

IDENTIFICATION DES MESURES DE MITIGATION POUR RÉDUIRE LES ACCIDENTS ROUTIERS AVEC LES CERVIDÉS

Mélina Houle
et
Daniel Fortin

Département de biologie,
Université Laval,
Québec (Québec) G1V 0A6
Téléphone : 418 656-2131, poste 5971
Courriel : daniel.fortin@bio.ulaval.ca

5 juin 2009



UNIVERSITÉ
LAVAL

Faculté des sciences et de génie

RÉSUMÉ

Plusieurs régions du monde sont aux prises avec une problématique d'accidents routiers impliquant la grande faune. L'expansion du réseau routier et l'augmentation des populations d'orignaux et de cerfs de Virginie seraient largement responsables des collisions plus fréquentes avec la faune sur les routes du Québec. Plusieurs mesures de mitigation ont été développées pour réduire le nombre de collisions. Ce rapport fait tout d'abord état des connaissances sur les principales mesures existantes. Sur cette base, 21 mesures de mitigation sont proposées au ministère des Transports du Québec. L'efficacité de ces mesures a soit été démontrée par le passé ou présente un fort potentiel qui mérite une évaluation plus approfondie. Les conditions favorisant la réduction des collisions routières sont décrites pour chacune des 21 mesures étudiées. Ces conditions peuvent varier largement d'une mesure à l'autre de sorte que le choix nécessite de bien circonscrire la nature du problème en tenant compte des conditions locales. Finalement, le document présente une analyse comparative des mesures de mitigation proposées dans le but d'orienter le choix des actions à privilégier pour réduire les accidents routiers avec la grande faune, en considérant l'origine et de l'ampleur du problème.

TABLE DES MATIÈRES

Résumé.....	ii
Liste des figures.....	vii
Liste des tableaux.....	viii
Introduction.....	1
CHAPITRE 1 PORTRAIT DES COLLISIONS ROUTIÈRES IMPLIQUANT LES CERVIDÉS.....	3
1.1 Facteurs d’origine animale responsables des accidents routiers.....	3
1.2 Facteurs d’origine environnementale responsables des accidents routiers	6
1.3 Facteurs d’origine humaine responsables des accidents routiers.....	7
CHAPITRE 2 IMPACTS SOCIO-ÉCONOMIQUES DES COLLISIONS ROUTIÈRES IMPLIQUANT LES CERVIDÉS.....	9
2.1 Impacts sociaux.....	9
2.2 Impacts économiques.....	11
CHAPITRE 3 MESURES DE MITIGATION UTILISÉES AFIN DE MODIFIER LE COMPORTEMENT DES CONDUCTEURS.....	14
3.1 Programmes de sensibilisation et d’éducation du public.....	14
3.2 Panneaux de signalisation.....	15
3.2.1 Panneaux standards de présence de la faune.....	15
3.2.2 Panneaux surdimensionnés de présence de la faune.....	16
3.2.3 Panneaux saisonniers de présence de la faune.....	17
3.3 Systèmes de détection d’animaux.....	18
3.4 Systèmes de détection d’animaux intégrés aux véhicules.....	21
3.5 Augmentation de la visibilité des conducteurs.....	23
3.5.1 Éclairage des routes.....	23
3.5.2 Élargissement des abords des routes.....	24

3.6 Réduction de la vitesse des véhicules.....	25
3.7 Caractéristiques de la route.....	27
3.8 Coloration de la chaussée.....	29
3.9 Utilisation de bandes rugueuses.....	29
CHAPITRE 4 MESURES DE MITIGATION UTILISÉES AFIN D'INFLUENCER LE COMPORTEMENT DES ANIMAUX.....	31
4.1 Techniques d'effarouchement.....	31
4.2 Répulsifs lumineux.....	32
4.3 Répulsifs chimiques.....	35
4.4 Répulsifs sonores.....	37
4.5 Systèmes de détection des véhicules.....	39
4.6 Utilisation de silhouettes de cerf.....	39
4.7 Sel de déglçage et méthodes alternatives	40
4.8 Aménagement des mares salines.....	42
4.9 Changement de la végétation aux abords des routes.....	43
4.10 Ajout de nourriture.....	45
4.11 Retrait des carcasses aux abords des routes.....	46
CHAPITRE 5 MESURES DE MITIGATION UTILISÉES AFIN DE DIMINUER LES DENSITÉS DE POPULATIONS DE CERVIDÉS AUX ABORDS DES ROUTES.....	47
5.1 Prélèvements d'animaux.....	47
5.1.1 Chasse sportive.....	47
5.1.2 Abattage professionnel.....	49
5.1.3 Augmentation des populations de prédateurs.....	50
5.2 Relocalisation.....	51
5.3 Contrôle de la fertilité.....	51
5.4 Aménagement des habitats à proximité des routes.....	52

CHAPITRE 6 MESURES DE MITIGATION UTILISÉES AFIN D’EMPÊCHER LA GRANDE FAUNE D’ACCÉDER AUX ABORDS DES ROUTES.....	53
6.1 Clôtures d’exclusion.....	53
6.1.1 Clôtures traditionnelles.....	55
6.1.2 Clôtures électriques.....	55
6.1.3 Clôtures mixtes.....	57
6.2 Ajouts de structures aux clôtures.....	58
6.2.1 Aménagements additionnels permettant d’améliorer la performance des clôtures.....	58
6.2.2 Traverses à faune.....	60
6.2.3 Passages fauniques.....	61
6.2.4 Barrières à sens unique.....	64
6.2.5 Rampes d’échappement.....	65
CHAPITRE 7 MESURES DE MITIGATION PROPOSÉES AU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC.....	66
7.1 Programmes de sensibilisation et d’éducation du public.....	69
7.2 Panneaux standards de présence de faune	70
7.3 Panneaux surdimensionnés de présence de faune.....	71
7.4 Panneaux saisonniers de présence de faune.....	72
7.5 Systèmes de détection d’animaux.....	72
7.6 Éclairage des routes.....	73
7.7 Élargissement des abords des routes	74
7.8 Réduction de la vitesse des véhicules.....	75
7.9 Caractéristiques de la route.....	76
7.10 Utilisation de bandes rugueuses.....	77
7.11 Répulsifs chimiques.....	78
7.12 Aménagement des mares salines.....	79
7.13 Changement de la végétation aux abords des routes.....	82
7.14 Retrait des carcasses aux abords des routes.....	83

7.15 Clôtures traditionnelles.....	83
7.16 Clôtures électriques.....	85
7.17 Aménagements additionnels permettant d’améliorer la performance des clôtures.....	88
7.18 Traverses à faune.....	89
7.19 Passages fauniques.....	89
7.20 Barrières à sens unique.....	92
7.21 Rampes d’échappement.....	93
7.22 Synthèse des mesures de mitigation proposées.....	93
CHAPITRE 8 ANALYSE COMPARATIVE DES MESURES DE MITIGATION RETENUES.....	100
Conclusion.....	110
Remerciements.....	112
Bibliographie.....	113

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 - Origine des facteurs pouvant être responsables d'une collision routière impliquant la grande faune.....	4
Tableau 2 - Espèces de cervidés pour lesquels les mesures de mitigation destinées à réduire les collisions routières ont été présentées dans la littérature.....	67
Tableau 3 - Caractéristiques des mesures de mitigation proposées au ministère des Transports du Québec.....	94
Tableau 4 - Exemple de grille d'aide décisionnelle (adapté de Hardy et al. 2007) permettant d'évaluer les changements temporels dans l'argent épargné par l'utilisation d'une mesure permettant de réduire les collisions avec le cerf de Virginie. L'argent épargné est estimé à partir de la réduction des collisions attendue suite à l'utilisation de la mesure et en considérant qu'une collision engendre des coûts moyens de 9 000\$ (1\$ CAN= 0,88\$ US).....	109

LISTE DES FIGURES

Figure 1 - Exemple de la distribution des collisions attendue avec la faune en fonction a) du nombre de véhicules sur la route dans une journée (adaptée de Seiler 2005) et b) de la vitesse des véhicules (adapté de Hobday et Minstrell 2008).....	8
Figure 2- Panneaux standards utilisés par le ministère des Transports du Québec, indiquant la présence potentielle de cerfs de Virginie et d’orignaux (source : Ministère des Transports du Québec 2007).....	16
Figure 3 - Panneaux de signalisation surdimensionnés utilisés par le ministère des Transports du Québec (source : Ministère des Transports du Québec 2007).....	17
Figure 4 - Démonstration du système de vision de nuit offert dans les voitures de série 7 de BMW (source : BMW Canada Inc 2009).....	22
Figure 5 - Installation typique d’un dispositif utilisant des répulsifs lumineux. Les points rouges correspondent au dispositif tandis que l’aire illustrée en orange correspond à la zone éclairée par le dispositif (source : Strieter-Lite® 2009).....	33
Figure 6 - Passage routier anti-cervidés utilisé à l’entrée des routes secondaires pour réduire le risque qu’un cervidé accède à la route (Photographie : Marius Poulin).....	59
Figure 7 – Barrière à sens unique intégrée à une clôture d’exclusion pour permettre aux cervidés de réintégrer l’habitat adjacent à la route (Photographie : Marius Poulin).....	64
Figure 8 - Rampe d’échappement utilisée pour permettre aux cervidés de réintégrer l’habitat adjacent à la route (source : Huijser et Paul 2008).....	65
Figure 9 - Panneau indiquant un secteur largement fréquenté par l’orignal en plus de spécifier le niveau de risque et la longueur de la zone impliquée (source : deBellefeuille et Poulin 2003).....	70
Figure 10 - Panneau indiquant un secteur largement fréquenté par le cerf de Virginie sur lequel a été ajouté des lumières de type DEL (source: Hammond et Wade 2004).....	71

- Figure 11 - Organigramme d'analyse décisionnelle permettant d'orienter le choix de la mesure lorsque le problème de collisions routières avec la faune s'applique en tout temps, à l'ensemble de la route. Les mesures à privilégier peuvent différer selon que le risque de collision est fort ($Ir = 1$), moyen ($Ir = 2$) ou faible ($Ir = 3$), et selon que la cause majeure des accidents soit d'origine animale, environnementale ou humaine. Le numéro des mesures mentionnées se rapporte au tableau 3 du chapitre 7..... 103
- Figure 12 - Organigramme d'analyse décisionnelle permettant d'orienter le choix de la mesure lorsque le problème de collisions routières avec la faune s'applique seulement à une période particulière (*Dans le temps*) ou à une section de la route (*Dans l'espace*). Les mesures à privilégier peuvent différer selon que le risque de collision est fort ($Ir = 1$), moyen ($Ir = 2$) ou faible ($Ir = 3$), et selon que la cause majeure des accidents soit d'origine animale, environnementale ou humaine. Le numéro des mesures mentionnées se rapporte au tableau 3 du chapitre 7 105

INTRODUCTION

Le réseau routier est en expansion dans la plupart des pays industrialisés. L'augmentation de la densité de routes a un impact important sur l'environnement (Forman et Alexander 1998). Notamment, les routes altèrent le paysage, diminuent la connectivité entre les habitats fauniques et favorisent les interactions entre l'homme et diverses espèces animales. Le réseau routier peut influencer la répartition spatiale des animaux. Dans certains cas, les corridors routiers sont utilisés par la faune pour faciliter leurs déplacements. La végétation en bordure des routes peut également offrir une nourriture prisée par certaines espèces animales (Rea 2003). L'utilisation des routes par la grande faune peut donc compromettre la sécurité routière et les collisions qui s'en suivent occasionnent d'importants dommages matériels, de même que la perte de vies humaines.

Plusieurs régions du monde sont actuellement aux prises avec une problématique d'accidents routiers impliquant la grande faune. Le nombre de collisions a sensiblement augmenté au cours des dernières décennies en Europe et en Amérique du Nord (Lavsund et Sandegren 1991, Bruinderink et Hazebroek 1996, Romin et Bissonette 1996, Transports Canada 2003), incluant au Québec (L-P Tardif et Associés 2003). L'expansion du réseau routier et l'augmentation des populations de cervidés ne seraient pas étrangères au nombre accru d'accidents (Oosenbrug et al. 1991, Thomas 1995, Bruinderink et Hazebroek 1996, Romin et Bissonette 1996, Seiler 2004).

Compte tenu de l'augmentation du nombre de collisions avec la grande faune, plusieurs agences gouvernementales sont à la recherche de stratégies augmentant la sécurité routière tout en permettant la conservation de certaines espèces animales (Thomas 1995, MIWGWMVC 2001, Sielecki 2004, Huijser et Paul 2008). La mise en place de mesures de mitigation efficaces nécessite une compréhension détaillée des relations entre la grande faune et les corridors routiers.

Le présent rapport vise à résumer l'état des connaissances sur les mesures de mitigation employées par diverses agences gouvernementales et de mettre à jour l'information sur certaines mesures qui, lors de l'étude réalisée par le ministère des Transports en 2003 (deBellefeuille et Poulin 2003), n'étaient encore qu'à l'essai. Plus de 6 000 collisions impliquant la grande faune, majoritairement des cervidés, se produisent chaque année sur les routes du Québec (Ministère des Transports du Québec 2007). Bien que ce rapport s'intéresse aux mesures de mitigation des accidents routiers en général, il met l'accent sur les mesures particulièrement pertinentes lorsque l'orignal et le cerf de Virginie sont la source du problème.

Le rapport se divise en huit chapitres. Les deux premiers chapitres décrivent la problématique des accidents routiers au Québec d'un point de vue biologique et socio-économique. Les quatre chapitres suivants font la revue des mesures de mitigation employées à travers le monde, particulièrement en Europe et en Amérique du Nord. Ces mesures sont divisées entre celles visant à : 1) modifier le comportement des conducteurs, 2) modifier le comportement des animaux, 3) diminuer les densités des populations et 4) empêcher la grande faune d'accéder aux abords des routes. Le septième chapitre traite de 21 mesures de mitigation proposées au ministère des Transports. Ce chapitre décrit les conditions d'application de ces mesures au Québec. Finalement, le dernier chapitre fait l'analyse comparative des 21 mesures proposées, dans le but d'orienter le choix des mesures à privilégier pour réduire les accidents routiers avec la grande faune.

CHAPITRE 1

PORTRAIT DES COLLISIONS ROUTIÈRES IMPLIQUANT LES CERVIDÉS

Les collisions routières avec la faune sont un problème répandu à travers le monde. Les espèces impliquées varient considérablement d'une région à l'autre. En Amérique du Nord, le cerf de Virginie et l'orignal sont largement responsables des collisions routières, particulièrement dans l'est du continent. Dans l'ouest du continent, le cerf mulet (*Odocoileus hemionus*), le wapiti (*Cervus canadensis*) et le mouflon d'Amérique (*Ovis dallis*) sont également responsables de nombreux accidents routiers. En Europe, les espèces en cause incluent notamment le chevreuil (*Capreolus capreolus*), le caribou (*Rangifer tarandus*), le cerf rouge (*Cervus elaphus*) et le sanglier (*Sus scrofa*) (Bruinderink et Hazebroek 1996).

Des mesures de mitigation sont nécessaires pour assurer la sécurité des automobilistes tout en minimisant l'impact sur la faune. Le choix des mesures devrait dépendre des facteurs responsables des collisions routières dans un secteur particulier. Ainsi, une meilleure compréhension de ces facteurs permettrait de faire des choix plus judicieux. Les facteurs responsables des accidents routiers peuvent se distinguer entre ceux d'origine animale (comportement, écologie de l'espèce), environnementale (corridor routier, paysage) ou humaine (conducteur, trafic) (Tableau 1).

1.1 Facteurs d'origine animale responsables des accidents routiers

Les patrons d'activité des cervidés ainsi que la densité des populations peuvent influencer l'organisation spatio-temporelle du risque de collision routière. Il existe chez certaines espèces un lien étroit entre le nombre de collisions routières et la période de la journée ou de l'année (Bruinderink et Hazebroek 1996, Haikonen et Summala 2001).

Tableau 1 – Origine des facteurs pouvant être responsables d’une collision routière impliquant la grande faune.

Origine animale	Origine humaine	Origine environnementale
<i>Comportement de l’individu</i> - Age, sexe, statut - Dispersion, reproduction, alimentation - Patrons d’activité journaliers et saisonniers	<i>Conducteur</i> - Vitesse du véhicule - Visibilité - Fatigue	<i>Corridor routier</i> - Largeur du corridor - Végétation aux abords de la route - Luminosité
<i>Abondance et répartition des animaux</i> - Densité - Solitaire ou grégaire	<i>Trafic</i> - Densité - Continu ou agrégé - Variations journalières et saisonnières	<i>Paysage</i> - Topographie - Habitats adjacents

L’utilisation des bordures des routes par la grande faune varie en fonction de certains besoins saisonniers (p. ex., reproduction, migration, dispersion des jeunes) et journaliers (p. ex., acquisition de nourriture, évitement de la prédation), ainsi que du volume de trafic et des conditions de luminosité (Feldhamer et al. 1986, Del Frate et Spraker 1991, Finder et al. 1999, Joyce et Mahoney 2001, Dussault et al. 2006).

Patron saisonnier

La majorité des collisions impliquant l’orignal et le cerf de Virginie se produisent à l’automne lors du rut (Bellis et Graves 1971, Feldhamer et al. 1986, Hubbard et al. 2000, Redmond 2005, Dussault et al. 2006). Durant cette période, l’activité des mâles augmente, les rendant plus vulnérables aux collisions (Allen et McCullough 1976). Un nombre élevé de collisions est aussi observé en début d’été (Hubbard et al. 2000, Dussault et al. 2006) et serait attribuable à la dispersion des jeunes et aux déplacements importants des femelles avant la mise bas (Puglisi et al. 1974, Putman 1997). La croissance de la végétation aux abords des routes ainsi que l’apparition des mares salines créées par le lessivage du sel de

déglacement sont d'autres facteurs influençant le nombre de collisions durant cette période (Fraser et Thomas 1982, Jolicoeur et Crête 1994, Leblond et al. 2007a). En effet, les mares salines seraient recherchées par les cervidés afin de combler un déficit en sodium accumulé durant l'hiver (Fraser et Thomas 1982). Joyce et Mahoney (2001) ont d'ailleurs observé que 70% des collisions routières avec l'orignal se produisaient entre les mois de juin et d'octobre.

Patron journalier

La plupart des accidents routiers impliquant le cerf de Virginie et l'orignal se produisent à l'aube et au crépuscule et seraient associés à l'augmentation des déplacements des cervidés durant ces périodes (Allen et McCullough 1976, Rattey et Turner 1991, Garrett et Conway 1999, Haikonen et Summala 2001, Joyce et Mahoney 2001, Redmond 2005, Dussault et al. 2006). À Terre-Neuve, on estime que 75% des collisions avec les cervidés se produisent à ces périodes (Transports Canada 2003). En Suède, le risque de collision avec un orignal est six à huit fois plus élevé pendant la nuit et les périodes de pénombre que pendant le jour (Lavsund et Sandegren 1991). L'augmentation de la vulnérabilité des cervidés à ces périodes pourrait également être attribuable à la diminution de la visibilité des conducteurs occasionnée par la baisse de luminosité (Lavsund et Sandegren 1991, McDonald 1991, Haikonen et Summala 2001, Joyce et Mahoney 2001). Cette tendance resterait la même tout au cours de l'année (Dussault et al. 2006).

Densité des populations

La fréquence des collisions routières augmente généralement avec la densité des populations de cervidés (Lavsund et Sandegren 1991, Fritzen et al. 1995, Joyce et Mahoney 2001, Seiler 2004). Plusieurs régions du Québec ont vu leurs populations de cerfs de Virginie augmenter au cours des 30 dernières années (Boucher et al. 2003). Cette augmentation expliquerait en partie le nombre croissant de collisions routières (Jean et al. 1999, Daigle et al. 2006). À Terre-Neuve, une croissance de 26% des populations d'originaux en 6 ans aurait entraîné une augmentation de 46% du nombre de collisions (Oosenbrug et al. 1991). Au contraire, une diminution de 76% de la population de cerfs de

Virginie en Iowa aurait réduit de 78% le nombre de collisions routières avec cette espèce (DeNicola et Williams 2008).

1.2 Facteurs d'origine environnementale responsables des accidents routiers

Certaines caractéristiques du paysage peuvent influencer le nombre de collisions (Bashore et al. 1985, Finder et al. 1999, Joyce et Mahoney 2001, Andreassen et al. 2005, Redmond 2005, Dussault et al. 2006, Dussault et al. 2007, Leblond et al. 2007a). Ces composantes sont généralement associées aux habitats adjacents à la route, ainsi qu'aux caractéristiques de la route elle-même.

Habitats adjacents à la route

Plusieurs études ont par exemple démontré que les collisions routières avec les cerfs de Virginie étaient moins fréquentes dans les milieux plus homogènes (Bellis et Graves 1971, Bashore et al. 1985, Finder et al. 1999, Hubbard et al. 2000). Le risque de collisions routières avec le cerf diminue en présence de grands massifs forestiers ou de larges terres agricoles (Bashore et al. 1985, Hubbard 2000). Pour l'orignal, un nombre similaire de collisions semble se produire en milieu forestier et en milieu ouvert (Gunther et al. 1998). Cependant, la distance au couvert forestier influence de façon considérable le nombre de collisions (Puglisi et al. 1974, Finder et al. 1999, Dussault et al. 2006). Par exemple, Puglisi et al. (1974) ont observé quatre fois plus de collisions lorsque la route bordait directement la forêt que lorsqu'une distance de 25 m les séparait. Lavsund et Sandegren (1991) ont démontré qu'un élargissement des abords d'une route de 20 m par le contrôle de la végétation permettait de réduire le nombre de collisions avec l'orignal de 20%.

Les abords des routes sont souvent considérés comme des habitats de prédilection pour les cervidés, particulièrement lorsque les routes traversent des milieux boisés puisque que les animaux obtiennent alors à la fois un couvert protecteur en forêt et une nourriture abondante en bordure de la route (Finder et al. 1999). Les abords de routes peuvent en effet

offrir une variété d'espèces végétales appréciées des cervidés (Feldhamer et al. 1986, Child et al. 1991, Waring et al. 1991). De plus, la disparition rapide de la neige dans l'emprise permet une croissance hâtive de la végétation au printemps, ce qui incite les cervidés à utiliser les corridors routiers (Rea 2003).

La topographie influencerait également le risque de collision avec la faune. Par exemple, les vallées sont utilisées comme corridors de déplacement par les cervidés (Dussault et al. 2006) et constitueraient donc des endroits propices aux collisions routières (Bellis et Graves 1971, Gundersen et al. 1998, Finder et al. 1999, Dussault et al. 2006). Le risque de collision augmenterait de 120% sur les routes croisant le fond des vallées par rapport à celles situées plutôt dans les montagnes (Dussault et al. 2006).

Caractéristiques de conception de la route

Le type de route et sa sinuosité sont d'autres facteurs susceptibles d'influencer la fréquence des accidents routiers impliquant la grande faune (Bashore et al. 1985, Gunther et al. 1998, Joyce et Mahoney 2001). Le type de route a une incidence sur le niveau d'activité humaine et la vitesse des véhicules tandis que la sinuosité et le degré d'inclinaison influencent la visibilité des automobilistes. Par exemple, 35% des collisions impliquant la grande faune se produisent aux endroits où la visibilité est réduite, comme dans les courbes et les pentes (Bruinderink et Hazebroek 1996).

1.3 Facteurs d'origine humaine responsables des accidents routiers

L'inattention et la fatigue des conducteurs sont responsables d'un grand nombre de collisions routières. Le volume du trafic et la vitesse des automobilistes influencent également le nombre de collisions, notamment avec le cerf de Virginie et l'orignal (Joyce et Mahoney 2001, Seiler 2004, Farrell et Tappe 2007). Gunther et al. (1998) ont observé qu'environ 41% des accidents routiers avec la grande faune avaient lieu sur les segments de route ayant une limite de vitesse de 90 km/h, bien que ces segments constituaient seulement 8% du réseau routier à l'étude. Toutefois, lorsque le volume du trafic est important ou la

vitesse des véhicules est élevée, la route constituerait une barrière aux déplacements des animaux et le nombre de collisions routières diminuerait (Seiler 2005) (Figure 1).

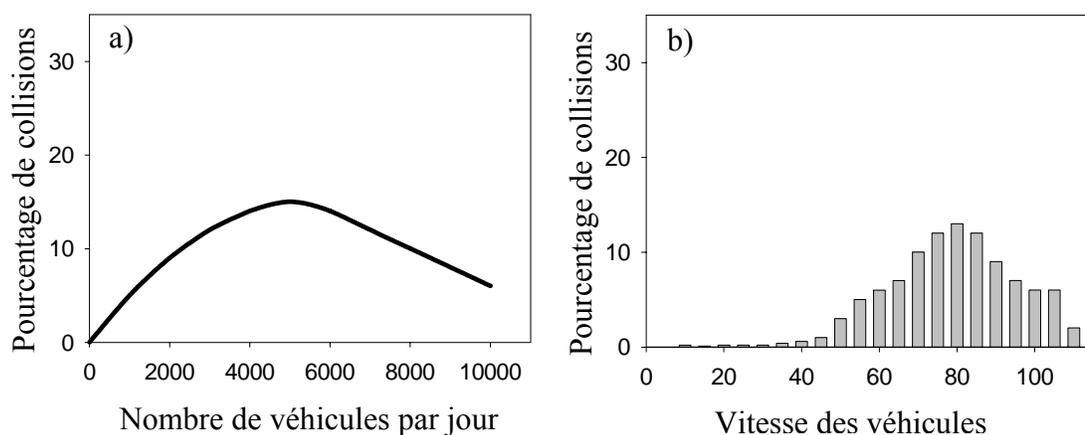


Figure 1 – Exemple de la distribution des collisions attendue avec la faune en fonction a) du nombre de véhicules sur la route dans une journée (adaptée de Seiler 2005) et b) de la vitesse des véhicules (adapté de Hobday et Minstrell 2008).

CHAPITRE 2

IMPACTS SOCIO-ÉCONOMIQUES DES COLLISIONS ROUTIÈRES IMPLIQUANT LES CERVIDÉS

Les impacts socio-économiques des collisions routières sont difficilement quantifiables. Néanmoins, l'estimation de certains coûts associés aux collisions routières avec la faune est présentée dans ce rapport, puisque ces coûts peuvent fortement influencer le choix des mesures de mitigation.

Bien qu'il n'existe pas de méthode unique et exacte pour estimer l'impact qu'occasionne un accident routier avec la grande faune, plusieurs études ont tout de même tenté d'estimer les impacts socio-économiques (Bruinderink et Hazebroek 1996, Romin et Bissonette 1996). Les rapports d'hospitalisation, les réclamations d'assurances ainsi que le nombre de requêtes pour le retrait de carcasses sur les routes sont des informations ayant été utilisées par différentes agences gouvernementales pour quantifier certains coûts associés aux accidents routiers avec la grande faune (Conover et al. 1995, Bissonette et Hammer 2000, Sielecki 2004).

2.1 Impacts sociaux

Annuellement aux États-Unis, on estime qu'environ 750 000 cerfs de Virginie sont impliqués dans des collisions routières (L-P Tardif et Associés Inc 2003). Ces estimations sont conservatrices puisque les collisions ne causant pas de dommages importants ou de blessures graves ne sont généralement pas rapportées (Lavsund et Sandegren 1991, Romin et Bissonette 1996). Les animaux seraient donc impliqués dans une forte proportion de l'ensemble des accidents routiers. En Suède, par exemple, environ 60% des accidents rapportés à la police impliqueraient un orignal (Seiler 2004). Plusieurs animaux impliqués dans des accidents routiers ne sont pas tués à l'impact. Ces cas souvent non documentés

posent également un problème d'éthique puisque les animaux peuvent souffrir longtemps avant de mourir (Putman 1997).

Selon Transports Canada (2003), 25 000 collisions avec la grande faune se produiraient chaque année au Canada. Entre 1996 et 2000, le nombre de collisions au pays aurait augmenté de 40%. Plus spécifiquement au Québec, on estime qu'à chaque année, 6 000 collisions routières impliqueraient la grande faune (L-P Tardif et Associés Inc 2003). Dans les faits, le nombre réel de collisions pourrait être de 40 à 50% supérieur (Lavsund et Sandegren 1991).

Les collisions routières avec la grande faune peuvent occasionner d'importantes blessures et même causer la perte de vies humaines. De 1% à 5% des collisions routières avec le cerf de Virginie occasionneraient des blessures aux conducteurs (Allen et McCullough 1976, Wood et Wolfe 1988, Conover et al. 1995, Bruinderink et Hazebroek 1996). Ces accidents rarement mortels résultent généralement de collisions secondaires qui font suite à la manœuvre d'évitement de l'animal par le conducteur. Dans le cas de l'orignal, on rapporte qu'entre 9% et 26% des accidents causeraient d'importantes blessures ou la mort d'automobilistes (Lavsund et Sandegren 1991, Thomas 1995, Garrett et Conway 1999, Haikonen et Summala 2001, Joyce et Mahoney 2001). Parmi les 25 000 collisions routières impliquant la grande faune se produisant chaque année au Canada, environ 1 500 entraîneraient des blessures graves aux automobilistes et 18 causeraient la mort (L-P Tardif et Associés Inc 2003). Malgré une augmentation de 40% du nombre de collisions routières avec la grande faune, aucune différence dans le nombre de mortalités humaines n'a été observée jusqu'à présent (L-P Tardif et Associés Inc 2003). Il peut effectivement être difficile de détecter une augmentation du nombre de collisions fatales qui est significative sur le plan statistique puisque 80% des collisions avec la grande faune impliquent le cerf de Virginie et seulement 0,05% de ces collisions sont mortelles.

2.2 Impacts économiques

Les dommages matériels ainsi que les coûts associés aux blessures et à la perte de vies occasionnent d'importantes pertes économiques partout à travers le monde. Aux États-Unis et en Europe, les coûts engendrés par les collisions routières avec la grande faune sont estimés à plus d'un milliard de dollars (Bruinderink et Hazebroek 1996, Conover 1997). Au Canada, on estime ces coûts à environ 200 millions de dollars¹ (L-P Tardif et Associés Inc 2003).

Valeur monétaire de la faune

Chaque espèce faunique peut représenter à la fois certains coûts et bénéfices pour le gouvernement, ce qui permet d'établir la valeur monétaire d'un animal. Les bénéfices peuvent être estimés en calculant les gains associés aux activités impliquant l'espèce, comme la chasse ou d'autres activités récréotouristiques. À l'inverse, les coûts peuvent être estimés en considérant les pertes associées aux accidents routiers, aux dommages agricoles ou à la propagation des maladies.

Aux États-Unis, le cerf de Virginie rapporterait de plus grands bénéfices à la société que n'importe quelle autre espèce faunique (Conover 1997). Les bénéfices engendrés par les activités récréatives ont été estimés à plus de 14 milliards de dollars par année (1\$ CAN = 0,88\$ US) et la valeur individuelle d'un cerf à 2 800\$ (1\$ CAN = 0,88\$ US, Bissonette et Hammer 2000). Cette valeur était calculée en fonction des retombées économiques de la chasse de cette espèce. Les animaux impliqués dans une collision avec un véhicule meurent généralement suite à l'impact. Chez le cerf de Virginie, 91,5% des animaux mourraient peu de temps après l'impact (Allen et McCullough 1976). En Utah, environ 4000 cerfs de Virginie meurent chaque année suite à une collision. En excluant les pertes économiques associées aux préjudices humains, les pertes dues aux collisions routières avec un cerf (i. e., la perte animale et les dommages matériels) totalisaient plus de 15,2 millions de dollars en 1999 (1\$ CAN = 0,88\$ US; Bissonette et Hammer 2000).

¹ Il est à noter que dans ce document, toutes les valeurs monétaires sont exprimées en devise canadienne et le taux est indiqué lorsque la conversion de devise était nécessaire.

La valeur d'un orignal a plutôt été estimée à 2000\$, en considérant les retombées économiques de la chasse (Huijser et al. 2007). Comme pour le cerf de Virginie, environ 90% des collisions impliquant un orignal causeraient la mort de l'animal (Joyce et Mahoney 2001). À Terre-Neuve, 750 orignaux meurent annuellement suite à une collision avec un véhicule. Ces mortalités engendrent des pertes d'environ 800 000\$ en viande et de plus de 300 000\$ en activités récréotouristiques (Joyce et Mahoney 2001).

Valeur monétaire des préjudices humains

Les coûts associés aux blessures et à la perte de vies humaines définissent la valeur monétaire des préjudices humains. Au Québec, les coûts moyens sont estimés à 113 682\$ pour une blessure sévère et à 10 224\$ pour une blessure mineure (deBellefeuille et al. 2003). De plus, le coût associé au décès d'une personne est estimé à 482 066\$. Les collisions routières avec un animal tendent à impliquer plus d'une personne, ce qui augmente les coûts associés aux préjudices humains (deBellefeuille et al. 2003). En connaissant le nombre de victimes ainsi que la gravité des blessures (c.-à-d. sévères ou mineures), il est possible d'estimer les coûts en terme de préjudices humains. En Europe, par exemple, les coûts associés aux 21 000 blessés et 300 décès découlant d'une collision avec un animal ont été estimés à plus de 1,2 milliard de dollars (1\$ CAN = 0,88\$ US; Bruinderink et Hazebroek 1996). Cependant, cette valeur inclue également les dommages matériels encourus. À l'aide de ce type d'analyse, Putman et al. (2004) ont estimé qu'une mesure de mitigation qui réduirait les accidents routiers d'au moins 3 par année durant une période de 10 ans, justifierait des investissements de 3,5 millions de dollars (1\$ CAN = 0,45 £) pour la mise en place de la mesure.

Valeur monétaire des dommages matériels

Étant donné le nombre important de collisions se produisant chaque année sur les routes du Québec, l'ensemble des coûts associés aux accidents avec les cervidés peut atteindre des montants considérables. Lorsqu'un cervidé est impliqué dans une collision avec un véhicule sur les routes de la province, les coûts moyens des dommages matériels par accident ont été estimés à 7 307\$ en 2000 et ce, toutes espèces de cervidés confondues (deBellefeuille et al. 2003). La réduction de ces coûts par l'utilisation de mesures de

mitigation devrait idéalement être considérée lors de la recherche de solutions pour diminuer le nombre de collisions routières avec le cerf de Virginie et l'orignal.

CHAPITRE 3

MESURES DE MITIGATION UTILISÉES AFIN DE MODIFIER LE COMPORTEMENT DES CONDUCTEURS

3.1 Programmes de sensibilisation et d'éducation du public

La plupart des agences gouvernementales utilisent des programmes pour sensibiliser et éduquer le public sur les risques de collisions avec la grande faune (Lavsund et Sandegren 1991, Oosenbrug et al. 1991, Romin et Bissonette 1996, Haikonen et Summala 2001, Pynn et Pynn 2004). Les grandes lignes de ces programmes sont souvent présentées sous forme de communiqués de presse, de brochures, d'affiches, de vidéos ou de pages web, d'autocollants, de panneaux d'information à l'entrée des parcs et de messages publicitaires à la télévision. Indépendamment de l'approche utilisée, les programmes de sensibilisation et d'éducation du public visent à informer le public de la problématique des collisions routières avec la grande faune sur le territoire d'intérêt. L'emplacement des zones à risque, les causes potentielles et l'historique des collisions routières impliquant la grande faune sont souvent expliqués à l'aide d'illustrations et de statistiques. Des conseils sont aussi donnés quant aux actions à entreprendre lors de l'apparition d'un animal aux abords de la route.

