Nombre et pourcentage de tortues écrasées trouvées en dehors de la période de ponte sur les routes de l'Outaouais en 2003 et 2004 selon leurs caractéristiques.....	27
Tableau 3 Nombre de tortues écrasées recensées sur chacune des routes inventoriées en 2003 et 2004.....	30
Tableau 4 Secteurs des routes inventoriées où la proportion de tortues écrasées est de 0,5 tortue/km/année ou plus.....	31
Tableau 5 Pour chacune des espèces, proportion des tortues écrasées retrouvées à différentes distances d'un habitat aquatique, sur les routes de l'Outaouais en 2003-2004.....	34
Tableau 6 Pourcentage de classification correcte de la présence et de l'absence de tortues mortes selon l'équation de l'analyse discriminante.....	38
Tableau 7 Caractéristiques des étangs sélectionnés pour l'étude des populations de tortues en Outaouais en 2004.....	45
Tableau 8 Nombre de tortues capturées (excluant les recaptures) dans chaque étang étudié en Outaouais en 2004, selon l'espèce, le sexe et le stade.....	48
Tableau 9 Nombre de tortues <u>adultes</u> marquées et recapturées selon les espèces et les populations, dans les étangs étudiés en Outaouais en 2004.....	49
Tableau 10 Nombre de captures (incluant les recaptures) de tortues adultes par sexe et par espèce, selon les différentes méthodes utilisées dans les étangs étudiés en Outaouais en 2004.....	50
Tableau 11 Taille estimée et densité des populations de Tortues peintes adultes, et nombre d'adultes des autres espèces, à chacun des sites étudiés en Outaouais en 2004.....	51
Tableau 12 Sex ratio absolu des populations de tortues adultes dans les étangs étudiés en Outaouais en 2004.....	55

Tableau 13 Nombre et caractéristiques des tortues mortes recensées en 2003-2004 sur les routes adjacentes aux étangs sélectionnés pour l'évaluation des populations.....	56
Tableau 14 Caractéristiques des sites de ponte de tortues étudiés en Outaouais en 2004.....	66
Tableau 15 Résultats du suivi des nids selon les sites, pour les nids dont la femelle a été observée en train de pondre.....	80
Tableau 16 Nids de tortues trouvés après la période de ponte selon les sites, l'habitat et leur statut.....	81
Tableau 17 Taux de prédation et taux de survie des nids de tortues suivis en 2004 en Outaouais, selon le type d'habitat.....	82
Tableau 18 Intervalle de temps entre la ponte et la prédation des nids de tortues suivis en Outaouais en 2004.....	83
Tableau 19 Taux de prédation des nids de tortues selon la taille des regroupements.....	84

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Localisation de l'aire d'étude.....	18
Figure 2 Localisation des routes à l'étude et des tortues mortes sur les routes de l'Outaouais en 2003-2004.....	23
Figure 3 Nombre de tortues écrasées sur les routes en fonction de la distance de l'habitat aquatique le plus proche.....	33
Figure 4 Températures moyennes dans les nids de tortues selon l'heure de la journée.....	72
Figure 5 Températures journalières moyennes dans les nids de tortues selon la date.....	73
Figure 6 Panneau avertissant de la présence de tortues.....	100

LISTE DES PHOTOS

Photo 1 Tortue serpentine écrasée sur la route 148 à Thurso.....	20
Photo 2 Prise de données sur un spécimen de tortue morte.....	22
Photo 3 Espèces de tortues mortes recensées sur les routes de l'Outaouais en 2003-2004.....	26
Photo 4 Tortue serpentine morte sur l'accotement de la route 148, secteur est.....	29
Photo 5 Tortue serpentine femelle ayant été heurtée sur la route 366.....	37
Photo 6 Techniques utilisées pour capturer les tortues aux sites de capture- marquage-recapture en Outaouais en 2004.....	46
Photo 7 Marquage d'une tortue par encoches des écailles marginales à l'aide d'une lime.....	47
Photo 8 Marquage avec de la peinture et un ruban sur la dossière des tortues.....	47
Photo 9 L'étang du site 5, en bordure de la route 148.....	53
Photo 10 Tortue serpentine creusant son nid au bord de la route.....	63
Photo 11 Tortue sur son nid, avec clou et ruban numéroté posés à côté.....	67
Photo 12 Catégories d'habitats de ponte des tortues.....	68
Photo 13 Nid de de tortues détruit.....	80
Photo 14 Nid de tortue dont les œufs ont éclos.....	85
Photo 15 Compaction du sol sur l'accotement d'une route où pondent des tortues.....	86
Photo 16 Jeunes tortues mortes écrasées dans leur nid.....	86
Photo 17 Exemple de ponceau mal adapté pour les déplacements terrestres des tortues.....	94
Photo 18 Grillage de plastique placé au-dessus d'un nid de tortue pour le protéger des prédateurs.....	97
Photo 19 Parcelle de sable aménagée pour la ponte des tortues.....	99

Photo 20 Îlot aménagé par le MTQ pour la ponte des tortues, en
Outaouais.....99

INTRODUCTION

Les tortues sont des animaux en situation précaire au Québec, s'y retrouvant à la limite nordique de leur distribution. Les conditions de survie y sont difficiles compte tenu des grandes fluctuations de température (Cook 1984). Le climat rigoureux du Québec et les étés relativement courts, constituent une barrière importante à la survie de ces animaux ectothermes. Le climat extrême rend aussi les conditions d'hibernation difficiles (Taylor et Nol 1989; Brown *et al.* 1994). De plus, le faible nombre de degrés-jours limite la période propice à l'incubation des œufs. La température trop fraîche est un facteur limitant important dans la répartition nordique des tortues. En effet, elle nuit au développement des embryons et, par conséquent, à l'éclosion des œufs; elle tue les jeunes dans le nid ou diminue leur performance (St. Clair et Gregory 1990; Brooks *et al.* 1991b; Bobyn et Brooks 1994; Brown *et al.* 1994; Cunnington et Brooks 1996; Standing *et al.* 1999; 2000).

Dans leur limite nordique, les tortues ne produisent généralement qu'une seule ponte par année, et plusieurs femelles ne pondent pas chaque année (Gemmell 1970; Tinkle *et al.* 1981; Congdon *et al.* 1983; MacCulloch et Secoy 1983; Christens et Bider 1986; Congdon *et al.* 1987; Standing *et al.* 1999; 2000). La température plus froide retarde également la croissance des tortues (Galbraith *et al.* 1989) ainsi que leur maturité sexuelle (Tinkle 1961; Galbraith *et al.* 1989; Brooks *et al.* 1991b). Tous ces facteurs influencent négativement le taux de survie, car chaque année représente un risque de mortalité. Il en résulte des populations plus vulnérables aux perturbations.

Parmi les huit espèces de tortues d'eau douce présentes au Québec, six figurent sur la liste des vertébrés qui sont susceptibles d'être désignés menacés ou vulnérables ou qui sont ainsi désignés (FAPAQ 2005). La Tortue-molle à épines (*Apalone spinifera*) y est désignée menacée (Gazette officielle du Québec 1999), la Tortue des bois (*Glyptemys insculpta*) et la Tortue géographique (*Graptemys geographica*) y sont désignées vulnérables (Gazette officielle du Québec 2005) et la Tortue mouchetée (*Emydoidea blandingii*), de même que la Tortue musquée (*Sternotherus odoratus*), obtiendront sous peu un statut (Équipe de rétablissement de cinq espèces de tortues au Québec 2005). Au Canada, ces tortues sont toutes considérées comme menacées ou en situation préoccupante (COSEPAC 2002a; 2002b; 2002c; 2005; Litzgus et Brooks 1996). À l'échelle mondiale, la situation est jugée préoccupante pour environ les deux tiers des espèces de tortues (Klemens 2000; IUCN 2004).

Au Québec, la problématique des espèces menacées ou vulnérables est devenue un enjeu inéluctable dans les études d'impact et les démarches d'obtention d'autorisations tant au niveau provincial que fédéral : Loi canadienne sur l'évaluation environnementale (LCÉE), Loi sur la qualité de l'environnement (LQE), Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (LCMVF), Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (LEM) ainsi que les

règlements afférents. Ces lois et règlements s'appliquent aux projets de construction ou d'entretien des routes lorsqu'ils sont effectués notamment à proximité de milieux humides. Les inventaires ou relevés fauniques exigés dans ce contexte révèlent fréquemment la présence de nids de tortues sur les accotements des routes. De plus, on a signalé de nombreuses tortues écrasées sur les routes. Les autorisations d'effectuer des travaux de construction ou d'entretien, délivrées par les autorités gouvernementales responsables de la faune et de l'environnement, nécessitent l'application de mesures d'atténuation et de compensation pour lesquelles très peu de données et d'études sont disponibles. En plus d'entraîner des délais, cette procédure crée parfois des différends entre le MTQ et les organismes responsables de l'émission des autorisations. Ces délais sont plus longs lorsqu'on ne connaît pas les répercussions des travaux et que des études supplémentaires doivent être réalisées au préalable. La présence de tortues en bordure des routes crée encore plus de problèmes dans le sud du Québec, notamment en Outaouais, en Montérégie et en Estrie.

Parmi les principaux facteurs qui menacent les espèces identifiées par le plan de rétablissement de cinq espèces de tortues au Québec (Équipe de rétablissement de cinq espèces de tortues au Québec 2005), certains sont directement ou indirectement reliés aux infrastructures routières : la modification et la perte d'habitats, la prédation des œufs et des adultes par des animaux dont la présence est favorisée par les activités humaines ainsi que l'isolement et la mortalité causés par les routes. Ces différentes menaces ont fait l'objet de la présente étude, réalisée en Outaouais en 2004. Visant à évaluer l'incidence des routes sur les populations de tortues, notre étude a porté sur les éléments suivants : la mortalité des tortues sur les routes, la taille et le sex ratio des populations de tortues en bordure des routes et la comparaison de la température du substrat, du taux de prédation et du succès d'éclosion des nids de tortues qui se trouvent en bordure des routes par rapport à ceux qui en sont éloignés. En premier lieu, le rapport qui suit expose et analyse les résultats obtenus. Nous avons formulé, en deuxième lieu, des recommandations pour le futur que nous présentons à la fin du document.

Cette étude, qui constitue une première au Québec autant en raison de son contenu que de son importance dans le temps et l'espace (étude réalisée pendant plusieurs mois et sur plusieurs sites répartis sur un immense territoire), permettra de répondre à plusieurs questions sur lesquelles il n'existait aucune donnée concrète jusqu'à ce jour. Elle concerne toutes les espèces de tortues que nous avons pu recenser, tous les stades de leur cycle de vie (œufs, jeunes, adultes) et plusieurs problématiques importantes : la mortalité sur les routes, l'effet de cette mortalité sur la taille des populations de tortues et sur le sex ratio et finalement, l'incidence des routes sur la nidification des tortues.

AIRE D'ÉTUDE

L'étude s'est déroulée en Outaouais, région située dans l'extrême sud-ouest du Québec (figure 1). Le territoire concerné couvre approximativement 7 500 km², et sa limite sud est constituée de la rivière des Outaouais. Le long de cette grande rivière, on retrouve les Basses-Terres du Saint-Laurent, qui s'étendent sur 1 à 14 km de largeur et qui sont bordées au nord par le Bouclier canadien.

Exceptée la ville de Gatineau, qui est la principale zone urbaine de la région, le territoire de l'Outaouais est principalement occupé par l'agriculture et des boisés dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, et par le milieu forestier dans le Bouclier Canadien. Il s'agit d'une région peu développée, où la forêt occupe presque 90 % du territoire et où l'agriculture en couvre environ 5 %. Les milieux humides sont bien représentés le long de la rivière des Outaouais tandis qu'ailleurs, les rivières, les lacs et les étangs sont bien distribués et représentent environ 10 % du territoire.

Les principales routes de l'Outaouais sont les suivantes : l'autoroute 50, qui relie présentement Gatineau à Buckingham vers l'est; la route 148, qui traverse l'aire d'étude d'ouest en est à une distance variable de la rivière des Outaouais ainsi que l'autoroute 5 et la route 105, auxquelles on peut accéder à partir de Gatineau, et s'étalant vers le nord sur toute l'aire d'étude le long de la rivière Gatineau.

L'aire d'étude est située dans le domaine bioclimatique de l'érablière à Caryer cordiforme et de l'érablière à Tilleul et, dans le nord-ouest et le nord-est, dans celui de l'érablière à Bouleau jaune (Saucier *et al.* 1998). La saison de croissance dure de 170 à 190 jours, et le nombre de degrés-jours de croissance oscille entre 2600 et 3400°C (Robitaille et Saucier 1998). D'ailleurs, les conditions climatiques de cette région sont parmi les plus clémentes du Québec.

En raison de sa situation géographique, de son climat doux et de la présence de nombreux habitats adéquats, la région de l'Outaouais est, après la Montérégie, celle abritant le plus d'espèces à statut précaire au Québec (Tardif *et al.* 2005). C'est également dans cette région que l'on retrouve le plus grand nombre d'espèces et les plus grandes populations de tortues au Québec (Desroches et Picard 2005). La quasi-totalité des huit espèces de tortues d'eau douce de la province y ont été recensées (Cook 1984; Bider et Matte 1994; Desroches et Rodrigue 2004).



Figure 1. Localisation de l'aire d'étude

CHAPITRE 1 : MORTALITÉ DES TORTUES SUR LES ROUTES DE L'OUTAOUAIS

1.1 Mise en situation

Les routes représentent une cause importante de mortalité pour plusieurs espèces animales et peuvent nuire à certaines populations d'espèces rares (Stoner 1925; Davis 1934; Scott 1938; Knobloch 1939; Haugen 1944; van Gelder 1973; Seigel 1986; Doroff et Keith 1990; van der Zee *et al.* 1992; Rosen et Lowe 1994; Buhlmann 1995; Fahrig *et al.* 1995; Ashley et Robinson 1996; Forman et Alexander 1998; Mumme *et al.* 2000; Dodd *et al.* 2004). Les reptiles sont particulièrement vulnérables à la mortalité routière (Campbell 1953; 1956; Blair 1976; Dodd *et al.* 1989; Doroff et Keith 1990; Bernardino et Dalrymple 1992; Rosen et Low 1994; Ashley et Robinson 1996; Forman et Alexander 1998; Roberts 2000), qui a d'ailleurs été identifiée comme cause importante, voire principale, de mortalité chez certaines populations de tortues (Metcalf et Metcalf 1985; Gibbons 1987; Doroff et Keith 1990; von Seckendorff Hoff et Marlow 1997; Wood et Herlands 1997; Mitchell et Klemens 2000; Haxton 2000; Aresco 2005b).

Les tortues risquent davantage d'être frappées par les voitures parce qu'elles effectuent parfois des déplacements terrestres et se déplacent lentement. Elles se déplacent pour trouver des sites de ponte (femelles) ou une partenaire (mâles), pour quitter le nid et retourner à l'eau (nouveau-nées), pour changer d'habitat s'il s'avère inadéquat ou, selon les saisons, pour trouver des habitats d'alimentation et d'hibernation (Cagle 1944; Sexton 1959; Gibbons 1968b; 1969; 1970; Gibbons *et al.* 1983; Strang 1983; Rowe et Moll 1991; Buhlmann 1995; Tuberville *et al.* 1996; Claussen *et al.* 1997; Bodie et Semlitsch 2000; Gibbons *et al.* 2001; Arvisais *et al.* 2002; Gibbs et Shriver 2002; Aresco 2003). Les femelles choisissent souvent l'accotement des routes pour pondre (Gemmell 1970; Linck *et al.* 1989; Ashley et Robinson 1996; Blair 1976; Boarman *et al.* 1997; Buech *et al.* 1997; Wood et Herlands 1997; Hall *et al.* 1999; Haxton 2000; Browne 2003; Forman *et al.* 2003; Desroches et Rodrigue 2004; Lascelles 2004; Steen et Gibbs 2004; Gibbs et Steen 2005), ce qui les expose davantage aux collisions avec des véhicules.



Photo 1. Tortue serpentine écrasée sur la route 148 à Thurso
Source : Jean-François Desroches

Les tortues étant des animaux qui ont une longue durée de vie, une maturité sexuelle tardive et un taux de recrutement bas (Gibbons 1968a; 1987; Blair 1976; Williams et Parker 1987; Mitchell 1988; Brooks *et al.* 1991a; Cunnington et Brooks 1996; Heppell *et al.* 1996; Gibbs et Amato 2000), une hausse du taux de mortalité chez les adultes peut mener au déclin de la population (Doroff et Keith 1990; Congdon *et al.* 1994; Hall *et al.* 1999; Seigel et Dodd 2000). La mort d'un nombre considérable d'adultes, notamment de femelles, peut avoir des répercussions importantes sur la survie des populations (Wood et Herlands 1997; Haxton 2000; Gibbons *et al.* 2001; Tucker *et al.* 2001; Feinberg et Burke 2003).

On évalue qu'un taux de mortalité annuel des femelles de 2 à 3 % (en plus de la mortalité naturelle) peut entraîner un déclin des populations (Congdon *et al.* 1993; 1994; Cunnington et Brooks 1996). Il a été estimé qu'une mortalité de 5 à 10 % des adultes est suffisante pour avoir un effet négatif et causer une diminution des populations de tortues (Congdon *et al.* 1994; Heppell *et al.* 1996; Gibbs et Shriver 2002; Aresco 2003). Les tortues ne sont pas des animaux à reproduction et à recrutement densité-dépendante, c'est-à-dire qu'un accroissement de la mortalité des adultes n'est pas compensé par une hausse de survie des jeunes, une baisse de l'âge à maturité ou une hausse de fécondité (Brooks *et al.* 1991a).

Différentes études réalisées en Ontario et aux États-Unis ont démontré ou laissé entrevoir que la mortalité routière a une incidence sur les populations de tortues (Ashley et Robinson 1996; Haxton 2000; Gibbs et Shriver 2002; Gibbs et Steen 2005). Elle a même été identifiée comme l'une des menaces principales pour les tortues au Québec (Équipe de rétablissement de cinq

espèces de tortues au Québec 2005). Les objectifs visés par cette partie de l'étude étaient de localiser et de caractériser les tortues qui meurent sur les routes en Outaouais, de comprendre les relations entre cette mortalité et les caractéristiques du trafic routier (débit de véhicules) et de l'habitat (distance de l'habitat aquatique par rapport à la route) et de localiser les tronçons de routes problématiques (espèces rares, densité élevée de tortues mortes).

1.2 Méthodologie

Inventaire routier

L'inventaire des tortues mortes a été réalisé au mois de juin sur les routes numérotées, et ce, pendant deux années consécutives. En 2003, l'inventaire routier a débuté le 3 juin et s'est terminé le 4 juillet. En 2004, il s'est déroulé du 7 juin au 1^{er} juillet. Le mois de juin correspond au pic de la période de ponte des tortues au Québec (Christens et Bider 1987; Robinson et Bider 1988; Walde 1998; Arvisais *et al.* 2001; 2002; Desroches et Rodrigue 2004; Desroches et Picard 2005), et c'est à cette période que les tortues adultes – notamment les femelles en quête d'un site de ponte – se déplacent le plus. Certaines observations indiquent que des tortues meurent quand même sur les routes avant et après cette période, mais en quantité moindre (Haxton 2000; Desroches et Picard 2005). Nous avons comptabilisé également les tortues mortes observées en dehors de la période d'inventaire. Elles n'ont toutefois été considérées que pour les analyses relatives au type d'habitat, c'est-à-dire à la distance qui sépare un habitat aquatique de la route.

La majorité des routes numérotées de l'Outaouais et qui relèvent du MTQ ont ainsi fait l'objet d'inventaires, sauf les tronçons les plus au nord (figure 2). Le débit journalier moyen estival (DJME) de ces routes est de 360 à 30 000 véhicules. La majorité d'entre elles sont asphaltées et à deux voies, soit une voie dans chaque direction. Les autoroutes 5 et 50 sont toutefois à quatre voies, soit deux voies dans chaque direction avec un terre-plein central. À l'extérieur des villes et des villages, la limite de vitesse affichée est généralement de 90 km/h sur les routes asphaltées et de 100 km/h sur les autoroutes. Sur les chemins et les routes situés dans les villes, les villages ou à proximité d'infrastructures touristiques, la limite de vitesse est fixée à 50 ou 70 km/h. Cette étude a porté sur près de 700 km de routes au total. La plupart des tronçons de routes sélectionnés ont été parcourus à chaque semaine durant la période de l'inventaire en 2003 et en 2004.

L'inventaire des tortues mortes s'est effectué en voiture, à une vitesse d'environ 70 à 80 km/h, en scrutant attentivement la route et les accotements pour détecter les tortues écrasées. Nous avons fait un arrêt et une vérification chaque fois qu'un objet semblable à une tortue était aperçu sur la route ou l'accotement. Pour toutes les tortues mortes trouvées, les renseignements suivants ont été notés : la date et l'heure, les conditions météorologiques, la localisation au GPS (en nad83), l'espèce, le sexe (lorsqu'il était possible de le

déterminer), le stade (adulte ou immature), les mensurations (longueur de la dossière et du plastron, si possible) et, si l'habitat aquatique le plus près était visible, sa distance en mètres. Nous avons également pris des photographies dans certains cas. Après la collecte des données, les tortues mortes ont été jetées loin de la route pour éviter qu'elles soient recomptées au moment des inventaires suivants (Ashley et Robinson 1996). Certains animaux morts sur les routes sont souvent dévorés par des charognards ou désintégrés par le passage des véhicules (Flint 1926; Stoner 1936; Dickerson 1939; Dodd *et al.* 1989; 2004; Rosen et Lowe 1994; Ashley et Robinson 1996; Bonnet *et al.* 1999; Hels et Buchwald 2001). Des tests effectués en 2003 démontrent qu'au contraire, les tortues peuvent demeurer sur place plusieurs jours après leur décès (Desroches et Picard 2005).



Photo 2. Prise de données sur un spécimen de tortue morte
Source : Jean-François Desroches

Le stade (adulte ou immature) des tortues recensées a été déterminé au moyen de la longueur de la dossière ou du plastron et des caractères sexuels secondaires. Ces derniers, de même que la présence d'œufs dans le corps des femelles ou l'examen des organes reproducteurs ont servi à identifier le sexe (Mosimann et Bider 1960; White et Murphy 1973; Ernst *et al.* 1994; Desroches et Rodrigue 2004).

Analyse

La distance entre les tortues trouvées mortes sur les routes et les habitats aquatiques les plus proches a été calculée sur le terrain ou à partir de cartes topographiques 1/20 000 avec le logiciel Softmap. Les données relatives au trafic (DJME total et DJME pour les camions) ont été fournies par la Direction de l'Outaouais du MTQ.

1.3 Résultats et discussion

1.3.1 Caractéristiques des tortues tuées sur les routes

L'inventaire réalisé durant la période de nidification a permis de recenser 172 tortues mortes (72 en 2003 et 100 en 2004) (figure 2). Le tableau 1

présente les caractéristiques de ces tortues. Quelques tronçons de routes supplémentaires ont été ajoutés ou examinés plus régulièrement, ce qui explique sans doute le nombre plus élevé d'individus inventoriés en 2004. Il arrive que les tortues écrasées soient trouvées même quelque temps après leur mort, (Desroches et Picard 2005), mais nous avons la certitude que certaines tortues n'ont pu être recensées au moment de l'inventaire. Il s'agit notamment de tortues blessées qui se sont traînées hors de la route avant de mourir, de tortues broyées à la suite du passage de nombreux véhicules et devenues indécélables par la méthode d'inventaire utilisée ou de cadavres de tortues déplacés par des charognards ou des gens (Case 1978; Dodd *et al.* 1989; Rosen et Lowe 1994; Forman *et al.* 2003; Desroches et Picard 2005).

Ainsi, nous pouvons vraisemblablement croire que les inventaires n'ont pas permis de déterminer la mortalité réelle, qui est certainement plus élevée. Ceci tient compte du fait que des tortues écrasées ont été observées sur les routes de l'Outaouais de mai à septembre, mais en quantité beaucoup moins importante qu'en juin (J.-F. Desroches et I. Picard, obs. pers.) et que certaines tortues mortes sont sans doute passées inaperçues. Durant la période de ponte, on estime qu'environ 100 tortues meurent sur les routes étudiées en 2003-2004.

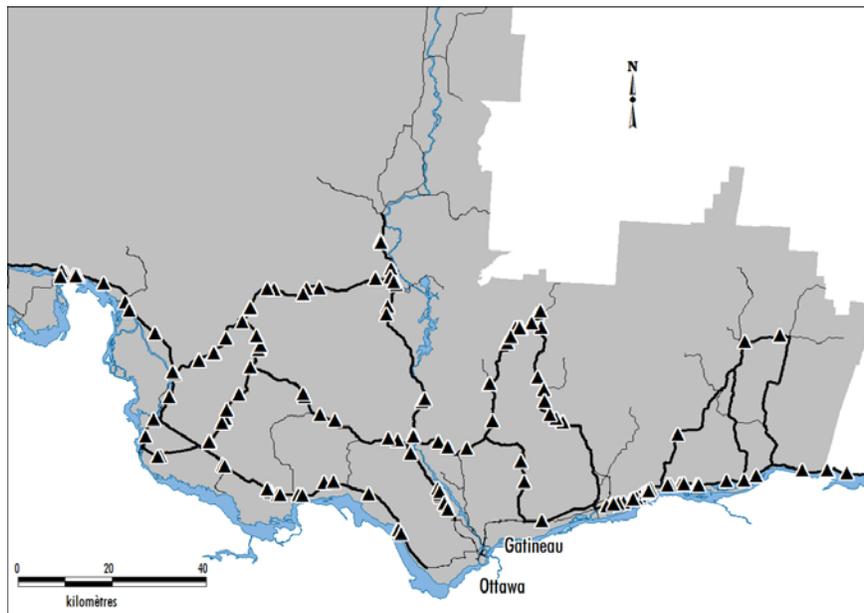


Figure 2. Localisation des routes à l'étude et des tortues mortes sur les routes de l'Outaouais en 2003-2004

Tableau 1. Nombre et pourcentage de tortues écrasées durant la période de ponte sur les routes de l'Outaouais en 2003-2004, selon leurs caractéristiques (espèce, stade, sexe)

Espèce/type	Femelles	Mâles	Adultes sexe indéterminé	de Adultes TOTAL	Immatures	Tortues TOTAL	%
Tortue peinte	80	20	17	117	2	119	69,2
Tortue serpentine	12	4	6	22	21	43	25
Tortue des bois	3	0	1	4	1	5	2,9
Tortue mouchetée	1	1	1	3	0	3	1,7
Tortue géographique	2	0	0	2	0	2	1,2
TOTAL	98	25	25	148	24	172	100
%	57,0 (79,7)*	14,5 (20,3)*	14,5	86,0	14,0	100	

* Pourcentage basé sur les adultes dont le sexe a pu être déterminé

Nous avons comptabilisé le nombre de tortues mortes trouvées sur deux tronçons de routes qui ont fréquemment fait l'objet d'un inventaire en mai et juillet, à l'occasion des visites aux étangs sélectionnés pour l'étude des populations (voir chapitre 2). Il s'agit des routes 148 (de Shawville à Breckenridge) et 303 (de Shawville à Schwartz). Dans les deux cas, cinq tortues mortes ont été dénombrées en période de ponte en 2004. En dehors de cette période, seulement une tortue en mai et une en juillet ont été recensées, soit une tortue par mois. Les visites en mai et juin n'avaient pas nécessairement pour but de faire le décompte des tortues mortes, de sorte que certaines ont pu passer inaperçues plus facilement. De plus, les visites en mai ont débuté vers le milieu du mois. Pour ces deux raisons, nous avons ajusté le nombre de mortalités hors ponte à 1,5 tortue/mois. Ainsi, 6 tortues au total seraient tuées sur ces tronçons en période hors ponte, soit de mai à septembre inclusivement. Nous avons ensuite appliqué cette proportion de 6 tortues/5 tortues à la totalité des routes de l'Outaouais :

Six tortues mortes en période hors ponte X tortues/année (mai à septembre)
(mai à septembre)
(sur deux tronçons de routes aléatoires) = $\frac{\text{(total)}}{100 \text{ tortues mortes/année (juin)}}$
Cinq tortues mortes en période de ponte 100 tortues mortes/année (juin)
(juin) (total)
(sur deux tronçons de routes aléatoires)

X = 120 tortues tuées en période hors ponte/année

Nous estimons ainsi que 220 tortues par année sont tuées sur les routes étudiées. Ce nombre exclut les tortues nouveau-nées, parfois nombreuses à l'éclosion et presque impossibles à détecter sur les routes. Cette mortalité peut être localement importante en terme de nombre d'individus (Browne 2003). Par exemple, la majorité des tortues tuées sur les routes lors d'une étude en Ontario étaient les jeunes Tortues peintes et serpentine, la plupart sortant des nids (Ashley et Robinson 1996). Plusieurs Tortues mouchetées nouveau-nées

se sont également fait écraser par des voitures dans une population étudiée en Nouvelle-Écosse (Standing *et al.* 1999). Ce fut également le cas pour de jeunes Tortues serpentine dans le sud du Québec (J. R. Bider, comm. pers.). Le taux de mortalité naturel des tortues est inversement relié à leur âge (Iverson 1991). Ainsi, la mortalité routière des jeunes tortues s'avère moins néfaste aux populations que celle des adultes ou des subadultes.

L'inventaire routier a permis de dénombrer cinq espèces de tortues tuées sur les routes de l'Outaouais. Les espèces trouvées sont, par ordre décroissant d'importance : la Tortue peinte (69,2 %), la Tortue serpentine (25 %), la Tortue des bois (2,9 %), la Tortue mouchetée (1,7 %) et la Tortue géographique (1,2 %). Notons qu'un plan de rétablissement au Québec (Équipe de rétablissement de cinq espèces de tortues du Québec 2005) concerne ces trois dernières espèces. Leur nombre est relativement faible puisqu'elles ne représentent que 5,8 % du total des mortalités. La Tortue des bois et la Tortue géographique sont légalement désignées « vulnérables » au Québec (Gazette officielle du Québec 2005). La présence plus importante des Tortues peintes et serpentine parmi les victimes de la route reflète leur plus forte abondance en Outaouais, comme ce fut le cas dans une étude menée en Ontario (Ashley et Robinson 1996). Il ne faut toutefois pas considérer les proportions obtenues comme étant le reflet précis de l'abondance relative des espèces. Des différences de comportement en ce qui concerne les déplacements terrestres sont aussi en cause.

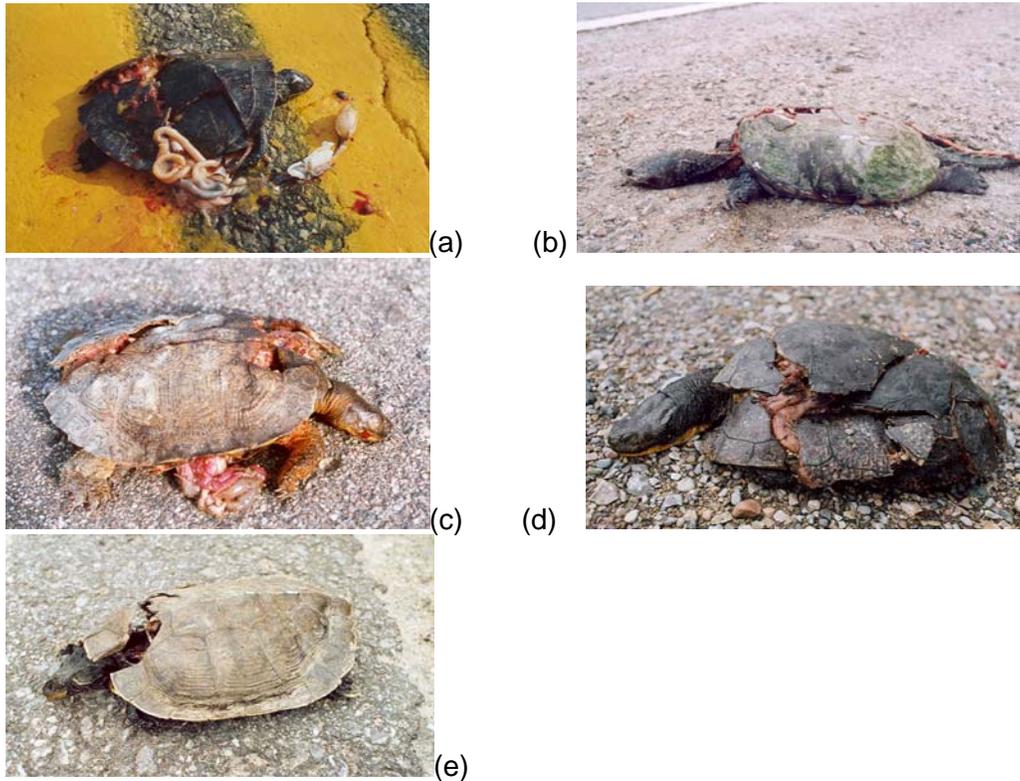


Photo 3. Espèces de tortues mortes recensées sur les routes de l'Outaouais en 2003-2004 (a = Tortue peinte; b=Tortue serpentine; c= Tortue des bois; d=Tortue mouchetée; e=Tortue géographique)

Source : Jean-François Desroches

Au hasard des déplacements et lors de la prise des données pour les autres aspects de l'étude (capture de tortues dans les étangs et observation des sites de ponte; voir chapitres 2 et 3), nous avons recensé quinze autres tortues mortes sur les routes à l'étude (tableau 2). Ces tortues ont été observées en mai ($n^{\text{bre}} = 7$), juillet ($n^{\text{bre}} = 3$), août ($n^{\text{bre}} = 2$) et septembre ($n^{\text{bre}} = 3$). Étant donné l'absence d'inventaire structuré, nous ne pouvons tirer de conclusions quant au nombre relatif de tortues mortes pour chacun de ces mois. Toutefois, puisqu'il s'agit d'un échantillon aléatoire, la proportion de tortues selon les différentes caractéristiques (espèce, stade, sexe) peut donner des indications au sujet des tortues tuées sur les routes en dehors de la période de ponte.

