

# Échos de la recherche

## Résolution de l'événement d'extinction du Trias-Jurassique : étude de cas de gestion des ressources en fossiles aux îles de la Reine-Charlotte, en C.-B.

*James W. Haggart*

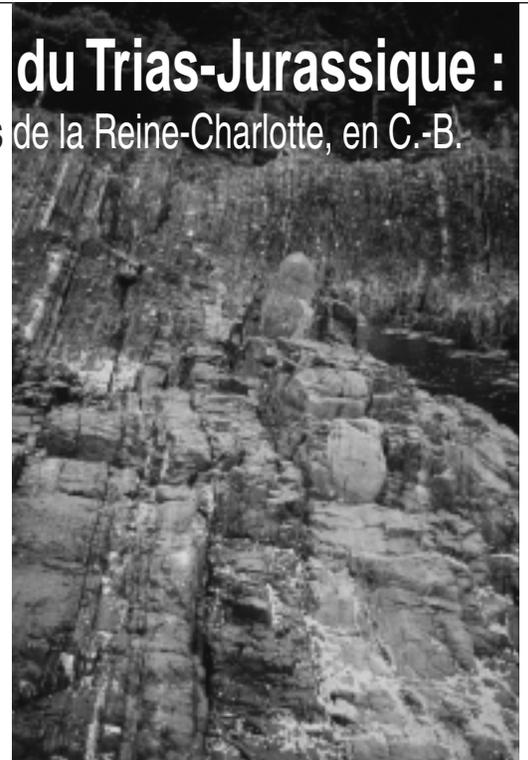
Il y a environ 200 millions d'années, à la fin de l'âge triasique, se produit l'un des événements les plus importants de l'histoire de la Terre : l'extinction de jusqu'à 80 % du biote (Sepkoski 1993; Hallam et Wignall 1997). Cette extinction générale touche les animaux et les végétaux et a lieu tant dans l'océan que sur la terre. Les formes vivantes qui évoluent par la suite, pendant le Jurassique inférieur, se répandent dans un monde radicalement différent du précédent. En effet, l'extinction de la fin du Trias (T-J) est d'une telle envergure qu'elle forme la base de la division entre le Trias et le Jurassique.

Bien que l'ampleur de l'extinction ne soit pas remise en question, les géologues et les historiens de la Terre discutent énormément de sa durée et de la nature des changements environnementaux globaux qui l'ont accompagnée. Certains suggèrent que l'extinction a été rapide et a eu lieu pendant des dizaines de milliers d'années, tandis que d'autres maintiennent qu'elle s'est étendue sur plusieurs millions d'années. Dans le même ordre d'idées, on a proposé des explications divergentes du mécanisme de causalité sous-jacent de l'extinction, y compris des changements dans l'activité volcanique de la Terre ou le niveau des océans et l'impact d'objets extraterrestres.

### LE PROFIL DE L'EXTINCTION AUX ÎLES DE LA REINE- CHARLOTTE

Les roches sédimentaires exposées aux îles de la Reine-Charlotte, en C.-B., contiennent un profil bien préservé de la vie marine durant le Trias supérieur. Deux aires d'exposition critiques, l'une sur la côte nord-ouest des îles à Kennecott Point et l'autre à 175 km au sud à l'île Kunga, dans la réserve de parc national Gwaii Haanas (figure 1), ont fourni des renseignements importants sur les changements qui se sont produits pendant l'extinction T-J. L'abondance et la qualité des données paléontologiques à ces sites ont fait en sorte qu'on a proposé ces derniers comme section et point du stratotype de limite globale (GSSP) du Trias-Jurassique (Carter et Tipper 1999; Haggart *et al.* présenté).

L'analyse paléontologique des roches de ces deux pans stratigraphiques révèle un océan du Trias supérieur surabondant en formes vivantes de toutes sortes, notamment bivalves, ammonites et reptiles, ainsi qu'en microorganismes tels que conodontes et radiolaires. Les conodontes étaient des cordés primitifs qui ont disparu pendant l'extinction de la fin de l'âge triasique, alors que les



Île Kunga, réserve de parc national Gwaii Haanas. C.-B.

radiolaires sont des microorganismes unicellulaires au squelette complexe que l'on retrouve dans les océans actuels.

Une étude détaillée des pans couvrant la limite du Trias-Jurassique à Kennecott Point et l'île Kunga indique une vie marine très diversifiée. On a établi l'étendue stratigraphique précise de diverses espèces de fossiles dans les pans de roche grâce à un échantillonnage paléontologique soigné (figure 2, p. 5). Les données géologiques et

- suite à la page 4 -

# Échos de la recherche

10[3] • HIVER 2002

## Contents

### ARTICLES

- Résolution de l'événement d'extinction du Trias-Jurassique : étude de cas de gestion des ressources en fossiles aux îles de la Reine-Charlotte, en C.-B. *J.W. Haggart* ..... 1
- Le déplacement des loups (*Canis lupus*) par suite du développement humain dans le parc national Jasper en Alberta. *J. Whittington* ..... 7
- Conservation du pin blanc d'Amérique dans les Rocheuses canadiennes. *J. Stuart-Smith, B. Wilson et R. Walker* ..... 11
- Analyse de la viabilité de la population du caribou des forêts dans le parc national Jasper. *K. Flanagan et S. Rasheed* ..... 16
- Poisson, sauvagine et nourriture : l'incidence des interactions entre les petits poissons et les invertébrés sur le comportement de recherche de nourriture des oiseaux aquatiques dans la forêt-parc à trembles de l'Alberta. *C.E. McParland et C.A. Paszkowski* ..... 20

### RECHERCHES MARQUANTES

- Classification écologique des terres du parc national des lacs-Waterton. *C. Smith et P. Achuff* ..... 12
- Activités archéologiques sur le terrain de l'unité de gestion de la côte de la C.-B. du Centre de services de l'Ouest canadien. *I. Sumpter* ..... 13

### RUBRIQUES

- Éditorial *D. Dickinson* ..... 3
- Parutions récentes ..... 23
- Réunions d'intérêt ..... 24

### ÉCHÉANCES À VENIR

*Échos de la recherche* est une publication du Centre de services de l'Ouest canadien de Parcs Canada qui présente des recherches en sciences naturelles, culturelles et sociales à un large auditoire. Les échéances pour tout texte pour les numéros futurs sont les suivantes :

**Le 27 NOVEMBRE 2002**

**Le 26 MARS 2003**

### ANGLOPHONES

This publication is available in English by writing to the address on page 24.

### ÉCHOS DE LA RECHERCHE EN LIGNE

Les numéros précédents d'*Échos de la recherche* se trouvent à <http://parkscanada.gc.ca> sous « Bibliothèque » dans la section « Télécharger documents ».

# Éditorial

Mon congé de six mois a peut-être influencé mon point de vue mais les articles de ce numéro semblent couvrir une gamme particulièrement étendue de projets et d'enjeux de recherche. De la recherche archéologique-paléontologique à l'écologie de la population en passant par les études de comportement, chaque auteur aborde des questions importantes concernant la conservation des ressources. Il attire également notre attention sur plusieurs problèmes auxquels il fait face dans un plus vaste contexte.

La recherche présentée dans ce numéro touche une période qui s'étend sur plus de 200 millions d'années. D'une part, le travail de Haggart se penche sur des indices biologiques afin d'expliquer un événement d'extinction de masse à la fin de l'âge triasique. Bien que son travail ait rapport avec le passé, il démontre l'importance des normes de conservation des données et des ressources limitées telles que les fossiles aux fins d'analyse future. D'autre part, des chercheurs nous présentent des prévisions concernant la population du caribou et du pin blanc d'Amérique (Flanagan et Rasheed, Stuart-Smith *et al.*, respectivement) qui soulignent la valeur des prévisions minutieuses et de la gestion adaptative.

Les études de comportement touchent plusieurs espèces animales allant d'insectivores à des carnivores et traitent des effets cumulatifs. Un article démontre que la décision de réunir de petits plans d'eau a peut-être des répercussions imprévues sur le comportement de recherche de nourriture de la sauvagine (McParland et Paszkowski). Dans une autre étude encore, Whittington examine les effets combinés du développement humain sur le déplacement des loups à Jasper.

Les avantages à long terme et sur le plan interdisciplinaire de la recherche actuelle ne sont pas toujours évidents. De tels articles donnent toutefois à penser que les chercheurs dépassent le cadre des questions de leur propre recherche afin de tenter de rendre leurs résultats plus utiles aux autres. On ne peut sous-estimer la valeur d'une communication efficace entre les chercheurs, et entre ceux-ci et les gestionnaires. C'est là l'un des objectifs principaux d'*Échos de la recherche*. Nous espérons que ce numéro et cette publication continuent de répondre à ce besoin.

*Dianne Dickinson est directrice de la production d'Échos de la recherche.*

## TOUTES NOS EXCUSES!

Nous présentons toutes nos excuses à David Gummer, dont la photo d'un chien de prairie a été quelque peu déformée dans le numéro été-automne 2002 (*Échos de la recherche* 10[2] p. 4).

Voici la photo :



## NOUVELLES VENUES...

La famille d'*Échos de la recherche* continue de s'agrandir. Dianne Dickinson revient de son congé de maternité et Sharon Thomson entame le sien. Rebecca Dickinson et Grace Thomson se portent très bien.

Nous accueillons Katharine Kinnear qui remplacera Sharon et travaille aux services des ressources culturelles du bureau de Calgary du Centre de services de l'Ouest canadien.

paléontologiques démontrent de façon frappante que l'extinction T-J inscrite dans ces roches est limitée à un pan très mince de moins d'un mètre d'épaisseur (figure 2, ligne horizontale) (Carter 1993; Tipper *et al.* 1994; Tipper *et al.* 1998; Haggart *et al.* 2001).

Une fois qu'on a établi les étendues précises des taxa de fossiles à Kennecott Point et l'île Kunga et déterminé la limite T-J exacte aux deux endroits, on a étudié plus avant la géologie de l'intervalle de la limite afin de découvrir des changements dans les systèmes atmosphériques et biologiques de la Terre. L'échantillonnage et l'analyse des isotopes stables de carbone dans ces roches montrent un changement important dans la productivité globale pendant le Trias supérieur. Le profil isotopique de l'intervalle indique que l'extinction à la fin du Trias était accompagnée par un virage négatif impressionnant du pourcentage de carbone organique dans les roches (Ward *et al.* 2001). Un tel déclin suggère une chute de la productivité globale immédiatement au niveau de l'événement d'extinction, probablement sur une période de 50 000 ans au plus. Les mécanismes de causalité d'un déclin si rapide sont incertains mais un tel scénario est conforme à l'impact d'un objet extraterrestre. Il est nécessaire d'effectuer plus de travail pour démontrer de façon concluante qu'un impact a causé la catastrophe biologique de la fin du Trias mais ceci constitue la première forte indication d'une extinction rapide.

### RECONNAISSANCE DES RESSOURCES

Il a fallu une bonne dose de patience paléontologique et d'enquête géologique pendant tout un nombre d'années pour démêler les fils de cette histoire biologique complexe. On a dû extraire et traiter de nombreux kilos de roche pour isoler leurs fossiles microscopiques afin de pouvoir constituer les collections nécessaires. La présence de fossiles est malheureusement limitée à des lithologies particulières propices à leur préservation à long terme — soit les types de roche recherchés dans chacun des pans critiques. On a soigneusement catalogué les fossiles de chaque échantillon afin d'identifier avec précision la couche de chaque

collection (des centaines) par rapport à toutes les autres et à la succession des strates dans la séquence globale. L'échantillonnage exigé pour dégager la succession relative des espèces de fossiles dans les pans de Kennecott Point et de l'île Kunga a été d'une telle ampleur qu'il reste très peu d'exemples de lithologie appropriée à ces deux sites.

Les fossiles sont par nature une ressource finie — ils sont les seuls vestiges d'espèces biologiques bien particulières qui ont existé à un moment donné dans le passé ancien et dont la plupart a disparu pour toujours. On ne peut jamais régénérer des fossiles retirés du sol. La seule façon d'en trouver d'autres est de fouiller la roche immédiatement adjacente au site original. Dans le cas de Kennecott Point et de l'île Kunga, les lits contenant des fossiles ont été entièrement excavés. Ce n'est que par l'érosion future ou une fouille à grande échelle que d'autres fossiles feront surface; de tels phénomènes naturels peuvent s'étendre sur des millénaires.

### LE DILEMME DE LA GESTION DES RESSOURCES

Tout comme dans d'autres disciplines scientifiques, les géologues et les paléontologues tentent de reproduire les résultats du travail d'autres chercheurs afin d'en vérifier l'exactitude. Un nouvel échantillonnage des pans de Kennecott Point et de l'île Kunga est toutefois clairement problématique puisqu'il ne reste dans l'affleurement très peu ou aucune des lithologies voulues contenant des microfossiles. Ce dilemme soulève la question de gestion suivante : quelle est la

meilleure façon de maintenir le profil paléontologique de ces sites? Étant donné que très peu d'exemples des fossiles peuvent y être ou y seront jamais recueillis à nouveau, un plan de gestion efficace des ressources paléontologiques doit prévoir le maintien et l'entreposage à long terme des collections existantes et de la base de données connexes.

Il existe heureusement des normes informelles pour la cueillette et la documentation des collections de fossiles obtenues dans le cadre de la plupart des programmes scientifiques. On code généralement les données sur l'emplacement des fossiles dans une base de données aux fins de stockage permanent. Idéalement, les collections sont placées dans une institution qui a pour mandat de les entreposer à long terme, soit un musée, une université ou un laboratoire du gouvernement. Les scientifiques peuvent ainsi avoir accès à

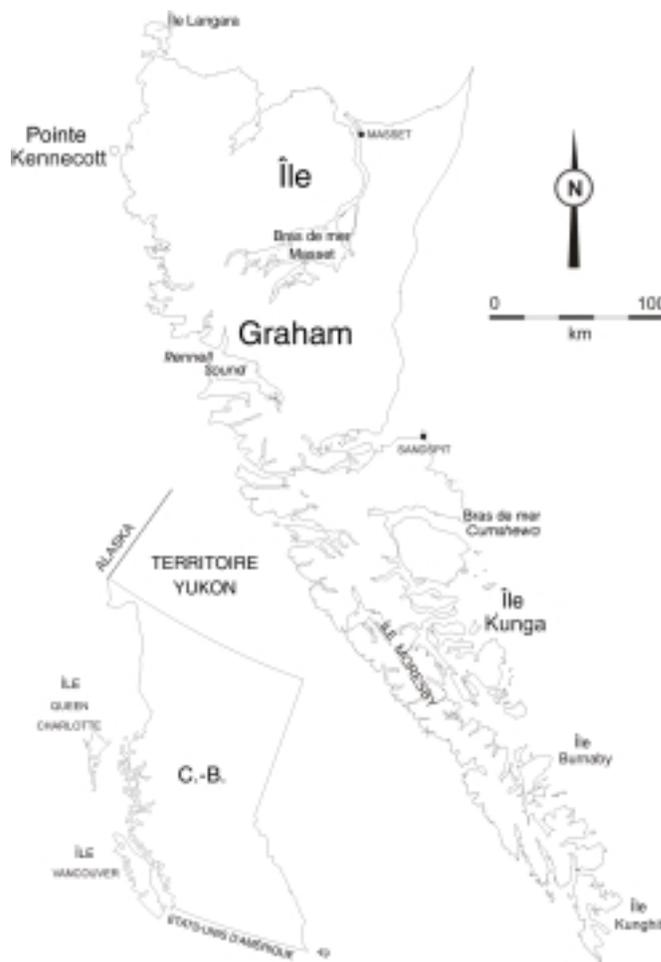
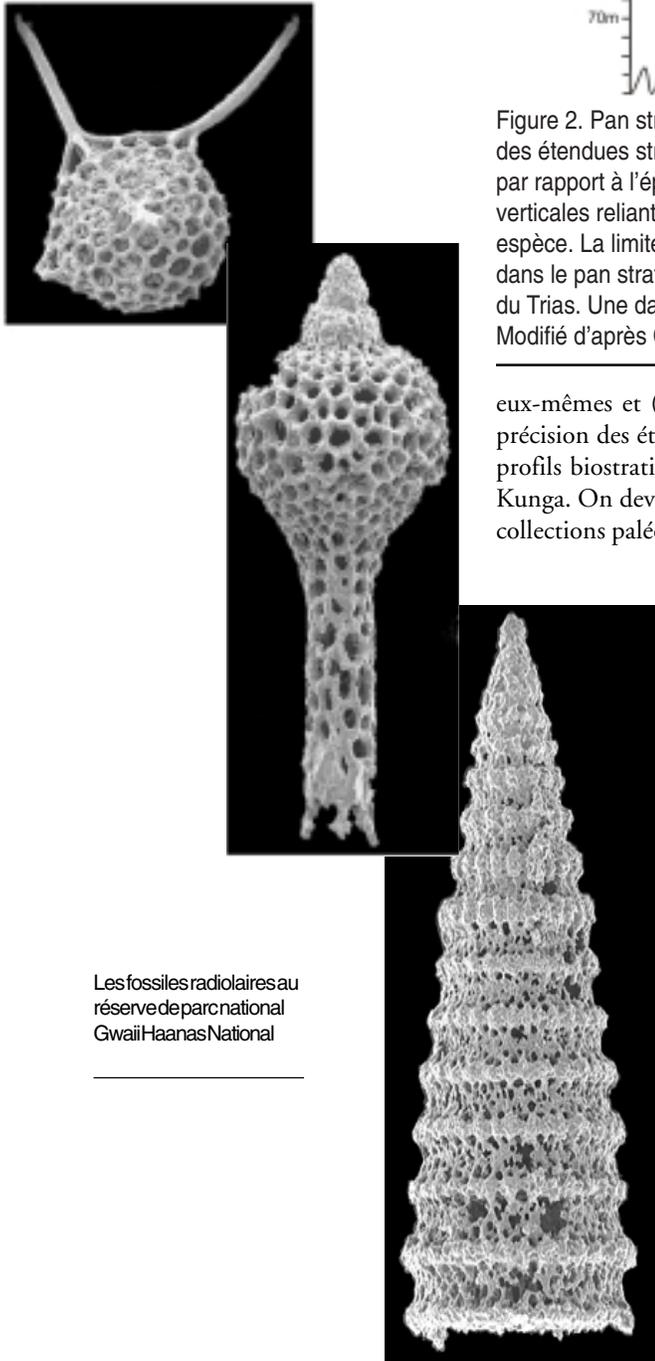


Figure 1. Plan de position des îles de la Reine-Charlotte, C.-B., indiquant Kennecott Point et l'île Kunga, sites de la limite Trias-Jurassique.