Les campagnes de sensibilisation et d'éducation, combinées à d'autres mesures de mitigation, sont généralement reconnues comme une composante clé des programmes de réduction des accidents routiers avec la grande faune (Oosenbrug et al. 1991, Bruinderink et Hazebroek 1996, Romin et Bissonette 1996, Knapp 2005). Cependant, plusieurs auteurs sont sceptiques quant à l'efficacité de ces campagnes qui serait d'ailleurs difficile à évaluer (Lavsund et Sandegren 1991, Farrell et al. 1996). D'ailleurs, aucune étude n'a permis de démontrer clairement l'efficacité des programmes de sensibilisation et d'éducation du public à réduire les accidents routiers (Romin et Bissonette 1996).

Seuls Del Frate et Spraker (1991) ont tenté de vérifier dans quelle mesure l'utilisation d'un programme de sensibilisation et d'éducation du public pouvait réduire le nombre de collisions avec l'orignal. Suite à l'implantation du programme, ils ont observé une diminution du nombre de collisions de 18%. Ils ont cependant souligné que cette diminution ne pouvait pas être totalement attribuable au programme. En effet, la diminution de la population d'originaux due à la perte d'habitat et à la sévérité des hivers a pu également influencer le nombre d'accidents routiers. De plus, suite à la mise en place du programme de sensibilisation et d'éducation, aucun sondage n'a été fait auprès du public pour évaluer la portée du programme. Cependant, lors d'entretiens fortuits, certaines personnes ont déclaré avoir augmenté leur niveau de vigilance suite à la campagne. Les auteurs concluent que l'évitement d'un seul accident grâce à l'utilisation de cette mesure est suffisant pour la considérer comme efficace (Del Frate et Spraker 1991).

Malgré le manque d'évidence de l'efficacité de cette mesure, elle demeure recommandée par plusieurs auteurs (Bruinderink et Hazebroek 1996, Romin et Bissonette 1996, Danielson et Hubbard 1998, Rogers 2004). Les campagnes de sensibilisation et d'éducation sont présentement employées par le ministère des Transports du Québec.

3.2 Panneaux de signalisation

3.2.1 Panneaux standards de présence de la faune

Les panneaux de signalisation standards peuvent être efficaces pour diminuer les accidents routiers avec la grande faune en informant les automobilistes du risque accru de rencontre avec des grands mammifères sur certaines portions de la route (Figure 2). Bien que la majorité des agences gouvernementales les utilisent, très peu d'études ont évalué l'efficacité de cette mesure (Thomas 1995, Romin et Bissonette 1996, Putman 1997, Sielecki 2004). Selon certains auteurs, les panneaux standards ne seraient pas efficaces pour diminuer les accidents routiers puisque la plupart des automobilistes ne réduiraient pas leur vitesse de manière significative (Romin et Bissonette 1996, Putman 1997, Sullivan et al. 2004). En effet, les automobilistes s'habitueraient à la présence de ces panneaux standards,

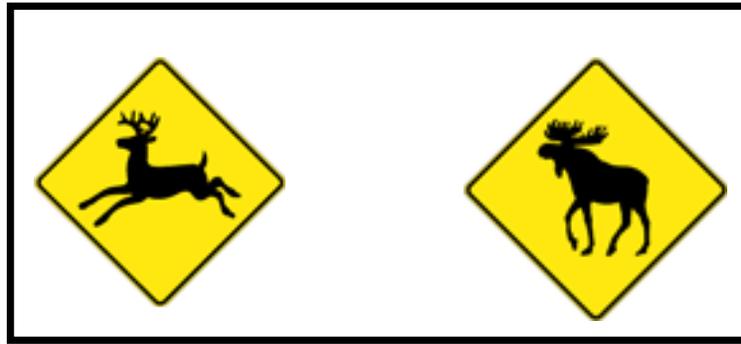


Figure 2 - Panneaux standards utilisés par le ministère des Transports du Québec, indiquant la présence potentielle de cerfs de Virginie et d'originaux (source : Ministère des Transports du Québec 2007).

ce qui causerait éventuellement une diminution de leur vigilance (Romin et Bissonette 1996).

3.2.2 Panneaux surdimensionnés de présence de la faune

Les panneaux de signalisation surdimensionnés se démarquent des panneaux standards à la fois par leur dimension et l'information qui s'y trouve. Ces panneaux affichent généralement un message accompagné d'une image (Figure 3). L'information y est généralement plus explicite que sur les panneaux de signalisation standards. Les panneaux surdimensionnés peuvent également être mis en évidence à l'aide de feux clignotants, de drapeaux de circulation ou même de lumières.

Plusieurs études ont démontré l'efficacité de ce type de panneaux et en recommandent l'utilisation dans les endroits à haut risque de collisions avec la grande faune (Al-Ghamdi et AlGadhi 2004, Hammond et Wade 2004, Hardy et al. 2006). L'utilisation des panneaux surdimensionnés renforcés par des feux clignotants a permis de diminuer la vitesse des automobilistes d'environ 4 à 5 km/h (Pojar et al. 1975, Hammond et Wade 2004). Cette mesure inciterait donc les automobilistes à diminuer leur vitesse, particulièrement lorsque ceux-ci roulent au-delà de la limite permise (Al-Ghambi et AlGadhi 2004).



Figure 3 - Panneaux de signalisation surdimensionnés utilisés par le ministère des Transports du Québec (source : Ministère des Transports du Québec 2007).

3.2.3 Panneaux saisonniers de présence de la faune

Les panneaux de signalisation saisonniers sont utilisés dans plusieurs villes à travers le monde pour mettre l'emphase sur les déplacements de la grande faune aux abords des routes (Hindelang et al. 1999, Sielecki 2004). Le message affiché sur ces panneaux peut être statique ou dynamique (i.e., soutenu par un système électronique qui modifie le message selon les besoins). Ces panneaux sont particulièrement utiles pour informer des risques accrus causés par des déplacements saisonniers ou des activités réalisées par la grande faune aux abords des routes durant une brève période de l'année. En Colombie-Britannique, ce type de panneau permet d'indiquer aux automobilistes les tronçons de route ayant des mares salines utilisées par le mouflon d'Amérique (Sielecki 2004).

Lorsque ces panneaux sont utilisés seulement lors des périodes à haut risque de collisions, la diminution du nombre d'accidents avec la grande faune peut atteindre 50% (Sullivan et al. 2004). L'utilisation sporadique de ces panneaux empêcherait les automobilistes de s'habituer à la signalisation et augmenterait l'efficacité de cette mesure. L'efficacité des

panneaux saisonniers arborant un message dynamique ne semble pas encore avoir été comparée à celle des panneaux affichant un message statique.

3.3 Systèmes de détection d'animaux

Les systèmes de détection d'animaux utilisent des capteurs pour détecter les animaux qui s'approchent des corridors routiers. Une fois l'animal détecté, les signaux d'alerte sont activés pour informer les conducteurs de la présence de l'animal sur les abords de la chaussée. L'utilisation de ce type de système est très répandue en Amérique du Nord et en Europe (Huijser et al. 2006). Cette signalisation est considérée plus efficace que la signalisation statique, étant donné que les signaux d'avertissement sont activés seulement lorsque le danger est accru.

Plusieurs types de système de détection d'animaux sont présentement utilisés pour diminuer le risque de collision. Ces systèmes se distinguent en trois catégories. Tout d'abord, certains systèmes se déclenchent lorsque le signal est interrompu, comme c'est le cas du système de détection au laser. D'autres systèmes se déclenchent plutôt lorsqu'un animal pénètre la zone couverte. Ces systèmes utilisent généralement les technologies infrarouges passives, micro-ondes, les fréquences radio provenant des colliers VHF et les caméras infrarouges. La dernière catégorie de systèmes inclut ceux qui envoient un signal pour éloigner les cervidés lorsqu'un véhicule entre dans la zone à risque. Ce type de système est traité à la section 4.5.

Système de détection au laser

Ce système est composé de lasers disposés le long de la route de chacun des côtés. Les lasers sont associés à des panneaux dynamiques ou à des lumières d'avertissement seulement lorsque l'un des lasers est interrompu. L'émetteur et le récepteur sont généralement placés à 1 m du sol et à 200 m l'un de l'autre. Ce système a été utilisé sur deux sites à Washington et sur un site au Minnesota (Huijser et al. 2006). La réduction du nombre d'accidents n'a cependant pas été quantifiée. Les deux systèmes ont été enlevés à

Washington en raison de problèmes techniques. Celui du Minnesota est présentement sous évaluation.

Au Québec, un système de détection au laser a été utilisé à proximité d'une traverse à faune dans la réserve faunique des Laurentides (Leblond et al. 2005). Ce système permettait de déclencher des panneaux de signalisation dynamiques avertissant les automobilistes qu'un animal utilisait la traverse. Ce type de système devrait être soumis à un entretien régulier car un arrêt momentané pourrait accroître le risque pour les automobilistes s'étant habitués au fonctionnement des panneaux de signalisation dynamique.

Système de détection infrarouge passif

Ce système aussi appelé 'Flashing Light Animal Sensing Host' (FLASH) en anglais, consiste en une série de capteurs infrarouges placés de chaque côté de la route de façon à détecter la chaleur d'un animal à l'intérieur d'un rayon de 100 m. Lorsqu'un animal est détecté, des feux clignotants ou un message d'avertissement sur un panneau de signalisation dynamique sont activés pour alerter le conducteur de la présence d'un animal.

Ce système a été étudié au Wyoming (Gordon et al. 2004) lors de la migration saisonnière du cerf mulet. La diminution de la vitesse des véhicules suite à l'activation du système a été comparée en présence ou non d'un cerf (représenté dans l'étude par l'utilisation d'un mannequin). Les résultats obtenus démontrent une diminution de la vitesse de 6,5 km/h lorsque le système était activé en absence de cerf, tandis que la diminution était de 20 km/h lorsque le système était renforcé par la présence d'un cerf (mannequin) sur le bord de la route. Les auteurs suggèrent que ce système peut être efficace pour réduire les collisions lorsque les usagers de la route sont majoritairement des résidents car ceux-ci pourraient s'habituer au système. De plus, l'utilisation de cette mesure de mitigation serait préférable sur les routes que sur les autoroutes.

Système de détection micro-ondes

Ce système est similaire au laser mais utilise un signal radio micro-ondes (environ 35,5

GHz). Lorsque le corps d'un animal brise le faisceau, le récepteur reçoit un signal plus faible, indiquant la présence d'un animal. Des lumières d'avertissement ou un message sur des panneaux de signalisation dynamique sont alors activés. Les émetteurs sont généralement localisés à 400 m des récepteurs (capteurs). Ce système a été utilisé au Montana pour diminuer les collisions avec le cerf mulet, le cerf de Virginie, le wapiti et l'orignal (Huijser et al. 2005). Plus de 47% des activations ont été associées à des traversées réelles d'animaux. Des observations sur le terrain ont permis de confirmer que 87% des traversées par les wapitis activaient le système. L'étude n'a toutefois pas quantifié la diminution des collisions.

Un système similaire a été étudié en Finlande pour avertir les automobilistes du passage d'orignaux dans une ouverture de 200 m le long d'une clôture (Taskula 1997 cité dans Huijser et al. 2006). Le système étant sensible aux intempéries, un système infrarouge prenait la relève dans des conditions de pluie. Lors d'une détection, un signal était envoyé à des panneaux de signalisation dynamique. Un système de caméra vidéo était également utilisé afin d'identifier l'espèce traversant. Les résultats démontrent que les animaux étaient responsables de seulement 5% des activations. De plus, l'activation des panneaux de signalisation dynamique ne résultait pas en une diminution significative de la vitesse des véhicules (Huijser et al. 2006).

Système de détection d'animaux porteurs de colliers VHF

Ce système nécessite préalablement la capture et la pose de colliers VHF sur une population résidant dans une zone à haut risque de collision. Des récepteurs placés en bordure de la route balayent constamment une zone de 400 m de rayon. Lorsqu'un individu porteur de collier pénètre la zone de 400 m, un signal active les panneaux de signalisation dynamique ou les lumières d'avertissement, incitant ainsi les conducteurs à réduire leur vitesse.

Ce système a été utilisé pour réduire les collisions routières avec le wapiti dans l'État de Washington (Huijser et al. 2006). Plus de 10% de la population de wapitis était munie de colliers VHF. L'entrée d'un individu dans la zone de 400 m activait une lumière

d'avertissement située sur un panneau de présence de la faune. Aucun résultat n'est encore disponible quant à l'efficacité du système. Le dispositif était toujours actif en 2006 et semblait bien fonctionner.

Système de caméra infrarouge

Ce système utilise une caméra infrarouge qui permet de détecter la présence d'animaux. Des panneaux de signalisation dynamique sont activés lorsqu'un animal est détecté. Ce système a été utilisé en Colombie-Britannique, mais plusieurs problèmes techniques ont empêché l'obtention de résultats concluants (Kinley et al. 2003). Par exemple, dépendamment de la température, plus de 43% des activations pouvaient ne pas être dues à la présence d'animaux. L'efficacité de la mesure à réduire le nombre d'accidents n'a pas été étudiée (Huijser et al. 2006) et le système a été retiré en 2003.

3.4 Systèmes de détection d'animaux intégrés aux véhicules

Les véhicules automobiles peuvent être équipés d'un système de vision de nuit afin de permettre aux conducteurs de mieux détecter les animaux aux abords de la route. La détection se fait par imagerie thermique basée sur la technologie infrarouge (Danielson et Hubbard 1998). Un capteur intégré au véhicule permet de détecter tout objet dégageant de la chaleur jusqu'à 300 m devant le véhicule. L'information est ensuite transmise au conducteur sur son tableau de bord (Figure 4). Les conducteurs auraient ainsi le temps de ralentir ou de s'arrêter suite à la détection d'un danger potentiel.

L'industrie automobile évalue présentement l'utilisation de cette technologie à l'intérieur de certains véhicules. Des marques haut de gamme comme Cadillac, Mercedes et BMW possèdent un système de vision de nuit utilisant des capteurs infrarouges. Cette technologie est aussi disponible pour les véhicules poids lourds, mais elle n'est pas encore largement utilisée (Bendix 2009).



Figure 4 – Démonstration du système de vision de nuit offert dans les voitures de série 7 de BMW (source : BMW Canada Inc 2009).

SAAB et Volvo ont développé un système de détection utilisant des lumières ultraviolettes (Thomas 1995). Ce système détecte les animaux en les illuminant d'un reflet bleu. La lumière ultraviolette est capable d'atteindre quatre fois la distance normale des phares. Ce type de lumière n'aveugle pas les conducteurs arrivant en sens inverse. Cependant, les effets potentiels sur la vue des autres conducteurs restent encore à élucider.

Aucune étude n'a pour l'instant évalué l'efficacité de ces technologies à réduire les collisions routières avec la faune. Néanmoins, l'application est récente et semble avoir un bon potentiel comme mesure de mitigation des accidents routiers. Une évaluation à grande échelle serait nécessaire.

3.5 Augmentation de la visibilité des conducteurs

3.5.1 Éclairage des routes

L'utilisation de l'éclairage routier est recommandée pour améliorer la visibilité des automobilistes en milieu urbain, sur les autoroutes et dans les secteurs à risque. Cette mesure pourrait décourager les animaux d'utiliser les abords des routes puisque qu'elle a pour effet d'augmenter leur chance d'être détectés par les prédateurs. L'éclairage routier a d'ailleurs été suggéré comme mesure pour diminuer les accidents routiers avec la grande faune (Bruinderink et Hazebroek 1996, Romin et Bissonette 1996, Putman 1997, Knapp 2005). La plupart des collisions routières avec les grands mammifères se produisent entre le coucher et le lever du soleil, lorsque la lumière est limitée (Garrett et Conway 1999, Haikonen et Summala 2001, Kinley et al. 2003, Dussault et al. 2004, Redmond 2005). De plus, les cervidés sont également davantage actifs durant ces périodes (McDonald 1991, Haikonen et Summala 2001, Joyce et Mahoney 1991). En Alaska, 61% des accidents avec l'orignal durant la nuit ont lieu dans des secteurs n'étant pas éclairés (Garrett et Conway 1999). Une augmentation de la visibilité par l'ajout de lumière pourrait donc diminuer le risque d'accidents dans certains secteurs. L'éclairage des routes pourrait réduire le risque de collisions en augmentant la visibilité du conducteur et en décourageant les animaux de s'approcher de la route (McDonald 1991).

Bien que l'éclairage des routes soit une mesure utilisée un peu partout à travers le monde (Thomas 1995, Romin et Bissonette 1996), peu d'études ont spécifiquement évalué son effet sur le nombre de collisions avec la grande faune (Reed et Woodard 1981, McDonald 1991). Dans une étude réalisée au Colorado, un secteur à risque élevé de collisions avec le cerf de Virginie a été éclairé sur une longueur d'environ 1,2 km (Reed et Woodard 1981). Le secteur a été éclairé une semaine sur deux pendant cinq hivers consécutifs. Les résultats ont montré que l'éclairage n'avait aucune incidence sur le nombre et sur l'emplacement des collisions routières avec les cerfs.

Certains auteurs croient tout de même que conjointement à d'autres mesures, l'utilisation de l'éclairage routier pourrait diminuer les collisions routières avec la grande faune

(McDonald 1991). En Alaska, l'élargissement d'une autoroute a été combiné avec son éclairage dans un secteur où le risque de collisions avec l'original était élevé (McDonald 1991). Durant les trois années qui ont suivi leur mise en place, ces mesures ont permis de réduire de 65% le nombre de collisions routières avec l'original, comparativement aux 11 années antérieures. Cependant, l'efficacité associée à l'éclairage routier n'a pas pu être dissociée des effets causés par l'élargissement de la route.

Considérant le peu d'information disponible sur l'efficacité de l'éclairage routier comme mesure de mitigation, la nécessité d'étudier cette mesure s'impose. Advenant la recommandation de l'installation d'un éclairage routier, un suivi devrait être fait afin de mieux comprendre dans quelle mesure l'augmentation de la visibilité des automobilistes réduit leurs risques de collisions avec la faune.

3.5.2 Élargissement des abords des routes

Les cervidés se nourrissent de graminées et autres plantes poussant aux abords des routes. Les routes deviennent encore plus intéressantes pour les animaux lorsqu'elles sont situées à proximité d'un couvert forestier (Feldhamer et al. 1986, Child et al. 1991, Waring et al. 1991) leur permettant de s'enfuir rapidement (Finder et al. 1999). Toutefois, le couvert forestier occasionne aussi une diminution de la visibilité pour les automobilistes. Il a d'ailleurs été démontré que le nombre de collisions routières impliquant les cervidés diminuait lorsque le couvert forestier était distant de la route (Puglisi et al. 1974, Finder et al. 1999). L'élargissement des abords des routes a donc été suggéré afin d'atténuer le nombre d'accidents routiers (Del Frate et Spraker 1991, Waring et al. 1991, Finder et al. 1999).

L'élargissement des abords des routes se fait par le retrait de la végétation. Cette mesure permet d'augmenter la visibilité des conducteurs et de réduire l'attrait de la route pour les cervidés (Jaren et al. 1991, Andreassen et al. 2005). Bien que cette pratique soit couramment utilisée (Thomas 1995, Seiler 2004, Sielecki 2004), peu d'études ont vérifié

son efficacité (Jaren et al. 1991, Lavsund et Sandegren 1991, Andreassen et al. 2005). En Europe, trois études ont examiné l'effet de l'élargissement des abords des routes sur le nombre de collisions routières et ferroviaires avec les orignaux (Jaren et al. 1991, Lavsund et Sandegren 1991, Andreassen et al. 2005). Le retrait de la végétation sur une distance de 20 à 30 m de chaque côté de la route ou de la voie ferrée a permis une diminution de 20% à 56% du nombre de collisions.

La méthode utilisée pour élargir l'emprise de la route et le moment de l'année durant lequel l'opération est effectuée peuvent influencer l'efficacité de cette mesure. Rea (2003) a procédé à une revue de la littérature sur l'utilisation des techniques de dégagement mécanique de la végétation comme mesure d'atténuation des collisions routières avec l'orignal. L'auteur souligne que l'élargissement de l'emprise de la route permettrait d'améliorer la visibilité des automobilistes, mais pourrait également augmenter l'attrait de l'emprise pour les cervidés et, ainsi, accroître le risque de collisions routières. En effet, la végétation qui repousse est particulièrement attirante pour les cervidés (Child et al. 1991, Lavsund et Sandegren 1991, Waring et al. 1991, Bruinderink et Hazebroek 1996). Pour éviter d'augmenter la quantité et la qualité de la végétation aux abords de la route, Rea (2003) recommande que le retrait de la végétation à ces endroits se fasse au printemps afin de réduire la valeur nutritive et la palatabilité des plantes.

L'élargissement des corridors routiers peut également créer un effet de barrière. Les déplacements journaliers et saisonniers des cervidés pourraient être contraints d'un seul côté de la route et certaines espèces non visées par cette mesure pourraient, elles aussi, être influencées par ce changement dans leur habitat.

3.6 Réduction de la vitesse des véhicules

Il existe une relation positive entre la vitesse des véhicules et le risque de collisions routières (Elvik 2005). Une réduction même mineure de leur vitesse peut avoir d'importantes conséquences puisque la gravité des blessures et les dommages matériels

augmentent de façon exponentielle avec la vitesse (Kloeden et al. 2001). D'ailleurs, une diminution de 80 à 75 km/h serait suffisante pour réduire le nombre d'accidents entre automobilistes d'environ 31% (Kloeden et al. 2001). La réduction de la vitesse des véhicules permet d'accroître le temps de réaction pour les automobilistes.

La vitesse des véhicules joue un rôle majeur sur le nombre de collisions routières avec la grande faune (Allen et McCullough 1976, Case 1978, Rolley et Lehman 1992, Gunther et al. 1998, Hobday et Minstrell 2008, Ng et al. 2008). Les segments de routes affichant une vitesse supérieure à 80 km/h semblent particulièrement à risque (Gunther et al. 1998, Hobday et Minstrell 2008). Gunther et al. (1998) ont observé qu'environ 41% des accidents routiers avec la grande faune avaient lieu sur les segments de route ayant une limite de vitesse à 88 km/h, bien que ce segment constituait seulement 8% de l'étendue totale du réseau routier de leur l'étude. Ainsi, certains auteurs suggèrent que sur les routes à vitesse élevée, une diminution de la vitesse permise dans les zones à risque serait une mesure efficace pour réduire les collisions routières (Bruinderinck et Hazebroek 1996, Romin et Bissonette 1996, Hobday et Minstrell 2008, Ng et al. 2008). Hobday et Minstrell (2008) ont estimé que 50% des collisions impliquant la faune se produisaient à des vitesses supérieures à 80 km/h. De plus, 2 fois moins de collision se produisaient à 60 km/h comparativement à 80 km/h (Figure 1b). L'influence spécifique d'une réduction de la vitesse des véhicules est difficile à évaluer puisque cette mesure est souvent mise en place simultanément avec d'autres mesures (p. ex., panneaux standards de présence de la faune) (Al-Ghamdi et AlGadhi 2004).

Jusqu'à présent, une seule étude a vérifié l'efficacité d'une réduction de la limite de vitesse sur la diminution du nombre de collisions routières impliquant les cervidés (Bertwistle 1999). Au parc national de Jasper, la limite de vitesse est passée de 90 km/h à 70 km/h dans trois zones à un haut risque de collisions. L'étude offre des résultats conflictuels. D'une part, une comparaison des collisions observées 8 ans avant et 8 ans après la réduction de la limite de vitesse révèle une augmentation du nombre de collisions avec le wapiti et le mouflon. D'autre part, le nombre de collisions avec le wapiti a diminué de 32% dans les

zones de 70 km/h comparativement à une zone témoin où la limite de vitesse était de 90 km/h. L'étude semble donc peu concluante. Notamment, un changement de l'utilisation de l'habitat par ces espèces n'aurait pas permis d'obtenir une zone témoin adéquate (Knapp 2005).

Il est à noter que la réduction de la limite de vitesse semble être peu populaire auprès des automobilistes (Lavsund et Sandegren 1991, Gunther et al. 1998, Bertwistle 1999). L'étude de Bertwistle (1999) a révélé que moins de 20% des automobilistes respectaient la nouvelle limite de vitesse. Les limites de vitesse deviennent donc coûteuses à faire respecter sur de longues sections de routes (Joyce et Mahoney 2001). De plus, les collisions routières impliquant la grande faune peuvent dépendre des patrons journaliers et saisonniers des animaux, rendant difficile la justification d'un changement permanent de la limite de vitesse.

3.7 Caractéristique de la route

Les caractéristiques de la route pourraient avoir une influence sur le nombre de collisions avec la grande faune. Certains éléments liés à la conception de la route comme l'alignement de la chaussée, l'emplacement du trajet, ainsi que le maintien de la connectivité entre les habitats influenceraient le risque de collisions routières (Bashore et al. 1985, Gunther et al. 1998, Finder et al. 1999). Alors que les structures associées au maintien de la connectivité seront traitées au chapitre 7, nous traitons ici de l'alignement de la chaussée ainsi que de l'emplacement du trajet.

Sinuosité de la chaussée

Le risque collisions routières avec la grande faune peut varier selon que la route est sinueuse ou linéaire (Bashore et al. 1985, Joyce et Mahoney 2001). Par exemple, les routes sinueuses induiraient une diminution de la visibilité des conducteurs, ce qui pourrait augmenter les collisions. Hartwig (1993, cité par Bruinderink et Hazeobroek 1996) a observé que 35% des collisions se produisaient dans des endroits où la visibilité est réduite,

comme dans les courbes et les pentes. Cependant, il est à noter qu'une augmentation de la linéarité de la route peut entraîner une augmentation de la vitesse des véhicules, indépendamment de la limite affichée (Bashore et al. 1985, Gunther et al. 1998). Les animaux apparaissant sur la chaussée ne seraient alors pas détectés suffisamment tôt. Par exemple, au Nouveau-Brunswick, 79% des accidents avec l'original se sont produits sur des sections droites de la route (Joyce et Mahoney 2001). Pour les portions de route linéaires à haut risque de collisions, d'autres mesures de mitigation, telles que l'élargissement des abords des routes (section 3.5.2), devraient être utilisées.

Emplacement de la route

L'emplacement de la route dans le paysage peut également avoir un effet direct sur le nombre de collisions avec la faune. La proximité d'habitats de qualité pouvant soutenir de fortes populations animales influence le nombre de collisions routières (Joyce et Mahoney 2001, Dussault et al. 2004). Par exemple, le risque de collisions routières avec les cervidés est étroitement lié à la proximité d'un couvert forestier (Finder et al. 1999, Leblond et al. 2006, Dussault et al. 2007). La présence de couvert réduirait la probabilité que les automobilistes détectent les cervidés et évitent une collision (Finder et al. 1999). Dans les secteurs boisés, le risque d'accident serait réparti davantage sur toute la route (Bellis and Graves 1971, Bashore et al. 1985).

La topographie influence également la répartition des accidents routiers (Thomas 1995, Dussault et al. 2006). Les vallées sont souvent utilisées par les cervidés lors des déplacements (Dussault et al. 2006). Moins d'accidents routiers ont généralement lieu sur les crêtes de montagnes que dans les vallées (Thomas et al. 1995). Le niveau d'escarpement du fossé contribuerait également au risque de collisions avec la grande faune (Waring et al. 1991). Un escarpement abrupt pourrait réduire le temps de réaction des automobilistes lorsqu'un animal apparaît sur la route. Lors de la construction, l'élimination des escarpements abrupts augmenterait la visibilité des automobilistes et pourrait permettre de réduire le risque de collisions.

3.8 Coloration de la chaussée

L'utilisation de la coloration de la chaussée comme mesure de mitigation est présentement à l'essai en Tasmanie (Magnus 2006). Cette méthode vise à faciliter la détection des animaux sur la route par les automobilistes durant la nuit en accentuant le contraste entre la couleur de l'animal et de la chaussée. Un contraste plus important augmenterait également la détectabilité des proies par les prédateurs, faisant ainsi diminuer le temps que les proies passent sur la route (Magnus 2006). Cette méthode s'inspire du fait que la fréquence des accidents serait plus faible sur les routes construites avec des matériaux de couleur pâle (quartzite) qu'avec des matériaux de couleur foncée (basalte, dolérite) (Magnus 2006). Par la même occasion, cette mesure permettrait aux automobilistes d'identifier les zones à risque. Cependant, aucune étude n'a jusqu'à présent démontré clairement l'efficacité de cette méthode. De plus, les coûts associés à la coloration de la route seraient considérables, tant lors de la construction que de l'entretien (Magnus 2006).

3.9 Utilisation de bandes rugueuses

L'installation de bandes rugueuses le long des voies de circulation est une technique très répandue en Europe et en Amérique du Nord (Smith et Ivan 2005, Miles et Finley 2007, Anund et al. 2008). Les bandes rugueuses sont notamment utilisées pour délimiter les abords de la chaussée sur les routes à grande circulation et les autoroutes. Le passage des véhicules sur ces bandes produit des sons et des vibrations destinés à prévenir les conducteurs somnolents ou inattentifs d'une sortie de route. Elles sont généralement intégrées à la peinture, ou sous forme de petites barrettes, ou encore légèrement creusées dans l'épaisseur de l'asphalte.

Les bandes rugueuses peuvent aussi être disposées transversalement sur la route. Cette mesure peut être utilisée pour sensibiliser les automobilistes de l'approche de chantiers de construction, de changements dans le design de la route (Morgan 2003) ou de passages à niveau (Lerner et al. 2002). L'utilisation des bandes rugueuses et de panneaux surdimensionnés de présence de la faune, pourraient permettre d'augmenter l'attention des

automobilistes lorsqu'ils pénètrent dans des secteurs fréquentés par les cervidés (Lehnert et al. 1996). Cette mesure est présentement utilisée en Floride pour diminuer la vitesse des automobilistes dans une zone à risque de collisions avec des panthères (*Felis concolor coryi*) (Huijser et al. 2007).

CHAPITRE 4

MESURES DE MITIGATION UTILISÉES AFIN D'INFLUENCER LE COMPORTEMENT DES ANIMAUX

4.1 Techniques d'effarouchement

L'effarouchement consiste à effrayer les animaux localisés à proximité des routes afin de réduire le risque de collisions. Cette technique de conditionnement par aversion est fondée sur l'hypothèse que l'animal changera son comportement de façon à éviter d'entrer en contact avec le stimulus. L'effarouchement peut se faire à l'aide d'un groupe de personnes se déplaçant vers l'animal en faisant du bruit, ou en utilisant des lumières, des lasers, des pulvérisateurs d'eau, de la pyrotechnie, des canons, des fusils, des hélicoptères ou même des chiens. Les répulsifs lumineux, chimiques et sonores font aussi partie de cette catégorie, mais ils seront décrits dans les sections 4.2, 4.3 et 4.4.

Peu d'études ont évalué l'efficacité des différentes techniques d'effarouchement. En Alberta, l'effarouchement s'est avéré efficace pour éloigner les ours grizzlys (Gibeau et Heuer 1996). L'emploi de bâtons en caoutchouc propulsés par un fusil à pompe a été utilisé pour effaroucher trois ours qui demeuraient aux abords des routes. Deux semaines suivant le début de cette mesure, deux des trois ours avaient complètement arrêté d'utiliser les abords des routes. L'effarouchement a également été utilisé avec succès dans le parc national de Banff afin de dissuader les wapitis d'utiliser la ville comme refuge contre les prédateurs (Kloppers et al. 2005). L'approche consistait à chasser les wapitis à l'aide d'un groupe de personnes et de chiens. L'utilisation de chiens s'est aussi avéré une technique efficace au Missouri pour protéger une propriété des dommages causés par le cerf de Virginie (Beringer et al. 1994). Les chiens étaient munis de colliers produisant un choc électrique dès qu'ils arrivaient aux limites de la propriété. Les cervidés n'étaient alors pas

poursuivis au-delà de la zone à protéger. Ces résultats suggèrent que le conditionnement par aversion peut modifier le comportement de certains animaux.

Cette pratique n'est cependant pas légale partout, et elle nécessite souvent un permis spécial (Gibeau et Heuer 1996). Certaines techniques peuvent causer un stress important pour l'animal, en plus de perturber des espèces non ciblées. De plus, les cervidés peuvent développer une accoutumance à certaines techniques d'effarouchement, surtout celles basées sur des sons ou des odeurs (Bomford et O'Brien 1990).

L'effarouchement a été utilisé en Colombie Britannique pour réduire les collisions routières avec le wapiti (Sielecki 2004). La mesure n'a cependant pas été efficace et les wapitis ont dû être relocalisés. Il a également été démontré que l'utilisation de canons à eaux, de sirènes et de fusils ne permettaient pas de diminuer le nombre de collisions ferroviaires avec les orignaux (Thomas 1995). L'effarouchement a été principalement utilisé pour protéger des terres agricoles (Beringer et al. 1994, Curtis et al. 1994) et semble difficilement applicable comme mesure de mitigation des accidents routiers pour des raisons de faisabilité et de sécurité.

4.2 Répulsifs lumineux

Les répulsifs lumineux sont utilisés depuis plus de 30 ans en Europe et en Amérique du Nord comme mesure de mitigation des accidents routiers (Lavsund et Sandegren 1991, Sielecki 2004). Ces dispositifs visent à dissuader les cervidés de traverser la route lorsqu'il y a des véhicules. Les répulsifs lumineux utilisent la luminosité des phares des véhicules, en redirigeant cette lumière dans l'emprise de la route à l'aide de miroirs ou de réflecteurs. La lumière créerait alors une « barrière visuelle » pour l'animal. Les répulsifs lumineux constituent donc une barrière perméable, contrairement à la clôture, puisqu'ils entravent les déplacements des cervidés seulement lors du passage des véhicules durant la nuit (Putman 1997).

Les répulsifs lumineux, que ce soit les miroirs ou les réflecteurs, sont généralement disposés sur des poteaux à environ 0,6 m du sol, à intervalles réguliers de 20 à 50 m le long de la route (Figure 5). Les miroirs sont généralement en métal poli dirigeant la lumière blanche des phares dans l'emprise de la route afin d'avertir la grande faune à l'approche de véhicules (Danielson et Hubbard 1998). Les réflecteurs se présentent plutôt sous forme de prismes de plastique dont la section triangulaire capture la lumière provenant des phares des véhicules (L-P Tardif et Associés Inc 2003). La lumière est par la suite projetée vers la route et crée un écran lumineux qui vise à dissuader les cervidés de la traverser. Les réflecteurs de marque Bosch (Robert Bosch, Stuttgart Allemagne), et WEGU (Walter Dräbing KG, Kassel, Allemagne) transmettent une lumière blanche tandis que les réflecteurs de marque Strieter-lite[®] (aussi appelés Swareflex, Illinois, États-Unis) utilisent des lentilles de couleur rouge, bleu-verte et blanche. Les réflecteurs Strieter-lite sont les plus utilisés (Schafer et Penland 1985, Waring et al. 1991, Reeve et Anderson 1993, Pafko et Kovach 1996, D'Angelo et al. 2006).