Tableau 2. Nombre et pourcentage de tortues écrasées trouvées en dehors de la période de ponte sur les routes de l'Outaouais en 2003-2004, selon leurs caractéristiques

Espèce/type	Femelles	Mâles	Adultes sexe indéterminé	de Adultes TOTAL	Immatures	Tortues TOTAL	%
Tortue peinte	3	2	0	5	1	6	40
Tortue serpentine	0	0	3	3	5	8	53,3
Tortue mouchetée	0	0	1	1	0	1	6,7
TOTAL	3	2	4	9	6	15	100
%	20 (60)*	13,3 (40)*	26,7	60	40	100	

* Pourcentage basé sur les adultes dont le sexe a pu être déterminé

La majorité des tortues qui meurent sur les routes sont des adultes. Parmi celles-ci, 86 % sont tuées en période de ponte (tableau 1) et 60 % le sont à un autre moment (tableau 2). Ces chiffres concernent toutefois les tortues adultes et les tortues immatures âgées de quelques années, et non les nouveau-nées et les très petits jeunes, qui ne peuvent être détectés sur les routes à cause de leur taille. Nous savons que la mortalité routière des individus juvéniles peut être importante, notamment lorsque les jeunes nouveau-nées quittent le nid et migrent vers les habitats aquatiques (Ashley et Robinson 1996). Cette situation est toutefois exclue de la présente étude. Il est intéressant de noter que les tortues immatures recensées sont surtout des Tortues serpentes. Chez cette espèce, les jeunes, comme les adultes, atteignent des tailles supérieures. Le risque que les tortues soient attaquées par les prédateurs diminue avec l'augmentation de la taille corporelle (Hammer 1969; Wilbur 1975; Doak *et al.* 1994; Wood et Herlands 1997; Reese et Welsh 1998; Tucker et Janzen 1999; Burke *et al.* 2000). Les espèces de grande taille, comme la Tortue serpentine, n'ont virtuellement aucun prédateur à l'âge adulte (Gibbons 1987).

Le risque de prédation limite sans doute les déplacements terrestres des très petites tortues. Extrêmement vulnérables, les nouveau-nées peuvent être tuées par des musaraignes (Standing *et al.* 1999). Cela pourrait expliquer pourquoi les jeunes Tortues serpentes, plus grosses que les jeunes d'autres espèces, se déplaceraient plus sur le sol. Par ailleurs, des déplacements terrestres importants ont déjà été observés chez les jeunes Tortues serpentes (Ernst *et al.* 1994). À titre de comparaison, celles-ci sont considérées comme matures lorsque leur dossière mesure 20 cm et plus (Mosimann et Bider 1960; Yntema 1970), comparativement à 8-9 cm pour les Tortues peintes (Ream et Ream 1966; Desroches et Rodrigue 2004; Marchand et Litvaitis 2004). Chez cette dernière espèce, les adultes marchent plus souvent sur la terre ferme que les individus juvéniles (Sexton 1959; Wilbur 1975), et la colonisation de nouveaux milieux par les jeunes ne semble pas importante (Gibbons 1968b). La plus forte proportion de tortues immatures (toutes espèces) observées en dehors de la période de ponte (tableau 2) est

attribuable en partie au fait que la quantité d'adultes observée y est fortement diminuée, ceux-ci étant probablement plus sédentaires à cette période.

Parmi les adultes dont le sexe a pu être déterminé, 79,7 % sont des femelles. Ce rapport est de 60 % en dehors de la période de nidification. La forte proportion de femelles tuées sur les routes durant la période de ponte est attribuable au fait qu'elles se déplacent souvent, et parfois sur de longues distances, afin de trouver un endroit où pondre leurs œufs. D'autres études ont rapporté des déplacements plus importants chez les tortues femelles que chez les mâles, tant en milieu terrestre qu'aquatique (Obbard et Brooks 1981a; Brooks *et al.* 1991a; Claussen *et al.* 1997; Bodie et Semlitsch 2000; Aresco 2005b). Elles sont par conséquent plus vulnérables à la mortalité routière (Gibbs et Shriver 2005). Les déplacements terrestres des femelles sont souvent associés à la ponte, et sur l'aire d'étude, celle-ci a lieu en juin. Il n'est donc pas surprenant que plus de tortues femelles meurent sur les routes à cette période. Bien que l'échantillonnage soit faible, les résultats en période hors ponte (mai à septembre, excluant juin) démontrent que le pourcentage de femelles tuées durant cette période (60 %) est moins élevé qu'en juin (79,7 %). Un inventaire intensif réalisé plus tôt au printemps aurait peut-être révélé une plus grande mortalité parmi les mâles, car ces derniers y sont plus actifs (Gibbons 1968b; Morreale *et al.* 1984; Rowe et Moll 1991; Brown et Brooks 1993; Haxton 2000). D'ailleurs, dans notre étude, les seuls adultes de sexe connu trouvés morts sur les routes en mai sont des mâles. Il apparaît probable que, parmi les adultes tués, la proportion de femelles (60 %) reflète la situation globale, du printemps à l'automne. En effet, des études effectuées en Ontario et aux États-Unis, sur des périodes plus longues que la période de ponte mais l'incluant, ont démontré que 55 % (Haxton 2000) et 66 % (Marchand et Litvaitis 2004) des tortues mortes sur la route étaient des femelles. Le plus grand nombre de femelles tuées s'explique sans doute par le fait qu'elles utilisent souvent l'accotement des routes comme site de ponte (Gemmell 1970; Ashley et Robinson 1996; Browne 2003; Desroches et Rodrigue 2004; Lascelles 2004; Steen et Gibbs 2004), ce qui les expose à un risque plus élevé. C'est en juin que l'on retrouve la plus forte proportion de tortues sur les routes. Ce mois correspond à la période de ponte, donc à celle où les femelles sont davantage actives en milieu terrestre.

Le fait que les victimes de la route soient majoritairement des femelles n'indique pas nécessairement que le sex ratio des tortues de l'Outaouais favorise les femelles. En effet, des évaluations faites à partir de la technique de capture-marquage-recapture ont démontré que le sex ratio des Tortues peintes qui vivent dans des étangs adjacents aux routes n'est pas significativement différent de 1 : 1 (voir chapitre 2).

1.3.2 Localisation des tortues tuées sur les routes

La distribution des animaux morts sur les routes n'est pas aléatoire (Clevenger *et al.* 2003). Dans notre étude, le nombre et la proportion de tortues mortes sur

chacune des routes étudiées varient (tableau 3). Nous avons incontestablement noté le plus grand nombre de tortues mortes sur la route 148. Nous y avons recensé 38 % du total des mortalités de tortues, soit 20 % sur le tronçon à l'est de Gatineau (Masson-Angers à Calumet) et 18 % sur celui à l'ouest de Hull. La route 309 suit, avec 19 %, et se retrouve ainsi entre les deux tronçons de la route 148 (est et ouest). La route 307 arrive en quatrième place, avec 16 % des mortalités. Quant à la route 301, nous y avons observé 12,5 % du total des tortues mortes. Sur toutes les autres routes à l'étude, nous avons inventorié moins de 10 % (0 à 7 %) des tortues. Nous n'avons trouvé aucune tortue morte sur les routes 321 et 323.



Photo 4. Tortue serpentine morte sur l'accotement de la route 148, secteur est
Source : Jean-François Desroches

En excluant les routes où nous n'avons répertorié aucune tortue morte, la proportion moyenne de tortues qui meurent sur les routes étudiées est de 1,5 tortue/10 km/année ou 0,15 tortue/km/année. Nous avons observé les proportions les plus élevées, en ordre décroissant, sur l'autoroute 5 (6 tortues/10 km/année), sur la route 148 Est, soit le tronçon situé entre Masson-Angers et Calumet (3,1 tortues/10 km/année), sur la route 303 (2 tortues/10 km/année), sur les routes 301 et 307 (1,8 tortue/10 km/année), sur la route 148 Ouest, c'est-à-dire le tronçon à l'ouest de Hull (1,5 tortue/10 km/année) et sur la route 105, de l'autoroute 5 jusqu'à Wright (1 tortue/10 km/année). L'autoroute 5 et la route 105 figurent au nombre des routes les plus dangereuses lorsque l'on considère la proportion de tortues écrasées, mais non en ce qui concerne le nombre total de tortues. Pour toutes les autres routes à l'étude, nous avons obtenu une proportion de moins de 1 tortue morte/10 km/année.

La route ayant la plus forte proportion de tortues mortes est la route 148, à l'est de Gatineau. Dans toute l'aire d'étude, c'est à cet endroit que le trafic routier est le plus dense, avec un DJME de 13 900 véhicules en 2003. La construction de l'autoroute 50, au nord de la route 148, donc plus loin de la rivière des Outaouais, devrait permettre de diminuer la mortalité des tortues en redirigeant le trafic dans un secteur moins propice à leur présence. En effet, des inventaires spécifiques effectués sur le tracé de l'autoroute 50 (Desroches

2003) indiquent que très peu de tortues s'y trouvent, contrairement à la rivière des Outaouais.

Tableau 3. Nombre de tortues écrasées recensées sur chacune des routes inventoriées en 2003 et 2004

N° route	N ^{bre} tortues TOTAL	% total des tortues	du N ^{bre} des total km	N ^{bre} tortues/ 10 km/an
5	12	6	9,86	6,09
50	1	0,5	14,68	0,34
105	14	7	68,62	1,02
148 Ouest	36	18	120,25	1,50
148 Est	40	20	64,1	3,12
301	25	12,5	69,36	1,80
303	19	19	47,01	2,02
307	16	16	44,1	1,81
309	8	4	42,54	0,94
315	2	2	11,52	0,87
317	1	0,5	34,88	0,14
366	11	5,5	80,64	0,68
Ch. de Chapeau	2	1	12,9	0,78
TOTAL	187		620,46 *	1,51

* Les routes inventoriées, mais où nous n'avons trouvé aucune tortue morte (route 321 et 323) ne figurent pas dans le tableau.

À une échelle plus précise, certains tronçons de routes présentent une mortalité élevée, soit 0,5 tortue/km/année ou plus (tableau 4). Notons que dans plusieurs cas, ces segments ne s'étalent que sur un kilomètre ou moins. C'est sur la route 301, à l'ouest de Kazabazua, que nous avons observé le taux de mortalité le plus élevé (30 tortues/km/année). Nous y avons dénombré six tortues/100 m en 2003-2004. Toutes ces tortues proviennent d'une seule population, soit celle des lacs situés de part et d'autre de la route. D'autre part, nous avons noté une proportion de 15 tortues/km/année sur la route 148 à Fort-Coulonge. Trois tortues mortes y ont été dénombrées sur un tronçon de 100 m. Nous avons de plus constaté une proportion de 5 tortues/km/année à trois endroits : sur la route 148 à Breckenridge, sur la route 301 à Thornby et sur la route 303 à Shawville. Dans les deux derniers cas, il s'agit d'un court tronçon de route bordant un marécage. À Breckenridge, les tortues mortes proviennent d'un étang qui se trouve sur un site protégé par l'organisme Conservation de la Nature Canada. En 2003-2004, les tortues mortes sur ce tronçon de route étaient toutes des Tortues peintes, mais la Tortue mouchetée comptait parmi les victimes en 1993 et 1997 (J.-F. Desroches, obs. pers.). La Tortue mouchetée semble avoir disparue de ce site, puisque malgré des recherches intensives dans l'étang, nous n'en avons trouvé aucune en 2004 (voir chapitre 2).

Les autres proportions élevées observées varient de 0,5 à 2,5 tortues/km/année et concernent les deux espèces les plus communes, la Tortue peinte et la Tortue serpentine.

Tableau 4. Secteurs des routes inventoriées où la proportion de tortues écrasées est de 0,5 tortue/km/année ou plus

N° route	Secteur	N ^{bre} tortues	N ^{bre} /km	Proportion (tortues/km/ 2 ans)	Proportion (tortues/km/année)
5	Tenaga	12	7	1,7	0,9
148	Waltham	3	1	3	1,5
148	Fort-Coulonge	3	0,1	30	15
148	Quyon	9	9	1	0,5
148	Breckenridge	5	0,5	10	5
148	Masson-Angers à Thurso	24	15	1,6	0,8
301	Thornby	5	0,5	10	5
301	À l'ouest de Kazabazua	6	0,1	60	30
303	Shawville	3	0,3	10	5
303	Yarm	5	1	5	2,5
303	Schwartz	5	4	1,3	0,7
307	Réservoir l'Escalier	6	1,5	4	2

Les Tortues peintes et serpentine, qui représentent 94,1 % de l'ensemble des tortues tuées sur les routes (de mai à septembre), sont bien dispersées sur l'aire d'étude. Les espèces de tortues à statut précaire (la Tortue des bois, la Tortue mouchetée et la Tortues géographique) se concentrent à l'ouest de la rivière Gatineau. Leur distribution plus limitée en Outaouais explique en partie ce résultat (voir cartes dans : Bider et Matte 1994; Desroches et Rodrigue 2004). Bien que dans l'ensemble, la mortalité de ces espèces ne semble pas très élevée, l'effet local pourrait être important. Nous avons identifié un secteur problématique ou potentiellement problématique pour chacune des espèces.

Nous avons recensé, presque au même endroit, trois Tortues des bois femelles écrasées en juin 2003-2004, soit durant la période de nidification. Les autres cas de mortalité des Tortues des bois concernent un seul individu/2 ans chacun, provenant de deux sites. D'autres observations (J.-F. Desroches et I. Picard, obs. pers.) laissent présager une importante population dans un des secteurs concernés. Dans ces derniers cas, nous considérons que la mortalité routière (<1 tortue/année) ne nuit pas aux populations.

Quant à la Tortue mouchetée, elle semble vivre dans un secteur plus vaste. Nous avons trouvé les Tortues mouchetées de façon dispersée, et aucun secteur précis n'est ainsi ciblé. Toutefois, nous avons remarqué plusieurs tortues mortes, incluant la Tortue mouchetée et d'autres espèces, dans certains secteurs plus précis. Nous avons également observé des spécimens morts sur des chemins non inclus dans l'étude et qui n'appartiennent pas au MTQ. Il est probable qu'une population importante de Tortues mouchetées

vive dans l'un des secteurs concernés, puisque 50 tortues y ont été capturées sur une surface de 25 km² de 1996 à 1999 (St-Hilaire 2003). Nous supposons que les populations sont plus petites ailleurs. Les mortalités pourraient donc avoir d'importantes conséquences. En effet, les populations de Tortues mouchetées dans les étangs isolés en bordure des routes semblent être de petite taille (voir chapitre 2).

La présence de la Tortue géographique est influencée par la proximité de la rivière des Outaouais. En 2004, deux femelles ont été tuées sur l'une des routes à l'étude, et une camionnette a évité une autre femelle (J.-F. Desroches, obs. pers.). Une autre tortue écrasée a été trouvée sur un chemin n'appartenant pas au MTQ. Ce secteur semble fortement fréquenté par la Tortue géographique, et quelques kilomètres plus à l'est, on a aussi vu une autre femelle en train de pondre dans un nid creusé sur l'accotement de la route. Une importante population de Tortues géographiques se trouve dans le secteur; on y a dénombré environ une centaine d'individus en 1992 et on a estimé à 1000 le nombre d'individus dans la région (Daigle *et al.* 1994). Par conséquent, la mort d'une femelle par année a sans doute des conséquences négligeables.

1.3.3 Relation entre les tortues tuées sur les routes et l'habitat

L'environnement qui borde les routes influence le nombre d'animaux victimes de la circulation automobile (Scott 1938; Dickerson 1939; Knobloch 1939; Bashmore *et al.* 1985; Ashley et Robinson 1996; Forman *et al.* 2003). Le taux de mortalité est souvent plus élevé sur les routes situées à proximité des milieux humides et des habitats aquatiques (Davis 1934; Ashley et Robinson 1996; Forman et Alexander 1998; Clevenger *et al.* 2003). En Ontario, les concentrations de Tortues serpentine mortes sur les routes se trouvaient dans les secteurs adjacents à des milieux humides (Haxton 2000).

Les résultats de notre étude démontrent que plus on s'éloigne d'un habitat aquatique, plus le nombre de tortues tuées sur les routes diminue (figure 3). La grande majorité des tortues écrasées (91 %) étaient à moins de 300 m d'un habitat aquatique, et la plupart (78 %) se trouvaient à moins de 200 m. Nous avons même observé plus de la moitié des tortues mortes (55,5 %) à moins de 100 m d'un habitat aquatique. Un lien direct existe donc entre la mortalité des tortues et la distance qui sépare les habitats aquatiques (marais, étangs, lacs, rivières) des routes. Nous avons calculé les distances en ligne droite à partir des habitats aquatiques les plus près; elles représentent des distances minimales, car les tortues peuvent effectuer des déplacements sinueux ou provenir d'habitats plus éloignés. Certaines espèces sont capables de parcourir de longues distances le long des routes (Forman et Alexander 1998). Les Tortues serpentine utilisent les fossés et les petits cours d'eau pour se déplacer de lac en lac (Brown et Brooks 1993). Pour aller d'un étang à l'autre, les Tortues peintes utilisent sans doute la voie terrestre seulement quand aucun lien aquatique n'existe (Gibbons 1968b). Les tortues peuvent donc

effectuer des déplacements importants dans les fossés et les cours d'eau avant de traverser une route et ne pas provenir en réalité du milieu aquatique le plus près.

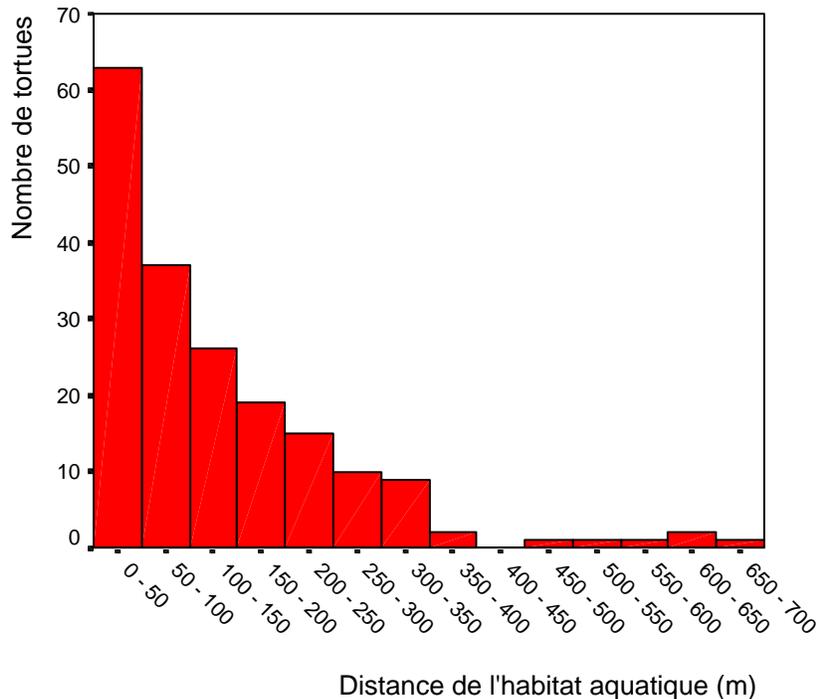


Figure 3. Nombre de tortues écrasées sur les routes en fonction de la distance de l'habitat aquatique le plus proche

Dans cette étude, les cinq espèces de tortues recensées sur les routes sont des espèces aquatiques qui hibernent au fond des habitats aquatiques permanents (Desroches et Rodrigue 2004; Ernst *et al.* 1994; Brown et Brooks 1994; Kaufmann 1992; Meeks 1990; Taylor et Nol 1989). Malgré leurs mœurs aquatiques, elles effectuent à l'occasion des déplacements en milieu terrestre. Au printemps, elles émergent de leur torpeur et peuvent ensuite se déplacer sur la terre ferme à la recherche d'un partenaire ou d'un site de ponte. À l'automne, elles effectuent également parfois des déplacements sur terre pour trouver leur lieu d'hibernation ou pour y retourner. Du printemps à l'automne, les tortues peuvent se déplacer d'un habitat à un autre.

Ces déplacements sont toutefois différents selon les espèces, ce qui se reflète dans la distance des habitats aquatiques (tableau 5). La distance entre les tortues mortes sur les routes et l'habitat aquatique le plus près varie de 0 à 700 m. La distance moyenne globale (toutes espèces confondues) est de 122,5 m.

Au total, 91 % des tortues sont frappées à moins de 300 m d'un habitat aquatique, et 78 % se trouvent à moins de 200 m. En ordre croissant de

distance moyenne des habitats aquatiques, les espèces sont la Tortue des bois (30 m), la Tortue géographique (105 m), la Tortue peinte (115,2 m), la Tortue serpentine (134,2 m) et la Tortue mouchetée (259,1 m).

Tableau 5. Pour chacune des espèces, proportion des tortues écrasées retrouvées à différentes distances d'un habitat aquatique, sur les routes de l'Outaouais en 2003-2004*

Espèce/distance	< 100 m	100-199 m	200-299 m	300-399 m	> 400 m	< 200 m	< 300 m
Tortue peinte	55,7 %	26,7 %	9,9 %	4,6 %	3,1 %	82,4 %	92,3 %
Tortue serpentine	50,9 %	18,2 %	20 %	9,1 %	1,8 %	69,1 %	89,1 %
Tortue mouchetée	50 %	0 %	16,7 %	0 %	33,3 %	50 %	66,7 %
Tortue des bois	100 %	0 %	0 %	0 %	0 %	100 %	100 %
Tortue géographique	66,7 %	0 %	33,3 %	0 %	0 %	66,7 %	100 %
Toutes espèces	55,5 %	22,5 %	13 %	5,5 %	3,5 %	78 %	91 %

* Ces données incluent treize tortues écrasées sur des routes n'appartenant pas au MTQ (n^{bre} total = 200).

Les résultats de 2003-2004 indiquent que la Tortue des bois a toujours été trouvée à moins de 100 m d'un habitat aquatique. Dans tous les cas il s'agissait d'une rivière. Cette espèce se déplace surtout le long des cours d'eau, où elle établit son domaine vital (Strang 1983; Ernst *et al.* 1994). Lors d'une étude effectuée au Québec, toutes les Tortues des bois sont demeurées à moins de 300 m des cours d'eau (Arvisais *et al.* 2002). Dans une autre étude réalisée en Ontario au mois de juin, 73 % de toutes les observations de Tortues des bois ont été faites à moins de 30 m de l'eau courante (Quinn et Tate 1991).

Toutes les Tortues géographiques que nous avons observées se trouvaient à moins de 300 m, et le plus souvent à moins de 100 m, d'un grand cours d'eau (notamment la rivière des Outaouais). Cette tortue fortement aquatique, qui s'aventure rarement sur le sol (Cagle 1944), ne sort de l'eau que pour se chauffer au soleil ou pondre ses œufs. La Tortue géographique s'éloigne rarement à plus de 30 m des habitats aquatiques (Semlitsch et Bodie 2003). La femelle pond sur la berge, habituellement à quelques mètres de l'eau (Gordon et MacCulloch 1980), mais parfois à quelques centaines de mètres de la rive (Bonin 1998).

La distance qui sépare les Tortues peintes d'un habitat aquatique est de moins de 100 m dans plus de la moitié des cas (55,7 %). Nous avons retrouvé 82,4 % des individus à moins de 200 m. La distance maximale mesurée est de 640 m. Bien que les Tortues peintes mortes sur les routes soient souvent à moins de 40 m d'un habitat aquatique (Scott 1938), elles peuvent parcourir de longues distances hors de l'eau (Ernst *et al.* 1994). En ligne droite, des Tortues peintes femelles ont déjà parcouru 273 m entre leur habitat aquatique et le site de ponte (Marchand et Litvaitis 2004). Au Québec, des Tortues

peintes ont pondu jusqu'à une distance de 620,5 m de leur étang, la moyenne étant de 90,4 m (Christens et Bider 1987). Au New Hampshire, elles ont parcouru en moyenne de 54 à 115 m (Baldwin *et al.* 2004). Gibbons (1968b) rapporte l'observation d'une Tortue peinte femelle qui s'est déplacée à plus de un kilomètre de son habitat aquatique en un an. L'espèce s'éloigne fréquemment à plus de 100 m de l'eau (Semlitsch et Bodie 2003) et d'un été à l'autre, ce sont surtout les femelles qui parcourent des distances de plus de 100 m (Gibbons 1968b).

Chez la Tortue serpentine, comme chez la Tortue peinte, la majorité des individus (89,1 %) que nous avons trouvés étaient à moins de 300 m d'un habitat aquatique. À moins de 200 m on retrouve 69,1 % des tortues écrasées. La distance maximale d'un habitat aquatique est de 700 m. Nous remarquons ainsi que cette espèce parcourt de plus grandes distances que la Tortue peinte, surtout en ce qui a trait aux distances comprises entre 200 et 300 m. Même si elle est l'une des tortues les plus aquatiques (Ernst *et al.* 1994) et que nous avons répertorié plusieurs spécimens écrasés à moins de 50 m de l'eau (Scott 1938), la Tortue serpentine peut parcourir de longues distances sur la terre ferme (Obbard et Brooks 1980).

Les femelles peuvent pondre à près de 200 m de l'eau, et certaines ont effectué des déplacements terrestres d'au moins 500 m (Loncke et Obbard 1977; Obbard et Brooks 1980). En additionnant les déplacements aquatiques et terrestres, nous constatons que des femelles ont parcouru jusqu'à 1,6 et même 2 km en période de ponte (Congdon *et al.* 1987; Pettit *et al.* 1995). Certaines Tortues serpentines ont franchi (déplacements aquatiques et terrestres combinés) plus de 2 km (Brown *et al.* 1994) et jusqu'à 4,5 km en quelques jours (Loncke et Obbard 1977).

Finalement, la Tortue mouchetée est l'espèce dont les déplacements terrestres semblent les plus importants. Les individus morts que nous avons recensés se trouvaient en moyenne à 259,1 m d'un habitat aquatique, la distance maximale étant de 600 m. La moitié d'entre eux a été tuée à plus de 200 m d'un habitat aquatique, et seulement 66,7 % se trouvaient à moins de 300 m. La Tortue mouchetée peut effectuer d'importants déplacements sur terre. Durant une saison, cette espèce peut franchir près de 7 km (Joyal *et al.* 2001). Les adultes parcourent régulièrement de 100 à 500 m entre les étangs (Kiviat 1997) et jusqu'à 1 km (Kiviat 1997), 1,2 km (Congdon *et al.* 1983), 1,6 km (Joyal *et al.* 2001) et 2,5 km pour trouver un site de ponte (COSEPAC 2005). Les femelles nidifient parfois à plus de 400 m de l'eau (Joyal *et al.* 2001). Certaines ont pondu à plus de 600 m (Ross et Anderson 1990) et même de 650 à 900 m de leur étang (Rowe et Moll 1991).

1.3.4 Relation entre les tortues tuées sur les routes et le trafic routier

Pour chaque tronçon de route, nous avons étudié les variables suivantes : nombre de camions/jour, nombre d'automobiles/jour, vitesse (km/h) et pourcentage d'habitats aquatiques potentiels. Soixante-dix-huit pourcent des tortues mortes que nous avons répertoriées se situaient à 200 m et moins d'un habitat aquatique. Nous avons donc choisi cette distance comme étant « potentielle » à la présence de tortues mortes sur les routes. Nous avons ensuite calculé la proportion de tortues mortes pour chacun de ces tronçons en considérant seulement les tortues dénombrées durant la période de ponte, c'est-à-dire au moment de l'inventaire.

Parmi les variables choisies, il n'existe une corrélation significative qu'entre la proportion (%) d'un tronçon de route située à moins de 200 m d'un habitat aquatique et la proportion (n^{bre}/km) de tortues écrasées ($r_s=0,246$; $p=0,036$; $n=73$). Nous n'avons pu établir aucune autre corrélation significative (au seuil de 5 %) entre la proportion de tortues écrasées et le nombre d'automobiles/jour, le nombre de camions/jour ou la vitesse des véhicules.

Le facteur pouvant le mieux expliquer la quantité de tortues écrasées sur un tronçon routier donné est la proximité des habitats aquatiques (< 200 m), et non la densité ou la vitesse de la circulation routière. La proportion de tortues happées mortellement dépend de la grandeur des populations présentes et de leur distance par rapport aux routes. Un tronçon routier très achalandé, mais situé loin des habitats des tortues, ne fera pas beaucoup de victimes. La présence d'un habitat aquatique à moins de 200 m des routes est donc la seule variable qui explique le nombre de tortues tuées. Bien que la vitesse des véhicules puisse influencer le taux de mortalité des animaux sur les routes (Case 1978; Forman *et al.* 2003), dans le cas de notre étude, la vitesse était assez constante. La limite de vitesse affichée était en général de 90 km/h, variant de 50 km/h dans les villes et villages à 100 km/h sur les autoroutes.

Malgré l'absence de corrélation entre le trafic et les tortues mortes, nous remarquons un faible rapport entre la quantité de Tortues serpentina tuées sur les routes et le nombre de camions par jour ($r_s=0,218$; $p=0,064$; $n=73$). La faible densité de Tortues serpentina peut expliquer cette faible corrélation, qui serait probablement davantage marquée avec un échantillon plus grand. Le taux de mortalité des autres espèces (excluant la Tortue serpentina) et le taux de mortalité total de tortues (pour toutes les espèces, incluant la Tortue serpentina) ne semble pas suivre cette relation. Le lien entre la proportion de Tortues serpentina mortes et le débit de camions peut s'expliquer de deux façons. Premièrement, la Tortue serpentina atteint une grande taille (grandeur maximale de la dossière est de 35,2 cm parmi les tortues mortes recensées, comparativement à 17,4 cm pour la Tortue peinte). Contrairement aux automobilistes, les camionneurs ne peuvent les éviter. En raison de leur pesanteur, les camions lourds sont très difficiles à manœuvrer à grande

vitesse. Les conducteurs de ces véhicules choisiront de passer sur une tortue qui croise leur route plutôt que de tenter de la contourner et de mettre en péril leur vie et celle des autres usagers de la route, et ce s'ils parviennent à même distinguer les tortues sur la route. Deuxièmement, le fait que la Tortue peinte soit l'espèce la plus commune (peu importe le débit de camions) et que les autres tortues soient rares (échantillon trop petit), il se peut qu'un lien entre celles-ci et le nombre de camions par jour soit existant mais non détecté.



Photo 5. Tortue serpentine femelle ayant été heurtée sur la route 366
Source : Jean-François Desroches

En plus des 172 points où des tortues écrasées ont été observées durant cette étude, nous avons sélectionné 186 points aléatoires exempts de tortues mortes. Cela nous a permis de comparer les variables relatives aux routes et à l'habitat aux endroits où des tortues sont écrasées avec les lieux ponctuels sans tortues écrasées. Ces comparaisons permettent de créer un modèle prédictif de la présence de tortues écrasées en un point donné. Le nombre d'automobiles et de camions par jour est significativement plus élevé aux endroits où nous avons recensé des tortues écrasées par rapport aux points choisis de façon aléatoire ($t = -2,345$, $df = 356$, $p < 0,05$ pour les automobiles et $t = -3,117$, $df = 356$, $p < 0,005$ pour les camions). De plus, aux endroits avec présence de tortues mortes, l'habitat aquatique le plus près se trouvait à une plus petite distance ($t = 6,345$, $df = 356$, $p < 0,001$). Pour toutes ces variables, nous avons donc constaté une différence significative entre les points sur les routes où nous avons trouvé des tortues écrasées et les points aléatoires sans tortue.

À l'aide d'une analyse discriminante, nous avons déterminé une équation permettant de prédire la présence d'une tortue morte pour un point donné sur la route au moyen des variables se rapportant au trafic des camions et à la proximité d'un habitat aquatique. Le nombre d'automobiles par jour a été exclu du modèle, car il n'augmente pas la valeur prédictive de l'équation.

L'équation suivante permet de prédire la présence ou l'absence d'une tortue morte dans plus de 68,4 % des cas :

4,89 (distance d'un milieu humide en km) – 8,765 (nombre de 1000 camions/jour) – 0,4876.

Lorsque le résultat de cette équation est négatif, c'est-à-dire inférieur à zéro, on peut supposer la présence d'une tortue écrasée à l'endroit concerné. Un résultat positif (plus grand que zéro) prédit l'absence d'une tortue happée mortellement. Comme le démontre le tableau 6, cette équation est beaucoup plus efficace pour prédire correctement la présence d'une tortue morte (83,7 % de classification correcte) que l'absence de celle-ci (53,4 % de classification correcte). Le modèle a donc tendance à surestimer le nombre de tortues mortes par rapport aux résultats de 2003-2004. L'explication est simple : même si nous n'avons observé aucune tortue morte en un point de route donné en 2003 ou 2004, des tortues seront peut-être écrasées à cet endroit dans le futur ou l'ont peut-être été dans le passé. Des suivis réalisés pendant d'autres années permettraient de préciser ce fait et d'augmenter le pourcentage de classification correcte obtenue avec l'équation de l'analyse discriminante.

Tableau 6. Pourcentage de classification correcte de la présence et de l'absence de tortues mortes selon l'équation de l'analyse discriminante

Tortues écrasées	Absence prédite	Présence prédite
Absence réelle	54,3	45,7
Présence réelle	16,3	83,7

La présence de tortues mortes semble donc reliée à deux facteurs : la proximité d'un habitat aquatique et un trafic dense de camions. L'augmentation du trafic automobile (excluant les camions) n'aurait que peu d'incidence sur le taux de mortalité des tortues. Ceci pourrait être explicable par le fait que les automobilistes tentent normalement d'éviter les tortues qui traversent les routes, alors qu'un camionneur peut difficilement faire de même. De plus, il est évidemment plus probable que des tortues se fassent écraser près d'un habitat aquatique. En théorie, la mortalité routière serait négligeable sur les routes situées à plus de 200 m des milieux humides.

