

Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Chien de prairie *Cynomys ludovicianus*

au Canada



MENACÉE
2011

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada



COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

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

COSEPAC. 2011. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le chien de prairie (*Cynomys ludovicianus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 46 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2000. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le chien de prairie (*Cynomys ludovicianus*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vi + 22 p. (www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

GUMMER, D.L. 1999. Rapport de situation du COSEPAC sur le chien de prairie (*Cynomys ludovicianus*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. Pages 1-22.

LAING, R.M.E. 1988. Update COSEWIC status report on the black-tailed prairie dog *Cynomys ludovicianus* in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 19 p.

Saskatchewan Department of Tourism and Renewable Resources. 1979. COSEWIC status report on the black-tailed prairie dog *Cynomys ludovicianus* in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 12 p.

Note de production :

Le COSEPAC remercie Jennie L. Pearce et David A. Kirk, qui ont rédigé le rapport de situation sur le chien de prairie (*Cynomys ludovicianus*) au Canada, dans le cadre d'un contrat avec Environnement Canada. Graham Forbes, coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres du COSEPAC, a supervisé ce rapport et en a fait la révision.

REMARQUE : L'analyse de viabilité de la population de chiens-de-prairie à queue noire (Stevens, T., et Lloyd, N.) peut être obtenue auprès du Secrétariat du COSEPAC (cosewic/cosepac@ec.gc.ca).

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

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

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

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Black-tailed Prairie Dog *Cynomys ludovicianus* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Chien de prairie — Parcs Canada.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2012.
N° de catalogue CW69-14/264-2012F-PDF
ISBN 978-1-100-98808-5



COSEPAC

Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – novembre 2011

Nom commun

Chien de prairie

Nom scientifique

Cynomys ludovicianus

Statut

Menacée

Justification de la désignation

Ce petit mammifère est limité à une population relativement petite dans le sud de la Saskatchewan. Le changement de statut d'espèce préoccupante à espèce menacée est fondé principalement sur la menace de l'augmentation des sécheresses et la peste sylvatique, lesquelles pourraient causer d'importants déclin de populations si elles se produisent fréquemment. Les prédictions pointent vers une augmentation de la fréquence des sécheresses en raison des changements climatiques. La peste sylvatique a été enregistrée pour la première fois en 2010. Bien que la population canadienne se trouve dans une aire protégée, elle existe dans une petite zone et elle est isolée des autres populations, lesquelles sont toutes situées aux États-Unis.

Répartition

Saskatchewan

Historique du statut

Espèce désignée « préoccupante » en avril 1978. Réexamen et confirmation du statut en avril 1988, avril 1999 et novembre 2000. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en novembre 2011.



COSEPAC Résumé

Chien de prairie *Cynomys ludovicianus*

Description et importance de l'espèce sauvage

Le chien de prairie est un rongeur fouisseur diurne qui vit en colonies. Son corps mesure entre 35 et 42 cm, ses pattes sont courtes, sa queue est noire à l'extrémité, ses oreilles sont petites et brunes à brun rougeâtre, et sa fourrure ventrale est blanc cassé.

Le chien de prairie, importante composante des écosystèmes indigènes des prairies à graminées courtes et mixtes, fournit un habitat de reproduction à deux espèces en voie de disparition, soit le Pluvier montagnard et la Chevêche des terriers. Il constitue aussi une proie importante de plusieurs espèces rares et en voie de disparition, notamment le putois d'Amérique (récemment réintroduit). La population canadienne de chiens de prairie est considérée comme une population locale distincte parce qu'elle est située dans la portion la plus septentrionale de l'aire de répartition de l'espèce en plus d'être isolée des populations aux États-Unis.

Répartition

Le chien de prairie se rencontre dans les prairies à graminées courtes et mixtes d'Amérique du Nord, depuis le nord du Mexique jusqu'en Saskatchewan, au Canada. L'espèce a disparu de la partie qui va de l'est du Texas vers l'est du Dakota du Nord. Dans les endroits où elle persiste, la zone d'occupation réelle est limitée, et les colonies sont essentiellement petites et isolées. Au Canada, la population se trouve dans la vallée du cours inférieur de la rivière Frenchman et les zones adjacentes du sud-ouest de la Saskatchewan. La population canadienne se répartit en 18 colonies, toutes proches les unes des autres (12 km²); les échanges entre colonies sont probables, et l'on considère que la population forme une seule unité désignable. Une seconde population, près d'Edmonton, en Alberta, est issue d'individus élevés en captivité qui se sont échappés; elle n'est donc pas traitée, conformément aux lignes directrices du COSEPAC.

Habitat

Le chien de prairie vit dans des prairies aux sols capables de soutenir des réseaux de terrier étendus. L'étendue spatiale des colonies de chiens de prairie tend à être stable en l'absence d'éclosions de peste sylvatique, et l'espèce peut occuper la même zone pendant de nombreuses années. Les colonies sont caractérisées par une végétation courte et de nombreux monticules de terre (souvent de 30 à 60 cm de haut) édifiés à l'entrée de chaque terrier.

Biologie

Le chien de prairie est herbivore, se nourrissant principalement d'herbes. Les individus vivent en groupes familiaux (coteries) composés de 1 mâle et de 2 à 4 femelles; 1 ou 2 petits âgés de 12 mois à 2 ans peuvent également être présents. Les coteries sont regroupées en colonies. Les individus âgés de plus de 2 ans s'accouplent en mars-avril, puis 2 à 6 petits naissent en mai. L'âge maximal consigné est de 5 ans pour les mâles et de 8 ans pour les femelles. Ce sont surtout les mâles de 12 mois à 2 ans qui se dispersent. Le chien de prairie hiberne 4 mois en hiver.

Taille et tendances de la population

La taille de la population canadienne de chiens de prairie n'est pas connue. Toutefois, en 2010, on a estimé la taille minimale à 6 165 à 9 360 individus matures en se fondant sur des données de dénombrements visuels ainsi que sur la superficie totale occupée par les colonies.

Les limites des colonies ont été cartographiées périodiquement depuis 1970 et tous les deux ans depuis 1992. La superficie des colonies varie de 0,6 à 172 ha, et la superficie totale occupée par les chiens de prairie au Canada a augmenté, passant d'un creux de 828,8 ha (8 km²) en 1992-1993 à un pic de 1 235,4 ha (12 km²) en 2009. Toutefois, comme la superficie des colonies n'est pas une bonne mesure de la densité des chiens de prairie, un accroissement de l'étendue des colonies n'indique pas nécessairement une hausse de la taille de la population.

Il est difficile de fournir une estimation ou de déterminer une tendance parce que la densité de chiens de prairie peut varier considérablement d'une colonie à l'autre et d'une année à l'autre. Des dénombrements visuels sont réalisés dans plusieurs colonies du parc national des Prairies du Canada depuis 1992; leurs résultats indiquent que la taille de la population de chiens de prairie subit des fluctuations à court terme importantes (d'un facteur de 4 en moyenne). Les variations des conditions de croissance et/ou les interactions avec d'autres facteurs, dont les sécheresses, contribueraient à ces fluctuations importantes. Différents indicateurs révèlent un déclin ces 10 dernières années, ou encore, que tout déclin n'est pas statistiquement significatif. De plus, les données démographiques incluent les juvéniles; or, les évaluations du COSEPAC sont fondées uniquement sur les adultes. Dans l'ensemble, la taille et les tendances de la population ne sont pas connues, mais sont sans doute stables, les baisses de la densité au sein des colonies semblant être compensées par la stabilisation ou l'augmentation de la superficie totale occupée par la population.

Menaces et facteurs limitatifs

La population canadienne représente une seule localité parce que deux menaces, soit la peste sylvatique épizootique et les sécheresses, peuvent perturber l'ensemble de la population sur une courte période. En 2010, on a trouvé au Canada un seul chien de prairie mort de la peste sylvatique. La peste est soupçonnée d'avoir causé la perte d'une petite colonie de 4 ha située à plus de 10 km de l'endroit où l'individu mort a été trouvé. En 2011, des petits ont été aperçus à l'endroit où le cas de peste avait été répertorié, ce qui donne à penser qu'il ne s'agissait pas d'une éclosion épizootique puisque de nombreuses colonies voisines n'ont pas disparu. Les sécheresses limitent la production de nourriture et expliquent probablement les fluctuations des niveaux de population. Les sécheresses sont un phénomène naturel, mais on prévoit que leur fréquence augmentera.

La récente (2009) réintroduction du putois d'Amérique a exposé les chiens de prairie à un prédateur qu'il n'avait pas rencontré depuis 70 ans, et la résilience de la population canadienne à la peste sylvatique et à la prédation par le putois n'est pas claire. L'impact du putois d'Amérique sur le chien de prairie est surveillé, mais aucun résultat n'était disponible au moment de la rédaction du présent rapport.

La plupart des autres menaces sont mineures, principalement parce que les activités menées au sein de la zone réglementée protégée qui abrite les colonies sont restreintes. L'expansion de la population au-delà de la zone actuelle serait nécessaire pour que l'espèce se rétablisse et que le COSEPAC retire sa désignation, mais les menaces nombreuses à l'extérieur de la zone réglementée rendent peu probable l'expansion.

Protection, statuts et classements

En novembre 2000, le COSEPAC avait évalué le chien de prairie, qui figure actuellement à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du gouvernement fédéral, parmi les espèces préoccupantes. Un plan de gestion a été achevé en 2009. Cinquante-neuf pour cent de la superficie occupée par les colonies se trouve dans le parc national des Prairies et est protégée aux termes de la *Loi sur les parcs nationaux du Canada*. En Saskatchewan, les chiens de prairie sont protégés par la *Wildlife Act* de la Saskatchewan, qui interdit de les tuer, de les blesser ou de les harceler sans permis. La *Wildlife Habitat Protection Act* de la Saskatchewan protège leur habitat situé sur des terres publiques. Les colonies de chiens de prairie sont protégées dans la zone réglementée de 2007, qui fait partie de l'habitat essentiel du putois d'Amérique et de la Chevêche des terriers. Des permis de lutte contre les chiens de prairie peuvent être délivrés par le ministère de l'Environnement de la Saskatchewan (Saskatchewan Ministry of Environment) si les colonies s'étendent au-delà des limites de 2007. Jusqu'à maintenant, un permis a été délivré chaque année.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Cynomys ludovicianus

Chien de prairie

Aire de répartition au Canada : SK

Black-tailed Prairie Dog

Données démographiques

<p>Durée d'une génération (généralement, âge moyen des parents dans la population; indiquer si une méthode d'estimation de la durée d'une génération autre que celle qui est présentée dans les lignes directrices de l'UICN [2008] est utilisée)</p> <p><i>= Âge moyen des femelles de la population déterminé au moyen de la méthode 3 (IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2010) et de la table de survie cumulative de Hoogland (1995).</i></p>	<p>3,03 ans</p>
<p>Y a-t-il un déclin continu observé du nombre total d'individus matures?</p> <p><i>Il n'existe aucune donnée sur les individus matures. Les fluctuations de l'abondance relative rendent toute conclusion difficile, mais un déclin global de la population totale s'est possiblement produit. La superficie occupée par les colonies varie, mais semble stable.</i></p>	<p>On ne sait pas; les limites des colonies semblent stables, tandis que les indices établis d'après les dénombrements visuels laissent croire à un déclin de la population</p>
<p>Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures pendant deux générations (6 ans).</p> <p><i>Il n'existe aucune donnée sur les individus matures. Les données moyennes tirées des dénombrements visuels fluctuent (augmentation d'un facteur de 4 et diminution d'un facteur de 4), mais un déclin de 22 à 33 % de la population globale s'est possiblement produit.</i></p>	<p>On ne sait pas; les limites des colonies semblent stables, tandis que les indices établis d'après les dénombrements visuels laissent croire à un déclin de la population</p>
<p>Pourcentage inféré de la réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois dernières générations (9 ans).</p> <p><i>Voir ci-dessus.</i></p>	<p>Inconnu</p>
<p>Pourcentage prévu de la réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois prochaines générations (9 ans).</p> <p><i>Il est difficile de faire une projection, car la réduction serait basée sur des menaces qui peuvent ne pas se produire (p. ex. la peste épizootique), qui se produiront mais dont on ne connaît pas la gravité (p. ex. les sécheresses) ou qui ne constituent pas des menaces confirmées (p. ex. la réintroduction du putois d'Amérique)</i></p>	<p>Inconnu</p>
<p>Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations] couvrant une période antérieure et ultérieure.</p> <p><i>Il n'existe aucune donnée sur les individus matures, mais la population totale a possiblement décliné de 22 à 35 %. Les taux de déclin futurs dépendent des menaces.</i></p>	<p>Inconnu</p>

<p>Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé?</p> <p><i>Actuellement, on a observé des sécheresses et un cas de peste enzootique au cours des 10 dernières années. La disparition d'une colonie est peut-être due à la peste épizootique, mais les juvéniles dénombrés le printemps suivant laissent croire que ce n'est pas le cas. Des épisodes de sécheresse devraient se reproduire, mais on ne sait pas à quel intervalle. La peste enzootique pourrait être atténuée par un programme d'application d'insecticide, mais une éclosion de peste épizootique peut ne pas être contrôlée.</i></p>	Non
<p>Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?</p> <p><i>Une fluctuation d'un facteur de 10 chez les individus matures est considérée comme « extrême » selon les lignes directrices du COSEPAC.</i></p>	Non; une fluctuation d'un facteur de 4 s'est produite deux fois au sein de la population en 10 ans, mais les données incluent des individus non matures et sont inférieures au seuil de 10X

Information sur la répartition

<p>Valeur estimée de la zone d'occurrence.</p> <p><i>D'après la méthode du plus petit polygone convexe.</i></p>	Zone d'occurrence : 392 km ²
<p>Indice de la zone d'occupation (IZO) (toujours selon un quadrillage de 2 x 2).</p> <p><i>Superficie totale occupée par les colonies (mesurée à partir des terriers actifs les plus en périphérie) en 2010 (calculée par D. Gummer, Agence Parcs Canada).</i></p>	<p>IZO : 160 km²</p> <p>Superficie totale occupée par les colonies (cartographiée en 2010) = 12,3 km²</p>
<p>La population totale est-elle très fragmentée?</p> <p><i>La population canadienne est probablement isolée de la population étatsunienne la plus proche. Les colonies au Canada sont reliées par la dispersion : > 50 % de la zone d'occupation totale dans les colonies est séparée par au plus la distance de dispersion moyenne, et toutes sont, par rapport à au moins une autre colonie canadienne, à une distance inférieure ou égale à la distance maximale permettant la dispersion de l'espèce.</i></p>	La population canadienne n'est pas très fragmentée
<p>Nombre de « localités » *</p> <p><i>D'après le calculateur des menaces du COSEPAC, il existe 1 localité si l'on se fie sur la proximité étroite des colonies ainsi que sur la nature des sécheresses et la peste sylvatique.</i></p>	1
<p>Y a-t-il un déclin continu observé de la zone d'occurrence?</p> <p><i>La zone d'occurrence de la population fluctue à mesure que les colonies s'étendent ou disparaissent (p. ex., disparition de la colonie de South Gillespie en 2010), mais l'étendue des colonies est peut-être en croissance.</i></p>	Non

* Voir « Définitions et abréviations sur le site Web du COSEPAC et [UICN \(2010\)](#) pour obtenir plus de renseignements sur ce terme.

<p>Y a-t-il un déclin continu observé de l'indice de la zone d'occupation?</p> <p><i>Indice de la zone d'occupation d'après un quadrillage de 2 km x 2 km apparemment constant depuis 1996.</i></p>	Non
<p>Y a-t-il un déclin continu observé du nombre de populations?</p> <p><i>Il n'y a que 1 population. Le nombre de colonies est resté le même depuis la période de 1992-1993 à 2009; une petite colonie a disparu en 2010.</i></p>	Non
<p>Y a-t-il un déclin continu observé du nombre de localités*?</p> <p><i>La population se trouve dans 1 localité. Le nombre de colonies est resté le même depuis au moins 1992-1993, à l'exception de la perte d'une petite colonie en 2010.</i></p>	Non
<p>Y a-t-il un déclin continu observé de la superficie de l'habitat?</p> <p><i>La zone occupée est demeurée relativement stable au fil du temps, ou elle s'est agrandie.</i></p>	Non
<p>Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?</p> <p><i>La population canadienne constitue 1 population et 1 localité. Cette localité, fondée sur les menaces posées par la peste et les sécheresses, n'a pas changé. Le nombre de colonies est resté stable depuis au moins 1992-1993, à l'exception de la récente (2010) perte d'une petite colonie, probablement à cause de la peste.</i></p>	Non
<p>Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités *?</p> <p><i>Il n'y a que 1 localité. Le nombre de colonies et d'occurrences est resté stable depuis au moins 1992-1993, à l'exception de la perte d'une petite colonie en 2010.</i></p>	Non
<p>Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occurrence?</p> <p><i>La zone d'occurrence est restée stable depuis 1992-1993, s'est agrandie en 2009, puis a rapetissé après la disparition d'une colonie en périphérie en 2010. Le déclin n'est pas considéré comme extrême ou comme faisant partie d'une tendance à la baisse.</i></p>	Non
<p>Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de la zone d'occupation?</p> <p><i>L'indice de la zone d'occupation, mesuré au moyen d'un quadrillage de 2 km x 2 km, est resté constant depuis au moins 1992-1993.</i></p>	Non

* Voir « Définitions et abréviations sur le site Web du COSEPAC et [UICN \(2010\)](#) pour obtenir plus de renseignements sur ce terme.

Nombre d'individus matures (dans chaque population)

Population	N ^{bre} d'individus matures (minimum estimé)
<i>La population, estimée d'après les méthodes de dénombrement visuel, doit être utilisée avec prudence.</i>	
Total (minimum estimé en 2010)	Entre 6 165 et 9 360

Analyse quantitative

<p>La probabilité de disparition de l'espèce de la nature est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans].</p> <p><i>Les données sur l'effet des menaces à l'échelle de la population ne sont pas bien comprises, bien que les simulations laissent croire que l'impact sur la taille de la population est grave (perte de jusqu'à 100 % en 100 ans selon les hypothèses). La population peut se rétablir si l'intervalle entre les événements catastrophiques est suffisamment long.</i></p>	<p>4 en 100 ans, si l'on ne présume aucune perturbation catastrophique. La probabilité est élevée (de 30 à 100 %) si une éclosion de peste sylvatique épizootique ou un épisode de sécheresse se produit tous les 15 ans ou moins.</p>
--	--

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

<p><i>La peste sylvatique, si elle devient épizootique, et les sécheresses, surtout si elles sont fréquentes, sont considérées comme des menaces élevées. La rigueur de l'hiver, la prédation et la tularémie sont considérées comme des menaces moyennes à faibles. De nombreuses menaces s'appliquent si la population s'étend au-delà de la zone actuellement réglementée.</i></p>

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur? <i>États-Unis : apparemment non en péril (NatureServe); population de l'extérieur la plus proche, au Montana : vulnérable (NatureServe).</i>	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible? <i>On ne sait pas, mais l'on se présume qu'elle est peu probable puisque la population étatsunienne la plus proche, située au Montana, est à environ 27 km au sud-est, en terrain accidenté, ce qui correspond à une distance supérieure à la distance maximale permettant la dispersion de l'espèce (soit de 9,6 km).</i>	Inconnu et peu probable
Des individus immigrants seraient ils adaptés pour survivre au Canada? <i>On présume que les conditions environnementales sont semblables.</i>	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	On ne sait pas, mais l'on présume qu'il est disponible
La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle?	Non

Statut existant

COSEPAC : Espèce menacée (novembre 2011)
--

Statut recommandé et justification de la désignation

Statut : Espèce menacée	Code alphanumérique : D2
Justification de la désignation : Ce petit mammifère est limité à une population relativement petite dans le sud de la Saskatchewan. Le changement de statut d'espèce préoccupante à espèce menacée est fondé principalement sur la menace de l'augmentation des sécheresses et la peste sylvatique, lesquelles pourraient causer d'importants déclin de populations si elles se produisent fréquemment. Les prédictions pointent vers une augmentation de la fréquence des sécheresses en raison des changements climatiques. La peste sylvatique a été enregistrée pour la première fois en 2010. Bien que la population canadienne se trouve dans une aire protégée, elle existe dans une petite zone et elle est isolée des autres populations, lesquelles sont toutes situées aux États-Unis.	

Applicabilité des critères

Critère A

Sans objet. La population est difficile à estimer, et les données sur les individus matures sont insuffisantes. Un déclin de 22 à 33 % s'est probablement produit, mais les données incluent les individus juvéniles. Par conséquent, les données manquent pour affirmer un seuil de déclin de 30 % chez les individus matures. En outre, l'augmentation de la taille des colonies peut donner à penser que la population n'a pas significativement décliné.

Critère B

L'espèce satisfait peut-être aux critères B1 et B2 d'espèce en voie de disparition et aux sous-critères « a » et « b(v) ». Les critères B1 (zone d'occurrence = 392 km²) et B2 (IZO = 160 km²) sont inférieurs aux seuils de la catégorie « espèce en voie de disparition » (< 5 000 km² et < 500 km², respectivement).

La population n'est pas très fragmentée, mais le sous-critère « a » s'applique puisque l'espèce se rencontre dans 1 localité (n^{bre} de localités ≤ 5). Un déclin global continu de 22 à 33 % s'est peut-être produit, mais les données sont difficiles à interpréter à cause des techniques de relevé, des fluctuations naturelles et du manque de données propres aux individus matures [sous-critère « b(v) »]. Un déclin continu peut suggérer un déclin des individus matures. La taille accrue des colonies peut indiquer/ne pas indiquer la stabilité.

Critère C

L'espèce satisfait peut-être aux critères C1 ou C2a(ii) (< 10 000 individus matures) si un déclin des individus matures s'est produit. Elle peut satisfaire au critère C1 dans le cas d'un déclin continu possible de 22 à 33 % de tous les individus en 10 ans (seuil = 10 % des individus matures) et au critère C2a(ii) dans le cas d'un déclin continu et d'une population abritant 100 % des individus matures. L'applicabilité des critères dépend de l'interprétation du déclin global de 22 à 33 % de la population.

Critère D

L'espèce satisfait au critère D2 d'espèce menacée puisque les menaces de sécheresse accrue et de peste sylvatique perturberaient l'ensemble de la population, ce qui indique une seule localité (seuil = 5).

Critère E

Sans objet. L'analyse de la viabilité de la population laisse croire que la probabilité de disparition est élevée (>30 %) si les éclosions de peste sylvatique et les épisodes de sécheresse sont assez fréquents. Toutefois, ces menaces sont difficiles à prévoir. Une éclosion de peste épizootique peut ne pas se produire, et, bien que des sécheresses surviendront, leur impact dépendra de la fréquence et de la gravité; or, ces deux facteurs sont inconnus.

PRÉFACE

Depuis la publication du rapport de situation du COSEPAC de 2000, de nouvelles données sur les tendances de la population et la superficie qu'occupent les colonies sont devenues disponibles, une analyse de la viabilité de la population canadienne a été réalisée, et des putois d'Amérique ont été relâchés dans des colonies de chiens de prairie. De plus, la peste sylvatique a été détectée pour la première fois en 2010 au sein de la population canadienne de chiens de prairie. L'impact de la peste et des putois n'est pas bien compris. La réintroduction du putois a eu lieu en 2009-2010, et la surveillance est en cours.