-continué-

des fossiles déjà étudiés. Malheureusement, l'ensemble des lois qui régit un tel entreposage à long terme est plutôt limité et on connaît tout un nombre de cas où des bureaucrates mal renseignés ont jeté des collections de fossiles.

Il existe environ 6 000 sites de fossiles connus dans les îles de la Reine-Charlotte, bien que seuls quelques-uns sont aussi importants que les pans de la limite T-J de Kennecott Point et l'île Kunga. C'est peut-être car les fossiles



Les fossiles radiolaires au réserve de parc national Gwaii Haanas National

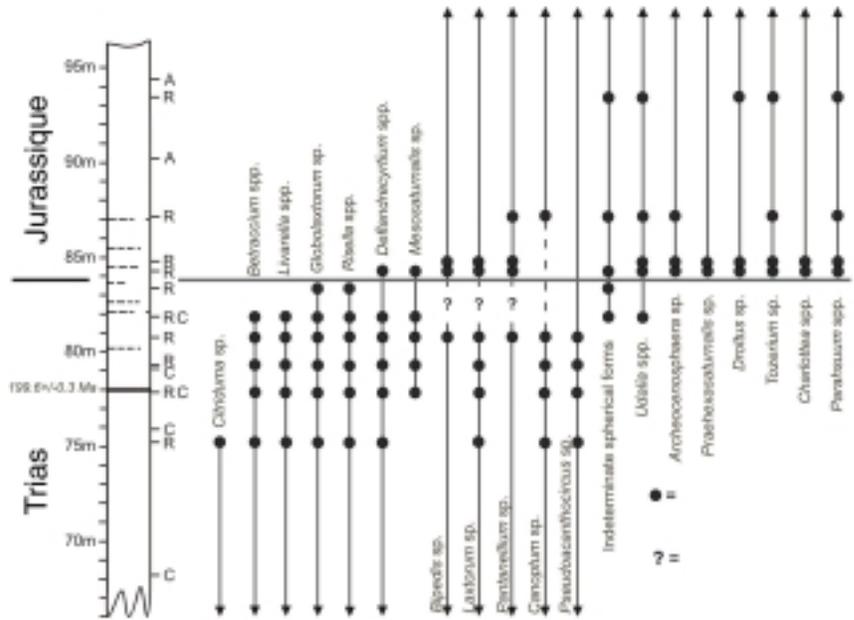


Figure 2. Pan stratigraphique schématique de la limite Trias-Jurassique à l'île Kunga indiquant des étendues stratigraphiques d'importants taxa de microfossiles de radiolaires représentées par rapport à l'épaisseur de l'affleurement, mesuré en mètre au-dessus de la base. Les lignes verticales reliant la présence d'une espèce reflètent l'étendue stratigraphique totale de chaque espèce. La limite Trias/Jurassique est placée à l'extinction des radiolaires trouvée à ca 84 m dans le pan stratigraphique et la ligne horizontale à droite est l'indicateur de l'extinction de la fin du Trias. Une date d'âge absolu dérivée d'un tuf volcanique est établie pour le lit à ca 78 m. Modifié d'après Carter (1993) et Haggart et al. (soumis).

eux-mêmes et (ou) l'indicateur stratigraphique représenté sont plus étendus. En outre, la précision des études paléontologiques n'exige ou ne permet peut-être pas de développer des profils biostratigraphiques et géologiques détaillés comme ceux de Kennecott Point et l'île Kunga. On devrait néanmoins rassembler les données du site et les conserver pour toutes les collections paléontologiques, qui doivent être gardées en lieu sûr aux fins d'études futures. À titre d'exemple illustratif, les collections de fossiles réunies par les équipes itinérantes de la Commission géologique du Canada aux îles de la Reine-Charlotte en 1872 et en 1878 ont joué un rôle important dans l'interprétation de la géologie des îles presque 130 ans plus tard (Haggart 1987). Heureusement, les données de base des sites ont été conservées dans les archives de la Commission géologique du Canada, ce qui permet de les utiliser dans le cadre de projets de recherche contemporains; leur accessibilité reste toutefois limitée et les gestionnaires de ressources disposent de peu d'information pour les aider à élaborer un plan satisfaisant de gestion.

## UNE SOLUTION DE GESTION

De concert avec la Commission géologique du Canada (CGC; Ressources naturelles Canada), la réserve de parc national Gwaii Haanas (Parcs Canada) a procédé à un relevé de tous les sites de fossiles connus du parc afin de lancer le processus de gestion des fossiles. Le financement prévoit l'étude de toute la documentation concernant les collections de fossiles constituées par les équipes itinérantes des gouvernements fédéral et provincial depuis 135 ans. On a compilé les données des sites à partir de l'examen des cartes et des carnets originaux dans les archives de la CGC, puis on les a introduites dans une base de données complète. La communauté

- suite à la page 6 -

# Résolution de l'événement d'extinction du Trias-Jurassique

- suite de la page 5 -

des paléontologues a identifié certains sites de fossiles de grande importance scientifique dans la réserve de parc national et formulé des recommandations de gestion et de protection (au besoin) de ces sites et d'orientation touchant la collection scientifique future.

La communauté internationale des paléontologues connaît bien et depuis longtemps les fossiles de toutes les roches sédimentaires des îles de la Reine-Charlotte, et non pas seulement de celles associées à la limite T-J. Les fossiles ont par conséquent attiré des chercheurs de tous les coins du globe. De plus, de nombreux profanes visitent maintenant les îles pour examiner les sites les plus accessibles. Étant donné qu'un grand nombre des sites se trouve dans la zone intertidale, il est essentiel qu'on les gère adéquatement afin de protéger non seulement les fossiles, mais également la faune et la flore.

Les directives établies par le personnel de Parcs Canada et de la CGC en se fondant sur les commentaires de la communauté scientifique aideront à s'assurer que les ressources en fossiles limitées de ces sites ne sont ni exploitées, ni négligées. On encouragera la collection scientifique dans les îles, y compris la réserve de parc national Gwaii Haanas, mais dans un cadre qui veillera à la conservation du maximum de l'information scientifique associée aux sites étudiés par Parcs Canada et la CGC.

Grâce à ces efforts, les données de référence sur l'étendue des ressources en fossiles de la réserve de parc national ont été compilées et on peut maintenant mettre en oeuvre une gestion plus efficace. Qui sait? Peut-être quelque profil stratigraphique jamais étudié dans la réserve révélera des secrets sur l'extinction des dinosaures à la fin du Crétacé!

## REMERCIEMENTS

T. Golumbia, de la réserve de parc national Gwaii Haanas, a organisé le financement nécessaire pour entreprendre l'évaluation des ressources paléontologiques dans le cadre d'un protocole d'entente entre Parcs Canada et la Commission géologique du Canada (Ressources naturelles Canada). H. Taylor a fourni une aide précieuse en recueillant des données de référence sur la localisation des fossiles.

**Jim Haggart, chercheur, Commission géologique du Canada (Ressources naturelles Canada), Vancouver, C.-B.  
Tél. : (604)666-8460;  
jhaggart@nrcan.gc.ca**

## OUVRAGES CITÉS

- Carter, E.S. 1993. Biochronology and paleontology of uppermost Triassic (Rhaetian) radiolarians, Queen Charlotte Islands, British Columbia, Canada. *Mémoires de Géologie (Lausanne)* **11**, 175 p.
- Carter, E.S. et H.W. Tipper. 1999. Candidate Hettangian GSSPs. Kunga Island, Queen Charlotte Islands, British Columbia, Canada. *International Subcommission on Jurassic Stratigraphy, bulletin* **27**, p. 20
- Haggart, J.W. 1987. On the age of the Queen Charlotte Group of British Columbia. *Journal canadien des sciences de la terre* **24**: 2470-2476.
- Haggart, J.W., E.S. Carter, M.J. Beattie, P.S. Bown, R.J. Enkin, D.A. Kring, M.J. Johns, V.J. McNicoll, M.J. Orchard, R. Perry, C.S. Schröder-Adams, P.L. Smith, L.B. Sunneby, H.W. Tipper et P.D. Ward. 2001. Stratigraphy of Triassic/Jurassic boundary strata, Queen Charlotte Islands, British Columbia: potential global system stratotype boundary. *IGCP #458 (Triassic-Jurassic Events), Southwest England Field Workshop, Somerset, 2001, Program and Abstracts*. 10-13.
- Haggart, J.W., E.S. Carter, M.J. Beattie, P.S. Bown, R.J. Enkin, D.A. Kring, V.J. McNicoll, M.J. Orchard, R. Perry, C.S. Schröder-Adams, P.L. Smith, L.B. Sunneby, H.W. Tipper et P.D. Ward. [présenté] Stratigraphy of Triassic/Jurassic boundary strata, Queen Charlotte Islands, British Columbia: potential global system stratotype boundary. *Journal canadien des sciences de la terre*.
- Tipper, H.W., E.S. Carter, M.J. Orchard et E.T. Tozer. 1994. The Triassic-Jurassic (T-J) boundary in Queen Charlotte Islands, British Columbia defined by ammonites, conodonts and radiolarians. *Dans* : E. Cariou and P. Hantzperque [direction]. 3<sup>e</sup> Symposium international de stratigraphie du Jurassique, Poitiers 1991. *Geobios, Mémoire Spécial* **17**: 485-492.
- Tipper, H.W., J.W. Haggart, E.S. Carter, R.L. Hall, G.K. Jakobs et J. Pálffy. 1998. Field Trip B1: Haida Gwaii (Queen Charlotte Islands). *Dans* : P.L. Smith [direction]. *Field Guide for the Fifth International Symposium on the Jurassic System*: 127-229.
- Ward, P.D., J.W. Haggart, E.S. Carter, D. Wilbur, H.W. Tipper et T. Evans. 2001. Sudden productivity collapse associated with the Triassic-Jurassic boundary mass extinction. *Science* **292** (5519): 1148-1151.

# Le déplacement des loups (*Canis lupus*) par suite du développement humain dans le parc national Jasper, en Alberta

Jesse Whittington

L'activité humaine peut être particulièrement problématique pour la faune dans les régions montagneuses. Celles-ci accueillent en effet de plus en plus de touristes, d'adeptes du plein air et de nouveaux résidents. Les gens concentrent leurs activités au fond des vallées qui offrent également le meilleur habitat pour de nombreuses espèces (Noss *et al.* 1996). L'activité humaine présente par conséquent un fort potentiel de détérioration de la qualité de l'habitat limité. De plus, elle peut entraver le déplacement des animaux à travers ou dans les vallées où elle borde sur le terrain accidenté. Il est nécessaire d'identifier le déplacement des animaux en réaction au développement tel que routes, sentiers, centres de villégiature et petites villes afin d'amoindrir les effets de la dégradation et de la fragmentation de l'habitat (Beier et Noss 1998).

Parmi les nombreux types de développement humain qui touchent les animaux, les routes constituent l'une des causes principales de dégradation et de fragmentation de l'habitat (Trombulak et Frissel 2000, Forman 2000). Plusieurs espèces de grands carnivores et d'ongulés évitent les routes ou les aires de forte concentration de routes (Mace *et al.* 1996, Mladenoff *et al.* 1995, 1999, Rowland *et al.* 2000, Dyer *et al.* 2001). Par exemple, les loups au Wisconsin et au Michigan ont recolonisé et persisté dans des régions où la concentration des routes était inférieure à 0,45 km/km<sup>2</sup> (Mladenoff 1995, 1999). Les routes ont également un fort potentiel d'obstruction au déplacement des animaux à travers les vallées (Clevenger et Waltho 2000, Bélisle et St. Clair 2001). Elles dégradent et fragmentent l'habitat de certaines espèces, mais d'autres les empruntent pour se déplacer. Les loups dans les régions éloignées de l'Alaska et du nord de l'Alberta ont choisi des aires près des routes et des lignes sismiques (Thurber *et al.* 1994, James et Stuart-Smith 2000), ce qui donne à penser que la réaction des loups face aux routes dépend peut-être du niveau d'activité humaine qui y est associé.

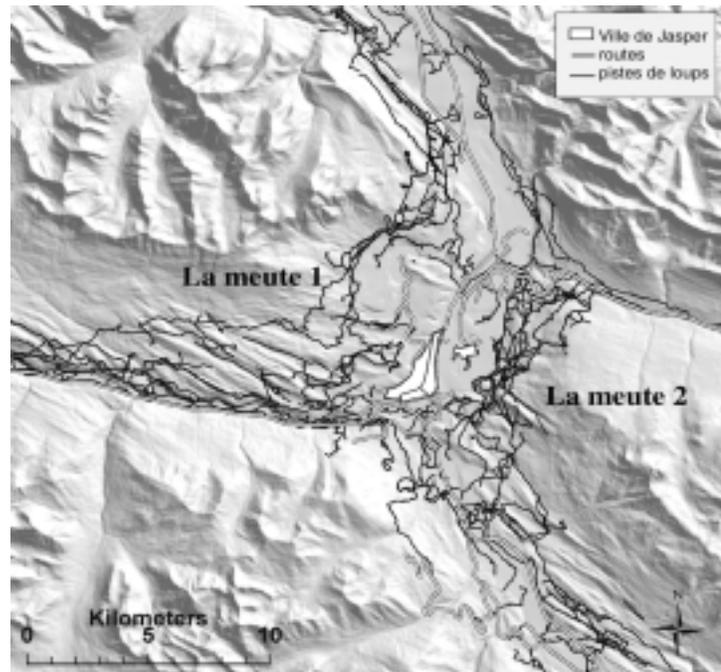


Figure 1. Les pistes de loups aux alentours de la ville de Jasper suivies pendant deux hivers dans la neige (novembre 1999-mars 2001). La meute 1 occupe le territoire à l'ouest et au nord de Jasper, tandis que la meute 2 occupe celui au sud et à l'est.

On possède beaucoup d'information sur les incidences écologiques des routes, mais on sait peu de chose des effets cumulatifs d'autres formes de développement telles que sentiers, voies ferrées et centres de villégiature. En effet, seules trois études publiées ont quantifié les effets perturbateurs des randonneurs sur les animaux (Miller et Hobbs 2000, Miller *et al.* 2001, Papouchis *et al.* 2001). L'une d'elles indique que le mouflon d'Amérique (*Ovis canadensis*) évite trois fois plus les randonneurs que les véhicules, peut-être car les mouvements des randonneurs sont moins prévisibles (Papouchis *et al.* 2001). On doit faire d'autres recherches pour mieux comprendre les effets cumulatifs des sentiers, des centres de villégiature et des voies ferrées sur le déplacement de la faune et la qualité de l'habitat.

La ville de Jasper (4 500 habitants) dans le parc national Jasper est une destination populaire pour les touristes et les adeptes du plein air. Tout comme un grand nombre des collectivités des Rocheuses, Jasper se trouve à la jonction de plusieurs vallées. Les espèces méfiantes et à distribution étendue comme les loups doivent par conséquent contourner la ville pour se déplacer dans les vallées. Parcs Canada s'inquiète du fait que le niveau actuel ou futur d'activité humaine associé à la ville pourrait nuire au déplacement des loups. Afin d'aborder cette question de conservation, j'ai posé les trois questions suivantes :

- (1) Les loups évitent-ils ou choisissent-ils des aires près de routes, de sentiers, de voies ferrées et de centres de villégiature? Le cas

- suite à la page 8 -

échéant, leur réaction dépend-elle du niveau d'activité humaine ou de la qualité de l'habitat?

