PROPOSITION

Loi sur les espèces en péril
Série de Programmes de rétablissement
Adopté en vertu de l'article 44 de la LEP

Programme de rétablissement de l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) au Canada

Autour des palombes de la sous-espèce *laingi*



2017

Government of Canada
Gouvernement du Canada
Canada

Référence recommandée :

Agence Parcs Canada. 2017. Programme de rétablissement de l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) au Canada [Proposition], Série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*, Agence Parcs Canada, Ottawa, 2 parties, 35 p. + annexes + 56 p.

Pour télécharger le présent programme de rétablissement ou pour obtenir un complément d'information sur les espèces en péril, incluant les rapports de situation du COSEPAC, les descriptions de la résidence, les plans d'action et d'autres documents connexes sur le rétablissement, veuillez consulter le Registre public des espèces en péril[1].

Illustration de la couverture : Ross Vennesland (autour des palombes adulte femelle [*Accipiter gentilis laingi*] dans l'île de Vancouver (Colombie-Britannique).

Also available in English under the title
"Recovery Strategy for the Northern Goshawk *laingi* subspecies (*Accipiter gentilis laingi*) in Canada"

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement et du Changement climatique, 2017. Tous droits réservés.
ISBN
Nº de catalogue

Le contenu du présent document (à l'exception des illustrations) peut être utilisé sans autorisation, mais en prenant soin d'indiquer la source.

[1] http://sararegistry.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=24F7211B-1

PROGRAMME DE RÉTABLISSEMENT DE L'AUTOUR DES PALOMBES DE LA SOUS-ESPÈCE *LAINGI* (*Accipiter gentilis laingi*) AU CANADA

2017

En vertu de l'Accord pour la protection des espèces en péril (1996), les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux signataires ont convenu d'établir une législation, des programmes et des politiques qui assureront la protection efficace des espèces en péril partout au Canada.

Dans l'esprit de collaboration de l'Accord, le gouvernement de la Colombie-Britannique a donné au gouvernement du Canada la permission d'adopter le *Programme de rétablissement de l'autour des palombes de la sous-espèce laingi (Accipiter gentilis laingi) en Colombie-Britannique* (partie 2), en vertu de l'article 44 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Environnement et Changement climatique Canada a inclus une addition fédérale (partie 1) dans le présent programme de rétablissement afin qu'il réponde aux exigences de la LEP.

Le programme de rétablissement fédéral de l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) au Canada est composé des deux parties suivantes :

Partie 1 – Addition du gouvernement fédéral au *Programme de rétablissement de l'autour des palombes de la sous-espèce laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) *en Colombie-Britannique*, préparée par l'Agence Parcs Canada.

Partie 2 – *Programme de rétablissement de l'autour des palombes de la sous-espèce laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) *en Colombie-Britannique*, préparé par l'Équipe de rétablissement de l'autour des palombes (*Accipiter gentilis laingi*) pour le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique.

Table des matières

Partie 1 – Addition du gouvernement fédéral au *Programme de rétablissement* de *l'autour des palombes de la sous-espèce laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) *en Colombie-Britannique*, préparée par l'Agence Parcs Canada.

Préface 2
Remerciements 3
Ajouts et modifications apportés au document adopté 5
1.Évaluation de l'espèce par le COSEPAC* 5
2 Objectifs en matière de population et de répartition 6
3.Stratégies et approches générales recommandées pour atteindre les objectifs en matière de population et de répartition 8
4.Habitat essentiel 10
4.1 Désignation de l'habitat essentiel 10
4.1.1. Emplacement de l'habitat essentiel 13
4.1.2 Caractéristiques biophysiques de l'habitat convenable 13
4.1.3 Superficie d'habitat convenable requise pour l'habitat essentiel 17
4.2 Calendrier des études visant à désigner l'habitat essentiel 23
4.3 Activités susceptibles d'entraîner la destruction de l'habitat essentiel 25
4.4 Sommaire des mesures provinciales actuelles visant à gérer les activités dans l'habitat de l'autour des palombes 27
5. Mesure des progrès 27
6. Considérations socioéconomiques 28
7. Plan d'action 28
8. Effets sur l'environnement et sur les espèces non ciblées 29
9. Références 30
Annexe A : Modèles d'indice de la qualité de l'habitat de l'autour des palombes 36
Annexe B : Emplacement de l'habitat essentiel 39

Partie 2 – Programme de rétablissement de l'autour des palombes de la sous-espèce laingi (Accipiter gentilis laingi) en Colombie-Britannique, préparé par l'Équipe de rétablissement de l'autour des palombes (Accipiter gentilis laingi) pour le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique.

Partie 1 – Addition du gouvernement fédéral au *Programme de rétablissement de l'autour des palombes de la sous-espèce laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) *en Colombie-Britannique*, préparée par l'Agence Parcs Canada

Préface

En vertu de l'Accord pour la protection des espèces en péril (1996)[2], les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux signataires ont convenu d'établir une législation et des programmes complémentaires qui assureront la protection efficace des espèces en péril partout au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (L.C. 2002, ch. 29) (LEP), les ministres fédéraux compétents sont responsables de l'élaboration des programmes de rétablissement pour les espèces inscrites comme étant disparues du pays, en voie de disparition ou menacées et sont tenus de rendre compte des progrès réalisés dans les cinq ans suivant la publication du document final dans le Registre public des espèces en péril.

La ministre responsable de l'Agence Parcs Canada et ministre de l'Environnement et du Changement climatique est la ministre compétente en vertu de la LEP de l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* et a élaboré la composante fédérale (partie 1) du présent programme de rétablissement, conformément à l'article 37 de la LEP. Dans la mesure du possible, le programme de rétablissement été préparé en collaboration avec le gouvernement de la Colombie-Britannique, des Premières Nations, d'organisations non gouvernementales de protection de l'environnement, d'experts des universités et d'autres intervenants, notamment des exploitants forestiers à une échelle industrielle et à petite échelle, en vertu du paragraphe 39(1) de la LEP. L'article 44 de la LEP autorise la ministre à adopter en tout ou en partie un plan existant pour l'espèce si ce plan respecte les exigences de contenu imposées par la LEP au paragraphe 41(1) ou 41(2). La province de la Colombie-Britannique a remis le programme de rétablissement de l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* ci-joint (partie 2), à titre d'avis scientifique, aux autorités responsables de la gestion de l'espèce en Colombie-Britannique. Ce programme a été préparé en collaboration avec Environnement et Changement climatique Canada.

La réussite du rétablissement de l'espèce dépendra de l'engagement et de la collaboration d'un grand nombre de parties concernées qui participeront à la mise en œuvre des recommandations formulées dans le présent programme. Cette réussite ne pourra reposer seulement sur Environnement et Changement climatique Canada, l'Agence Parcs Canada ou sur toute autre compétence. Tous les Canadiens et toutes les Canadiennes sont invités à appuyer le programme et à contribuer à sa mise en œuvre pour le bien de l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* et de l'ensemble de la société canadienne.

Le présent programme de rétablissement sera suivi d'un ou de plusieurs plans d'action qui présenteront de l'information sur les mesures de rétablissement qui doivent être prises par Environnement et Changement climatique Canada et l'Agence Parcs Canada et d'autres compétences et/ou organisations participant à la conservation de l'espèce. La mise en œuvre du présent programme est assujettie aux crédits, aux priorités et aux contraintes budgétaires des compétences et organisations participantes.

[2] http://registrelep-sararegistry.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=6B319869-1%20

Le programme de rétablissement établit l'orientation stratégique visant à arrêter ou à renverser le déclin de l'espèce, incluant la désignation de l'habitat essentiel dans la mesure du possible. Il fournit à la population canadienne de l'information pour aider à la prise de mesures visant la conservation de l'espèce. Lorsque l'habitat essentiel est désigné, dans un programme de rétablissement ou dans un plan d'action, la LEP exige que l'habitat essentiel soit alors protégé.

Dans le cas de l'habitat essentiel désigné pour les espèces terrestres, y compris les oiseaux migrateurs, la LEP exige que l'habitat essentiel désigné dans une zone protégée par le gouvernement fédéral [3] soit décrit dans la *Gazette du Canada* dans un délai de 90 jours après l'ajout dans le Registre public du programme de rétablissement ou du plan d'action qui a désigné l'habitat essentiel. L'interdiction de détruire l'habitat essentiel aux termes du paragraphe 58(1) s'appliquera 90 jours après la publication de la description de l'habitat essentiel dans la *Gazette du Canada.*

Pour l'habitat essentiel se trouvant sur d'autres terres domaniales, le ministre compétent doit, soit faire une déclaration sur la protection légale existante, soit prendre un arrêté de manière à ce que les interdictions relatives à la destruction de l'habitat essentiel soient appliquées.

Si l'habitat essentiel d'un oiseau migrateur ne se trouve pas dans une zone protégée par le gouvernement fédéral, sur le territoire domanial, à l'intérieur de la zone économique exclusive ou sur le plateau continental du Canada, l'interdiction de le détruire ne peut s'appliquer qu'aux parties de cet habitat essentiel — constituées de tout ou partie de l'habitat auquel la *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs* s'applique aux termes des paragraphes 58(5.1) et 58(5.2) de la LEP.

En ce qui concerne tout élément de l'habitat essentiel se trouvant sur le territoire non domanial, si le ministre compétent estime qu'une partie de l'habitat essentiel n'est pas protégée par des dispositions ou des mesures en vertu de la LEP ou d'autre loi fédérale, ou par les lois provinciales ou territoriales, il doit, comme le prévoit la LEP, recommander au gouverneur en conseil de prendre un décret visant l'interdiction de détruire l'habitat essentiel. La décision de protéger l'habitat essentiel se trouvant sur le territoire non domanial et n'étant pas autrement protégé demeure à la discrétion du gouverneur en conseil.

Remerciements

L'Agence Parcs Canada a produit le supplément fédéral au programme de rétablissement de l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (*A. gentilis laingi*) de

[3] Les zones protégées par le gouvernement fédéral sont les suivantes : un parc national du Canada désigné et décrit à l'annexe 1 de la *Loi sur les parcs nationaux du Canada*, le parc urbain national de la Rouge établi par la *Loi sur le parc urbain national de la Rouge*, une aire marine protégée en vertu de la *Loi sur les océans*, un refuge d'oiseaux migrateurs selon la *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs*, ou une réserve nationale faunique en vertu de la *Loi sur les espèces sauvages du Canada.* Voir le par. 58(2) de la *Loi sur les espèces en péril*.

la province de la Colombie-Britannique, avec le soutien de l'Équipe de rétablissement de l'autour des palombes et du Groupe de mise en œuvre du rétablissement de l'habitat de l'espèce. Parcs Canada souhaite remercier particulièrement de leur appui scientifique fondamental à la désignation de l'habitat essentiel les membres suivants de l'Équipe de rétablissement ou du Groupe de mise en œuvre : John Deal, David Donald, Frank Doyle, Todd Mahon, Erica McClaren, Louise Waterhouse et Berry Wijdeven. Des contributions importantes ont aussi été apportées par Vanessa Craig, Manon Dubé, Wendy Dunford, Megan Harrison, Paul Johanson, Dave Lindsay, Ian Parnell, Kella Sadler et Warren Warttig. Plusieurs organisations forestières ont fourni des informations techniques durant les consultations, notamment B.C. Timber Sales, Interfor, Coast Forest Products Association, Interfor, Island Timberlands, TimberWest et Western Forest Products. La cartographie de l'habitat essential pour déterminer les aires de reproduction a été réalisée par Todd Mahon, Todd Manning, Peter Berst et Paul Chytyck. Les données de l'annexe A ont été compilées par Todd Mahon. Il convient de souligner que ce programme de rétablissement fédéral n'aurait pas vu le jour sans les efforts déployés durant de nombreuses années par l'Équipe de rétablissement de l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* et le Groupe de mise en œuvre du rétablissement de son habitat, qui ont préparé le programme de rétablissement provincial (NGRT, 2008; partie 2) constituant la pierre angulaire du supplément fédéral.

Ajouts et modifications apportés au document adopté

Les sections suivantes ont été incluses pour satisfaire à des exigences particulières de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du gouvernement fédéral qui ne sont pas abordées dans le *Programme de rétablissement de l'autour des palombes de la sous-espèce laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) *en Colombie-Britannique* (NGRT, 2008; partie 2 du présent document, ci-après appelé « programme de rétablissement provincial ») et/ou pour présenter des renseignements à jour ou additionnels.

En vertu de la LEP, il existe des exigences et des processus particuliers concernant la protection de l'habitat essentiel. Ainsi, les énoncés du programme de rétablissement provincial concernant la protection de l'habitat de survie/rétablissement peuvent ne pas correspondre directement aux exigences fédérales. Les mesures de rétablissement visant la protection de l'habitat sont adoptées, cependant on évaluera à la suite de la publication de la version finale du programme de rétablissement fédéral si ces mesures entraîneront la protection de l'habitat essentiel en vertu de la LEP.

1. Évaluation de l'espèce par le COSEPAC*

Cette mise à jour de l'évaluation de l'espèce par le COSEPAC (COSEPAC, 2013) remplace l'évaluation du COSEPAC fournie dans le programme de rétablissement provincial.

Sommaire de l'évaluation – mai 2013

Nom commun
Autour des palombes

Nom scientifique
Accipiter gentilis laingi

Statut :
Menacée

Justification de la désignation
Plus de la moitié de l'aire mondiale de cette sous-espèce se trouve dans la zone côtière de la Colombie-Britannique, où elle montre une préférence pour les forêts de conifères matures. Cet oiseau non migrateur a besoin d'un domaine vital relativement vaste comportant une bonne quantité de nourriture. Malgré certains efforts récents de protection de l'habitat, une perte continue de l'habitat est prévue, en partie en raison des courts temps de rotation anticipés dans le cadre de l'exploitation forestière. Dans l'archipel Haida Gwaii, les populations comptent un faible nombre d'individus et font face à un risque supplémentaire, soit le déclin des espèces de proies en raison des pertes de sous-étage forestier associées aux niveaux élevés de broutage par une population introduite de cerfs.

Répartition
Colombie-Britannique

Historique du statut
Espèce désignée « préoccupante » en avril 1995. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en novembre 2000 et en mai 2013.

*COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada)

2. Objectifs en matière de population et de répartition

La présente section remplace la section sur le but du rétablissement dans le programme de rétablissement provincial.

Le programme de rétablissement provincial définit quatre régions de conservation pour la sous-espèce *laingi* dans la zone côtière de la C.-B. : 1) côte Sud; 2) Haida Gwaii; 3) côte Nord; 4) île de Vancouver. Ce programme de rétablissement fédéral définit les régions de conservation selon celles proposées par le COSEPAC (2013), ce qui implique les modifications suivantes aux régions définies par le programme de rétablissement provincial : l'inclusion des variantes sèches et humides de la zone biogéoclimatique côtière de la pruche de l'Ouest (MacKinnon *et coll.,* 1992). Le programme de rétablissement provincial n'incluait que la variante humide de la zone biogéoclimatique côtière de la pruche de l'Ouest, en excluant la variante sèche qui était définie comme une « zone de transition » pour la sous-espèce continentale *atricapilus* et qui n'était pas considérée comme une sous-espèce *laingi*.

Dans le programme de rétablissement provincial, le but était de « garantir la persistance de populations viables … dans chacune des régions de conservation de la zone côtière de la Colombie-Britannique ». Le terme « viable » n'étant pas défini dans le programme de rétablissement provincial, ni quantitativement ni qualitativement, il est difficile de traduire ce but en superficie d'habitat essentiel à la survie ou au rétablissement de l'espèce. De plus, des évaluations menées après l'élaboration du programme de rétablissement provincial laissent penser que l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (ci-après « autour des palombes ») existe en Colombie-Britannique dans une structure de quasi-métapopulations renfermant des sous-populations partiellement isolées (Talbot, 2011; Sonsthagen *et coll.*, 2012). Au Canada, l'autour des palombes ne forme pas une seule population isolée, mais fait plutôt partie d'une grande population dont l'aire de répartition s'étend jusqu'en Alaska et jusque dans l'État de Washington. Par conséquent, le concept de viabilité ne s'applique pas facilement à l'échelle d'une région de conservation, voire à l'échelle nationale.

À ce stade, l'information est insuffisante pour déterminer combien d'autours des palombes seraient nécessaires au Canada, ou dans chacune des régions de conservation ou dans chacune des quasi-métapopulations, pour rétablir l'espèce au pays. Le programme de rétablissement provincial présente des étapes que l'on entend suivre pour aider à obtenir l'information en vue d'établir des objectifs à long terme en matière de population et de répartition.

De manière générale, l'autour des palombes sera considéré comme rétabli lorsque les principales menaces (une perte d'habitat prévu et le broutage excessif par une espèce introduite) pesant sur l'espèce auront été jugulées, lorsque la population canadienne aura atteint un certain degré de résilience, lorsque l'habitat pour de nombreuses sous-populations sera disponible et protégé (redondance), et lorsque les domaines vitaux de l'autour des palombes dans l'ensemble de l'aire de répartition canadienne de l'espèce seront occupés (représentation).

Il est à souligner que l'autour des palombes a été désigné comme « espèce menacée » en partie en raison de la menace liée à la perte d'habitat associée aux courts temps de rotation adoptés dans le cadre de l'exploitation forestière (COSEPAC, 2013). Cette menace peut donc en théorie être jugulée en allongeant les temps de rotation ou encore en protégeant suffisamment d'habitat pour atteindre les objectifs en matière de population et de répartition.

Une fois les menaces réduites, l'autour des palombes sera considéré comme rétabli, comme il est mentionné plus haut, lorsque la population canadienne aura atteint les stades de résilience, de redondance et de représentation.

La résilience est la capacité d'une population de se rétablir d'une perturbation. Elle est fonction de la taille de la population, du degré de diversité génétique ainsi que des caractéristiques de l'espèce et de son habitat. Pour qu'une espèce soit résiliente, son abondance doit être assez grande pour que la probabilité de persistance soit élevée. Selon l'un des cinq principaux critères d'évaluation du risque de disparition du pays ou de la planète d'une espèce, le COSEPAC évalue une espèce comme étant menacée lorsque la probabilité de persistance durant 100 ans ou moins est de 90 %; ainsi, pour qu'une espèce désignée se rétablisse, il faut une probabilité plus élevée de résilience (et un niveau de risque plus faible). La probabilité de persistance peut être estimée au moyen d'une analyse de viabilité des populations (AVP).

Il n'existe que quelques rapports publiés dans lesquels la viabilité des populations d'autours des palombes a été estimée, et plusieurs auteurs de ces rapports n'en sont pas arrivés à une conclusion en raison du manque de données ou de la grande variabilité des données limitées dont ils disposaient (Maguire et Call, 1993; Broberg, 1997; Ingraldi, 2001). Hayward *et coll.* (1996) et Kennedy (2003) ont constaté qu'il sera toujours difficile de garantir des populations viables en raison du manque de connaissances sur les exigences en matière d'habitat et des coûts associés à la conduite de relevés et de suivis des populations.

Steventon (2012) a réussi à mener une AVP de la sous-espèce *laingi* sur les côtes de la Colombie-Britannique, avec l'aide de l'examen des pairs et des commentaires des membres de l'Équipe de rétablissement de l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi.* L'AVP suggère qu'il faudrait 346 domaines vitaux[4] en Colombie-Britannique pour obtenir une probabilité de persistance durant 100 ans de 90 %. Selon l'un des cinq principaux critères d'évaluation du risque de disparition du pays ou de la planète d'une espèce, le COSEPAC évalue une espèce comme étant menacée lorsque la probabilité de persistance durant 100 ans ou moins est de 90 %. Ce seuil de probabilité (90 % durant 100 ans) reflète essentiellement le seuil nécessaire au retrait de la sous-espèce *laingi* de l'évaluation d'espèce menacée.

[4] Les autours des palombes sont répartis en couple d'adultes occupant un domaine vital (parfois appelé « territoire »; COSEPAC, 2013). Le nombre de domaines vitaux (plutôt que le nombre d'oiseaux) sert à établir les objectifs en matière de population et de répartition.

Afin de fournir une zone tampon pour ce seuil, 54 domaines vitaux dans l'aire de répartition canadienne ont été ajoutés pour accroître la probabilité de persistance de l'espèce. En répartissant ces 400 domaines vitaux dans les quatre régions de conservation au Canada, en fonction de leurs proportions relatives par rapport à la population canadienne (conformément à COSEPAC, 2013), il faudrait maintenir suffisamment d'habitat pour 110 domaines vitaux sur la côte Sud (27,5 %), 145 domaines vitaux dans l'île de Vancouver (36 %), 128 domaines vitaux sur la côte Nord (31,9 %), et 18 domaines vitaux à Haida Gwaii (4,5 %). Cependant, compte tenu de l'isolement de Haida Gwaii et de l'échange limité de gènes avec le reste de la population (Talbot *et coll.*, 2011; Sonsthagen *et coll.*, 2012), la présence de 18 domaines vitaux ne réussira probablement pas à empêcher la consanguinité. Selon la théorie de la biologie de la conservation, un minimum de 50 individus reproducteurs est requis pour réduire le risque de disparition de la planète associé aux effets négatifs de la dépression de consanguinité sur la population (Franklin, 1980; Soulé, 1980; Jamieson et Allendorf, 2012). Compte tenu d'un taux d'occupation du domaine vital estimé à 43 % (COSEPAC, 2013), et présumant qu'il y a reproduction dans tous les domaines vitaux occupés, 58 domaines vitaux seraient nécessaires au soutien de 50 adultes reproducteurs à Haida Gwaii.

Afin de permettre l'élaboration d'objectifs de rétablissement à long terme, les objectifs à court terme en matière de population et de répartition s'appliquant à l'autour des palombes au Canada sont les suivants :

1. maintenir suffisamment d'habitat pour soutenir au moins 441 domaines vitaux de l'autour des palombes au Canada.
2. veiller à ce que suffisamment d'habitat soit disponible dans les quatre régions de conservation de l'autour des palombes au Canada, de la manière suivante : côte Sud – 110 domaines vitaux; île de Vancouver – 145 domaines vitaux; côte Nord – 128 domaines vitaux; Haida Gwaii – 58 domaines vitaux.

3. Stratégies et approches générales recommandées pour atteindre les objectifs en matière de population et de répartition

La majorité des approches recommandées pour atteindre les objectifs en matière de population et de répartition sont incluses dans le tableau de planification du rétablissement du programme de rétablissement provincial (partie 2; tableau 3 : Stratégies générales visant à atténuer les menaces pesant sur l'*A. gentilis laingi* et à réaliser un rétablissement de son habitat et de ses populations). Les approches supplémentaires recommandées sont comprises ici (voir le tableau 1) pour atteindre les objectifs fédéraux en matière de population et de répartition et pour jeter les bases de la prochaine planification du rétablissement.

Tableau 1 : Approches supplémentaires recommandées

Approche / Stratégie	Description des approches en matière de gestion et de recherche	Résultat / Livrables	Priorité
Découvrir et/ou protéger des domaines vitaux supplémentaires afin d'atteindre les objectifs en matière de population et de répartition	• Option 1 – Découvrir des domaines vitaux supplémentaires au moyen de relevés et protéger l'habitat de manière appropriée • Option 2 – Protéger suffisamment d'habitat adéquat à l'échelle du paysage afin d'assurer la viabilité à long terme d'un nombre suffisant de domaines vitaux	Un nombre suffisant de domaines vitaux sont protégés afin d'atteindre les objectifs en matière de population et de répartition	Urgent
Tenir compte de la zone de transition dans les objectifs en matière de population et de répartition	• Les objectifs en matière de population et de répartition doivent être ajustés en raison de l'inclusion de la zone de transition dans le programme fédéral de rétablissement	Objectifs en matière de population et de répartition révisés pour tenir compte de l'inclusion de la zone de transition	Nécessaire
Analyse génétique	• Mener des analyses génétiques supplémentaires pour confirmer le domaine de la sous-espèce *laingi*	Frontières du domaine révisées pour la sous-espèce *laingi*	Nécessaire
Élaborer des approches pour réduire la mortalité causée par les humains	• Réduire la mortalité causée par les humains (p. ex., tuer des oiseaux qui attaquent les poulets) en aidant les propriétaires à mettre en œuvre des mesures qui ne sont pas fatales	Réduction de la mortalité causée par les humains	Urgent
Définir un objectif à long terme en matière de population et de répartition	• Travaux supplémentaires requis pour déterminer un objectif à long terme en matière de population et de répartition approprié pour la population ciblée dans les régions de conservation	Un objectif à long terme en matière de population et de répartition	Nécessaire

4. Habitat essentiel

La présente section remplace la section portant sur l'habitat essentiel dans le programme de rétablissement provincial.

4.1 Désignation de l'habitat essentiel

Aux termes de la *Loi sur les espèces en péril*, l'habitat essentiel est défini comme l'« habitat nécessaire à la survie ou au rétablissement d'une espèce sauvage inscrite, qui est désigné comme tel dans un programme de rétablissement ou un plan d'action élaboré à l'égard de l'espèce ».

Dans le présent programme de rétablissement, l'habitat essentiel est défini pour 89 aires de nidification de l'autour des palombes réparties dans les quatre régions de conservation : 18 dans la région de conservation de Haida Gwaii, 18 dans la région de conservation de la côte Nord, 32 dans la région de conservation de l'île de Vancouver et 21 dans la région de conservation de la côte Sud (annexe B).

L'habitat essentiel est identifié en fonction des données de l'autour des palombes disponibles au gouvernement du Canada du Conservation Data Centre (CDC) de la Colombie-Britannique. Bien que le COSEPAC (2013) ait estimé la population canadienne actuelle à environ 723 domaines vitaux, seules 109 domaines vitaux étaient disponibles auprès du CDC de la Colombie-Britannique pour cette identification habitat essentiel (B.C. CDC 2014).

La désignation de l'habitat essentiel est considérée comme étant partielle pour les raisons suivantes :

- Certains habitats essentiels n'ont pas été définis en raison d'un manque d'information (les résultats du modèle d'indice de la qualité de l'habitat ne sont actuellement pas disponibles pour la zone de transition – types d'habitats côtiers et intérieurs – et pour les terres privées de l'île de Vancouver);
- Certains habitats essentiels n'ont pas été définis en raison des processus de coopération et de consultation en cours. Le gouvernement du Canada continuera de collaborer avec les organismes concernés afin de poursuivre la détermination des habitats essentiels;
- L'habitat essentiel n'est défini que pour les domaines vitaux à l'échelle de la saison de nidification, car les besoins en matière d'habitat en dehors de la saison de nidification demeurent mal compris (McClaren *et coll.,* 2015); et
- Des relevés supplémentaires (ou une approche différente pour la désignation de l'habitat essentiel) seront nécessaires afin de désigner d'autres habitats convenables et/ou occupés afin d'atteindre les objectifs en matière de population et de répartition (voir le tableau 1).

Un calendrier des études (tableau 3) a été établi afin d'obtenir les données requises pour achever la désignation de l'habitat essentiel nécessaire à l'atteinte des objectifs en matière de population et de répartition.

La désignation de l'habitat essentiel dans le présent programme de rétablissement est fondée sur l'échelle du territoire de nidification de l'autour des palombes. Le territoire de nidification de l'espèce (figure 1) est un ensemble hiérarchique d'entités incluant un groupe de nids utilisés par un couple d'autours des palombes au fil du temps (de un à 12 nids sur les côtes de la Colombie-Britannique; Mahon *et coll.,* 2013), l'aire post-envol (APE; programme de rétablissement provincial, partie 2) entourant chaque nid, l'aire de reproduction qui englobe toutes les APE, ainsi que l'aire d'alimentation, plus vaste (revu par Squires et Kennedy, 2006; NGRT, 2008; Mahon *et coll.*, 2013; McClaren *et coll.* 2015). L'aire de reproduction est la zone fonctionnelle principale de l'autour des palombes durant la période de reproduction, et c'est dans cette zone que les jeunes passent la majeure partie du temps avant de quitter le domaine vital natal (Kennedy *et coll.*, 1994; McClaren *et coll.*, 2005; revu par Squires et Reynolds, 1997; Squires et Kennedy, 2006; McClaren *et coll.,* 2015). Elle comprend généralement de nombreux sites de nidification, et chacun de ces sites est associé à une APE (Kennedy *et coll.*, 1994; McClaren *et coll.*, 2005; revu par Manning, 2012; Mahon *et coll.*, 2013; McClaren *et coll.* 2015). L'aire d'alimentation, plus vaste, constitue la majeure partie du territoire de nidification, et c'est là que les adultes vont chasser (Iverson *et coll.*, 1996; Bloxton, 2002; revu par Squires et Reynolds, 1997; NGRT, 2008; McClaren *et coll.,* 2015). Les aires d'alimentation, et donc les territoires de nidification, sont de superficies variables, ce qui indique l'existence de certaines différences pour ce qui est de la disponibilité des proies, de l'efficacité des individus à la chasse et des exigences en matière de nourriture (Iverson *et coll.*, 1996; Bloxton, 2002; Mahon *et coll.*, 2013; revu par Squires et Kennedy, 2006; NGRT, 2008; McClaren *et coll.,* 2015).

Les aires de reproduction et les aires d'alimentation sont considérées comme essentielles à la réussite de la reproduction et à la survie de l'autour des palombes (revu par Squires et Reynolds, 1997; Daust *et coll.*, 2010; NGRT, 2008; McClaren *et coll.,* 2015). Le présent programme de rétablissement comprend donc une désignation de l'habitat essentiel des aires de reproduction (fondée sur les nids connus) et une désignation de l'habitat essentiel des aires d'alimentation autour des nids connus. Ces concepts sont fondamentaux aux fins de la désignation de l'habitat essentiel, parce qu'ils permettent de délimiter les zones dans lesquelles l'habitat essentiel a été désigné. Bien que les aires de reproduction et d'alimentation soient distinctes les unes des autres, chaque aire de reproduction est enclavée dans l'aire d'alimentation plus vaste qui lui est associée. Cela signifie que l'habitat géré dans une aire de reproduction peut aussi satisfaire les exigences en matière d'habitat de l'aire d'alimentation qui lui est associée. Les caractéristiques biophysiques et les quantités d'habitat essentiel requises sont différentes pour ces deux composantes du domaine vital, comme il est décrit ci-dessous.

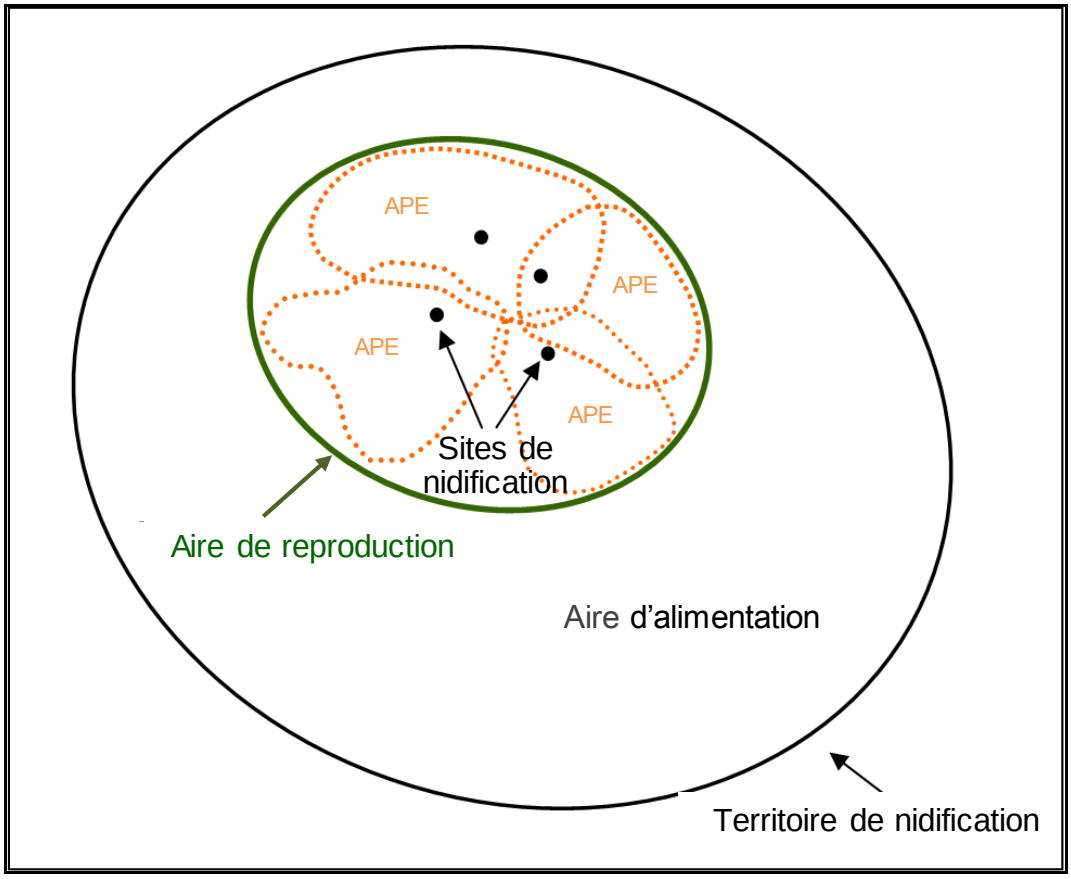


Figure 1. Diagramme conceptuel des entités d'un territoire de nidification de l'autour des palombes (d'après Mahon *et coll.*, 2013).