HISTORIQUE DU COSEPAC

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

MANDAT DU COSEPAC

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

COMPOSITION DU COSEPAC

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

DÉFINITIONS (2011)

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

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

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

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

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

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



Environnement
Canada

Environment
Canada

Service canadien
de la faune

Canadian Wildlife
Service

Canada

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

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Chien de prairie *Cynomys ludovicianus*

au Canada

2011

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE.....	5
Nom et classification.....	5
Description morphologique.....	5
Structure spatiale et variabilité de la population	6
Unités désignables	6
Importance.....	7
RÉPARTITION.....	7
Aire de répartition mondiale.....	7
Aire de répartition canadienne.....	9
Activités de recherche	10
HABITAT	11
Besoins en matière d'habitat	11
Tendances en matière d'habitat	12
BIOLOGIE	12
Cycle vital et reproduction	12
Physiologie et adaptabilité.....	16
Déplacements et dispersion	16
Relations interspécifiques.....	17
Viabilité de la population.....	20
TAILLE ET TENDANCES DE LA POPULATION	23
Activités et méthodes d'échantillonnage.....	23
Abondance	28
Fluctuations et tendances.....	29
Immigration de source externe	34
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS	34
Menaces pour la population existante	34
Menaces très graves à graves.....	34
Menaces moyennes à faibles	38
Menaces légères	40
Menaces pour l'expansion de la population.....	41
Nombre de localités.....	43
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS	44
Statuts et protection juridiques	44
Statuts et classements non juridiques	44
Protection et propriété de l'habitat.....	45
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS	45
Liste des experts contactés	46
SOURCES D'INFORMATION	47
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT.....	58
COLLECTIONS EXAMINÉES.....	59
TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES.....	60

Liste des figures

- Figure 1. L'aire de répartition géographique du chien de prairie est vaste, mais les colonies restantes sont généralement petites et isolées. L'aire de répartition historique englobait aussi l'est du Texas, puis allait vers le nord jusque dans l'est du Dakota du Nord. Depuis 1900, le chien de prairie a disparu de 98 % de son aire de répartition historique (source : Tuckwell et Everest, 2009a, p. 3., d'après Hall, 1981, et Patterson *et al.*, 2005)..... 8
- Figure 2. Emplacement des colonies de chiens de prairie au Canada. Les colonies se trouvent dans le parc national ou sur des propriétés privées de la vallée de la Frenchman, dans le sud-ouest de la Saskatchewan. La ligne en gras entourant les blocs ombragés délimite une zone réglementée établie en 2007 au sein de laquelle les chiens de prairie sont protégés de diverses menaces (source : Tuckwell et Everest, 2009a, p.15). 9
- Figure 3. Superficies totales (ha) des colonies de chiens de prairie au Canada (toutes les colonies), dans le parc national du Canada des Prairies (colonies du PNCP) et dans d'autres territoires (autres colonies), illustrées séparément, entre 1992-1993 et 2009 (source des données : Agence Parcs Canada et Saskatchewan Environment). 30
- Figure 4. Nombre d'individus comptés lors des dénombrements visuels en tant qu'indice de l'abondance relative des chiens de prairie adultes et juvéniles de 1996 à 2011 dans le parc national du Canada des Prairies. La régression linéaire avec réplication illustre un déclin statistiquement significatif de 33 % ($F_{1,161} = 34,0$, $p < 0,001$). Les moyennes annuelles sont accompagnées du nombre de parcelles ayant fait l'objet de relevé chaque année (source : D. Gummer, Agence Parcs Canada). 31
- Figure 5. Taille estimée de la population de chiens de prairie adultes et juvéniles de 1996 à 2011 dans le parc national du Canada des Prairies. La tendance de la population est un déclin de 22 %; toutefois, le modèle de régression linéaire n'est pas statistiquement significatif (régression linéaire pondérée [$F_{1,9} = 0,82$, $p = 0,39$]). Les estimations démographiques annuelles sont fondées sur la moyenne et les limites de confiance à 95 % des résultats des dénombrements visuels \times la superficie totale occupée par les colonies de chiens de prairie. Les chiffres désignent le nombre de parcelles ayant fait l'objet de dénombrements visuels chaque année. (source : D. Gummer, Agence Parcs Canada)..... 33

Liste des tableaux

- Tableau 1. Table de survie cumulative des chiens de prairie mâles et femelles qui sont sortis du terrier pour la première fois entre 1975 et 1988 dans la colonie étudiée par Hoogland, dans le Dakota du Sud (Hoogland, 1995 : 396).
Entêtes des colonnes : n_x = nombre de survivants au début de la tranche d'âge x ; l_x = proportion d'individus ayant survécu jusqu'au début de la tranche d'âge x ; q_x = taux de mortalité dans l'intervalle d'âges x à $x + 1$; m_x = proportion d'individus qui produisent des petits à l'âge x multipliée par le nombre moyen de petits au moment de la production. 13

Tableau 2. Stades utilisés dans la construction du modèle pour le chien de prairie dans Stephens et Lloyd (2010). Les paramètres estimés sont tirés de Hoogland (1995).....	14
Tableau 3. Paramètres et hypothèses utilisés pour mettre au point le modèle d'analyse de la viabilité de la population (AVP) dans Stephens et Lloyd (2010).....	20
Tableau 4. Superficies estimées (ha) des colonies de chiens de prairie au Canada. Une colonie est définie comme une agrégation de terriers de chiens de prairie qui se trouvent à environ 100 m les uns des autres. Une case laissée en blanc signifie que la colonie n'existe plus ou qu'elle n'a pas fait l'objet d'un relevé pendant la période indiquée. Les données entre parenthèses renvoient à des estimations grossières (adapté de COSEPAC, 2000, et d'Agence Parcs Canada/Saskatchewan Environment, données inédites).....	24
Tableau 5. Nombre de chiens de prairie (adultes et juvéniles) consigné par parcelle lors des dénombrements visuels (source : Agence Parcs Canada et Calgary Zoological Society, données inédites, 2010).....	27
Tableau 6. Classements NatureServe pour les États-Unis	45

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Nom scientifique : *Cynomys ludovicianus* (Ord, 1815)

Nom français : chien de prairie

Nom anglais : Black-tailed Prairie Dog

Classification : classe des Mammifères, ordre des Rongeurs, famille des Sciuridés

Wilson et Reeder (2005) reconnaissent deux sous-espèces de chiens de prairie, soit le *C. l. ludovicianus* et le *C. l. arizonensis*. Au Canada, le chien de prairie appartient à la sous-espèce nominale plus répandue, c'est-à-dire le *C. l. ludovicianus* (Banfield, 1974; Hoogland, 1996). Le *C. l. arizonensis* se rencontre uniquement dans le nord du Mexique et le sud-ouest des États-Unis.

Description morphologique

Le chien de prairie est un gros rongeur diurne qui passe le plus clair de son temps sous terre, dans les vastes réseaux de terriers qu'il creuse. La longueur totale du corps des adultes varie de 35,5 à 41,5 cm. Les mâles pèsent entre 493 et 1 390 g et sont environ 15 % plus lourds que les femelles (Hoogland, 1996, 2003). Le chien de prairie a de courtes pattes, de petites oreilles, un pelage brun à brun rougeâtre sur le dos et une fourrure ventrale blanc cassé (Banfield, 1974; Hoogland, 1996). La queue, dont l'extrémité est noire, mesure de 6 à 10 cm et forme > 20 % de la longueur corporelle totale (Hoogland, 1995). Le comportement le plus particulier du chien de prairie consiste à se dresser complètement et à projeter les pattes de devant en l'air en poussant un cri semblable à un aboiement (Hoogland, 1995).

Le chien de prairie est une espèce très sociable qui vit en colonies organisées (villes), lesquelles sont caractérisées par des zones herbacées intensivement broutées comprenant de nombreux monticules de terre (souvent de 30 à 60 cm de hauteur) édifiés à l'entrée des terriers. Les colonies sont subdivisées en cellules d'environ 2 ha chacune qui sont généralement séparées physiquement par un habitat non convenable ou des caractéristiques naturelles ou anthropiques (p. ex. des cours d'eau, des routes, des groupes d'arbres). La plus petite unité au sein de la cellule, souvent appelée « coterie » (Hoogland 1995), fait environ 0,4 ha de superficie et comprend l'unité familiale constituée d'un mâle, de deux ou trois femelles et d'au moins un petit de < 2 ans. Toutes les activités de l'unité familiale sont limitées à la coterie, laquelle est défendue contre les autres chiens de prairie.

Le *Cynomys ludovicianus ludovicianus* est le seul chien de prairie présent au Canada. Il est étroitement apparenté aux spermophiles. Le chien de prairie se distingue du spermophile de Richardson (*Spermophilus richardsonii*) par sa plus grande taille et son corps plus robuste (Banfield, 1974).

Structure spatiale et variabilité de la population

On ne dispose d'aucune donnée sur la structure ou la variabilité génétique des chiens de prairie du Canada. Cependant, toutes les colonies canadiennes sont probablement situées, par rapport à au moins une colonie, à une distance qui permet la dispersion de l'espèce. Une seule colonie est définie ici comme une agrégation de terriers de chiens de prairies qui ne sont pas séparés par plus d'une centaine de mètres. En 2010, on comptait 18 colonies au Canada.

Des études aux États-Unis montrent qu'il existe une différenciation génétique entre les coteries, les cellules et les colonies de chiens de prairie (Chesser, 1983; Daley, 1992; Dobson *et al.*, 1998; Roach *et al.*, 2001; Winterrowd *et al.*, 2009; Magle *et al.*, 2010). On établit parfois une corrélation entre ces différences et la distance géographique entre les colonies ou la distance le long de couloirs de dispersion potentiels tels que les systèmes d'irrigation (Antolin *et al.*, 2006; Roach *et al.*, 2001, mais voir aussi Daley, 1992 et Trudeau *et al.*, 2004). Dobson *et al.* (1998) ont constaté que 15 à 20 % de la variation génétique se trouvait entre les coteries.

Les taux de différenciation entre les colonies sont souvent plus élevés dans les habitats plus fragmentés tels que les paysages urbains en raison des faibles taux de dispersion (Antolin *et al.*, 2006; Savage, 2007; Magle *et al.*, 2010), ou dans les colonies infectées par la peste sylvatique épizootique (Roach *et al.*, 2001). Toutefois, les colonies qui ont connu d'importants déclin et qui ont été isolées à la suite d'intenses mesures de contrôle de la population peuvent conserver des taux d'hétérozygotie semblables à ceux observés dans les colonies non contrôlées, si elles sont en mesure de rapidement croître et que l'immigration est possible (Daley, 1992).

Unités désignables

Une unité désignable se trouve au Canada, toutes les colonies au pays étant à proximité les unes des autres (au sein d'une superficie de 12 km²) et réputées être liées par la dispersion.

Importance

Le chien de prairie est une importante composante des écosystèmes indigènes des prairies à graminées courtes et mixtes. Ses activités perturbent les sols et la végétation au sein des colonies, créant ainsi un habitat pour nombre d'espèces. Des communautés végétales distinctes peuvent émerger au sein des colonies des chiens de prairie continuellement occupées depuis de nombreuses années (voir la section Biologie). L'espèce constitue une proie importante pour le putois d'Amérique (*Mustela nigripes*). Les colonies de chiens de prairie fournissent un habitat de reproduction à deux espèces en voie de disparition : le Pluvier montagnard (*Charadrius montanus*) et la Chevêche des terriers (*Athene cunicularis*). Le succès du programme de réintroduction du putois d'Amérique au Canada dépend de la viabilité continue de la population de chiens de prairie.

La population canadienne de chiens de prairie, qui vit dans la portion la plus septentrionale de l'aire de répartition de l'espèce, est probablement isolée des populations étatsuniennes. La population canadienne forme par conséquent une population locale distincte.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

Par le passé, on rencontrait le *Cynomys ludovicianus* depuis la Saskatchewan, au Canada, jusqu'à des parties du Montana, du Dakota du Nord, du Dakota du Sud, du Wyoming, du Nebraska, du Colorado, du Kansas, de l'Oklahoma, de l'Arizona, du Nouveau-Mexique et du Texas ainsi que jusque dans les États mexicains du Chihuahua et du Sonora. La sous-espèce *C. l. ludovicianus* vivait dans la plupart de cette aire de répartition (depuis le nord-est du Nouveau-Mexique et le nord-est du Texas jusqu'en Saskatchewan), tandis que la sous-espèce *C. l. arizonensis* se trouvait uniquement en Arizona, dans le sud-ouest du Nouveau-Mexique, le sud-ouest du Texas et au Mexique.

Le *Cynomys ludovicianus* a disparu de l'Arizona, de la plus grande partie de la portion la plus orientale de son aire de répartition historique s'étendant du Texas au Dakota du Nord (US Fish and Wildlife Service, 2004), de même que de la plus grande partie du Montana, au nord de la rivière Milk (Montana Prairie Dog Working Group, 2002). L'aire de répartition actuelle est illustrée à la figure 1. Les colonies de chiens de prairie sont réparties dans l'ensemble de cette aire, bien que les colonies restantes soient plutôt petites, isolées et situées dans des aires protégées (Hoogland, 1996). Miller *et al.* (1990) ont estimé que seulement 2 % de l'aire de répartition historique abrite des colonies de chiens de prairie.

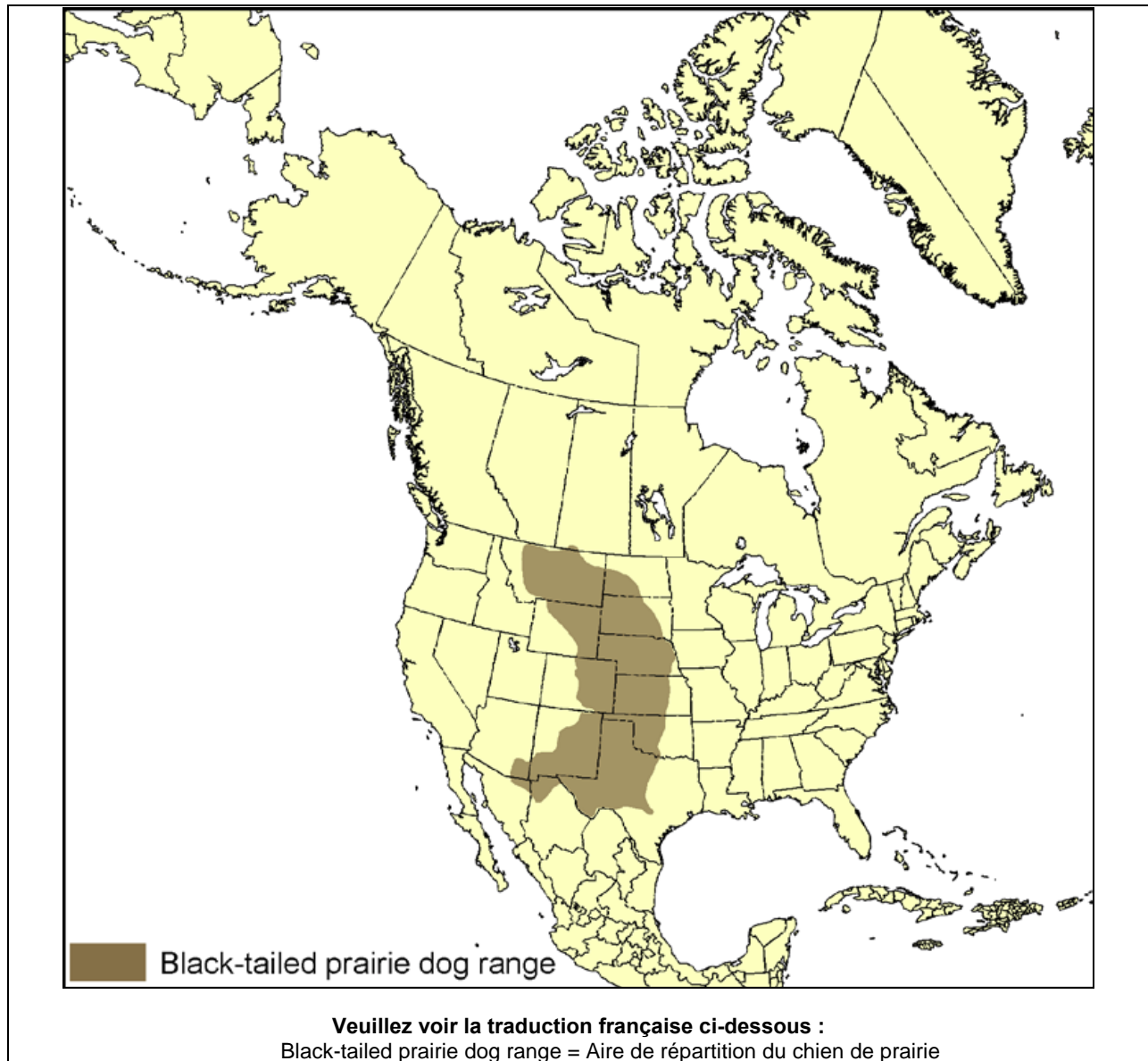


Figure 1. L'aire de répartition géographique du chien de prairie est vaste, mais les colonies restantes sont généralement petites et isolées. L'aire de répartition historique englobait aussi l'est du Texas, puis allait vers le nord jusque dans l'est du Dakota du Nord. Depuis 1900, le chien de prairie a disparu de 98 % de son aire de répartition historique (source : Tuckwell et Everest, 2009a, p. 3., d'après Hall, 1981, et Patterson *et al.*, 2005).

Aire de répartition canadienne

Les chiens de prairie du Canada sont limités à la vallée du cours inférieur de la rivière Frenchman et aux zones adjacentes du sud-ouest de la Saskatchewan (figure 2). L'aire de répartition canadienne semble être restée stable depuis les premières mentions de l'espèce dans la vallée de la Frenchman River en 1938 (Soper, 1938, 1944; Paynter, 1962; Kerwin et Scheelhaase, 1971; COSEPAC, 2000).

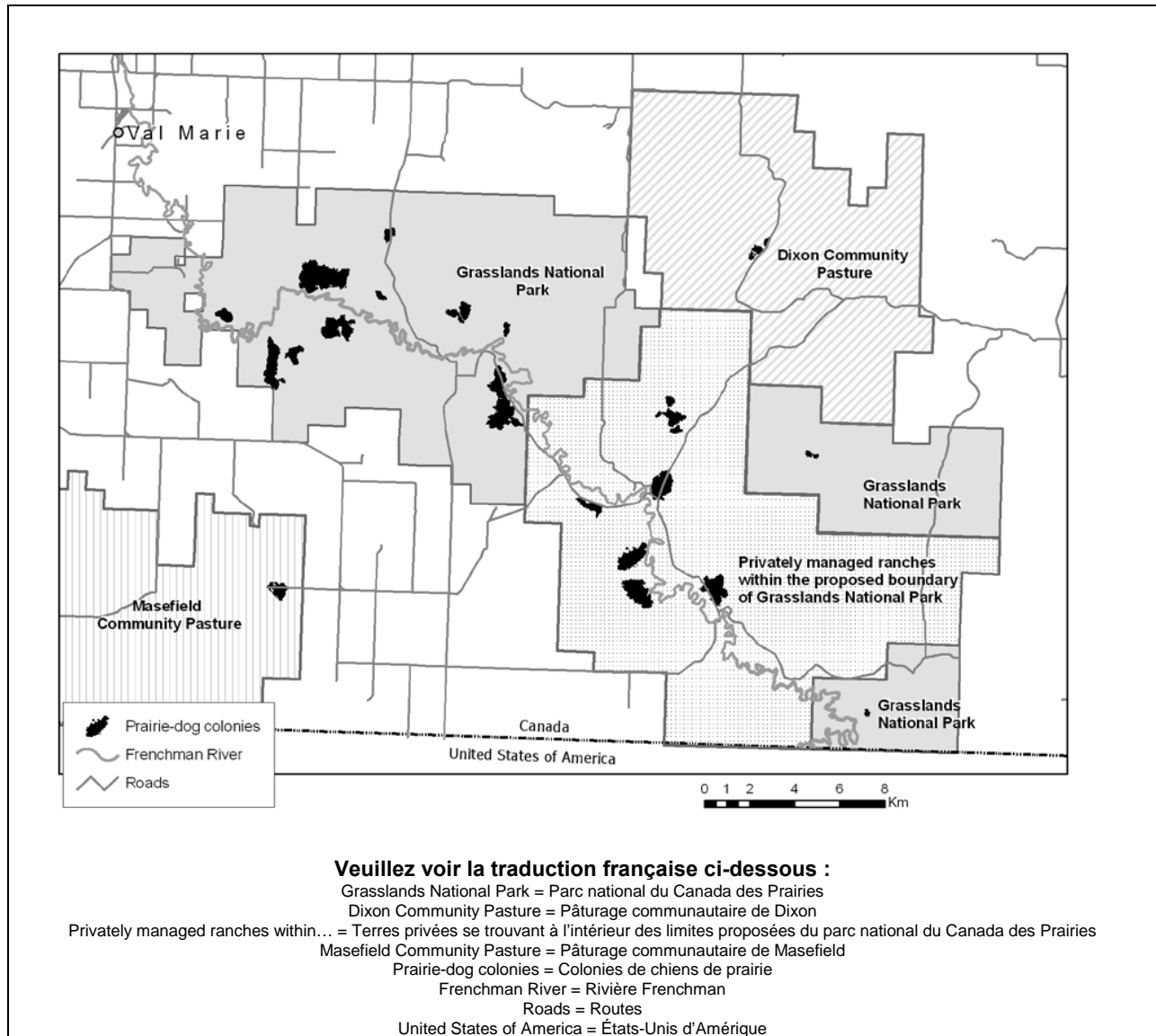


Figure 2. Emplacement des colonies de chiens de prairie au Canada. Les colonies se trouvent dans le parc national ou sur des propriétés privées de la vallée de la Frenchman, dans le sud-ouest de la Saskatchewan. La ligne en gras entourant les blocs ombragés délimite une zone réglementée établie en 2007 au sein de laquelle les chiens de prairie sont protégés de diverses menaces (source : Tuckwell et Everest, 2009a, p.15).

En 2010, la population canadienne de chiens de prairie en Saskatchewan était constituée de 18 colonies occupant une superficie d'environ 12 km² (1 230,8 ha). La superficie totale occupée par les colonies a augmenté, passant d'un creux de 829 ha en 1992-1993 à un pic de 1 235,4 ha en 2009 (voir la section « Population »). D'après la méthode du plus petit polygone convexe, la zone d'occurrence au début de 2010 était d'environ 472 km², et, d'après un quadrillage de 2 km x 2 km, l'indice de la zone d'occupation (IZO) était, quant à lui, de 160 km². Une petite colonie a disparu en 2010, ce qui a réduit de 16 % la zone d'occurrence enregistrée à la fin de cette année-là (392 km²). Toutefois, la superficie des colonies fluctue sur la période de 10 années, et ce déclin de 16 % n'est pas considéré comme une tendance ou une preuve du déclin global de la zone d'occurrence.

Une population de chiens de prairies qui se sont échappés existe près d'Edmonton, en Alberta, à proximité de la Al Oeming's Alberta Game Farm maintenant abandonnée. En effet, des individus, qui avaient été introduits sur la ferme à gibier, se sont échappés pour établir une population d'environ 200 individus (J. Nicholson, Alberta Fish and Game, comm. pers., juin 2011; H. Trefry, Environnement Canada, Edmonton, Alberta, comm. pers., juillet 2011). Certains chiens de prairie gardés sur la ferme provenaient de la population de la Saskatchewan (G. Wilson, Service canadien de la faune, comm. pers., février 2011). La colonie vit dans une prairie-parc boréale à trembles bien au delà de l'aire de répartition naturelle historique ou actuelle de l'espèce. Cette colonie, considérée comme artificielle ou manipulée, n'influe aucunement sur la conservation de l'espèce. Le présent rapport de situation n'y fera donc plus référence.

Activités de recherche

Les chiens de prairie ont pour la première fois été documentés au Canada par Soper (1938), qui a rapporté la découverte, en 1927, d'une petite colonie au nord-ouest de Val Marie, en Saskatchewan. D'autres relevés par Soper (1944), Paynter (1962), Kerwin et Scheelhaase (1971) et Millson (1976) ont confirmé l'existence d'autres colonies de chiens de prairie dans la région de Val Marie; toutes les colonies existantes, réputées avoir été identifiées pendant ces études, ont été surveillées depuis (voir la section « Taille et tendances de la population »). Il est très difficile d'estimer la taille de la population et ses tendances : les mesures de l'étendue des colonies prises annuellement sont approximatives, et la variabilité de la densité des chiens de prairie au sein des colonies et d'une colonie à l'autre peut être très élevée. Par conséquent, les changements dans la superficie des colonies au fil du temps peuvent ne pas refléter les changements dans la taille de la population.