- (2) Les loups empruntent-ils des itinéraires plus indirects près des développements humains?
- (3) Les loups évitent-ils de traverser les routes, les sentiers et les voies ferrées?

### MÉTHODOLOGIE

Cette étude se penche sur le déplacement de deux meutes de loups dans un rayon de 25 km de Jasper pendant deux hivers (1999-2000 et 2000-2001). Afin de suivre le déplacement des loups, on a effectué des transects dans les vallées et des relevés sur les routes afin de trouver des empreintes de loup dans la neige. Le cas échéant, on a suivi le trajet emprunté par les loups et consigné en même temps la position à l'aide d'un GPS portable tous les 25 m. On a remonté les pistes fraîches afin de ne pas gêner les déplacements naturels. Les loups seuls peuvent réagir différemment aux routes et aux sentiers que les meutes et on a donc exclu de l'analyse les empreintes de loups seuls. La meute 1 comptait 7 à 9 loups et se déplaçait vers le nord et vers l'ouest de la ville; la meute 2 comptait 2 à 3 loups et se déplaçait vers le sud et vers l'est (figure 1). La zone d'étude comportait 292 km de routes et 759 km de sentiers. Les routes et les sentiers étaient classés en deux catégories : très fréquentés et peu fréquentés. Plus de 10 000 véhicules par mois ont emprunté les routes très fréquentées en février et moins de 10 000 véhicules par mois, les routes peu fréquentées. Les sentiers très fréquentés étaient empruntés tous les jours alors que les sentiers peu fréquentés étaient empruntés peu fréquemment ou pas du tout.

J'ai adopté l'approche suivante pour répondre à mes trois questions de recherche :

(1) Afin de déterminer si les loups évitent ou choisissent des aires près des développements humains, j'ai d'abord simplifié les pistes des loups en une série de lieux à 1 km de distance les uns des autres. J'ai ensuite comparé les caractéristiques de l'habitat de chaque endroit avec dix lieux aléatoires qui définissent où les loups auraient pu se déplacer compte tenu de leur emplacement précédent (figure 2). Aux

fins de l'analyse, j'ai eu recours à la régression logistique cas-témoin correspondant qui jumelle les emplacements des loups et les endroits aléatoires et examine simultanément les effets de toutes les variables de l'habitat et de l'utilisation humaine (Hosmer et Lemeshow 2000).

(2) Afin de déterminer l'incidence du développement humain sur la tortuosité des pistes des loups, j'ai d'abord divisé les pistes en segments de trois longueurs : 0,5, 1 et 5 km. J'ai ensuite mesuré la tortuosité en tant que rapport net entre le déplacement et la longueur de la piste pour chaque segment (Turchin 1998). Enfin, j'ai examiné les effets des variables de l'habitat et de l'utilisation humaine sur la tortuosité du trajet à l'aide de régression linéaire multiple.

(3) Afin de déterminer si les loups évitaient de traverser les caractéristiques linéaires, j'ai créé 100 pistes aléatoires pour chaque piste de loup et comparé la fréquence à laquelle toutes ces pistes traversaient chaque type de caractéristique linéaire. Les pistes aléatoires étaient générées à l'aide d'une marche biaisée-corrélée aléatoire (p. ex. Shultz et Crone 2001) et jumelées à des pistes de loups sur le plan de la longueur, du point de départ et de la direction générale. J'ai d'abord vérifié si les loups évitaient généralement de traverser toutes les caractéristiques linéaires en calculant la proportion de pistes de loups et de pistes aléatoires qui traversaient chaque type de caractéristique, puis en effectuant un test t (jumelé par type de caractéristique) sur les différences entre les proportions loups et aléatoires. J'ai ensuite examiné les écarts parmi les types de caractéristiques à l'aide d'une régression logistique où la variable dépendante était « traversée de loup » (oui-non) et les variables indépendantes étaient « proportion

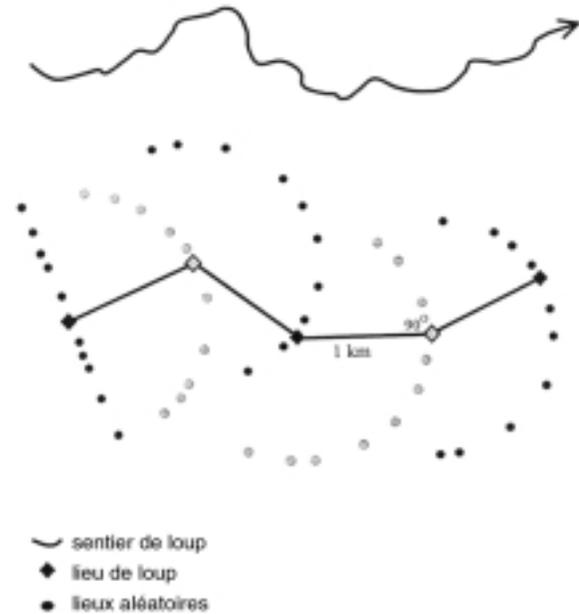


Figure 2. Pour définir l'habitat dont les loups disposent, on a d'abord simplifié les listes en une série de lieux à 1 km de distance. On a ensuite créé des lieux aléatoires en ajoutant un angle de virage aléatoire de  $\pm 90$  degrés à la direction de déplacement précédente.

des pistes aléatoires qui traversaient » et « type de caractéristique ».

### RÉSULTATS

Au cours de deux hivers, j'ai suivi dans la neige les deux meutes de loups sur 1 390 km. La longueur des séances de pistage variait de 0,5 à 30 km, avec une moyenne de 5,6 km. Les loups se déplaçaient 16 % du temps sur des routes, des sentiers et des voies ferrées et 84 % du temps à travers des forêts, des cours d'eau et des prairies.

Les loups choisissaient des itinéraires à faible altitude, sur des pentes peu escarpées orientées vers le sud-ouest (figure 3). Ce sont également les aires où les gens concentrent leurs activités mais les loups évitaient fortement les aires à forte concentration de sentiers et de routes. En analysant la concentration des sentiers séparément, on a constaté que la réaction des loups variait en présence d'une concentration allant de 0,75 à 2,5 km/km<sup>2</sup> et qu'ils évitaient soigneusement toute aire où la concentration dépassait 2,5 km/km<sup>2</sup>. Vice versa, ils favorisaient grandement les sentiers peu fréquentés pour se déplacer. Ils réagissaient de façon variée à d'autres caractéristiques linéaires mais évitaient généralement les centres de villégiature, les routes et les sentiers

# Le déplacement des loups (*Canis lupus*) par suite du développement humain

- suite de page 8 -

très fréquentés et choisissaient plutôt des routes peu fréquentées et des voies ferrées.

La tortuosité des pistes de loups augmentait près des lieux de prédation et dans les aires d'altitude et d'exposition très variées (figure 4). Elle augmentait également près des sentiers très fréquentés, dans les aires de forte concentration de sentiers et dans celles de forte concentration de routes. La concentration et l'aspect des routes constituaient des variables explicatives importantes pour les pistes de 5 km uniquement. La force et la prévisibilité des modèles augmentaient considérablement pour les segments les plus longs (coefficients de corrélation :  $r^2 = 0,03, 0,14, 0,51$  et  $n = 667, 321, 54$  pour les segments de 0,5, 1 et 5 km respectivement).

Les loups évitaient de traverser toute caractéristique linéaire en général (test t jumelé par type de caractéristique : valeur  $t = 7,25$ ,  $df = 4$ ,  $p = 0,002$ ), mais aucune des caractéristiques ne constituait un obstacle absolu à leur déplacement (figure 5). Dans l'ensemble, 24,3 % des pistes de loups et 34,0 % des pistes aléatoires traversaient des caractéristiques linéaires. Les loups étaient beaucoup plus susceptibles de traverser des routes et des sentiers peu fréquentés que des routes très fréquentées (figure 6). La meute 1 était plus susceptible de traverser des voies ferrées et moins susceptible de traverser des routes peu fréquentées que la meute 2.

## EXAMEN DE LA QUESTION

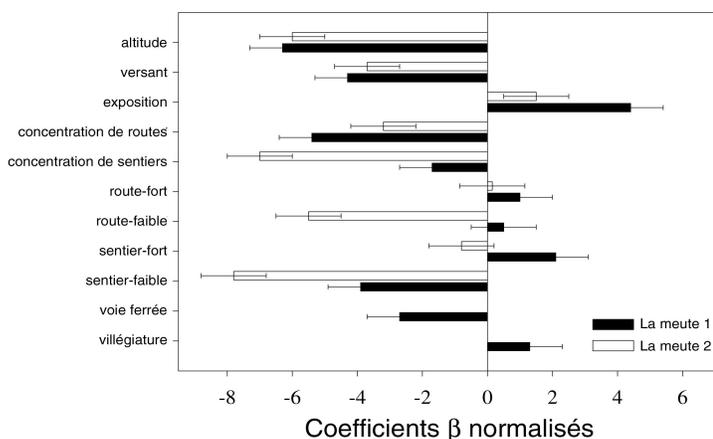


Figure 3. Coefficients  $\beta$  normalisés d'erreur-type  $\pm 1$  pour un modèle de régression logistique cas-témoin correspondant prédisant la présence de loups. Les coefficients  $\beta$  positifs indiquent les loups choisis pour les valeurs élevées de cette variable et les coefficients  $\beta$  négatifs, ceux choisis pour les valeurs faibles de cette variable.

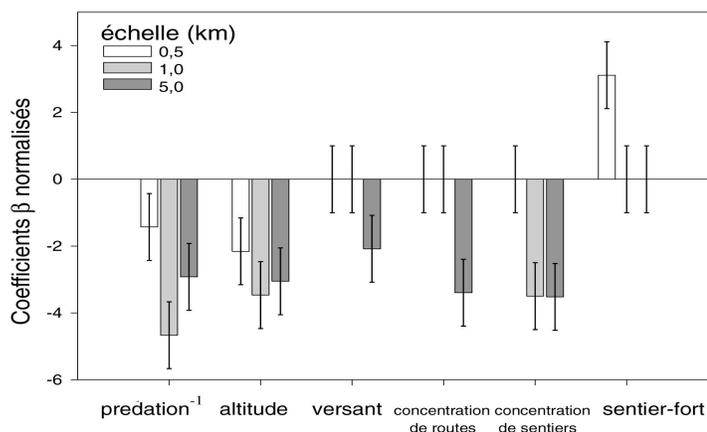


Figure 4. Coefficients  $\beta$  normalisés d'erreur-type  $\pm 1$  pour les modèles de régression linéaire prédisant la tortuosité de la piste. Les variables indépendantes sont la distance inverse au lieu de prédation (prédaion), la variation de l'altitude (altitude), la variation du cosinus de versant (versant), la concentration de routes, la concentration de sentiers et la distance des sentiers très fréquentés (sentier-fort). On a créé des modèles pour les segments de 0,5, 1 et 5 km.

Les loups dans cette étude favorisaient fortement des aires à faible altitude peu escarpées et orientées vers le sud-ouest, généralement associées à une neige moins profonde et une plus grande abondance de proie (Telfer et Kelsall 1984, Huggard 1993) mais également celles où les gens concentrent leurs activités. Étant donné que les loups évitaient les aires à forte concentration de routes/sentiers et les routes/sentiers très fréquentés, le haut niveau et la forte concentration d'activité humaine semblent dégrader

la qualité de l'habitat du loup. Les loups évitaient probablement ces aires afin de minimiser la probabilité de rencontrer des gens. Les caractéristiques à forte concentration et forte fréquentation influencent également sur le déplacement des loups. La tortuosité des pistes augmentait près de ces caractéristiques mais on ne sait pas exactement pourquoi. En se

déplaçant dans ces régions, les loups évitaient peut-être de rencontrer des gens en choisissant une couverture végétale tout en évitant les intersections des sentiers. Subsidièrement, en s'approchant de ces aires, ils changeaient peut-être de direction et les contournaient au lieu de les traverser. La deuxième explication est plus probable étant donné que les loups évitaient de traverser toutes les caractéristiques linéaires, et particulièrement les routes et les sentiers très fréquentés. Ils évitaient les caractéristiques très fréquentées mais favorisaient fortement les aires près des sentiers peu fréquentés. Par conséquent, leur réaction aux caractéristiques linéaires dépendait du nombre de ces dernières dans une aire donnée et de leur niveau de fréquentation.

Les résultats de cette étude sont peut-être conservateurs pour trois raisons. Tout d'abord, un grand nombre d'ongulés concentrent leurs déplacements le long des routes et même à l'intérieur des limites de la ville. S'ils ne se trouvaient pas dans ces aires, les loups éviteraient peut-être encore davantage les développements humains. Ensuite, cette étude a été menée en hiver, lorsque les humains fréquentent très peu les sentiers et les routes (<25 %) par rapport à l'été. Les loups pourraient éviter ces endroits encore bien davantage en été lorsque la probabilité de

- suite à la page 10 -

# Le déplacement des loups (*Canis lupus*) par suite du développement humain

- suite de la page 9 -

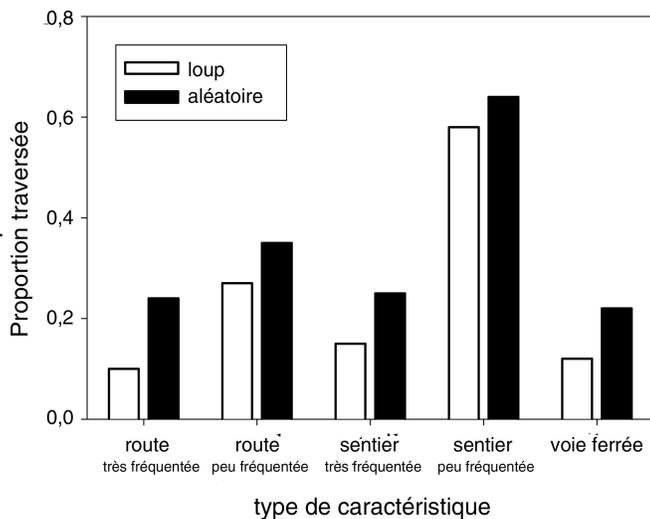


Figure 5. Proportion des pistes de loups et de pistes aléatoires traversant des caractéristiques linéaires.

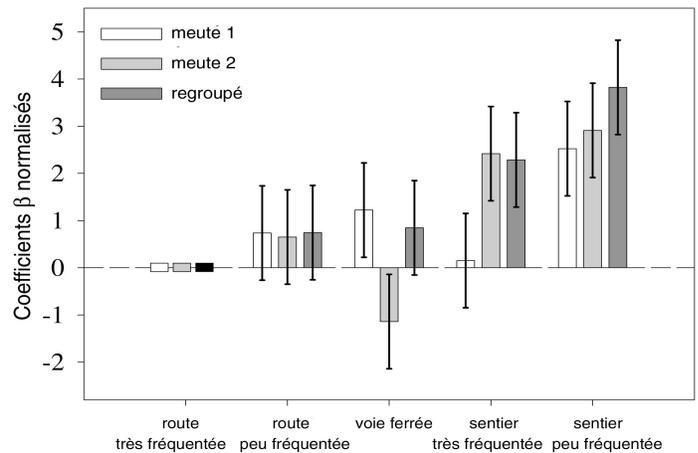


Figure 6. Coefficients  $\beta$  normalisés d'erreur-type  $\pm 1$  de variables nominales dans le type de caractéristique. Les routes très fréquentées étaient la catégorie de référence. On a créé des modèles de régression logistique pour chaque meute et on a regroupé les meutes.

contact avec les gens est beaucoup plus élevée. Enfin, cette étude ne s'est pas penchée sur les effets diurnes de l'activité humaine sur le déplacement des loups. Par exemple, les loups de cette étude préféraient parfois les aires près des routes et des sentiers, mais s'y déplaçaient peut-être seulement la nuit lorsque l'activité humaine y est peu importante. Les résultats de cette étude sont probablement conservateurs et sont limités par le fait que l'échantillon consistait en deux meutes. La taille de cet échantillon ne peut pas saisir la variabilité de la plus grande population de loups et limite ainsi la confiance avec laquelle on peut appliquer les résultats à d'autres régions.

Le résultat le plus surprenant de cette étude était que les sentiers exerçaient une grande influence sur le déplacement des loups dans toutes les analyses. De plus, ils avaient une incidence semblable et parfois plus forte sur la performance du modèle par rapport aux routes, bien que la circulation sur les routes soit bien plus de 100 fois supérieure et présente un risque de mortalité pour les loups. Cet effet important, également démontré par le mouflon d'Amérique (Papouchis *et al.* 2001), donne à penser qu'il existe une différence fondamentale dans la façon dont les loups perçoivent les véhicules par rapport aux piétons. L'importance des sentiers pour le déplacement des loups a des répercussions de taille sur le plan de la conservation à Jasper.