L'habitat essentiel est désigné en fonction de son emplacement, de ses caractéristiques biophysiques et de sa quantité nécessaire :

- L'*« emplacement »* indique la zone géographique dans laquelle se trouve l'habitat essentiel.
- Les *« caractéristiques biophysiques »* sont les caractéristiques biologiques et physiques de l'habitat convenable.
- La *« quantité »* comprend la superficie et l'étendue de l'habitat convenable requis à chaque emplacement et/ou dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce.

Le programme de rétablissement énonce et applique une méthode permettant de déterminer l'emplacement, les caractéristiques biophysiques et la quantité d'habitat essentiel requise dans un territoire de nidification. La configuration et l'emplacement d'un habitat propice dans un domaine vital peuvent changer avec le temps. Si un plus grand nombre d'habitats propices que requis se trouvent dans un domaine vital donné, différentes zones de l'habitat essentiel peuvent être définies et publiées dans un programme de rétablissement ou un plan d'action modifié. Par contre, l'habitat essentiel doit en tout temps satisfaire aux critères relatifs à l'emplacement, aux caractéristiques biophysiques et aux quantités décrites dans le présent document.

4.1.1. Emplacement de l'habitat essentiel

L'emplacement de l'habitat essentiel est déterminé en fonction de l'emplacement des nids connus de l'autour des palombes sur les côtes de la Colombie-Britannique et au sujet desquels le gouvernement du Canada disposait de données en juin 2014. Les données sur l'emplacement des nids pour les 109 territoires de nidification de l'autour des palombes proviennent du Conservation Data Centre (CDC) de la Colombie-Britannique. Toutes les mentions de territoires de nidification de l'autour des palombes, peu importe la date de l'observation ou de la récente occupation du territoire (B.C. CDC, 2014), ont été comprises dans la désignation. Les territoires de nidification sans indice d'occupation récente sont inclus, parce que l'autour des palombes est difficile à détecter et que le suivi annuel est limité dans une grande partie de l'aire de répartition de l'espèce (avant 2014, un suivi annuel intensif n'était effectué que dans certaines parties de l'île de Vancouver[5] et de Haida Gwaii[6]), parce que l'espèce affiche une grande fidélité envers le territoire de nidification (McClaren, 2005; Stuart-Smith *et coll.*, 2012), et parce que l'espèce est connue pour avoir réoccupé une zone donnée même après de nombreuses années d'absence apparente (Tommeraas, 1994; Kenward, 2006). Par conséquent, il est probable que les zones dans lesquelles l'autour des palombes a déjà été détecté continueront d'être utilisées par l'espèce et ce, même si l'on n'y détecte aucun individu durant plusieurs relevés (McClaren, 2005). De plus, compte tenu de nombre relativement faible d'individus présents dans chacune des régions de conservation, l'inclusion de nids non occupés et/ou de territoires de nidification non occupés est considérée comme nécessaire, par mesure de précaution, pour que suffisamment d'emplacements de nidification et de territoires de nidification soient disponibles et qu'ils contribuent à ce que la probabilité de persistance à long terme de l'espèce soit raisonnable (Steventon, 2012; voir la section 2 *Objectifs en matière de population et de répartition*). Si des relevés sur le terrain permettent de confirmer que l'habitat essentiel n'est pas propice à la nidification ou à l'alimentation de l'autour des palombes, l'habitat essentiel peut être redéfini et publié dans un programme de rétablissement modifié et/ou un plan d'action.

4.1.2 Caractéristiques biophysiques de l'habitat convenable

Mahon *et coll.* (2008, 2015) ont développé des modèles d'indice de la qualité de l'habitat (IQH) pour les aires de reproduction et les aires d'alimentation de l'autour des palombes; ces modèles sont fondés sur l'utilisation de l'habitat par l'espèce et, à l'aide d'équations, ils décrivent les caractéristiques de l'habitat réputées requises par l'espèce. Les modèles servent à analyser les données sur le couvert forestier et à attribuer une cote aux peuplements forestiers (sur une échelle de 0 à 1), selon leur caractère convenable prévu pour l'autour des palombes (une cote de 0,5 à 1 étant définie comme convenable).

Les caractéristiques biophysiques de l'habitat convenable dans les aires de reproduction diffèrent légèrement de celles des aires d'alimentation, l'habitat de

[5] Par exemple, Manning et Chytyk (2008).
[6] Par exemple, Doyle (2005).

reproduction étant un sous-ensemble de l'habitat d'alimentation. En général, les forêts matures ou anciennes affichent plus souvent les caractéristiques exigées par l'autour des palombes. Cependant, le modèle étant fondé sur de nombreuses variables, il existe une certaine souplesse en ce qui concerne les caractéristiques des forêts qui sont cotées comme convenables. Par exemple, pourvu que les critères de hauteur minimale et d'âge soient respectés, les jeunes peuplements forestiers peuvent se qualifier comme habitats propices si toutes les autres variables obtiennent une cote élevée.

Les modèles d'IQH de Mahon *et coll.* (2008, 2015) représentent l'unique source d'information permettant de définir objectivement les caractéristiques de l'habitat de l'autour des palombes sur les côtes de la Colombie-Britannique. Ils sont fondés sur le plus vaste ensemble de données relatives à l'emplacement des nids et de données télémétriques sur les individus qui est disponible pour la zone côtière de la province; ils représentent donc les descriptions les plus exhaustives de l'habitat convenable à la reproduction et à l'alimentation. Les modèles représentant une description de l'utilisation de l'habitat typique, il existe des cas où les modèles ne représentent pas complètement une situation particulière à l'échelle locale (p. ex. terres forestières fortement aménagées dans un paysage productif). Dans des situations comme celles-ci, une planification approfondie peut permettre d'adapter les modèles à des paysages particuliers ou à diverses échelles (p. ex. par le biais d'un plan visant les domaines vitaux fondé sur une unité de gestion ou sur une région de conservation; voir la section 3.2 *Calendrier des études*) et, le cas échéant, il sera possible de préciser la désignation de l'habitat essentiel à l'échelle du paysage en question dans un programme de rétablissement modifié et/ou dans un plan d'action.

Bien qu'ils ne soient pas encore publiés, les modèles d'IQH de Mahon *et coll.* (2008, 2015) constituent les meilleurs outils disponibles pour quantifier l'habitat de l'autour des palombes. Ils ont été développés à partir des données sur les aires de reproduction (p. ex. McClaren, 2005; Mahon *et coll.,* 2013) et sur l'utilisation de l'habitat d'alimentation, notamment des données télémétriques (McClaren, 2005). La précision des modèles a été testée sur le terrain dans chacune des quatre régions de conservation, et les résultats probants ont été soumis à des analyses de sensibilité (Mahon *et coll.*, 2015). De plus, les modèles ont été revus par l'Équipe de rétablissement de l'autour des palombes *Accipiter gentilis laingi* ainsi que par d'autres experts de l'espèce. Ils ont été améliorés de manière itérative par la suite et à mesure que des données récentes devenaient disponibles (Mahon *et coll.*, 2015).

À l'heure actuelle, il n'y a aucune autre option disponible pour ce qui est d'une description quantitative multiparamètre de l'habitat convenable. Une autre approche quant à l'utilisation des modèles de Mahon *et coll.* (2015) consiste à utiliser un seul paramètre, comme l'âge des arbres ou la hauteur des arbres. Cependant, cette option ne donne pas une description précise de l'habitat convenable (p. ex. les vieux arbres à haute altitude ne sont pas convenables, les vieux arbres de certaines espèces ne sont pas convenables, les grands arbres dans certains cas n'ont pas la structure de ramification nécessaire pour que les nids s'y raccrochent). Les modèles de Mahon *et coll.* (2015) prennent en compte la variance du caractère convenable en fonction des principaux facteurs qui touchent l'utilisation de l'habitat et pour lesquels on dispose de

données standard sur le couvert forestier pour la cartographie. Par conséquent, les modèles offrent la description la plus précise de l'habitat convenable, parce qu'ils sont fondés sur la plus grande quantité de données disponibles sur l'utilisation de l'habitat par l'autour des palombes.

Les résultats de la cartographie spatiale des modèles d'IQH de Mahon *et coll.* (2015) ont été produits à l'aide des données actuelles sur le couvert des terres en remontant aux données entre 2005 et 2012 (Mahon *et coll.*, 2015). Par contre, en 2017, ces résultats n'étaient toujours pas disponibles pour de vastes territoires de terres privées appartenant à l'industrie forestière dans l'île de Vancouver (parce que les données sur le couvert forestier pour ces terres n'ont pas été mises à la disposition de la province de la Colombie-Britannique ou du gouvernement du Canada pour permettre la cartographie spatiale des modèles) et pour la marge orientale de l'aire canadienne de la sous-espèce *laingi*. La marge à l'est de l'aire ne fait pas partie de la carte parce que l'équipe provinciale de rétablissement considérait cette région (particulièrement la variante sèche de la zone biogéoclimatique côtière à pruche de l'Ouest; MacKinnon *et coll.,* 1992) comme une zone de transition entre la sous-espèce côtière *laingi* et la sous-espèce continentale *atricapilus* (NGRT, 2008). La zone de transition est comprise dans l'aire canadienne de la sous-espèce *laingi* au niveau fédéral conformément à la COSEPAC (2013).

Bien que la précision des modèles ait obtenu des résultats satisfaisants, déterminés par l'équipe provinciale de rétablissement (Mahon *et coll.*, 2015), lors des essais sur le terrain, des erreurs associées aux résultats des modèles subsistent (ayant trait principalement à l'exactitude des données sous-jacentes relatives au couvert forestier).

Veuillez consulter la section 3.2 du Calendrier des études pour en savoir davantage sur les activités, y compris la production des équations des modèles d'IQH pour la zone de transition (type d'habitats côtiers ou intérieurs) et pour des terres privées dans l'île de Vancouver, et sur les vérifications sur le terrain des résultats des modèles actuels pour mieux désigner l'habitat essentiel.

Habitat essentiel de reproduction : caractéristiques biophysiques

Les caractéristiques biophysiques de l'habitat convenable de reproduction comprennent habituellement une forêt mature ou vieille contenant de grands arbres qui conviennent aux gros nids de branchages, un couvert relativement fermé (> 50 %), un sous-étage clairsemé et un sous-couvert qui permet aux oiseaux de voler librement (Iverson *et coll.*, 1996; Patla, 1997; Daw et DeStephano, 2001; Finn *et coll.*, 2002; McGrath *et coll.*, 2003; Desimone et DeStefano, 2005; Doyle, 2005; McClaren, 2005; Boal *et coll.*, 2006; Harrower *et coll.*, 2010; Stuart-Smith *et coll.*, 2012; Mahon *et coll.*, 2013; revu par Squires et Reynolds, 1997; MWLAP, 2004; Squires et Kennedy, 2006; USFWS, 2007; NGRT, 2008; Mahon *et coll.,* 2015).

Si l'on utilise l'équation suivante des modèles d'IQH pour l'habitat de reproduction (Mahon *et coll.*, 2014), l'habitat convenable des aires de reproduction doit avoir un IQH d'au moins 0,5, où

$$IQH_r = \text{moyenne}\ (\hat{A}ge_c,\ Hauteur_c) * Lisière_c * GTI_c * Alt_c * Pente_c * VarCZB_c,$$

et où c = cote, de 0 à 1, fondée sur des estimations de la manière dont cette variable particulière influe sur la disponibilité de l'habitat de reproduction convenable de l'autour des palombes (voir Mahon *et coll.,* 2015).

La moyenne d'âge du peuplement ($\hat{A}ge_c$) et la moyenne de hauteur du peuplement ($Hauteur_c$) sont incluses dans le modèle, parce que l'autour des palombes préfère généralement les arbres vieux et grands. Les estimations du caractère convenable de l'habitat de reproduction augmentent de façon linéaire de la cote de 0 pour un peuplement de moins de 40 ans et d'une hauteur de moins de 14 m jusqu'à la cote de 1 pour un peuplement de 90 ans et d'une hauteur pouvant atteindre 32 m. L'autour des palombes ayant tendance aussi à éviter les lisières aménagées par les humains et les lisières naturelles ($Lisière_c$), les sites de reproduction éloignés des lisières sont plus convenables et obtiennent une cote plus élevée. La variable « groupe type de l'inventaire (GTI_c) » associe certaines exigences structurales comme le couvert à certains types de forêts particuliers. Les caractéristiques qui sont importantes pour la reproduction de l'autour des palombes semblent plus répandues dans les peuplements dominés par la pruche, le sapin et l'épinette. C'est pourquoi ces types de forêts se voient attribuer habituellement la cote de 1, alors que d'autres types de forêts reçoivent des cotes plus basses. L'altitude d'une zone (Alt_c) est incluse dans le modèle, parce que les données indiquent que l'autour des palombes préfère les sites de basse altitude. Les zones de basse altitude (400 m à Haida Gwaii; 600 m sur la côte Nord; 800 m dans les régions du sud reçoivent une cote de 1; et la cote baisse jusqu'à 0,5 à une altitude de 1 300 m. La pente ($Pente_c$) est incluse, parce que la vaste majorité des nids connus se trouvent sur des pentes de moins de 60 %. Les zones où la pente se situe entre 0 et 60 % reçoivent la cote de 1; les zones où la pente est de plus de 60 % reçoivent une cote plus basse. La dernière variable du modèle est la variante de la classification des zones biogéoclimatiques ($VarCZB_c$), qui représente la classification de la zone selon le système de classification des zones biogéoclimatiques de la Colombie-Britannique (MacKinnon *et coll.*, 1992). Chaque classe a reçu une cote, en fonction de l'estimation du caractère convenable de l'habitat de reproduction. Par exemple, les classes de la toundra et de la forêt-parc alpine obtiennent la cote la plus basse, à savoir 0,4. Voir l'annexe A pour obtenir des précisions sur les variables incluses dans le modèle.

Outre les caractéristiques décrites dans le modèle, l'une des caractéristiques biophysiques importantes de l'habitat essentiel à la reproduction est qu'il doit être exempt d'activités entraînant de fortes perturbations auditives durant la période de reproduction, à savoir de la parade nuptiale jusqu'à l'envol des jeunes (du 15 février au 31 juillet) (Iverson *et coll.*, 1996; revu par Cooper et Stevens, 2000). Les activités produisant des bruits forts dans une aire de reproduction active et dans les environs peuvent perturber les oiseaux nicheurs et entraîner des répercussions négatives sur la production de jeunes et la mortalité des jeunes ou des adultes (p. ex. Boal et Mannan, 1994; Toyne, 1997; Bijslma, 1999 *in* Rutz *et coll.,* 2006; Penteriani et Faivre, 2001; Doyle *in* Stuart-Smith *et coll.,* 2012). Pour obtenir de l'information sur les mesures

d'atténuation, voir la section 2.3 (*Activités susceptibles d'entraîner la destruction de l'habitat essentiel*).

Habitat essentiel d'alimentation : caractéristiques biophysiques

Il semble établi que l'autour des palombes préfère se nourrir dans les forêts matures ou vieilles : selon 9 des 10 études télémétriques menées en Amérique du Nord, l'espèce se nourrirait beaucoup plus souvent dans des forêts présentant des caractéristiques structurales de peuplements matures ou vieux et ce, de manière disproportionnée par rapport à la disponibilité de ces forêts dans le paysage (Austin, 1993; Bright-Smith et Mannan, 1994; Beier et Drennan, 1997; Bloxton, 2002; Hasselblad, 2004; Hargis *et coll.*, 1994; Iverson *et coll.*, 1996; Good, 1998; Boal *et coll.*, 2006; Mahon, 2009). Les caractéristiques biophysiques de l'habitat d'alimentation typique comprennent des arbres relativement gros, un sous-étage ouvert et un couvert forestier fermé, mais l'espèce peut utiliser aussi divers autres types d'habitat (Bloxton, 2002; Iverson *et coll.*, 1996; Boal *et coll.*, 2006; revu par USFWS, 2007; NGRT, 2008; Stuart-Smith *et coll.,* 2012; COSEPAC, 2013; Mahon *et coll.,* 2015).

Si l'on utilise l'équation suivante des modèles d'IQH pour les aires d'alimentation (Mahon *et coll.*, 2015), l'habitat convenable d'alimentation doit avoir un IQH d'au moins 0,5, où

IQH_a = moyenne ($Âge_c$, $Hauteur_c$) * GTI_c * $VarCZB_c$ ou cote non forestière, soit la plus élevée des deux,

et où la cote non forestière correspond à toute zone qui n'est pas classée comme un type de forêt selon le système de classification des zones biogéoclimatiques de la Colombie-Britannique. Voir plus haut (*Habitat essentiel des aires de reproduction : caractéristiques biophysiques*) pour obtenir des explications sur les variables pertinentes des modèles, et l'annexe A pour obtenir des précisions sur les variables incluses dans le modèle.

4.1.3 Superficie d'habitat convenable requise pour l'habitat essentiel

Les caractéristiques biophysiques présentées plus haut correspondent aux caractéristiques biologiques et physiques de l'habitat convenable, mais ce n'est pas la totalité de l'habitat convenable qui constitue nécessairement l'habitat essentiel.

Habitat essentiel de reproduction : superficie d'habitat convenable

La superficie d'habitat de reproduction convenable requise pour l'habitat essentiel autour de chaque nid est de 75,5 ha. Cette valeur se fonde sur des données empiriques : une étude télémétrique de l'utilisation de l'habitat par les jeunes à l'envol dans 12 nids de la sous-espèce *laingi* en Colombie-Britannique a révélé que 90 % des nids avaient une APE pouvant atteindre une superficie de 75,5 ha (McClaren *et coll.*, 2005; Mahon *et coll.*, 2013; McClaren *et coll.* 2015). Le recours au 90^e centile garantit qu'il y a suffisamment d'habitat essentiel de reproduction autour de chaque nid dans la plupart des cas, ce qui est important pour les espèces en péril, en particulier parce que

les aires de reproduction correspondent à la zone d'utilisation principale d'un territoire de nidification (Kennedy *et coll.*, 1994; Iverson *et coll.*, 1996; Moser, 2009; McClaren *et coll.* 2015).

L'habitat essentiel de reproduction doit comprendre une zone tampon entre les nids et les lisières abruptes[7] comme les zones d'exploitation forestière (McClaren, 2005; Iverson *et coll.*, 1996; Mahon *et coll.*, 2013; McClaren *et coll.,* 2015). Plusieurs études ont montré que l'autour des palombes déplace son nid lorsqu'il y a récolte forestière près de l'emplacement du nid (Penteriani et Faivre, 2001; Mahon, 2009; Moser et Garton, 2009; Stuart-Smith *et coll.*, 2012). Dans une analyse récente portant sur 283 nids dans l'île de Vancouver et à Haida Gwaii, Mahon *et coll.* (2013) ont observé que 90 % des nids se trouvaient à une distance d'au moins 252 m des blocs de coupe qui étaient présents au moment où le nid a été découvert pour la première fois. De plus, McClaren *et coll.* (2005) et McClaren (2005) ont constaté que la présence des jeunes à l'envol de l'autour des palombes qui étaient munis d'un radio-émetteur n'a jamais été confirmée dans les zones ouvertes comme les zones d'exploitation forestière (E. McClaren, comm. pers., 2014).

Bien que ce soit avantageux (McClaren *et coll.* 2015), il n'est pas nécessaire que l'habitat essentiel de reproduction autour de chaque nid soit relié aux nids adjacents du territoire de nidification, parce que la plupart des études indiquent que la récolte forestière limitée dans une aire de reproduction ne nuit pas généralement à l'occupation de cette aire par l'espèce (p. ex. Stuart-Smith *et coll.,* 2012). Cependant, plusieurs des nids étant assez rapprochés les uns des autres (p. ex. Mahon *et coll.,* 2013), l'habitat essentiel des nids adjacents sera normalement relié (annexe B).

En plus de garantir suffisamment d'habitats de reproduction convenables autour des nids connus, il faudra peut-être des superficies additionnelles d'habitat essentiel dans certains territoires de nidification pour permettre l'établissement de nouveaux nids. Dans la région côtière de la Colombie-Britannique, le nombre de nids dans 63 aires de reproduction de la sous-espèce *laingi* se situait entre un et 12 nids, avec un 90^{e} centile d'environ six nids (Mahon *et coll.*, 2013). Par conséquent, si l'on adopte le principe de précaution, l'habitat essentiel dans chaque aire de reproduction doit fournir suffisamment d'habitats de reproduction convenables pour soutenir les APA d'au moins six nids. Vu une distance médiane entre les nids de 275 m et le 90^{e} centile de la distance entre les nids de 840 m (Parcs Canada, données inédites, n = 294, distance entre les nids dans 111 territoires de nidification), chaque APA supplémentaire, le cas échéant, devra être centrée à un emplacement qui se trouve à au moins 275 m et à au plus 840 m d'un nid connu ou des autres emplacements d'APA supplémentaires.

Selon les renseignements qui précèdent, l'habitat essentiel de reproduction doit comporter les éléments suivants :

[7] Une lisière abrupte est définie comme un changement abrupt dans le couvert forestier, généralement lorsque la forêt mature ou vieille est adjacente à l'habitat non forestier ou à une forêt jeune, et lorsque la différence de hauteur entre deux types d'habitats est d'au moins 15 m (p. ex. limite de la zone de coupe à blanc, rive d'un lac, zone alpine).

- Une superficie de 75,5 ha d'habitat de reproduction convenable autour de chacun des nids connus. L'habitat essentiel doit comprendre l'arbre de nidification et être situé à moins de 840 m de chaque nid. De plus, il doit y avoir un rayon d'au moins 252 m d'habitat de reproduction convenable continu autour de chaque nid. Tout habitat convenable se trouvant dans un rayon d'au moins 840 m de plus d'un nid peut compter comme habitat essentiel nécessaire à chacun de ces nids. Si l'habitat convenable actuel est insuffisant autour d'un nid connu pour atteindre la cible de 75,5 ha, l'habitat essentiel comprendre tous les habitats convenables disponibles actuellement dans un rayon de 840 m du nid et la zone doit être gérée de manière à atteindre cette superficie par l'adoption des mesures de gestion appropriées décrites dans un programme de rétablissement modifié ou un plan d'action.
- Dans le cas des territoires de nidification comportant moins de six nids connus, des superficies additionnelles d'habitat essentiel à la reproduction (75.5 ha, voir plus haut) seront nécessaires pour permettre l'établissement de nouveaux nids. L'habitat essentiel additionnel de reproduction doit être centré à un emplacement se trouvant dans un rayon d'au moins 275 m et d'au plus 840 m du centre d'un nid existant ou d'un emplacement théorique de nid, de sorte qu'un nombre total de six nids connus ou d'emplacements théoriques soient inclus dans l'habitat essentiel de l'aire de reproduction de chaque territoire de nidification. Si l'habitat convenable est insuffisant, la zone doit être gérée de manière à atteindre cette superficie au fil du temps par l'adoption des mesures de gestion appropriées décrites dans un programme de rétablissement modifié, un plan visant les domaines vitaux ou un plan d'action.

Les zones contenant l'habitat essentiel pour la reproduction de l'autour des palombes sont présentées à l'annexe B, figures B-1 à B-5. Dans ces zones, l'habitat essentiel est déterminé là où se trouvent les caractéristiques biophysiques (section 3.1.2). Les méthodes et les processus décisionnels détaillés relatifs à la détermination de l'habitat essentiel sont archivés dans un document à l'appui.

Habitat essentiel d'alimentation : superficie d'habitat convenable requise

Comme il a été mentionné plus haut, il semble établi que l'autour des palombes choisit davantage l'habitat d'alimentation ayant les caractéristiques d'une forêt mature ou vieille et ce, de manière disproportionnée par rapport à des habitats comportant d'autres caractéristiques. De plus, trois études ont montré une relation positive entre la superficie des forêts matures ou vieilles dans le domaine vital et le taux d'occupation du domaine vital (Ward *et coll.,* 1992, tel que cité *in* Greenwald *et coll.,* 1995; Patla, 2005; Finn *et coll.,* 2002). Cependant, comme c'est le cas dans les aires de reproduction, il existe peu de données sans équivoque sur l'étendue que devrait avoir l'aire d'alimentation et sur la superficie de l'habitat d'alimentation convenable qui devrait s'y trouver (revu par NGRT, 2008; Stuart-Smith *et coll.,* 2012). La superficie des aires d'alimentation est variable, en partie en fonction des conditions écologiques telles que les conditions météorologiques et la disponibilité des proies (Kennedy *et coll.*, 1994; Iverson *et coll.*, 1996; Bloxton, 2002). Tant la superficie que la qualité des territoires de nidification varient probablement dans chacune des quatre régions de conservation

(Doyle, 2005; Doyle, 2006; NGRT, 2008; Deal et Mogensen, 2013; Mahon *et coll.*, 2013).

Afin de déterminer la superficie d'habitat convenable nécessaire à l'habitat essentiel des aires d'alimentation, les deux étapes suivantes ont été respectées : 1) estimer la superficie moyenne du territoire de nidification; 2) à l'intérieur de l'aire d'alimentation, établir la superficie d'habitat convenable requise comme habitat essentiel. Afin de garantir une désignation de l'habitat essentiel appropriée à l'échelle régionale, ces valeurs sont déterminées séparément pour chacune des régions de conservation (et, dans certains cas, les régions de conservation ont été subdivisées pour tenir compte de la variation lorsque les données étaient disponibles; annexe B). Les résultats sont résumés au tableau 2.

Premièrement, les estimations régionales de la superficie moyenne du territoire de nidification (fondées sur l'espacement entre les territoires de nidification dans le paysage) ont servi à déterminer la superficie des aires d'alimentation utilisées par l'autour des palombes (Deal et Mogensen, 2013; Mahon *et coll.*, 2013; McClaren *et coll.,* 2015). En règle générale, les territoires de nidification de la sous-espèce *laingi* sont plus vastes dans le nord que dans le sud de la C.-B. (Doyle, 2006; NGRT, 2008; Mahon *et coll.,* 2013; McClaren *et coll.,* 2015). La superficie des territoires de nidification de la sous-espèce *laingi* est estimée à 8 495 ha sur Haida Gwaii (McClaren *et coll.,* 2015; Mahon *et coll.,* 2013), de 3 739 ha sur la majeure partie de l'île de Vancouver (McClaren *et coll.,* 2015; Mahon *et coll.,* 2013), et de 1 963 ha dans le centre-nord de l'île de Vancouver (Deal et Mogensen, 2013).

Ces estimations de la superficie des territoires de nidification surestiment probablement la superficie du territoire de nidification requise, parce que l'autour des palombes a tendance à utiliser une zone relativement petite à l'intérieur de son territoire de nidification observé chaque année (p. ex. 32 % selon Kennedy *et coll.,* 1994; voir aussi Bloxton, 2002; Moser, 2009). La superficie moyenne du territoire de nidification constitue donc une cible de conservation raisonnable et prudente.

Des estimations de la superficie moyenne du territoire de nidification sont disponibles pour les régions de conservation de l'île de Vancouver et de Haida Gwaii (Deal et Mogensen, 2013; Mahon *et coll.*, 2013; McClaren *et coll.,* 2015). La région de conservation de l'île de Vancouver a été divisée en deux sous-régions (tableau 2), parce que les renseignements détaillés qui ont été obtenus dans le centre-nord de l'île de Vancouver indiquent que la région soutient une population relativement dense d'autours des palombes, probablement en raison de la grande qualité de l'habitat qu'on y trouve (Deal et Mogensen, 2013). Il est donc raisonnable que la superficie du territoire de nidification soit plus petite dans cette sous-région de conservation. De plus, la région de conservation de la côte Nord a été divisée en deux sous-régions, parce qu'elle couvre une vaste plage latitudinale, et donc écologique. Au sud de la latitude 51˚, on ne connaît pas la superficie moyenne du territoire de nidification, mais on présume qu'elle est semblable à celle de l'île de Vancouver, où les qualités de l'habitat sont similaires. Au nord de la latitude 51˚, la superficie du territoire de nidification se situe probablement entre celle de l'île de Vancouver et celle de Haida Gwaii, parce que, bien que la sous-

région soit plus semblable à Haida Gwaii sur le plan de l'écologie, elle n'est pas exposée à la menace des espèces envahissantes qui est présente à Haida Gwaii (Doyle, 2005; revu par NGRT, 2008). Pour cette sous-région, la superficie du territoire de nidification est estimée comme correspondant à la valeur médiane entre Haida Gwaii et l'île de Vancouver. Dans le futur, à mesure que d'autres informations seront disponibles, ces valeurs seront précisées dans un programme de rétablissement modifié et/ou dans un plan d'action.

Deuxièmement, la superficie d'habitat convenable requise dans l'aire d'alimentation de chaque territoire de nidification a été déterminée en fonction de la superficie d'habitat disponible (tel que prédit par les modèles de Mahon *et coll.,* 2015) qui était présente dans les territoires de nidification constamment occupés et qui ont été observés dans le cadre d'une étude empirique récente (McClaren *et coll.*, 2014). Le 50^{e} centile (médiane) a été choisi, parce que les superficies d'habitat convenable dans les territoires de nidification constamment occupés n'étaient pas réparties de manière symétrique; la médiane constitue donc une représentation plus fidèle de la tendance générale des données.

Les données étaient disponibles pour l'île de Vancouver, où le 50^{e} centile des territoires de nidification constamment occupés incluait environ 45 % d'habitats d'alimentation convenables (McLaren *et coll.*, 2014); et pour Haida Gwaii, où le 50^{e} centile des territoires de nidification constamment occupés incluait environ 61 % d'habitats d'alimentation convenables (McLaren *et coll.*, 2014).

Il est présumé que les valeurs concernant l'île de Vancouver peuvent s'appliquer à la côte Sud, qui se trouve à une latitude semblable et dont l'écologie est semblable (NGRT, 2008; partie 2). La région de conservation de la côte Nord a aussi été divisée en deux sous-régions. Au sud de la latitude 51˚, la valeur est fondée sur la valeur médiane entre celle de Haida Gwaii et celle de l'île de Vancouver. Il est reconnu qu'il existe une grande incertitude entourant les analyses qui ont servi à établir des cibles en matière d'habitat d'alimentation. À mesure que d'autres informations seront disponibles, ces valeurs pourront être précisées dans un programme de rétablissement modifié et/ou dans un plan d'action.

La superficie totale d'habitat convenable requise comme habitat essentiel à l'alimentation dans les territoires de nidification est résumée au tableau 2. Pour garantir qu'un habitat essentiel est disponible pour les autours des palombes en quête de nourriture, l'ensemble de l'habitat essentiel doit se trouver à l'intérieur du rayon du territoire de nidification indiqué au tableau 2. Le rayon du territoire de nidification doit être mesuré à partir de l'emplacement du centroïde des nids connus et des emplacements théoriques des nids supplémentaires.

Étant donné qu'il y a quête de nourriture dans l'ensemble du territoire de nidification, notamment dans les aires de reproduction, à l'intérieur de tout territoire de nidification donné, l'habitat essentiel de reproduction peut aussi compter comme superficie d'habitat essentiel d'alimentation qui lui est associée (l'habitat essentiel de reproduction est toujours enclavé dans l'habitat essentiel d'alimentation).

Tableau 2. Rayon maximal requis (fondé sur les estimations de la superficie du territoire de nidification) pour l'habitat essentiel à l'alimentation, et pourcentage et superficie totale d'habitat convenable requis pour chacun des territoires de nidification, et pour chacune des quatre régions de conservation de l'autour des palombes dans la zone côtière de la Colombie-Britannique (comme habitat essentiel pour l'alimentation).