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

Les chiens de prairie s'établissent en grandes colonies dans de vastes vallées fluviales plates, sur terrains élevés (Hoogland, 1995). Ils ont besoin de sols pouvant abriter des réseaux de terriers étendus. La végétation au sein des colonies est courte comparativement à celle des zones adjacentes parce que les chiens de prairie y exercent un broutage intensif et qu'ils coupent délibérément les plantes hautes (> 20 cm) qui obstruent l'horizon (Hoogland, 1995). Les chiens de prairie colonisent souvent un endroit où la végétation est courte, ce qui leur permet de mieux voir approcher leurs prédateurs sans avoir à consacrer trop d'efforts à la modification du paysage (Koford, 1958; Snell, 1985; Knowles, 1986; Hoogland, 1995).

Dans le parc national du Canada des Prairies, 87 % de la superficie occupée par les colonies de chiens de prairie se trouvent sur des sols épais de colluvions argileuses, tandis que 13 % se trouvent sur des sols alluviaux argileux. Moins de un pour cent de cette superficie repose sur des dépôts glaciaires (COSEPAC, 2000; Tuckwell et Everest, 2009a). Au Canada, les chiens de prairie établissent leurs colonies à une altitude comprise entre 750 et 875 m, 90 % de la superficie occupée par les colonies se trouvant sur un terrain relativement plat (COSEPAC, 2000). On ne disposait pas de connaissances traditionnelles autochtones (CTA) pour ce rapport.

Les besoins en matière d'habitat à petite échelle, par exemple les caractéristiques du sol, la structure des communautés végétales et les éléments qui peuvent être un obstacle aux déplacements des chiens de prairie, sont inconnus au Canada (Tuckwell et Everest, 2009a).

Les colonies ont tendance à être relativement stables dans leur étendue spatiale au fil du temps. On sait que l'étendue des colonies varie à cause de la peste sylvatique épizootique (voir la section « Menaces et facteurs limitatifs »). Les éclosions de peste sylvatique semblent accélérer les déplacements spatiotemporels des colonies; les limites des colonies infectées sont instables comparativement à celles des colonies épargnées (Augustine *et al.*, 2008). Il existe deux formes de la maladie. La forme enzootique, caractérisée par de faibles taux de prévalence dans l'écosystème, est souvent observée chez une espèce hôte qui agit comme réservoir. La forme épizootique, quant à elle, se distingue par une augmentation dramatique de la prévalence de la maladie, une prolifération rapide parmi la population hôte et, généralement, un important déclin de la taille et de l'étendue de la population.

Tendances en matière d'habitat

Cinquante-neuf pour cent de la population canadienne de chiens de prairie vit dans le parc national du Canada des Prairies, dont l'habitat est protégé. Les autres colonies se trouvent sur des pâturages communautaires fédéraux ou provinciaux ainsi que sur des terres cédées aux fins de production de bétail. On présume que l'habitat des chiens de prairie au sein du parc national des Prairies est resté stable. Il est peu probable que les activités de gestion des terres où se trouvent actuellement des colonies causent une perte ou une dégradation de l'habitat si les pratiques de gestion actuelles sont maintenues. Depuis 1992, la superficie occupée par les chiens de prairie s'est agrandie la plupart des années, et les limites des colonies observées en 2007 sont protégées par la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada et la *Wildlife Act* de la Saskatchewan (voir la section « Statuts et protection juridiques »).

BIOLOGIE

Cycle vital et reproduction

Activité

Le chien de prairie est diurne, mais ses activités sont principalement régies par les conditions météorologiques (Hoogland, 1995). Ainsi, par temps froid dans les régions nordiques, les individus peuvent ne sortir que trois heures après le lever du soleil (p. ex., à 11 h) et ne s'activer que jusqu'à 14 ou 15 h. Par contre, en juin, il est probable qu'ils sont actifs depuis le lever du soleil jusqu'au coucher du soleil. Pendant cette période, ils se nourrissent le plus possible et ne sont distraits que par d'autres activités telles que le toilettage, l'entretien des terriers ou les interactions agressives.

Saison de reproduction

Dans la portion septentrionale de leur aire de répartition, les chiens de prairie se reproduisent en mars ou avril (Saskatchewan : D. Gummer, données inédites, cité dans COSEPAC, 2000; Montana : Hoogland, 1995). Par contre, les individus vivant plus au sud se reproduisent avant (p. ex. en janvier en Oklahoma; Hoogland, 1995). C'est la température qui semble déterminer le moment précis de l'accouplement. Les activités de reproduction commencent plus tôt lorsque le printemps est chaud. Par exemple, en 1998, la Saskatchewan a connu un printemps doux, ce qui a permis aux chiens de prairie de commencer à se reproduire dès le début mars (Gummer, données inédites, cité dans COSEPAC, 2000). Une seule portée naît en avril ou mai, à la suite d'une période de gestation de 28 à 32 jours. Les petits sortent de leur terrier natal quelques semaines après leur naissance. Ils sont sevrés lorsqu'ils sont âgés de 5 à 6 semaines, soit quand ils commencent à brouter de l'herbe.

Âge de reproduction

La plupart des chiens de prairie juvéniles atteignent la maturité sexuelle 21 à 23 mois suivant leur première sortie du terrier natal (Stockrahm et Seabloom, 1988; Hoogland, 1995). Par conséquent, ils s'accouplent le deuxième printemps suivant leur naissance. Bien qu'environ 35 % des femelles et 6 % des mâles s'accouplent dans leur première année de vie, la probabilité qu'ils se reproduisent avec succès (c'est-à-dire que des petits naissent) est faible (9 % pour les femelles et 6 % pour les mâles). Certains individus (24 % des mâles et 5 % des femelles) n'atteignent leur maturité sexuelle que dans leur troisième année de vie (Hoogland, 1995, 2006b).

Hoogland (1995) fournit une estimation de la fécondité des mâles et des femelles pour chaque année de leur vie en se fondant sur son étude de la population du Dakota du Sud (tableau 1). À partir de Hoogland (1995), Stephens et Lloyd (2011) ont calculé les taux de reproduction des mâles et des femelles adultes (tableau 2). La durée d'une génération est de 3,03 ans d'après la méthode 3 (IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2010) et la table de survie cumulative de Hoogland (1995).

Tableau 1. Table de survie cumulative des chiens de prairie mâles et femelles qui sont sortis du terrier pour la première fois entre 1975 et 1988 dans la colonie étudiée par Hoogland, dans le Dakota du Sud (Hoogland, 1995 : 396). Entêtes des colonnes : n_x = nombre de survivants au début de la tranche d'âge x ; l_x = proportion d'individus ayant survécu jusqu'au début de la tranche d'âge x ; q_x = taux de mortalité dans l'intervalle d'âges x à $x + 1$; m_x = proportion d'individus qui produisent des petits à l'âge x multipliée par le nombre moyen de petits au moment de la production.

Sexe	Âge (ans)	n_x	l_x	q_x	m_x ¹
Mâles	0 ²	587	1,000	0,532	0,000
	1	261	0,468	0,387	0,084
	2	140	0,287	0,529	2,926
	3	61	0,135	0,574	4,206
	4	23	0,058	0,652	4,920
	5	8	0,020	1,000	5,750
	≥6	0	0,000	-	-
Femelles	0 ²	523	1,000	0,457	0,000
	1	274	0,543	0,223	0,230
	2	190	0,422	0,232	1,657
	3	128	0,324	0,305	1,939
	4	80	0,225	0,413	1,966
	5	36	0,132	0,556	1,478
	6	16	0,059	0,750	1,000
	7	4	0,015	0,750	0,000
	8	1	0,004	1,000	0,000
	≥9	0	0,000	-	-

¹. Comprend les petits mâles et femelles.

². Comme les juvéniles n'ont pas pu être capturés avant leur sortie du terrier, le point de départ du tableau est la première sortie des juvéniles plutôt que leur naissance.

Tableau 2. Stades utilisés dans la construction du modèle pour le chien de prairie dans Stephens et Lloyd (2010). Les paramètres estimés sont tirés de Hoogland (1995).

Stade	Description	Survie et fécondité
Juvéniles	Jusqu'à 12 mois (non-reproducteurs)	50 % de survie avec écart-type de 16 %
Femelles préadultes	De 12 mois à 2 ans (non-reproducteurs)	71 % de survie avec écart-type de 9 %
Mâles préadultes	De 12 mois à 2 ans (non-reproducteurs)	59 % de survie avec écart-type de 16 %
Femelles adultes	De 2 à 6 ans; sexuellement matures, se reproduisent tous les ans	71 % de survie avec écart-type de 9 ; 3,08 juvéniles produits par femelle avec écart-type de 1,06
Mâles adultes	De 2 à 5 ans; sexuellement matures, se reproduisent tous les ans	59 % de survie avec écart-type de 16 %; 1,9 femelle par reproducteur, 90 % des mâles adultes se reproduisant

Comportement de reproduction

Le chien de prairie est polygyne, les coteriees normalement composées de un mâle, de deux à quatre femelles et de un à deux petits âgés de 12 mois à 2 ans. Les disputes territoriales entre individus de différentes coteriees se traduisent par des bagarres et des poursuites. Toutefois, au sein d'une coterie, la seule manifestation d'agressivité observée est celle des femelles gravides ou lactantes qui défendent leur terrier. Les chiens de prairie s'accouplent généralement sous terre, mais divers comportements de parade nuptiale évoquant la copulation ont été observés hors terrier (Hoogland, 1995). Certaines femelles s'accouplent avec un seul mâle, tandis que d'autres peuvent s'accoupler avec cinq mâles (Hoogland, 2001, 2003). L'accouplement avec plusieurs mâles augmente non seulement les chances de conception, mais favorise aussi la taille de la portée, ce qui apporte une certaine assurance contre la prédation ou l'infanticide. Quatre mécanismes empêchent la consanguinité extrême (Hoogland, 1982a) : 1) les jeunes mâles quittent leur coterie natale avant de se reproduire, alors que les sœurs de portée restent; 2) les mâles adultes quittent la coterie de reproduction avant la maturation de leurs filles; 3) les jeunes femelles sont moins susceptibles d'être en rut si leur père est dans la colonie; 4) les femelles en rut évitent de s'accoupler avec un parent (père, fils, frère). Toutefois, il peut y avoir reproduction entre premiers et/ou seconds cousins (Hoogland, 1982a; Foltz et Hoogland, 1983; Hoogland et Foltz, 1982). Rien n'indique qu'il y a dépression de consanguinité chez les chiens de prairie (Hoogland, 1992; Dobson *et al.*, 1997).

Taille de la portée et caractéristiques des petits

Les petits naissant sous terre, il est difficile d'estimer la taille des portées à la naissance en milieu naturel. Cependant, d'après des études en laboratoire ainsi que des dénombrements d'embryons *in utero* chez des femelles gravides et de cicatrices utérines chez des femelles lactantes, la taille des portées varie de 1 à 8 petits (Wade, 1928; Anthony et Foreman, 1951; Foreman, 1962; Tileston et Leichleitner, 1966; Knowles, 1987; Foltz *et al.*, 1988; Stockrahm et Seabloom, 1988). En Saskatchewan, Millson (1976) a rapporté que la taille de portée moyenne à la première sortie du terrier est de 2,3 à 3,5 petits, alors que le COSEPAC (2000) mentionne que cette dernière serait plutôt de 2 à 6 ($n = 5$, mai 1998; Gummer, données inédites, cité dans COSEPAC, 2000). Dans le Dakota du Sud, la taille moyenne des portées (\pm écart-type) à la première sortie du terrier était de $3,08 \pm 1,06$ (fourchette de 1 à 6, $n = 361$; Hoogland, 1995). Les femelles ne semblent pas ajuster la taille de leur portée comme chez certaines autres espèces (Hoogland, 1995). Le nombre de petits sevrés et de petits âgés entre 12 mois et 2 ans est également plus grand chez les individus d'âge intermédiaire (Hoogland, 1995).

Taux de survie

Les taux de mortalité moyens des mâles et des femelles au cours de la première année sont respectivement de 53 et de 46 %. Ils diminuent à mesure que les chiens de prairie atteignent l'âge moyen (entre 1,5 et 4 ou 5 ans). Les mâles qui survivent à leur première année atteignent habituellement l'âge de 2 ou 3 ans (5 ans maximum). Le taux de survie est plus élevé chez les femelles (Hoogland, 1995), qui peuvent vivre jusqu'à 8 ans. Hoogland (1995) fournit des tables de survie des mâles et des femelles de la colonie qu'il a étudiée dans le Dakota du Sud (tableau 1). En se basant sur les données de Hoogland (1995), Stephens et Lloyd (2011) ont calculé les taux de mortalité des juvéniles, des femelles préadultes, des mâles préadultes, des femelles adultes et des mâles adultes (tableau 2).

Dans le Dakota du Sud, l'infanticide et le cannibalisme sont des causes importantes de mortalité infantile avant le sevrage et la première sortie du terrier natal. Toutefois, l'importance de l'infanticide au sein de la population canadienne n'est pas connue. L'infanticide est pratiqué par les femelles lactantes des terriers voisins (22 % des incidents dans le Dakota du Sud), des individus immigrants (8 %) et des individus de la parenté dans le cas des petits abandonnés (9 %; Hoogland, 1985, 1995; Hoogland *et al.*, 1989). L'infanticide et le cannibalisme exercés par les femelles lactantes s'expliquent probablement le mieux par les besoins accrus en nourriture pendant l'allaitement (Hoogland, 1985). Le degré d'infanticide est très variable; ainsi, certaines années, l'infanticide est répandu, alors que d'autres années il est rare (Hoogland, 1995). On a également observé l'allaitement collectif chez l'espèce (Hoogland *et al.*, 1989).

Physiologie et adaptabilité

Les chiens de prairie du Canada hibernent pendant quatre mois de l'année à cause des conditions hivernales rigoureuses (Gummer, 2005). Ce comportement diffère de celui observé chez les populations plus au sud. En effet, les individus de la population canadienne ont beaucoup plus recours à de longs cycles répétitifs de torpeur, tandis que les populations du sud entrent dans de courtes périodes de torpeur légère. Au Canada, Gummer (2005) montre que la probabilité de recourir à la torpeur est liée à la température quotidienne de l'air et à la profondeur de la neige.

Déplacements et dispersion

Tant les mâles que les femelles préadultes ou adultes, peuvent se disperser au sein d'une colonie ou entre les colonies. Tandis que la plupart des femelles restent sur leur territoire natal toute leur vie, celles qui se dispersent tendent à se déplacer vers une autre colonie. En revanche, la plupart des mâles se dispersent : les mâles préadultes se déplacent au sein de la colonie ou d'une colonie à l'autre, et les mâles adultes qui se déplacent ont tendance à rester au sein de la même colonie (Hoogland, 1995). Quatre-vingt-trois pour cent des adultes se dispersant d'une colonie à l'autre qui ont été capturés dans le Dakota du Sud par Garrett et Franklin (1988) étaient des femelles, alors que seulement 28 % des individus préadultes se dispersant d'une colonie à l'autre étaient des femelles. Quatre-vingt-dix pour cent de la dispersion au sein d'une même colonie concernait les mâles, et 83 % de ces derniers étaient des jeunes préadultes.

Les chiens de prairie se dispersent seuls plutôt qu'en groupes. D'après une analyse génétique des individus provenant de 13 colonies du Colorado, la dispersion est la plus probable le long de bassins versants de ruisseaux asséchés situés dans des basses terres qui relient les colonies (Roach *et al.*, 2001). Dans le Dakota du Sud, la plupart des individus qui ont quitté leur colonie suivaient des ravins couverts de végétation, des canyons et d'autres régions protégées plutôt que de traverser des prairies dégagées (Garret et Franklin, 1988).

Les chiens de prairie se déplacent sur des distances allant jusqu'à 5 à 6 km (Knowles, 1985; Garrett et Franklin, 1988; Hoogland, 2006b), mais de plus longues distances en ligne droite ont été inférées d'après l'établissement de nouvelles colonies. Milne (2004) a examiné des cartes illustrant l'emplacement passé et récent des colonies de chiens de prairie du Dakota du Nord, du Dakota du Sud et du Nebraska. Il a constaté que la distance minimale séparant 120 colonies nouvellement formées de la colonie existante la plus proche variait de 0,18 à 9,6 km (moyenne de 1,8 km). Selon Roach *et al.* (2001), la distance de dispersion minimale pour rétablir les 13 colonies disparues à cause de la peste sylvatique épizootique est de 1,4 à 5,7 km (moyenne de 2,7 km). D'après ce constat, la distance maximale en ligne droite sur laquelle les chiens de prairie peuvent se disperser est de 9,6 km, bien que la distance typique pour établir une nouvelle colonie ou rétablir une colonie disparue soit plutôt de 1 à 3 km.

Il n'existe aucune donnée sur la dispersion au sein de la population canadienne, et l'établissement de nouvelles colonies est, semble-t-il, rare. On n'a jamais observé l'établissement de nouvelles colonies au Canada.

Relations interspécifiques

Le rôle du chien de prairie dans les écosystèmes des prairies a été étudié de manière approfondie aux États-Unis (Stapp, 1998; Miller *et al.*, 2000; Cully *et al.*, 2010). Il est probable que les conclusions générales des travaux menés sur les populations adjacentes s'appliquent aussi à la population canadienne. Les chiens de prairie interagissent avec les écosystèmes des prairies en influant sur la communauté et la composition des végétaux, en fournissant un habitat aux vertébrés et en étant une proie importante.

Influence sur la structure et la composition des communautés végétales

La colonisation par les chiens de prairie peut modifier la composition et la structure des prairies à l'intérieur des limites des colonies (Coppock *et al.*, 1983; Brizuela *et al.*, 1986; Cid *et al.*, 1989; Cincotta *et al.*, 1989; Weltzin *et al.*, 1997a, b), et l'ampleur des modifications dépend en partie du renouvellement spatial des colonies dans le temps (Detling, 1998; Augustine *et al.*, 2008; Hartley *et al.*, 2009). L'effet le plus évident du broutage exercé par les chiens de prairie est la réduction de la hauteur et de la biomasse du couvert végétal. La biomasse végétale dans les colonies peut être réduite de 60 à 80 % (Whicker et Detling, 1988). Le broutage diminue l'épaisseur de la litière et de la biomasse végétale sous et sur le sol tout en augmentant le rapport de la biomasse sur pied vivante sur la biomasse sur pied morte et la couverture des sols dénudés (Coppock *et al.*, 1983; Archer *et al.*, 1987; Weltzin *et al.*, 1997a,b; Hartley *et al.*, 2009). Ces effets s'intensifient avec la durée d'occupation par la colonie.

Dans la prairie mixte, la richesse et la diversité des espèces végétales sont souvent plus fortes dans les colonies de chiens de prairies qu'à l'extérieur des colonies (Bonham et Lerwick, 1976; Coppock *et al.*, 1983; Fahnestock et Detling, 2002). Le nombre, le couvert et la biomasse des espèces graminoides au sein des colonies diminuent généralement, tandis que ces paramètres augmentent dans le cas des autres herbacées (Coppock *et al.*, 1983; Archer *et al.*, 1987). Certaines espèces végétales telles que la dyssodie à aigrette (*Dyssodia papposa*) et la mauve des prairies (*Sphaeralcea coccinea*) sont plus abondantes ou poussent uniquement dans les colonies de chiens de prairie.

Habitat pour les vertébrés

Plus de 200 espèces de vertébrés sont réputées être associées aux colonies de chiens de prairie (Campbell et Clark, 1981; Clark *et al.*, 1982; Reading *et al.*, 1989; Sharps et Uresk, 1990; Biodiversity Legal Foundation and Sharps, 1994; Miller *et al.*, 1990, 1994), et la richesse spécifique, la diversité et l'abondance des petits mammifères, des petits passereaux et des prédateurs sont souvent plus élevées dans les colonies de chiens de prairie (Hansen et Gold, 1977; O'Meilia *et al.*, 1982; Agnew *et al.*, 1986; Clark *et al.*, 1982; Krueger, 1986; Reading *et al.*, 1989; Sharps et Uresk, 1990; Miller *et al.*, 1990, 1994). Dans leur étude sur le rôle clé des chiens de prairie, Kotliar *et al.* (1999) ont découvert que les colonies de chiens de prairie n'abritaient pas toujours, en réalité, une plus grande richesse ou abondance de mammifères, d'oiseaux et de végétaux que les zones sans colonies.

Les chiens de prairie jouent un rôle clé dans la création de milieux à herbes courtes et de réseaux de terriers. En surface, le sol est nu sur un rayon de un à trois mètres autour des terriers, procurant ainsi un habitat d'exposition au soleil pour les reptiles. Les terriers sont utilisés par des espèces désignées par le COSEPAC telles que la Chevêche des terriers (Tyler, 1968; Sharps et Uresk, 1990) et le putois d'Amérique (Biggins *et al.*, 1985; Reading, 1993). Dans le parc national du Canada des Prairies, chaque colonie de chiens de prairie est associée à au moins un couple de Chevêches des terriers (R. Sissons, Agence Parcs Canada, comm. pers., 2010). Il se peut que la Chevêche des terriers soit moins vulnérable à la prédation par le blaireau d'Amérique (*Taxidea taxus*) dans les colonies où la densité de chiens de prairie est élevée (Desmond *et al.*, 2000). Parmi les autres espèces en péril qui utilisent les colonies de chiens de prairie figurent le renard véloce (*Vulpes velox*), le Pluvier montagnard, le phrynosome de Douglas de l'Est (*Phrynosoma douglassii*) et le crotale des prairies (*Crotalus viridis*) (Agnew *et al.*, 1986; Hoogland, 1995). Le Courlis à long bec (*Numenius americanus*) et ses petits recherchent de la nourriture dans les colonies de chiens de prairie (Shackford, 1987). En Oklahoma, Smith et Lomolino (2004) ont observé une association positive significative entre, d'une part, les colonies, et, d'autre part, la Chevêche des terriers, le Pluvier kildir (*Charadrius vociferous*), l'Alouette hausse-col (*Eremophila alpestris*) et des espèces de sturnelles (*Sturnella* spp.) durant l'été ainsi que la Buse rouilleuse (*Buteo regalis*) et l'Alouette hausse-col durant l'automne.

Les activités de broutage et de fouissage des chiens de prairie peuvent attirer d'autres herbivores brouteurs en fournissant de la nourriture nutritive (Coppock *et al.*, 1983; Detling, 1998; Holland et Detling, 1990). Il est possible que de gros ongulés herbivores indigènes tels que le bison (*Bison bison*), le wapiti (*Cervus elaphus*) et l'antilopcapre (*Antilocapra americana*) broutent de préférence dans les colonies de chiens de prairie (Coppock *et al.*, 1983; Wydeven et Dahlgren, 1985; Krueger, 1986), mais cela est contesté par Vermeire *et al.* (2004).

Bien qu'il soit largement présumé que les chiens de prairie réduisent la quantité et la qualité de l'herbe pour le bétail, peu de données empiriques le prouvent. Detling (2006) a déterminé que l'influence réelle des chiens de prairie sur le broutage du bétail dépend de l'étendue : à grande échelle, les effets sont minimes puisque les chiens de prairie n'occupent que 2 % de l'aire de répartition mondiale qu'ils occupaient il y a 200 ans (Detling, 2006). Par contre, dans les prairies à herbes courtes, un chevauchement important existe entre l'alimentation des chiens de prairie et celle du bétail (Krysl *et al.*, 1984; Detling, 2006).