1.3.5 Autres variables

Certaines variables non considérées dans la présente étude ont sans doute un effet sur le taux de mortalité des tortues sur les routes, notamment le tracé du trafic. En effet, les tortues se font tuer parce qu'elles se retrouvent évidemment sur les routes en même temps que les véhicules. Selon qu'il suit ou non les déplacements des animaux, un tracé de trafic irrégulier peut s'avérer plus ou moins néfaste par rapport au débit. Plusieurs reptiles fréquentent les routes en après-midi, ce qui augmente leur risque d'être happés par une voiture (Ashley et Robinson 1996). Il en est de même pour plusieurs tortues, car elles se déplacent le jour (Aresco 2003). C'est le cas des tortues qui pondent souvent en après-midi et en soirée (Bowen *et al.* 2005). Dans la présente étude, la circulation plus dense de la fin d'après-midi peut causer du tort aux tortues à

certains endroits. Les routes les plus achalandées, notamment la route 148 et les autoroutes 5 et 50, sont les plus susceptibles d'être meurtrières. Quelques tortues se sont fait heurter par un véhicule qui en suivait un autre, ce qui démontre l'importance probable du tracé de trafic.

Certaines espèces, notamment la Tortue mouchetée, pondent tard le soir (Congdon *et al.* 1983). Bien qu'elles évitent le moment où le trafic atteint son pic, elles courent un grand risque d'être heurtées par un véhicule, car elles sont peu visibles. Chez les mammifères, les collisions durant la nuit sont souvent plus fréquentes, étant donné que les animaux sont moins visibles (Inbar et Mayer 1999; Joyce et Mahoney 2001). Le manque de visibilité est sans doute la cause principale de la mortalité des tortues sur les routes. En effet, en considérant la vitesse à laquelle roulent les véhicules, la petite taille de la plupart des tortues (moins de 20 cm de longueur) et le fait que la majorité des conducteurs ne s'aperçoivent probablement pas de la présence de tortues sur les routes, nous pouvons présumer que de nombreuses tortues sont tuées à l'insu des automobilistes.

Le comportement des animaux a aussi un effet sur la probabilité qu'un véhicule les happe mortellement. Ainsi, certains serpents semblent éviter de traverser la route quand il y a trop de trafic (Dodd *et al.* 1989). Chez les oiseaux et certains mammifères, l'augmentation du trafic ne cause pas toujours une augmentation de la mortalité. De fait, ces animaux évitent les routes en raison de la quantité de véhicules ou du bruit qu'ils émettent (Clarke *et al.* 1998; Clevenger *et al.* 2003). Les tortues auraient souvent tendance à ne pas traverser les routes (Forman et Alexander 1998). Lors de notre étude, certaines tortues ont fait demi-tour quand des véhicules circulaient sur la route (Desroches et Picard 2005). Cependant, nos observations portent à croire que, dans la majorité des cas, les tortues traversent quand même, surtout durant les moments calmes où le trafic est irrégulier. Les tortues peuvent également, volontairement ou non, longer les routes au lieu de les traverser (Gibbs et Shriver 2002). Toutefois, même en les longeant, elles s'exposent à des risques de collisions et souvent, elles finissent par traverser à un autre endroit. Les animaux attirés par les routes ou leurs accotements risquent d'être heurtés par un véhicule (Forman *et al.* 2003). C'est le cas des tortues femelles, qui affectionnent les accotements quand vient le moment de chercher un site de ponte (Browne 2003).

Le comportement des conducteurs, qui évitent ou heurtent volontairement les tortues, peut influencer sur le taux de mortalité routière en un point donné (Gibbs et Shriver 2002). Certains conducteurs écrasent volontairement les reptiles sur les routes (Dodd *et al.* 1989), notamment les serpents, dont ils ont peur (Seigel 1986; Bonnet *et al.* 1999). Le même phénomène existe pour les tortues, qui sont tuées par plaisir ou parce qu'on les croit nuisibles. Certains pensent à tort qu'elles s'attaquent aux poissons de pêche (Desroches et Picard 2005). En Outaouais, des résidents ont constaté ce phénomène sur certaines routes. Toutefois, selon nos observations, les conducteurs qui aperçoivent des tortues les évitent le plus souvent. Les deux cas de collision entre un véhicule et une

tortue que nous avons observés concernent une file de véhicules rapprochés et roulant à haute vitesse. En conséquence, nous présumons que le conducteur n'avait pas vu la tortue.

1.4 Conclusion

Nous évaluons qu'environ 200 tortues par année se font écraser sur les routes du MTQ étudiées en Outaouais aux fins de cette étude. La majorité des tortues sont tuées durant la période de ponte en juin. Ces mortalités concernent des tortues d'espèces communes dans près de 95 % des cas. Toutefois, des tortues appartenant à au moins trois espèces à statut précaire sont tuées occasionnellement sur nos routes : la Tortue des bois, la Tortue mouchetée et la Tortue géographique. À l'exception de la Tortue mouchetée, nous avons identifié des endroits bien précis où la mortalité de ces tortues survient. Les victimes sont en majorité des tortues femelles adultes. Cette prédominance s'explique par le fait qu'elles se déplacent davantage sur la terre pour trouver des sites de ponte et qu'elles nidifient souvent sur les accotements des routes. Bien que le nombre total de tortues mortes puisse paraître élevé, il ne représente que 1,5 tortue/10 km/année ou 0,15 tortue/km/année. Comme les tortues sont bien réparties sur l'aire d'étude, à l'exception de certains regroupements, nous considérons que l'incidence globale de cette mortalité est faible. À l'échelle locale, nous avons noté certains secteurs problématiques qui présentent une proportion de mortalité annuelle élevée, incluant parfois des espèces rares.

La proximité d'un habitat aquatique a un effet important sur le taux de mortalité routière des tortues. La majorité (91 %) des tortues mortes se trouvaient à moins de 300 m d'un habitat aquatique, et à 200 m et moins on retrouve 78 % des tortues mortes recensées. Nous n'avons pu établir aucune relation entre la vitesse des véhicules, le débit journalier d'automobiles et le nombre de tortues tuées. Toutefois, le nombre de camions semble avoir une influence sur le taux de mortalité routière des Tortues serpentines. La grande taille de ces tortues les rend assez visibles pour que les conducteurs les évitent, comme ils le feraient pour tout objet de taille comparable. Cependant, la tâche n'est pas aussi simple pour les camionneurs. Nous pensons que la visibilité réduite et la manoeuvrabilité difficile pourraient expliquer l'effet présumé des camions sur la mortalité des Tortues serpentines.

Nous considérons que de façon générale, la mortalité routière des tortues en Outaouais ne met pas en péril la survie des populations. Malgré cela, deux aspects sont à considérer : l'effet négatif local sur certaines populations ou espèces et la hausse prévisible du débit de véhicules dans le futur. Le trafic augmente au fil des ans (ministère des Transports du Québec 1996). Ainsi, les résultats obtenus en 2003-2004 ne sont valables que pour les années où le débit de véhicules est comparable. Une hausse du nombre de véhicules, particulièrement des camions, entraînera certainement une augmentation du nombre de tortues tuées sur les routes. Seuls des inventaires futurs et un suivi

structuré permettront de vérifier cette possibilité. Le développement du réseau routier pourrait également s'avérer néfaste pour certaines populations de tortues. Dans quelques cas, par exemple celui de l'autoroute 50, les effets bénéfiques semblent néanmoins importants. Une grande partie du trafic routier sur les routes où beaucoup de tortues se font présentement écraser sera détournée vers un secteur où l'on retrouve peu de tortues.

CHAPITRE 2 : TAILLE ET CARACTÉRISTIQUES DES POPULATIONS DE TORTUES EN BORDURE DES ROUTES

2.1 Mise en situation

La mortalité routière des tortues peut avoir un effet négatif sur les populations. Les tortues ne sont pas des animaux à recrutement densité-dépendante; c'est-à-dire qu'une hausse de mortalité des adultes n'amène pas une hausse du nombre d'œufs pondus ou de la fréquence de ponte (Brooks *et al.* 1991a; Galbraith *et al.* 1997). De fait, un taux de mortalité important des adultes reproducteurs sur une longue période peut entraîner un déclin majeur des populations (Wilbur 1975; Congdon *et al.* 1987; Doak *et al.* 1994; Cunnington et Brooks 1996; Galbraith *et al.* 1997). Étant à leur limite nordique de distribution au Québec, les tortues y sont sujettes à la mortalité due aux conditions climatiques difficiles. La mortalité routière s'ajoute à la mortalité naturelle (Mitchell 1988; Haxton 2000; Forman *et al.* 2003) et pourrait compromettre la survie de certaines populations qui sont déjà fragilisées en raison d'un petit nombre d'individus reproducteurs et d'un taux de recrutement faible.

La mortalité routière pourrait nuire aux populations de tortues en causant une baisse importante du nombre d'adultes, notamment des femelles, qui sont plus susceptibles de se faire écraser sur les routes (voir chapitre 1). Le taux de survie annuel des tortues adultes doit être de plus de 90 % dans les populations en santé (Galbraith et Brooks 1987b; Williams et Parker 1987; Mitchell 1988; Frazer *et al.* 1991; Iverson 1991; Iverson et Smith 1993; Koper et Brooks 1998; Reed et Gibbons 2002).

Le sex ratio théorique chez les populations de tortues d'eau douce est de 1 :1 (Gibbons 1970; Edmonds et Brooks 1996). Toutefois, ce ratio peut changer si l'un des sexes subit un taux de mortalité plus élevé (Gibbons 1990; Gibbons *et al.* 2001; Gibbs et Steen 2005). On soupçonne qu'une mortalité plus importante des femelles, par exemple sur les routes, a causé un biais en faveur des mâles dans le sex ratio de plusieurs populations de tortues (Marchand et Litvaitis 2004; Steen et Gibbs 2004; Gibbs et Steen 2005; Aresco 2005a). Un nombre plus élevé de mâles que de femelles adultes dans une population de tortues peut indiquer une mortalité élevée chez les femelles.

Il est difficile d'évaluer les conséquences de la mortalité routière des tortues lorsqu'on ne connaît pas la taille ni la composition des populations. Le nombre de tortues tuées sur les routes représente quelle proportion des tortues? Les populations comptent combien d'individus? Peuvent-elles supporter le taux de mortalité actuel sans décliner?

Les objectifs de la présente partie de l'étude étaient de caractériser les populations de tortues dans des étangs isolés sujets à la mortalité routière. Pour ce faire, nous avons collecté des données afin d'évaluer la taille des

populations, de connaître les espèces qui les composent et de vérifier si le sex ratio est différent de 1 :1. Nous avons par la suite comparé ces données avec celles des tortues mortes sur les routes adjacentes, dans le but de savoir si ces populations risquent de décliner.

2.2 Méthodologie

Dans le but d'évaluer l'incidence de la mortalité routière à l'échelle locale, nous avons sélectionné cinq étangs en Outaouais. Ils devaient être situés en bordure d'une route où au moins une tortue avait été écrasée en 2003 afin de pouvoir comparer la mortalité avec la population. De plus, ces étangs devaient être relativement isolés pour éviter des déplacements importants d'immigration-émigration chez les tortues et être petits pour permettre d'évaluer la taille de la population de tortues. Les caractéristiques des étangs sont présentées au tableau 7. Les détails permettant la localisation des étangs ne sont pas présentés dans le rapport étant donné le risque de braconnage, notamment en ce qui concerne la Tortue mouchetée.

Une opération intensive de capture-marquage-recapture a eu lieu dans chacun des étangs afin d'y évaluer le nombre de tortues et de caractériser les populations. En comparant le nombre de tortues qui habitent chaque étang au nombre de décès sur la route adjacente, il est possible d'évaluer l'impact de cette mortalité sur la population, puis d'établir une projection dans le temps et de voir si la population est menacée de déclin. Ce calcul prédictif se base sur des données connues, tels l'âge des tortues à maturité, leur longévité et le taux de recrutement. Le sex ratio des tortues dans les populations peut également être comparé à celui des tortues qui meurent sur les routes, pour vérifier si un effet est possible sur le rapport des sexes.

Nous avons déterminé le sexe des tortues par la présence de caractères sexuels secondaires (Cagle 1954; Mosimann et Bider 1960; Graham et Doyle 1977; Ernst *et al.* 1994; Desroches et Rodrigue 2004). Le stade (adulte ou immature) a été déterminé selon la présence ou non des caractères sexuels secondaires et la taille des individus. Nous avons considéré comme adultes les Tortues peintes dont la dossière mesurait plus de 9 cm de longueur (Desroches et Rodrigue 2004) et les Tortues serpentines avec une dossière de 20 cm de longueur (Mosimann et Bider 1960; Yntema 1970; Steen et Gibbs 2004).

Tableau 7. Caractéristiques des étangs sélectionnés pour l'étude des populations de tortues en Outaouais en 2004

N ^o	Description	Superficie (ha)
1	Étang	4
2	Marécage arbustif (saules)	8
3	Étang	3
4	Étang à castors	3
5	Étang	3

Capture des tortues

La période de capture-marquage-recapture s'est échelonnée sur trois mois, soit du 21 mai au 19 août 2004. Nous avons capturé les tortues à l'aide des instruments suivants : épuisettes, verveux et paniers à bûches. L'utilisation de différentes méthodes de capture minimise les biais possibles envers un sexe ou l'autre (Ream et Ream 1966; Lovich et Gibbons 1990), une catégorie de taille (Mosimann et Bider 1960; Ream et Ream 1966) ou envers certaines espèces (Cagle 1942; Cagle et Chaney 1950; Browne 2003). Un canot a été utilisé dans les étangs plus profonds. Lors des fouilles actives, nous nous sommes servis des épuisettes. Elles permettaient de capturer les tortues qui se trouvaient à une courte distance de l'observateur. Des tortues étaient parfois capturées à la main lorsqu'elles se cachaient dans la végétation en eau peu profonde. Les verveux étaient appâtés de sardine (Hammer 1969; Iverson 1979; Mitchell 1985) et fixés par des cordons à des arbustes riverains ou à des tiges de métal plantées verticalement dans l'eau. Le tiers ou le quart supérieur restait hors de l'eau pour éviter que les tortues capturées se noient. Les verveux étaient déplacés à tous les trois jours au moins.

Les paniers à bûches sont faits d'un cadre de bois auquel s'accroche une poche en grillage métallique. Nous avons modifié le modèle standard flottant (Lagler 1943; Bayless 1975; MacCulloch et Gordon 1978; Browne 2003) pour l'accrocher aux troncs et aux bûches qui émergent de l'eau (Ream et Ream 1966). Les paniers étaient donc placés en-dessous de troncs sur lesquels les tortues vont se chauffer par temps ensoleillé. Lorsqu'elles sautent à l'eau, notamment à notre approche, les tortues se réfugient au fond de la poche grillagée. Il suffit alors de les capturer à la main ou à l'épuisette. Contrairement aux verveux, les paniers à bûches ne retiennent pas les tortues captives; elles peuvent en sortir seules si aucun stress ne les retient cachées au fond. Ce type de piège fonctionne bien avec les tortues qui aiment se chauffer au soleil, comme la Tortue peinte (Lagler 1943). Dans le but d'augmenter notre échantillonnage, nous avons aussi observé et identifié, à l'aide de jumelles, des individus marqués se faisant chauffer au soleil ou dans l'eau (Koper et Brooks 1998).

Les relevés des pièges à tortues (verveux et paniers à bûches) ont été effectués tous les jours par une équipe de deux personnes, sauf du 10 au 30 juin, période de ponte des tortues, où ils ont été faits aux deux jours. Les

relevés fréquents limitent la possibilité que des tortues s'échappent des verveux (Frazer *et al.* 1990). Une fiche de terrain standardisée était remplie pour chaque tortue capturée ou recapturée (voir annexe I).



Photo 6. Techniques utilisées pour capturer les tortues aux sites de capture-marquage-recapture en Outaouais en 2004 (a= épuisette, b= verveux, c= panier à bûche)

Source : Jean-François Desroches

Marquage des tortues

Nous avons identifié chaque tortue capturée à l'aide d'un numéro séquentiel individuel. Le numéro du site (1 à 5) était inscrit sur les écailles marginales antérieures, tandis que celui de la tortue (de 1 à xxx pour chacun des sites) était inscrit sur les écailles marginales postérieures (voir annexe II). Le numéro de chaque tortue était codé au moyen d'encoches faites sur ses écailles marginales (Cagle 1939) à l'aide d'une lime de type queue-de-rat à profil rond. Ce numéro a également été inscrit de chaque côté de la dossière à l'aide d'une peinture acrylique blanche et sur un ruban orange apposé à l'arrière de la carapace et collé avec du silicone. Ces marques de peinture, utilisées lors d'études précédentes (Tinkle 1958; Bayless 1975; Galbraith *et al.* 1988; Doroff et Keith 1990; Congdon *et al.* 1993b; Chabot *et al.* 1993; Koper et Brooks 1998; Browne 2003), disparaissent après quelques semaines ou mois, ou au

moment de la mue chez les Tortues peintes (Bayless 1975). Les tortues étaient gardées hors de l'eau de 10 à 20 minutes afin de permettre à la peinture et au silicone de sécher. Elles étaient ensuite immédiatement relâchées dans l'étang d'où elles provenaient.

Le numéro peint sur la dossière des tortues permettait de les reconnaître à distance lorsqu'elles étaient aperçues en train de se chauffer au soleil sur des bûches ou des boutons herbeux. Les tortues adultes qui ont servi à évaluer la taille des populations étaient numérotées en ordre croissant alphanumérique, en commençant par le chiffre un. Quant aux tortues immatures, elles étaient marquées d'une lettre, en commençant par A.



Photo 7. Marquage d'une tortue par encoches des écailles marginales à l'aide d'une lime

Source : Jean-François Desroches



Photo 8. Marquage avec de la peinture et un ruban sur la dossière des tortues

Source : Jean-François Desroches

Évaluation de la taille des populations

Pour les cinq populations de tortues étudiées selon la méthode de capture-marquage-recapture, nous avons estimé la taille de la population des Tortues peintes adultes à l'aide du modèle Burnham et Overton (population fermée, marques individuelles, probabilité de capture hétérogène entre les individus).

2.3 Résultats et discussion

2.3.1 Taille et caractéristiques des populations de tortues étudiées

Entre le 21 mai et le 19 août 2004, plus de 220 visites ont pu être effectuées au total dans les cinq sites étudiés. En incluant les jeunes tortues et les recaptures, nous avons effectué 427 captures. Pour ce qui est des adultes, un total de 162 Tortues peintes, de 18 Tortues serpentines et de 4 Tortues mouchetées ont été capturées et marquées dans les cinq populations étudiées (tableau 8).

Tableau 8. Nombre de tortues capturées (excluant les recaptures) dans chaque étang étudié en Outaouais en 2004, selon l'espèce, le sexe et le stade

Site	Espèce	Adultes			Immatures	Total/ espèce	Grand total
		Mâles	Femelles	Sexe indéterminé			
1	Tortue peinte	42	38	5	15	100	104
	Tortue serpentine	1	3	0	0	4	
2	Tortue peinte	5	5	2	2	14	17
	Tortue serpentine	1	0	0	0	1	
	Tortue mouchetée	0	1	1	0	2	
3	Tortue peinte	25	12	5	2	44	51
	Tortue serpentine	1	5	0	1	7	
4	Tortue peinte	0	2	0	0	2	9
	Tortue serpentine	0	1	0	4	5	
	Tortue mouchetée	2	0	0	0	2	
5	Tortue peinte	8	12	1	1	22	29
	Tortue serpentine	3	3	0	1	7	
TO-TAL		88	82	14	33	210	210

La Tortue peinte est l'espèce la plus commune dans les étangs étudiés. Nous avons capturé et marqué jusqu'à 85 adultes de cette espèce dans un seul site, comparativement à un maximum de six pour la Tortue serpentine et de deux pour la Tortue mouchetée (tableau 9). Les jeunes tortues peuvent être nombreuses et constituer une partie importante du nombre total de tortues dans certaines populations (Gibbons 1968a; Hammer 1969; Williams et Parker 1987; Gibbs et Amato 2000). Toutefois, puisqu'elles sont difficiles à trouver et à capturer, nous ne les avons pas considérées dans la présente étude.

En effet, en général, peu de jeunes tortues ont été capturées dans les sites étudiés en 2004. Elles sont difficiles à trouver, et leur nombre est bas dans

plusieurs études (Sexton 1959; Wilbur 1975; Brooks et al. 1991a; Frazer et al. 1991; Congdon et al. 1993; Guyot et Clobert 1997; Koper et Brooks 1998; Reese et Welsh 1998; DonnerWright et al. 1999; Gibbons et al. 2001; Browne 2003). Ils peuvent utiliser des habitats différents de ceux des adultes (Cagle 1942; Graham et Doyle 1977; Gibbons *et al.* 2001) ou être réellement peu nombreux. De plus, comme leur taux de survie est généralement faible (Gibbons 1968a; 1987; Crouse *et al.* 1987; Brooks *et al.* 1992; Iverson 1991; Klemens 2000), le fait de les inclure dans la taille des populations augmente artificiellement son évaluation. Plusieurs jeunes n'atteignent pas l'âge de reproduction et ne doivent donc pas être inclus dans la taille effective de la population.

Tableau 9. Nombre de tortues adultes marquées et recapturées selon les espèces et les populations, dans les étangs étudiés en Outaouais en 2004

Site	Tortue peinte		Tortue serpentine		Tortue mouchetée	
	N ^{bre} marquées	N ^{bre} recaptures (individus recapturés)	N ^{bre} marquées	N ^{bre} recaptures (individus recapturés)	N ^{bre} marquées	N ^{bre} recaptures (individus recapturés)
1	85	110 (44)	4	5 (2)	0	-----
2	12	8 (6)	1	0	2	1 (1)
3	42	37 (18)	6	1 (1)	-----	-----
4	2	1	1	0	2	1 (1)
5	21	29 (12)	6	10 (3)	0	-----
TOTAL	162	185	18	16	4	2

Le fait d'avoir utilisé différentes méthodes de capture a permis d'éviter des biais liés au sexe ou aux différentes espèces. Le nombre de tortues adultes capturées par sexe, par espèce et selon la méthode est présenté au tableau 10. Bien que considérés comme l'une des meilleures méthodes de capture pour plusieurs tortues (Lagler 1943; Mitchell 1988), les verveux s'étaient avérés la méthode la moins fructueuse pour la capture de Tortues peintes lors d'une étude réalisée dans le nord de l'Ontario (Koper et Brooks 1998). Cette méthode favoriserait la capture de mâles (Ream et Ream 1966; Whillans et Crossman 1977; Browne 2003). Par contre, les paniers à bûches n'entraîneraient pas de biais dans le sexe des Tortues peintes capturées (McKenna 2001; Browne 2003). Toutefois, comme les reptiles femelles gravides se chauffent davantage au soleil que les mâles (Shine 1980), il est possible qu'au printemps, avant la ponte, les Tortues peintes femelles s'exposent plus au soleil que les mâles. Pour cette raison, les paniers à bûches pourraient permettre de capturer plus de femelles que de mâles (Ream et Ream 1966). Les captures à l'épuisette, y compris celles faites à la main, ne causeraient pas de biais dans le sex ratio pour la Tortue peinte et la Tortue serpentine (Browne 2003).

Tableau 10. Nombre de captures (incluant les recaptures) de tortues adultes par sexe et par espèce, selon les différentes méthodes utilisées dans les étangs étudiés en Outaouais en 2004

	Tortue peinte			Tortue serpentine			Tortue mouchetée			Total
	Mâles	Femelles	Total*	Mâles	Femelles	Total *	Mâles	Femelles	Total *	
Épuisette	29	37	69	6	4	10	2	1	3	82
Verveux	73	42	126	2	10	12	0	1	2	140
Panier à bûche	26	27	54	0	0	0	0	0	0	54

* Le nombre total peut excéder la somme des mâles et des femelles, car il inclut les tortues de sexe indéterminé

Nous avons utilisé un test de Khi-carré pour vérifier si les méthodes de notre étude avaient favorisé l'un des sexes. Seule la Tortue peinte fait partie de l'analyse, car le nombre d'individus capturés parmi les autres espèces est trop faible. De plus, ce test n'inclut pas les mentions de type « observation » parce qu'elles favorisent la recapture des tortues déjà marquées. Elles ne sont donc pas indépendantes des captures originales faites avec les autres méthodes.

Afin d'augmenter la taille des échantillons et d'évaluer plus précisément chacune des méthodes de capture, nous avons pris en compte les recaptures dans le nombre total de captures. Il n'existe pas de différence significative entre le nombre total de mâles et de femelles capturés à l'épuisette, incluant les captures faites à la main ($X^2 = 0,487$; $p = 0,05$, $n = 66$) et avec les paniers à bûches ($X^2 = 0,009$; $p = 0,05$; $n = 53$). Toutefois, il y a une différence significative avec les verveux ($X^2 = 4,256$; $p = 0,05$; $n = 115$); ces derniers ont favorisé la capture de mâles.

Estimation de la taille des populations

La Tortue peinte est la seule espèce capturée en nombre suffisant pour permettre d'évaluer adéquatement la taille des populations. Nous avons capturé et recapturé assez d'adultes pour que notre évaluation soit valable dans trois sites. Dans les deux autres étangs, le nombre de tortues adultes capturées ou recapturées est trop petit pour estimer la taille de la population. Il en est de même pour les Tortues serpentine et mouchetées, et ce, dans tous les sites étudiés (tableau 11).

Tableau 11. Taille estimée et densité des populations de Tortues peintes adultes, et nombre d'adultes des autres espèces, pour chacun des sites étudiés en Outaouais en 2004

Site	Taille estimée de la population de Tortues peintes adultes	Densité de Tortues peintes adultes (n ^{bre} /ha)	Nombre de Tortues serpentinales adultes capturées	Nombre de Tortues mouchetées adultes capturées
1	145,6 ± 28,2	29,3 à 43,5	4	0
2	17,9 ± 4,6*	1,6 à 2,9 ?	1	2
3	80,5 ± 21,7	19,7 à 34	6	0
4	Très faible (< 5?) *	< 1,5?	1	2
5	29,8 ± 4,5	8,3 à 11,3	6	0

* Estimation biaisée

La plus grande population de Tortues peintes est celle retrouvée au site 1. Nous y avons capturé 85 adultes au total, et le nombre de recaptures s'élève à 110. En moyenne, plus de 4,3 tortues étaient attrapées à chaque visite. Cette population compterait entre 117 et 174 Tortues peintes adultes (145,6 ± 28,2 tortues). Nous jugeons que cette estimation est très précise compte tenu du taux de recaptures élevé (84,5 % de recaptures en moyenne pour les 10 derniers échantillons). La densité de Tortues peintes se situe ainsi entre 29,3 et 43,5 tortues/ha. Quatre Tortues serpentinales adultes y ont été capturées, pour une densité de 1 tortue/ha. Bien qu'exclus de l'évaluation de la taille de la population, les individus immatures représentent 15 % des Tortues peintes capturées à ce site. Par ailleurs, nous n'y avons attrapé aucune Tortue serpentinale immature.

Au site 2, nous n'avons capturé et marqué que 12 tortues peintes, et moins de 6 recaptures ont été effectuées. Nous évaluons la taille de la population de Tortues peintes adultes à 17,9 ± 4,6 tortues (13 à 23 tortues). Cependant, cette estimation est grandement biaisée à cause du faible taux de captures (moins de 0,3 tortue/visite) et de recaptures à la fin de la période d'échantillonnage (moins de 50 % de recapture). Le peu de recaptures pourrait s'expliquer ainsi : certains secteurs du marécage sont difficiles d'accès, et l'habitat offre de nombreuses cachettes qui nous étaient inaccessibles. Contrairement aux autres, ce site n'est pas un étang, mais un marécage arbustif. Il est également possible que cette population ne soit pas suffisamment fermée à cause du ruisseau tout près du marécage. Une seule Tortue serpentinale adulte et deux Tortues mouchetées ont également été capturées à ce site. Comme pour la Tortue peinte, il est fort possible que les populations qui habitent le marécage soient plus importantes. Les jeunes tortues sont exclues de l'évaluation de la taille des populations, mais représentent 14,3 % du total des Tortues peintes. Nous y avons capturé aucune Tortue serpentinale ou mouchetée immature.

En ce qui concerne le site 3, nous évaluons la taille de la population de Tortues peintes adultes à 80,6 ± 21,7 tortues (59 à 102 tortues), ce qui en fait le deuxième site le plus peuplé. Le taux de captures et de recaptures à ce site était relativement élevé, soit 2,4 tortues en moyenne à chaque visite pour la

capture et 66 % de recaptures au cours des dix dernières visites. Nous pouvons donc estimer assez précisément la taille de la population. La densité de Tortues peintes adultes, qui est légèrement plus faible que celle du site 1, atteint ainsi entre 19,7 et 34 tortues/ha. Six Tortues serpentine adultes ont aussi été capturées dans cet étang. La proportion de jeunes Tortues peintes ne représente que 4,6 % du nombre total des individus, mais s'élève à 14,3 % pour la Tortue serpentine.

Nous avons dû abandonner le site 4 à cause du très petit nombre de captures. En effet, après une trentaine de visites, seulement deux Tortues peintes adultes ont été marquées, et nous en avons recapturé une seule. Nous ne pouvons donc estimer la taille de cette population, qui est certainement très faible. De plus, l'une des deux Tortues peintes marquées a été retrouvée morte sur la route adjacente en juin 2005 (J.-F. Desroches et R. Laparé, obs. pers.). Nous avons aussi capturé et marqué une seule Tortue serpentine et deux Tortues mouchetées adultes à ce site. La proportion d'individus immatures s'élève à 80 % pour la Tortue serpentine, dont quatre jeunes ont pu être capturés. Nous n'avons observé aucune Tortue peinte et aucune Tortue mouchetée immature. Cet étang est probablement un site d'alimentation qui n'abrite pas de population de tortues, mais qui accueille des tortues en déplacement. Il est très riche en végétation et en petite faune. On y retrouve notamment beaucoup de grenouilles. Une trop forte densité de végétation aquatique pourrait nuire aux déplacements des tortues, qui y sont généralement moins abondantes (Marchand et Litvaitis 2004).

Au site 5, nous avons marqué 21 Tortues peintes adultes et effectué 29 recaptures. Cette population serait de petite taille, soit $29,8 \pm 4,5$ tortues (entre 25 et 34 tortues). L'estimation de la population pourrait être biaisée en raison de la grande variabilité et du faible taux de capture (0 à 8 tortues/visite, soit 1,3 tortue/visite en moyenne). Malgré cela, le taux de recapture relativement élevé des 10 dernières visites (72,5 %) indique que notre estimation de la taille de cette population est sans doute fiable. Nous avons également capturé et marqué six Tortues serpentine adultes dans cet étang. La proportion d'individus immatures est de 4,6 % pour la Tortue peinte et de 14,3 % pour la Tortue serpentine, ce qui équivaut aux résultats obtenus au site 3. La rivière des Outaouais se trouvant à 200 m au sud, la population de tortues de cet étang est possiblement ouverte et soumise à des migrations et émigrations périodiques.



Photo 9. L'étang du site 5, en bordure de la route 148
Source : Jean-François Desroches

La taille des populations de Tortues peintes varie de 30 à 150 adultes environ dans les sites étudiés, en excluant le site 2 (taux de recapture trop faible) et le site 4 (trop peu d'individus). Les densités de tortues sont ainsi de 8,3 à 43,5 tortues/ha, ce qui est comparable aux résultats d'autres études menées en Ontario (22,5 tortues/ha; Browne 2003), en Saskatchewan (11,1 tortues/ha; MacCulloch et Secoy 1983), au Michigan (39,9-89,5 tortues/ha [incluant les jeunes]; Congdon *et al.* 1986) et dans l'état de New York (22,5-27,5 tortues/ha [incluant les jeunes]; Bayless 1975). À Sainte-Anne-de-Bellevue, sur l'île de Montréal, on a évalué la taille d'une population de Tortues peintes à 112 tortues/0,4 ha (Bider et Hoek 1971), soit l'équivalent de 280 tortues/ha. Les jeunes étaient par contre inclus dans le calcul. Des densités de Tortues peintes plus élevées que celles des sites étudiés en Outaouais ont aussi été obtenues dans le nord de l'Ontario (Koper et Brooks 1998) et aux États-Unis (Gibbons 1968a; Michell 1988; Lindeman 1990). Mentionnons toutefois que plusieurs de ces études considèrent les jeunes dans l'estimation de la taille des populations, ce qui peut faire augmenter substantiellement la valeur du résultat. Également, les populations de tortues situées plus au sud peuvent compter plus d'individus (Sexton 1959; Ernst 1971; Galbraith *et al.* 1988) en raison notamment du climat plus favorable et peut-être d'habitats plus productifs.

Peu de Tortues serpentine et mouchetées habitent les sites que nous avons étudiés. La densité d'adultes varie de 0,1 à 2 tortues/ha pour la Tortue serpentine et de 0,25 à 0,7 tortue/ha pour la Tortue mouchetée. Les densités maximales de 2 Tortues serpentine/ha que nous avons estimées aux sites 3 et 5 sont comparables à celles obtenues à des latitudes semblables en Ontario (Galbraith *et al.* 1988). Dans le sud de l'Ontario, les densités de Tortues serpentine et de Tortues mouchetées sont en moyenne de 4,3 et 4,5 tortues/ha, ce qui est assez faible (Browne 2003). Les espèces de tortues plus grosses ont tendance à avoir une densité plus faible (Vogt et Benitez

1997). La situation de nos étangs confirme cette affirmation, puisque la densité de Tortues serpentine et de Tortues mouchetées y est plus petite que celle des Tortues peintes. L'abondance des tortues dans un étang peut toutefois varier selon les années à cause des déplacements d'individus (Stone *et al.* 1993). Pour la Tortue mouchetée, comme pour la majorité des populations de Tortues serpentine étudiées, le nombre peu élevé d'adultes capturés nous porte à croire que les sites étudiés font partie de métapopulations plus grandes qui incluent les étangs étudiés, et non de populations isolées ne subissant aucune immigration et émigration.

L'estimation de la taille des populations étudiées représente un minimum, et il est possible que les populations réelles soient plus importantes. Premièrement, nous avons retenu seulement les adultes pour ce calcul, mais les jeunes composent parfois une partie importante du nombre total d'individus (Gibbons 1968a; Hammer 1969; Gibbs et Amato 2000). Deuxièmement, les tortues marquées (numéro peint) que nous avons observées ont automatiquement été considérées comme des recaptures, même si elles n'ont pas pu être capturées avec un filet. Cette façon de faire a pour effet de surestimer le nombre de recaptures, donc de sous-estimer la taille réelle de la population. Chaque recapture fait baisser le nombre estimé de tortues dans la population, c'est-à-dire que plus la proportion de tortues recapturées (dont les tortues peinturées) est élevée, plus la taille totale estimée de la population diminue. Par exemple, selon une règle de trois, un taux de recapture de 50 % dans une population de 100 tortues marquées donne un estimé simplifié de 200 tortues, tandis qu'une évaluation basée sur un taux de recapture de 75 % donne un estimé de 134 tortues. Les mentions de ce type correspondent à moins de 25 % des recaptures.