Les gens y créent en effet un réseau toujours croissant de pistes de bicyclette et de sentiers de randonnée (G. Mercer, données inédites). Si ce réseau continue de s'étendre et atteint la base de montagnes escarpées en ne laissant que d'étroits couloirs, les loups ne pourront peut-être plus se déplacer entre les vallées et seront par conséquent incapables d'avoir accès à de grandes aires d'habitat et aux proies qu'elles abritent. Les effets de la perte, de la dégradation et de la fragmentation de l'habitat associés aux sentiers, aux routes et autres développements ne sont pas limités aux loups et toucheraient sans aucun doute les interactions écologiques complexes parmi les niveaux trophiques.

**Jesse Whittington est adjoint de recherche sur la faune dans le parc national Jasper. Tél. : (780) 852-6187; jesse.whittington@pc.gc.ca. Cette recherche a été effectuée pour sa thèse de maîtrise ès sciences au département des sciences biologiques de l'Université de l'Alberta.**

## OUVRAGES CITÉS

- Beier, P. et R.F. Noss. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* **12**: 1231-1252.
- Bélisle, M. et C.C. St. Clair. 2001. Cumulative effects of barriers on the movement of forest birds. *Conservation Ecology* **5**: 9 [en ligne] URL: <http://www.consecol.org/vol5/iss2/art9>
- Clevenger, A.P. et N. Waltho. 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology* **14**: 47-55.
- Dyer, S.J., J.P. O'Neill, S.M. Wasel et S. Boutin. 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *Journal of Wildlife Management* **65**: 531-542.
- Forman, R.T. 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology* **14**: 31-35.
- Hosmer, D.W. et S. Lemeshow. 2000. *Applied logistic regression*, 2<sup>e</sup> édition. John Wiley et Sons, New York, É.-U. 375 pp.
- Huggard, D.J. 1993. Effect of snow depth on predation and scavenging by gray wolves. *Journal of Wildlife Management* **57**: 382-388.
- James, A.R.C. et A.K. Stuart-Smith. 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *Journal of Wildlife Management* **64**: 154-159.

- les ouvrages suite à la page 23 -

# CONSERVATION DE PIN BLANC D'AMÉRIQUE

## *dans les Rocheuses canadiennes*



**Jon Stuart-Smith, Brendan Wilson, Rob Walker et Ellen Macdonald**

Le pin blanc d'Amérique (*Pinus albicaulis*) est un élément clé de l'écosystème subalpin des parcs des Rocheuses canadiennes (voir photo). Son aire de distribution géographique consiste en deux grandes régions dans les montagnes de l'ouest de l'Amérique du Nord (Arno et Hoff 1989). Elle comprend les parcs nationaux suivants : Lacs-Waterton, Banff, Yoho, Kootenay, Jasper, Mont-Revelstoke et Glaciers. On retrouve souvent le pin blanc d'Amérique à la limite des arbres dans de petites populations isolées sur des crêtes exposées et des pentes d'éboulis à l'extrémité nord de son aire dans les Rocheuses canadiennes (Ogilvie 1990). En dépit de l'environnement extrême, le pin blanc d'Amérique joue un rôle vital dans l'écologie de l'écosystème subalpin. De nombreuses espèces telles qu'oiseaux, écureuils et ours se nourrissent de graines du pin blanc (Kendall 1983, Mattson *et al.* 1992, Lanner 1996).

Une espèce d'oiseau en particulier, le cassenoix d'Amérique (*Nucifraga columbiana*), a établi une relation très étroite avec le pin blanc d'Amérique, au point où les deux espèces dépendent l'une de l'autre pour leur survie (Tomback et Linhart 1990). Le cassenoix d'Amérique possède une poche sublinguale qu'il remplit de graines du pin blanc (Bock *et al.* 1973). Il s'envole ensuite vers un endroit convenable et enfouit dans de petites caches, juste sous la surface du sol, les graines qu'il récupère plus tard (Tomback 1982).

Le pin blanc a également des adaptations qui facilitent la dispersion de ses graines par le cassenoix. Contrairement à celles des espèces sérotinales comme le pin tordu, les pommes du pin blanc n'exigent pas de feu pour s'ouvrir afin que les graines se dispersent (Arno et Hoff 1989). En fait, les pommes du pin blanc ne s'ouvrent jamais, à moins qu'un animal ne s'en charge. N'étant même pas munies d'une aile rudimentaire, les graines du pin blanc ne peuvent pas être transportées

par le vent et dépendent du cassenoix pour être dispersées (Tomback 1982). Bien que ce dernier dépende des graines du pin blanc pour sa nourriture, la relation entre le pin blanc et cet oiseau est mutuelle (Tomback et Linhart 1990) : la régénération du pin blanc ne se produirait pas sans le cassenoix. Ce dernier préfère cacher les graines dans des aires ouvertes comme les brûlis afin de pouvoir les récupérer plus facilement (Tomback 1982). Ce comportement convient aux semis du pin blanc qui ont besoin de beaucoup de lumière.

Le pin blanc d'Amérique n'est pas une espèce importante dans l'industrie forestière et on y a donc porté très peu d'attention. Au cours de la dernière décennie, des recherches menées aux É.-U. indiquent que le pin blanc est en difficulté et que le rôle important qu'il joue peut être en danger. Keane et Arno (1993) donnent trois causes à ce déclin : la rouille vésiculeuse, le dendocrone du pin et la suppression des incendies.

La rouille vésiculeuse est un champignon d'Eurasie qui a été apporté accidentellement en Amérique du Nord vers 1900 (McDonald et Hoff 2001). Depuis lors, il s'est répandu parmi les pins à cinq aiguilles indigènes et a causé une grande mortalité. Un certain nombre d'études américaines indiquait un fort niveau de rouille vésiculeuse chez le pin blanc d'Amérique (Keane et Arno 1993) mais en 1996 on ne possédait toujours pas de données sur cette maladie au Canada. Cette étude a été initiée par Parcs Canada afin de déterminer si une épidémie de rouille vésiculeuse semblable à celle documentée aux É.-U. se produisait dans les Rocheuses canadiennes. Cet article décrit les données recueillies (Stuart-Smith 1998) et se penche sur une partie du travail accompli depuis sur la conservation du pin blanc d'Amérique dans les parcs des Rocheuses canadiennes.

### MÉTHODOLOGIE

On a échantillonné 29 populations de pin blanc d'Amérique dans les Rocheuses canadiennes pendant l'été de 1996. Dans une parcelle-échantillon de 100 par 200 m, on a choisi au hasard 25 pins blancs et on les a examinés pour découvrir de signes de rouille vésiculeuse. On a consigné le nombre de chancre sur chaque arbre afin d'obtenir plus de détails sur l'importance de l'infection, ainsi que les caractéristiques du site telles que pente, exposition et altitude.

### RÉSULTATS ET EXAMEN DE LA QUESTION

Le taux d'infection de rouille vésiculeuse allait de 0 % à 76 % chez les 25 arbres échantillonnés (figure 1). Le taux moyen dans les 29 sites était de 30 %. L'intensité de l'infection avait une forte corrélation avec la latitude ( $r^2=0,49$ ,  $p \leq 0,01$ ), l'infection la plus forte se trouvant au sud du col Crowsnest. Le nombre moyen de chancres par arbre était également beaucoup plus élevé chez les populations du sud. Il

- suite à la page 14 -

# RECHERCHES

## CLASSIFICATION ÉCOLOGIQUE DES TERRES DU PARC NATIONAL DES LACS-WATERTON



View de Blackiston

**Cyndi Smith et Peter Achuff**

Le parc national des Lacs-Waterton (PNLW) occupe quelque 525 km<sup>2</sup> dans les Rocheuses de l'extrême sud-ouest de l'Alberta. La classification écologique des terres (CÉT) du parc est un inventaire intégré des ressources (topographie, sols, végétation et renseignements sur la faune) présenté sous forme de rapport et de carte à une échelle de 1:20 000 (Achuff *et al.* 2002a, b). Le travail sur le terrain a été exécuté entre 1994 et 1997. L'information sur la carte existe en copie papier et en format informatisé - système d'information géographique (GIS).

Quatre écorégions ont été reconnues : forêt-parc des contreforts, montagnarde, subalpine et alpine. L'écorégion subalpine est divisée en région inférieure et supérieure selon les caractéristiques de la végétation qui tiennent compte des différences macroclimatiques. Le PNLW est le seul parc national au Canada renfermant une partie de l'écorégion de la forêt-parc des contreforts.

Le type de végétation et les systèmes de CÉT pour le PNLW font partie d'un cadre de travail plus vaste comprenant les parcs nationaux Jasper, Banff, Yoho, Kootenay, du Mont-Revelstoke et des Glaciers. Tandis que les quatre parcs des Rocheuses les plus au nord possèdent de nombreux types de végétation et d'unités de classification des terres en commun, le PNLW

se distingue par un faible chevauchement entre ses types de végétation (4 %) et ses écosites (0 %) et ceux des autres parcs.

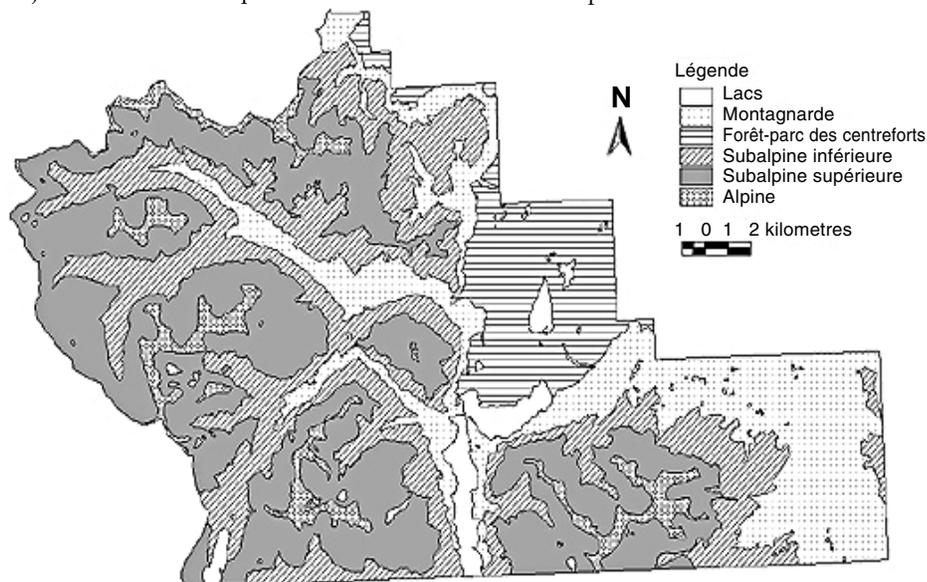
Au total, on a identifié 971 plantes vasculaires, y compris 82 non indigènes. On a trouvé 20 espèces nouvelles dans le parc (neuf indigènes, 11 non indigènes) pendant cette étude, y compris deux espèces nouvelles en Alberta et une nouvelle au Canada.

On a consigné six espèces d'amphibiens et quatre espèces de reptiles dans le PNLW (Wallis *et al.* 2002). L'avifaune du parc comprend au moins 256 espèces, y compris 149 qui nichent, ou que l'on présume nicher dans le parc. Des 149 espèces nicheuses, 112 sont des résidents estivaux et 37, des résidents permanents (ou probablement permanents). La faune de petits mammifères (chauve-souris, musaraigne, souris, campagnol, écureuil, tamia, marmotte, gaufre, écureuil terrestre, castor, rat musqué, pica, lièvre) du PNLW compte 35 espèces connues.

Depuis la CÉT, les données ont servi notamment à identifier des caractéristiques particulières des plantes et du paysage et à corréliser les observations et les empreintes de carcajou et les caractéristiques de l'écosite.

Les données de la CÉT sont utilisées dans le cadre d'un projet ambitieux, lancé en 1998, visant à classer, décrire et cartographier les communautés végétales du parc international de la paix Waterton-Glacier (PIP) à l'aide d'un système de classification et d'un protocole de cartographie communs. Les produits proposés (fichiers numériques de cartes de la végétation, légendes des classes de végétation, données de dessin, métadonnées végétales et géospatiales, photos des types de végétation, photos aériennes interprétées, cartes en copie papier et rapports d'exactitude de cartes) sont considérés comme des ressources précieuses afin d'aider à répondre à toute une gamme de besoins de gestion du PIP tels qu'une approche plus étendue à la planification et à la gestion du point de vue des écosystèmes. Les gestionnaires ont identifié dans les débuts un certain nombre de façons d'utiliser ces produits, notamment la modélisation de l'habitat disponible pour les carnivores comme le grizzli et la définition de la mortalité du pin blanc d'Amérique et du pin souple.

Le classement de la végétation du PIP découlera de l'analyse qualitative et quantitative des données de parcelles échantillonnées dans tout



# MARQUANTES

## Activités archéologiques du Centre de services de l'Ouest canadien sur le terrain en 2002

*Unité de gestion de la côte de la C.-B.*

Le parc, y compris 276 parcelles de végétation échantillonnées dans le PNLW dans le cadre de la CÉT, 54 parcelles additionnelles du PNLW échantillonnées en 1999 pour découvrir les écarts par rapport à la CÉT et plus de 900 parcelles échantillonnées dans le parc national Glacier à compter de 1999. Les données de dessin ont été intégrées à la base de données PLOTS du U. S. National Vegetation Classification System (USNVC). Les botanistes participant au projet ont défini ensemble un classement préliminaire de la végétation du PNLW et du côté est du PNG à l'aide d'une analyse qualitative des données disponibles. Le processus reposait fortement sur le classement effectué dans le cadre de la CÉT.

Le classement préliminaire de la végétation du PNLW et du PNG (côté est) était nécessaire pour définir les classes afin d'entamer la cartographie. Les classificateurs et les cartographes se sont entendu sur 36 classes, reconnaissables sur des photos aériennes, pour représenter les types clés de végétation. On interprète actuellement des photos aériennes 1:15 840 du PNLW (-180 photos) et du côté est du PNG (-600 photos). L'unité minimum est de 0,5 hectare. Les calques des photos interprétées seront alors scannés en format numérique, redressés en carte ortho puis assemblés en mosaïque. On évaluera l'exactitude du classement de la végétation et de la cartographie pour le PNLW et le côté est du PNG sur le terrain en 2003-04. Le projet exige 80 % d'exactitude pour chaque classe.

Principaux participants du projet du PIP : parc national Glacier, parc national des Lacs-Waterton, Montana Natural Heritage Program, The Nature Conservancy (maintenant NatureServe) et Upper Midwest Environmental Sciences Center (UMESC) de la U.S. Geological Survey. Ce projet devrait être terminé d'ici 2006.

**Cyndi Smith, biologiste de la conservation, [cyndi.smith@pc.gc.ca](mailto:cyndi.smith@pc.gc.ca)**

**Peter Achuff, botaniste des espèces en péril, [peter.achuff@pc.gc.ca](mailto:peter.achuff@pc.gc.ca)**

### OUVRAGES CITÉS

Achuff, P.L., R.L. McNeil, M.L. Coleman, C. Wallis et C. Wershler. 2002a. *Ecological land classification of Waterton Lakes National Park, Alberta*. Vol. I: Integrated Resource Description. Parcs Canada, parc Waterton, Alberta. 226 pp.

Achuff, P.L., R.L. McNeil, M.L. Coleman, C. Wallis, C. Wershler et R. Riddell. 2002b. *Ecological land classification maps of Waterton Lakes National Park, Alberta*. Préparé par Terrain Resources Ltd., de Lethbridge, en Alberta, pour Parcs Canada, parc Waterton, Alberta. 5 cartes et légende.

Wallis, C., C. Wershler et R. Riddell. 2002. *Ecological land classification of Waterton Lakes National Park, Alberta*. Vol. II: Wildlife Resources. Parcs Canada, parc Waterton, Alberta. 258 pp.

### Ian Sumpter

L'été dernier, le personnel des ressources culturelles du Centre de services de l'Ouest canadien de Victoria a aidé la Première nation Huu-ay-aht à faire des recherches sur le terrain à leur lieu historique national Kiix?in, près de Bamfield, sur le côté ouest de l'île de Vancouver. Ce lieu est l'emplacement d'un village Nuuchah-nulth bien particulier car on y trouve des vestiges de longue maison et d'un fort adjacent. La recherche, menée dans le cadre de l'énoncé de visée commémorative du lieu, comportait deux volets : cartographie détaillée des caractéristiques architecturales, archéologiques et topographiques du village combinée à la collecte d'échantillons des poteaux de maison, des poutres en cèdre et des sédiments culturels sous-jacents aux fins de dendrochronologie et de datation radiométrique. On prévoit obtenir les résultats d'ici janvier 2003.