Le chien de prairie en tant que proie

Le chien de prairie fait partie des proies du blaireau d'Amérique, du putois d'Amérique, du lynx roux (*Lynx rufus*), du coyote (*Canis latrans*), de la belette à longue queue (*Mustela frenata*), du renard roux (*Vulpes vulpes*), du renard vélocé, de la couleuvre à nez mince (*Pituophis melanoleucus*), du crotale des prairies, de l'épervier de Cooper (*Accipiter cooperii*), de la Buse rouilleuse, de l'Aigle royal (*Aquila chrysaetos*), du Busard Saint-Martin (*Circus cyaneus*), du Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), du Faucon des Prairies (*F. mexicanus*), de la Buse à queue rousse (*Buteo jamaicensis*) et de la Buse de Swainson (*B. swainsoni*) (Sperry, 1934; Olendorff, 1976; Powell, 1982; Halpin, 1983; Campbell *et al.*, 1987).

Dans le cadre de la réintroduction du putois d'Amérique dans le parc national des Prairies en 2009, 34 individus élevés en captivité ont été relâchés dans plusieurs colonies. En 2010, 15 putois élevés en captivité ont été relâchés (D. Gummer, comm. pers., novembre 2010). La présence d'au moins 13 putois relâchés et de 3 petits nés dans la nature a été confirmée en août-septembre 2010 (Parks Canada, 2011). La capacité limite du parc national est d'environ 30 putois (Tuckwell et Everest, 2009b).

Régime alimentaire

Le chien de prairie, principalement herbivore, se nourrit à 98 % de matières végétales (Hoogland, 1995). Il mange occasionnellement des invertébrés, notamment des noctuelles (Lépidoptères : Noctuidés), des carabes (Coléoptères : Carabidés) et des criquets (Orthoptères : Acrididés; voir Whitehead, 1927; Kelso, 1939; Costello, 1970; O'Meilia *et al.*, 1982). Comme les chiens de prairie peuvent manger leurs propres petits ou ceux d'autres familles, on peut aussi considérer l'espèce comme omnivore/carnivore (Hoogland, 1985, 1995). Les matières fécales, fraîches ou vieilles, de bison ou d'animaux d'élevage sont aussi consommées (Sheets *et al.*, 1971; Hoogland, 1995).

Les chiens de prairie se nourrissent de préférence de la végétation de leur colonie. Dans les prairies mixtes nordiques, le régime alimentaire est composé principalement de graminoides (au moins 80 %; Summers et Linder, 1978; Fagerstone et Williams, 1982; Uresk, 1984). Dans la prairie mixte du Dakota du Sud, par exemple, les individus avaient une préférence pour les espèces telles que la buchloé faux-dactyle (*Buchloe dactyloides*), la mauve des prairies, le carex filifolié (*Carex filifolia*), le boutelou gracieux (*Bouteloua gracilis*) et l'agropyre de l'Ouest (*Pascopyrum smithii*) (Summers et Linder, 1978), mais évitaient le schédonnard paniculé (*Schedonnardus paniculatus*) et l'aristide à panicule allongée (*Aristida longespica*), les armoises (*Artemisia* spp.), la dyssodie à aigrette et la vergerette du Canada (*Conyza canadensis*).

Le régime alimentaire de l'espèce change selon les saisons, les graminoides étant plus présents au printemps et à l'été, et les autres herbacées, les arbustes nains et les cactus formant la principale nourriture à l'hiver (Summers et Linder, 1978; Fagerstone et al., 1981; Fagerstone, 1982; Fagerstone et Williams, 1982; Uresk, 1984).

Viabilité de la population

Au moyen du logiciel Vortex, Stephens et Lloyd (2011) ont construit un modèle démographique spatialement explicite pour étudier les probabilités relatives de survie de la population canadienne de chiens de prairie. Le modèle est principalement fondé sur des données biologiques provenant du Dakota du Sud (Hoogland, 1995), mais des données canadiennes ont aussi été utilisées lorsqu'elles existaient (tableaux 2 et 3). Les mâles et les femelles ont été modélisés.

Tableau 3. Paramètres et hypothèses utilisés pour mettre au point le modèle d'analyse de la viabilité de la population (AVP) dans Stephens et Lloyd (2010).

Paramètre	Description
Système de reproduction	Polygyne; un mâle s'accouple avec 3 ou 4 femelles en moyenne
Paramètres liés à la densité	10 % des femelles adultes se reproduisent quand $N/K = 1$ et 90 % des femelles adultes se reproduisent quand N/K approche 0; effet d'Allee = 0,01 de sorte que la proportion de femelles qui se reproduisent diminue lorsque la densité de la population est faible; écart-type de 15 % pour la proportion de femelles adultes qui produisent avec succès une portée chaque année.
Taille initiale de la population	Densité moyenne de chiens de prairie estimée à partir des données de marquage-recapture prises en 2007 au Canada, soit 18 individus/ha multiplié par la taille des colonies en 2009.
Capacité limite (K)	On présume que la population canadienne de chiens de prairie a presque atteint sa capacité limite; capacité calculée d'après la densité maximale de chiens de prairie estimée à partir des données de marquage-recapture de 2007 prises au Canada, soit 26 individus/ha multiplié par la taille des colonies en 2007. Écart-type établi à 25 % de K pour tenir compte de la variation de l'environnement.
Dispersion	Pourcentage estimé d'individus qui se dispersent comme fonction inverse de la distance linéaire entre les colonies. Les individus qui se dispersent avaient un taux de mortalité moyen de 56 %.
Nombre de colonies	20 colonies de tailles diverses.
Corrélation	Indices vitaux parmi les colonies corrélées
Nombre d'itérations	500

Au moyen d'un modèle à une population, une analyse de sensibilité a été réalisée pour déterminer la sensibilité du taux de croissance stochastique à 5 paramètres incertains : mortalité des femelles adultes, mortalité des mâles adultes, mortalité juvénile, taille des portées et pourcentage de femelles reproductrices. Pour chaque paramètre, des simulations ont été exécutées, le paramètre étudié étant établi selon les conditions de base ou à plus ou moins 15 % des conditions de base, tandis que tous les autres paramètres étaient inchangés. Le taux de croissance stochastique était le plus sensible au pourcentage de femelles adultes reproductrices, à la taille moyenne des portées, à la mortalité juvénile et à la mortalité des femelles adultes.

Le modèle à une population montrait une faible probabilité de disparition (3 %) sur un horizon de 100 ans. D'après le modèle démographique stochastique, où toutes les colonies fonctionnent comme une métapopulation, la métapopulation affichait également une faible probabilité de disparition (4 %) sur un horizon de 100 ans, et ce, même s'il était présumé qu'il n'y avait aucune dispersion entre les colonies (3,6 %). Les résultats montrent que la taille des colonies et le degré de dispersion entre les colonies influent minimalement sur le taux de croissance stochastique ou la probabilité de disparition de la métapopulation, même si la dispersion augmentait la persistance des petites colonies isolées.

L'analyse de sensibilité a servi à étudier les risques relatifs posés par les conditions environnementales telles que les maladies et les conditions météorologiques extrêmes pour la population de chiens de prairie. Trois scénarios ont été envisagés.

1. Simulation d'indices de survie à la baisse fondée sur les données disponibles au Canada. On a observé une forte variabilité annuelle des taux de mortalité des chiens de prairie dans les études de terrain menées de 2007 à 2010. La cause directe des fluctuations n'est pas connue, mais on a formulé l'hypothèse voulant que les maladies, les conditions météorologiques rigoureuses, la compétition intraspécifique et interspécifique, et la prédation soient des facteurs de causalité. Les effets d'une mortalité accrue et d'un succès reproducteur réduit ont été modélisés en tant que catastrophes avec une probabilité d'occurrence aux 2, 5, 10 et 15 ans. Le taux de mortalité de toutes les classes d'âge et les deux sexes a augmenté pour atteindre 50 %, tandis que le taux de reproduction des femelles adultes a diminué, passant de 90 à 10 %, lors des années de catastrophe. La probabilité de disparition dans les quatre situations catastrophiques était élevée (100 %, 97 %, 40 % et 14 % respectivement), mais laissait croire que la métapopulation pouvait rebondir suite à une hausse de la mortalité et à une baisse de la reproduction si on lui laissait suffisamment de temps.

2. Simulation de sécheresse. La sécheresse a été définie comme étant d'une durée de trois ans, avec une forte probabilité d'occurrence tous les 15 ans, puis a été modélisée en fonction de différentes réductions de la capacité limite (K). Cinq situations ont été examinées : pendant la sécheresse : 1) K diminuait de 75 % chaque année pendant 3 ans, 2) K diminuait de 50 % chaque année pendant 3 ans, 3) K diminuait de 25 % chaque année pendant 3 ans, 4) K diminuait de 75 % la première année, de 50 % la deuxième année et de 25 % la troisième année; 5) K diminuait de 25 % la première année, de 50 % la deuxième année et de 75 % la troisième année. La probabilité de disparition était faible (2 %) quand la capacité limite était réduite de 25 %. Toutefois, la probabilité de disparition (PD) dans ces 5 situations était élevée (diminution de K de 50 % = PD de 40 %, diminution de K de 75 % = PD de 86 %, diminution de K chaque année = PD de 33 %, augmentation de K chaque année = PD de 35 %).

3. Simulation de peste sylvatique. La peste sylvatique épizootique a été modélisée de manière conservatrice en tant que catastrophe touchant des colonies locales (ne s'étalant pas à d'autres colonies) tous les 2, 5, 10 ou 15 ans. La gravité de la maladie a été modélisée en fonction d'une augmentation des taux de mortalité dans les colonies touchées, les pourcentages passant à 90, 95 ou 99 % chez toutes les classes d'âge et les deux sexes. Les situations avec un intervalle de 15 ans ont également été modélisées en ne considérant aucune dispersion entre les colonies. La peste enzootique a été modélisée en fonction d'une augmentation de 30 % (± 15 %) des taux de mortalité annuelle chez les adultes. Dans les cas où la dispersion entre colonies était possible, la métapopulation de chiens de prairie a été en mesure de rebondir après des éclosions de peste épizootique se produisant tous les 15 ans, et ce, quel que soit le taux de mortalité (mortalité de 90 à 99 %, PD de 11 à 31 %). L'espèce a également réussi à se rétablir de la peste enzootique lorsque les taux de mortalité étaient inférieurs à ceux observés dans les colonies touchées des États-Unis (mortalité de 25,5 %, PD de 10 %). En l'absence de dispersion, la métapopulation se rétablissait seulement lorsque la mortalité due à la peste était inférieure à 95 % (mortalité de 90 %, PD de 19 %). Des éclosions de peste épizootique plus fréquentes (ou des éclosions de peste épizootique tous les 15 ans sans possibilité de dispersion) et une mortalité des adultes plus élevée associée à la peste enzootique ont donné des PD de près de 100 % (peste épizootique survenant tous les 2 à 10 ans avec dispersion : PD de 100 à 58 %; peste épizootique survenant tous les 15 ans sans dispersion et mortalité de 95 à 99 % : PD de 50 à 86 %; mortalité due à la peste enzootique de 30 à 34,5 % : PD de 49 à 100 %).

Bien que le modèle n'ait pas été construit au moyen des données démographiques canadiennes et que la fréquence et l'ampleur réelles des risques posés par des événements catastrophiques tels que la peste et la sécheresse ne soient pas connues, le modèle fournit des indices utiles de la sensibilité probable aux perturbations. Les résultats donnent à penser que la métapopulation canadienne (ainsi que la plupart des colonies individuelles) est suffisamment grande pour survivre dans l'isolement, mais qu'elle est extrêmement sensible aux catastrophes fréquentes qui font augmenter le taux de mortalité des adultes. En général, des taux de reproduction et de survie élevés à de faibles densités de population permettent à la métapopulation de se rétablir après des baisses qui sont importantes, mais peu fréquentes.

TAILLE ET TENDANCES DE LA POPULATION

En 2010, la population canadienne de chiens de prairie en Saskatchewan consistait en 18 colonies qui occupaient environ 12 km² (1 230,8 ha). La superficie totale occupée par les colonies a augmenté, passant de 829 ha en 1992-1993 à 1 235,4 ha en 2009. D'après la méthode du plus petit polygone convexe, la zone d'occurrence était d'environ 472 km² en 2010, puis elle a baissé de 16 % à cause de la disparition de la colonie de South Gillespie pour atteindre 392 km². La variabilité de la superficie de la zone d'occurrence est évidente ces 10 dernières années, et le récent déclin de 16 % n'est pas considéré comme révélateur d'une tendance à la baisse. L'indice de la zone d'occupation (IZO) était de 160 km² d'après un quadrillage de 2 km x 2 km. La méthode utilisée pour déterminer l'occurrence est décrite ci-dessous.

Activités et méthodes d'échantillonnage

Relevés de l'étendue des colonies

Onze relevés, réalisés selon différentes techniques, ont permis de cartographier l'étendue des colonies de chiens de prairie au Canada de 1970 à 2009 (tableau 4). Kerwin et Scheelhaase (1971) ont cartographié les limites des colonies en 1970, mais n'ont pas décrit leur méthode. Millson (1976) a délimité les colonies en se fondant sur les activités, les a cartographiées d'après les caractéristiques physiographiques, puis a calculé la superficie en se servant de la planimétrie et en superposant un quadrillage de un centimètre pour y compter les carrés (Gauthier et Boon, 1994). Ces données sont résumées dans le tableau 4. Laing (1986, cité dans Gauthier et Boon, 1994) a cartographié les limites des colonies en 1985 (tableau 4), mais aucun détail n'a été fourni.

Tableau 4. Superficies estimées (ha) des colonies de chiens de prairie au Canada. Une colonie est définie comme une agrégation de terriers de chiens de prairie qui se trouvent à environ 100 m les uns des autres. Une case laissée en blanc signifie que la colonie n'existe plus ou qu'elle n'a pas fait l'objet d'un relevé pendant la période indiquée. Les données entre parenthèses renvoient à des estimations grossières (adapté de COSEPAC, 2000, et d'Agence Parcs Canada/Saskatchewan Environment, données inédites).

Colonie	Nom	Propriété ¹	1970 ²	1975 ³	1985 ⁴	1992-1993 ⁵	1995-1996 ⁶	1997-1998	2000	2002	2004	2007	2009
1	Laovenan (Ecotour)	PNCP				3,15	2,68	5,94	7,49	10,98	13,02	18,92	20,30
2	Snake Pit	PNCP	0,6	164,0	154,0	163,59	164,96	171,56	190,51	187,58	173,30	198,46	195,71
3	70 Mile Butte	PNCP	30,3	31,0	37,0	24,49	28,24	26,13	27,01	27,89	16,76	26,96	30,80
4	Monument	PNCP	103,3	254,0	57,0	85,96	89,72	97,92	109,21	120,71	110,3	133,89	141,41
5	Broken Hills	PNCP			78,0	95,23	81,60	94,07	94,10	85,58	77,62	96,01	96,65
6	Sage	PNCP				2,87	6,05	8,32	6,83	8,27	8,19	10,86	8,37
7	Police	PNCP				14,04	17,72	28,05	26,4	29,28	28,54	42,04	41,87
8	Timbergulch	PNCP				2,19	4,80	7,81	7,15	8,50	7,41	11,24	10,48
9	Larson	PNCP	0,4	4,4	77,0	110,35	132,89	157,04	147,09	146,68	147,23	168,11	163,63
10	North Gillespie	PNCP	18,2	4,0	(12,0)	15,50	19,10	9,73	1,66	3,35	4,14	8,21	8,80
11	South Gillespie	PNCP					0,21	0,55	0,77	1,17	1,68	4,66	4,62
12	Masefield	ARAP	2,0	8,0	12,0	27,62	31,38	34,25	38,76	37,09	39,65	38,06	39,17
13	Dixon Hill	Dixon	53,7	40,0	48,0		57,77	66,71	58,65	53,88	55,43	67,67	72,04
14	Dixon Main	Dixon	44,4	80,0	43,0	57,27	58,71	(58,7)	68,70	70,73	66,82	82,83	84,60
15	Dixon West	Dixon	34,3	17,6	19,0	20,67	23,3	26,35	26,58	27,26	22,98	33,33	37,86
16	Dixon Southwest	Dixon	92,9	120,0	63,0	75,79	64,13	72,24	67,14	65,94	61,82	77,50	67,74
17	Dixon South	Dixon				82,42	81,05	80,97	91,59	85,99	69,25	98,53	103,26
18	Walker	Walker	0,4	7,2	43,0	57,69	60,76	(60,8)	51,20	(51,2)	(51,2)	85,78	82,72
19	Dixon Pasture	SKAF	122,6	32,8	(43,5)	6,64	(6,64)	23,78	26,96	22,56	9,15	21,40	25,33
Total			503,1	763,0	686,5	828,8	931,9	1030,89	1047,80	1044,64	964,49	1225,42	1235,36

¹ PNCP = parc national du Canada des Prairies; ARAP = Administration du rétablissement agricole des Prairies; Dixon = pâturage de Dixon; Walker = pâturage de Walker; SKAF = Saskatchewan Agriculture and Food.

² Kerwin et Scheelhaase, 1971.

³ Millson, 1976.

⁴ Laing, 1986.

⁵ Gauthier et Boon, 1994; Saskatchewan Environment and Resource Management, données inédites.

⁶ Agence Parcs Canada, données inédites; Saskatchewan Environment and Resource Management, données inédites.

Gauthier et Boon (1994) ont cartographié les limites de chacune des colonies de chiens de prairie avec un système de positionnement global (GPS), les terriers actifs les plus en périphérie formant la limite (tableau 4). L'Agence Parcs Canada et le ministère de l'Environnement de la Saskatchewan (Saskatchewan Ministry of Environment) cartographient ensemble les limites des colonies au sein du parc national du Canada des Prairies et dans les zones adjacentes en recourant à la même technique depuis 2000 (tableau 4). Les limites des colonies illustrées sur les cartes annuelles sont considérées comme approximatives pour la simple raison qu'il est difficile de bien distinguer les terriers actifs des terriers abandonnés (Tara Stephens, Calgary Zoo, comm. pers., novembre 2010).

Moore et Gauthier (1994) ont examiné la possibilité de cartographier les limites des colonies au moyen d'anciennes photographies aériennes. La faible couverture temporelle et l'emplacement des colonies ont limité le potentiel des photos de localiser et de définir les limites historiques des colonies dans le parc national des Prairies.

Dénombrement des terriers

Kerwin et Scheelhaase (1971) ont estimé le nombre de terriers par colonie en 1970 en se basant sur une moyenne de 20 terriers par acre (49,4 terriers/ha). Laing (1986, cité dans Gauthier et Boon, 1994) a estimé la densité en réalisant des relevés par parcelles sans faire la distinction entre terriers actifs et terriers abandonnés. Il a estimé la densité moyenne à 33,7 terriers par hectare (d'après 48 parcelles couvrant 4 colonies).

Gauthier et Boon (1994) ont dénombré les terriers des colonies situées dans le parc national des Prairies. Dans chaque colonie, ils ont établi des transects de 4 m de large, espacés de 40 m, de sorte qu'environ 10 % de la superficie de chaque colonie était échantillonnée. Tous les terriers actifs, probablement actifs et abandonnés dans chaque transect ont été dénombrés. Un terrier était considéré dans le dénombrement si > 50 % de son ouverture se trouvait dans le transect. Le nombre de terriers a été périodiquement évalué dans plusieurs colonies du parc national de 1995 à 2009 pour documenter les activités de réintroduction du putois d'Amérique.

Dénombrements visuels

Le nombre d'individus aperçus peut être corrélé avec le nombre de chiens de prairie comptés dans le cadre d'études de marquage-recapture (Severson et Plumb, 1998), bien que Menkens *et al.* (1990) croient que les résultats de dénombrements visuels doivent seulement être utilisés comme mesures de la densité relative en raison des écarts-types élevés entourant les coefficients de régression qui donnent une faible précision. Des analyses préliminaires de données canadiennes de marquage-recapture et des données de dénombrements visuels appuient l'utilisation des résultats de ces derniers comme indice de l'abondance relative des chiens de prairie chaque année (D. Gummer, comm. pers., novembre 2010; T. Stephens, comm. pers., novembre 2010). Toutefois, ces données peuvent ne pas être représentatives de l'ensemble de la population canadienne étant donné que ces mesures sont seulement disponibles pour la portion ouest du parc national des Prairies.

Des dénombrements visuels de chiens de prairie ont été réalisés dans plusieurs colonies du parc national. Kerwin (1972, cité dans Gauthier et Boon, 1994) a estimé la densité de chiens de prairie dans trois colonies de la vallée de la Frenchman (de 34,4 à 120/ha de superficie) en mai 1970 en comptant le nombre d'animaux aperçus hors terrier tôt le matin et tard le soir. Chaque colonie a été dénombrée entre 2 et 5 fois. D'après des dénombrements non normalisés, la densité de l'espèce variait de 2,25 à 6,25 adultes/ha.

Plusieurs colonies du parc national des Prairies ont été surveillées de 1996 à 2010 par la méthode de Menkens et Anderson (1993) (Fargey et Marshall, 1997; Miller *et al.*, 2005, Agence Parcs Canada et Calgary Zoological Society, données inédites, 2010). Dans chaque colonie, les chiens de prairie ont été comptés dans une parcelle de 4 ha toutes les 10 à 15 minutes pendant 1 à 1,5 h sur trois jours à la fin août et au début septembre, souvent par des observateurs différents (SKCDC, 2010). Le nombre maximal de chiens de prairies aperçus sur une période de 10 minutes pendant 3 jours d'échantillonnage d'une année donnée a été utilisé comme indice du nombre de chiens de prairies présents. Le nombre d'individus consigné (adultes et juvéniles) variait grandement d'une période de dénombrement à l'autre (SKCDC, 2010, données non montrées), d'une parcelle à l'autre au sein des colonies, d'une colonie à l'autre et d'une année à l'autre (tableau 5). Les données ont été normalisées de manière à obtenir un rapport individus/ha d'après la taille physique des parcelles ayant fait l'objet d'un dénombrement visuel. Les distances réelles parcourues par les chiens de prairies pendant les périodes de dénombrement, et, par conséquent, la véritable zone d'échantillonnage, ne sont pas connues (D. Gummer, Agence Parcs Canada, comm. pers., novembre 2010).

Tableau 5. Nombre de chiens de prairie (adultes et juvéniles) consigné par parcelle lors des dénombrements visuels (source : Agence Parcs Canada et Calgary Zoological Society, données inédites, 2010).

Nom	ID_ parcelle	Superficie de la parcelle (ha)	1996	1997	1998	1999	2004	2005	2006	2007	2008	2010
Dixon Main	DM-05	4										16
Dixon South	DS-01	4										27
Dixon Southwest	DSW-05	4										26
Ecotour	EC-01	4						73	110	115	29	54
Larson	LA-07	3,61										28
Larson	LA-08	3,61										39
Larson	LA-09	3,61										27
Larson	LA-10	3,61										31
Larson	LA-11	3,61										4
Larson	LA-12	3,61										35
Larson	LA-01	4						65	120	114	25	
Larson	LA-02	4		72	50	58	23	26	82	67	25	
Larson	LA-04	4						48	50	99	16	
Larson	LA-03	4					20	29	48	82	19	
Larson	LA-05	4		48	34	50		71	53	142	38	18
Larson	LA-06	4					43	33	91	127	35	
Monument A	MO-05	3,61										37
Monument A	MO-06	3,61										27
Monument A	MO-07	3,61										21
Monument A	MO-08	3,61										18
Monument A	MO-03	4						27	24	98	47	
Monument A	MO-04	4						28	39	44	36	
Monument A	MO-02	4						41	58	51	26	
Monument A	MO-01	4						67	48	72	28	
Monument B	MO-09	3,61										13
Monument B	MO-10	3,61										0
Police Coulee	PO-01	4	109	87	68	50		55	86	131	18	33
Police Coulee	PO-02	4						30	86	161	20	
Sage	SA-01	4										27
Snake Pit	SP-07	3,61										29
Snake Pit	SP-08	3,61										8
Snake Pit	SP-09	3,61										7
Snake Pit	SP-10	3,61										10
Snake Pit	SP-06	4	96	71	77	60		36	50	88	23	
Snake Pit	SP-05	4					20	36	45	84	27	
Snake Pit	SP-04	4	95	49	63	46		41	44	75	46	26
Snake Pit	SP-03	4					22	65	39	125	43	
Snake Pit	SP-02	4	41	22	28	24		31	52	77	41	

Nom	ID_ parcelle	Superficie de la parcelle (ha)	1996	1997	1998	1999	2004	2005	2006	2007	2008	2010
Snake Pit	SP-01	4					19	56	52	38	29	
Moyenne (données transformées en ln)			3,05	2,67	2,61	2,53	1,93	2,46	2,73	3,14	2,10	1,84
intervalle de confiance \pm 95 % (données transformées en ln)			0,41	0,36	0,30	0,24	0,21	0,15	0,17	0,17	0,13	0,21

Les données de 2009 ont été écartées, car l'on savait qu'un grand nombre (inconnu) de spermophiles ont été inclus par erreur par les observateurs. Les données des années précédentes peuvent également comprendre un nombre inconnu de spermophiles. Le nombre de spermophiles varie d'une année à l'autre au sein des colonies de chiens de prairie; les spermophiles peuvent être absents ou très nombreux (2009 a été une année de forte population). Les données datant d'avant 2009 ont été jugées acceptables pour l'analyse, mais un certain degré de contamination est anticipé (D. Gummer, Agence Parcs Canada, comm. pers., novembre 2010).

