

Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

bison des prairies *Bison bison bison*

au Canada



ESPÈCE MENACÉE
2004

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. 2004. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bison des prairies *Bison bison bison* au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 81 p. (www.sararegistry.gc.ca/status/status_f.cfm).

Note de production :

Le COSEPAC tient à remercier Greg Wilson et Keri Zittlau, qui ont rédigé le Rapport d'évaluation sur le bison des prairies *Bison bison bison* au Canada, dans le cadre d'un contrat avec Environnement Canada. Le rapport a été revu et révisé par Marco Festa-Bianchet, coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres. Un financement partiel a été assuré par Parcs Canada.

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) 997-4991 / (819) 953-3215
Télec. : (819) 994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
<http://www.cosepac.gc.ca>

Also available in English under the title COSEWIC Assessment et Status Report on the Plains Bison *Bison bison bison* in Canada.

Illustration de la couverture :
Bison des prairies – dessin de Wes Olson, Ft. Sask. (Alberta).

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2004
PDF : CW69-14/379-2004F-PDF
ISBN0-662-77054-4

HTML : CW69-14/379-2004F-HTML
ISBN 0-662-77055-2

 Papier recyclé



COSEPAC Sommaire de l'évaluation

Résumé de l'évaluation – mai 2004

Nom commun

Bison des prairies

Nom scientifique

Bison bison bison

Statut

Espèce menacée

Justification de la désignation

Il y a actuellement environ 700 bisons matures de cette sous-espèce dans trois hardes en liberté et environ 250 bisons adultes en semi-captivité dans le parc national Elk Island. La plus grande harde en liberté, dans la région du mont Pink de la Colombie-Britannique, se trouve à l'extérieur de l'aire de répartition historique de cette sous-espèce. La population dans le parc national Prince-Albert augmente d'environ 10 p. 100 par an. Le plus grave problème de ces bisons au Canada est le manque d'habitat attribuable à la conversion des terres à des fins d'agriculture et d'urbanisation. Les menaces additionnelles comprennent les maladies des bovins d'élevage et le risque de pollution génétique des bisons d'élevage qui se sont échappés, y compris certains bisons qui peuvent être porteurs de gènes de bovin. Le nombre total de bisons matures de cette sous-espèce en liberté et en semi-captivité atteint un peu moins de 1 000 individus, et il y a moins de cinq populations.

Présence au Canada

Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba

Historique du statut

Espèce désignée « menacée » en mai 2004. Évaluation fondée sur un nouveau rapport de situation.



Bison des prairies *Bison bison bison*

Information sur l'espèce

Le bison des prairies (*Bison bison bison* Linné 1758) est une des deux sous-espèces du *Bison bison*, l'autre étant le bison des bois (*Bison bison athabascae* Rhoads 1897).

Répartition

Autrefois largement répandu dans toute l'Amérique du Nord, le bison des prairies ne se trouve plus qu'en populations fragmentées dans son aire de répartition historique. Des populations vivent à l'état sauvage en Colombie-Britannique et en Saskatchewan. Des troupeaux à l'état mi-sauvage ou en captivité sont présents en Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba.

Habitat

L'aire de répartition du bison des prairies au Canada s'étendait jadis sur toutes les prairies, y compris les terrains herbeux, les arbustaies et certaines régions boisées. Cependant, le bison des prairies ne peut vivre que dans les régions contenant des prairies et des prés convenables. Une bonne part de son habitat d'origine a subi de profondes transformations depuis un siècle à cause de la conversion à l'agriculture et de l'urbanisation. Une forte proportion de l'aire de répartition actuelle du bison au Canada est placée sous la protection du gouvernement, et on ne prévoit aucune modification de l'habitat disponible. Bien que l'habitat d'origine du bison des prairies ait presque totalement disparu, il existe certaines possibilités de réintroduction.

Biologie

Le bison des prairies est un mammifère polygyne. La taille et la structure des troupeaux de cette espèce grégaire varient au fil des mois. Les mâles établissent une hiérarchie fluide, où la domination change souvent au cours de la saison de reproduction, et beaucoup de mâles se reproduisent chaque année. Le bison est bien adapté à la vie dans les régions de prairies et de prés indigènes. Il se nourrit principalement de carex et de graminées.

Tailles et tendances des populations

La population canadienne de bisons des prairies comprend de 670 à 740 animaux adultes répartis en trois troupes libres, ainsi qu'un troupeau de 250 à 270 animaux adultes à l'état mi-sauvage. De plus, de 63 à 83 bisons adultes répartis en quatre petites populations vivent en captivité. La taille de toutes les populations sauf celle de Pink Mountain est stable ou en croissance. Le troupeau à l'état mi-sauvage du parc national Elk Island est la source directe ou indirecte de tous les troupes de bisons des prairies au Canada.

Facteurs limitatifs et menaces

Le principal obstacle à la conservation du bison des prairies est le manque d'habitat. La majeure partie de son aire de répartition d'origine a été perdue au profit de l'agriculture et du développement urbain. Il existe cependant quelques endroits où la réintroduction de l'espèce serait encore possible. Aux États-Unis, certaines populations de bison des prairies se sont hybridées avec des bovins. Jusqu'ici, les populations du parc national Elk Island et de Pink Mountain, seules populations canadiennes où on a recherché la présence de gènes de bovins domestiques, ne présentent aucun signe d'hybridation. Seulement trois troupes libres de bisons des prairies sont soumis aux facteurs de sélection naturelle. Deux de ces populations sont de faible taille, avec respectivement 100 et 320 bisons. La plupart des populations canadiennes de bisons des prairies ont été fondées à partir de 10 à 50 individus du parc national Elk Island, ce qui suscite certaines préoccupations quant à leur niveau de diversité génétique. Les efforts de conservation du bison des prairies au Canada sont entravés par l'absence de consensus entre les législations provinciales et fédérales en matière de protection. L'hybridation avec le bison des bois peut également constituer une menace pour la conservation du bison des prairies au Canada, de même que l'élevage de gibier, puisqu'il y a un risque d'hybridation entre les populations sauvages de bisons des prairies et les troupes d'élevage de bison des bois et des prairies si des animaux d'élevage s'échappent. Actuellement, aucune population canadienne de bisons des prairies n'est infectée par une maladie qui puisse mettre son existence en péril. Cependant, le bétail domestique peut constituer un réservoir de maladies pour le bison, et sa proximité risque de mettre en péril la santé de certains troupes de bisons.

Importance de l'espèce

Jadis, des millions de bisons des prairies parcouraient les prairies d'Amérique du Nord, où ils étaient l'espèce herbivore dominante. À ce titre, ils ont eu une influence majeure sur l'écosystème des grandes plaines. L'histoire du bison des prairies et celle des peuples autochtones d'Amérique du Nord sont inextricablement liées.

Protection existante ou autres désignations

La cote de situation du patrimoine mondial pour le bison des prairies est G4, ce qui signifie qu'il s'agit d'une espèce commune en général, mais rare dans certaines portions de son habitat. Dans *La situation générale des espèces au Canada*, le bison est considéré comme une espèce « sensible ». En Colombie-Britannique et au Manitoba, le bison des prairies figure parmi les espèces « vulnérables ». En Saskatchewan, le bison des prairies est classé parmi les espèces « en péril ». En Alberta, le bison des prairies est considéré comme disparu du territoire provincial. Le bison des prairies est classé comme un animal domestique en Alberta et au Manitoba. Le troupeau de Pink Mountain, en Colombie-Britannique, vit sur un territoire non protégé par un organisme gouvernemental, mais est protégé contre la chasse non réglementée aux termes de la *Wildlife Act* de la Colombie-Britannique.



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, à l'échelle nationale, des espèces, sous-espèces, variétés ou autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes et incluant les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est formé de membres de chacun des organismes provinciaux et territoriaux responsables des espèces sauvages, de quatre organismes fédéraux (Service canadien de la faune, Agence Parcs Canada, ministère des Pêches et des Océans et Partenariat fédéral en biosystématique, présidé par le Musée canadien de la nature) et de trois membres ne relevant pas de compétence, ainsi que des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité de connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit pour examiner les rapports de situation sur les espèces candidates.

DÉFINITIONS (depuis mai 2003)

Espèce	Toute espèce, sous-espèce, variété ou population indigène de faune ou de flore sauvage géographiquement ou génétiquement distincte.
Espèce disparue (D)	Toute espèce qui n'existe plus.
Espèce disparue du pays (DP)*	Toute espèce qui n'est plus présente au Canada à l'état sauvage, mais qui est présente ailleurs.
Espèce en voie de disparition (VD)**	Toute espèce exposée à une disparition ou à une extinction imminente.
Espèce menacée (M)	Toute espèce susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitatifs auxquels elle est exposée ne sont pas inversés.
Espèce préoccupante (P)***	Toute espèce qui peut devenir une espèce menacée ou une espèce en voie de disparition par l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces signalées à son égard.
Espèce non en péril (NEP)****	Toute espèce qui, après évaluation, est jugée non en péril.
Données insuffisantes (DI)*****	Toute espèce dont le statut ne peut être précisé à cause d'un manque de données scientifiques.

* 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.



Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
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

bison des prairies

Bison bison bison

au Canada

2004

TABLE DES MATIÈRES

INFORMATION SUR L'ESPÈCE	4
Nom et classification	4
Description.....	4
RÉPARTITION	4
Répartition mondiale	4
Répartition canadienne.....	7
HABITAT	11
Besoins en matière d'habitat.....	11
Tendances.....	13
Protection et propriété des terrains.....	15
BIOLOGIE.....	16
Reproduction.....	16
Survie	18
Physiologie	20
Déplacements et dispersion.....	21
Alimentation et relations interspécifiques	21
Comportement et adaptabilité	22
TAILLES ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	24
Histoire des populations de bisons des prairies depuis 1870	24
Tailles et tendances des populations actuelles	26
FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES.....	32
Manque d'habitat	32
Hybridation avec les bovins.....	33
Hybridation avec le bison des bois.....	34
Santé génétique.....	34
Manque de consensus dans la législation.....	36
Chasse.....	36
Élevage de gibier	37
Maladies.....	37
IMPORTANCE DE L'ESPÈCE	39
PROTECTION ACTUELLE OU AUTRE DÉSIGNATION.....	40
À l'échelle mondiale.....	40
À l'échelle internationale.....	40
À l'échelle nationale.....	40
À l'échelle provinciale	41
RÉSUMÉ DU RAPPORT DE SITUATION	43
RÉSUMÉ TECHNIQUE	45
REMERCIEMENTS	48
OUVRAGES CITÉS.....	48
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT.....	61
EXPERTS CONSULTÉS.....	61

Liste des figures

Figure 1A. Bison des prairies du parc national Elk Island	5
Figure 1B. Bison des bois du parc national Elk Island	5
Figure 2. Aire de répartition d'origine du bison des prairies en Amérique du Nord	6
Figure 3. Emplacement actuel des populations canadiennes de bisons des prairies vivant sur des terres publiques	7

Liste des tableaux

Tableau 1. Taille de la population, estimation-modèle, nombre d'individus récoltés et aire de répartition de la population de bisons des prairies de Pink Mountain depuis 1975.....	9
Tableau 2. Taille (animaux adultes et immatures) des troupeaux de bisons des prairies vivant sur des terres publiques au Canada, 2003.	27

Liste des annexes

Annexe 1. Étude taxinomique des bisons d'Amérique du Nord.....	65
--	----

INFORMATION SUR L'ESPÈCE

Nom et classification

Nom scientifique :	<i>Bison bison bison</i> Linné 1758
Nom commun :	bison des prairies
Noms anglais :	plains bison, American bison, prairie bison, bison, buffalo
Autre sous-espèce :	bison des bois (<i>B. b. athabasca</i> Rhoads 1897)
Autres noms communs :	bison des plaines, bison d'Amérique, bison

Le bison des prairies est une des deux sous-espèces existantes du *Bison bison*, l'autre étant le bison des bois. La validité de la désignation des sous-espèces de bison suscite la controverse en raison de ses conséquences sur la diversité génétique et la gestion des bisons d'Amérique du Nord. On trouvera un aperçu de la taxinomie de l'espèce à l'annexe 1.

Description

Le *Bison bison* est le plus grand mammifère terrestre d'Amérique du Nord. La masse corporelle du mâle adulte est généralement de 600 à 860 kg, la moyenne étant d'environ 700 kg (Halloran, 1961; Reynolds *et al.*, 2003). La hauteur à l'épaule du mâle adulte se situe entre 167 et 280 cm, et la longueur totale entre 304 et 380 cm (Reynolds *et al.*, 1982). Le bison a une grosse tête, un large museau et des cornes noires implantées sur les côtés (figure 1A). L'avant-train est généralement plus lourd que l'arrière-train. Le bison des prairies se distingue du bison des bois par cinq grandes caractéristiques morphologiques (figure 1). Chez le bison des prairies, la bosse entre les épaules est nettement plus basse et plus centrée que chez le bison des bois, en raison de la taille plus courte des neurépinies de ses vertèbres cervicales et thoraciques (van Zyll de Jong, 1986); le pelage est plus clair et plus laineux; la barbiche, presque inexistante chez le bison des bois, est plus longue. Les autres caractères plus subtils sont la queue plus courte et la crinière plus épaisse chez le bison des prairies (Geist et Karsten, 1977; van Zyll de Jong, 1986). La femelle est plus petite que le mâle, et ses cornes plus incurvées et plus longues. Les veaux sont généralement d'un roux orangé pendant les 3 premiers mois, après quoi leur pelage devient plus foncé (Meagher, 1978). Le bison des prairies est principalement un brouteur et son aire de répartition historique comprenait des biomes formés de vastes systèmes de prés et de prairies.

RÉPARTITION

Répartition mondiale

Jadis, l'aire de répartition du bison des prairies s'étendait des Rocheuses à l'emplacement actuel de la ville de Washington et du milieu de l'Alberta et de la Saskatchewan jusqu'au nord du Mexique (figure 2). Le bison des prairies vit

uniquement dans des habitats de prairies et de cariçaies, et, au Canada, son aire de répartition principale se termine à la limite entre la prairie et la forêt (Reynolds *et al.*, 1982). Seton (1929) estime qu'il y avait 60 millions de bisons dans les plaines avant l'arrivée des colons européens (Shaw, 1995). Pour McHugh (1972), par contre, la capacité de charge du territoire à l'époque n'aurait permis la subsistance que de 30 millions de bisons (Shaw, 1995). Ces estimations représentent, au mieux, le maximum théorique d'animaux pouvant vivre dans cette aire de répartition (Shaw, 1995). Les facteurs tels que la prédation et la chasse n'ont pas été pris en compte dans ces estimations. La population de bisons à l'échelle du continent avant l'arrivée des Européens était probablement inférieure à 30 millions d'individus (Lott, 2002).



Figure 1A. Bison des prairies du parc national Elk Island.



Figure 1B. Bison des bois du parc national Elk Island.

L'aire de répartition actuelle du bison des prairies est très limitée comparativement à son aire d'origine (figure 3). L'« aire de répartition d'origine » est définie à partir de la tradition orale des peuples autochtones ainsi que des écrits et des données paléontologiques (Gates *et al.*, 2001). Le bison est un taxon indigène en Colombie-Britannique, en Saskatchewan et au Manitoba (2002; NatureServe Explorer). La population existante de bison des prairies en Alberta se trouve sur le territoire domaniale, et l'espèce est considérée comme disparue sur les terres relevant du gouvernement provincial (G. Court, comm. pers., 2002). Les bisons des

prairies sont présents en groupes isolés disséminés dans toute leur aire de répartition historique sous la forme de populations sauvages libres, dans des troupeaux d'exposition ou dans des fermes de gibier privées. Il y a environ 600 000 à 720 000 bisons des prairies en Amérique du Nord (Reynolds *et al.*, 2003). Cependant, plus de 95 p. 100 de la population totale est élevée pour la production commerciale (Boyd, 2003). En 2001, il y avait environ 1 900 ranchs à bisons au Canada (Statistique Canada, 2001a). Actuellement, quatre troupeaux vivent à l'état sauvage ou mi-sauvage au Canada (figure 3). Aux États-Unis, il existe 42 troupeaux de conservation de bison des prairies répartis dans plusieurs États, dont moins de dix vivent en liberté à l'état sauvage (Boyd, 2003).

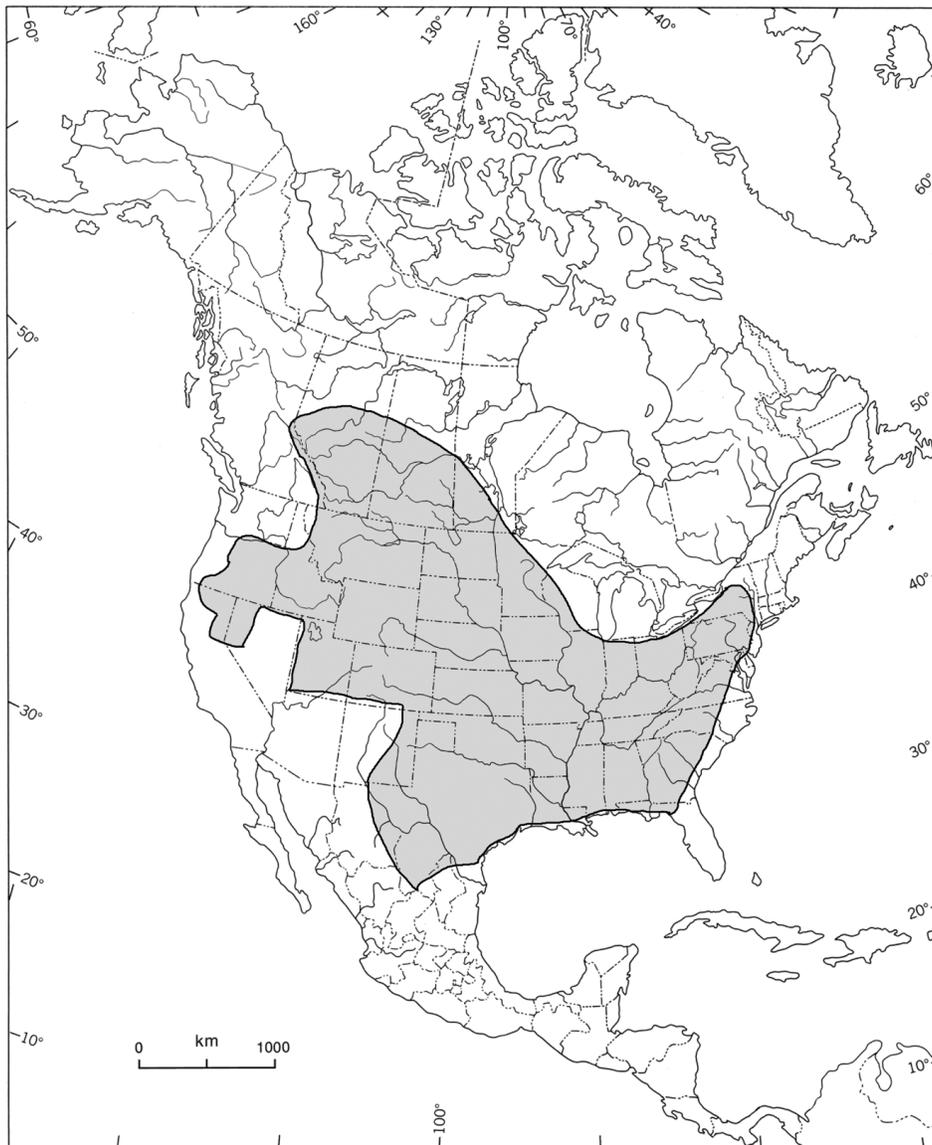


Figure 2. Aire de répartition d'origine du bison des prairies en Amérique du Nord (d'après van Zyll de Jong, 1986).

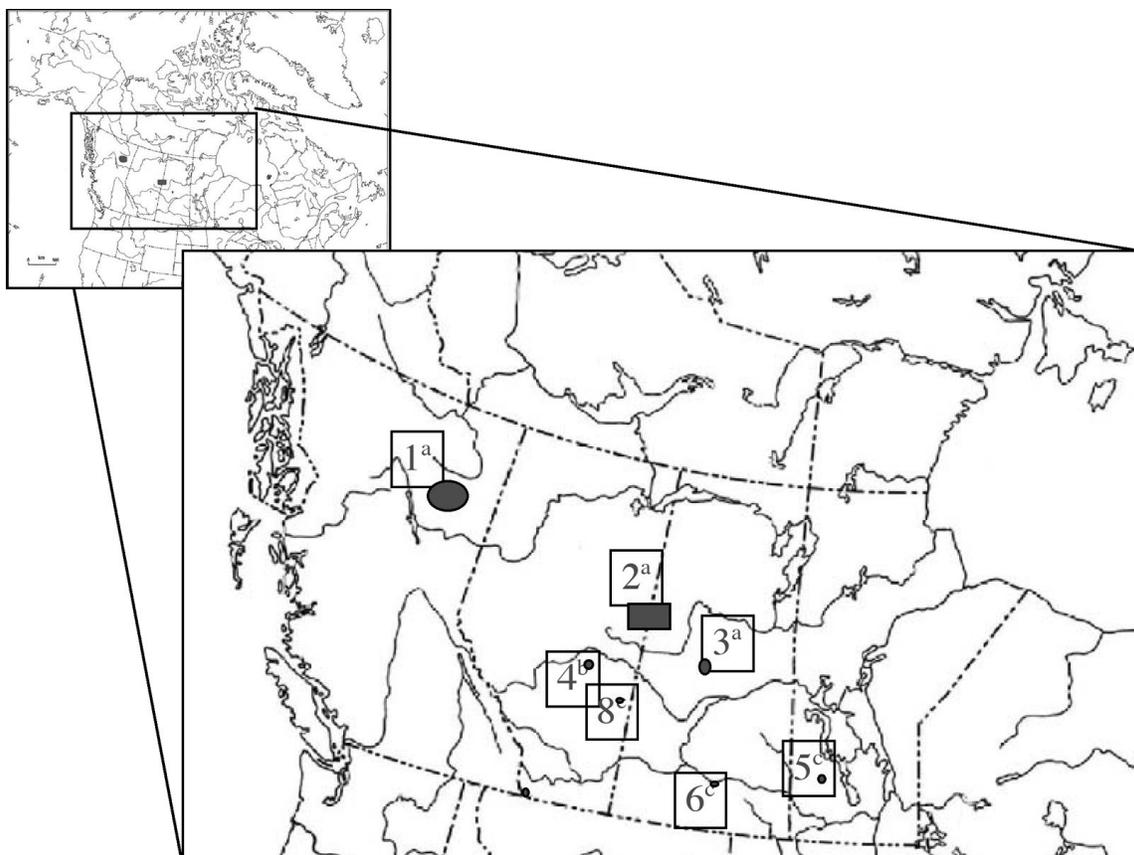


Figure 3. Emplacement actuel des populations canadiennes de bisons des prairies vivant sur des terres publiques. (1) Pink Mountain^a, (2) Polygone de tir aérien de Cold Lake/Primrose^a, (3) Parc national de Prince-Albert^a, (4) Parc national Elk Island^b, (5) Parc national du Mont-Riding^c, (6) Parc provincial Buffalo Pound^c, (7) Parc national des Lacs-Waterton^c, (8) Bud Cotton Buffalo Paddock^c.

^aà l'état sauvage

^bà l'état semi-sauvage

^cen captivité

Répartition canadienne

L'aire de répartition d'origine du bison des prairies au Canada comprenait probablement la région des montagnes Rocheuses, peut-être même à l'ouest de la ligne de partage des eaux, jusque dans le sud du Manitoba, et du milieu de l'Alberta et de la Saskatchewan à la frontière canado-américaine. Cette aire de répartition comprenait des prairies, des arbustaies, des prés montagnards et certaines zones boisées. On estime qu'en 1888, il ne restait que huit animaux au Canada.

Il y a actuellement au Canada entre 670 et 740 bisons des prairies adultes répartis en trois troupeaux libres, ainsi qu'un troupeau de 250 à 270 bisons des prairies vivant à l'état mi-sauvage (figure 3). Ce dernier vit dans une zone clôturée et reçoit un supplément alimentaire à l'occasion, mais on le gère d'une façon qui reflète le plus possible les conditions naturelles. Les quatre troupeaux d'exposition sont de petite taille; ils font l'objet d'une gestion intensive et leur taille ne connaît pas de

fluctuations. Le COSEPAC n'en tient pas compte pour établir la situation de l'espèce. Dans l'ensemble, l'aire de répartition du bison des prairies au Canada est très fragmentée, et il n'y a pas de corridors entre les troupeaux. Les bisons qui vivent en liberté au Canada occupent au total un territoire d'environ 2 750 à 3 000 km².

Colombie-Britannique

Autrefois, le bison des prairies était présent dans l'est de la Colombie-Britannique, au sud de la rivière de la Paix et vers l'ouest jusque dans les Rocheuses. L'étendue de cette aire de répartition est mal connue. Van Zyll de Jong (1986) a trouvé dans la région de la rivière de la Paix des restes de bisons intermédiaires entre le *B. b. bison* et le *B. b. athabascae*. Il a donc émis l'hypothèse que la région de la rivière de la Paix était la limite entre l'aire de répartition du bison des bois et celle du bison des prairies (van Zyll de Jong, 1986). Cowan et Guiguet (1965) n'ont découvert les restes que d'un seul spécimen de *B. b. bison* au Canada à l'ouest des Rocheuses. D'après les données archéologiques et culturelles, il y avait des bisons des prairies dans le sillon des Rocheuses (Wikeem et Ross, 2002). Toutefois, les restes découverts pourraient venir de bisons des prairies abattus du côté est des Rocheuses et transportés par la suite (Kay *et al.*, 1999).

Vers la fin des années 1960, un petit troupeau de bisons a été aperçu fréquemment à proximité de la frontière Colombie-Britannique–Alberta, près de Clear Hills. On a également signalé des bisons près de la rivière Buckinghorse et dans le secteur du lac Kotcho, respectivement à la fin des années 1970 et au début des années 1980 (B.C. Ministry of Environment, 1991; Harper *et al.*, 2000). Ces animaux pourraient avoir été des bisons des bois, introduits près du nord de la Colombie-Britannique depuis 1980 (Gates *et al.*, 2001). Actuellement, le troupeau de Pink Mountain, établi en 1971, est le seul troupeau de bisons des prairies dans cette région.

Le troupeau de Pink Mountain se trouve dans le secteur de Pink Mountain et de la rivière Sikanni Chief, 180 km au nord-ouest de Fort St. John (B.C. Ministry of Environment, 1991). Son territoire actuel est d'environ 1 500 km² (D. Fraser, comm. pers., 2003) et l'habitat se compose principalement de cariçaias et de prairies (B.C. Ministry of Environment, 1991). Depuis son établissement, le troupeau de Pink Mountain a gagné en territoire et en taille, malgré une stabilisation apparente ces dernières années. Le recensement de 2003 indique que le troupeau comprend 876 animaux, il est maintenu à ce niveau approximatif par la récolte (tableau 1; D. Fraser, comm. pers., 2003). Cette population vit dans l'habitat d'origine du bison des bois (Reynolds, 1991).

Alberta

Le bison des prairies vivait autrefois dans la totalité du centre et du sud de l'Alberta. Cependant, les bisons des prairies sauvages ont été exterminés au cours des années 1880. En 1907, on a rétabli en territoire domaniale une population de

bisons des prairies, qui forme maintenant la population du parc national Elk Island. Cette population, le seul troupeau à l'état mi-sauvage au Canada, constitue le troupeau fondateur de tous les troupeaux de conservation de bisons des prairies au Canada. Son territoire clôturé de 136 km² est situé à 50 km à l'est d'Edmonton. Le troupeau comprend actuellement environ 500 bisons des prairies; sa taille est stable depuis 1975, à cause des mesures de gestion prises en vue de sa stabilisation (Olson, 2002; Cool, 2003).

Tableau 1. Taille de la population, estimation-modèle, nombre d'individus récoltés et aire de répartition de la population de bisons des prairies de Pink Mountain depuis 1975. Données fournies par le Ministry of Water, Land and Air Protection (Colombie-Britannique), 2003.

Année	Chiffre de population	Estimation de la population	Nombre de mâles récoltés	Nombre de femelles récoltées	Nombre de juvéniles récoltés	Total	Nombre de permis	Aire de répartition (km ²)
1975	50	50						60
1976	70	69,1						450
1977	95	95,6						750
1978	130	132,1						
1979	175	182,7						
1980		201,8						
1981		222,9						
1982		246,2						
1983		272,0						
1984		300,4						
1985		331,9						
1986		366,6						
1987		404,0						
1988		447,4						
1989		494,2						
1990		545,9						
1991		603,0						
1992	648	666,1	43	0	0	43	50	
1993		692,9						
1994		765,4						
1995		845,4						
1996		933,9	92	11	0	103	200	
1997		928,7	93,5	42	6,5	142	260	
1998		883,8	95	73	13	181	260	
1999		795,3	22	27	3	52	144	
2000		826,6	34	35	5	74	120	1500
2001		839,1	45	52	5	102	120	
2002		824,9	12	23	2	37	120	
2003	876	874,2					120	

Le troupeau du parc national des Lacs-Waterton est soigneusement maintenu à 20 têtes (Boyd, 2003). Le Bud Cotton Buffalo Paddock est situé tout juste au sud de Wainwright (Alberta). Établi en 1980 à partir de quatre individus (Bud Cotton Buffalo Paddock, 2001), le troupeau compte actuellement 16 têtes (Boyd, 2003).

Saskatchewan

Il y avait jadis des bisons des prairies dans toute la région du parc national de Prince-Albert, jusqu'à leur extermination à la fin du XIX^e siècle. Le troupeau de bisons des prairies vivant actuellement dans le parc national de Prince-Albert le seul troupeau libre à vivre dans l'aire de répartition d'origine du bison des prairies au Canada; il est protégé par un parc national (Parcs Canada, 2001a). Ce parc de 3 875 km² est situé à environ 200 km au nord de Saskatoon, dans le centre de la Saskatchewan. Le troupeau occupe un territoire d'environ 750 km², dont 700 km² dans le coin sud-ouest du parc et une zone de 50 km² à l'extérieur des limites du parc (D. Frandsen, comm. pers., 2003). La limite entre l'aire de répartition historique du bison des prairies et celle du bison des bois passe à l'intérieur du parc (D. Bergeson, comm. pers., 2002). Avant l'établissement d'un troupeau libre, le parc entretenait un troupeau de bisons d'exposition. En 1995, la gestion a changé d'orientation pour se concentrer sur l'entretien du troupeau libre de bisons des prairies qui s'était établi à l'intérieur du parc. Cette population libre a été fondée à l'origine par au moins dix bisons qui s'étaient déplacés vers le sud et installés dans le parc après un effort de réintroduction en 1969 dans la région de Thunder Hills, dans le centre-nord de la Saskatchewan, environ 60 km au nord du parc national de Prince-Albert, près du lac Neyakamew (D. Frandsen, comm. pers., 2002). De petits groupes de bisons voyagent entre le parc et des terrains privés adjacents (D. Frandsen, comm. pers., 2003).