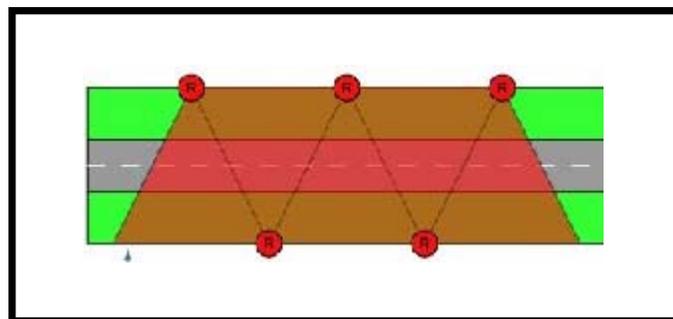


Figure 5 - Installation typique d'un dispositif utilisant des répulsifs lumineux. Les points rouges correspondent au dispositif tandis que l'aire illustrée en orange correspond à la zone éclairée par le dispositif (source : Strieter-Lite[®] 2009).

En 1992, les réflecteurs (toutes marques confondues) étaient utilisés dans 22 États américains afin de réduire les collisions routières avec la grande faune (Romin et Bissonette, 1996). Cependant, certains auteurs attribuent leur popularité non pas à leur efficacité mais simplement à leur faible coût (Romin et Bissonette 1996, Putman et al. 2004). Le coût moyen d'achat et d'installation de ces dispositifs est d'environ 10 000\$/km de route et les coûts d'entretien sont d'environ 500\$ à 1000\$/km par année (Strieter-Lite[®]

Corporation 2009). Le dispositif exige par contre que l'alignement et le nettoyage des réflecteurs soient réalisés de façon régulière afin d'optimiser leur efficacité. Étant donné la proximité à la route, les réflecteurs sont souvent la cible de vols et de vandalisme (Sielecki 2004).

L'utilisation des répulsifs lumineux comme mesure de mitigation à long terme repose sur deux suppositions. D'une part, les cervidés perçoivent la couleur de la lumière et, d'autre part, ils ne s'habituent pas avec le temps aux dispositifs. Une étude réalisée par VerCauteren et Pipas (2003) a permis de confirmer la première supposition chez le cerf de Virginie. Il a été démontré que le jour, le cerf percevrait les gradients de couleur de bleu-vert à jaune et il distinguerait également les tons orangé et rouge. La nuit, le cerf distinguerait seulement les tons de bleu à bleu-vert et ne pourrait pas discriminer d'autres couleurs tel le rouge.

Concernant l'habituation des cervidés aux répulsifs lumineux, une étude réalisée sur le daim sauvage (*Dama dama*) a observé une diminution de leur réaction (fuite, alerte, mouvement de tête) suite à une exposition prolongée à la lumière transmise par les réflecteurs (Ujvari et al. 1998). Cette diminution serait due à une accoutumance relativement rapide aux stimuli lumineux, ce qui diminuerait l'efficacité des dispositifs (Waring et al. 1991, Putman 1997). À notre connaissance, aucune autre étude n'a vérifié l'accoutumance des orignaux et des cerfs de Virginie aux réflecteurs, mais les résultats obtenus par D'Angelo et al. (2006) suggèrent que la réaction de l'animal serait plus importante dans les cinq premiers jours suivant l'installation des réflecteurs que dans les 10 jours subséquents.

L'efficacité des miroirs et des réflecteurs comme mesures de mitigation n'est donc pas indéniable. Par exemple, les miroirs ne permettraient pas de réduire les collisions avec le daim ou l'orignal sur les routes de la Suède (Almkvist et al. 1980 dans Lavsund et Sandegren 1991). Le même constat a été rapporté aux États-Unis concernant le wapiti et le cerf de Virginie (Gordon 1969 et Gilbert 1982 dans D'Angelo et al. 2007). Pour ce qui est

de l'efficacité des réflecteurs, la plupart des études n'ont observé aucune diminution à long terme du nombre de collisions routières (Waring et al. 1991, Reeve et Anderson 1993, Thomas 1995, Ujvari et al. 1998, D'Angelo et al. 2006, Gulen et al. 2006). Certaines études ont tout de même obtenu des résultats qui tendaient à démontrer leur efficacité (Schafer et Penland 1985, Pafko et Kovach 1996, Grenier 2002) mais les conclusions tirées de ces études étaient basées sur un petit échantillon, une période relativement courte ou un contrôle inadéquat. Par conséquent, la réduction apparente du nombre d'accidents pourrait ne pas être due aux réflecteurs, mais pourrait être simplement attribuable à des variations stochastiques dans la fréquence des accidents ou à un changement de la densité des populations animales. De plus, la plupart des études antérieures ont utilisé des dispositifs expérimentaux inadéquats limitant la valeur des analyses statistiques (Romin et Bissonette 1996, Danielson et Hubbard 1998). Malgré que plusieurs agences gouvernementales tentent de réduire les accidents routiers avec la grande faune en utilisant des répulsifs lumineux, plusieurs auteurs ne recommandent pas leur utilisation (Danielson et Hubbard 1998, Putman et al. 2004, Magnus 2006, Knapp 2005).

4.3 Répulsifs chimiques

Les répulsifs chimiques ont été expérimentés principalement pour réduire les dommages causés à la végétation par les cervidés (Andelt et al. 1994, Coffey et Johnston 1997, Baker et al. 1999, Nolte et al. 2001, Seamans et al. 2002). Cette mesure s'est avérée efficace dans plusieurs cas (Sullivan et al. 1985, Swihart et al. 1991). Sur cette base, on peut supposer que l'application de répulsifs chimiques aux abords des routes pourrait dissuader la grande faune d'utiliser les corridors routiers (Castiov 1999, Brown et al. 2000).

Les répulsifs chimiques se classent en deux groupes : les répulsifs odorants et les répulsifs aversifs au goût. Les répulsifs chimiques odorants permettent de réduire les dommages causés à la végétation (Sullivan et al. 1985, Andelt et al. 1991, Swihart et al. 1991, Baker et al. 1999). Ces répulsifs utilisent généralement des odeurs associées aux prédateurs ou reconnues pour être nauséabondes. Ils ne sont pas un obstacle en soi, mais augmentent

plutôt la vigilance de la grande faune, les forçant à être davantage à l'affût de dangers potentiels tels que l'approche de véhicules. Leur efficacité à long terme est cependant remise en question par plusieurs chercheurs puisque ces substances tendent à se dégrader avec le temps (Fraser et Hristienko 1982, Andelt et al. 1991, Lavsund et Sandegren 1991). De plus, l'habituation des animaux à ce type de répulsif rend son utilisation prolongée peu recommandée sur de grandes superficies (Andelt et al. 1994, Brown et al. 2000).

Les répulsifs aversifs au goût causent généralement des douleurs intestinales ou irritent les muqueuses des animaux qui les ingèrent, ce qui produit une aversion aux espèces de plantes traitées. Ces répulsifs sont généralement efficaces à long terme et permettent de protéger des espèces végétales particulières (Andelt et al. 1991, Brown et al. 2000, Baker et al. 2005).

Une étude visant à déterminer l'efficacité de 20 répulsifs chimiques a permis de diminuer les dommages causés à certains arbres (Wagner et Nolte 2001). L'efficacité des différents produits était très variable, mais de façon générale, les répulsifs odorants semblaient apporter de meilleurs résultats que les répulsifs aversifs au goût. Ces résultats appuient ceux de Hani et Conover (1995). D'autres études ont démontré que les répulsifs aversifs au goût, bien qu'efficaces, augmentaient le temps que les animaux passent en alimentation (Brown et al. 2000). En effet, les animaux passaient plus de temps sur le site à rechercher une nourriture alternative. Dans un contexte de diminution des collisions routières, ces produits s'avèrent donc moins intéressants, puisqu'ils augmentent le temps que les animaux passent aux abords des routes. De plus, certains répulsifs aversifs au goût se sont avérés fatals pour certaines espèces animales non ciblées (p. ex., le chlorure de lithium pour le carouge à épaulette, *Agelaius phoeniceus*), en raison d'une trop grande ingestion de composés nocifs (Brown et al. 2000).

Dans un contexte de sécurité routière, l'utilisation de cette mesure vise à accroître l'effet de barrière des corridors routiers et à décourager la grande faune de s'alimenter aux abords des routes. Quelques études ont évalué l'efficacité de cette mesure sur la diminution des collisions routières (Castiov 1999, Andreassen et al. 2005) et leurs résultats divergeaient

fortement. Pour cette raison, il ne s'agit pas d'une mesure largement utilisée par les agences gouvernementales. Certains auteurs affirment que les répulsifs olfactifs n'ont pas encore été suffisamment testés pour permettre de conclure sur leur efficacité (Danielson et Hubbard 1998, Putman et al. 2004, Knapp 2005). D'autres suggèrent que les répulsifs chimiques peuvent être efficaces lorsqu'appliqués sur de courts segments de route (Andreassen et al. 2005) ou en combinaison avec d'autres mesures telles qu'une clôture (Jordan et Richmond 1992).

4.4 Répulsifs sonores

Sifflet à chevreuil

Il existe un certain nombre d'appareils vendus au grand public depuis plus de 20 ans qui permettraient, selon les fabricants, de diminuer les collisions routières avec la faune. Ces appareils sont communément appelés sifflet à chevreuil. Ce sifflet produit un son qui alerterait la faune de l'approche de véhicules sur la route. Le sifflet est produit sous deux formes, soit le sifflet à air ou celui électronique. Le sifflet à air installé sur un véhicule fonctionne lorsque celui-ci roule à une vitesse supérieure à 50 km/h. L'air qui passe dans l'ouverture du sifflet émet un ultrason de l'ordre de 16-20 kHz (SAV-A-LIFE Deer Alert® 2009). L'utilisation des sifflets est basée sur la présomption que les cervidés qui entendent le sifflement tenteront de s'éloigner de la chaussée. Il existe toutefois peu d'évidence quant à l'efficacité du sifflet à air pour diminuer le risque de collisions avec la grande faune (Muzzi et Bisset 1990, Romin et Dalton 1992, Scheifele et al. 2003). Romin et Dalton (1992) ont évalué deux marques de sifflet à air disponibles sur le marché (Game Tracker's Game Saver® et SAV-A-LIFE Deer Alert®). Les deux marques de sifflet se sont avérées inefficaces à modifier le comportement de cerfs muets situés à l'intérieur d'une distance de 100 m de la route, et ce, même lorsque ceux-ci se trouvaient à moins de 10 m de la route. Des dispositifs produisant des stimuli sonores de 70 dB, avec des fréquences allant jusqu'à 50 Khz, ont aussi été expérimentés en Suède sur l'orignal mais ceux-ci se sont aussi avérés inefficaces (Lavsund et Sandergren 1991). Apparemment, l'orignal ne réagissait pas à des

fréquences dépassant 21 Khz et s'habituaient aux fréquences plus basses lorsque l'exposition était fréquente.

Le sifflet électronique s'installe également à l'extérieur du véhicule. Cet appareil émet des ultrasons et des sons audibles pour l'homme. Selon le fabricant (XP3®, Oregon), le sifflet est spécifiquement conçu pour éloigner le cerf de Virginie. Cependant, aucune étude n'a encore évalué l'incidence de cet appareil sur le comportement des animaux se trouvant à proximité de la route. De plus, les sons produits par ce sifflet peuvent causer un inconfort aux humains. L'utilisation de cet appareil pourrait donc devenir une nuisance et diminuer la sécurité routière plutôt que de l'augmenter (Transports Canada 2003). De plus, les fréquences audibles par le cerf de Virginie seraient de l'ordre de 2 à 6 kHz (Scheifele et al. 2003), et donc bien inférieures à la fréquence produite par les dispositifs sonores présentement disponibles sur le marché. Il est donc peu probable que le cerf soit en mesure d'entendre les sifflets installés sur les véhicules et qui émettent des ultrasons au-delà de ces fréquences (Romin et Dalton 1992, Scheifele et al. 2003). Enfin, il pourrait être difficile pour l'animal d'entendre le son de ces appareils à cause du bruit produit par la circulation routière (Romin et Dalton 1992).

Répulsifs sonores stationnaires

Une technique d'effarouchement efficace mais temporaire consiste à employer des systèmes de répulsion sonore stationnaire produisant divers bruits : sirènes, klaxons, voix humaines, enregistrements amplifiés ou pièces pyrotechniques (armes à feu, canons). Plusieurs de ces systèmes sont utilisés pour diminuer l'utilisation que font les animaux d'un secteur précis, comme un champ ou le site d'un aéroport (Bomford et O'Brien 1990, Gilsdorf et al. 2004a, Nelson et al. 2006, Edgar et al. 2007). Ces systèmes de répulsion sonore ont également été mis à l'essai pour réduire les risques de collision routière avec la grande faune (Bushman et al. 2001, Ujvari et al. 2004). Dans plusieurs cas, ces systèmes utilisaient des capteurs de mouvements jumelés à des amplificateurs sonores produisant un son électronique lors de la détection de véhicules sur la chaussée (Bushman et al. 2001). D'autres systèmes utilisaient des matériaux qui sont déposés sur la chaussée et qui

produisent un son lors du passage des véhicules (Ujvaris et al. 2004). Aucun dispositif n'a cependant permis de réduire le risque de collisions à long terme, les animaux s'habituant aux systèmes (Ujvaris et al. 2004). Il a été suggéré que les systèmes de répulsion sonore imitant les sons d'alerte de l'espèce ciblée pourraient avoir un effet plus persistant (Bomfort et O'Brien 1990). Cependant, un dispositif sonore bioacoustique imitant des cris d'alertes de cerfs de Virginie a été utilisé au Nebraska pour diminuer la présence de cette espèce sur des terres agricoles et ne s'est pas avéré efficace (Gilsdorf et al. 2004b). Il n'existe donc aucune évidence solide à l'effet que les systèmes de répulsion sonore influencent le comportement des animaux sur une longue période. Ces systèmes ne peuvent pas être recommandés comme mesure de mitigation des collisions routières impliquant la grande faune.

4.5 Systèmes de détection des véhicules

Ces systèmes utilisent des capteurs microphones pour détecter les véhicules qui s'approchent d'une zone à risque. Les capteurs envoient alors un signal d'avertissement (répulsifs sonores et lumineux) pour éloigner les cervidés (Bushman et al. 2001). Un tel système de détection des véhicules a été mis à l'essai en Saskatchewan en 2000 sur un segment de 5 km d'autoroute (Bushman et al. 2001). Aucun résultat n'a été publié depuis la mise en fonction du système.

4.6 Utilisation de silhouettes de cerf

Les cerfs de Virginie dressent leur queue pour exposer le dessous blanc, ce qui informe les autres cerfs d'un danger potentiel. Une étude a donc tenté d'évaluer si l'utilisation de silhouettes de cerf pouvait constituer une mesure de mitigation efficace à diminuer les collisions routières avec le cerf de Virginie (Graves et Bellis 1978, cité dans Knapp et al. 2004). La silhouette d'un cerf en comportement d'alarme est fabriquée de bois. Graves et Bellis (1978) ont testé cette mesure en disposant plusieurs silhouettes de cerf le long de routes. L'hypothèse voulait que les cerfs sortant des boisés seraient avertis d'un danger par

la présence des silhouettes de cerf et seraient alors moins tentés de traverser la chaussée. Cette mesure aurait donc pour but d'augmenter l'effet de barrière des corridors routiers. Cependant, l'étude n'a pu clairement démontrer que les silhouettes de cerf réduisaient le nombre de collisions routières en raison d'une trop grande variabilité dans les résultats obtenus. Aucune autre étude n'a jusqu'à maintenant utilisé un dispositif plus robuste afin de valider ou réfuter les résultats obtenus par Graves et Bellis (1978).

4.7 Sel de déglacage et méthodes alternatives

Le sel de déglacage est utilisé sur les routes durant l'hiver. À la fonte de la neige, le sel utilisé est lessivé sur le bord des routes et se concentre dans des zones mal drainées. Il a été suggéré que l'accumulation du sodium dans les végétaux près des routes attirerait la grande faune et pourrait donc engendrer un problème de sécurité routière (Miller et Litvaitis 1992, Jolicoeur et Crête 1994, Thompson et Stewart 1998). Il a notamment été démontré que, dans la réserve faunique des Laurentides, les mares salines formées suite à l'épandage du sel de déglacage augmentaient de 80% le risque de collisions avec l'orignal (Grenier 1974). Dans certains cas, la contamination des sols par le sel de déglacage fait en sorte que certains aménagements deviennent nécessaires. Par exemple, l'aménagement des mares saline pallie à un drainage insuffisant en empêchant l'eau de s'accumuler en surface. Cet élément est traité à la section 4.8.

Le sel de déglacage le plus populaire est le chlorure de sodium (NaCl) à cause de son efficacité, du faible coût, de sa facilité d'entreposage et de son mode d'épandage. Ce composé est efficace à des températures variant entre 0° et -15°C. Cependant, plusieurs études ont noté que l'emploi de chlorure de sodium pouvait entraîner des changements dans la composition des sols et causer des dommages aux végétaux (Hartl et Erhart 2002, Akbar et al. 2006, Baltrenas et Kazlauskiene 2009). On estime que 5 millions de tonnes métriques de sel seraient utilisées sur les routes du Canada à chaque année (Environnement Canada 2001). Au Québec, l'épandage de sel dépasse le million de tonnes métriques par année (Environnement Canada 2001).

Chlorure de calcium

Le chlorure de calcium (CaCl_2) est le deuxième sel de voirie le plus utilisé en Amérique du Nord (Environnement Canada 2001). Son utilisation ne semble pas réduire l'utilisation des abords des routes par la grande faune par rapport au chlorure de sodium (Bertwistle 1997 dans Huijser et al. 2007). Ce composé est efficace jusqu'à -23°C et semble être moins dommageable pour la végétation que le chlorure de sodium (Fraser et Thomas 1982). Cependant, le chlorure de calcium est dispendieux, ce qui limite son application sur de grandes superficies. Le chlorure de calcium peut néanmoins être ajouté au chlorure de sodium afin de réduire l'épandage de ce dernier (Environnement Canada 2001).

Carbonate de potassium

Le carbonate de potassium constitue également un agent déglaçant. Le carbonate de potassium affecte peu la végétation adjacente à la route, puisqu'il n'a pas d'effet phytotoxique sur les plantes. Son utilisation a d'ailleurs été conseillée en zone boisée (Hartl et Erhart 2002). Ce composé devient cependant inactif sous des conditions de pluie verglaçante.

Acétate de calcium-magnésium

L'accumulation de l'acétate de calcium-magnésium dans les endroits mal drainés n'attire pas les animaux. Cependant, l'efficacité de l'acétate de calcium-magnésium pour déglacer les routes est réduite à des températures inférieures à -5°C (CCCRSCMAHD 1991). De plus, le moment d'application de ce composé semble plus contraignant que celui du chlorure de sodium. Enfin, l'acétate de calcium-magnésium doit généralement être appliqué en plus grande quantité que le sel pour obtenir le même niveau d'efficacité. Son coût, 15 fois plus élevé que le chlorure de sodium, ne permet pas de considérer son usage à grande échelle (Akbar et al. 2006). Une utilisation limitée dans certaines zones à risque pourrait néanmoins s'avérer acceptable.

Sable

Une dernière alternative au sel de déglçage est l'utilisation d'agents abrasifs. Le sable est souvent utilisé sur les rues asphaltées lorsque les températures sont trop basses pour que le

sel soit efficace. Les taux d'épandage de sable sont généralement plus élevés que ceux prévus pour le sel puisque le sable est un abrasif et non un agent déglaçant. L'épandage de sable a des répercussions néfastes sur la propreté des rues, le curage des égouts et la qualité de l'air (Gertler et al. 2006). De plus, lorsqu'utilisé sur des surfaces sèches, le sable peut nuire à la sécurité routière en augmentant le risque de dérapage.

L'utilisation des sels de déglçage permet d'assurer la sécurité routière durant l'hiver. Si les alternatives de remplacement ne permettent pas de rencontrer cet objectif, le nombre total d'accidents routiers pourrait augmenter même si le nombre de collisions impliquant la grande faune diminue. L'efficacité des composés ainsi que les directives d'utilisation devraient donc être soigneusement étudiées avant leur mise en application. Jusqu'à présent, aucune alternative n'a semblé être aussi efficace et aussi abordable que le chlorure de sodium. Cependant, une utilisation plus judicieuse de cet agent déglçant pourrait diminuer son accumulation aux abords des routes au printemps.

4.8 Aménagement des mares salines

De nombreuses espèces fauniques ont besoin d'accroître leur consommation en sels minéraux durant certaines périodes de l'année. Le sodium est un cation indispensable dont la disponibilité est souvent limitée en milieu naturel. Dès le début du printemps, les cervidés ont besoin de grandes quantités de sodium afin de satisfaire le déficit accumulé durant l'hiver (Fraser et Hristienko 1982). Les individus utiliseraient alors les mares salines en bordures des routes afin de satisfaire leurs besoins en sodium. Ces mares résultent habituellement de l'accumulation des sels de déglçage appliqués sur les routes au cours de l'hiver. L'utilisation de ces mares par les cervidés augmenterait le risque de collisions routières dû à leur emplacement (Fraser et Thomas 1982, Miller et Litvaitis 1992, Dussault et al. 2004). Grenier (1973) a d'ailleurs démontré qu'il y avait deux fois plus de collisions routières avec l'orignal en bordure des routes où se trouvent des mares salines que dans les secteurs où ces mares sont absentes. L'orignal fréquente généralement ces mares au printemps et au début de l'été, ce qui correspond aux pics annuels de collisions routières

avec cette espèce (Fraser et Thomas 1982, Laurian et al. 2005). Une étude réalisée dans la réserve des Laurentides suggère même qu'en absence de mares salées, les orignaux éviteraient les routes (Laurian et al. 2005).

Certains aménagements des mares salines en bordure des routes ont déjà été testés comme mesure de mitigation des accidents routiers. L'amélioration du drainage des sols a été évaluée dans la réserve faunique des Laurentides au début des années 1980 (Jolicoeur et Crête 1994). Cette méthode s'est cependant révélée peu efficace comme solution à long terme pour réduire les collisions routières puisqu'au cours des deux années qui ont suivi les travaux, la plupart des mares salines s'étaient à nouveau remplies d'eau. L'utilisation de substances chimiques (p. ex., matières en putréfaction, créosote, acide isobutyrique) pour repousser les cervidés loin des mares salines a aussi été évaluée. Fraser et Hristienko (1982) ont démontré que ces substances pouvaient être efficaces à court terme mais que les traitements devaient être appliqués fréquemment étant donné la dissipation rapide des odeurs. Certains ont proposé de changer la composition des sels de déglaceage, pour utiliser des sels qui attireraient moins les cervidés (Fraser et Thomas 1982). Toutefois, le coût important de ces sels pourrait éventuellement compromettre leur utilisation, surtout dans des secteurs où les conditions hivernales sont difficiles. Finalement, l'empierrement des mares salines a aussi été utilisé pour réduire la fréquentation des cervidés. Cette mesure a d'ailleurs été testée au Québec dans la réserve faunique des Laurentides (Leblond et al. 2007a). Les résultats indiquent que le drainage des mares salines conjointement à l'empierrement permet de réduire le risque de collisions routières avec l'orignal. Des mares salines de compensation peuvent être aménagées afin de permettre aux orignaux de combler leurs besoins en sodium.

4.9 Changement de la végétation aux abords des routes

La végétation se trouvant aux abords des routes est souvent attrayante pour la grande faune, particulièrement lorsque les habitats adjacents à la route sont boisés (Feldhamer et al. 1986, Child et al. 1991, Waring et al. 1991, Thompson et Stewart 1998). De plus, la fonte de la

neige est accélérée dans ces endroits dégagés et une croissance hâtive des herbacées et des graminées est alors observée sur ces sites. Au cours de l'été et de l'automne, l'entretien des bordures de routes maintient la végétation à de jeunes stades de croissance, ce qui la rend attrayante aux cervidés (Rea 2003). Pour diminuer l'utilisation de l'emprise de la route par les cervidés, certains auteurs recommandent de modifier la qualité de l'habitat aux abords des routes ou dans les zones situées hors des corridors routiers (Bruinderink et Hazebroek 1996, Rea 2003). La modification de la qualité de l'habitat par l'ajout de nourriture hors des corridors routiers est discutée à la section 4.10. Concernant la modification de la végétation près des routes, deux approches ont jusqu'à présent été explorées (Rea 2003). La première implique l'élargissement des abords des routes et est discutée à la section 3.5.2. La seconde nécessite le changement de la végétation aux abords des routes et est décrite ci-dessous.

L'utilisation d'espèces végétales non consommées par les cervidés est une mesure présentement employée par plusieurs agences gouvernementales afin de réduire l'attrait de ces animaux pour l'abord des routes (Thomas 1995, DeNicola et al. 2000, Sielecki 2004). Les plantes privilégiées devraient avoir une croissance rapide pour éviter l'érosion des sols suite à la construction de la route et devraient apporter un aspect esthétique pour le public (Rea 2003). Les espèces indigènes faciles à aménager doivent être privilégiées afin de minimiser les coûts d'entretien et assurer la persistance de l'aménagement.

Le changement de la végétation aux abords des routes peut cependant entrer en conflit avec d'autres objectifs poursuivis par l'aménagement des corridors routiers. Par exemple, d'autres espèces animales non ciblées pourraient réagir face aux changements des communautés végétales et créer un nouveau problème de gestion. De plus, lorsqu'utilisée à grande échelle, cette méthode pourrait devenir dispendieuse (Rea 2003).

En Colombie-Britannique, le ministère des Transports avait l'habitude d'utiliser une variété de semences agricoles afin de réensemencer les bordures des routes suite à leur construction pour empêcher l'érosion des sols (Sielecki 2004). Bien qu'efficaces, les mélanges de graines, notamment ceux contenant des légumineuses telles que le trèfle et la

luzerne, attiraient cependant la grande faune à proximité de la route. Afin d'éviter cette situation, le Ministère a récemment ajusté ses mélanges de semences de façon à éliminer les plantes reconnues pour attirer la grande faune. Le rapport ne rapporte toutefois pas l'effet de ces ajustements.

4.10 Ajout de nourriture

L'abondance de nourriture de qualité pour les cervidés est parfois plus importante à proximité de la route que dans la forêt adjacente, ce qui incite les animaux à utiliser l'emprise de la route comme site d'alimentation. L'ajout de nourriture permet alors d'attirer les animaux à des sites particuliers (Gundersen et al. 2004, Andreassen et al. 2005). En offrant de la nourriture à une distance considérable de la route, il serait possible de diminuer le risque de collisions routières avec les cervidés (Wood et Wolfe 1988).

En Utah, Wood et Wolfe (1988) ont utilisé cette mesure pour diminuer le nombre de collisions routières avec le cerf mulet. Ils ont créé trois zones d'alimentation localisées à une distance de 1 km de la route. La création des trois zones d'alimentation a réduit le nombre de collisions avec le cerf de 0, 39 et 47%. Andreassen et al. (2005) ont également utilisé cette mesure en Norvège pour réduire les accidents ferroviaires impliquant l'orignal. Leurs résultats ont appuyé ceux de Wood et Wolfe (1988) en démontrant une réduction d'environ 40% des accidents avec l'orignal.

Cette mesure comporte cependant certaines limites. Les cervidés peuvent devenir dépendants des sources de nourriture supplémentaires. Le taux de survie des individus peut aussi augmenter, entraînant ultimement une augmentation de la taille de la population (Lewis et Rongstad 1998). Plusieurs populations de cervidés sont déjà nourries par l'humain, particulièrement durant l'hiver, afin de maintenir des densités élevées et diminuer les dommages agricoles (Smith 2001, Putman et Staines 2004). Cependant, l'agrégation d'animaux sur un même site peut endommager les communautés végétales par le piétinement et peut également rendre la population plus à risque aux transmissions de

maladies (Smith 2001). De plus, la méthode peut devenir dispendieuse selon l'envergure de la zone à couvrir.

L'ajout de nourriture semble être une mesure utile à court terme pour contrôler la répartition des cervidés à des endroits où leur présence implique un risque élevé de collisions avec les véhicules. Néanmoins, certains auteurs estiment que cette mesure n'est pas suffisamment efficace pour justifier les coûts nécessaires à sa mise en place et ils ne la recommandent pas comme mesure de mitigation à long terme (Wood et Wolfe 1988, Andreassen et al. 2005).

4.11 Retrait des carcasses aux abords des routes

Le retrait des carcasses aux abords des routes est une mesure utilisée par la plupart des agences gouvernementales (Putman et al. 2004, Huijser et al. 2007). Cette mesure permet d'assurer la sécurité routière en empêchant les automobilistes d'être déconcentrés par la présence d'un obstacle sur la chaussée, en plus d'être plus esthétique au niveau paysager. De plus, les carcasses peuvent servir de source de nourriture pour d'autres espèces sauvages, ce qui augmenterait leur risque de collision avec un véhicule (Knapp 2005). Bien que le retrait des carcasses comporte certains bénéfices pour la sécurité routière, cette mesure ne permettrait pas de diminuer le nombre de collisions avec les cervidés puisqu'ils ne sont pas susceptibles d'être attirés par la présence de carcasses le long des corridors routiers. Néanmoins, les collisions routières impliquant les omnivores et les carnivores pourraient être diminuées suite au retrait des carcasses le long de la route.

CHAPITRE 5

MESURES DE MITIGATION UTILISÉES AFIN DE DIMINUER LES DENSITÉS DE POPULATIONS DE CERVIDÉS AUX ABORDS DES ROUTES

5.1 Prélèvements d'animaux

Le nombre de collisions routières avec la grande faune augmente généralement avec la densité d'animaux (Oosenburg et al. 1991, Finder et al. 1999, Lavsund et Sandegren 1999, Joyce et Mahoney 2001, Seiler 2004, Dussault et al. 2006). Une diminution de la population des cervidés en bordure des routes pourrait donc constituer une mesure efficace pour diminuer le nombre de collisions routières (Allen et McCullough 1976, Putman 1997). Cependant l'utilisation de méthodes biologiques, tel le prélèvement d'individus, demeure une solution souvent coûteuse et controversée selon l'opinion publique (Conover 1997, DeNicola et Swihart 1997, Doerr et al. 2001, Fulton et al. 2004). Les prélèvements d'individus dans une population se font, de façon générale, par la chasse ou l'abattage professionnel. L'introduction de prédateurs ou l'augmentation de leurs populations peut également entraîner une réduction de la densité de cervidés.

5.1.1 Chasse sportive

La chasse sportive est considérée comme un outil de gestion pouvant permettre de contrôler les densités de populations animales (Boer 1991, Brown et al. 2000, Riley et al. 2003). Cette mesure est généralement utilisée pour réduire les populations abondantes se trouvant en périphérie des villes et qui causent des dommages à la végétation (DeNicola et Swihart 1997, Messmer et al. 1997, Storm et al. 2007). Cependant, l'impact de la chasse sportive sur le nombre de collisions routières n'a pas été spécifiquement étudié, mais plusieurs la

recommandent comme mesure de mitigation (Allen et McCullough 1976, Finder et al. 1999, Doerr et al. 2001, Sudharsan et al. 2006, Litvaitis et Tash 2008).

Une étude réalisée au Michigan a évalué la relation entre la chasse sportive à l'automne et le nombre de collisions routières avec le cerf de Virginie (Sudharsan et al. 2006). Les auteurs montrent qu'une réduction de 10 à 15% de la population par la chasse sportive avait contribué à diminuer le nombre de collisions de 25%. La diminution observée dans cette étude pourrait être attribuable à des changements saisonniers dans le comportement des animaux et non pas à la diminution de la densité de la population. Au Tennessee, Jenks et al. (2002) ont observé que les collisions routières avec le cerf de Virginie avaient diminuées de 50%, 10 ans après l'ouverture de la chasse sur un territoire qui était protégé auparavant. La chasse sportive dans l'état de Virginie et du Maryland a entraîné également une diminution de 38 à 73% des accidents avec la faune (MWCG 2006). Il faut toutefois noter que malgré une réduction du tiers de la population de cerfs de Virginie en Illinois, aucun changement du nombre de collisions routières n'a été observé (Waring et al. 1991).

La chasse devrait être utilisée comme mesure de mitigation des collisions routières avec la grande faune dans certains contextes particuliers. Par exemple, cette mesure devrait être appliquée lorsque les cervidés utilisant les abords des routes forment une population fermée. Dans le cas contraire, l'efficacité de cette mesure risque d'être largement diminuée puisque les populations voisines pourraient combler les habitats devenus vacants (Cromwell et al. 1999). Oosenbrug et al. (1991) suggèrent qu'une chasse printanière le long d'un corridor de 5 à 10 km dans les zones problématiques permettrait de réduire les collisions avec l'orignal puisque celle-ci est appliquée suite à l'établissement des domaines vitaux des jeunes. En effectuant une chasse au printemps, on s'assure que les domaines vitaux des individus sont stables et ne risquent pas d'être comblés par des individus en dispersion. Cette mesure devrait être répétée annuellement puisque la densité d'animaux pourrait revenir au même niveau si l'habitat demeure d'aussi bonne qualité.

L'augmentation des quotas de chasse peut ne pas être acceptée par le public. Une campagne de sensibilisation et d'éducation du public devrait donc être considérée afin de bien

informer la population de l'objectif visé par cette mesure (Fulton et al. 2004). Dans les secteurs où la chasse à l'arme à feu compromet la sécurité du public, l'arc pourrait devenir une alternative efficace pour gérer la densité des populations de cervidés (Kilpatrick et al. 2004).

La chasse sportive devrait toutefois avoir un impact ciblé qui ne compromet pas les populations sur de plus grandes superficies. Par exemple, les chasseurs ont tendances à récolter les mâles adultes plutôt que les jeunes (Laurian et al. 2000, Milner et al. 2007). L'augmentation des quotas prévue dans un programme de réduction des populations devrait donc être accompagnée de changements dans la régulation de la chasse, en particulier en favorisant la chasse des cerfs sans bois (Brown et al. 2000, Riley et al. 2003, Kilpatrick et al. 2004, Van Deelen et al. 2006).

5.1.2 Abattage professionnel

On recourt généralement à l'abattage professionnel lorsque la chasse sportive ne peut être utilisée (DeNicola et Swihart 1997, Riley et al. 2003). Aux États-Unis, l'abattage professionnel a servi principalement à contrôler les populations de cerfs près des zones urbaines (DeNicola et Swihart 1997, Doerr et al. 2001). L'abattage professionnel a été expérimenté comme mesure de mitigation des collisions routières impliquant le cerf de Virginie (DeNicola et Williams 2008). Des réductions de 54%, 72% et 78% des densités de populations avoisinantes ont résulté en des diminutions de 49%, 75% et 78% du nombre de collisions. De la même façon, une diminution de 46% de la densité de cerfs dans un secteur du Minnesota a permis de réduire de 30% des accidents routiers (Doerr et al. 2001). Cependant, cette étude utilisait la chasse sportive combinée à l'abattage professionnel.