Marquage-recapture

Des données de marquage-recapture ont été recueillies pendant 3 à 4 ans dans le cadre de trois études dans le parc national des Prairies, soit de 1999 à 2010 (Gummer, 2005; T. Stephens, données inédites; N. Lloyd, données inédites). Elles sont actuellement classées. Toutefois, les données de ces études sont difficiles à regrouper, car les objectifs et les méthodologies différaient beaucoup selon l'étude (D. Gummer, Agence Parcs Canada, comm. pers., novembre 2010). On procède actuellement à compiler suffisamment de données pour calculer les estimations de marquage-recapture avec des intervalles de confiance, mais il est prévu que seules les données à partir de 2007 jusqu'à présent seront directement comparables à cette fin. Ces données se limitent à la portion ouest du parc national des Prairies et peuvent ne pas être représentatives de la population canadienne entière.

Abondance

Comme la densité des terriers n'a pas été significativement corrélée avec la densité des chiens de prairie (Campbell et Clark, 1981; Hoogland, 1995; Severson et Plumb, 1998), elle ne peut pas servir de mesure de l'abondance des chiens de prairie.

Comme il a été mentionné dans la section précédente, la fiabilité des dénombrements visuels est problématique, et les résultats de ces derniers sont le mieux utilisés en tant que mesures relatives de la densité. Les chiens de prairie ont été dénombrés annuellement dans au plus 7,3 % de la superficie totale occupée par les colonies, et les dénombrements visuels révèlent une forte hétérogénéité entre les périodes de dénombrement, les parcelles, les colonies et les années. Par conséquent, bien que les données des dénombrements visuels puissent fournir un indice de l'abondance au fil du temps, les données ne représentent pas une mesure directe de la densité; il faut donc faire preuve d'une grande prudence dans l'interprétation ou l'extrapolation des résultats des dénombrements visuels lorsqu'on estime la taille potentielle de la population (D. Gummer, Agence Parcs Canada, comm. pers., novembre 2010). L'analyse des données de marquage-recapture des populations de chiens de prairie étudiées de 2007 à 2010 n'est pas encore disponible (T. Stephens, Calgary Zoo, comm. pers., novembre 2010).

Si nous présumons que le nombre moyen d'individus aperçus d'une année donnée représente une estimation minimale de la densité des chiens de prairie, alors nous pouvons calculer une taille minimale approximative de la population en recourant aux limites de confiance à 95 % (voir le tableau 5) et à la superficie totale occupée par les colonies (voir le tableau 4). Des données tirées de piégeage d'individus vivants du zoo de Calgary (Calgary Zoo) indiquent que les juvéniles représentent de 1 à 2 % de la population piégée lors des années de faible densité (2008 et 2010), et environ 52 % de la population piégée lors des années de forte densité (2007 et 2009). En 2010, la taille minimale estimée de la population de chiens de prairie matures au Canada était de 6 165 à 9 360 individus (si l'on présume que la superficie totale occupée par les colonies est la même qu'en 2009, la colonie de South Gillespie en moins, celle-ci ayant disparu en 2010). En 2007, quand la population était à son pic, la taille minimale estimée de la population d'individus matures était de 11 463 à 16 116 individus.

Fluctuations et tendances

Superficie des colonies

La superficie des colonies est très variable : les colonies canadiennes mesurent entre 0,09 ha et 198,5 ha (moyenne de 41,9 ha; voir tableau 4). Rien n'indique que les colonies au Canada étaient plus grandes ou plus étendues autrefois (du moins depuis 1938, année de la première mention de l'espèce), mais les colonies du reste de l'aire de répartition de l'espèce étaient très probablement plus grandes avant l'établissement des Européens dans les Prairies (il y a 200 ans; Hoogland, 2006a) que maintenant. Par exemple, l'on croit que la plus grande colonie de chiens de prairie jamais observée en serait une du Texas, répertoriée en 1900; cette colonie mesurait approximativement 161 km de large par 402 km de long et abritait 400 millions de chiens de prairie (Merriam, 1901).

La superficie totale occupée par des colonies au Canada est régulièrement surveillée depuis 1992-1993. La superficie totale occupée par des chiens de prairie a augmenté, passant d'un creux de 828,8 ha en 1992-1993 à un pic de 1 235,4 ha en 2009 (tableau 4 et figure 3). De 1969 à 2009, la taille moyenne des colonies est demeurée stable. De 1993-1994 à 2009, période où les limites des colonies étaient mesurées selon une méthode uniforme, la taille moyenne des colonies a augmenté légèrement en 1996 et considérablement en 2007, mais ces différences ne sont peut-être pas significatives vu le grand intervalle de confiance à 95 %. Les mesures de l'étendue des colonies de chaque année sont approximatives, et la densité des chiens de prairie au sein des colonies et entre les colonies peut être très variable. Par conséquent, les variations de superficie des colonies au fil du temps peuvent ne pas refléter les variations de taille de la population.

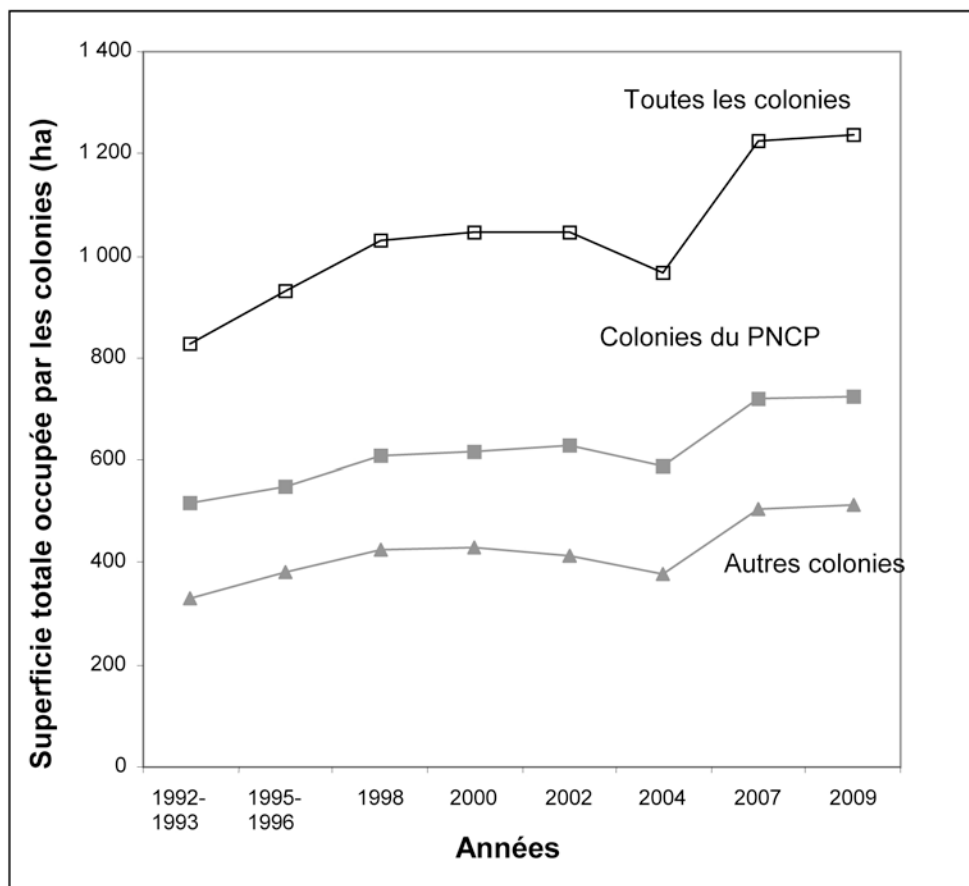


Figure 3. Superficies totales (ha) des colonies de chiens de prairie au Canada (toutes les colonies), dans le parc national du Canada des Prairies (colonies du PNCP) et dans d'autres territoires (autres colonies), illustrées séparément, entre 1992-1993 et 2009 (source des données : Agence Parcs Canada et Saskatchewan Environment).

Indices démographiques

Le seul indice de l'abondance que nous avons sur une longue période de temps au Canada provient des données des dénombrements visuels réalisés depuis 1996, ce qui correspond à environ 3 générations. Ces données, qui incluent tant les juvéniles que les individus matures, donnent à penser que la population de chiens de prairie est passée par trois stades distincts : un déclin de 1996 à 1999, puis une période de croissance de 2004 à 2007 (figure 4). D'après les données existantes, la période de 2007 à aujourd'hui en est une de déclin (aucune donnée pour 2009; figure 4). Les résultats préliminaires de l'étude de marquage-recapture en 2009 indiquent que le nombre de chiens de prairie a considérablement augmenté en 2009 avant de décliner de nouveau en 2010 (D. Gummer, Agence Parcs Canada, comm. pers., février 2011). De 1994 à 2008, les données moyennes des dénombrements visuels ont révélé un taux de croissance négatif significatif de 0,45, mais la taille de l'échantillon était très petite ($n = 7$)¹.

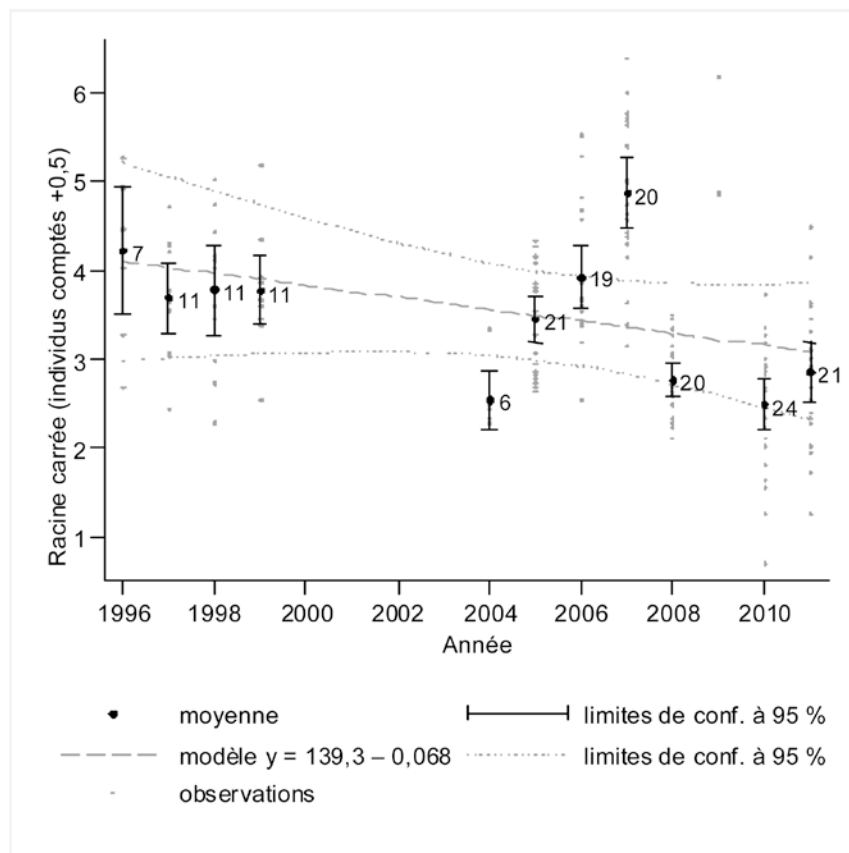


Figure 4. Nombre d'individus comptés lors des dénombrements visuels en tant qu'indice de l'abondance relative des chiens de prairie adultes et juvéniles de 1996 à 2011 dans le parc national du Canada des Prairies. La régression linéaire avec réplication illustre un déclin statistiquement significatif de 33 % ($F_{1,161} = 34,0$, $p < 0,001$). Les moyennes annuelles sont accompagnées du nombre de parcelles ayant fait l'objet de relevé chaque année (source : D. Gummer, Agence Parcs Canada).

¹ Équation : $[\ln(A_{t+1}) - \ln(A_t)] = 1,17 (0,75, 2,15) - 0,45 (-0,78, -0,26)A_t$, où A = abondance au temps t (intervalles de confiance à 95 % selon la méthode « bootstrap » entre parenthèses).

La cause des déclin de la population comme ceux observés en 2004, 2008 et 2010 n'est pas connue; toutefois, les mauvaises conditions de croissance au printemps et à l'été, combinées à d'autres facteurs tels que la peste enzootique et/ou la rigueur de l'hiver, seraient des facteurs contributifs (D. Gummer, Agence Parcs Canada, comm., pers., novembre 2010). Par exemple, des preuves anecdotiques² révèlent des conditions de croissance extrêmement mauvaises en 2008 et 2009, lesquelles ont pu faire en sorte que les femelles soient entrées en hibernation dans un état corporel médiocre, entraînant ainsi un faible taux de survie en hiver et un très faible succès reproducteur le printemps suivant (T. Stephens, Calgary Zoo, comm. pers., novembre 2010). En 2007, le rapport petits:adultes capturés était élevé (environ 50 % de petits), alors que, les années suivantes, moins de 10 % des captures étaient des petits et la proportion de femelles lactantes était faible (T. Stephens, Calgary Zoo, comm. pers., novembre 2010).

Dans l'ensemble, la tendance de la population est difficile à évaluer en raison des grandes variations de l'abondance relative. De plus, les critères d'évaluation du COSEPAC sont fondés sur les individus matures; or, les données disponibles concernent aussi les juvéniles. La proportion de juvéniles change dramatiquement dans le temps. Le résumé suivant est fourni par D. Gummer, de l'Agence Parcs Canada. Les dénombrements visuels réalisés dans des parcelles fixes, dont les résultats ont servi d'indice général de l'abondance relative des chiens de prairie dans le PNCP de 1996 à 2011, indiquent une variabilité importante au fil du temps (figure 4). En dépit de ces fluctuations, le nombre d'individus aperçus a globalement baissé de manière significative (régression linéaire avec réplication, $F_{1,158} = 34.8$, $p < 0,001$), le déclin étant estimé à 33 % (de 14,2 à 9,5 individus par hectare) au cours des 10 dernières années (2001-2011). Si la tendance était basée sur une différence simple du nombre moyen d'individus aperçus par hectare pour la période de 10 ans la plus récente (de 1998 à 2008), alors le déclin serait de 48 % (de 13,8 à 7,2 individus par hectare).

Cependant, ces données issues de parcelles fixes ne tiennent pas compte des augmentations simultanées de la superficie totale occupée par les colonies de chiens de prairie. Si nous estimons la taille totale minimale de la population (toutes classes d'âge confondues) en multipliant l'abondance relative par la superficie des années faisant l'objet de suffisamment de données, la tendance de la taille de la population est un déclin de 22 % de 2001 à 2011 (de 14 800 à 11 200), mais n'est pas significative sur le plan statistique (régression linéaire pondérée, $F_{1,9} = 0,82$, $p = 0,39$) (figure 5). En revanche, si nous écartons le modèle linéaire ajusté et comparons plutôt directement les tailles estimées de la population à partir de la période d'environ 10 ans la plus récente (de 1999 à 2010), nous obtenons un déclin approximatif de 38 % (de 14 300 à 8 800).

² Les données sur les précipitations dans le parc national du Canada des Prairies et les environs ne sont pas encore disponibles pour la période de 2007 à 2010 (Environnement Canada, 2011). Toutefois, des cartes régionales des précipitations dans l'aire de répartition historique sont fournies par Agriculture et Agroalimentaire Canada (<http://www4.agr.gc.ca/AAFC-AAC/display-afficher.do?id=1256658312655&lang=fra>) pour les années comprises entre 2005 et 2010. Ces cartes montrent que les précipitations entre 2007 et 2009 dans la région du parc national des Prairies (près de Coronach) étaient dans les 20^e à 40^e centiles de l'aire de répartition historique et que celles entre 2009 et 2010 approchaient la moyenne à long terme (dans les 40^e à 60^e centiles).

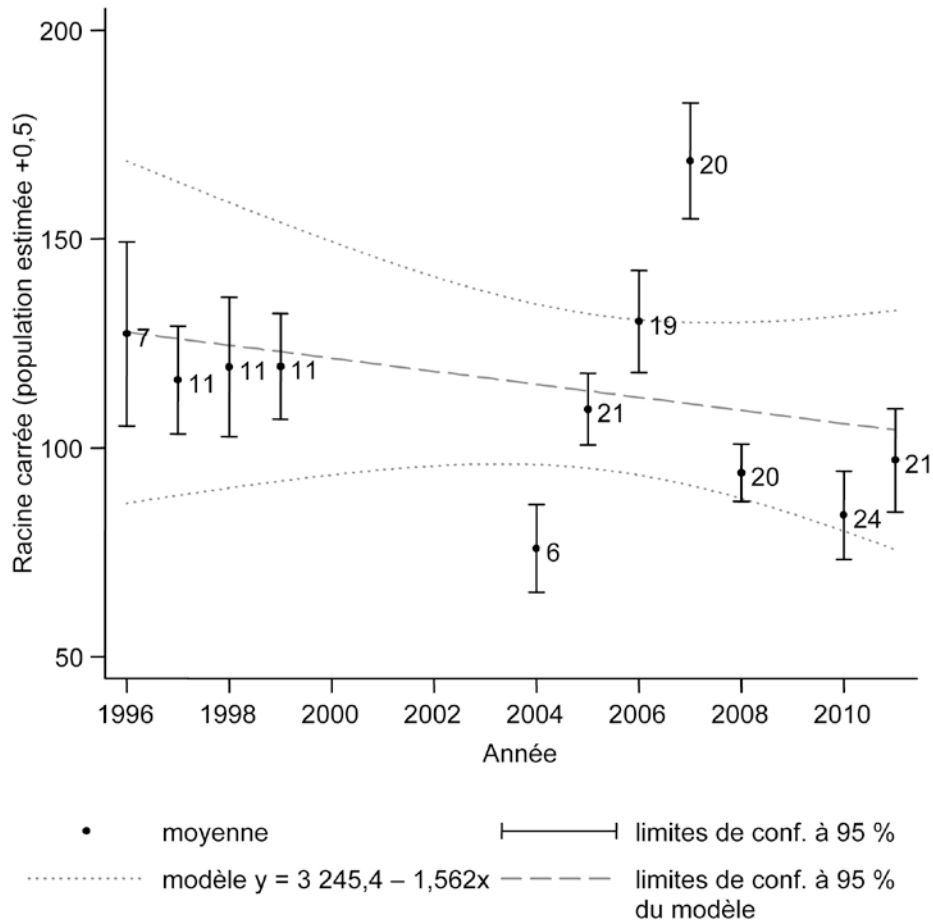


Figure 5. Taille estimée de la population de chiens de prairie adultes et juvéniles de 1996 à 2011 dans le parc national du Canada des Prairies. La tendance de la population est un déclin de 22 %; toutefois, le modèle de régression linéaire n'est pas statistiquement significatif (régression linéaire pondérée [F1,9 = 0,82, p = 0,39]). Les estimations démographiques annuelles sont fondées sur la moyenne et les limites de confiance à 95 % des résultats des dénombrements visuels x la superficie totale occupée par les colonies de chiens de prairie. Les chiffres désignent le nombre de parcelles ayant fait l'objet de dénombrements visuels chaque année. (source : D. Gummer, Agence Parcs Canada).

En conclusion, un déclin de la taille de la population semble possible. L'espèce est difficile à recenser, et les fluctuations dans les estimations de la taille de la population sont dues aux techniques de relevé et à la réponse des chiens de prairie à la sécheresse. Parmi les diverses mesures disponibles, chacune indique une tendance à la baisse de la taille de la population. Les résultats de la régression linéaire sont les plus révélateurs des quatre mesures, et un déclin de 22 à 33 % est estimé à partir de celles-ci. L'application de ces résultats dans la méthode du COSEPAC est difficile pour les raisons suivantes : 1) le COSEPAC met l'accent sur les individus matures, alors que les estimations de la taille de la population de chiens de prairie comprennent toutes les classes d'âge; 2) les fluctuations dans la taille de la population causées à la fois par les variations démographiques réelles et (peut-être) les techniques de relevé empêchent de déceler clairement l'étendue du déclin.

Immigration de source externe

La population canadienne de chiens de prairie est isolée des populations étatsuniennes. La colonie étatsunienne la plus proche d'une colonie canadienne est petite et située au Montana, à 27,1 km de distance (D. Gummer, Agence Parcs Canada, comm. pers., novembre 2010). La deuxième colonie du Montana la plus proche est à environ 40 km de distance, et le complexe de colonies multiples le plus proche de cet État, à 57 à 63 km. Ces distances sont bien supérieures à la distance qui permet la dispersion de l'espèce (soit de 0,5 à 6,7 km; Garrett et Franklin, 1988) et dépasse largement le record enregistré de 9,6 km (voir la section « Déplacements et dispersion »). Bien que la colonie canadienne et celle du Montana la plus proche se trouvent toutes deux au sein du bassin versant de la rivière Frenchman et que les chiens de prairie puissent préférer suivre les bassins versants de ruisseaux de basses terres ou d'autres aires protégées pendant la dispersion, les deux populations ne sont pas directement reliées. La colonie du Montana la plus proche ne se trouve pas dans la vallée du cours principal de la rivière en plus d'être séparée par un relief accidenté. La distance et les caractéristiques du relief rendent la dispersion entre ces deux populations de chiens de prairie peu probable (D. Gummer, Agence Parcs Canada, comm. pers., février 2011).

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

On a utilisé le calculateur des menaces de l'UICN dans la section suivante. L'information est principalement tirée du plan de gestion du chien de prairie (Tuckwell et Everest, 2009a).

Les menaces sont divisées en deux catégories : 1) les menaces pour la population existante dans la zone réglementée et 2) les menaces pour l'expansion de la population à l'extérieur de la zone réglementée. Le calculateur des menaces n'a été appliqué qu'à la population à l'intérieur de la zone réglementée.

Menaces pour la population existante

Deux menaces, la peste sylvatique épizootique et la sécheresse, sont considérées comme des menaces très graves à graves pour la population. La tularémie, la prédation par le putois d'Amérique et les hivers rigoureux sont considérés comme des menaces moyennes à faibles. Les autres menaces sont nombreuses, mais considérées comme faibles.

Menaces très graves à graves

Les détails des menaces très graves sont discutés plus bas, sous les en-têtes de niveau 2 de l'UICN.