Le travail effectué à Kiix?in a été couronné de succès et l'expérience a été enrichissante grâce à une équipe intégrée. Ont participé au projet : des membres de la bande de Kiix?in (Stella Peters, Lonnie Nookemus, Karen Haugen), des employés de Parcs Canada (Ian Sumpter, Arlene Suski), le ministère des Travaux publics (Pat McFadden, arpenteur), le labo de dendrochronologie de l'Université de Victoria (dirigé par Dan Smith) et des archéologues bénévoles (Al Mackie, Denis St. Claire, Alex Clarke).

On prévoit mener des travaux archéologiques cet automne aux lieux historiques nationaux Fort Rodd Hill et du Phare-de-Fisgard. Les améliorations proposées à la jetée d'Esquimalt Harbour comprendront une évaluation archéologique subaquatique par ARCAS Consulting Archaeologists de Vancouver. Ian Sumpter et Daryl Fedje, archéologues du Centre de services de l'Ouest canadien, avec l'aide d'experts du patrimoine de Songhees et d'Esquimalt évalueront l'aménagement de nouvelles toilettes.

**Ian Sumpter, archéologue adjoint, [ian.sumpter@pc.gc.ca](mailto:ian.sumpter@pc.gc.ca)**



Denis St. Claire porte Arlene Suski, de la GRC du parc Pacific Rim, pour traverser une vasière du passage de Bamfield.

Ian Sumpter

s'établissait à 0,61 pour toutes les populations et les arbres infectés avaient en moyenne 2,02 chancres. Ceci indique que les arbres infectés étaient susceptibles d'avoir plus d'un chancre. Bien qu'il y ait un certain nombre de sites où aucun des arbres échantillonnés ne montrait de signe d'infection, tous les sites contenaient des arbres non échantillonnés qui avaient des chancres de rouille vésiculeuse. On n'a trouvé aucun site sans rouille vésiculeuse au cours de l'étude et dans le cadre de recherches subséquentes dans les parcs des Rocheuses, mais le niveau d'infection était très bas dans un grand nombre des sites.

Le haut niveau d'infection de rouille vésiculeuse découvert dans le sud des Rocheuses canadiennes pendant cette étude souligne le déclin du pin blanc d'Amérique. D'autres études du pin blanc en C.-B. ont permis de découvrir des niveaux d'infection semblables. Dans deux études distinctes, l'intensité de l'infection allait de quelques individus infectés dans des sites dans le centre et le sud de la chaîne Côtière à plus de la moitié des arbres infectés dans des sites du sud-est de la province (Campbell et Antos 2000, Zeglan 2002). Des études menées aux É.-U. ont également indiqué des zones de haut niveau d'infection de rouille vésiculeuse dans l'ouest du Montana, le nord de l'Idaho et la chaîne des Cascades dans l'État de Washington (Kendall et Keane 2001).

Les données de cette étude et d'autres études indiquant la menace présentée par la rouille vésiculeuse ont entraîné la mise en oeuvre d'un certain nombre de programmes de conservation et de restauration aux É.-U. et, plus récemment, dans les parcs des Rocheuses canadiennes. Un programme de brûlage dirigé a été lancé en 1998 dans l'unité de gestion de Lake Louise, Yoho et Kootenay avec pour but de conserver les peuplements sains de pin blanc (Wilson *et al.* 1998). L'objectif principal des feux dirigés est d'accroître le nombre d'aires appropriées pour les caches de graines du casse-noix. La suppression des incendies contribue peut-être aussi au déclin du pin blanc car les espèces qui tolèrent mieux l'ombre gagnent du terrain sur le pin blanc (Keane et Arno 1993). La superficie totale brûlée annuellement dans les parcs des Rocheuses a diminué au cours du siècle dernier (données inédites de Parcs Canada), ce qui a réduit l'aire disponible pour la régénération

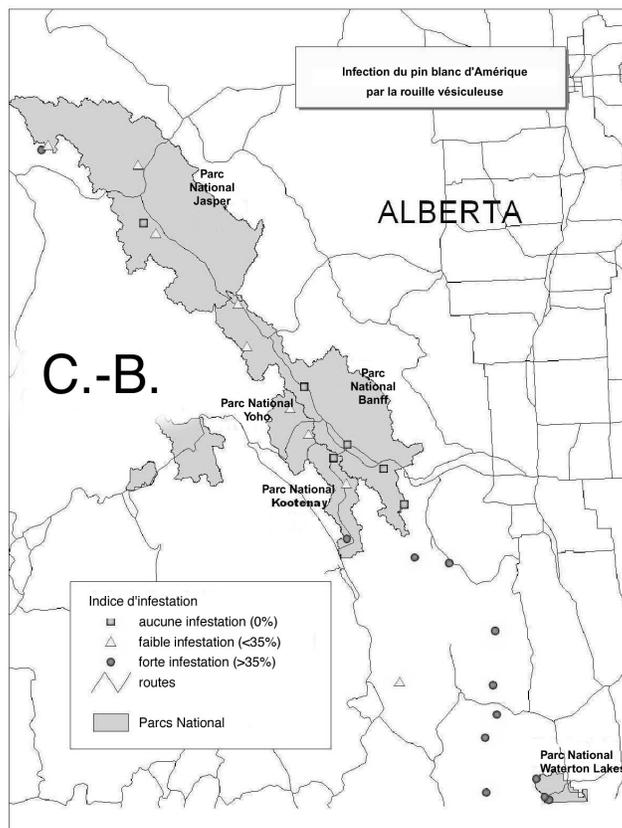


Figure 1. Carte indiquant le niveau d'infection de la rouille vésiculeuse.

du pin blanc. En se servant de feu de faible intensité pour éliminer les espèces concurrentes telles que le sapin subalpin et l'épinette d'Engelmann, la régénération du pin blanc d'Amérique devrait prendre de l'ampleur et on devrait pouvoir maintenir l'importance de ce dernier dans le paysage. Un site dans le parc national Banff a été brûlé en 1998. Trois autres zones d'étude, y compris un site dans le parc des Lacs-Waterton, seront également brûlées lorsque les conditions seront propices.

Les données recueillies dans le cadre du programme de brûlage dirigé ont fourni plus de détails sur le déclin du pin blanc. On a ainsi pu documenter le taux de mortalité (données non recueillies pendant l'étude initiale) aux quatre sites de brûlage dirigé. Bien que l'analyse des données ne soit pas terminée pour tous les sites, la mortalité était de 0 à 20 %, la plus forte étant dans la région des Lacs-Waterton. On évalue la mortalité des populations canadiennes du pin blanc à des niveaux semblables atteignant 23,2 % dans la chaîne de Selkirk

(Campbell et Antos 2000, Zeglan 2002).

Nous avons l'intention de retourner aux sites de brûlage dirigé et de mesurer à nouveau la régénération au moins tous les cinq ans afin de découvrir les changements qui se produisent dans un paysage au fil des années. Les parcelles témoins adjacentes aux brûlis permettront de déterminer comment la végétation et la structure changent au fil du temps, d'évaluer la régénération du pin blanc d'Amérique et d'assurer la survie de l'espèce dans les Rocheuses canadiennes.

Bien que cette initiative soit axée sur les aires gérées par Parcs Canada, l'élaboration du programme a attiré des commentaires d'experts dans toute l'Amérique du Nord. D'autres organismes tels que le Forest Service aux É.-U. mènent des programmes de brûlage dirigé pour la conservation du pin blanc d'Amérique. Global Forests, un organisme de recherche privé, aide à mettre sur pied un programme pour le pin blanc dans Kootenay-ouest avec des opérations forestières. On collaborera avec ces organismes et d'autres partenaires dans le domaine de la conservation et l'échange de nos résultats nous rapprochera de notre objectif commun.

---

# Conservation de pin blanc d'amerique dans les Rocheuses canadiennes

- conclusion -

---

**Jon Stuart-Smith est garde de parc, unité de gestion de Lake Louise, Yoho et Kootenay. C.P. 213, Lake Louise (Alberta) T0L 1E0. Tél. : (403)522-1217; téléc. : (403)522-1223; Jon.Stuart-Smith@pc.gc.ca.**

**Brendan Wilson est conseiller en recherche à Cordilleran Ecological Research, RR 1 Groupbox 15A, Comp7, Winlaw (C.-B.) V0G 2J0. Tél./téléc. : (250) 226-7582; wilsonb@netidea.com.**

**Rob Walker est l'expert en incendies et en végétation de l'unité de gestion de Lake Louise, Yoho et Kootenay. C.P. 220, Radium Hot Springs(C.-B.) Tél. : (250) 347-6155; téléc. : (250) 347-6150; Rob.Walker@pc.gc.ca.**

**Ellen Macdonald est professeure et doyenne associée du département des ressources renouvelables de l'Université de l'Alberta, 751 General Services Building, Edmonton (Alberta) T6G 2H1. Tél. : (780) 492-3070; téléc. : (780) 492-4323; ellen.macdonald@ualberta.ca.**

---

## OUVRAGES CITÉS

- Arno, S. F. et Hoff, R. J. 1989. Silvics of Whitebark pine (*Pinus albicaulis*). USDA Forest Service, rapport technique général, INT-253. Intermountain Research Station, Ogden, UT 84401. 11 pp.
- Bock, W. J., Balda, R. P. et Vander Wall, S. B. 1973. Morphology of the sublingual pouch and tongue musculature in Clark's Nutcracker. *Auk* 90:491-519.
- Campbell, E. M. et Antos, J. A. 2000. Distribution and severity of white pine blister rust and mountain pine beetle on whitebark pine in British Columbia. *Journal canadien de recherche forestière* 30:1051-1059.
- Keane, R. E. et Arno, S. F. 1993. Rapid decline of whitebark pine in western Montana: evidence from 20-year remeasurements. *Western Journal of Applied Forestry* 8(2):44-47.
- Kendall, K. C. 1983. Use of pine nuts by grizzly and black bears in the Yellowstone area. *International Conference on Bear Research and Management* 5:166-173.
- Kendall, K. C. et Keane, R. E. 2001. Whitebark pine decline: infection, mortality, and population trends. Pages 221-242 dans : Tomback, D. F., Arno, S. F., and Keane, R. E., editors. *Whitebark pine communities: ecology and restoration*. Island Press, Washington, D.C. 440 pp.
- Lanner, R. M. 1996. *Made for each other. A symbiosis of birds and pines*. Oxford University Press, New York, NY. 160 pp.
- Mattson, D. J., Blanchard, B. M. et Knight, R. R. 1992. Yellowstone grizzly bear mortality, human habituation, and whitebark pine seeds crops. *Journal of Wildlife Management* 56(3):432-442.
- McDonald, G. I. et Hoff, R. J. 2001. Blister Rust: An Introduced Plague. Pages 193-220 in: Tomback, D. F., Arno, S. F., and Keane, R. E., editors. *Whitebark pine communities: ecology and restoration*. Island Press, Washington, D.C. 440 pp.
- Ogilvie, R. T. 1990. Distribution and ecology of whitebark pine in Western Canada. Pages 54-60 dans : Schmidt, W. C. and McDonald, K. J., Compilers. *Proceedings - Symposium on whitebark pine ecosystems: ecology and management of a high mountain resource*. USDA Forest Service, rapport technique général INT-270, Intermountain Research Station, Ogden, Utah. 386 pp.
- Stuart-Smith, G. J. 1998. Conservation of whitebark pine in the Canadian Rockies: blister rust and population genetics. Thèse de maîtrise ès sciences, Université de l'Alberta, Edmonton, AB. 125 pp.
- Tomback, D. F. 1982. Dispersal of whitebark pine seeds by Clark's nutcracker: a mutualism hypothesis. *Journal of Animal Ecology* 51:451-467.
- Tomback, D. F., Anderies, A. J., Carsey, K. S., Powell, M. L. et Mellmann-Brown, S. 2001. Delayed seed germination in whitebark pine and regeneration patterns following the Yellowstone fires. *Ecology* 82(9): 2587-2600.
- Tomback, D. F. et Linhart, Y. B. 1990. The evolution of bird-dispersed pines. *Evolutionary Ecology* 4:185-219.
- Wilson, B. C., Stuart-Smith, G. J. et Walker, R. 1998. Ecosystem restoration in the Rocky Mountain National Parks. Présentation par affiches au symposium sur la gestion des écosystèmes forestiers tenu à Nelson, en C.-B.
- Zeglan, S. 2002. Whitebark pine and white pine blister rust in British Columbia, Canada. *Journal canadien de recherche forestière* 32:1265-1274.

# ANALYSE DE LA VIABILITÉ DE LA POPULATION DU CARIBOU DES FORÊTS DANS LE PARC NATIONAL JASPER

*Kyla Flanagan et Salman Rasheed*

Les biologistes doivent évaluer la taille de la population susceptible d'assurer la viabilité afin de maintenir des populations fauniques viables. Pour comprendre la relation entre la taille d'une population et la probabilité de sa persistance, ils ont créé la notion de population viable minimale (PVM) (Gilpin et Soule 1986). La PVM est définie comme la plus petite population isolée ayant une probabilité adéquate de survie pendant une période de temps déterminée en dépit des effets prévisibles de la stochasticité démographique, environnementale et génétique, ainsi que des catastrophes naturelles (Shaffer 1981). Le processus visant à déterminer la PVM est l'analyse de viabilité de la population (AVP) (Soulé 1987, Shaffer 1990). L'AVP comprend l'estimation des probabilités d'extinction de la population et l'intégration de menaces à sa survie dans un modèle qui projette la population dans l'avenir (Lacy 1993). Ce travail a pour but de décrire brièvement la méthodologie de l'AVP et de se servir d'une étude de cas pour démontrer l'application de deux modèles d'AVP différents à une population de caribou dans le parc national Jasper (PNJ).

## ÉTAT DE LA QUESTION

Le concept d'analyse de viabilité de la population découle de la recherche indiquant qu'il existe une taille de population sous laquelle celle-ci aboutit à l'extinction (MacArthur et Wilson 2001; Richer-Dyn et Goel 1972; Leigh 1975; Gilpin et Soule 1986) et que de plus petites populations ont un plus grand taux d'extinction que les populations plus importantes (Ricklefs 1997).

Depuis leur naissance au début des 1980, les techniques d'AVP ont grandement évolué et sont devenues plus courantes comme outil de conservation. De nombreux progiciels ont été mis au point et sont facilement accessibles aux gestionnaires de ressources (p. ex., VORTEX – <http://pw1.netcom.com/~rlacy/vortex.html>; RAMAS – <http://www.ramas.com/pva.htm>). L'AVP a récemment été utilisée pour toute une gamme d'espèces et de questions de gestion (voir Noon et Biles 1990 – choutette tachetée; Armbruster et Lande 1993 – éléphant d'Afrique; Bergland 2000 – lézard des souches; Herrero *et al.* 2000 – grizzli; Lennartsson 2000 – plante de pâturage; Taylor et Plater 2001 – orque).

## MÉTHODOLOGIE DE L'ANALYSE DE VIABILITÉ DE LA POPULATION

L'analyse de viabilité de la population (AVP) est conçue pour utiliser des paramètres de la démographie, du cycle vital et de l'environnement afin de créer une population et la faire passer par des cycles annuels de reproduction et de mort jusqu'à son extinction ou jusqu'à la fin d'une période de temps définie. Un programme d'ordinateur répète généralement ce processus pour de nombreuses populations simulées et combine les résultats pour estimer la probabilité de résultats particuliers. Des modèles de simulation plus raffinés comprennent des facteurs génétiques, des fluctuations environnementales aléatoires et des catastrophes. La modélisation pour simulation de l'AVP indique également le type d'information nécessaire pour évaluer plus exactement la situation d'une population et déterminer les caractéristiques qui influencent sa viabilité. On ne peut pas exécuter l'AVP selon une simple recette. Ce sont plutôt la disponibilité des données, le degré de compréhension de l'écologie de l'espèce et de son cycle vital, la connaissance des facteurs de risque et les objectifs de gestion qui devraient dicter la méthodologie de l'AVP. Les modèles d'AVP vont des modèles analytiques relativement simples aux modèles spatialement explicites de la métapopulation plus complexes (voir Beissinger et Westphal (1998) pour une description des catégories générales des modèles d'AVP).