Le polygone de tir aérien de Cold Lake/Primrose, qui chevauche la frontière entre l'Alberta et la Saskatchewan, abrite lui aussi un troupeau libre de bisons des prairies. Ces bisons vivent du côté saskatchewanais du polygone (D. Frandsen, comm. pers., 2003; D. Brakele, comm. pers., 2004). Cependant, à la fin des années 1980, des traces de bisons ont peut-être été observées du côté albertain (H. Reynolds, comm. pers., 2004). Ce troupeau a été établi en 1969 avec des bisons amenés du parc national Elk Island. À l'origine, ce déménagement avait pour but de repeupler la région de Thunder Hills, dans le centre-nord de la Saskatchewan, mais les animaux ne sont pas restés dans ce secteur. Certains se sont déplacés vers le sud jusqu'à la Big River Community Pasture, où ils ont été capturés et déménagés peu après au lac Vermette, près du champ de tir aérien de Cold Lake/Primrose (D. Frandsen, comm. pers., 2002). Cette population vit probablement à la périphérie nord de l'aire de répartition d'origine du bison des prairies.

Le polygone de tir aérien couvre un territoire de plus de 12 000 km², mais les bisons ne l'occupent pas en totalité. On connaît mal la superficie du territoire exploité par cette population. Cependant, d'après la taille de la population actuelle de bisons des prairies, nous pouvons extrapoler, à partir de la superficie occupée par le troupeau de Pink Mountain à diverses époques (tableau 1), que la population du polygone de tir aérien de Cold Lake/Primrose occupe une superficie d'environ 500 à 750 km².

Il y a un troupeau d'exposition en captivité, au parc provincial Buffalo Pound,

dans le sud-ouest de la Saskatchewan, à environ 30 km au nord-est de Moose Jaw. Ce troupeau a été établi en 1972 et sa taille est maintenue à 33 individus (Boyd, 2003).

Autres provinces canadiennes

L'aire de répartition d'origine du bison des prairies s'étendait sur tout le sud du Manitoba. Cependant, elle s'y limitait à des parcelles de prairies et de prés (Reynolds *et al.*, 1982; Boyd, 2003). La densité de la population de bisons des prairies dans ces régions était faible. Il n'y a actuellement aucune population de bisons des prairies à l'état sauvage à l'est de la Saskatchewan. Un troupeau d'exposition en captivité est entretenu au parc national du Mont-Riding, au Manitoba, dans l'aire de répartition historique du bison des prairies (D. Bergeson, comm. pers., 2002). Ce troupeau a été fondé à partir de 20 bisons du parc national Elk Island en 1945-1946 et sa taille est actuellement maintenue à 33 individus (D. Bergeson, comm. pers., 2002).

Troupeaux commerciaux en captivité

Les fermes d'élevage de bison sont en croissance depuis quelques années. Le recensement de 1996 (Statistique Canada, 2001b) signale 45 437 bisons d'élevage dans 745 fermes au Canada. Près de 86 p. 100 de la production commerciale de bison se faisait dans les provinces de l'Ouest : 57 fermes en Colombie-Britannique, 334 en Alberta, 175 en Saskatchewan et 73 au Manitoba (Statistique Canada, 2001b). L'Ontario et le Québec ont respectivement 46 et 56 fermes d'élevage. Seules quatre fermes d'élevage de bison étaient situées dans les provinces de l'Atlantique. Au recensement de 2001, Statistique Canada compte 145 094 bisons répartis dans 1 887 fermes au Canada (Statistique Canada, 2001a). Agriculture et Agroalimentaire Canada (2002) estimait que la population de bisons allait augmenter jusqu'à 200 000 sur 1 900 fermes en 2002 et qu'on pouvait s'attendre à ce que cette industrie continue de croître.

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

L'aire de répartition du bison des prairies au Canada comprend des prairies, des collines et des prés montagnards composés de terrains herbeux, d'arbustales et même de certaines zones boisées où les bisons se protègent du climat et des prédateurs (Reynolds *et al.*, 2003; D. Frandsen, comm. pers., 2002). Dans le sud des Rocheuses canadiennes, les bisons utilisaient jadis les prairies en été et les vallées de montagne, les collines et les tremblaies-parcs en hiver (Kay et White, 2001). Le bison des prairies préfère les habitats ouverts de prés ou de prairies (Reynolds *et al.*, 1982).

Le bison des prairies, généraliste sur le plan de l'habitat, est d'abord un pousseur et ensuite un brouteur (Reynolds *et al.*, 1982). Il choisit son habitat principalement en fonction de ses besoins alimentaires, de la disponibilité du fourrage, de l'épaisseur de la couche de neige, des antécédents de brûlis et de l'évitement des prédateurs (Shaw et Carter, 1990; Larter et Gates, 1991). Les changements saisonniers d'habitat sont souvent dictés par la disponibilité du fourrage, et les déplacements à l'intérieur d'un habitat par la phénologie végétale. Le bison préfère les jeunes pousses aux anciennes, même s'il mange à la fois des deux parce que sa grande bouche l'empêche de choisir les tiges individuellement (Lott, 2002). Le bison est aussi attiré par les colonies de chiens de prairie; ce phénomène s'explique probablement par la configuration spatiale de la végétation, qui comprend, à l'intérieur de la colonie, beaucoup de dépressions où l'animal peut se rouler et, en périphérie, une forte concentration de graminées (Coppock *et al.*, 1983).

Le bison choisit sa nourriture principalement de manière à réduire au minimum la durée de recherche (Bergman *et al.*, 2001). Le bison est un pousseur moins sélectif que les autres ongulés dans des conditions similaires (Reynolds *et al.*, 1982). Il est mieux adapté que les autres ongulés à la digestion du fourrage de mauvaise qualité des parcours. Il est également mieux adapté que les bovins à la digestion des graminées courtes qui forment la végétation des prairies (Peden *et al.*, 1974). Cette caractéristique est probablement due à la grande taille de l'animal; la digestion se fait lentement et la nourriture demeure plus longtemps dans le rumen, ce qui favorise une utilisation plus efficace de la microflore du tube digestif (voir la section Alimentation et relations interspécifiques).

Le bison des prairies consomme presque exclusivement des graminées et des carex. La proportion d'herbes non graminéennes peut être importante dans certains secteurs (Reynolds *et al.*, 2003), le bison pouvant brouter dans des saulaies riveraines (Waggoner et Hinkes, 1986). Le bison présente certaines variations saisonnières dans son choix de fourrage. Généralement, en été, la teneur en fibres de son régime alimentaire augmente et la teneur en azote diminue, l'inverse se produisant en hiver. Dans le parc national Elk Island, les bisons consomment surtout des graminées en été et des carex en hiver (Holsworth, 1960). Dans celui de Prince-Albert, les carex et les graminées comptent pour 80 à 100 p. 100 du régime alimentaire des animaux (Fortin *et al.*, 2002). Les carex, en particulier le *Carex obnupta*, sont le fourrage le plus important en toute saison; ils constituent 59 p. 100 de l'alimentation en hiver et 73 p. 100 en été. Les graminées sont la deuxième en importance des sources de fourrage; leur proportion dans l'alimentation varie de 17 p. 100 en automne à 35 p. 100 au printemps. Dans la région de la rivière de la Paix, on a vu des bisons consommer du saule et de jeunes pousses de tremble au printemps (Rutley *et al.*, 1997). Dans les tremblaies-parcs, le bison choisit les prés élevés pour brouter en été (Hudson et Frank, 1987). Les prairies à herbes mixtes contiennent des plantes fourragères vivaces de saison froide (appelées plantes C3 ou CAM) et de saison chaude (plantes C4). En été, le bison choisit des herbes de saison chaude; au printemps et à l'automne, il choisit des herbes de saison froide

(Reynolds *et al.*, 1982). La plupart des prairies indigènes à herbes courtes, hautes et mixtes qui constituaient la principale source de fourrage du bison des prairies ont disparu; certaines zones d'habitat du bison ont été reconstituées sur des terres agricoles. Les rations alimentaires servies à certaines des populations gérées ne correspondent pas non plus aux espèces végétales dont se nourrissait jadis le bison des prairies. Ces populations ont peut-être un régime alimentaire différent de celui de leurs ancêtres, qui vivaient en liberté (Buehler, 1997).

Le bison joue un rôle important dans le maintien de l'état productif de son habitat. Il a tendance à ne pas surexploiter les secteurs qu'il préfère. Comme il se déplace davantage que les autres ongulés en se nourrissant, il cause moins de dommages à son habitat (Van Vuren, 1982; Reynolds *et al.*, 2003). De plus, il mange aussi du fourrage plus sec et passe moins de temps que les autres ongulés dans les zones humides et riveraines, ce qui réduit son impact sur ces écosystèmes (Reynolds *et al.*, 2003). Le bison influe sur les nutriments du sol par le paillage, le recyclage des nutriments (en particulier l'azote), les perturbations physiques et la dispersion des graines. Les longs poils de son avant-train sont particulièrement efficaces pour disperser les graines.

La superficie du domaine vital du bison dépend de la productivité du territoire, de la répartition du fourrage, des interactions sociales, de l'âge et du sexe (Larter et Gates, 1994). Le domaine vital tend à être plus vaste si le fourrage est plus rare ou plus dispersé, si le groupe social est plus gros et si l'individu est un dominé. Les mâles périphériques exploitent souvent un domaine vital plus vaste, afin d'avoir accès à une quantité suffisante de fourrage et à des partenaires pendant le rut. Larter et Gates (1994) émettent l'hypothèse que l'accès aux partenaires est le facteur qui a le plus d'impact sur la superficie du domaine vital des mâles adultes. Plusieurs auteurs ont étudié la superficie normale du domaine vital chez le bison femelle. Van Vuren (1983) l'estime à 32 à 82 km², et Lott et Minta (1983) à 27 à 71 km². Gates et Larter (1990) avancent pour le bison des bois à l'état sauvage un seuil de densité minimal de 0,5 à 0,8 bison par km², au-delà duquel les bisons se dispersent. On n'a pas examiné la superficie du domaine vital chez le bison des prairies vivant en troupeau à l'état sauvage.

Tendances

La majeure partie du territoire habité par le bison au Canada est au moins protégée par une réglementation gouvernementale; par conséquent, il ne s'est produit aucun changement de territoire chez la plupart des populations actuelles depuis leur établissement. Le territoire du troupeau de Pink Mountain s'est accru de 1 000 km² depuis 1991 (D. Fraser, comm. pers., 2003). En revanche, l'habitat du bison dans le polygone de tir aérien de Cold Lake/Primrose n'est pas protégé en vue de la conservation du bison, et il y a actuellement beaucoup d'activités de mise en valeur des ressources pétrolières et gazières dans ce secteur. Si cette mise en valeur prend de l'expansion, elle pourrait avoir des répercussions sur l'habitat du bison des prairies. Dans la situation actuelle des zones protégées, aucun

changement n'est prévu pour l'avenir dans la disponibilité de l'habitat pour les populations de bisons des prairies. Dans le cas des troupeaux libres, le surpâturage n'est pas préoccupant pour l'habitat du bison, car le bison n'exploitera pas à l'excès un secteur s'il a la possibilité de se déplacer vers un autre. De plus, les troupeaux protégés sont maintenus à une taille optimale pour la capacité de charge de leur territoire. La principale menace pour l'habitat inoccupé et éventuel du bison est la perte directe due au développement des ressources et de l'industrie.

L'aire de répartition du bison des prairies au Canada, qui couvrait autrefois une grande partie des prairies canadiennes, est aujourd'hui réduite à moins de 3 000 km². La colonisation humaine et l'expansion agricole depuis un siècle ont tellement fragmenté le territoire qu'il ne reste plus que des parcelles d'habitat convenant au bison des prairies (Reynolds, 1991). Cependant, certains secteurs contiennent toujours un habitat du bison des prairies où la réintroduction de l'espèce est envisagée :

Parc national Banff

Le parc national Banff envisage un effort de réintroduction afin de rétablir la dynamique complexe des écosystèmes des époques préhistorique et historique (Kay et White, 2001).

Parc national des Lacs-Waterton

Le parc national des Lacs-Waterton gère actuellement un petit troupeau de bisons en captivité. On a proposé d'augmenter l'effectif de ce troupeau afin de préserver l'intégrité écologique de la région (Conseil canadien de conservation des espèces en péril, 2001).

Parc national des Prairies

Dans le cadre du plan d'aménagement du parc national des Prairies (Parcs Canada, 2001b), on a proposé de réintroduire un troupeau de bisons en liberté dans le sud-ouest de la Saskatchewan. Ce parc comportera éventuellement un domaine de 906,4 km², dont un peu plus de la moitié a été acquis jusqu'ici en sept parcelles séparées. La fonte printanière donne une eau de surface sujette à des variations saisonnières, et la plupart des ruisseaux et des lacs s'assèchent au cours de l'été; cependant, la rivière Frenchman et le ruisseau Rock s'arrêtent rarement de couler. Ce programme est actuellement en cours d'élaboration.

Il existe d'autres habitats qui conviendraient au bison des prairies :

- Les Great Sand Hills, dans le centre-ouest de la Saskatchewan. Cet habitat n'est pas protégé pour le moment.
- Les collines Pasquia et le Wildcat Hill Provincial Wilderness Park, dans le centre-est de la Saskatchewan.

- Le sud-est de l'Alberta contient des prairies indigènes qui pourraient constituer un habitat adéquat pour le bison des prairies. Bien qu'une forte proportion (43 p. 100) des prairies indigènes soient demeurées intactes malgré le développement agricole qui a touché toute la province, ces terres sont vouées principalement au pâturage des bovins depuis plus d'un siècle (C. Gates, comm. pers., 2003). Il serait donc difficile d'y réintroduire le bison, étant donné la faible superficie d'habitat adéquat disponible (G. Court, comm. pers., 2002).
- Les terres administrées par des peuples autochtones. Par exemple, la tribu Blood de l'Alberta a exprimé le souhait d'obtenir des bisons des prairies du parc national Elk Island (N. Cool, comm. pers., 2002).
- La réserve nationale de faune de Suffield (454 km²) et la Base des forces armées canadiennes de Suffield du ministère de la Défense nationale (2 690 km²), dans le sud-est de Alberta (Environnement Canada, 2003; H. Reynolds, comm. pers., 2003). Suffield est l'un des plus grands blocs de terrains herbeux non labourés des Prairies canadiennes (Environnement Canada, 2003).
- Les pâturages collectifs de l'Administration du rétablissement agricole des Prairies (ARAP) (H. Reynolds, comm. pers., 2003). Ces parcelles de territoire domaniale sont administrées à des fins multiples, notamment le pâturage du bétail et la biodiversité animale et végétale (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2003). L'ARAP administre actuellement 9 290 km² de territoire répartis en plusieurs dizaines de parcelles dispersées dans le sud de la Saskatchewan et le sud-est de l'Alberta (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2003).

Protection et propriété des terrains

Trois des troupeaux de bisons canadiens sauvages ou mi-sauvages vivent sur des terres domaniales; leur domaine vital est donc protégé soit par la *Loi sur les parcs nationaux du Canada* (parc national Elk Island et parc national de Prince-Albert), qui interdit la chasse dans les limites des parcs, soit par le ministère de la Défense nationale (polygone de tir aérien de Cold Lake/Primrose), qui interdit la circulation dans le polygone. Toutefois, les membres de la Première nation de Cold Lake ont le droit de pratiquer la chasse, la pêche et le piégeage sur le polygone de tir aérien de Cold Lake/Primrose. Le polygone de Cold Lake/Primrose ne fait pas l'objet d'une gestion de conservation du bison, et il s'y déroule actuellement des activités de mise en valeur des ressources pétrolières et gazières. Les bisons qui sortent des limites d'un parc ou du champ de tir ne sont pas protégés des chasseurs. Les lois fédérales et provinciales actuelles ne protègent pas le troupeau de Pink Mountain, mais le bison jouit d'une protection aux termes de la *Wildlife Act* de la Colombie-Britannique (B.C. Ministry of Water, Land and Air Protection, 1996). Ce troupeau se trouve dans la région de gestion de la Muskwa-Kechika, assujettie à un plan de gestion de la faune. Deux des quatre troupeaux d'exposition vivant en captivité se trouvent dans les parcs nationaux (Mont-Riding et Lacs-Waterton). Le domaine vital des troupeaux d'exposition du Bud Cotton Buffalo Paddock et du parc provincial Buffalo Pound sont protégés du fait qu'ils sont gardés dans un enclos et qu'ils se trouvent sur des terres publiques provinciales. La *Wildlife Act* de la Saskatchewan (1998) protège aussi le troupeau du parc provincial Buffalo Pound.

BIOLOGIE

Reproduction

Le bison des prairies est polygyne, et la possibilité pour les mâles de se reproduire est fonction de leur rang dans la hiérarchie. La femelle est en chaleurs plusieurs fois par saison; les premières chaleurs se produisent à la fin de l'été, et d'autres ont lieu jusqu'à la fin de l'automne tant que la femelle n'est pas fécondée. Le cycle comprend généralement de brèves périodes de chaleurs d'une durée de 6 à 12 heures, la durée du cycle étant d'environ 21 jours (Dorn, 1995). La gestation dure habituellement un peu plus de neuf mois, mais peut varier de 262 jours (Towne, 1999) à 300 jours (Banfield, 1974; Haugen, 1974; Dorn, 1995).

La bisonne peut généralement se reproduire entre les âges de 3 ans et 16 ans (Fuller, 1961; Halloran, 1968; Shaw et Carter, 1989; Olson, 2002; Wilson *et al.*, 2002b). Elle a souvent son premier veau à trois ans (McHugh, 1958; Fuller, 1961; Shaw et Carter, 1989; Green et Rothstein, 1991). Cependant, la conception peut se produire encore plus tôt, avec une première mise bas à deux ans. On constate des variations considérables dans l'âge de la première conception, tant à l'intérieur d'un troupeau que d'un troupeau à l'autre (Fuller, 1966; Haugen, 1974; Halloran, 1968; Shaw et Carter, 1989). Par exemple, Fuller (1966) signale que, dans le parc national Wood Buffalo, 5 p. 100 des femelles d'un an conçoivent; par ailleurs, on a signalé des taux de conception plus élevés chez les femelles d'un an dans certains troupeaux américains conservés à une densité plus faible et recevant un supplément alimentaire (Haugen, 1974; Halloran, 1968; Shaw et Carter, 1989).

La saison de mise bas s'étale habituellement sur trois à quatre semaines, entre avril et juin (Soper, 1941; Egerton, 1962; Banfield, 1974; Rutberg, 1984; Green et Rothstein, 1993a). Dans le National Bison Range, dans le Montana, la saison de mise bas dure en moyenne 23 jours (Rutberg, 1984); dans le Wind Cave National Park, elle dure 54 jours en moyenne (Green et Rothstein, 1993a). Dans le parc national Elk Island, la majeure partie de la mise bas survient entre mai et juin, bien que des veaux y naissent jusqu'à la fin août et même en novembre depuis que la taille du troupeau a augmenté (Reynolds *et al.*, 2003). De même, une forte densité de population menait à un allongement de la saison de mise bas dans les parcs nationaux des Lacs-Waterton et de Yellowstone (Egerton, 1962; Meagher, 1973). Egerton (1962) a observé que les troupeaux de bisons de régions nordiques mettent bas environ deux semaines plus tard que ceux de régions plus au sud. Néanmoins, si l'alimentation est suffisante pour permettre la conception et la parturition, la mise bas peut se produire toute l'année (Soper, 1941; McHugh, 1958; Banfield, 1974). La bisonne pourrait synchroniser sa parturition avec les autres femelles en réaction aux variations du climat et de l'habitat (Rutberg, 1984; Berger, 1992; Green et Rothstein, 1993a).

Le succès de la reproduction varie d'une population à l'autre; il subit l'influence de facteurs tels que le climat (Van Vuren et Bray, 1986; Verme et Doepker, 1988) et

l'alimentation (Verme, 1969; Van Vuren et Bray, 1986; Lott et Galland, 1987; White *et al.*, 1989; Wolfe *et al.*, 1999). Le taux de mise bas peut varier de 35 à 100 p. 100 (McHugh, 1958; Meagher, 1973; Lott, 1979; Lott et Galland, 1987; Kirkpatrick *et al.*, 1993). Les troupes de bisons qui vivent dans un environnement plus rigoureux ont un taux plus faible de succès de la reproduction (Lott et Galland, 1985). Dans les troupes confinées, où l'alimentation est généralement meilleure que chez les troupes à l'état sauvage, on a observé un taux de natalité moyen de 79 p. 100 (Van Vuren et Bray, 1986). Dans le parc national Elk Island, de 1999 à 2002, on estime à 75 p. 100 le taux de gestation (Olson, 2002).

Le taux de gestation peut aussi dépendre du stress et du succès de reproduction antérieur. En se fondant sur les coûts nutritionnels de la production de veaux, des chercheurs ont émis l'hypothèse que le bison suivrait un cycle de mise bas de deux ou trois ans (Soper, 1941; Meagher, 1973; Kirkpatrick *et al.*, 1993). Cette hypothèse est étayée par des indications que les femelles plus âgées pourraient être plus susceptibles de se reproduire un an sur deux (Green et Rothstein, 1991). De plus, si la lactation se prolonge, par exemple en raison de variations dans les facteurs environnementaux, l'ovulation pourrait être retardée (Kirkpatrick *et al.*, 1996). Fuller (1961) signale que les femelles lactantes s'accouplent généralement plus tard que les femelles non lactantes. À l'inverse, Komers *et al.* (1994a) ont constaté que les femelles lactantes étaient plus susceptibles d'ovuler que les femelles non lactantes. D'après d'autres études, il n'y aurait aucune tendance ni dans un sens ni dans l'autre (Lott et Galland, 1985; Shaw et Carter, 1989; Green et Rothstein, 1991; Wilson *et al.*, 2002b). La densité de la population, l'âge et le succès de reproduction antérieur peuvent influencer sur le moment de la conception et, par la suite, sur la fécondité des rejetons devenus adultes. Les femelles plus âgées ont une proportion plus élevée de mise bas tardive (Green et Berger, 1990; Green et Rothstein, 1991; Reynolds *et al.*, 2003). Les naissances gémellaires sont extrêmement rares chez le bison des prairies (McHugh, 1958; Fuller, 1961; Reynolds *et al.*, 2003).

Le rut survient de juin à octobre, culminant vers le début d'août (Shaw et Carter, 1989). La densité de population, l'habitat, le climat et la photopériode peuvent influencer sur la période d'accouplement (Egerton, 1962; Reynolds *et al.*, 2003). Dans le parc national Wood Buffalo, la période de rut dure plus longtemps chez le bison des prairies que chez le bison des bois, soit du début de juillet à la fin de septembre (Soper, 1941; Fuller, 1960; Banfield, 1974).

Les bisons mâles établissent une hiérarchie linéaire (Wolff, 1998). De 50 à 73 p. 100 des mâles s'accouplent chaque année (Lott, 1981; Wolff, 1998). Le succès de la reproduction chez le mâle est aussi fortement corrélé au rang social (Lott, 1979). Cependant, la hiérarchie des mâles change souvent pendant le rut, à mesure que les mâles sont fatigués par les interactions agressives (Lott, 1981). Lott (1979) a constaté que la plupart des dyades connaissaient un renversement des rôles dominant-dominé au moins une fois sur une période d'étude de trois semaines. En général, les mâles quittent le troupeau de femelles pendant un certain temps au cours du rut (pour rétablir leur condition physique, suppose-t-on) et regagnent parfois

le troupeau par la suite (Komers *et al.*, 1992; Wolff, 1998). L'absence de mâles dominants peut permettre à des mâles de rang inférieur de s'accoupler. On a constaté une régression linéaire significative du succès actuel de la reproduction en fonction de son succès antérieur et de la masse corporelle dans le parc national Elk Island, bien qu'elle ne puisse guère expliquer la variabilité du succès de la reproduction (Wilson *et al.*, 2002b). D'après d'autres études, il n'y aurait aucune relation significative entre la masse corporelle et le succès de la reproduction (Lott, 1979; Wolff, 1998). Généralement, les mâles ne se joignent pas aux reproducteurs avant l'âge de six ans, bien qu'ils réussissent à se reproduire s'il n'y a pas de mâles plus âgés (Fuller, 1961; Meagher, 1973; Lott, 1981; Rothstein et Griswold, 1991; Wilson *et al.*, 2002a). L'effort engagé en vue de la reproduction s'accroît entre les âges de 6 à 12 ans, l'effort maximal se produisant entre 8 et 11 ans (Maher et Byers, 1987). Passé l'âge de 12 ans, les mâles consacrent encore de l'énergie à la reproduction, mais emploient moins d'efforts à l'agression, le nombre de victoires commençant alors à diminuer (Maher et Byers, 1987). L'effort de reproduction est donc beaucoup plus variable après l'âge de 12 ans. Selon d'autres études, la situation sociale, l'aptitude à se battre et le succès de la reproduction n'auraient aucune relation avec l'âge (Lott, 1979; Wolff, 1998; Wilson *et al.*, 2002b).

Le sex-ratio à la naissance chez les populations de bisons favorise légèrement les mâles, variant de 51 p. 100 à 62 p. 100 (Rush, 1932; Halloran, 1968; Haugen, 1974; Fuller, 1966; Rutberg, 1986a), avec une moyenne d'environ 54 p. 100. Dans le parc national Elk Island, le sex-ratio à la naissance sur le long terme est de 51 p. 100 de mâles (Olson, 2002). Le sex-ratio des individus adultes est souvent légèrement plus bas, variant de 47 p. 100 à 51 p. 100 (Halloran, 1968; Rutberg, 1986a); celui d'un troupeau de bisons favorise habituellement les femelles, en raison du taux de mortalité élevé des jeunes mâles (Van Vuren et Bray, 1986).

La proportion de veaux au printemps a été établie à environ 20 p. 100 (Meagher, 1973; Fuller, 1966). Le ratio veaux-femelles est très variable, en fonction de l'incidence des maladies et de la prédation ainsi que de la structure par âge de la population (Carbyn, 1998). D'après des calculs effectués sur les données d'Olson (2002), le ratio veaux-femelles chez les bisons des prairies du parc national Elk Island se situe entre 0,70 et 0,90 depuis 20 ans. On a constaté des ratios veaux-femelles d'à peine 0,12 dans le parc national Wood Buffalo, où la prédation est prévalente et où la maladie peut avoir une incidence sur la survie des veaux (Carbyn et Trottier, 1987).

Survie

Le bison des prairies sauvage vit en moyenne une quinzaine d'années (Fuller, 1966; Reynolds *et al.*, 1982). Cependant, dans les populations captives ou à l'état mi-sauvage, il peut dépasser 20 ans (Meagher, 1973; Berger et Peacock, 1988; Olson, 2002) et même continuer à s'accoupler après l'âge de 30 ans (Dary, 1989; Dorn, 1995). La longévité moyenne des bisons des prairies dans le parc national Elk Island est de 16 ans. En 2001, le plus vieux mâle d'âge connu avait 19 ans et la plus vieille femelle 26 ans (Olson, 2002).

Le taux de survie est semblable chez les mâles et les femelles dans les populations adultes non exploitées. Comme la chasse vise généralement davantage les mâles, le taux de mortalité des mâles s'accroît dans les populations exploitées. Parmi les jeunes bisons, la mortalité est aussi plus importante chez les mâles que chez les femelles. Le taux de survie des veaux est très variable. À la fin du printemps, immédiatement après la saison de mise bas, les veaux constituent 20 à 25 p. 100 environ de la population au parc national Wood Buffalo. Cependant, leur taux de mortalité étant estimé à environ 50 p. 100 (Fuller, 1962), ils ne forment plus que 5 à 8 p. 100 de la population au début de l'hiver (Fuller, 1966). Cette population de bisons des bois est sujette à la prédation par le loup, et la brucellose et la tuberculose y sont prévalentes. Le taux de survie des veaux au parc national Yellowstone est d'environ 18 à 20 p. 100 (Meagher, 1973). Le taux de survie des veaux dans les populations confinées à l'abri des prédateurs et de la maladie peut dépasser les 90 p. 100 (Van Vuren et Bray, 1986). Le taux de survie des adultes s'établit autour de 97 p. 100.

D'après MacEwan (1995), les principales menaces pour la survie des bisons peuvent se classer comme suit, par ordre de gravité décroissant : la glace trop mince, la chasse, les feux, les prédateurs, la maladie, les marécages et le blizzard. Le manque d'épaisseur de la glace peut présenter un risque pour les bisons qui traversent une rivière ou un marécage. La surchasse a été la principale cause de la disparition presque complète du bison à la fin du XIX^e siècle. Aujourd'hui, la chasse est pratiquée dans une certaine mesure sur les trois populations libres, avec des niveaux de réglementation variés. Les années de sécheresse, les feux de prairie peuvent être fréquents et chasser les populations de bisons de leur domaine vital. Cependant, certaines études ont montré que le bison préfère un habitat brûlé à cause de l'abondance de jeunes pousses qu'il y trouve (Campbell et Hinkes, 1983; Shaw et Carter, 1990; Coppedge et Shaw, 1998). Le loup représente lui aussi un risque important pour le bison, surtout en ce qui a trait à la survie des veaux. Dans l'est de la Colombie-Britannique, les bisons comptent pour 10,3 p. 100 des proies dans l'alimentation du loup (Weaver et Haas, 1998). Dans une étude sur la prédation du bison des bois, on a constaté que le bison constituait la majeure partie de l'alimentation du loup (Larter *et al.*, 1994). Le grizzly a déjà été considéré comme une menace importante pour le bison. Actuellement, on sait que des grizzlys s'attaquent à des bisons des prairies à Pink Mountain, le seul endroit au Canada où l'aire de répartition des deux espèces se chevauche (H. Schwantje, comm. pers., 2004). Le bison constituait une part importante de l'alimentation de l'ours sous forme de proies et de charognes, en particulier après l'hibernation (Meagher, 1978). On croit qu'avant l'introduction du bétail domestique en Amérique du Nord, le bison était relativement exempt de maladies (Soper, 1941). Depuis, cependant, un certain nombre de maladies provenant directement ou indirectement des troupeaux de bétail domestique ont fait leur apparition chez les populations de bisons; il s'agit notamment de la tuberculose, de la brucellose et de la diarrhée virale des bovins (Lothian, 1981; Dragon *et al.*, 1999; W. Olson, comm. pers., 2003).