Espèces exotiques ou non indigènes envahissantes (UICN 8.1)

La peste sylvatique est causée par la bactérie exotique *Yersinia pestis* et est principalement transmise par les morsures de puces infectées (Butler *et al.*, 1982; Thomas *et al.*, 1989; Rocke *et al.*, 2004). La sociabilité des chiens de prairie facilite la transmission rapide de la maladie entre les individus et les colonies (Miller *et al.*, 1994; Biggins et Kosoy, 2001; Cully et Williams, 2001; Pauli *et al.*, 2006). On croit toutefois que le déplacement de la maladie entre les zones s'effectue par les puces d'autres hôtes, comme les rongeurs et les coyotes (Hanson *et al.*, 2007; Jones et Britten, 2010). Les chiens et les chats domestiques peuvent également être des hôtes. La modélisation de la maladie suggère que ces autres hôtes sont à l'origine de nombreuses éclosions de peste (peste épizootique; Webb *et al.*, 2006), bien que des observations récentes suggèrent que les chiens de prairie peuvent aussi être des hôtes enzootiques (Hanson *et al.*, 2007). Les conditions environnementales contribuant aux éclosions de peste sont inconnues.

Aux États-Unis, les éclosions de peste épizootique sont habituellement la cause d'un taux de mortalité de 90 à 100 % chez les colonies infectées (Cully et Williams, 2001; Antolin *et al.*, 2002; Stapp *et al.*, 2004; Lorange *et al.*, 2005). La peste épizootique apparaît en général dans un nombre limité de colonies à l'intérieur d'une petite zone, puis s'étend selon une configuration régulière à d'autres colonies pendant une période de 2 à 5 ans (Augustine *et al.*, 2008). Les systèmes d'irrigation facilitent vraisemblablement la progression de la peste en dispersant les chiens de prairie (Roach *et al.*, 2001). Les routes, les cours d'eau ou les lacs peuvent faire barrage aux éclosions de peste (Collinge *et al.*, 2005). De 2002 à 2007, lors d'une épizootie de peste aux États-Unis, cette maladie a réduit les colonies d'au moins 90 % dans une zone de 12 km² la première année, et s'est étendue à plus de 30 colonies dans une zone de 100 km² lors des deuxième et troisième années (Johnson *et al.*, 2011). Les colonies qui se trouvaient à 2 km ont été infectées sur une période de trois ans (Johnson *et al.*, 2011), et, lors d'une épizootie plus ancienne, toutes les colonies se trouvant à moins de 3 km ont été infectées (Cully et Williams, 2001). La plupart des colonies non infectées se trouvaient à plus de 10 km d'une colonie infectée (Johnson *et al.*, 2011). En général, les colonies étroitement regroupées facilitent la propagation de la maladie aux colonies adjacentes (Lomolino *et al.*, 2004; Stapp *et al.*, 2004).

Une épizootie au sein de la population canadienne aurait vraisemblablement un effet sur la plupart ou même sur toutes les colonies plusieurs années après l'infection initiale; chaque colonie canadienne est à moins de 10 km d'une autre colonie, et toutes les colonies se trouvent dans de petites zones, dans une section d'environ 30 km de la vallée de la rivière Frenchman (figure 2). Cette rivière est étroite (< 10 m) et ne suffirait vraisemblablement pas à restreindre le déplacement de la maladie.

Les colonies peuvent survivre à des événements épizootiques, probablement grâce à l'immigration en provenance de colonies non infectées et à l'augmentation de la productivité des survivants (Cully et Williams, 2001). Le rétablissement serait retardé si les événements épizootiques se produisaient fréquemment ou si l'immigration était limitée. Aux États-Unis, des épizooties ont eu lieu dans la même zone à environ 10 années d'intervalle et le rétablissement des populations a pris plusieurs années (Cully et Williams, 2001; Johnson *et al.*, 2011). Ces zones contiennent de 50 à 100 colonies, comparativement aux 18 colonies canadiennes. On ne connaît pas l'importance relative de la distance entre les colonies, de la densité des colonies et de la densité des chiens de prairie par colonies par rapport au taux de rétablissement (Cully *et al.*, 2010). Cependant, le petit nombre de colonies au Canada et le peu d'effet apparent d'une immigration à partir des populations du Montana suggèrent que le rétablissement au Canada serait difficile si les épizooties étaient fréquentes. Les résultats de l'analyse de viabilité de la population suggèrent que la persistance de la population canadienne peut être hautement sujette à de fréquents épisodes de peste épizootique (c.-à-d. < 15 années) (voir la section « Viabilité de la population »).

Au Canada, la peste sylvatique a d'abord été confirmée chez les chiens de prairie en 2010, lorsqu'un seul chien de prairie de la colonie Larson a été trouvé mort au début de juillet 2010. L'autopsie a confirmé que la cause de la mort était la peste sylvatique. Aucun autre chien de prairie infecté n'a été trouvé en 2010. On a suspecté la peste comme étant la cause de la perte d'une petite colonie de 4 ha à South Gillespie, probablement au printemps 2010, à environ 20 km (P. Fargey, Agence Parcs Canada, comm. pers., 8 novembre 2010), mais la distance entre les colonies est plutôt grande et les événements peuvent ne pas avoir été liés. Des observations aux États-Unis suggèrent que la découverte d'un individu mort de la peste cache d'autres cas de peste à des niveaux enzootiques (D. Gummer, Agence Parcs Canada, comm. pers., novembre 2010).

La peste ne semble pas s'être propagée en 2011. Les relevés de mai et de juin effectués au sein de 18 colonies indiquent la présence de chiens de prairie à chaque site. La colonie de Larson (où un cas de peste a été enregistré en 2010) comptait des jeunes en 2011. La colonie de South Gillespie est restée vacante (P. Fargey, Parcs Canada, comm. pers., juillet 2011). La disparition de la colonie de South Gillespie peut avoir été causée par la peste épizootique, mais les résultats des événements épizootiques ailleurs dans l'aire de répartition de l'espèce suggèrent que ce n'était pas le cas puisque les autres colonies se sont montrées saines l'année suivante. Une surveillance plus poussée documentera toute future disparition de colonie.

Les faibles nombres de cas de peste (infection enzootique) peuvent être difficiles à détecter chez les chiens de prairie (Wimsatt et Biggins, 2009; Matchett *et al.*, 2010), et la présence d'anticorps chez les canidés et les félins peut être un indicateur plus fiable de la présence de cette maladie (Biggins *et al.*, 2010; Brinkerhoff *et al.*, 2009). Avant 2010, on sait que la peste sylvatique était présente dans le sud rural de la Saskatchewan, incluant le parc national des Prairies, bien qu'aucune infection n'ait été observée chez les chiens de prairie. Des anticorps de la peste sylvatique ont été détectés chez des chiens et des chats domestiques (Leighton *et al.*, 2001) et chez des coyotes (Jardine et Cranshawe, données inédites, cité dans Tuckwell et Everest, 2009a).

La probabilité d'une épizootie au Canada n'est pas connue, parce que notre compréhension des vecteurs est faible et que nombre de facteurs sont associés à la transmission. Si des événements épizootiques sont déclenchés par des espèces pouvant faire office de vecteurs et se trouvant déjà sur le site, alors la maladie est déjà sur place. En revanche, si la maladie arrive de loin par des espèces dont l'aire de répartition est étendue, alors la proximité d'une colonie infectée est importante. Une épizootie avec une mortalité importante et un effondrement de la colonie a eu lieu au début des années 2000 dans le comté Phillips, au Montana (Dinsmore et Smith, 2010); il s'agit de la grande colonie la plus proche de la population canadienne, à une distance d'environ 70 km.

En cas d'éclosion de peste au Canada, il a été démontré que le traitement des terriers avec l'insecticide deltaméthrine au cours des premiers stades de peste épizootique peut enrayer une éclosion de peste, et les effets peuvent durer jusqu'à 2 ans (Karhu et Anderson, 2000; Seery *et al.*, 2003; Hoogland *et al.*, 2004). À la suite de la confirmation d'un cas d'infection d'un chien de prairie au Canada en 2010, l'Agence Parcs Canada a appliqué le produit DeltaDust® (deltaméthrine) (Luk et Wruth, 2010) à 32 400 terriers, ce qui représente environ un tiers de la zone totale occupée par la colonie de chiens de prairie. On a élaboré une méthode de surveillance de la colonie pour confirmer l'occupation continue dans la colonie, et on a observé les signes de peste dans les colonies en 2011. De plus, la plupart des colonies de chiens de prairie ont subi un nouvel échantillonnage en 2010; on voulait alors déterminer les terriers actifs et inactifs à l'aide de la méthode utilisée en 2009 (voir la section « Taille et tendances des populations »). Les terriers ont subi de nombreux écouvillonnages, et peu de puces ont été détectées. Parcs Canada pourra vaporiser la zone restante de la colonie si de nouveaux cas de peste sont observés (P. Fargey, Agence Parcs Canada, comm. pers., février 2011).

Sécheresses (UICN 11.2)

La sécheresse est considérée comme une menace grave. Elle peut réduire la densité démographique des chiens de prairie de jusqu'à 80 % dans le parc national des Prairies (Agence Parcs Canada, données inédites, cité dans Tuckwell et Everest, 2009a). Le succès de la reproduction des chiens de prairie présente une corrélation positive avec la masse corporelle, mesure de la condition du corps (Hoogland, 1995). Dans les systèmes prairiaux semi-arides, la qualité et la quantité de nourriture pour les chiens de prairie dépendent largement des précipitations. Au Montana, Knowles (1987) a observé que la taille des portées des chiens de prairie présentait une forte corrélation avec les précipitations de l'été précédent.

Les études sur le changement climatique prévoient que les prairies de la partie nord des Grandes Plaines et du sud du Canada connaîtront des conditions de sécheresse croissantes et des températures moyennes annuelles accrues (Rizzo et Wiken, 1992; Lemmen *et al.*, 1997; Sushama *et al.*, 2010). On s'attend à ce que l'augmentation de la sécheresse et des températures réduisent la qualité et la quantité de nourriture disponible pour les chiens de prairie, ce qui peut mener à un état corporel plus faible. Les femelles qui entament l'hibernation avec un état corporel faible peuvent connaître un succès de reproduction moindre, avec un recrutement des populations subséquent faible (voir la section « Fluctuations et tendances »).

La modélisation des menaces dans le rapport de l'AVP (Stephens et Lloyd, 2011) suggère que des sécheresses fréquentes (c.-à-d. d'une durée de 3 ans tous les 15 ans) augmenteront la probabilité de disparition de 40 et 86 % si la capacité (c.-à-d. la nourriture) décline respectivement de 50 ou de 75 %. Il n'est pas possible de prévoir les conditions de sécheresse à l'échelle de la population de chiens de prairie, mais les paramètres de sécheresse (durée de 3 ans tous les 15 ans) utilisés dans l'AVP ont été tirés des données météorologiques d'Environnement Canada pour la région du sud de la Saskatchewan et semblent représenter des événements plausibles (Bonsal et Regier 2006, Sushama *et al.*, 2010)

Menaces moyennes à faibles

Le détail des menaces moyennes à faible sont abordées plus bas, sous les entêtes de niveau 2 de l'UICN.

Espèces indigènes problématiques (UICN 8.2)

A) *Tularémie*

La tularémie est une maladie endémique à l'Amérique du Nord qui touche généralement les lapins et les rongeurs, incluant les chiens de prairie, bien que d'autres animaux, incluant les humains, puissent aussi être touchés (Zeidner *et al.*, 2004). Cette maladie est causée par la bactérie *Francisella tularensis*. Les tiques sont habituellement considérées comme le vecteur le plus efficace, mais l'infection peut se transmettre par les arthropodes se nourrissant de sang, par les morsures et les égratignures d'animaux, par l'eau contaminée par de l'urine et par l'inhalation d'aérosols infectés (Hopla, 1974, cité dans Biggins *et al.*, 2010).

On a trouvé des anticorps contre la tularémie dans 8,9 % des chiens et des chats domestiques de la région du parc national des Prairies (n = 120; Leighton *et al.*, 2001). Aucun cas de tularémie n'a été détecté chez les chiens de prairie canadiens; cependant, dans une éclosion au sein d'une population captive du Texas, 7 % des chiens de prairie sont morts dans les 30 jours (n = 3 600, Zeidner *et al.*, 2004). On a supposé que la maladie s'était propagée à cause de la consommation d'animaux morts (Petersen *et al.*, 2002). Cette menace est considérée comme étant moyenne à faible, car même si les éclosions dans la nature sont importantes pour la colonie, elles sont habituellement localisées et n'ont pas une grande incidence sur la taille de la population.

B) *Prédation par le putois d'Amérique*

Le putois d'Amérique a été réintroduit dans le parc national des Prairies en 2009 et en 2010. En 2009, 31 jeunes et 3 adultes ont été mis en liberté. Quinze autres jeunes ont été relâchés en 2010. En octobre 2010, 16 putois étaient toujours présents dans le parc national des Prairies; (13 avaient été mis en liberté et 3 étaient des petits nés dans la nature). Quarante autres putois seront introduits en 2011; on attend le rétablissement de la population de chiens de prairie après le déclin associé à la sécheresse de 2010 (Parks Canada, 2011).

La prédation par les espèces indigènes, incluant le putois d'Amérique, est un processus naturel dans ces écosystèmes. La réintroduction des putois au Mexique et aux États-Unis n'a pas causé le déclin des populations de chiens de prairie (Tuckwell et Everest, 2009a). La réintroduction des putois d'Amérique au Canada a exposé les chiens de prairie à un prédateur qu'ils n'avaient pas rencontré depuis 70 ans, et la résilience de la population canadienne à la peste sylvatique et à la prédation par les putois n'est pas certaine. La population canadienne de chiens de prairie peut également être plus vulnérable à la prédation par les putois que les populations des États-Unis ou du Mexique parce que les chiens de prairie du Canada vivent de longues périodes de torpeur au cours de l'hiver (Tuckwell et Everest, 2009a). L'effet des putois d'Amérique sur les chiens de prairie est surveillé, comme cela est indiqué dans le Programme de rétablissement pour le putois d'Amérique (Tuckwell et Everest, 2009b). Aucun résultat n'était disponible au cours de la rédaction du présent rapport de situation.

C) Valeurs extrêmes de température (UICN 11.3)

L'hiver peut être une période difficile pour les chiens de prairie au Canada parce que la population canadienne est dans un état de torpeur au cours de cette période. Des hivers plus longs ou plus froids que la moyenne peuvent augmenter les demandes physiologiques des chiens de prairie et avoir une incidence sur leur survie. Chez d'autres espèces de rongeurs en hibernation, la survie des jeunes au cours de leur première année est moins élevée lorsque les hivers sont rigoureux (Armitage et Downhower, 1974; Morton et Sherman, 1978; Barash, 1989). Cette menace pour les chiens de prairie n'a pas été étudiée en profondeur.

Menaces légères

Les détails des menaces faibles sont traités plus bas, sous les en-têtes de niveau 2 de l'UICN.

Tourisme et espaces récréatifs (UICN 1.3)

Les touristes en promenade dans le parc national des Prairies occasionnent une perturbation à court terme des colonies, mais les effets de cette perturbation sur la population ne sont pas considérés comme importants. Cinq colonies se trouvent près des routes dans ce parc. Des écriteaux interdisant le passage sont installés sur le terrain privé à l'extérieur du parc, et les colonies qui s'y trouvent ne semblent pas perturbées par les passants. L'infrastructure est minimale dans la zone réglementée, et aucune colonie n'est perturbée par les bâtiments.

Routes (UICN 4.1)

Les routes larges et très utilisées (c.-à-d. les autoroutes) bloquent le passage des chiens de prairie. Au Canada, 7 des 18 colonies sont contiguës à des routes, mais ces routes sont à deux voies et peu passantes; l'incidence du réseau routier existant est donc probablement faible. La construction de nouvelles routes est restreinte par le règlement à l'intérieur des limites de 2007.

Tempêtes et inondations (UICN 11.4)

Les chiens de prairie peuvent être tués si leur terrier est inondé. Au Canada, la plupart des colonies de chiens de prairie se trouvent dans la plaine inondable de la rivière Frenchman. Une brèche dans un barrage de cette rivière serait catastrophique, mais la probabilité d'une telle brèche est faible. Le risque le plus important provient de la crue des affluents ou du ruissellement provenant de la fonte rapide des neiges les années où la couverture de neige est abondante. Les employés du parc ont vu des terriers s'effondrer à cause des inondations, et on a documenté au moins un cas de mortalité d'un chien de prairie qui s'est extirpé de son terrier et est mort à la surface avec des poumons endommagés (autopsie effectuée par le Centre canadien coopératif de la santé de la faune; Pat Fargey, comm. pers., mai 2011). L'importance de tels événements n'est pas connue parce qu'en de tels cas les individus sont probablement noyés sous la terre. Ce type d'inondation se produit plusieurs fois par décennie, et sa portée semble être limitée à < 15 % de la superficie occupée par les colonies (Pat Fargey, comm. pers., mai 2011).

Menaces pour l'expansion de la population

L'application du calculateur de menaces du COSEPAC est difficile, à cause de la gestion actuelle des chiens de prairie au Canada. En 2007, la zone hébergeant des colonies de chiens de prairie a été délimitée pour protéger l'habitat et la population. Les colonies à l'intérieur des limites de 2007 sont protégées juridiquement des activités néfastes par la LEP (en raison de la désignation de l'habitat essentiel du putois d'Amérique et de la Chevêche des terriers; voir la section « Statuts et protection juridiques »). L'habitat essentiel de ces espèces est protégé contre la culture, l'extraction de gravier, le développement, l'exploration ou l'infrastructure des industries, du développement (incluant les routes et les bâtiments), les inondations délibérées ou le remblayage, et la construction de coupe-feu permanents (Environnement Canada, 2010). Cette protection réduit de nombreuses menaces potentielles.

L'espèce restera cependant probablement une espèce désignée par le COSEPAC à cause de la petite taille de la zone réglementée. La taille de la population, les menaces et le nombre de localités sont sous le seuil des critères du COSEPAC. L'expansion de la population serait nécessaire pour que le COSEPAC recommande la reclassification à une catégorie de risque inférieur. L'expansion sera toutefois limitée par des menaces qui se concrétiseront probablement pour les individus au-delà de la zone réglementée. Ces menaces sont associées à la perte de l'habitat ou à la dégradation causée par la construction routière, la conversion de prairies en terres cultivées ou en fourragères, le développement commercial et industriel, principalement par le biais du développement pétrolier et gazier, et la persécution humaine.

Cultures annuelles et pluriannuelles autres que le bois (UICN 2.1)

La terre cultivée représente une perte d'habitat pour le chien de prairie, mais les cultures sont mineures dans la zone réglementée; une grande partie des terres n'est pas utilisée pour la culture. Les nouvelles cultures ne sont pas permises dans la zone réglementée de 2007. L'expansion de la population de chiens de prairie au-delà de la zone réglementée serait probablement limitée par les cultures, plus courantes à l'extérieur de cette zone.

Élevage et élevage à grande échelle (UICN 2.3)

Le broutage par le bétail est permis dans 8 colonies situées sur des terrains privés dans la zone réglementée de 2007. On ne croit pas que le broutage ait un effet sur les chiens de prairie. Les vaches et les chevaux peuvent se blesser à cause de trous creusés par les chiens de prairie, et cette préoccupation est à l'origine des programmes d'élimination (abattage, empoisonnement) dans l'ensemble de l'aire de répartition. Il est improbable que l'expansion naturelle de la population canadienne au-delà de la zone réglementée se produise là où du bétail broute.

Forages pétroliers et gaziers (UICN 3.1)

La construction de routes et d'infrastructures associée à la production gazière représente une perte d'habitat pour le chien de prairie. Cette activité n'est pas permise dans la zone réglementée. On prévoit que le forage gazier augmentera dans la région et pourrait avoir un effet défavorable sur l'expansion de la population en dehors de la zone réglementée.

Énergie renouvelable (UICN 3.3)

La construction de routes et d'infrastructure associée à la production d'énergie éolienne représente une perte d'habitat pour le chien de prairie. Cette activité n'est pas permise dans la zone réglementée. Il est prévu que le nombre de parcs éoliens augmente dans la région, ce qui pourrait avoir un effet défavorable sur l'expansion de la population à l'extérieur de la zone réglementée.

Routes (UICN 4.1)

Les routes larges et très fréquentées (c.-à-d. les autoroutes) constituent un obstacle au mouvement des chiens de prairie. L'expansion de la population au-delà de la zone réglementée représenterait une menace légère. De grands projets routiers ne sont pas prévus dans la région.

Chasse et prélèvement d'animaux terrestres (UICN 5.1)

Nombre de gestionnaires des terres considèrent que les chiens de prairie sont nuisibles parce qu'ils broutent intensivement leur habitat, à un point tel qu'il ne reste alors plus d'herbe à brouter pour le bétail et les chevaux. Cela réduit potentiellement la capacité limite moyenne de la terre servant à l'élevage.

Au Canada, la persécution par les humains n'est pas très préoccupante, principalement parce que 63,7 % de la population de chiens de prairie se trouve sur des terres fédérales ou provinciales et que l'espèce et son habitat sont protégés à l'intérieur des limites établies en 2007 (voir la section « Statuts et protection juridiques »). Un permis du ministère de l'Environnement de la Saskatchewan est requis pour tuer des chiens de prairie à l'extérieur du parc national des Prairies, et les permis ne sont délivrés que pour contrôler leur expansion à l'extérieur des limites de 2007. Des permis ont été délivrés à un propriétaire foncier chaque année depuis 2007; en 2009, 45 chiens de prairie ont été éliminés aux termes de ce permis (P. Lalonde, Ministry of Environment de la Saskatchewan, comm. pers., 2010). La persécution humaine peut devenir une menace plus importante si la population s'étend à l'extérieur des limites de 2007 sur des terrains privés, ou si de nouvelles colonies s'établissent sur des terrains privés.

Nombre de localités

Le nombre de localités dans le rapport du COSEPAC est tiré des menaces pour la population. Bien que la population existe dans 18 colonies, il y a une seule localité. Ce nombre est basé sur la probabilité qu'un événement unique de peste sylvatique ou de sécheresse ait un effet sur toute la population en peu de temps. La peste sylvatique, une fois épizootique, se traduit par une forte mortalité (potentiellement > 90 %) au sein des colonies touchées. La peste est généralement restreinte à une seule ou à quelques colonies dans une population au cours de la première année. Elle se propage ensuite aux colonies adjacentes. Au Canada, la population est vulnérable à cause de la proximité entre les colonies (zone d'occurrence : 392 km², IZO : 160 km²), qui facilite la dispersion et l'interaction entre les individus, et, ainsi, la maladie dans la population.

Une seconde menace, la sécheresse, est récurrente, grave (taille de la population possiblement réduite de 25 à 75 %; Stephens et Lloyd, 2011) et envahissante, et touche toutes les colonies de l'aire de répartition canadienne. On prévoit que cette menace s'accroîtra avec le changement climatique.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

Le COSEPAC s'était déjà penché sur la situation du chien de prairie en novembre 2000, et cette espèce est actuellement désignée comme une espèce préoccupante aux termes de l'annexe 1 de la LEP fédérale. En Saskatchewan, le chien de prairie est considéré comme vulnérable (*Vulnerable*) par la *Wildlife Act* (1998) de la Saskatchewan, qui protège l'espèce en interdisant de tuer, de blesser ou de harceler les individus sans permis. La *Wildlife Habitat Protection Act* (1992) de la Saskatchewan protège l'habitat de l'espèce sur les terres publiques. La *Loi sur les parcs nationaux du Canada* protège le chien de prairie et son habitat dans le parc national des Prairies.

Un plan de gestion (Tuckwell et Everest, 2009a) a été préparé, conformément à la LEP, pour éviter que le chien de prairie ne devienne une espèce menacée ou en voie de disparition au Canada. Le plan de gestion recommande d'interdire de tuer, de blesser ou de harceler les chiens de prairie à l'intérieur des limites de leur aire de répartition de 2007. Également aux termes de la LEP, les colonies de chiens de prairie à l'intérieur des limites de 2007 sont protégées parce qu'elles se trouvent dans l'habitat essentiel du putois d'Amérique (Tuckwell et Everest, 2009b) et de la Chevêche des terriers (Environnement Canada, 2010). Le ministère de l'Environnement de la Saskatchewan ne délivre de permis pour lutter contre les chiens de prairie que si les colonies s'étendent au-delà des limites de 2007 (Tuckwell et Everest, 2009a; P. Lalonde, Ministry of Environment de la Saskatchewan, comm. pers., novembre 2010).