À l'exception des sites 2 et 4, nous considérons que les estimations de taille des populations de Tortues peintes sont fiables, même si elles sont possiblement sous-estimées. Notons que nous avons observé très peu de tortues non marquées sur les bûches durant les deux derniers mois du projet. En effet, durant les 144 visites faites à cette période, nous n'avons capturé que 44 tortues non marquées au total, soit moins de 0,3 tortue/visite, alors qu'au cours de la même période, le nombre de recaptures a atteint près de 222 tortues, soit l'équivalent de 1,5 tortue/visite.

La difficulté d'obtenir un nombre suffisant de captures ou de recaptures sur certains sites n'est pas surprenante. Les estimations adéquates de la taille des populations de tortues sont difficiles à obtenir (Koper et Brooks 1998). En effet, ces animaux sont généralement cryptiques et difficiles à capturer.

Estimation du sex ratio des populations

En général, le sex ratio des tortues est d'environ 1 :1, c'est-à-dire qu'on retrouve à peu près le même nombre de mâles adultes que de femelles adultes (Gibbons 1970). Un tel sex ratio a été obtenu dans plusieurs études

qui portaient sur différentes espèces (Mosimann et Bider 1960; Tinkle 1961; Gibbons 1968a; Bider et Hoek 1971; Ernst 1971; Wibur 1975; Graham et Doyle 1977; MacCulloch et Secoy 1983; Turner *et al.* 1984; Galbraith *et al.* 1988; Mitchell 1988; Edmonds et Brooks 1996; Walde *et al.* 2003; Daigle et Jutras 2005). Toutefois, le sex ratio peut être biaisé si une mortalité différentielle survient, par exemple un taux plus élevé de femelles tuées sur les routes. Selon certaines études, la mortalité des tortues sur les routes pourrait changer le sex ratio dans les populations en diminuant la proportion de femelles (Aresco 2003; 2004; 2005; Marchand et Litvaitis 2004; Steen et Gibbs 2004; Gibbs et Steen 2005).

Le sex ratio absolu obtenu pour les populations de Tortues peintes varie de deux mâles pour une femelle (1 : 0,5) à deux femelles pour un mâle (1 : 2). Le sex ratio de la population du site 4 a été calculé à partir de seulement deux tortues et n'est donc pas valide. Nous pouvons en dire de même pour le sex ratio des populations de Tortues serpentine et mouchetées basé sur un ou deux individus (c.-à-d. aux sites 2 et 4). Pour les sites où nous avons capturé dix Tortues peintes ou plus, le sex ratio absolu varie de 1 : 0,5 à 1 : 1,25.

Tableau 12. Sex ratio* absolu des populations de tortues adultes dans les étangs étudiés en Outaouais en 2004 (n=nombre total de tortues adultes ayant servi au calcul)

Site	Tortue peinte	Tortue serpentine	Tortue mouchetée
1	1 : 0,9 (n = 80)	1 : 3 (n = 4)	-
2	1 : 1 (n = 10)	1 : 0 (n = 1)	0 : 1 (n = 1)
3	1 : 0,5 (n = 37)	1 : 5 (n = 6)	-
4	0 : 2 (n = 2)	0 : 1 (n = 1)	2 : 0 (n = 2)
5	1 : 1,25 (n = 20)	1 : 1 (n = 6)	-

* Le sex ratio est présenté sous la forme d'un rapport mâles : femelles.

Pour tous les sites confondus, le sex ratio est de 1 : 0,85 et non significativement différent de 1 : 1 ($X^2=0,406$; $p=0,05$; $n=149$). Le test de Khi-carré nous démontre que dans toutes les populations étudiées, le sex ratio des Tortues peintes n'est pas significativement différent de 1 : 1. Nous avons exclu le site 4 du test à cause du trop petit nombre ($n^{bre} = 2$) de tortues. Le sex ratio obtenu est exactement de 1 : 1 au site 2, mais seulement 10 tortues composaient l'échantillon. Les autres sites ont obtenu un sex ratio non significativement déviant de l'équilibre : site 1 ($X^2 = 0,10$; $p = 0,05$; $n = 80$), site 3 ($X^2 = 2,36$; $p = 0,05$; $n = 37$) et site 5 ($X^2 = 0,40$; $p = 0,05$; $n = 20$).

Chez la Tortue serpentine, le sex ratio absolu favorise toujours les femelles, variant de 1 : 1 à 1 : 5, favorisant toujours les femelles. Les femelles de cette espèce sont plus actives en juillet, sans doute en raison de l'alimentation (Brown et Brooks 1993); ceci pourrait expliquer pourquoi nous avons capturé

plus de femelles dans certains étangs en été. La difficulté à déterminer le sexe chez les Tortues serpentine vivantes a pu causer une surestimation du nombre de femelles, des mâles ayant pu être pris à tort pour des femelles. Chez la Tortue mouchetée, le sex ratio global est de 1 : 0,5. Déterminée à partir de trois individus seulement, cette valeur n'est toutefois pas très représentative.

Finalement, le sex ratio global de l'ensemble des espèces (n=170) est de 1 : 0,9 et n'est pas significativement différent de 1 : 1 ($X^2 = 0,106$; $p = 0,05$, $n = 170$). Les résultats obtenus démontrent que le sex ratio des populations de tortues étudiées ne diffère pas significativement de 1 : 1.

2.3.2 Relation entre la taille et le sex ratio des populations de tortues et la mortalité sur les routes adjacentes

Nous avons évalué l'incidence de la mortalité routière sur les populations de tortues en comparant les tortues capturées avec les tortues mortes sur les routes adjacentes (nombre et caractéristiques). Nous avons recensé peu de tortues mortes (de 1 à 2,5 tortues/année) sur les routes en bordure des étangs étudiés. Comme pour les populations de tortues analysées, les caractéristiques des tortues mortes sur les routes changent d'un site à l'autre (tableau 13).

Tableau 13. Nombre et caractéristiques des tortues mortes recensées en 2003-2004 sur les routes adjacentes aux étangs sélectionnés pour l'évaluation des populations

Site	Taille estimée de la population de Tortues peintes adultes	Mortalité routière en 2003	Mortalité routière en 2004	Moyenne du nombre de tortues mortes/année (toutes espèces confondues)
1	145,6 ± 28,2	1 mâle peint	1 jeune serpentine	1 tortue/année
2	17,9 ± 4,6*	1 jeune peint et 1 femelle mouchetée	1 jeune serpentine	1,5 tortue/année
3	80,5 ± 21,7	1 femelle peint	1 femelle peint	1 tortue/année
4	Très faible*	2 femelles peintes	1 femelle peint et 1 adulte mouchetée (sexe inconnu)	2 tortues/année
5	29,8 ± 4,5	2 peintes (1 femelle et 1 individu de sexe inconnu)	3 femelles peintes (dont 2 marquées)	2,5 tortues/année

* Estimation biaisée

Les trois espèces de tortues identifiées dans les étangs figurent également au nombre des tortues mortes. La Tortue peint, qui représente 75 % des individus morts, est l'espèce la plus fréquemment tuée sur les routes, tandis que la Tortue serpentine et la Tortue mouchetée constituent chacune 12,5 % du total des mortalités. Si la probabilité de se faire tuer était la même pour chaque espèce, le pourcentage relatif des mortalités sur les routes serait similaire au pourcentage relatif dans les populations. C'est seulement le cas de la Tortue serpentine, qui représente 11,4 % des tortues capturées dans les

étangs. La proportion de Tortues peintes mortes est légèrement inférieure à celle des populations (75 % versus 86,7 %). Pour la Tortue mouchetée, la proportion des tortues mortes est beaucoup plus importante que celle retrouvée dans les populations (12,5 % contre 1,9 %). La Tortue mouchetée subirait donc une mortalité relative plus importante que les autres espèces sur les routes.

Les jeunes tortues correspondent à 17,6 % des tortues trouvées mortes sur les routes adjacentes aux étangs. Par contre, elles représentent 15,7 % des individus dans les étangs sélectionnés. La proportion de tortues immatures tuées sur les routes adjacentes n'est donc pas très différente de celle que nous retrouvons dans les étangs.

Nous avons pu déterminer le sexe de 11 tortues adultes trouvées mortes. Le sex ratio de celles-ci indique une plus grande proportion de femelles, qui représentent 90,1 % du total. Le rapport des sexes dans les tortues tuées sur les routes diffère considérablement de celui dans les populations étudiées ($X^2 = 8,46$; $p = 0,05$; $n = 182$). La proportion de femelles happées mortellement est donc plus élevée que le taux de femelles retrouvé dans les populations étudiées. Nous pouvons en conclure que les femelles sont plus souvent tuées sur les routes, probablement à cause de leurs déplacements terrestres en période de ponte.

Un taux de mortalité annuel de 5 à 10 % chez les adultes et de 2 à 3 % chez les femelles suffit pour causer du tort aux populations de tortues (Congdon *et al.* 1993; 1994; Cunningham et Brooks 1996; Heppell *et al.* 1996; Gibbs et Shriver 2002; Aresco 2003). Dans les populations qui ne déclinent pas, le taux de survie annuel des adultes est généralement supérieur à 90 % (Galbraith et Brooks 1987b; Mitchell 1988; Frazer *et al.* 1991; Iverson 1991; Iverson et Smith 1993; Koper et Brooks 1998; Reed et Gibbons 2002). Afin de déterminer si le taux de mortalité routière actuel peut nuire aux populations de tortues dans les étangs étudiés, nous avons comparé le taux de mortalité annuel avec la taille des populations. Le nombre total de tortues mortes par année a été comparé à la population de chaque espèce, et non seulement le nombre de tortues de l'espèce concernée, étant donné les variations annuelles potentiellement importantes.

Au site 1, la population de Tortues peintes varierait de 117 à 174 adultes. Le taux de mortalité observé sur les routes en bordure est relativement faible, soit 1 tortue/année. Pour cette espèce, cela représenterait entre 0,3 et 0,9 % de la population. Pour atteindre un taux de mortalité de 5 %, il faudrait que de 5,9 à 8,7 tortues/année meurent sur les routes adjacentes. La seule Tortue peinte morte recensée pendant l'étude était un mâle. Selon les données de 2003-2004, la mortalité routière ne menacerait pas la population de Tortues peintes de ce site. Nous ne pouvons en dire autant des Tortues serpentines, puisque seulement quatre adultes ont été capturés dans l'étang. Si ce nombre représente la population réelle, un taux de mortalité supérieur à 0,5 tortue/année ou à 1 tortue/2 ans serait suffisant pour provoquer un déclin.

Ce taux de mortalité semble possible, même si aucune Tortue serpentine adulte n'a été tuée à cet endroit en 2003-2004. Nous avons toutefois trouvé un individu immature mort sur la route adjacente à l'étang.

Au site 2, nous avons évalué la taille de la population de Tortues peintes adultes à $17,9 \pm 4,6$ tortues, mais cette valeur n'est pas précise étant donné le faible taux de recapture. De façon très conservatrice, considérons que la population compte 20 adultes. En considérant que le taux de mortalité routière annuel observé à cet endroit est de 1,5 tortue/année (7,5 % de la population), nous pouvons affirmer que cette population risque de diminuer. Si, toutefois, la population de Tortues peintes compte 30 adultes, la mortalité routière annuelle représente alors 5 % de la population. On doit donc considérer cette population en risque de déclin même si l'évaluation de la taille de la population n'est pas jugée fiable. Notre étude nous a permis de dénombrer une seule jeune Tortue peinte parmi les tortues mortes sur la route adjacente au marécage. Quant au risque de déclin des populations de Tortues serpentes et de Tortues mouchetées, les données obtenues en 2003-2004 révèlent qu'il est très élevé. En effet, nous avons capturé seulement une Tortue serpentine adulte et deux Tortues mouchetées adultes, et le taux de mortalité annuel sur la route (1,5 tortue/année) représente respectivement 150 % et 75 % de la population. Le nombre de tortues pour chaque espèce est sans doute plus élevé que les quelques individus capturés. Nous estimons que le taux annuel de mortalité dépasse certainement 5 % et probablement même 10 % de la taille des populations. Une jeune Tortue serpentine et une Tortue mouchetée femelle figurent parmi les tortues mortes que nous avons recensées. La femelle mouchetée a été tuée le soir alors qu'elle traversait la route à la recherche d'un site de ponte (J.-F. Desroches, obs. pers.). Même si d'autres tortues immigraient occasionnellement dans ce marécage, nous considérons que les populations de Tortues serpentes et mouchetées sont menacées.

Nous estimons que la population de tortues peintes qui peuple le site 3 regroupe entre 59 et 102 tortues. Le taux de mortalité routière des tortues à cet endroit est de 1 tortue/année, soit 1,7 ou 0,98 % de la population. Pour obtenir un taux de 5 %, il faudrait que de 2,95 à 5,1 tortues/année meurent sur la route adjacente. Cette hypothèse est réaliste, surtout dans le cas de la limite inférieure (2,95 tortues/année). En 2003 et 2004, au moins une femelle Tortue peinte a été tuée sur la route adjacente. Bien que la mortalité routière ne semble pas avoir de conséquences négatives sur la population de Tortues peintes de ce site présentement, une légère hausse du nombre de décès pourrait causer un déclin. En ce qui concerne la Tortue serpentine, nous y avons capturé seulement six adultes, et aucune tortue de cette espèce n'a été trouvée morte sur la route. En considérant que les six tortues représentent la population totale, un nombre aussi faible que 0,3 Tortues serpentes tuées/année serait suffisant pour faire décliner la population. Pour une population deux fois plus grande, il faudrait 0,6 tortue/année, ce qui demeure réaliste. Nous n'avons toutefois recensé aucune Tortue serpentine morte sur la route bordant l'étang en 2003 et 2004.

Au site 4, nous avons capturé seulement deux Tortues peintes adultes, dont une seule fut recapturée. La mortalité routière à ce site atteint 2 tortues/année, ce qui est très élevé pour une si petite population. De plus, en 2003-2004, trois Tortues peintes femelles comptaient parmi les tortues que nous avons trouvées mortes. En juin 2005, l'une des deux femelles marquées en 2004 a été découverte morte sur la route! Le nombre de Tortues peintes retrouvées à cet étang est très bas, et la mortalité routière a certainement un effet négatif important. Il s'agit probablement d'un site d'alimentation qui n'est pas vraiment habité par une population de tortues, mais plutôt par des individus en déplacement qui y demeurent plus ou moins longtemps. En ce qui concerne les autres espèces de tortues trouvées sur ce site, nous avons pu capturer seulement une Tortue serpentine et deux Tortues mouchetées adultes. Nous n'avons dénombré aucune Tortue serpentine morte sur la route bordant l'étang, mais nous y avons trouvé, en 2004, une Tortue mouchetée adulte de sexe non déterminé. À l'exemple de la Tortue peinte, ces deux espèces sont probablement de passage à cet endroit. Toutefois, le taux de mortalité routière relativement important (2 tortues/année) représente un problème, et il est évident que sans immigration, aucune population de tortues ne subsisterait à cet endroit. Ce site pourrait jouer un rôle de puits en attirant les tortues, qui y subissent un taux de mortalité important.

Nous estimons qu'au site 5, la population de Tortues peintes adultes comprendrait de 25 à 34 individus. Le taux de mortalité routière est très élevé à cet endroit, s'établissant à 2,5 tortues/année. Il s'agit du taux de mortalité routière le plus élevé parmi les cinq sites étudiés. Le nombre de Tortues peintes dans cet étang diminue certainement, car la mortalité routière annuelle représente de 7,4 à 10 % de la population. En 2004, deux des trois tortues trouvées mortes sur la route avaient été capturées dans l'étang et marquées peu de temps auparavant, ce qui prouve l'importance réelle du taux de mortalité. Toutes les tortues mortes recensées sur la route adjacente en 2003-2004 étaient des Tortues peintes. Nous avons également capturé six Tortues serpentes dans cet étang, mais aucune n'a été retrouvée morte sur la route. Un nid de Tortue serpentine que nous avons trouvé le long de la route adjacente à l'étang, indique qu'une femelle s'y est aventurée. Le taux élevé de mortalité annuel des tortues à cet endroit représente un danger pour la population de Tortues serpentes.

Finalement, bien que nous n'ayons observé aucune Tortue mouchetée dans cet étang, soulignons que deux spécimens morts ont été trouvés sur la route adjacente en 1993 et 1997 (J.-F. Desroches, obs. pers.). Compte tenu du taux élevé de mortalité routière à cet endroit et du fait que nous n'ayons trouvé aucune Tortue mouchetée en 2004, nous pouvons certainement penser que cette population est déclinante, à moins qu'il ne s'agisse que d'immigrants. En effet, étant donné le taux important de mortalité observé, il est évident que la population de tortues de cet étang subsiste grâce aux immigrants. Ils arrivent sans doute de la rivière des Outaouais, qui se trouve à 200 m au sud du site.

2.4 Conclusion

Les animaux dont la densité de la population est faible, dont le taux de reproduction est bas et dont plusieurs années séparent les générations sont plus vulnérables à la mortalité additionnelle (Forman *et al.* 2003). C'est le cas des tortues, qui sont vulnérables, par exemple, aux collisions avec des véhicules. Ceci est particulièrement applicable aux petites populations isolées, comme celles étudiées en 2004. Les étangs sélectionnés pour notre étude figurent parmi ceux, en Outaouais, dont les populations risquent le plus de diminuer en raison des facteurs suivants : superficie restreinte, populations de petite taille et relativement isolées, présence de mortalité routière.

Trois espèces ont été capturées dans les étangs étudiés : la Tortue peinte, la Tortue serpentine et la Tortue mouchetée. Nos résultats indiquent que seules les populations de Tortues peintes ont une taille considérable dans quelques-uns de ces étangs; les populations de Tortues serpentes et de Tortues mouchetées s'avèrent petites ou se composent de quelques individus en déplacement. Pour toutes les espèces de tortues, le site 4 constitue un site temporaire – probablement d'alimentation – et aucune population de tortues n'y habite, sauf quelques individus. Ce type d'étang peut constituer un puits si trop de tortues y meurent au moment des déplacements d'immigration et d'émigration.

Un nombre quasi égal de mâles et de femelles vivent dans les étangs étudiés, ce qui suggère un taux de mortalité semblable pour les deux sexes, même en ce qui a trait à la mortalité routière. Toutefois, presque uniquement des femelles se trouvent parmi les tortues tuées sur les routes adjacentes. Nous considérons que dans certains cas, le nombre de femelles tuées ne porte pas préjudice aux populations (sites 1 et 3). Dans d'autres cas, l'arrivée d'immigrants est probablement responsable du maintien des populations (site 5).

L'immigration d'individus limite certainement l'effet de la mortalité à certains sites, mais pour la Tortue peinte, la taille des populations suffit en général à assurer sa survie. Les populations de Tortues serpentes et mouchetées qui habitent de petits étangs isolés en bordure des routes – comme ceux étudiés ici – sont plus à risque que les populations de Tortues peintes. C'est que leurs populations comptent quelques adultes seulement, alors qu'on en trouve de 20 à 174 chez la Tortue peinte.

Les caractéristiques démographiques constituent un autre désavantage pour les Tortues serpentes et mouchetées. Certaines populations de tortues, surtout celles d'espèces à maturité sexuelle tardive et à longue vie reproductive, s'exposent à un plus grand danger, en ce sens qu'elles pourraient ne pas supporter une augmentation de la mortalité des adultes (Wilbur 1975; Metcalf et Metcalf 1979; Galbraith et Brooks 1989; Doroff et Keith 1990; Brooks *et al.* 1992; Congdon *et al.* 1994; Cunnington et Brooks

1996; Hall *et al.* 1999). L'âge à maturité est généralement de 15-20 ans pour les femelles Tortues serpentines (Brooks *et al.* 1991a; Congdon *et al.* 1987; Galbraith et Brooks 1987a; 1989; Galbraith *et al.* 1989) et les femelles Tortues mouchetées (Congdon *et al.* 1983; Standing *et al.* 2000). En comparaison, les femelles Tortues peintes deviennent matures entre l'âge de 7 et 13 ans (Christens et Bider 1986; MacCulloch et Secoy 1983; Gibbons 1968a; Wilbur 1975; Mitchell 1988; Gibbons 1968b). Comme chaque année représente un risque de mortalité additionnel, notamment de mortalité routière, les espèces à maturité sexuelle plus tardive ont moins de chances d'atteindre l'âge adulte et de se reproduire plus d'une fois. Elles sont ainsi plus à risque de connaître un déclin.

La mortalité routière observée n'est pas préjudiciable aux populations de Tortues peintes en général ni à celles des Tortues serpentines. Le nombre de tortues tuées est inférieur, dans la plupart des cas, au pourcentage critique. Dans le cas de la Tortue peinte, la taille des populations est suffisante pour assurer sa survie, même en considérant le nombre de tortues tuées annuellement. Nous n'avons trouvé le cadavre d'aucune Tortue serpentine adulte sur les routes adjacentes aux étangs étudiés en 2003-2004, mais compte tenu de la faible taille des populations, toute mortalité risquerait de leur causer un préjudice. Le pourcentage de Tortues peintes tuées est semblable à celui des captures dans les étangs (75 % et 86,7 %). Il en est de même pour les Tortues serpentines, dont le taux de mortalité (12,5 %) se rapproche de celui des captures (11,4 %). Toutefois, la mortalité routière de la Tortue mouchetée semble importante, puisque l'espèce ne représente que 1,9 % des tortues capturées dans les étangs, mais 12,5 % des tortues tuées sur les routes adjacentes. Parce qu'elle se déplace sur de longues distances, la Tortue mouchetée est plus à risque d'être heurtée par les véhicules.

Il semble donc que la présence de routes puisse causer un déclin local des populations situées tout près, surtout chez les Tortues serpentines et mouchetées. Nos résultats concordent avec ceux d'autres études réalisées en Ontario (Browne 2003) et aux États-Unis (Gibbs et Shriver 2002). Ils démontrent que la mortalité routière touche généralement peu ou pas les populations de Tortues peintes, mais qu'elle s'avère néfaste pour celles des Tortues serpentines et surtout, pour celles des Tortues mouchetées. Les résultats de notre étude ne reflètent pas la situation globale en Outaouais, puisque les populations choisies étaient parmi les plus vulnérables, c'est-à-dire de petite taille et le plus fermées possible, afin de pouvoir réaliser l'étude avec un taux de capture et de recapture satisfaisant. La très grande majorité des habitats de tortues sont de plus grande taille et peuplés par des populations ouvertes. Par conséquent, il est fort possible que l'effet négatif de la route soit négligeable à grande échelle, sauf peut-être pour des espèces à statut précaire, comme la Tortue mouchetée. À cet effet, considérons que les résultats de la présente étude sont applicables aux petits étangs relativement isolés situés le long des routes, et non à toutes les populations de tortues de l'Outaouais.

Dans la présente étude, les sites étudiés possèdent les caractéristiques les plus problématiques pour les populations de tortues. De plus, nos estimations de la taille des populations sont légèrement sous-évaluées ou minimales, de sorte que notre évaluation de l'incidence de la route est très conservatrice.

CHAPITRE 3 : NIDIFICATION DES TORTUES EN BORDURE DES ROUTES ET DANS LES MILIEUX ÉLOIGNÉS

3.1 Mise en situation

Les tortues construisent habituellement leur nid dans un milieu ouvert et non recouvert de canopée (Legler 1954). L'accotement des routes, constitué de gravier et de sable, offre un lieu propice à la ponte des tortues (Gemmell 1970; Linck *et al.* 1989; Ashley et Robinson 1996; Browne 2003; Desroches et Rodrigue 2004; Lascelles 2004; Steen et Gibbs 2004). Les conditions potentiellement différentes en bordure des routes, notamment en ce qui concerne la température du substrat, pourraient influencer sur le succès d'éclosion des œufs. Le taux de prédation sur les nids situés au bord des routes et des autres types de lisières est souvent élevé (Gemell 1970; Temple 1987; Burkey 1993; May et Norton 1996; Yahner et Mahan 1997; Boulet et Darveau 2000). Chez les tortues, la survie des œufs jusqu'à l'éclosion et celle des jeunes est variable et généralement faible (Gibbons 1968a; 1987; Congdon *et al.* 1983; 1987; 1994; Crouse *et al.* 1987; Brooks *et al.* 1991a; 1992; Iverson 1991; Gibbs et Amato 2000; Klemens 2000; Standing *et al.* 2000; Hamilton *et al.* 2002). La mortalité chez les jeunes tortues serait également importante (Heppell *et al.* 1996) quoique très peu documentée et difficile à évaluer (Turner *et al.* 1984). On croit que ce taux de mortalité élevé est normal et que les tortues, par leur type de cycle vital, y sont adaptées. Une faible proportion de tortues atteindrait l'âge adulte (Gibbons et Semlitsch 1982).



Photo 10. Tortue serpentine creusant son nid au bord de la route
Source : Jean-François Desroches

Étant donné la dynamique des populations (recrutement faible, longévité, maturité tardive), la mortalité des adultes reproducteurs risque de menacer davantage la survie des populations de tortues que celle des œufs ou des jeunes. Un recrutement est nécessaire pour assurer la survie à long terme des populations de tortues. Ainsi, un taux de survie nul ou trop faible des œufs ou

des jeunes sur de nombreuses années représenterait également un problème important. Sans recrutement suffisant, les populations de tortues sont vouées à décliner (Burke *et al.* 2000; Gibbs et Amato 2000; Klemens 2000; Mitchell et Klemens 2000).

Température du substrat

Il nous est apparu pertinent de comparer la température des nids en bordure des routes à celle des nids éloignés des routes. Notre but était de vérifier si une différence de température existe entre ces deux emplacements et d'évaluer l'effet possible sur les nids en bordure des routes. L'asphalte se réchauffe au soleil et retient la chaleur le soir (Asaeda et Ca 1993). Notre hypothèse était donc que la température des nids situés en bordure des routes serait plus élevée par l'action de la chaleur du sol, qui se propage aux nids par conduction.

La température dans les nids a un effet sur la survie des embryons, la taille des jeunes tortues et la croissance des jeunes après l'éclosion (Gutzke et Packard 1987; Gutzke *et al.* 1987; Brooks *et al.* 1991b; McKnight et Gutzke 1993; Rhen et Lang 1995). Chez plusieurs espèces, elle détermine même le sexe (Yntema 1976; 1979; Bull et Vogt 1979; Dimond 1979; Wilhoft *et al.* 1983; Gutzke et Packard 1987; Packard *et al.* 1987; Schwarzkopf et Brook 1987; Etchberger *et al.* 1992; Ernst *et al.* 1994). Une température plus chaude peut accélérer le développement des embryons (Yntema 1978; Vogt et Bull 1984) et favoriser la prédominance de femelles dans les nids (Vogt et Bull 1984). Les basses et hautes températures augmentent la mortalité des embryons (Brooks *et al.* 1991b) de même que la fréquence des anomalies sévères (Gutzke *et al.* 1987). Une hausse de température peut également occasionner une diminution des réserves nutritives du sac vitellin et ainsi mettre en danger la survie des nouveau-nées qui passent l'hiver dans le nid (Willette *et al.* 2005).

La température dans les nids de tortues revêt donc une importance capitale. Dans les climats froids, comme au Québec, une différence minime de température peut avoir des conséquences importantes sur le développement et la survie des embryons de tortues. Par ailleurs, des températures froides durant l'incubation des œufs pourraient constituer le facteur limitant le plus important pour les tortues qui vivent dans le nord de leur aire de répartition (Bobyn et Brooks 1994).

Taux de prédation

La prédation des nids de tortues est la cause principale de mortalité des œufs (Burger 1977; Burke *et al.* 2000; Hamilton *et al.* 2002). Elle a été identifiée comme l'une des menaces principales pour les tortues au Québec (Équipe de rétablissement de cinq espèces de tortues au Québec 2005). Dans le parc national de Pointe-Pelée, en Ontario, on considère qu'elle constitue une plus grande menace pour les populations de tortues que la mortalité routière

(Browne 2003). Le Raton-laveur est un prédateur important, mais d'autres sont connus, dont la Mouffette rayée, le Renard roux et certains autres mammifères et oiseaux (Hamilton 1940; Hammer 1969; Wilbur 1975; Burger 1977; Wilhoft *et al.* 1979; Petokas et Alexander 1980; Snow 1982; Congdon *et al.* 1986; 1987; Christens et Bider 1987; Temple 1987; Ross et Anderson 1990; Buech *et al.* 1997; Mitchell et Klemens 2000; Hamilton *et al.* 2002; Browne 2003; Feinberg et Burke 2003; Desroches et Rodrigue 2004). Les activités humaines ont favorisé la croissance des populations de plusieurs de ces prédateurs (Mitchell et Klemens 2000). Des taux de prédation élevés pourraient être responsables du déclin de certaines populations de tortues (Temple 1987). Les nids situés en bordure des routes pourraient connaître un taux de prédation plus important à cause de l'effet de corridor, qui faciliterait la tâche aux prédateurs (Burkey 1993; May et Norton 1996; Boulet et Darveau 2000).

Succès d'éclosion

Le succès d'éclosion représente la proportion de nids d'où émergent des jeunes tortues, donc les nids ayant échappé (au moins partiellement) aux températures léthales ou inappropriées, à la prédation et à toute autre cause de mortalité. L'infertilité, quoique probablement très rare, peut également compromettre le succès d'éclosion, qui est très variable selon les sites et les années. Les étés courts et relativement frais connus dans le nord de l'aire de répartition des tortues restreignent de façon importante le développement embryonnaire et le taux d'éclosion des œufs (Galbraith et Brooks 1987a). À titre d'exemple, pour six années sur dix, on a rapporté un taux d'éclosion nul chez une population de Tortues serpentine du nord de l'Ontario. Les jeunes n'avaient pas pu compléter leur développement avant l'hiver (Galbraith et Brooks 1987a). Lorsque les nids ne sont pas tous détruits, les succès d'éclosion enregistrés varient le plus souvent de moins de 10 % à près de 40 % (Burger 1977; Congdon *et al.* 1983; Galbraith et Brooks 1987; Kolbe et Janzen 2002). Ils peuvent cependant atteindre plus de 60 et 80 % (Burger 1977; Lindeman 1991). Les nids situés en bordure des routes pourraient connaître un succès d'éclosion différent des autres, si les causes de mortalité ont un impact différent.

3.2 Méthodologie

Choix des sites

Pour ce volet de l'étude, nous avons sélectionné 12 sites de ponte de tortues situés en Outaouais (tableau 14). Le choix des sites s'est fait selon ce que nous savions sur leur fréquentation au moment de la nidification. Nous avons en outre effectué des visites de repérage sur le terrain en 2003 et en mai 2004. Les détails permettant la localisation des sites de ponte ne sont pas présentés dans le rapport car il s'agit d'habitats sensibles et que certaines espèces de tortues sont sujettes au braconnage.

Tableau 14. Caractéristiques des sites de ponte de tortues étudiés en Outaouais en 2004

N°	Catégorie : Route, Intermédiaire ou Naturel	Habitat	Caractéristiques de la route
1	Route	Bord de route asphaltée, secteur boisé, à environ 150 m de la rivière des Outaouais	Vitesse maximale affichée de 90 km/h
2	Route	Bord de route asphaltée, située entre la rivière des Outaouais et un grand étang	Vitesse maximale affichée de 50 km/h
3	Route	Bord de route asphaltée, située face à un grand marécage	Vitesse maximale affichée de 90 km/h
4	Naturel	Sablière naturelle, à proximité d'un marais	
5	Naturel	Sablière naturelle, à proximité d'un marais	
6	Route	Bord de routes asphaltées, situées en bordure de champs et de milieux humides	Vitesse maximale affichée de 50 km/h
7	Route	Bord de route asphaltée, adjacente à un étang	Vitesse maximale affichée de 90 km/h
8	Route, Intermédiaire et Naturel	Bord de route asphaltée, remblai graveleux et sablonneux et secteurs ouverts adjacents	Vitesse maximale affichée de 90 km/h
9	Intermédiaire	Piste cyclable en gravier	
10	Intermédiaire et Naturel	Piste cyclable en gravier, petites plages et ouvertures sablonneuses dans un champ en friche	
11	Route, Intermédiaire et Naturel	En bordure de routes asphaltées ainsi que de petits tronçons de routes et pistes cyclables en gravier	Limite de vitesse affichée de 50 km/h
12	Route Intermédiaire et Naturel	En bordure d'un sentier graveleux et de plages sablonneuses	Vitesse maximale affichée de 90 km/h

Localisation des nids

L'observation des sites s'est déroulée du 9 juin au 1^{er} juillet 2004. Pendant la saison de la ponte, nous avons surveillé la plupart des sites tous les jours afin d'y recenser les tortues en processus de ponte. Les heures d'observation variaient selon l'activité des tortues, mais étaient surtout concentrées en matinée et en soirée (de 5 h à 9 h et de 15 h à 21 h), puisque les tortues sont plus actives durant ces périodes. L'observation se faisait toujours par une seule personne. Selon le site, elle devait soit patrouiller la zone à la recherche des tortues, soit demeurer immobile et surveiller avec des jumelles l'arrivée des tortues femelles de la façon la plus discrète possible. En effet, certaines

tortues femelles quittent leur site de ponte si elles sont dérangées par des observateurs (Congdon *et al.* 1983).

Chaque fois qu'ils repéraient une tortue en train de creuser un nid ou de pondre, les observateurs notaient l'espèce, le nombre de faux nids (si applicable), l'heure du début et de la fin de la ponte (si connue) et l'endroit exact du nid. Lorsque la femelle tortue avait complété sa ponte et quitté le nid, ce dernier était localisé précisément à l'aide d'un GPS et marqué avec un clou en fer de 8 ou 10 pouces de longueur orné d'un ruban fluorescent numéroté afin de permettre de retrouver son emplacement facilement. Cette méthode n'influencerait pas la prédation (Tinkle *et al.* 1981 ; Burke *et al.* 2005). Le clou était planté à 15 cm du nid (du côté opposé à la route ou à 15 cm au sud). Pour les sites situés le long des routes, l'observateur faisait une marque sur la route, vis-à-vis de chacun des nids, à l'aide de peinture fluorescente orange. Chaque observateur devait remplir quotidiennement le recto et le verso d'une fiche de terrain (voir annexe III).