## ÉTUDE DE CAS – LE CARIBOU DES FORÊTS DANS LE PARC NATIONAL JASPER

On mène des études du caribou des forêts (*Rangifer tarandus* Linnaeus) depuis le début des années 1970 (Stelfox 1974) et on a lancé un programme de surveillance financé par Parcs Canada et le World Wildlife Fund en 1988 (Brown *et al.* 1994). Nous avons utilisé deux modèles de simulation différents d'AVP pour prédire la trajectoire de la population du caribou des forêts dans le parc

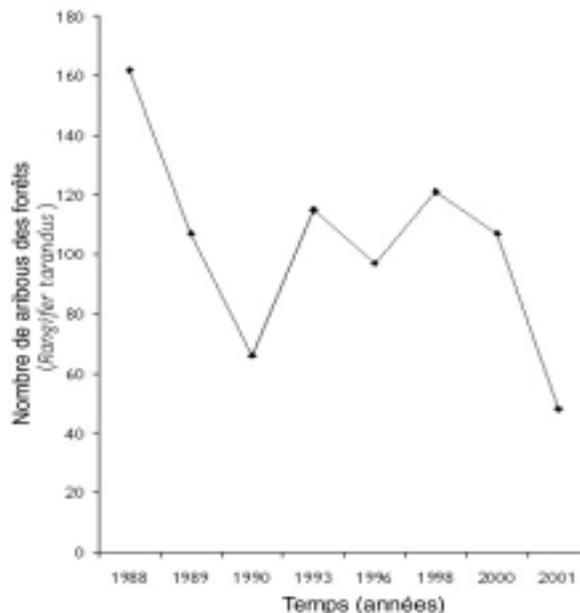


Figure 1. Population estimée du caribou des forêts (*Rangifer tarandus*) dans le PNJ de 1988 à 2001.

national Jasper. Afin d'illustrer l'étendue de la complexité des modèles d'AVP, nous avons choisi un modèle simple qui intègre les données de dénombrement (méthode de Dennis pour l'analyse de l'extinction fondée sur le dénombrement) et un modèle plus complexe qui intègre un certain nombre de paramètres démographiques (VORTEX). Nous discutons très simplement de la méthodologie des deux analyses et nous encourageons les lecteurs à obtenir plus de détails dans les ouvrages de référence appropriés.

## MÉTHODE DE DENNIS POUR LES DONNÉES DU DÉNOMBREMENT

### Méthode

La méthode de Dennis pour l'analyse de l'extinction fondée sur le dénombrement est une méthode relativement simple de calcul de la viabilité de la population (Dennis *et al.* 1991). Elle permet aux gestionnaires de se servir de données de dénombrement couramment recueillies en vue de quantifier le risque d'extinction en intégrant les tendances précédentes de la population et ses

-continued on page 17-

caractéristiques en prévisions de viabilité (Morris *et al.* 1999).

Morris *et al.* (1999) fournit des directives détaillées sur le calcul de ces paramètres pour la méthode de Dennis fondée sur les données de dénombrement. Ces données sont recueillies pour le caribou des forêts dans le PNJ depuis 1988 (figure 1).

L'étape préliminaire consiste à établir par régression les données transformées sur la population (figure 1) afin d'estimer deux paramètres, soit d'abord  $\mu$ , qui régit le changement dans la moyenne de la distribution normale, puis  $\sigma^2$ , qui régit le rythme d'accroissement de la variance de la distribution normale au fil du temps (tableau 1). Ces paramètres nous permettent d'estimer le taux d'augmentation continu ( $r$ ), le taux d'augmentation moyen fini ( $\lambda$ ) et le temps moyen d'ici l'extinction.

## Résultats

La méthode de Dennis estimait un  $m$  de -0,09357 avec une variabilité de la population ( $\sigma^2$ ) estimée à 0,1798. À partir de ces paramètres, le taux d'augmentation continu ( $r$ ) était de -0,0037 (0,07, -0,08 = borne supérieure et inférieure de 95 % de l'IC) et le taux d'augmentation moyen fini ( $\lambda$ ) était de 0,996 (1,075, 0,923 = borne supérieure et inférieure de 95 % de l'IC). Le temps moyen d'ici l'extinction a été calculé à 41,4 ans (135,6, 0 = borne supérieure et inférieure de 95 % de l'IC). Le nombre d'années pour lesquelles la population a moins de 5 % de chance de survie a été estimé à 46 ans (figure 2).

## MODÈLE VORTEX D'ANALYSE DE VIABILITÉ DE LA POPULATION

Tableau 1. Analyse de la variance pour la régression effectuée sur les données du dénombrement transformées du caribou des forêts du PNJ. Le coefficient du segment sur l'axe X est estimé et la variance résiduelle estimée  $\sigma^2$  (voir le texte pour une description).

	Df	SS	MS	F	P value	
R résiduelle	1	-0.1693	-0.9683	-0.9419	> 0.05*	
de la régression	6	1.0787	<b>0.1798</b>			
Total	7	0.909				
Segment sur l'axe X	Coef.	SE	statistique-t	valeur P	95% inférieur	95% supérieur
	<b>-0.0936</b>	0.118	-0.796	0.457	-0.381	0.194

\* une régression non significative n'a aucune incidence sur l'utilisation des  $\mu$  et  $\sigma^2$  estimés car elle sert à trouver les valeurs les plus prometteuses des données fournies plutôt qu'à tester une hypothèse quelconque.

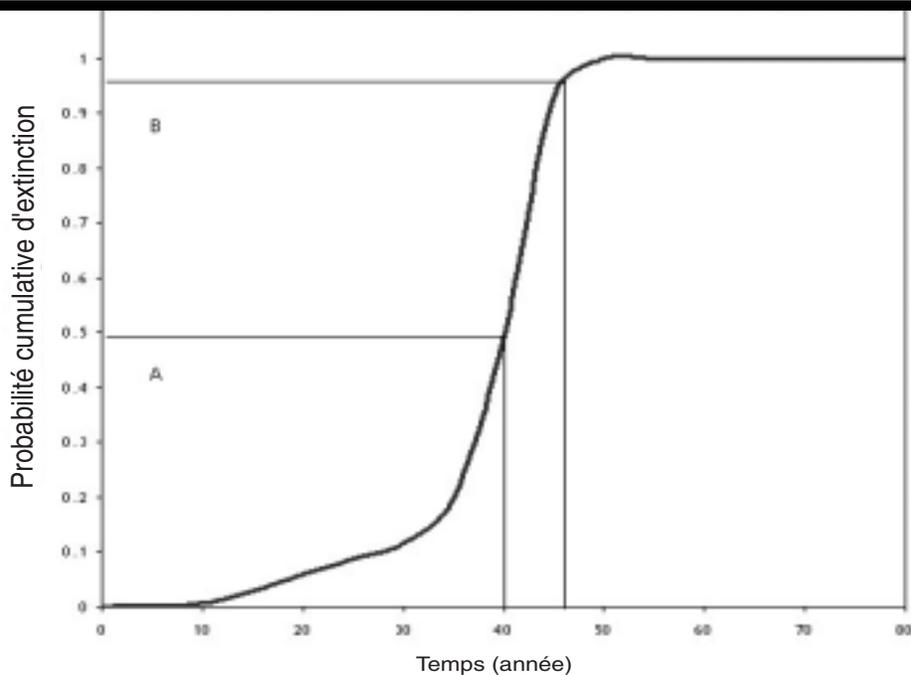


Figure 2. Fonction de distribution cumulative du temps d'ici l'extinction du caribou des forêts du PNJ estimée à partir de la méthode de Dennis. A) indique le temps moyen d'ici l'extinction. B) indique le nombre d'années pour lesquelles il existe une chance de survie de 5%.

VORTEX est un progiciel de simulation qui modélise les effets des taux démographiques, de la stochasticité démographique, de la variabilité environnementale, des catastrophes, de la dépression de consanguinité, de la récolte, de la supplémentation et de la structure de la métapopulation sur la viabilité d'une population (Lacy 2000). L'utilisateur peut modéliser les relations fonctionnelles entre des paramètres démographiques (p. ex. taux de naissance et de mortalité) et des paramètres (p. ex. âge, sexe, taille de la population) en intégrant des équations mathématiques à ces relations. Ceci permet d'intégrer des relations fonctionnelles telles que la dépendance à la densité. Les simulations de VORTEX fournissent des statistiques sur le taux de croissance de la population, la probabilité d'extinction, le moment de l'extinction et la variation génétique dans les populations existantes (Lacy 1993). VORTEX permet

également d'exécuter une analyse de la sensibilité qui peut :

- examiner les effets d'un certain nombre d'options de gestion différentes;
- déterminer les paramètres ayant la plus forte incidence sur la viabilité de la population; et
- identifier les paramètres qu'on doit définir plus précisément afin de faire des prédictions significatives.

## Méthode

La simulation par VORTEX durait 100 ans et chaque simulation comprenait 500 itérations. On a présumé un type d'accouplement polygame avec tous les mâles dans le fonds de reproduction, un rapport égal des sexes à la naissance et aucune récolte ou supplémentation de la population. On a également effectué une analyse de la sensibilité afin d'évaluer l'incertitude associée à certains des paramètres. Cette analyse consistait en une simulation à l'aide des estimations minimales et en une autre se servant des estimations maximales, tous les paramètres restant constants. Les estimations de paramètre découlaient de recherches (p. ex. Brown *et al.* 1994) ou de communications personnelles (Mercer, *comm. pers.*, Smith, *comm. pers.*). Voir le tableau 2.

- suite à la page 18 -

## Résultats

La simulation par VORTEX se servant des meilleures estimations des paramètres a estimé un taux d'augmentation ( $r$ ) de  $-0,0958 \pm 0,0013$  ( $\pm$  erreur-type) et un temps moyen d'ici l'extinction de  $39,89 \pm 0,45$  ans. Toutes les simulations se servant des paramètres estimés indiquaient l'extinction de la population dans un délai de 100 ans.

## Analyse de sensibilité

Le figures 3 et 4 indiquent la sensibilité du temps moyen d'ici l'extinction et le taux moyen de croissance ( $r$ ) aux paramètres utilisés dans le modèle de VORTEX. Le temps moyen d'ici l'extinction et le taux moyen de croissance sont tous les deux les plus sensibles à l'âge au moment de la première reproduction. Le temps moyen d'ici l'extinction est également sensible à la taille initiale de la population, à la mortalité des jeunes, à la mortalité des juvéniles d'un an et à la fécondité des femelles (figure 3). La dépression de consanguinité, la mortalité des jeunes, la mortalité des juvéniles d'un an et la fécondité des femelles influencent le taux moyen de croissance (figure 4). Le temps moyen d'ici l'extinction et le taux moyen de croissance semblent être relativement insensibles à tous les autres paramètres du modèle.

## EXAMEN DE LA QUESTION

Les deux analyses ont prédit que la population de caribou du PNJ disparaîtra si les conditions ne changent pas. Il est intéressant de noter que bien qu'utilisant des sources de données et des méthodologies différentes, les deux AVP ont prédit un temps moyen jusqu'à l'extinction d'environ 40 ans. L'estimation de la méthode de Dennis avait de grandes limites de confiance résultant probablement d'une variation associée aux données de dénombrement actuelles (p. ex. variation d'échantillonnage, dénombrement non effectué chaque année). Par contre, l'estimation de VORTEX quant au temps moyen jusqu'à l'extinction avait une plus petite mesure de variation résultant probablement des données plus détaillées du modèle.

Fait encore plus important, les deux analyses indiquaient un déclin de la population ( $r$  négatif), ce qui ne présage rien de bon pour la survie à long terme du caribou.

L'analyse de viabilité de la population peut fournir des renseignements utiles sur les résultats d'une population. L'AVP dépend toutefois de

Tableau 2. Paramètres démographiques estimés utilisés pour la simulation (VORTEX) du caribou des forêts du PNJ. On a utilisé la meilleure estimation pour déterminer le taux de croissance prévu et le temps d'ici l'extinction associé à cette distribution, et le minimum et le maximum pour l'analyse de sensibilité.

Paramètre du modèle	minimum	meilleure estimation	maximum
Structure de la population	aucune structure présumée et la simulation n'a modélisé qu'une seule population		
Dépression de consanguinité*	1	3,14	6
Catastrophes <sup>a</sup>	0	0,05	0,1
Âge lors de la première reproduction	2	2,5	3
Âge de reproduction maximal	13	14	15
Taux de mortalité des femelles adultes <sup>b</sup>	0,313	0,3145	0,316
Taux de mortalité des mâles adultes <sup>b</sup>	0,344	0,3455	0,347
Capacité de charge	500	725	875
Taille de la population initiale <sup>b</sup>	48	150	200
Mortalité des jeunes (%) <sup>c</sup>	5,5	17,3	35
Mortalité des juvéniles d'un an (%)	10	20	30
Fécondité des femelles (%)	70	81	94

\*Nombre d'équivalents mortels tabli 3,14 en se fondant sur 40 populations captives différentes (Ralls *et al.* 1988), où ces équivalents sont une mesure de la dépression de consanguinité.

<sup>a</sup>Probabilité d'une catastrophe une fois tous les 20 ans = 0,05

<sup>b</sup>Mesure pour les populations de mâles et de femelles du PNJ.

<sup>c</sup>De Seip (1992)

nombreuses hypothèses (p. ex. elle s'applique mieux aux espèces avec une longue durée de vie, une faible fécondité, un accouplement aléatoire, une fécondité par âge ou une capacité de reproduction uniforme, et pas de cycles d'évolution chronologique de mortalité ou de fécondité (c.-à-d. cycles prédateur-proie), qui sont souvent contredites. Ceci entraîne la sous-estimation de la stochasticité de la population et le risque prédit est donc également sous-estimé (Taylor et Plater 2001). Dans notre étude de cas, les données empiriques ne sont pas disponibles pour évaluer la contradiction des hypothèses (p. ex. Brown *et al.* (1994). Notre incapacité de tester les hypothèses ne devrait toutefois pas avoir d'incidence sur l'ensemble des prédictions de l'AVP. Par exemple, chaque simulation VORTEX prédisait l'extinction du caribou du PNJ dans les limites de la variation associée à chaque paramètre.

## CONSÉQUENCES POUR LA GESTION

Pour le caribou des forêts dans le PNJ, il est clair qu'on doit prendre certaines mesures relatives à la tendance actuelle de déclin de la population, particulièrement compte tenu du principe de précaution. L'analyse de sensibilité de l'AVP indiquait que l'âge au moment de la première reproduction aurait la plus forte incidence sur la population, mais il n'est pas facile pour les grands ongulés de changer cet âge. L'analyse de sensibilité indiquait aussi toutefois que la

mortalité décroissante des jeunes et des juvéniles augmenterait le temps moyen d'ici l'extinction, ce qui pourrait constituer une première étape vers la conservation. Par exemple, on pourrait d'abord identifier les sources de mortalité directes et indirectes et minimiser les perturbations locales. En fait, on propose actuellement un projet au PNJ afin d'évaluer les habitudes migratoires du caribou par suite des perturbations. De plus, plusieurs des estimations de la simulation VORTEX exigent une validation empirique, ce qui fournirait non seulement plus d'information sur cette harde de caribous, mais également une estimation plus solide et davantage axée sur des données quant à la viabilité de cette population.

## REMERCIEMENTS

Nous remercions George Mercer d'avoir fourni les paramètres sur le dénombrement et la population pour le caribou du PNJ. Merci également à Kirby Smith (biologiste de la faune, Alberta Sustainable Resources) d'avoir partagé ses connaissances du caribou des forêts.

*Kyla Flanagan est étudiante de l'Université de Calgary.*

*Salman Rasheed est l'expert en conservation des écosystèmes du Centre de services de l'Ouest canadien à Calgary.  
Tél. : (403) 292-4748;  
Sal.Rasheed@pc.gc.ca*

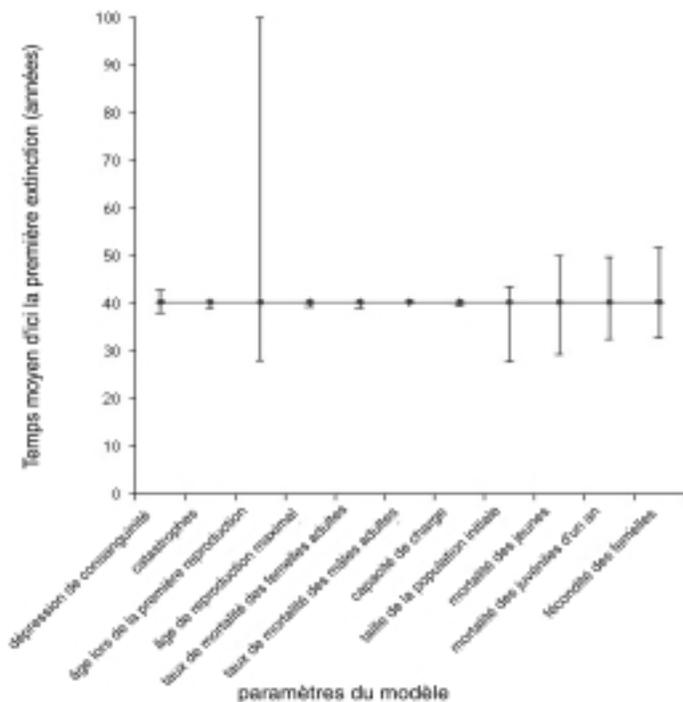


Figure 3. Analyse de sensibilité démographique pour la population simulée (VORTEX) de caribou des forêts du PNJ. Le temps moyen d'ici la première extinction est indiqué par rapports aux différents paramètres du modèle utilisés dans la simulation (tableau 2).