Région ou sous-région de conservation	Estimation du rayon du territoire de nidification	Pourcentage d'habitat convenable requis	Superficie d'habitat convenable requise pour l'habitat essentiel pour l'alimentation
Côte Sud	3 450 m[1]	45 %	1 683 ha
Haida Gwaii	5 200 m[2]	61 %	5 182 ha
Côte Nord – au sud de la latitude 51˚	3 450 m[3]	45 %	1 683 ha
Côte Nord – au nord de la latitude 51˚	4 413 m[4]	53 %	2 521 ha
Île de Vancouver	3 450 m[5]	45 %	1 683 ha
Centre-nord de l'île de Vancouver	2 500 m[6]	45 %	883 ha

[1] fondé sur un espacement moyen des territoires de nidification de 6,9 km dans l'île de Vancouver (Mahon *et coll.*, 2013; McClaren *et coll.,* 2015) et sur la latitude et l'écologie qui sont semblables à celles de l'île de Vancouver
[2] fondé sur un espacement moyen des territoires de nidification estimé à 10,4 km (Mahon *et coll.*, 2013; McClaren *et coll.,* 2015)
[3] fondé sur un espacement moyen des territoires de nidification estimé à 6,9 km (Mahon *et coll.*, 2013; McClaren *et coll.,* 2015)
[4] fondé sur la médiane entre un espacement moyen des territoires de nidification estimé à 6,9 km et un espacement moyen des territoires de nidification estimé à 10,4 km (Mahon *et coll.*, 2013; McClaren *et coll.,* 2015)
[5] fondé sur un espacement moyen des territoires de nidification estimé à 6,9 km (Mahon *et coll.*, 2013; McClaren *et coll.,* 2015)
[6] fondé sur un espacement moyen des territoires de nidification dans la sous-région estimée à 5 km (Deal et Mogensen, 2013; McClaren *et coll.,* 2015)

Dans la région de la côte Sud, par exemple, la cible pour l'habitat essentiel d'alimentation correspond donc à 1 683 ha d'habitat convenable dans un rayon de 3 450 m du centroïde du nid (le centroïde de l'ensemble des nids connus et des emplacements théoriques des nids supplémentaires) pour le territoire de nidification.

Lorsque la superficie de l'habitat convenable disponible dans le rayon du territoire de nidification estimé est actuellement moins importante que la superficie d'habitat convenable requise et que l'habitat essentiel inclut l'ensemble de l'habitat convenable disponible actuellement dans le polygone, le seuil régional adéquat devrait être atteint au fil du temps par l'adoption de mesures appropriées énoncées dans un programme de rétablissement modifié, un plan visant les domaines vitaux ou un plan d'action. Parmi les 89 domaines vitaux pour lesquels un habitat essentiel a été désigné, le

nombre d'habitats convenables requis pour l'habitat essentiel pour l'alimentation se situe actuellement sous les cibles estimées pour 74 domaines vitaux (voir le tableau B-1 dans l'annexe). Les autres 15 domaines vitaux comportaient un nombre d'habitats convenables supérieur aux cibles estimées. Dans de tels cas, le rayon du territoire de nidification a été réduit jusqu'à ce que le nombre d'habitats convenables aux fins de l'alimentation ait été atteint.

Les zones contenant l'habitat essentiel pour l'alimentation de l'autour des palombes sont présentées à l'annexe B, figures B-1 à B-5. Dans ces zones, l'habitat essentiel est déterminé là où se trouvent les caractéristiques biophysiques (section 3.1.2). Les méthodes et les processus décisionnels détaillés relatifs à la détermination de l'habitat essentiel sont archivés dans un document à l'appui.

4.2 Calendrier des études visant à désigner l'habitat essentiel

Une liste des études et des activités recommandées pour achever la désignation de l'habitat essentiel de l'autour des palombes est présentée au tableau 3. Des études et activités additionnelles s'imposent pour 1) désigner d'autres zones d'habitat essentiel requises pour la survie de l'espèce; 2) préciser éventuellement la désignation de l'habitat essentiel afin de maximiser l'efficacité de sa mise en œuvre (par exemple, vérifier s'il est plus efficace de désigner l'habitat essentiel à l'échelle du territoire de nidification, de l'unité de gestion ou de la région).

Tableau 3. Études et activités requises pour la désignation complète de l'habitat essentiel de l'autour des palombes afin d'atteindre les objectifs à court terme en matière de population et de rétablissement de l'espèce dans le cadre du présent programme de rétablissement fédéral

Description de l'activité	Justification	Échéancier
Certaines zones d'habitat essentiel n'ont pas été désignées parce que des activités de coopération et de consultation étaient toujours en cours. Le gouvernement du Canada continuera de collaborer avec les organismes concernés afin de poursuivre la détermination des habitats essentiels.	• Superficie accrue d'habitat essentiel défini.	En cours; les progrès seront fonction des progrès dans les processus de consultation
Produit une équation des modèles d'IQH pour la zone de transition – *entre les types d'habitats côtiers et intérieurs* –	• Pour accroître le nombre de territoires de nidification pour lesquels les données d'IQH sont disponibles, permettant la détermination de plus d'habitats essentiels.	2017-2020

Description de l'activité	Justification	Échéancier
(NGRT, 2008; partie 2) et pour les terres privées sur l'île de Vancouver dans l'aire de répartition de l'espèce.		
Mener des recherches pour déterminer la disponibilité requise de l'habitat de reproduction et de l'habitat d'alimentation à l'échelle du territoire de nidification ou à l'échelle du paysage.	• Les résultats amélioreront les connaissances sur la disponibilité des seuils requis d'habitat de reproduction et d'habitat d'alimentation pour soutenir l'ensemble de la population d'autours des palombes sur les côtes de la Colombie-Britannique, et serviront à évaluer de nouveau l'approche afin d'identifier l'habitat essentiel d'alimentation. • Des données empiriques supplémentaires aideront à l'évaluation des seuils actuels et des approches visant à désigner les habitats d'alimentation. • Déterminer dans quelle mesure les zones dont l'IQH est inférieur à 0,5 peuvent se trouver dans une aire de reproduction sans avoir de répercussion sur l'occupation à long terme.	2017-2020
Poursuivre les recherches sur les lacunes dans les connaissances portant sur l'habitat essentiel (types d'utilisation du domaine vital durant la période de reproduction et en dehors de la période de reproduction, et l'abondance, la disponibilité et la diversité des proies).	• Comprendre les divers types d'utilisation du domaine vital afin d'éclairer la gestion de l'habitat essentiel (c.-à-d. quelle est la superficie requise?). • L'information sur les associations d'habitats hivernaux peut influer sur l'habitat qui est inclus dans l'habitat essentiel. • La connaissance des relations entre l'abondance, la disponibilité et la diversité des proies et les caractéristiques de l'habitat d'alimentation permettra de préciser des cibles particulières en matière d'habitat d'alimentation pour différents types d'habitats. • D'autres données sont requises pour permettre la vérification du caractère convenable de l'habitat et d'autres modèles. • Évaluation des possibilités de remplacement des modèles actuels portant sur l'habitat. • Évaluation de la situation et approches visant à gérer la question des cerfs introduits à Haida Gwaii. • La connaissance de la relation entre les temps de rotation associés à l'exploitation forestière et l'occupation par l'autour des palombes servira à mieux gérer l'habitat essentiel.	2017-2022

Description de l'activité	Justification	Échéancier
Vérification des modèles de l'IQH à l'échelle du peuplement	• Améliorer l'exactitude et la précision des frontières de l'habitat essentiel.	2017-2027

4.3 Activités susceptibles d'entraîner la destruction de l'habitat essentiel

La compréhension de ce qui constitue la destruction de l'habitat essentiel est nécessaire à la protection et à la gestion de cet habitat. Les activités susceptibles de détruire l'habitat essentiel sont décrites ci-dessous (tableaux 4 et 5); toutefois, les activités destructrices ne se limitent pas à celles qui sont énumérées. La destruction est déterminée au cas par cas. On peut parler de destruction lorsqu'il y a dégradation d'une partie de l'habitat essentiel, de façon permanente ou temporaire, à un point tel que l'habitat essentiel n'est plus en mesure d'assurer ses fonctions lorsque l'espèce en a besoin. La destruction de l'habitat essentiel peut découler d'une activité unique ou de nombreuses activités à un moment donné ou des effets cumulés d'une ou de plusieurs activités au fil du temps.

La destruction de l'habitat essentiel de l'autour des palombes comprend notamment l'altération ou l'élimination de la forêt propice à la nidification ou à l'alimentation. De plus, les stimuli auditifs bruyants entre le début de la parade nuptiale (vers la mi-février) jusqu'à l'envol (vers le début d'août) peuvent perturber les autours des palombes et réduire peut-être la qualité de l'habitat dans lequel ils résident. Les stimuli perturbateurs peuvent provoquer l'abandon des nids et, par conséquent, entraîner la mortalité des œufs ou des jeunes dans le nid (Craig, 2002; Environnement Canada, 2014).

Tableau 4. Exemples d'activités menées dans l'habitat essentiel des aires de reproduction et des aires d'alimentation ou à proximité qui sont susceptibles d'entraîner la destruction de l'habitat essentiel à longueur d'année.

Catégories d'activités	Exemples d'effets possibles sur l'habitat	Exemples d'effets possibles sur l'autour des palombes
• Destruction de l'habitat essentiel (p. ex., par l'exploitation forestière comme la coupe à blanc) • Développement industriel détruisant ou perturbant l'habitat essentiel (activités pétrolières et gazières, activités minières, construction de bâtiments ou d'autres infrastructures, barrages hydroélectriques et aménagements linéaires, etc.)	• Réduction de la qualité et/ou de la superficie de l'habitat essentiel de reproduction et de l'habitat essentiel d'alimentation • Effets négatifs sur les populations de proies	• L'habitat essentiel qui subsiste est insuffisant pour maintenir un couple reproducteur d'autours des palombes • Réduction de la disponibilité des proies • Augmentation du taux de prédation des adultes avec l'augmentation des lisières • Augmentation du taux d'abandon des sites de nidification associé aux perturbations d'origine anthropique

Catégories d'activités	Exemples d'effets possibles sur l'habitat	Exemples d'effets possibles sur l'autour des palombes
		• Concurrence accrue avec les espèces adaptées aux lisières et aux habitats ouverts

Tableau 5. Exemples d'activités susceptibles d'entraîner la destruction de l'habitat essentiel de reproduction seulement durant la période de reproduction, et distances séparatrices proposées qui rendront l'activité peu susceptible d'entraîner la destruction de l'habitat essentiel. Les distances séparatrices proposées ont été établies au moyen des résultats d'études antérieures et compte tenu de la possibilité qu'un stimulus cause une perturbation (c.-à-d. que les stimuli intenses possibles mériteraient de plus grandes distances séparatrices; Environnement Canada, 2014). Des mesures d'atténuation doivent être mises en œuvre de la parade nuptiale jusqu'à la fin du stade de l'oisillon (du 15 février au 31 juillet; Iverson, 1996, revu par Cooper et Stevens, 2000).

Stimuli perturbateurs	Zone tampon depuis le nid actif (m)
Transport par camion[1]	100
Construction de routes[2]	500
Abattage d'arbres[3]	500
Aéronef[4] - survols répétés ou tout survol d'aéronef de transport lourd	1 000*
Dynamitage[5]	1 000

[1] McLaughlin (2002); Grubb *et coll.* (2012); Deal (2013); E. McClaren, comm. pers.
[2] Vernier et Brunnell (2002); Stuart-Smith *et coll.* (2012); E. McClaren, comm. pers.
[3] Boal et Mannan (1994); Penteriani et Faivre (2001); McLaughlin (2002); Stuart-Smith *et coll.* (2012); E. McClaren, comm. pers.
[4] Stuart-Smith *et coll.* (2012); E. McClaren, comm. pers.
[5] McLaughlin (2002); Stuart-Smith *et coll.* (2012); E. McClaren, comm. pers.
* La zone tampon entre le nid et l'aéronef s'applique horizontalement et verticalement.

Il convient de noter que les stimuli auditifs bruyants comme ceux qui sont décrits dans la présente section détruisent peut-être l'habitat essentiel de reproduction de manière temporaire seulement. Les effets des bruits perturbateurs peuvent être de très courte durée (p. ex. un adulte quittant temporairement le nid), se produire durant une seule saison (p. ex. les adultes abandonnent le nid pour la saison, mais y retournent l'année suivante) ou durer plus longtemps si le nid est abandonné durant au moins une année. Il est cependant probable que si les caractéristiques biophysiques demeurent convenables, le site continuera à être viable lorsque les stimuli perturbateurs auront cessé.

4.4 Sommaire des mesures provinciales actuelles visant à gérer les activités dans l'habitat de l'autour des palombes

Beaucoup de travail a déjà été fait ou est en cours pour gérer les activités dans l'habitat de l'autour des palombes en Colombie-Britannique. Par exemple, on trouve 1,6 million d'hectares d'habitat convenable à la reproduction et d'habitat convenable à l'alimentation dans les réserves forestières et les parcs provinciaux (MoFLNRO et MoE, 2013). De plus, certains filtres réglementaires « fins » adoptés par la province limitent les activités de récolte forestière sur les terres gérées à l'intérieur de 28 aires de reproduction connues; p. ex. les zones d'habitat d'espèces sauvages (Wildlife Habitat Areas, ou WHA) établies en vertu de la *Forest and Range Practices Act* (FRPA), ou les réserves établies en vertu de la *Land Act*. Ces WHA et réserves totalisent une superficie de 4 300 ha dans l'habitat de reproduction principal (c.-à-d. habitat de reproduction convenable et habitat après l'envol convenable) et une superficie de plus de 14 000 ha dans l'habitat d'alimentation convenable (MoFLNRO et MoE, 2013).

Des activités spécifiques dans certaines superficies d'habitat de reproduction et d'habitat d'alimentation qui se trouvent sur les terres de la Couronne provinciales sont limitées par les filtres suivants :

- parcs et aires protégées (p. ex. établis en vertu de la *Park Act* de la Colombie-Britannique);
- aires d'hivernage des ongulés établis en vertu de la FRPA;
- zones d'aménagement de la vieille forêt (Old-Growth Management Areas, ou OGMA) établies en vertu de la *Land Act* de la Colombie-Britannique);
- zones de conservation, zones de biodiversité, zones d'exploitation minière, zones de tourisme et autres aires désignées (Conservancies, Biodiversity, Mining and Tourism Areas and Strategic Level Reserve Design polygons) se trouvant dans la zone de planification de la gestion écosystémique sur la côte Nord et sur la côte centrale (p. ex. Horn *et coll.*, 2009);
- ententes stratégiques relatives à l'utilisation des terres (Strategic Land Use Agreements, ou SLUA) et protection garantie par l'arrêté ministériel intitulé Land Use Objectives Order pris en vertu de la *Land Act* de la Colombie-Britannique (p. ex. à Haida Gwaii).

En plus des habitats désignés plus haut, la récolte de bois en Colombie-Britannique est réglementée par une « possibilité annuelle de coupe » qui est fondée sur les modèles d'approvisionnement en bois. À long terme, il est prévu qu'il y aura stabilisation des classes d'âge de la forêt (tant la structure que la répartition) de sorte que le nombre de classes d'âge des forêts matures et vieilles deviendra relativement constant au fil du temps (MFLNRO et ME, 2013).

4. Mesure des progrès

Indicateurs de rendement pour l'objectif en matière de population et de répartition nº 1 :

- Il existe au moins 441 domaines vitaux[8] ayant une superficie suffisante d'habitat convenable pour une nidification efficace au Canada.

Indicateurs de rendement pour l'objectif en matière de population et de répartition nº 2 :

- Il existe des territoires de nidification[8] ayant une superficie suffisante d'habitat convenable pour appuyer une nidification efficace dans les quatre régions de conservation; au moins 58 territoires de nidification se trouvent à Haida Gwaii; 128 sur la côte Nord; 110 sur la côte Sud; et 145 sur l'île de Vancouver.

6. Considérations socioéconomiques

La section du programme de rétablissement provincial intitulée « Considérations socioéconomiques » ne fait pas partie du programme de rétablissement de l'espèce adopté aux termes de la LEP par le gouvernement fédéral.

Le paragraphe 41(1) de la LEP n'exige aucune analyse des répercussions socioéconomiques. Une évaluation systématique des coûts et bénéfices socioéconomiques liés à la mise en œuvre du ou des plans d'action fera partie du ou des plans d'action qui seront établis conformément à l'alinéa 49(1) *e)* de la LEP.

7. Plan d'action

La présente section du programme de rétablissement modifie l'information comprise dans le programme de rétablissement provincial.

Au moins un plan d'action concernant l'autour des palombes sera élaboré et publié dans le Registre public des espèces en péril cinq ans après la publication de la version finale du programme de rétablissement fédéral.

Il est prévu d'élaborer des plans visant les domaines vitaux afin de préciser la manière dont un territoire de nidification sera géré pour maintenir ou atteindre une superficie suffisante d'habitat essentiel des aires de reproduction au fil du temps. Ces plans peuvent être des documents séparés ou constituer une partie d'autres documents portant sur la planification, notamment les plans d'action. Le but principal d'un plan visant les domaines vitaux doit consister à préciser comment seront gérées dans l'espace et dans le temps les activités menées dans le territoire de nidification afin que l'habitat essentiel soit protégé de la destruction. Ainsi, chaque plan visant les domaines vitaux doit définir les mesures et les actions qui seront mises en œuvre pour gérer l'interaction entre les perturbations anthropiques, les perturbations naturelles et le

[8] Les territoires de nidification se fondent sur les dossiers du Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique et n'exigent pas des données probantes récentes relatives à l'occupation en raison de la difficulté de repérer les autours des palombes, d'un manque de surveillance annuelle générale et de la tendance de l'espèce à occuper de nouveau une région particulière même après plusieurs années d'absence (voir des renseignements détaillés dans la section 3.1.1).

besoin de maintenir ou d'établir suffisamment d'habitat de reproduction ou d'alimentation pour satisfaire aux exigences décrites dans le présent programme de rétablissement.

8. Effets sur l'environnement et sur les espèces non ciblées

Une évaluation environnementale stratégique (EES) est effectuée pour tous les documents de planification du rétablissement élaborés en vertu de la LEP, conformément à la *Directive du Cabinet sur l'évaluation environnementale des projets de politiques, de plans et de programmes*[9]. L'objet de l'EES est d'incorporer les considérations environnementales à l'élaboration des projets de politiques, de plans et de programmes publics pour appuyer une prise de décisions éclairée du point de vue de l'environnement, et d'évaluer si les résultats d'un document de planification du rétablissement peuvent affecter un élément de l'environnement ou tout objectif ou cible de la Stratégie fédérale de développement durable[10] (SFDD).

La planification du rétablissement vise à favoriser les espèces en péril et la biodiversité en général. Il est cependant reconnu que des programmes peuvent, par inadvertance, produire des effets environnementaux qui dépassent les avantages prévus. Le processus de planification fondé sur des lignes directrices nationales tient directement compte de tous les effets environnementaux, notamment des incidences possibles sur des espèces ou des habitats non ciblés. Les résultats de l'EES sont directement inclus dans le programme lui-même, mais également résumés dans le présent énoncé, ci-dessous.

Le présent programme de rétablissement aura assurément un effet bénéfique sur l'environnement en favorisant le rétablissement de l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi*; il comblera les lacunes dans les connaissances sur la taille de la population, la compétition intraspécifique et interspécifique, la quantité et la répartition de l'habitat essentiel, les associations entre l'habitat hivernal et le régime alimentaire, la réduction ou l'atténuation des menaces et le maintien de suffisamment d'habitat dans le paysage (à long terme).

L'EES a permis de conclure que le présent programme de rétablissement aurait plusieurs répercussions positives et ne devrait avoir aucun effet indésirable important. Le programme devrait profiter à d'autres espèces sauvages présentant des besoins en matière d'habitat semblables à ceux de l'autour des palombes et qui subissent des menaces semblables. D'autres évaluations environnementales particulières pourraient s'avérer nécessaires pour déterminer les effets d'activités préconisées à l'issue des recherches qui seront menées dans le cadre du présent programme.

[9] http://www.ceaa.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=B3186435-1
[10] http://www.ec.gc.ca/dd-sd/default.asp?lang=Fr&n=CD30F295-1

9. Références

Austin, K.K. (1993). Habitat use and home range size of breeding northern goshawks in the southern Cascades. Mémoire de maîtrise, Oregon State Univ., Corvallis, OR.

Beier, P. et Drennan, J. E. (1997). Forest structure and prey abundance in foraging areas of northern goshawks. Ecological Applications, 7(2), 564-571.

Bloxton Jr, T. D. (2002). Prey abundance, space use, demography, and foraging habitat of northern goshawks in western Washington (thèse de doctorat, University of Washington).

Boal, C.W. et Mannan, R. W. (1994). Northern goshawk diets in ponderosa pine forests on the Kaibab Plateau. Studies in Avian Biology, 16, 97-102.

Boal, C. W., Andersen, D. E., Kennedy, P. L. et Roberson, A. M. (2006). Northern Goshawk ecology in the western Great Lakes region. Studies in Avian Biology, 31, 126.

Bright-Smith, D. J. et R. W. Mannan. (1994). *Habitat use by breeding male Northern Goshawks in Northern Arizona.* Studies in Avian Biology, 16, 58-65.

B.C. CDC (Conservation Data Centre). (2014). Data request for Northern Goshawk *laingi* subspecies nest locations. Site Web : < http://www.env.gov.bc.ca/cdc/> [consulté en juin 2014).

Broberg, L. E. (1997). Final population viability analysis of the Queen Charlotte goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) in southeastern Alaska. Appendix 4 in Review of US Forest Service Strategy for Managing Northern Goshawk Habitat in the Southwestern United States.

Cooper, J.M. et V. Stevens. (2000). A review of the ecology, management and conservation of the Northern Goshawk in British Columbia. B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Wildlife Branch, Victoria, B.C. Wildlife Bulletin No. B-101. Site Web : http://www.env.gov.bc.ca/wld/documents/statusrpts/b101.pdf [consulté en février 2014].

COSEPAC. (2013). Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'autour des palombes (*Accipiter gentilis laingi*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xi + 60 p.

Craig, G.R. (2002). Recommended buffer zones and seasonal restrictions for Colorado raptors. Appendix H: Colorado division of wildlife's 2002 recommended buffer zones and seasonal restrictions for Colorado raptors. Colorado Division of Wildlife.

Daust, D., L. Kremsater, C. Apps, K. Brunt, A.E. Burger, K. Dunsworth, L. Dupuis, F. Doyle, P. Friele, T. Mahon, V. Michelfelder, E. McClaren, G. MacHutchon, B. Pollard, D. Seip, J.D. Steventon et F.L. Waterhouse. (2010). Focal species at risk thresholds for BC's North and Central Coast: workshop proceedings.

Daw, S. K. et DeStefano, S. (2001). Forest characteristics of northern goshawk nest stands and post-fledging areas in Oregon. The Journal of wildlife management, 65(1), 59-65.

Deal, J. et D. Mogensen (Western Forest Products). (2013). Commentary, literature review and home range spacing analysis. Submitted to Parks Canada Agency for October 2013 Northern Goshawk workshop. Inédit et non révisé par des pairs.

Desimone, S.M. et S. DeStefano. (2005). Temporal patterns of Northern Goshawk nest area occupancy and habitat: A retrospective analysis. Journal of Raptor Research 39(3), 310-323.

Doyle, F.I. (2005). Breeding success of the Goshawk (*A. gentilis laingi*) on Haida Gwaii/Queen Charlotte Islands 2005: is the population continuing to decline? Wildlife Dynamics Consulting, Telkwa, BC. Rapport inédit.

Doyle, F.I. (2006). Managing for goshawks on the North Coast. Wildlife Dynamics Consulting, Telkwa, BC. Rapport inédit.

Environnement Canada. (2014). Avoidance guidelines (for disturbance). Site Web : http://www.ec.gc.ca/paom-itmb/default.asp?lang=En&n=AB36A082-1 [consulté en avril 2015]. (Également disponible en français : Environnement Canada. (2014). Lignes directrices en matière d'évitement. Site Web : http://www.ec.gc.ca/paom-itmb/default.asp?lang=Fr&n=AB36A082-1)

Finn, S.P., J.M. Marzluff et D.E. Varland. (2002). Effects of landscape and local habitat attributes on Northern Goshawk site occupancy in western Washington. Forest Science, 48(2), 427-436.

Franklin, I.R. (1980). Evolutionary change in small populations. In: Soulé, M.E., Wilcox, B.A. (Eds.), Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective. Sinauer, Sunderland, MA, 135-149.

Good, RE. (1998). Factors affecting the relative use of Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*) kill areas in southcentral Wyoming. Mémoire de maîtrise ès sciences, Laramie : University of Wyoming, 153 p.

Greenwald, D. N., Crocker-Bedford, D. C., Broberg, L., Suckling, K. F. et Tibbitts, T. (2005). A review of Northern Goshawk habitat selection in the home range and implications for forest management in the western United States. Wildlife Society Bulletin, 33(1), 120-128.

Grubb, T., Pater, L., Gatto, A. et Delaney, D. (2012). Response of nesting northern Goshawks to logging truck noise Kaibab National Forest, Arizona. Journal of the Acoustical Society of America, 132(3), 2063.

Hargis, C. D., McCarthy, C. et Perloff, R. D. (1994). *Home ranges and habitats of Northern Goshawks in eastern California*. Studies in Avian Biology, 16, 66-74.

Harrower, W. L., Larsen, K. W. et Stuart-Smith, K. A. (2010). Movements and resource selection of fledgling Goshawks in montane forests of southeastern British Columbia. The Journal of Wildlife Management, 74(8), 1768-1775.

Hasselblad, K.W. (2004). [Résumé seulement] Northern Goshawk Home Ranges and Habitat Selection in the Great Basin of Southern Idaho. Boise State University Theses and Dissertations. Paper 441. Site Web : http://scholarworks.boisestate.edu/td/441

Hayward, G. D., Titus, K., DeGayner, E., Lowell, R. E., Crocker-Bedford, D. C., Schempf, P. F. et Lindell, J. (1996). Conservation assessment for the northern goshawk in southeast Alaska. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

Ingraldi, M.E. (2001). Demography and habitat characteristics of Northern Goshawks on the Apache-Sitgreaves National Forest 1993-2000. Arizona Game and Fish Department, Federal Aid Final Report, Phoenix.

Iverson, G.C., G.D. Hayward, K. Titus, E. DeGayner, R.E. Lowell, D.C. Crocker-Bedford, P.F. Schempt et J. Lindell. (1996). Conservation assessment for the Northern Goshawk in southeast Alaska. U.S. Department of Agriculture Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oreg. General Technical Report PNW-GTR-387.

Jamieson, I. G. et Allendorf, F. W. (2012). How does the 50/500 rule apply to MVPs? Trends in Ecology and Evolution, 27(10), 578-584.

Kennedy, P.L., J.M. Ward, G.A. Rinker et J.A. Gessamen. (1994). Post-fledging areas in Northern Goshawk home ranges. Studies in Avian Biology, 16, 75-82.

Kennedy, P.L. (2003). Northern Goshawk (*Accipiter gentilis atricapillus*): a technical conservation assessment. USDA Forest Service, Rocky Mountain Region.

Kenward, R, E. (2006). The Goshawk. T et A D Poyser, London.

MacKinnon, A., D. Meidinger et K. Klinka. (1992). Use of the bigeoclimatic ecosystem classification system in British Columbia. For. Chron., 68, 100-120.

Maguire, L. et D. Call. (1993). Population viability analysis of northern goshawks (*Accipiter gentilis*) on the North Kaibab Ranger District, Arizona. Contract No. G10076-A, Arizona. Game and Fish Department, Phoenix, Arizona, USA.

Mahon, T. (2009). Northern Goshawks in west-central British Columbia: 10-year project summary. Bulkley Valley Centre for Natural Resources Research and Management, Smithers, B.C. Rapport inédit.

Mahon, T., E.L. McClaren et F. Doyle. (2008). Parameterization of the Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) habitat model for coastal British Columbia.

Produced for the Northern Goshawk Recovery Team and Habitat RIG. Draft. Rapport inédit, 52 p.

Mahon, T., E. McClaren et F. Doyle. (2013). Recent analyses produced in support of development of Best Management Practices guidelines. Submitted for Parks Canada's October 2013 Northern Goshawk workshop. Rapport inédit et non revu par des pairs.

Mahon, T., E. McClaren et F. Doyle. (2015). Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) Habitat Models for Coastal British Columbia. Nesting and Foraging Habitat Suitability Models and Territory Analysis Model. Produced for the Northern Goshawk Recovery Team and Habitat RIG. Draft. Rapport inédit, 52 p.

Manning, T. (2012). Maintaining the integrity of Northern Goshawk nesting and post-fledging areas in the Ecosystem Based Management Area of coastal British Columbia: guidance for forest professionals. Coast Forest Conservation Initiative. Rapport inédit.

Manning, T. et P. Chytyk. (2008). Northern goshawk nest territory monitoring. Western Forest Products TFL 37, Woss, B.C. Rapport inédit.

McClaren, E. L. (2005). Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) population inventory summary for Vancouver Island, British Columbia 1994-2002. B.C. Ministry of Environment, Victoria BC. Wildl. Bull. No. B-117.

McClaren, E. L., P. L. Kennedy et D. D. Doyle. (2005). Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) post-fledging areas on Vancouver Island, British Columbia. Journal of Raptor Research, 39, 253-263.

McClaren, E. L., F. I. Doyle et T. Mahon. (2014). Analysis on foraging habitat availability in support of development of best management practices. Rapport inédit et non revu par des pairs.

McClaren, E.L., T. Mahon, F.I. Doyle, and W.L. Harrower. (2015). Science-Based

Guidelines for Managing Northern Goshawk Breeding Areas in Coastal British

Columbia. Journal of Ecosystems and Management, 15(2), 1-91. Publié par le Journal of Ecosystems and Management: http://jemonline.org/index.php/jem/article/viewFile/576/506

McLaughlin, R.T. (2002). Northern Goshawk nest monitoring in BR 128, Sproat Lake timberlands. Nanaimo Woodlands, Nanaimo, BC. Rapport inédit.

McGrath, M. T., DeStefano, S., Riggs, R. A., Irwin, L. L. et Roloff, G. J. (2003). Spatially explicit influences on Northern Goshawk nesting habitat in the interior Pacific Northwest. Wildlife Monographs, 1-63.

MoFLNRO et MoE (Ministry of Forests, Lands et Natural Resource Operations and Ministry of Environment). (2013). Management plan for the Northern Goshawk, *laingi* subspecies (*Accipiter gentilis laingi*) in British Columbia. B.C. Ministry of Forests, Lands, and Natural Resource Operations and B.C. Ministry of Environment, Victoria, BC. 30 p. Site Web : http://www.env.gov.bc.ca/wld/recoveryplans/rcvry1.htm

MWLAP (Ministry of Water, Land and Air Protection). (2004). Queen Charlotte Goshawk. Accounts and Measures for managing Identified Wildlife, Volume 1, Victoria, BC.

Moser, B.W. (2009). Space use and ecology of goshawks in northern Idaho. Thèse de doctorat, University of Idaho.

Moser, B. W. et Garton, E. O. (2009). Short-term effects of timber harvest and weather on Northern Goshawk reproduction in northern Idaho. Journal of Raptor Research, 43(1), 1-10.

NGRT (Northern Goshawk *Accipiter gentilis laingi* Recovery Team). (2008). Recovery strategy for the Northern Goshawk, *laingi* subspecies (Accipiter gentilis laingi) in British Columbia. B.C. Ministry of Environment, Victoria, B.C. Site Web : http://www.env.gov.bc.ca/wld/documents/recovery/rcvrystrat/northern_goshawk_rcvry_strat_200508.pdf (consulté en février 2014).

Patla, S. M. (1997). Nesting ecology and habitat of the Northern Goshawk in undisturbed and timber harvest areas on the Targhee National Forest, Greater Yellowstone Ecosystem (thèse de doctorat, Idaho State University).

Patla, S. M. (2005). Monitoring results of Northern Goshawk nesting areas in the greater Yellowstone ecosystem: is decline in occupancy related to habitat change? Journal of Raptor Research, 39(3), 324.

Penteriani, V. et Faivre, B. (2001). Effects of harvesting timber stands on goshawk nesting in two European areas. Biological Conservation, 101(2), 211-216.

Rutz, C., R.G. Bulsma, M. Marquiss et R.E. Kenward. (2006). Population limitation in the northern goshawk in Europe: a review with case studies. Studies in Avian Biology, 31, 158-197.

Sonsthagen, S.A., E.L. McClaren, F.I. Doyle, K. Titus, G.K. Sage, R.E. Wilson, J.R. Gust et S.L. Talbot. (2012). Identification of metapopulation dynamics among Northern Goshawks of the Alexander Archipelago, Alaska, and Coastal British Columbia. Conservation Genetics. Published online. DOI : 10.1007/s10592-012-0352-z.

Soulé, M.E. (1980). Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. In: Soulé, M.E., Wilcox, B.A. (Eds.), Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective. Sinauer, Sunderland, MA, 151-169.

Squires, J. R. et Kennedy, P. L. (2006). Northern Goshawk ecology: an assessment of current knowledge and information needs for conservation and management. Studies in Avian Biology, 31, 8.

Squires, J. R. et R. T. Reynolds. (1997). Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*). *In* A. Poole et F. Gill, editors. Birds of North America, No. 298. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, PA and Am. Ornithologists' Union, Washington, DC.

Steventon, J.D. (2012). A heuristic Population Viability Analysis for the Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) of coastal British Columbia. Rapport inédit au B.C. Northern Goshawk Recovery Team (février 2012).