Physiologie

La femelle atteint la taille adulte vers l'âge de 4 ans, mais elle continue de grandir jusqu'à 5 ou 6 ans (Banfield, 1974). Le bison mâle continue de grandir jusqu'à 8 à 10 ans (Banfield, 1974). Kelsall *et al.* (1978) ont constaté qu'à tour de poitrine égal, les mâles sont en moyenne de 9,1 p. 100 plus lourds que les femelles. Le poids des mâles se situe généralement entre 600 et 860 kg (Halloran, 1961), la moyenne étant de $739 \pm 10,0$ kg (Banfield, 1974). Les mâles adultes avaient une masse corporelle moyenne de 732 kg dans le parc national Elk Island en 2001, le plus lourd pesant 877 kg (Olson, 2002). Pour leur part, les femelles pèsent entre 350 et 550 kg (Halloran, 1961), la moyenne n'étant que de $440 \pm 2,1$ kg (Banfield, 1974). Dans le parc national Elk Island, le poids moyen à long terme des femelles de 1962 à 2000 s'établissait à 425 kg (Olson, 2002). Le poids du bison dépend de son âge, de son sexe, de la densité de population, de l'alimentation, des conditions météorologiques, de l'effort de reproduction, de la date de naissance et de la consanguinité (Rutberg, 1983; Lott et Galland, 1987; Berger et Peacock, 1988; Green et Rothstein, 1991; Komers *et al.*, 1994b). Les veaux pèsent de 15 à 25 kg environ à la naissance (Halloran, 1961). De 1962 à 2001, le poids moyen des veaux en décembre chez les bisons des prairies du parc national Elk Island était de 164 kg pour les mâles et de 152 kg pour les femelles (Olson, 2002). En 2001, les veaux mâles avaient un poids moyen de 169 kg, le plus élevé depuis l'arrivée de la diarrhée virale des bovins (DVB) dans le troupeau (Olson, 2002). Depuis, il y a eu plusieurs cas de veaux nés tardivement pesant moins de 136 kg.

Le métabolisme énergétique du bison varie selon la saison (Reynolds *et al.*, 2003). En hiver, le bison abaisse son métabolisme en réaction à la réduction de l'apport en fourrage et aux températures plus basses (Rutley et Hudson, 2000). Le bison produit 40 p. 100 de moins de chaleur en hiver, lorsque l'apport alimentaire est réduit, qu'au printemps, lorsque la consommation s'accroît de nouveau (Galbraith *et al.*, 1998). L'apport en énergie métabolisable variait de $146 \pm 22 \text{ kJ W}^{0,75}/\text{jour}$ en décembre à $478 \pm 45 \text{ kJ W}^{0,75}/\text{jour}$ en juin dans une étude portant sur des bisons d'un an (Rutley et Hudson, 2000). De même, le bison réduit aussi son niveau d'activité pendant l'hiver. Les données sur la vitesse de métabolisme indiquent que le bison est particulièrement bien adapté aux basses températures, mais peut-être pas aussi bien au temps chaud. Christopherson *et al.* (1978) ont mesuré une vitesse de métabolisme de 748 kJ par kilogramme de masse corporelle métabolique par jour chez des bisons d'un an à une température de 10 °C, mais de 584 kJ par kilogramme de masse corporelle métabolique par jour à -30 °C, ce qui laisse supposer que la température critique supérieure chez le bison est inférieure à 10 °C. En outre, le bison devient tolérant au froid vers l'âge de six mois, beaucoup plus tôt que les autres ongulés (Christopherson *et al.*, 1978). Sa tolérance au froid est due en grande partie au pouvoir isolant de son pelage. Le bison a presque dix fois plus de follicules pileux par cm^2 que les bovins domestiques (Lott, 2002).

Le bison est bien adapté pour s'alimenter dans des prairies à herbes courtes. Ses larges incisives lui permettent d'en mettre une grande quantité en bouche à la fois (Geist, 1996). Les molaires et les prémolaires sont grosses, ce qui pourrait constituer une adaptation à l'usure causée par la mastication de graminées dures et poussiéreuses (Geist, 1996). La façon dont le bison se nourrit lui permet de paître à loisir, même après de fortes chutes de neige. Contrairement à la plupart des ongulés, qui piétinent la neige pour atteindre le fourrage, le bison imprime à ses joues, son museau et sa barbiche un mouvement de balayage pour dégager le fourrage sous la neige (Pauls, 1995; Guthrie, 1980).

Déplacements et dispersion

Jadis, le bison des prairies effectuait des déplacements migratoires entre des domaines saisonniers. Il s'agissait soit de migrations verticales, dans les Rocheuses, par exemple (Van Vuren, 1983), soit de migrations horizontales, comme dans les prairies ouvertes. Dans le sud des Rocheuses, le bison passe l'été en montagne et l'hiver à moindre altitude (Van Vuren, 1983). La prairie ouverte est un habitat de choix pendant les mois d'été, le vent réduisant la présence d'insectes (Meagher, 1973). En revanche, White *et al.* (2001) rapportent que les bisons des Rocheuses canadiennes passent l'été dans les collines et les vallées, et l'hiver en altitude. Les migrations horizontales consistent généralement en un déplacement de quelques centaines de kilomètres vers le sud tous les ans, à l'automne. La distance parcourue en une journée est très variable (Carbyn, 1997; Reynolds *et al.*, 2003). La disponibilité du fourrage et de l'eau, le climat, la densité d'insectes et la présence d'abris peuvent en effet influencer sur les migrations annuelles (Meagher, 1989). D'après Meagher (1973), le bison est très fidèle à ses quartiers d'hiver. D'autres doutent que les bisons aient effectué des migrations régulières par des voies spécifiques à l'époque historique. Au contraire, les mouvements migratoires étaient probablement irréguliers, avec beaucoup de mélanges entre les troupeaux.

Alimentation et relations interspécifiques

On ne dispose pas de données spécifiques sur les besoins nutritionnels du bison (Reynolds *et al.*, 2003). La plupart des renseignements concernant les besoins en énergie, en protéines, en vitamines et en minéraux proviennent d'études sur les bovins domestiques. Cependant, le bison a un système digestif plus efficace que le bœuf (voir plus loin), et on peut raisonnablement supposer que ses besoins nutritifs sont différents eux aussi.

Le bison des prairies est un ruminant qui consomme surtout des graminées et des carex. Le bison est toutefois un généraliste en matière d'habitats : il est capable de modifier son régime alimentaire en fonction du fourrage disponible (Larter et Gates, 1991). Le bison transforme des régimes à forte teneur en fibres et à faible teneur en protéines plus efficacement que le bœuf et les autres ongulés (Peden *et al.*, 1974; Hawley *et al.*, 1981; Hawley, 1987). Cela peut être attribuable à son efficacité dans le recyclage de l'azote (Reynolds *et al.*, 1982). Comme l'azote

reste généralement confiné au rumen du bison, celui-ci recycle l'urée afin d'accroître la fermentation microbienne, ce qui améliore la digestion. De plus, la faible taille du rumen ralentit le taux de renouvellement, ce qui accroît la possibilité pour les microorganismes de décomposer le fourrage plus efficacement. Comme la digestion microbienne est lente, le bison passe beaucoup de son temps à se reposer et à ruminer.

De par ses habitudes alimentaires, le bison est rarement en concurrence avec d'autres ongulés pour l'obtention de nourriture. L'habitat principal du bison des prairies peut chevaucher celui du wapiti, du cerf de Virginie, du pronghorn, du mouflon d'Amérique et du bétail, mais pas celui de l'orignal, du caribou ou du cerf-mulet. Cependant, parmi les ongulés qui peuvent avoir le même habitat que le bison dans certaines régions, rares sont les espèces ayant le même régime alimentaire que le bison des prairies. Dans le parc national Elk Island, le régime d'hiver du bison des prairies diffère nettement de celui du wapiti, le bison consommant une proportion de carex beaucoup plus élevée et une proportion de viandis beaucoup plus faible (Telfer et Cairns, 1986). Le wapiti peut choisir du fourrage semblable à celui du bison dans les régions de tremblaies-parcs, mais son rythme de récolte est plus lent (Hudson et Frank, 1987). Le mouflon d'Amérique se trouve rarement dans le même domaine que le bison et il n'y a pas de point commun dans le régime des deux espèces, ce qui réduit au minimum les risques de concurrence (Singer et Norland, 1994). Le pronghorn a un régime semblable à celui du bison mais, comme c'est un fourrageur beaucoup plus sélectif, la concurrence entre les deux espèces est probablement négligeable. Le pronghorn préfère le viandis et les dicotylédones herbacées; en général, il ne consomme guère de graminées (Lott, 2002). La concurrence alimentaire interspécifique n'est donc probablement pas un facteur limitatif de la croissance de la population de bisons des prairies.

Au Canada, il n'y a actuellement aucun chevauchement entre l'aire de répartition du bison des prairies à l'état sauvage et celle du chien de prairie (D. Fraser, comm. pers., 2003). Il existe cependant une relation historique entre ces deux espèces. La périphérie des colonies de chiens de prairie est une zone de pâturage de choix pour le bison. Ces sites offrent en effet une forte densité de jeunes pousses de graminées de grande qualité. Le bison aime paître dans les zones les plus récentes (< 8 ans) de la colonie, là où se trouve une végétation de qualité supérieure, et utiliser les zones les plus anciennes (> 26 ans) comme endroits où se rouler (Coppock *et al.*, 1983). Bien qu'on ignore si cette relation profite au chien de prairie, on suppose que le bison réduit la prédation sur la colonie, fournit du fertilisant (Coppock et Detling, 1986) et, en la piétinant, ramène la végétation à une hauteur optimale pour le chien de prairie, ce qui est particulièrement important dans les prairies d'herbes hautes (Shaw, 1998; Lott, 2002).

Comportement et adaptabilité

Dans un troupeau de bisons, on peut remarquer une importante structure sociale. La majeure partie de l'année, les troupeaux de bisons se scindent en

groupes maternels et en groupes de mâles. Les groupes maternels, qui forment la majorité du troupeau, se composent de 20 à 50 femelles et veaux (McHugh, 1958). La taille des groupes est instable; elle dépend pour beaucoup du fourrage et de l'espace disponibles (Fuller, 1960; Shackleton, 1968; Van Vuren, 1983). Plusieurs observateurs suggèrent qu'il existe des sous-groupes stables d'animaux de même lignage à l'intérieur des grands troupeaux de bisons (Seton, 1929; Soper, 1941; Fuller, 1960). D'autres notent au contraire que les groupes de bisons sont très fluides et les relations entre individus, aléatoires (Lott et Minta, 1983; Van Vuren, 1983). Les mâles adultes n'ont guère d'interactions avec les groupes de femelles en dehors du rut. On voit parfois des mâles s'associer pour un temps, mais ils sont plutôt solitaires presque toute l'année.

Les mâles comme les femelles présentent une hiérarchie linéaire au sein du troupeau (Rutberg, 1983; Green et Rothstein, 1993b). La hiérarchie des mâles est en corrélation avec l'âge et la taille, alors que celle des femelles ne dépend que de l'âge (Rutberg, 1983). Les mâles les plus agressifs sont âgés d'environ quatre ans (McHugh, 1958; Fuller, 1960; Lott, 1974). Contrairement aux mâles, les femelles établissent tôt leur hiérarchie, qui n'est plus jamais contestée par la suite. Les femelles nées plus tôt dans la saison ont tendance à être dominantes (Green et Rothstein, 1993b). L'ascension hiérarchique correspond souvent à une forte croissance de la jeune femelle et à son succès comme reproductrice. Les vieilles femelles tendent à dominer les jeunes (Rutberg, 1986b).

Pendant le rut, les mâles rejoignent les groupes maternels, ce qui accroît nettement la taille et le niveau d'activité du troupeau. Le troupeau peut alors rassembler jusqu'à quelques centaines d'animaux (McHugh, 1958; Lott, 1974). Les comportements de reproduction normaux chez le mâle consistent à se battre, à se rouler au sol, à donner des coups de corne, à émettre des vocalisations, à rechercher les signes de chaleur, à garder la femelle et à la monter (Reynolds *et al.*, 2003). La femelle s'agite et devient excitable; souvent, elle s'éloigne du troupeau (McHugh, 1958). Le mâle garde la femelle jusqu'à ce qu'ils soient prêts à copuler et ne la quitte qu'un peu plus tard, sans doute pour éviter la concurrence d'autre sperme (Lott, 1981). Les femelles peuvent traverser le troupeau au galop peu avant d'être prêtes à copuler (Lott, 1979, 1981; Wolff, 1998). Ce comportement attire l'attention de quelques mâles, qui défient le mâle de garde.

La femelle maintient des liens très étroits avec son veau pendant la semaine qui suit la mise bas. Bien que le veau reste auprès de sa mère pendant le premier été, le lien qui les unit s'estompe graduellement après le premier mois (Van Vuren, 1983). Cependant, les jeunes mères gardent par la suite des contacts plus fréquents avec leur veau que les mères plus âgées (Green, 1993). Certaines femelles passent aussi l'été suivant avec leur veau, bien que cela diminue leur potentiel de reproduction (Green et Rothstein, 1993b). Le veau se tient généralement debout dans l'heure qui suit sa naissance (Egerton, 1962; Mahan, 1978; Reynolds *et al.*, 2003). La durée de l'allaitement varie d'un endroit à l'autre et peut durer 7 ou 8 mois (McHugh, 1958), de 9 à 12 mois (Mahan, 1978), voire jusqu'à 24 mois (Green *et al.*, 1993). Les

femelles non gravides allaitent leur veau plus longtemps que les gravides (Green *et al.*, 1993). Les premières fois où elle allaite, la jeune femelle peut produire moins de lait qu'une plus vieille (Green, 1986).

Chez le bison des prairies, une tactique d'évitement des prédateurs consiste généralement à mettre bas à proximité d'autres membres du troupeau (Lott, 1991). La femelle protège son veau des autres bisons en se tenant toujours entre lui et le troupeau (Egerton, 1962; Mahan, 1978). Généralement, les veaux sont protégés par la présence maternelle, mais le troupeau se porte lui aussi à leur défense en les plaçant vers l'avant du troupeau s'il est poursuivi (Carbyn et Trottier, 1987).

TAILLES ET TENDANCES DES POPULATIONS

Histoire des populations de bisons des prairies depuis 1870

Le nombre de bisons des prairies à l'état sauvage avait décliné en 1888 à huit animaux au Canada et 85 en Amérique du Nord, selon les estimations de Hornaday (Coder, 1975). Le bison des prairies a probablement disparu du Canada un an ou deux après (Roe, 1970). Ces chiffres sont déduits de rapports de chasseurs; ils ne sont donc pas nécessairement tout à fait exacts. Néanmoins, à n'en pas douter, le bison était alors en voie d'extinction. À la fin du XIX^e siècle, de petites bandes de bisons vivaient éparpillées dans leur ancienne aire de répartition et finissaient parfois par se mêler à des troupeaux de bétail. Toutes les populations de bisons des prairies existant aujourd'hui, sauf une, ont été fondées exclusivement par des animaux achetés de particuliers ou reçus par des dons de citoyens. La seule exception est le troupeau du parc national Yellowstone, au Wyoming et au Montana (États-Unis), formé d'un mélange d'animaux ayant appartenu à des particuliers et d'un troupeau indigène. Les troupeaux privés d'où sont issus les ancêtres des troupeaux de bisons d'aujourd'hui ont été établis à partir de quelques animaux capturés en un petit nombre d'endroits. Cinq troupeaux ont joué un rôle essentiel dans la fondation des populations nord-américaines actuelles de bisons des prairies; quatre d'entre eux sont à l'origine des animaux fondateurs des populations canadiennes. L'histoire des quatre troupeaux fondateurs du bison des prairies canadien, relatée ci-après, révèle que la plupart des populations ont connu plusieurs étranglements génétiques qui ont probablement provoqué une baisse de la diversité génétique de cette sous-espèce. Étant donné la proximité du bison et du bétail à cette époque, on pourrait aussi s'inquiéter de la pureté génétique des troupeaux d'aujourd'hui.

Charles Goodnight, l'un des éleveurs privés qui ont fourni des bisons pour former les troupeaux publics canadiens, établit son troupeau de bisons à partir d'un mâle et d'une femelle qu'il avait capturés au Texas en 1878. Par la suite, il y ajouta trois veaux provenant de deux autres ranchs du même secteur, dont l'histoire est inconnue, et captura deux autres veaux sauvages. Toutefois, deux de ses veaux étant morts avant d'être en âge de se reproduire, son troupeau n'a été fondé que sur cinq individus (Coder, 1975).

Le troupeau Alloway/McKay fut constitué en 1873 avec trois veaux, un mâle et deux femelles, capturés au sud-ouest de Battleford, dans l'actuelle Saskatchewan (Lothian, 1981). Trois autres veaux, encore un mâle et deux femelles, acquis entre Regina et Moose Jaw, en Saskatchewan, s'y ajoutèrent l'année suivante. Cependant, un des mâles mourut. En 1879, le troupeau comptait 13 bisons et trois hybrides de bœuf et de bison. Samuel Bedson forma son troupeau en achetant soit 8 bisons (Coder, 1975; Dary, 1989), soit tous les 13 (Lothian, 1981; Novakowski, 1989) du troupeau Alloway/McKay. Il a aussi capturé trois veaux, présumément dans la région de Stony Mountain, au Manitoba. Lord Strathcona acquit également des animaux du lignage Alloway/McKay, soit en achetant les cinq derniers bisons du troupeau Alloway/McKay après l'achat fait par Bedson en 1879 (Coder, 1975), soit en recevant sept bisons (Garretson, 1938) ou 27 bêtes (Lothian, 1981) de Bedson en 1887.

De 1886 à 1889, Buffalo Jones captura dans l'enclave du Texas un certain nombre de veaux, dont 56 survécurent (Coder, 1975). Il acheta ensuite une centaine d'animaux à Bedson, mais en perdit environ le quart pendant le transport (Garretson, 1938; Coder, 1975; Lothian, 1981; Novakowski, 1989). Il acquit 10 autres animaux d'éleveurs du Kansas et du Nebraska, mais on ne sait rien d'autre de ces animaux (Coder, 1975). Jones vendit huit de ses bisons à Corbin en 1888 (Jennings et Hebring, 1983) et de 10 à 12 des bisons de Bedson à Corbin en 1892 (Ogilvie, 1979; Novakowski, 1989).

Le dernier troupeau privé, le plus important pour la conservation du bison des prairies au Canada, fut établi par Walking Coyote, un membre de la tribu Pend-d'Oreille. Vers 1872, celui-ci acquit sept ou huit veaux à environ 300 km au sud de la frontière Alberta-Montana. Quatre moururent avant d'atteindre la maturité, ce qui laissait deux mâles et deux femelles (Garretson, 1938; Coder, 1975). Dix ou 12 animaux furent achetés de Walking Coyote par Pablo et Allard en 1883 (Garretson, 1938; Coder, 1975). En 1893, 26 bisons acquis de Jones (après qu'il les eut acquis de Bedson) s'ajoutèrent au troupeau Pablo/Allard (Coder, 1975).

Les parcs nationaux du Canada commencèrent à jouer leur rôle de refuges d'espèces menacées en 1897, année de l'arrivée au parc national Banff d'un bison mâle et de deux femelles du troupeau Goodnight (Lothian, 1981). À cette époque, le bison des prairies à l'état sauvage avait sans doute disparu du Canada. Lord Strathcona fit don de 13 autres animaux l'année suivante (Lothian, 1981; Novakowski, 1989). Le parc national Banff échangea deux mâles à Corbin en 1904 (Lothian, 1981). Une deuxième population canadienne de propriété publique fut fondée en 1907, après l'achat de tout le troupeau Pablo/Allard par le gouvernement canadien (Lothian, 1981). À l'époque, cette transaction fut considérée comme une réalisation remarquable, car il s'agissait du plus grand troupeau existant de bisons des prairies. En 1907, 410 bisons du troupeau Pablo/Allard furent transplantés au parc national Elk Island (Lothian, 1981; Novakowski, 1989). À ces animaux se joignirent quelques autres expédiés dans le secteur depuis le parc national Banff (Blyth et Hudson, 1987). En même temps, 32 bisons de Pablo/Allard étaient transférés du parc national

Elk Island à celui de Banff (Blyth et Hudson, 1987). En 1909, 325 animaux furent transplantés du parc national Elk Island au parc national Buffalo, près de Wainwright, en Alberta (Lothian, 1981; Novakowski, 1989). La plupart des chercheurs croient qu'il restait 48 animaux pour fonder le troupeau du parc national Elk Island, mais ce nombre atteignait peut-être 71 individus (Blyth et Hudson, 1987). De 1909 à 1914, 306 autres bisons furent expédiés au parc national Buffalo de chez Pablo/Allard et 87 depuis le parc national Banff. Afin de diversifier le troupeau du parc national Buffalo, on y ajouta aussi 30 bisons du troupeau Corbin (Lothian, 1981; Novakowski, 1989).

La population du parc national Buffalo s'accrut rapidement. En 1923 et 1924, plus de 2 000 animaux furent réformés (Novakowski, 1989). C'est à cette époque qu'on découvrit que près de 75 p. 100 de la population était infectée par la tuberculose (Lothian, 1981). Le public critiqua tant cet abattage qu'on décida d'expédier 6 673 jeunes animaux, qu'on croyait alors moins susceptibles d'être infectés par la tuberculose, au parc national Wood Buffalo. Cette initiative mena à une hybridation entre les bisons des prairies et le dernier troupeau restant de bisons des bois (voir, à l'annexe 1, la section L'hybridation entre le bison des bois et le bison des prairies). En raison de la forte prévalence de la tuberculose au parc national Buffalo, on décida qu'il fallait dépeupler cette région de ses ongulés sauvages et, en 1939, on y abattit les 2 918 derniers bisons (Lothian, 1981).

Après les envois de grandes quantités d'animaux du parc national Banff au parc national Buffalo, l'ancienne population fut maintenue à un niveau relativement bas et reçut périodiquement des animaux du parc national Elk Island. En 1980, on enleva les 11 derniers bisons des prairies de Banff afin d'y installer plutôt un troupeau d'exposition de bisons des bois (Novakowski, 1989). Tous les bisons des prairies vivant sur les terres publiques canadiennes sont des descendants des 48 ou 71 bisons qui restaient au parc national Elk Island en 1909.

Tailles et tendances des populations actuelles

La population canadienne de bisons des prairies comprend au total entre 920 et 1 010 animaux adultes répartis en quatre populations d'animaux à l'état sauvage ou mi-sauvage, et les 63 à 83 animaux adultes des quatre petits troupeaux d'exposition vivant en captivité (tableau 2).

Tableau 2. Taille (animaux adultes et immatures) des troupeaux de bisons des prairies vivant sur des terres publiques au Canada, 2003.

	Population	Taille	Nombre d'animaux adultes	Tendance	Aire de répartition (km ²)
À l'état mi-sauvage	Parc national Elk Island, Alberta	500	250-270	Stable	136
À l'état sauvage	Pink Mountain, Colombie-Britannique	900	450	Stable	1500
	Parc national de Prince-Albert, Saskatchewan	320	175-220	Croissante	750
	Polygone de tir aérien de Cold Lake/Primrose, Saskatchewan	70-100	45-70	Stable-croissante	500-750 ^a
En captivité	Parc national du Mont-Riding, Manitoba	33	21-33	Stable	
	Parc national des Lacs-Waterton, Alberta	26	13-15	Stable	
	Parc provincial Buffalo Pound, Saskatchewan	35	21-25	Stable	
	Bud Cotton Buffalo Paddock, BFC Wainwright, Alberta	16	8-10	Stable	

^a Estimée à partir de l'aire de répartition du troupeau de Pink Mountain quand il avait une taille semblable.

Parc national Elk Island

La population d'Elk Island est la principale source de bisons pour les autres troupeaux de conservation de bisons des prairies au Canada. Ce troupeau est mi-sauvage car, même s'il vit dans un enclos et n'a pas de prédateurs naturels, il est géré le plus possible comme une population sauvage. Le troupeau dispose d'un domaine de 194 km². Le troupeau du parc national Elk Island a connu une croissance exponentielle jusque dans les années 1920, époque où le parc se mit à pratiquer régulièrement la mise à la réforme. La population atteignit un sommet de 2 479 têtes en 1936 (Blyth et Hudson, 1987). Après 1970, on remplaça la mise à la réforme annuelle par la vente et le don d'animaux vivants.

Actuellement, on réduit la taille de la population du parc national Elk Island, afin d'atténuer la pression du broutage par le bison et les autres ongulés (EINP, 1999). À l'automne 2001, le bison des prairies comptait 419 individus, la densité étant de 4,1 bisons par km² (Olson, 2002). Cette estimation de la taille de la population repose sur le nombre de bisons libres et captifs, tel qu'estimé en novembre 2000, sur l'estimation du croît du troupeau, sur les contrôles de gravidité par palpation et sur les mortalités récentes. On a enlevé 86 bisons du troupeau au début de 2002, ce qui ramenait la population à 323 têtes (Cool, 2003). La population devrait se chiffrer à environ 500 animaux à l'automne 2003 (Cool, 2003). L'enlèvement annuel de bisons se poursuivra afin de maintenir la population à son niveau cible actuel, soit entre 420 et 500 individus (Cool, 2003). La taille optimale de la population fait actuellement

l'objet d'une réévaluation (Cool, 2003). La population est maintenue à peu près à ce niveau depuis le milieu des années 1970 (Olson, 2002).

Pink Mountain

Le troupeau de bisons des prairies de Pink Mountain, en Colombie-Britannique, vit dans le secteur de Pink Mountain et de la rivière Sikanni Chief (B.C. Ministry of Environment, 1991). Il occupe actuellement un territoire d'environ 1 500 km² (D. Fraser, comm. pers., 2003), dont l'habitat se compose principalement de prés de carex et de prairies (B.C. Ministry of Environment, 1991). Ce troupeau a été établi en 1971 à partir de 48 bisons qui s'étaient échappés du secteur de la haute rivière Halfway jusque sur des terres publiques après avoir été achetés par Lynn Ross lors d'une vente de surplus de bisons d'Elk Island (Reynolds, 1991). Après plusieurs années, le tribunal a statué que ces bisons en liberté appartenaient à la province et, en 1982, les bisons ont été déclarés « gros gibier » (*big game*) et « animaux sauvages » (*wildlife*) aux termes de la *Wildlife Act* de la Colombie-Britannique (B.C. Ministry of Water, Land and Air Protection, 1996). En 1991, le troupeau de bisons des prairies de Pink Mountain est devenu l'objet d'une protection complète à titre de ressource publique.

Jusqu'à récemment, le troupeau de Pink Mountain semble avoir connu une croissance annuelle d'environ 10 p. 100 (tableau 1). Au cours des années 1990, il a connu un sommet d'environ 900 têtes (D. Fraser, comm. pers., 2003). La chasse contrôlée par les résidents, ainsi que la récolte à des fins récréatives et commerciales, sont autorisées. On estime que la taille optimale de la population de ce troupeau de bisons se situe entre 1 000 et 3 000 animaux (B.C. Ministry of Environment, 1991).

Parc national de Prince-Albert

Le troupeau du parc national de Prince-Albert est le seul troupeau libre établi dans l'aire de répartition d'origine de l'espèce. Ces animaux sont protégés tant qu'ils restent à l'intérieur des limites du parc national (Parcs Canada, 2001a). Le troupeau occupe un domaine d'environ 700 km² à l'intérieur du parc et 50 km² à l'extérieur. La limite présumée entre l'aire de répartition historique du bison des prairies et celle du bison des bois traverse le parc national de Prince-Albert (D. Bergeson, comm. pers., 2002).

Le troupeau libre de bisons des prairies du parc national de Prince-Albert s'est formé par hasard lorsque des bisons sont venus s'installer dans la région sud-ouest du parc, où le troupeau vit actuellement. Ces bisons venaient d'un troupeau de 50 têtes utilisé en 1969 dans un effort de réintroduction visant à repeupler en bisons des prairies à l'état sauvage la région de Thunder Hills, un secteur de hautes terres au nord du parc national de Prince-Albert. Le but visé était de rétablir le bison des prairies dans certaines portions de son ancienne aire de répartition et, éventuellement, d'assurer des ressources alimentaires supplémentaires aux

bandes locales de Premières nations. Le ministère des Ressources naturelles de la Saskatchewan a acquis du parc national Elk Island 36 femelles et 14 mâles, tous âgés de 4 ans ou moins, et les a relâchés à la rivière Two Forks, environ 60 km au nord du parc national de Prince-Albert, près du lac Neyakamew (D. Frandsen, comm. pers., 2002). Bien qu'on estime qu'environ 15 veaux sont nés dans cette population au printemps 1969, la réintroduction n'a pas réussi dans la région de Thunder Hills. Une partie des bisons sont allés vers le sud, en direction du parc national de Prince-Albert; plusieurs d'entre eux se sont établis dans les limites du parc, mais il a fallu en enlever beaucoup d'autres du secteur à la suite de plaintes d'éleveurs et d'exploitants agricoles de la région (D. Bergeson, comm. pers., 2003). De 11 à 17 bisons se sont installés dans le pâturage communautaire de Big River, d'où on les a déménagés dans le secteur du lac Vermette, au nord du polygone de tir aérien de Cold Lake/Primrose (D. Frandsen, comm. pers., 2003). Les animaux qui n'ont pas servi à fonder le troupeau libre du parc national de Prince-Albert ni n'ont été déménagés au polygone de Cold Lake/Primrose, à la frontière entre la Saskatchewan et l'Alberta, ont été abattus par des chasseurs ou détruits (D. Frandsen, comm. pers., 2003).

On ignore le nombre exact de bisons fondateurs du troupeau du parc national de Prince-Albert. En 1969, on estimait qu'il y avait entre 16 et 22 bisons à l'intérieur du parc. Cependant, pendant environ cinq ans, on n'a jamais vu plus de quatre individus à la fois. On ne sait donc pas si les autres individus sont morts ou s'ils n'ont simplement pas été aperçus pendant les relevés. Il convient de préciser que le comptage des bisons se faisait à différents endroits du parc et que d'autres signes de la présence de bisons étaient visibles un peu partout dans le parc (D. Frandsen, comm. pers., 2003). Il est donc probable que la population était plus importante que le nombre d'animaux observés en une seule fois (D. Frandsen, comm. pers., 2003). À cause de l'important couvert forestier de conifères dans le parc, on peut manquer jusqu'à 50 p. 100 des individus, même en faisant des relevés systématiques par hélicoptère le long de transects dans de bonnes conditions (D. Frandsen, comm. pers., 2002). Les relevés terrestres et aériens n'ayant commencé à concorder qu'en 1978, les chiffres antérieurs pourraient être inexacts. Comme on n'a signalé aucun bison à l'extérieur du parc, là où les observations auraient été évidentes, il se peut que les 16 à 22 bisons d'origine n'aient jamais quitté le parc et aient contribué à fonder cette population.

Le parc national de Prince-Albert a entretenu un troupeau d'exposition à des fins éducatives de 1936 à 1995. En 1995, il a réorienté ses objectifs de gestion sur la préservation d'un troupeau de bisons à l'état sauvage, et a alors vendu ou donné les 20 bisons des prairies qu'il gardait en captivité.