L'abattage professionnel est une technique parfois controversée (Porter et Underwood 1999, Fulton et al. 2004, Koval et Mertig 2004). Par exemple, l'abattage là où la chasse est permise peut réduire le nombre d'animaux disponibles aux chasseurs, ce qui peut entraîner des pertes économiques aux communautés locales. La redistribution de la viande à la

communauté provenant de l'abattage pourrait permettre de recevoir l'appui de la population (DeNicola et al. 2000). L'utilisation de campagnes d'informations pour renseigner le public sur les objectifs visés doit être considérée avant d'entreprendre l'abattage professionnel (Coffey et Johnston 1997, DeNicola et al. 2000).

Lorsqu'il n'est pas possible de recourir à l'abattage ou à la chasse, l'utilisation de mesures alternatives comme l'euthanasie peut être considérée (Schwartz et al. 1997). Cette méthode peut cependant devenir coûteuse si elle est utilisée pour éliminer un grand nombre d'animaux (DeNicola et Swihart 1997, Pooler et al. 1997), et elle ne permet pas le retrait sélectif d'individus de la population. De plus, la technique d'euthanasie doit minimiser le stress occasionné aux animaux de façon à faciliter son acceptation du public (Schwartz et al. 1997).

5.1.3 Augmentation des populations de prédateurs

La forte abondance des populations de cervidés près des centres urbains a souvent été reliée à la rareté des prédateurs (Coffey et Johnston 1997, Jenks et al. 2002, Kloppers et al. 2005). Dans l'est des États-Unis, le coyote, le lynx et l'ours noir sont des prédateurs potentiels des cervidés. Ces espèces sont généralement opportunistes et utilisent cette source de nourriture seulement lors de la période de vulnérabilité des faons (Harrington et Conover 2006, Garneau et al. 2008). Ces espèces ne réguleraient pas les populations de cervidés (Coffey et Johnston 1997). Au contraire, le loup et le cougar sont deux prédateurs pouvant réguler les populations de cervidés (Barber-Meyer et al. 2008). Cependant, l'introduction ou l'augmentation des populations de ces prédateurs ne peut être réalisée à plusieurs endroits en raison du manque d'habitats propices et de conflits potentiels avec l'homme (Coffey et Johnston 1997). Par exemple, la prédation de ces carnivores sur des espèces non ciblées (p. ex., autres espèces fauniques, animaux domestiques), de même que certaines inquiétudes envers la sécurité du public peuvent engendrer des conflits avec l'homme.

5.2 Relocalisation

La relocalisation des cervidés s'applique généralement à des individus dont les domaines vitaux sont situés près des centres urbains. Cette mesure est utilisée lorsqu'une réduction de la population est nécessaire et que les mesures létales ne peuvent être appliquées (Cromwell et al. 1999). En effet, malgré les inconvénients engendrés par des densités élevées de cervidés près des villes, l'opposition du public face aux mesures létales (chasse, abattage professionnel, euthanasie) et la restriction des armes à feu obligent parfois les autorités administratives à recourir à la relocalisation de cervidés pour diminuer les conflits avec l'homme (Jones et Witham 1990, Stout et al. 1997, Cromwell et al. 1999, Beringer et al. 2002).

Dépendamment de la condition corporelle des individus et de la qualité du milieu dans lequel ils sont relâchés, le taux de mortalité des individus relocalisés peut atteindre 85% (O'Bryan et McCullough 1985). Au Missouri, le taux de mortalité des cerfs de Virginie résidents était de 31%, alors qu'il atteignait 70% pour les individus ayant été relocalisés (Beringer et al. 2002). Les principales causes de mortalité des cerfs relocalisés étaient liées au stress durant la capture (29%) et à la chasse (33%). Au contraire, la principale cause de mortalité de la population résidente était les collisions routières (68%).

5.3 Contrôle de la fertilité

Le contrôle de la fertilité peut être utilisé pour réduire la reproduction des cervidés et ainsi diminuer leur population (Garrott 1995, Rudolph et al. 2000, Rutberg et al. 2004). Cette mesure est généralement considérée lorsque le prélèvement et la relocalisation ne sont pas légaux ou applicables (Nielsen et al. 1997). Le contrôle de la fertilité peut se faire par stérilisation ou à l'aide de vaccins immuno-contraceptifs. Les vaccins peuvent être avantageux car ils n'ont pas de conséquences permanentes et offrent donc la possibilité de rétablir le potentiel de reproduction au sein de la population. La modélisation de la dynamique d'une population de cerfs de Virginie a montré que la contraception de moins de 50% des femelles ralentit la croissance de la population sans toutefois en réduire la taille

éventuelle (Seagle et Close 1996). La contraception de plus de 50% serait nécessaire pour réduire la taille de la population. Seagle et Close (1996) ont d'ailleurs observé qu'une contraception de 50% des individus permettrait de réduire de moitié la taille de la population 30 ans après le début de l'intervention.

Afin d'être efficace, le contrôle de la fertilité devrait se faire sur des populations locales pour lesquelles le nombre de femelles à traiter est inférieur à 200 individus (Rudolph et al. 2000). Cependant, le contrôle de la fertilité est encore au stade expérimental et n'est disponible que pour la recherche (Coffey et Johnston 1997, Curtis et al. 2008).

5.4 Aménagement des habitats à proximité des routes

La disponibilité d'un couvert protecteur, une faible population de prédateur et une nourriture abondante favorisent la croissance des populations de cervidés (Roseberry et Woolf 1998, Porter et Underwood 1999, Brown et al. 2000). Lorsque la densité de cervidés devient problématique, le prélèvement ainsi que la relocalisation d'individus sont des mesures pouvant résoudre le problème d'abondance des populations. Cependant, comme la capacité de support du milieu reste la même, ces mesures demeurent temporaires si elles ne sont pas appliquées de façon périodique. Une mesure de mitigation plus permanente pourrait être l'aménagement des habitats aux abords des routes (Forman et al. 2003).

Étant donné que la densité de la population est liée à la qualité de l'habitat, une diminution de la qualité de certaines zones à risque devrait réduire la densité locale de cervidés. Cette mesure diminuerait alors le nombre de collisions routières. L'aménagement des habitats aux abords des routes pourrait donc avoir un impact semblable au prélèvement sur la densité des populations. L'aménagement peut se faire en modifiant la végétation disponible (section 4.9) ou en élargissant les corridors routiers (section 3.5.2).

CHAPITRE 6

MESURES DE MITIGATION UTILISÉES AFIN D'EMPÊCHER LA GRANDE FAUNE D'ACCÉDER AUX ABORDS DES ROUTES

6.1 Clôtures d'exclusion

Les clôtures d'exclusion ont pour objectif de créer une barrière physique ou psychologique (par le conditionnement de l'animal) qui empêche les cervidés de pénétrer à l'intérieur des corridors routiers. L'expérience acquise au cours des 20 dernières années a démontré que l'efficacité des clôtures dans la diminution du risque de collisions routières est étroitement liée à leur conception et leur entretien (Bruinderink et Hazebroek 1996, Putman 1997, Danielson et Hubbard 1998). Les clôtures d'exclusion peuvent prendre la forme de clôtures traditionnelles, électriques ou mixtes.

Indépendamment du modèle utilisé, certaines règles générales de construction s'appliquent. Lors de l'installation, la clôture doit tenir compte de la topographie de façon à limiter les ouvertures au niveau du sol. Elle doit aussi être inspectée fréquemment afin de colmater les ouvertures. En effet, les animaux exploitent très rapidement ces ouvertures (Feldhamer et al. 1986, Clevenger et al. 2001). Les cerfs sont particulièrement enclins à ramper sous les clôtures plutôt qu'à sauter par dessus. Il ne faut que 23 cm d'ouverture dans le bas d'une clôture pour permettre à un cerf de s'y faufiler (Falk et al. 1978). Ce comportement semble moins fréquent chez l'orignal. Par exemple, McDonald (1991) n'a observé aucun orignal tentant de passer sous une clôture installée à 25 cm du sol.

La longueur de la clôture et la localisation de ses extrémités sont d'autres facteurs à considérer lors de son installation (Puglisi et al. 1974). Elle doit s'étendre sur une longueur suffisante de la route afin de décourager les animaux à la contourner ou à entrer dans

l'emprise (Foster et Humphrey 1995, Clevenger et al. 2001). Les connaissances portant sur les capacités de déplacements de l'espèce ciblée et l'emplacement des domaines vitaux peuvent aider à bien prévoir l'emplacement des extrémités de la clôture (Leblond et al. 2005). Reed et Ward (1985) ont suggéré que les clôtures devraient s'étendre à 0,8 km au-delà des aires de concentration des populations de cerfs pour maximiser l'efficacité de la clôture. Pour l'orignal, Leblond et al. (2005) ont observé des pistes d'orignaux qui longeaient la clôture sur plus de 1 km. La localisation des extrémités des clôtures devraient donc se faire dans des milieux non propices à la grande faune et au-delà de l'aire utilisée par les individus établis à proximité de la route (Leblond et al. 2007b).

Dans les zones tempérées caractérisées par une forte abondance de neige en hiver, la hauteur de la clôture devrait permettre l'exclusion de la grande faune aussi bien en été qu'en hiver (Lavsund et Sandegren 1991, Putman et al. 2004). De plus, l'ajout d'une extension à angle pour dissuader la grande faune de sauter est déconseillé puisque cette mesure accroît le risque que l'animal reste pris durant l'hiver (Putman 1997).

L'inefficacité de la clôture à diminuer les collisions routières semble largement associée à une mauvaise conception ou installation (Clevenger et al. 2001). Par exemple, une clôture trop courte ou croisant plusieurs routes secondaires ne permettrait pas d'exclure les cervidés de l'emprise (McDonald 1991). Dans de telles situations, le risque d'accidents peut même s'accroître puisque les animaux peuvent se retrouver enfermés entre la route et la clôture (Feldhamer et al. 1986). La clôture devrait donc intégrer certaines structures offrant l'opportunité aux animaux de sortir de l'emprise de la route, s'ils ont réussi à s'y aventurer malgré la clôture. Ces structures sont décrites dans la section 6.2, et elles incluent des barrières à sens unique (Reed et al. 1975, Lehnert et Bissonette 1997), des rampes d'échappement (Bissonette et Hammer 2000) et des passages fauniques (Dodd et al. 2007a, Gagnon et al. 2007, Leblond et al. 2007b).

6.1.1 Clôtures traditionnelles

La clôture traditionnelle consiste généralement en un treillis métallique fixé à des poteaux. Les poteaux soutenant la clôture peuvent être en bois ou en métal, selon le substrat. Par exemple, le métal s'avère particulièrement utile lorsque le sol est rocheux. La hauteur et la taille du maillage dépendent de l'espèce ciblée. Dans le cas du cerf et de l'orignal, la hauteur recommandée varie entre 2,2 et 2,8 m (Feldhamer et al. 1986, McDonald 1991, Clevenger et al. 2001). Cependant, lorsque la nourriture est abondante en bordure de la route, les cerfs peuvent sauter une clôture de 2,2 m (Bellis et Graves 1971). En Amérique du Nord, la clôture en treillis métallique de 2,4 m de hauteur est la plus couramment utilisée (Romin et Bissonette 1996, Sielecki 2004). La taille du maillage varie alors entre 15 et 20 cm. Certains auteurs suggèrent d'utiliser un maillage plus fin près du sol de façon à empêcher l'incursion des petits mammifères dans l'emprise de la route (Putman et al. 2004). Un maillage de 5 à 15 cm dans le premier tiers inférieur, suivi d'un maillage de 15 à 20 cm dans les deux tiers supérieurs serait conseillé (Putman et al. 2004).

L'efficacité de la clôture traditionnelle à réduire le nombre de collisions avec la grande faune a été largement démontrée (Clevenger et al. 2001, Sielecki 2004, Seiler 2005, Dodd et al. 2007a). Cette mesure peut réduire de plus de 90% les collisions routières avec le cerf de Virginie (Ward 1982, cité dans Putman 1997), et de plus de 60% celles avec l'orignal (Lavsund et Sandegren 1991, McDonald 1991, Olsson et Widén 2008a).

6.1.2 Clôtures électriques

La clôture électrique ne correspond pas à une barrière physique aussi difficile à franchir que la clôture traditionnelle. Elle repose plutôt sur le conditionnement de l'animal à éviter un choc électrique (McKillop et Sibly 1988, Curtis et al. 1994). La clôture électrique n'est pas un objet familier dans l'environnement et les animaux qui s'en approchent pour la première fois seront tentés de la toucher. Depuis les années 1970, elle est utilisée afin d'exclure les cerfs des terres agricoles (Porter 1983, Palmer et al. 1985, Curtis et al. 1994, Goddard et al. 2001, Karhu et Anderson 2006, Seamans et VerCauteren 2006), des aéroports (Transports

Canada 2002) et, plus récemment, des abords des routes (Redmond 2005, Leblond et al. 2007b).

La clôture électrique est faite de fils de cuivre entrelacés dans des câbles de polyester. Lorsqu'elle est utilisée pour restreindre les déplacements des cervidés, le nombre de câbles varie entre cinq et six. La popularité de cette mesure est principalement due à son faible coût d'installation (Palmer et al. 1985, McKillop et Sibly 1988, Seamans et VerCauteren 2006, Leblond et al. 2007b). Cependant, la clôture électrique nécessite une alimentation en électricité continue et un entretien régulier. Un système de surveillance avertissant des chutes de tension en cas de bris ou de vol peut être installé sur la clôture afin de permettre une détection rapide des bris et donc une réparation rapide. L'entretien de la clôture est essentiel au maintien de son efficacité, puisque l'interruption du courant peut donner le temps aux cerfs d'apprendre à la traverser (Seamans et VerCauteren 2006).

L'évaluation de l'efficacité de la clôture électrique a démontré qu'elle pouvait réduire le nombre de collisions avec l'orignal par plus de 80% (Leblond et al. 2007b). La clôture électrique permet également de restreindre l'utilisation de champs agricoles par le cerf de Virginie (Palmer et al. 1985, Curtis et al. 1994, Seamans et VerCauteren 2006). Aucune étude n'a encore porté sur l'efficacité de la clôture électrique à réduire le nombre de collisions routières avec le cerf de Virginie.

Les travaux réalisés au Québec sont d'avant-garde dans ce domaine d'étude. Le projet réalisé dans la réserve faunique des Laurentides a permis de diminuer de façon significative le nombre de collisions impliquant l'orignal et a également permis de mieux comprendre le comportement de cette espèce en bordures des clôtures (Leblond et al. 2005). D'autres projets sont présentement proposés afin d'évaluer l'efficacité de la clôture électrique sous diverses conditions. Son efficacité à réduire les collisions routières avec le cerf de Virginie, notamment dans les paysages fragmentés reste à déterminer.

6.1.3 Clôtures mixtes

La clôture mixte combine des éléments de la clôture traditionnelle et de la clôture électrique. La partie inférieure est constituée d'une clôture traditionnelle ou d'un filet en polyéthylène de 1 m de hauteur qui empêche les animaux de la franchir. Sa partie supérieure est, quant à elle, constituée de câbles électriques qui vise à garder les cervidés à distance. Cette clôture agit donc comme barrière physique et psychologique. Elle offre la possibilité de transformer les clôtures métalliques déjà installées le long des routes en clôtures d'exclusion pour la grande faune en ajoutant des câbles électriques. En utilisant seulement deux câbles électrifiés, la clôture peut fonctionner deux fois plus longtemps lorsqu'elle est alimentée par une batterie. La partie électrifiée peut être munie d'un système de surveillance avertissant des chutes de tension en cas de bris ou de vol. Étant donné que la partie inférieure n'est pas électrifiée, les chutes de courants occasionnées par la végétation et par la neige devraient être beaucoup moins fréquentes.

L'efficacité de ce type de clôture à diminuer les collisions routières avec la grande faune n'a pas encore été vérifiée. Toutefois, Howard (1991) a utilisé un système similaire pour comparer l'influence relative de la clôture électrique et de la clôture mixte sur les déplacements du cerf mulet. La clôture mixte était composée d'une clôture métallique de 0,9 m de hauteur par-dessus laquelle un câble électrifié et deux fils barbelés étaient superposés à respectivement 7, 15 et 30 cm de la clôture métallique. De plus, un câble électrifié était placé à 25 cm de la clôture, à une hauteur approximative de 20 cm du sol. La clôture électrique utilisait sept câbles et atteignait 1,5 m de haut. La clôture électrique permettait de réduire par plus de 80% l'entrée des cerfs dans les champs comparativement à 60% avec la clôture mixte. DeNicola et al. (2000) a également relaté qu'un pomiculteur avait utilisé une clôture métallique de 1,2 m de hauteur à laquelle il avait ajouté des câbles électriques espacés de 30 cm jusqu'à une hauteur totale de 2,4 m. Cette clôture mixte fournissait une meilleure protection des vergers, particulièrement durant l'hiver, et à plus faible coût qu'une clôture métallique de 2,4 m de hauteur (DeNicola et al. 2000).

La clôture mixte est présentement en utilisation dans les secteurs de Drummondville sur l'autoroute 20 et de St-Wenceslas sur l'autoroute 55 (Menard et Bédard 2008). L'évaluation de son efficacité à exclure les cervidés de l'emprise de la route n'a pas encore été faite. Ces deux clôtures ont été construites en ajoutant deux câbles électriques à des clôtures métalliques. Compte tenu du design actuel, l'utilisation d'une membrane en polypropylène pourrait s'avérer être une solution à des chutes de tension trop fréquentes.

6.2 Ajouts de structures aux clôtures

Les mesures de mitigation utilisées afin de séparer physiquement la grande faune des corridors routiers peuvent mener à la fragmentation des populations et à la réduction de la diversité génétique puisque les clôtures restreignent les déplacements des animaux (Forman et Alexander 1998, Putman et al. 2004). L'ajout de structures permettant aux animaux de franchir la route à certains endroits peut donc s'avérer essentiel au maintien de la connectivité entre les habitats et de l'unité de la population. De plus, étant donné que les animaux peuvent pénétrer les corridors routiers, notamment par les extrémités de la clôture, l'ajout de structures permettant à ces individus de s'échapper de l'emprise sont nécessaires pour réduire le risque de collisions (Reed et al. 1974, Lehnert et Bissonette 1997, Clevenger et Waltho 2000, Bissonette et Adair 2008).

6.2.1 Aménagements additionnels permettant d'améliorer la performance des clôtures

Passages routiers anti-cervidés

Une route ne peut généralement pas être clôturée sur toute sa longueur. Certains endroits tels que les intersections de routes et les extrémités de la clôture permettent souvent aux cervidés d'accéder à l'emprise de la route (Lavsund et Sandegren 1991, Clevenger et al. 2001). Des barrières d'accès peuvent être installées aux intersections lorsque les routes sont peu fréquentées par les automobilistes. Cette mesure s'avère toutefois peu souhaitable sur les routes plus achalandées. Dans ce cas, il est plutôt suggéré d'utiliser des passages

routiers anti-cervidés (communément appelées en anglais «cattle gate» ou « Texas gate », Figure 6). Ces structures consistent en une grille déposée au sol recouvrant un trou de 1 m de profondeur et installée à l'entrée de la zone où l'on souhaite restreindre l'accès aux ongulés. L'efficacité de ce type de grille a été évaluée en Floride sur le cerf des Keys (*Odocoileus virginianus clavium*). La grille n'avait pas été franchie par 75 à 99% des individus, dépendamment du modèle utilisé (Peterson et al. 2003). Les passages routiers anti-cervidés ont également été évalués en Ohio pour restreindre l'utilisation d'un espace aéroportuaire par les cerfs de Virginie (Belant et al. 1998). Une réduction de plus de 95% des passages journaliers a été observée suite à l'installation des structures.



Figure 6 – Passage routier anti-cervidés utilisé à l'entrée des routes secondaires pour réduire le risque qu'un cervidé accède à la route (Photographie : Marius Poulin).

Aménagement des extrémités

Afin de diminuer la probabilité que les cervidés entrent à l'intérieur de l'emprise de la route à partir des extrémités des clôtures, le début et la fin de la clôture devraient être orientés de façon à éloigner l'animal de la route (Huijser et Paul 2008). Un autre aménagement possible est l'empierrement des extrémités de la clôture en utilisant de grosses pierres concassées. Ces pierres rendraient les déplacements des cervidés difficiles et les décourageraient d'utiliser le site. Cette mesure a été utilisée au parc National de Kootenay afin de décourager les animaux à pénétrer dans l'emprise de la route (Huijser et Paul 2008).

Elle a également été utilisée en Arizona pour réduire l'utilisation d'une ouverture laissée dans la clôture dû à la complexité du terrain (Dodd et al. 2007a). L'utilisation de cette ouverture a été réduite de moitié comparativement aux sites sans aménagement de pierres concassées.

6.2.2 Traverses à faune

L'utilisation de traverses à faune permet de maintenir la connectivité entre les habitats localisés de part et d'autre de la chaussée. Les traverses consistent en des ouvertures dans la clôture des deux côtés de la route et localisées à des endroits stratégiques. On installe généralement des panneaux de signalisation surdimensionnés à proximité de ces ouvertures pour indiquer la présence de la faune. On peut également installer un système de détection animale informant les automobilistes de la présence de la traverse.

Une clôture traditionnelle de 2,3 m avec traverses a été installée dans le nord-est de l'Utah afin de réduire les collisions avec des cerfs muets le long d'une route à deux et quatre voies (Lehnert et Bissonette 1997). À certains endroits, la clôture était abaissée à 1 m du sol de chaque côté de la route de façon à créer les ouvertures qui constituaient la traverse. Un panneau surdimensionné était installé à chacune des traverses et avertissait les automobilistes de la présence de celles-ci. Des galets ont également été utilisés pour décourager les cerfs qui auraient voulu quitter la traverse. Cet aménagement a permis de diminuer le nombre de collisions routières de 36% pour les sections à deux voies et de 42% pour celles à quatre voies. Un des problèmes rencontrés durant l'étude est que certains cerfs utilisaient les ouvertures afin d'accéder à l'emprise pour s'alimenter plutôt que simplement pour traverser (Lehnert et Bissonette 1997). Lorsque les traverses sont utilisées en combinaison avec des systèmes de détection d'animaux, cela permettrait de réduire de 82% le risque de collisions (Huijser et al. 2006).

Au Québec, une traverse a été utilisée sur la route 169, 1 km avant l'extrémité d'une clôture électrique (Leblond et al. 2005). Des panneaux de signalisation dynamique déclenchés par un système de détection au laser permettaient d'avertir les automobilistes lorsqu'un orignal

s'engageait dans la traverse. L'utilisation de la traverse par l'orignal a été évaluée par des relevés de traces réalisés à l'été 2005. Des pistes d'originaux ont été observées lors de 64% des visites, confirmant que la traverse était utilisée par l'espèce. L'efficacité n'a cependant pas été évaluée.

6.2.3 Passages fauniques

Les passages fauniques sont généralement construits afin d'augmenter la connectivité entre les habitats localisés de part et d'autre de la route. Des passages inférieurs et supérieurs à la route peuvent être utilisés par la grande faune (Feldhamer et al. 1986, Foster et Humphrey 1995, Bruinderink et Hazebroek 1996, Romin et Bissonette 1996, Clevenger et al. 2001, Dodd et al. 2007b, Gagnon et al. 2007). Pour optimiser l'utilisation des passages, une clôture doit également être installée afin d'orienter les déplacements des animaux vers ces passages (Clevenger et al. 2001, Dodd et al. 2007b). L'aménagement conjoint de passages fauniques et d'une clôture permettrait de réduire le nombre de collisions de 80% (Clevenger et al. 2001), alors qu'aucune diminution du nombre d'accidents ne serait observée en absence de clôtures (Foster et Humphrey 1995). Même une clôture relativement courte (3 km) peut permettre de diriger les animaux vers les points de passage (Dodd et al. 2004).

L'emplacement, le type et les dimensions des passages fauniques doivent être soigneusement planifiés pour s'assurer que les espèces ciblées les utilisent (Bruinderink et Hazebroek 1996, Clevenger et Waltho 2000, Gagnon et al. 2007, Mata et al. 2008). Étant donné la variabilité des besoins des différentes espèces et des contraintes physiques liées à l'emplacement potentiel du passage, plusieurs designs de conception peuvent s'avérer nécessaires. La composition et la structure du paysage, de même que l'importance des activités humaines sont d'autres facteurs pouvant influencer l'utilisation des passages par les cervidés (Clevenger et Waltho 2000). Par exemple, la proximité d'un développement urbain et l'utilisation des passages fauniques par l'homme peuvent réduire l'efficacité de ces structures à maintenir l'unité de populations animales (Clevenger et Waltho 2000).

Pour accroître leur utilisation, les passages fauniques doivent être localisés aux endroits où les animaux traversaient déjà la route avant l'installation de la clôture, comme par exemple le long de rivières ou dans les vallées (Bruinderink et Hazebroek 1996, Dussault et al. 2004). L'aménagement de l'habitat aux deux entrées d'un passage devrait également être fait de façon à favoriser la présence de couvert (Putman 1997, Clevenger et Waltho 2000, 2005). Avant de conclure sur l'efficacité d'un passage pour maintenir la connectivité, il faut laisser les animaux s'habituer à la structure (Reed et al. 1975, Putman et al. 2004, Braden et al. 2008).

Passages fauniques supérieur à la route

L'utilisation des passages fauniques supérieurs à la route est très répandue en Europe (Mata et al. 2005). Les passages supérieurs offrant une bonne visibilité et dont le sol est couvert de végétation sont les plus efficaces. Leur utilisation dépendrait également de la perception qu'ont les animaux vis-à-vis cette structure. La perception des cervidés peut être caractérisée par l'indice « d'effet pont » (Reed et Ward 1985) qui se calcule par $((\text{largeur} \times \text{hauteur}^{1/2}) / \text{longueur})$.

En Suède, les collisions avec l'orignal ont diminué de 70% suite à la construction d'un passage faunique au-dessus de la route et à l'installation d'une clôture d'exclusion (Olsson et Widén 2008b). Cependant, seulement 5-7 individus (c-à-d environ 20% de la population locale) ont utilisé le passage supérieur. Bien que l'étude n'ait évalué que l'influence d'un seul passage supérieur, les auteurs concluent que l'ajout de ces passages devrait permettre d'augmenter la connectivité des habitats fauniques.

L'utilisation des passages fauniques est étudiée depuis plusieurs années dans le parc national de Banff (Clevenger et al. 2001). Ce parc compte 22 passages inférieurs et 2 passages supérieurs. De façon générale, les cerfs de Virginie utilisent plus fréquemment les passages supérieurs qu'inférieurs (Clevenger et al. 2001, Clevenger et Waltho 2005).

Passages fauniques inférieurs à la route

Les passages fauniques inférieurs à la route peuvent être conçus de différentes façons. Un tunnel peut servir de passage inférieur (Foster et Humphrey 1995, Dodd et al. 2007b, Kleist et al. 2007). Ces passages peuvent également être combinés à la construction d'un pont, ce qui permet de sauver d'importants coûts de construction. Cette possibilité expliquerait d'ailleurs leur popularité comme mesure permettant de maintenir la connectivité entre les habitats (Putman 1997).

Les dimensions et la structure maximisant l'efficacité des passages inférieurs n'ont toujours pas été clairement établies. Néanmoins, les connaissances actuelles permettent déjà d'orienter leur conception. Par exemple, les cervidés semblent préférer les passages inférieurs larges et ouverts (Clevenger et Waltho 2005, Mata et al. 2005). Reed et al. (1979, cité dans Foster et Humphrey 1995) ont développé un ratio d'ouverture adéquat (largeur × hauteur / profondeur) à partir d'études réalisées sur le cerf mulot. Cet indice limiterait l'effet « tunnel » et favoriserait l'utilisation des passages fauniques inférieurs. L'indice a été repris par plusieurs études (Olbrich 1984, cité dans Putman et al. 2004, Clevenger et Waltho 2000, Dodd et al. 2007b, Donaldson 2007). Un seuil de 0,6 a été établi pour le cerf de Virginie (Reed et al. 1979, cité dans Foster et Humphrey 1995).

Les passages inférieurs sont utilisés à la fois par le cerf de Virginie et l'orignal (McDonald 1991, Donaldson 2007, Kleist et al. 2007, Leblond et al. 2007b). Selon les travaux de Donaldson (2007), une hauteur de 3,7 m permettrait d'optimiser l'utilisation des passages inférieurs par les cervidés. Cependant, l'indice d'ouverture semble le paramètre ayant le plus d'influence sur l'utilisation des passages inférieurs. En effet, bien qu'un des passages de l'étude était placé dans un site largement occupé par les cerfs, son faible indice d'ouverture (0,19) expliquerait que 33% des individus hésitaient et que 16% refusaient de le traverser. Au contraire, un autre passage ayant un indice d'ouverture plus élevé (0,64) a obtenu seulement 16% d'hésitation et 3% de refus à traverser (Donaldson 2007). Les passages inférieurs ouverts sous un pont sont généralement plus utilisés par le cerf que les tunnels (Donaldson 2007).

6.2.4 Barrières à sens unique

Les cervidés profitent des ouvertures pour traverser les routes. Ces ouvertures sont généralement formées suite à la chute d'un poteau ou sont localisées aux endroits où la clôture n'est pas en contact avec le sol. Un animal accédant à l'emprise de la route par une ouverture peut s'y retrouver prisonnier s'il ne peut pas s'échapper par la suite. De façon à pouvoir quitter l'emprise de la route, plusieurs auteurs suggèrent d'ajouter à la clôture des barrières à sens unique (Reed et al. 1974, Bruinderink et Hazebroek 1996, Putman 1997). Ces barrières sont constituées de barreaux courbés en métal qui pointent vers l'extérieur et forment ainsi des ouvertures dans la clôture (Figure 7). Leur design ne permet pas aux cervidés d'accéder à la chaussée mais seulement de sortir de l'emprise clôturée de la route (Reed et al. 1974). Il a été observé que les clôtures munies de barrières à sens unique causent une réduction de 79% à 87% des accidents avec les cervidés (*Odocoileus* spp., donc excluant les orignaux), tandis que les clôtures n'en possédant pas permettent une réduction de 70% à 82% (Reed et al. 1982). Les orignaux utilisent également les barrières à sens unique pour faciliter leur retour en forêt (McDonald 1991). L'efficacité n'a toutefois pas été évaluée pour cette espèce.



Figure 7 – Barrière à sens unique intégrée à une clôture d'exclusion pour permettre aux cervidés de réintégrer l'habitat adjacent à la route (Photographie : Marius Poulin).

6.2.5 Rampe d'échappement

Les rampes d'échappement constituent une autre mesure permettant aux cervidés de sortir de l'emprise de la route. Ces rampes consistent en une montée en terre recouverte de végétation, construite le long de la clôture du côté de la route (Figure 8) (Bissonette et Hammer 2000). La clôture est généralement abaissée à ces endroits pour permettre l'évacuation rapide des animaux. La rampe ne peut pas être utilisée pour accéder à la route.

Une étude réalisée en Utah a comparé l'utilisation des barrières à sens unique à celles des rampes d'échappement par le cerf de Virginie (Bissonette et Hammer 2000). Les rampes d'échappement étaient utilisées de 8 à 11 fois plus que les barrières à sens unique. De plus, l'installation des 16 rampes a permis de réduire le nombre de collision de 28%. Finalement, une analyse des coûts-bénéfices liés à l'utilisation des rampes d'échappement a établi qu'une diminution de 2% des accidents était suffisante pour assurer la rentabilité de cette mesure (Bissonette et Hammer 2000).



Figure 8 – Rampe d'échappement utilisée pour permettre aux cervidés de réintégrer l'habitat adjacent à la route (source : Huijser et Paul 2008).

CHAPITRE 7

MESURES DE MITIGATION PROPOSÉES AU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

La revue de littérature nous a permis d'identifier 37 mesures de mitigation visant à réduire le nombre d'accidents impliquant la grande faune. Ces 37 mesures ont, pour la plupart, été précédemment évaluées pour différentes espèces de cervidés, incluant le cerf de Virginie et l'orignal (Tableau 2). De ce nombre, 21 ont été proposées au ministère des Transports du Québec via la soumission d'une liste et ont été retenues comme mesures étant applicables pour le Québec. Il est à noter que certaines mesures qui se sont avérées efficaces à réduire la problématique des collisions et sont applicables au Québec ne sont pas traitées dans ce chapitre puisqu'elles relèvent du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (p. ex., prélèvement d'animaux).

Ce chapitre vise donc à décrire les conditions de mise en place pour chacune des mesures retenues afin d'optimiser leur efficacité à réduire le nombre de collisions routières impliquant la grande faune. Certaines informations présentées dans les chapitres antérieurs sont réitérées dans ce chapitre de façon à réunir tous les renseignements nécessaires à la mise en œuvre de la mesure. Un tableau synthèse des avantages, des désavantages, des conditions d'application ainsi que de l'efficacité est présenté à la fin du chapitre pour chacune des mesures proposées.

Tableau 2 - Espèces de cervidés pour lesquels les mesures de mitigation destinées à réduire les collisions routières ont été présentées dans la littérature.

Mesures de mitigation	Espèces		
	Original	Cerf de Virginie	Autres cervidés
3.1 Sensibilisation et éducation du public	X	X	X
3.2.1 Panneaux standards de présence de faune	X	X	X
3.2.2 Panneaux surdimensionnés de présence de faune	X	X	X
3.2.3 Panneaux saisonniers de présence de faune	X	X	X
3.3 Systèmes de détection d'animaux	X	X	X
3.4 Systèmes de détection intégrés aux véhicules	X	X	X
3.5.1 Éclairage des routes	X	X	X
3.5.2 Élargissement des abords des routes	X		
3.6 Réduction de la vitesse des véhicules		X	X
3.7 Caractéristiques de la route	X	X	X
3.8 Coloration de la chaussée			X
3.9 Utilisation de bandes rugueuses			X
4.1 Techniques d'effarouchement		X	X
4.2 Répulsifs lumineux		X	X
4.3 Répulsifs chimiques	X	X	
4.4 Répulsifs sonores		X	X
4.5 Systèmes de détection des véhicules		X	X
4.6 Utilisation de silhouettes de cerf		X	
4.7 Alternatives au sel de déglacage			
4.8 Aménagement des mares salines	X		
4.9 Changement de la végétation aux abords des routes	X	X	X
4.10 Ajout de nourriture	X		X

Mesures de mitigation	Espèces		
	Original	Cerf de Virginie	Autres cervidés
4.11 Retrait des carcasses aux abords des routes		X	X
5.1.1 Chasse sportive	X	X	
5.1.2 Abattage professionnel		X	
5.1.3 Augmentation des populations de prédateurs			
5.2 Relocalisation		X	X
5.3 Contrôle de la fertilité			
5.4 Aménagement des habitats à proximité des routes	X	X	X
6.1.1 Clôtures traditionnelles	X	X	X
6.1.2 Clôtures électriques	X		
6.1.3 Clôtures mixtes			
6.2.1 Aménagements additionnels afin d'améliorer la performance des clôtures		X	X
6.2.2 Traverses à faune	X		X
6.2.3 Passages fauniques	X	X	X
6.2.4 Barrières à sens unique	X	X	X
6.2.5 Rampes d'échappement		X	

7.1 Programme de sensibilisation et d'éducation du public

La prévention constitue la première étape pour augmenter la sécurité routière sur les routes. Une personne avisée de l'existence du danger dans un secteur sera plus vigilante. Ces programmes devraient s'assurer que le message véhiculé cible la problématique locale. Les informations incluses dans les programmes de sensibilisation et d'éducation du public peuvent se présenter sous la forme de :

- graphiques informant sur le nombre annuel de collisions routières avec la grande faune pour la province ou pour le territoire d'intérêt;
- cartes montrant l'emplacement des zones à risque d'accidents routiers avec la grande faune;
- graphiques informant sur le risque d'accidents routiers avec la grande faune au courant de la journée et de l'année;
- l'estimation des pertes monétaires associées aux dommages matériels et corporels engendrés par les accidents routiers avec la grande faune.