Stuart-Smith, A.K., W.L. Harrower, T. Mahon, E.L. McClaren et F. I. Doyle. (2012). A scientific basis for managing northern goshawk breeding areas in the Interior of British Columbia: Best management practices. FORREX Forum for Research and Extension in Natural Resources, Kamloops, B.C. FORREX Series 29.

Talbot, S.L., S.A. Sonsthagen et G.K. Sage. (2011). Genetic relationships among goshawks of British Columbia and Alaska. Rapport inédit, U.S. Geol. Survey, Anchorage, AK. 23 p.

Tommeraas, P.J. (1994). Goshawk *Accipiter gentilis* nest site reestablished after 24 years. Fauna (Oslo), 47(4), 299-301.

Toyne, E. P. (1997). Nesting chronology of Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*) in Wales: implications for forest management. Forestry, 70, 121-127.

USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service). (2007). Queen Charlotte Goshawk status review. USFWS, Alaska Region, Juneau Fish and Wildlife Field Office, Juneau, AK. 173 p.

Vernier, P.R. et F.L. Bunnell. (2002). Habitat Associations of Northern Goshawk Nest Sites at Multiple Spatial Scales on Canfor's Forest Tenure on Vancouver Island. Report for Canadian Forest Products Ltd.Ward, L. Z., Ward, D. K. et Tibbits, T. J. (1992). Canopy density analysis at goshawk nesting territories on the North Kaibab Ranger District, Kaibab National Forest. Arizona Game and Fish Department, Nongame and Endangered Wildlife Program. As described in Greenwald et coll. (1995).

Communications personnelles

McClaren, Erica. B.C. Parks. Black Creek (Colombie-Britannique)

Annexe A : Modèles d'indice de la qualité de l'habitat de l'autour des palombes

Mahon *et coll.* (2008, 2015) ont conçu des modèles d'indice de la qualité (IQH) de l'habitat de l'autour des palombes pour appuyer la désignation d'un habitat convenable à la conservation de l'espèce. Les applications et les résultats des modèles ont été décrits dans Smith et Sutherland (2008). Selon ces modèles, l'habitat a été coté comme étant très convenable (IQH > 0,75), moyennement convenable (IQH = 0,75-0,5), peu convenable (IQH < 0,5), ou non convenable (IQH = 0).

Cette section présente un aperçu des modèles d'évaluation du caractère convenable de l'habitat selon Mahon *et coll.* (2015). Les modèles sont utilisés pour décrire les caractéristiques biophysiques de l'habitat essentiel désigné dans le présent programme de rétablissement.

Pour l'habitat essentiel des aires de reproduction, les paramètres du modèle comprennent notamment :

1. Âge et hauteur du peuplement. Le caractère convenable de l'habitat augmente de façon linéaire, allant de non convenable (IQH = 0) pour les peuplements d'âge inférieur à 40 ans et de hauteur inférieure à 14 m à très convenable (IQH = 1) pour les peuplements d'âge supérieur à 90 ans et/ou de hauteur supérieure à 32 m. Ces estimations sont fondées sur des données liées à l'habitat recueillies autour de nids connus dans les régions de conservation de Haida Gwaii, de la côte Nord et de l'île de Vancouver. Le modèle utilise la moyenne des valeurs de ces deux variables, car il existe généralement une forte corrélation entre l'âge et la hauteur d'un peuplement.
2. Habitat de lisière. La présence d'une « lisière abrupte » à moins de 200 m d'un nid rend l'habitat moins convenable. Nous avons considéré qu'il y avait « lisière abrupte » lorsque la forêt mature était adjacente à un habitat non boisé ou à une jeune forêt, et lorsque la hauteur des deux types de végétation adjacents présentait une différence de plus de 15 m. L'impact de la lisière varie selon la distance de la zone du nid (< 100 m ou 100-200 m) et selon le type de lisière : d'origine anthropique (lisière principalement associée à l'exploitation forestière) ou d'origine naturelle (p. ex. lisière de lacs ou de marais). L'impact de la lisière est considéré comme plus grave lorsque ce type d'habitat est situé plus près du nid et qu'il est d'origine anthropique.
3. Composition de la forêt. Les peuplements dominés par la pruche de l'Ouest (*Tsuga heterophylla*), l'épinette de Sitka (*Picea sitchensis*), le douglas (*Pseudotsuga menziesii*), le sapin subalpin (*Abies lasiocarpa*), le sapin gracieux (*Abies amabilis*) ou la forêt mixte sont considérés comme les habitats les plus convenables; les peuplements dominés par le thuya géant (*Thuja plicata*), la forêt décidue ou le pin tordu (*Pinus contorta*), ou encore, par le pin tordu ou le cyprès jaune (*Chamaecyparis nootkatensis*) comme espèces secondaires, sont considérés comme des habitats moyennement convenables; les peuplements purs de thuyas géants ou les

peuplements dominés par le cyprès jaune sont considérés comme des habitats peu convenables.

4. Altitude. L'habitat à toute altitude est considéré comme de l'habitat potentiellement convenable à la reproduction lorsque les autres conditions favorables existent. Le caractère convenable de l'habitat diminue lentement de façon linéaire en fonction de l'altitude, allant d'un IQH = 1 au-dessous de 400 m d'altitude à Haida Gwaii, au-dessous de 600 m d'altitude sur la côte Nord, et au-dessous de 800 m d'altitude sur la côte Sud et dans l'île de Vancouver à un IQH minimum de 0,5 à une altitude de 1 300 m.
5. Pente. L'habitat à toute altitude est considéré comme de l'habitat potentiellement convenable à la reproduction lorsque les autres conditions favorables existent. Une pente < 30° correspond à l'habitat le plus convenable (IQH = 1), et le caractère convenable de l'habitat diminue de façon linéaire jusqu'à un IQH de 0,5 pour une pente de 90°.
6. Variantes de la classification des zones biogéoclimatiques. On a considéré que la majorité de ces variantes fournissent des conditions propices à un habitat de reproduction potentiel lorsque les autres conditions favorables existent. L'habitat le plus convenable se trouve dans la zone côtière du douglas (Coastal Douglas-Fir [CDF]) et dans la zone côtière de la pruche de l'Ouest (Coastal Western Hemlock [CWH]). L'habitat légèrement moins convenable se trouve dans les autres variantes CWH et dans la zone de la pruche subalpine (Mountain Hemlock [MH]). La zone biogéoclimatique de l'épinette d'Engelman et du sapin subalpin (Engelmann Spruce – Subalpine Fir [ESSF]) est moyennement convenable, et la toundra alpine, la forêt-parc alpine et la forêt-parc ESSF sont peu convenables.

Ces paramètres sont appliqués à un modèle de l'habitat qui utilise un facteur limitatif et une structure non substituable, pour lesquels les lacunes d'un paramètre ne peuvent pas être compensées par un autre paramètre (Mahon *et coll.*, 2015).

Pour l'habitat essentiel des aires d'alimentation, les paramètres du modèle comprennent notamment :

1. Âge et hauteur du peuplement. La valeur la plus faible de l'IQH pour les habitats d'alimentation est de 0,3, s'il est reconnu que les jeunes forêts peuvent constituer des zones convenables à l'alimentation (p. ex. Bloxton, 2002). Le caractère convenable augmente de façon linéaire, allant de très peu convenable (IQH = 0,3) pour les peuplements d'âge inférieur à 40 ans et de hauteur inférieure à 14 m à très convenable (IQH = 1) pour les peuplements d'âge supérieur à 90 ans et/ou de hauteur supérieure à 32 m. Le modèle utilise la moyenne des valeurs de ces deux variables, car il existe généralement une forte corrélation entre l'âge et la hauteur d'un peuplement.
2. Composition de la forêt. Tous les types de forêts présentent une valeur potentielle comme habitat d'alimentation (le plus faible IQH = 0,6) si l'âge et la hauteur du peuplement sont convenables. L'habitat le plus convenable se trouve dans les peuplements où l'épinette est une espèce dominante ou secondaire, et dans les

peuplements où le douglas ou le sapin gracieux sont dominants (sauf si le cyprès jaune ou le pin tordu sont des espèces secondaires). Les peuplements dominés par le thuya géant (> 80 %) ou le pin tordu, ou les peuplements où le cyprès jaune est l'espèce dominante ou secondaire sont considérés comme moyennement convenables.

3. Variantes de la classification des zones biogéoclimatiques. On a considéré que la majorité de ces variantes fournissent des conditions propices à un habitat d'alimentation potentiel (le plus faible IQH = 0,4) lorsque les autres conditions favorables existent. L'habitat le plus convenable se trouve dans la zone côtière du douglas (Coastal Douglas-Fir [CDF]) et dans certaines variantes de la zone côtière de la pruche de l'Ouest (Coastal Western Hemlock [CWH]). Les autres variantes de la zone CWH, la zone de la pruche subalpine (Mountain Hemlock [MH]) et certaines variantes de la zone biogéoclimatique de l'épinette d'Engelman et du sapin subalpin (Engelmann Spruce – Subalpine Fir [ESSF]) sont considérées comme moyennement convenables, et la toundra alpine est considérée comme peu convenable.
4. Habitats non productifs et non forestiers. Des habitats comme les terres humides et les tourbières, les broussailles non productives et les milieux alpins offrent un habitat d'alimentation potentiel à l'autour des palombes. La cote d'habitat peu convenable (IQH = 0,3) a été attribuée à tous les polygones couverts de végétation associés à un descripteur non productif ou non forestier (p. ex. milieu alpin, forêt alpine, marais, broussailles non productives, clairière, pré, terrain de parcours libre, brûlis non productif ou broussailles non commerciales). La cote d'habitat non convenable (IQH = 0) a été attribuée aux polygones non couverts de végétation associés à un descripteur non productif ou non forestier (p. ex., roches, gravier, sable, rive argileuse, lac, banc de gravier, cours d'eau ou zones aménagées).

Le modèle d'habitat d'alimentation, comme celui de l'habitat de reproduction, utilise un facteur limitatif et une structure non substituable, pour lesquels les lacunes d'un paramètre ne peuvent pas être compensées par un autre paramètre (Mahon *et coll.*, 2015).

Annexe B : Emplacement de l'habitat essentiel

La présente annexe comprend des cartes montrant l'emplacement des habitats essentiels de l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (figures B-1 à B-5), et un tableau (tableau B-1) dressant la liste des domaines vitaux définis pour l'autour des palombes, la région de conservation où ils se trouvent et la superficie dans laquelle se trouve l'habitat essentiel pour la nidification et l'alimentation.

Pour avoir accès aux cartes détaillées (p. ex., fichiers de forme SIG) et aux documents à l'appui, veuillez consulter les personnes-ressources pour l'autour des palombes, sous-espèce *laingi,* dont la liste se trouve dans le Registre public des espèces en péril : http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/ .

Figure B-1. Habitat essentiel pour l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* dans la région de conservation de Haida Gwaii.

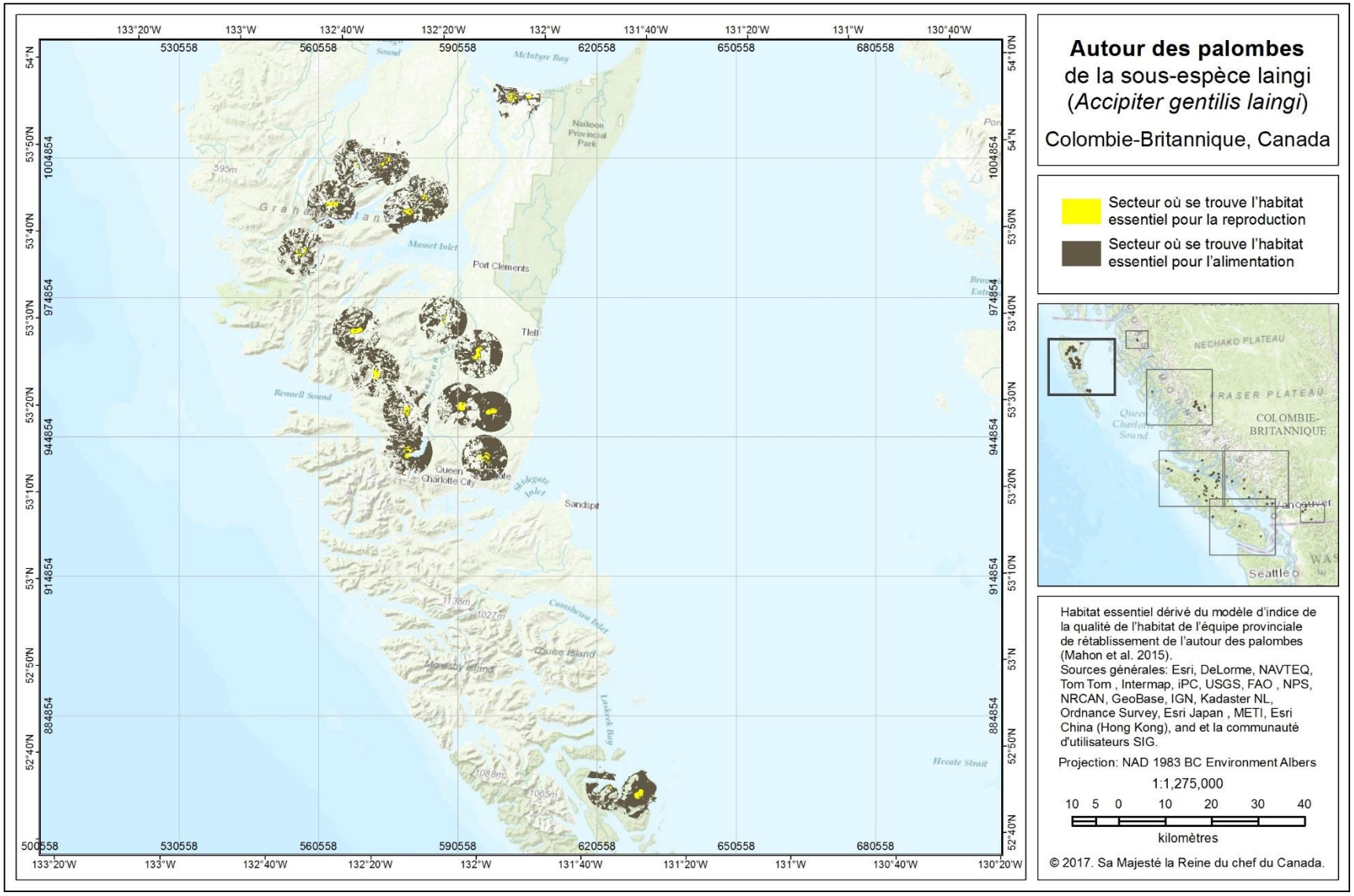


Figure B-2. Habitat essentiel pour l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* dans la région de conservation de la côte nord.

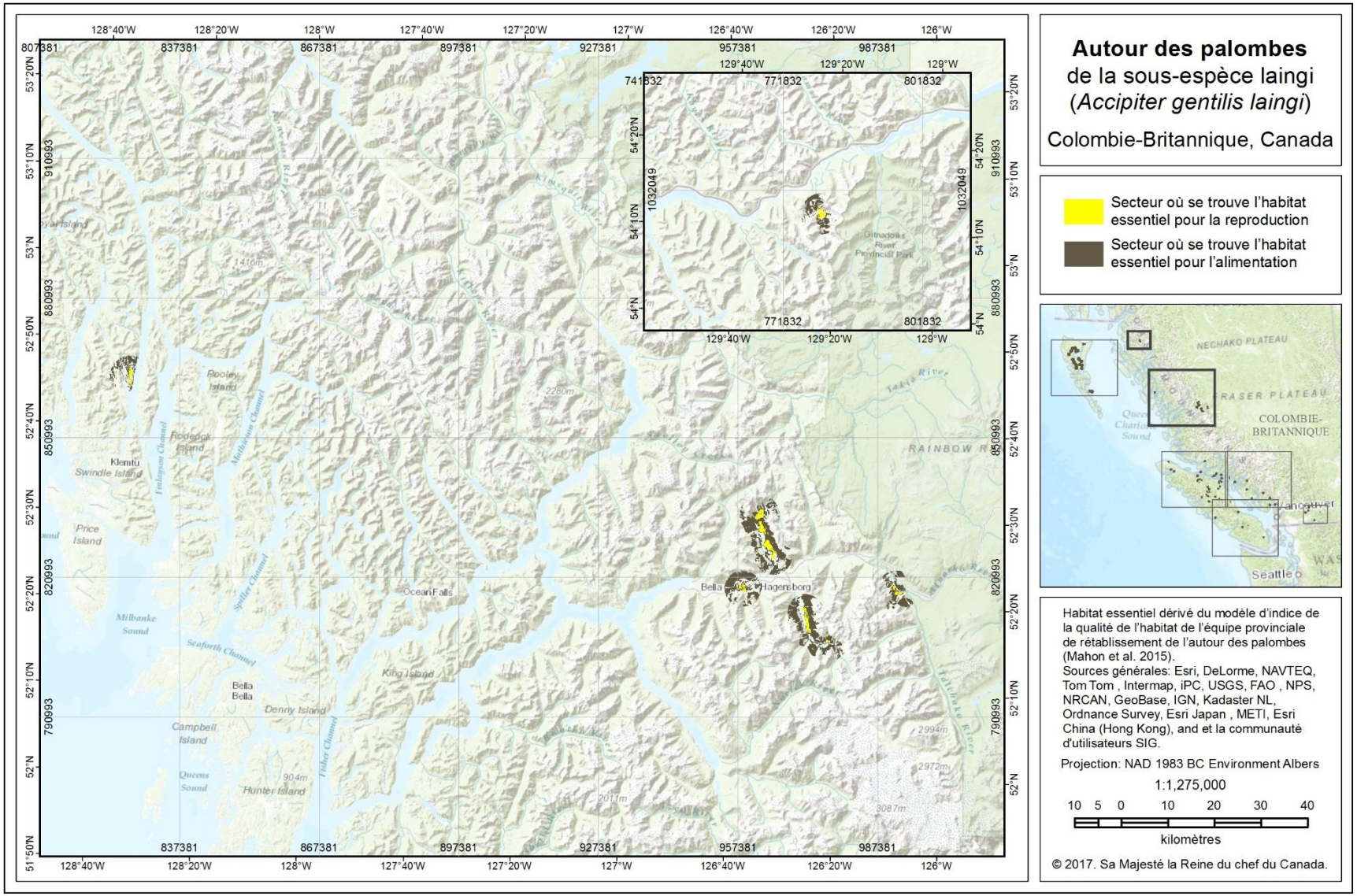


Figure B-3. Habitat essentiel pour l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* dans les régions de conservation de la côte sud et de l'île de Vancouver.

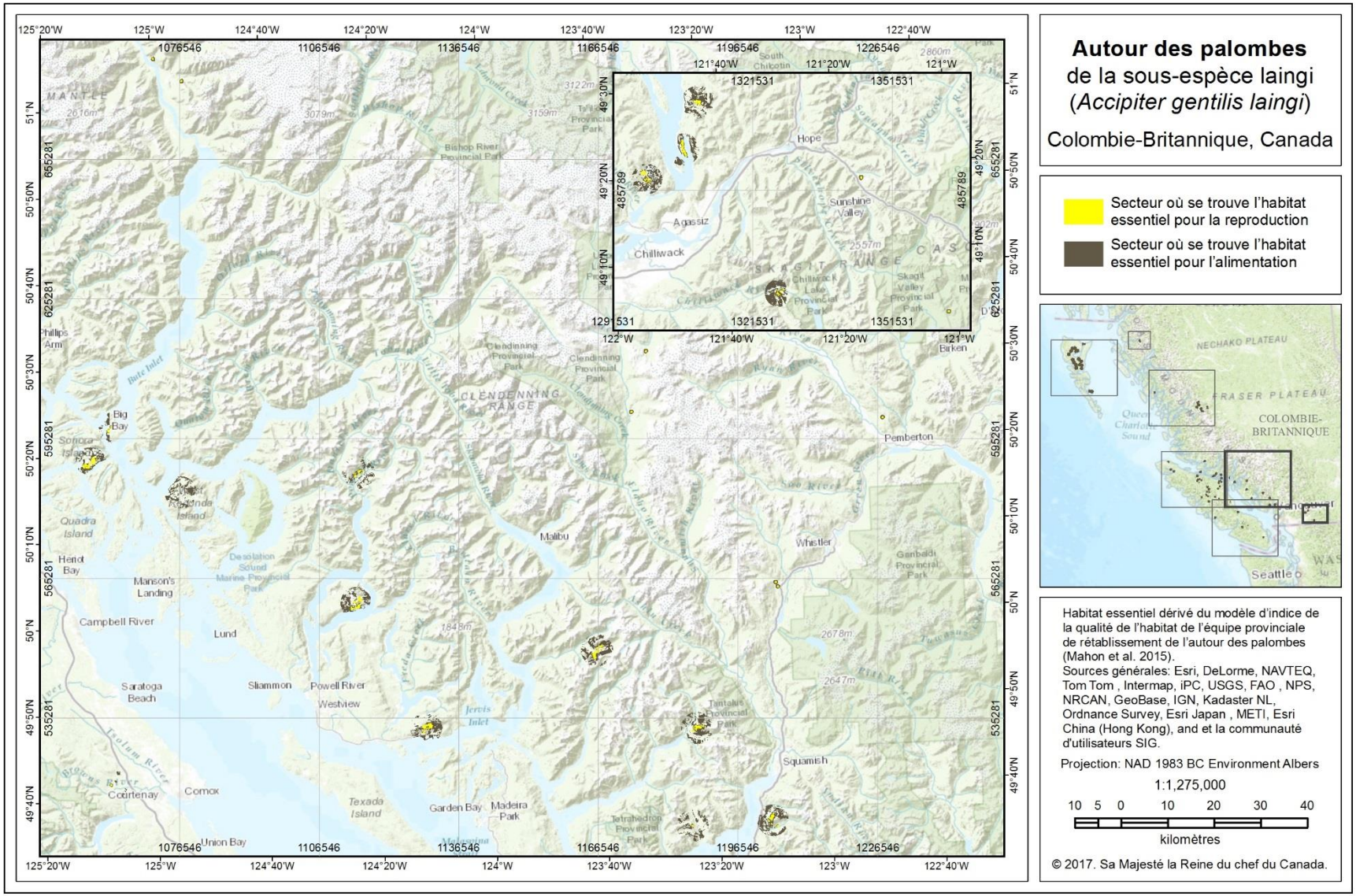


Figure B-4. Habitat essentiel pour l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* dans les régions de conservation de l'île de Vancouver et de la côte sud.

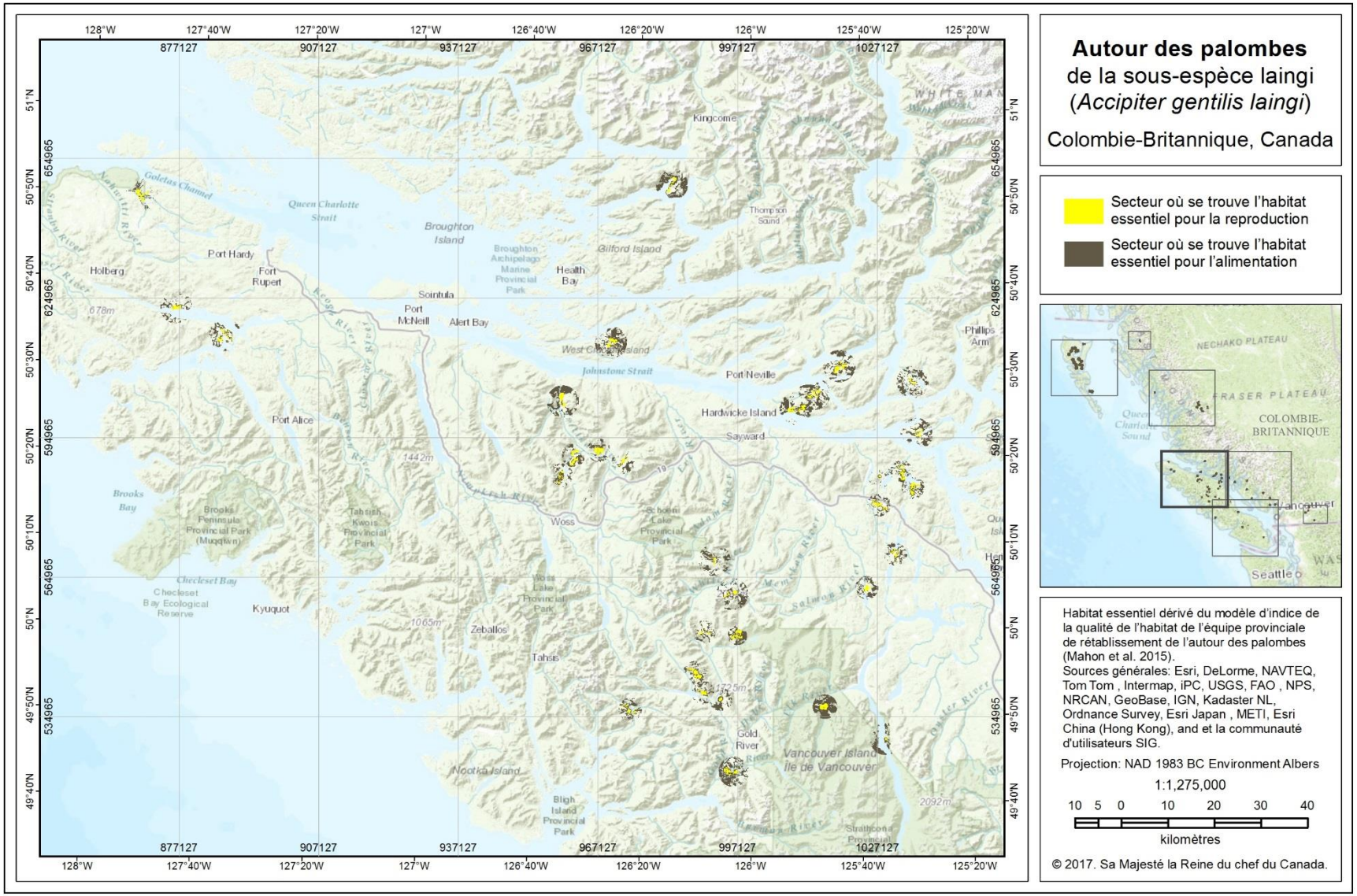


Figure B-5. Habitat essentiel pour l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* dans les régions de conservation de l'île de Vancouver et de la côte sud.

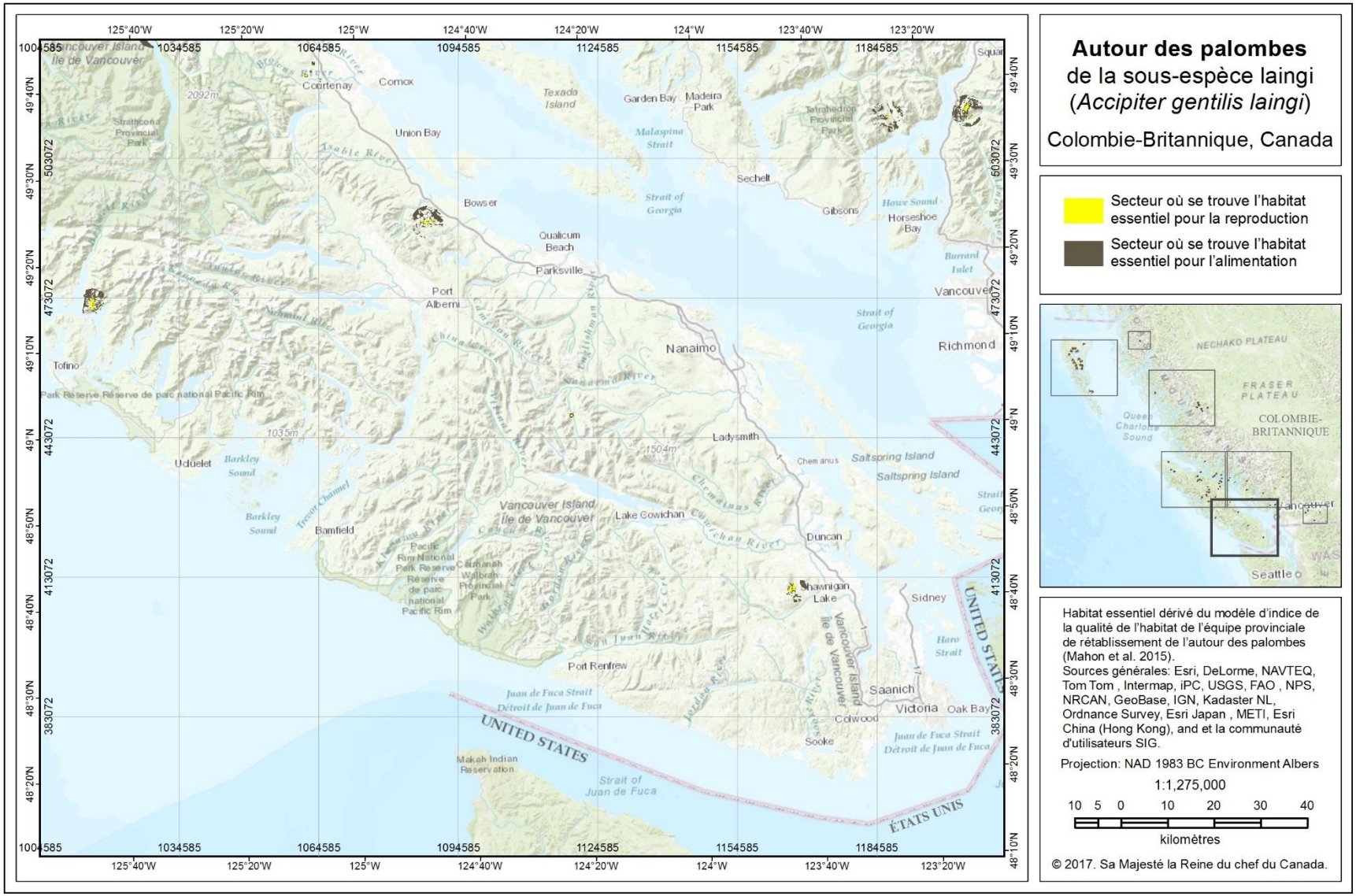


Tableau B-1. Emplacement et superficie de chaque domaine vital dans laquelle se trouve un habitat essentiel pour la reproduction et l'alimentation.