En 2002, la population du parc national de Prince-Albert comprenait 320 bisons (D. Frandsen, comm. pers., 2002), soit 269 adultes et juvéniles et 51 veaux. Ce compte provient d'un relevé aérien opportuniste réalisé le 9 juillet 2002; il peut donc y manquer certains individus. La population s'accroît au rythme d'environ 10 à 14 p.100 par an depuis 20 ans (D. Frandsen, comm. pers., 2002). La prédation ne semble pas

avoir d'effet significatif sur la population, malgré une assez forte densité de loups et d'ours noirs dans le système.

Certains bisons des prairies sortent temporairement des limites du parc et se déplacent entre les terres publiques et privées. L'installation récente d'une barrière à bétail au pont de la rivière Sturgeon a réduit le nombre de bisons quittant le parc (D. Frandsen, comm. pers., 2003). En général, on observe chaque année moins de 10 bisons à l'extérieur du parc (D. Frandsen, comm. pers., 2003). On abat à l'occasion des bisons qui vivent à l'extérieur du parc afin de réduire le nombre d'individus sur des terres privées. Une fois sortis du parc, les bisons ne sont plus protégés des chasseurs autochtones. Les membres des Premières nations sont autorisés à chasser sur les terres publiques; ils sont aussi autorisés à chasser sur les terres privées si le propriétaire le leur permet et s'il existe une saison de chasse régulière (D. Frandsen, comm. pers., 2003).

Polygone de tir aérien de Cold Lake/Primrose

Ce troupeau libre réside le plus souvent du côté saskatchewanais du polygone de tir aérien de Cold Lake/Primrose, qui chevauche la frontière entre l'Alberta et la Saskatchewan, bien qu'il arrive que le troupeau sorte du polygone. On a noté des signes de la présence de bisons du côté albertain du polygone vers la fin des années 1980 (H. Reynolds, comm. pers., 2004). Cependant, jamais les pilotes des Forces canadiennes ni les employés de l'industrie pétrolière et gazière n'ont observé de bisons du côté albertain (D. Brakele, comm. pers., 2004). Ce troupeau a été établi en 1969 à partir de 11 à 17 des 50 bisons des prairies qui devaient repeupler la région de Thunder Hills, au nord du parc national de Prince-Albert, en Saskatchewan (D. Frandsen, comm. pers., 2002). En 1969, le ministère des Ressources naturelles de la Saskatchewan a obtenu 50 bisons des prairies du parc national Elk Island afin de rétablir une population de bisons dans le centre-nord de la Saskatchewan. Plusieurs bisons ont abouti près du pâturage communautaire de Big River, à environ 30 km au nord-est du parc national de Prince-Albert, où 11 à 17 individus (au moins dix adultes et un veau) ont été rassemblés et transportés au lac Vermette, au nord du polygone du lac Primrose (D. Frandsen, comm. pers., 2002; Boyd, 2003). Six autres bisons qui avaient été signalés au nord du pâturage communautaire de Big River ont peut-être été inclus dans le déménagement au lac Vermette (D. Frandsen, comm. pers., 2002), et peuvent expliquer l'écart entre les 11 ou 17 individus fondateurs indiqués (D. Frandsen, comm. pers., 2002).

La population actuelle est estimée à environ 70 à 100 animaux, mais sa taille et son domaine vital sont peut-être en expansion (B. Opekoque, comm. pers., 2003). On a très peu d'information à son sujet; la précision de l'estimation de sa taille est donc inconnue. La chasse au bison par la Première nation de Cold Lake est autorisée, mais l'accès des Autochtones au polygone est réglementé afin de prévenir les interférences avec les opérations militaires (C. Gates, comm. pers., 2003).

Projet Old Man on His Back de Conservation de la nature Canada

En 1996, Conservation de la nature Canada (CNC) a fait l'acquisition de la prairie et aire de conservation du patrimoine Old Man on His Back (OMB, CNC, 2002). Ce ranch de 53 km² est un habitat de prairie exemplaire situé dans le sud-ouest de la Saskatchewan. Cinquante veaux et bisons d'un an provenant du parc national Elk Island ont été introduits dans cette aire de conservation des prairies le 12 décembre 2003 (Conservation de la nature Canada, 2004). Ces animaux seront gardés toute l'année dans diverses portions de l'aire de conservation. On estime la capacité de pâturage de cette aire de conservation à environ 250 bisons adultes.

Il y a quatre troupeaux d'exposition à fins éducatives au Canada. Ce sont de petits troupeaux soigneusement entretenus à l'intérieur d'enclos. Ils sont préservés à des fins historiques et éducatives, et on ne tente pas de les préserver à l'état sauvage, ce qui limite leur contribution à la conservation du bison des prairies au Canada.

Parc national du Mont-Riding

La population de bisons des prairies du parc national Mont-Riding vit dans l'aire de répartition historique du bison des prairies, comme l'ont révélé les divers artefacts de bison découverts dans ce secteur (D. Bergeson, comm. pers., 2002). Cet habitat se compose principalement de prairies de fétuque parsemées de nombreux prés de carex.

L'actuel troupeau de bisons du Mont-Riding a été établi à partir de 20 animaux du parc national Elk Island en 1945-1946. La structure de la population du troupeau fondateur est inconnue (D. Bergeson, comm. pers., 2002). Le troupeau s'est accru jusqu'à environ 60 individus, puis on a entrepris une mise à la réforme à intervalles réguliers afin de maintenir la taille du troupeau en deçà de ce seuil.

Le troupeau du Mont-Riding compte actuellement 33 bisons (D. Bergeson, comm. pers., 2002); sa taille est soigneusement maintenue entre 25 et 50 animaux, d'un âge moyen des bêtes de 4 à 7 ans. Des mâles font parfois l'objet d'échanges avec le troupeau en captivité du parc national de Prince-Albert ou sont importés du parc national Elk Island (S. Frey, comm. pers., 2003).

Parc national des Lacs-Waterton

Le parc national des Lacs-Waterton, dans le sud de l'Alberta, entretient un enclos à bisons de 200 ha près de l'entrée du ruisseau Pincher (R. Watt, comm. pers., 2002). Ce troupeau a été établi en 1952 à partir de bisons obtenus du parc national Elk Island, en mémoire des bisons qui vivaient jadis en liberté dans ce secteur. Le stock de reproducteurs est encore augmenté périodiquement de bisons des prairies du parc national Elk Island (R. Watt, comm. pers., 2002). La population actuelle est stable à 26 animaux. Le troupeau est géré de façon à se maintenir entre

12 et 24 individus (R. Watt, comm. pers., 2002). Les bisons en surplus sont vendus lors d'encans publics qui se tiennent tous les deux ou trois ans. On envisage d'augmenter la taille et le domaine du troupeau et de préserver ce troupeau plus grand comme une population en semi-liberté (R. Watt, comm. pers., 2002).

Parc provincial Buffalo Pound

Le parc provincial Buffalo Pound est situé dans le sud-ouest de la Saskatchewan, au nord-est de Moose Jaw. Ce parc tire son nom des nombreux sites de rabattage de bisons (*buffalo pounding*) qui se trouvent dans le secteur (Saskatchewan Environment, 2003). Les Autochtones se servaient de ces accidents du relief comme corrals pour capturer des bisons des prairies. Le troupeau d'exposition a été établi en 1972 à partir de huit femelles et de quatre mâles du parc national Elk Island (T. Minter, comm. pers., 2003). De 1988 à 2000, on y a ajouté des bisons par dix fois, chaque ajout comportant de un à trois mâles (T. Minter, comm. pers., 2003). Tous les bisons introduits sauf un provenaient de ranchs privés (Kevin Wilkinson, Ron Sebastian, Sawki Ranch et Tatonka Ranch; T. Minter, comm. pers., 2003), ce qui réduit au minimum la contribution de cette population à la conservation du bison des prairies (voir la section Facteurs limitatifs et menaces – L'Élevage de gibier). En 1988, on a ajouté au troupeau un bison mâle du parc national de Prince-Albert. Le troupeau actuel a une population stable de 35 bisons, soit trois mâles et 32 femelles (T. Minter, comm. pers., 2003).

Bud Cotton Buffalo Paddock, base des Forces canadiennes Wainwright

La base des Forces canadiennes (BFC) Wainwright est située juste au sud de Wainwright, en Alberta. En 1980, une portion du parc national Buffalo a été vouée de nouveau au bison. Le nouveau troupeau a été fondé à partir de quatre jeunes bisons (Bud Cotton Buffalo Paddock, 2001), et compte actuellement 16 animaux (Boyd, 2003).

FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES

Manque d'habitat

Avant l'arrivée des Européens, des millions de bisons habitaient les grandes plaines. La superficie de leur habitat disponible a diminué de façon dramatique depuis 150 ans. De vastes zones d'habitat de prairie ont été perdues au profit de l'agriculture et du développement urbain; pour l'essentiel, il ne reste plus de grands espaces de prairie à l'état d'origine (Reynolds, 1991). Depuis l'établissement du parc national Elk Island et, par la suite, du parc national Buffalo entre 1907 et 1910, le nombre de bisons des prairies vivant sur les terres publiques dans leur aire de répartition d'origine n'a pas beaucoup changé, surtout à cause du manque d'habitat disponible et de la perte du parc national Buffalo. En général, la présence de bisons en liberté est incompatible avec l'agriculture et le développement urbain (Reynolds,

1991; D. Bergeson, comm. pers., 2002). Actuellement, bien que le parc national de Prince-Albert se trouve dans l'aire de répartition d'origine du bison des prairies, aucune des populations de bisons des prairies à l'état sauvage au Canada ne vit dans son habitat typique et traditionnel (H. Reynolds, comm. pers., 2003). Il existe pourtant des possibilités, certes rares, de réintroduire le bison des prairies dans son habitat de prairie d'origine.

Hybridation avec les bovins

La plupart des troupeaux de bisons existant aujourd'hui ont été fondés à partir d'animaux donnés ou vendus par des éleveurs. Parfois, les éleveurs qui trouvaient des bisons dispersés parmi leurs bovins en rassemblant leur bétail favorisaient l'hybridation des bisons et de ce dernier (Garretson, 1938; Rorabacher, 1970; Polziehn, 1993). Un examen des haplotypes de bison des prairies a permis à Polziehn *et al.* (1995) de découvrir que 11 des 30 bisons du Custer State Park, dans le Dakota du Sud, possédaient de l'ADN mitochondrial de bovins domestiques. D'après leurs analyses, la proportion d'ADN nucléaire de bovins domestiques dans la population serait de 0,0083. On n'a détecté aucun ADN mitochondrial de bovins dans huit autres populations, dont les populations de bisons des prairies et de bisons des bois au parc national Elk Island, ainsi que les populations de bisons des bois de la réserve de bisons Mackenzie et du parc national Wood Buffalo. Comme les bisons du Custer State Park n'ont pas été exposés à des bovins, l'hybridation s'est probablement produite avant la fondation de ce parc en 1914 (Polziehn *et al.*, 1995). Une étude de suivi réalisée par Ward *et al.* (1999) révèle la présence d'ADN mitochondrial de bovins dans quatre populations de bison des prairies de propriété publique, soit celle de l'Antelope Island State Park, en Utah; celle du Finney Game Refuge, au Kansas; celle du Maxwell Game Refuge, au Kansas; et celle du National Bison Range, dans le Montana. De ces populations, Polziehn *et al.* (1995) n'ont examiné que celle du National Bison Range. Le National Bison Range et l'Antelope Island State Park ont introduit des bisons du Maxwell State Game Refuge, ce qui explique probablement la présence d'ADN mitochondrial de bovins dans ces populations. Les quatre populations canadiennes en liberté ont également été réexaminées (Ward *et al.*, 1999). On n'a constaté aucun signe d'introgression de chromosomes Y de bovins domestiques, ce qui laisse penser que l'hybridation entre les bisons et ceux-ci s'est faite principalement par l'accouplement de vaches domestiques avec des bisons mâles (Ward *et al.*, 2001). Cela pourrait être attribuable soit à la réticence des taureaux domestiques à s'accoupler avec des bisons, soit au faible taux de fertilité des hybrides mâles de bovins et de bisons (Rorabacher, 1970; Polziehn *et al.*, 1995; Ward *et al.*, 2001). Un examen des sept locus nucléaires de microsatellites dont la taille des allèles était connue n'a révélé aucun signe d'hybridation à ces locus chez 11 populations de bisons, dont les populations de bisons des prairies du parc national Elk Island et de Pink Mountain (Wilson et Strobeck, 1999). Il faut cependant souligner que cette étude n'a pas permis de détecter d'hybridation au niveau nucléaire dans la population du Custer State Park.

Étant donné la durée écoulée depuis l'hybridation entre bovins et bisons dans les secteurs en question, tous les animaux des populations où on a découvert de l'ADN mitochondrial contiennent probablement un certain bagage génétique de bovins; tous doivent donc être considérés comme des hybrides. L'hybridation interspécifique a probablement causé la perte d'une partie de la diversité génétique d'origine du bison des prairies dans ces populations, ainsi qu'un déclin de son intégrité génétique (Rhymer et Simberloff, 1996; Ward *et al.*, 1999). Bien que l'introggression de matériel génétique de bovins n'ait probablement guère eu d'effet sur les chances de survie des bisons, il faut privilégier les populations qui ne contiennent aucun hybride bison x bovin. Actuellement, 68 p. 100 des populations de bisons d'Amérique du Nord n'ont fait l'objet d'aucune recherche sur l'introggression avec les bovins, 14 p. 100 semblent contenir des animaux hybrides et 18 p. 100 n'ont pas donné de résultats positifs quant à l'introggression de gènes de bovins domestiques (Boyd, 2003). Aucun animal provenant d'une population dont l'état d'hybridation est inconnu ou douteux ne devrait être introduit dans une population présumée de race pure. Cette situation fait naître une inquiétude pour les chances de survie à longue échéance de cette sous-espèce chez plusieurs spécialistes de la conservation des bisons (P. Fargey, comm. pers., 2002; T. Jung, comm. pers., 2002; H. Reynolds, comm. pers., 2002).

Hybridation avec le bison des bois

Le nord de la Colombie-Britannique abrite non seulement le troupeau de bisons des prairies de Pink Mountain, mais aussi la population de bisons des bois de Nordquist, dont l'effectif est de 60 animaux (Mitchell et Gates, 2002). La population de bisons des bois de Nahanni vit dans le bassin de la rivière Liard, dans les Territoires du Nord-Ouest et le nord de la Colombie-Britannique. De même, la population de bison des bois de Hay-Zama, dans le nord-ouest de l'Alberta, séjourne à l'occasion dans le bassin de la rivière Hay, dans le nord-est de la Colombie-Britannique (Harper *et al.*, 2000). Bien que des centaines de kilomètres aient toujours séparé ces populations, il demeure possible que la population de bisons des prairies de Pink Mountain se mélange à une de ces populations de bisons des bois, ce qui entraînerait l'introggression de matériel génétique du bison des bois dans le génome du bison des prairies de Pink Mountain. Afin de prévenir cette éventualité, le plan de gestion du bison des bois en Colombie-Britannique appelle les Autochtones à une récolte de subsistance dirigée afin d'empêcher la population de bisons des prairies de Pink Mountain de se déplacer vers l'est (Harper *et al.*, 2000). Même si cette stratégie s'est révélée efficace jusqu'ici, le risque d'hybridation entre le bison des bois et le bison des prairies dans cette région est jugé préoccupant (D. Fraser, comm. pers., 2003).

Santé génétique

Toute perte de diversité génétique peut avoir des effets extrêmement négatifs sur l'aptitude d'une population à exister, même à brève échéance, pour deux raisons : une réduction de la variation génétique peut accroître les effets de l'autofécondation

sur une population, et elle diminue aussi le potentiel évolutif, c'est-à-dire l'aptitude de la population à s'adapter à diverses pressions de sélection. Les populations rares ou menacées souffrent souvent d'un manque de diversité génétique (voir par exemple Packer *et al.*, 1991; Hoelzel *et al.*, 1993; Roelke *et al.*, 1993). Ce fait est généralement attribué à une baisse de la taille de la population ou à un étranglement génétique, suivis d'une période d'autofécondation résultant de la petite taille de la population. Les effets négatifs de l'autofécondation comprennent un taux de mortalité élevé, une réduction de la capacité de concurrence, une augmentation de la susceptibilité aux maladies, une baisse de la fécondité et une fréquence accrue des anomalies du développement (voir par exemple Wright, 1977; Allendorf et Leary, 1986; Ralls *et al.*, 1988; Hedrick et Kalinowski, 2000). Le niveau de variation génétique semble inversement corrélé avec le taux d'extinction des populations naturelles lorsque les différences d'ordre environnemental, écologique et démographique sont maîtrisées (Saccheri *et al.*, 1998).

Il semble n'y avoir guère de signes de dépression due à l'autofécondation dans la plupart des grands troupeaux de bisons (Gates, 1993; Shaw, 1993). On n'a constaté aucune corrélation entre le succès de la reproduction et l'hétérozygotie (un indicateur potentiel d'autofécondation) dans une étude portant sur le bison des bois (Wilson *et al.*, 2002b). À l'inverse, le rendement reproductif du bison d'Europe (*Bison bonasus*) a décliné à mesure qu'augmentait le niveau d'autofécondation (Olech, 1987). Il a été avancé qu'une faible diversité génétique nuisait à la croissance et au succès de reproduction d'une population de bisons (Berger et Cunningham, 1994). Une étude en laboratoire portant sur des populations de *Drosophila* a révélé que les effets de l'autofécondation pouvaient prendre plus de 50 générations à se manifester (Bijlmsa *et al.*, 2000), ce qui porte à croire que les populations génétiquement appauvries vivant à l'état sauvage qui ne semblent pas actuellement subir d'effets de l'autofécondation ne seront pas nécessairement à l'abri de ces effets à long terme (Bijlmsa *et al.*, 2000).

À cause de l'étranglement qu'a connu la population de bisons des prairies depuis 150 ans (d'un sommet d'environ 30 millions d'individus à un creux de moins de 800 animaux, dont peu ont servi aux efforts de conservation), on pourrait s'attendre à ce que le bison des prairies possède un faible niveau de diversité génétique et qu'il risque de souffrir des effets de l'autofécondation. Le bison ne présente que peu, voire pas, de variation au niveau des chromosomes et des protéines (Ying et Peden, 1977; Bork *et al.*, 1991; Cronin et Cockett, 1993). Cependant, une étude des allozymes révèle que le bison a un niveau de diversité génétique plus élevé que d'autres espèces de mammifères qui ont subi une baisse importante de la taille de leur population (McClenaghan *et al.*, 1990). Un examen des groupes sanguins révèle aussi que le bison présente davantage de diversité que ce qu'on pourrait attendre d'une espèce qui a connu un déclin en chute libre du nombre d'individus (Stormont, 1993). Les niveaux de diversité génétique observés dans le cadre d'une étude des microsatellites indiquent que le bison a un degré de diversité semblable à celui de la plupart des autres ongulés nord-américains (Wilson et Strobeck, 1999).

Dans une étude portant sur 11 populations de bisons des bois et de bison des prairies, la population de bison des prairies du parc national Elk Island s'est révélée l'une des trois présentant le plus de variabilité en Amérique du Nord (Wilson et Strobeck, 1999). La population de Pink Mountain avait elle aussi un niveau de diversité relativement élevé. Cependant, comme la diversité génétique des populations de bisons est corrélée au nombre de fondateurs, il est probable que les autres populations de bisons des prairies au Canada sont génétiquement appauvries (Wilson et Strobeck, 1999).

Il semble probable que les bisons des prairies nord-américains se comportaient pour l'essentiel comme un seul troupeau à important flux génétique d'une région à l'autre à cause de l'ampleur et de la nature imprévisible des déplacements des individus. Aujourd'hui, les populations actuelles de bisons des prairies étant distantes les unes des autres, le flux génétique entre populations au Canada ne se fait que par la transplantation d'animaux entre régions. Bien que ce manque de flux génétique soit probablement contraire à la situation qui régnait autrefois chez les populations de bisons des prairies, on a de bonnes raisons de continuer à réduire au minimum les déplacements inter-régionaux des animaux. L'échange de bisons entre régions peut occasionner un apport de matériel génétique indésirable et de maladies. L'ajout de matériel génétique à une population est irréversible après seulement quelques générations, à cause du mélange génétique. Certains spécialistes s'inquiètent donc pour la préservation de la diversité génétique chez les petites populations isolées de bisons des prairies (A. Arsenault, comm. pers., 2002; P. Fargey, comm. pers., 2002; D. Frandsen, comm. pers., 2002; H. Reynolds, comm. pers., 2002).

Manque de consensus dans la législation

Le bison est considéré comme une espèce sauvage en Colombie-Britannique et en Saskatchewan et il jouit d'une protection dans les parcs nationaux; cependant, il est considéré comme du bétail en Alberta et au Manitoba et n'est donc actuellement protégé par aucune législation (Reynolds, 1991). Ce problème risque d'entraver la conservation du bison des prairies au Canada (A. Arsenault, comm. pers., 2002; N. Cool, comm. pers., 2002; H. Reynolds, comm. pers., 2003).

Chasse

La chasse non réglementée par la Première nation de Cold Lake est autorisée sur le polygone de tir aérien de Cold Lake/Primrose dans les régions auxquelles les Autochtones ont accès, et le troupeau de Pink Mountain est l'objet d'une chasse contrôlée. Par ailleurs, les bisons des prairies du parc national de Prince-Albert peuvent être abattus s'ils gagnent des terrains privés. Aucune étude n'a été réalisée quant aux effets de la chasse sur les caractéristiques démographiques et la taille de ces populations (C. Gates, comm. pers., 2003).

Élevage de gibier

Geist (1996) décrit un certain nombre de risques de conflit entre la conservation et l'élevage de gibier, dont le déplacement d'espèces indigènes occasionné par la concurrence pour l'appropriation des terres, la croissance du braconnage, la disparition des prédateurs, la transmission de maladies et la perte d'espèce due à l'hybridation. La plus lourde menace pour la conservation du bison des prairies venant du bison d'élevage pourrait être le risque de pollution génétique. Au moins 95 p. 100 des bisons vivant aujourd'hui au Canada sont parqués dans des élevages (Boyd, 2003). L'exploitation du bison continue de croître en raison de la facilité relative de l'élevage du bison par rapport à celui des bovins et de la popularité croissante des viandes maigres. Beaucoup de nouvelles fermes à bison s'établissent près de zones qui pourraient être considérées comme des habitats propices à la réintroduction de bisons sauvages. Il existe une ferme de bison des bois très près du domaine de la population de Pink Mountain (H. Schwantje, comm. pers., 2003). L'intrusion d'un ou plusieurs animaux échappés d'un élevage dans le domaine d'une population de bisons des prairies sauvages risque d'occasionner un mélange génétique, ce qui pourrait avoir d'importants effets négatifs sur la conservation et le rétablissement du bison des prairies à l'état sauvage au Canada.

La sélection artificielle donnera probablement des bisons plus dociles et de croissance plus rapide, entre autres caractères. Bien que souhaitables chez des animaux d'élevage, ces caractères ne sont pas recherchés pour les populations sauvages. La sélection en vue de la production agricole entraînera également une perte de diversité génétique chez le bison d'élevage (P. Fargey, comm. pers., 2002). Même soumis à ce régime de sélection, le bison d'élevage demeurera écologiquement viable pour bien des générations (C. Gates, comm. pers., 2003). Le mélange entre animaux d'élevage et sauvages qui résulte de la fuite de bisons commerciaux entraîne la dilution, voire le remplacement de caractères du bison sauvage issus de maintes générations de sélection naturelle. L'élevage du bison des bois ou de croisements entre bisons des bois et des plaines gagne en popularité depuis peu, en raison de la plus grande taille du bison des bois. Le mélange de bisons d'élevage et sauvages pourrait donc entraîner aussi l'introggression de matériel génétique du bison des bois dans le fonds génétique du bison des prairies nord-américain (Reynolds, 1991). L'expansion de l'industrie de l'élevage du gibier en général et du bison en particulier est donc un danger en puissance pour la conservation du bison des prairies.

Maladies

Il n'y a guère de doute que les maladies les plus graves qui affligent le bison nord-américain d'aujourd'hui, soit la tuberculose, la brucellose et l'anthrax, résultent de l'infection par du bétail introduit. L'anthrax a sans doute été introduit dans la région du parc national Wood Buffalo par du bétail domestique à la fin du XIX^e siècle ou au début du XX^e (Dragon *et al.*, 1999; D. Dragon, comm. pers., 2003). Il se peut toutefois que la présence de l'anthrax dans la région du parc national Wood Buffalo remonte

au début du XIX^e siècle (Ferguson et Laviolette, 1992). La tuberculose et la brucellose sont arrivées dans la région avec le transfert de bisons des prairies provenant du parc national Buffalo au cours des années 1920; ceux-ci étaient probablement entrés en contact avec ces maladies par l'entremise de bovins. On attribue la présence de brucellose chez le bison des prairies du parc national Yellowstone à un contact direct ou indirect avec des bovins domestiques (Meagher et Meyer, 1994; M. Meagher, comm. pers., 2003). La transmission de maladies des bovins aux bisons est une menace constante. La récente flambée de diarrhée virale des bovins chez les bisons des prairies du parc national Elk Island provenait probablement d'exploitations bovines des environs (W. Olson, comm. pers., 2003). Il a fallu mettre sur pied des programmes de vaccination pour tenir cette maladie en échec (N. Cool, comm. pers., 2003).

Les épizooties d'anthrax dans la région du parc national Wood Buffalo ont tué plus de 20 p. 100 des animaux de certains troupeaux (Dragon *et al.*, 1999). Comme cette maladie s'attaque aux mâles et est généralement de nature sporadique, les populations à la démographie saine devraient être en mesure de se remettre d'une poussée épizootique (Gates *et al.*, 1995; Reynolds *et al.*, 2003). Cependant, l'élimination d'un grand nombre de mâles d'une population à cause d'une flambée d'anthrax peut affaiblir la diversité génétique de la population infectée, surtout si elle se répète pendant plusieurs années. Jusqu'ici, les populations canadiennes de bisons des prairies n'ont subi aucune flambée d'anthrax, mais cette maladie pourrait affecter de nombreux secteurs (D. Joly, comm. pers., 2002).

La brucellose est présente chez des animaux du parc national Yellowstone (Meagher et Meyer, 1994). Au départ, le dépistage de la brucellose était positif chez les bisons des prairies du parc national Elk Island (Nishi *et al.*, 2002), tout comme celui de la tuberculose au parc national du Mont-Riding, tandis qu'on observait une forte prévalence de ces deux maladies dans la population du parc national Buffalo. Aujourd'hui cependant, la tuberculose et la brucellose n'affligent plus aucun troupeau de bisons des prairies au Canada. Il faut cependant souligner qu'une faible proportion de la population de wapitis au parc national du Mont-Riding est actuellement infectée par la tuberculose, ce qui rend possible que cette maladie se propage à la population de bisons.

En combinaison, la tuberculose, la brucellose et la prédation par le loup ont un effet notable sur la capacité de survie des bisons au parc national Wood Buffalo (Joly et Messier, 2001). Par conséquent, même si certaines maladies peuvent avoir un effet négatif sur la capacité de survie des bisons des prairies à l'état sauvage, la menace qu'on attribue au bison des prairies en tant que réservoir éventuel de maladies pour la santé de l'industrie de l'élevage de gibier ou de bétail pourrait être bien pire pour la survie des populations de bisons elles-mêmes (Nishi *et al.*, 2002; D. Joly, comm. pers., 2002). Le risque d'infection d'animaux de propriété privée par des populations sauvages pourrait conduire à adopter une réglementation exigeant l'éradication des populations sauvages infectées. Par exemple, la présence de fièvre aphteuse chez les animaux domestiques entraîne de sévères restrictions sur les

exportations de bétail. Un troupeau de bisons infecté par la fièvre aphteuse pourrait être considéré comme une menace pour les troupeaux de bétail, puisque cette maladie est transportée par le vent (D. Joly, comm. pers., 2002). Il y aurait alors une forte tentation économique d'éradiquer une population infectée de bisons des prairies en liberté. Le risque de propagation de maladies des bisons aux bovins et inversement pourrait avoir des effets néfastes sur la conservation du bison des prairies et rendre les propriétaires fonciers moins enclins à accepter la présence de bisons en liberté (P. Fargey, comm. pers., 2002; T. Fowler, comm. pers., 2002; D. Frandsen, comm. pers., 2002; D. Joly, comm. pers., 2002; T. Jung, comm. pers., 2002).

IMPORTANCE DE L'ESPÈCE

Le bison des prairies était une espèce indigène dans certaines portions de la Colombie-Britannique, de l'Alberta, de la Saskatchewan et du Manitoba. Au maximum de son aire de répartition et de la taille de sa population, le bison était l'herbivore dominant des prairies et y façonnait les communautés végétales et animales (Kerr, 1995). Aujourd'hui, la plupart des populations de bisons des prairies au Canada descendent, directement ou indirectement, du troupeau Pablo/Allard, qui en 1907 était l'un des plus grands troupeaux de bisons existants (Lothian, 1981; voir la section Histoire des populations de bisons des prairies depuis 1870). La population de bisons des prairies du parc national Elk Island revêt une grande importance pour la conservation de cette espèce en Amérique du Nord, pour plusieurs raisons. Comme elle a eu un grand nombre de fondateurs, c'est l'une des populations de bisons des prairies les plus diversifiées en Amérique du Nord (Wilson et Strobeck, 1999). De plus, rien n'indique que les bisons de cette population se soient hybridés avec des bovins, contrairement à la situation d'autres populations, plus diversifiées sur le plan génétique (Polziehn *et al.*, 1995; Ward *et al.*, 1999). Le parc national Elk Island a servi de source à toutes les populations de bisons des prairies vivant sur des terres publiques au Canada; de par le niveau de diversité de ce troupeau et l'absence de matériel génétique de bovins, il devrait demeurer la source des populations de bisons des prairies.

En Amérique du Nord, l'histoire du bison et celle des peuples autochtones sont inextricables liées. Le grand nombre d'importants sites archéologiques d'abattage de bisons témoigne de l'importance de cet animal pour la survie de 500 générations d'Autochtones (pour un examen de la question, voir Wyckoff et Dalquest, 1997). Si les plus anciens sites d'abattage regroupent un assortiment de grands ongulés, le bison est l'espèce dominante dans ceux datant de moins de 10 000 ans (Guthrie, 1980). Les pressions de la chasse sur le bison ont probablement été assez fortes pour modifier l'aire de répartition de cette espèce. La chasse a sans doute beaucoup limité le nombre de bisons dans la portion canadienne des Rocheuses (White *et al.*, 2001). Les pressions de chasse peuvent aussi avoir contribué à maintenir la séparation entre bisons des bois et bisons des prairies (McDonald, 1981; pour plus de détails sur cette question, voir, à l'annexe 1, la section Éthologie). Le bison a subi

une très forte exploitation au Canada à l'époque du commerce des fourrures, sa peau étant très prisée comme manteau; c'est là un des principaux facteurs du déclin de la population de bisons au Canada (Geist, 1996).