Photo 11. Tortue sur son nid, avec clou et ruban numéroté posés à côté
Source : Michel Rhéaume

Chaque nid était classé dans l'une des catégories suivantes : Route, Intermédiaire ou Naturel. La catégorie Route inclut les nids situés sur les accotements routiers; la catégorie Intermédiaire regroupe ceux qui se trouvent sur les pistes cyclables ou les chemins de terre, et la catégorie Naturel concerne les nids localisés dans des endroits éloignés des routes, comme les sablières et les berges sablonneuses. Lorsque la femelle tortue était vue en train de pondre ou de terminer son nid, ce dernier était identifié avec un ruban marqué d'un chiffre séquentiel croissant (1 à ...).



(a)



(b)



(c)

Photo 12. Catégories d'habitats de ponte des tortues (a= Route, b= Intermédiaire, c= Naturel)

Source : Jean-François Desroches

Suivi des nids pour déterminer la prédation et le succès d'éclosion

Chaque fois qu'un nid (numéroté ou non) était pillé, son numéro et la date étaient notés. Nous avons attribué une lettre (A, ...) aux nids trouvés seulement après l'attaque d'un prédateur. Les morceaux de coquilles d'œufs étaient ensuite récoltés pour éviter qu'ils soient comptabilisés de nouveau durant les visites subséquentes. Nous avons effectué uniquement le suivi des nids où nous avons observé une femelle en ponte ou sur le nid. Les nids

découverts après que des prédateurs les aient attaqués ont toutefois été considérés pour le calcul du nombre de nids par regroupement.

De juillet à octobre 2004, chacun des 12 sites de ponte a été revisité tous les mois pour déterminer le taux de prédation et le succès d'éclosion des nids non détruits. Nous avons inspecté chaque nid afin de détecter la présence de coquilles d'œufs, de trous dans le sol ou de tout autre signe de prédation ou d'éclosion. Les nids ont été déterrés à l'automne (du 10 au 13 octobre 2004) pour vérifier leur statut (œufs éclos ou morts) et pour enlever les faux nids de l'analyse des résultats (comme dans : Tessier et Lapointe 2004; Bowen *et al.* 2005).

Capteurs de température du substrat des nids

À la fin de la période de ponte, du 14 au 16 juillet 2004, nous avons placé des capteurs de température près des nids, à des endroits possédant des caractéristiques semblables (distance de la route, ensoleillement, substrat, profondeur, etc.). À la même profondeur, la température du sol autour des nids de tortues ne montre pas de différence significative avec celle retrouvée dans les nids (Breitenbach *et al.* 1984). Les capteurs utilisés sont de marque Thermochron (iButton DS1921G). Ils ont la forme d'une pastille de 18 sur 6 mm et pèsent 3,3 grammes. Ils possèdent les caractéristiques suivantes : une portée de - 40°C à 85°C; une précision de $\pm 1^\circ\text{C}$ entre -30°C et 70°C; une résolution de 0,5°C et des enregistrements programmables à intervalles de 1 à 255 minutes. Ces capteurs de température sont étanches et peuvent enregistrer les températures à intervalles programmés (maximum de 2048 enregistrements). Des essais ont révélé que les Thermochron enfouis dans le sol enregistrent les températures de manière précise et fiable (Angelitta et Krochmal 2003).

Les nids qui ont été choisis pour la pose des capteurs de température étaient répartis afin d'être représentatifs des différents sites de ponte étudiés. Nous avons programmé les capteurs de façon à ce qu'ils enregistrent les températures chaque heure pendant 84,3 jours, soit du 16 juillet à 12 h au 8 octobre à 19 h, pour un total de 2024 enregistrements. Si nous considérons que le pic observé de la ponte a eu lieu le 13 juin et que les œufs étaient déjà éclos au moment de la visite des sites en octobre, le temps d'incubation des œufs aura été de moins de 120 jours; la période de prise de température correspond donc environ aux 2/3 de la période d'incubation. Au total, 99 capteurs de température ont été placés sur 11 sites de ponte, à raison de 2 à 22 capteurs par site. Nous avons installé la majorité des capteurs (n=85) à proximité de vrais nids observés. Au site 8, 10 Thermochron ont été placés à différentes distances fixes de la route, afin d'évaluer l'effet de cette distance sur la température du substrat. Au même endroit, nous avons également posé 4 Thermochron sur un îlot artificiel de ponte dans le but de vérifier l'influence de cet îlot sur la température en comparant les mesures obtenues avec celles des sites situés sur le remblai actuel bordant la route.

Chaque capteur de température a été placé dans un trou creusé à l'aide d'une truelle, à une profondeur de 5 ou 10 cm, ce qui correspond, selon nos observations, à la profondeur respective des nids de Tortues peintes et mouchetées, et à celle des nids de Tortues serpentine et géographiques. Nous avons mesuré précisément la profondeur du trou avec une règle, à partir de la surface du sol. Le trou était ensuite recouvert du substrat original, comme le feraient les tortues. À 15 cm de chaque capteur de température, donc à 30 cm des nids, un clou en fer de 6 pouces orné d'un ruban orange a été planté dans le sol afin de faciliter la localisation des capteurs à l'automne. En effet, à cause de leur petite taille et du fait qu'ils étaient enfouis, les capteurs de température étaient en général difficiles à retrouver.

Du 10 au 13 octobre 2004, les capteurs de température ont été déterrés de la façon suivante : nous avons recueilli la terre à l'endroit où ils étaient enfouis à l'aide d'une truelle puis nous les avons récupérés en faisant passer la terre à travers une passoire métallique. Chaque capteur a ensuite été placé dans un sac de plastique avec un numéro d'identification unique puis rapporté pour l'analyse des données. Les données enregistrées dans les capteurs ont été transférées sur un support informatique à l'aide d'un logiciel et d'un adaptateur fournis par le fabricant. Les données ont été récupérées dans un fichier texte et transférées dans un fichier Excel. Nous les avons ensuite analysées avec le logiciel SPSS 8.0.

En plus de vérifier l'influence de la proximité de la route sur le profil de température, nous nous sommes servis de statistiques univariées pour analyser individuellement l'incidence d'autres facteurs environnementaux (localisation géographique du site, profondeur du nid) et des facteurs temporels (date et heure). Afin de déterminer si la route influence vraiment de manière importante le profil de température des nids et, si oui, quels facteurs ont une incidence prépondérante, nous avons effectué une analyse globale à l'aide de statistiques multivariées. En effet, la distribution des échantillons est inégale, et seule une analyse multivariée permet de tenir compte de l'auto-corrélation des différents facteurs entre eux. Finalement, une analyse du succès d'éclosion des nids a été effectuée, en vue de vérifier l'effet probable des différences de température observées sur la mortalité des jeunes tortues.

Nous avons modifié les données de température pour simplifier les analyses statistiques entre les nids. De fait, le nombre maximal d'objets pouvant être analysés était inférieur au nombre de données récoltées. Afin de résumer les courbes de températures journalières pour chaque nid, la moyenne et l'amplitude de température ont été les facteurs analysés statistiquement. Ces facteurs ont été choisis étant donné leur importance et leur faible interdépendance pour expliquer les variations entre les nids. Globalement, l'amplitude et la moyenne journalières des températures sont faiblement corrélées ($r = 0,251$, $p < 0,001$, $n = 7\ 980$).

Regroupement des nids

Pour cette analyse, nous avons tenu compte du regroupement des nids, c'est-à-dire le fait qu'ils soient près les uns des autres. Les tortues ont souvent tendance à pondre de façon regroupée (Schwarzkopft et Brooks 1987), ce qui peut être dû à la disponibilité limitée des sites de ponte (Moll et Moll 2000). Le taux de prédation des nids augmente avec le regroupement (Hammer 1969; Burger 1977). Nous avons donc jugé pertinent d'inclure cette variable dans l'étude.

Chacun des nids de tortues recensé a été localisé à l'aide d'un GPS et situé sur une carte topographique 1 : 20 000. Nous avons calculé la distance entre les nids sur le terrain et sur les cartes à l'aide du logiciel Softmap. Les classes choisies sont les nids seuls et les regroupements suivants : 2 à 5 nids, 6 à 9 nids, 10 à 25 nids et plus de 25 nids, à l'intérieur d'un rayon de 100 m ou moins. Les nids trouvés après l'attaque d'un prédateur (identifiés par une lettre : A, B, C, etc.) ou dont les œufs étaient déjà éclos ont été considérés dans le calcul du nombre de nid par regroupement.

3.3 Résultats et discussion

3.3.1 Température du substrat

Sur les 99 capteurs de température placés en terre, 96 ont pu être récupérés. Parmi ceux-ci, nous avons dû en rejeter un dont l'horloge interne était dérégulée. Nous avons donc analysé, au total, 95 profils de température.

Variation quotidienne

Les températures moyennes observées dans les nids (tous sites confondus) n'étaient pas stables dans le temps. Nous avons remarqué une variation importante selon l'heure du jour (figure 4). Cette variation s'explique par le fait que l'ensoleillement change selon la période de la journée et que le sol prend un certain temps à se réchauffer. Bien que l'ensoleillement soit maximal vers 12 h, c'est vers 16 h, en moyenne, que le sol est le plus chaud. Par la suite, il perd graduellement sa chaleur durant la soirée et la nuit pour atteindre son seuil minimal de température vers 7-8 h du matin. La variation journalière moyenne est ainsi d'environ 8°C. La relation entre la température et l'heure de la journée n'est pas linéaire, mais se rapproche plutôt d'une relation sinusoïdale.

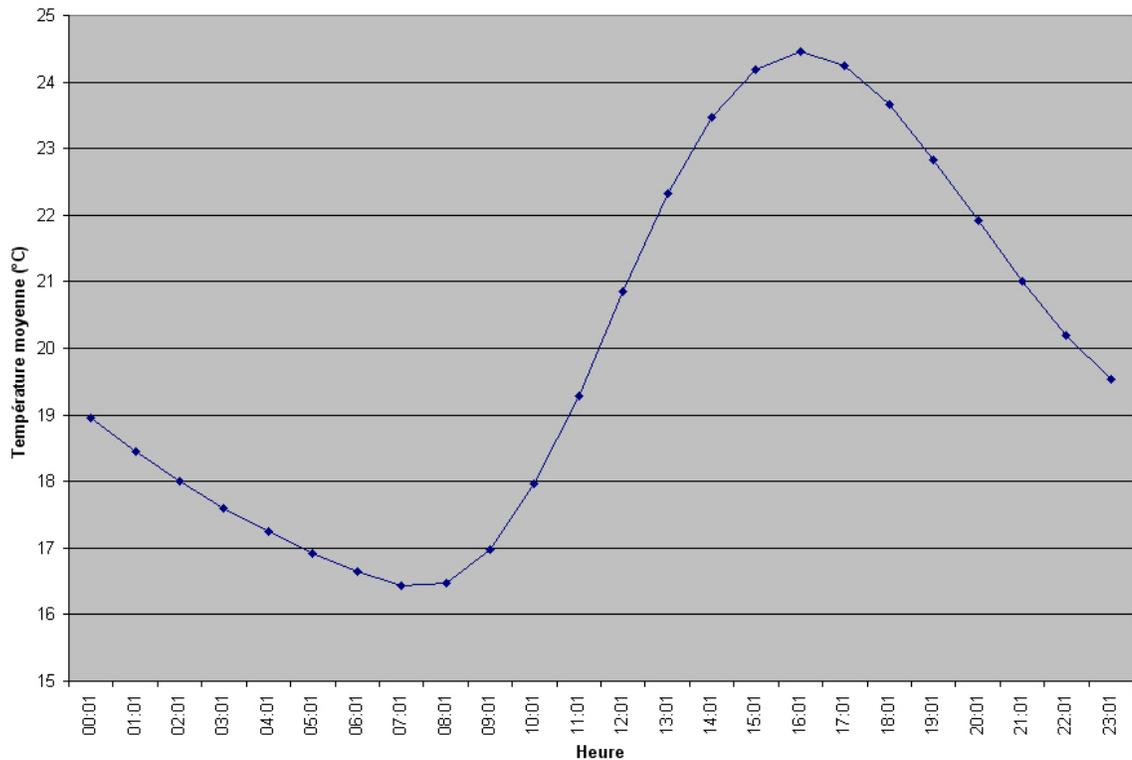


Figure 4. Températures moyennes dans les nids de tortues selon l'heure de la journée

Variation saisonnière

Au fur et à mesure que la saison avançait, nous avons remarqué une diminution de la moyenne journalière de température (Kendall tau $b = -531$, $n = 7980$, $p < 0,001$) (figure 5). Dans une moindre mesure, nous avons noté une diminution de l'amplitude journalière de température (Kendall tau $b = -106$, $n = 7980$, $p < 0,001$) pour l'ensemble des nids.

Variation spécifique

Pour une même date, nous avons constaté des différences notables de température entre les nids. Dans certains cas, la température semblait plutôt stable (moins de 6°C de variation journalière moyenne), alors que dans d'autres, elle pouvait varier de près de 14°C en moyenne. Statistiquement, cette différence entre les nids est valable, à la fois pour ce qui est de la moyenne journalière des températures (Friedman test Khi-Carré = 5380,712 , $n = 84$, $df = 94$, $p < 0,001$) que pour l'amplitude journalière moyenne des températures (Friedman test Khi-carré = 4479,627 , $n = 84$, $df = 94$, $p < 0,001$).

Ces différences entre les nids pourraient s'expliquer par l'influence de trois facteurs principaux : 1) la localisation géographique du site; 2) la profondeur du nid; 3) la proximité de la route.

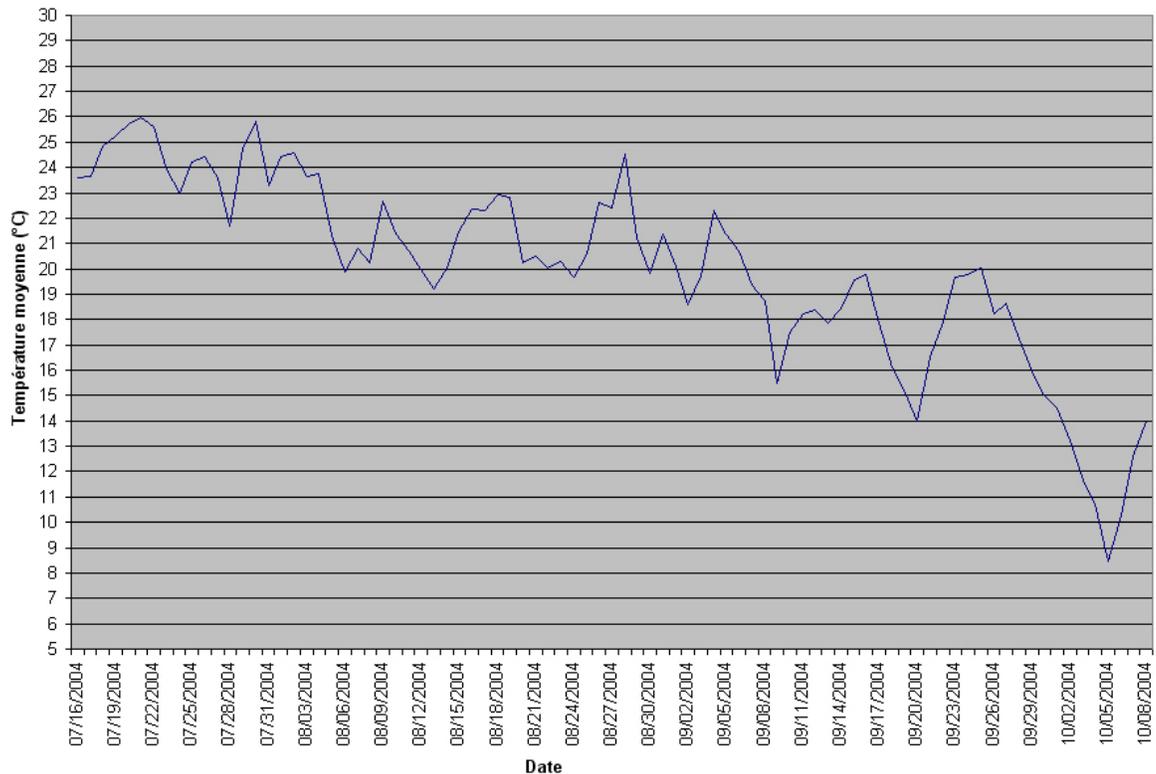


Figure 5. Températures journalières moyennes dans les nids de tortues selon la date

Localisation géographique du site

Nous avons décelé des différences de température des nids selon la localisation du site. En effet, la moyenne saisonnière de température est différente d'un site à l'autre ($F=3,894$, $v_1 = 3$, $v_2 = 84$, $p=0,012$). L'amplitude de température semble aussi fortement tributaire de l'emplacement du site ($F=9,328$, $v_1 = 3$, $v_2 = 84$, $p<0,001$).

Profondeur du nid

Les moyennes saisonnières ne semblent pas différer selon la profondeur du nid ($p>0,1$). Toutefois, l'amplitude journalière moyenne de température paraît dépendre de la profondeur ($t = 2,090$, $df = 93$, $p=0,039$), car elle est légèrement plus élevée pour les nids à 5 cm de profondeur ($9,5 \pm 0,5^\circ\text{C}$) que pour ceux à 10 cm de la surface ($8,4 \pm 0,3^\circ\text{C}$). Cette différence est facilement

explicable par le fait que le sol isole mieux les nids plus profonds de la température extérieure.

Proximité de la route

Sur les 95 capteurs utilisés pour l'analyse, nous en avons placé 34 à moins de 2 m de la route. Si nous considérons seulement ces 34 capteurs, la distance de la route ne semble pas influencer la température moyenne ($p > 0,01$). Toutefois, l'amplitude de la température semble augmenter linéairement en fonction de la proximité de la route, quoique cette relation soit assez faible ($r^2 = 0,35$, $n = 34$, $p = 0,041$).

Si nous analysons les températures de l'ensemble des nids (y compris ceux dits « naturels ») selon différentes classes de distance de la route (≤ 25 cm, 26-50 cm, 51-100 cm, 101-200 cm, > 200 cm), la relation entre l'amplitude de la température et la présence de la route ne semble plus significative ($p > 0,1$). Par contre, la moyenne saisonnière de la température et la distance de la route semblent faiblement corrélées ($r^2 = -0,211$, $n = 95$, $p = 0,008$).

Ces faibles relations et les contradictions notées dans les tests statistiques peuvent s'expliquer par le fait que l'échantillonnage ne s'est pas fait de façon aléatoire, mais plutôt en tenant compte des nids présents. Ceux-ci ne sont pas situés de façon aléatoire selon les classes de distance de la route. Néanmoins, les femelles tortues sélectionnent probablement leur site de ponte en fonction de certaines caractéristiques écologiques (Lindeman 1992). Elles ne choisissent pas n'importe quel site, si bien que les capteurs de température placés aux mêmes endroits reflètent certainement mieux la réalité que si nous les avions placés de façon aléatoire.

Afin de déterminer si les routes ont des répercussions ou non sur la température des nids, il est nécessaire d'effectuer une analyse globale multivariée.

Analyse globale multivariée des différents facteurs

Afin de vérifier quels sont le ou les facteurs qui expliquent le mieux les différences de température observées entre les nids (moyenne et amplitude), nous avons utilisé la procédure *Repeated measure GLM (Global linear model)* de SPSS. Puisque les différentes prises de température ont été effectuées simultanément sur les 95 nids étudiés, nous les avons considérés comme des échantillons appariés. Les différents nids peuvent être classés selon plusieurs critères : date, emplacement du site, profondeur du nid et proximité de la route. Les femelles tortues ne semblent pas sélectionner un type de substrat en particulier (Petokas et Alexander 1980; Christens et Bider 1987) et celui-ci n'a peu ou pas d'effet sur le succès d'éclosion (Packard *et al.* 1987). Dans la présente étude, nous n'avons donc pas tenu compte du type de substrat. Les différents facteurs sélectionnés ont été évalués d'abord en fonction de leur

effet sur la moyenne journalière de température et ensuite sur l'amplitude journalière de température.

Effet des différents facteurs sur la moyenne de la température des nids

De manière générale, la date semble expliquer en grande partie la température moyenne des nids de tortues ($F = 731$, df corrigé = 3,4, $p < 0,001$), et seule l'influence de l'action combinée de la date et de l'emplacement du site semble avoir une influence significative ($F = 5,188$, df corrigé = 10,1, $p < 0,001$). Les températures varient souvent plus au même site pour des dates différentes qu'à différents sites pour une même date.

Toutefois, lorsque nous prenons en compte l'effet de la date, plusieurs modèles sont particulièrement significatifs ($p < 0,01$) : l'emplacement du site ($F = 4,675$, $df = 3$, $p = 0,005$), la profondeur du nid ($F = 8,783$, $df = 1$, $p = 0,004$), l'action combinée de l'emplacement du site et de la proximité de la route ($F = 4,369$, $df = 3$, $p = 0,007$). Deux autres modèles sont significatifs au seuil de 5 %, soit l'action combinée de la profondeur du nid et de la proximité de la route, ainsi que celle de la profondeur du nid et de l'emplacement du site. L'influence de la proximité d'une route seulement n'est pas significative ($p > 0,1$).

Parmi les facteurs environnementaux étudiés, l'emplacement du site semble donc avoir une grande influence sur la température moyenne des nids. Cette influence s'explique facilement par l'effet des conditions climatiques, qui diffèrent selon les sites. La profondeur du nid et l'action combinée de l'emplacement du site et de la proximité de la route semblent également avoir leur importance. Toutefois, la proximité de la route seule ne semble pas influencer sur la moyenne journalière de température, surtout en considérant les effets des autres facteurs (date, emplacement du site, profondeur du nid).

Effet des différents facteurs sur l'amplitude journalière de la température des nids

Encore une fois, la date semble expliquer en grande partie l'amplitude journalière de la température des nids de tortues ($F = 130$, df corrigé = 3,8, $p < 0,001$). Toutefois, l'action combinée de la date et de l'emplacement du site ($F = 4,619$, df corrigé = 11,3, $p < 0,001$) ainsi que celle de la date et de la proximité de la route ($F = 1,842$, df corrigé = 15,1, $p = 0,029$) semblent également avoir une influence significative. En effet, comme nous l'avons vu précédemment, l'amplitude journalière de la température peut varier grandement d'une journée à l'autre pour un même site.

Lorsque nous prenons en compte l'effet de la date, aucun modèle n'est significatif au seuil de 5 %. Par contre, la proximité de la route est le modèle qui a le plus de signification ($F = 2,347$, $df = 4$, $p = 0,063$). En comparaison

avec la date, elle semble avoir une incidence négligeable sur l'amplitude journalière de la température.

Finalement, ce sont la date et l'emplacement du site qui semblent agir le plus sur la température à l'intérieur des nids. Quant à la proximité de la route, son effet est très peu marqué. Les routes en asphalte ne constituent peut-être pas une source de chaleur par conduction dans les nids situés à proximité ou leur apport de chaleur est peut-être négligeable.

La température des nids exposés au soleil est supérieure à celle qui sont placés à l'ombre, où la chaleur insuffisante compromet le développement embryonnaire (Congdon *et al.* 1987). Le fait que les nids situés loin des routes soient en milieu découvert explique sans doute l'absence de différence significative entre la température des nids près des routes et celle des nids des autres milieux (intermédiaire et naturel).

Taux d'éclosion en fonction de la température

Le suivi des nids non pillés nous a permis d'observer des éclosions fructueuses et infructueuses. Parmi les nids de Tortues peintes dont les œufs étaient éclos ($n=5$), les jeunes étaient sortis du nid dans un seul cas lors de la visite en octobre. Ce nid avait été construit dans une sablière éloignée de la route. Dans les quatre autres nids, les œufs étaient éclos, mais les jeunes se trouvaient toujours dans le nid. Nous avons fait la même observation pour un nid de Tortue géographique. Chez ces espèces, les nouveau-nées peuvent passer leur premier hiver dans le nid et survivre à des températures au-dessous de zéro (Tortue peinte : Hartweg 1944; Breitenbach *et al.* 1984; Mitchell 1988; Storey *et al.* 1988; Churchill et Storey 1992; Nagle *et al.* 2000; Packard et Packard 2001; Tortue géographique : Baker *et al.* 2003; Nagle *et al.* 2004), mais le taux de survie peut varier. Dans la présente étude, nous avons considéré que les œufs de ces nids étaient éclos, mais des relevés effectués au printemps suivant (au lieu de à l'automne) auraient peut-être démontré une mortalité additionnelle de certains nids ou de quelques jeunes tortues.

Certains hivers moins froids pourraient permettre à plus de jeunes qui sont demeurés dans le nid de survivre (Parren et Rice 2004). La tolérance au froid des nouveau-nées peut également changer selon les régions (Packard et Janzen 1996; Passmore et Brooks 1997).

Nous avons fait une analyse de température afin d'expliquer l'éclosion précoce d'un nid de Tortue peinte (les jeunes étaient sortis du nid le 12 octobre.). Nous avons comparé la température de ce nid à celle d'un autre nid de Tortue peinte ayant éclos et situé dans la même région, mais dont les jeunes étaient encore dans le nid. Les températures observées dans ces nids ne semblent pas différentes ($p>0,05$). La température moyenne ($19,4 \pm 0,4^{\circ}\text{C}$) était même inférieure à celle d'un nid situé au site 11 ($21,8 \pm 0,4^{\circ}\text{C}$) ($t = -16,974$, $df = 83$,

$p < 0,001$). De plus, l'éclosion précoce ne peut pas s'expliquer par une différence dans la période de ponte, car les œufs des deux nids ont été pondus en même temps. Toutefois, le substrat sablonneux du nid dont les jeunes étaient sortis semblait beaucoup plus meuble que celui des autres endroits, ce qui a pu contribuer à cette sortie précoce des jeunes. Il est aussi probable que les températures aient été supérieures au début de juillet, mais puisque nous n'avons pas pu étudier la température de cette période, nous ne pouvons rien conclure.

Les œufs de plusieurs nids de Tortues serpentes ont éclos. Dans certains cas, une ou quelques jeunes tortues retardataires se trouvaient au fond du nid parmi les autres coquilles vides au moment du relevé final en octobre. Les jeunes Tortues serpentes peuvent parfois survivre dans le nid durant l'hiver (Hamilton 1940; Toner 1940; Obbard et Brooks 1981b; Congdon *et al.* 1983; 1987; Parren et Rice 2004), mais elles tolèrent beaucoup moins le gel que les Tortues peintes et géographiques (Costanzo *et al.* 1999; Packard *et al.* 1999).

Le seul nid de Tortue serpentine où des œufs n'avaient pas éclos en octobre était situé au site 8, à 2,5 m d'une route. Une visite effectuée au printemps suivant, le 10 juin 2005, a révélé la présence de jeunes tortues en croissance mortes dans les œufs. Les moyennes journalières de la température observées dans ce nid ($17,9 \pm 0,4^{\circ}\text{C}$) sont plus faibles ($t < 7,909$, $df = 83$, $p < 0,001$) que les températures moyennes des autres nids de Tortues serpentes dont les œufs avaient éclos ($18,4 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ à $20,7 \pm 0,4^{\circ}\text{C}$).

Il existe peu de données théoriques concernant les températures propices à l'éclosion pour la Tortue serpentine. Une seule étude (Yntema 1978), réalisée en laboratoire à température constante, rapporte que la température d'éclosion fructueuse se situe entre 22 et 30°C. Les nids incubés à 20°C n'ont pas éclos lors de cette étude. Nos propres résultats indiquent pourtant des éclosions fructueuses à des températures de 18 à 21°C. Nous présumons que les résultats de cette étude ne s'appliquent pas au Québec, puisque dans la nature, les températures fluctuent. Il est aussi probable que les tortues du Québec soient mieux adaptées au froid que celles des régions plus méridionales.

Incidence probable des températures sur le sex ratio

Le sexe des jeunes tortues n'est pas déterminé génétiquement chez les espèces dont nous avons suivi la ponte (Tortues peintes, serpentes, mouchetées et géographiques). Il dépend plutôt de la température d'incubation des œufs (Ernst *et al.* 1994). De façon générale, les températures d'incubation fraîches produisent des mâles et celles plus élevées, des femelles (Bull et Vogt 1988). Certains auteurs affirment par ailleurs que les températures fraîches et élevées produisent surtout des femelles et que les températures intermédiaires engendrent seulement des mâles (Ewert *et al.* 1994). Des températures intermédiaires produisent des mâles et des femelles en proportion variable, et

non des intersexes (Bull et Vogt 1988). Le sex ratio des tortues nouveau-nées peut varier significativement selon les sites de ponte, apparemment en raison de températures d'incubation différentes (Vogt et Bull 1984; Janzen 1994).

Les œufs de Tortues peintes incubés artificiellement à 21,5°C et à 22,5°C produisent seulement des mâles (Etchberger et al. 1992). Ceux incubés à 28,5°C et à 31°C donnent seulement des femelles (Dimond 1979). Les températures intermédiaires font naître des mâles et des femelles, tout comme les températures de 20 à 28°C dans certains cas (Ernst et al. 1994). Des expériences réalisées avec des œufs de Tortues serpentes incubés artificiellement (Brooks et al. 1991b) ont donné des mâles à 25,6°C et surtout des femelles à 22°C et à 28,6°C. Dans une autre étude (Packard et al. 1987), des mâles ont été engendrés à une température de 26,0°C tandis qu'à 28,5°C et à 31°C, ce sont des femelles qui sont sorties des œufs. Des œufs de Tortues serpentes incubés à 31°C ont donné des femelles dans une autre étude (Dimond 1979). Finalement, Yntema (1976; 1979) mentionne que des femelles sont produites à des températures d'incubation de 20°C et de 30°C et que des températures intermédiaires (24 à 26°C) engendrent des mâles. En ce qui concerne la Tortue mouchetée, des œufs incubés à 26,5°C produisent des mâles tandis qu'à 31°C, ils contiennent des femelles (Gutzke et Packard 1987).

Dans des nids naturels, les œufs de Tortues serpentes incubés à 30°C durant 4 h/jour ou plus produisent des femelles, tandis qu'un nombre d'heures plus bas à la même température fait naître des mâles et des femelles (Wilhoft et al. 1983). Finalement, Ernst et al. (1994) rapportent la naissance de femelles Tortues serpentes à des températures d'incubation de 20°C et de 29 à 31°C, de mâles à des températures de 23 à 24°C et des deux sexes aux températures intermédiaires.

Dans la présente étude, les températures moyennes saisonnières pour les nids de tortues variaient le plus souvent entre 18 et 21°C. Pour les nids de Tortues peintes, la moyenne était de $19,8 \pm 0,2^\circ\text{C}$ et pour ceux de Tortues serpentes, elle se chiffrait à $20,1 \pm 0,1^\circ\text{C}$. Les jeunes tortues issues de ces nids pourraient donc être autant des mâles que des femelles, selon les données obtenues en laboratoire (Brooks et al. 1991b; Etchberger et al. 1992; Ernst et al. 1994). Toutefois, en ce qui concerne la Tortue serpentine, ces températures favoriseraient la création de femelles.

Comme nous l'avons vu précédemment, la proximité de la route semble avoir un effet négligeable sur l'amplitude journalière de la température, comparativement à l'effet de la date. Considérant le fait que les moyennes de température varient déjà grandement selon l'emplacement du site et la profondeur du nid, la distance de la route a certainement un effet minime sur le sex ratio des jeunes tortues.

Sur l'îlot de ponton artificiel aménagé au site 8, la température était supérieure à celle des sites situés le long du remblai ou sous la glissière ($t > 3,6$, $df = 7$, $p < 0,01$). Toutefois, elle n'était pas significativement différente des sites situés le long de la route adjacente ($p > 0,1$). Cet effet s'explique probablement par le fait que les nids situés en bordure de la route, sous la glissière de sécurité et sur le remblai, étaient moins exposés au soleil que ceux de l'îlot de ponton. Quant aux autres nids construits en bordure de la route, ils recevaient les rayons du soleil toute la journée et se réchauffent ainsi davantage.

3.3.2 Taux de prédation des nids

Analyse globale

Presque tous les nids où nous avons pu observer la femelle en train de pondre étaient des nids de Tortues peintes et de Tortues serpentine. Seulement quelques-uns appartenaient à des Tortues mouchetées et à des Tortues géographiques. La différence entre le taux de prédation des nids de Tortues peintes (80,9 %) et celui des nids de Tortues serpentine (91,8 %) n'est pas significative ($X^2=3,7$; $df=1$; $p>0,05$; $n=145$), tout comme ce fut le cas dans une étude conduite en Ontario (Browne 2003). Tous les nids ont donc été considérés ensemble pour les analyses, en tant que nid de « tortues ».

Nous avons observé la ponte de 151 tortues dans les 12 sites sélectionnés. Les résultats du suivi des nids sont présentés au tableau 15. Nous avons constaté chez les nids suivis un taux de prédation global très élevé, soit plus de 87,4 % (y compris les nids partiellement pillés). Des taux de prédation élevés (de 75 à 100 %) ont également été rapportés dans diverses études (Petokas et Alexander 1980; Congdon *et al.* 1983; 1986; 1987; Robinson et Bider 1988; Linck *et al.* 1989; Ross et Anderson 1990; Brooks *et al.* 1992; Houde 1999; Browne 2003; Lascelles 2004). Un taux de prédation des nids de 70 % n'est pas considéré comme une menace pour la Tortue peinte et la Tortue serpentine, mais un taux constant de 90 % cause une décroissance des populations (Browne 2003). Il est intéressant de noter que le taux de prédation observé au site 12 semble constant au fil des années, car il atteignait 81,8 % (18 nids sur 22) au moment de notre étude alors qu'il était de 84,3 % en 1983 (Robinson et Bider 1988).