Domaine vital	Région ou sous-région de conservation	Numéro de figure	Centroïde des nids[1], coordonnée X	Centroïde des nids[1], coordonnée Y	Superficie dans laquelle se trouve l'habitat essentiel pour la reproduction (ha)	Superficie dans laquelle se trouve l'habitat essentiel pour l'alimentation (ha)
Ain*	Haida Gwaii	Figure B-1	579719.8969	993378.4499	174	3942
Black Bear	Haida Gwaii	Figure B-1	594981.7197	962828.0109	256	4771
Bonanza	Haida Gwaii	Figure B-1	572769.3218	958805.9823	200	3855
Crease	Haida Gwaii	Figure B-1	563268.7205	994962.4386	201	4333
Datlamen	Haida Gwaii	Figure B-1	568791.1792	967757.4813	240	4118
Delkatla*	Haida Gwaii	Figure B-1	603100.3057	1018036.7313	218	1799
Demon	Haida Gwaii	Figure B-1	579574.5056	950723.1420	168	3752
Florence Creek	Haida Gwaii	Figure B-1	587318.8681	970138.7639	58	3892
Ian	Haida Gwaii	Figure B-1	556785.6519	984715.2892	129	3120
Ian 990	Haida Gwaii	Figure B-1	574972.7504	1004244.6332	137	4166
Lignite Creek	Haida Gwaii	Figure B-1	568743.3114	1003845.7744	34	3692
Sandy Creek	Haida Gwaii	Figure B-1	623284.7293	869704.1455	30	3226
Skowkona	Haida Gwaii	Figure B-1	596290.3259	940449.6442	192	5179
Survey	Haida Gwaii	Figure B-1	597709.4307	950365.7403	223	5179
Three Mile	Haida Gwaii	Figure B-1	591203.7414	951475.4417	242	4397
Upper Hancock	Haida Gwaii	Figure B-1	583478.4479	996422.8382	88	4531
Windy Bay	Haida Gwaii	Figure B-1	629501.0558	867975.5473	250	4408
Yakoun Lake	Haida Gwaii	Figure B-1	579828.6504	941730.3671	202	4991
Alder Creek	Côte nord – Nord de lat. 51	Figure B-2 (encart)	780010.3879	1027138.0997	229	1832
Nusatsum East	Côte nord – Nord de lat. 51	Figure B-2	971881.2708	813567.6396	159	2521
Nusatsum North	Côte nord – Nord de lat. 51	Figure B-2	972346.6560	810585.9015	182	2489

Domaine vital	Région ou sous-région de conservation	Numéro de figure	Centroïde des nids[1], coordonnée X	Centroïde des nids[1], coordonnée Y	Superficie dans laquelle se trouve l'habitat essentiel pour la reproduction (ha)	Superficie dans laquelle se trouve l'habitat essentiel pour l'alimentation (ha)
Nusatsum South UK & Nusatsum South	Côte nord – Nord de lat. 51	Figure B-2	976538.8181	807313.4263	26	1919
Princess Royal Is.	Côte nord – Nord de lat. 51	Figure B-2	826765.3134	864309.0561	160	1328
Saloompt Central	Côte nord – Nord de lat. 51	Figure B-2	962467.5543	831660.8268	225	2519
Saloompt Central 2	Côte nord – Nord de lat. 51	Figure B-2	962026.0616	834446.4349	224	2519
Saloompt fireblock	Côte nord – Nord de lat. 51	Figure B-2	964962.8623	825598.2900	112	2521
Saloompt South UK	Côte nord – Nord de lat. 51	Figure B-2	963651.3121	828087.4956	245	2520
Snootli Creek	Côte nord – Nord de lat. 51	Figure B-2	958391.9576	818639.7902	134	2520
Talchako*	Côte nord – Nord de lat. 51	Figure B-2	991507.5056	818124.8921	152	1872
Brooks Bay*	Côte nord – Sud de lat. 51	Figure B-4	1034804.3224	606943.6762	69	1207
East Thurlow	Côte nord – Sud de lat. 51	Figure B-4	1035696.5886	595745.9221	108	1056
Forward Harbour	Côte nord – Sud de lat. 51	Figure B-4	1019053.3336	610362.5647	220	1410
Hardwicke Island 1	Côte nord – Sud de lat. 51	Figure B-4	1009660.1727	601173.4269	239	1319
Hardwicke Island 2	Côte nord – Sud de lat. 51	Figure B-4	1013691.8286	604384.1789	168	1431
Kwatzi Bay	Côte nord – Sud de lat. 51	Figure B-4	983029.2162	649360.3208	115	1573
West Cracroft	Côte nord – Sud de lat. 51	Figure B-4	969937.9639	615444.6177	173	1653
Bear Creek	Côte sud	Figure B-3 (encart)	1309685.7723	504829.2255	106	1599
Brew Creek*	Côte sud	Figure B-3	1204820.4341	564067.8197	40	40
Chehalis Woodlot*	Côte sud	Figure B-3 (encart)	1298797.1887	488336.9429	157	1608

Domaine vital	Région ou sous-région de conservation	Numéro de figure	Centroïde des nids[1], coordonnée X	Centroïde des nids[1], coordonnée Y	Superficie dans laquelle se trouve l'habitat essentiel pour la reproduction (ha)	Superficie dans laquelle se trouve l'habitat essentiel pour l'alimentation (ha)
Chilliwack River (Nesaqauatch)*	Côte sud	Figure B-3 (encart)	1327127.8577	463834.8952	94	1683
Dorr Lake*	Côte sud	Figure B-3	1057443.2592	590124.7865	262	1138
Furry Creek	Côte sud	Figure B-3 et B-5	1204044.1164	513293.4597	134	1682
Goat Island	Côte sud	Figure B-3	1114527.4825	559967.3462	233	1299
Harrison Lake	Côte sud	Figure B-3 (encart)	1306629.5217	494669.7475	183	1148
Homathco*	Côte sud	Figure B-3	1073869.6384	674429.6769	40	40
Lillooett River*	Côte sud	Figure B-3	1227647.6666	599915.2614	20	20
McNab Creek	Côte sud	Figure B-3 et B-5	1186799.4532	512130.1729	20	927
PD 203	Côte sud	Figure B-3	1114996.7024	588024.7514	96	818
Red Tusk Creek	Côte sud	Figure B-3	1187752.6331	533140.7598	155	1528
Saltery Bay ST048	Côte sud	Figure B-3	1129506.8923	533172.5606	216	1344
Skyline Trail*	Côte sud	Figure B-3 (encart)	1363724.9571	459869.8328	25	25
Stewart Island*	Côte sud	Figure B-3	1062241.3557	597705.6799	51	381
Upper Elaho 1*	Côte sud	Figure B-3	1173620.8009	601067.6571	20	20
Upper Elaho 2*	Côte sud	Figure B-3	1176749.2162	614111.1476	20	20
Vancouver River	Côte sud	Figure B-3	1166242.5239	549840.4224	206	1652
West Hope Slide*	Côte sud	Figure B-3 (encart)	1344855.8261	488676.3399	28	28
West Rhodonda*	Côte sud	Figure B-3	1076790.2281	583756.9858	0	1101
Anderson Lake*	Île de Vancouver		1103524.7071	407389.5990	À dét.	À dét.
Cervus Creek	Île de Vancouver	Figure B-4	1015970.4105	537155.9172	191	1681

Domaine vital	Région ou sous-région de conservation	Numéro de figure	Centroïde des nids[1], coordonnée X	Centroïde des nids[1], coordonnée Y	Superficie dans laquelle se trouve l'habitat essentiel pour la reproduction (ha)	Superficie dans laquelle se trouve l'habitat essentiel pour l'alimentation (ha)
China Creek*	Île de Vancouver	Figure B-5	1102099.3472	458981.3824	0	1
Clayoquot Sound	Île de Vancouver	Figure B-5	1016040.1622	471704.8101	163	1193
Colony Lakes	Île de Vancouver	Figure B-4	887100.5553	617041.7518	164	856
Consort Creek	Île de Vancouver	Figure B-4	996040.6297	561333.9118	133	1083
Cook Creek*	Île de Vancouver	Figure B-5	1087884.5642	489409.7636	120	1255
Corrigan Creek*	Île de Vancouver		1095816.9584	448222.0686	À dét.	À dét.
Derby	Île de Vancouver	Figure B-4	959597.1158	602765.5632	189	1586
Dove Creek*	Île de Vancouver	Figure B-3 et B-5	1061902.4989	520820.0880	20	117
Garbage Creek*	Île de Vancouver		1140076.2676	398006.0272	À dét.	À dét.
Gerald Creek	Île de Vancouver	Figure B-4	992174.8933	568626.9232	58	917
Great Central Lake B*	Île de Vancouver		1063639.4443	479021.1315	À dét.	À dét.
Green River*	Île de Vancouver	Figure B-5	1118958.3650	447840.5510	20	20
Kelvin Creek*	Île de Vancouver	Figure B-5	1166322.2959	410595.2664	129	592
Lupin Falls*	Île de Vancouver	Figure B-4	1029044.7493	530181.9554	20	771
Mclaughlin*	Île de Vancouver		1100126.6613	461569.4505	À dét.	À dét.
Mt. Edinburgh*	Île de Vancouver		1115739.1474	403760.6305	À dét.	À dét.
Museum*	Île de Vancouver		1096154.8869	453041.9702	À dét.	À dét.
Nadira 700*	Île de Vancouver		1101651.9915	442404.9643	TBD	TBD
Nahmint*	Île de Vancouver		1074261.1158	459163.0774	À dét.	À dét.
Norton Point	Île de Vancouver	Figure B-4	876578.1575	622966.7631	141	720
Shushartie Bay	Île de Vancouver	Figure B-4	869217.8035	647221.2376	211	540
Thomas Creek*	Île de Vancouver		1092216.8359	452181.4872	À dét.	À dét.
Ucona River	Île de Vancouver	Figure B-4	996337.5994	523154.4043	196	1682
Claude Elliot*	Île de Vancouver – Centre-nord	Figure B-4	959229.1349	586901.6852	88	563

Domaine vital	Région ou sous-région de conservation	Numéro de figure	Centroïde des nids[1], coordonnée X	Centroïde des nids[1], coordonnée Y	Superficie dans laquelle se trouve l'habitat essentiel pour la reproduction (ha)	Superficie dans laquelle se trouve l'habitat essentiel pour l'alimentation (ha)
Conuma River	Île de Vancouver – Centre-nord	Figure B-4	974105.6303	536592.1861	125	739
Elbow Creek	Île de Vancouver – Centre-nord	Figure B-4	997128.4559	552448.1705	251	883
Frost Lake*	Île de Vancouver – Centre-nord		960057.0204	572123.4096	À dét.	À dét.
Gold Park	Île de Vancouver – Centre-nord	Figure B-4	993499.4977	538730.9011	46	590
Hoomak Lake*	Île de Vancouver – Centre-nord		962712.0718	575944.2790	À dét.	À dét.
John Road*	Île de Vancouver – Centre-nord		964493.2468	566616.3805	À dét.	À dét.
Kaipit Road*	Île de Vancouver – Centre-nord		945297.0429	579613.7835	À dét.	À dét.
Klaklakama*	Île de Vancouver – Centre-nord		966117.0030	572162.1581	À dét.	À dét.
Loon Lake*	Île de Vancouver – Centre-nord		938457.2223	581169.7360	À dét.	À dét.
Lower Stella	Île de Vancouver – Centre-nord	Figure B-4	1032259.3585	587667.0608	205	656
Lukwa*	Île de Vancouver – Centre-nord	Figure B-4	963400.5490	582515.8690	0	28
Lukwa South (CT060)*	Île de Vancouver – Centre-nord		960320.7264	578835.7103	À dét.	À dét.
Muchalat Lake	Île de Vancouver – Centre-nord	Figure B-4	989772.4974	540176.7431	109	528
Oktwanch	Île de Vancouver – Centre-nord	Figure B-4	987969.1223	544435.6589	237	681
Paterson Lake	Île de Vancouver – Centre-nord	Figure B-4	1024965.4565	562773.3080	118	835
Pye Lake	Île de Vancouver – Centre-nord	Figure B-4	1027736.9567	586671.3140	20	128
Roberts Lake	Île de Vancouver – Centre-nord	Figure B-4	1027583.8842	580547.1916	191	679
Rona Loop*	Île de Vancouver – Centre-nord		956858.4213	576098.5124	À dét.	À dét.
Surprise Lake	Île de Vancouver – Centre-nord	Figure B-4	1031117.7888	569998.6295	114	691
Tlatlos	Île de Vancouver – Centre-nord	Figure B-4	972586.5139	589770.3571	101	466
Toad Road*	Île de Vancouver – Centre-nord		950164.9709	579225.5568	À dét.	À dét.
Tsitika	Île de Vancouver – Centre-nord	Figure B-4	967344.7598	592241.6515	236	677
Tsitika West	Île de Vancouver – Centre-nord	Figure B-4	961876.3810	591137.0466	217	759
Twaddle Lake	Île de Vancouver – Centre-nord	Figure B-4	989901.0254	553172.9849	77	503

Domaine vital	Région ou sous-région de conservation	Numéro de figure	Centroïde des nids[1], coordonnée X	Centroïde des nids[1], coordonnée Y	Superficie dans laquelle se trouve l'habitat essentiel pour la reproduction (ha)	Superficie dans laquelle se trouve l'habitat essentiel pour l'alimentation (ha)
Upper Stella	Île de Vancouver – Centre-nord	Figure B-4	1034864.6394	584283.7026	188	697
Vernon Ridge*	Île de Vancouver – Centre-nord		968732.6489	561105.8301	À dét.	À dét.

*Certains habitats essentiels n'ont pas été désignés en raison de données insuffisantes ou de lacunes en matière de coopération et de consultations continues (voir le Calendrier des études dans le tableau 3).

[1] Le centroïde des nids représente le centroïde de tous les nids connus et des emplacements théoriques de nids supplémentaires pour un territoire de nidification.

Partie 2 – *Programme de rétablissement* de l'autour des palombes de la sous espèce *laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) *en Colombie-Britannique*, préparé par l'Équipe de rétablissement de l'autour des palombes (*Accipiter gentilis laingi*) pour le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique

Programme de rétablissement de l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) en Colombie-Britannique



Préparé par l'Équipe de rétablissement de l'autour des palombes (*Accipiter gentilis laingi*)

BRITISH COLUMBIA
The Best Place on Earth

Ministry of Environment

Avril 2008

Les Programmes de rétablissement de la Colombie-Britannique – Quelques mots sur la collection

Les programmes de rétablissement formant cette collection visent à conseiller le gouvernement de la Colombie-Britannique quant à l'approche stratégique générale à adopter pour le rétablissement des espèces en péril, dans le cadre des engagements pris par la province aux termes de l'Accord pancanadien pour la protection des espèces en péril et de l'Accord sur les espèces en péril conclu entre le Canada et la Colombie-Britannique.

Qu'est-ce que le rétablissement?

Le rétablissement des espèces en péril est le processus visant à arrêter ou inverser le déclin des espèces en voie de disparition, menacées ou disparues de la province ainsi qu'à éliminer ou réduire les menaces auxquelles elles sont exposées, de façon à augmenter leurs chances de survie à l'état sauvage.

Qu'est-ce qu'un programme de rétablissement?

Le programme de rétablissement fait appel aux meilleures connaissances scientifiques disponibles pour déterminer ce qui doit être réalisé afin de rétablir une espèce ou un écosystème. Il indique ce qu'on sait et ce qu'on ignore à propos de l'espèce ou de l'écosystème visé; il décrit en outre les menaces qui planent sur l'espèce ou l'écosystème et ce qu'il faut faire pour atténuer ces menaces. Le programme fixe les buts et les objectifs du rétablissement de l'espèce ou de l'écosystème et recommande des approches à privilégier à cet égard.

En général, la préparation du programme est confiée à une équipe de rétablissement composée de membres des organismes responsables de la gestion de l'espèce ou de l'écosystème, d'experts issus d'autres organismes, de chercheurs universitaires et de représentants des groupes de conservation, des Autochtones et des autres parties intéressées, s'il y a lieu.

Prochaines étapes

Dans la plupart des cas, on élabore un ou plusieurs plans d'action visant à définir et guider la mise en œuvre du programme de rétablissement. Les plans d'action précisent les mesures à prendre pour atteindre les objectifs du programme. Cependant, le programme de rétablissement fournit déjà des renseignements utiles sur les dangers qui menacent l'espèce et sur ses besoins en matière de rétablissement, à l'intention des particuliers, des collectivités, des utilisateurs des terres et des conservationnistes intéressés au rétablissement des espèces en péril.

Pour en savoir plus

Pour en savoir plus sur le rétablissement des espèces en péril en Colombie-Britannique, veuillez consulter la page Web du ministère de l'Environnement sur la planification du rétablissement : <http://www.env.gov.bc.ca/wld/recoveryplans/rcvry1.htm> (en anglais seulement).

Programme de rétablissement de l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) en Colombie-Britannique

Préparé par l'Équipe de rétablissement de l'autour des palombes (*Accipiter gentilis laingi*)

Avril 2008

Référence recommandée

Équipe de rétablissement de l'autour des palombes (*Accipiter gentilis laingi*). 2008. Programme de rétablissement de l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) en Colombie-Britannique. Préparé pour le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), vi + 56 p.

Photographie de la couverture

Source : Mike Stini. autour des palombes (*Accipiter gentilis laingi*) adulte femelle dans l'île de Vancouver, en Colombie-Britannique.

Exemplaires supplémentaires

Il est possible de télécharger des exemplaires de la présente publication à partir du Registre public de la Loi sur les espèces en péril de la page Web du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique sur la planification du rétablissement :

<http://www.env.gov.bc.ca/wld/recoveryplans/rcvry1.htm>

Renseignements relatifs à la publication

ISBN : sera fourni par le MOE
Numéro de catalogue : sera fourni par le MOE

Le contenu (à l'exception des illustrations) peut être utilisé sans permission, à condition d'en indiquer correctement la source.

Déclaration

Le présent programme de rétablissement a été élaboré par l'Équipe de rétablissement de l'autour des palombes (*Accipiter gentilis laingi*), à l'intention des compétences responsables et des organisations participant au rétablissement de l'espèce. Le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique a reçu ces recommandations dans le cadre des engagements pris en vertu de l'Accord pancanadien pour la protection des espèces en péril et de l'Accord sur les espèces en péril conclu entre le Canada et la Colombie-Britannique.

Ce document mentionne les stratégies de rétablissement qui, d'après les meilleures données scientifiques et traditionnelles, sont considérées comme nécessaires au rétablissement des populations de la sous-espèce *laingi* de l'autour des palombes en Colombie-Britannique. La mise en œuvre des mesures de rétablissement requises par les buts et objectifs énoncés dans le présent programme demeure sujette aux priorités et contraintes budgétaires des organisations participantes. Les buts, objectifs et méthodes de rétablissement pourraient être modifiés à la lumière de nouvelles connaissances ou en fonction de nouvelles orientations.

Les compétences responsables et tous les membres de l'Équipe de rétablissement ont pu examiner le présent document. Cependant, celui-ci ne représente pas nécessairement la position officielle de ces organismes, ni l'opinion personnelle de tous les membres de l'équipe de rétablissement.

La réussite du rétablissement de l'espèce dépendra de l'engagement et de la collaboration des nombreuses parties concernées qui participeront à la mise en œuvre des recommandations formulées ci-dessous. Le ministère de l'Environnement invite toute la population de la Colombie-Britannique à participer au rétablissement de l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi*.

MEMBRES DE L'ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT

Membres de l'Équipe de rétablissement de l'autour des palombes (*Accipiter gentilis laingi*) (avril 2008)

Donald D. Doyle
Ministry of Environment
2080 Labieux Road
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6J9
Courriel : don.doyle@gov.bc.ca

Frank I. Doyle
Wildlife Dynamics Consulting
General Delivery
Telkwa (Colombie-Britannique) V0J 2X0
Courriel : doyle@bulkley.net

Janet Gray
Tlell Watershed Society
Box 1002
Queen Charlotte City
(Colombie-Britannique) V0T1S0
Courriel : jagr@haidagwaii.net

Tom Johnson
B.C. Timber Sales
1229 Cemetary Road
Queen Charlotte City
(Colombie-Britannique) V0T 1S0
Courriel : tom.johnson@gov.bc.ca

Carita Bergman
Réserve de parc national et site du patrimoine haïda Gwaii Haanas
Box 37
Queen Charlotte City
(Colombie-Britannique) V0T 1S0
Courriel : carita.bergman@pc.gc.ca

Dave Marquis
Terminal Forest Products Ltd.
12180 Mitchell Road
Richmond (Colombie-Britannique)
V6V 1M8
Courriel : dmarquis@terminalforest.com

Erica L. McClaren (présidente)
Ministry of Environment
1812 Miracle Beach Drive
Black Creek (Colombie-Britannique)
V9T 1K1
Courriel : erica.mcclaren@gov.bc.ca

Sean Muise
Ministry of Forests and Range
1229 Cemetary Road
Queen Charlotte City
(Colombie-Britannique) V0T 1S0
Courriel : sean.muise@gov.bc.ca

Philip F. Schempf
U.S. Fish and Wildlife Service
3000 Vintage Blvd., Suite 240
Juneau, AK 99801 USA
Courriel : phil_schempf@fws.gov

Berry Wijdeven (président)
Ministry of Environment
Box 39 1229 Oceanview Drive
Queen Charlotte City
(Colombie-Britannique) V0T 1S0
Courriel : berry.wijdeven@gov.bc.ca

Lana Wilhelm
Council of the Haida Nation Forest Guardians
Box 98
Masset (Colombie-Britannique) V0T 1S0
Courriel : lanaw@haidanation.ca

Liz Williams
Integrated Land Management Bureau
780 Blanshard Street
Victoria (Colombie-Britannique) V8W 2H1
Courriel : Liz.J.Williams@gov.bc.ca

Membres remplaçants

Ross Vennesland
(remplaçant de Carita Bergman)
Parcs Canada
300-300 West Georgia Street
Vancouver
(Colombie-Britannique) V6B 6B4
Courriel : ross.vennesland@pc.gc.ca

Wayne Erickson
(remplaçant de Sean Muise)
Ministry of Forests and Range
8th Floor - 727 Fisgard Street
Victoria (Colombie-Britannique) V8W 9C1
Courriel : wayne.erickson@gov.bc.ca

Todd Mahon
(remplaçant de Frank Doyle)
WildFor Consultants Ltd.
559 Leger Way
Edmonton (Alberta) T6R 3T5
Courriel : wildfor@bulkley.net

John Deal
(remplaçant de Dave Marquis)
Western Forest Products Inc.
118-1334 Island Highway
Campbell River
(Colombie-Britannique) V9W 8C9
Courriel : wayne.wall@Interfor.com

Kiku Dhanwant
(remplaçante de Lana Wilhelm)
Council of the Haida Nation Forest Guardians
Box 413
Port Clements
(Colombie-Britannique) V0T 1R0
Courriel : kikuash@xplornet.com

Anciens membres de l'Équipe de rétablissement

Ian Dodd
Ian Dodd Consulting
1789 Haultain Street
Victoria (Colombie-Britannique)

Jamie Smith (décédé)
University of British Columbia
6270 University Blvd.
Vancouver
(Colombie-Britannique) V6T 1Z4

Mike Stini
ENGO, Vancouver Island Naturalist
5275 Edland Road
Port Alberni
(Colombie-Britannique) V9Y 7L6

Russell D. Dawson
University of Northern British Columbia
3333 University Way
Prince George
(Colombie-Britannique) V2N 4Z9

Louise K. Blight
Parcs Canada
300-300 West Georgia Street
Vancouver
(Colombie-Britannique) V6B 6B4

Barb Johnston
Réserve de parc national et site du patrimoine haïda Gwaii Haanas
Box 37
Queen Charlotte City
(Colombie-Britannique) V0T 1S0

Wayne Wall
Interfor
#311-1180 Ironwood Road
Campbell River
(Colombie-Britannique) V9W 5P7

AUTEURS

Erica L. McClaren, Berry Wijdeven, Louise K. Blight, Russ Dawson, Kiku Dhanwant, Don D. Doyle, Frank I. Doyle, Wayne Erickson, Janet Gray, Tom Johnson, Barb Johnston, Dave Marquis, Todd Mahon, Sean Muise, Phil F. Schempf, Wayne Wall, Lana Wilhelm et Liz Williams.

COMPÉTENCES RESPONSABLES

Le programme de rétablissement de l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* a été élaboré par l'Équipe de rétablissement de l'autour des palombes (*Accipiter gentilis laingi*) pour le compte de la province de la Colombie-Britannique.

Les populations de l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* sont présentes dans l'ensemble des forêts côtières de la Colombie-Britannique, y compris certains parcs provinciaux et nationaux. Le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique est responsable de l'élaboration d'un programme de rétablissement de cette espèce conformément à l'*Accord national pour la protection des espèces en péril*. L'Agence Parcs Canada et le Service canadien de la faune d'Environnement Canada ont participé à l'élaboration de ce programme de rétablissement. De plus, l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* est présent dans le sud-est de l'Alaska et dans l'État de Washington; ses populations sont donc considérées comme transfrontalières. Le U.S. Fish and Wildlife Service et l'Alaska Department of Fish and Game ont également participé à la préparation du présent programme de rétablissement.

REMERCIEMENTS

L'Équipe de rétablissement aimerait remercier Ian Dodd, Jamie Smith, Mike Stini, Russ Dawson, Louise Blight, Barb Johnson et Wayne Wall ainsi que les anciens membres de l'Équipe de rétablissement pour leur assistance dans les discussions et pour leurs commentaires qui ont facilité la rédaction des premières versions du présent programme de rétablissement. Les révisions externes de Trish Hayes, Pat Kennedy, Marie-Josée Laberge, Dave Lindsay, Richard Pither et Karen Wiebe ont grandement amélioré la qualité du présent programme. De plus, Tanya Dunlop et Linda Sinclair ont contribué à la création de la carte de l'aire de répartition.

RÉSUMÉ

L'autour des palombes est un rapace de la taille d'un corbeau, aux ailes courtes et arrondies et à la queue longue. Les oiseaux immatures diffèrent des adultes par la couleur de leur plumage au cours des deux premières années de leur vie, après quoi tous les individus de ≥ 3 ans ne peuvent être distingués les uns des autres. On trouve deux sous-espèces de l'autour des palombes au Canada : l'*Accipiter gentilis laingi* et l'*A. gentilis atricapillus*. Anciennement, on les appelait respectivement l'autour des palombes des îles de la Reine Charlotte et l'autour des palombes. On a initialement séparé les deux sous-espèces selon leur taille et la couleur de leur plumage, l'*A. gentilis laingi* étant plus petit et plus foncé que l'*A. gentilis atricapillus*. Plus récemment, les résultats préliminaires d'analyses génétiques indiquent que les populations côtières pourraient être génétiquement distinctes de celles de l'intérieur, et cette différence pourrait être plus importante pour les populations vivant à Haida Gwaii (ou îles de la Reine-Charlotte), en Colombie-Britannique – lieu d'origine du spécimen-type de l'*A. gentilis laingi*. Bien que le présent programme de rétablissement se concentre sur l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi*, l'Équipe de rétablissement y a également intégré des documents pertinents issus d'études portant sur l'*A. gentilis atricapillus* et l'autour des palombes européen (*A. gentilis gentilis*).

L'*Accipiter gentilis laingi* a été inscrit sur la liste des espèces menacées par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) en raison de l'effectif limité de la population nicheuse estimée (< 1 000 individus matures) et des menaces présumées pesant sur son habitat, principalement dues à l'exploitation forestière. Les estimations et les tendances démographiques sont incertaines à l'égard de cette sous-espèce car elle se reproduit en faibles densités et peut être difficile à repérer. La préférence de l'*Accipiter gentilis laingi* pour des étendues relativement grandes de forêts matures et anciennes pour sa nidification et son alimentation a amené les biologistes de la conservation à soulever certaines préoccupations. Cette situation a incité les gestionnaires de ressources à trouver un équilibre entre l'aménagement des forêts côtières aux fins d'exploitation et le maintien de populations d'*A. gentilis laingi* saines.

On trouve l'*Accipiter gentilis laingi* sur la côte nord-ouest de l'Amérique du Nord. Aux États-Unis, l'*A. gentilis laingi* est présent dans les zones côtières de l'Alaska et de l'État de Washington et peut-être de l'Oregon et de la Californie. Au Canada, 100 % de l'aire de répartition de l'*A. gentilis laingi* est en Colombie-Britannique, où ce dernier est présent à Haida Gwaii (îles de la Reine-Charlotte), dans l'île de Vancouver et les îles côtières, entre l'île de Vancouver et la Colombie-Britannique continentale et dans certaines parties de la côte continentale de la Colombie-Britannique à l'ouest de la chaîne Côtière. L'Équipe de rétablissement a préparé une carte de l'aire de répartition de l'*A. gentilis laingi*, qui couvre notamment les variantes maritimes de la zone biogéoclimatique côtière à pruche de l'Ouest. On ne connaît pas bien les limites précises de cette aire de répartition et il est probable qu'il existe quelques chevauchements entre l'*A. gentilis laingi* et l'*A. gentilis atricapillus* dans les zones de transition entre forêts côtières et forêts intérieures. Pour atténuer les menaces et mettre en œuvre des mesures de rétablissement, l'Équipe de rétablissement a séparé l'aire de répartition de l'*A. gentilis laingi* en six régions de conservation : (1) le sud-est de l'Alaska (SEAK); (2) Haida Gwaii (HG); (3) la côte nord de la Colombie-Britannique (CN); (4) la côte sud de la Colombie-Britannique (CS); (5) l'île de Vancouver (IV); (6) l'ouest de l'État de Washington (WA).

L'Équipe de rétablissement n'a pas tenu compte de la Californie et de l'Oregon dans les régions de conservation puisque la présence de l'*A. gentilis laingi* dans ces régions est plus difficile à confirmer. Le présent document est un programme de rétablissement canadien et, par conséquent, seules les régions de conservation en territoire canadien (HG, CN, CS et IV) y seront traitées, malgré que son élaboration ait été fondée sur des données recueillies aux États-Unis et au Canada. Jusqu'à ce que plus de données soient accessibles par l'intermédiaire des modèles de convenance et d'abondance des habitats, on considère qu'environ 54 % de l'aire de répartition de cette sous-espèce (sur la base de la masse terrestre totale) se trouve en territoire canadien. En Colombie-Britannique, environ 47 % de l'aire de répartition se trouve dans la région de conservation CN, 27 % dans la région de conservation IV, 17 % dans la région de conservation CS et 9 % dans la région de conservation HG.
On ne possède aucune donnée sur les changements de répartition historiques ou actuels de l'*A. gentilis laingi*. Il n'y pas non plus d'indications suggérant d'importantes réductions de l'aire de répartition; toutefois, de petites parties de l'aire de répartition (près de 5 %) ont été perdues de façon permanente à la suite de la coupe des terres boisées au profit de l'urbanisation et de l'agriculture, et ce principalement à l'intérieur des régions de conservation IV, CS et WA. L'exploitation des forêts matures et anciennes dans l'ensemble de l'aire de répartition de la sous-espèce, la réduction des périodes de rotation entre les récoltes, et les changements de répartition et de composition du bassin de proies de l'autour (p. ex. espèces introduites) ont probablement influé sur la répartition de l'A. *gentilis laingi* au cours du siècle dernier.

Les estimations démographiques actuelles et passées restent peu précises. On ne peut se fier aux estimations des tendances démographiques pour cette sous-espèce car les aires de nidification sont difficiles à surveiller (faibles taux de détection, grande variabilité annuelle du taux d'occupation, grande distance entre les nids utilisables dans chaque aire de nidification) et les données sur la survie sont incomplètes. De ce fait, la plupart des estimations sont déduites à partir de relations établies entre le succès de reproduction et les caractéristiques de l'habitat plutôt qu'à partir d'estimations des paramètres démographiques et de modèles démographiques. À l'aide des estimations du nombre d'aires de nidification, de la densité de couples nicheurs adjacents et des taux d'occupation annuels connus, l'Équipe de rétablissement a estimé le nombre de couples nicheurs présents dans chaque région de conservation comme suit : 261 à 336 pour SEAK, 48 pour WA, 10 à 18 pour HG, 71 à 75 pour CN, 106 à 116 pour CS et 165 pour IV. D'après ces estimations, on trouve de 661 à 758 couples nicheurs dans l'ensemble de l'aire de répartition actuelle : 352 à 374 au Canada et 309 à 384 aux États-Unis. L'Équipe de rétablissement et le Groupe de mise en œuvre du rétablissement (GMOR) amélioreront les estimations de l'abondance des populations en Colombie-Britannique à l'aide de techniques avancées de modélisation de l'habitat et de la taille des populations, tel que décrit dans la section traitant de l'habitat essentiel. Ces travaux contribueront à la délimitation de l'habitat essentiel, qui sera présentée dans un plan d'action.

Les menaces les plus imminentes pour les populations d'*A. gentilis laingi* de la Colombie-Britannique sont liées à la destruction et à la fragmentation de l'habitat de nidification et d'alimentation ainsi qu'aux réductions subséquentes de la diversité et de la disponibilité de proies. De plus, l'augmentation de la fragmentation des forêts fait apparaître davantage de milieux ouverts et donne lieu à une augmentation subséquente du nombre d'espèces adaptées aux lisières. Cela peut mener à une plus grande prédation des adultes, des jeunes et des œufs, et à

plus de compétition pour les sites de nidification. Dans la région de conservation HG, les espèces introduites menacent l'*A. gentilis laingi* mais sont également des proies possibles. Par conséquent, on ne connaît pas bien l'incidence générale des espèces introduites dans cette région. À l'heure actuelle, on ne comprend pas très bien l'importance de chaque menace dans les régions de conservation, et plus de travaux de recherche sont nécessaires pour évaluer ces menaces présumées.

Malgré ces menaces, l'Équipe de rétablissement considère le rétablissement de l'*A. gentilis laingi* comme réalisable sur le plan technique et biologique dans l'ensemble de son aire de répartition en Colombie-Britannique. L'Équipe de rétablissement fonde cette évaluation sur la taille estimée de la population reproductrice actuelle, les indications de succès de reproduction dans l'ensemble de l'aire de répartition canadienne (en Colombie-Britannique) de la sous-espèce et la capacité d'atténuer les menaces présumées et de recruter de l'habitat convenable lorsque nécessaire. L'Équipe de rétablissement prévoit qu'il y aura des compromis à faire entre le maintien de la superficie d'habitat nécessaire à la survie et au rétablissement des populations d'*A. gentilis laingi* et la poursuite de l'exploitation forestière aux niveaux actuels de possibilités annuelles de coupe et selon les de périodes de rotation actuelles dans la zone côtière de la Colombie-Britannique.

L'objectif à long terme du présent programme de rétablissement est d'assurer la persistance de populations viables d'*A. gentilis laingi* dans chaque région de conservation de la côte de la Colombie-Britannique. Les objectifs de rétablissement sont les suivants : (1) gérer et, lorsque nécessaire, conserver et rétablir l'habitat répondant aux besoins de l'*A. gentilis laingi* durant son cycle annuel; (2) conserver et, lorsque nécessaire, rétablir une population bien répartie et viable d'*A. gentilis laingi* dans la zone cotière de la Colombie-Britannique. À l'heure actuelle, ces objectifs sont larges car l'Équipe de rétablissement manque de données de base concernant la quantité d'habitat convenable disponible dans le passé, par rapport à celle disponible actuellement et dans l'avenir (sous divers scénarios de gestion), ainsi que la réponse des populations à la disponibilité d'habitat au fil du temps. Par conséquent, l'Équipe de rétablissement présente dans la section sur l'habitat essentiel diverses activités qui permettent de combler les lacunes dans les connaissances, d'améliorer les objectifs de population et d'habitat et de délimiter l'habitat essentiel de l'*A. gentilis laingi*.