PROTECTION ACTUELLE OU AUTRE DÉSIGNATION

À l'échelle mondiale

Conservation de la nature Canada donne au bison des prairies la cote de situation du patrimoine mondial G4TU (2002; NatureServe Explorer). La cote G4 indique que l'espèce *Bison bison* est commune à l'échelle mondiale (> 100 occurrences) et généralement répandue, mais peut être rare dans certaines parties de son aire de répartition et que, malgré la sécurité dont elle jouit actuellement dans son aire de répartition mondiale, elle pourrait s'avérer préoccupante à longue échéance. La cote TU, elle, renvoie à la sous-espèce, dont elle indique que la situation est incertaine et qu'il faudrait obtenir d'autres renseignements (2002; NatureServe Explorer).

À l'échelle internationale

Le bison des prairies n'est pas coté actuellement aux États-Unis (1996) par Nature Conservancy (2002; NatureServe Explorer). Il ne figure ni sur la liste établie aux termes de l'*Endangered Species Act* des États-Unis (USFWS, 1999), ni dans les annexes de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES, 2003). Dans sa *Liste rouge*, l'Union mondiale pour la nature, autrefois connue sous le nom d'Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources (UICN), considère le bison comme une espèce à faible risque qui dépend de la conservation (1996; UICN, 2002), ce qui indique que le bison, en tant qu'espèce, fait actuellement l'objet d'un programme de conservation. Advenant la cessation des programmes de conservation actuels, l'espèce deviendrait vulnérable, menacée ou gravement menacée dans les cinq ans. On n'y fait aucune distinction entre les sous-espèces des bois et des plaines.

À l'échelle nationale

Le bison des prairies du Canada n'est pas coté par Conservation de la nature Canada (2002; NatureServe Explorer). Cet organisme considère la situation générale de l'espèce au Canada comme sensible, ce qui indique que l'espèce n'est pas en danger de disparition immédiate, mais qu'elle peut nécessiter une protection ou des soins particuliers (Conseil canadien de conservation des espèces en péril [CCCEP], 2001). Dans sa classification, le CCCEP ne distingue pas les sous-espèces. La *Loi sur les parcs nationaux du Canada* (2001) protège les bisons qui vivent dans un parc national. La récolte de la ressource en tant que telle est interdite dans les quatre parcs nationaux qui préservent des bisons des prairies, tant que ces derniers demeurent dans les limites du parc; et les animaux font l'objet d'une gestion visant la conservation de leurs populations.

À l'échelle provinciale

Colombie-Britannique

En Colombie-Britannique, le bison des prairies figure sur la *Provincial Blue List*, ce qui le catégorise comme une sous-espèce vulnérable ou préoccupante (B.C. Conservation Data Centre, 2000). Conservation de la nature Canada lui attribue aussi la cote du patrimoine provincial « vulnérable » (S3), avec des occurrences de rares à peu fréquentes dans toute la province (2002; NatureServe Explorer). Cette cote accordée par Conservation de la nature Canada indique que des perturbations à grande échelle risquent de mettre cette sous-espèce en danger de disparition. La *Wildlife Act* de Colombie-Britannique considère le bison des prairies comme une espèce faunique et un gros gibier (B.C. Ministry of Water, Land and Air Protection, 1996). Comme le troupeau de Pink Mountain vit sur des terres publiques, il est géré comme une ressource faunique publique. Le bison est donc protégé de la chasse non réglementée, bien qu'une petite quantité de récolte contrôlée soit autorisée avec un pourvoyeur pour guide (B.C. Conservation Data Centre, 2000). De 1996 à 2002, la récolte annuelle a varié de 37 têtes à 181 (tableau 1). Le bison est également considéré comme un gros gibier d'élevage aux termes de la *Game Farm Act* (Harper *et al.*, 2000). La loi prévoit des restrictions quant à l'implantation d'élevages de gibier dans certaines régions de la province, mais il n'y en a actuellement aucune sur l'emplacement possible des élevages de bison dans la province (Harper *et al.*, 2000). Le Conseil canadien de conservation des espèces en péril (2001) considère le bison comme une espèce sensible en Colombie-Britannique.

Alberta

Conservation de la nature Canada n'accorde au bison des prairies de l'Alberta aucun statut particulier à l'égard du patrimoine provincial (2002; NatureServe Explorer). Le *General Status of Alberta Wild Species* (2000) considère le bison des prairies comme une espèce disparue. Le bison des prairies n'a jamais été réintroduit sous forme de troupeaux à l'état sauvage sur les terres publiques appartenant à la province. Au début du XX^e siècle, le bison des prairies a été réintroduit sur des terres publiques fédérales et non provinciales; il ne figure donc pas sur la liste établie aux termes de la *Wildlife Act* de l'Alberta (G. Court, comm. pers., 2002). La *Wildlife Act* de l'Alberta considère le *Bison bison* comme une espèce menacée (G. Court, comm. pers., 2002), mais il s'agit ici du bison des bois de la zone de protection du bison située dans le nord-ouest de l'Alberta, comme le mentionne le rapport de situation sur le bison des bois en Alberta (Mitchell et Gates, 2002). Tous les bisons se trouvant dans cette zone sont protégés en vertu de la *Wildlife Act*.

Saskatchewan

En Saskatchewan, le bison des prairies a reçu la cote de patrimoine provincial de S3, ce qui indique une sous-espèce vulnérable, aux occurrences rares à peu fréquentes dans toute la province et le risque que des perturbations à grande échelle la mettent en danger de disparition (2002; NatureServe Explorer; J. Pepper, comm. pers., 2003).

En Saskatchewan, le bison est considéré comme un gros gibier et donc une espèce faunique (*wildlife*) aux termes de la *Wildlife Act* de la Saskatchewan (1998). Par conséquent, il faut détenir un permis pour tuer ou déranger des bisons. Comme il n'y a pas de saison de chasse ouverte au bison en Saskatchewan, le bison est protégé de la chasse par les non-Autochtones. La *Loi sur les parcs nationaux du Canada* (2001) interdit de chasser ou de déranger un animal sauvage à l'intérieur du parc national de Prince-Albert, et la *Parks Act* de la Saskatchewan (1997), protège la faune du parc provincial Buffalo Pound. Les membres de Premières nations sont autorisés à chasser le bison en Saskatchewan sur toutes les terres auxquelles ils ont un droit d'accès. Une stratégie coopérative multipartite de gestion du bison des prairies en cours d'élaboration réunit le parc national de Prince-Albert, le ministère de l'Environnement de la Saskatchewan, des municipalités rurales, des Premières nations et des propriétaires et décideurs à l'échelle locale et provinciale (D. Frandsen, comm. pers., 2003).

On connaît mal la pression exercée par la récolte sur le bison des prairies (J. Pepper, comm. pers., 2003). Outre la récolte par les Autochtones citée plus haut, les éleveurs de gibier locaux ont le droit de tuer sans permis un animal sauvage si celui-ci est de la même espèce que les animaux d'élevage et qu'il constitue une menace directe pour ceux-ci (D. Frandsen, comm. pers., 2002). Cette situation peut se produire à l'intérieur ou à l'extérieur des limites de l'exploitation.

Le ministère de la Défense nationale (MDN) protège la population du polygone de tir aérien de Cold Lake/Primrose en vertu de l'interdiction de circuler sur les terrains du MDN. La chasse au bison y est donc interdite, sauf aux membres de la Première nation de Cold Lake. Depuis le 12 juillet 2002, les membres de la Première nation de Cold Lake sont autorisés à chasser, pêcher ou piéger des animaux sauvages, y compris le bison, dans le polygone, aux termes des ententes d'accès conclues entre les Premières nations, le MDN et les gouvernements du Canada, de l'Alberta et de la Saskatchewan (C. Gates, comm. pers., 2003). Comme le polygone est le théâtre d'opérations militaires, l'accès des membres de Premières nations est réglementé par le MDN (C. Gates, comm. pers., 2003). Les bisons qui sortent du périmètre du polygone ne sont protégés ni sur les terrains privés ni sur les terres publiques, et ils peuvent être chassés par les Autochtones.

Le Conseil canadien de conservation des espèces en péril (CCCEP, 2001) considère le bison comme une espèce peut-être à risque en Saskatchewan, ce qui signifie que l'espèce pourrait courir le risque de disparaître.

Manitoba

Au Manitoba, le bison des prairies a reçu la cote de patrimoine provincial S1, ce qui indique que le bison y est extrêmement rare et risque de disparaître à cause d'un facteur de son cycle biologique (2002; NatureServe Explorer). Contrairement au bison des bois, le bison des prairies ne figure pas sur la liste des espèces fauniques établie aux termes de la *Loi sur la conservation de la faune* du Manitoba (2004). La législation agricole le considère comme « du bétail dans un enclos » (D. Bergeson, comm. pers., 2002). Le Conseil canadien de conservation des espèces en péril (2001) considère le bison comme une espèce à risque au Manitoba, ce qui indique que l'espèce est en danger de disparition.

RÉSUMÉ DU RAPPORT DE SITUATION

Si le bison des prairies a jadis été répandu dans toute la région des plaines du Canada, il n'existe plus aujourd'hui au Canada que trois populations de bisons des prairies en liberté, une à l'état mi-sauvage et quatre troupeaux d'exposition en captivité. L'un des troupeaux en liberté vit dans l'habitat traditionnel du bison des bois; les deux autres vivent dans des zones de transition entre l'habitat du bison des bois et celui du bison des prairies. Aucune population ne vit dans l'habitat traditionnel de prairies ouvertes du bison des prairies. Le nombre total de bisons des prairies adultes en liberté au Canada se situe entre 670 et 740 animaux occupant un domaine d'environ 2 750 à 3 000 km². La population des quatre troupeaux d'exposition en captivité et du troupeau à l'état mi-sauvage est maintenue à un niveau déterminé. L'effectif de la population du parc national de Prince-Albert s'accroît, mais l'expansion du domaine du troupeau au-delà du périmètre du parc est limitée par la présence de terres agricoles. Une croissance de la population vivant dans le polygone de tir aérien de Cold Lake/Primrose, dans le nord-ouest de la Saskatchewan, est également possible, mais pourrait être limitée par les ententes récentes autorisant la chasse de cette population par la Première nation de Cold Lake. En général, on connaît mal le troupeau du polygone de Cold Lake/Primrose, notamment quant à la superficie du domaine qu'il occupe et à la taille précise de la population. Les autres populations de bisons des prairies ont une taille relativement constante. La majeure partie de l'aire de répartition actuelle du bison des prairies au Canada est protégée, bien que la chasse de chacun des troupeaux en liberté soit autorisée dans une certaine mesure. Aux termes des stratégies de gestion actuelles, aucune diminution de la superficie occupée par les bisons n'est prévue. La petite taille du troupeau vivant dans le polygone de Cold Lake/Primrose pourrait être préoccupante. Toutefois, pour le moment, aucune de ces populations ne court de danger de disparition imminent. Le faible nombre de fondateurs des populations du parc national de Prince-Albert et du polygone de Cold Lake/Primrose ont probablement réduit la diversité génétique de ces troupeaux. Il faudra donc veiller à éviter toute pollution génétique par l'hybridation avec des bovins ou des bisons d'élevage. Jusqu'ici, une seule des populations canadiennes de bisons des prairies (celle du parc national Elk Island) a fait l'objet d'examens visant à déceler la présence d'ADN mitochondrial de bovins. À l'heure actuelle, la pire menace pour la

conservation du bison des prairies au Canada est le manque d'habitat disponible, de grandes portions de l'aire de répartition d'origine ayant été perdues au profit du développement agricole et urbain.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Bison bison bison

Bison des prairies, bison des prairies (français)

Plains bison (anglais)

Zone d'occurrence au Canada : Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba

Information sur la répartition	
<ul style="list-style-type: none"> • Superficie de la zone d'occurrence (km²) [Sur la base d'observations] 	2 750-3 000 km ²
<ul style="list-style-type: none"> • Préciser la tendance (en déclin, stable, en expansion, inconnue). 	Stable
<ul style="list-style-type: none"> • Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occurrence d'occurrence (ordre de grandeur > 1)? 	Non
<ul style="list-style-type: none"> • Superficie de la zone d'occupation (km²) [Sur la base d'observations – même que la zone d'occurrence, car il n'y a pas de grandes portions d'habitat inutilisé] 	2 750-3 000 km ²
<ul style="list-style-type: none"> • Préciser la tendance (en déclin, stable, en expansion, inconnue). 	Stable
<ul style="list-style-type: none"> • Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occupation (ordre de grandeur > 1)? 	Non
<ul style="list-style-type: none"> • Nombre d'emplacements existants (connus ou supposés). 	4 (3 en liberté)
<ul style="list-style-type: none"> • Préciser la tendance du nombre d'emplacements (en déclin, stable, en croissance, inconnue). 	Stable
<ul style="list-style-type: none"> • Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'emplacements (ordre de grandeur > 1)? 	Non
<ul style="list-style-type: none"> • Tendance de l'habitat : préciser la tendance de l'aire, de l'étendue ou de la qualité de l'habitat (en déclin, stable, en croissance ou inconnue). 	Stable
Information sur la population	
<ul style="list-style-type: none"> • Durée d'une génération (âge moyen des parents dans la population : indiquer en années, en mois, en jours, etc.). 	9 ans
<ul style="list-style-type: none"> • Nombre d'individus matures (reproducteurs) au Canada (ou préciser une gamme de valeurs plausibles). 	670-740 en liberté, 250-270 en semi-captivité dans le parc Elk Island
<ul style="list-style-type: none"> • Tendance de la population quant au nombre d'individus matures en déclin, stable, en croissance ou inconnue. 	Stable
<ul style="list-style-type: none"> • S'il y a déclin, % du déclin au cours des dernières/prochaines dix années ou trois générations, selon la plus élevée des deux valeurs (ou préciser s'il s'agit d'une période plus courte). 	Minime
<ul style="list-style-type: none"> • Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures (ordre de grandeur > 1)? 	Non
<ul style="list-style-type: none"> • La population totale est-elle très fragmentée (la plupart des individus se trouvent dans de petites populations, relativement isolées [géographiquement ou autrement] entre lesquelles il y a peu d'échanges, c.-à-d. migration réussie de ≤ 1 individu/année)? 	Oui
<ul style="list-style-type: none"> • Durée d'une génération (âge moyen des parents dans la population : indiquer en années, en mois, en jours, etc.). 	Stable
<ul style="list-style-type: none"> • Nombre d'individus matures (reproducteurs) au Canada (ou préciser une gamme de valeurs plausibles). 	Non
<ul style="list-style-type: none"> • Énumérer chaque population et donner le nombre d'individus matures dans chacune : <ul style="list-style-type: none"> • Parc national Elk Island, Alberta : 250-270 (en enclos) • Pink Mountain, Colombie-Britannique : 450 • Parc national de Prince-Albert, Saskatchewan : 175-220 • Polygone de tir aérien de Cold Lake/Primrose, Saskatchewan : 45-70 	
Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou les habitats)	

-Manque d'habitat -Présence d'hybrides bovin _ bison dans certains troupeaux des États-Unis -Manque potentiel de diversité génétique -Manque de consensus intergouvernemental sur la protection actuelle -Risque de conflits avec l'élevage de gibier et de pollution génétique par le bison d'élevage -Risque que des animaux domestiques agissent comme réservoirs de maladies	
Effet d'une immigration de source externe	
<ul style="list-style-type: none"> Statut ou situation des populations de l'extérieur : États-Unis : N4 [UICN : faible risque, dépendant de la conservation] 	
<ul style="list-style-type: none"> Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible? 	Non
<ul style="list-style-type: none"> Les individus immigrants survivraient-ils au Canada? 	Oui
<ul style="list-style-type: none"> Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible pour des individus immigrants? 	Très peu
<ul style="list-style-type: none"> Un sauvetage par des populations venant de l'extérieur est-il plausible? 	Non
Analyse quantitative [donner des détails sur les calculs, les sources de données, les modèles, etc.]	ND
Statut actuel	

Statut et raisons de la désignation

Statut : Menacée	Code alphanumérique : D1, +2
Raisons de la désignation : Il y a actuellement environ 700 bisons adultes de cette sous-espèce dans trois troupeaux en liberté et environ 250 bisons adultes en semi-captivité dans le parc national Elk Island. Le plus grand troupeau en liberté, dans la région de Pink Mountain (Colombie-Britannique), vit à l'extérieur de l'aire de répartition historique de cette sous-espèce. La population du parc national de Prince-Albert s'accroît d'environ 10 p. 100 par an. Le principal problème pour ce bison au Canada est le manque d'habitat découlant de la conversion des terres à l'agriculture et à l'urbanisation. Les autres menaces sont les maladies du bétail domestique et le risque de pollution génétique par des bisons d'élevage en fuite, dont certains pourraient porter des gènes de bovins. Le nombre total de bisons adultes de cette sous-espèce en liberté et en semi-captivité est légèrement inférieur à 1 000 et il y a moins de 5 populations.	
Applicabilité des critères	
Critère A (population totale en déclin) : La population canadienne s'est accrue au cours des 3 dernières générations.	
Critère B (faible répartition et déclin ou fluctuations) : La zone d'occurrence est inférieure à 5 000 km ² et il y a moins de 5 populations, mais rien n'indique que le déclin se poursuit. La zone d'occupation est supérieure à 2 000 km ² et, bien qu'il y ait moins de 10 populations, rien n'indique clairement une baisse de ces paramètres.	
Critère C (population totale de petite taille et en déclin) : Bien qu'il y ait bien moins de 2 500 individus adultes, rien n'indique clairement un déclin récent ou prévisible de la population.	
Critère D (population très petite ou limitée) : Menacée : il y a moins de 1 000 individus adultes au Canada et moins de 5 populations.	
Critère E (analyse quantitative) : Non disponible.	

REMERCIEMENTS

Parcs Canada a financé en partie la réalisation du présent rapport. Nous voudrions remercier toutes les personnes qui ont donné de leur temps pour nous fournir de l'information, en particulier Hal Reynolds, Norm Cool, Wes Olson, Cormack Gates et John Nishi.

OUVRAGES CITÉS

- Agriculture et Agroalimentaire Canada. 2002. Service d'exportation agroalimentaire, produits et fournisseurs : fiches d'information. Site Web : <http://atn-riae.agr.ca/supply/factsheet-f.htm> [consulté en février 2003].
- Agriculture et Agroalimentaire Canada. 2003. Administration du rétablissement agricole des Prairies. Site Web : http://www.agr.gc.ca/pfra/main_f.htm [consulté en octobre 2003].
- Allendorf, F.W., et R.F. Leary. 1986. Heterozygosity and fitness in natural populations of animals. P. 57-86., *in* M.E. Soule (éd.) Conservation Biology: the Science of Scarcity and Diversity. Sinauer Associates Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts.
- B.C. Conservation Data Centre, 2000. B.C. Ministry of Sustainable Resource Management. Site Web : <http://srmwww.gov.bc.ca/cdc/> [consulté en février February 2003].
- B.C. Ministry of Environment Wildlife Branch. 1991. Bison management plan for British Columbia. 32 p.
- B.C. Ministry of Water, Land and Air Protection. 1996. British Columbia Wildlife Act 1996. [RBSC 1996] Chapter 488. Site Web non officiel : http://www.qp.gov.bc.ca/statreg/stat/W/96488_01.htm, [consulté en février 2003].
- Bud Cotton Buffalo Paddock. 2001. Site Web : http://wonder_buffalo.tripod.com/paddock.htm [consulté en février 2003].
- Banfield, A.W.F. 1974. Les Mammifères du Canada. Publié pour le Musée national des sciences naturelles, Musées nationaux du Canada, par Les Presses de l'université Laval. 406 p.
- Banfield, A.W.F., et N.S. Novakowski. 1960. The survival of the wood bison (*Bison bison athabasca* Rhoads) in the Northwest Territories. Musée national du Canada. Natural History Papers 8:1-6.
- Bayrock, L.A., et J.M. Hillerud. 1964. New data on *Bison bison athabasca* Rhoads. *Journal of Mammalogy* 45:630-632.
- Berger, J. 1992. Facilitation of reproductive synchrony by gestation adjustment in gregarious mammals: a new hypothesis. *Ecology* 73:323-329.
- Berger, J., et M. Peacock. 1988. Variability in size-weight relationships of *Bison bison*. *Journal of Mammalogy* 69:618-624.
- Berger, J., et C. Cunningham. 1994. Bison: Mating and Conservation in Small Populations. Columbia University Press, New York. xiv + 330 p.

- Bergman, C.M., J.M. Fryxell, C.C. Gates et D. Fortin. 2001. Ungulate foraging strategies: Energy maximizing or time minimizing? *Journal of Animal Ecology* 70:289-300.
- Bhambhani, R., et J. Kuspira. 1969. The somatic karyotypes of American Bison and domestic cattle. *Canadian Journal of Genetics and Cytology* 11:243-249.
- Bijlsma R., J. Bundgaard et A.C. Boerema. 2000. Does inbreeding affect the extinction risk of small populations?: Predictions from *Drosophila*. *Journal of Evolutionary Biology* 13:502-514.
- Blyth, C.B., et R.J. Hudson. 1987. A plan for the management of vegetation and ungulates. Elk Island National Park. Fort Saskatchewan, Alberta. Rapport inédit. 343 p.
- Bork, A.M., C.M. Strobeck, F.C. Yeh, R.J. Hudson et R.K. Salmon. 1991. Genetic relationship of wood and plains bison based on restriction fragment length polymorphisms. *Canadian Journal of Zoology* 69:43-48.
- Boyd, D. P. 2003. Conservation of North American bison: status and recommendations. Unpublished Master's thesis. Faculty of Environmental Design, University of Calgary, Calgary (Alberta), 222 p.
- Buehler, K.J. 1997. Getting over the hump: some concluding remarks on southern plains bison procurement/utilization studies. *Plains Anthropologist* 42(159):173-182.
- Butler, W.F. 1873. *The Wild North Land: Being the Story of a Winter Journey, With Dogs Across Northern North America*. Hurtig Publishers, Edmonton (Alberta). xviii + 363 p. Réimpression Hurtig, 1973.
- Calef, G.W., et J.D. Van Camp. 1987. Seasonal distribution, group size and structure and movements of bison herds. Pages 15-20, in H.W. Reynolds et A.W.L. Hawley (éd.) *Bison Ecology in Relation to Agricultural Development in the Slave River Lowlands*. Publication hors série no. 63 du Service canadien de la faune.
- Campbell, B.H., et M. Hinkes. 1983. Winter diets and habitat use of Alaska bison after wildfire. *Wildlife Society Bulletin* 11:16-21.
- Parcs nationaux du Canada, Loi sur les*. 2001. Ministère de la Justice du Canada. Site Web : <http://lois.justice.gc.ca/fr/N-14.01/texte.html> [consulté en février 2003].
- Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril (CCCEP). 2001. *Les espèces sauvages 2000 : situation générale des espèces au Canada*. Ottawa : Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux du Canada. 48 p.
- Carbyn, L.N. 1997. Unusual movement by bison, *Bison bison*, in response to wolf, *Canis lupus*, predation. *Canadian Field-Naturalist* 111:461-462.
- Carbyn, L.N. 1998. Some aspects regarding wolf predation on bison in Wood Buffalo National Park. Pages 92-95, in L.Irby et J. Knight (éd.). *International Symposium on Bison Ecology and Management in North America*. Montana State University, Bozeman, Montana.
- Carbyn, L.N., et T. Trottier. 1987. Responses of bison on their calving grounds to predation by wolves in Wood Buffalo National Park. *Canadian Journal of Zoology* 65:2072-2078.

- Carbyn, L.N., S.M. Oosenbrug et D.W. Anions. 1993. Wolves, Bison and the Dynamics Related to the Peace-Athabasca Delta in Canada's Wood Buffalo National Park. Canadian Circumpolar Research Series No. 4. Canadian Circumpolar Institute, University of Alberta, Edmonton (Alberta) xxxi + 270 p.
- Carr, S.M., S.W. Ballinger, J.N. Derr, L.H. Blankenship et J.W. Bickham. 1986. Mitochondrial DNA analysis of hybridization between sympatric white-tailed deer and mule deer in West Texas. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 83:9576-9580.
- Christopherson, R.J., R.J. Hudson et R.J. Richmond. 1978. Comparative winter bioenergetics of American bison, yak, Scottish Highland, and Hereford calves. *Acta Theriologica* 23:49-54.
- CITES 2003. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora Appendices I, II, & III. 13 février 2003. 47 p.
- Coder, G.D. 1975. The national movement to preserve the American buffalo in the United States and Canada between 1880 and 1920. Unpublished Ph.D. thesis. The Ohio State University, Columbus, Ohio. v + 348 p.
- Cool, N. 2003. Ungulate reduction program- year 3 report. Elk Island National Park. Fort Saskatchewan (Alberta). Rapport non publié. 11 p.
- Coppedge, B.R., et J.H. Shaw. 1998. Bison grazing patterns on seasonally burned tallgrass prairie. *Journal of Range Management* 51:258-264.
- Coppock, D.L., et J.K. Detling. 1986. Alteration of bison and black-tailed prairie dog grazing interaction by prescribed burning. *Journal of Wildlife Management* 50:452-455.
- Coppock, D.L., J.E. Ellis, J.K. Detling et M.I. Dyer. 1983. Plant-herbivore interactions in a North American mixed-grass prairie. II. Responses of bison to modification of vegetation by prairie dogs. *Oecologia* 56:10-15.
- Cowan, I.M., et C.J. Guiguet. 1965. The mammals of British Columbia. British Columbia Provincial Museum, Victoria. 414 p.
- Cronin, M.A. 1991. Mitochondrial-DNA phylogeny of deer (Cervidae). *Journal of Mammalogy* 72:533-566.
- Cronin, M.A., et N. Cockett. 1993. Kappa-casein polymorphisms among cattle breeds and bison herds. *Animal Genetics* 24:135-138.
- Cronin, M.A., E.R. Vyse et D.G. Cameron. 1988. Genetic relationships between mule deer and white-tailed deer in Montana. *The Journal of Wildlife Management* 52:320-328.
- Dary, D.A. 1989. The Buffalo Book: the Full Saga of the American Animal. The Swallow Press Inc/Ohio University Press, Athens. 384 p.
- Dowling, T.E., et W.M. Brown. 1989. Allozymes, mitochondrial DNA and levels of phylogenetic resolution among four minnow species (*Notropis*: Cyprinidae). *Systematic Zoology* 38:126-143.
- Dorn, C.G. 1995. Application of reproductive technologies in North American bison (*Bison bison*). *Theriogenology* 43:13-20.
- Dragon, D.C., B.T. Elkin, J.S. Nishi et T.R. Ellsworth. 1999. A review of anthrax in Canada and implications for research on the disease in northern bison. *Journal of Applied Microbiology* 87:208-213.

- Egerton, P.J.M. 1962. The cow-calf relationship and rutting behavior in the American bison. M.S. Thesis, University of Alberta, Edmonton (Alberta) Canada.
- EINP 1999. Elk Island National Park Ungulate Issue Analysis. Unpublished report. Parks Canada Agency Elk Island National Park, Site 4 RR1, Fort Saskatchewan (Alberta) T8L 2N7.
- Environnement Canada. 2003. Région des Prairies et du Nord. Réserve nationale de la faune. Suffield. Site Web : <http://www.mb.ec.gc.ca/nature/whp/nwa/suffield/dd02s00.fr.html> [consulté e octobre 2003].
- Ferguson, T.A., et F. Laviolette. 1992. A note on historical mortality in a northern Bison population. *Arctic* 45:47-50.
- Fortin, D., J.M Fryxell et R. Pilote. 2002. The temporal scale of foraging decisions in bison. *Ecology* 83:970-982.
- Fuller, W.A. 1957. The biology and management of the bison in Wood Buffalo National Park. Unpublished Ph.D. thesis. University of Wisconsin, Madison, Wisconsin. 130 p.
- Fuller, W.A. 1960. Behavior and social organization of the wild bison of Wood Buffalo National Park, Canada. *Arctic* 13:3-19.
- Fuller, W.A. 1961. The ecology and management of the American bison. *La Terre et la Vie*, 108:286-304.
- Fuller, W.A. 1962. The biology and management of the bison of Wood Buffalo National Park. Wildlife Management Bulletin Series 1, No.16. Ottawa (Ontario).
- Fuller, W.A. 1966. The biology and management of the bison of Wood Buffalo National Park. Canadian Wildlife Service Wildlife Management Bulletin Series 1:1-52.
- Galbraith, J.K., G. Mathison, R.J. Hudson, T.A. McAllister et K.J. Cheng. 1998. Intake, digestibility, methane and heat production in bison, wapiti, and white-tailed deer. *Canadian Journal of Animal Science* 78:681-691.
- Garretson, M.S. 1938. The American Bison: the Story of its Extermination as a Wild Species and its Restoration Under Federal Protection. New York Zoological Society, New York, New York. xii + 254 p.
- Gates, C. 1993. Status and management of the Mackenzie bison populations, Northwest Territories, Canada. Pages 123-135, in R. Walker (éd.) Proceedings of the North American Public Bison Herds Symposium, Lacrosse, Wisconsin. Custer State Park Press. South Dakota.
- Gates, C.C., B. Elkin et D. Dragon. 1995. Investigation, control and epizootiology of anthrax in an isolated, free-roaming bison population in northern Canada. *Canadian Journal of Veterinary Research* 59:256-264.
- Gates, C.C., et N.C. Larter. 1990. Growth and dispersal of an erupting large herbivore population in northern Canada: The MacKenzie wood bison (*Bison bison athabascae*). *Arctic* 43:231-238.
- Gates, C.C., R.O. Stephenson, H.W. Reynolds, C.G. van Zyll de Jong, H. Schwantje, M. Hoefs, J. Nishi et B. Koonz. 2001. National Recovery Plan for the Wood Bison (*Bison bison athabascae*). National Recovery Plan No. 21. Recovery of Nationally Endangered Wildlife (RENEW). Ottawa (Ontario). 50 p.
- Geist, V. 1991. Phantom subspecies: the wood bison *Bison bison "athabascae"* Rhoads 1897 is not a valid taxon, but an ecotype. *Arctic* 44:283-300.