Un grand nombre de nids de tortues ont été découverts après la ponte, sans que nous ayons vu la femelle (tableau 16). Nous avons repéré ces nids soit au moyen des trous façonnés par les prédateurs ou par les jeunes ayant émergés du nid, soit à l'aide des coquilles que les prédateurs avaient laissées. Même si nous les avons localisés pour l'analyse du regroupement des nids, nous avons exclu ces nids des statistiques de suivi pour éviter de surestimer le taux de prédation. En effet, les nids intacts ne peuvent être trouvés de cette façon, et ceux dont les œufs sont éclos s'avèrent en général plus difficiles à localiser que les nids dévastés.



Photo 13. Nid de tortue détruit : On voit le trou fait par le prédateur et les coquilles d'œufs qui ont été dévorés.
 Source : Jean-François Desroches

Tableau 15. Résultats du suivi des nids selon les sites, pour les nids dont la femelle a été observée en train de pondre (n=150)

Site n°	Type	N ^{bre} pillés	N ^{bre} éclos	N ^{bre} partiellement éclos/ pillés	N ^{bre} écrasés	N ^{bre} non éclos	TOTAL
1	Route	0	1	0	0	0	1
2	Route	3	0	0	0	0	3
3	Route	0	0	0	0	0	0
4	Naturel	4	2	0	0	0	6
5	Naturel	2	0	0	0	0	2
6	Route	6	1	0	0	0	7
7	Route	0	1	0	0	0	1
	Intermédiaire	0	0	0	0	0	0
8	Route	0	2	0	3	1	6
	Intermédiaire	0	0	0	1	0	1
	Naturel	0	0	0	0	0	0
9	Intermédiaire	14	0	2	0	0	16
10	Intermédiaire	48	0	2	0	0	50
	Naturel	1	0	0	0	0	1
11	Route	25	0	0	0	0	25
	Intermédiaire	6	1	1	0	0	8
	Naturel	0	2	0	0	0	2
12	Route	0	1	0	0	0	1
	Intermédiaire	2	0	0	1	1	4
	Naturel	16	0	0	0	1	17
		127	11	5	5	3	151

Tableau 16. Nids de tortues trouvés après la période de ponte selon les sites, l'habitat et leur statut

Site n°	Type d'habitat	N ^{bre} pillés	N ^{bre} éclos	N ^{bre} partiellement éclos ou /pillés	N ^{bre} écrasés	TOTAL
1	Route	5	0	0	0	5
2	Route	89	0	0	0	89
3	Route	4	0	0	0	4
4	Naturel	18	0	0	0	18
5	Naturel	6	0	0	0	6
6	Route	6	0	0	0	6
7	Route	0	0	0	0	0
	Intermédiaire	1	0	0	0	1
8	Route	1	1	1	0	3
	Intermédiaire	6	0	1	2	9
	Naturel	0	2	0	0	2
9	Intermédiaire	30	0	0	0	30
10	Intermédiaire	53	0	0	0	53
	Naturel	16	0	0	0	16
11	Route	62	0	0	0	62
	Intermédiaire	37	0	0	0	37
	Naturel	0	0	0	0	0
12	Route	0	0	0	0	0
	Intermédiaire	0	0	0	0	0
	Naturel	24	1	0	0	25
		358	4	2	2	366

Type d'habitat

Nous avons détecté une différence significative du taux de prédation des nids selon le type d'habitat ($X^2 = 8,9$; $df = 2$; $p = 0,012$; $n = 151$). Les nids situés en bordure des routes présentent le taux de prédation le plus bas. Le taux le plus élevé a été observé pour les nids de l'habitat intermédiaire (tableau 17). En milieu naturel, nous avons relevé un taux de prédation intermédiaire. Le taux de survie des oeufs jusqu'à l'éclosion et des nids est également plus élevé en bordure des routes que dans les autres types d'habitats, et ce, malgré les nids écrasés par des véhicules. Toutefois, nous ne remarquons pas une différence significative du taux de survie des nids entre les types d'habitat ($X^2 = 1,6$; $df = 2$; $p = 0,453$; $n = 151$). Les oeufs ont donc une chance égale de survie peu importe l'habitat du nid dans lequel ils ont été pondus. Sur le bord des routes, des facteurs autres que la prédation (ex. nids écrasés) pourraient agir de façon importante sur la survie des oeufs.

Mentionnons que le site 12 est responsable en bonne partie du faible taux de prédation des nids situés en bordure des routes. Aucun des nids que nous avons suivis n'a été attaqué par les prédateurs à cet endroit (tableau 15). De plus, lorsque nous excluons ce site de l'analyse, la différence entre les taux de prédation selon l'habitat n'est plus significative ($X^2 = 5,6$; $df = 2$; $p = 0,06$; $n = 144$). Le taux de prédation des nids construits en bordure des routes passe

alors de 77,3 % à 89,4 %, atteignant une valeur plus semblable aux résultats obtenus dans les autres habitats (Intermédiaire et Naturel).

Tableau 17. Taux de prédation et taux de survie des nids de tortues suivis en 2004 en Outaouais, selon le type d'habitat

Type d'habitat	% de prédation (incluant les nids partiellement saccagés)	% de survie (incluant les nids partiellement saccagés)
Route	77,3	13,6
Intermédiaire	94,9	7,6
Naturel	85,2	11,1

Peu d'études ont comparé les taux de prédation en fonction de la distance par rapport à la route. On a déjà supposé que les oeufs pondus dans des nids le long des routes subissaient un taux de prédation plus élevé (Gemmell 1970). Néanmoins, les seules études disponibles ayant comparé directement les taux de prédation en bordure de la route avec ceux des autres milieux démontrent, conformément à notre étude, que les nids situés le long de la route sont moins attaqués par les prédateurs. Selon une étude menée au Michigan, les nids de Tortues mouchetées qui se trouvaient en milieu ouvert (classé Naturel dans notre étude) ont subi un taux de prédation significativement plus élevé que ceux qui étaient alignés aux abords des routes. La cause de cette différence est demeurée inconnue (Congdon *et al.* 1983). Dans une autre étude, les oeufs pondus dans les nids construits aux abords des routes ont plus survécu que ceux des nids situés dans des habitats éloignés (Hamilton *et al.* 2002).

La proximité de la route n'augmenterait pas le taux de prédation des nids. Tout comme pour les analyses des températures, d'autres causes expliqueraient les variations observées. Le taux de prédation serait surtout influencé par les facteurs suivants : l'emplacement du site, le temps depuis la ponte et la concentration des nids.

Emplacement du site

Le site lui-même pourrait avoir un effet sur le taux de prédation, en offrant des conditions propices ou, au contraire, défavorables aux prédateurs. Notre étude montre qu'il y a effectivement une différence significative de taux de prédation entre les sites ($X^2=76,4$; $df=10$; $p<0,001$; $n=151$). En effet, la concentration des prédateurs à un endroit donné peut varier selon plusieurs facteurs, comme la nourriture. L'activité humaine a favorisé la croissance des populations de plusieurs de ces prédateurs (Mitchell et Klemens 2000). Des sources de nourriture comme les mangeoires à cerfs attirent les Ratons laveurs et peuvent faire augmenter la prédation des nids de tortues environnants (Hamilton *et al.* 2002).

Temps depuis la ponte

Le taux de prédation serait plus élevé durant la période de ponte et durant celle des éclosions (Burger 1977). Dans notre étude, plus de la moitié des nids ont été pillés dans les premières 24 heures, et plus de 80 % en moins de 1 semaine (tableau 18). On rapporte des taux de prédation de 47 à 85,7 % dans les premières 24 heures (Chritens et Bider 1987; Congdon *et al.* 1983; 1987; Lascelles 2004; Burke *et al.* 2005). Au site 12, dans une étude de Robinson et Bider (1988), 57 % des nids ont été saccagés dans les premières 72 heures et 87 %, dans les cinq premières journées. D'autres études rapportent que presque la totalité des nids de tortues ont été attaqués et les œufs dévorés dans la première semaine suivant la ponte (Burger 1977; Petokas et Alexander 1980, Brooks *et al.* 1992). Les jeunes qui émergent des nids peuvent aussi être victimes des prédateurs dès leur sortie de l'œuf (Congdon *et al.* 1983). Dans la présente étude, six nids ont été attaqués durant la période d'éclosion.

Tableau 18. Intervalle de temps entre la ponte et la prédation des nids de tortues suivis en Outaouais en 2004

Moment de la prédation	N^{bre}	%	% cumulé
La même journée	9	6,8	6,8
Durant la première nuit	59	44,7	51,5
Moins de 48 heures	18	13,6	65,2
Moins de 72 heures	9	6,8	72,0
Après une semaine	11	8,3	80,3
Après plus d'une semaine	20	15,2	95,5
À l'éclosion	6	4,6	100,0

Concentration des nids

La concentration des nids a aussi été étudiée car elle est soupçonnée d'avoir un effet sur le taux de prédation. Les nids creusés aux endroits plus marginaux sont moins sujets à être repérés et pillés (Wilhoft *et al.* 1975; Snow 1982).

Aux fins de notre analyse, nous avons classé les nids en catégories selon la taille du regroupement : nid isolé, de 2 à 5 nids, de 6 à 9 nids, de 10 à 25 nids et plus de 25 nids. Les nids distants l'un de l'autre de 100 m et moins étaient considérés comme faisant partie du même regroupement, à moins qu'une barrière physique justifiait que nous les séparions. Nous avons tenu compte de tous les nids repérés pour le calcul du nombre de nids par regroupement, et ce, que la femelle ait été vue ou non en train de pondre. Les nids saccagés sont faciles à voir et à localiser, et les trous laissés par les jeunes tortues à l'éclosion le sont également, quoique un peu plus difficilement. Nous avons calculé la distance entre les nids sur le terrain. Il existe une différence significative entre le taux de prédation des nids selon la taille du regroupement ($X^2=39,8$; $df = 4$; $p<0,001$; $n=151$). Conformément à d'autres études (Hammer 1969; Burger 1977; Robinson et Bider 1988), notre analyse démontre que le

taux de prédation augmente avec la taille du regroupement. Il atteint 100 % pour les regroupements de 25 nids et plus (tableau 19). Ce taux élevé s'explique par le fait qu'un prédateur ayant localisé un nid découvrira les autres nids plus facilement s'ils sont rapprochés. La majorité des prédateurs de nids de tortues sont des animaux qui repèrent leur nourriture avec leur odorat.

Tableau 19. Taux de prédation des nids de tortues selon la taille des regroupements

Nombre de nids dans le regroupement	% de prédation (incluant les nids partiellement saccagés)	Taille de l'échantillon
1	42,9	14
2 à 5	71,4	21
6 à 9	93,1	29
10 à 25	88,5	26
>25	100,0	61

3.3.3 Succès d'éclosion des nids

Les œufs ont éclos complètement dans seulement 7,3 % des 151 nids que nous avons suivis. Cette proportion augmente à 10,5 % si nous incluons les nids dont les œufs étaient éclos partiellement, c'est-à-dire dont certains œufs étaient éclos, malgré que le nid avait été précédemment pillé. La majorité des nids dont les œufs n'étaient pas éclos ont été pillés ou écrasés. Si nous les excluons (n=132) de l'analyse, le taux d'éclosion est de 84,2 %; les œufs de seulement 3 nids sur 19 n'ont pas éclos. Ce résultat concorde avec celui d'une étude réalisée en Ontario. En excluant les sites contaminés, le taux d'éclosion dans cette étude variait de 63 à 98,3 % (Browne 2003). Parmi les trois nids dont les œufs n'ont pas éclos dans la présente étude, un contenait des œufs décomposés; ils étaient peut-être stériles ou sont morts d'une cause inconnue. Dans les deux autres nids, les embryons n'ont pu se développer suffisamment pour éclore. Ces nids dont les œufs n'ont pas éclos sont répartis dans chaque type d'habitat : Route, Intermédiaire et Naturel. L'habitat ne semble pas en cause, mais le petit nombre de nids ne nous permet pas de faire une analyse précise.



Photo 14. Nid de tortue dont les œufs ont éclos : on voit le trou façonné par la sortie des nouveau-nés

Source : Isabelle Picard

3.3.4 Compaction du sol

Nous avons constaté que le sol contenant certains nids avait été compacté par le poids des véhicules s'y étant stationné ou y ayant circulé à répétition. Quelques nids ont même été écrasés, causant, dans certains cas, la mort des tortues nouveau-nées. Parmi les 151 nids suivis, 3,4 % ont été écrasés au point de compromettre la survie des jeunes tortues. Les jeunes étaient soit mortes écrasées, soit emprisonnées : le sol était tellement compacté qu'elles étaient incapables de se frayer un chemin jusqu'à la surface pour sortir du nid. Les carapaces des jeunes tortues étaient même déformées dans certains cas. Les cinq nids écrasés étaient situés en bordure de routes asphaltées (n=3) et sur des chemins de gravier (considérées ici comme un milieu intermédiaire) (n=2).



Photos 15. Compaction du sol sur l'accotement d'une route où pondent des tortues

Source : Jean-François Desroches



Photo 16. Jeunes tortues mortes écrasées dans leur nid

Source : Jean-François Houle

Si nous considérons que les œufs de 16 nids au total ont pu éclore avec succès (11 complètement et 5 en partie), les cinq nids écrasés représentent une proportion importante de mortalité additionnelle. En effet, si les œufs de ces nids avaient éclos, le nombre de nids abritant des œufs éclos serait passé à 21. La mortalité liée à la compaction du sol atteint donc 23,8 % (5/21 nids) pour les nids ayant survécu à la prédation et dont les œufs ont éclos. Ce phénomène de compaction du sol, qui n'est pas documenté dans la littérature, pourrait, dans certains cas, être assez important. Hamilton *et al.* (2002) mentionnent que les activités d'entretien des routes de terre (qui peuvent

comprendre les accotements de gravier), tels l'apport de substrat et l'aplanissement, sont susceptibles de nuire aux nids de tortues.

3.4 Conclusion

Les routes ne semblent pas avoir de conséquences négatives sur les nids de tortues, sauf pour ce qui est de l'écrasement des nids. En effet, les taux de prédation des nids observés le long des routes sont plus faibles ou semblables à ceux des nids construits dans les autres habitats. Globalement, la survie des nids qui sont construits en bordure des routes est comparable à celle des nids qui se trouvent en milieu éloigné. De plus, le succès d'éclosion, bien que nous n'ayons pu l'analyser statistiquement, devrait être semblable. Les températures du substrat en ce qui concerne la variation et la moyenne journalières sont effectivement semblables dans les habitats étudiés. D'autres variables, tel l'emplacement du site de ponte, expliquent mieux les différences de température et du taux de prédation des nids. Le regroupement des nids influence également de façon importante le taux de prédation, et ce, tant en bordure des routes qu'en milieu éloigné.

La compaction du sol et l'écrasement des nids par les véhicules est un phénomène peu connu qui pourrait représenter un problème à certains endroits. Nous n'avons pas appréhendé cette conséquence de la route, et celle-ci n'est pas documentée dans la littérature. Elle pourrait représenter l'effet négatif principal des routes sur les nids de tortues.

CHAPITRE 4 : RECOMMANDATIONS

4.1 Suivi des populations de tortues

L'évaluation de l'incidence des routes sur les populations de tortues réalisée dans la présente étude s'applique à la situation actuelle. Des changements futurs, notamment la construction de nouvelles routes ou l'augmentation du trafic, pourraient menacer davantage les populations de tortues. Afin de déceler toute modification du nombre de tortues tuées sur les routes ou de leurs caractéristiques (espèce, stade, sexe), nous recommandons de mettre en place un suivi à long terme. Les caractéristiques démographiques des tortues (longévité, faible recrutement) requièrent un suivi étalé sur une longue période (Gibbons 1982). Seuls de tels suivis permettent de comprendre l'évolution de l'état des populations à long terme et de confirmer les données théoriques quant aux déclinis ou aux fluctuations (Tinkle, 1979; Burke *et al.* 1995; Hall *et al.* 1999). Cependant, cela peut prendre quelques décennies avant de détecter l'effet des routes sur les populations de reptiles (Findlay et Bourdages 2000).

Un inventaire routier semblable à celui que nous avons effectué devrait être entrepris tous les 10 ans afin de déceler les tendances dans les populations de tortues et de valider le modèle prédictif présenté à la section 1.3.4. Toute augmentation importante du trafic routier, particulièrement celui des camions, devrait commander une réévaluation de la mortalité des tortues. Bien que des variations soient à prévoir d'une année à l'autre, des changements importants dans le nombre ou les caractéristiques des tortues tuées pourraient indiquer des changements dans les populations de tortues. Les mêmes routes et la même méthodologie devraient être choisies. À cause des nombreuses années qui séparent les générations de tortues, les répercussions (négatives ou positives) sur les populations peuvent être longues à déceler (Galbraith *et al.* 1988; Congdon *et al.* 1993; 1994). Comme il a été recommandé en Ontario (Haxton 2000), on devrait inventorier périodiquement les tortues sur les routes afin de mettre en évidence tout changement dans la composition des populations. Il serait important de vérifier, à des intervalles de quelques années, si les proportions entre les espèces, les stades et les sexes demeurent semblables. Toute variation ou tendance négative peut indiquer un problème, par exemple un déclin dans les populations.

4.2 Protection des habitats

La perte des habitats est la principale cause de l'extinction des populations. Les efforts de conservation doivent d'abord porter sur la conservation des habitats, puis sur leur restauration (Fahrig 1997). La protection des habitats constitue évidemment la meilleure solution pour assurer la survie des tortues. En cas de travaux affectant la faune, des mesures d'atténuation ou de compensation pourraient être appliquées, comme l'acquisition d'habitats de tortues en vue de les conserver. À cet effet, on devrait choisir les sites à

protéger en fonction de la région concernée, des espèces de tortues présentes et du degré de perturbation des travaux face aux populations de tortues. Afin d'acquiescer le bon site, certains facteurs devraient être considérés, tels la superficie des habitats, les corridors de dispersion entre les sites et la viabilité des populations (taille, dynamique, etc.).

4.2.1 Superficie

La superficie des habitats à préserver et la qualité des corridors qui les relient sont très importantes (Fahrig et Merriam 1994). Des superficies trop petites ne peuvent peut-être pas accueillir des populations viables à long terme. De plus, ces habitats sont peut-être grandement influencées par des facteurs externes (Saunders *et al.* 1991). Nous conseillons de protéger non seulement les habitats aquatiques, mais aussi une zone tampon autour de ceux-ci et les habitats terrestres complémentaires essentiels comme les sites de ponte (Joyal *et al.* 2001; Semlitsch et Bodie 2003). La protection de la périphérie des habitats aquatiques et des corridors de dispersion entre les milieux humides isolés est primordiale (Burke *et al.* 1995; Gibbons 2003). Nous recommandons également de protéger des groupements de milieux humides, au lieu de sites isolés (Joyal *et al.* 2001).

La protection des habitats aquatiques sans considérer les besoins des espèces de tortues concernées en matière d'habitats terrestres risque de conduire à un échec (Buhlmann 1995). La protection de tous les habitats nécessaires aux tortues, non seulement des sites de ponte, est essentielle (DonnerWright *et al.* 1999). Il est suggéré de conserver une zone tampon terrestre de 123 à 287 m autour des habitats aquatiques (Semlitsch et Bodie 2003). L'établissement d'une bande de protection (probablement de 300 m, qui est la distance maximale selon l'article) le long des rivières habitées par les Tortues des bois a été proposé au Québec (Arvisais *et al.* 2002). Une zone tampon de 1 km autour des milieux humides est suggérée pour la Tortue mouchetée, étant donné ses longs déplacements terrestres (Kiviat 1997). Chez d'autres espèces de tortues d'eau douce, on a évalué qu'une zone tampon de 275 m en terres élevées protégerait 100 % des habitats de ponte et d'hibernation [terrestre] (Burke et Gibbons 1995). D'autres études indiquent que 95 % des déplacements se font à l'intérieur d'une zone riveraine de 449 m (Bodie et Semlitsch 2000).

Selon les résultats obtenus dans notre étude, une zone tampon de 300 m autour des habitats aquatiques serait suffisante, puisque la plupart des déplacements des tortues en milieu terrestre se font à l'intérieur de cette distance. Cette zone n'est toutefois pas applicable à la Tortue mouchetée, dont les déplacements terrestres observés sont plus longs. Dans la présente étude, plus de 30 % des Tortues mouchetées mortes sur les routes se trouvaient à au moins 300 m des habitats aquatiques, et la distance maximale est 600 m. Nous recommandons donc, pour cette espèce, une zone tampon d'environ 500 m.

4.2.2 Corridors de dispersion

Les tortues migrent parfois d'un habitat aquatique à un autre, que ce soit pour se disperser (surtout les jeunes), pour se reproduire, pour hiberner ou pour s'alimenter. Des corridors d'habitats convenables doivent être maintenus entre ces sites pour permettre aux tortues d'effectuer leurs déplacements annuels ou saisonniers (Aresco 2004). Le maintien à long terme des populations repose souvent sur le concept des métapopulations, c'est-à-dire sur les échanges d'individus entre les populations (Lande 1987; Fahrig et Merriam 1994; Gibbons 2003). Ce concept s'applique à certaines populations de tortues (Burke *et al.* 1995). Le maintien des métapopulations serait également important à l'échelle des communautés (Wilcox et Murphy 1985; Kareiva et Wennegren 1995). Ces échanges permettent aux populations ayant subi un déclin de recevoir des immigrants ou, à l'inverse, aux populations connaissant un taux de recrutement supérieur de fournir des individus aux habitats environnants (Fahrig et Merriam 1985; Wilcox et Murphy 1985; Lande 1987; Pulliam 1988; Laan et Verboom 1990; Fahrig et Merriam 1994). Un taux d'échange trop faible ou nul peut causer un déclin ou une structure de population anormale (ex : sex ratio biaisé) chez les populations de tortues, particulièrement chez celles de petite taille (Dodd 1990; Tucker *et al.* 2001). Ces déplacements d'individus permettent également de diminuer les risques de drifte génétique (Lacy 1988; Lande 1988; Reh et Seitz 1990; Gray 1995), car des populations isolées de tortues peuvent être génétiquement appauvries (Scribner *et al.* 1986; Rubin *et al.* 2001). Les routes constituent un élément de fragmentation du paysage et une barrière parfois importante pour les échanges d'individus entre les populations (Mader 1984; Swihart et Slade 1984; Dodd *et al.* 1989; Merriam *et al.* 1989; Mader *et al.* 1990; Guyot et Clobert 1997; Forman et Alexander 1998; Gibbs et Shriver 2002; Aresco 2003; Clevenger *et al.* 2003; Andrews et Gibbons 2005). Les zones protégées devraient être reliées à d'autres habitats et permettre aux tortues de se déplacer d'un site à l'autre dans la mesure du possible.

4.2.3 Viabilité des populations

Certains habitats sont peuplés par des populations puits, c'est-à-dire où le taux de croissance est négatif et dont la persistance repose sur l'arrivée constante d'immigrants. La protection de ces populations, en ne considérant pas les populations sources environnantes peut s'avérer un échec (Pulliam 1998). Dans la présente étude, deux étangs étudiés sont des exemples de puits, où la mortalité des tortues excède le recrutement. Ces populations subsistent grâce à l'arrivée d'immigrants. Il est donc important de s'assurer que les populations protégées sont viables à long terme.

4.3 Modification des caractéristiques des routes

Certaines caractéristiques des routes augmentent le risque de collisions avec des animaux. Le taux de mortalité est souvent plus élevé sur les routes

aménagées en bordure des habitats aquatiques et des milieux humides (Ashley et Robinson 1996; Forman et Alexander 1998; Clevenger *et al.* 2003). Notre étude démontre une relation directe entre le nombre de tortues mortes sur les routes et la distance de ces routes par rapport aux habitats aquatiques. Ainsi, nous recommandons de ne pas construire de routes à moins de 300 m des habitats aquatiques de tortues, dans la mesure du possible évidemment. Dans le cas contraire, il serait important de considérer les mesures d'atténuation pertinentes au moment de la construction afin de limiter les répercussions de la route.

La visibilité qu'ont les conducteurs a parfois un effet important (Bashmore *et al.* 1985). Dans le cas des tortues, plusieurs collisions semblent dues aux déplacements terrestres durant la nuit et à la petite taille de certaines espèces (ex : Tortue peinte). De plus grande taille, la Tortue serpentine risque moins d'être frappée, probablement parce que les automobilistes la voient plus facilement. Par contre, ce facteur ne fait aucune différence pour les camionneurs. Sensibiliser davantage les conducteurs et les inviter à être plus vigilants peut contrer globalement l'effet de la faible visibilité des tortues sur les routes.

On trouve moins d'animaux morts sur les tronçons de routes surélevées (Clevenger *et al.* 2003). La plupart du temps, les tortues ne montent pas les pentes trop abruptes (Muegel et Claussen 1994). Des routes surélevées comme l'autoroute 50 représenteraient donc une barrière pour les tortues.

Il a été recommandé d'élargir certaines sections de routes pour décourager les animaux qui seraient tentés de traverser (Clevenger *et al.* 2003), mais selon nous, ce type d'aménagement ne serait pas utile dans le cas des tortues, surtout si les accotements offrent des conditions propices à la ponte. Une méthode intéressante serait d'asphalter les accotements des routes pour éliminer les sites potentiels de ponte. Les portions asphaltées pourraient s'étendre sur une distance de 200 à 300 m des milieux humides et des habitats aquatiques, surtout ceux où habitent des tortues et où nous avons observé un taux élevé de mortalité routière.

4.4 Entretien des accotements

Nous avons observé des nids de tortues écrasés et contenant des jeunes morts ou à carapace déformée. Les causes possibles de l'écrasement des nids sont le stationnement des véhicules (ex : pêcheurs, observateurs de la nature), la circulation des VTT et des véhicules d'entretien. Le nivelage des routes de terre (donc des accotements) nuit également aux nids de tortues parce qu'il enlève une épaisseur de sol. Cette opération modifie aussi l'isolation des nids (surtout ceux des espèces qui passent l'hiver au nid) et expose parfois les œufs à l'air libre (prédation, dessiccation) (Gemmell 1970). On devrait donc apporter une attention particulière aux sites de ponte au moment de l'entretien des accotements des routes. Ceux qui ont subi ce type

de problème et que nous avons identifiés dans la présente étude devraient être considérés. Dans les secteurs de ponte, on devrait idéalement effectuer l'entretien des accotements au mois de mai et éviter le plus possible de le faire entre le début juin et le début octobre, soit de la ponte à l'éclosion des œufs pour la plupart des espèces. On ne devrait entreprendre aucune opération d'entretien durant le mois de juin étant donné les risques pour les femelles qui pondent.

4.5 Passages pour tortues

Des passages permettant aux animaux de traverser les routes sont recommandés pour contrer l'effet de barrière (Fahrig *et al.* 1995; Forman et Alexander 1998; Forman *et al.* 2003). Les coûts élevés de telles infrastructures, surtout sur des vastes territoires, constituent un obstacle majeur à leur faisabilité (Gibbs et Shriver 2002). De plus, des suivis pré et postaménagements sont rarement réalisés pour de tels projets, ce qui rend leur efficacité difficile à évaluer (Forman *et al.* 2003). Dans l'éventualité où des passages pour tortues seraient construits, nous recommandons de : 1) comparer la mortalité avant et après les aménagements pour évaluer leur efficacité; 2) vérifier que les tortues empruntent les tunnels (traces, caméra fixe, tortues marquées retrouvées de l'autre côté, etc.); 3) s'assurer que les tortues qui empruntent les tunnels sont les mêmes (stade et sexe) que celles qui traversaient la route, afin de ne pas modifier les apports génétiques et les patrons de migration/dispersion.

Considérant les coûts reliés à la construction de passages pour tortues, aucun site identifié dans la présente étude ne justifie de tels aménagements, à part peut-être l'endroit où plusieurs Tortues des bois meurent écrasées. Aux autres endroits, des moyens comme l'aménagement de sites de ponte alternatifs et la pose de panneaux avertissant de la présence des tortues devraient s'avérer suffisants. Néanmoins, nous présentons ci-dessous, à titre indicatif, certains exemples de passages pour tortues. Ils pourront servir de lignes directrices dans l'éventualité où ce type d'aménagement serait entrepris en Outaouais ou ailleurs au Québec.



Photo 17. Exemple de ponceau mal adapté pour les déplacements terrestres des tortues

Source : Isabelle Picard

Des clôtures de déviation menant à des passages sous la route constituent un moyen de détourner les animaux voulant traverser la route. Cette méthode consiste à placer des clôtures le long des routes pour empêcher les tortues de passer et les diriger vers des passages sous les routes, habituellement via des ponceaux. Ce type d'aménagement a été recommandé pour les tortues en Ontario (Ashley et Robinson 1996). En Europe, de telles installations existent pour les amphibiens depuis les années 1960 (Puky 2003) et au Québec, un passage pour amphibiens, aménagé sous la route 220 en Estrie, est en fonction depuis l'automne 2000 (Hamel et Mercier 2001). Toutefois, les passages aménagés sous la route ne sont pas adaptés aux tortues; chaque année, quelques-unes meurent écrasées à ces endroits (J.-F. Desroches et I. Picard, obs. pers.). Au Manitoba, des milliers de couleuvres se font écraser tous les ans lorsqu'elles se déplacent près des hibernacles. Pour contrer ce problème, on a placé des clôtures de déviation en bois de 500 m de longueur et de 30 cm de hauteur de chaque côté de la route. Elles mènent à un tunnel, qui est en fait un petit ponceau sous le sol (Roberts 2000). Les résultats démontrent que ces clôtures sont efficaces.

En Floride, de longues clôtures de déviation menant à des ponceaux ont permis de diminuer de façon importante le nombre de tortues tuées sur la route adjacente (Aresco 2003; 2005; Dodd *et al.* 2004). Les clôtures peuvent avoir une incidence positive sur la mortalité routière des tortues, mais peuvent également nuire aux populations en constituant une barrière supplémentaire à la dispersion (Boarman *et al.* 1997; Mitchell et Klemens 2000). Dans le cas des routes peu passantes, les conséquences négatives de l'effet de barrière pourraient l'emporter sur les bénéfices.

Comme aménagement temporaire, Aresco (2005) propose d'installer des clôtures de déviation en vinyle (de type contrôle d'érosion). Toutefois, elles nécessitent un entretien régulier à cause de l'effet de la pluie et des autres

intempéries. On devrait donc envisager cette solution seulement lorsqu'on entreprend des travaux momentanés près des habitats de tortues.

On devrait plutôt préconiser des structures plus permanentes pour protéger à long terme des sites problématiques. Plusieurs types de clôtures sont disponibles, et divers facteurs sont à considérer dans le choix des clôtures et des ponceaux sous-jacents.

Les ponceaux qui serviront de passage pour les tortues doivent être de taille suffisante. Dans une étude en Floride (Aresco 2003; 2005), le ponceau mesurait 3,5 m de diamètre, laissait passer suffisamment de lumière provenant du côté opposé et avait un substrat de sable et de vase. La clôture de déviation avait une hauteur de 40 cm et certaines tortues, dont la Tortue serpentine, étaient capables de l'escalader; plusieurs tortues sont ainsi mortes écrasées sur la route (Aresco 2003; 2005). Une hauteur de 1 m est recommandée, ainsi qu'un angle opposé à la route, pour empêcher les tortues de grimper.

Une autre cause de mortalité est la prédation et la déshydratation des tortues coincées par la clôture et qui n'ont pu trouver le passage assez rapidement (Blair 1976; Aresco 2003). Plusieurs personnes ont été vues en train de ramasser des tortues le long de clôtures de déviation (Aresco 2003). Certains suggèrent de corriger la situation en installant un ponceau à tous les 200 à 300 m (Aresco 2003). Pour divers animaux autres que les tortues, d'autres recommandent plutôt de placer des passages à intervalles réguliers de 150 à 300 m (Clevenger *et al.* 2003). Les extrémités des clôtures étaient recourbées en direction opposée de la route, vers les habitats aquatiques, afin d'éviter que les tortues provenant de ces habitats n'aboutissent sur la route en longeant les clôtures (Aresco 2003; 2005). Le nombre de tortues tuées sur la route a diminué de façon importante après la pose de ces clôtures (Aresco 2003; 2005). Les densités de tortues à ces endroits sont toutefois de beaucoup supérieures à celles retrouvées en Outaouais.

Des clôtures constituées de murets de béton de 1,1 m de hauteur ont déjà été construites de chaque côté de la route pour divers animaux, dont les tortues (Dodd *et al.* 2004). Les murets étaient surmontés d'un rebord pour empêcher certains animaux de sauter par-dessus. Huit passages, séparés par une distance de 200 à 500 m et mesurant 2,4 sur 2,4 m ou 1,8 sur 1,8 m, ont été aménagés sous la route. Mis à part les rainettes, la mortalité des vertébrés a diminué de 65 %, et celle des tortues a chuté de façon très importante. Un secteur a été aménagé différemment : une clôture faite de garde-fous superposés avec un tissu à leur base n'a pas donné de bons résultats. L'eau s'est infiltrée en-dessous et a érodé le sol, permettant à des animaux de passer, dont les tortues (Dodd *et al.* 2004). On a recommandé de placer une base en aluminium galvanisé à une profondeur de 20 cm (Dodd *et al.* 2004).

On mentionne que les ponceaux nécessitent un entretien régulier et que la boue s'y accumule durant les fortes pluies. Malgré qu'aucune évidence

n'existe, la prédation pourrait être importante lorsque tous les animaux se concentrent au même endroit dans le passage (Dodd *et al.* 2004). Il faudrait donc créer plus d'un passage. Aussi, les gens sont curieux et s'arrêtent pour observer la faune sur le bord des clôtures; on doit interdire ou empêcher le stationnement pour assurer la sécurité des gens, par exemple en installant des glissières. Certaines personnes pourraient également être tentées de capturer des tortues.

En France, on a installé une longue clôture métallique grillagée de 4 km de chaque côté d'une route qui traversait une importante population de Tortues de Hermann (*Testudo hermanni*), une espèce terrestre (Guyot et Clobert 1997). Un grillage métallique plus fin recouvrait la clôture sur une hauteur de 40 cm et jusqu'à 10 cm dans le sol. Un tunnel et deux ponceaux étaient répartis le long de la route. Cet aménagement s'est avéré efficace; les tortues traversaient sous la route et peu ont été tuées sur la route (Guyot et Clobert 1997).