Certaines mesures de rétablissement sont déjà en cours; par exemple, le GMOR de l'habitat procède à l'élaboration et à la vérification de modèles de convenance de l'habitat afin de déterminer la quantité et la répartition de l'habitat à l'intérieur des quatre régions de conservation canadiennes. Une fois la convenance de l'habitat cartographiée, le GMOR utilisera un modèle de territoire pour prédire combien de couples pourraient potentiellement être soutenus dans chaque région de conservation. Les modèles d'habitat et de territoire peuvent être combinés à un modèle démographique pour estimer la taille des populations viables pour chaque région de conservation. L'Équipe de rétablissement utilisera cette information pour établir des objectifs de population et de répartition mesurables et pour délimiter l'habitat nécessaire à la survie et au rétablissement des populations dans chaque région de conservation.

L'habitat essentiel sera défini dans un plan d'action qui sera achevé dans un délai de deux ans suivant l'approbation du présent programme de rétablissement. Des programmes d'inventaire et

de surveillance nouveaux et en cours permettent à l'Équipe de rétablissement d'évaluer les populations reproductrices. L'intendance et la sensibilisation joueront un rôle important dans le succès de la mise en œuvre du présent programme de rétablissement et des recommandations du plan d'action subséquent.

Les **termes en caractères gras** se trouvent dans le glossaire à la fin du présent document. De plus, certains rapports inédits cités dans ce document sont accessibles sur le site Web du ministère des Forêts (Ministry of Forests) : < http://www.for.gov.bc.ca/hfd/library/index.htm > (anglais seulement). Sauf indication contraire, les données statistiques sont rapportées comme suit : moyennes ± erreurs-types.

TABLE DES MATIÈRES

MEMBRES DE L'ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT iv
AUTEURS vi
COMPÉTENCES RESPONSABLES vi
REMERCIEMENTS vi
RÉSUMÉ vii
CONTEXTE 1
Statuts de conservation 1
Sommaire de l'évaluation de l'espèce faite par le COSEPAC 1
Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique 1
États-Unis 1
Description de l'espèce 2
Caractères distinctifs 2
Position taxinomique 2
Répartition 3
Répartition mondiale 3
Aire de répartition canadienne 7
Proportion de la répartition mondiale comprise au Canada 7
Tendance de la répartition 7
Abondance de la population 8
Abondance mondiale 8
Pourcentage de l'abondance mondiale comprise au Canada 9
Tendances des populations 10
Besoins de l'autour des palombes en matière d'habitat 10
Habitat de nidification 11
Habitat d'alimentation 12
Habitat d'hivernage 13
Habitat de dispersion 14
Habitat de repos 14
Tendances en matière d'habitat 14
Facteurs limitatifs biologiques 14
Reproduction 14
Survie 16
Mortalité 17
Recrutement et dispersion 17
Chasse et disponibilité de proies 18
Compétition 19
Rôle écologique 19
Importance pour l'humain 19
Menaces connues ou présumées 20
Destruction et fragmentation des habitats de reproduction et d'alimentation 20
Diversité et disponibilité de proies 22

Isolement génétique 22
Espèces introduites....23
Prédation et compétition 24
Changements climatiques 24
Perturbations dues à la présence humaine 25
Maladies 25
Persécution par les humains 25
Mesures achevées ou en cours 25
Groupe de mise en œuvre du rétablissement (GMOR) de l'habitat 25
Recensement et surveillance 26
Intendance 26
Lacunes dans les connaissances....26
Disponibilité d'habitat et besoins en matière d'habitat 27
Alimentation et disponibilité de proies 27
Abondance de la population et paramètres démographiques 27
Génétique des populations et répartition....27
Autres menaces....28
RÉTABLISSEMENT 28
Caractère réalisable du rétablissement 28
But du rétablissement 29
Objectifs de rétablissement 29
Approches recommandées pour l'atteinte des objectifs de rétablissement....31
Tableau de planification du rétablissement 31
Mesures de rendement 38
Habitat essentiel....38
Désignation de l'habitat essentiel de l'espèce 38
Calendrier recommandé pour les études visant à désigner l'habitat essentiel....38
Approches existantes et recommandées pour la protection de l'habitat....39
Effets sur les autres espèces 39
Considérations socioéconomiques 40
Problèmes anticipés 40
Approche recommandée pour la mise en œuvre du rétablissement 41
Énoncé sur le plan d'action 41
OUVRAGES CITÉS 42
Glossaire 56
Annexe 1.....60

Liste des tableaux

Tableau 1. Nombre estimé de couples nicheurs d'*A. gentilis laingi* dans chaque région de conservation. 10
Tableau. 2. Nature et cotation des menaces pesant sur l'*A. gentilis laingi* en Colombie-Britannique dans chaque région de conservation. 20

Tableau. 3. Stratégies générales visant à atténuer les menaces pesant sur l'*A. gentilis laingi* et à réaliser un rétablissement de son habitat et de ses populations. 31
Tableau 4. Étapes requises pour fixer des objectifs fondés sur des données scientifiques concernant les effectifs et l'habitat et pour délimiter l'habitat essentiel de l'*A. gentilis laingi* dans chaque région de conservation en Colombie-Britannique. 39

Liste des figures

Figure 1. Carte de l'aire de répartition de l'autour des palombes (sous-espèce *Accipiter gentilis laingi*). 5
Figure 2. Représentation graphique des composantes hiérarchiques présentes à l'intérieur du domaine vital de l'autour des palombes. 11

CONTEXTE

Statuts de conservation

Sommaire de l'évaluation de l'espèce faite par le COSEPAC

Nom commun : autour des palombes de la sous-espèce *laingi*
Nom scientifique : *Accipiter gentilis laingi*
Situation : Espèce menacée
Justification de la désignation : Cette petite population **sédentaire**[11] d'autours des palombes a été touchée de façon négative par la détérioration de l'habitat forestier.
Dernier examen ou dernière modification : En novembre 2000, le statut est passé d'espèce « préoccupante » à la catégorie de risque plus élevée d'espèce « menacée ».
Présence au Canada : Colombie-Britannique
Historique du statut : Espèce désignée « préoccupante » en avril 1995. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en novembre 2000. Dernière évaluation fondée sur une mise à jour d'un rapport de situation.

Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique

L'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* est classé comme espèce en péril (imperiled) aux échelles mondiale (cote T2) et provinciale (cote S2B) (Natureserve, 2007; B.C. Conservation Data Centre, 2005).

États-Unis

Depuis 1994, la situation de l'*A. gentilis laingi* dans le sud-est de l'Alaska fait l'objet d'importants litiges dans les tribunaux des États-Unis et le débat se poursuit toujours (Squires and Kennedy, 2006; S. Brockman, comm. pers.). À l'heure actuelle, l'Alaska Department of Fish and Game juge l'*A. gentilis laingi* comme une espèce préoccupante (Special Concern) et le U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS) comme une espèce sensible (sensitive) dans le sud-est de l'Alaska (http://wildlife.alaska.gov/index.cfm?adfg=concern.goshawk). Le Washington Department of Fish and Wildlife (WDFW) ne reconnaît la présence que de l'*A. gentilis atricapillus* dans l'État de Washington (Desimone et Hays, 2004), mais plusieurs chercheurs croient que l'*A. gentilis laingi* est présent dans les forêts côtières de l'ouest de l'État de Washington (S. Finn, comm. pers.; S. Desimone, comm. pers.). Dans l'État de Washington, le WDFW considère l'autour des palombes[12] comme un candidat au statut d'espèce protégée (State candidate) en raison des préoccupations concernant la situation de sa population (Desimone et Hays, 2004).

[11] Les **termes en caractères gras** se trouvent dans le glossaire à la fin du présent document.
[12] Dans le présent document, « Autour des palombes » renvoie de façon générique aux deux sous-espèces (*A. gentilis laingi* et *A. gentilis atricapillus*), sauf indication contraire.

Description de l'espèce

Caractères distinctifs

L'autour des palombes est un rapace de la taille d'un corbeau (55 à 61 cm de longueur; Squires et Reynolds, 1997) aux ailes courtes et arrondies et à la queue longue; le mâle est plus petit que la femelle. Malgré que les individus arrivent à maturité sexuelle au cours de leur première année de vie (Squires et Reynolds, 1997), les caractéristiques de leur plumage diffèrent entre l'âge de moins de trois ans (immatures) et de trois ans ou plus (adultes). Les adultes possèdent des sourcils blancs séparant leur couronne noire de leur dos bleu gris. Leur poitrine blanche, striée de lignes grises denses, semble gris pâle au loin; leur queue présente des bandes grises et noires qui alternent. La couleur des yeux des adultes varie d'orange à rouge foncé et devient généralement plus foncée avec l'âge. Les immatures possèdent des sourcils blancs peu marqués, leur corps est globalement brun, leur poitrine étant de couleur chamois avec des stries verticales brun foncé. L'autour des palombes immature possède d'abord des yeux bleus gris, qui tournent au jaune au cours de la première année. Ces descriptions sont fondées sur les observations de Squires et Reynolds (1997), de la National Geographic Society (1999) et de Sibley (2000). Le plumage intermédiaire, pendant la période de transition entre les stades immature et adulte, est décrit par Bond et Stabler (1941) et Squires et Reynolds (1997). On peut déterminer l'âge de l'autour des palombes par son plumage jusqu'à ce qu'il ait trois ans; les individus de trois ans ou plus ont tous un plumage aux motifs et aux couleurs similaires (Bond et Stabler, 1941).

Bien que d'autres espèces d'*Accipiter* (*A. cooperii, A. striatus*) aient des manières similaires de voler, l'autour des palombes se distingue de la plupart des autres rapaces par sa façon d'alterner le vol plané avec une série de courts et rapides battements d'ailes ainsi que par son vol puissant exécuté en ligne droite dans les forêts (Dunne *et coll.*, 1988).

Position taxinomique

En Colombie-Britannique, on reconnaît deux **sous-espèces** d'autour des palombes d'après leurs différences morphologiques : l'*Accipiter gentilis atricapillus* et l'*A. gentilis laingi* (AOU, 1957, 1983; Palmer, 1988; COSEPAC, 2000). La description de la sous-espèce *A. gentilis laingi* a été réalisée à partir d'un spécimen type recueilli à Haida Gwaii (îles de la Reine-Charlotte) par Taverner (1940), et c'est pourquoi on l'appelait autrefois l'autour des palombes des îles de la Reine-Charlotte. Au départ, on considérait l'*A. gentilis laingi* comme une sous-espèce distincte à cause du plumage des adultes et des immatures, plus foncé que celui de l'*A. gentilis atricapillus* (Taverner, 1940). On a plus tard reconnu que l'*A. gentilis laingi* était également plus petit (Johnson, 1989; Whaley et White, 1994; Flatten et McClaren, en préparation). Il est probable que l'*Accipiter gentilis laingi* s'hybride avec l'*A. gentilis atricapillus* à la frontière entre leurs aires de répartition.

Du point de vue écologique, le plumage foncé et la petite taille de l'*A. gentilis laingi* peuvent refléter son adaptation aux milieux sombres et denses des forêts côtières. Dans les **habitats** côtiers, un plumage foncé peut améliorer la capacité de camouflage et de thermorégulation, et une petite taille peut accroître la manœuvrabilité. Par rapport à la sous-espèce de l'intérieur, l'*A. gentilis laingi* semble consommer des proies aviennes de plus petite taille et en plus grandes

quantités, et sa petite taille pourrait faciliter la capture de telles proies (Whaley et White, 1994; Watson *et coll.*, 1998; Ethier, 1999; Lewis *et coll.*, 2006).

Les premières analyses génétiques réalisées concernant l'autour des palombes pour l'Amérique du Nord ont détecté peu de variation génétique dans l'ensemble de son aire de répartition (Gavin et May, 1996). Toutefois, les premières techniques d'analyses génétiques sont aujourd'hui considérées comme inadéquates pour la délimitation des différences entre les sous-espèces (Andersen *et coll.*, 2003). De plus, aucun échantillon génétique provenant d'Haida Gwaii ou de l'île de Vancouver ne faisait partie des premières analyses. Des techniques d'analyse génétique plus avancées sont actuellement utilisées par le U.S. Geological Survey à Anchorage, en Alaska (Sonsthagen *et coll.*, 2004; Talbot *et coll.*, 2005; S. Talbot, comm. pers.) et par l'Université de la Californie à Davis (Bayard de Volo *et coll.*, 2005; R.T. Reynolds, comm. pers.). Ces analyses comprennent des échantillons de sang, de coquilles d'œufs et de plumes recueillis par des chercheurs à l'intérieur de l'aire de répartition de l'*A. gentilis laingi* (île de Vancouver, Haida Gwaii, sud-est de l'Alaska et côte continentale de la Colombie-Britannique) et des emplacements le long des limites de l'aire de répartition (Alaska intérieur et Colombie-Britannique intérieure). Selon les analyses génétiques récentes, les populations côtières de l'autour des palombes pourraient ne pas être **panmictiques**, particulièrement les individus d'Haida Gwaii, qui pourraient être génétiquement isolés des populations adjacentes (Talbot, 2006). Les résultats préliminaires des analyses de l'ADN mt (ADN mitochondrial) semblent indiquer que les populations d'Haida Gwaii présentent deux haplotypes uniques et qu'elles pourraient avoir été isolées pendant plus de 9 000 ans (Talbot, 2006).

Pour mieux comprendre la parenté génétique entre les populations côtières, S. Talbot réalise actuellement de plus amples analyses génétiques. Jusqu'à maintenant, les analyses de l'ADN par microsatellite laissent croire que les populations de l'île de Vancouver et de la côte continentale de la Colombie-Britannique se croisent. Toutefois, ces populations ne semblent pas se croiser avec les populations de l'intérieur de la Colombie-Britannique. Malgré que l'Équipe de rétablissement ait besoin de plus d'échantillons génétiques pour la côte continentale de la Colombie-Britannique, particulièrement pour la bordure de l'aire de répartition, elle reconnaît qu'il y a probablement une zone d'intergradation à la frontière des aires de répartition des sous-espèces, où les délimitations génétiques seraient moins claires.

L'Équipe de rétablissement n'est toujours pas en mesure d'interpréter la signification des analyses génétiques de Talbot (2006) à l'égard de la situation et de la répartition de l'*A. gentilis laingi*, mais elle prendra en compte ces résultats pour le choix des mesures de rétablissement dans diverses régions de conservation.

Répartition

Répartition mondiale

L'*Accipiter gentilis laingi* vit sur la côte nord-ouest de l'Amérique du Nord (figure 1). Aux États-Unis, l'*A. gentilis laingi* vit dans les zones côtières du sud-est de l'Alaska et de l'État de Washington, et peut-être également de l'Oregon et de la Californie (Jewett *et coll.*, 1953; Beebe, 1974; Flatten et McClaren, en préparation). Dans le sud-est de l'Alaska, l'aire de répartition

principale de l'*A. gentilis laingi* s'étend de l'entrée Dixon jusqu'au détroit Icy et au canal Lynn au nord, en passant par la côte continentale et les îles de l'archipel Alexander (Iverson *et coll.*, 1996); la sous-espèce pourrait aussi être présente dans une petite région au nord de la baie Yakutat. L'Équipe de rétablissement a préparé une carte qui présente la meilleure information existante concernant l'aire de répartition potentielle de l'*A. gentilis laingi* en utilisant à la fois des données morphométriques, des données radiotélémétriques et un fond de carte qui reflète l'habitat côtier et les types de proies de cette sous-espèce (figure 1). L'Équipe de rétablissement a indiqué sur cette carte de répartition une zone de transition entre habitats côtiers et habitats de l'intérieur où les différences entre l'*A. gentilis laingi* et l'*A. gentilis atricapillus* sont probablement moins évidentes. L'*Accipiter gentilis laingi* pourrait être présent sur la côte de l'Oregon et de la Californie, mais jusqu'à ce que de meilleures données existent, ces secteurs ne sont pas considérés comme faisant partie de l'aire de répartition de l'*A. gentilis laingi*. Les données cartographiques sur l'habitat sont issues des cartes écorégionales de la base de données[13] du projet Shining Mountains et des cartes de classification biogéoclimatique des écosystèmes pour la Colombie-Britannique (MacKinnon *et coll.*, 1992). L'Équipe de rétablissement a utilisé des données cartographiques thématiques satellitaires de la Colombie-Britannique et les cartes d'étendue du développement urbain et agricole produites par le Department of Fish and Wildlife de l'État de Washington[14] afin de représenter la réduction permanente potentielle de l'aire de répartition de l'*A. gentilis laingi*. Malgré qu'il n'y ait actuellement aucune indication permettant de croire que l'*A. gentilis laingi* se reproduit à l'intérieur des zones urbaines ou agricoles représentées sur la carte de son aire de répartition (voir Rutz *et coll.*, 2006), l'Équipe de rétablissement reconnaît que des couples dispersés pourraient se reproduire à l'intérieur des zones urbaines et agricoles où l'espèce aurait niché dans le passé.

En vue d'atténuer les menaces et de mettre en œuvre des mesures de rétablissement, l'Équipe de rétablissement a désigné six régions de conservation à l'intérieur de l'aire de répartition mondiale de l'*A. gentilis laingi* : (1) sud-est de l'Alaska (SEAK); (2) Haida Gwaii (HG); (3) côte nord de la Colombie-Britannique (CN); (4) côte sud de la Colombie-Britannique (CS); (5) île de Vancouver (IV); (6) ouest de Washington (WA) (figure 1). L'Équipe de rétablissement a choisi ces régions de conservation parce qu'elles reflètent les différences concernant les types d'habitat, la composition du bassin de proies et les pressions exercées par l'utilisation des terres, et parce qu'elles sont par conséquent associées à des combinaisons de menaces qui leur sont propres (tableau 2).

Le présent document étant un programme de rétablissement canadien, seules les régions de conservation situées en territoire canadien (HG, CN, CS et IV) seront traitées. Cependant, ce programme de rétablissement a été élaboré à partir de données recueillies aux États-Unis et au Canada.

[13] <http://srmwww.gov.bc.ca/ecology/bei/shiningmtns.html>
[14] <http://wdfw.wa.gov/wlm/gap/landcov.htm>

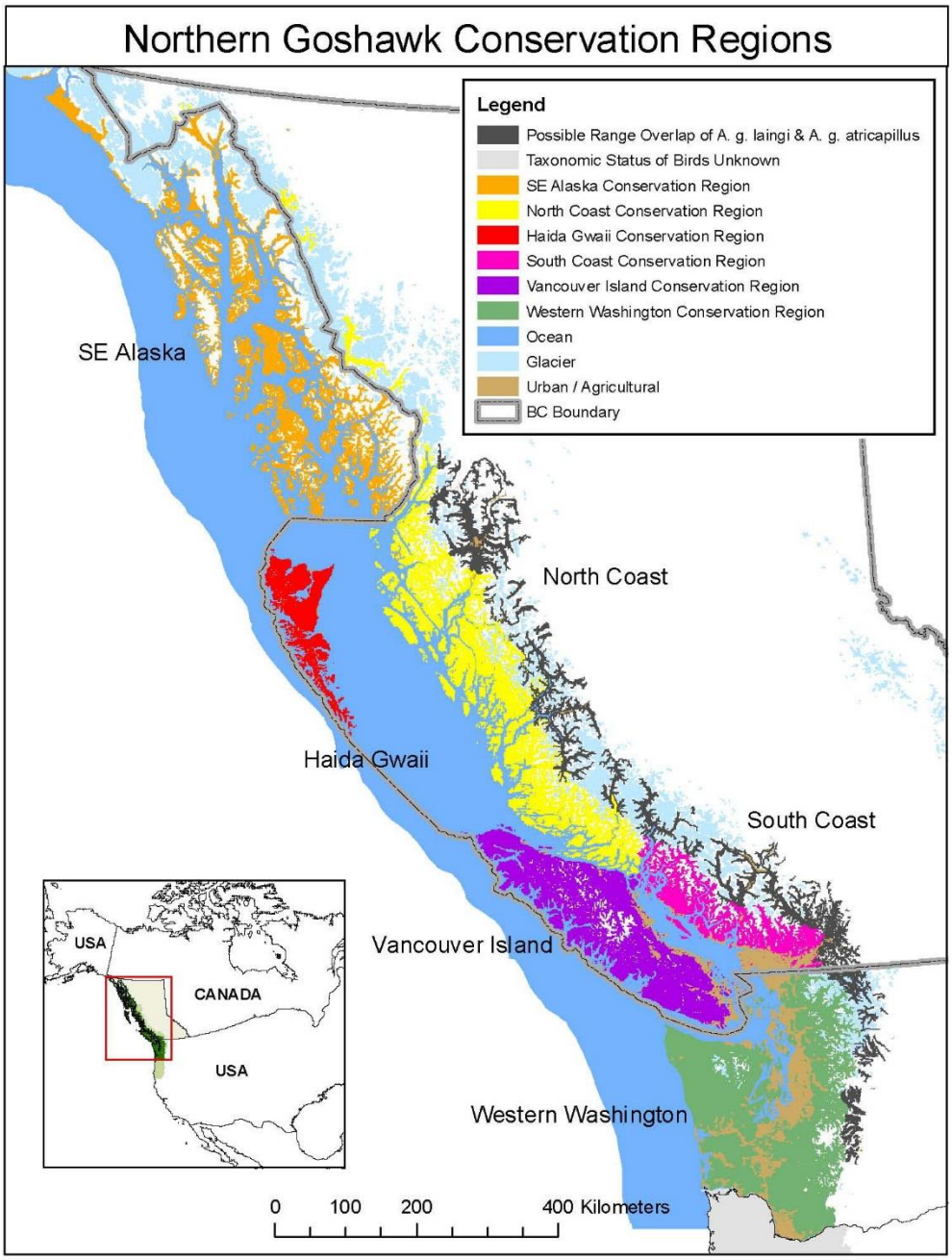


Figure 1. Carte de l'aire de répartition de l'autour des palombes (sous-espèce *Accipiter gentilis laingi*). La partie de l'aire de répartition de l'*A. gentilis laingi* située en Colombie-Britannique reflète la répartition des sous-zones ou variantes biogéoclimatiques de la zone côtière à pruche de l'Ouest (CWH) et de la zone côtière à douglas (CDF). L'Équipe de rétablissement a circonscrit une zone (les variantes plutôt sèches de la CWH sur la côte continentale) où il est probable que les occurrences d'*A. gentilis laingi* et d'*A. gentilis atricapillus* se chevauchent. Elle a par ailleurs utilisé le développement urbain et agricole comme meilleur moyen pour estimer les parties de l'aire de répartition de l'*A. gentilis laingi* qui ont été perdues de façon permanente, malgré qu'elle reconnaisse que des couples isolés peuvent se reproduire à l'intérieur de ces zones. Quatre régions de conservation (Haida Gwaii, côte nord, côte sud et

île de Vancouver) se trouvent à l'intérieur du territoire canadien (Colombie-Britannique) et deux à l'intérieur du territoire américain (ouest de l'État de Washington et sud-est de l'Alaska). On ne sait rien de la situation taxinomique des individus présents sur la côte de l'Oregon et de la Californie. Le présent programme de rétablissement portera uniquement sur l'aire de répartition de l'*A. gentilis laingi* en territoire canadien.

Aire de répartition canadienne

Au Canada, 100 % de l'aire de répartition de l'*A. gentilis laingi* se trouve en Colombie-Britannique (figure 1). À l'intérieur de cette province, la sous-espèce vit à Haida Gwaii, dans l'île de Vancouver, sur les îles côtières et sur la côte continentale de la Colombie-Britannique à l'ouest de la chaîne Côtière (AOU, 1983; Campbell *et coll.*, 1990b; COSEPAC, 2000; McClaren, 2003). À l'intérieur de la Colombie-Britannique, l'aire de répartition de l'*A. gentilis laingi* est séparée en quatre régions de conservation, de telle manière qu'environ 47 % de son aire de répartition actuelle (où l'habitat n'est pas nécessairement partout propice à l'espèce) se trouve dans la région de conservation CN, 17 % est située dans la région de conservation CS, 27 % dans la région de conservation IV et 9 % à l'intérieur de la région de conservation HG. Jusqu'à ce que l'on dispose de données plus approfondies, l'Équipe de rétablissement suppose que l'aire de répartition canadienne de cette sous-espèce suit la répartition des **sous-zones/variantes des zones biogéoclimatiques** côtières à pruche de l'Ouest (CWH) et à douglas (CDF) (Green et Klinka, 1994). À l'intérieur des régions de conservation CN et CS, les régions glaciaires de la chaîne Côtière forment probablement une séparation entre les populations d'*A. gentilis laingi* et d'*A. gentilis atricapillus*. Toutefois, dans les régions moins touchées par les glaciations, des sous-zones plutôt sèches de la zone CWH font la liaison entre les forêts côtières et les forêts intérieures. L'Équipe de rétablissement considère ces sous-zones plutôt sèches de la zone CWH (CWHds1, CWHds2, CWHms1, CWHms2, CWHws1, CWHws2) comme des zones de transition entre les sous-espèces. Cette zone de transition représente 18 % de l'ensemble de l'aire de répartition en Colombie-Britannique. Un manque de populations importantes de lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) à l'intérieur de la zone biogéoclimatique CWH (Nagorsen, 2005) laisse croire que ces forêts pourraient être moins adéquates pour l'*A. gentilis atricapillus*. À l'aide des couches de données spatiales abordées dans la section sur l'aire de répartition mondiale, l'Équipe de rétablissement a calculé qu'environ 3 % de l'aire de répartition de l'*A. gentilis laingi* en Colombie-Britannique a disparu au profit du développement urbain et agricole.

Proportion de la répartition mondiale comprise au Canada

Les limites de l'aire de répartition de l'*A. gentilis laingi* n'étant pas très précises, on ne connaît pas le pourcentage exact de l'Aire de répartition mondiale qui se trouve au Canada. En utilisant la carte de l'aire de répartition de l'*A. gentilis laingi* (figure 1), on estime qu'approximativement 50 à 60 % de ce la masse terrestre totale de l'aire de répartition mondiale se trouve au Canada et que 100 % de la répartition de cette sous-espèce en territoire canadien se trouve en Colombie-Britannique.

Tendance de la répartition

On ne connaît pas les changements historiques et actuels concernant la répartition de l'*A. gentilis laingi*. Bien que de petites parties (près de 5 %) de l'aire de répartition de cette sous-espèce aient été perdues de façon permanente, à la suite du défrichage de terres boisées réalisé au profit du développement urbain et agricole le long de la côte sud-est de l'île de Vancouver, dans les basses terres continentales de la Colombie-Britannique et à Seattle (État de Washington), il semble peu probable que cette perte d'habitat ait entraîné d'importants rétrécissements de l'aire de

répartition. Néanmoins, la répartition de l'autour des palombes en Amérique du Nord a probablement été influencée, au cours du dernier siècle, par l'exploitation de forêts matures et anciennes, par les cycles de récolte écourtés (deuxième et troisième récolte par rapport à la première) et par les changements de répartition et de composition du bassin d'espèces proies (p. ex. espèces introduites) (DeStefano, 1998; Andersen *et coll.*, 2003; Kennedy, 2003).

Abondance de la population

Abondance mondiale

Les estimations historiques et actuelles de l'abondance des populations d'*A. gentilis laingi* ne sont pas très précises car il est très difficile d'évaluer les taux de survie et de recrutement de ces populations. De ce fait, les estimations de l'abondance des populations ont été déduites à partir du nombre de couples pouvant être soutenus par une quantité donnée d'habitat convenable, des densités de nidification et des modèles de convenance et de disponibilité de l'habitat. On n'a pas procédé à la modélisation de la convenance de l'habitat dans les régions de conservation IV, WA et SEAK et, par conséquent, les estimations de la population de ces régions de conservation sont moins certaines que celles établies pour les régions de conservation HG, CS et CN. L'Équipe de rétablissement a estimé le nombre de couples nicheurs présents à l'intérieur de chaque région de conservation à partir du nombre estimé de **territoires**, des densités de nidification et des taux d'occupation annuels mesurés (tableau 1; voir la section « Tendances des populations »). Il est important de tenir compte des taux d'occupation et du nombre estimé de couples puisque ce ne sont pas toutes les **aires de nidification** qui sont occupées chaque année par des couples nicheurs, et les études montrent que les individus, surtout les femelles adultes, peuvent utiliser plus d'une aire de nidification, d'une année à l'autre, pour se reproduire (Iverson *et coll.*, 1996; McClaren, 2003). Cette façon de procéder présuppose que les couples nicheurs sont territoriaux et qu'ils ne se concentrent pas dans les habitats convenables disponibles. Les estimations de l'abondance des populations en Colombie-Britannique seront améliorées grâce à des techniques avancées utilisées pour modéliser l'habitat et les populations (voir la section « Habitat essentiel »).

Le statut d'espèce menacée attribué à l'*A. gentilis laingi* par le COSEPAC est fondé sur une estimation de moins de 1 000 individus matures au Canada, combinée aux menaces imminentes que présente la détérioration de l'habitat forestier (critères d'évaluation D1 du COSEPAC; COSEPAC, 2000). De fortes indications portent à croire que les densités de nidification de l'*A. gentilis laingi* sont plus faibles que celles de l'*A. gentilis atricapillus* (Reynolds *et coll.*, 1994; Titus *et coll.*, 1994; Woodbridge et Detrich, 1994; Doyle, 2003a; McClaren, 2003). Les individus non reproducteurs peuvent jouer un rôle important dans la protection contre un déclin des populations d'*A. gentilis laingi* (Newton, 1991; Iverson *et coll.*, 1996; Hunt, 1998). En Finlande, Lindén et Wikman (1983) ont estimé à 35 % à 52 % le pourcentage d'individus non reproducteurs d'une population européenne d'autours des palombes (*A. gentilis*). Les individus sans territoire de nidification, non reproducteurs, jouent un rôle important dans les populations en comblant les aires de nidification vides lorsque des individus reproducteurs meurent; durant les périodes de grande abondance de proies, plus d'individus peuvent occuper les aires de nidification et donner naissance à des petits (Doyle et Smith, 1994).

Jusqu'à ce que de nouveaux travaux de génétique prouvent le contraire, l'Équipe de rétablissement considère que les populations côtières d'*A. gentilis laingi* sont panmictiques, à l'exception des individus d'Haida Gwaii, qui pourraient être génétiquement isolés des populations adjacentes (Talbot *et coll.*, 2005; Talbot, 2006).

Pourcentage de l'abondance mondiale comprise au Canada

Les estimations de l'abondance des populations de l'*A. gentilis laingi* sont peu précises. Selon les meilleures estimations de la population, fournies dans le tableau 1 ainsi que dans la section suivante qui porte sur les tendances des populations, environ 50 % de la population mondiale d'*A. gentilis laingi* vit au Canada.

Tendances des populations

Les estimations des tendances des populations sont incertaines en ce qui concerne l'*A. gentilis laingi* car les aires de nidification sont difficiles à surveiller (faibles taux de détection, taux d'occupation annuels grandement variables, distance importante entre les sites de nidification utilisables) et les données sur les taux de survie sont manquantes pour plusieurs régions de conservation (Doyle, 2003a; McClaren, 2003; McClaren *et coll.*, 2003).

Tableau 1. Nombre estimé de couples nicheurs d'*A. gentilis laingi* dans chaque région de conservation.

Pays	Région de conservation	Nombre estimé de territoires potentiels	Taux d'occupation des territoires	Espacement des territoires $\bar{x}$ ± erreur-type (plage)	Nombre estimé de couples nicheurs
Canada	Haida Gwaii	24 à 43[a]	43 %[b]	10,8 ± 0,6 km[c]	10 à 18
Canada	Côte nord, C.-B.	130 à 136	Inconnu, application du taux de 55 % de IV[d]	Inconnu, utilisation de l'estimation de HG de 10,8 km	71 à 75
Canada	Côte sud, C.-B.	193 à 210	Inconnu, application du taux de 55 % de IV	Inconnu, utilisation de l'estimation de IV de 6,9 km	106 à 116
Canada	Île de Vancouver	300[e]	55 %	6,9 ± 0,7 km[f]	165
TOTAL	**CANADA**				**352 à 374**
États-Unis	Sud-est de l'Alaska	580 à 747[g]	45 %[h]	10,5 (7 à 15,2)[i]	261 à 336
États-Unis	État de Washington	120[j]	40 %[k]	Inconnu*	48
TOTAL	**ÉTATS-UNIS**				**309 à 384**
TOTAL	**ENSEMBLE DE L'AIRE DE RÉPARTITION**				**661 à 758**

Nota : Le nombre de territoires potentiels modélisés pour les régions de conservation HG, CN et CS était fondé sur un seuil d'habitat moyen établi à plus de 40 % d'aires d'alimentation de qualité modérée à élevée dans les territoires (Mahon *et coll.*, 2007; Smith *et coll.*, 2007).