- Geist, V. 1996. Buffalo Nation: History and Legend of the North American Bison. Fifth House Ltd. Saskatoon (Saskatchewan). 144 p.
- Geist, V., et P. Karsten. 1977. The wood bison (*Bison bison athabascae* Rhoads) in relation to hypotheses on the origin of the American bison (*Bison bison* Linnaeus). *Zeitschrift fuer Saugetierkunde* 42:119-127.
- General Status of Alberta Wild Species 2000. Alberta Sustainable Resource Development. 56 pp
- Graham, M. 1923. Canada's wild buffalo: observations in the Wood Buffalo Park. Department of the Interior, North West Territories and Yukon Branch, Ottawa (Ontario). 17 p.
- Graham, M. 1924. Finding range for Canada's buffalo. *Canadian Field-Naturalist* 38:189.
- Green, W.C.H. 1986. Age-related differences in nursing behavior among American bison cows (*Bison bison*). *Journal of Mammalogy* 67:739-741.
- Green, W.C.H. 1992. Social influences on contact maintenance interactions of bison mothers and calves: group size and nearest neighbour distance. *Animal Behavior* 43:759-773.
- Green, W.C.H. 1993. Social effects of maternal age and experience in bison: pre- and post-weaning contact maintenance with daughters. *Ethology* 93:146-160.
- Green, W.C.H., et J. Berger. 1990. Maternal investment in sons and daughters: problems of methodology. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 27:99-102.
- Green, W.C.H., et A. Rothstein 1991. Trade-offs between growth and reproduction in female bison. *Oecologia* 86:521-527.
- Green, W.C.H., et A. Rothstein. 1993a. Asynchronous parturition in bison: implications for the hider-follower dichotomy. *Journal of Mammalogy* 74: 920-925.
- Green, W.C.H., et A. Rothstein. 1993b. Persistent influences of birth date on dominance, growth and reproductive success in bison. *Journal Zoology* 230:177-186.
- Green, W.C.H., A. Rothstein et J.G. Griswold. 1993. Weaning and parent-offspring conflict: variation relative to interbirth interval in bison. *Ethology* 95:105-125.
- Guthrie, R.D. 1966. Bison horn-cores – character choice and systematics. *Journal of Paleontology* 40:738-740.
- Guthrie, R.D. 1980. Bison and man in North America. *Canadian Journal of Anthropology* 1:55-73.
- Halloran, A.F. 1961. American bison weights and measurements from the Wichita Mountains Wildlife Refuge. *Proceedings Oklahoma Academy Science* 41:212-218.
- Halloran, A.F. 1968. Bison (Bovidae) productivity on the Wichita Mountains Wildlife Refuge, Oklahoma. *Southwestern Naturalist* 13:23-26.
- Harper, F. 1925. Letter to the editor of the Canadian Field-Naturalist. *Canadian Field-Naturalist* 39:45
- Harper, W.L., J.P. Elliot, I. Hatter et H. Schwantje. 2000. Management plan for wood bison in British Columbia. Wildlife Bulletin No. B-102, British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks. 43 p.

- Haugen, A.O. 1974. Reproduction in the plains bison. *Iowa State Journal of Research* 49:1-8.
- Hawley, A.W.L. 1987. Bison and cattle use of forages. Pages 4952, in H. Reynolds et A. Hawley (éd.). *Bison ecology in relation to agricultural development in the Slave River lowlands, N.W.T. Occasional Paper No. 63. Minister of Supply and Services Canada 1987. Catalogue No. CW69-1/63E.*
- Hawley, A.W.L., D.G. Peden, H.W. Reynolds et W.R. Stricklin. 1981. Bison and cattle digestion of forages from the Slave River Lowlands, Northwest Territories, Canada. *Journal of Range Management* 34:126-130.
- Hedrick P.W., et S.T. Kalinowski. 2000. Inbreeding depression in conservation biology. *Annual Review of Ecological Systematics* 31:139-162.
- Hewitt, C.G. 1921. *The Conservation of the Wild Life of Canada.* Charles Scribner's Sons, New York, New York. xx + 344 p.
- Hoelzel A.R., J. Halley, S.J. O'Brien, C. Campagna, T. Arnbom, B. Le Boeuf, K. Ralls et G.A. Dover. 1993. Elephant seal genetic variation and the use of simulated models to investigate historical population bottlenecks. *Journal of Heredity* 84:443-449.
- Holsworth, W.N. 1960. Interactions between moose, elk, and buffalo in Elk Island National Park, Alberta. Master's Thesis, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique), Canada.
- Howell, A.B. 1925. Letter to the editor of the *Canadian Field-Naturalist* from the Corresponding Secretary of the American Society of Mammalogists. *Canadian Field-Naturalist* 39:118.
- Hudson, R.J., et S. Frank. 1987. Foraging ecology of bison in aspen boreal habitats. *Journal of Range Management* 40:71-75.
- IUCN 2002. 2002 IUCN Red List of Threatened Species. Site Web : <http://www.redlist.org/search/details.php?species=2815> [consulté en février 2003].
- Jennings, D.C., et J. Hebring. 1983. *Buffalo Management and Marketing.* National Buffalo Association. About Books Inc., Custer, South Dakota. 370 p.
- Joly, D.O., et F. Messier. 2001. Limiting effects of bovine brucellosis and tuberculosis on wood bison within Wood Buffalo National Park. Final Report. Rapport non publié rédigé pour Heritage Canada. University of Saskatchewan, Saskatoon (Saskatchewan). 118 p.
- Kay, C.E., et C.A. White. 2001. Reintroduction of bison into the Rocky Mountain parks of Canada: historical and archaeological evidence in D. Harmon (éd.). *Crossing Boundaries in Park Management: Proceedings of the 11th Conference on Research and Resource Management in Parks and Public Lands.* The George Wright Society.
- Kay, C.E., C.A. White, I.R. Pengelly et B. Patton. 1999. Long-term ecosystem states and processes in Banff National Park and the Central Canadian Rockies. Publication hors-série no. 9 de Parcs Canada. Ottawa. Environnement Canada
- Kelsall, J.P., E.S. Telfer et M.C.S. Kingsley. 1978. Relationship of bison weight to chest girth. *Journal of Wildlife Management* 42:659-661.

- Kerr, G.R. 1995. Will Canada contribute to conservation? Pages 199-202, in G. MacEwan (author) Buffalo: Sacred and Sacrificed. Alberta Sport, Recreation, Parks & Wildlife Foundation, Edmonton (Alberta).
- Kirkpatrick, J.F., D.F. Gudermuth, R.L. Flagan, J.C. McCarthy et B.L. Lasley. 1993. Remote monitoring of ovulation and pregnancy of Yellowstone bison. *Journal of Wildlife Management* 57:407-412.
- Kirkpatrick, J.F., J.C. McCarthy, D.F. Gudermuth, S.E. Shideler et B.L. Lasley. 1996. An assessment of the reproductive biology of Yellowstone bison (*Bison bison*) subpopulations using noncapture methods. *Canadian Journal of Zoology* 74:8-14.
- Komers, P.E., F. Messier et C.C. Gates. 1992. Search or relax: the case of bachelor wood bison. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 31:195-203.
- Komers, P.E., F. Messier, P.F. Flood et C.C. Gates. 1994a. Reproductive behavior of male wood bison in relation to progesterone level in females. *Journal of Mammalogy* 75: 757-765.
- Komers, P.E., F. Messier et C.C. Gates. 1994b. Plasticity of reproductive behaviour in wood bison bulls: when subadults are given a chance. *Ethological and Ecological Evolution* 6: 313-330.
- Lacy R.C. 1987. Loss of genetic diversity from managed populations: interacting effects of drift, mutation, immigration, selection, and population subdivision. *Conservation Biology* 1:143-158.
- Larter, N.C., et C.C. Gates. 1991. Diet and habitat selection of wood bison in relation to seasonal changes in forage quantity and quality. *Canadian Journal of Zoology*. 69:2677-2685.
- Larter, N.C., et C.C. Gates. 1994. Home-range size of wood bison: effects of age, sex, and forage availability. *Journal of Mammalogy* 75:142-149.
- Larter, N.C., A.R.E. Sinclair et C.C. Gates. 1994. The response of predators to an erupting bison, *Bison bison athabascae*, population. *The Canadian Field-Naturalist* 108:318-327.
- Lewis, H.T. 1977. Maskuta: the ecology of Indian fires in northern Alberta. *The Western Canadian Journal of Anthropology* 1:15-52.
- Linnaeus, C. 1758. *Systema Naturae*. Stockholm, Suède.
- Lothian, W.F. 1976. Histoire des parcs nationaux du Canada, volume I. Parcs Canada. Ministre des Approvisionnement et Services du Canada. Ottawa (Ontario). 123 p.
- Lothian, W.F. 1979. Histoire des parcs nationaux du Canada, volume III. Parcs Canada. Ministre des Approvisionnement et Services du Canada. Ottawa (Ontario). 118 p.
- Lothian, W.F. 1981. Histoire des parcs nationaux du Canada, volume IV. Parcs Canada. Ministre des Approvisionnement et Services du Canada. Ottawa (Ontario). 155 p.
- Lott, D.F. 1974. Sexual and aggressive behavior of adult male American bison (*Bison bison*). Pages 382-393 in V. Geist et F. Walther (éd.). IUCN New Series 24, vol 1. Morges, Suisse.
- Lott, D.F. 1979. Dominance relations and breeding rate in mature male American bison. *Zietschritte fur Tierpsychologie* 49: 418-432.

- Lott, D.F. 1981. Sexual behavior and intersexual strategies in American bison. *Zietschritte fur Tierpsychologie* 56: 97-114
- Lott, D.F. 1991. American bison socioecology. *Applied Animal Behaviour Science* 29:135-145.
- Lott, D.F. 2002. American Bison: A Natural History. University of California Press, London, England. 229 p.
- Lott, D.F., et Galland, J.C. 1985. Individual variation in fecundity in an American bison population. *Mammalia*, 49: 300-302.
- Lott, D.F., et J.C. Galland. 1987. Body mass as a factor influencing dominance status in American bison cows. *Journal of Mammalogy* 68:683-685.
- Lott, D.F., et S.C. Minta. 1983. Random individual association and social group instability in American bison (*Bison bison*). *Zietschritte fur Tierpsychologie* 61:153-172.
- MacEwan, G. 1995. Buffalo: Sacred and Sacrificed. Alberta Sport, Recreation, Parks & Wildlife Foundation, Edmonton (Alberta). 208 p.
- Mahan, B.R. 1978. Aspects of American bison (*Bison bison*) social behavior at Fort Niobrara National Wildlife Refuge, Valentine, Nebraska, with special reference to calves. M.S. Thesis, University of Nebraska, Lincoln, Nebraska.
- Maher, C.R., et J.A. Byers. 1987. Age-related changes in reproductive effort of male bison. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 21:91-96.
- Manitoba Wildlife Act. 2004. C.C.S.M. c. W130. Site Web non officiel : <http://web2.gov.mb.ca/laws/statutes/ccsm/w130e.php> [consulté en février 2003].
- McCleneghan, L.R., Jr., J. Berger et H.R. Truesdale. 1990. Founding lineages and genic variability in plains bison (*Bison bison*) from Badlands National Park, South Dakota. *Conservation Biology* 4:285-289.
- McDonald, J.N. 1981. North American Bison, Their Classification and Evolution. University of California Press, Berkeley, California. 316 p.
- McHugh, T. 1958. Social behavior of the American buffalo (*Bison bison bison*). *Zoologica*, 43:1-40.
- McHugh, T. 1972. The Time of the Buffalo. Alfred A. Knopf. New York, New York. xxiv + 339 p.
- Meagher, M.M. 1973. The bison of Yellowstone National Park. Scientific Monograph Series #1. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. 161 p.
- Meagher, M.M. 1978. Bison. Pages 123-133, in J.L. Schmidt et D.L. Gilbert (éd.). Big game of North America: ecology and management. Stackpole Books, Harrisburg, Pennsylvania.
- Meagher, M.M. 1989. Range expansion by bison of Yellowstone National Park. *Journal of Mammalogy* 70:670-675.
- Meagher, M., et M.E. Meyer. 1994. On the origin of brucellosis in bison of Yellowstone National Park: a review. *Conservation Biology* 8:645-653.
- Melton, D.A., N.C. Larter, C.C. Gates et J.A. Virgl. 1989. The influence of rut and environmental factors on the behaviour of wood bison. *Acta Theriologica* 34:179-193.
- Mitchell, J., et C.C. Gates. 2002 Status of wood bison (*Bison bison athabasca*) in Alberta. Alberta Sustainable Resource Development, and Alberta Conservation Association, Wildlife Status Report No. 38, Edmonton (Alberta). 32 p.

- Moodie, D.W., et A.J. Ray. 1976. Buffalo migrations in the Canadian plains. *Plains Anthropologist* 21:45-52.
- Nature Conservancy of Canada, Saskatchewan Region. March 3, 2002. Reintroduction of plains bison to the Old Man on His Back Prairie and Heritage Conservation Area: Proposal for Support. 7 p.
- Nature Conservancy of Canada. 2004. Site Web non officiel : <http://www.natureconservancy.ca/files/index.asp> [consulté en février 2004].
- NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life [web application]. 2002. Version 1.6 . Arlington, Virginia, USA: NatureServe. Site Web : <http://www.natureserve.org/explorer> [consulté en février 2003].
- Nishi, J.S., B.T. Elkin, T.R. Ellsworth, D.W. Balsillie, G.A. Wilson et J. van Kessel. 2001. An overview of the Hook Lake Wood Bison Recovery Project: where have we come from, where are we now, and where would we like to go? Pages 215-233, *in* *Bison are Back – 2000. Proceedings of the 2nd International Bison Conference*. Edmonton (Alberta).
- Nishi, J.S., C. Stephen et B.T. Elkin. 2002. Implications of agricultural and wildlife policy on management and eradication of bovine tuberculosis and brucellosis in free-ranging wood bison of northern Canada. *Annals of the New York Academy of Sciences* 969:236-244.
- Novakowski, N.S. 1989. Historical origin of National Park plains bison. Department of the Environment, Canadian Park Service, Natural Resources Branch. Ottawa (Ontario). 31 p.
- Ogilvie, S.C. 1979. The Park Buffalo: Being an Account of the Role of Canada's National Parks in the Preservation of the North American Bison. National and Provincial Parks Association of Canada, Calgary-Banff Chapter, Reid, Crowther and Partners, Calgary (Alberta). 68 p.
- Olech, W. 1987. Analysis of inbreeding in European bison. *Acta Theriologica* 32:373-386.
- Olson, W. 2002. Plains and wood bison weight and population dynamics in Elk Island National Park for 2001-2002. Rapport non publié. Elk Island National Park (Alberta).
- Packer C., A.E. Pusey, H. Rowley, D.A. Gilbert, J. Martenson et S.J. O'Brien. 1991. Case study of a population bottleneck: lions of the Ngorongo Crater. *Conservation Biology* 5:219-230.
- Pamilo, P., et M. Nei. 1988. Relationships between gene trees and species trees. *Molecular Biology and Evolution* 4:320-323.
- Parks Canada 2001a. Prince Albert National Park of Canada Management Planning Program. Discussion Paper: Free-ranging plains bison. Parks Canada Agency. 5 p.
- Parcs Canada 2001b. Parc national du Canada des Prairies, plan directeur. Agence Parcs Canada. 79 p.
- Pauls, R.W. 1995. A ray of hope for the bison. Pages 203-208, *in* G. MacEwan (auteur) *Buffalo: Sacred and Sacrificed*. Alberta Sport, Recreation, Parks & Wildlife Foundation, Edmonton (Alberta).
- Peden, D.G., et G.J. Kraay. 1979. Comparison of blood characteristics in plains bison, wood bison, and their hybrids. *Canadian Journal of Zoology* 57:1778-1784.

- Peden, D.G., G.M. Van Dyne, R.W. Rice et R.M. Hansen. 1974. The trophic ecology of *Bison bison* L. on shortgrass plains. *Journal of Applied Ecology* 11:489-498.
- Pike, W. 1892. The Barren Ground of Northern Canada. E.P. Dutton & Co., New York, New York. ix + 334 p. Réimpression 1917.
- Polziehn, R.O. 1993. Subspecific variation within the d-loop region of mitochondrial DNA of bison (*Bison bison*) and wapiti (*Cervus elaphus*). Unpublished Master's thesis. University of Alberta, Edmonton (Alberta). 119 p
- Polziehn, R.O., R. Beech, J. Sheraton et C. Strobeck. 1996. Genetic relationships among North American bison populations. *Canadian Journal of Zoology* 74:738-49.
- Polziehn, R.O., C. Strobeck, J. Sheraton et R. Beech. 1995. Bovine mtDNA discovered in North American bison populations. *Conservation Biology* 9:1638-1643.
- Ralls, K., J.D. Ballou et A. Templeton. 1988. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology* 2:185-193.
- Reynolds, H.W. 1991. Plains bison conservation in Canada. Pages 256-266, in G.L. Holroyd, G. Burns et H.C. Smith (éd.). Proceedings of the Second Endangered Species and Prairie Conservation Workshop, Regina, Saskatchewan. National History Occasional Paper No. 15. Provincial Museum of Alberta, Edmonton (Alberta).
- Reynolds, H.W., R.D. Glaholt et A.W.L. Hawley. 1982. Bison Pages 972-1007, in J.A. Chapman et G.A. Feldhamer (éd.). Wild Mammals of North America: Biology, Management, and Economics. The Johns Hopkins University Press, Baltimore 1147 p.
- Reynolds, H.W., C.C. Gates et R.D. Glaholt. 2003. Bison. Pages 1009-1060, in G.A. Feldhamer, B.C. Thompson et J.A. Chapman (éd.). Wild Mammals of North America. Biology, Management, and Conservation. 2nd edition. London: The Johns Hopkins University Press, Baltimore. 1368 p.
- Rhoads, S.N. 1897. Notes on living and extinct species of North American bovidae. Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia 49:483-502.
- Rhymer, J.M., et D. Simberloff. 1996. Extinction by hybridization and introgression. *Annual Review of Ecological Systematics* 27:83-109.
- Roe, F.G. 1970. The North American Buffalo: A Critical Study of the Species in its Wild State. 2nd edition. University of Toronto Press, Toronto, Ontario. xi + 991 p.
- Roelke, M.E., J.S. Martenson et S.J. O'Brien. 1993. The consequences of demographic reduction and genetic depletion in the endangered Florida panther. *Current Biology* 3:340-350.
- Rorabacher, J.A. 1970. The American Buffalo in Transition: a Historical and Economic Survey of the Bison in America. North Star Press, Saint Cloud, Minnesota. 141 p.
- Rothstein, A., et J.G. Griswold. 1991. Age and sex preferences for social partners by juvenile bison bulls, *Bison bison*. *Animal Behaviour* 41:227-237.
- Rush, W.M. 1932. Bang's disease in the Yellowstone National Park buffalo and elk herds. *Journal of Mammalogy* 13:371-372.
- Rutberg, A.T. 1983. Factors influencing dominance status in American bison cows (*Bison bison*). *Zoological Tierpsychology* 63:206-212.
- Rutberg, A.T. 1984. Birth synchrony in American bison (*Bison bison*): response to predation or season? *Journal of Mammalogy* 55(3): 418-423.

- Rutberg, A.T. 1986a. Notes and Comments: Lactation and fetal sex ratios in American bison. *American Naturalist* 12:89-94.
- Rutberg, A.T. 1986b. Dominance and its fitness consequences in American bison cows. *Behaviour*, 96: 62-91.
- Rutley, B.D., et R.J. Hudson. 2000. Seasonal energetic parameters of free-grazing bison (*Bison bison*). *Canadian Journal of Animal Science* 80:663-671.
- Rutley, B.D., C.M. Jahn et R.J. Hudson. 1997. Management, gain and productivity of Peace Country bison (*Bison bison*). *Canadian Journal of Animal Science* 77:347-353
- Saccheri, I., M. Kuussaari, M. Kankare, P. Vikman, W. Fortelius et I. Hanski. 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* 392:491-493.
- Saskatchewan Environment 2003 Buffalo Pound Provincial Park website. Site Web : <http://www.se.gov.sk.ca/saskparks/IE/parks/park.asp?park=Buffalo%20Pound> [consulté en février 2003].
- Seton, E.T. 1911. The Arctic Prairies; a Canoe Journey of 2,000 Miles in Search of the Caribou; Being the Account of a Voyage to the Region North of Aylmer Lake. C. Scribner's Sons, New York, New York. xii + 415 p.
- Saskatchewan Parks Act*, 1997. Chapter P-1.1 of the Statutes of Saskatchewan, 1986 (effective August 1, 1986) as amended by the Statutes of Saskatchewan, 1986, c.33; 1989-90, c.50 and 54; 1990-91, c.S-63.1; 1992, c.60; 1994, c.43; 1996, c.F-19.1 and c.9; 1998, c.5; 2000, c.57; 2001, c.8; and 2002, c.S-35.02. 52 p.
- Saskatchewan Wildlife Act*, 1998. Chapter W-13.12 of the Statutes of Saskatchewan, 1998 (effective March 6, 2000, except s.87, effective April 1, 1999) as amended by the Statutes of Saskatchewan, 2000, c.51 and 65. 34 p.
- Saunders, W.E. 1925. Letter to the editor of the Canadian Field-Naturalist. *Canadian Field-Naturalist* 39:118.
- Seton, E.T. 1927. Lives of Game Animals. Volume III: Hoofed Animals. Garden City, New Jersey. 780 p.
- Seton, E.T. 1929. The lives of game animals. 4 vol Doubleday, Doran and Co., Garden City, New Jersey.
- Shackleton, D.M. 1968. Comparative aspects of social organization of American bison. Master's Thesis, University of Western Ontario, London (Ontario) Canada.
- Shackleton, D.M., L.V. Hills et D.A. Hutton. 1975. Aspects of variation in cranial characters of plains bison (*Bison bison bison* Linnaeus) from Elk Island National Park, Alberta. *Journal of Mammalogy* 56:871-887.
- Shaw, J.H. 1993. American bison: a case study in conservation genetics. Pages 3-11, in R. Walker (éd.). Proceedings of the North American Public Bison Herds Symposium, Lacrosse, Wisconsin. Custer State Park Press. South Dakota.
- Shaw, J.H. 1995. How many bison originally populated Western Rangelands? *Rangelands* 17:148-150.
- Shaw, J.H. 1998. Bison ecology - what we do and do not know. Pages 113-120, in L. Irby et J. Knight (éd.). International Symposium on Bison Ecology and Management in North America. Montana State University, Bozeman, Montana.
- Shaw, J.H., et T.S. Carter. 1989. Calving patterns among American bison. *Journal of Wildlife Management* 53:896-898.

- Shaw, J.H., et T.S. Carter. 1990. Bison movements in relationship to fire and seasonality. *Wildlife Society Bulletin* 18:426-430.
- Singer, F.J., et J.E. Norland. 1994. Niche relationships within a guild of ungulate species in Yellowstone National Park, Wyoming, following release from artificial controls. *Canadian Journal of Zoology* 72:1383-1394.
- Skinner, M.F., et O.C. Kaisen. 1947. The fossil *Bison* of Alaska and preliminary revision of the genus. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 89:123-256.
- Soper, J.D. 1941. History, range, and home life of the northern bison. *Ecological Monographs* 11:347-412.
- Statistique Canada 2001a. Recensement de l'agriculture de 2001. Site Web : http://www.statcan.ca/francais/Pgdb/econ108a_f.htm [consulté en février 2003].
- Statistics Canada 2001b. Estimated Number of Bison Farms and Canadian Bison Inventory 1996 Census. *Bison Sector Statistical Briefer*. 2 p.
- Stephenson, R.O., S.C. Gerlach, R.D. Guthrie, C.R. Harington, R.O. Mills et G. Hare. 2001. Wood bison in late Holocene Alaska and adjacent Canada: paleontological, archeological and historical records. Pages 125-159, in S.C. Gerlach et M.S. Murray (éd.). *People and Wildlife in Northern North America: Essays in Honor of R. Dale Guthrie*. *British Archeological Reports, International Series*, University of Alaska, Fairbanks, Alaska.
- Stormont, C.J. 1993. An update on bison genetics. Pages 15-37, in R. Walker (éd.). *Proceedings of the North American Public Bison Herds Symposium*, Lacrosse, Wisconsin. Custer State Park Press. South Dakota.
- Telfer, E.S., et A.L. Cairns. 1986. Resource use by moose versus sympatric deer, wapiti and bison. *Alces* 22:113-138.
- Towne, E.G. 1999. Bison performance and productivity on tallgrass prairie. *Southwestern Naturalist* 44:361-366.
- USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service). 1999. *Endangered and Threatened Wildlife and Plants*. Title 50 – Wildlife and Fisheries. Part 17. 37 p.
- Van Camp, J. 1989. A surviving herd of endangered wood bison at Hook Lake, N.W.T.? *Arctic* 42:314-322.
- Van Vuren, D. 1982. Comparative ecology of bison and cattle in the Henry Mountains, Utah. Pages 449-457, in J.M. Peek et P.D. Dalke (éd.). *Proceedings of the Wildlife-Livestock Relationships Symposium*. Forest, Wildlife and Range Experiment Station. University of Idaho, Moscow, Idaho.
- Van Vuren, D. 1983. Group dynamics and summer home range of bison in southern Utah. *Journal of Mammalogy*. 64:329-332.
- Van Vuren, D., et M.P. Bray. 1986. Population dynamics of bison in the Henry Mountains, Utah. *Journal of Mammalogy* 67:503-511
- van Zyll de Jong, C.G. 1986. A systematic study of recent bison, with particular consideration of the wood bison (*Bison bison athabasca* Rhoads 1898). National Museum of Natural Sciences, *Publications in Natural Sciences* 6:1-69. Ottawa (Ontario).
- van Zyll de Jong, C.G., C. Gates, H. Reynolds et W. Olson. 1995. Phenotypic variation in remnant populations of North American bison. *Journal of Mammalogy* 76:391-405.

- Verme, L.J. 1969. Reproductive patterns of white-tailed deer related to nutritional plane. *Journal of Wildlife Management* 33: 881-887.
- Verme, L.J., et R.V. Doepker. 1988. Suppression of reproduction in upper Michigan white-tailed deer, *Odocoileus virginianus*, by climate stress during the rut. *Canadian Field-Naturalist* 102: 550-552.
- Waggoner, V., et M. Hinkes. 1986. Summer and fall browse utilization by an Alaskan bison herd. *Journal of Wildlife Management* 50:322-324.
- Ward, T.J., J.P. Bielawski, S.K. Davis, J.W. Templeton et J.N. Derr. 1999. Identification of domestic cattle hybrids in wild cattle and bison species: a general approach using mtDNA markers and the parametric bootstrap. *Animal Conservation* 2:51-57.
- Ward, T.J., L.C. Skow, D.S. Gallagher, R.D. Schnabel, C.A. Nall, C.E. Kolenda, S.K. Davis, J.F. Taylor et J.N. Derr. 2001. Differential introgression of uniparentally inherited markers in bison populations with hybrid ancestries. *Animal Genetics* 32:89-91.
- Weaver, J.L., et G.T. Haas. 1998. Bison in the diet of wolves denning amidst high diversity of ungulates. Pages 141-144, in L. Irby et J. Knight (éd.). International Symposium on Bison Ecology and Management in North America. Montana State University, Bozeman, Montana.
- White, R.G., D.F. Holleman et B.A. Tiplady. 1989. Seasonal body weight, body condition, and lactational trends in musk-oxen. *Canadian Journal of Zoology* 67: 1125-1133.
- White, C.A., E.G. Langeman, C.C. Gates, C.E. Kay, T. Shury et T.E. Hurd. 2001. Plains bison restoration in the Canadian Rocky Mountains? Ecological and management considerations. Pages 152-160, in D. Harmon (éd.). Crossing Boundaries in Park Management: Proceedings of the 11th Conference on Research and Resource Management in Parks and on Public Lands. The George Wright Society. Hancock, Michigan.
- Wikeem, B.M., et T.J. Ross. 2002. Range Use in the East Kootenay. Part 1. A brief history. *Rangelands*. 3 p.
- Wilson, G.A. 2001. Population genetic studies of wood and plains bison populations. Thèse de doctorat non publiée. University of Alberta, Edmonton (Alberta). 156 p.
- Wilson, G.A., et C. Strobeck. 1999. Genetic variation within and relatedness among wood and plains bison populations. *Genome* 42:483-496.
- Wilson, G.A., K. Zittlau et J. Nishi. 2002a. Captive management of the Hook Lake wood bison recovery project. Part I: an overview of management for genetic diversity. Présenté.
- Wilson, G.A., W. Olson et C. Strobeck. 2002b. Reproductive success in wood bison (*Bison bison athabasca*) established using molecular techniques. *Canadian Journal of Zoology* 80:1537-1548.
- Wilson, M. 1980. Morphological dating of late Quaternary bison on the northern plains. *Canadian Journal of Anthropology* 1:81-85.
- Wolfe, M.L., M.P. Shipka et J.F. Kimball. 1999. Reproductive ecology of bison on Antelope Island, Utah. *Great Basin Naturalist* 59:105-111.
- Wolff, J.O. 1998. Breeding strategies, mate choice, and reproductive success in American bison. *Oikos* 83:529-544.

Wright S. 1977. Evolution and the Genetics of Populations. Volume III: Experimental Results and Evolutionary Deductions. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois. vii + 614 p.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT

Greg Wilson

En 2001, Greg Wilson a obtenu un doctorat pour sa thèse intitulée *The Population Genetics of Wood and Plains Bison*. La recherche effectuée pour cette thèse a été amorcée en 1996 avec M. Curtis Strobeck à la University of l'Alberta. Au cours de cette recherche, M. Wilson a acquis de vastes connaissances sur diverses questions taxinomiques et écologiques qui touchent les deux sous-espèces de bison proposées. Il a également eu l'occasion de travailler avec plusieurs experts en bisons. Il poursuit actuellement des recherches post-doctorales avec M. Montgomery Slatkin à la University of California, tout en continuant de participer à la recherche sur le bison.

Keri Zittlau

Keri Zittlau termine actuellement sa recherche doctorale sur la génétique des populations nord-américaines de caribou. Pendant les cinq ans de son programme de doctorat, elle a acquis beaucoup de connaissances sur la taxinomie des ongulés nord-américains ainsi que sur la constitution génétique de nombreuses populations d'espèces sauvages. Ses recherches l'ont bien familiarisée avec les questions de conservation des espèces sauvages menacées et en voie de disparition au Canada. Elle a également travaillé avec Greg Wilson dans le cadre de divers projets sur le bison, notamment pour l'élaboration d'une stratégie de mise à la reproduction pour le troupeau de bisons des bois, au projet de rétablissement du bison des bois du lac Hook, à Fort Resolution (Territoires du Nord-Ouest).