Plusieurs exemples d'aménagement de passages pour tortues existent aux États-Unis. Au New Jersey, des clôtures de déviation de 30 cm de hauteur et faites d'un grillage métallique ont été placées de part et d'autre d'une route pour diriger les tortues vers un petit ponceau et pour leur permettre de traverser sous la route (*US Department of Transportation* 2006). On a aplani le sol au même niveau que la base en ciment du ponceau pour faciliter l'entrée des tortues. En Arizona, des clôtures en grillage métallique menant à un ponceau et d'une hauteur de 60 cm ont aussi été placées de chaque côté d'une route. On a enfoncé leur base à 15 cm dans le sol pour empêcher les tortues de se creuser un passage (*US Department of Transportation* 2006). La réduction de la mortalité des tortues est estimée à 75 %. Au Mississippi, on a utilisé des clôtures de déviation en grillage métallique de 90 cm de hauteur. La base des clôtures a été enfoncée à 30 cm dans le sol. Aux extrémités, les clôtures présentent deux angles latéraux successifs (90° puis 45°) en s'éloignant de la route afin de ne pas diriger vers la route les tortues qui les longeraient. L'aménagement est efficace, car on a observé aucune tortue écrasée (*US Department of Transportation* 2006).

4.6 Protection des nids

La protection des tortues adultes et des subadultes est essentielle pour la conservation des tortues. À eux seuls, les programmes basés uniquement sur la protection des nids et l'élevage des nouveau-nées ont peu de chances de succès (Crouse *et al.* 1987; Congdon *et al.* 1993; 1994; Doak *et al.* 1994; Heppell *et al.* 1996). La protection des tortues à tous les stades de leur vie est toutefois nécessaire pour assurer leur survie (Congdon *et al.* 1993; Heppell *et al.* 1996) et selon certains (Iverson 1991), une réduction de la mortalité des œufs et des jeunes tortues aurait un effet positif plus marqué sur les populations que la réduction de la mortalité des adultes. Une diminution importante de la survie des adultes doit être accompagnée d'un taux de survie

élevé des subadultes pour maintenir les populations stables (Crouse et al. 1987; Congdon et al. 1993; Doak et al. 1994; Standing et al. 2000). Chez les espèces à longévité élevée, comme les tortues, des populations à recrutement trop faible ou nul peuvent persister longtemps avant que le déclin ne soit détectable (Burke et al. 2000; Gibbs et Amato 2000). De plus, le rétablissement des populations peut être long à confirmer, à cause de la croissance lente des individus (Hall et al. 1999).

Un grillage de plastique recouvrant les nids ou une boîte avec un cadre en bois et recouverte de grillage placée au-dessus des nids sont des méthodes que l'on a beaucoup utilisées pour la protection des tortues. Elles limitent ou empêchent la prédation par les mammifères et les autres carnassiers. Toutefois, leur efficacité est mise en doute à cause du taux de survie des œufs, qui est naturellement très bas. La protection des nids est également jugée non praticable dans certains cas en raison de la difficulté à trouver les nids en quantité suffisante (Doroff et Keith 1990). Cette pratique peut s'avérer plus efficace pour les espèces qui pondent beaucoup d'œufs, par exemple la Tortue serpentine, que pour celles qui sont moins productrices, comme la Tortue mouchetée (Congdon et al. 1994). On devrait protéger les nids aux endroits où le succès d'éclosion des portées est trop faible (Crouse et al. 1987).

En Nouvelle-Écosse, où se trouve une population isolée de Tortues mouchetées, un programme de protection des nids a été mis sur pied; on le considère efficace pour contrer la prédation (Standing et al. 2000). Dans le parc national de Pointe-Pelée, en Ontario, la protection des nids a été proposée pour sauvegarder la population de Tortues mouchetées (Browne 2003). La protection des nids de tortues pourrait être entreprise à certains endroits où la concentration des nids est importante et où le taux de prédation est très élevé. Parmi les sites étudiés en Outaouais en 2004, le secteur des sites de ponte 9 et 10 est un endroit propice à ce type d'intervention.



Photo 18. Grillage de plastique placé au-dessus d'un nid de tortue pour le protéger des prédateurs

Source : Jean-François Desroches

4.7 Aménagement de sites de ponte alternatifs

Les sites de ponte des tortues sont souvent d'origine anthropique (Burke et al. 2000) : sablières, jardins, pistes cyclables, chemins de gravier, accotements des routes. Il serait donc possible d'aménager des sites de ponte que les tortues utiliseront. Comme les accotements des routes attirent les tortues femelles en quête d'un site de ponte, des sites de ponte alternatifs peuvent être aménagés loin des routes. L'installation de sites de ponte loin des routes et des autres sources potentielles de mortalité peut augmenter le recrutement dans les populations de tortues (Baldwin et al. 2004).

Dans le sud de l'Ontario, on a recommandé de créer des sites de ponte alternatifs (Ashley et Robinson 1996). On a aussi proposé ce type d'installation pour les serpents ovipares afin de réduire leurs longs déplacements pour trouver un site de ponte (Bonnet et al. 1999). Un couvert de végétation peut diminuer les chances que les reptiles choisissent un site de ponte (Russell et al. 2002). Ainsi, les sites ombragés peuvent entraver le développement des oeufs de tortues, car l'ombre refroidit les températures d'incubation. Des changements mineurs tels l'ouverture de certains secteurs pour augmenter l'ensoleillement peuvent être bénéfiques aux tortues.

La concentration des nids, qui est souvent la conséquence d'une disponibilité réduite des sites de ponte, augmente le taux de prédation (voir chapitre 3) (Moll et Moll 2000). Nous préconisons donc l'aménagement de sites de ponte de petite ou moyenne superficie, éloignés des sites de ponte déjà existants (selon la topographie et la superficie de l'aire concernée) et, si possible, hors de portée des prédateurs. Les sites de ponte aménagés doivent idéalement être surélevés par rapport au sol, constitués de substrat qui se draine bien (sable, gravier ou mélange des deux) et exposés au soleil. L'emplacement ne doit donc pas être ombragé ou recouvert de végétation dense.

Lorsque des rives d'habitats aquatiques sont aménagées, on peut recouvrir certains secteurs de sable ou les laisser tels quels si le substrat d'origine est sablonneux. Ces endroits servent de sites de ponte aux tortues (US Department of Transportation 2006). Des essais avec des parcelles recouvertes de différents substrats, réalisés en Outaouais de 2001 à 2003, se sont avérés peu concluants. Les tortues ont très peu utilisé ces parcelles, et on n'a pu déterminer si elles préféraient un substrat plus qu'un autre (Tessier et Lapointe 2004). De forme rectangulaire, les parcelles mesuraient 5 m sur 3,5 m de côté. Le substrat avait 30 cm d'épaisseur. En 2005, de telles parcelles ont été aménagées dans le parc de Plaisance en vue d'éloigner de la piste cyclable les tortues à la recherche d'un site de ponte. Selon les observations recueillies, plusieurs tortues ont pondu dans ces sites artificiels, mais le taux de prédation y a été très élevé (J.-F. Houle, comm. pers.). On pourrait améliorer l'efficacité de ces parcelles en les multipliant pour que les tortues qui cherchent un site de ponte les trouvent facilement avant d'arriver sur la piste cyclable. La protection des nids serait également préférable afin

d'augmenter le succès d'éclosion. En 2005, les œufs de cinq nids de tortues construits sur des sites artificiels ont éclos, même si aucun n'était protégé (J.-F. Houle, comm. pers.).



Photo 19. Parcelle de sable aménagée pour la ponte des tortues
Source : Jean-François Desroches

Les îlots représentent une solution pour contrer la prédation par les mammifères. Le MTQ a construit un îlot de ponte de tortues comme mesure de mitigation à l'occasion des travaux de réfection des accotements d'une route en Outaouais. Cet îlot consiste en un amas de roches surplombant l'eau, recouvert de substrat fin (sable et gravier) de même nature que celui retrouvé aux abords de la route adjacente. L'îlot mesure environ 30 m de longueur et 3,5 m de largeur, et sa hauteur est d'environ 30 cm au-dessus du niveau de l'eau. L'îlot a été aménagé à l'automne 2003 et dès juin 2004, des tortues ont été vues s'y promenant, sans doute à la recherche d'un site de ponte. Au cours de cette étude, nous avons d'ailleurs observé dans ces îlots plusieurs traces et un grand nombre de faux nids. Le 13 octobre 2004, nous avons trouvé, au même endroit, deux nids de Tortues serpentine dont les œufs avaient éclos. L'îlot aménagé s'avère donc propice à la ponte des tortues et à l'incubation des œufs.



Photo 20. Îlot aménagé par le MTQ pour la ponte des tortues, en Outaouais
Source : Jean-François Desroches

4.8 Panneaux de signalisation

Comme dans le cas des gros mammifères (cerfs et orignaux), des panneaux avertissant de la présence des tortues sur les routes pourraient être installés aux endroits nécessaires. Ce type de panneau a été placé à divers endroits en Ontario (Turtle S.H.E.L.L. Tortue 2005). Bien qu'une telle mesure se soit avérée peu ou pas efficace dans le cas des serpents (Seigel 1986; Roberts 2000), elle semble donner de meilleurs résultats pour les tortues, probablement à cause de l'image plus sympathique de ces animaux et de leur meilleure visibilité sur les routes. Les secteurs problématiques identifiés en Outaouais en 2003 et 2004 devraient être considérés comme prioritaires pour l'implantation de panneaux d'avertissement. Pour que cette intervention demeure efficace, il faut créer un effet de surprise chez les conducteurs, donc éviter de placer trop de panneaux sur le territoire. Le MTQ a déjà conçu un modèle de panneau d'avertissement de la présence de tortues (figure 6).



Figure 6. Panneau avertissant de la présence de tortues
Source : ministère des Transports du Québec

Des panneaux qui interdisent le stationnement sur les accotements où pondent des tortues pourraient également être posés aux endroits propices. En 2003, au parc du Mont-Orford, on a placé des panneaux routiers qui signalaient les zones de ponte des tortues sur les accotements et qui incitaient les gens à ne pas stationner leur véhicule. Cette année-là, aucune tortue n'a été tuée sur les routes du parc (Lascelles 2004). De plus, bloquer l'accès aux véhicules tout-terrains sur certains accotements pourrait réduire considérablement l'effet négatif de la compaction du sol sur les nids de tortues.

4.9 Sensibilisation du public

La sensibilisation du public à la problématique des tortues, comme à toute cause de même nature, est très importante. À Terre-Neuve, on a considéré la sensibilisation comme la meilleure façon de faire diminuer le nombre d'accidents routiers occasionnés par des orignaux (Joyce et Mahoney 2001). La principale cause de la mortalité routière des tortues est sans doute l'ignorance des gens. Ils ne savent fort probablement pas que les tortues

peuvent se trouver sur les routes. Des campagnes de sensibilisation dans les médias (notamment durant des émissions de télévision), dans les revues grand public et au moyen de dépliants et de conférences auraient sans doute des effets positifs. Certains conducteurs tuent volontairement les tortues, mais ce phénomène est sans doute marginal. Des campagnes de sensibilisation et la dénonciation de tels actes à S.O.S. Braconnage par le public pourraient freiner ce genre de comportement.

CONCLUSION GÉNÉRALE

La présente étude a permis d'évaluer l'incidence des routes sur les populations de tortues en Outaouais, au Québec. Environ 200 tortues seraient tuées sur les routes étudiées, dont plus de la moitié sont des femelles adultes, pour une proportion de 0,15 tortue/km/année. Cette proportion est faible, considérant que les mortalités sont bien réparties sur l'aire d'étude et que les populations de tortues comptent généralement beaucoup d'individus. Près de 95 % des tortues écrasées sont des espèces communes (Tortues peintes et serpentines), mais quelques espèces rares (Tortues mouchetées, des bois et géographiques) figurent aussi au nombre des victimes. La majorité des tortues mortes recensées se trouvaient à moins de 300 m d'un habitat aquatique. Nous n'avons pu établir aucune relation entre le trafic et la mortalité des tortues. Seule la quantité de camions aurait un effet sur le nombre de Tortues serpentines mortes. Globalement, la mortalité des tortues sur les routes ne mettrait pas en péril la survie des populations en Outaouais. Toutefois, des changements dans le nombre de routes ou le débit de véhicules pourraient modifier ce constat dans le futur. Localement, certains secteurs sont problématiques quant au nombre de tortues tuées sur les routes ou à la présence d'espèces rares.

La capture et le marquage de tortues dans des étangs de faible superficie et relativement isolés, situés en bordure des routes, nous a permis de constater que seule la Tortue peinte est généralement à l'abri du déclin dans ces habitats. De fait, les populations de cette espèce contiennent un nombre élevé d'individus, contrairement aux Tortues serpentines et mouchetées. De plus, l'âge à maturité moins élevé de la Tortue peinte la rend moins vulnérable à la mortalité routière. Bien que la majorité des tortues tuées sur les routes adjacentes aux étangs étudiés soient des femelles, l'absence de biais dans le sex ratio des populations étudiées ne laisse pas présager de problème relié à la mortalité routière. Dans les sites où le taux de mortalité semble élevé, l'arrivée d'immigrants maintient sans doute les populations de Tortues peintes. Les données recueillies démontrent que la Tortue mouchetée est certainement menacée dans ces petits étangs, compte tenu du taux de mortalité routière élevé par rapport à la taille estimée des populations. La Tortue serpentine pourrait aussi être vulnérable à la mortalité routière dans les étangs étudiés, mais aucune tortue adulte n'a été tuée sur les routes adjacentes en 2003-2004.

Selon nos résultats, la route n'aurait pas d'incidence négative sur la nidification. Le taux de prédation des nids, la température du substrat et le taux de survie des pontes sont semblables, peu importe l'emplacement des nids (accotements des routes ou autres endroits). D'autres variables, tels l'emplacement du site de ponte et le regroupement des nids expliquent mieux les différences obtenues. Le phénomène des nids de tortues écrasés par des véhicules, en bordure des routes, pourrait toutefois représenter un problème.

Globalement, les résultats de l'étude indiquent que les routes ont actuellement une incidence faible ou négligeable sur les populations de tortues en Outaouais. On doit toutefois considérer certains problèmes locaux reliés aux proportions de tortues mortes ou à la présence d'espèces rares, notamment en ce qui concerne la Tortue mouchetée. Certaines actions devraient être entreprises afin de limiter l'effet négatif local des routes sur les tortues. La sensibilisation du public à cette problématique et la protection des habitats sont sans doute les actions les plus importantes à mettre en oeuvre. On devrait éviter les travaux d'entretien ou de construction près des habitats de tortues pendant la période de ponte en juin. Nous recommandons également de placer des panneaux indiquant la présence de tortues à certains endroits stratégiques et problématiques. Des aménagements, comme des sites de ponte artificiels et des clôtures de déviation menant à des ponceaux, pourraient être réalisés aux sites les plus problématiques.

Nous présumons que les routes pourraient avoir d'autres effets sur les populations de tortues, bien que ces effets n'aient pas fait l'objet de la présente étude : populations petites et isolées plus vulnérables aux perturbations comme les maladies ou la prédation, dépression génétique due à l'isolement de l'habitat et braconnage facilité en raison de l'accès par les routes (Findlay et Bourdages 2000; Mitchell et Klemens 2000; Trombulak et Frissell 2000). La densité des routes qui se trouvent à moins de 1 ou 2 km des milieux humides a une conséquence sur la diversité des espèces, incluant les reptiles (Findlay et Houlahan 1997). Cependant, étant donné les caractéristiques actuelles du paysage en Outaouais (nombre de routes peu élevé, débit de la circulation généralement faible et abondance d'habitats aquatiques propices aux tortues), nous ne croyons pas que ces menaces potentielles soient importantes.

BIBLIOGRAPHIE

Andrews, K. M. et J. W. Gibbons. 2005. How do highways influence snake movement? Behavioral responses to roads and vehicles. *Copeia* 2005(4): 772-782.

Angiletta, M. J. Jr et A. R. Krochmal. 2003. The Thermochron: A truly miniature and inexpensive temperature-logger. *Herpetological Review* 34(1): 31-32.

Aresco, M. J. 2003. Highway mortality of turtles and other herpetofauna at Lake Jackson, Florida, USA, and the efficacy of a temporary fence/culvert system to reduce roadkills. *ICOET 2003 Proceedings – Making connections*, pages 433-449.

Aresco, M. J. 2005a. The effect of sex-specific terrestrial movements and roads on the sex ratio of freshwater turtles. *Biological Conservation* 123: 37-44.

Aresco, M. J. 2005b. Mitigation measures to reduce highway mortality of turtles and other herpetofauna at a north Florida lake. *Journal of Wildlife Management* 69(2): 549-560.

Arvisais, M., J.-C. Bourgeois, D. Masse, C. Daigle, J. Jutras, S. Paradis, R. Bider et E. Lévesque. 2001. Écologie d'une population de tortue des bois (*Clemmys insculpta*) en Mauricie. *Le Naturaliste canadien* 125(1): 23-28.

Arvisais, M., J.-C. Bourgeois, E. Lévesque, C. Daigle, D. Masse et J. Jutras. 2002. Home range and movements of a wood turtle (*Clemmys insculpta*) population at the northern limit of its range. *Canadian Journal of Zoology* 80: 402-408.

Asaeda, T. et V. T. Ca. 1993. The subsurface transport of heat and moisture and its effect on the environment: a numerical model. *Boundary-Layer Meteorology* 65: 159-179.

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: 403-412.

Baker, P. J., J. P. Costanzo, J. B. Iverson et R. E. Lee Jr. 2003. Adaptations to terrestrial overwintering of hatchling northern Map Turtles, *Graptemys geographica*. *J. Comp. Physiol. B* 173: 643-651.

Baldwin, E. A., M. N. Marchand et J. A. Litvaitis. 2004. Terrestrial habitat use by nesting Painted Turtles in landscapes with different levels of fragmentation. *Northeastern Naturalist* 11(1): 41-48.

- Bashmore, T. L., W. M. Tzilkowski et E. D. Bellis. 1985. Analysis of deer-vehicle collision sites in Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management* 49(3): 769-774.
- Bayless, L. E. 1975. Population parameters for *Chrysemys picta* in a New York pond. *The American Midland Naturalist* 93(1): 168-176.
- Bernardino, F. S. Jr et G. H. Dalrymple. 1992. Seasonal activity and road mortality of the snakes of the Pa-hay-okee wetlands of Everglades National Park, USA. *Biological Conservation* 62: 71-75.
- Bider, J. R. et W. Hoek. 1971. An efficient and apparently unbiased sampling technique for population studies of Painted Turtles. *Herpetologica* 27(4): 481-484.
- Bider, J. R. et S. Matte. 1994. Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec. Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent et ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, 106 pages.
- Blair, W. F. 1976. Some aspects of the biology of the Ornate Box Turtle, *Terrapene carolina*. *The Southwestern Naturalist* 21(1): 89-104.
- Boarman, W. I., M. Sazaki et W. B. Jennings. 1997. The effects of roads, barrier fences, and culverts on Desert Tortoise populations in California, USA. *Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles – An international conference*, pages 54-58.
- 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: 28-37.
- Bodie, J. R. et R. D. Semlitsch. 2000. Spatial and temporal use of floodplain habitats by lentic and lotic species of aquatic turtles. *Oecologia* 122: 138-146.
- Bonin, J. 1998. Rapport sur la situation de la tortue géographique (*Graptemys geographica*) au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, 35 pages.
- Bonnet, X., G. Naulleau et R. Shine. 1999. The dangers of leaving home: dispersal and mortality in snakes. *Biological Conservation* 89: 39-50.
- Boulet, M. et M. Darveau. 2000. Depredation of artificial bird nests along roads, rivers, and lakes in a boreal Balsam Fir, *Abies balsamea*, forest. *Canadian Field-Naturalist* 114(1): 83-88.
- Bowen, K. D., R.-J. Spencer et F. J. Janzen. 2005. A comparative study of environmental factors that affect nesting in Australian and North American freshwater turtles. *Journal of Zoology, London* 267: 397-404.

- Breitenbach, G. L., J. D. Congdon et R. C. van Loben Sels. 1984. Winter temperatures of *Chrysemys picta* nests in Michigan: effects on hatchling survival. *Herpetologica* 40(1): 76-81.
- 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. L. Bobyn, 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.
- Brooks, R. J., C. M. Shilton, G. P. Brown et N. W. S. Quinn. 1992. Body size, age distribution, and reproduction in a northern population of Wood Turtles (*Clemmys insculpta*). *Canadian Journal of Zoology* 70: 462-469.
- 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: 222-226.
- Browne, C. L. 2003. The status of turtle populations in Point Pelee National Park. Thèse de maîtrise, département de biologie, Lakehead University, Thunder Bay, Ontario, 112 pages.
- Buech, R. R., M. D. Nelson, L. G. Hanson et B. Brecke. 1997. Wood Turtle habitat research. Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles – An international conference, pages 475-476.
- Buhlmann, K. A. 1995. Habitat use, terrestrial movements, and conservation of the turtle, *Deirochelys reticularia* in Virginia. *Journal of Herpetology* 29(2): 173-181.
- Bull, J. J. et R. C. Vogt. 1979. Temperature-dependent sex determination in turtles. *Science* 206: 1186-1188.
- Burkey, T. V. 1993. Edge effects in seed and egg predation at two neotropical rainforest sites. *Biological Conservation* 66: 139-143.
- Burger, J. 1977. Determinants of hatching success in Diamond-back Terrapin, *Malaclemys terrapin*. *The American Midland Naturalist* 97(2): 444-464.

- Burke, V. J. et J. W. Gibbons. 1995. Terrestrial buffer zones and wetland conservation: A case study of freshwater turtles in a Carolina bay. *Conservation Biology* 9: 1365-1369.
- Burke, V. J., J. L. Greene et J. W. Gibbons. 1995. The effect of sample size and study duration on metapopulation estimates for Slider Turtles (*Trachemys scripta*). *Herpetologica* 51(4): 451-456.
- Burke, V. J., J. E. Lovich et J. W. Gibbons. 2000. Conservation of freshwater turtles. Dans: Klemens, M. W. (édité par). 2000. *Turtle Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington et London, É.-U., pages 156-180.
- Burke, R. L., C. M. Schneider et M. T. Dolinger. 2005. Cues used by Racoons to find turtle nests: effects of flags, human scent, and Diamond-Backed Terrapin sign. *Journal of Herpetology* 39(2): 312-315.
- Cagle, F. R. 1939. A system of marking turtles for future identification. *Copeia* 1939(3): 170-173.
- Cagle, F. R. 1942. Turtle populations in Southern Illinois. *Copeia* 1942(3): 155-162.
- Cagle, F. R. 1944. Home range, homing behavior, and migration in turtles. *Miscellaneous Publications, Museum of Zoology, University of Michigan*, n° 61, University of Michigan Press, 34 pages + 2 planches.
- Cagle, F. R. 1954. Observations on the life cycle of Painted Turtles (*Genus Chrysemys*). *The American Midland Naturalist* 52(1): 225-235.
- Cagle, F. R. et A. H. Chaney. 1950. Turtle populations in Louisiana. *The American Midland Naturalist* 43(2): 383-388.
- Campbell, H. 1953. Observations of snakes DOR in New Mexico. *Herpetologica* 9(4): 157-160.
- Campbell, H. 1956. Snakes found dead on roads of New Mexico. *Copeia* 1956(2): 124-125.
- Case, R. M. 1978. Interstate highway road-killed animals: a data source for biologists. *Wildlife Society Bulletin* 6(1): 8-13.
- Chabot, J., B. Gagné et D. St-Hilaire. 1993. Étude des populations de tortues du secteur de la baie Norway de la rivière des Outaouais, comté de Pontiac, Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de l'Outaouais, Hull, 31 pages + 2 annexes.

- Christens, E. et J. R. Bider. 1986. Reproductive ecology of the Painted Turtle (*Chrysemys picta marginata*) in southwestern Quebec. *Canadian Journal of Zoology* 64: 914-920.
- Christens, E. et J. R. Bider. 1987. Nesting activity and hatching success of the Painted Turtle (*Chrysemys picta marginata*) in southwestern Quebec. *Herpetologica* 43(1): 55-65.
- Churchill, T. A. et K. B. Storey. 1992. Natural freezing survival by Painted Turtles *Chrysemys picta marginata* and *C. picta bellii*. *American Journal of Physiology* 262 (Regulatory Integrative Comp. Physiol. 31): R530-R537.
- Clarke, G. P., P. C. L. White et S. Harris. 1998. Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation* 86: 117-124.
- Claussen, D. L., M. S. Finkler et M. M. Smith. 1997. Thread trailing of turtles: methods for evaluating spatial movements and pathway structure. *Canadian Journal of Zoology* 75: 2120-2128.
- Clevenger, A. P., B. Chruszcz et K. E. Gunson. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109: 15-26.
- Congdon, J. D., D. W. Tinkle, G. L. Breitenbach et R. C. van Loben Sels. 1983. Nesting ecology and hatchling success in the turtle *Emydoidea blandingii*. *Herpetologica* 39(4): 417-429.
- Congdon, J. D., J. L. Greene et J. W. Gibbons. 1986. Biomass of freshwater turtles: a geographic comparison. *The American Midland Naturalist* 115(1): 165-173.
- 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., A. E. Dunham et R. C. van Loben Sels. 1993. Delayed sexual maturity and demographics of Blanding's Turtles (*Emydoidea blandingii*): implications for conservation and management of long-lived organisms. *Conservation Biology* 7(4): 826-833.
- 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.

Cook, F. R. 1984. Introduction aux amphibiens et reptiles du Canada. Musée national des sciences naturelles, Musées nationaux du Canada, Ottawa, Canada, 211 pages.

COSEPAC. 2002a. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la tortue musquée (*Sternotherus odoratus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vi + 19 pages.

COSEPAC. 2002b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la tortue géographique (*Graptemys geographica*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vii + 36 pages.

COSEPAC. 2002c. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la tortue-molle à épines (*Apalone spinifera*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vii + 18 pages.

COSEPAC. 2005. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la tortue mouchetée (*Emydoidea blandingii*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, ix + 47 pages.

Costanzo, J. P., J. D. Litzgus et R. E. Lee Jr. 1999. Behavioral responses of hatchling Painted Turtles (*Chrysemys picta*) and Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*) at subzero temperatures. *Journal of Thermal Biology* 24: 161-166.

Crouse, D. T., L. B. Crowder et H. Caswell. 1987. A stage-based population model for Loggerhead Sea Turtles and implications for conservation. *Ecology* 68(5): 1412-1423.

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: 291-296.

Daigle, C. et J. Jutras. 2005. Quantitative evidence of decline in a southern Québec Wood Turtle (*Glyptemys insculpta*) population. *Journal of Herpetology* 39(1): 130-132.

Daigle, C., A. Desrosiers et J. Bonin. 1994. Distribution and abundance of Common Map Turtles, *Graptemys geographica*, in the Ottawa River, Québec. *Canadian Field-Naturalist* 108(1): 84-86.

Davis, W. H. 1934. The automobile as a destroyer of wild life. *Science* 79: 504-505.

Desroches, J.-F. 2003. Inventaire herpétologique du parcours de la future autoroute 50, entre Buckingham (Outaouais) et Lachute (Laurentides). Rapport présenté au ministère des Transports du Québec, Direction de l'Outaouais, 42 pages + 5 annexes.

Desroches, J.-F. et I. Picard. 2005. Mortalité des tortues sur les routes de l'Outaouais. *Le Naturaliste canadien* 129(1): 35-41.

Desroches, J.-F. et D. Rodrigue. 2004. Amphibiens et reptiles du Québec et des Maritimes. Éditions Michel Quintin, Waterloo, Québec, 288 pages.

Dickerson, L. M. 1939. The problem of wildlife destruction by automobile traffic. *Journal of Wildlife Management* 3: 104-116.

Dimond, M. T. 1979. Sex differentiation and incubation temperature in turtles. *American Zoologist* 19(3): 981.

Doak, D., P. Kareiva et B. Klepetka. 1994. Modeling population viability for the Desert Tortoise in the Western Mojave Desert. *Ecological Applications* 4(3): 446-460.

Dodd, C. K. Jr. 1990. Effects of habitat fragmentation on a stream-dwelling species, the Flattened Musk Turtle (*Sternotherus depressus*). *Biological Conservation* 54: 33-45.

Dodd, C. K. Jr, W. J. Barichivich et L. L. Smith. 2004. Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. *Biological Conservation* 118: 619-631.

Dodd, C. K. Jr, K. M. Enge et J. N. Stuart. 1989. Reptiles on highways in North-Central Alabama, USA. *Journal of Herpetology* 23(2): 197-200.

DonnerWright, D. M., M. A. Bozek, J. R. Probst et E. M. Anderson. 1999. Responses of turtle assemblage to environmental gradients in the St. Croix River in Minnesota and Wisconsin, U.S.A. *Canadian Journal of Zoology* 77: 989-1000.

Doroff, A. M. et L. B. Keith. 1990. Demography and ecology of an Ornate Box Turtle (*Terrapene carolina*) population in south-central Wisconsin. *Copeia* 1990: 387-399.

Edmonds, J. H. et R. J. Brooks. 1996. Demography, sex ratio, and sexual size dimorphism in a northern population of Common Musk Turtles (*Sternotherus odoratus*). *Canadian Journal of Zoology* 74: 918-925.

Équipe de rétablissement de cinq espèces de tortues au Québec. 2005. Plan de rétablissement de cinq espèces de tortues au Québec pour les années 2005 à 2010 : la Tortue des bois, la Tortue géographique, la Tortue mouchetée, la Tortue musquée et la Tortue ponctuée. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, 57 pages.

- Ernst, C. H. 1971. Population dynamics and activity cycles of *Chrysemys picta* in Southeastern Pennsylvania. *Journal of Herpetology* 5(3-4): 151-160.
- Ernst, C. H., J. E. Lovich et R. W. Barbour. 1994. *Turtles of the United States and Canada*. Smithsonian Institution Press, Washington et London, É.-U., 578 pages.
- Etchberger, C. R., M. A. Ewert, B. A. Raper et C. E. Nelson. 1992. Do low incubation temperatures yield females in Painted Turtles? *Canadian Journal of Zoology* 70: 391-394.
- Ewert, M. A., D. R. Jackson et C. E. Nelson. 1994. Patterns of temperature-dependent sex determination in turtles. *Journal of Experimental Zoology* 270: 3-15.
- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management* 61(3): 603-610.
- Fahrig, L. et G. Merriam. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66(6): 1762-1768.
- Fahrig, L. et G. Merriam. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8(1): 50-59.
- Fahrig, L., J. H. Pedlar, S. E. Pope, P. D. Taylor et J. F. Wegner. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 74: 177-182.
- FAPAQ. 2005. Société de la faune et des parcs du Québec. <http://www.fapaq.gouv.qc.ca>
- Feinberg, J. A. et R. L. Burke. 2003. Nesting ecology and predation of Diamondback Terrapins, *Malaclemys terrapin*, at Gateway National Recreation Area, New York. *Journal of Herpetology* 37(3): 517-526.
- Findlay, C. S. et J. Bourdages. 2000. Response time of wetlands biodiversity to road construction on adjacent lands. *Conservation Biology* 14(1): 86-94.
- Findlay, C. S. et J. Houlahan. 1997. Anthropogenic correlates of species richness in Southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology* 11(4): 1000-1009.
- Flint, W. P. 1926. The automobile and wild life. *Science* 63: 426-427.
- Forman, R. T. T. et L. E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.
- Forman, R. T. T., D. Sperling, J. A. Bissonette, A. P. Clevenger, C. D. Cutshall, V. H. Dale, L. Fahrig, R. France, C. R. Goldman, K. Heanue, J. A. Jones, F. J.

Swanson, T. Turrentine et T. C. Winter. 2003. Road Ecology: Science and Solutions. Island Press, Washington, Covelo, London, U.S.A., 481 pages.

Frazer, N. B., J. W. Gibbons et T. J. Owens. 1990. Turtle trapping: preliminary tests of conventional wisdom. *Copeia* 1990(4): 1150-1152.

Frazer, N. B., J. W. Gibbons et J. L. Greene. 1991. Life history and demography of the Common Mud Turtle (*Kinosternon subrubrum*) in South Carolina, USA. *Ecology* 72(6): 2218-2231.

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. et R. J. Brooks. 1989. Age estimates for Snapping Turtles. *Journal of Wildlife Management* 53(2): 502-508.

Galbraith, D. A., R. J. Brooks et G. P. Brown. 1997. Can management intervention achieve sustainable exploitation of turtles? Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles – An international conference, pages 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: 896-904.

Galbraith, D. A., C. A. Bishop, R. J. Brooks, W. Len Simser et K. P. Lampman. 1988. Factors affecting the density of populations of Common Snapping Turtles (*Chelydra serpentina serpentina*). *Canadian Journal of Zoologie* 66: 1233-1240.

Gazette officielle du Québec. 2005. Règlement modifiant le Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats. 137 : 705-706.

Gazette officielle du Québec. 1999. Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables. L.R.Q., c. E-12.01, a.10. 44 : 5126.

Gemmell, D. J. 1970. Some observations on the nesting of the Western Painted Turtle, *Chrysemys picta bellii*, in northern Minnesota. *Canadian Field-Naturalist* 84: 308-309.

Gibbons, J. W. 1968a. Population structure and survivorship in the Painted Turtle, *Chrysemys picta*. *Copeia* 1968(2): 260-268.