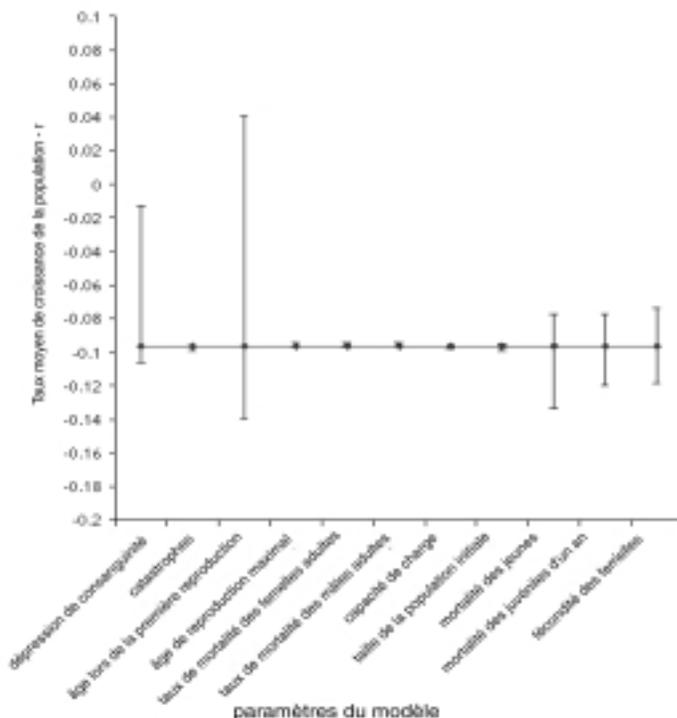


Figure 4. Analyse de sensibilité démographique pour la population simulée (VORTEX) de caribou des forêts du PNJ. Le taux moyen de croissance stochastique est indiqué par rapport aux paramètres du modèle utilisés dans la simulation (tableau 2).

## OUVRAGES CITÉS

- Armbruster, P. et R. Lande. 1993. A population viability analysis for African Elephant (*Loxodonta africana*): How big should reserves be? *Conservation Biology* 3: 602-610.
- Beissinger, S.R. et M.I. Westphal. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management* 62:821-841.
- Berglund, S. 2000. Demography and management of relict sand lizard *Lacerta agilis* populations on the edge of extinction. *Ecological Bulletins* 48: 123-142.
- Brown, K.W., J.L. Kansas et D.C. Thomas. 1994. Greater Jasper Ecosystem Caribou Research Project Final Report. Sentar Consultants Ltd. Calgary, Alberta.
- Dennis, B., P.L. Munholland et J.M. Scott. 1991. Estimation of growth and extinction parameters for endangered species. *Ecological Monographs* 61:115-143.
- Gilpin, M.E. et M.E. Soule. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. In M.E. Soule (direction) *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity*, pp. 19-34. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Herrero, S., P.S. Miller et U.S. Seal. 2000. Population and Habitat Viability Assessment for the Grizzly Bears of the Central Rockies Ecosystem (*Ursus arctos*). Projet sur le grizzly du versant de l'Est, Université de Calgary, Calgary, Alberta, Canada and Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, Minnesota, USA.
- Lacy, R.C. 1993. VORTEX: A computer simulation model for population viability analysis. *Wildlife Research*. 20:45-65.
- Lacy, R.C. 2000. Structure of the VORTEX simulation model for population viability analysis. *Ecological Bulletin* 48: 39-51.
- Leigh J.H. 1975. In Gilpin, M.E. et M.E. Soule. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. In M.E. Soule (direction). *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity*, pp.19-34. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Lennartsson, T. 2000. Management and population viability of the pasture plant *Gentianella campestris*: the role of interactions between habitat factors. *Ecological Bulletins* 48: 111-121.
- MacArthur R.H et E.O Wilson. 2001 *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ. 224 pp.
- Mercer, G. 2002. Communication personnelle. Expert de la faune, parc national Jasper.
- Morris, W., D. Doak, M. Groom, P. Kareiva, J. Fieberg, L. Gerber, P. Murphy et D. Thomson. 1999. A practical handbook for population viability analysis. The Nature Conservancy.
- Noon, B. et C.M. Biles. 1990. Mathematical Demography of Spotted Owls in the Pacific Northwest. *Journal of Wildlife Management* 54: 18-27.
- Ralls, K. J.D. Ballou et A.R. Templeton. 1988. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology* 2:185-193.
- Richer-Dyn, N. et N.S. Goel. 1972. In Gilpin, M.E. et M.E. Soule. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. In M.E. Soule (direction). *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity*, pp. 19-34. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Ricklefs, R.E. 1997. *The economy of nature 4<sup>th</sup> ed. A textbook in basic ecology*. W.H. Freeman and Company. New York. USA.
- Seip, D.R. 1992. Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British Columbia. *Revue canadienne de zoologie* 70:1492-1503.
- Shaffer, M.L. 1990. Population viability analysis. *Conservation Biology* 4:39-40.
- Smith, K. 2002. Communication personnelle. Biologiste de la faune, Alberta Sustainable Resource Development, Edson, Alberta.
- Soulé, M.E (direction). 1987. *Viable Populations for Conservation*. Cambridge University Press, New York.
- Stelfox, J.G. 1974. The abundance and distribution of Caribou and Elk in Jasper National Park, 1971-1973. Service canadien de la faune, Edmonton.
- Taylor, M. et B. Plater. 2001. Population viability analysis for the southern resident population of Killer whale (*Orcinus orca*). The Center for Biological Diversity. Tucson, Arizona, USA. <http://www.biologicaldiversity.org/swcbd/species/orca/pva.pdf>

# POISSONS, SAUVAGINE ET NORRITURE :

## l'incidence des interactions entre les petits poissons et les invertébrés sur le comportement de recherche de nourriture des oiseaux aquatiques dans la forêt-parc à trembles de l'Alberta

*Caroline McParland et Cynthia Paszkowski*

La forêt-parc à trembles et la forêt boréale inférieure dominée par les trembles offrent un habitat de reproduction à environ 20 % de toute la sauvagine relevée annuellement en Amérique du Nord. Les petits poissons courants dans la forêt-parc à trembles de l'Alberta et d'autres aires semblables peuvent modifier la composition des invertébrés aquatiques et réduire le nombre de proies invertébrées dont disposent les oiseaux aquatiques (Hanson et Riggs 1995).

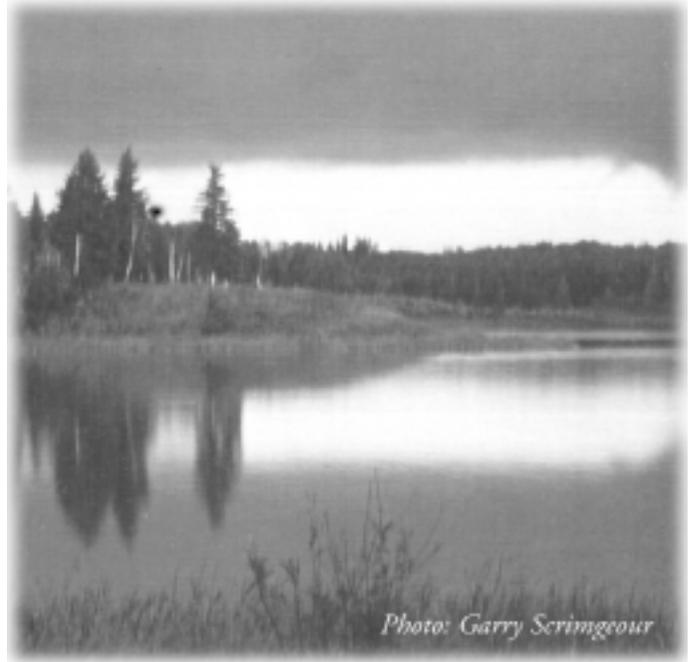
L'enlèvement des petits poissons est associé à l'utilisation accrue des lacs par la sauvagine au cours de la migration d'automne (Hanson et Butler 1994, Andersson et Nilsson 1999). La colonisation des poissons réduit l'abondance des insectes aquatiques et des grands cladocères (Zimmer *et al.* 2001) mais on ne sait pas exactement si les poissons modifient la disponibilité des invertébrés qui sont importants pour la reproduction de la sauvagine.

La colonisation naturelle des poissons peut être rehaussée artificiellement par des pratiques telles que le regroupement des zones humides. On draine alors plusieurs petits étangs peu profonds et temporaires pour former un étang plus grand, plus profond et permanent où les poissons ont plus de chance de survivre. Le regroupement peut donc altérer les relations trophiques dans la forêt-parc à trembles des zones humides et les habitats semblables de la faune avienne. Les habitats protégés qui partagent des bassins récepteurs avec des terres aménagées avoisinantes, où le regroupement des zones humides a déjà eu lieu, sont susceptibles de colonisation accrue. Le parc national Elk Island (PNEI), un vestige de la forêt boréale inférieure dominée par les trembles dans l'est-centre de l'Alberta, offre un exemple de ce phénomène.

Ce travail se penche sur deux questions afin de déterminer si la présence ou la colonisation de poissons touche les invertébrés aquatiques importants pour les oiseaux aquatiques. Tout d'abord, la présence de petits poissons est-elle associée à une diminution des invertébrés importants pour les oiseaux nicheurs? Le cas échéant, nous supposons que les oiseaux devront passer plus de temps à trouver ces invertébrés dans les étangs qui contiennent des poissons que ceux qui n'en contiennent pas. Deuxièmement, la colonisation d'un plan d'eau par des petits poissons entraîne-t-elle une réduction soudaine des proies importantes pour les oiseaux aquatiques? Le cas échéant, nous supposons que les oiseaux devront passer beaucoup plus de temps à trouver de la nourriture qu'avant la colonisation.

### MÉTHODOLOGIE

Nous avons étudié deux espèces d'oiseau aquatique : le grèbe jougris plongeur et piscivore (*Podiceps grisegena*) et la sarcelle à ailes bleues qui reste à la surface et ne se nourrit pas de poisson (*Anas discors*). Les étangs étudiés se trouvaient dans le parc national Elk Island (PNEI) et la Blackfoot Provincial Recreation Area (BPRA) adjacente. Les deux aires partagent un bassin récepteur avec des terres agricoles et résidentielles rurales où la consolidation des zones humides est probable. Nous avons



Lac Astotin, EINP

eu recours en 2000 et 2001 à l'échantillonnage instantané en vue de déterminer la proportion moyenne de temps consacré par les oiseaux nicheurs à rechercher de la nourriture dans chacun de 10 étangs sans poisson et 8 étangs avec poisson. Nous avons répété l'opération de surveillance six fois pendant l'été et synchronisé l'échantillonnage des invertébrés avec la surveillance du comportement.

En 2001, nous avons imité la colonisation des poissons en ajoutant 4 000 vairons à grosse tête (*Pimephales promelas*) et épinoches à cinq épines (*Culaea inconstans*) à deux étangs de la BPRA qui ne contenaient pas de poisson en 2000. Nous avons ensuite surveillé le comportement des oiseaux et des invertébrés immédiatement après la colonisation. Nous effectuons actuellement un échantillonnage de suivi dans ces étangs afin de déterminer: (1) si le poisson introduit a survécu à un hiver long et sec; et (2) si sa survie ou sa disparition a donné lieu à d'autres changements chez les invertébrés et dans le comportement de recherche de nourriture des oiseaux.

### RÉSULTATS PRÉLIMINAIRES ET EXAMEN DE LA QUESTION

#### Assemblages d'invertébrés dans les étangs avec/sans poisson

Des 22 taxa d'invertébrés examinés, trois étaient beaucoup moins nombreux dans les étangs avec poisson que sans poisson : amphipodes (analyse de la variance avec mesures répétées de  $F = 0,0; F_{1,3} = 10,49, p =$

0,048), planorbidés ( $F_{1,3} = 7,248$ ,  $p = 0,041$ ) et sangsues, *Glossiphonia complanata* ( $F_{1,3} = 13,545$ ,  $p = 0,035$ ). Les amphipodes et les planorbidés sont des proies d'importance pour les oiseaux aquatiques tels que la sarcelle à ailes bleues (Taylor 1978, Austin *et al.* 1998). La biomasse de planorbidés restait inchangée par la présence de poisson ( $F_{1,3} = 0,097$ ,  $p = 0,776$ ) mais celle des amphipodes était beaucoup plus grande dans les étangs avec poisson ( $F_{1,3} = 8,338$ ,  $p = 0,063$ ). Ceci signifie que la présence de poissons était associée à une diminution du nombre des plus gros amphipodes et planorbidés. La base de nourriture contiendrait donc moins d'individus plus gros en présence de petits poissons qu'en leur absence.

On a analysé l'incidence de la présence de poissons sur l'ensemble de l'assemblage des invertébrés pendant chaque période d'échantillonnage à l'aide d'une analyse factorielle de correspondance (A.F.C.). Il n'existait aucune différence globale dans la composition taxonomique de l'assemblage des invertébrés dans les étangs avec ou sans poisson au cours d'une période d'échantillonnage quelconque (p. ex. figure 1). Les poissons de petite taille dans cette étude ne peuvent pas consommer tous les taxa d'invertébrés car certains sont trop gros. Les poissons peuvent faire concurrence à certains de ces plus gros macro-invertébrés mais il est possible qu'ils ne fassent que réduire leur nombre et leur biomasse s'ils existent en très forte concentration (Hanson et Riggs 1995).

## Comportement des oiseaux dans les étangs avec et sans poisson

Ni la sarcelle à ailes bleues ni le grèbe jougris ne passait beaucoup plus de temps à rechercher de la nourriture dans les étangs avec poisson que sans poisson (tests de Friedman : sarcelle  $c^2 = 8$ ,  $p = 0,156$ ; grèbe  $c^2 = 6$ ,  $p = 0,306$ ). Dans le cas du grèbe jougris, qui n'utilise qu'un étang pendant l'été, ces résultats donnent à penser que les poissons et les invertébrés sont des proies équivalentes. Dans le cas de la sarcelle à ailes bleues, le manque de signification statistique était peut-être dû à la taille de l'échantillon ( $n = 8$ ). La sarcelle avait tendance à passer plus de temps à rechercher de la nourriture dans les étangs avec poisson que sans poisson (p. ex. pendant la période 6 à la mi-août, elle a passé en moyenne 28,6 % du temps observé dans les étangs sans poisson et 44 % dans ceux avec poisson).

## Réaction des oiseaux à la colonisation des poissons

La tendance de la sarcelle à passer plus de temps à rechercher de la nourriture dans les étangs avec poisson était confirmée par les résultats de l'expérience de colonisation des poissons. La sarcelle à ailes bleues passait beaucoup plus de temps à rechercher de la nourriture dans les deux étangs expérimentaux après l'ajout de poisson qu'avant, lorsqu'il n'y avait pas de poisson. Elle passait généralement 0 à 16 % du temps observé à rechercher de la nourriture avant la colonisation, et 25 à 48 % par la suite. Le grèbe jougris passait en outre plus de temps à rechercher de la nourriture après la colonisation des poissons qu'avant celle-ci, soit généralement 10 % avant et 30 % après (tests de Wilcoxon : sarcelle,  $Z = 2,201$ ,  $p = 0,028$ ; grèbe,  $Z = 1,992$ ,  $p = 0,046$ ).

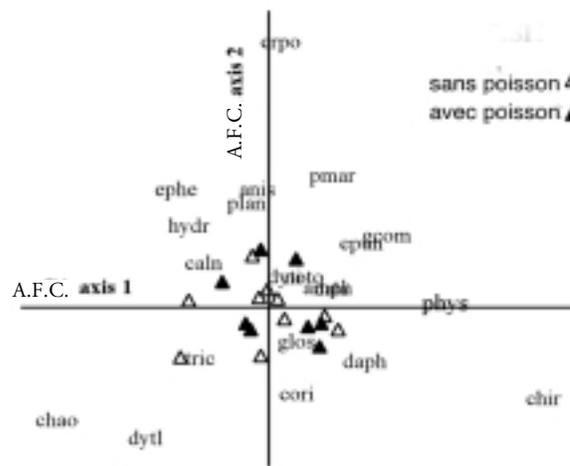


Figure 1. Résultats de l'analyse factorielle de correspondance des données sur la capture par unité d'effort recueillies pendant la période 1 (début juin) pour les taxa d'invertébrés dans 10 étangs sans poisson et 8 étangs avec poisson en 2000 et 2001. Les triangles vides indiquent les étangs sans poisson; les triangles noirs, les étangs avec poisson. Les abréviations des taxa d'invertébrés figurent au tableau 1 (page 22). Le regroupement des étangs avec ou sans poisson indique que ces sites ont une composition taxonomique d'ensemble semblable, bien que les taxa individuels puissent être associés plus étroitement à des sites particuliers. Les taxa d'invertébrés qui sont près d'un site donné y sont plus abondants et ceux qui en sont éloignés y sont rares ou absents.

L'abondance de certaines proies importantes pour les oiseaux aquatiques était réduite en présence de poisson; il semble donc que la colonisation ou la présence de poissons peut accroître le temps consacré par la sarcelle à ailes bleues à rechercher de la nourriture. La sécheresse qui a commencé en 2000 peut être un autre facteur de son comportement puisque l'assèchement des étangs peut avoir une incidence sur la disponibilité d'invertébrés.