EXPERTS CONSULTÉS

- Achuff, P. Botaniste national, Direction de l'intégrité écologique, Parcs Canada, Parc national des Lacs-Waterton, Waterton Park (Alberta) T0K 2M0.
- Alvo, R. Biologiste de conservation, Direction de l'intégrité écologique, Parcs Canada, bureau 375, 4^e étage, 25, rue Eddy, Gatineau (Québec) K1A 0M5.
- Arsenault, A. Biologiste en populations d'ongulés, Saskatchewan Environment, Fish and Wildlife Branch, 112, Research Drive, Saskatoon (Saskatchewan) S7K 2H6.
- Bergeson, D. Parc national du Mont-Riding, Wasagaming (Manitoba) R0J 2H0.
- Boyd, D. Faculty of Environmental Design, University of Calgary, Calgary (Alberta) T2N 1N4.
- Brakele, D. Responsable des activités sur le champ de tir, 4^e escadre Cold Lake, C.P. 6550, Stn Forces, Cold Lake (Alberta) T9M 2C6.

British Columbia Conservation Centre, Wildlife Inventory Section, Resources Inventory Branch, Ministry of Environment, Lands and Parks, P.O. Box 9344 Station Provincial Government, Victoria (Colombie-Britannique) V8W 9M1.

Carriere, S. Biologiste en gestion des écosystèmes, Wildlife & Fisheries Division, Department of Resources, Wildlife, & Economic Development, Government of the Northwest Territories, 600, 5102 50th Avenue, Scotia Centre – 5th floor, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest) X1A 3S8.

Cool, N. Biologiste de la faune, Parc national Elk Island, R.R. No. 1, Site 4, Fort Saskatchewan (Alberta) T8L 2N7.

Court, G. Biologiste provincial sur la situation des espèces sauvages, Fisheries & Wildlife Management Division, Alberta Sustainable Resource Development, Government of Alberta, 7th floor, O.S. Longman Building, 6909 – 116 Street, Edmonton (Alberta) T6H 4P2.

Derr, J. Associate Professor, Department of Veterinary Pathobiology, College of Veterinary Medicine, Texas A&M University, College Station (Texas) 77845.

Dobson, B. Écologiste du parc, Parc national Jasper, C.P. 10, Jasper (Alberta) T0E 1E0.

Dragon, D. Biologiste, Section de la défense chimique et biologique, RDDC Suffield, C.P. 4000, Station Main, Medicine Hat (Alberta) T1A K68.

Duncan, J.R. Section de la conservation de la biodiversité, Wildlife and Ecosystem Protection Branch, Manitoba Conservation, Box 24, 200 Saulteaux Crescent, Winnipeg (Manitoba) R3J 3W3.

Fargey, P. Gestionnaire, Programmes des écosystèmes, Parc national des Prairies, C.P. 150, Val Marie (Saskatchewan) S0N 2T0.

Fowler, B.T. Autorité scientifique, biologiste en évaluation des espèces, Direction des espèces en péril, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Gatineau QC K1A 0H3.

Frandsen, D. Biologiste de conservation, Parc national de Prince-Albert, C.P. 100, Waskesiu Lake (Saskatchewan) S0J 2Y0, Tél. : (306) 663 - 4541, courriel : Dan.Frandsen@pc.gc.ca.

Fraser, D. Spécialiste des espèces en voie de disparition, Wildlife Branch, Ministry of Environment, Lands and Parks, Government of British Columbia, 4th Floor, 2975 Jutland Road, P.O. Box 9374 Stn Prov Govt, Victoria (Colombie-Britannique) V8W 9M4.

Frey, S. Spécialiste de la gestion des données, Parc national du Mont-Riding, Wasagaming (Manitoba) R0J 2H0.

Gates, C. Associate Professor, Faculty of Environmental Design, University of Calgary, Calgary AB T2N 1N4.

Geist, V. Professor Emeritus of Environmental Sciences, University of Calgary, Calgary (Alberta) T2N 1N4.

Goulet, G. Coordonnatrice, Connaissances traditionnelles autochtones, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa (Ontario) K1A 0H3.

Guthrie, R.D. Professor, University of Alaska Fairbanks, Institute of Arctic Biology, Fairbanks, AK 99709.

Hatter, I. R.P. Biologiste, spécialiste des ongulés, Biodiversity Branch, Ministry of Water, Land and Air Protection, PO Box 9374 Stn Prov Govt, Victoria (Colombie-Britannique) V8W 9M4.

Hayes, K. Yukon Fish and Wildlife Management Board (YFWMB), Box 5954, Whitehorse (Territoires du Yukon) Y1A 5L7.

Horler, A. Secretariat, Wildlife Management Advisory Council – North Slope (WMA-CNS), P.O. Box 31539, Whitehorse (Territoires du Yukon) Y1A 6K8.

Hudson, R.J. Professor, Department of Renewable Resources, University of Alberta, 751, General Services Building, Edmonton (Alberta) T6G 2H1.

Joly, D.O. Adjoint à la recherche, Wisconsin Cooperative Wildlife Research Unit, Department of Wildlife Ecology, University of Wisconsin-Madison, 218 Russell Laboratory, 1630 Linden Drive, Madison, WI 53706.

Jung, T. Biologiste principal, Direction de la faune et du poisson, Gouvernement du Territoire du Yukon, P.O. Box 2703 (10, Burns Road), Whitehorse (Territoires du Yukon) Y1A 2C6.

Meagher, M. 634, Cinnabar Road, Gardiner, MT, 59030.

Minter, T. Superviseur, Buffalo Pound Provincial Park, Rm 206-110 Ominica St. W., Moose Jaw (Saskatchewan) S6H 6V2.

Nishi, J. Écologiste du bison, Government of the Northwest Territories, Resources, Wildlife and Economic Development, C.P. 390, Fort Smith (Territoires du Nord-Ouest) X0E 0P0.

Olson, W. Garde-parc principal, Gestion de la ressource, Parc national Elk Island, R.R. No. 1, Site 4, Fort Saskatchewan (Alberta) T8L 2N7.

Opekoque, B. Première nation de Canoe Lake. Canoe Narrows (Saskatchewan) S0M 0K0.

Pepper, J. Saskatchewan Conservation Data Centre, 3211, Albert Street, Regina (Saskatchewan) S4S 5W6.

Porter, S. Saskatchewan Conservation Data Centre, 3211, Albert Street, Regina (Saskatchewan) S4S 5W6.

Reynolds, H. Biologiste de la faune, Service canadien de la faune, Rm 200, 4999 - 98 Ave, Edmonton (Alberta) T6B 2X3.

Schwantje, H. Vétérinaire de la faune, Wildlife Branch, British Columbia Ministry of Environment, Lands, & Parks, 780 Blanchard Street – 4th Floor, Victoria (Colombie-Britannique) V8V 1X4.

Shapiro, B. Ph.D. Doctorante, Ancient Biomolecules Centre, Department of Zoology, South Parks Road, Oxford, UK OX1 3UH.

Tate, D. Biologiste de conservation, Réserve de parc national Nahanni, C.P. 348, Fort Simpson (Territoires du Nord-Ouest) N0E 0N0.

Vujnovic, D. Alberta Natural Heritage Information Centre, Alberta Environment, 2nd Floor, Oxbridge Place, 9820 – 106 Street, Edmonton (Alberta) T5K 2J6.

Watt, R.A. Garde-parc principal, Ressources fauniques, aquatiques et culturelles, Parc national des Lacs-Waterton, Waterton Park (Alberta) T0K 2M0.

Watkins, B. Manitoba Conservation Data Centre, Box 24, 200 Saulteaux Crescent, Winnipeg (Manitoba) R3J 3W3.

White, C. Biologiste de conservation, Parc national Banff, C.P. 900, Banff (Alberta) T01 0C0.

Wiltse, E. Spécialiste provincial des espèces en voie de disparition, Fish and Wildlife Branch, Department of Environment & Resource Management, Government of Saskatchewan, 3211 Albert Street, Regina (Saskatchewan) S4S 5W6.

ANNEXE 1 : ÉTUDE TAXONOMIQUE DES BISONS D'AMÉRIQUE DU NORD

Jusqu'à la fin du XIX^e siècle, les bisons d'Amérique étaient considérés comme une sous-espèce unique, bien que la plupart des habitants de la région fissent la distinction entre le bison des bois et le bison des prairies. Dans leurs études du genre *Bison*, Allen (1876) et Hornaday (1889) décrivent tous deux les différences d'ordre morphologique et comportemental entre ce qu'on appelle aujourd'hui le bison des bois et le bison des prairies (d'après Geist, 1991). En 1897, Rhoads définit le bison des bois (*B. b. athabascae*) comme une sous-espèce distincte du bison des prairies (*B. b. bison*).

La situation taxinomique des divers groupes peut influencer sur l'intensité de l'effort engagé dans leur conservation. Il pourrait être plus important de conserver des groupes ayant un degré de parenté plus lointain que ceux qui font partie de la même unité taxinomique. C'est pourquoi nous incluons au présent rapport une étude de la taxinomie historique du bison au Canada. Le débat sur la désignation subsppécifique du bison des prairies (*Bison bison bison* Linné 1758) et du bison des bois remonte presque au moment où les colons européens ont eu connaissance de l'existence de bisons dans le nord du Canada. La situation s'est compliquée dans les années 1920 avec l'introduction de bisons des prairies dans une région habitée par les derniers bisons des bois, et l'hybridation des deux groupes qui s'en est suivie. Une autre source de controverse tient à ce qu'aucune étude morphologique n'a été menée sur le bison des bois « de race pure » avant l'hybridation. Les sections ci-dessous couvrent l'histoire du bison des bois, les premiers rapports postulant l'existence de sous-espèces de cette espèce, ainsi que des renseignements d'ordre morphologique, moléculaire et écologique susceptibles de faciliter la détermination des descripteurs subsppécifiques. Des photographies représentant respectivement un bison des prairies et un bison des bois sont reproduites aux figures 1A et B.

Bref historique du *Bison bison athabascae*

Évolution du bison d'Amérique moderne

Il existe plusieurs théories sur l'évolution du bison d'Amérique moderne (*Bison bison*). La plupart n'ajoutant guère d'éléments pertinents à une discussion de la taxinomie historique du bison, nous nous contenterons de les mentionner brièvement. Selon une théorie répandue, le *B. bison* descend uniquement de l'ancêtre du *B. bonasus*, un bison des forêts de la Sibérie orientale qui a gagné l'Amérique du Nord relativement tard en passant par la Béringie (Geist et Karsten, 1977). D'après une autre théorie, l'espèce *B. bison* descend du *B. b. occidentalis*, fruit d'une hybridation entre le *B. priscus*, dont l'arrivée de Béringie est relativement récente, et une forme méridionale (*B. antiquus*) (van Zyll de Jong, 1986). Ces deux théories postulent que le bison d'Amérique moderne s'est ensuite dirigé vers les prairies en expansion et a poursuivi son évolution en *B. b. bison*. Dans ce cas, *B. b. bison* serait la forme la plus dérivée et *B. b. athabascae*, qui a continué de vivre dans des conditions plus proches de celles du Pléistocène, aurait moins divergé de la

forme ancestrale (Geist et Karsten, 1977; Guthrie, 1980; van Zyll de Jong, 1986). Les tenants de ces deux théories de l'évolution du bison s'entendent sur le fait que le bison d'Amérique moderne est le produit d'une évolution relativement récente et qu'il existe depuis 4 000 à 5 000 BP (Wilson, 1980; McDonald, 1981). D'un point de vue d'évolution, il s'agit d'une période très brève, susceptible d'exacerber la difficulté de détecter une différenciation et d'obtenir des arbres monophylétiques à partir des données morphologiques et génétiques sur les deux sous-espèces (voir la section Recherche moléculaire, plus bas).

Hybridation entre le bison des bois et le bison des prairies

On ignore combien de bisons des bois vivaient jadis dans le nord du Canada et en Alaska. Soper (1941) estime que la capacité de charge de leur aire de répartition dépassait largement les 100 000 individus en 1800, mais que la prédation et les pressions de la chasse pourraient avoir gardé la population à des niveaux plus bas. À la fin du XIX^e siècle, le bison des bois, tout comme son cousin des plaines, a subi une chute vertigineuse du nombre d'individus, jusqu'à ne plus former qu'une seule population d'environ 250 à 500 individus (Seton, 1911; Soper, 1941). Le gouvernement du Canada s'efforça d'abord de conserver ce nombre restreint de bisons des bois en adoptant la *Buffalo Protection Act* en 1877 (Hewitt, 1921), bien que cette loi ait été abrogée dès l'année suivante (MacEwan, 1995). La population de bisons des bois commença à s'accroître; en 1922, elle atteignait environ 1 500 individus (Graham, 1923). C'est à cette époque que fut établi le parc national Wood Buffalo dans les Territoires du Nord-Ouest et l'Alberta, afin de protéger l'habitat de cette population de bisons des bois et de préserver cette sous-espèce distincte (Lothian, 1976, 1979).

À peu près en même temps, on observait une surpopulation de bisons des prairies au parc national Buffalo, à Wainwright, en Alberta (voir la section Histoire des populations de bisons des prairies depuis 1870). On décida d'expédier un certain nombre de bisons des prairies de ce secteur au parc national Wood Buffalo, jugeant que cette solution au problème de surpopulation chez le bison des prairies serait plus acceptable pour le public (Graham, 1924). Cette transplantation de bisons des prairies vers l'aire de répartition historique du bison des bois fut sérieusement contesté par l'American Society of Mammalogists (Howell, 1925) et par d'autres biologistes (Harper, 1925; Saunders, 1925), notamment à cause des risques d'hybridation entre ces groupes et de propagation de la tuberculose dans les troupeaux de bisons des bois (Lothian, 1981). Néanmoins, pendant quatre ans à partir de 1925, 6 673 bisons des prairies au total (332 animaux de trois ans, 1 515 de deux ans et 4 826 de un an), en majorité des femelles, furent emmenés par train à Waterways, en Alberta, et de là par chaland en descendant les rivières Athabasca, du Rocher et des Esclaves (Soper, 1941). On relâcha ensuite ces animaux à plusieurs endroits le long de la rive ouest de la rivière des Esclaves, dans le territoire occupé par la population de bisons des bois (Reynolds, 1991).

En 1934, la population du parc national Wood Buffalo atteignait 12 000 individus (Soper, 1941). Malheureusement, les bisons des bois originaires du parc et les bisons des prairies qui y avaient été introduits s'accouplaient ensemble (van Zyll de Jong, 1986; Polziehn *et al.*, 1996). Par conséquent, à part l'examen des ossements, toute étude du bison des bois de race pure est devenue impossible. Ce mélange de bisons des bois et des plaines a eu pour inconvénient supplémentaire d'introduire dans le parc national Wood Buffalo la brucellose et la tuberculose dont étaient porteurs les bisons des prairies du parc national Buffalo (Ogilvie, 1979). La proportion du génome du bison des bois et du bison des prairies présente chez les bisons du parc national Wood Buffalo est inconnue. Soper (1941) estime que la souche du bison des bois compose de 10 à 15 p. 100 du total. Cette valeur repose peut-être sur le nombre estimatif de bisons des bois vivant dans le parc (1 500 selon Graham, 1923) lors de l'introduction de 6 673 bisons des prairies. Cependant, il y a des raisons de douter de ce pourcentage. À cause de l'entassement des animaux sur les chalands et du fait que les bisons des prairies ont été relâchés dans un territoire inconnu habité par des loups, un prédateur important dont ils n'avaient aucune expérience, jusqu'à 50 p. 100 d'entre eux pourraient ne pas avoir survécu à leur introduction au parc national Wood Buffalo (Carbyn *et al.*, 1993). De plus, comme les animaux introduits étaient jeunes, il est peu probable que les bisons des prairies mâles aient pu rivaliser avec des bisons des bois plus gros et plus matures pour s'accoupler aux femelles (van Zyll de Jong, 1986; Carbyn *et al.*, 1993). L'absence probable de succès de reproduction chez les bisons des prairies mâles introduits au parc national Wood Buffalo, combinée au rapport des sexes favorisant les femelles, a eu pour effet que la majeure partie de l'introgression du matériel génétique du bison des prairies dans la population du parc national Wood Buffalo s'est faite par les femelles. En tentant de quantifier au moyen d'analyses morphologiques l'introgression des gènes de bison des prairies dans le parc national Wood Buffalo, van Zyll de Jong (1986) obtient une valeur d'environ 5 p. 100.

En 1957, le bison des bois de race pure avait pour l'essentiel disparu du parc national Wood Buffalo (Fuller, 1957). C'est alors qu'on trouva un troupeau d'environ 200 animaux dans une région réputée inaccessible, à l'extrémité nord-ouest du parc, près de la rivière Nyarling. D'après les premières observations, il n'y avait pas de voie de migration entre cette zone et les autres secteurs du Parc (Fuller, 1957), et on croyait inhospitalier et improductif le terrain séparant le coin nord-ouest du reste du parc (Banfield et Novakowski, 1960; Calef et Van Camp, 1987). D'après une comparaison de cinq spécimens de cette région avec des échantillons prélevés sur des bisons des bois avant l'introduction, les bisons du secteur de la rivière Nyarling étaient morphologiquement représentatifs du bison des bois d'origine, comme en faisaient foi la forte taille, les caractéristiques du pelage et les mesures du crâne (Banfield et Novakowski, 1960). Seize de ces bisons ont servi à fonder une population dans la Réserve de bisons Mackenzie, dans les Territoires du Nord-Ouest, en 1963. En 1965, une autre population de bisons de la rivière Nyarling a été établie avec 21 animaux, cette fois dans le parc national Elk Island, en Alberta.

D'après la plupart des observations récentes, les bisons qui ont servi à fonder les troupeaux de la réserve de bisons Mackenzie et du parc national Elk Island n'étaient pas des bisons des bois de race pure; ils avaient été en contact avec les hybrides vivant dans le reste du parc national Wood Buffalo. Ce terrain était peut-être moins inhospitalier qu'on l'aurait cru à prime abord. En 1957, une carte d'inventaire du bison réalisée à partir de photographies aériennes révéla de petites poches d'animaux dans toute la partie nord du parc (Van Camp, 1989). Soper (1941) relate une conversation où Sousi Marie, de l'établissement de Salt River, affirme avoir vu dès 1929 des bisons de Wainwright dans certains secteurs du nord du parc et confirme l'existence de pistes d'animaux menant au secteur de la rivière Nyarling. La brucellose et la tuberculose introduites dans le parc national Wood Buffalo par les animaux du parc national Buffalo étaient présentes chez les animaux de la rivière Nyarling et les fondateurs de la population du parc national Elk Island (van Zyll de Jong, 1986; Van Camp, 1989). Selon une étude portant sur des éléments crâniens et post-crâniens, les bisons originaires de la rivière Nyarling étaient semblables aux bisons des bois de race pure, mais certains éléments indiquaient un niveau d'hybridation avec le bison des prairies d'environ 5 p. 100 (van Zyll de Jong, 1986). Les observations génétiques vont elles aussi dans le sens d'une hybridation des bisons de la rivière Nyarling antérieure à la fondation des troupeaux de la réserve de bisons Mackenzie et du parc national Elk Island (Polziehn *et al.*, 1996; Wilson et Strobeck, 1999).

À cause de l'introduction au parc national Wood Buffalo de bisons des prairies du parc national Buffalo, il n'existe plus de bisons des bois de race pure. Tous les bisons des bois d'aujourd'hui contiennent une proportion variable de matériel génétique du bison des prairies. C'est d'autant plus malheureux que seulement quelques études scientifiques sur la morphologie et l'écologie du bison des bois ont été effectuées avant l'hybridation. On recense cependant certaines tentatives visant à résoudre la taxinomie du bison historique; nous évoquerons leur résultats plus loin. Aux fins du présent rapport, nous appelons « bisons des bois de race pure » les bisons nordiques nés avant l'introduction des animaux des plaines en 1925; « bisons des bois » les bisons nordiques nés après cette introduction, qui constituent la sous-espèce du bison des bois dans sa forme actuelle, et nous continuons d'appeler « sous-espèces » le bison des bois et le bison des prairies.

Premiers rapports taxinomiques

Comme nous l'avons déjà mentionné, à cause de l'hybridation entre le bison des bois et le bison des prairies dans le parc national Wood Buffalo, il n'existe plus de bisons des bois de race pure vivants qui puissent faire l'objet d'une étude taxinomique. S'ajoute à ce problème le fait que les caractéristiques externes du bison des bois de race pure n'ont guère été documentées. Il ne semble subsister aucune illustration ni photographie de grande qualité de bisons des bois datant d'avant 1925 (van Zyll de Jong, 1986; Geist, 1991). Il existe quelques peaux dans les musées permettant d'établir les caractéristiques du pelage, de même que quelques ossements, mais les descriptions qu'en ont fait les premiers colons et les

Autochtones restent les principaux outils dont on dispose pour établir une comparaison entre le bison des prairies et le bison des bois de race pure. Une autre difficulté réside dans le fait que peu de gens connaissaient bien les deux sous-espèces.

Rhoads (1897) cite Sir John Richardson comme le premier à avoir décrit la forme distincte du bison des bois, dans son livre *Fauna Boreali Americana*, publié en 1829. On y lit que les bisons qui vivent dans les régions boisées se trouvent généralement en groupes plus restreints que ceux qui habitent les plaines, mais qu'ils sont généralement de taille plus imposante. Dans un rapport de 1858 à l'Assemblée législative, Hind (cité dans Roe, 1970) déclare que les chasseurs du nord considèrent que le bison des bois diffère du bison des prairies par la taille, la couleur, les cornes et le pelage. Il précise que le bison des bois vit exclusivement dans les régions boisées, que le bison des prairies évite en été. On ne sait trop si Hind croit à l'existence d'une sous-espèce distincte de bison des bois (Rhoads 1897; Roe, 1970).

Butler (1873) est un autre des premiers observateurs du bison des bois. D'après lui, il n'est toujours pas établi si le bison des bois est de la même espèce que le bison des prairies du sud, mais les Indiens croient en général qu'il est d'une race parente (Butler, 1873, p. 211). Il décrit le bison des bois comme un animal plus gros, plus sombre et plus sauvage ou craintif que le bison des prairies. Butler remarque également les habitudes différentes du bison des bois et du bison des prairies, notamment dans le choix de l'habitat, le bison des bois préférant les boisés touffus, même à proximité de prairies ouvertes. Seton décrit lui aussi le bison des bois comme un animal différent. Seton, cité par Rhoads (1897), raconte que des Autochtones de la région de la rivière de la Paix, de même qu'un employé de la Compagnie de la baie d'Hudson travaillant dans le même secteur, considéraient le bison des bois comme une espèce distincte qui ne se mélangeait pas au bison des prairies. Il sera parmi les premiers à accepter la désignation subsppécifique du bison des bois, voyant en lui un animal plus gros et d'une couleur plus foncée que le bison des prairies, avec un pelage dense et soyeux et de longues cornes effilées (Seton, 1927).

Allen (1876, cité par Rhoads, 1897; Geist, 1991) ne considère pas le bison des bois comme une sous-espèce distincte du *Bison bison*, principalement à cause d'observations contradictoires sur ses caractéristiques externes. Allen reconnaît toutefois la possibilité théorique de l'existence du bison des bois. C'est également l'avis exprimé en 1889 par Hornaday, un des principaux spécialistes du bison, qui nie l'existence d'une sous-espèce de bison des bois (Rhoads, 1897; Roe, 1970). Cependant, d'après son expérience du bison des prairies et contrairement à la plupart des observateurs de son époque, Hornaday croyait que le bison des prairies était la plus grosse des deux sous-espèces et en a tiré par la suite une théorie expliquant éventuellement la petite taille relative du bison des bois (Rhoads, 1897; Roe, 1970). Même avant la première description du bison des bois en tant que sous-espèce, on ne s'entendait déjà pas sur l'origine, génétique ou environnementale, des

différences au niveau des caractéristiques externes. Pike (1892) trouve peu importantes les distinctions entre le bison des bois et le bison des prairies et les attribue à l'habitat, à la qualité de la nourriture et aux effets du climat.

Rhoads (1897) reproduit une lettre de M. Moberly, de la Compagnie de la baie d'Hudson, qui traite de certaines questions relatives à l'existence du bison des bois. Moberly croit que le bison des bois est différent du bison des prairies et le décrit comme un animal plus gros, aux pattes plus longues, aux cornes longues et droites et à la fourrure longue et soyeuse. D'après lui, le bison des bois broute davantage qu'il ne paît, et les troupeaux de bisons des prairies et des bois se rencontrent souvent, sans jamais se mélanger.

Dans un résumé des premières descriptions du bison des bois, Roe (1970) souligne que la plupart des observateurs le dépeignent comme un animal plus gros, de couleur plus foncée, plus craintif et non migrateur. Il omet cependant de prendre en compte les effets éventuels des écarts saisonniers sur ces descriptions (Geist, 1991). Roe (1970) cite deux autres arguments à l'appui d'une distinction entre bisons des bois et des plaines. D'abord, il souligne que les premiers observateurs du bison des bois ne se sont jamais demandé laquelle des deux sous-espèces ils observaient. Si l'interfécondation des deux formes était monnaie courante, on aurait dû observer des animaux aux caractéristiques d'hybrides. En second lieu, Roe (1970) mentionne que les Assiniboines désignent par des termes différents le bison des bois (cha-tatanga) et celui des plaines (sena-tatanga). Seton (1927) mentionne lui aussi les appellations différentes dont les peuples autochtones désignent le bison des bois (Ah-tuk-ard Moos-toosh) et le bison des prairies (Mas-kootay Moos-toosh). Bien que Seton ne précise pas de quelle bande il s'agit, Roe (1970) croit qu'il s'agit de Chippewyans ou de Cris.

Rhoads (1897), partisan déclaré d'une distinction entre bisons des bois et des plaines, fut le premier à identifier officiellement le *Bison bison athabascaae* Rhoads 1897. Selon la description officielle, cette sous-espèce a une taille plus grande, des couleurs plus sombres, des cornes plus minces, beaucoup plus longues et plus incurvées et un pelage plus dense et plus soyeux que le *B. bison*. À son avis, ces caractéristiques, combinées à l'opinion de maints chasseurs et voyageurs, suffisent à justifier une désignation de sous-espèce. Malheureusement, Rhoads (1897) fonde sa description du bison des bois sur l'observation secondaire d'un seul spécimen empaillé dans une vitrine scellée (van Zyll de Jong, 1986; Geist, 1991).

Études morphologiques

La première étude à mesurer les caractères morphologiques du bison des bois et du bison des prairies a servi de révision préliminaire du genre (Skinner et Kaisen, 1947). Dans cet examen des caractéristiques des cornillons et du crâne de mâles de bisons existants et disparus, Skinner et Kaisen (1947) mentionnent plusieurs écarts entre le bison des bois et le bison des prairies quant à la moyenne et à la plage de ces mesures. Ils constatent que le bison des prairies est le plus petit de tous les

bisons qu'ils ont examinés. Selon leur description, les cornillons sont de petite taille; la longueur de la courbe supérieure dépasse rarement la circonférence de la base ou la largeur du crâne entre les cornillons et les orbites, sous-circulaire dans la coupe basale; ils sont orientés vers l'arrière par rapport à l'axe longitudinal du crâne et sont postérieurs au plan occipital; les pointes distales sont recourbées et pointées vers l'arrière, la rainure longitudinale supérieure faible ou absente, les pointes tendant à être directement postérieures au bison, s'élevant rarement au-dessus du plan des faces frontales et rarement fortement déprimées, la courbure variant de presque droite à incurvée... les faces frontales de plates à arquées; le crâne modéré (Skinner et Kaisen, 1947, p. 161). Le bison des bois y est décrit comme un animal semblable à celui des plaines, à part le crâne plus gros et plus large et les cornillons plus gros et plus massifs. Ces auteurs considèrent le bison des bois et le bison des prairies comme des sous-espèces étroitement apparentées, mais distinctes. Ils qualifient cependant ces travaux de préliminaires, n'ayant pu examiner que neuf crânes de bisons des bois de race pure. Il faut aussi souligner que les plus gros crânes de bison des prairies qu'ils ont examinés étaient plus gros que les plus petits crânes de bison des bois. De plus, ils n'ont trouvé aucune différence entre la dentition du bison des bois et celle du bison des prairies. Dans une étude ultérieure portant sur trois crânes de bison des bois de race pure, on observe des mesures inférieures au minimum ou supérieures au maximum décrits par Skinner et Kaisen (Bayrock et Hillerud, 1964). Van Zyll de Jong (1986) constate lui aussi un chevauchement dans les mesures crâniennes des spécimens adultes de bison des bois et des plaines.

L'examen des cornillons – un caractère sexuel secondaire – comme moyen de comparaison entre les groupes soulève certaines préoccupations, car ces caractères sont davantage susceptibles de présenter des variances importantes d'une population à l'autre en raison de différences environnementales (Guthrie, 1966). Afin de déterminer le potentiel de variance entre les populations dans la mesure des cornillons, Shackleton *et al.* (1975) ont examiné 157 crânes de bisons des prairies du parc national Elk Island. Ils ont constaté que c'étaient les mesures des cornillons qui présentaient la plus forte variance parmi toutes les mesures effectuées. Ils en concluent que la mesure des cornillons n'est donc pas un moyen de différenciation taxinomique idéal. Cependant, les crânes de bisons des prairies qu'ils ont examinés étaient quand même généralement plus petits que ceux décrits par Skinner et Kaisen (1947). Cette étude se voulait préliminaire et ses auteurs étaient d'avis que l'examen d'autres crânes de bisons des bois et des plaines contribuerait à déterminer s'il y a lieu d'établir une différenciation taxinomique sur la base de la mesure des cornillons (Shackleton *et al.*, 1975).

Geist et Karsten (1977) ont réalisé récemment un examen des caractéristiques morphologiques externes, qui sont à la base de la plupart des efforts de conservation. En une seule journée de l'automne 1975, ils ont examiné 18 bisons des bois adultes, dont huit mâles, et un nombre indéterminé de bisons des prairies au parc national Elk Island. Ces « bisons des bois » étaient en fait des hybrides du parc national Wood Buffalo. Geist et Karsten dressent une liste des différences entre

le bison des bois mâle et le bison des prairies mâle : la barbiche du bison des bois est plus petite, plus courte et plus pointue que celle du bison des prairies; la toison de la tête est plus courte et moins dense; la crinière est très courte; la toison des épaules, de la croupe et du cou est plus courte et plus foncée et se fond davantage avec le reste du pelage; les longues touffes de poils en jambière sur les pattes antérieures sont absentes; la queue est plus longue et plus poilue; la touffe du fourreau pénien est plus courte et plus fine; la ligne du dos, du sommet de la bosse à la queue, est plus en pente (Geist et Karsten, 1977). Ces auteurs constatent aussi que le bison des bois présente un dimorphisme sexuel moins prononcé que le bison des prairies, ce qu'ils expliquent par une adaptation à des milieux différents. Ces différences morphologiques étant considérées comme au moins aussi importantes que celles qui distinguent le cerf à queue noire (*Odocoileus hemionus columbianus*) du cerf mulot (*Odocoileus hemionus hemionus*) et plus grandes que celles qui distinguent le mouflon des montagnes Rocheuses (*Ovis canadensis canadensis*) du mouflon du désert (*Ovis canadensis nelsoni*), Geist et Karsten sont d'avis qu'une différenciation subsppécifique entre le bison des bois et le bison des prairies est justifiée. Une étude ultérieure suggère cependant que les différences au niveau de la couleur de la cape et de la longueur de la queue ne sont pas si remarquables que ces auteurs l'avaient décrit (van Zyll de Jong, 1986).