[a] Holt (2004); [b] Doyle (2005); [c] Doyle (2003a); [d] McClaren (2003) [e] COSEPAC (2000); [f] McClaren (2003); [g] USFWS (2007); [h] Flatten *et coll.* (2001); [i] Iverson *et coll.* (1996); [j] S. Finn, comm. pers., 2005; T. Bloxton, comm. pers., 2005; [k] Finn *et coll.* (2002).

Besoins de l'autour des palombes en matière d'habitat

Le domaine vital des autours des palombes reproducteurs est décrit comme un arrangement hiérarchique de composantes biologiques qui comprend l'aire de nidification (arbres de nidification), le **territoire (familial) post-envol** (TPE) et l'**aire d'alimentation** (Reynolds *et*

coll., 1992; Kennedy *et coll.*, 1994; McClaren *et coll.*, 2005; figure 2). Les menaces pesant sur ces composantes de l'habitat devraient être atténuées de façon simultanée, car chacune des composantes est nécessaire pour assurer le succès de reproduction et la survie, et pour faciliter la dispersion des juvéniles (voir la section « Habitat essentiel » pour le plan d'action).

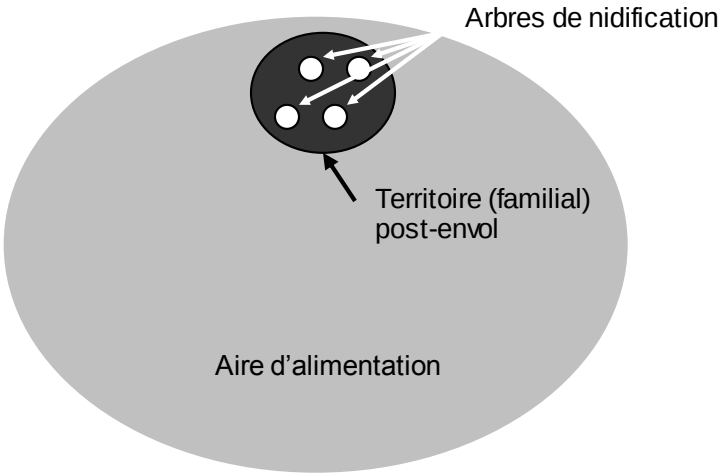


Figure 2. Représentation graphique des composantes hiérarchiques présentes à l'intérieur du domaine vital de l'autour des palombes (révision par Reynolds *et coll.*, 1992). Les arbres de nidification et le TPE ne se trouvent pas nécessairement au centre de l'aire d'alimentation.

Habitat de nidification

Les aires de nidification fournissent des arbres de nidification et des arbres servant de perchoir, notamment pour plumer les proies, et elles sont également le lieu des parades nuptiales et des déplacements des jeunes durant la période post-envol (Reynolds *et coll.*, 1992). Le TPE s'étend autour du nid actif et peut correspondre au **secteur d'activité principal** des femelles adultes ainsi qu'au secteur utilisé par les jeunes oiseaux avant qu'ils soient indépendants des adultes et quittent leur lieu natal (Kennedy *et coll.*, 1994). L'espacement entre les sites de nidification utilisables, à l'intérieur du domaine vital, ajouté aux données radiotélémétriques sur les jeunes à l'envol de 12 nids de l'île de Vancouver, laisse croire que la taille du TPE de l'*A. gentilis laingi* est d'environ 100 à 200 ha (McClaren *et coll.*, 2005). Étant donné les rôles biologiques apparemment similaires sur le plan fonctionnel du TPE et de l'aire de nidification (McClaren *et coll.*, 2005), ces deux entités seront considérées comme une seule dans le présent document.

De façon générale, l'*A. gentilis laingi* choisit son habitat de nidification selon la structure du peuplement plutôt que selon l'âge de celui-ci et la composition en espèces. Parmi les caractéristiques universelles des peuplements de nidification de l'autour des palombes en Amérique du Nord figurent des forêts matures et anciennes, un couvert forestier fermé (≥ 50 %) et des arbres à diamètre relativement fort (Iverson *et coll.*, 1996; Squires et Reynolds, 1997; Daw *et coll.*, 1998; Ethier, 1999; Andersen *et coll.*, 2003; Kennedy, 2003; Greenwald *et coll.*, 2005). Pour faire leurs nids, les autours choisissent des arbres qui possèdent des attributs structuraux

pouvant supporter leurs nids de brindilles relativement gros (près d'un mètre de diamètre; E. McClaren, données inédites), et ce sont souvent des arbres présentant des difformités ou parfois des chicots. Dans les régions de conservation IV et CS, les forêts peuvent présenter ces caractéristiques dans les sites de croissance productifs de plus de 50 à 60 ans, alors que dans les régions de conservation CN et HG, les forêts n'acquièrent pas ces caractéristiques avant plus de 80 à 100 ans (McClaren, 2003; Doyle, 2006). À plus grande échelle, l'*A. gentilis laingi* fait habituellement son nid à plus de 200 m des **lisières abruptes**, dans des peuplements de plus de 100 ha (Ethier, 1999; McClaren et Pendergast, 2003). Il fait son nid à des altitudes variant entre 0 et 900 m, habituellement dans la partie basse à moyenne de pentes modérées (< 50 %) (McClaren, 2003; Doyle, 2005). Parmi les zones biogéoclimatiques convenables pour la reproduction dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'*A. gentilis laingi*, on compte la zone côtière à pruche de l'Ouest et la zone côtière à douglas (McClaren, 2003). Les variantes maritimes de la zone côtière à pruche de l'Ouest constituent la partie principale de l'aire de répartition de l'*A. gentilis laingi*, alors que les variantes sous-maritimes forment la zone de transition où les deux sous-espèces cohabitent probablement.

Habitat d'alimentation

Les aires d'alimentation constituent la plus grande part du domaine vital de reproduction de l'autour des palombes; les adultes et les immatures en dispersion chassent à l'intérieur de ces aires. Les aires d'alimentation peuvent comprendre des arbres de nidification ainsi que des TPE. De plus, les individus d'un couple peuvent utiliser des aires d'alimentation entièrement différentes (Boal *et coll.*, 2003) et peuvent changer d'aire d'alimentation d'une saison ou d'une année à l'autre (Titus *et coll.*, 1994; McClaren, 2003). La taille des aires d'alimentation peut varier d'une localité et d'un individu à l'autre, selon l'expérience, le rendement de chasse, les exigences alimentaires (taille de la couvée) et la disponibilité de la nourriture à l'intérieur du domaine vital (Kennedy *et coll.*, 1994).

Comme on ne possède que peu de renseignements sur les activités d'alimentation, les études permettant d'estimer la taille des aires d'alimentation de l'*A. gentilis laingi* sont peu nombreuses. La plupart du temps, on estime la taille de l'aire d'alimentation d'après la taille estimée du domaine vital, en tenant pour acquis que les individus se nourrissent sur une vaste étendue à l'intérieur de ce dernier. Cependant, selon Bloxton (2002), les *A. gentilis laingi* de la péninsule Olympic, dans l'État de Washington, concentrent leurs activités alimentaires dans un rayon de 5 km des nids actifs et utilisent moins de 15 % de la superficie totale de leur domaine vital de reproduction. Sur la péninsule Olympic, la moyenne de la superficie du domaine vital des mâles et des femelles pendant la saison de reproduction (nicheurs et non-nicheurs combinés) était de 3 710 ± 688 ha (n = 14; plage : 844 à 8 676 ha; Bloxton, 2002). Dans le sud-est de l'Alaska, la superficie médiane du domaine vital de reproduction de l'*A. gentilis laingi* était de 4 300 ha (n = 16) pour les femelles et de 4 600 ha (n = 20) pour les mâles (S. Lewis, données inédites). Il est important de tenir compte des aires d'alimentation des deux membres d'un couple puisque, selon Boal *et coll.* (2003), les domaines vitaux de reproduction de 10 couples d'*A. gentilis atricapillus* du Minnesota se chevauchaient à ≤ 50 % entre individus d'un même couple. Le domaine vital de l'*A. gentilis laingi* semble plus étendu que celui de l'*A. gentilis atricapillus*, probablement parce que les densités de proie sont plus faibles dans l'ensemble des forêts côtières (Crocker-Bedford, 1994; Titus *et coll.*, 1994; USFWS, 1997; Boal *et coll.*, 2003).

De façon générale, il est difficile de discerner des tendances particulières de sélection d'habitat chez l'autour des palombes à grandes échelles géographiques et plus le paysage autour des nids se diversifie (Iverson *et coll.*, 1996; Ethier, 1999; Daw et DeStefano, 2001; Finn *et coll.*, 2002; McClaren et Pendergast, 2003; McGrath *et coll.*, 2003). En Colombie-Britannique, on manque de renseignements concernant la superficie et l'organisation spatiale de l'habitat d'alimentation nécessaires à un couple nicheur pour assurer le succès de sa reproduction. Toutefois, la plupart des études laissent croire que quelque part entre 40 % et 60 % de l'aire d'alimentation convenable à l'intérieur des domaines vitaux suffirait pour subvenir aux besoins des couples au fil du temps (Reynolds *et coll.*, 1992; Patla, 1997; Finn *et coll.*, 2002; Doyle, 2005). Sur les plans de la morphologie et du comportement, l'autour des palombes est adapté à une utilisation de l'espace de vol entre le couvert forestier et la végétation du sous-étage (voir la section « Chasse et disponibilité de proies »). Par conséquent, les habitats d'alimentation sont semblables aux habitats de nidification et sont caractérisés par un couvert forestier fermé, des arbres de diamètre relativement grand et un sous-étages ouvert (Beier et Drennan, 1997; Bloxton, 2002; Drennan et Beier, 2003; Boal *et coll.*, 2005), attributs qui offrent espace de vol et accessibilité aux proies. Les données radiotélémétriques laissent entendre que l'autour des palombes se nourrit également dans des zones où il ne niche pas, entre autres dans les lisières de forêts, les zones riveraines, les estuaires et à des latitudes de plus de 900 m (Iverson *et coll.*, 1996; Bloxton, 2002; McClaren, 2003; Squires et Kennedy, 2006).

Habitat d'hivernage

On sait peu de choses sur les caractéristiques de l'aire d'alimentation de l'*A. gentilis laingi* durant l'hiver. Dans le sud-est de l'Alaska, l'*A. gentilis laingi* élargissait son domaine vital de reproduction durant l'hiver à une superficie médiane de 14 700 ha (n = 18) pour les femelles et de 13 400 ha (n = 14) pour les mâles (S. Lewis, données inédites). Les données de télémétrie radio et satellite obtenues sur l'île de Vancouver et dans le sud-est de l'Alaska laissent penser que les caractéristiques de l'habitat d'alimentation de l'*A. gentilis laingi* durant l'hiver sont similaires à celles observées durant la saison de reproduction, quoique certains individus puissent utiliser les forêts subalpines, pour suivre le gradient altitudinal des proies, et les milieux riverains (Iverson *et coll.*, 1996; McClaren, 2003). On ne sait pas si l'habitat d'hivernage des autour des palombes juvéniles diffère de celui des adultes.

Habitat de dispersion

On ne connaît pas les caractéristiques de l'habitat facilitant la réussite de la dispersion chez l'*A. gentilis laingi*. L'Équipe de rétablissement suppose que ces caractéristiques sont similaires à celles de l'habitat d'alimentation car certaines études indiquent que les *A. gentilis atricapillus* immatures sont plus vulnérables à la prédation et à la famine dans les zones à faible couvert forestier et où l'abondance et la disponibilité de proies sont faibles (Wiens *et coll.*, 2006). On ne connaît pas la configuration spatiale entre l'habitat de dispersion de l'autour des palombes et l'endroit où les individus se reproduisent pour la première fois, mais il est raisonnable de croire que de grandes distances entre aires de nidification convenables puissent réduire les taux de réussite de la dispersion.

Habitat de repos

Il existe très peu de renseignements sur les habitats de repos de l'*A. gentilis laingi*. Selon une étude récente sur l'*A. gentilis atricapillus* réalisée en Californie, les arbres servant de perchoir sont situés dans des peuplements présentant une fermeture du couvert et des diamètres à d'arbre similaires à ceux des peuplements de nidification, mais une plus forte densité d'arbres (Rickman *et coll.*, 2005). Les arbres servant de perchoir sont également de diamètre et de hauteur moindres que les arbres de nidification (Rickman *et coll.*, 2005).

Tendances en matière d'habitat

Par rapport à l'abondance des forêts matures et anciennes qui existaient avant l'exploitation forestière industrielle, on observe une réduction de la superficie d'habitat de l'*A. gentilis laingi* (COSEPAC, 2000; Doyle, 2003a; Holt, 2004; Smith *et coll.*, 2007). Il est difficile de déterminer si l'habitat propice à l'*A. gentilis laingi* sera stable ou s'il augmentera ou diminuera dans les années à venir, à mesure que les forêts de seconde venue mûriront pour devenir un habitat convenable. Cependant, beaucoup de ces forêts deviennent commercialement viables pour l'exploitation au même moment. La superficie d'habitat convenable actuelle et prévue dans l'avenir pour l'ensemble de l'aire de répartition canadienne de l'*A. gentilis laingi*, par rapport à la superficie historique, sera évaluée et rapportée dans le cadre d'un plan d'action (voir la section « Habitat essentiel »). Dans le sud-est de l'Alaska, environ 15 % des forêts anciennes productives des terres fédérales ou privées ont été exploitées depuis 1995, et les forêts de seconde venue ne possèdent toujours pas une structure propice à la nidification (Iverson *et coll.*, 1996). Par ailleurs, les forêts côtières de l'État de Washington ont subi des pressions d'exploitation similaires à celles qu'ont subies les régions de conservation IV et CS (Finn *et coll.*, 2002).

Facteurs limitatifs biologiques

Reproduction

Il est difficile de déterminer les tendances et les effectifs des populations d'autours; comme c'est le cas pour beaucoup d'espèces, cela est dû au fait que les facteurs limitatifs biologiques sont

probablement une combinaison de plusieurs caractéristiques biologiques, notamment les taux de reproduction relativement faibles, les taux de survie faibles pendant la première année, l'âge tardif de la première reproduction et le nombre d'années de reproduction relativement bas.

La plupart des individus commencent à se reproduire après l'âge de 2 ans, mais certaines femelles nichent entre les âges de 1 et 2 ans (Squires et Reynolds, 1997; McClaren, 2003). Comme on ne peut pas déterminer l'âge des oiseaux de ≥ 3 ans de façon fiable (Bond et Stabler, 1941), on ne connaît pas l'âge exact de la plupart des oiseaux nicheurs capturés. Dans le cadre d'une étude à long terme réalisée en Arizona auprès d'oiseaux marqués d'âge connu, la moyenne d'âge à la première reproduction observée chez l'*A. gentilis atricapillus* était de 4,2 ± 0,3 ans et de 3,9 ± 0,3 ans, pour les femelles et les mâles respectivement (Wiens *et coll.*, 2006). L'autour des palombes est un rapace **socialement monogame**, territorial, **non colonial** et à **reproduction synchrone** (Kennedy, 2003). Durant l'hiver et au cours de la période nuptiale, les femelles doivent atteindre une masse corporelle critique nécessaire à la ponte des œufs (Marcström et Kenward, 1981; Newton *et coll.*, 1983). Par conséquent, chaque année, la disponibilité de proies à la fin de l'hiver et au début du printemps influe sur le début de la nidification (Keane, 1999). Pendant les périodes de pré-ponte, d'incubation et de couvaison, les femelles obtiennent près de la totalité de leur nourriture par l'intermédiaire de leur partenaire (Duncan et Kirk, 1994; Iverson *et coll.*, 1996). La température fraîche et humide du printemps peut causer un refroidissement des œufs et la mort directe d'oisillons ou causer indirectement un échec de la nidification en limitant les occasions d'alimentation des mâles (Kostrzewa et Kostrzewa, 1990; Penteriani, 1997; Bloxton, 2002). On ne connaît pas la taille moyenne des couvées de l'*A. gentilis laingi*. Les couvées moyennes de l'*A. gentilis atricapillus* en Amérique du Nord sont de 2,7 œufs et varient entre 1 et 5 œufs (Squires et Reynolds, 1997). Les femelles ne pondent qu'une seule couvée par saison de nidification (Squires et Reynolds, 1997). On ne connaît pas le taux de reproduction de l'*A. gentilis laingi* sur la vie entière, mais les taux de roulement élevés des femelles adultes dans les aires de nidification de l'île de Vancouver (78,9 %, *n* = 57) laissent croire qu'il pourrait être faible (McClaren, 2003). Selon une étude à long terme sur l'autour des palombes réalisée en Europe, les femelles adultes se reproduisent sur une période médiane de 2 ans au cours de leur vie et produisent une quantité médiane de deux oisillons au cours de cette même période (Krüger, 2005). De la même façon, en Arizona, les femelles et les mâles se reproduisent en moyenne sur 2,18 ± 0,11 ans et 1,96 ± 0,11 respectivement (Wiens et Reynolds, 2005).

La moyenne de productivité des nids d'*A. gentilis laingi* était de 1,6 ± 0,1 jeune à l'envol par **nid actif** (*n* = 141) dans l'île de Vancouver de 1994 à 2002 (McClaren, 2003), de 1,5 ± 0,2 jeune à l'envol par nid actif (*n* = 15) à Haida Gwaii de 1995 à 2004 (Chytyk et Dhanwant, 1997; Doyle, 2005), et de 2,1 jeunes à l'envol par nid actif (*n* = 87) dans le sud-est de l'Alaska de 1991 à 1998 (Titus *et coll.*, 1999). Les jeunes à l'envol sont nourris par leurs parents pendant 35 à 55 jours (McClaren *et coll.*, 2005) dans des aires d'élevage appelées **territoires (familiaux) post-envol (TPE)** (Reynolds *et coll.*, 1992), à proximité des nids. La durée totale entre la ponte des œufs et le début de la dispersion des jeunes varie entre 100 et 127 jours (Titus *et coll.*, 1994; Kennedy et Ward, 2003; McClaren *et coll.*, 2005; Wiens *et coll.*, 2006).

Les **taux d'occupation** annuels des aires de nidification de l'*A. gentilis laingi* sont variables (HG : 43 %, *n* = 35, Doyle, 2005; WA : 40 %, *n* = 50, Finn *et coll.*, 2002; SEAK : 45 %, *n* = 283, Flatten *et coll.*, 2001; IV : 55 %, *n* = 163, McClaren, 2003) et, généralement, les aires de

nidification individuelles sont occupées par des couples nicheurs une fois tous les 2 à 3 ans. Les taux d'occupation réels sont très difficiles à établir, car aucune de ces estimations n'est corrigée en fonction de la probabilité de détection (MacKenzie *et coll.*, 2006), ce qui fait que les valeurs rapportées représentent probablement des estimations minimales. Cependant, la surveillance à long terme des mêmes aires de nidification à l'intérieur de ces zones d'études a augmenté la probabilité de détecter les oiseaux plus tôt dans la saison de reproduction, et a donc réduit la probabilité de détecter seulement les nicheurs s'étant reproduits avec succès.

Les couples nicheurs s'établissent suivant un espacement régulier dans l'ensemble de l'habitat convenable, probablement pour des raisons de territorialité (McGowan, 1975; Reynolds et Joy, 1998; McClaren, 2003; Reich *et coll.*, 2004; Doyle, 2005). Les densités de nicheurs reflètent probablement la disponibilité et l'abondance de proies (Newton, 1979). Les densités d'*A. gentilis laingi* sont faibles relativement à celles d'*A. gentilis atricapillus* (Doyle et Smith, 1994; Iverson *et coll.*, 1996; Doyle, 2003b; McClaren, 2003; Reich *et coll.*, 2004). Selon les estimations de Kennedy (1997), la distance moyenne entre les couples nicheurs d'*A. gentilis atricapillus* adjacents varie entre 3,0 et 5,6 km en Amérique du Nord, alors que cette distance est plutôt de 6,9 ± 0,7 km (n = 16) entre les couples nicheurs d'*A. gentilis laingi* de l'île de Vancouver (McClaren, 2003) et de 11,3 ± 2,2 km (é.-t.; n = 6) à Haida Gwaii (Doyle et McLennan, 2003). Ces estimations doivent être interprétées avec prudence car elles reposent sur des données de recensement générales pour les régions concernées et ne tiennent pas compte des superficies effectivement couvertes (Roberson *et coll.*, 2005) ni d'autres types d'estimation de la probabilité de détection (MacKenzie *et coll.*, 2006).

Survie

On ne connaît pas la longévité de l'*A. gentilis laingi*, mais dans le cas de l'*A. gentilis atricapillus*, le plus vieil individu signalé avait plus de 15 ans (R.T. Reynolds, comm. pers.). Des analyses de données de marquage-recapture radiotélémétriques obtenues dans la région de conservation SEAK semblent indiquer un taux de survie annuel moyen pour les *A. gentilis laingi* adultes (mâles et femelles) de 0,72 (n = 39; IC à 95 % : 0,56 à 0,88; Iverson *et coll.*, 1996), et de 0,59 ± 0,10 (n = 31) pour les mâles adultes seulement (K. Titus, données inédites). Les estimations du taux de survie annuel moyen rapporté pour l'*A. gentilis atricapillus* (voir la synthèse de Squires et Kennedy, 2006) varient entre 0,75 ± 0,02 en Arizona (Reynolds *et coll.*, 2004) et entre 0,86 ± 0,09 au Nouveau-Mexique (Kennedy, 1997), par comparaison à un taux de 0,81 pour l'*A. gentilis gentilis* (Kenward *et coll.*, 1999). Il est difficile de faire des comparaisons entre sous-espèces puisque les différentes études utilisent différentes méthodes et hypothèses pour estimer les taux de survie. Bien que l'on n'ait pas d'estimations du taux de survie des autours des palombes juvéniles après la première année, on a rapporté un taux de survie de 0,71 pour les trois premiers mois suivant l'envol chez l'*A. gentilis atricapillus* en Arizona (n = 89; IC à 95 % : 0,60 à 0,93; Wiens *et coll.*, 2006). Au Nouveau-Mexique et en Utah, les estimations du taux de survie variaient entre 0,93 ± 0,06 (5,5 mois post-envol) et 0,56 ± 0,12 (3 mois post-envol; voir Squires et Kennedy, 2006). Ces études indiquent que la disponibilité de nourriture est l'élément qui influe le plus sur la survie des jeunes à l'envol pendant cette période (Ward et Kennedy, 1996; Dewey et Kennedy, 2001; Wiens *et coll.*, 2006). Selon les prédictions de Squires et de Reynolds (1997), le taux de survie de l'autour des palombes, comme c'est le cas pour la plupart des oiseaux de proie, est probablement au plus bas pendant la première année de vie. Des

analyses de sensibilité effectuées pour les paramètres démographiques employés dans des modèles démographiques visant l'*A. gentilis laingi* laissent supposer que la persistance de cette sous-espèce pourrait être sensible aux fluctuations des taux de survie des adultes et des juvéniles ainsi qu'à la proportion de femelles se reproduisant avec succès chaque année (Broberg, 1997; USFWS, 1997). D'après Wiens *et coll.* (2006), les populations d'*A. gentilis atricapillus* seraient également sensibles au taux de survie des juvéniles puisque la dispersion des juvéniles contribue de façon importante au flux génique entre populations.

Mortalité

Les populations d'*A. gentilis laingi* subissent les mêmes causes générales de mortalité que les autres rapaces de taille moyenne, notamment : la famine; la prédation des adultes, des jeunes et des œufs; les maladies infectieuses et les **ectoparasites**; les longues périodes de mauvais temps; les interactions compétitives; les collisions; la chute d'arbres abritant des nids actifs; la **persécution** (Marcström et Kenward, 1981; Kostrzewa et Kostrzewa, 1991; Patla, 1997; Penteriani, 1997; USFWS, 1997; McClaren, 2003). Pris individuellement, aucun de ces facteurs n'est actuellement considéré comme une menace pour la survie de la sous-espèce. Les pesticides et autres contaminants, lesquels ont été d'importantes causes de mortalité dans le passé, ne sont plus considérés comme importants (Snyder *et coll.*, 1973; Havera et Duzan, 1986; USFWS, 1997; Cooper et Stevens, 2000). Parmi les nouvelles causes de mortalité potentielles de l'*A. gentilis laingi* figurent les épidémies liées au virus du Nil occidental (VNO) et d'autres maladies émergentes (voir la partie sur les maladies dans la section sur les menaces). On ne sait pas dans quelle mesure les facteurs de mortalité susmentionnés ont un effet régulateur sur les populations d'*A. gentilis laingi*; cela varie probablement d'une région de conservation à l'autre.

Recrutement et dispersion

Il y a peu de données sur le **recrutement** et la **dispersion post-natale** dans les populations d'autour des palombes (USFWS, 1997; Cooper et Stevens, 2000; COSEPAC, 2000; Squires et Kennedy, 2006). Aucun jeune à l'envol marqué de la région de conservation IV (n = 9) ou SEAK (n = 86) n'a rejoint sa population reproductrice natale (McClaren, 2003; C. Flatten, données inédites). Les données issues d'une étude étalée sur 11 ans réalisée dans l'Arizona laissent croire que les taux de recrutement chez l'*A. gentilis atricapillus* sont très faibles (11 % : 69 des 614 individus marqués; Wiens, 2004).

Durant leur première année, des *A. gentilis laingi* juvéniles munis de radio-émetteurs ont été rapportés à une distance variant entre 11 et 162 km de leurs sites de naissance dans l'île de Vancouver (n = 2; McClaren *et coll.*, 2005) et dans le sud-est de l'Alaska (n = 14; Titus *et coll.*, 1994). On ne connaît pas les distances entre les sites de naissance et les aires de nidification pour cette sous-espèce, mais on a mesuré une distance médiane pour l'*A. gentilis atricapillus* de 15 km (0,1 à 58,1 km) en Arizona (Reynolds *et coll.*, 2000; Wiens *et coll.*, 2006), et des récupérations d'oiseaux morts effectuées à des distances allant jusqu'à 442 km des sites de naissance (Reynolds *et coll.*, 2000) indiquent que l'autour des palombes est capable de dispersion sur de longues distances par rapport au lieu de naissance. Toutefois, les plans d'eau situés entre plusieurs populations d'*A. gentilis laingi* peuvent limiter le succès de la dispersion

sur de longues distances (p. ex., la distance la plus courte entre les régions de conservation HG et SEAK et entre HG et CN est de 60 et 90 km, respectivement).

La **dispersion de reproduction** des femelles adultes semble plus commune chez les populations d'*A. gentilis laingi* que chez les autres sous-espèces et peut être le résultat d'aires de nidification ou de partenaires de mauvaise qualité, de la mort ou du départ du partenaire, de faibles densités de nidification, de faibles taux de productivité annuelle ou d'une variation annuelle de la disponibilité de nourriture. Par exemple, dans le sud-est de l'Alaska, environ 45 % des femelles adultes munies de radio-émetteurs (n = 19) ont présenté une dispersion de reproduction, alors que 5 % des *A. gentilis atricapillus* adultes femelles nichant dans le nord de l'Arizona en ont fait autant (Reynolds et Joy, 2006). Selon Iverson *et coll.* (1996), les taux de fidélité au lieu de reproduction supérieurs à la moyenne chez les mâles et les taux de dispersion de reproduction plus élevés chez les *A. gentilis laingi* femelles du sud-est de l'Alaska, par comparaison à l'*A. gentilis atricapillus*, pourraient être liés à une carence de sites de nidification pour les mâles et à un stress alimentaire pour les femelles. Généralement, les mâles et les femelles font preuve de fidélité aux aires de nidification, malgré que les couples utilisent fréquemment des arbres de nidification différents à l'intérieur d'une même aire de nidification d'une année à l'autre. Pour autant qu'existe une superficie suffisante d'habitat de nidification et d'alimentation à l'intérieur et à proximité des aires de nidification, les couples d'*A. gentilis laingi* continueront d'utiliser les mêmes aires de nidification sur de longues périodes (> 10 ans) (McClaren, 2003; Doyle, 2005).

Les populations d'*A. gentilis laingi* sont caractérisées comme étant non migratrices (Iverson *et coll.*, 1996; Bloxton, 2002; McClaren, 2003), malgré que certaines années, des adultes peuvent se déplacer de leur **domaine vital de reproduction** à un **domaine vital hivernal** complètement différent; d'autres années, des adultes peuvent établir leur domaine vital de reproduction dans leur domaine vital hivernal (Iverson *et coll.*, 1996; McClaren, 2003).

Chasse et disponibilité de proies

On décrit les populations d'autour des palombes comme étant limitées par les ressources alimentaires; de plus, la disponibilité et l'abondance de proies sont étroitement associées aux modifications du paysage, au climat et aux régimes météorologiques (Squires et Reynolds, 1997; McClaren *et coll.*, 2002; Keane *et coll.*, 2006; Reynolds *et coll.*, 2006). En outre, les ressources alimentaires peuvent être indirectement liées à la compétition pour les sites de nidification, aux taux de fratricide et à la prédation des adultes ou des œufs (Estes *et coll.*, 1999; Dewey et Kennedy, 2001).

L'autour des palombes présente des adaptations morphologiques et comportementales pour la chasse à l'intérieur d'habitats forestiers (Squires et Reynolds, 1997). Contrairement aux buses (p. ex., la Buse à queue rousse, *Buteo jamaicensis*), l'autour des palombes ne chasse généralement pas en planant en terrain dégagé; il utilise habituellement une méthode suivant laquelle successivement il se perche et repart rapidement pour attaquer (Kenward, 1982; Kennedy, 2003), en manœuvrant entre les arbres sous le couvert forestier. L'autour des palombes est un prédateur généraliste qui se nourrit d'oiseaux et de mammifères de taille moyenne (Squires et Reynolds, 1997). La différence marquée entre les tailles corporelles du mâle et de la femelle (les mâles sont plus petits que les femelles) peut faciliter le partitionnement des

ressources alimentaires et réduire la compétition entre partenaires. La cache des proies peut également aider les individus à répondre à leurs besoins énergétiques durant les périodes de faible disponibilité de proies ou de faible succès de chasse (Schnell, 1958; Lewis *et coll.*, 2006).

Les populations d'*A. gentilis laingi* vivent dans les îles et les forêts côtières denses où l'abondance et la diversité de proies disponibles sont faibles en comparaison avec les milieux plus secs des forêts de l'intérieur occupées par l'*A. gentilis atricapillus* (Roberts, 1997; Ethier, 1999; Doyle, 2003b; Lewis *et coll.*, 2006). Les mammifères constituent une proportion moins importante des proies de l'*A. gentilis laingi* que de celles de l'*A. gentilis atricapillus* (Watson *et coll.*, 1998; Ethier, 1999; Bloxton, 2002; Andersen *et coll.*, 2003; Lewis *et coll.*, 2006). Néanmoins, les écureuils roux (*Tamiasciurus hudsonicus*) dominent dans l'alimentation de l'*A. gentilis laingi* pendant la saison de reproduction (Roberts, 1997; Ethier, 1999; Doyle, 2003b; Lewis *et coll.*, 2006). Les introductions d'espèces proies et les activités d'utilisation des terres peuvent avoir modifié le choix et la disponibilité de proies dans l'ensemble de l'aire de répartition de cette sous-espèce. Ces changements peuvent ne pas avoir été identiques dans les différentes régions de conservation (voir la partie « Diversité et disponibilité de proies » dans la section sur les menaces). Il existe peu de renseignements concernant l'alimentation hivernale de l'*A. gentilis laingi*.

Compétition

On ne sait pas dans quelle mesure les populations d'*A. gentilis laingi* sont limitées par la **compétition intraspécifique** et **interspécifique** pour les sites de nidification et la nourriture.

Rôle écologique

L'*Accipiter gentilis laingi* est un prédateur du sommet de la chaîne alimentaire dans les forêts matures et anciennes. Il joue donc probablement un rôle écologique complexe et les humains pourraient ne jamais vraiment comprendre les mécanismes et les associations liés à ce rôle. On sait toutefois que l'*A. gentilis atricapillus* et l'*A. gentilis gentilis* peuvent réguler les populations de leurs proies, particulièrement dans les régions où ils se concentrent sur quelques espèces proies principales (Doyle et Smith 1994; Tornberg et Colpaert, 2001; Kennedy, 2003). Par ailleurs, l'*A. gentilis laingi* joue le rôle de bâtisseur de nids primaire pour d'autres oiseaux, comme les grands hiboux vivant en milieu forestier (dont la Chouette tachetée; Forsman et Giese, 1997), le Grand Corbeau (*Corvus corax*; E.L. McClaren, obs, pers., 1998) et le Grand Héron (*Ardea herodias*; F. Doyle, obs. pers., 2000). À titre de grand rapace des forêts, l'*A. gentilis laingi* peut probablement influer sur l'espacement et la répartition d'autres rapaces vivant dans la forêt (Krüger, 2002). L'autour des palombes est souvent considéré comme un indicateur de la santé des écosystèmes de forêts matures, car il a besoin de la structure complexe de ces forêts pour se reproduire et se nourrir.