- Gibbons, J. W. 1968b. Reproductive potential, activity, and cycles in the Painted Turtle, *Chrysemys picta*. *Ecology* 49(3): 399-409.
- Gibbons, J. W. 1969. Ecology and population dynamics of the Chicken Turtle, *Deirochelys reticularia*. *Copeia* 1969(4): 669-676.
- Gibbons, J. W. 1970. Sex ratios in turtles. *Researches on Population Ecology* 12(2): 252-254.
- Gibbons, J. W. 1982. Reproductive patterns in freshwater turtles. *Herpetologica* 38(1): 222-227.
- Gibbons, J. W. 1987. Why do turtles live so long? *BioScience* 37(4): 262-269.
- Gibbons, J. W. 1990. Sex ratios and their significance among turtle populations. Chapitre 14 dans : Gibbons, J. W. (éditeur). *Life history and ecology of the Slider Turtle*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.: 171-182.
- Gibbons, J. W. 2003. Terrestrial habitat: a vital component for hepetofauna of isolated wetlands. *Wetlands* 23(3): 630-635.
- Gibbons, J. W. et R. D. Semlitsch. 1982. Survivorship and longevity of a long-lived vertebrate species: how long do turtles live? *Journal of Animal Ecology* 51: 523-527.
- Gibbons, J. W., J. L. Greene et J. D. Congdon. 1983. Drought-related responses of aquatic turtle populations. *Journal of Herpetology* 17(3): 242-246.
- Gibbons, J. W., J. E. Lovich, A. D. Tucker, N. N. FitzSimmons et J. L. Greene. 2001. Demographic and ecological factors affecting conservation and management of the Diamondback Terrapin (*Malaclemys terrapin*) in South Carolina. *Chelonian Conservation and Biology* 4(1): 66-74.
- Gibbs, J. P. et G. D. Amato. 2000. Genetics and demography in turtle conservation. Dans: Klemens, M. W. (édité par). 2000. *Turtle Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington et London, É.-U., pages 207-217.
- Gibbs, J. P. et W. G. Shriver. 2002. Estimating the effects of road mortality on turtle populations. *Conservation Biology* 16: 1647-1652.
- 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(2): 552-556.
- Gordon, D. M. et R. D. MacCulloch. 1980. An investigation of the ecology of the Map Turtle, *Graptemys geographica* (Le Sueur), in the northern part of its range. *Canadian Journal of Zoology* 58: 2210-2219.

- Graham, T. E. et T. S. Doyle. 1977. Growth and population characteristics of Blanding's Turtle, *Emydoidea blandingii*, in Massachusetts. *Herpetologica* 33(4): 410-414.
- Gray, E. M. 1995. DNA fingerprinting reveals a lack of genetic variation in northern populations of the Western Pond Turtle (*Clemmys marmorata*). *Conservation Biology* 9(5): 1244-1255.
- Gutzke, W. H. N. et G. C. Packard. 1987. The influence of temperature on eggs and hatchlings of Blanding's Turtles, *Emydoidea blandingii*. *Journal of Herpetology* 21(2): 161-163.
- Gutzke, W. H. N., G. C. Packard, M. J. Packard et T. J. Boardman. 1987. Influence of the hydric and thermal environments on eggs and hatchlings of Painted Turtles (*Chrysemys picta*). *Herpetologica* 43(4): 393-404.
- Guyot, G. et J. Clobert. 1997. Conservation measures for a population of Hermann's Tortoise (*Testudo hermanni*) in southern France bisected by a major highway. *Biological Conservation* 79: 251-256.
- Hall, R. J., P. F.P. Henry et C. M. Bunck. 1999. Fifty-year trends in a Box Turtle population in Maryland. *Biological Conservation* 88: 165-172.
- Hamel, J.-F. et A. Mercier. 2001. La traverse pour amphibiens: un moyen de préservation de la vitalité des marais. *Le Naturaliste canadien* 125(2): 72-74.
- Hamilton, W. J. Jr. 1940. Observations on the reproductive behavior of the Snapping Turtle. *Copeia* 1940(2): 124-126.
- Hamilton, A. M., A. H. Freedman et R. Franz. 2002. Effects of deer feeders, habitat and sensory cues on predation rates on artificial turtle nests. *The American Midland Naturalist* 147: 123-134.
- Hammer, D. A. 1969. Parameters of a marsh Snapping Turtle population, Lacreek Refuge, South Dakota. *Journal of Wildlife Management* 33(4): 995-1005.
- Hartweg, N. 1944. Spring emergence of Painted Turtle hatchlings. *Copeia* 1944(1): 20-22.
- Haugen, A. O. 1944. Highway mortality of wildlife in southern Michigan. *Journal of Mammalogy* 25: 177-184.
- Haxton, T. 2000. Road mortality of Snapping Turtles, *Chelydra serpentina*, in Central Ontario during their nesting period. *Canadian Field-Naturalist* 114: 106-110.

- Hels, T. et E. Buchwald. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99: 331-340.
- Heppell, S. S., L. B. Crowder et D. T. Crouse. 1996. Models to evaluate headstarting as a management tool for long-lived turtles. *Ecological Applications* 6: 556-565.
- Houde, S. 1999. Étude d'avant-projet pour la conservation de la biodiversité du marais du lac Brompton. Rapport réalisé pour l'Association pour la Protection du Lac Brompton, 32 pages + 6 annexes.
- Inbar, M. et R. T. Mayer. 1999. Spatio-temporal trends in armadillo diurnal activity and road-kills in central Florida. *Wildlife Society Bulletin* 27(3): 865-872.
- IUCN. 2004. The IUCN Species Survival Commission. The 2004 IUCN Red List of threatened species. www.redlist.org
- Iverson, J. B. 1979. Another inexpensive turtle trap. *Herpetological Review* 10(2): 55.
- Iverson, J. B. 1991. Patterns of survivorship in turtles (order Testudines). *Canadian Journal of Zoology* 69: 385-391.
- Iverson, J. B. et G. R. Smith. 1993. Reproductive ecology of the Painted Turtle (*Chrysemys picta*) in the Nebraska Sandhills and across its range. *Copeia* 1993(1): 1-21.
- Janzen, F. J. 1994. Vegetational cover predicts the sex ratio of hatchling turtles in natural nests. *Ecology* 75(6): 1593-1599.
- Joyal, L. A., M. McCollough et M. L. Hunter Jr. 2001. Landscape ecology approaches to wetland species conservation: a case study of two turtle species in southern Maine. *Conservation Biology* 15: 1755-1762.
- Joyce, T. L. et S. P. Mahoney. 2001. Spatial and temporal distributions of moose-vehicle collisions in Newfoundland. *Wildlife Society Bulletin* 29(1): 275-280.
- Kareiva, P. et U. Wennergren. 1995. Connecting landscape patterns to ecosystem and population processes. *Nature* 373: 299-302.
- Kaufmann, J. H. 1992. Habitat use by Wood Turtles in Central Pennsylvania. *Journal of Herpetology* 26: 315-321.
- Kiviat, E. 1997. Blanding's Turtle habitat requirements and implications for conservation in Dutchess County, New York. *Proceedings: Conservation*,

Restoration, and Management of Tortoises and Turtles – An international conference, pages 377-382.

Klemens, M. W. (édité par). 2000. Turtle Conservation. Smithsonian Institution Press, Washington et London, É.-U., 334 pages.

Knobloch, I. W. 1939. Death on the highway. *Journal of Mammalogy* 20: 508-509.

Kolbe, J. J. et F. J. Janzen. 2002. Impact of nest-site selection on nest success and nest temperature in natural and disturbed habitats. *Ecology* 83(1): 269-281.

Koper, N. et R. J. Brooks. 1998. Population-size estimators and unequal catchability in Painted Turtles. *Canadian Journal of Zoology* 76: 458-465.

Laan, R. et B. Verboom. 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation* 54: 251-262.

Lacy, R. C. 1988. A report on population genetics in conservation. *Conservation Biology* 2(3): 245-247.

Lagler, K. F. 1943. Methods of collecting freshwater turtles. *Copeia* 1943(1): 21-25.

Lande, R. 1987. Extinction thresholds in demographic models of terrestrial populations. *The American Naturalist* 130(4): 624-635.

Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241: 1455-1460.

Lascelles, C. 2004. Le suivi de la ponte des tortues au parc national du Mont-Orford. Les parcs nous ont dévoilé... *Bulletin de recherche* 2004, page 14.

Legler, J. M. 1954. Nesting habits of the Western Painted Turtle (*Chrysemys picta bellii*) (Gray). *Herpetologica* 10(3): 137-144.

Linck, M. H., J. A. DePari, B. O. Butler et T. E. Graham. 1989. Nesting behavior of the turtle, *Emydoidea blandingi*, in Massachusetts. *Journal of Herpetology* 23(4): 442-444.

Lindeman, P. V. 1990. Closed and open model estimates of abundance and tests of model assumptions for two populations of the turtle, *Chrysemys picta*. *Journal of Herpetology* 24(1): 78-81.

Lindeman, P. V. 1991. Survivorship of overwintering hatchling Painted Turtles, *Chrysemys picta*, in northern Idaho. *Canadian Field-Naturalist* 105(2): 263-266.

- Lindeman, P. V. 1992. Nest-site fixity among Painted Turtles (*Chrysemys picta*) in Northern Idaho. *Northwestern Naturalist* 73(1): 27-30.
- Litzgus, J. D. et R. J. Brooks. 1996. Status report on the Wood Turtle (*Clemmys insculpta*) in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada (COSEPAC), Ottawa, 56 pages.
- Loncke, D. J. et M. E. Obbard. 1977. Tag success, dimensions, clutch size and nesting site fidelity for the Snapping Turtle, *Chelydra serpentina*, (Reptilia, Testudines, Chelydridae) in Algonquin Park, Ontario, Canada. *Journal of Herpetology* 11(2): 243-244.
- Lovich, J. E. et J. W. Gibbons. 1990. Age at maturity influences adult sex ratio in the turtle *Malaclemys terrapin*. *Oikos* 59(1): 126-134.
- MacCulloch, R. D. et D. M. Gordon. 1978. A simple trap for basking turtles. *Herpetological Review* 9(4): 133.
- MacCulloch, R. D. et D. M. Secoy. 1983. Demography, growth, and food of Western Painted Turtles, *Chrysemys picta bellii* (Gray), from southern Saskatchewan. *Canadian Journal of Zoology* 61(7): 1499-1509.
- Mader, H.-J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29: 81-96.
- Mader, H. J., C. Schell et P. Kornacker. 1990. Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biological Conservation* 54: 209-222.
- Marchand, M. N. et J. A. Litvaitis. 2004. Effects of habitat features and landscape composition on the population structure of a common aquatic turtle in a region undergoing rapid development. *Conservation Biology* 18(3): 758-767.
- May, S. A. et T. W. Norton. 1996. Influence of fragmentation and disturbance on the potential impact of feral predators on native fauna in Australian forest ecosystems. *Wildlife Research* 23: 387-400.
- McKenna, K. C. 2001. *Chrysemys picta* (Painted Turtle). Trapping. *Herpetological Review* 32(3): 184.
- McKnight, C. M. et W. H. N. Gutzke. 1993. Effects of the embryonic environment and of hatchling housing conditions on growth of young Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*). *Copeia* 1993(2): 475-482.
- Meeks, R. L. 1990. Overwintering behavior of Snapping Turtles. *Copeia* 1990: 880-884.

- Merriam, G., M. Kozakiewicz, E. Tsuchiya et K. Hawley. 1989. Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscapes. *Landscape Ecology* 2(4): 227-235.
- Metcalf, E. L. et A. L. Metcalf. 1979. Mortality in hibernating Ornate Box Turtles, *Terrapene ornata*. *Herpetologica* 35(1): 93-96.
- Metcalf, A. L. et E. L. Metcalf. 1985. Longevity in some Ornate Box Turtles (*Terrapene ornata ornata*). *Journal of Herpetology* 19(1): 157-158.
- Ministère des Transports du Québec. 1996. Plan de transport 1996-2011. Service du plan et des programmes de la Direction de l'Ouest et Direction de l'Outaouais, ministère des Transports du Québec, Québec, 140 pages.
- Mitchell, J. C. 1985. Variation in the male reproductive cycle in a population of Painted Turtles, *Chrysemys picta*, from Virginia. *Herpetologica* 41(1): 45-51.
- Mitchell, J. C. 1988. Population ecology and life histories of the freshwater turtles *Chrysemys picta* and *Sternotherus odoratus* in an urban lake. *Herpetological Monographs* 2: 40-61.
- Mitchell, J. C. et M. W. Klemens. 2000. Primary and secondary effects of habitat alteration. Dans: Klemens, M. W. (édité par). 2000. *Turtle Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington et London, É.-U., pages 5-32.
- Moll, E. O. et D. Moll. 2000. Conservation of river turtles. Dans: Klemens, M. W. (édité par). 2000. *Turtle Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington et London, É.-U., pages 126-155.
- Moll, D. et E. O. Moll. 2004. *The ecology, exploitation, and conservation of river turtles*. Oxford University Press, É.-U., 393 pages.
- Morreale, S. J., J. W. Gibbons et J. D. Congdon. 1984. Significance of activity and movement in the Yellow-bellied Slider Turtle (*Pseudemys scripta*). *Canadian Journal of Zoology* 62: 1038-1042.
- 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* 38: 19-38.
- Muegel, L. A. et D. L. Claussen. 1994. Effects of slope on voluntary locomotor performance in the turtle, *Terrapene carolina carolina*. *Journal of Herpetology* 28(1): 6-11.
- Mumme, R. L., S. J. Schoech, G. E. Woolfenden et J. W. Fitzpatrick. 2000. Life and death in the fast lane: Demographic consequences of road mortality in the Florida Scrub-Jay. *Conservation Biology* 14(2): 501-512.

- Nagle, R. D., O. M. Kinney, J. D. Congdon et C. W. Beck. 2000. Winter survivorship of hatchling Painted Turtles (*Chrysemys picta*) in Michigan. *Canadian Journal of Zoology* 78: 226-233.
- Nagle, R. D., C. L. Lutz et A. L. Pyle. 2004. Overwintering in the nest by hatchling Map Turtles (*Graptemys geographica*). *Canadian Journal of Zoology* 82: 1211-1218.
- Obbard, M. E. et R. J. Brooks. 1980. Nesting migrations of the Snapping Turtle (*Chelydra serpentina*). *Herpetologica* 36: 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: 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. *Canadian Field-Naturalist* 95(3): 350-352.
- Packard, G. C. et F. J. Janzen. 1996. Interpopulation variation in the cold-tolerance of hatchling Painted Turtles. *Journal of Thermal Biology* 21(3): 183-190.
- Packard, G. C. et M. J. Packard. 2001. The overwintering strategy of hatchling Painted Turtles, or how to survive in the cold without freezing. *BioScience* 51(3): 199-207.
- Packard, G. C., M. J. Packard, J. W. Lang et J. K. Tucker. 1999. Tolerance for freezing in hatchling turtles. *Journal of Herpetology* 33(4): 536-543.
- Packard, G. C., M. J. Packard, K. Miller et T. J. Boardman. 1987. Influence of moisture, temperature, and substrate on Snapping Turtle eggs and embryos. *Ecology* 68(4): 983-993.
- Parren, S. G. et M. A. Rice. 2004. Terrestrial overwintering of hatchling turtles in Vermont nests. *Northeastern Naturalist* 11(2): 229-233.
- Passmore, H. L. et R. J. Brooks. 1997. Effects of geographic origin and incubation temperature on hatchling Snapping Turtles, *Chelydra serpentina*: implications for turtle conservation practices across the species' range. *Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles – An international conference*, pages 195-202.
- Petokas, P. J. et M. M. Alexander. 1980. The nesting of *Chelydra serpentina* in northern New York. *Journal of Herpetology* 14(3): 239-244.

- 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.
- Puky, M. 2003. Amphibian mitigation measures in Central-Europe. Pages 413-429. Dans : Irwin, C. L., P. Garrett et K. P. McDermott (éditeurs). 2003. *Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation*, (Chap. 11: Wildlife impacts – Herpetiles), Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, N. C.
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist* 132(5): 652-661.
- Quinn, N. W. S. et D. P. Tate. 1991. Seasonal movements and habitat of Wood Turtles (*Clemmys insculpta*) in Algonquin Park, Canada. *Journal of Herpetology* 25: 217-220.
- Ream, C. et R. Ream. 1966. The influence of sampling methods on the estimation of population structures in Painted Turtles. *The American Midland Naturalist* 75: 325-338.
- Reed, R. N. et J. W. Gibbons. 2002. Conservation status of live U.S. nonmarine turtles in domestic and international trade. Rapport présenté aux: U.S. Department of the Interior et U.S Fish and Wildlife Service, 92 pages.
- Reese, D. A. et H. H. Welsh Jr. 1998. Comparative demography of *Clemmys marmorata* populations in the Trinity River of California in the context of dam-induced alterations. *Journal of Herpetology* 32(4): 505-515.
- Reh, W. et A. Seitz. 1990. The influence of land use on the genetic structure of populations of the Common Frog (*Rana temporaria*). *Biological Conservation* 54: 239-249.
- Rhen, T. et J. W. Lang. 1995. Phenotypic plasticity for growth in the Common Snapping Turtle: effects of incubation temperature, clutch, and their interaction. *The American Naturalist* 146(5): 726-747.
- Roberts, D. 2000. Red-sided Garter Snake mortality on PTH#17 at Narcisse WMA. www.carcnet.ca/english/snake_mortality.html
- Robinson, C. et J. R. Bider. 1988. Nesting synchrony – A strategy to decrease predation of Snapping Turtle (*Chelydra serpentina*) nests. *Journal of Herpetology* 22(4): 470-473.

- Robitaille, A. et J.-P. Saucier. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Les Publications du Québec, Sainte-Foy, Québec, 213 pages + carte.
- Rosen, P. C. et C. H. Lowe. 1994. Highway mortality of snakes in the Sonoran desert of southern Arizona. *Biological Conservation* 68: 143-148.
- Ross, D. A. et R. K. Anderson. 1990. Habitat use, movements, and nesting of *Emydoidea blandingi* in Central Wisconsin. *Journal of Herpetology* 24(1): 6-12.
- Rowe, J. W. et E. O. Moll. 1991. A radiotelemetric study of activity and movements of the Blanding's Turtle (*Emydoidea blandingi*) in Northeastern Illinois. *Journal of Herpetology* 25(2): 178-185.
- Rubin, C. S., R. E. Warner, J. L. Bouzat et K. N. Paige. 2001. Population genetic structure of Blanding's Turtles (*Emydoidea blandingii*) in an urban landscape. *Biological Conservation* 99: 323-330.
- Russell, K. R., H. G. Hanlin, T. B. Wigley et D. C. Guynn Jr. 2002. Responses of isolated wetland herpetofauna to upland forest management. *Journal of Wildlife Management* 66(3): 603-617.
- Saucier, J.-P., J.-F. Bergeron, P. Grondin et A. Robitaille. 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3^{ième} version): un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec. *L'Aubelle* 124: 1-12 (supplément).
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs et C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1): 18-32.
- Schwarzkopft, L. et R. J. Brooks. 1987. Nest-site selection and offspring sex ratio in Painted Turtles, *Chrysemys picta*. *Copeia* 1987(1): 55-61.
- Scott, T. G. 1938. Wildlife mortality on Iowa Highways. *The American Midland Naturalist* 20: 527-539.
- Scribner, K. T., J. E. Evans, S. J. Morreale, M. H. Smith et J. W. Gibbons. 1986. Genetic divergence among populations of the Yellow-bellied Slider Turtle (*Pseudemys scripta*) separated by aquatic and terrestrial habitats. *Copeia* 1986(3): 691-700.
- Seigel, R. A. 1986. Ecology and conservation of an endangered rattlesnake, *Sistrurus catenatus*, in Missouri, USA. *Biological Conservation* 35: 333-346.

- Seigel, R. A. et C. K. Dodd Jr. 2000. Manipulation of turtle populations for conservation. Dans: Klemens, M. W. (édité par). 2000. Turtle Conservation. Smithsonian Institution Press, Washington et London, É.-U., pages 218-238.
- Semlitsch, R. D. et J. R. Bodie. 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology* 17: 1219-1228.
- Sexton, O. J. 1959. Spatial and temporal movements of a population of the Painted Turtle, *Chrysemys picta marginata* (Agassiz). *Ecological Monographs* 29(2): 113-140.
- Shine, R. 1980. "Costs" of reproduction in reptiles. *Oecologia* 46: 92-100.
- Snow, J. E. 1982. Predation on Painted Turtle nests: nest survival as a function of nest age. *Canadian Journal of Zoology* 60: 3290-3292.
- Standing, K. L., T. B. Herman et I. P. Morrison. 1999. Nesting ecology of Blanding's Turtle (*Emydoidea blandingii*) in Nova Scotia, the northeastern limit of the specie's range. *Canadian Journal of Zoology* 77: 1609-1614.
- Standing, K. L., T. B. Herman, M. Shallow, T. Power et I. P. Morrison. 2000. Results of the nest protection program for Blanding's Turtle in Kejimikujik National Park, Canada, 1987-1997.
- Steen, D. A. et J. P. Gibbs. 2004. Effects of roads on the structure of freshwater turtle populations. *Conservation Biology* 1143-1148.
- St-Hilaire, D. 2003. Rapport sur la situation de la Tortue mouchetée (*Emydoidea blandingii*) au Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, Hull, 26 pages.
- Stone, P. A., J. B. Hauge, A. F. Scott, C. Guyer et J. L. Dobie. 1993. Temporal changes in two turtle assemblages. *Journal of Herpetology* 27(1): 13-23.
- Stoner, D. 1925. The toll of the automobile. *Science* 61: 56-57.
- Stoner, D. 1936. Wildlife casualties on the highways. *The Wilson Bulletin* 48: 276-283.
- Storey, K. B., J. M. Storey, S. P. J. Brooks, T. A. Churchill et R. J. Brooks. 1988. Hatchling turtles survive freezing during winter hibernation. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 85: 8350-8354.
- Strang, C. A. 1983. Spatial and temporal activity patterns in two terrestrial turtles. *Journal of Herpetology* 17(1): 43-47.

Swihart, R. K. et N. A. Slade. 1984. Road crossing in *Sigmodon hispidus* and *Microtus ochrogaster*. *Journal of Mammalogy* 65(2): 357-360.

Tardif, B., G. Lavoie et Y. Lachance. 2005. Atlas de la biodiversité du Québec; les espèces menacées ou vulnérables. Gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du développement durable, du patrimoine écologique et des parcs, Québec, 60 pages.

Taylor, G. M. et E. Nol. 1989. Movements and hibernation sites of overwintering Painted Turtles in southern Ontario. *Canadian Journal of Zoology* 67: 1877-1881.

Temple, S. A. 1987. Predation on turtle nests increases near ecological edges. *Copeia* 1987(1): 250-252.

Tessier, N. et F.-J. Lapointe. 2004. Aménagements de sites de ponte pour plusieurs espèces de tortues d'eau douce sur la rivière des Outaouais. Université de Montréal, Département de sciences biologiques. Rapport présenté à la Fondation de la faune du Québec, Montréal, 25 pages + 2 annexes.

Tinkle, D. W. 1958. Experiments with censusing of southern turtle populations. *Herpetologica* 14(No?): 172-175.

Tinkle, D. W. 1961. Geographic variation in reproduction, size, sex ratio and maturity of *Sternotherus odoratus* (Testudinata: Chelydridae). *Ecology* 42(1): 68-76.

Tinkle, D. W., J. D. Congdon et P. C. Rosen. 1981. Nesting frequency and success: implications for the demography of Painted Turtles. *Ecology* 62(6): 1426-1432.

Toner, G. C. 1940. Delayed hatching in the Snapping Turtle. *Copeia* 1940(4): 265.

Trombulak, S. C. et C. A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14(1): 18-30.

Tuberville, T. D., J. W. Gibbons et J. L. Greene. 1996. Invasion of new aquatic habitats by male freshwater turtles. *Copeia* 1996(3): 713-715.

Tucker, A. D., J. W. Gibbons et J. L. Greene. 2001. Estimates of adult survival and migration for diamondback terrapins: conservation insight from local extirpation within a metapopulation. *Canadian Journal of Zoology* 79: 2199-2209.

Tucker, J. K. et F. J. Janzen. 1999. Size-biased mortality due to predation in a nesting freshwater turtle, *Trachemys scripta*. *The American Midland Naturalist* 141: 198-203.

Turner, F. B., P. A. Medica et C. L. Lyons. 1984. Reproduction and survival of the Desert Tortoise (*Scaptochelys agassizii*) in Ivanpah Valley, California. *Copeia* 1984(4): 811-820.

Turtle S.H.E.L.L. Tortue. 2005. www.turtleshellortue.org

US Department of Transportation. 2006. Keeping it simple: easy ways to help wildlife along roads. www.fhwa.dot.gov/environment/wildlifeprotection

Van der Zee, F. F., J. Wiertz, C. J. F. Ter Braak, R. C. van Apeldoorn et J. Vink. 1992. Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in The Netherlands. *Biological Conservation* 61: 17-22.

Van Gelder, J. J. 1973. A quantitative approach to the mortality resulting from traffic in a population of *Bufo bufo* L. *Oecologia* 13: 93-95.

Von Seckendorff Hoff, K. et R. W. Marlow. 1997. Highways and roads are population sinks for desert tortoises. *Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles – An international conference*, page 482.

Vogt, R. C. et J. J. Bull. 1984. Ecology of hatchling sex ratio in Map Turtles. *Ecology* 65(2): 582-587.

Vogt, R. C. et J.-L. V. Benitez. 1997. Species abundance and biomass distributions in freshwater turtles. *Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles – An international conference*, pages 210-218.

Walde, A. D. 1998. Ecology of the Wood Turtle, *Clemmys insculpta*, Québec, Canada. Thèse de maîtrise, Faculty of Graduate Studies and Research, Department of Natural Resources Sciences, Université McGill, Montréal, 95 pages.

Walde, A. D., J. R. Bider, C. Daigle, D. Masse, J.-C. Bourgeois, J. Jutras et R. D. Titman. 2003. Ecological aspects of a Wood Turtle, *Glyptemys insculpta*, population at the Northern limit of its range in Québec. *Canadian Field-Naturalist* 117(3): 377-388.

Whillans, T. H. et E. J. Crossman. 1977. Morphological parameters and spring activities in a Central Ontario population of Midland Painted Turtles, *Chrysemys picta marginata*. *Canadian Field-Naturalist* 91(1): 47-57.

- 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.
- Wilcox, B. A. et D. D. Murphy. 1985. *The American Naturalist* 125: 879-887.
- Wilbur, H. M. 1975. The evolutionary and mathematical demography of the turtle *Chrysemys picta*. *Ecology* 56: 64-77.
- 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.
- 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.
- Willette, D. A. S., J. K. Tucker et F. J. Janzen. 2005. Linking climate and physiology at the population level for a key life-history stage of turtles. *Canadian Journal of Zoology* 83: 845-850.
- Williams, E. C. Jr et W. S. Parker. 1987. A long-term study of a Box Turtle (*Terrapene carolina*) population at Allee Memorial Woods, Indiana, with emphasis on survivorship. *Herpetologica* 43(3): 328-335.
- Wood, R. C. et R. Herlands. 1997. Turtles and tires: The impacts of roadkills on Northern Diamondback Terrapin, *Malaclemys terrapin terrapin*, populations on the Cape May peninsula, Southern New Jersey, USA. *Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles – An international conference*, pages 46-53.
- Yahner, R. H. et C. G. Mahan. 1997. Effects of logging roads on depredation of artificial ground nests in a forested landscape. *Wildlife Society Bulletin* 25(1): 158-162.
- Yntema, C. L. 1970. Observations on females and eggs of the Common Snapping Turtle, *Chelydra serpentina*. *The American Midland Naturalist* 84(1): 69-76.
- Yntema, C. L. 1976. Effects of incubation temperatures on sexual differentiation in the turtle, *Chelydra serpentina*. *Journal of Morphology* 150: 453-462.
- Yntema, C. L. 1978. Incubation times for eggs of the turtle *Chelydra serpentina* (Testudines: Chelydridae) at various temperatures. *Herpetologica* 34(3): 274-277.

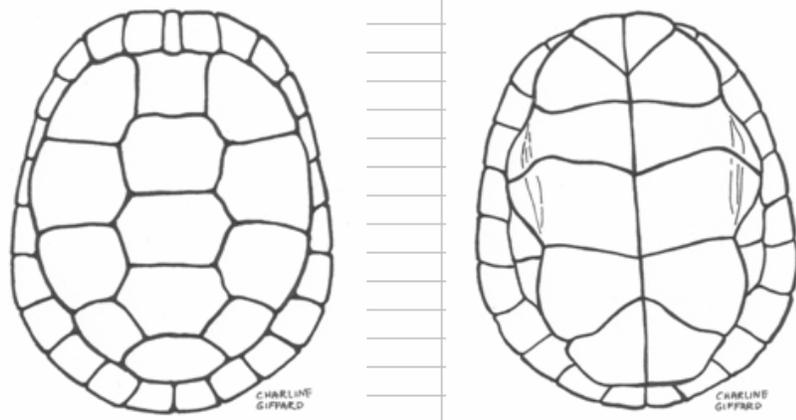
Yntema, C. L. 1979. Temperature levels and periods of sex determination during incubation of eggs of *Chelydra serpentina*. Journal of Morphology 159: 17-28.

ANNEXE I

Fiche de terrain standardisée pour la prise de données sur les tortues

ÉVALUATION DE L'INCIDENCE DES ROUTES SUR LES POPULATIONS DE TORTUES EN OUTAOUAIS, AU QUÉBEC

Fiche de données des tortues pour marquage-recapture			
Date : _____		Heure : _____ à _____	
Site no : _____		Nom : _____	
Observateurs : _____			
Météo	Couvert nuageux _____ %	T°(air) : _____ °C	T°(eau) : _____ °C
	Pluie <input type="checkbox"/>	Notes : _____	
Méthode : <input type="checkbox"/> Filet <input type="checkbox"/> Main <input type="checkbox"/> Verveux <input type="checkbox"/> Observation <input type="checkbox"/> Autre : _____			
<input type="checkbox"/> Nouvelle capture		<input type="checkbox"/> Recapture	
Code : (voir dessin) _____			
Photo ? <input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non		# _____	
GPS : _____ ° _____ ' _____ " N _____ ° _____ ' _____ " O NAD _____			
Lieu précis capture _____			
Espèce : _____		Sexe : <input type="checkbox"/> Mâle <input type="checkbox"/> Femelle <input type="checkbox"/> Inconnu	
		Stade : <input type="checkbox"/> Adulte <input type="checkbox"/> Immature <input type="checkbox"/> Bébé	
Carapace	Longueur : _____ mm	Largeur : _____ mm	
Plastron	Longueur : _____ mm	Largeur : (Haut) _____ mm (Bas) _____ mm	
Poids : _____ kg		Âge estimé : _____	
Blessures ? (mettre sur dessin) : _____			

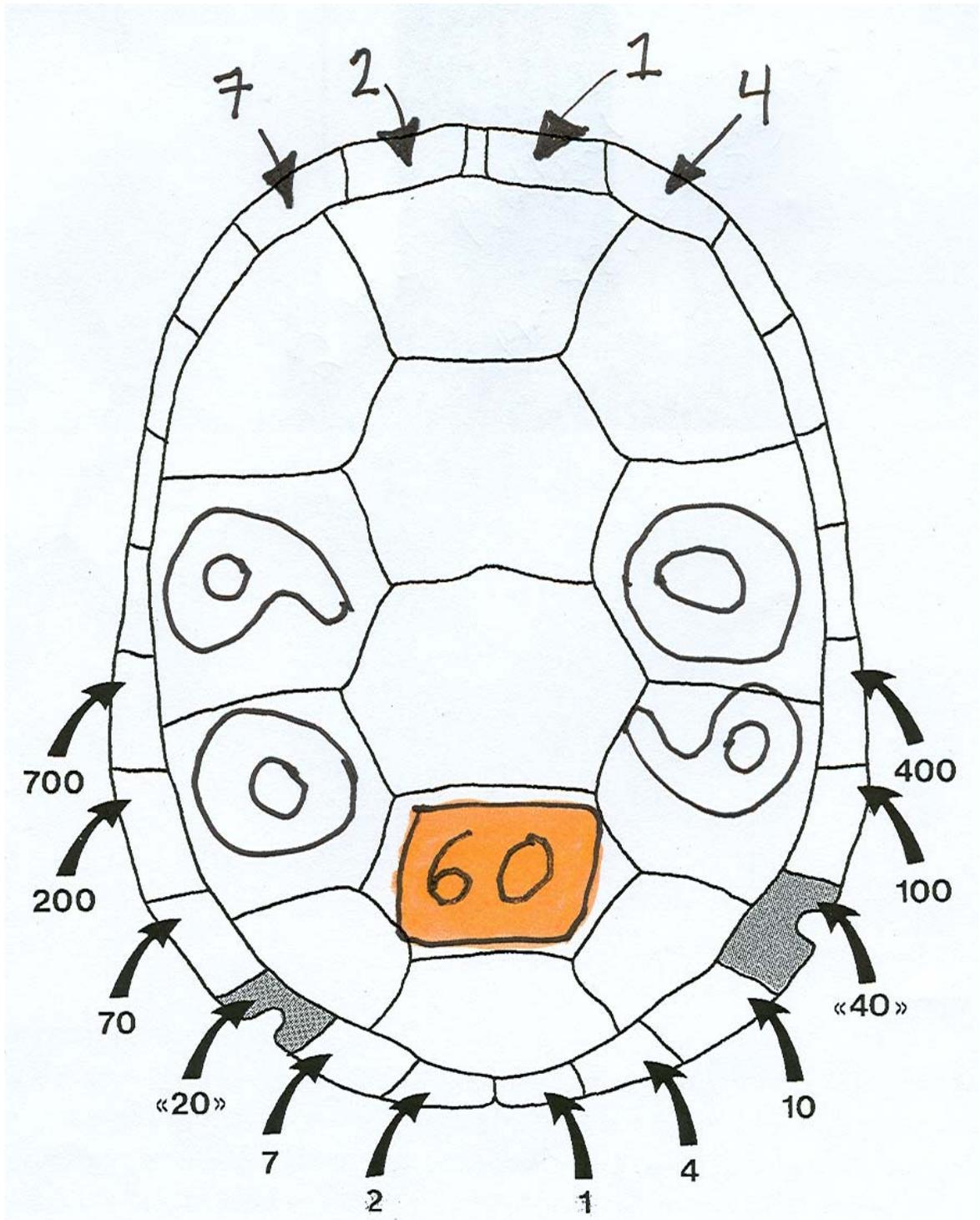
			
Notes : _____			

ANNEXE II

Schéma d'une dossière de tortue montrant le code numérique utilisé pour le marquage

(Un ruban orange était également collé à l'arrière de la dossière, et le numéro était peint en blanc sur chacun des côtés.)

ÉVALUATION DE L'INCIDENCE DES ROUTES SUR LES POPULATIONS DE TORTUES EN OUTAOUAIS, AU QUÉBEC



ANNEXE III

Fiche de terrain recto-verso utilisée pour le suivi des sites de ponte