Le grèbe passait peut-être plus de temps à rechercher du poisson après la colonisation car les poissons ont été ajoutés aux étangs à une densité plus faible que la normale pour la région. Contrairement à notre suggestion précédente voulant que les poissons et les invertébrés soient des proies équivalentes du grèbe, les poissons étaient peut-être supérieurs aux invertébrés qui constituaient la seule proie pour le grèbe nicheur avant la colonisation. Le grèbe niche toutefois avec succès dans des étangs sans poisson dans la forêt-parc à trembles et ailleurs (C. McParland, *obs. pers.*, Stout et Nuechterlein 1999). Il n'existe actuellement aucune information indiquant que l'efficacité de la reproduction du grèbe jougris diffère dans les étangs avec ou sans poisson.

En conclusion, la présence de poisson était associée à une diminution de l'abondance de certains taxa d'invertébrés qui constituent des proies importantes pour les oiseaux aquatiques nicheurs. La sarcelle à ailes bleues non piscivore avait tendance à passer plus de temps à rechercher de la nourriture dans les étangs avec poisson que sans poisson, et beaucoup plus de temps dans les étangs colonisés artificiellement. Le grèbe n'indiquait aucune différence dans le temps passé à rechercher de la nourriture dans les étangs avec ou sans poisson, mais il consacrait plus de temps à rechercher de la nourriture lorsqu'une faible densité de poissons était ajoutée à la colonisation.

## CONSÉQUENCES POUR LA GESTION

La présence de petits poissons est associée à une diminution de l'abondance de sources de nourriture importantes pour les oiseaux aquatiques. La colonisation de poissons rehaussée artificiellement peut exiger de la sarcelle à ailes bleues et d'oiseaux aux besoins semblables qu'ils passent davantage de temps à rechercher des invertébrés pour se nourrir.

Les poissons existent naturellement dans la forêt boréale inférieure dominée par les trembles du PNEI et de la BPRA. Toutefois, par l'entremise de pratiques telles que le regroupement de zones humides, les poissons peuvent coloniser des étangs qu'ils ne pourraient pas normalement atteindre et y survivre; cette colonisation peut possiblement augmenter la proportion d'étangs offrant moins de proies aux oiseaux aquatiques. Il existe actuellement peu ou pas d'information sur l'envergure du regroupement des zones humides dans les aires développées qui partagent un bassin récepteur avec les deux parcs. Compte tenu de la diminution récente de certaines populations de sauvagine en Amérique du Nord, les gestionnaires cherchant à maintenir l'intégrité écologique d'Elk Island et d'habitats semblables doivent envisager sérieusement : (1) de documenter l'étendue précise du regroupement des zones humides dans les environs de ces habitats importants d'oiseaux aquatiques; et (2) de décourager la pratique extensive d'un tel regroupement.

## REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier S. Otway, K. Brunner, R. Chapman et les critiques anonymes de leurs commentaires utiles sur une version précédente du manuscrit. L'étude a été financée par l'Université de l'Alberta/ACA Challenge Grants en biodiversité, le North American Waterfowl Management Plan (Biodiversity Fund) de Ducks Unlimited et la Friends of Elk Island Society. Le PNEI et la BPRA y ont apporté un généreux appui non financier.

**Caroline E. McParland est aspirante au doctorat à l'Université de l'Alberta. Tél. : (780) 492-5751; cem3@ualberta.ca.**

**Cynthia A. Paszkowski est professeure agrégée/chaire de recherche des sciences biologiques de l'Université de l'Alberta. Tél. : (780) 492-1286; cindy.paszkowski@ualberta.ca.**

## OUVRAGES CITÉS

- Austin, J.E., C.M. Custer et A.D. Afton. 1998. Lesser Scaup. *The Birds of North America* **338**: 1-31.
- Andersson, G. et L. Nilsson. 1999. Autumn waterfowl abundance in Lake Ringsjon, 1968-1996. *Hydrobiologia* **404**: 41-51.
- Hanson, M.A. et M.G. Butler. 1994. Responses to food web manipulation in a shallow waterfowl lake. *Hydrobiologia* **279-280**: 457-466.
- Hanson, M.A. et M.R. Riggs. 1995. Potential effects of fish predation on wetland invertebrates: a comparison of wetlands with and without fathead minnows. *Wetlands* **15**: 167-175.
- Stout, B.E. et G.L. Neuchterlein. 1999. Red-necked Grebe. *The Birds of North America* **465**: 1-21.
- Taylor, T.S. 1978. Spring foods of migrating blue-winged teals on seasonally flooded impoundments. *Journal of Wildlife Management* **42**: 900-903.
- Zimmer, K.D., M.A. Hanson et M.G. Butler. 2001. Effects of fathead minnow colonization and removal on a prairie wetland ecosystem. *Ecosystems* **4**: 346-357.

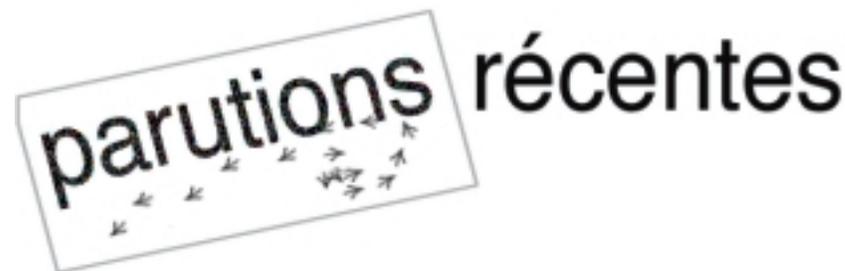
Table 1. Taxa d'invertébrés examinés et abrégés à la figure 1. Les taxa marqués d'un \* sont des aliments importants de la sarcelle à ailes bleues (Taylor 1978). Ceux portant deux \*\* sont des proies importantes du grèbe jougris (Stout et Neuchterlein 1999).

Taxa d'invertébrés	abréviation sur le graphique de l'A.F.C.
Amphipoda	amph*
Anisoptera	anis**
Calanoid copepods	caln
Chaoboridae	chao
Chironimidae	chir*
Corixidae	cori
Dytiscid larvae	dytl**
Dytiscidae adults (excl. <i>D. alaskanus</i> )	dyti
<i>Dytiscus alaskanus</i>	dala**
Ephemeroptera	ephe
<i>Erpobdella punctata</i>	epun**
Erpobdellidae	erpo*
<i>Glossiphonia complanata</i>	gcom
Hydracnidia	hydr
Lymnaciidae	lymn*
<i>Notonecta</i> sp.	noto
<i>Percymooresensis marmorata</i>	pmar**
Physidae	phys*
Planorbidae	plan*
Tricoptera	tric*
Zygoptera	zygo**

## Le déplacement des loups par suite du développement humain

- suite de la page 10 -

- Mace, R.D., J.S. Waller, T.L. Manley, L.J. Lyon et H. Zuuring. 1996. Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains, Montana. *Journal of Applied Ecology* **33**: 1395-1404.
- Miller, J.R. et N.T. Hobbs. 2000. Recreational trails, human activity, and nest predation in lowland riparian areas. *Landscape and Urban Planning* **50**: 227-236.
- Miller, S.G., R.L. Knight et C.K. Miller. 2001. Wildlife responses to pedestrians and dogs. *Wildlife Society Bulletin* **29**: 124-132.
- Mladenoff, D.J., T.A. Sickley, R.G. Haight et A.P. Wydeven. 1995. A regional landscape analysis and prediction of favorable gray wolf habitat in the Northern Great Lakes Region. *Conservation Biology* **9**: 279-294.
- Mladenoff, D.J., T.A. Sickley et A.P. Wydeven. 1999. Predicting gray wolf landscape recolonization: logistic regression models vs. new field data. *Ecological Applications* **9**: 37-44.
- Noss, R.F., H.B. Quigley, M.G. Hornocker, T. Merrill et P.C. Paquet. 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* **10**: 949-963.
- Papouchis, C.M., F.J. Singer et W.B. Sloan. 2001. Responses of desert bighorn sheep to increased human recreation. *Journal of Wildlife Management* **65**: 573-582.
- Rowland, M.M., M.J. Wisdom, B.K. Johnson et J.G. Kie. 2000. Elk distribution and modeling in relation to roads. *Journal of Wildlife Management* **64**: 672-684.
- Schultz, C.B. et E.E. Crone. 2001. Edge-mediated dispersal behavior in a prairie butterfly. *Ecology* **82**: 1879-1892.
- Telfer, E.S. et J.P. Kelsall. 1984. Adaptation of some large North American mammals for survival in snow. *Ecology* **65**: 1828-1834.
- Thurber, J.M., R.O. Peterson, T.R. Drummer et S.A. Thomas. 1994. Gray wolf response to refuge boundaries and roads in Alaska. *Wildlife Society Bulletin* **22**: 61-68.
- Trombulak, S.C. et C.A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* **14**: 18-30.
- Turchin, P. 1998. *Quantitative analysis of movement: measuring and modeling population redistribution of animals and plants*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts, É.-U. 396pp.
- Sloan, N.A. 2002. History and Application of the Wilderness Concept in Marine Conservation. *Conservation Biology* **16**(2): 294-305
- Hansen, M.J., S.E. Franklin, C.G. Woudsma et M. Peterson. 2001. Caribou habitat mapping and fragmentation analysis using Landsat MSS, TM et GIS data in the North Columbia Mountains, British Columbia, Canada. *Remote Sensing of Environment* **77**: 50-65
- Hansen, M.J., S.E. Franklin, C. Woudsma et M. Peterson. 2001. Forest Structure Classification in the North Columbia Mountains Using the Landsat TM Tasseled Cap Wetness Component. *Journal canadien de télédétection* **27**(1): 20-32
- Whittington, J. 2002. Movement of wolves (*Canis lupus*) in response to human development in Jasper National Park, Alberta. Thèse de maîtrise. Université de l'Alberta, Edmonton, Alberta.
- Little, S.J., R.G. Harcourt et A.P. Clevenger. 2002. Do wildlife passages act as prey-traps? *Biological Conservation* **107**: 135-145
- Clevenger, A.P., J. Wierzchowski, B. Chruszcz et K. Gunson. 2002. GIS-Generated, Expert-Based Models for Identifying Wildlife Habitat Linkages and Planning Mitigation Passages. *Conservation Biology* **16**(2): 503-514
- Fitzsimmons, M. 2002. Estimated rates of deforestation in two boreal landscapes in central Saskatchewan, Canada. *Journal canadien de recherche forestière* **32**: 843-851



### Plantes vasculaires rares de l'Alberta

Kershaw, L., J. Gould, D. Johnson et J. Lancaster (direction) 2001. Rare Vascular Plants of Alberta. University of Alberta Press et Forêts Canada, Edmonton, Alberta 484 p.

ISBN 0-88864-319-5 (couverture souple)

Cette publication décrit environ 485 plantes vasculaires considérées rares en Alberta. Ce guide, qui présente une espèce par page, fournit le nom de celle-ci, la plupart de ses synonymes communs, sa description, son habitat et des notes sur des espèces semblables. Le guide contient également des photographies en couleur et (ou) des dessins au trait et une carte de la répartition géographique de la plupart des espèces en Amérique du Nord et en Alberta. Le travail résulte de relevés floristiques approfondis auxquels ont participé 30 personnes directement et quelque 100 botanistes amateurs.

De plus, le guide présente bien les problèmes associés aux études des plantes rares et fournit une bonne description de la phytogéographie de l'Alberta. Plusieurs annexes intéressantes et un glossaire illustré sont inclus. Près de 300 travaux cités concluent ce guide utile.

COMITÉ DE RÉDACTION

**Gail Harrison**

Directrice, Écoservices Centre  
de services de l'Ouest canadien  
Parcs Canada, Calgary

**Lee Jackson**

Écologue  
Département des sciences  
biologiques  
Université de Calgary

**Micheline Manseau**

Écologue boréale  
Centre de services de l'Ouest  
canadien  
Parcs Canada, Winnipeg

**Sharon Thomson**

Spécialiste, collections  
archéologiques  
Centre de services de l'Ouest  
canadien  
Parcs Canada, Calgary

PRODUCTION

**Dianne Dickinson**

Graphiste

RÉDACTEUR, PARCS CANADA

**Sal Rasheed**

Spécialiste de la conservation des  
écosystèmes  
Centre de services de l'Ouest  
canadien  
Parcs Canada, Calgary

COORDONNÉES :

**Échos de la recherche**

Parcs Canada  
220, 4 Ave SE, bureau 550  
Calgary (Alberta) T2G 4X3  
Téléphone : (403) 221-3210  
Research.Links@pc.gc.ca

Échos de la recherche est publié  
trois fois par année par Parcs  
Canada

ISSN 1496-6026 (imprimée)  
ISSN 1497-0031 (électronique)

# Réunions d'intérêt

**Les 17 et 18 janvier 2003 Changement climatique dans le bassin du Columbia.** Prestige Inn, Cranbrook, C.-B. L'atelier se penchera sur les répercussions possibles du changement climatique dans le sud-est de la C.-B. et encouragera un échange d'idées entre les intervenants régionaux quant à l'adaptation au changement climatique. Parmi les grands thèmes abordés, notons le changement climatique d'un point de vue provincial et régional, les répercussions du changement climatique dans le bassin du Columbia et la planification de l'adaptation au changement climatique. Pour obtenir de l'information ou pour s'inscrire, communiquer avec Columbia Mountains Institute of Applied Ecology, tél. : (250) 837-9311; téléc. : (250) 837-4223; cmi@revelstoke.net; www.cmiae.org/conferences.htm

**Les 5 et 6 février 2003 Comment aider à se servir des connaissances en ressources naturelles. Forum sur la gestion de l'information en ressources naturelles.** Vancouver, C.-B. Le Forest Research Extension Partnership (FORREX) en collaboration avec diverses organisations anime ce forum de deux jours portant sur les stratégies, les outils et les techniques de collecte, d'organisation, de partage et d'application de l'information sociale, économique et environnementale. Cet événement vise les organismes de ressources naturelles et les personnes qui s'intéressent à la gestion de l'information scientifique, biologique ou géospatiale. Pour plus de renseignements, communiquer avec Trina Innes, tél. : (250) 371-3955; téléc. : (250) 371-3997, ou visiter [www.forrex.org/imforum](http://www.forrex.org/imforum)

**Les 18 et 19 mars 2003 La gestion de l'accès : de la politique à la pratique.** Présenté par l'Alberta Society of Professional Biologists (ASPB). Telus Convention Centre, Calgary, Alberta. Cette conférence se penchera sur le débat permanent concernant la gestion de l'accès et le rôle du gouvernement, de l'industrie, de l'agriculture, des collectivités autochtones, des groupes de conservation et du grand public sur le plan de la coopération et de la concurrence en vue de faire progresser les approches à la durabilité des ressources écologiques et naturelles. Les séances proposées aborderont les thèmes suivants : le cadre de réglementation – de l'élaboration de la politique à l'échelon fédéral aux conseils de planification régionaux; les questions de droit; le rôle des collectivités autochtones dans la prise de décisions; et la science et le public dans la gestion des ressources. Pour plus d'information, communiquer avec ASPB Conference 2003 (Edmonton), tél. : 1-800-711-5765 ou (780) 434-5765; téléc. : (780) 413-0076; pbiol@aspb.ab.ca; www.aspb.ab.ca

**Du 28 au 30 mars 2003 Écosystèmes en péril : le rétablissement de la purshie tridentée.** Commandité par le chapitre de la C.-B. de la Society for Ecological Restoration, la Osoyoos Desert Society, le Service canadien de la faune et The Nature Trust. Osoyoos, C.-B. La conférence sera axée sur le travail et la recherche concernant le rétablissement de l'écosystème de la purshie tridentée et des écosystèmes connexes. L'échéance pour l'envoi de résumés analytiques est le 31 décembre 2002. Les communications doivent être reçues au plus tard le 15 février 2003. Personne-ressource : Robert Seaton, président des rapports, Brinkman and Associates Reforestation, 521, Sharpe Street, New Westminster, C.-B.; robert.seaton@attcanada.net pour obtenir les directives.

**Du 14 au 18 avril 2003 Protection de notre patrimoine diversifié : le rôle des parcs, des aires protégées et des sites culturels.** San Diego, Californie. Conférence organisée conjointement par la George Wright Society (GWS) et le National Park Service (NPS). C'est le deuxième forum d'une série de forums nationaux convoqués par le National Park Service afin de discuter de la façon d'accroître la sensibilisation à la valeur des ressources culturelles, de renforcer les communications entre les employés des ressources culturelles et des partenaires du NPS, et de s'entretenir des pratiques exemplaires et des progrès récents dans la gestion des ressources culturelles. Visiter le site Web de la GWS pour plus d'information : [www.georgewright.org/2003overview.html](http://www.georgewright.org/2003overview.html)