Statuts et classements non juridiques

À l'échelle mondiale, le chien de prairie représente une préoccupation mineure (*Least concern*) pour l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) parce qu'il est très répandu, qu'on estime qu'il y a des millions d'individus, et que les populations ne déclinent pas assez rapidement pour associer l'espèce à une catégorie plus préoccupante (UICN, 2010). NatureServe considère l'espèce comme apparemment non en péril (G4) parce que son aire de répartition est relativement grande, que ses occurrences sont nombreuses et que la taille de sa population est grande (millions d'individus), bien que l'étendue de l'habitat occupé et l'abondance ont été réduits d'environ 98 % par rapport aux niveaux historiques; un lent déclin est prévu à long terme (NatureServe, 2010).

Au Canada (et en Saskatchewan), NatureServe considère que le chien de prairie est en péril (N2, S2). En 2010, le rapport *Les espèces sauvages 2010* classait l'espèce dans la catégorie en péril (classement 1) en Saskatchewan, et peut-être en péril (classement 2), au Canada (CCCEP, 2006). Aux États-Unis, le chien de prairie est coté à l'échelle nationale par NatureServe comme apparemment non en péril (N4), mais, au Montana (population la plus proche de la population canadienne), il est considéré comme vulnérable (S3). Les cotes dans les autres États sont indiquées au tableau 6.

Tableau 6. Classements NatureServe pour les États-Unis

Classement NatureServe	Description	État
SX	Espèce vraisemblablement disparue	Arizona
S2?	En péril	Nouveau-Mexique
S2	En péril	Wyoming
S3	Vulnérable	Colorado, Kansas, Montana, Oklahoma, Texas
S3S4	Vulnérable-apparemment non en péril	Nebraska
S4	Apparemment non en péril	Dakota du Sud
SU	En cours d'examen	Dakota du Nord

Protection et propriété de l'habitat

Les colonies de chiens de prairie se trouvent à l'intérieur des limites actuelles du parc national des Prairies (58,5 %), du pâturage communautaire de Masefield (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2,1 %), du pâturage communautaire de Dixon (Saskatchewan Agriculture, 3,2 %), et sur des terres louées par la province et privées (36,3 %). Toutes les colonies de chiens de prairie sont protégées à l'intérieur des limites de 2007 par la LEP (voir la section « Statuts et protection juridiques »).

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Les auteurs remercient Environnement Canada pour avoir financé la préparation du présent rapport, ainsi que Pat Fargey (Parcs Canada), David Gummer (Parcs Canada), Penny Lalonde (Ministry of Environment de la Saskatchewan), Ben Sawa (Ministry of Environment de la Saskatchewan), Robert Sissons (Parcs Canada) et Tara Stephens (zoo de Calgary) pour l'information et les données inédites à la base du présent rapport. Les données utilisées pour la carte de répartition ont été fournies par NatureServe, en collaboration avec Bruce Patterson, Wes Sechrest, Marcelo Tognelli, Gerardo Ceballos, The Nature Conservancy-Migratory Bird Program, Conservation International-CABS, le Fonds mondial pour la nature – États-Unis et Environnement Canada – Projet WILDSPACE.

Liste des experts contactés

- Bennett, Ron. Gestionnaire intérimaire, Conservation des écosystèmes, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Edmonton (Alberta).
- Duncan, Dave. Service canadien de la faune, Environnement Canada, Edmonton (Alberta).
- Doubt, Jennifer. Chief Collection Manager – Botany, Musée canadien de la nature, Ottawa (Ontario).
- Fargey, Pat. Spécialiste des espèces en péril et de l'écosystème, parc national des Prairies du Canada, Val Marie (Saskatchewan).
- Gillespie, Lynn. Chercheur scientifique, Musée canadien de la nature, C. P. 3443 Station D, Ottawa (Ontario) K1P 6P4.
- Gummer, David. Restoration Ecologist, Agence Parcs Canada, Calgary (Alberta).
- Ingstrup, David. Service canadien de la faune, Environnement Canada, Edmonton (Alberta).
- Holroyd, Geoff. Environnement Canada, Edmonton (Alberta)
- Keith, Jeff. Conservation Data Centre de la Saskatchewan, Regina (Saskatchewan).
- Lalonde, Penny. Saskatchewan Environment (Saskatchewan).
- McAdam, Sue. Saskatchewan Environment (Saskatchewan).
- Moehrensclager, Axel. Chef du Centre for Conservation Research, Calgary Zoo, et professeur agrégé adjoint, Department of Biological Sciences, University of Calgary (Alberta)
- Nantel, Patrick. Programme des espèces en péril, Direction de l'intégrité écologique, Parcs Canada, 25, rue Eddy, 4^e étage, 25-4-S, Gatineau (Québec) K1A 0M5.
- Pepper, Jeanette. Zoologiste, Biodiversity Conservation Section, Fish and Wildlife Branch, Saskatchewan Environment, Regina (Saskatchewan).
- Nicholson, Joel. Senior Species at Risk Biologist, Alberta Fish and Wildlife, Medicine Hat (Alberta).
- Sawa, Ben. Conservation Data Centre de la Saskatchewan, Saskatchewan Environment (Saskatchewan).
- Schnobb, Sonia. Adjointe administrative, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa (Ontario).
- Seutin, Gilles. Coordonnateur du Programme des espèces en péril, Parcs Canada, 25, rue Eddy, 4^e étage, Gatineau (Québec) K1A 0M5.
- Sissons, Robert. Spécialiste des espèces sauvages, parc national des Prairies du Canada, Val Marie (Saskatchewan).
- Song, Samantha. Gestionnaire intérimaire, Service de la conservation des populations, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Edmonton (Alberta).

- Stephens, Tara. Calgary Zoo (Alberta).
- Trefry, Helen. Environnement Canada, Edmonton (Alberta).
- Tuckwell, Joanne. Coordonnatrice des espèces en péril, Parcs Canada, Winnipeg (Manitoba).
- Wilson, G. Service canadien de la faune, Edmonton (Alberta).
- Wright, Robert. Plant Ecologist and Science Advisor, Parks Service Branch, Saskatchewan Environment, Regina (Saskatchewan).

SOURCES D'INFORMATION

- Agnew, W., D.W. Uresk et R.M. Hansen. 1986. Flora and fauna associated with prairie dog colonies and adjacent ungrazed mixed-grass prairie in western South Dakota, *Journal of Range Management* 39:135-139.
- Anthony, A., et D. Foreman. 1951. Observations of the reproductive cycle of the black-tailed prairie dog (*Cynomys ludovicianus*). *Physiological Zoology* 24:242-248.
- Antolin, M.F., P. Gober, B. Luce, D.E. Biggins, W.E. Van Pelt, D.B. Seery, M. Lockhart et M. Ball. 2002. The influence of sylvatic plague on North American wildlife at the landscape level, with special emphasis on black-footed ferret and prairie dog conservation. P. 104-127 in Transactions of the Sixty-seventh North American Wildlife and Natural Resources Conference, Conference theme : Compassionate, Conservative Conservation through the Lens of Theodore Roosevelt's Legacy, Dallas (Texas).
- Antolin, M.F., L.T. Savage et R.J. Eisen. 2006. Landscape features influence genetic structure of black-tailed prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*), *Landscape Ecology* 21:867–875.
- Archer, S., M.G. Garrett et J.K. Detling. 1987. Rates of vegetation change associated with prairie dog (*Cynomys ludovicianus*) grazing in North American mixed-grass prairie. *Vegetatio* 72:159–166.
- Armitage, K.B., et J.F. Downhower. 1974. Demography of yellow-bellied marmot populations. *Ecology* 55:1233-1245.
- Augustine, D.J., M.R. Matchett, T.P. Toombs, J.F. Cully Jr., T.L. Johnson et J.G. Sidle. 2008. Spatiotemporal dynamics of black-tailed prairie dog colonies affected by plague. *Landscape Ecology* 23:255–267.
- Banfield, A.W.F. 1974. Les mammifères du Canada
Laval.
- Barash, D.P. 1989. Marmots : Social Behaviour and Ecology. Stanford University Press, Stanford (California). 363 p.

- Biggins, D.E., et M.Y. Kosoy. 2001. Influences of introduced plague on North American mammals : implications from ecology of plague in Asia, *Journal of Mammalogy* 82:906-916.
- Biggins, D.E., M.H. Schroeder, S.C. Forrest et L. Richardson. 1985. Movements and habitat relations of radio-tagged black-footed ferrets, p. 11.1–11.17 in S. H. Anderson and D.B. Inkley (éd.), *Black-footed Ferret Workshop Proceedings*, 18-19 septembre 1984, Wyoming Game and Fish Department, Laramie (Wyoming).
- Biggins, D.E., J.L. Godbey, K.L. Gage, L.G. Carter et J.A. Monteneri. 2010. Flea control improves survival of three species of prairie dogs (*Cynomys*) : evidence for enzootic plague?, *Vector Borne and Zoonotic Diseases* 10:17-26.
- Biodiversity Legal Foundation, et J.C. Sharps. 1994. Petition to list the black-tailed prairie dog. Rapport inédit.
- Bonham, C.P., et A. Lerwick. 1976. Vegetation changes induced by prairie dogs on shortgrass range, *Journal of Range Management* 29:221- 225.
- Bonsal, B., et M. Regier. 2006. The 2001 and 2002 Canadian Drought : Historical Context and Potential Future Occurrence, rapport d'Environnement Canada, Saskatoon (Saskatchewan), 58 p.
- Brinkerhoff, R.J., S.K. Collinge, Y. Bai et C. Ray. 2009. Are carnivores universally good sentinels of plague?, *Vector-borne and Zoonotic Diseases* 9:491-197.
- Brinkerhoff, R.J., A.P. Martin, R.T. Jones et S.K. Collinge. 2010. Population genetic structure of the prairie dog flea and plague vector (*Oropsylla hirsute*), *Parasitology* 138:71-79.
- Brizuela, M. A., J.K. Detling et M.S. Cid. 1986. Silicon concentration of grasses growing in sites with different grazing histories, *Ecology* 67:1098–1101.
- Butler, T., Y.S. Fu, L. Furman, C. Almeida et A. Almeida. 1982. Experimental *Yersinia pestis* infection in rodents after intragastric inoculation and ingestion of bacteria, *Infection and Immunity* 36:1160-1167.
- Campbell, T.M.I., et T.W. Clark. 1981. Colony characteristics and vertebrate associates of white-tailed and black-tailed prairie dogs in Wyoming, *American Midland Naturalist* 105:269–276.
- Campbell, T.M., T.W. Clark, L. Richardson, S.C. Forrest et B.R. Houston. 1987. Food habits of Wyoming black-footed ferrets. *American Midland Naturalist* 117:208-210.
- CCCEP. 2010. Les espèces sauvages 2010 : situation générale des espèces au Canada, Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril, disponible à l'adresse <http://www.wildspecies.ca/wildspecies2010/index.cfm?lang=f>.
- Chesser, R.K. 1983. Genetic variability within and among populations of the black-tailed prairie dog, *Evolution* 37(2):320-331.
- Cid, M.S., J.K. Detling, M.A. Brizuela et A.D. Whicker. 1989. Patterns in grass silification : Response to grazing history and defoliation, *Oecologia* 80:268–271.

- Cincotta, R.P., D.W. Uresk et R.M. Hansen. 1989. Plant compositional changes in a colony of Black-tailed prairie dogs in South Dakota, p. 171–177 in A.J. Bjugstad, D.W. Uresk et R.H. Hamre (éd.), Ninth Great Plains Wildlife Damage Control Workshop Proceedings, USFS General Technical Report RM-171.
- Clark, T.W., T.M.I. Campbell, D.G. Socha et D.E. Casey. 1982. Prairie dog colony attributes and associated vertebrate species, *Great Basin Naturalist* 42:577–582.
- Collinge, S.K., W.C. Johnson, C. Ray, R. Matchett, J. Grensten, J.F. Cully Jr., K.L. Gage, M.Y. Kosoy, J.E. Loye et A.P. Martin. 2005. Landscape structure and plague occurrence in black-tailed prairie dogs on grasslands of the western USA, *Landscape Ecology* 20:941–955.
- Coppock, D.L., J.K. Detling, J.E. Ellis et M.I. Dyer. 1983. Plant–herbivore interactions in a North American mixed-grass prairie. Effects of black-tailed prairie dogs on intra-seasonal aboveground plant biomass and nutrient dynamics and plant species diversity, *Oecologia* 56:1–9.
- COSEPAC. 2000. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le chien de prairie (*Cynomys ludovicianus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, Vi + 21 p., disponible à l'adresse www.sararegistry.gc.ca/status/status_e.cfm (consulté le 9 avril 2010).
- Costello, D.F. 1970. *The World of the Prairie Dog*, Lippincott, Philadelphia (Pennsylvania), 160 p.
- Cully, J.F., T.L. Johnson, S.K. Collinge et C. Ray. 2010. Disease limits populations : plague and black-tailed prairie dogs, *Vector-borne and Zoonotic Diseases* 10 (1):7-15.
- Cully, J.F., et E.S. Williams. 2001. Interspecific comparisons of sylvatic plague in prairie dogs, *Journal of Mammalogy* 82:894-905.
- Daley, J.G. 1992. Population reductions and genetic variability in black-tailed prairie dogs, *Journal of Wildlife Management* 56(2):212-220.
- Desmond, M.J., J.A. Savidge et K.M. Eskridge. 2000. Correlations between burrowing owl and black-tailed prairie dog declines : A 7-year analysis, *Journal of Wildlife Management* 64:1067-1075.
- Detling JK. 1998. Mammalian herbivores : Ecosystem-level effects in two grassland national parks, *Wildlife Society Bulletin* 26: 438–448.
- Detling, J. K. 2006. Do prairie dogs compete with livestock?, p. 65-88 in Hoogland, J.L. (éd.), *Conservation of the Black-tailed Prairie Dog : Saving North America's Western Grasslands*, Island Press, Washington D.C.
- Dinsmore, S.J., et M. Smith. 2010. Mountain plover response to plague in Montana, *Journal of Vector Borne Zoonotic Diseases* 10:37-45.
- Dobson, F.S., R.K. Chesser, J.L. Hoogland, D.W. Sugg et D.W. Foltz. 1997. Do black-tailed prairie dogs minimize inbreeding?, *Evolution* 51:970-978.

- Dobson, F.S., R.K. Chesser, J.L. Hoogland, D.W. Sugg et D.W. Foltz. 1998. Breeding groups and gene dynamics in a socially-structured population of prairie dogs, *Journal of Mammalogy* 79:671–680.
- Environnement Canada. 2010. Programme de rétablissement de la Chevêche des terriers (*Athene cunicularia*) au Canada (version proposée révisée), Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*, Environnement Canada, Ottawa, Viii + 33 p.
- Facka, A.N., P.L. Ford et G.W. Roemer. 2008. A novel approach for assessing density and range-wide abundance of prairie dogs, *Journal of Mammalogy* 89:356–364.
- Fagerstone, K. A. 1982. A review of prairie dog diet and its variability among animals and colonies, *Proceedings Great Plains Wildlife Damage Control Workshop* 5:178-184.
- Fagerstone, K. A., et O. Williams 1982. Use of C3 and C4 plants by black-tailed prairie dogs, *Journal of Mammalogy* 63:328-331.
- Fagerstone, K.A., H.P. Tietjen et O. Williams. 1981. Seasonal variation in the diet of black-tailed prairie dogs, *Journal of Mammalogy* 62:820-824.
- Fahnestock, J.T., et J.K. Detling. 2002. Bison–prairie dog–plant interactions in a North American mixed-grass prairie, *Oecologia* 132:86–95.
- Fargey, P.J., et C. Marshall. 1997. Black-tailed prairie dog population monitoring : determining habitat factors affecting colony expansion, rapport inédit préparé pour Parcs Canada, Val Marie (Saskatchewan), 13 p.
- Foltz, D.W., et J.L. Hoogland. 1983. Genetic evidence of outbreeding in the black-tailed prairie dog (*Cynomys ludovicianus*), *Evolution* 37:273-281.
- Foltz, D.W., J.L. Hoogland et G.M. Koscielny. 1988. Effects of sex, litter size, and heterozygosity on juvenile weight in black-tailed prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*), *Journal of Mammalogy* 69:611-614.
- Foreman, D. 1962. The normal reproductive cycle of the female prairie dog and the effects of light, *Anatomical Record* 142:391-405.
- Foster, N.S., et S.E. Hygnstrom. 1990. Prairie dogs and their ecosystem, Department of Forestry, Fisheries and Wildlife, University of Nebraska, Lincoln.
- Garrett, M. G., J.L. Hoogland et W.L. Franklin. 1982. Demographic differences between an old and a new colony of black-tailed prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*), *American Midland Naturalist* 108:51-59.
- Garrett, M.G., et W.L. Franklin. 1988. Behavioral ecology of dispersal in the black-tailed prairie dog, *Journal of Mammalogy* 69:236-250.
- Gauthier, D.A., et J.L. Boon. 1994. Density and distribution of black-tailed prairie dogs, Grasslands National Park, Canada : report of the 1992 and 1993 field surveys, rapport inédit préparé pour Parcs Canada, Val Marie (Saskatchewan), 47 p.

- Gummer, D. 2005. Geographic variation in torpor patterns : the northernmost prairie dogs and kangaroo rats, thèse de doctorat, University of Saskatchewan, Saskatoon (Saskatchewan).
- Hall, E.R. 1981. *The Mammals of North America*, John Wiley and Sons, New York. 1181 p.
- Halpin, Z.T. 1983. Naturally occurring encounters between black-tailed prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*) and snakes, *American Midland Naturalist* 109:50-54.
- Halpin, Z.T. 1987. Natal dispersal and the formation of new social groups in a newly established town of black-tailed prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*), p. 104-118 in *Mammalian Dispersal Patterns : the Effects of Social Structure on Population Genetics* (B. D. Chepko-Sade and Z. T. Halpin, éd.), University of Chicago Press, Chicago (Illinois).
- Hanson, D.A., H.B. Britten, M. Restani et L.R. Washburn. 2007. High prevalence of *Yersinia pestis* in black-tailed prairie dog colonies during an apparent enzootic phase of sylvatic plague, *Conservation Genetics* 8:789–795.
- Hansen, R.M., et I.K. Gold. 1977. Black-tailed prairie dogs, desert cottontails and cattle trophic relations on shortgrass range, *Journal of Range Management* 30:210-213.
- Hartley, L.M., J.K. Detling et L.T. Savage. 2009. Introduced plague lessens the effects of an herbivorous rodent on grassland vegetation, *Journal of Applied Ecology* 46:861-869.
- Holland E.A., et Detling J.K. 1990. Plant response to herbivory and belowground nitrogen cycling, *Ecology* 71:1040-1049.
- Hoogland, J.L. 1982a. Prairie dogs avoid extreme inbreeding, *Science* 215:1639-1641.
- Hoogland, J.L. 1982b. Reply to a comment by Powell, *Ecology* 63:1968-1969.
- Hoogland, J.L. 1985. Infanticide in prairie dogs : lactating females kill offspring of close kin, *Science* 230:1037-1040.
- Hoogland, J.L. 1992. Levels of inbreeding among prairie dogs, *American Naturalist* 139:591-602.
- Hoogland, J.L. 1995. *The Black-tailed Prairie Dog : Social Life of a Burrowing Mammal*, University of Chicago Press, Chicago (Illinois), 557 p.
- Hoogland, J.L. 1996. *Cynomys ludovicianus*, *Mammalian Species* 535:1-10.
- Hoogland, J.L. 2001. Black-tailed, Gunnison's and Utah prairie dogs all reproduce slowly, *Journal of Mammalogy* 82:917-927.
- Hoogland, J.L. 2003. Sexual dimorphism in five species of prairie dogs, *Journal of Mammalogy* 84:1254-1266.
- Hoogland, J.L. 2006a. Social behaviour of prairie dogs, p. 7-26 in Hoogland, J.L. (éd.) *Conservation of the Black-tailed Prairie Dog : Saving North America's Western Grasslands*, Island Press, Washington D.C.

- Hoogland, J.L. 2006b. Demography and population dynamics of prairie dogs, p. 27-52 in Hoogland, J.L. (éd.) Conservation of the Black-tailed Prairie Dog: Saving North America's Western Grasslands. Island Press, Washington D.C.
- Hoogland, J. L., S. Davis, S. Benson-Amram, D. LaBruna, B. Goossens et M. A. Hoogland. 2004. Pyreperm halts plague among Utah prairie dogs, *Southwestern Naturalist* 49:376-383.
- Hoogland, J.L., et D.W. Foltz. 1982. Variance in male and female reproductive success in a harem-polygynous mammal, the black-tailed prairie dog (Sciuridae : *Cynomys ludovicianus*), *Behavioral Ecology and Sociobiology* 11:155-163.
- Hoogland, J.L., R.H. Tamarin et C.K. Levy. 1989. Communal nursing in prairie dogs, *Behavioral Ecology and Sociobiology* 24:91-95.
- Hopla, C.E. 1974. The ecology of tularemia, *Advances in Veterinary Science and Comparative Medicine* 18:25-53.
- IUCN. 2010. Liste rouge des espèces menacées de l'IUCN. Version 2010.1, disponible à l'adresse www.iucnredlist.org (consulté le 14 avril 2010).
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee. 2010. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 8.1, préparé par le Standards and Petitions Subcommittee en mars 2010, téléchargeable à l'adresse <http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pdf>.
- Johnson, T., J. Cully, S. Collinge, C. Ray, C. Frey et B. Sandercock. 2011. Spread of plague among black-tailed prairie dog is associated with colony spatial characteristics, *Journal of Wildlife Management* 75(2):357-368.
- Jones, P.H., et H.B. Britten. 2010. The absence of concordant population structure in the black-tailed prairie dog and the flea, *Oropsylla hirstuta*, with implications for the spread of *Yersinia pestis*, *Molecular Ecology* 19:2038-2049.
- Karhu, R., et S. Anderson. 2000. Effects of Pyriproxyfen spray, powder, and oral bait treatments on the relative abundance of fleas (*Siphonaptera: Ceratophyllidae*) in black-tailed prairie dog (*Rodentia: Sciuridae*) towns, *Journal of Medical Entomology* 37:864-871.
- Kelso, L.H. 1939. Food habits of prairie dogs, *United States Department of Agriculture Circular*, 529:1-15.
- Kerwin, L., et C.G. Scheelhaase. 1971. Present status of the black-tailed prairie dog in Saskatchewan, *Blue Jay* 29:35-37.
- Klatt, L.E., et D. Hein. 1978. Vegetative differences among active and abandoned towns of black-tailed prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*), *Journal of Range Management* 31:315-317.
- Knowles, C.J. 1985. Observations on prairie dog dispersal in Montana, *The Prairie Naturalist* 17:33-40.
- Knowles, C.J. 1986. Some relationships of black-tailed prairie dogs to livestock grazing, *Great Basin Naturalist* 47:202-206.