Les cartes montrant l'emplacement des zones à risque semblent être particulièrement importantes pour sensibiliser les usagers de la route. Ces cartes peuvent utiliser différents symboles de couleur pour indiquer le niveau de risque de chacun des tronçons de route.

Les programmes permettent également de suggérer aux conducteurs le comportement à adopter lors de l'apparition d'un animal sur le bord de la chaussée. Le ministère des Transports du Québec profite d'ailleurs de son site internet pour donner divers conseils de sécurité en lien avec les collisions impliquant la grande faune (Ministère des Transports 2007). De façon à bonifier cette mesure, l'information concernant la problématique locale devrait être publiée par les différentes directions territoriales aux périodes critiques de l'année (p. ex., au printemps et à l'automne).

7.2 Panneaux standards de présence de la faune

Les panneaux standards de présence de la faune sont à la base d'un plan de prévention des accidents routiers (Putman 1997). Comme pour les programmes de sensibilisation et d'éducation du public, des panneaux indiquant l'espèce en cause et les zones à risque permettent aux automobilistes d'ajuster leur conduite et d'augmenter leur vigilance. Comparativement aux autres mesures, celle-ci est peu dispendieuse et devrait être considérée lorsqu'une route traverse des milieux fortement utilisés par la grande faune (Knapp 2005).

Le choix de l'emplacement de ces panneaux devrait tenir compte des points de passage de la grande faune. Ces panneaux risquent d'être plus efficaces à augmenter la vigilance des conducteurs sur les routes secondaires que sur les autoroutes (Putman 1997). L'installation de panneaux à l'approche des zones à risque (p. ex., zones boisées) rappelle également la présence de la grande faune aux automobilistes. Le niveau de risque (p. ex., risque très élevé; Figure 9) ainsi que la longueur de la zone à risque peuvent être spécifiés sur les panneaux. Ces informations renforcent le message de prudence auprès des automobilistes. Puisque la plupart des accidents impliquant la grande faune ont lieu la nuit, des matériaux réfléchissant la lumière peuvent être utilisés pour mettre en évidence les panneaux (Hardy et al. 2006). Hammond et Wade (2004) ont même suggéré un design qui inclut des lumières de type diode électroluminescente (DEL) sur les bordures du panneau (Figure 10).



Figure 9 - Panneau indiquant un secteur largement fréquenté par l'orignal en plus de spécifier le niveau de risque et la longueur de la zone impliquée (source : deBellefeuille et Poulin 2003).



Figure 10 - Panneau indiquant un secteur largement fréquenté par le cerf de Virginie sur lequel a été ajouté des lumières de type DEL (source: Hammond et Wade 2004).

7.3 Panneaux surdimensionnés de présence de la faune

Ce type de panneaux peut prendre plusieurs formes. L'utilisation de panneaux rectangulaires est très commune puisque ceux-ci permettent l'affichage d'un message de prudence appuyé par un dessin graphique (Figure 3). L'utilisation d'images percutantes, telles qu'un orignal fonçant sur un véhicule, peut augmenter la vigilance des automobilistes.

Ces panneaux devraient être disposés seulement dans les zones comportant un haut risque de collisions avec la faune (Al-Ghambi et AlGadhi 2004). Une étude antérieure a évalué la portée des panneaux non standards de présence de la faune sur la diminution de la vitesse des automobilistes (Al-Ghambi et AlGadhi 2004). L'étude a démontré qu'une diminution de la vitesse des automobilistes était observée à proximité de ces panneaux. Les auteurs soulignent l'importance d'installer ces panneaux à 0,5 et 1,0 km des zones accidentogènes de façon à ce que les automobilistes aient une vitesse plus faible à leur arrivée dans la zone à risque. De plus, les panneaux comportant un message identifiant une zone spécifique et restreinte (p. ex., un panneau « prochains 2 km » supporté par une illustration) permettent aux conducteurs de demeurer plus attentifs pendant qu'ils traversent la zone à risque,

comparativement à lorsque le message identifie une zone étendue (p. ex., panneau « prochains 20 km ») (Hardy et al. 2006).

7.4 Panneaux saisonniers de présence de la faune

Ce type de panneau est utilisé seulement durant les périodes de l'année où le risque de collision est élevé. Ces panneaux doivent donc être facilement manipulables de façon à les installer selon le niveau de risque (Sullivan et al. 2004). Le message de prudence devrait aussi être renforcé tous les deux kilomètres par des panneaux standards de présence de la faune.

Pour augmenter leur efficacité à long terme et accroître le degré de vigilance des automobilistes, ces panneaux devraient informer les automobilistes du lieu des apparitions récentes de la grande faune aux abords de la route. L'utilisation de statistiques récentes (p. ex., nombre d'accidents impliquant l'espèce-cible dans le secteur depuis le début de la saison) est une autre façon de préciser l'importance du risque aux automobilistes. Il est également possible d'utiliser un message dynamique (p. ex., panneau soutenu par un système électronique qui modifie le message) dont l'information transmise est actualisée fréquemment (p. ex., numéro du kilomètre où le dernier animal a été vu) ou de munir le panneau d'un système de détection d'animaux afin qu'il soit activé seulement lorsque des animaux se présentent dans l'emprise de la route.

7.5 Systèmes de détection d'animaux

L'utilisation de systèmes de détection des animaux permet d'alerter les automobilistes de la présence de la faune en bordure des routes en activant des feux d'avertissement ou des messages dynamiques. Les systèmes sont activés de différentes façons, incluant le rayonnement infrarouge et la rupture d'un faisceau micro-ondes, laser ou infrarouge lorsqu'un animal passe dans l'emprise. Les études portant sur l'efficacité de ces systèmes à réduire le nombre de collisions avec la grande faune sont rares (Huijser et al. 2006).

Toutefois, il est évident que le conducteur ralentit et augmente sa vigilance suite à l'activation de ces systèmes (Gordon et al. 2004, Hammond et Wade 2004, Huijser et al. 2006). Dans la seule étude publiée visant à évaluer l'efficacité d'un système de détection, Mosler-Berger et Romer (2003, cité dans Huijser et al. 2006) ont indiqué qu'une série de systèmes de détection infrarouge a permis de réduire le nombre de collisions d'environ 80%.

Ces systèmes présentent de nombreux avantages par rapport aux mesures traditionnelles, car ils permettent aux animaux de pouvoir continuer de franchir la route. L'impact sur les populations animales s'en voit donc réduit. De plus, lorsque le système est bien conçu, les automobilistes ne risquent pas de s'habituer aux signaux d'avertissement, parce que leur activation est irrégulière et peu fréquente et est souvent soutenue par la présence d'un animal dans l'emprise. Cependant, l'absence de détection des animaux par le système ou l'activation de celui-ci en absence d'animaux peut diminuer la confiance des automobilistes vis-à-vis du système.

Ces systèmes peuvent être utilisés seuls ou en combinaison avec d'autres mesures (Leblond et al. 2005). La plupart des systèmes, présentement en expérimentation, ne précisent pas le mode de conception permettant de maximiser leur efficacité. De plus, plusieurs problèmes techniques (p. ex., activation par la pluie ou par la végétation) sont encore à résoudre avant pouvoir utiliser cette mesure pour réduire le nombre de collisions avec les cervidés (Huijser et al. 2006). De plus, ces systèmes peuvent devenir coûteux à installer sur de grandes superficies puisque l'on doit alors utiliser un grand nombre d'unités.

7.6 Éclairage des routes

La plupart des accidents se produisent entre le coucher et le lever du soleil, lorsque la visibilité est réduite (Haikonen et Summala 2001, Rogers 2004). La coloration terne des espèces sauvages rend plus difficile leur détection par les automobilistes dans l'obscurité. Garrett et Conway (1999) ont démontré que 61% des collisions se produisant la nuit ont eu

lieu sur des routes non éclairées. L'installation d'éclairage permettrait d'augmenter la distance à laquelle un obstacle est détecté sur la chaussée, diminuant ainsi le risque de collisions (Rea 2004). De plus, l'éclairage pourrait former un écran lumineux sur la route qui découragerait certains cervidés de la traverser (McDonald 1991).

7.7 Élargissement des abords des routes

L'élargissement des abords des routes permet d'améliorer la visibilité tant pour les automobilistes que pour les animaux. Les cervidés ont tendance à utiliser la végétation comme écran visuel pour approcher la chaussée sans se faire remarquer. Plus la végétation masque la présence de l'animal et plus celui-ci se sent en sécurité lorsqu'il approche la route. Les automobilistes auraient alors moins de temps pour éviter une collision si l'animal décide de se rendre sur la chaussée.

Le nombre d'accidents avec la grande faune tend à diminuer avec l'augmentation de la distance au couvert forestier (Puglisi et al. 1974, Finder et al. 1999). L'élargissement des abords des routes pourrait donc permettre de réduire le nombre d'accidents. Cet élargissement nécessite généralement de dégager la végétation du bord de la route. Pour assurer l'efficacité de la mesure, il est important de cibler certaines périodes de l'année. Par exemple, en dégagant la végétation au printemps, les plantes qui repousseront contiendront moins d'éléments nutritifs pour les cervidés (Rea 2003). De plus, la sénescence des plantes varie en fonction du temps de l'année où elles sont coupées (Rea 2003). Les plantes coupées au printemps sont également moins susceptibles de retarder la sénescence de leurs feuilles à l'automne. Dans les endroits où le risque de collision avec les cervidés est élevé, l'utilisation du contrôle de la végétation ne devrait pas se faire après le mois de juin (Rea 2003). Lors du débroussaillage, la végétation coupée devrait être récupérée pour ne pas attirer les cervidés. De plus, le contrôle ne devrait pas être uniquement appliqué aux arbres et arbustes puisque cette pratique favorise la croissance de la végétation au sol.

Au Québec, la hauteur maximale de la végétation aux abords des autoroutes a été évaluée à 52 cm lorsque la problématique impliquait le cerf de Virginie et à 101 cm lorsque celle-ci impliquait l'orignal (Sansregret et Auger 2002). Un contrôle de la végétation a été fait en Suède en maintenant les plantes à une hauteur maximale de 30 cm. Cette approche avait permis de réduire de moitié le nombre de collisions avec l'orignal (Andreassen et al. 2005).

7.8 Réduction de la limite de vitesse

La réduction de la limite de vitesse permet aux automobilistes d'augmenter leur temps de réaction dans les zones à risque. Certains auteurs suggèrent l'application temporaire de cette mesure sur les routes à grande vitesse (>70 km/h), seulement lorsque le risque est élevé (Oosenbrug et al. 1991, Waring et al. 1991, Rea 2004). Étant donné que le risque de collision est plus élevé durant la période de pénombre, un changement de la limite de vitesse la nuit pourrait être souhaitable dans ces secteurs. Joyce et Mahoney (2001) estiment qu'il faudrait que la limite de vitesse soit diminuée à moins de 60 km/h pour augmenter la distance de freinage de façon suffisante dans les zones à risque n'ayant pas d'éclairage. Cependant, l'application de cette mesure peut s'avérer difficile et demande l'aide des forces de l'ordre.

Pour optimiser l'efficacité de cette mesure, la réduction de la limite de vitesse devrait se faire sur de courts segments de route où les risques de collision sont accrus. Cette réduction devrait également être accompagnée d'un programme de sensibilisation et d'éducation du public, en plus d'être soutenue par des panneaux de signalisation surdimensionnés qui informeraient les automobilistes du danger et faciliteraient l'acceptation de la mesure (Hedlund et al. 2003).

La diminution de la limite de vitesse est présentement utilisée à travers le monde pour diminuer les accidents routiers impliquant la faune (Huijser et al. 2007). Lorsque cette mesure est appliquée de façon locale (p. ex., sur une portion de route ayant un risque élevé

de collision), il est alors plus facile de conscientiser les automobilistes à la problématique, et la mesure est plus efficace.

7.9 Caractéristiques de conception de la route

L'emplacement et le trajet de la route peuvent influencer le risque de collisions avec la grande faune (Gunther et al. 1998). Lors de la conception initiale de la route ou de sa réfection, certaines mesures pourraient être mises en place pour réduire le risque éventuel de collisions. Ces caractéristiques sont souvent reliées à l'augmentation de la visibilité du conducteur.

La visibilité est optimale lorsque la route est droite et le talus bien dégagé. Les drainages abrupts peuvent permettre aux animaux de s'approcher de la route sans que les conducteurs ne les voient. De façon à assurer une bonne visibilité, il est recommandé de creuser un fossé de 35 cm de profondeur et 120 cm de largeur dans les endroits bien drainés (Huijser et al. 2007) et d'aménager une pente de transition légèrement arrondie jusqu'aux abords de la route. Cette pente doit être clairement visible par le conducteur. S'il n'est pas possible d'avoir un drainage de cette profondeur ou de faire une pente arrondie, il est recommandé d'aménager un talus plus large. Ce talus permet d'augmenter la distance entre le fossé et la route, afin que les animaux qui sortent du fossé aient une certaine distance à franchir avant de se retrouver sur la route. Une glissière de sécurité peut également être installée à ces endroits de façon à augmenter le temps requis pour que l'animal atteigne la route.

La conception de la route serait parfois responsable de l'augmentation de la vitesse des conducteurs (Bashore et al. 1985, Gunther et al. 1998). Dans les zones accidentogènes, la conception d'une route sinueuse permettrait de faire respecter les limites de vitesse et ainsi de diminuer le nombre de collisions routières avec la grande faune (Bashore et al. 1985, Gunther et al. 1998). Cependant, cette mesure ne peut être appliquée sur les routes à grande vitesse puisqu'elle aurait comme effet global de réduire la sécurité routière. Il serait donc préférable à ces endroits d'augmenter la visibilité des conducteurs par l'élargissement des abords des routes.

Aux endroits où la route passe dans une vallée ou un drainage reconnu comme corridor de déplacement de la grande faune, les courbes ainsi que les pentes abruptes devraient être évitées lors de la conception de la route. Ces endroits étant à haut risque de collisions, l'installation de clôtures et de passages fauniques devraient être envisagée. Certains habitats sont également plus propices aux collisions (Finder et al. 1999, Malo et al. 2004, Dussault et al. 2007, Farrell et Tappe 2007). En construisant la route dans un secteur qui est rarement utilisé par la grande faune, le risque de collisions routières devient évidemment très faible. Cependant, certains éléments dont la topographie, la composition des sols et de l'habitat, de même que la présence de terrains privés ne permettent pas toujours de choisir l'emplacement optimal pour atténuer le risque de collisions.

7.10 Utilisation de bandes rugueuses

L'utilisation des bandes rugueuses sur la chaussée est destinée à attirer l'attention des automobilistes sur le message de danger. Dans un contexte de diminution du risque de collisions avec la grande faune, les bandes rugueuses devraient être installées en combinaison avec d'autres mesures, tels les panneaux surdimensionnés. Quatre facteurs concernant les caractéristiques de conception des bandes rugueuses peuvent avoir une incidence sur le son généré lors du passage des véhicules: la largeur, la longueur, la profondeur et la distance entre les stries. Aucune évaluation n'a encore été faite quant à l'efficacité des différentes conceptions des bandes rugueuses pour réduire les collisions avec la grande faune. Cependant, Miles et Finley (2007) suggèrent que les stries devraient être espacées de plus de 20 cm et avoir une longueur minimale de 17 cm pour que le son produit alerte le conducteur. Étant donné qu'il s'agit d'une mesure généralement permanente, son utilisation devrait se faire à des endroits où il y a un risque de collision avec la faune durant toute l'année et non seulement durant une saison particulière.

Des bandes rugueuses temporaires peuvent également être utilisées (Morgan 2003). Ces bandes consistent à utiliser des couches superposées de pavé amovible formant une élévation d'environ 6 mm à la route. Cette mesure est présentement utilisée à l'entrée des

sites en construction afin de réduire la vitesse des automobilistes (Morgan 2003). Selon Morgan (2003), les stries devraient être espacées de 1,8 à 2,4 m lorsque la vitesse est ≤ 80 km/h et de 2,1 à 2,7 m lorsque la limite est supérieure.

En raison du bruit occasionné lors du passage des véhicules sur les bandes rugueuses, cette mesure ne devrait pas être utilisée à proximité de résidences. Pour que cette mesure demeure efficace, il faut éviter de trop l'utiliser, car elle pourrait alors perdre sa capacité à attirer l'attention des conducteurs sur le message de vigilance associé (Morgan 2003).

7.11 Répulsifs chimiques

Les répulsifs chimiques permettent de diminuer l'utilisation des abords des routes par la grande faune (Andreassen et al. 2005). Cependant, certains répulsifs sont à proscrire lorsqu'on vise à diminuer des collisions routières. Par exemple, les répulsifs chimiques qui laissent un goût amer à la végétation ont pour effet d'augmenter le temps que les cervidés passent à s'alimenter (Brown et al. 2000). L'augmentation du temps passé dans l'emprise augmenterait alors le risque de collision. De plus, si ces répulsifs ne sont pas appliqués sur de grandes superficies, les animaux pourraient simplement aller s'alimenter sur une autre section de la route, ce qui aurait comme effet de déplacer la zone à fort risque de collisions (Knapp et al. 2004). Il a également été montré que lorsque la nourriture se fait plus rare, les animaux s'alimentent des plantes traitées (Brown et al. 2000). Dans ce contexte, les répulsifs odorants seraient plus efficaces que les répulsifs chimiques pour réduire les collisions routières.

Plusieurs répulsifs odorants ont fait l'objet d'étude visant à déterminer leur efficacité à décourager les cervidés. Parmi ces répulsifs, on compte les capsaïcinoïdes, les produits d'origine animale (p. ex., poils), le thirame, les odeurs fécales des prédateurs et les œufs putrescents (Sullivan et al. 1985, Andelt et al. 1991, Andelt et al. 1994, Hani et Conover 1995, Castiov 1999, Seamans et al. 2002, Andreassen et al. 2005). Les répulsifs associés aux odeurs fécales des prédateurs et aux œufs putrescents sont ceux ayant obtenu le plus de

succès à décourager les cervidés (Andelt et al. 1991, Andelt et al. 1994, Hani et Conover 1995, Andreassen et al. 2005).

Les répulsifs odorants visent principalement à diminuer l'utilisation de l'emprise comme site d'alimentation des cervidés. Elle ne peut donc pas être envisagée à long terme et sur de grandes superficies puisque cette mesure pourrait agir comme une barrière aux déplacements entre des habitats situés de part et d'autre de la route (Castiov 1999). Elle devrait plutôt être utilisée dans des secteurs bien ciblés pour régler un problème qui n'apparaît que durant de courtes périodes. La durée moyenne des répulsifs odorants est généralement de 2 à 3 mois, mais de fortes pluies peuvent réduire cette période de façon considérable (Transports Canada 2002). Les répulsifs chimiques peuvent permettre d'augmenter l'efficacité des clôtures d'exclusion et de l'aménagement de mares salines (Fraser et Hristienko 1982, Jordan et Richmond 1992).

7.12 Aménagement des mares salines

Les mares salines en bordures des routes résultent habituellement d'un sol mal drainé où les sels de déglçage s'accumulent avec le temps (Laurian et al. 2008). Lorsque la problématique d'accidents routiers est liée aux déplacements des cervidés vers ces mares, leur salinité devrait être vérifiée afin d'identifier les plus problématiques. Une mare saline est considérée comme attrayante pour les cervidés lorsque sa salinité dépasse 180 ppm (Grenier 1980). Ces mares devraient alors être aménagées dès que leur utilisation par les cervidés engendre des collisions sur les routes. Les déplacements des cervidés qui ne sont pas associés directement à la présence des mares salines vont perdurer malgré l'aménagement des mares. D'autres mesures doivent alors être utilisées.

Amélioration du drainage

L'amélioration du drainage en bordure de la chaussée devrait réduire le nombre de mares salines. Une réduction du nombre de mares devrait diminuer la fréquentation des bordures de routes par les cervidés et donc réduire le risque de collisions. Jolicoeur et Crête (1994)

ont évalué l'amélioration du drainage de 35 des 76 mares salines se trouvant en bordure de la route 175. L'utilisation d'une rétrocaveuse avait été nécessaire pour accroître la pente des fossés et relier les mares salines au cours d'eau le plus proche. La salinité des mares avait alors diminué de 50%. Malgré cette diminution, la salinité de plusieurs mares demeurait toujours deux fois plus élevée que la concentration minimale considérée comme étant attrayante pour l'orignal (Jolicoeur et Crête 1994). Cette méthode a été peu efficace puisqu'au cours des deux années qui ont suivi les travaux, la plupart des mares salines s'étaient remplies d'eau salée. De plus, 39 mares salines non aménagées demeuraient disponibles pour l'orignal. Il se peut donc que les orignaux aient simplement utilisé celles-ci de façon plus intensive. L'amélioration du drainage de toutes les mares salines aurait peut-être été nécessaire pour que la mesure soit plus efficace. En Ontario, l'élimination complète de toutes les mares salines aurait permis de réduire les collisions avec l'orignal de 80% sur un tronçon de 10 km (Jolicoeur et Crête 1994).

Utilisation de répulsifs chimiques

Fraser et Hristienko (1982) ont démontré que l'utilisation de répulsifs chimiques pouvait être efficace à court terme pour éloigner les orignaux des mares salines. Le traitement devait toutefois être appliqué fréquemment en raison de la dissipation rapide des odeurs répulsives. Cette méthode pourrait être considérée comme une mesure temporaire pour réduire l'utilisation de mares salines particulièrement problématiques. Elle ne peut cependant pas être appliquée sur de grandes étendues.

Empierrement

Depuis 1997, plusieurs mares salines retrouvées le long des routes principales de la réserve faunique des Laurentides ont été drainées et empierrées afin d'empêcher les orignaux de s'y abreuver (Leblond et al. 2007a). L'empierrement consiste à ensevelir les mares salines de pierres rondes d'environ 10 à 30 cm de diamètre. L'empierrement devrait être entretenu afin d'assurer l'efficacité de cet aménagement à moyen et long terme. L'empierrement s'est avéré efficace à éloigner les orignaux des abords des routes de la réserve faunique des Laurentides (Leblond et al. 2007a). Dans cette étude, sept mares salines ont été aménagées en favorisant leur drainage par des canaux d'irrigation creusés à l'aide d'une pelle

mécanique, et en rendant l'eau salée inaccessible par l'amoncellement de pierres de 10 à 30 cm de diamètre. L'étude montre que les orignaux ont réduit leur fréquentation des mares salines empierrées comparativement aux deux années précédant l'aménagement. La fréquentation des mares aménagées était aussi plus faible que celle de cinq autres mares salines non empierrées et servant de témoins.

Mares de compensation

Les mares salines de compensation devraient être aménagées en combinaison avec l'empierrement afin de servir de sites alternatifs pour l'acquisition de sels minéraux par la grande faune (Fraser et Thomas 1982, Leblond et al. 2005). Cette nouvelle source de sodium permettrait d'éloigner les orignaux de la route, sans toutefois nuire à leur consommation de sodium (Feldhamer et al. 1986). Les mares salines de compensation devraient être conçues en forêt à plus de 200 m de la route dans des mares d'eau déjà existantes. Pour maintenir une forte salinité, une quantité importante de sel de déglacage devrait être ajoutée à l'eau, à raison de deux fois par année, soit à la fin mai et au début de juillet (Leblond et al. 2006).

Entre 1997 et 2002, le ministère des Transports du Québec a aménagé des mares de compensation dans la réserve faunique des Laurentides (Leblond et al. 2006). Le suivi de six mares a été fait conjointement au projet d'empierrement des mares salines en bordure des routes à l'été 2003, 2004 et 2005. Les résultats obtenus démontrent l'efficacité de ces mares à attirer les orignaux. De plus, ces mares de compensation ont été utilisées durant les mêmes périodes (mi-juin à la mi-juillet) que les mares salines se trouvant à proximité des routes. La valeur de ce type de mare comme mesure de mitigation des collisions routières n'a cependant pas été vérifiée au cours de l'étude.

Aménagement des abords des routes

Lorsque l'empierrement est difficile à réaliser, le retrait de la végétation entre les mares salines et la route pourrait permettre de diminuer la fréquentation des mares par les cervidés (Leblond et al. 2007a). Une diminution de l'obstruction visuelle latérale augmenterait le

dérangement causé par les voitures et les camions lourds et permettrait aux automobilistes de mieux voir les cervidés dans les mares salines.

7.13 Changement de la végétation aux abords des routes

Le changement de la végétation aux abords des routes est suggéré particulièrement lorsque le risque de collisions routières avec la grande faune est lié au comportement d’approvisionnement des cervidés (Bashore et al. 1985, Lavsund et Sandegren 1991). Bien que plusieurs agences utilisent cette mesure (Thomas 1995, Sielecki 2004), aucune étude n’a quantifié l’effet du changement de la végétation en bordure des routes sur le nombre d’accidents routiers impliquant la grande faune.

Plusieurs études ont démontré que des changements dans la végétation disponible aux cerfs permettaient de réduire les dommages qu’ils occasionnent dans les parcs et les jardins (Heinrich et Predl 1995, Cumming et Yarrow 1996). Dans un contexte de réduction des accidents routiers, il faut s’assurer qu’une réduction de l’utilisation de l’emprise de la route dans un secteur particulier ne résulte pas par une augmentation dans un autre secteur. De plus, l’utilisation d’espèces végétales de faible intérêt pour les cerfs pourrait produire une réduction à court terme de l’utilisation de l’emprise de la route. Cependant, si l’aménagement n’est pas entretenu, l’emprise pourrait redevenir un site d’alimentation intéressant pour les cervidés, une fois que la végétation aura repris sa croissance.

L’aménagement de la végétation aux abords des routes ne vise pas à décourager les animaux de traverser la route, mais plutôt de diminuer le temps passé à proximité en offrant une nourriture de faible qualité aux cervidés, tel le chiendent nordique (*Elymus lanceolatus*) (MIWGWMVC 2001). Les espèces végétales peu appétissantes peuvent tout de même être consommées par les cervidés si les végétaux habituellement recherchés sont rares (Knapp et al. 2004). Cette possibilité pourrait expliquer le fait que l’aménagement de l’emprise de la route avec une végétation de faible qualité pour les cervidés n’a toujours pas eu beaucoup de succès.

7.14 Retrait des carcasses aux abords des routes

Le retrait des carcasses aux abords des routes permet de réduire le risque de collision routière. Cette mesure assure de ne pas distraire le conducteur par la présence d'un objet près de la route. La présence d'une carcasse entraîne généralement une diminution de la vitesse des automobilistes. De telles variations dans la vitesse des véhicules augmentent le risque d'accident, et cela même si la vitesse moyenne diminue (Kloeden et al. 2001). Le retrait des carcasses permet également de réduire le risque de collision avec les charognards (Knapp 2005).

Au Québec, les directions territoriales sont responsables de la gestion des carcasses aux abords des routes. Cette mesure est assurée soit par les centres de services ou est donnée en sous-traitance à une entreprise privée. La disposition des carcasses se fait majoritairement dans les lieux d'enfouissement sanitaire, mais elle peut également se faire dans des sites de dépôt de carcasses situés en forêt. Le coût lié à la gestion d'une carcasse est très variable (Ménard et Bédard 2008).

7.15 Clôtures traditionnelles

Les clôtures d'exclusion doivent être utilisées lorsque les collisions routières sont davantage associées aux déplacements des animaux. La clôture doit être suffisamment haute pour décourager les espèces-cibles de la sauter. Une hauteur de 2,4 m semble suffisante pour empêcher le passage des cerfs de Virginie et de l'orignal (McDonald 1991, Clevenger et al. 2001). La clôture doit également s'étendre sur une longueur suffisante pour décourager les cervidés à la contourner. La localisation des extrémités de la clôture devrait donc tenir compte de la capacité de déplacement des espèces-cibles. Reed et Ward (1985, cité dans Knapp et al. 2004) ont suggéré que les clôtures devraient s'étendre sur 0,8 km au-delà des aires de concentration des populations des cervidés afin d'éviter qu'elles ne soient contournées. Dans le cas de l'orignal, aucune distance minimale n'a encore été proposée. Cependant, Leblond et al. (2005) ont observé des pistes d'orignaux qui longeaient la clôture

sur plus de 1 km. La localisation des extrémités des clôtures devrait également se faire dans des milieux non propices aux espèces ciblées.

La clôture devrait être composée d'un treillis métallique dont la taille du maillage est de 15 à 20 cm de hauteur par 15 cm de largeur pour empêcher le passage de la grande faune (Putman et al. 2004). Un treillis ayant un maillage d'une hauteur de 5 à 15 cm peut être utilisé pour prévenir l'intrusion des petits mammifères dans l'emprise de la route. Le treillis métallique devrait toucher le sol de façon à ce que les cerfs de Virginie ne passent pas sous la clôture et devrait utiliser un fil ayant un diamètre minimal de 2,5 mm. Étant donné les chutes de neige importantes au Québec, il est recommandé que le fil supérieur soit un câble capable de supporter le poids de la neige, évitant ainsi la création d'ouvertures dans la clôture (Putman et al. 2004). Le treillis métallique devrait également être fixé sur les poteaux du côté extérieur de la route, de façon à éviter que le grillage tombe sur la route lorsque la clôture est forcée par un animal ou à empêcher qu'un animal ne décroche le grillage des poteaux en y exerçant une pression (Luell et al. 2003). L'érosion du sol, les animaux, les arbres tombés et le vandalisme peuvent créer des ouvertures dans les clôtures. Un entretien régulier est donc nécessaire pour assurer son efficacité à long terme.

Les clôtures devraient être installées seulement dans les endroits où le risque de collision avec la faune est élevé ou lorsque le niveau de tolérance concernant la présence des cervidés dans l'emprise est faible (Putman et al. 2004). Sur les routes moins achalandées et dont la vitesse est moins élevée, les clôtures devraient être érigées seulement sur les segments comportant un haut risque de collision. Étant donné que la clôture restreint les déplacements des cervidés, des structures additionnelles (p. ex., rampe d'échappement, barrière à sens unique, traverse à faune et passage faunique,) devraient être employées pour faciliter la sortie des animaux de l'emprise advenant une incursion, ou afin de garder la connectivité entre les habitats situés de part et d'autre de la route. Les structures permettant de maintenir la connectivité, telles que les traverses et les passages fauniques, devraient être disposées dans les corridors de déplacements naturels et être distancées d'environ 1,6 km (Bissonette et Adair 2008).

Dans une étude théorique évaluant l'influence des clôtures traditionnelles sur la viabilité des populations animales, Jaeger et Fahrig (2004) ont démontré que la clôture peut améliorer la viabilité des populations lorsque la mortalité associée aux collisions est importante. Lorsque le taux de mortalité associé aux collisions est faible, les clôtures engendreraient l'effet contraire et réduiraient la viabilité des populations.

La clôture traditionnelle a une durée de vie d'environ 20 ans. Elle permet en général de réduire le nombre de collisions d'environ 90% (McDonald 1991, Dodd et al. 2007a). La clôture traditionnelle est utilisée sur le réseau routier du Québec, principalement sur les autoroutes (Ménard et Bédard 2008). Étant donné son coût élevé, cette mesure est recommandée seulement sur les routes ayant un très haut risque de collision avec la faune. De plus, son installation devrait se faire sur une route ayant peu d'intersections de façon à minimiser les ouvertures.

7.16 Clôtures électriques

Leblond et al. (2005) et Redmond (2005) ont démontré que les clôtures électriques pouvaient constituer une mesure de mitigation efficace pour réduire des collisions routières. Notons que ces deux études ont évaluées l'efficacité des clôtures électriques seulement pour l'original. Néanmoins, les résultats positifs obtenus pour le cerf de Virginie autour des champs et des aéroports nous permettent de croire que cette mesure pourrait permettre de réduire les collisions routières avec l'ensemble des cervidés du Québec.

La hauteur de la clôture devrait être de 1,3 m à 1,5 m pour constituer un obstacle suffisant pour modifier les patrons de déplacements des cervidés (Leblond et al. 2005, Seamans et VerCauteren 2006). Les animaux qui se retrouveraient tout de même pris à l'intérieur du corridor routier seraient en mesure de sauter par-dessus la clôture pour quitter l'emprise de la route puisque ce type de clôture se veut davantage dissuasif que totalement imperméable. Il n'est donc pas nécessaire d'ajouter des rampes d'échappement ou d'autres structures pour permettre à la grande faune de sortir des corridors routiers. Les câbles devraient être espacés de 25 à 30 cm et le câble inférieur devrait se situer à un maximum de 25 cm du sol

de façon à empêcher les cervidés de passer dessous. Les câbles devraient être soutenus par des poteaux de fibre de verre espacés de 10 m. Le courant électrique provient d'une batterie ou d'une ligne électrique traditionnelle. L'utilisation d'une ligne électrique traditionnelle nécessite cependant un transformateur afin de produire un courant de 3000 à 5000 volts. Il est recommandé d'utiliser un courant pulsé de 5000 volts pour le cerf de Virginie et l'orignal (Leblond et al. 2005, Seamans et VerCauteren 2006). Ces impulsions régulières de courte durée découragent les cervidés de franchir la clôture, tout en accordant à l'animal la possibilité de se libérer s'il s'y prend. Ce système est donc moins susceptible de causer la mort de l'animal par un choc électrique prolongé (Curtis et al. 1994).

Deux systèmes peuvent être utilisés pour charger la clôture électrique : un système positif ou un système positif/négatif. Le système positif consiste en une charge positive passant à travers tous les câbles. Avec ce système, le sol agit pour la mise à la terre. L'avantage de ce système est que l'animal n'a qu'à toucher un fil pour recevoir un choc. Les inconvénients incluent une augmentation de la probabilité de chute de tension occasionnée par la végétation ou la neige. On recommande donc l'utilisation d'un système positif/négatif. Ce système alterne les câbles ayant une charge positive et négative. Les câbles négatifs servent de mise à la terre. L'animal doit donc être en contact avec les deux types de fil en même temps pour recevoir un choc, ou être en contact avec le sol et un fil positif. Ce système permet de diminuer les risques de chutes de tension, de demeurer efficace même si le sol a une mauvaise conductivité ou si l'animal ne touche pas directement au sol (p. ex., en raison de la neige en hiver). De plus, les animaux sautant la clôture peuvent être électrisés si ceux-ci entre en contact avec un câble positif et un câble négatif. Il est possible de munir la clôture d'un système de surveillance permettant d'informer les opérateurs des chutes de tension. Une toile géotextile devrait également être posée sous la clôture lors de l'installation de façon à ralentir la croissance de la végétation.