Une étude morphométrique fondée sur 528 crânes, 143 mâchoires, 36 squelettes post-crâniens, des peaux, des carcasses fraîches et des animaux vivants a été réalisée par van Zyll de Jong (1986); elle portait sur des bisons des prairies, des hybrides, un petit nombre de bisons des bois de race pure et quelques espèces de bison disparues et visait à déterminer si, historiquement, le bison des bois était une sous-espèce à part entière et s'il existe encore des bisons des bois de race pure. De sept à onze mesures craniométriques et 15 analyses morphométriques de mâchoires indiquent que ces caractères présentent une variation clinale du nord au sud, mais qu'il existe une discontinuité morphologique à peu près à l'écotone entre la prairie et la forêt boréale des plaines canadiennes et de la rivière de la Paix, où les deux groupes ont probablement eu des contacts occasionnels. On a proposé la discontinuité de la taille et de la forme du crâne comme preuve à l'appui de la différenciation subsppécifique. Des comparaisons craniométriques multivariées entre le bison des bois de race pure et le bison des prairies révèlent qu'ils forment tous les deux des groupes monophylétiques, ce qui va également dans le sens d'une différenciation. Dans les analyses craniométriques, les analyses morphométriques de mâchoires et d'éléments du squelette post-crânien et la comparaison de caractéristiques externes, les bisons hybrides semblent généralement être des intermédiaires entre le bison des bois et le bison des prairies, mais ressemblant davantage au premier. Ce constat étaye la théorie que les bisons des bois et les bisons des prairies du parc national Wood Buffalo se sont hybridés avant la découverte des bisons des bois présumés de race pure dans le secteur de la rivière Nyarling (voir la section L'hybridation entre le bison des bois et le bison des prairies). Van Zyll de Jong (1986) a également examiné la possibilité que les différences entre le bison des bois et le bison des prairies soient d'origine écophénotypique et non génétique. Il n'a constaté que de faibles écarts entre les

échantillons prélevés dans le parc national Elk Island et dans la réserve de bisons Mackenzie, bien que ces populations aient vécu dans des milieux très différents pendant une quinzaine d'années. De plus, il a constaté d'importantes différences entre le bison des bois et le bison des prairies du parc national Elk Island, bien que ces troupeaux vivent dans des conditions environnementales à peu près identiques. Van Zyll de Jong (1986) estime à environ 5 p. 100 le niveau d'introgression de matériel génétique du bison des prairies chez le bison des bois moderne.

Geist (1991) est devenu le plus ardent opposant à la différenciation taxinomique du bison. Sa principale préoccupation porte sur le fait qu'on a défini le bison des bois principalement à partir de différences de taille et de pelage, deux caractéristiques qui peuvent varier avec le milieu environnant et qui résultent donc de différences d'ordre environnemental et non génétique. D'autres auteurs sont aussi de cet avis (voir par exemple McHugh, 1972; Berger et Peacock, 1988). Selon Geist, les différences de taille décrites par Rhoads (1897) pourraient venir du fait que le bison des bois vivait à des latitudes plus élevées et que le bison des prairies était plus petit à cause du coût physique de la migration. Geist considère de plus que des écarts de 10 p. 100 quant à la taille, ou de 33 p. 100 quant au poids, sont insignifiants sur le plan taxinomique. Contrairement à van Zyll de Jong (1986), Geist croit que les hybrides du parc national Elk Island et de la réserve de bisons Mackenzie sont distincts sur le plan phénotypique, ce qu'il attribue aux différences environnementales, et qui conforte sa théorie que le bison des bois est un écotype. Un âge avancé et la malnutrition peuvent transformer l'apparence du pelage de parade du bison et le faire ressembler à celui du bison des bois. Geist (1991) affirme que les bisons des bois du parc national Elk Island, contrairement aux bisons des prairies du même parc, subissent des épisodes de malnutrition après avoir perdu leur pelage d'hiver, ce qui réduit le pelage de parade observé chez ces animaux. S'ils bénéficiaient d'une alimentation de qualité supérieure pendant cette période, il leur pousserait une robe « normale » ressemblant à celle du bison des prairies. Le fait que plusieurs bisons des bois élevés dans des zoos développent un pelage caractéristique du bison des prairies étaye cette hypothèse. Geist (1991) prétend aussi que les différences morphologiques entre le bison des bois et le bison des prairies du parc national Elk Island sont attribuables à la différence de densité entre les populations de bisons des bois et des bisons des prairies, ces derniers formant une population plus dense en plus de faire face à une concurrence plus forte de la part du wapiti (*Cervus elaphus*), ce qui explique leur taille plus modeste. Examinant la forme de la bosse, Geist (1991) constate qu'elle n'est constante ni chez le bison des bois ni chez le bison des prairies et émet l'hypothèse que, dans des conditions identiques, il y aurait convergence entre les deux groupes quant à la forme de la bosse. Geist est d'avis que les éventuelles différences entre le bison des bois et le bison des prairies sont bien moindres que ne le décrit van Zyll de Jong (1986).

Les caractéristiques du pelage du bison peuvent varier selon l'âge, le sexe et la saison. Cependant, des mâles du même âge observés au cours de la même saison présentent des différences constantes quant au pelage, malgré une certaine variabilité de ces caractères (W. Olson, comm. pers., 2003). La densité des

populations de bisons des bois et de bisons des prairies dans le parc national Elk Island a varié considérablement au fil du temps. Il y avait là plus de 2 500 bisons des prairies en 1935; depuis, la taille du troupeau est maintenue à environ 450 individus (Blyth et Hudson, 1987; Olson, 2002; Cool, 2003). La population de bisons des bois, qui comptait à l'origine une vingtaine d'individus, est passée depuis à environ 400 animaux (Olson, 2002). Les données réunies sur cette population pendant cette période n'indiquent guère de changements quant à la masse corporelle, ce qui laisse penser que les différences de masse entre le bison des bois et le bison des prairies pourraient bien être d'ordre génétique (Olson, 2002; Olson, comm. pers., 2003; Reynolds *et al.*, 2003). De plus, l'hypothèse que la population de bisons des prairies est plus dense que celle de bisons des bois ne paraît pas fondée si on considère qu'à l'époque où Geist a publié son étude (1991), environ 450 bisons des prairies et 800 wapitis se partageaient 136 km² dans la zone principale du parc (soit des densités respectives de 3,31/km² et 5,88/km²), tandis que 350 bisons des bois (5,93/km²) et 400 wapitis (6,78/km²) habitaient les 59 km² de la zone des bisons des bois (Blyth et Hudson, 1987; Olson, 2002; Cool, 2003). Les gardiens du parc national Elk Island ne croient pas qu'il y ait de différence dans la qualité du fourrage dont disposent les bisons des bois et les bisons des prairies au printemps, à l'époque de la mue (W. Olson, comm. pers., 2003). De plus, le brûlage dirigé pourrait causer un autre écart sur le plan de la qualité du fourrage disponible dans les deux secteurs. Le nombre de brûlages dirigés est nettement plus élevé dans l'habitat du bison des prairies, ce qui devrait y avoir accru la qualité du fourrage (N. Cool, comm. pers., 2003). Malgré cette amélioration potentielle de la qualité de l'habitat, les bisons des prairies demeurent plus petits que les bisons des bois.

Van Zyll de Jong *et al.* (1995) ont augmenté l'étude originale réalisée par van Zyll de Jong (1986) par l'observation d'animaux vivants du parc national Wood Buffalo et de quelques populations de bisons des prairies. L'un des principaux objectifs de cette étude était de déterminer si les distinctions morphologiques observées entre le bison des bois et le bison des prairies étaient d'ordre écotypique ou s'il s'agissait de véritables différences génétiques. À cette fin, ces chercheurs ont analysé des populations au bagage génétique semblable vivant dans des conditions environnementales très différentes : les bisons des prairies du National Bison Range, dans le Montana, et leur population parente transplantée en Alaska en 1928, qui vit actuellement dans l'habitat traditionnel du bison des bois, au climat boréal; les bisons des bois de la réserve de bisons Mackenzie et leur population parente du parc national Elk Island, qui vit actuellement dans l'habitat traditionnel du bison des prairies. Les bisons du National Bison Range font l'objet d'une gestion intensive et vivent dans une forêt ouverte et des prairies de climat tempéré, tandis que les bisons des prairies de l'Alaska vivent en liberté dans la forêt boréale. Les chercheurs n'ont constaté aucune différence phénotypique importante entre les populations de bisons des prairies du National Bison Range et de l'Alaska, qui vivaient pourtant depuis plus de 60 ans dans des milieux très différents. De même, les bisons des bois du parc national Elk Island et de la réserve Mackenzie ne présentent pas de différences importantes sur le plan morphologique, bien que les animaux du parc national Elk Island vivent à l'état mi-sauvage dans une tremblaie-parc au climat tempéré alors

que les animaux de la réserve de bisons Mackenzie vivent en liberté, sont sujets à la prédation et se trouvent dans des boisés au climat boréal ou subarctique. La forme de la bosse du bison des bois et celle du bison des prairies du parc national Elk Island n'ont pas convergé, même si ces deux groupes vivent dans des habitats semblables depuis une trentaine d'années. Ces constats laissent supposer qu'une différence d'ordre génétique est à l'origine des différences morphologiques entre le bison des bois et le bison des prairies et que ces dernières résultent d'une discontinuité morphologique survenue par le passé entre ces deux sous-espèces.

Van Zyll de Jong *et al.* (1995) ont également examiné les différences morphologiques entre les sous-populations du parc national Wood Buffalo afin de déterminer si les animaux de certaines régions ressemblaient davantage que d'autres au bison des bois de race pure. C'est la sous-population du lac Pine, soit celle qui vit le plus près des sites d'introduction du bison des prairies de 1925 à 1928, qui ressemble le plus au bison des prairies. Cette population est morphologiquement plus proche des populations de bisons des prairies que les autres sous-populations de bisons des bois qui se trouvent dans le même parc. Cet état de choses donne à penser qu'il n'y a pas eu d'échange libre de matériel génétique dans le parc national Wood Buffalo après l'introduction du bison des prairies. On croyait que la région du lac Hook, située au nord-est du parc national Wood Buffalo, pourrait elle aussi contenir des bisons des bois de race relativement pure, le terrain entre les deux zones étant plutôt inhospitalier (Van Camp, 1989). Des études génétiques ont révélé que la sous-population du lac Pine diffère nettement des autres populations du parc, mais que la différenciation génétique entre tous les secteurs du parc, y compris la région du lac Hook, est faible (Wilson et Strobeck, 1999; Wilson, 2001). Par conséquent, aucune région du parc national Wood Buffalo ne serait exempte de l'apport génétique du bison des prairies.

Études chromosomiques

Ying et Peden (1977) ont également tenté de différencier le bison des bois et le bison des prairies par une étude des chromosomes. Ces chercheurs ont comparé les caryotypes des deux sous-espèces, chacune se caractérisant par un nombre diploïde de 60 chromosomes. Vingt de ces chromosomes, plus les chromosomes sexuels, sont homologues. Cependant, à cause de la difficulté d'obtenir des caryotypes observables, neuf chromosomes n'ont pas pu être comparés. Il n'est pas étonnant que le bison des bois et le bison des prairies présentent des caryotypes semblables, puisque le bison et les bovins domestiques ont également des caryotypes identiques, ne présentant que des différences mineures au niveau des chromosomes sexuels (Bhambhani et Kuspira, 1969).

Études moléculaires

Au moyen d'essais hémolytiques (détermination des groupes sanguins) effectués sur 13 réactifs appartenant à six systèmes différents et sur l'anhydrase carbonique, on a examiné le polymorphisme chez les bisons des bois et les bisons

des prairies du parc national Elk Island et du parc national Wood Buffalo ainsi que dans deux autres populations de bisons des prairies (Peden et Kraay, 1979). On a constaté que 78 p. 100 des bisons des bois du parc national Elk Island sont très semblables aux autres individus de la même population, ce qui laisse supposer que cette population diffère nettement des autres. Cependant, les autres troupeaux sont eux aussi nettement différents les uns des autres. Si on accordait la qualité de sous-espèce uniquement sur la base de ces résultats, chacune des populations observées constituerait une sous-espèce distincte. Les différences observées entre les sous-espèces ne sont pas plus significatives que celles qu'on a observées entre les diverses populations de bisons des prairies. Les populations de bisons des bois et de bisons des prairies du parc national Elk Island et du parc national Wood Buffalo forment un groupe distinct des autres populations de bisons des prairies observées. Ces résultats n'ont rien d'étonnant étant donné le nombre d'individus du parc national Buffalo, une population parente de celle des bisons des prairies du parc national Elk Island, qui ont été introduits dans le parc national Wood Buffalo (voir la section Hybridation entre le bison des bois et le bison des prairies). Les populations de bisons des bois seraient probablement plus distinctes si cette hybridation n'avait pas eu lieu.

On a également réalisé une étude sur le polymorphisme de restriction (RFLP) de quatre gènes nucléaires chez les populations de bisons des bois et de bisons des prairies du parc national Elk Island (Bork *et al.*, 1991). Deux des 28 fragments identifiés dans cette étude sont polymorphiques. Les deux allèles du fragment E ont des fréquences de 0,75 et 0,25 chez le bison des bois et de 0,20 et 0,80 chez le bison des prairies, tandis que les deux allèles du fragment S ont des fréquences de 0,85 et 0,15 chez le bison des bois et de 0,50 et 0,50 chez le bison des prairies, ce qui indique une différence significative entre ces deux populations. On estime à 0,0007 le nombre de substitutions nettes de nucléotides entre ces deux populations, ce qui dénote que la divergence est récente. Cette situation donne à penser que les deux populations présentent des différences à un niveau qu'on attendrait de populations géographiquement isolées. Là encore, ces deux populations auraient pu être plus distinctes s'il n'y avait pas eu d'hybridation dans le parc national Wood Buffalo.

On a aussi réalisé une étude sur le polymorphisme de restriction des haplotypes mitochondriaux de 269 bisons issus de neuf populations (Polziehn *et al.*, 1996). Il faut rappeler que, si l'ADN nucléaire est hérité des deux parents, l'ADN mitochondrial n'est hérité que de la lignée maternelle. On a examiné 12 sites variables constituant 11 haplotypes uniques. L'arbre phylogénétique le plus parcimonieux conçu à partir de ces haplotypes révèle que les bisons des prairies forment un groupe paraphylétique et les bisons des bois, un groupe polyphylétique. Comme aucune des deux sous-espèces ne forme un groupe monophylétique dans cet arbre, où tous les individus d'une sous-espèce sont issus d'une seule lignée, ces auteurs concluent qu'aucun des groupes n'est un taxon bien défini. La population du parc national Wood Buffalo est la plus variable de toutes les populations examinées. Quatre des 11 haplotypes identifiés sont uniques au bison des bois, et quatre autres communs au bison des bois et au bison des prairies. La présence

d'haplotypes uniques confirme une divergence récente entre les deux sous-espèces. Il y a deux explications possibles à l'existence d'haplotypes communs et uniques. Premièrement, le bison des bois pourrait avoir été séparé historiquement du bison des prairies, avec pour conséquence la divergence génétique et les haplotypes uniques. Dans ce scénario, le bison des bois et le bison des prairies seraient des sous-espèces historiques. Les haplotypes communs résulteraient alors de l'hybridation entre le bison des bois et le bison des prairies. La deuxième possibilité est qu'il y ait eu assez de flux génétique entre les populations historiques de bisons des bois et des plaines pour que la plupart des haplotypes soient communs aux deux groupes. Les haplotypes non détectés chez le bison des bois ou chez le bison des prairies pourraient quand même être présents, mais à de faibles fréquences. Dans ce scénario, le bison des bois et le bison des prairies ne sont pas véritablement des sous-espèces. Malheureusement, comme on ne dispose d'aucun échantillon génétique de bison des bois datant d'avant l'hybridation, il est actuellement impossible de déterminer lequel de ces scénarios est le plus probable. De plus, les échantillons génétiques prélevés dans le parc national Wood Buffalo, chez les bisons des bois du parc national Elk Island et à la réserve de bisons Mackenzie sont très semblables, ce qui corrobore l'hypothèse que ces trois populations ont un fonds génétique commun et que l'hybridation s'est produite avant la fondation des deux dernières de ces populations.

D'autres commentaires s'imposent quant à l'utilisation de l'ADN mitochondrial dans les études phylogénétiques de la relation entre le bison des bois et le bison des prairies. Comme nous l'avons déjà mentionné, la proportion des sexes était largement favorable aux femelles chez les bisons des prairies introduits au parc national Wood Buffalo, et il est peu probable qu'un grand nombre de bisons des prairies mâles aient pu se reproduire avant plusieurs années (voir la section Hybridation entre le bison des bois et le bison des prairies). Par conséquent, l'étude de l'ADN mitochondrial n'est pas nécessairement une bonne indication de la proportion de matériel nucléaire du bison des prairies présente chez les animaux du parc national Wood Buffalo, puisque l'ADN mitochondrial est hérité de la mère. De plus, le recours à des arbres monophylétiques pour définir le statut de sous-espèce pourrait être déraisonnable dans ce cas-ci. On ne peut s'attendre à l'existence d'un arbre haplotypique monophylétique avant $4N_e$ générations, où N_e est la taille effective de la population au fil du temps. On peut raisonnablement estimer à cinq ans la durée d'une génération chez le bison (Gates *et al.*, 2001). En supposant une durée de séparation de 5 000 ans pour le bison des bois et le bison des prairies (Wilson, 1980; McDonald, 1981), il faudrait que N_e soit inférieur à 250 pendant cette période avant qu'on puisse s'attendre à l'existence d'un arbre monophylétique. Jusqu'au XX^e siècle, il pourrait y avoir eu plus de 100 000 bisons des bois (Soper, 1941); il est donc peu probable que ces deux groupes soient monophylétiques. Cette hypothèse présupposant aussi l'absence de flux génétique entre les populations, l'hybridation entre le bison des bois et le bison des prairies rend extrêmement improbable que les populations actuelles de bisons des bois et des plaines soient monophylétiques. Les phylogénèses développées à partir des données sur l'ADN mitochondrial se sont déjà révélées discordantes avec la relation entre les espèces chez certaines

espèces de cerfs (*Odocoileus*) (Carr *et al.*, 1986; Cronin *et al.*, 1988). L'ADN mitochondrial fonctionne comme un locus unique, et la phylogénèse d'un locus unique peut différer de celle de l'espèce ou de celle qu'on dériverait de locus nucléaires multiples (Pamilo et Nei, 1988; Dowling et Brown, 1989). On a constaté des variations de la divergence de l'ADN mitochondrial et nucléaire chez les Cervinés comme chez les Odocoileinés (Cronin, 1991).

Les plus récentes études de la divergence entre le bison des bois et le bison des prairies portent sur les microsatellites (Wilson et Strobeck, 1999; Wilson, 2001). Ceux-ci sont très variables, et on en trouve dans tout le génome nucléaire. Wilson et Strobeck (1999) ont examiné les relations entre onze populations de bisons d'Amérique du Nord, dont celle de la réserve de bisons Mackenzie, les bisons des bois et les bisons des prairies du parc national Elk Island, ainsi que la population du parc national Wood Buffalo, à partir de 11 locus de microsatellites. Chacune des populations examinées étant distinctive, cette méthode ne peut servir à elle seule à définir des sous-espèces. Toutefois, les distances génétiques entre les populations de bisons des bois et des plaines étaient plus grandes qu'à l'intérieur de chacune des deux sous-espèces ce qui n'a rien d'étonnant, étant donné que ce sont des animaux du parc national Wood Buffalo qui ont fondé les troupeaux de la réserve de bisons Mackenzie et du parc national Elk Island. Le fort lien entre ces trois populations indique qu'elles fonctionnent comme des entités distinctes du bison des prairies et devraient être gérées en tant que telles. Il indique aussi que les trois populations contiennent des animaux hybrides. Les bisons des bois auraient probablement été plus distincts s'il n'y avait pas eu d'hybridation. On a également effectué un test d'assignation sur les animaux de ces populations. Ce test consiste à comparer le génotype de chaque animal aux fréquences des allèles dans chaque population et à attribuer chaque animal à la population dont il est le plus probablement issu. Des 370 individus examinés, seulement cinq (1,4 p. 100) ont été assignés à la mauvaise sous-espèce, et il s'agissait dans tous les cas d'individus du parc national Wood Buffalo attribués à l'une ou l'autre des populations de bisons des prairies. Cette étude confirme que le génome du bison des bois et celui du bison des prairies sont actuellement distincts sur le plan génétique. Après l'incorporation d'autres individus de la région du lac Hook (située juste au nord-est du parc national Wood Buffalo; Wilson, 2001) et du projet de rétablissement du bison des bois du lac Hook (Nishi *et al.*, 2001; Wilson *et al.*, 2002a), seuls quatre des 258 bisons des bois examinés (trois du parc national Wood Buffalo et un de la région du lac Hook) ont été assignés à tort à des populations de bisons des prairies. On a constaté une similitude génétique entre les populations du parc national Wood Buffalo et de la région du lac Hook, ce qui laisse supposer que les animaux du lac Hook se sont eux aussi hybridés avec le bison des prairies (contrairement à la théorie de Van Camp, 1989).

Éthologie

La différence essentielle entre le bison des bois et le bison des prairies concerne leur habitat préférentiel. Cependant, on peut difficilement établir si les

différences dans le choix de l'habitat sont une réaction écotypique aux variations d'ordre environnemental ou si elles viennent d'une différenciation génétique sous-jacente. Le bison des bois préfère les forêts et boisés nordiques, où les zones ouvertes sont plus petites et plus dispersées, alors que le bison des prairies préfère les espaces ouverts des grandes plaines (Geist et Karsten, 1977). Ainsi, l'aire de répartition d'origine du bison des bois comprenait le nord de l'Alberta, de la Saskatchewan et de la Colombie-Britannique, ainsi que des portions de l'Alaska, du Yukon et des Territoires du Nord-Ouest (Stephenson *et al.*, 2001). Celle du bison des prairies couvrait le sud des provinces des Prairies et la majeure partie des États-Unis à l'est des Rocheuses (figure 2).

Une différence possible entre le comportement du bison des bois et celui du bison des prairies réside dans les migrations annuelles. Que le bison des prairies ait effectué chaque année des migrations prévisibles demeure discutable (voir la section Déplacements et dispersion), mais il n'y a guère de doute que les grands troupeaux de bisons des prairies se déplaçaient fréquemment (Roe, 1970; Moodie et Ray, 1976). Il semble par contre que le bison des bois soit resté dans son habitat, soit sans migrer, soit avec des migrations d'échelle non significative (MacEwan, 1995). Les déplacements saisonniers du bison des prairies pourraient avoir contribué à préserver le caractère distinctif de cette sous-espèce, ses déplacements vers le sud au printemps l'éloignant d'un contact possible avec les bisons des bois avant la saison du rut, ce qui réduisait d'autant les chances d'interfécondation entre ces deux sous-espèces (van Zyll de Jong *et al.*, 1995).

Certains éléments indiquent que le bison des bois et le bison des prairies pourraient avoir des comportements différents lors du rut. Alors que les bisons des prairies forment de grands troupeaux, la taille des troupeaux de bisons des bois diminue pendant le rut (Soper, 1941; Melton *et al.*, 1989). La petite taille des troupeaux de bisons des bois les rend peut-être plus faciles à contrôler par quelques mâles dominants, ce qui entraîne la formation de harems, plutôt que la hiérarchie observée chez le bison des prairies (Calef et Van Camp, 1987). Le bison des bois tend à être plus solitaire que le bison des prairies pendant le rut, la plupart des interactions agressives se produisant lorsqu'un mâle solitaire tente de se joindre à un troupeau de femelles déjà sous la garde d'un mâle dominant (Melton *et al.*, 1989). Les troupeaux de femelles changent souvent de mâle dominant au cours de la saison de reproduction (Komers *et al.*, 1992), mais il reste possible que la proportion de mâles se reproduisant chaque année soit plus faible chez le bison des bois que chez le bison des prairies. Là encore, il faut souligner que cette différence de comportement peut résulter davantage de l'habitat préférentiel que de différences d'ordre génétique.

La taille des troupeaux tend à être plus petite toute l'année chez le bison des bois que chez le bison des prairies (Komers *et al.*, 1992). La plupart des premiers observateurs décrivent le bison des bois comme un animal plus solitaire et plus craintif que le bison des prairies (voir plus haut la section Premiers rapports taxinomiques). Cette différence dans les caractéristiques du comportement pourrait être attribuable aux pressions continues de la chasse (Geist, 1996). La formation de

gros troupeaux de bisons des prairies dans les grandes plaines pourrait avoir été un moyen de défense contre les pressions de la chasse et la prédation par les loups, les cachettes étant rares et les animaux solitaires constituant des proies plus faciles. Les grands déplacements imprévisibles auraient été un moyen d'éviter les pressions de la chasse (Geist, 1996). Cependant, dans les régions nordiques où la densité humaine était moindre, les bisons des bois pouvaient échapper aux chasseurs en se cachant dans les zones boisées, seuls ou en petits groupes. Les pressions de la chasse auraient rendu les bisons du nord craintifs et les auraient poussés à se disperser (Geist, 1996). Ces différences entre le bison des bois et le bison des prairies pourraient résulter des variations de la pression de chasse d'une partie à l'autre de leur aire de répartition, pressions qui se sont poursuivies tout au long de l'existence du bison moderne. McDonald (1981) croit que les pressions de chasse ont pu contribuer à garder les bisons des bois séparés de ceux des plaines, la majeure partie de la chasse s'effectuant à partir de la lisière des forêts. À l'inverse, van Zyll de Jong (1986) arrive à la conclusion que les pressions de chasse dans les régions nordiques n'étaient pas assez fortes pour avoir beaucoup d'effet sur les bisons qui y vivent.

Pour que le bison des bois et le bison des prairies forment deux sous-espèces, il faudrait que le flux génétique entre les deux groupes soit minime ou inexistant. Les différences dans le comportement et les préférences en matière d'habitat ont pu maintenir l'isolement spatial ou temporel de ces animaux. La plupart des observations indiquent que l'aire de répartition du bison des bois et celle du bison des prairies se chevauchaient aux environs de la rivière de la Paix (voir Roe, 1970; van Zyll de Jong, 1986; Geist, 1991). Cependant, on ignore dans quelle mesure le bison des bois et le bison des prairies se mélangeaient. Dans une lettre reproduite par Rhoads (1897), Moberly affirme que les populations de bisons des bois et des plaines se rencontraient souvent à la limite des prairies et des bois, mais que les deux groupes ne se mélangeaient jamais. Il se peut aussi que le bison des bois et le bison des prairies fréquentaient le même secteur pendant une partie de l'année, mais que les bisons des prairies migraient vers le sud avant la saison de reproduction, assurant ainsi leur isolement reproductif (van Zyll de Jong, 1986; Stephenson *et al.*, 2001). D'autres croient plutôt qu'il n'y avait guère de chevauchement entre l'aire de répartition du bison des bois et celle du bison des prairies et que les possibilités de mélange étaient donc très limitées, voire inexistantes (Roe, 1970; van Zyll de Jong, 1986). La présence d'habitats inhospitaliers peut avoir laissé la zone séparant les deux sous-espèces relativement vide de bisons. Une ceinture de forêt boréale dense a pu constituer une barrière semi-perméable entre le bison des bois et le bison des prairies. Il est toutefois possible que les brûlis effectués par les Autochtones aient gardé des prairies ouvertes dans la zone de chevauchement des aires de répartition du bison des bois et du bison des prairies, ce qui aurait permis aux deux de se mélanger (Lewis, 1977; Geist, 1991). La différence entre les pressions de sélection exercées par les habitats sur le bison des bois et le bison des prairies et entre les pressions de chasse dans les deux régions a pu jouer contre les animaux entrant dans la zone occupée par l'autre sous-espèce.

Résumé

Le débat sur le statut de sous-espèce du bison des bois et du bison des prairies dure depuis longtemps. La plupart des premiers observateurs laissent entendre que les bisons qui vivaient dans les régions nordiques étaient différents de ceux qui vivaient dans les plaines mais, même à cette époque, on ne s'entendait pas pour attribuer ces différences à l'environnement ou à la génétique. La différenciation morphologique entre le bison des bois et le bison des prairies a été considérée aussi bien comme une justification du statut de sous-espèce (comme les différences permanentes dans la morphologie et le poids du bison des bois et du bison des prairies dans le parc national Elk Island) que comme le résultat des pressions environnementales, voire comme inexistante. Le raffinement des essais génétiques a accru la capacité de différencier les sous-espèces. Les résultats des études génétiques sont divers : absence de différenciation entre les deux sous-espèces, ou découverte de différences significatives entre les sous-espèces, voire entre des populations de la même sous-espèce. Certains éléments indiquent une possibilité de différences d'ordre écologique entre le bison des bois et le bison des prairies mais, là encore, on ne peut dire avec certitude si elles sont écotypiques ou résultent de différences génétiques. À l'époque historique, le potentiel de flux génétique entre le bison des bois et le bison des prairies peut aussi bien avoir été faible qu'élevé. Il est malheureux que la plupart des études morphologiques et écologiques et la totalité des études génétiques aient été effectuées après l'hybridation entre le bison des bois et le bison des prairies dans les années 1920, puisque cette situation rend difficile de déterminer si le bison des bois était auparavant une sous-espèce différenciée.

La similitude morphologique des populations parentes de bisons des bois ou des plaines ayant vécu dans des milieux différents, de même que la permanence de la distinction sur le plan de la morphologie et du poids entre les bisons des bois et les bisons des prairies du parc national Elk Island qui ont vécu dans des habitats semblables pendant de nombreuses années, laissent supposer qu'il y a un fondement génétique aux différences morphologiques observées entre ces deux sous-espèces, malgré leur hybridation. Cette différenciation génétique est confortée par les similitudes génétiques constatées entre les populations de bisons des bois du parc national Elk Island, de la réserve de bisons Mackenzie et du parc national Wood Buffalo dans des études portant sur l'ADN mitochondrial et les microsatellites, ainsi que par le constat que la distance génétique est généralement plus faible à l'intérieur d'une sous-espèce qu'entre individus de sous-espèces différentes. L'existence de différences génétiques et morphologiques donne à penser qu'il s'agit de deux sous-espèces distinctes, qui devraient donc faire l'objet d'une gestion séparée. Comme le montre le cas de l'hybridation au parc national Wood Buffalo, tout mélange entre ces animaux serait irréversible, et il faut éviter d'agir à la légère dans ce domaine (Reynolds, 1991).