- Knowles, C.J. 1987. Reproductive ecology of black-tailed prairie dogs in Montana, *Great Basin Naturalist* 47:202-206.
- Koford, C.B. 1958. Prairie dogs, whitefaces, and blue grama, *Wildlife Monographs* 3.
- Kotliar, N.B., B.W. Baker, A.D. Whicker et G. Plumb. 1999. A critical review of assumptions about the prairie dog as a keystone species, *Environmental Management* 24:177–192.
- Krueger, K. 1986. Feeding relationships among bison, pronghorn, and prairie dogs : an experimental analysis, *Ecology* 67:760–770.
- Krysl, L.J., M.E. Hubbert, B.F. Sowell, G.E. Plumb, T.K. Jewett, M.A. Smith et J.W. Waggoner. 1984. Horses and cattle grazing in the Wyoming Red Desert, Food habits and dietary overlap, *Journal of Range Management* 37:72-76
- Laing, R. 1986. The feasibility of re-introducing the black-footed ferret to the Canadian prairie, mémoire de maîtrise, University of Calgary, Calgary (Alberta). 134 p.
- Leighton, F.A., H.A. Artsob, M.C. Chu et J.G. Olson. 2001. A serological survey of rural dogs and cats on the southwestern Canadian prairie for zoonotic pathogens, *Canadian Journal of Public Health* 92:67-71.
- Lemmen, D.S., R.E. Vance, S.A. Wolfe et W.M. Last. 1997. Impacts of future climate change on the southern Canadian Prairies: a paleoenvironmental perspective. *Geoscience Canada* 24:121-133.
- Lomolino, M., G. Smith et V. Vidal. 2004. Long-term persistence of prairie dog towns : insights for designing networks of prairie reserves, *Biological Conservation* 115:111-120.
- Lorange, E.A., B.L. Race, F. Sebbane et B.J. Hinnebusch. 2005. Poor vector competence of fleas and the evolution of hypervirulence in *Yersinia pestis*, *The Journal of Infectious Diseases* 191:1907-1912.
- Luk, P.W.H., et Wruth, A. 2010. Environmental assessment screening report for prairie dog burrow dusting to prevent the spread of plague, Agence Parcs Canada, Parc national des Prairies, Val Marie (Saskatchewan).
- Magle, S.B., E.W. Ruell, M.F. Antolin et K.R. Crooks. 2010. Population genetic structure of black-tailed prairie dogs, a highly interactive species, in fragmented urban habitat, *Journal of Mammalogy* 91(2):326–335.
- Matchett, M.R., D.E. Biggins, V. Carlson, B. Powell et T. Rocke. 2010. Enzootic plague reduces black-footed ferret (*Mustela nigripes*) survival in Montana, *Vector Borne and Zoonotic Diseases* 10:27-35.
- Menkens, Jr., G.E., D.E. Biggins et S.H. Anderson. 1990. Visual counts as an index of white-tailed prairie dog density, *Wildlife Society Bulletin* 18:290-296.

- Menkens, Jr, G.E., et S.H. Anderson. 1993. Mark-recapture and visual counts for estimating population size of white-tailed prairie dogs, p. 67-72 in J. L. Oldemeyer, D. E. Biggins et B. J. Miller (éd.), Proceedings of the symposium on the management of prairie dog complexes for the reintroduction of the black-footed ferret, *Biological Report* 13, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington D.C.
- Merriam, C.H. 1901. The prairie dog of the Great Plains, p. 257-270 in US Department of Agriculture Yearbook for 1901, US Government Printing Office, Washington D.C.
- Miller B,G., Ceballos et R. Reading. 1994. The prairie dog and biotic diversity, *Conservation Biology* 8:677-681.
- Miller, B., R. Reading, J. Hoogland, T. Clark, G. Ceballos, R. List, S. Forrest, L. Hanebury, P. Manzano, J. Pacheco, D. Uresk. 2000. The role of prairie dogs as a keystone species : response to Stapp, *Conservation Biology* 14: 318–321.
- Miller, B., C. Wemmer, D. Biggins et R. Reading. 1990. A proposal to conserve black-footed ferrets and the prairie dog ecosystem, *Environmental Management* 14:763-769.
- Miller, P.S. 2005. The Canadian Black-Footed Ferret / Black-Tailed Prairie Dog Recovery Team, J. Cornejo et R. List (éd.), International Black-Footed Ferret Recovery Workshop : Final Report. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley (Minnesota).
- Millson, R. 1976. The black-footed ferret in the proposed Grasslands National Park, mémoire de maîtrise, University of Calgary, Calgary (Alberta), 107 p.
- Milne, S.A. 2004. Population ecology and expansion dynamics of black-tailed prairie dogs in western North Dakota, mémoire de maîtrise, University of North Dakota, Grand Forks (Dakota du Nord).
- Montana Prairie Dog Working Group. 2002. Conservation plan for black-tailed and white-tailed prairie dogs in Montana, Montana Department of Fish, Wildlife, and Parks, Bozeman (Montana).
- Moore, P., et D. Gauthier. 1994. The potential of aerial photography for locating and delineating prairie dog colonies in Grasslands National Park (Saskatchewan), Canada. Centre for Geographic Information Systems, University of Regina, Regina (Saskatchewan), Canada.
- Morton, M.L., et P.W. Sherman. 1978. Effects of a spring snowstorm on behaviour, reproduction, and survival of Belding's ground squirrels, *Canadian Journal of Zoology* 56:2578-2590.
- NatureServe. 2010. NatureServe Explorer : An online encyclopaedia of life (application Web), version 7.1, NatureServe, Arlington (Virginie), disponible à l'adresse <http://www.natureserve.org/explorer> (consulté le 5 novembre 2010).
- O'Meilia, M.E., F.L. Knopf et J.C. Lewis. 1982. Some consequences of competition between prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*) and beef cattle, *Journal of Range Management* 35:580-585.

- Olendorff, R.R. 1976. The food habits of North American golden eagles, *American Midland Naturalist* 95:231-236.
- O’Meilia, M.E. 1980. Competition between prairie dogs and beef cattle for range forage, mémoire de maîtrise, Oklahoma State University, Stillwater (Oklahoma), 33 p.
- Parks Canada. 2011. Black-footed Ferret Allocation Proposal, document inédit décrivant une demande de mise en liberté de putois additionnels, 13 p.
- Patterson, B.D., G. Ceballos, W. Sechrest, M.F. Tognelli, T. Brooks, L. Luna, P. Ortega, I. Salazar et B.E. Young. 2003. Digital Distribution Maps of the Mammals of the Western Hemisphere, version 1.0. NatureServe, Arlington (Virginia), USA.
- Pauli, J.N., S.W. Buskirk, E.S. Williams et W.H. Edwards. 2006. A plague epizootic in the black-tailed prairie dog (*Cynomys ludovicianus*), *Journal of Wildlife Disease* 42:74-80.
- Paynter, E.L. 1962. The black-tailed prairie dog in Canada, *Blue Jay* 20:124-125.
- Petersen, J.M., M.E. Schriefer, L.G. Carter, Y. Zhou, T. Sealy, D. Bawiec, B. Yockey, S. Urich, N.S. Zeidner, S. Avashia, J.L. Kool, J. Buck, C. Lindley, L. Celeda, J.A. Monteneiri, K.L. Gage et M.C. Chu. 2004. Laboratory analysis of Tularemia in wild-trapped, commercially traded prairie dogs, Texas, 2002, *Emerging Infectious Diseases* 10: 419-425.
- Powell, R.A. 1982. Prairie dog coloniality and black-footed ferrets, *Ecology* 63:1967-1968.
- Reading, R.P., S.R. Beissinger, J.J. Grensten et T.W. Clark. 1989. Attributes of black-tailed prairie dog colonies in northcentral Montana, with management recommendations for the conservation of biodiversity, p. 13-27 in T. W. Clark, D. Hinckley and T. Rich (éd.), *The Prairie Dog Ecosystem : Managing for Biological Diversity, Montana BLM Wildlife Technical Bulletin n° 2*.
- Reading, R.P., 1993. Towards an endangered species reintroduction paradigm : a case study of the black-footed ferret, thèse de doctorat, Yale University, New Haven (Connecticut).
- Rizzo, B., et E. Wiken. 1992. Assessing the sensitivity of Canada’s ecosystems to climatic change. *Climatic Change* 21:37-55.
- Roach, J.L., P. Stapp, B. VanHorne et M.F. Antolin. 2001. Genetic structure of a metapopulation of black-tailed prairie dogs, *Journal of Mammalogy* 82:946–959.
- Rocke, T.E., J. Mencher, S.R. Smith, A.M. Friedlander, G.P. Andrews et L.A. Baeten. 2004. Recombinant F1-V fusion protein protects black-footed ferrets (*Mustela nigripes*) against virulent *Yersinia pestis* infection, *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 35:142-146.
- Savage, L.T. 2007. Population genetics, fragmentation and plague in black-tailed prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*), thèse de doctorat, Colorado State University (Colorado).

- Seery, D.B., D.E. Biggins, J.A. Montenieri, R.E. Enscoe, D.T. Tanda et K.L. Gage. 2003. Treatment of black-tailed prairie dog burrows with Deltamethrin to control fleas (Insecta: Siphonaptera) and plague, *Journal of Medical Entomology* 40(5):718-722.
- Severson, K.E., et G.E. Plumb. 1998. Comparison of methods to estimate population densities of black-tailed prairie dogs, *Wildlife Society Bulletin* 26:859-866.
- Shackford, J.S. 1987. Nesting distribution and population census of golden eagles, prairie falcons, mountain plovers, and long-billed curlews in Cimarron County, Oklahoma, rapport inédit, George Miksch Sutton Avian Research Center Inc., Bartlesville (Oklahom), 28 p.
- Sharps, J., et D. Uresk. 1990. Ecological review of black-tailed prairie dogs and associated species in western South Dakota, *Great Basin Naturalist*, 50:339-345.
- Sheets, R.G., R.L. Linder et R.B. Dahlgren. 1971. Burrow systems of prairie dogs in South Dakota, *Journal of Mammalog*, 52:251-254.
- Conservation Data Centre de la Saskatchewan. 2010. EO, source feature and observation summary for black-tailed prairie dog in Saskatchewan. Conservation Data Centre de la Saskatchewan, Regina (Saskatchewan).
- Smith, G. A., et M. V. Lomolino. 2004. Black-tailed prairie dogs and the structure of avian communities on the shortgrass plains, *Oecologia* 138:592-602.
- Snäll, T., R.B. O'Hara, C. Ray et S.K. Collinge, 2008. Climate-driven spatial dynamics of plague among prairie dog colonies, *American Naturalist* 171:238-248.
- Snell, G.P. 1985. Results of control of prairie dogs, *Rangelands* 7:30.
- Soper, D.J. 1938. Discovery, habitat and distribution of the black-tailed prairie dog in western Canada, *Journal of Mammalogy* 19:290-300.
- Soper, D.J. 1944. Further data on the black-tailed prairie dog in western Canada, *Journal of Mammalogy* 25:47-48.
- Sperry, C.C. 1934. Winter food habits of coyotes: a report of progress, 1933, *Journal of Mammalogy* 15:286-290.
- Stapp, P. 1998. A re-evaluation of the role of prairie dogs in Great Plains grasslands, *Conservation Biology* 12:1253–1259.
- Stapp, P. 2007. Rodent communities in active and inactive colonies of black-tailed prairie dogs in shortgrass steppe, *Journal of Mammalogy* 88:241-249.
- Stapp, P., M.F. Antolin et M. Ball. 2004. Patterns of extinction in prairie-dog metapopulations : plague outbreaks follow El Niño event, *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:235-240.
- Stephens, Tara, et N. Lloyd. 2011. Population viability analysis for the Black-tailed Prairie Dog (*Cynomys ludovicianus*) in Canada, rapport inédit rédigé sous contrat pour le COSEPAC. Le rapport d'analyse de viabilité de la population est disponible sur demande auprès du Secrétariat du COSEPAC. (cosewic/cosepac@ec.gc.ca).

- Stockrahm, D.M.B., et R.W. Seabloom. 1988. Comparative reproductive performance of black-tailed prairie dog populations in North Dakota, *Journal of Mammalogy* 69:160-164.
- Sushama, L., N. Khaliq et R. Laprise. 2010. Dry spell characteristics over Canada in a changing climate simulated by the Canadian RCM, *Global and Planetary Change* 74:1-14.
- Summers, C.A., et R.L. Linder. 1978. Food habits of the black-tailed prairie dog in western South Dakota, *Journal of Range Management* 31:134-136.
- Thomas, R.E., M.L. Beard, T. J. Quan, L.G. Carter, A.M. Barnes et C.E. Hopla. 1989. Experimentally-induced plague infection in the northern grasshopper mouse (*Onychomys leucogaster*) acquired by consumption of infected prey, *Journal of Wildlife Diseases* 25:477-480.
- Tileston, J.V., et R.R. Lechleitner. 1966. Some comparisons of the black-tailed prairie dog and white-tailed prairie dog in north-central Colorado, *American Midland Naturalist* 75:292-316.
- Tuckwell, J., et T. Everest. 2009a. Management Plan for the Black-tailed Prairie Dog (*Cynomys ludovicianus*) in Canada. *Species at Risk Act Management Plan Series*. Agence Parcs Canada, Ottawa, Vi + 31 p.
- Tuckwell, J., et T. Everest. 2009b. Recovery Strategy for the Black-footed Ferret (*Mustela nigripes*) in Canada. *Species at Risk Act Recovery Strategy Series*. Agence Parcs Canada, Ottawa, Vii + 36 p.
- Trudeau, K.M., H.B. Britten et M. Restani. 2004. Sylvatic plague reduces genetic variability in black-tailed prairie dogs, *Journal of Wildlife Diseases* 40:205–211.
- Tyler, J.D. 1968. Distribution and vertebrate associates of the black-tailed prairie dog in Oklahoma, thèse de doctorat, University of Oklahoma, Norman (Oklahoma).
- Uresk, D. W. 1984. Black-tailed prairie dog food habits and forage relationships in western South Dakota, *Journal of Range Management* 37:325-329.
- Uresk, D.W. 1985. Effects of controlling Black-tailed prairie dogs on plant production, *Journal of Range Management* 38:466–468.
- United States Fish and Wildlife Service. 2004. Endangered and threatened wildlife and plants: finding for the resubmitted petition to list the black-tailed prairie dog as threatened, *Federal Register* 69:51217-51226.
- Vermeire, L.T., R.K. Heitschmidt, P.S. Johnson et B.F. Sowell. 2004. The prairie dog story: do we have it right?, *BioScience* 54:689-695.
- Wade, O. 1928. Notes on the time of breeding and the number of young of *Cynomys ludovicianus*, *Journal of Mammalogy* 9:149.
- Webb, C., C.P. Brooks, K.L. Gage et M.F. Antolin. 2006. Classic flea-borne transmission does not drive plague epizootics in prairie dogs, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103:6236-6241.

- Weltzin, J.F., S. Archer et R.K. Heitschmidt. 1997a. Small-mammal regulation of vegetation structure in a temperate savanna, *Ecology* 78:751–763.
- Weltzin, J.F., S.L. Dowhower, R.K. Heitschmidt. 1997b. Prairie dog effects on plant community structure in southern mixedgrass prairie, *Southwest Naturalist* 42:251-258.
- Whicker, A.D., et J.K. Detling. 1988. Ecological consequences of prairie dog disturbances, *Bioscience* 38:778-785.
- Whitehead, L.C. 1927, Notes on prairie dogs, *Journal of Mammalog*, 8:58.
- Wilson, D.E., et D.M. Reeder (éd.). 2005. Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference (3^e éd.), Johns Hopkins University Press, Washington D.C., 142 p.
- Wimsatt, J., et D.E. Biggins. 2009. A review of plague persistence with special emphasis on fleas, *Journal of Vector Borne Diseases* 46:85–99.
- Winterrowd, M.F., F.S. Dobson, J.L. Hoogland et D.W. Foltz. 2009. Social subdivision influences effective population size in the colonial-breeding black-tailed prairie dog, *Journal of Mammalogy* 90(2):380–387.
- Wydeven, A.P., et R.B. Dahlgren. 1985. Ungulate habitat relationships in Wind Cave National Park, *Journal of Wildlife Management* 49:805–813.
- Zeidner, N., L.G. Carter, J.A. Monteneiri, J.M. Peterson, M. Schriefer, K.L. Gage, G. Hall, et M.C. Chu. 2004. An outbreak of *Francisella tularensis* in captive prairie dogs : an immunohistochemical analysis, *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation* 16:150-152.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT

M^{me} Jennie L. Pearce (Ph. D.) est née en Australie et a émigré au Canada en 1999. Dans ces deux pays, ses recherches ont mis l'accent sur la modélisation des exigences liées à la répartition, à la viabilité et à l'habitat des espèces sauvages pour documenter et orienter les mesures de conservation. Sa société (Pearce & Associates Ecological Research) utilise les dernières techniques statistiques et la dernière technologie informatique dans la conception, la mise en œuvre et la présentation des données et des recherches environnementales. Elle a rédigé ou participé à la rédaction de 8 rapports du COSEPAC et publié plus de 35 articles scientifiques dans le domaine de la biologie de la conservation.

Né au Royaume-Uni, M. David Anthony Kirk (Ph. D.) travaille depuis plus de 20 ans pour les gouvernements provinciaux et fédéral du Canada, ainsi que pour des organisations non gouvernementales (p. ex. Études d'oiseaux Canada, le Fonds mondial pour la nature et la Yellowstone to Yukon Conservation Initiative) et les Premières Nations. Il possède une expérience variée dans le domaine de l'écologie et de l'utilisation des terres, dans différents écosystèmes (tropicaux à boréaux). Sa société (Aquila Conservation & Environment Consulting) se spécialise dans l'utilisation de modèles de répartition à plusieurs espèces et à espèce unique appliqués à la planification de la conservation (intégrant l'utilisation des ressources humaines et la conservation de la biodiversité), ainsi que dans l'examen de documents et l'analyse objective d'une variété d'influences de la perturbation humaine sur la biodiversité dans les paysages anthropiques. M. David Anthony Kirk s'intéresse particulièrement aux avantages de l'agriculture biologique pour la faune et la flore et à la cartographie spatiale de la biodiversité. Il travaille également beaucoup sur l'évaluation du statut, le rétablissement et la gestion des espèces en péril. Il a rédigé ou participé à la rédaction de 22 rapports de situation du COSEPAC et mises à jour de ces rapports, ainsi que de 23 ébauches de plans de rétablissement, d'action et de gestion pour les espèces en péril. La société Aquila met l'accent sur les articles scientifiques revus par des pairs dans les publications sur l'écologie et la conservation comme forum favorisant le changement des politiques et des pratiques de gestion. M. David Anthony Kirk a participé à la rédaction de plus de 30 articles dans des publications et des livres revus par des pairs au cours des 19 dernières années.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucune collection n'a été examinée dans le cadre du présent rapport de situation.

TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème Identification de l'élément	Chien de prairie				
	Code de l'élément				
	Valeurs d'impact des catégories de risque de niveau 1				
	Impact des menaces		Maximum	Minimum	Count non-ranges
	A	Très élevé	1	1	1
B	Élevé	1	1	1	
C	Moyen	0	0	0	
D	Faible	3	3	3	
Valeur d'impact global des menaces calculée :		Très élevé	Très élevé	Total	

Menace		Effet (calculé)		Portée	Gravité	Durée	Commentaires	Nombre de localités		
								Plus faible	Plus probable	Plus élevée
1	Développement résidentiel et commercial	D	Faible	Petite	Légère	Longue				
1.3	Zones touristiques et récréatives	D	Faible	Petite	Légère	Longue	Colonies visitées par les touristes dans le parc national des Prairies mais effet vraisemblablement minime sur la population. L'effet peut être atténué grâce à la planification et à la réglementation. Cinq colonies se trouvent près des routes et sont probablement plus visitées par les touristes du parc.			
2	Agriculture et aquaculture	D	Faible	Petite	Légère	Longue				
2.3	Agriculture et élevage du bétail	D	Faible	Petite	Légère	Longue	Le bétail broutant chez les 8 colonies sur des terrains privés à l'intérieur des limites de 2007 peuvent entrer en compétition avec les chiens de prairie pour leur nourriture.	8	8	
4	Corridors de transport et de service	D	Faible	Restreinte – petite	Légère	Longue – courte				
4.1	Routes et voies ferrées	D	Faible	Restreinte – petite	Légère	Longue – courte	Les routes bloquent les déplacements des chiens de prairie; 7 des 18 colonies sont contiguës à des routes, mais celles-ci sont étroites et peu passantes, et leur effet est probablement faible. Les nouvelles constructions sont restreintes par le règlement à l'intérieur des limites de 2007.	7	7	
8	Espèces et gènes envahissants et autrement problématiques	A	Très élevé	Très grande	Extrême	Modérée				

Menace		Effet (calculé)		Portée	Gravité	Durée	Commentaires	Nombre de localités		
								Plus faible	Plus probable	Plus élevée
8.1	Espèces exotiques et non indigènes envahissantes	A	Très élevé	Très grande	Extrême	Modérée	Peste épizootique. Aucun cas enregistré, mais le potentiel existe. Mortalité élevée (> 90 %) attendue. La plupart des colonies vraisemblablement touchées à cause de leur étroite proximité. Rétablissement probable grâce à la productivité accrue des survivants, mais un faible effet de l'immigration de source externe limitera le rétablissement. L'AVP suggère que les éclosions de peste à moins de 15 années d'intervalle mèneront probablement à la disparition. Probabilité d'éclosion inconnue; un cas de peste enzootique a été enregistré en 2010 pour la première fois, mais sans que les facteurs de causalité soient compris.	1	1	3
8.2	Espèces indigènes problématiques	CD	Moyen – faible	Très grande – restreinte	Modérée – légère	Longue – modérée	Deux menaces : La mortalité par tularémie (maladie) serait probablement < 10% et se limiterait à des colonies spécifiques parce que la propagation est minimale. La probabilité n'est pas connue parce que des cas de maladie ont été déclarés dans la région, mais pas chez les chiens de prairie. La portée est restreinte, la gravité est légère et la durée est moyenne; le nombre de localisations est 0,18,18. Putois d'Amérique (prédation spécialisée). La réintroduction de ce prédateur spécialisé a eu lieu en 2009-2010, mais les effets sont inconnus. Ailleurs, la prédation par le putois n'est pas considérée comme un problème pour les populations de chiens de prairie, mais la population canadienne connaît des phases de torpeur, et on ne sait pas si cette différence constitue une menace significative pour la population de chiens de prairie. La portée est très grande, la gravité est modérée-légère (?), la durée est moyenne, le nombre d'emplacements est 1,1,18.	1	18	18
11	Changement climatique et phénomènes météorologiques violents	B	Élevé	Très grande	Grave	Longue				

Menace		Effet (calculé)		Portée	Gravité	Durée	Commentaires	Nombre de localités		
								Plus faible	Plus probable	Plus élevée
11.2	Sécheresses	B	Élevé	Très grande	Grave	Longue – courte	La productivité du chien de prairie est largement réduite par la sécheresse; les épisodes de sécheresse passés expliquent vraisemblablement les grands écarts dans la taille de la population au cours des 20 dernières années. L'étroite proximité entre les 18 colonies suggère que toutes les colonies seraient touchées lors d'un épisode unique. On prévoit des sécheresses plus fréquentes dans la région. L'AVP suppose qu'une sécheresse de 3 ans tous les 15 ans associée à une diminution supérieure à 25 % de la capacité limite causerait probablement la disparition de l'espèce. La durée est longue à courte parce que les sécheresses sont périodiques (= élevées/continues mais pouvant être supportées aux niveaux présents), et on prévoit qu'elles iront en s'aggravant (= courte).	1	1	2
11.3	Températures extrêmes	CD	Moyen – faible	Grande	Modérée – légère	Modérée	Les hivers rigoureux accroissent la mortalité parce que la population canadienne hiberne et qu'un printemps tardif occasionne une privation de nourriture.	1	1	1
11.4	Tempêtes et inondations	D	Faible	Petite	Légère	Longue	Les crues périodiques tuent les individus enfouis, et la plupart des colonies se trouvent dans une plaine inondable. Les individus dans 5 colonies près d'une rivière sont touchés, mais plus de 90 % de la colonie ne l'est pas. Des inondations graves ou le bris d'un barrage en amont seraient catastrophiques, mais ces événements sont peu probables.	1	1	5

Classification des menaces d'après l'IUCN-CMP, Salafsky *et al.* (2008).