Même lorsqu'elle est munie d'un système de surveillance, la clôture électrique demande un entretien régulier afin d'optimiser son efficacité. Si un animal prend l'habitude de traverser la clôture électrique alors qu'elle n'est pas opérationnelle, l'individu risque de poursuivre ses traversées une fois le courant rétabli (Poole et al. 2004). De plus, des panneaux

surdimensionnés devraient être placés à chacune des extrémités de la clôture électrique pour informer les automobilistes de l'utilité du dispositif.

La clôture électrique a comme avantage de s'adapter facilement aux particularités du terrain (plan d'eau, massif rocheux). Elle est également plus esthétique que la clôture traditionnelle, notamment en raison de l'utilisation de câbles plutôt que d'un grillage et de sa hauteur plus faible. Comparativement à la clôture traditionnelle, son fonctionnement nécessite d'être régulièrement vérifié. Selon, VerCautern et al. (2006), la clôture électrique devrait être utilisée lorsque l'exclusion totale n'est pas nécessaire. De plus, Putman et al. (2004) ne recommande pas son utilisation sur les longues sections de route en raison l'entretien régulier que ce type de clôture nécessite. La combinaison de répulsifs et d'attractifs le long de la clôture a permis, par le passé, d'accélérer le conditionnement des animaux à la clôture électrique (Jordan et Richmond 1992, Curtis et al. 1994). L'efficacité de la clôture électrique comme mesure de mitigation des collisions routières a seulement été évaluée sur l'orignal dans un paysage forestier (Redmond 2005, Leblond et al. 2007b).

La « durée de vie » est la même pour la clôture électrique que la clôture traditionnelle, soit environ 20 ans. Les coûts d'installation en bordure des routes sont très variables puisqu'ils dépendent des conditions locales. De façon générale, on estime que les coûts (incluant l'achat des matériaux, la préparation du terrain, l'installation et l'entretien) sont moins élevés pour la clôture électrique que la clôture traditionnelle. Plusieurs projets ont été réalisés au Québec au cours des dernières années (Ménard et Bédard 2008), notamment à Drummondville sur l'autoroute 20, à Ste-Eulalie sur l'autoroute 55 et à Rimouski sur l'autoroute 20.

7.17 Aménagements additionnels permettant d'améliorer la performance des clôtures

Passages routiers anti-cervidés

Certains endroits tels que les intersections entre les routes intermédiaires et la route principale ainsi que les extrémités des clôtures offrent l'opportunité aux cervidés d'accéder à l'emprise (Lavsund et Sandegren 1991, Clevenger et al. 2001). L'utilisation de passages routiers anti-cervidés est recommandée à l'entrée des routes secondaires ne pouvant être munies d'une barrière d'accès. Le grillage doit avoir la même dimension que la route et être accompagné d'un prolongement de la clôture de chaque côtés afin d'empêcher l'animal d'accéder à l'emprise de la route. Un trou de 0,5 à 1 m de profondeur doit être aménagé sous le grillage. Peterson et al. (2003) ont comparé l'influence de trois types de passages routiers anti-cervidés sur le cerf des Keys. La structure la plus efficace était un grillage métallique de 6,1 m de longueur par 6,1 m de largeur, formé d'une multitude de rectangles d'une dimension de 10,1 cm de longueur par 12,7cm de largeur. Chacun des rectangles était traversé par une diagonale de façon à ce que les cervidés ne se prennent pas les pattes dans le grillage.

Aménagement des extrémités

Si les clôtures ne peuvent pas se terminer dans des endroits peu fréquentés par la faune, un aménagement, tel que l'empierrement, peut être utilisé pour réduire le risque que les animaux accèdent à l'emprise de la route. L'empierrement consiste à disposer des pierres concassées sur une toile géotextile placée dans un fossé de 40 à 50 cm de profondeur (Huijser et Paul 2008). Cet aménagement rend les déplacements des cervidés difficiles aux extrémités de la clôture. La taille des pierres utilisées varie de 20 à 60 cm de diamètre et 75% d'entre elles devraient avoir un diamètre supérieur à 30 cm. L'empierrement évalué par Huijser et Paul (2008) avait été fait sur une largeur de 8 à 20 m de la route et sur une longueur de 20 à 25 m. Cependant, ces dimensions varient en fonction de l'emplacement de la clôture par rapport à la route. L'empierrement utilisé aux parcs nationaux de Banff et de Canmore, en Alberta, a permis de dissuader les animaux de traverser l'emprise (Huijser et

Paul 2008). Le matériel et la main-d'œuvre nécessaires à l'empierrement des extrémités de la clôture du parc national de Canmore ont été estimés à 65 000\$.

7.18 Traverses à faune

Les traverses sont des ouvertures dans une clôture traditionnelle qui permettent aux cervidés de traverser la route. Les traverses devraient être situées préférentiellement à un endroit où les animaux franchissaient déjà la route avant l'érection de la clôture. De façon à éviter que les animaux qui l'utilisent s'alimentent en bordure de la route, la traverse devrait également être située à un endroit où la végétation est moins attrayante (Lehnert et Bissonette 1997). L'utilisation de panneaux de signalisation dynamiques, déclenchés à l'arrivée d'un animal, permet d'avertir les automobilistes de la présence d'animaux sur la traverse (Leblond et al. 2007b). Advenant l'intrusion régulière d'animaux dans le corridor clôturé, il pourrait être utile d'installer des barrières à sens unique pour faciliter le retour en forêt des animaux s'éloignant de l'ouverture (Reed et al. 1974). La trouée doit être suffisamment large pour que les animaux soient enclins à l'utiliser. Une trouée de 9,1 m s'est avérée efficace pour le cerf de Virginie, tandis qu'une trouée de 15 m était suffisante pour l'original (Lehnert et Bissonette 1997, Leblond et al. 2007b).

7.19 Passages fauniques

L'utilisation de passages fauniques permet le maintien de la connectivité entre les habitats situés de chaque côté de la route. En ayant la possibilité de traverser la route à ces passages, les animaux sont moins tentés de franchir la clôture. Les passages seront davantage utilisés par la faune s'ils sont localisés dans les corridors de déplacements. Les dimensions et le design des passages fauniques, de même que les habitats situés à proximité sont d'autres facteurs qui influencent le niveau d'utilisation de ces structures.

Une abondante littérature porte sur l'efficacité des passages fauniques et sur les caractéristiques expliquant leur utilisation (Reed et al. 1975, Foster et Humphrey 1995,

Clevenger et Waltho 2000, Van Wieren et Worm 2001, Little et al. 2002, Cain et al. 2003, Ng et al. 2004, Clevenger et Waltho 2005). Malgré cela, il demeure difficile d'identifier les règles optimales de conception en raison des variations importantes dans les espèces suivies, les paysages étudiés, de même que les types et dimensions des structures considérés.

Passages fauniques supérieurs à la route

Les passages supérieurs à la route ont pour but de maintenir la connectivité des populations séparées par une autoroute à voies multiples. La plupart des passages présentement construits ont une largeur variant entre 30 et 50 m. D'ailleurs, une largeur inférieure à 20 m n'est pas recommandée pour les cervidés puisque cela crée un effet tunnel qui réduit son utilisation (Forman et al. 2003, Luell et al. 2003). La largeur du passage doit s'accroître avec sa longueur. Le ratio minimal recommandé entre la largeur et la longueur est de 0,8 (Luell et al. 2003).

Pour réduire les coûts de conception, des passages dont les extrémités sont plus larges que le centre ont été aménagés en France, au Pays-Bas et en Suède (Forman et al. 2003, Olsson et Widén 2008b). L'efficacité de ces structures à maintenir la connectivité dépendrait de leur largeur centrale et de l'espèce visée. Certains auteurs croient que les passages les plus efficaces au maintien de la connectivité seraient ceux ayant une largeur constante (p. ex., un viaduc standard) (Bruinderink et Hazebroek 1996).

La végétation des passages devrait être la même que dans le milieu environnant de façon à homogénéiser les caractéristiques de l'habitat (Forman et al. 2003). Il faut cependant s'assurer que les plantes utilisées ne développent pas un réseau racinaire pouvant affaiblir la structure du passage. De plus, l'utilisation des passages est affectée par la densité de trafic (Olsson et Widén 2008b). Il est donc recommandé d'aménager des haies d'une hauteur de 2 m aux abords du passage afin de diminuer le bruit et la visibilité du trafic (Luell et al. 2003).

Les passages supérieurs permettent un échange plus facile entre les habitats adjacents aux routes que ne le font les passages inférieurs (Clevenger et Waltho 2005). Cependant, les passages supérieurs sont beaucoup plus dispendieux, ce qui peut rendre difficile leur utilisation à grande échelle. Ainsi, ils devraient être utilisés lorsqu'un haut niveau de connectivité est requis pour le maintien des populations.

Passages fauniques inférieurs à la route

Les cervidés semblent préférer les passages inférieurs à la route ayant au moins 15 m de largeur et 3 m de hauteur (Forman et al. 2003, Luell et al. 2003, Donaldson 2007). Ces dimensions sont plus facilement applicables lorsque le passage est conçu sous un pont ou un viaduc. Un indice d'ouverture ($\text{largeur} \times \text{hauteur} / \text{profondeur}$) a été proposé et différents seuils d'ouverture ont été établis pour assurer l'utilisation de ces passages par la grande faune (Reed et al. 1975, Luell et al. 2003). Le seuil minimal recommandé serait de 1,5 (Luell et al. 2003). L'indice d'ouverture semble pouvoir expliquer l'utilisation de passages récemment aménagés, mais pas celle de vieux passages (Clevenger et Waltho 2000). L'habitation des cervidés à utiliser le passage serait la cause de cette différence. De plus, le seuil minimal varierait entre les espèces animales (Luell et al. 2003). Pour ces raisons, l'indice ne devrait pas être le seul critère à considérer lors de la conception d'un passage. Différentes combinaisons de dimensions peuvent mener au même niveau d'ouverture, sans pour autant produire la même réaction par les animaux ciblés (Luell et al. 2003).

Les matériaux utilisés lors de la conception des passages peuvent également influencer leur utilisation. Les passages utilisant un sol naturel et des côtés en végétation sont plus utilisés que ceux aménagés en béton (Dodd et al. 2007b, Donaldson 2007). De plus, l'aménagement des extrémités doit se faire de façon à attirer les espèces-cibles (Foster et Humphrey 1995, Ng et al. 2004, Clevenger et Waltho 2005). Par exemple, la présence de couvert latérale influence positivement l'utilisation des passages inférieurs par le cerf de Virginie (Donaldson 2007).

7.20 Barrières à sens unique

Les barrières à sens unique sont des structures incorporées à la clôture qui permettent aux animaux de sortir du corridor routier lorsqu'ils s'y sont aventurés. Ces barrières doivent être installées lorsque la clôture est d'une hauteur minimale de 2,4 m et qu'elle constitue un obstacle réel pour l'animal voulant la traverser. Les barrières à sens unique doivent être bien entretenues afin de s'assurer de leur fonctionnement. Elles doivent être placées dans un endroit bien drainé de façon à éviter les accumulations d'eau qui risquent de nuire à leur efficacité. De plus, les barrières à sens unique devraient être aménagées de façon à inciter les animaux à les utiliser aux endroits reconnus pour être fréquemment traversés par les cervidés ainsi que près des extrémités de la clôture. La clôture devrait également conçue de manière à diriger les cervidés vers ces sorties (p. ex., entonnoir) (Putman 1997). Les barrières placées à proximité d'un cours d'eau ou d'un couvert végétal sont les plus utilisées (Reed et al. 1974). L'entretien de ces structures est particulièrement important en hiver. En effet, lorsque la température tombe sous le point de congélation, un manque de lubrification ne permettrait pas aux charnières de se refermer suite au passage d'un animal (McDonald 1991).

Bissonette et Hammer (2000) ont souligné que les barrières à sens unique n'étaient pas nécessairement la meilleure structure pour permettre aux cervidés de quitter le corridor routier. En effet, les cervidés seraient réticents à traverser dans des endroits étroits qui ne leur permettent pas de fuir rapidement advenant un danger. Dans leur étude, les deux barrières à sens unique ont été utilisées par 33% et 49% des animaux qui s'en sont approchés. Lehnert et Bissonette (1997) ont examiné l'utilisation de barrières à sens unique et de traverses à faune. Ils ont observé seulement 16% d'utilisation des barrières à sens unique par les cerfs de Virginie. Suite à ces résultats, les auteurs ont conseillé de remplacer les barrières à sens unique par des rampes d'échappement.

7.21 Rampes d'échappement

Les clôtures traditionnelles devraient avoir des rampes d'échappements pour permettre aux cervidés de pouvoir quitter l'emprise le plus rapidement possible, s'ils s'y aventurent. Les rampes doivent avoir une hauteur maximale de 1,5 m pour permettre aux cerfs de descendre de la rampe. Il a été suggéré que la hauteur de la clôture soit réduite aux endroits où les rampes sont installées pour éviter que l'animal ne se prenne les pattes dans la clôture lorsqu'il la saute (Bissonette et Hammer 2000).

Dans les zones où le risque d'accident est élevé, il est recommandé d'installer des rampes d'échappement à tous les 400 m (Bissonette et Hammer 2000) et ce, de chaque côté de la chaussée. Dans les zones moins à risque, la distance entre les rampes d'échappement peut atteindre 800 m. Même dans ce cas, il est recommandé d'installer les rampes d'échappement à une distance de 400 m dans le dernier 1,6 km de la clôture, afin de minimiser le risque de collision aux extrémités de la clôture (Bissonette et Hammer 2000).

7.22 Synthèse des mesures de mitigation proposées

Cette revue démontre que les nombreuses mesures pouvant atténuer le risque de collisions avec la grande faune comportent toutes certains avantages et inconvénients. Les conditions d'application peuvent également différer d'une mesure à l'autre. Cette information est résumée dans le tableau 3.

Tableau 3 - Caractéristiques des mesures de mitigation proposées au ministère des Transports du Québec.

Mesure de mitigation	Avantages directs	Avantages indirects	Désavantages	Conditions d'application	Efficacité
7.1 Programmes de sensibilisation et d'éducation du public	<ul style="list-style-type: none"> • Informe le public sur l'existence de la problématique • Informe sur la façon de réagir face au problème 	<ul style="list-style-type: none"> • Aucun 	<ul style="list-style-type: none"> • Aucun 	<ul style="list-style-type: none"> • Lorsque les usagers utilisant la route ciblée par la problématique sont des résidents du secteur 	<ul style="list-style-type: none"> • Limitée • À utiliser conjointement avec d'autres mesures
7.2 Panneaux standards de présence de la faune	<ul style="list-style-type: none"> • Permet de garder la route perméable • Augmente la vigilance des conducteurs • Nécessite peu d'entretien 	<ul style="list-style-type: none"> • Aucun 	<ul style="list-style-type: none"> • Peut distraire le conducteur ou créer une habitude si cette mesure est trop souvent utilisée 	<ul style="list-style-type: none"> • Sur les routes traversant des habitats fauniques comportant un risque de collision 	<ul style="list-style-type: none"> • Limitée • À utiliser conjointement avec d'autres mesures
7.3 Panneaux surdimensionnés de présence de la faune	<ul style="list-style-type: none"> • Permet de garder la route perméable • Augmente la vigilance des conducteurs • Nécessite peu d'entretien 	<ul style="list-style-type: none"> • Incite les conducteurs à réduire leur vitesse 	<ul style="list-style-type: none"> • Peut distraire le conducteur ou créer une habitude si cette mesure est trop souvent utilisée 	<ul style="list-style-type: none"> • À l'entrée des secteurs comportant un haut risque de collision 	<ul style="list-style-type: none"> • Limitée • À utiliser conjointement avec d'autres mesures
7.4 Panneaux saisonniers de présence de la faune	<ul style="list-style-type: none"> • Permet de garder la route perméable • Augmente la vigilance des conducteurs • Nécessite peu d'entretien 	<ul style="list-style-type: none"> • Permet d'éduquer les automobilistes sur les déplacements saisonniers des espèces • Incite le conducteur à diminuer sa vitesse 	<ul style="list-style-type: none"> • Peut distraire le conducteur ou créer une habitude si cette mesure est trop souvent utilisée 	<ul style="list-style-type: none"> • Dans les secteurs ayant une problématique ponctuelle dans le temps et dans l'espace 	<ul style="list-style-type: none"> • ~50% • Peut atteindre 82% lorsqu'utilisée avec un système de détection des animaux

Mesure de mitigation	Avantages directs	Avantages indirects	Désavantages	Applicabilité	Efficacité
7.5 Systèmes de détection d'animaux	<ul style="list-style-type: none"> N'entrave pas les déplacements de la faune Augmente la vigilance des conducteurs seulement lorsque le risque est présent 	<ul style="list-style-type: none"> Incite le conducteur à diminuer sa vitesse 	<ul style="list-style-type: none"> Ne détecte pas tous les cervidés Peut distraire le conducteur 	<ul style="list-style-type: none"> Dans les secteurs où le problème est localisé sur une portion restreinte de la route 	<ul style="list-style-type: none"> Limitée Peut atteindre 82% lorsqu'utilisé avec des panneaux saisonniers de présence de faune
7.6 Éclairage des routes	<ul style="list-style-type: none"> Augmente la visibilité des conducteurs 	<ul style="list-style-type: none"> Peut diminuer la fréquence de passage de la grande faune 	<ul style="list-style-type: none"> Crée une barrière pour certaines espèces Peut créer une pollution lumineuse et éblouir le conducteur 	<ul style="list-style-type: none"> Dans les secteurs où la problématique implique un manque de luminosité 	<ul style="list-style-type: none"> Limitée
7.7 Élargissement des abords des routes	<ul style="list-style-type: none"> Augmente la visibilité des conducteurs 	<ul style="list-style-type: none"> Diminue la qualité de l'habitat pour la grande faune 	<ul style="list-style-type: none"> Nécessite un entretien fréquent Peut déplacer la problématique dans un autre secteur Peut créer un effet de barrière aux déplacements 	<ul style="list-style-type: none"> Dans les secteurs où la problématique est liée à l'alimentation des cervidés en bordure de la route ou au manque de visibilité dû à la proximité du couvert forestier 	<ul style="list-style-type: none"> 20-50%
7.8 Réduction de la vitesse des véhicules	<ul style="list-style-type: none"> Augmente le temps de réaction des automobilistes face à un obstacle 	<ul style="list-style-type: none"> Diminue la sévérité des collisions Diminue le nombre global de collisions 	<ul style="list-style-type: none"> Augmente le temps alloué pour les déplacements des automobilistes Est difficile à faire respecter 	<ul style="list-style-type: none"> Sur les routes où la limite de vitesse est >80 km/h et dont le problème est localisé sur une portion restreinte de la route (excluant les autoroutes) 	<ul style="list-style-type: none"> Limitée Relative à la vitesse initialement établie

Mesure de mitigation	Avantages directs	Avantages indirects	Désavantages	Applicabilité	Efficacité
7.9 Caractéristiques de la route	<ul style="list-style-type: none"> • Permet d'anticiper les zones à risque • Est peu coûteuse lorsqu'intégrée dans la planification du tracé 	<ul style="list-style-type: none"> • Augmente la sécurité globale de la route 	<ul style="list-style-type: none"> • Exige une intégration des connaissances de divers domaines 	<ul style="list-style-type: none"> • Lors de la planification de nouvelles routes ou lors de travaux de réfection 	<ul style="list-style-type: none"> • Inconnue
7.10 Bandes rugueuses	<ul style="list-style-type: none"> • Indique aux conducteurs leur entrée dans une zone à risque 	<ul style="list-style-type: none"> • Diminue la vitesse 	<ul style="list-style-type: none"> • Cause un bruit lors du passage des véhicules 	<ul style="list-style-type: none"> • Lorsque le problème est localisé sur une portion restreinte de la route • Ne peut être utilisée près des zones résidentielles dues aux bruits produits 	<ul style="list-style-type: none"> • Inconnue
7.11 Répulsifs chimiques	<ul style="list-style-type: none"> • Relativement peu coûteux • Diminue l'utilisation de l'emprise par les cervidés 	<ul style="list-style-type: none"> • Inconnus 	<ul style="list-style-type: none"> • Nécessite des applications fréquentes • Risque d'habitation • Peut avoir des effets sur les espèces non ciblées 	<ul style="list-style-type: none"> • Lorsque le problème est localisé sur une portion restreinte de la route 	<ul style="list-style-type: none"> • Limitée et variable en fonction des conditions • À utiliser conjointement à d'autres mesures

Mesure de mitigation	Avantages directs	Avantages indirects	Désavantages	Applicabilité	Efficacité
7.12 Aménagement des mares salines	<ul style="list-style-type: none"> • Permet de diminuer l'utilisation de l'emprise par les cervidés 	<ul style="list-style-type: none"> • Permet de diminuer la salinité du sol dans certains cas 	<ul style="list-style-type: none"> • Certains sites ne peuvent être empierrés et drainés 	<ul style="list-style-type: none"> • Dans les secteurs où le problème lié à la recherche de sodium par l'animal 	<ul style="list-style-type: none"> • Dépend de l'aménagement utilisé et du nombre de mares traitées • Peut atteindre ~80% lorsque toutes les mares sont aménagées
7.13 Changement de la végétation	<ul style="list-style-type: none"> • Diminue l'attrait de l'emprise pour les cervidés • Augmente la visibilité des conducteurs 	<ul style="list-style-type: none"> • Permet de rendre les abords des routes esthétiques 	<ul style="list-style-type: none"> • Peut déplacer un problème • Nécessite un entretien régulier pour ne pas être envahi par la succession naturelle 	<ul style="list-style-type: none"> • Sur les routes et autoroutes lorsque les cervidés utilisent les corridors routiers comme site d'alimentation 	<ul style="list-style-type: none"> • Inconnue
7.14 Retrait des carcasses aux abords des routes	<ul style="list-style-type: none"> • Diminue le nombre de collisions secondaires • Diminue le nombre de collisions avec les espèces charognards 	<ul style="list-style-type: none"> • Permet le suivi de la mortalité animale occasionnée par les collisions 	<ul style="list-style-type: none"> • Enlève une source de nourriture pour les prédateurs aviaires 	<ul style="list-style-type: none"> • Sur l'ensemble du réseau routier 	<ul style="list-style-type: none"> • Vise les espèces charognards • Nulle pour diminuer les collisions avec les cervidés
7.15 Clôtures traditionnelles	<ul style="list-style-type: none"> • Empêche les cervidés d'accéder à l'emprise 	<ul style="list-style-type: none"> • Inconnus 	<ul style="list-style-type: none"> • A un coût élevé à l'achat • Crée une barrière aux déplacements des animaux • Peut occasionner l'emprisonnement d'animaux dans le corridor clôturé 	<ul style="list-style-type: none"> • Sur les autoroutes ayant un haut risque de collisions • Sur les routes comportant peu de routes intermédiaires et dont le risque de collisions est élevé 	<ul style="list-style-type: none"> • 80-95%

Mesure de mitigation	Avantages directs	Avantages indirects	Désavantages	Applicabilité	Efficacité
7.16 Clôtures électriques	<ul style="list-style-type: none"> • Empêche les cervidés d'accéder à l'emprise • Ne limite pas les déplacements de tous les animaux 	<ul style="list-style-type: none"> • Ne nécessite pas de structures d'échappement comme des barrières à sens unique et des rampes 	<ul style="list-style-type: none"> • Peut subir des pannes de courant réduisant l'efficacité • Est plus perméable aux déplacements des cervidés que la clôture traditionnelle • Peut être sujet au vandalisme 	<ul style="list-style-type: none"> • Lorsque l'exclusion totale n'est pas nécessaire • Dans des secteurs où le problème est localisé sur une portion restreinte de la route 	<ul style="list-style-type: none"> • ~80% pour exclure l'original des routes et ~80% pour exclure les cerfs des champs et des aéroports
7.17 Aménagements additionnels aux clôtures	<ul style="list-style-type: none"> • Empêche les cervidés d'accéder au corridor routier 	<ul style="list-style-type: none"> • Inconnus 	<ul style="list-style-type: none"> • Peut représenter un coût élevé pour une structure qui répond aux normes 	<ul style="list-style-type: none"> • En combinaison avec la clôture traditionnelle ou la clôture mixte 	<ul style="list-style-type: none"> • Inconnue
7.18 Traverses à faune	<ul style="list-style-type: none"> • Permet de conserver la connectivité des habitats adjacents à la route 	<ul style="list-style-type: none"> • Inconnus 	<ul style="list-style-type: none"> • Exige une modification du comportement des automobilistes à l'approche de la traverse • Augmente le risque d'emprisonnement des animaux dans l'emprise 	<ul style="list-style-type: none"> • Dans les corridors de déplacements des cervidés • Dans des secteurs où l'emprise n'est pas utilisée comme site d'alimentation 	<ul style="list-style-type: none"> • ~40% • Peut atteindre 82% lorsqu'utilisée avec un système de détection d'animaux

Mesure de mitigation	Avantages directs	Avantages indirects	Désavantages	Applicabilité	Efficacité
7.19 Passages fauniques	<ul style="list-style-type: none"> • Permet de conserver la connectivité des habitats adjacents à la route 	<ul style="list-style-type: none"> • A un coût généralement bas lorsqu'il est intégré à la construction d'un pont • Ne demande pas la collaboration des conducteurs 	<ul style="list-style-type: none"> • A un coût très élevé lorsqu'il est réalisé après la construction de la route • Choix de l'emplacement limité • Demande un certain temps avant d'être utilisé par la grande faune 	<ul style="list-style-type: none"> • Dans les corridors de déplacements des animaux • Sur les autoroutes ayant un volume de trafic élevé où une diminution de la vitesse des conducteurs n'est pas envisageable 	<ul style="list-style-type: none"> • ~87% lorsqu'utilisé conjointement à une clôture d'exclusion
7.20 Barrières à sens unique	<ul style="list-style-type: none"> • Permet de sortir de l'emprise 	<ul style="list-style-type: none"> • Inconnus 	<ul style="list-style-type: none"> • Inconnus 	<ul style="list-style-type: none"> • En combinaison avec une clôture traditionnelle 	<ul style="list-style-type: none"> • ~20% • Peut permettre d'augmenter l'efficacité d'une clôture traditionnelle d'environ 10%
7.21 Rampes d'échappement	<ul style="list-style-type: none"> • Permet de sortir de l'emprise 	<ul style="list-style-type: none"> • Inconnus 	<ul style="list-style-type: none"> • Peut être utilisée pour accéder à l'emprise si la rampe n'est pas assez haute 	<ul style="list-style-type: none"> • En combinaison avec une clôture traditionnelle 	<ul style="list-style-type: none"> • ~30%

CHAPITRE 8

ANALYSE COMPARATIVE DES MESURES DE MITIGATION RETENUES

Les impacts socio-économiques des collisions routières avec la grande faune sont considérables. Différentes mesures de mitigation ont été développées afin de minimiser leurs impacts. Ces mesures ont pour but commun d'augmenter la sécurité routière des usagers de la route tout en veillant à la conservation de la faune. La prise de décision concernant le choix de la mesure à appliquer s'appuie généralement sur les valeurs de la communauté puisque dans la plupart des cas, il s'agit d'un problème local. Par exemple, l'utilisation d'un herbicide pour réduire l'abondance de la végétation aux abords des routes de l'Alaska a dû être arrêtée suite aux contestations de la population (Thomas 1995). De plus, la prise de décision devrait considérer les facteurs influençant le risque de collisions. Ces facteurs peuvent être regroupés en trois catégories, selon qu'ils soient d'origine : a) animale (comportement, densité), b) humaine (conducteur, trafic) ou c) environnementale (habitats adjacents, paysage) (Tableau 1). L'interaction entre certains de ces facteurs fait en sorte que la répartition des collisions peut changer dans le temps ou dans l'espace. La compréhension de ces patrons spatio-temporels est donc essentielle pour déterminer les mesures qui répondront le mieux aux objectifs visés.

Ce chapitre offre une analyse comparative des 21 mesures de mitigation que nous avons proposées et qui ont été retenues par le ministère des Transports du Québec (Tableau 3). L'analyse comparative se base sur l'état actuel des connaissances pour orienter le choix des mesures de mitigation à favoriser compte tenu des conditions locales. Des organigrammes d'analyse décisionnelle sont présentés dans ce chapitre pour orienter les mesures à privilégier selon la nature du problème. Les détails concernant l'application de ces mesures ont été énoncés au chapitre 7.

Une des premières étapes nécessaires à l'élaboration de mesures de mitigation consiste à déterminer si le problème de collisions s'applique à une période spécifique et un lieu précis, ou si elle s'applique en tout temps à l'ensemble de la route. Une problématique associée à un site particulier ou à un temps spécifique peut ne pas se voir attribuer la même mesure qu'une autre impliquant un plus long segment de route ou s'étalant sur une plus longue période. Par exemple, l'utilisation d'une clôture d'exclusion ne serait pas recommandée si les accidents routiers sont liés à une migration saisonnière (p. ex., migration du cerf mulet dans certains États américains, Sullivan et al. 2004) et que le risque de collision est élevé seulement un mois par année. En effet, la clôture d'exclusion est dispendieuse et réduit la connectivité des habitats, ce qui peut être défavorable au maintien des populations animales (Putman 1997). L'utilisation de panneaux de signalisation saisonniers ou d'un système de détection d'animaux permettrait dans ce cas d'augmenter la vigilance des automobilistes dans la zone à risque et de réduire le nombre de collisions (Sullivan et al. 2004). Cependant, lorsque l'aire de répartition d'une population est scindée par une route et que le nombre d'accidents est lié aux déplacements journaliers des animaux, l'installation d'une clôture avec des passages ou des traverses à faune permettraient à la fois de diminuer le risque de collision et de maintenir la connectivité (Clevenger et Waltho 2000). Advenant une collision causant la mort de l'animal, le retrait de la carcasse des abords de la route devrait toujours se faire de façon à réduire le risque d'accidents occasionnés par la distraction des automobilistes.

Un autre élément à considérer lors de la prise de décision est l'importance relative (I_r) du risque de collision dans une zone (deBellefeuille et al. 2003). Le ministère des Transports utilise présentement un indice associé au risque de collisions dans certaines de ses directions territoriales pour évaluer le nombre d'accidents survenus par kilomètre de route, à partir des statistiques annuelles. L'indice utilisé se divise en trois catégories :

$I_r = 1$	Lorsque	$X \geq 3$
$I_r = 2$	Lorsque	$2 \leq X < 3$
$I_r = 3$	Lorsque	$X < 2$

Où X = nombre moyen d'accidents / km / année.

Pour qu'une zone soit considérée comme à risque, elle doit avoir une moyenne annuelle de 2 accidents ou plus par kilomètre par année, ce qui correspond à un indice I_r de 1 ou 2. Les zones ayant moins de 2 accidents par kilomètre par année ($I_r = 3$) sont des zones à faible risque de collision. Il est recommandé de faire un suivi des accidents dans ces zones ($I_r = 3$), mais la mise en œuvre de mesures ne serait pas nécessaire (deBellefeuille et al. 2003). Bien que l'utilisation de cet indice semble prometteuse, certains points devraient être considérés avant de s'en servir d'une façon systématique. Par exemple, la catégorisation du risque de collision pourrait dépendre de l'espèce impliquée. En effet, les dommages sont généralement plus importants suite à une collision avec un orignal qu'avec un cerf. De plus, l'emplacement de la route et l'importance du trafic pourraient faire varier l'évaluation du risque puisque que la tolérance quant aux nombre de collisions peut varier d'un secteur à l'autre. Il pourrait également être utile de quantifier l'indice d'importance relative sur une base mensuelle pour mettre en lumière la présence de patrons saisonniers dans le risque de collision. L'utilisation d'un indice annuel pourrait en effet masquer la présence de zones où le risque est très élevé durant une courte période de l'année.

Lorsqu'une zone est considérée à haut risque de collisions, $I_r = 1$, et que cet indice varie peu au cours de l'année, il est suggéré d'employer des mesures à long terme, telles les clôtures d'exclusion de la grande faune (Putman et al. 2004) (Figure 11). Cette mesure doit cependant être accompagnée de passages ou de traverses à faune afin de maintenir la connectivité entre les habitats. Lorsque la clôture traditionnelle est utilisée, des barrières à sens unique ainsi que des rampes d'échappement devraient être utilisées près des ouvertures et des extrémités afin de permettre aux cervidés de sortir de l'emprise de la route s'ils s'y sont aventurés. De plus, l'aménagement des extrémités devrait être réalisé de façon à minimiser le risque que les animaux entrent à l'intérieur du corridor routier. La mise en place de la clôture d'exclusion devrait être favorisée sur les autoroutes plutôt que sur les routes puisque les intersections nécessitent l'ajout de passages routiers anti-cervidés ou de barrières d'accès (Peterson et al. 2003). Lorsque la zone présente un risque de collision élevé, mais que ce risque se limite à une courte période (p. ex., migration), des systèmes de détection d'animaux devraient être utilisés, sauf sur les autoroutes

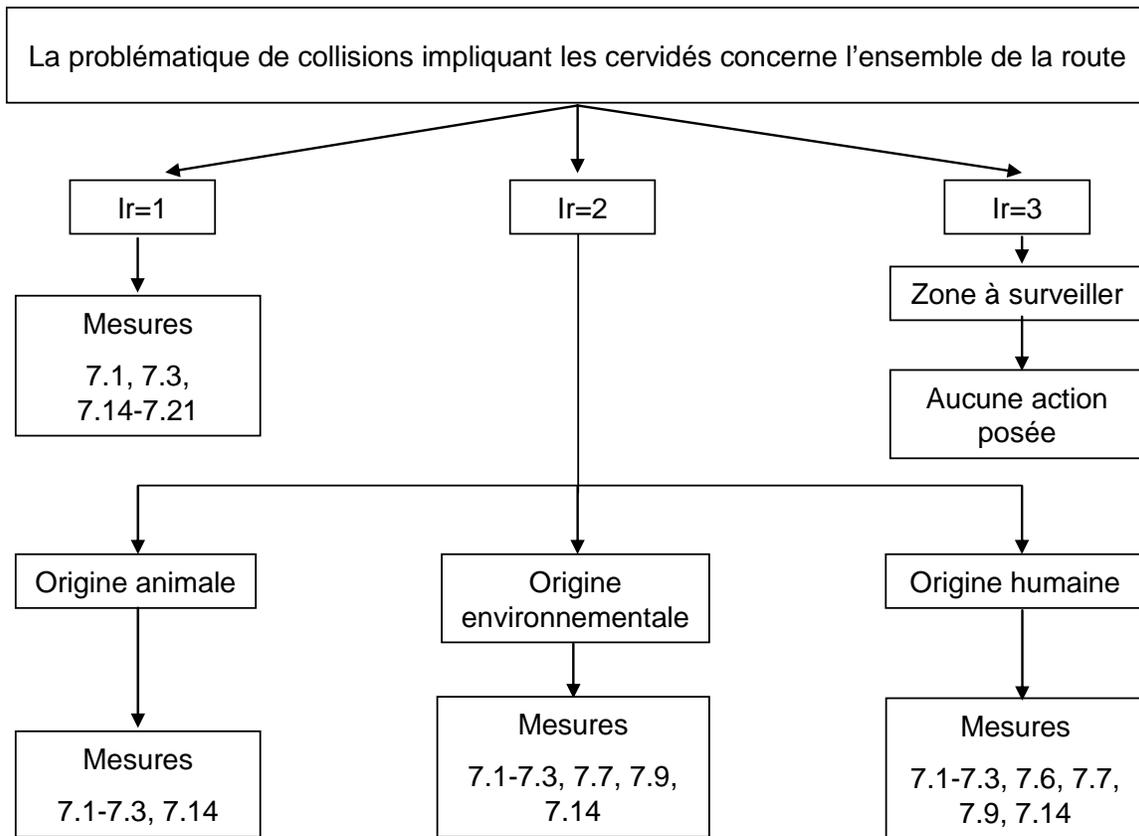


Figure 11 - Organigramme d'analyse décisionnelle permettant d'orienter le choix de la mesure lorsque le problème de collisions routières avec la faune s'applique en tout temps, à l'ensemble de la route. Les mesures à privilégier peuvent différer selon que le risque de collision est fort ($Ir = 1$), moyen ($Ir = 2$) ou faible ($Ir = 3$), et selon que la cause majeure des accidents soit d'origine animale, environnementale ou humaine. Le numéro des mesures mentionnées se rapporte au tableau 3 du chapitre 7.

(Hardy et al. 2006). On suggère plutôt d'utiliser sur les autoroutes un segment de clôture disposé de façon à orienter les animaux vers un passage faunique (Dodd et al. 2004). La mise en place d'un programme de sensibilisation du public ainsi que l'utilisation de panneaux surdimensionnés devraient être utilisés afin d'informer les automobilistes quant à l'utilité des mesures appliquées et de la démarche à suivre advenant qu'un animal se retrouve dans l'emprise de la route (p. ex., numéro de téléphone de la personne à contacter).

Pour les zones de niveau $I_r = 2$, l'utilisation de mesure qui contrôle la circulation des cervidés ne semble pas essentielle (Putman et al. 2004). Les mesures à privilégier sont plus souvent appliquées de façon locale ou à un moment particulier. Elles sont généralement d'une moins grande efficacité que les clôtures, mais permettent tout de même de réduire le nombre de collisions à un niveau acceptable (Sullivan et al. 2004, Andreassen et al. 2005, Huijser et al. 2005).

Le choix de la mesure doit également se faire en fonction des facteurs ultimement responsables du fort risque d'accidents, c.-à-d. les facteurs d'origine animale, humaine et environnementale. Les problèmes de collisions d'origine animale peuvent être associés à la densité de la population ou au comportement de l'espèce. Lorsque la problématique découle de la forte densité d'animaux à proximité de la route, l'intervention relève du ministère des Ressources Naturelles et de la Faune qui est chargé de la gestion des populations. Cependant, lorsque la problématique résulte du comportement d'un nombre plus restreint d'animaux, certaines dispositions peuvent être mises en place par le ministère des Transports afin d'augmenter la sécurité routière. D'abord, l'utilisation d'un programme de sensibilisation du public devrait être considérée, surtout lorsque les automobilistes affectés sont principalement les résidents du secteur (Thomas 1995). Des panneaux standards et surdimensionnés indiquant la présence d'animaux devraient être disposés le long de la zone accidentogène pour informer les automobilistes du danger et identifier l'espèce présente dans le secteur (Sullivan et Messmer 2003, Al-Ghambi et AlGadhi 2004). Lorsque le risque est spécifique à une période particulière (p. ex., migration), l'utilisation de panneaux saisonniers et de systèmes de détection des animaux seraient des mesures de mitigation plus adéquates (Sullivan et al. 2004, Huijser et al. 2006) (Figure 12). Les corridors routiers sont parfois utilisés par des espèces fauniques qui cherchent à combler certains besoins essentiels. Dépendamment de la ressource recherchée (p. ex., nourriture, sel), l'aménagement de la végétation et des mares salines pourraient permettre de diminuer l'attrait de la bordure de la route (Rea 2003, Leblond et al. 2007a) (Figure 12). Ces mesures doivent cependant être considérées dans une perspective à long terme, étant donné qu'elles impliquent des coûts importants et un

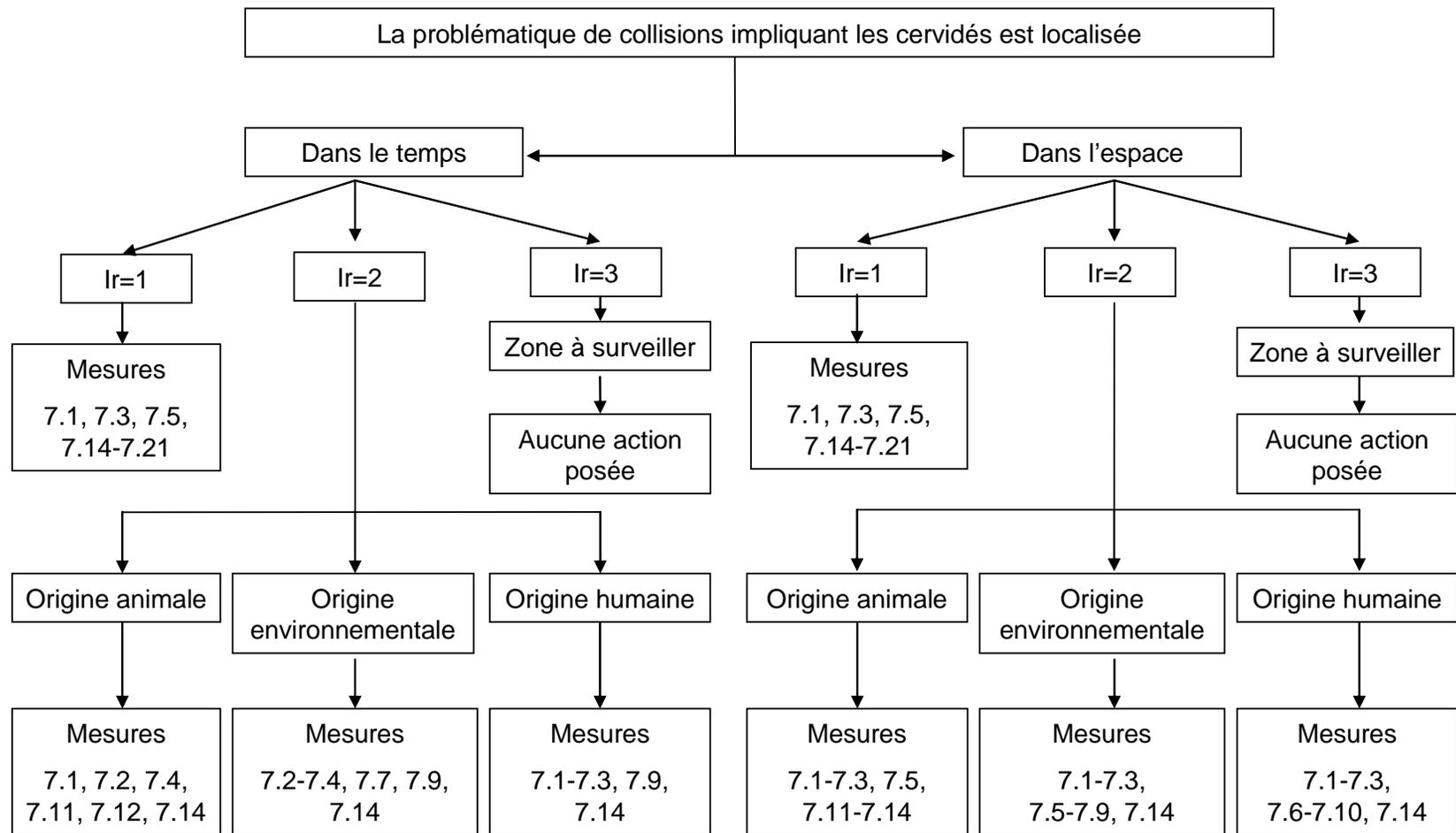


Figure 12 - Organigramme d'analyse décisionnelle permettant d'orienter le choix de la mesure lorsque le problème de collisions routières avec la faune s'applique seulement à une période particulière (*Dans le temps*) ou à une section de la route (*Dans l'espace*). Les mesures à privilégier peuvent différer selon que le risque de collision est fort ($I_r = 1$), moyen ($I_r = 2$) ou faible ($I_r = 3$), et selon que la cause majeure des accidents soit d'origine animale, environnementale ou humaine. Le numéro des mesures mentionnées se rapporte au tableau 3 du chapitre 7.

entretien régulier. L'emploi de répulsifs chimiques pourrait également permettre de réduire l'utilisation d'un site spécifique (Fraser et Hristienko 1982).

Les problèmes de collisions d'origine humaine sont généralement associés à la visibilité des conducteurs et au manque de temps de réaction suite à l'apparition d'un animal. Les caractéristiques de la route devraient donc favoriser la détection rapide de la présence des animaux. De plus, l'élargissement des abords de la route et l'utilisation d'éclairage augmenteraient le temps de réaction lors de l'apparition du danger car l'aménagement permettrait d'accroître la visibilité des conducteurs (McDonald 1991, Rea 2003) (Figure 12). Les programmes de sensibilisation du public et l'utilisation de panneaux standards et surdimensionnés peuvent aussi permettre de conscientiser les automobilistes au risque et de les informer sur les réactions à adopter en cas de danger. Finalement, la vigilance des conducteurs dans les zones à risque pourrait être augmentée par l'installation de bandes rugueuses et la diminution de la limite de vitesse (Bertwistle 1999, Morgan 2003). Ces mesures devraient cependant être utilisées lorsque la zone à risque ne couvre qu'une courte distance (Figure 12).

Finalement, les problèmes de collisions d'origine environnementale, c.-à-d. ceux résultant des caractéristiques de la route et des habitats adjacents, nécessitent généralement la pose de panneaux standards de présence de la faune permettant aux conducteurs d'identifier l'espèce présente dans le secteur. L'utilisation des panneaux surdimensionnés permettrait également de connaître les zones les plus à risque tandis que les panneaux saisonniers devraient être utilisés lorsque le risque est spécifique à une période particulière (Figure 12). Lors de la planification ou de la réfection d'une route, la visibilité des conducteurs devrait être améliorée, si possible, dans les secteurs à risque (p. ex., proximité d'habitats de haute qualité) de façon à augmenter le temps de réaction des automobilistes (Bashore et al. 1985, Gunther et al. 1998). Si une problématique de collisions routières émerge suite à la construction de la route, des mesures alternatives peuvent alors être utilisées. La proximité de la route au couvert forestier peut, par exemple, diminuer la capacité des automobilistes à détecter les animaux. Il serait alors opportun d'élargir l'emprise de la route (Rea 2003). De plus, lorsque la route traverse un

endroit reconnu comme corridor de déplacement de la grande faune (p. ex., vallée) mais que le risque d'accident n'y serait pas suffisamment élevé pour nécessiter l'installation d'une clôture d'exclusion, les mesures de mitigation pourraient également inclure l'éclairage de la route, des systèmes de détection d'animaux et une diminution de la limite de vitesse des automobilistes (Figure 12). Cependant, les systèmes de détection d'animaux et la réduction de la limite de vitesse ne devraient pas être utilisés sur les autoroutes puisqu'elles auraient comme effet de réduire la sécurité routière en occasionnant de fortes variations dans la vitesse des véhicules (Kloeden et al. 2001). De plus, l'utilisation de systèmes de détection d'animaux pourrait être souhaitable lorsque le problème de collisions est localisé sur une portion de la route, comme par exemple à proximité d'une traverse faunique.

Les 21 mesures de mitigation considérées dans ce chapitre n'ont pas toutes la même efficacité. Il est donc important de cibler le niveau d'atténuation recherché lors du choix des mesures à adopter. De plus, plusieurs mesures sont dispendieuses lors de la mise en place, tandis que d'autres demandent des investissements sur une base annuelle. Ces caractéristiques devraient orienter le choix de la mesure à préconiser (Figures 11-12).

Certains auteurs ont proposé d'utiliser une grille d'aide décisionnelle permettant d'établir les changements temporels dans les bénéfices associés à l'utilisation d'une mesure particulière pour orienter le choix des mesures de mitigation (Hardy et al. 2007). Ces bénéfices sont estimés en calculant la différence entre l'argent épargné par la réduction des collisions routières et les coûts nécessaires à l'installation et l'entretien de la mesure. Par exemple, Hardy et al. (2007) ont utilisé ce type d'analyse pour évaluer le temps nécessaire avant d'obtenir des gains monétaires suite à la construction d'une clôture traditionnelle, d'un passage faunique et de l'aménagement de structures additionnelles totalisant des dépenses de sept millions de dollars. Ils ont d'abord estimé les coûts moyens par collision, ce qui incluait les dommages matériels, la perte d'animaux et les préjudices humains. Ils ont ensuite estimé l'argent épargné en fonction de la réduction du nombre de collisions avec la faune (Tableau 4). En connaissant les coûts de mise en place

et de l'entretien de la mesure, il est alors possible de calculer le nombre d'années nécessaires avant de la rentabiliser en économisant sur les coûts associés aux collisions. Dans ce cas précis, des bénéfices étaient obtenus en réduisant les collisions de 80 par année durant une période de 10 ans ou de 40 par année durant une période de 20 ans.

Des analyses coûts-bénéfices ont été fréquemment utilisées afin d'évaluer l'efficacité d'une mesure ou d'établir un seuil à partir duquel l'utilisation d'une mesure devient rentable. Par exemple, Jaren et al. (1991) ont procédé à une analyse des coûts-bénéfices de l'élargissement d'une voie ferroviaire pour réduire les collisions avec l'original. Les auteurs ont conclu qu'en considérant les coûts associés à l'élargissement du corridor ferroviaire, une diminution de 14% du nombre de collisions permettrait de rentabiliser la mesure dans les secteurs ayant un taux de 1 collision/km/année. Cottrell (2003) a procédé à l'analyse des coûts-bénéfices des réflecteurs comme mesure de mitigation et a conclu qu'un dispositif devenait rentable s'il empêchait plus de 0,7 collision/km/année. L'information recueillie par l'analyse de la rentabilité pourrait donc orienter le choix des mesures de mitigation à favoriser sur certaines routes du Québec.

Tableau 4 – Exemple de grille d’aide décisionnelle (adapté de Hardy et al. 2007) permettant d’évaluer les changements temporels dans l’argent épargné par l’utilisation d’une mesure permettant de réduire les collisions avec le cerf de Virginie. L’argent épargné est estimé à partir de la réduction des collisions attendue suite à l’utilisation de la mesure et en considérant qu’une collision engendre des coûts moyens de 9 000\$ (1\$ CAN= 0,88\$ US).

Réduction du nombre de collisions	Argent épargné (en millions)				
	1 an	5 ans	10 ans	15 ans	20 ans
20	0,2 \$	0,9 \$	1,8 \$	2,7 \$	3,6 \$
25	0,2 \$	1,1 \$	2,3 \$	3,4 \$	4,5 \$
30	0,3 \$	1,4 \$	2,7 \$	4,1 \$	5,4 \$
35	0,3 \$	1,6 \$	3,2 \$	4,7 \$	6,3 \$
40	0,4 \$	1,8 \$	3,6 \$	5,4 \$	7,2 \$
45	0,4 \$	2,0 \$	4,1 \$	6,1 \$	8,1 \$
50	0,5 \$	2,3 \$	4,5 \$	6,8 \$	9,0 \$
55	0,5 \$	2,5 \$	5,0 \$	7,4 \$	9,9 \$
60	0,5 \$	2,7 \$	5,4 \$	8,1 \$	10,8 \$
65	0,6 \$	2,9 \$	5,9 \$	8,8 \$	11,7 \$
70	0,6 \$	3,2 \$	6,3 \$	9,5 \$	12,6 \$
75	0,7 \$	3,4 \$	6,8 \$	10,1 \$	13,5 \$
80	0,7 \$	3,6 \$	7,2 \$	10,8 \$	14,4 \$
85	0,8 \$	3,8 \$	7,7 \$	11,5 \$	15,3 \$
90	0,8 \$	4,1 \$	8,1 \$	12,2 \$	16,2 \$
95	0,9 \$	4,3 \$	8,6 \$	12,8 \$	17,1 \$
100	0,9 \$	4,5 \$	9,0 \$	13,5 \$	18,0 \$

CONCLUSION

Au Québec, on estime qu'annuellement, plus de 6 000 collisions impliqueraient la grande faune (Ministère des Transports du Québec 2007). Ces collisions engendrent des coûts socio-économiques importants. Ce rapport résume les connaissances actuelles sur 37 mesures de mitigation ayant pour objectif de réduire le nombre de collisions avec la grande faune. De ces 37 mesures, nous en proposons 21 ayant un fort potentiel ou pour lesquelles l'efficacité a déjà été démontrée. Ces mesures devraient pouvoir aider à réduire le risque de collisions routières, de même que l'impact du développement routier sur les populations animales.

L'utilisation de clôtures traditionnelles ou électriques sont les mesures permettant la plus grande réduction des collisions (>80%). Il faut cependant noter que l'efficacité de la clôture électrique pour réduire les accidents routiers a seulement été évaluée pour l'original. Les conditions optimales d'application demeurent donc imprécises. De plus, parmi les nombreuses mesures ayant été développées pour réduire les collisions routières, aucune ne semble surpasser systématiquement toutes les autres lorsqu'on considère à la fois l'efficacité et les coûts nécessaires à son application. Le choix d'une mesure particulière demande donc de bien circonscrire la nature du problème en tenant compte de la réalité locale. Il n'est d'ailleurs pas rare que la combinaison de plusieurs mesures soit nécessaire afin d'obtenir les résultats escomptés.

Sur les routes aux prises avec une problématique de collisions routières, la zone à risque devrait tout d'abord être délimitée. Ensuite, l'importance relative du risque de collisions dans la zone devrait être évaluée afin d'établir les mesures de mitigation adaptées à la situation. Par exemple, la fréquence locale des accidents (Ir 1 – 3) oriente fortement la prise de décision (Chapitre 8). De plus, l'origine du problème (animale, humaine ou environnementale) doit être identifiée afin de permettre de choisir la mesure la plus efficace. Nous présentons au chapitre 8 une analyse comparative résumée par des

organigrammes qui visent à orienter le choix de la mesure à appliquer selon la problématique locale, compte tenu des connaissances actuellement disponibles dans la littérature.

Cette revue de la littérature met également en évidence que les connaissances sur l'efficacité de plusieurs mesures d'atténuation des accidents routiers demeurent fragmentaires. Pour éventuellement permettre une prise de décisions plus éclairée, il serait avantageux que la mise en place de ces mesures (p. ex., bandes rugueuses, éclairage, répulsifs chimiques) soit accompagnée d'un programme de surveillance. Ces programmes pourraient consister en une évaluation des collisions le long d'un segment de route par le décompte des carcasses, le suivi télémétrique d'individus de la population, le recensement d'indices de la présence d'espèce faunique ou l'observation comportementale des animaux aux abords des routes.

Ces informations pourraient alors être mises en relation avec les mesures de mitigation en place, de même qu'avec les caractéristiques de l'habitat faunique. En effet, l'influence des caractéristiques de l'habitat sur l'efficacité des mesures de mitigation demeure souvent documentée de façon insuffisante. Lors de la planification ou de la réfection d'une route, l'influence de diverses composantes du paysage sur le risque de collisions avec la grande faune devrait être intégrée dans des modèles prédictifs. Ces modèles permettraient de mieux délimiter les zones potentiellement à risque et, ainsi, d'évaluer divers scénarios d'aménagement pouvant réduire le nombre de collisions de façon efficace. Par exemple, une étude réalisée en Espagne a permis d'identifier les variables associées au risque de collision de 3 espèces de cervidés (Malo et al. 2004). Les auteurs suggèrent que ce modèle prédictif soit utilisé lors de la planification de la route afin de pouvoir prévoir immédiatement les mesures de mitigation qui seront adéquates. L'intégration des connaissances par l'emploi de modèles prédictifs constituerait donc un outil de planification d'une valeur considérable.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier William Adam, Guillaume Bastille Rousseau, Nicolas Courbin, Karine Dancose, Marie-Claude Paquin, Josée Savage, et particulièrement Sabrina Courant pour la révision du document. Nous remercions également Anouka Bolduc, Mélanie Bouffard, Marius Poulin et Nicolas Wampach pour les commentaires apportés au document. Nous tenons également à souligner le soutien que nous a apporté M. Richard Berthiaume, du ministère des Transports du Québec.

BIBLIOGRAPHIE

- Akbar, K. F., A. D. Headley, W. H. G. Hale et M. Athar. 2006. A comparative study of de-icing salts (sodium chloride and calcium magnesium acetate) on the growth of some roadside plants of England. *Journal of Applied Sciences and Environment Management* 10:67-71.
- Al-Ghamdi, A. S. et S. A. AlGadhi. 2004. Warning signs as countermeasures to camel-vehicle collisions in Saudi Arabia. *Accident Analysis and Prevention* 36:749-760.
- Allen, R. E. et D. R. McCullough. 1976. Deer-car accidents in Southern Michigan. *Journal of Wildlife Management* 40:317-325.
- Almkvist, B., T. André, S. Ekblom et S.-A. Rempler. 1980. Viltolycksprojektet (VIOL). Slutrapport. Statens vägverk TU 146. 117p.
- Andelt, W. F., K. P. Burnham et J. A. Manning. 1991. Relative effectiveness of repellents for reducing mule deer damage. *Journal of Wildlife Management* 55:341-347.
- Andelt, W. F., K. P. Burnham et D. L. Baker. 1994. Effectiveness of capsaicin and bitrex repellents for deterring browsing by captive deer. *Journal of Wildlife Management* 58:330-334.
- Andreassen, H. P., H. Gundersen et T. Storaas. 2005. The effect of scent-marking, forest clearing, and supplemental feeding on moose-train collisions. *Journal of Wildlife Management* 69:1125-1132.
- Anund, A., G. Kecklund, A. Vadeby, M. Hjamdahl et T. Akerstedt. 2008. The alerting effect of hitting a rumble strip - A simulator study with sleepy drivers. *Accident Analysis and Prevention* 40:1970-1976.
- Baker, D. L., W. F. Andelt, K. P. Burnham et W. D. Shepperd. 1999. Effectiveness of hot sauce[®] and deer away[®] repellents for deterring elk browsing of aspen sprouts. *Journal of Wildlife Management* 63:1327-1336.
- Baker, S. E., S. A. Ellwood, R. Watkins et D. W. MacDonald. 2005. Non-lethal control of wildlife: using chemical repellents as feeding deterrents for the European badger *Meles meles*. *Journal of Applied Ecology* 42:921-931.
- Baltrenas, P. et A. Kazlauskienė. 2009. Sustainable ecological development reducing negative effects of road maintenance salts. *Baltic Journal on Sustainability* 15:178-188.

- Barber-Meyer, S. M., L. D. Mech et P. J. White. 2008. Elk calf survival and mortality following wolf restoration to Yellowstone National Park. *Wildlife Monographs* 169:1-30.
- Bashore, T. L., W. M. Tzilkowski et E. D. Bellis. 1985. Analysis of deer-vehicle collision sites in Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management* 49:769-774.
- Belant, J. L., T. W. Seamans et C. P. Dwyer. 1998. Cattle guards reduce white-tailed deer crossings through fence openings. *International Journal of Pest Management* 44:247-249.
- Bellis, E. D. et H. B. Graves. 1971. Deer mortality on a Pennsylvania Interstate Highway. *Journal of Wildlife Management* 35:232-237.
- Bendix Commercial Vehicle Systems. 2009. Bendix Xvision system service data. [En ligne]. Adresse URL: <http://www.bendix.com>. Consulté le 23 janvier 2009.
- Beringer, J., L. P. Hansen, J. A. Demand, J. Sartwell, M. Wallendorf et R. Mange. 2002. Efficacy of translocation to control urban deer in Missouri: costs, efficiency, and outcome. *Wildlife Society Bulletin* 30:767-774.
- Beringer, J., L. P. Hansen, R. A. Heinen et N. F. Giessman. 1994. Use of dogs to reduce damage by deer to a white-pine plantation. *Wildlife Society Bulletin* 22:627-632.
- Bertwistle, J. 1997. Performance evaluation of mitigation measures in Jasper National Park, Alberta. Dans: *Proceedings of the second roads, rails and the environment workshop*. Parks Canada, Banff National Park, Alberta & Columbia Mountains Institute of Applied Ecology, Revelstoke, Canada. pp.65-71.
- Bertwistle, J. 1999. The effects of reduced speed zones on reducing bighorn sheep and elk collisions with vehicles on the Yellowhead Highway in Jasper National Park. Dans: *Proceedings of the third international conference on wildlife ecology and transportation*, Missoula, Montana. pp. 727-735.
- Bissonette, J. A. et W. Adair. 2008. Restoring habitat permeability to roaded landscapes with isometrically-scaled wildlife crossings. *Biological Conservation* 141:482-488.
- Bissonette, J. A. et M. Hammer. 2000. Effectiveness of earthen ramps in reducing big game highway mortality in Utah: Final Report. *Utah Cooperative Fish and Wildlife Research Unit Report Series* 2000:1-29.
- BMW Canada Inc. 2009. [En ligne]. Adresse URL: <http://www.bmw.ca/ca/en/newvehicles/7series>. Consulté le 10 mars 2009.

- Boer, A. H. 1991. Hunting: A product or a tool for wildlife managers? *Alces* 27:74-78.
- Bomford, M. et P. H. O'Brien. 1990. Sonic deterrents in animal damage control- A review of device tests and effectiveness. *Wildlife Society Bulletin* 18:411-422.
- Boucher, S., M. Crête, J.-P. Ouellet, C. Daigle et F. Potvin. 2003. Augmentation de la densité des populations de cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*) au Québec ; comparaison d'indices de condition physique. Société de la faune et des parcs du Québec. Québec. 22p.
- Braden, A. W., R. R. Lopez, C. W. Roberts, N. J. Silvy, C. B. Owen et P. A. Frank. 2008. Florida Key deer *Odocoileus virginianus clavium* underpass use and movements along a highway corridor. *Wildlife Biology* 14:155-163.
- Brown, W. K., W. K. Hall, L. R. Linton, R. E. Huenefeld et L. A. Shipley. 2000. Repellency of three compounds to caribou. *Wildlife Society Bulletin* 28:365-371.
- Bruinderink, G. et E. Hazebroek. 1996. Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology* 10:1059-1067.
- Bushman, R., J. Vinek et E. McCaig. 2001. Development of a warning system for the reduction of animal/vehicle collisions. Rural Advanced Technology & Transportation Systems 2001 International Conference. Saskatoon, Saskatchewan. 9p.
- Cain, A. T., V. R. Tuovila, D. G. Hewitt et M. E. Tewes. 2003. Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in Southern Texas. *Biological Conservation* 114:189-197.
- Case, R. M. 1978. Interstate highway road-killed animals: a data source for biologists. *Wildlife Society Bulletin* 6:8-13.
- Castiov, F. 1999. Testing potential repellents for mitigation of vehicle-induced mortality of wild ungulates in Ontario. MSc. Thesis. School of Graduate Studies and Research, Laurentian University, Ontario. 107p.
- Child, K. N., S. P. Barry et D. A. Aitken. 1991. Moose mortality on highways and railways in British Columbia. *Alces* 27:41-49.
- Clevenger, A. P. et N. Waltho. 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology* 14:47-56.
- Clevenger, A. P., B. Chruszcz et K. E. Gunson. 2001. Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 29:646-653.

- Clevenger, A. P. et N. Waltho. 2005. Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation* 121:453-464.
- Coffey, M. A. et G. H. Johnston. 1997. A planning process for managing white-tailed deer in protected areas: Integrated pest management. pp.433-439.
- Committee on the Comparative Costs of Rock Salt and Calcium Magnesium Acetate (CMA) for Highway Deicing (CCCRSCMAHD). 1991. Highway deicing : Comparing salt and calcium magnesium acetate. Transportation Research Board: Special Report 235, National Research Council, Washington. 169p.
- Conover, M. R., W. C. Pitt, K. K. Kessler, T. J. Dubow et W. A. Sanborn. 1995. Review of human injuries, illnesses, and economic-losses caused by wildlife in the United-States *Wildlife Society Bulletin* 23:407-414.
- Conover, M. R. 1997. Monetary and intangible valuation of deer in the United States. pp.298-305.
- Cottrell, B. H. 2003. Evaluation of deer warning reflectors in Virginia. Technical assistance report. Virginia Transportation Research Council, Charlottesville, Virginie. 24p.
- Cromwell, J. A., R. J. Warren et D. W. Henderson. 1999. Live-capture and small-scale relocation of urban deer on Hilton Head Island, South Carolina. *Wildlife Society Bulletin* 27:1025-1031.
- Cumming, C. et G. K. Yarrow. 1996. Reducing deer damage at home and on the farm. Clemson University Extension Wildlife Program, Clemson, Caroline du Sud. 22p.
- Curtis, P. D., M. J. Fargione et M. E. Richmond. 1994. Preventing deer damage with barrier, electrical, and behavioral fencing systems. Dans: Proceedings of the sixteenth vertebrate pest conference. University of Nebraska-Lincoln, Nebraska. pp.223-227.
- Curtis, P. D., M. E. Richmond, L. A. Miller et F. W. Quimby. 2008. Physiological effects of gonadotropin-releasing hormone immunocontraception on white-tailed deer. *Human-Wildlife Conflicts* 2:68-79.
- Daigle, C., S. Lefort, L. Gignac et D. Jean. 2006. Gros gibier au Québec: 1er mai 2004 au 30 avril 2005. Exploitation par la chasse et mortalité par des causes diverses. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Direction du développement de la faune. Québec, Québec. 60p.
- D'Angelo, G. J., J. G. D'Angelo, G. R. Gallagher, D. A. Osborn, K. V. Miller et R. J. Warren. 2006. Evaluation of wildlife warning reflectors for altering white-tailed deer behavior along roadways. *Wildlife Society Bulletin* 34:1175-1183.

- D'Angelo, G. J., R. J. Warren, B. K. Miller, G. R. Gallagher et S. A. Valitzski. 2007. Development and evaluation of devices design to minimize deer-vehicle collisions. Daniel B. Warnell School of Forestry and Natural Resources, University of Georgia, Athens, Georgie 261p.
- Danielson, B. J. et M. W. Hubbard. 1998. A literature review for assessing the status of current methods of reducing deer vehicle collisions. Report for The Task Force on Animal Vehicle Collisions, The Iowa Department of Transportation, and The Iowa Department of Natural Resources, Iowa. 30p.
- deBellefeuille, S., J. Fortin et M. Poulin. 2003. Les accidents de la circulation occasionnés par la grande faune sur le territoire de la direction de la Mauricie-Centre-du-Québec: Bilan statistique 1996 à 2000. Transports Québec, Direction générale de Québec et de l'Est, Québec. 58p.
- deBellefeuille, S. et M. Poulin. 2003. Mesures de mitigation visant à réduire le nombre de collisions routières avec les cervidés: Revue de littérature et recommandations pour le Québec. Ministère des Transports du Québec, Service du soutien technique, Direction générale de Québec et de l'Est, Québec. 103p.
- Del Frate, G. G. et T. H. Spraker. 1991. Moose vehicle interactions and an associated public awareness program on the Kenai Peninsula, Alaska. *Alces* 27:1-7.
- DeNicola, A. J. et R. K. Swihart. 1997. Capture-induced stress in white-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin* 25:500-503.
- DeNicola, A. J., K. C. VerCauteren, P. D. Curtis et S. E. Hygnstrom. 2000. Managing white-tailed deer in suburban environments: a technical guide. The Wildlife Society–Wildlife Damage Management Working Group, and the Northeast Wildlife Damage Research and Outreach Cooperative. 56p.
- DeNicola, A. J. et S. C. Williams. 2008. Sharpshooting suburban white-tailed deer reduces deer–vehicle collisions. *Human–Wildlife Conflicts* 2:28-33.
- Dodd, N. L., J. W. Gagnon et R. E. Schweinsburg. 2004. Evaluation of measures to minimize wildlife-vehicle collisions and maintain wildlife permeability across highways in Arizona, USA. Dans: *Proceedings of the 2003 International Conference on Ecology and Transportation*. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, Caroline du Nord. pp. 353-354.
- Dodd, N. L., J. W. Gagnon, S. Boe et R. E. Schweinsburg. 2007a. Role of Fencing in Promoting Wildlife Underpass Use and Highway Permeability. Dans: *Proceedings of the 2007 International Conference on Ecology and Transportation*, Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Caroline du Nord. pp. 475-487.

- Dodd, N. L., J. W. Gagnon, A. L. Manzo et R. E. Schweinsburg. 2007b. Video surveillance to assess highway underpass use by elk in Arizona. *Journal of Wildlife Management* 71:637-645.
- Doerr, M. L., J. B. McAninch et E. P. Wiggers. 2001. Comparison of 4 methods to reduce white-tailed deer abundance in an urban community. *Wildlife Society Bulletin* 29:1105-1113.
- Donaldson, B. 2007. Use of highway underpasses by large mammals and other wildlife in Virginia - Factors influencing their effectiveness. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board* 2011:157-164.
- Dussault, C., M. Poulin, R. Courtois et J. P. Ouellet. 2004. Répartition temporelle et spatiale des accidents routiers impliquant l'orignal dans la réserve faunique des Laurentides de 1990-2002. -Rapport final. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche sur la faune. Québec, Québec. 57p.
- Dussault, C., M. Poulin, R. Courtois et J. P. Ouellet. 2006. Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology* 12:415-425.
- Dussault, C., J. P. Ouellet, C. Laurian, R. Courtois, M. Poulin et L. Breton. 2007. Moose movement rates along highways and crossing probability models. *Journal of Wildlife Management* 71:2338-2345.
- Edgar, J. P., R. G. Appleby et D. N. Jones. 2007. Efficacy of an ultrasonic device as a deterrent to dingoes (*Canis lupus dingo*): a preliminary investigation. *Journal of Ethology* 25:209-213.
- Elvik, R. 2005. Speed and road safety - Synthesis of evidence from evaluation studies. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board* 1908:59-69.
- Environnement Canada. 2001. Liste des substances d'intérêt prioritaire: Rapport d'évaluation. Environnement Canada, Santé Canada. 200p.
- Falk, N. W., H. B. Graves et E. D. Bellis. 1978. Highway right-of-way fences as deer deterrents. *Journal of Wildlife Management* 42:646-650.
- Farrell, T. M., J. E. Sutton, D. E. Clark, W. R. Horner, K. I. Morris, K. S. Finison, G. E. Menchen et K. H. Cohn. 1996. Moose-motor vehicle collisions - An increasing hazard in Northern New England. pp. 377-380.
- Farrell, M. C. et P. A. Tappe. 2007. County-level factors contributing to deer-vehicle collisions in Arkansas. *Journal of Wildlife Management* 71:2727-2731.

- Feldhamer, G. A., J. E. Gates, D. M. Harman, A. J. Loranger et K. R. Dixon. 1986. Effects of interstate highway fencing on white-tailed deer activity. *Journal of Wildlife Management* 50:497-503.
- Finder, R. A., J. L. Roseberry et A. Woolf. 1999. Site and landscape conditions at white-tailed deer vehicle collision locations in Illinois. *Landscape and Urban Planning* 44:77-85.
- 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. S., D., 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 DC. 481p.
- Foster, M. L. et S. R. Humphrey. 1995. Use of highway underpasses by Florida panthers and other wildlife. *Wildlife Society Bulletin* 23:95-100.
- Fraser, D. et H. Hristienko. 1982. Moose-vehicle accidents in Ontario: A repugnant solution. *Wildlife Society Bulletin* 10:266-270.
- Fraser, D. et E. R. Thomas. 1982. Moose-Vehicle Accidents in Ontario: Relation to Highway Salt. *Wildlife Society Bulletin* 10:261-265.
- Fritzen, D. E., R. F. Labisky, D. E. Easton et J. C. Kilgo. 1995. Nocturnal movements of white-tailed deer - Implications for refinement of track-count surveys *Wildlife Society Bulletin* 23:187-193.
- Fulton, D. C., K. Skerl, E. M. Shank et D. W. Lime. 2004. Beliefs and attitudes toward lethal management of deer in Cuyahoga Valley National Park. *Wildlife Society Bulletin* 32:1166-1176.
- Gagnon, J. W., T. C. Theimer, N. L. Dodd, A. L. Manzo et R. E. Schweinsburg. 2007. Effects of traffic on elk use of wildlife underpasses in Arizona. *Journal of Wildlife Management* 71:2324-2328.
- Garneau, D. E., T. Boudreau, M. Keech et E. Post. 2008. Black bear movements and habitat use during a critical period for moose calves. *Mammalian Biology* 73:85-92.
- Garrett, L. C. et G. A. Conway. 1999. Characteristics of moose-vehicle collisions in Anchorage, Alaska, 1991-1995. *Journal of Safety Research* 30:219-223.
- Garrott, R. A. 1995. Effective management of free-ranging ungulate populations using contraception. *Wildlife Society Bulletin* 23:445-452.

- Gertler, A., H. Kuhns, M. Abu-Allaban, C. Damm, J. Gillies, V. Etyemezian, R. Clayton et D. Proffitt. 2006. A case study of the impact of Winter road sand/salt and street sweeping on road dust re-entrainment. *Atmospheric Environment* 40:5976-5985.
- Gibeau, M. L. et K. Heuer. 1996. Effects of transportation corridors on large carnivores in the Bow River Valley, Alberta. Eastern Slopes Grizzly Bear Project, University of Calgary, Calgary, Alberta. 14p.
- Gilbert, J. R. 1982. Evaluation of deer mirrors for reducing deer-vehicle collisions. U.S. Federal Highway Administration Report No. FHWA-RD-82-061.
- Gilsdorf, J. M., S. E. Hygnstrom, K. C. VerCauteren, E. E. Blankenship et R. M. Engeman. 2004a. Propane exploders and electronic guards were ineffective at reducing deer damage in cornfields. *Wildlife Society Bulletin* 32 : 524-531.
- Gilsdorf, J. M., S. E. Hygnstrom, K. C. VerCauteren, G. M. Clements, E. E. Blankenship et R. M. Engeman. 2004b. Evaluation of a deer-activated bio-acoustic frightening device for reducing deer damage in cornfields. *Wildlife Society Bulletin* 32:515-523.
- Goddard, P. J., R. W. Summers, A. J. Macdonald, C. Murray et A. R. Fawcett. 2001. Behavioural responses of red deer to fences of five different designs. *Applied Animal Behaviour Science* 73:289-298.
- Gordon, D. F. 1969. "Deer mirrors" – a clearer picture. Colorado Department of Natural Resources, Division of Game, Fish, and Parks Game Information Leaflet No. 77.
- Gordon, K. M., M. C. McKinstry et S. H. Anderson. 2004. Motorist response to a deer-sensing warning system. *Wildlife Society Bulletin* 32:565-573.
- Graves, H. B., et E. D. Bellis. 1978. The effectiveness of deer flagging models as deterrents to deer entering highway rights-of-way. Institute for Research on Land and Water Resources, The Pennsylvania State University, University Park, Pennsylvania.
- Grenier, P. 1973. Moose killed on the highway in the Laurentides Park Québec, 1962 to 1972. Dans: *Proceedings of North American Moose Conference Workshop* 9:155-193.
- Grenier, P. A. 1974. Orignaux tués sur la route dans le parc des Laurentides, Québec, de 1962 à 1972. *Naturaliste Canadien* 101:737-754.
- Grenier, P. 1980. Contribution à l'étude de moyens préventifs pour réduire le nombre d'accidents routiers impliquant des orignaux. Québec, Ministère Loisir, Chasse et Pêche, Direction de la recherche faunique. R.R.F 64, Québec, Québec. 29p.

- Grenier, R. H. 2002. A study of the effectiveness of Strieter-Lite wild animal highway warning reflector systems. 20p.
- Gulen, S., G. McCabe, I. Rosenthal, S. E. Wolfe et V. L. Anderson. 2006. Evaluation of wildlife reflectors in reducing vehicle deer collisions on Indiana Interstate 80/90. Final Report. Joint Transportation Research Program, Purdue University, Indiana. 48p.
- Gundersen, H., H. P. Andreassen et T. Storaas. 1998. Spatial and temporal correlates to Norwegian moose-train collisions. *Alces* 34:385-394.
- Gundersen, H., H. P. Andreassen et T. Storaas. 2004. Supplemental feeding of migratory moose *Alces alces*: forest damage at two spatial scales. *Wildlife Biology* 10: 213-223.
- Gunther, K. A., M. J. Biel et H. L. Robison. 1998. Factors influencing the frequency of road-killed wildlife in Yellowstone National Park. Dans: Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation. Fort Myers, Floride. pp. 395-405.
- Haikonen, H. et H. Summala. 2001. Deer-vehicle crashes - Extensive peak at 1 hour after sunset. *American Journal of Preventive Medicine* 21:209-213.
- Hammond, C. et M. G. Wade. 2004. Deer avoidance: the assessment of real world enhanced deer signage in a virtual environment. Final Report. Minnesota Department of Transportation. St. Paul, Minnesota. 50p.
- Hani, E. H. et M. R. Conover. 1995. Comparative Analysis of Deer Repellents. Dans: The Repellents in Wildlife Management Symposium Proceedings. National Wildlife Research Center, United States Department of Agriculture Animal and Plant Health Inspection Service, Fort, Collins, Colorado. pp. 147-155.
- Hardy, A. R., S. Lee et A. F. Al-Kaisy. 2006. Effectiveness of animal advisory messages as a speed reduction tool: A case study in Montana. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board* 1973: 64-72.
- Hardy, A. R., J. Fuller, M. P. Huijser, A. Kociolek et M. Evans. 2007. Evaluation of wildlife crossing structure and fencing on US Highway 93 Evaro to Polson phase 1: Preconstruction data collection and finalization of evaluation plan. The state of Montana, Department of Transportation, Western Transportation Institute Montana state University, Montana. 213p.
- Harrington, J. L. et M. R. Conover. 2006. Characteristics of ungulate behavior and mortality associated with wire fences. *Wildlife Society Bulletin* 34:1295-1305.

- Hartl, W. et E. Erhart. 2002. Effects of potassium carbonate as an alternative road de-icer to sodium chloride on soil chemical properties. *Annals of Applied Biology* 140:271-277.
- Hartwig, D. 1993. Auswertung der durch Wild verursachten Verkehrsunfälle nach der Statistik für Nordrhein-Wetsfalen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 39:22-33.
- Hedlund, J. H., P. D. Curtis, G. Curtis et A. F. Williams. 2003. Methods to reduce traffic crashes involving deer: What works and what does not. Préparé pour Insurance Institute for Highway Safety, Virginie. 21p.
- Heinrich, H. H. et S. Predl. 1995. Can we landscape to accomodate deer? The Tracy estate research garden. Dans: *Proceedings of the sixth Eastern Wildlife Damage Control Conference*. University of Nebraska-Lincoln, Nebraska. pp. 102-112.
- Hindelang, M., D. Premo, E. Rogers et K. Premo. 1999. Addressing deer vehicle accidents with a ecological landscape GIS approach. Dans: *Proceedings of the third international conference on wildlife ecology and transportation*, Missoula, Montana. pp. 185-192.
- Hobday, A. J. et M. L. Minstrell. 2008. Distribution and abundance of roadkill on Tasmanian highways: human management options. *Wildlife Research* 35:712-726.
- Howard, V. W. 1991. Effects of electric predator-excluding fences on movements of mule deer in Pinyon Juniper Woodlands. *Wildlife Society Bulletin* 19:331-334.
- Hubbard, M. W., B. J. Danielson et R. A. Schmitz. 2000. Factors influencing the location of deer-vehicle accidents in Iowa. *Journal of Wildlife Management* 64:707-713.
- Huijser, M. P., W. Camel et A. Hardy. 2005. Reliability of the animal detection system along US Hwy 191 in Yellowstone National Park, Montana, USA. Dans: *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*, Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, Caroline du Nord. pp. 509-523.
- Huijser, M. P., P. T. McGowen, W. Camel, A. Hardy, P. Wright, A. P. Clevenger, L. Salsman et T. Wilson. 2006. Animal vehicle crash mitigation using advanced technology. Phase I: review, design and implementation. Western Transportation Institute, Montana State University, Bozeman, Montana. 292p.
- Huijser, M. P., J. Kociolek, P. McGowen, A. Hardy, A. P. Clevenger et R. Ament. 2007. Wildlife-vehicle collision and crossing mitigation measures: a toolbox for the Montana Department of Transportation. Western Transportation Institute - Montana State University. Helena, Montana. 126p.

- Huijser, M. P. et K. J. S. Paul. 2008. Wildlife-vehicle collision and crossing mitigation measures: A literature review for Parks Canada, Kootenay National Park. Western Transportation Institute - College of Engineering, Montana State University. Helena, Montana. 119p.
- Jaeger, J. A. G. et L. Fahrig. 2004. Effects of road fencing on population persistence. *Conservation Biology* 18:1651-1657.
- Jaren, V., R. Andersen, M. Ulleberg, P. H. Pedersen et B. Wiseth. 1991. Moose-train collisions: the effects of vegetation removal with a cost-benefit analysis. *Alces* 27: 93-99.
- Jean, D., L. Gignac et G. Lamontagne. 1999. Gros gibier au Québec en 1999 : Exploitation par la chasse et mortalité par des causes diverses. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la faune et des habitats. Québec, Québec. 73p.
- Jenks, J. A., W. P. Smith et C. S. DePerno. 2002. Maximum sustained yield harvest versus trophy management. *Journal of Wildlife Management* 66:528-535.
- Jolicoeur, H. et M. Crête. 1994. Failure to reduce moose-vehicle accidents after a partial drainage of roadside salt pools in Québec. *Alces* 30:81-89.
- Jones, J. M. et J. H. Witham. 1990. Post-translocation survival and movements of metropolitan white-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin* 18:434-441.
- Jordan, D. M. et M. E. Richmond. 1992. Effectiveness of a vertical 3-wire electric fence modified with attractants or repellents as a deer enclosure. Dans: *Proceedings of the Fifth Eastern Wildlife Damage Control Conferences*, University of Nebraska - Lincoln, Nebraska. pp.44-47.
- Joyce, T. L. et S. P. Mahoney. 2001. Spatial and temporal distributions of moose-vehicle collisions in Newfoundland. *Wildlife Society Bulletin* 29:281-291.
- Karhu, R. R. et S. H. Anderson. 2006. The effect of high-tensile electric fence designs on big-game and livestock movements. *Wildlife Society Bulletin* 34:293-299.
- Kilpatrick, H. J., A. M. LaBonte, J. S. Barclay et G. Warner. 2004. Assessing strategies to improve bowhunting as an urban deer management tool. *Wildlife Society Bulletin* 32:1177-1184.
- Kinley, T. A., N. J. Newhouse et H. N. Page. 2003. Use of infrared camera video footage from a wildlife protection system to assess collision-risk behavior by deer in Kootenay National Park, British Columbia 2003. Sylvan Consulting Ltd., Invermere, British Columbia, Canada. 10p.

- Kleist, A. M., R. A. Lancia et P. D. Doerr. 2007. Using video surveillance to estimate wildlife use of a highway underpass. *Journal of Wildlife Management* 71:2792-2800.
- Kloeden, C. N., G. Ponte et A. J. McLean. 2001. Traveling speed and the risk of crash involvement on rural road. Road Accident Research Unit. University of Adelaide, Australie. 50p.
- Kloppers, E. L., C. C. St Clair et T. E. Hurd. 2005. Predator-resembling aversive conditioning for managing habituated wildlife. *Ecology and Society* 10. 18p.
- Knapp, K. K., X. Yi, T. Oakasa, W. Thimm, E. Hudson et C. Rathmann. 2004. Deer vehicle crash countermeasure toolbox: a decision and choice resource. Final report. Midwest Regional University Transportation Center, Deer vehicle Crash Information Clearinghouse, University of Wisconsin-Madison, Madison, Wisconsin. 263p.
- Knapp, K. 2005. Crash reduction factors for deer vehicle crash countermeasures. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board* 1908:172-179.
- Koval, M. H. et A. G. Mertig. 2004. Attitudes of the Michigan public and wildlife agency personnel toward lethal wildlife management. *Wildlife Society Bulletin* 32:232-243.
- L-P Tardif et Associés Inc. 2003. Collisions involving motor vehicle and large animals in Canada. Final Report to Transport Canada Road Safety Directorate, Nepean, Ontario. 44p.
- Laurian, C., J. P. Ouellet, R. Courtois, L. Breton et S. St-Onge. 2000. Effects of intensive harvesting on moose reproduction. *Journal of Applied Ecology* 37:515-531.
- Laurian, C., J. P. Ouellet, R. Courtois, C. Dussault, M. Poulin et L. Breton. 2005. Comportement des orignaux par rapport aux axes routiers dans la réserve faunique des Laurentides. Rapport préliminaire. Ressource naturelles et Faune, Québec, Québec. 42p.
- Laurian, C., C. Dussault, J. P. Ouellet, R. Courtois, M. Poulin et L. Breton. 2008. Behavioral adaptations of moose to roadside salt pools. *Journal of Wildlife Management* 72:1094-1100.
- Lavsund, S. et F. Sandegren. 1991. Moose vehicle relations in Sweden: a review. *Alces* 27:118-126.

- Leblond, M., C. Dussault, J. P. Ouellet, M. Poulin, R. Courtois et J. Fortin. 2005. Évaluation de la clôture électrique comme mesure de mitigation des accidents routiers impliquant l'orignal dans la réserve faunique des Laurentides. – Rapport final. Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec. 53p.
- Leblond, M., C. Dussault, J. P. Ouellet, M. Poulin, R. Courtois et J. Fortin. 2006. Évaluation de l'aménagement des mares salines comme mesure de mitigation des accidents routiers impliquant l'orignal dans la réserve faunique des Laurentides. Rapport final. Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec. 64p.
- Leblond, M., C. Dussault, J. P. Ouellet, M. Poulin, R. Courtois et J. Fortin. 2007a. Management of roadside salt pools to reduce moose-vehicle collisions. *Journal of Wildlife Management* 71:2304-2310.
- Leblond, M., C. Dussault, J. P. Ouellet, M. Poulin, R. Courtois et J. Fortin. 2007b. Electric fencing as a measure to reduce moose-vehicle collisions. *Journal of Wildlife Management* 71:1695-1703.
- Lehnert, M. E. et J. A. Bissonette. 1997. Effectiveness of highway crosswalk structures at reducing deer-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 25:809-818.
- Lehnert, M. E., L. A. Romin et J. A. Bissonette. 1996. Mule deer-highway mortality in northeastern Utah: Causes, patterns, and a new mitigative technique. Utah Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, National Biological Service, Department of Fisheries and Wildlife, Utah State University, Utah. 8p.
- Lerner, N. D., R. E. Llaneras, H. W. McGee et D. E. Stephens. 2002. Traffic-Control Devices for Passive Railroad Highway Grade Crossing. Transportation research board, National research council, National cooperative highway research program, report-470, Washington. 42p.
- Lewis, T. L. et O. J. Rongstad. 1998. Effects of supplemental feeding on white-tailed deer, *Odocoileus virginianus*, migration and survival in Northern Wisconsin. *Canadian Field-Naturalist* 112:75-81.
- Little, S. J., R. G. Harcourt et A. P. Clevenger. 2002. Do wildlife passages act as prey-traps? *Biological Conservation* 107:135-145.
- Litvaitis, J. A. et J. P. Tash. 2008. An approach toward understanding wildlife-vehicle collisions. *Environmental Management* 42:688-697.
- Luell, B., G. J. Bekker, R. Cuperus, J. Dufek, G. Fry, C. Hicks, V. Hlavac, B. Rosell, C. Sangwine, T. Torslov, N. Wandall et B. le Maire. 2003. Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions. European Commission Action 341 on "Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure". 172p.

- Magnus, Z. 2006. Wildlife roadkill mitigation kit: A guide for local government and land managers. Sustainable Living Tasmania, Hobart, Tasmanie. 37p.
- Maine Interagency Work Group on Wildlife/Motor Vehicle Collisions (MIWGWMVC). 2001. Collisions Between Large Wildlife Species and Motor Vehicles in Maine - Interim Report. MIWGWMVC, Interim report, Maine. 35p.
- Malo, J. E., F. Suarez et A. Diez. 2004. Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41:701-710.
- Mata, C., I. Hervas, J. Herranz, F. Suarez et J. E. Malo. 2005. Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. *Biological Conservation* 124:397-405.
- Mata, C., I. Hervas, J. Herranz, F. Suarez et J. E. Malo. 2008. Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. *Journal of Environmental Management* 88:407-415.
- McDonald, M. G. 1991. Moose Movement and Mortality Associated with the Glenn Highway Expansion, Anchorage, Alaska. *Alces* 27:208-219.
- McKillop, I. G. et R. M. Sibly. 1988. Animal behavior at electric fences and the implications for management *Mammal Review* 18:91-103.
- Ménard, J. et Y. Bédard. 2008. Portrait des problématiques concernant la faune et le réseau routier du Québec. Ministère des Transports du Québec, Direction de la Capitale-Nationale, Service des inventaires et du plan, Québec, Québec.8p.
- Messmer, T. A., S. M. George et L. Cornicelli. 1997. Legal considerations regarding lethal and nonlethal approaches to managing urban deer. *Wildlife Society Bulletin* 25:424-429.
- Metropolitam Washington Council of Governments (MWCG). 2006. Deer-vehicle collision report. COG Animal Services Committee Wildlife-Vehicle Collision Reduction Working Group. Washington. 149p.
- Miles, J. D. et M. D. Finley. 2007. Factors that influence the effectiveness of rumble strip design. *Transportation Research Record* 2030:1-9.
- Miller, B. K. et J. A. Litvaitis. 1992. Use of salt licks by moose, *Alces alces*, in northern New-Hampshire *Canadian Field-Naturalist* 106:112-117.
- Milner, J. M., E. B. Nilsen et H. P. Andreassen. 2007. Demographic Side Effects of Selective Hunting in Ungulates and Carnivores. *Conservation Biology* 21:36-47.

- Ministère des Transports du Québec. 2007. Sécurité routière – Grande faune. [En ligne]. Adresse URL : http://www.mtq.gouv.qc.ca/portal/page/portal/entreprises/transport_collectif/securite_routiere/grande_faune. Consulté le 17 février 2009.
- Morgan, R. L. 2003. Temporary rumble strips. Transportation research and development. New York state department of transportation. New York. 44p.
- Mosler-Berger, Chr. et J. Romer. 2003. Wildwarnsystem CALSTROM. Wildbiologie 3: 1-12.
- Muzzi, P. D. et A. R. Bisset. 1990. Effectiveness of ultrasonic wildlife warning devices to reduce moose fatalities along railway corridors. *Alces* 26:37-43.
- Nelson, S. H., A. D. Evans et R. B. Bradbury. 2006. The efficacy of an ultrasonic cat deterrent. *Applied Animal Behaviour Science* 96:83-91.
- Ng, S. J., J. W. Dole, R. M. Sauvajot, S. P. D. Riley et T. J. Valone. 2004. Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation* 115:499-507.
- Ng, J. W., C. K. Nielsen et C. C. St. Clair. 2008. Landscape and traffic factors influencing deer-vehicle collisions in an urban environment. *Human-Wildlife Conflicts* 2:34-47.
- Nielsen, C. K., W. F. Porter et H. B. Underwood. 1997. An adaptive management approach to controlling suburban deer. *Wildlife Society Bulletin* 25:470-477.
- Nolte, D. L., L. A. Shipley et K. K. Wagner. 2001. Efficacy of Wolfin to repel black-tailed deer. *Western Journal of Applied Forestry* 16:182-186.
- O'Bryan, M. K. et D. R. McCullough. 1985. Survival of Black-tailed Deer Following Relocation in California. *Journal of Wildlife Management* 49:115-119.
- Olbrich, P. 1984. Untersuchung der Wirksamkeit von Wildwarnreflektoren und der Eignung von Wilddurchlassen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 30:101-116.
- Olsson, M. P. O. et P. Widén. 2008a. Effects of highway fencing and wildlife crossings on moose *Alces alces* movements and space use in southwestern Sweden. *Wildlife Biology* 14:111-117.
- Olsson, M. P. O. et P. Widén. 2008b. Effectiveness of a highway overpass to promote landscape connectivity and movement of moose and roe deer in Sweden. *Landscape and Urban Planning* 85: 133-139.
- Oosenbrug, S. M., M. E. W. Mercer et S. H. Ferguson. 1991. Moose-Vehicle Collision in Newfoundland - Management Considerations for the 1990's. *Alces* 27:220-225.

- Pafko, F. et B. Kovach. 1996. Minnesota experience with deer reflectors. Office of Environmental Services, Minnesota Department of Transportation, Minnesota. 10p.
- Palmer, W. L., J. M. Payne, R. G. Wingard et J. L. George. 1985. A practical fence to reduce deer damage. *Wildlife Society Bulletin* 13:240-245.
- Peterson, M. N., R. R. Lopez, N. J. Silvy, C. B. Owen, P. A. Frank et A. W. Braden. 2003. Evaluation of deer-exclusion grates in urban areas. *Wildlife Society Bulletin* 31:1198-1204.
- Pojar, T. M., R. A. Prosenice, D. F. Reed et T. N. Woodard. 1975. Effectiveness of a lighted, animated deer crossing sign. *Journal of Wildlife Management* 39:87-91.
- Poole, D. W., G. Western et I. G. McKillop. 2004. The effects of fence voltage and the type of conducting wire on the efficacy of an electric fence to exclude badgers (*Meles meles*). *Crop Protection* 23:27-33.
- Pooler, R. L., P. D. Curtis et M. E. Richmond. 1997. Cost comparison for white-tailed deer live capture techniques. Dans: Proceedings of the Eighth Eastern Wildlife Damage Management Conference. University of Nebraska - Lincoln, Nebraska. pp. 194-199.
- Porter, W. F. 1983. A baited electric fence for controlling deer damage to orchard seedlings. *Wildlife Society Bulletin* 11:325-327.
- Porter, W. F. et H. B. Underwood. 1999. Of elephants and blind men: Deer management in the US national parks. *Ecological Applications* 9:3-9.
- Puglisi, M. J., J. S. Lindzey et E. D. Bellis. 1974. Factors associated with highway mortality of white-tailed deer *Journal of Wildlife Management* 38:799-807.
- Putman, R. J. 1997. Deer and road traffic accidents: Options for management. *Journal of Environmental Management* 51:43-57.
- Putman, R. J., J. Langbein et B. W. Staines. 2004. Deer and road traffic accidents: A review of mitigation measures: costs and cost-effectiveness. Report for the Deer Commission for Scotland, Royaume Unis. 96p.
- Putman, R. J. et B. W. Staines. 2004. Supplementary winter feeding of wild red deer *Cervus elaphus* in Europe and North America : Justifications, feeding practice and effectiveness. *Mammal Review* 34: 285-306.
- Pynn, T. P. et B. R. Pynn. 2004. Moose and other large animal wildlife vehicle collisions: implications for prevention and emergency care. *Journal of Emergency Nursing* 30:542-547.

- Rattey, T. E. et N. E. Turner. 1991. Vehicle-moose accidents in Newfoundland. *Journal of Bone and Joint Surgery-American* 73:1487-1491.
- Rea, R. V. 2003. Modifying roadside vegetation management practices to reduce vehicular collisions with moose *Alces alces*. *Wildlife Biology* 9:81-91.
- Rea, R. V. 2004. Investigating methods to reduce urban moose-related vehicular collisions within the city of Prince George, British Columbia. Ecosystem Science and Management Program. University of Northern British Columbia, Prince George, Colombie-Britannique. 31p.
- Redmond, G. 2005. Experimental electric moose fence study: measures to reduce moose-vehicle collisions in ortheast New Brunswick. Maritime College of Forest Technology, Hugh John Flemming Forestry Center, Nouveau-Brunswick. 61p.
- Reed, D. F., T. M. Pojar et T. N. Woodard. 1974. Use of one-way gates by mule deer. *Journal of Wildlife Management* 38:9-15.
- Reed, D. F., T. N. Woodard et T. M. Pojar. 1975. Behavioral response of mule deer to a highway underpass *Journal of Wildlife Management* 39:361-367.
- Reed, D. F., T. N. Woodard et T. D. I. Beck. 1979. Regional deer-vehicle accident research. U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration. National Technical Information Service, Springfield, Virginie. 61p.
- Reed, D. F. et T. N. Woodard. 1981. Effectiveness of highway lighting in reducing deer-vehicle accidents *Journal of Wildlife Management* 45:721-726.
- Reed, D. F., T. D. I. Beck et T. N. Woodard. 1982. Methods of reducing deer-vehicle accidents: Benefit-cost analysis. *Wildlife Society Bulletin* 10:34-354.
- Reed, D. F. et A. L. Ward. 1985. Efficacy of methods advocated to reduce deer-vehicle accidents: research and rationale in the USA. Dans: *The Highway and Wildlife Relationships Conference Proceedings*, Service d'Etudes Techniques de Routes et Autoroutes, Bagneaux, France. pp. 285-293.
- Reeve, A. F. et S. H. Anderson. 1993. Ineffectiveness of Swareflex reflectors at reducing deer vehicle collisions *Wildlife Society Bulletin* 21:127-132.
- Riley, S. J., D. J. Decker, J. W. Enck, P. D. Curtis, T. B. Lauber et T. L. Brown. 2003. Deer populations up, hunter populations down: Implications of interdependence of deer and hunter population dynamics on management. *Ecoscience* 10:455-461.
- Rogers, E. 2004. An ecological landscape study of deer vehicle collisions in Kent County, Michigan. Report by White Water Associates Inc. Kent County Road Commission, Grand Rapids, Michigan. 60p.

- Rolley, R. E. et L. E. Lehman. 1992. Relationship among raccoon road-kill surveys, harvest, and traffic Wildlife Society Bulletin 20:313-318.
- Romin, L. A. et L. B. Dalton. 1992. Lack of response by mule deer to wildlife warning whistles Wildlife Society Bulletin 20:382-384.
- Romin, L. A. et J. A. Bissonette. 1996. Deer-vehicle collisions: Status of state monitoring activities and mitigation efforts. Wildlife Society Bulletin 24:276-283.
- Roseberry, J. L. et A. Woolf. 1998. Habitat-population density relationships for white-tailed deer in Illinois. Wildlife Society Bulletin 26:252-258.
- Rudolph, B. A., W. F. Porter et H. B. Underwood. 2000. Evaluating immunocontraception for managing suburban white-tailed deer in Irondequoit, New York. Journal of Wildlife Management 64:463-473.
- Rutberg, A. T., R. E. Naugle, L. A. Thiele et I. K. M. Liu. 2004. Effects of immunocontraception on a suburban population of white-tailed deer *Odocoileus virginianus*. Biological Conservation 116:243-250.
- Sansregret, H. et C. Auger. 2002. Évaluation du potentiel de la végétation herbacée et arbustive, aux abords de deux routes, en terme de couvert pour la grande faune. Groupe Conseil AGIR Inc., Rapport final pour le ministère des Transports du Québec, Québec, Québec. 12p.
- SAV-A-LIFE Deer Alert[®]. 2009. Introducing the SAV-A-LIFE Deer Alert[®]. [En ligne]. Adresse URL: http://www.sav-a-life.com/Deeralert_intro.htm. Consulté le 30 janvier 2009.
- Schafer, J. A. et S. T. Penland. 1985. Effectiveness of Swareflex reflectors in reducing deer-vehicle accidents. Journal of Wildlife Management 49:774-776.
- Scheifele, P. M., D. G. Browning et L. M. Collins-Scheifele. 2003. Analysis and effectiveness of deer whistles for motor vehicles: frequencies, levels, and animal threshold responses. Acoustics Research Letters Online-Arlo 4:71-76.
- Schwartz, J. A., R. J. Warren, D. W. Henderson, D. A. Osborn et D. J. Kesler. 1997. Captive and field tests of a method for immobilization and euthanasia of urban deer. Wildlife Society Bulletin 25:532-541.
- Seagle, S. W. et J. D. Close. 1996. Modeling white-tailed deer *Odocoileus virginianus* population control by contraception. Biological Conservation 76:87-91.
- Seamans, T. W., B. F. Blackwell et J. D. Cepek. 2002. Coyote hair as an area repellent for white-tailed deer. International Journal of Pest Management 48:301-306.

- Seamans, T. W. et K. C. VerCauteren. 2006. Evaluation of ElectroBraid (TM) fencing as a white-tailed deer barrier. *Wildlife Society Bulletin* 34:8-15.
- Seiler, A. 2004. Trends and spatial patterns in ungulate-vehicle collisions in Sweden. *Wildlife Biology* 10:301-313.
- Seiler, A. 2005. Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 42:371-382.
- Sielecki, L. E. 2004. WARS 1983-2002 - Wildlife accident reporting and mitigation in British Columbia: special annual report. Ministry of Transportation, Engineering Branch. Environmental Management Section. Victoria, Colombie-Britannique. 347p.
- Smith, B. L. 2001. Winter feeding of elk in western North America. *Journal of Wildlife Management* 65:173-190.
- Smith, E. B., et J. N. Ivan. 2005. Evaluation of safety benefits and potential crash migration due to shoulder rumble strip installation on Connecticut freeways. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board* 1908: 104-113.
- Storm, D. J., C. K. Nielsen, E. M. Schaubert et A. Woolf. 2007. Deer-human conflict and hunter access in an exurban landscape. *Human-Wildlife Conflicts* 1:53-59.
- Stout, R. J., B. A. Knuth et P. D. Curtis. 1997. Preferences of suburban landowners for deer management techniques: A step towards better communication. *Wildlife Society Bulletin* 25:348-359.
- Srieter-Lite[®] Corporation. 2009. [En ligne]. Adresse URL : <http://www.srieter-lite.com/index.html>. Consulté le 14 février 2009.
- Sudharsan, K., S. J. Riley et S. R. Winterstein. 2006. Relationship of autumn hunting season to the frequency of deer-vehicle collisions in Michigan. *Journal of Wildlife Management* 70:1161-1164.
- Sullivan, T. R., L. O. Nordstrom et D. S. Sullivan. 1985. Use of predator odors as repellents to reduce feeding damage by herbivores II. Black-Tailed Deer (*Odocoileus hemionus columbianus*). *Journal of Chemical Ecology* 11:921-935.
- Sullivan, T. L. et T. A. Messmer. 2003. Perceptions of deer-vehicle collision management by state wildlife agency and department of transportation administrators. *Wildlife Society Bulletin* 31:163-173.
- Sullivan, T. L., A. E. Williams, T. A. Messmer, L. A. Hellinga et S. Y. Kyrychenko. 2004. Effectiveness of temporary warning signs in reducing deer-vehicle collisions during mule deer migrations. *Wildlife Society Bulletin* 32:907-915.

- Swihart, R. K., J. J. Pignatello et M. J. I. Mattina. 1991. Aversive responses of white-tailed deer, *Odocoileus virginianus*, to predator urines. *Journal of Chemical Ecology*:767-777.
- Taskula, K. 1997. The moose ahead. *Traffic Technology International* 42: 170-173.
- Thomas, S. E. 1995. Moose vehicle accidents on Alaska's rural highways. Alaska Department of Transportation and Public Facilities, Central Region, Design and Construction Division, Alaska. 66p.
- Thompson, I. D. et R. W. Stewart. 1998. Management of moose habitat. Dans: *Ecology and management of the North American Moose* (A. W. Franzmann et C. C. Schwartz, eds). Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp. 377-401.
- Transports Canada. 2002. Manuel des procédures sur la gestion de la faune (TP11500F). Transports Canada, Sécurité et sûreté, Direction des la sécurité des aéroports. 231p.
- Transports Canada. 2003. Overview of technologies aimed at reducing and preventing large animal strikes. Standards Research and Development Branch, Road Safety and Motor Vehicle Regulation Directorate. Ottawa, Ontario.15p.
- Ujvari, M., H. J. Baagoe et A. B. Madsen. 1998. Effectiveness of wildlife warning reflectors in reducing deer-vehicle collisions: A behavioral study. *Journal of Wildlife Management* 62:1094-1099.
- Ujvari, M., H. J. Baagoe et A. B. Madsen. 2004. Effectiveness of acoustic road markings in reducing deer-vehicle collisions: a behavioural study. *Wildlife Biology* 10:155-159.
- Van Deelen, T. R., B. Dhuey, K. R. McCaffery et R. E. Rolley. 2006. Relative effects of baiting and supplemental antlerless seasons on Wisconsin's 2003 deer harvest. *Wildlife Society Bulletin* 34:322-328.
- Van Wieren, S. E. et P. B. Worm. 2001. The use of a motorway wildlife overpass by large mammals. *Netherlands Journal of Zoology* 51:97-105.
- VerCauteren, K. C., S. E. Hygnstrom, M. J. Pipas, P. B. Fioranelli, S. J. Werner et B. F. Blackwell. 2003. Red lasers are ineffective for dispersing deer at night. *Wildlife Society Bulletin* 31:247-252.
- VerCauteren, K. C. et M. J. Pipas. 2003. A review of color vision in white-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin* 31:684-691.

- VerCauteren, K. C., M. J. Lavelle et S. Hygnstrom. 2006. Fences and deer-damage management: A review of designs and efficacy. *Wildlife Society Bulletin* 34:191-200.
- Wagner, K. K. et D. L. Nolte. 2001. Comparison of active ingredients and delivery systems in deer repellents. *Wildlife Society Bulletin* 29:322-330.
- Ward, A. L. 1982. Mule deer behavior in relation to fencing and underpasses on Interstate 80 in Wyoming. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board* 859:8-13.
- Waring, G. H., J. L. Griffis et M. E. Vaughn. 1991. White-tailed deer roadside behavior, wildlife warning reflectors, and highway mortality. *Animal Applied Behaviour Science* 29: 215-223.
- Wood, P. et M. L. Wolfe. 1988. Intercept feeding as a means of reducing deer-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 16:376-380.