Importance pour l'humain

L'autour des palombes est très recherché par les ornithologues amateurs et les photographes de la faune parce qu'il n'est aperçu que rarement et se présente comme un prédateur des forêts impressionnant. Il constitue également un important indicateur de la biodiversité des forêts

matures et anciennes, à laquelle nombre de Canadiens accordent beaucoup d'importance. L'*A. gentilis laingi* avait une place dans la culture St'aawaas Xaaydagaay (nom du clan de l'ancien village haïda de Cumshewa), dans laquelle on lui donnait le nom de « buse bleue », probablement à cause de son plumage bleu-gris (Barb Wilson, comm. pers., 2004). L'autour des palombes est recherché par les fauconniers pour leur nature agressive et leur habileté en vol et à la chasse (Squires et Reynolds, 1997).

Menaces connues ou présumées

On présente dans le tableau 2 une cotation des menaces et fondée sur les meilleures données scientifiques disponibles et, lorsqu'aucune donnée n'existait, sur les opinions d'experts et des estimations formulées à partir de données indirectes. Certaines menaces présentées dans ce tableau sont interreliées, mais elles ont été séparées pour mieux orienter les mesures de rétablissement. Les cotes présentées dans ce tableau devront être réévaluées au fil du temps et il est possible que des menaces supplémentaires soient ajoutées.

Tableau. 2. Nature et cotation (0 = menace nulle; 1 = faible; 2 = modérée; 3 = élevée) des menaces pesant sur l'*A. gentilis laingi* en Colombie-Britannique dans chaque région de conservation.

Menace	*Cotation par région de conservation*			
	HG	**CN**	**CS**	**IV**
Perte d'habitat de nidification	2	1,5	2	2,5
Perte d'habitat d'alimentation	3	1,5	2	3
Fragmentation de l'habitat	3	1,5	2	3
Diversité de proies*	3	1	1	2
Disponibilité de proies	3	1,5	2	2,5
Isolement génétique *	3	0,5	0,5	0,5
Espèces introduites	2	0	0	0
Prédation des adultes, des œufs et des jeunes	1	1	1	1
Compétition pour les sites de nidification	1	1	1	1
Changements climatiques	1	1	1	1
Perturbations dues à la présence humaine	1	1	1	1
Maladie*	1	1	1	1
Persécution	1	0	0,5	0,5

*L'Équipe de rétablissement pense n'obtenir qu'un succès limité dans l'atténuation de ces menaces.

Destruction et fragmentation des habitats de reproduction et d'alimentation

Parmi les menaces principales pesant sur les populations d'*A. gentilis laingi* figurent la transformation de forêts matures et anciennes en milieux retournés aux premiers **stades de succession** (c'est-à-dire la **perte d'habitat**) et la **fragmentation de l'habitat**. Les activités liées à l'utilisation des terres qui créent de petites sections isolées d'habitat convenable entourées par de jeunes peuplements équiennes et denses présentant peu d'arbres de grand diamètre et une diversité d'arbres, d'arbustes et d'herbacées réduite peuvent nuire à l'*A. gentilis laingi* et à ses populations de proies (Iverson *et coll.*, 1996; Cooper et Stevens, 2000; Krüger et Lindström, 2001; Kennedy, 2003). Parmi les conséquences de la baisse de qualité et de quantité de l'habitat figurent (1) une réduction de la disponibilité de sites de nidification, (2) une réduction de la capacité des immatures à se disperser, (3) une augmentation du risque de prédation des adultes,

des œufs et des jeunes, (4) une réduction du flux génique entre les populations locales, (5) une réduction de l'abondance et de la disponibilité de proies, (6) une augmentation des interactions compétitives interspécifiques avec des espèces adaptées aux lisières et aux milieux ouverts pour les proies et les sites de nidification, (7) une baisse des taux de survie et de productivité, (8) une baisse de la capacité d'accueil des paysages pour les couples nicheurs, (9) une augmentation des perturbations dues à la présence humaine, et (10) une perte des conditions microclimatiques convenables aux sites de nidification (Iverson *et coll.*, 1996; Squires et Reynolds, 1997; COSEPAC, 2000; Cooper et Stevens, 2000; Kennedy, 2003). Selon l'USFWS (1997), l'*A. gentilis laingi* pourrait subir un plus grand stress énergétique que l'*A. gentilis atricapillus* en raison des densités de proies moins importantes dans l'ensemble de son aire de répartition; par conséquent, il pourrait être plus sensible aux baisses de qualité de l'habitat.

L'exploitation forestière à grande échelle est la cause principale de perte et de fragmentation d'habitat pour les populations d'*A. gentilis laingi* dans les forêts côtières productives. De plus, les périodes de rotation de l'exploitation (qui peuvent être de 50 à 80 ans dans les forêts productives) coïncident avec le temps nécessaire pour qu'une forêt acquière les caractéristiques propices à l'*A. gentilis laingi*. L'exploitation forestière à grande échelle menée dans l'est de l'Amérique du Nord et dans certaines parties de l'Europe a réduit considérablement les populations d'autour des palombes nord-américaines et européennes à la fin du 19e siècle (Petty, 1989; Widén, 1997; Kennedy, 1997, 2003). Par comparaison, l'exploitation forestière à grande échelle est beaucoup plus récente sur les côtes de la Colombie-Britannique, et la plupart des activités d'exploitation forestière d'avant les années 1940 étaient de portée limitée et avaient lieu à proximité des établissements humains (Mackie, 2000; Pearse, 2001). Sur les côtes de la Colombie-Britannique, la foresterie industrialisée a débuté entre 1940 et 1980 et la possibilité annuelle de coupe (PAC) a constamment augmenté pendant cette période, entraînant, par la coupe à blanc, la transformation de forêts anciennes accessibles sises à faible altitude en jeunes forêts (Marchak *et coll.*, 1999; Pearse, 2001). À l'intérieur des régions de conservation IV et CS, des forêts de seconde venue sont choisies comme habitat pour l'*A. gentilis laingi*, particulièrement dans les variantes biogéoclimatiques sèches et très productives (CDF, CWHxm1, CWHxm2), lorsque ces forêts ont acquis les caractéristiques structurales propices à la nidification et à l'alimentation (McClaren, 2003; Marquis *et coll.*, 2005). Les forêts des régions de conservation CN et HG sont exploitées depuis moins longtemps et croissent plus lentement, ce qui allongera probablement la période nécessaire aux forêts de seconde venue pour devenir un habitat convenable pour l'*A. gentilis laingi* (Doyle, 2006).

Tout compte fait, le rythme et l'étendue de la destruction de l'habitat de l'*A. gentilis laingi* par rapport à son recrutement ainsi que les niveaux de protection de l'habitat convenable actuel détermineront la gravité de cette menace pour les populations. L'importance de cette menace ne peut être établie par simple calcul du bilan de la perte et du recrutement, car l'autour des palombes manifeste une forte fidélité à son aire de nidification, de sorte que la perte d'habitat à l'intérieur du domaine vital peut avoir des conséquences à long terme pour les couples nicheurs. L'introduction du code d'exploitation forestière de la Colombie-Britannique (Forest Practices Code) en 1995 a transformé les pratiques forestières sur les terres côtières de la Colombie-Britannique : la coupe à blanc progressive à grande échelle a été remplacée par des blocs de coupe plus petits (< 40 ha) avec des quantités variables de parcelles de rétention d'arbres pour la faune (B.C. Ministry of Forests, 1995). De plus, l'utilisation accrue d'hélicoptères pour

l'exploitation de peuplements autrefois inaccessibles a permis d'augmenter l'étendue de terres disponibles pour la récolte du bois. Les terres boisées privées de la Colombie-Britannique n'ont pas eu à respecter les mêmes objectifs de biodiversité que les terres publiques. L'exploitation des terres boisées privées représentera la plus grande menace pour l'*A. gentilis laingi* dans la région de conservation IV, où l'on trouve 67 % des terres boisées privées de la province, soit environ 3 % du territoire forestier aménagé[15]. En outre, la diversité de mammifères proies moindres dans l'île de Vancouver et à Haida Gwaii peut signifier que les menaces touchant l'habitat d'alimentation sont plus importantes dans ces régions de conservation.

Dans une moindre mesure, l'aménagement urbain, le déracinement par le vent (parfois amplifié par les activités forestières; Kramer *et coll.*, 2001; Penteriani *et coll.*, 2002), la transformation des forêts en terres agricoles ainsi que les maladies et les insectes forestiers peuvent également réduire la qualité de l'habitat de l'*A. gentilis laingi* (Squires et Reynolds, 1997; Burleigh et Hodge, 2004).

L'annexe 1 décrit les approches existantes et les mesures disponibles pour la protection de l'habitat de l'*A. gentilis laingi* en Colombie-Britannique.

Diversité et disponibilité de proies

Selon la théorie de la biogéographie insulaire (MacArthur et Wilson, 1967), la diversité des d'espèces est moins importante dans les petites îles par rapport aux grandes, et la diversité est également réduite plus les distances entre les populations sources continentales et les îles sont grandes. On prévoit donc que les régions de conservation IV et HG présenteront une diversité de proies moins importante pour l'*A. gentilis laingi* que les régions de conservation CN et CS. C'est généralement le cas puisque la diversité de mammifères et d'oiseaux proies est moins importante dans les régions de conservation IV et HG par rapport aux régions de conservation continentales, et la région de conservation HG possède encore moins d'espèces que la région de conservation IV (Campbell *et coll.*, 1990a, 1990b, 1990c, 1990d; Nagorsen, 2002). Cette diversité de proies réduite peut représenter une menace supplémentaire pour les populations d'*A. gentilis laingi* des îles, puisque toute réduction de l'abondance annuelle de l'une ou l'autre proie peut influer sur la capacité de l'*A. gentilis laingi* à se procurer de la nourriture en quantité suffisante pour répondre à ses besoins énergétiques annuels.

Isolement génétique

D'après les études génétiques de Talbot (2006), les populations de l'île de Vancouver et de la partie continentale de la Colombie-Britannique se croisent. Toutefois, elles ne semblent pas se croiser avec les populations de l'intérieur de la province. Par conséquent, elles sont légèrement menacées par l'isolement génétique. Les *Accipiter gentilis laingi* d'Haida Gwaii font face à un très grand risque d'isolement génétique car des analyses génétiques ne montrent qu'un très faible flux génique entre ces individus et d'autres populations d'*A. gentilis laingi* (Talbot, 2006).

[15] <www.pmflc.ca>

Espèces introduites

Il est peu probable que les **espèces introduites** dans les régions de conservation IV, CS et CN représentent une menace pour les populations d'*A. gentilis laingi*. Au contraire, cette sous-espèce peut utiliser comme proies certaines de ces espèces introduites, comme le lapin à queue blanche (*Sylvilagus floridanus*; Nagorsen, 2002). Cependant, à l'intérieur de la région de conservation HG, les espèces introduites peuvent représenter une menace importante pour l'*A. gentilis laingi*. Parmi les espèces introduites pertinentes figurent le cerf de Sitka (*Odocoileus hemionus sitkensis*), l'écureuil roux, le raton laveur (*Procyon lotor*) et les rats (*Rattus* spp.). Le cerf de Sitka, d'abord introduit à Haida Gwaii en 1878 et ensuite en 1911 (Englestoft et Bland, 2002), est susceptible d'avoir la plus grande incidence sur les populations de proies de l'*A. gentilis laingi* puisque celles-ci vivent majoritairement à l'intérieur du sous-étage arbustif (Reynolds et Meslow, 1984), intensément broutée par les cerfs. À l'exception des ours noirs (*Ursus americanus*), aucun prédateur ne contribue à la régulation des populations de cerfs, ce qui entraîne une densité de cerfs extrêmement forte à Haida Gwaii (~30 cerfs/km^2; Martin et Baltzinger, 2002), par comparaison avec d'autres régions de conservation. Selon l'étude d'Allombert *et coll.* (2005a), l'abondance des oiseaux chanteurs était de 55 % à 70 % moins importante dans les îles avec un historique de plus de 50 ans de broutage par les cerfs par rapport aux îles dénuées de cerfs. Par conséquent, l'*A. gentilis laingi* peut être indirectement touché par le broutage intense de la végétation du sous-étage par les cerfs, qui peut réduire la disponibilité de sites de nidification et les ressources alimentaires pour les oiseaux chanteurs, et, par conséquent, les populations de ces derniers (Allombert *et coll.*, 2005b). Le Tétras sombre (*Dendragapus obscurus*), également une proie de l'*A. gentilis laingi* (Ethier, 1999; Lewis *et coll.*, 2006), peut être particulièrement touché par la destruction de la végétation du sous-étage par les cerfs (Doyle, 2004). L'écureuil roux est la proie principale de l'*A. gentilis laingi* dans l'ensemble de son aire de répartition (Roberts, 1997; Ethier, 1999; Lewis *et coll.*, 2006); cependant, il n'était pas présent à Haida Gwaii jusqu'en 1947, lorsqu'il y a été introduit pour augmenter les populations endémiques de martre d'Amérique (*Martes americana nesophila*). L'écureuil roux est maintenant la principale proie de l'*A. gentilis laingi* durant l'été à Haida Gwaii (Doyle 2003b). Il est difficile de déterminer, par contre, comment l'introduction de l'écureuil roux a pu influer sur les populations d'*A. gentilis laingi*, puisque, par la déprédation des nids, les écureuils peuvent avoir une incidence négative sur d'autres proies de l'autour des palombes. Le raton laveur, prédateur de l'*A. gentilis laingi* et de ses proies (Zwickel, 1992; Laskeek Bay Conservation Society, 1996; Hewitt *et coll.*, 2001), a été introduit à Haida Gwaii dans les années 1940 en vue de fournir une source de fourrure supplémentaire pour les trappeurs. En outre, le rat noir (*Rattus rattus*) et le rat surmulot (*Rattus norvegicus*) sont deux autres prédateurs de nids persistants pouvant représenter une menace pour les populations de proies de l'*A. gentilis laingi*. La présence du rat noir a d'abord été vérifiée à Haida Gwaii en 1919 (Laskeek Bay Conservation Society, 1996) et le rat surmulot y a été observé pour la première fois en 1988, bien qu'il y ait probablement été introduit au cours de la Seconde Guerre mondiale (Englestoft et Bland, 2002). Ces relations possibles dans le réseau trophique d'Haida Gwaii devront être analysées à partir de données empiriques et d'une modélisation (*cf.* Gurevitch et Padilla, 2004; Clavero et Garcia-Berthou, 2005) en vue de mieux comprendre les menaces qu'elles posent pour les populations d'*A. gentilis laingi* dans la région de conservation HG.

Prédation et compétition

La transformation des forêts matures en milieux retournés aux stades initiaux de succession végétale et la fragmentation accrue des forêts peuvent favoriser les espèces adaptées aux lisières et aux milieux ouverts, comme la Buse à queue rousse (*Buteo jamaicensis*), la Chouette tachetée (*Strix varia*) et le Grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*), aux dépens d'autres espèces, comme l'*A. gentilis laingi*, adaptés à l'intérieur des forêts. D'après Kenward (1996), les populations européennes d'autour des palombes pourraient mieux s'adapter à la fragmentation des forêts que celles de l'Amérique du Nord en raison des différences qui existent entre les guildes de rapaces. La Buse à queue rousse et plusieurs espèces de grands hiboux nichent dans des nids de l'autour des palombes et commencent souvent la nidification avant ce dernier, ce qui peut signifier qu'une compétition indirecte peut exister pour les sites de nidification parmi ces espèces (Campbell *et coll.*, 1990b; Doyle, 2000). La Sorte *et coll.* (2004) ont comparé les caractéristiques de l'habitat autour des nids de Buses à queue rousse et d'*A. gentilis atricapillus* en Arizona et ont découvert un chevauchement de leurs habitats de reproduction. Toutefois, la Buse à queue rousse choisit des sites de nidification se trouvant en milieu forestier plus dégagé et adjacent à des clairières, alors que l'autour des palombes niche habituellement à l'intérieur de forêts plus denses, à distance des lisières. Par conséquent, si les sites de nidification de l'*A. gentilis laingi* se trouvent dans de petits fragments de forêt isolés (12 ha), ils pourraient devenir plus propices aux Buses à queue rousse; c'est d'ailleurs ce que l'on a observé sur l'île de Vancouver (Lindsay *et coll.*, 2004; E.L. McClaren, obs. pers., 1999). L'*Accipiter gentilis laingi* peut être en compétition avec la Buse à queue rousse et de grands hiboux pour la nourriture, malgré que ces compétiteurs potentiels ne consomment pas autant d'oiseaux que lui et qu'habituellement ils chassent dans des types d'habitats différents (Bosakowski et Smith, 1992). En Arizona, 48 % de l'alimentation de la Buse à queue rousse est constituée d'espèces faisant également partie de l'alimentation de l'*A. gentilis atricapillus* (Gatto *et coll.*, 2005). De plus, on a observé que la Buse à queue rousse, le Grand-duc d'Amérique et la Pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) peuvent tuer des adultes, des jeunes à l'envol et des oisillons de l'autour des palombes (Rohner et Doyle, 1992; Squires et Ruggiero, 1995; Wiens, 2004). Il est difficile de prédire l'influence qu'auront la fragmentation et la destruction de l'habitat sur les communautés de prédateurs/compétiteurs, et l'importance de la menace que présentent ces derniers pour l'*A. gentilis laingi* peut varier d'une région de conservation à l'autre.

Changements climatiques

On ne connaît pas les menaces posées par les changements climatiques à l'intérieur des forêts côtières, et il est donc difficile de prendre des mesures d'atténuation dans le cadre du présent programme de rétablissement. Les changements climatiques peuvent avoir des effets positifs et négatifs sur les populations d'autour des palombes. Parmi les impacts négatifs possibles figurent l'altération des conditions microclimatiques dans les forêts côtières, des changements dans la végétation et dans la composition en espèces (Hamann *et coll.*, 2006), une réduction de l'abondance et de la disponibilité de proies, de plus grands risques de feux de forêt et de maladies comme le virus du Nil occidental, et les éclosions de ravageurs forestiers (Hansen et Biringer, 2003). Comme les conditions météorologiques et la disponibilité de proies influent sur la reproduction et la survie de l'autour des palombes (Doyle, 2000; Dewey et Kennedy, 2001;

Bloxton, 2002; Salafsky, 2004; Wiens *et coll.*, 2006), les changements climatiques peuvent peser sur les paramètres démographiques en donnant lieu à un plus haut degré de **stochasticité environnementale** annuelle, ce qui pourrait accroître le risque de disparition des populations relativement isolées d'*A. gentilis laingi* (Caughley et Gunn, 1996). En revanche, l'*A. gentilis laingi* pourrait tirer avantage des changements climatiques s'ils accroissaient les étendues de forêt possédant les attributs structuraux nécessaires à la nidification et à l'alimentation de la sous-espèce et pouvant abriter une plus grande abondance et diversité d'espèces proies.

Perturbations dues à la présence humaine

Selon certaines observations, l'*A. gentilis laingi* serait sensible à la présence humaine dans les sites de nidification et de repos (COSEPAC, 2000), mais certains individus semblent plus tolérants que d'autres (McLaughlin, 2002; E.L. McClaren, obs. pers., 1998). L'effet des perturbations dues à la présence humaine près des sites de nidification et de repos de l'*A. gentilis laingi* dépend du moment, de l'intensité et de la proximité de la perturbation (Toyne, 1997; COSEPAC, 2000). L'importance de cette menace peut augmenter avec le nombre de routes traversant les forêts, qui donnent aux humains un plus grand accès aux lieux isolés.

Maladies

Le virus du Nil occidental n'a toujours pas été détecté en Colombie-Britannique; par contre, il est présent en Alberta et dans les États de Washington et d'Oregon (H. Schwantje, comm. pers., 2005). Le virus du Nil occidental est présent chez plusieurs espèces d'oiseaux (dont des rapaces; Nemeth *et coll.*, 2006) et la menace qu'il présente pour les populations d'*A. gentilis laingi* est inconnue et difficile à prédire (Komar *et coll.*, 2003; Marra *et coll.*, 2004). Il est possible d'obtenir plus de renseignements concernant la prévalence d'infections par le virus du Nil occidental chez les *A. gentilis laingi* sauvages en recueillant des échantillons de tissus à partir des plumes d'individus capturés (H. Schwantje, comm. pers., 2005).

Persécution par les humains

Bien que les programmes historiques de chasse avec primes puissent avoir réduit les populations d'*A. gentilis laingi* près des centres urbains et des régions agricoles dans les zones côtières, la persécution de la sous-espèce par les humains est actuellement considérée comme faible et non comme une menace grave (tableau 2). Il est légèrement possible que cette menace soit sous-estimée à cause du manque de connaissances de l'Équipe de rétablissement à l'égard de la persécution illégale, surtout en ce qui concerne les oiseaux immatures qui s'attaquent à la volaille et aux pigeons de concours (E.L. McClaren, obs. pers., 1999. B. Wijdeven, obs. pers., 2004; M. Buelow, comm. pers., 2005).

Mesures achevées ou en cours

Groupe de mise en œuvre du rétablissement (GMOR) de l'habitat

Le GMOR de l'habitat a été formé en 2005. L'une des premières tâches du GMOR était de superviser l'élaboration d'un modèle d'habitat pour l'*A. gentilis laingi* à l'intérieur de chaque

région de conservation en Colombie-Britannique. De 2005 à 2007, le GMOR de l'habitat a créé des modèles pour la nidification, l'alimentation et les territoires pour les régions de conservation HG, CN et CS (Marquis *et coll.*, 2005; Smith *et coll.*, 2007). De plus, des experts de l'espèce de la Colombie-Britannique ont établi les caractéristiques de l'habitat de l'*A. gentilis laingi* (Mahon *et coll.*, 2007). En 2007-2008, le GMOR de l'habitat prévoit terminer les modèles d'habitat pour chaque région de conservation, selon la disponibilité du financement et des données. De 2007 à 2009, le GMOR de l'habitat prévoit également procéder à des vérifications sur le terrain pour les modèles de prédiction de l'habitat dans chaque région de conservation afin de déterminer l'exactitude et la précision des modèles. Pour améliorer les prédictions des modèles, les membres du GMOR de l'habitat réviseront les modèles d'habitat selon les résultats des vérifications réalisées sur le terrain, au besoin. Les modèles d'habitat améliorés seront alors utilisés pour aider le GMOR de l'habitat et l'Équipe de rétablissement à désigner et à délimiter l'habitat essentiel dans le plan d'action.

Recensement et surveillance

Des travaux d'inventaire structurés pour l'*A. gentilis laingi* ont été effectués pendant neuf ans dans l'île de Vancouver (McClaren, 2003) et sont toujours en cours à Haida Gwaii (Doyle, 2005). Des programmes de surveillance sont réalisés par des détenteurs de permis d'aménagement forestier à l'intérieur de certaines régions de l'île de Vancouver et partout à Haida Gwaii, dans le cadre d'une stratégie de gestion adaptative (Manning *et coll.*, 2003). En 2007, l'Équipe de rétablissement a entamé les travaux d'inventaire pour l'*A. gentilis laingi* sur la côte continentale de la Colombie-Britannique.

Intendance

L'Équipe de rétablissement a lancé à Haida Gwaii le programme de collaboration avec les éleveurs de volaille visant à assurer le signalement des spécimens piégés par eux, à faciliter le prélèvement d'échantillons d'ADN et à aider l'Équipe de rétablissement à évaluer la gravité de cette menace et à l'atténuer, au besoin. De plus, l'Équipe de rétablissement travaille à l'élaboration de lignes directrices fondées sur des données scientifiques concernant le travail à l'intérieur et autour des habitats de nidification et d'alimentation de l'*A. gentilis laingi*.

Lacunes dans les connaissances

L'Équipe de rétablissement a déterminé les lacunes dans les connaissances qui concernent directement la planification du rétablissement et sa réussite. Malgré l'existence d'une solide base de connaissances dans plusieurs domaines liés à l'*A. gentilis laingi*, l'Équipe de rétablissement doit faire face à beaucoup d'incertitudes à l'égard de ce qui limite la taille des populations de cette sous-espèce. De plus, l'Équipe de rétablissement possède de meilleures données sur les besoins de l'*A. gentilis laingi* en matière d'habitat à petite échelle qu'à grande échelle. Sous chacune des rubriques ci-dessous, on a établi un ordre de priorité concernant les lacunes dans les données, d'après leurs impacts présumés sur notre capacité de rétablissement des populations d'*A. gentilis laingi*.

Disponibilité d'habitat et besoins en matière d'habitat

1. Superficie, répartition et caractéristiques de l'habitat essentiel.
2. Relation entre les composantes de l'habitat et les taux de reproduction et de survie de l'*A. gentilis laingi*, et manière dont l'exploitation forestière influe sur ceux-ci. Comprend le niveau de continuité du paysage environnant qui permet d'assurer le succès de la reproduction année après année (p. ex., le lien spatial entre les aires d'alimentation et les TPE).
3. Habitat hivernal.
4. Relations entre les assemblages de proies et les caractéristiques de l'habitat d'alimentation.
5. Caractéristiques de l'habitat de dispersion.
6. Relation entre les caractéristiques de l'habitat de nidification et la compétition pour les sites de nidification.
7. Quantité d'habitat de reproduction et d'alimentation convenable dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'*A. gentilis laingi*, et nombre de couples nicheurs pouvant être soutenus par cet habitat historiquement (exploitation pré-industrielle), actuellement et sous différents scénarios de récolte futurs.

Alimentation et disponibilité de proies

1. Alimentation durant la saison de reproduction dans les régions de conservation CN et CS.
2. Alimentation hivernale dans toutes les régions de conservation.
3. Changement de l'abondance de proies à la suite de l'introduction d'espèces dans la région de conservation HG.
4. Effets des fluctuations annuelles des conditions météorologiques (p. ex. les effets d'El Niño et de La Niña) sur les proies.

Abondance de la population et paramètres démographiques

1. Déterminer l'abondance de la population et en estimer les tendances (c'est-à-dire analyses de viabilité de la population et analyses de sensibilité des paramètres) :
   a. taux d'occupation annuels des aires de nidification des régions de conservation CN et CS;
   b. surveillance des taux d'occupation des aires de nidification connues au fil du temps;
   c. densité de nidification à l'intérieur des régions de conservation CN et CS;
   d. longévité moyenne et nombre d'années reproductives;
   e. estimation des taux de survie (adultes et juvéniles);
   f. taux d'immigration, d'émigration, de dispersion et de recrutement;
   g. distances de dispersion.

2. Établir comment la compétition pour les sites de nidification, le fratricide, la prédation des adultes, des jeunes et des œufs ainsi que le climat régulent les populations.

Génétique des populations et répartition

1. Flux génique entre les régions de conservation et amélioration de la délimitation de l'aire de répartition de l'*A. gentilis laingi*.

Autres menaces

1. Degré de risque posé par les maladies ou les virus comme le virus du Nil occidental.
2. Degré de risque que posent les changements climatiques et leurs effets possibles sur l'habitat et les assemblages de proies.
3. Niveau de menace que représentent les perturbations et la persécution par les humains à proximité des sites de nidification.

RÉTABLISSEMENT

Caractère réalisable du rétablissement

En se fondant sur les critères énoncés dans la politique d'Environnement Canada (2005) sur le caractère réalisable du rétablissement, l'Équipe de rétablissement a déterminé que le rétablissement de l'*A. gentilis laingi* en Colombie-Britannique est réalisable sur le plan biologique et technique.

1. **Y a-t-il assez d'individus reproducteurs pour augmenter le taux de croissance ou l'effectif de la population? Oui.**
   - On estime que 352 à 374 couples nicheurs de l'espèce sont présents en Colombie-Britannique (voir tableau 1), et des couples sont présents dans chacune des régions de conservation.
   - Le rapport des sexes moyen de 1/1 observé dans les couvées de la région de conservation IV par McClaren et Pendergast (2003) semble indiquer qu'un nombre égal de mâle et de femelles s'ajoute chaque année à la population (en supposant que les taux de survie et de recrutement sont à peu près égaux chez les deux sexes).
   - On a observé des signes de succès reproducteur dans chacune des régions de conservation.
   - Des signes de la présence de jeunes reproducteurs (moins de deux ans) semblent indiquer que les individus âgés ne sont pas surreprésentés dans la population reproductrice.

2. **Existe-t-il suffisamment d'habitat pouvant abriter l'espèce, ou peut-on en créer par des mesures d'aménagement ou de restauration? Oui.**
   - Comme les individus se reproduisent à la fois dans les forêts anciennes et dans les forêts mûres de seconde venue, un recrutement d'habitat est possible après récolte forestière.
   - Les pertes d'habitat permanentes (agriculture ou urbanisation) sont mineures (environ 3 %) dans toute l'aire de répartition canadienne de l'*A. gentilis laingi*.

3. **Les menaces appréciables pesant sur l'espèce ou sur son habitat peuvent-elles être évitées ou atténuées grâce à des mesures de rétablissement? Oui.**
   - Les menaces appréciables sont énumérées au tableau 2, et elles pourraient être atténuées par les mesures suivantes :

- La perte d'habitat peut être atténuée par une réduction des taux de récolte, un allongement des périodes de rotation, un reboisement ainsi que des mesures d'aménagement permettant d'améliorer la structure des jeunes peuplements (éclaircie, émondage et fertilisation).
- La fragmentation de l'habitat peut être atténuée par une planification à l'échelle du paysage, une réduction des taux de récolte, un allongement des périodes de rotation et un reboisement.
- Pour atténuer dans la région de conservation HG l'impact des espèces introduites qui risquent d'accroître la prédation des adultes, des œufs et des jeunes ou de réduire la quantité de proies disponibles, on peut appliquer des mesures de réduction des populations. L'éradication des espèces introduites peut ne pas être réalisable sur le plan technique ou économique.
- L'isolement génétique à l'intérieur de la région de conservation HG peut être atténué par la translocation d'individus à partir des régions de conservation voisines (cette mesure peut ne pas être souhaitable si l'espèce présente des différences génétiques entre populations voisines) ou par une réintroduction à partir de programmes de reproduction en captivité.

4. **Les techniques de rétablissements nécessaires existent-elles, et leur efficacité a-t-elle été démontrée? Oui.**
   - L'*A. gentilis gentilis* et l'*A. gentilis atricapillus* se sont tous deux révélés capables de revenir et de se rétablir (naturellement ou par réintroduction) lorsque la persécution ou la destruction de leur habitat en ont réduit les populations ou les ont exclus de certaines portions de leur aire de répartition (Speiser et Bosakowski, 1984; Petty, 1989; Lensink, 1997; Kennedy, 1997 et 2003), à condition qu'on ait atténué les menaces pesant sur ces populations.

But du rétablissement

Le but à long terme du présent programme de rétablissement est de garantir la persistance de populations viables d'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* dans chacune des régions de conservation de la zone côtière de la Colombie-Britannique.

Objectifs de rétablissement

Les objectifs du présent programme sont les suivants.

Objectif 1 :
Gérer et si nécessaire conserver et rétablir l'habitat requis par l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* à tous les stades de son cycle annuel.

Objectif 2 :
Conserver et si nécessaire rétablir une population viable et bien répartie d'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* dans la zone côtière de la Colombie-Britannique.

Ces objectifs demeurent larges pour le moment, car l'équipe de rétablissement ne possède pas toute l'information de base requise sur la superficie d'habitat autrefois disponible par rapport à celle qui est actuellement disponible ou pourrait le devenir dans l'avenir (selon divers scénarios d'aménagement) ainsi que sur les réactions des populations à l'évolution des superficies d'habitat disponibles. Par conséquent, l'équipe s'est contentée d'énumérer un certain nombre d'activités, avec les échéances correspondantes, qui aideraient à combler ces lacunes dans les connaissances, afin que les objectifs du rétablissement puissent ensuite être précisés et mis à jour.

Approches recommandées pour l'atteinte des objectifs de rétablissement

Tableau de planification du rétablissement

Tableau. 3. Stratégies générales visant à atténuer les menaces pesant sur l'*A. gentilis laingi* et à réaliser un rétablissement de son habitat et de ses populations.

Objectif 1 : Gérer et si nécessaire conserver et rétablir l'habitat requis par l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* à tous les stades de son cycle annuel.						
Menace(s) visée(s)	**Stratégie générale**	**Priorité**	**Activités recommandées pour atteindre les objectifs de rétablissement**	**Mesure**	**Région(s) de conservation**	**Échéancier (début-achèvement)**
Destruction et fragmentation de l'habitat de reproduction	Protection de l'habitat	Élevée	Protéger les arbres de nidification et les territoires (familiaux) post-envol (TPE) connus	Rechercher les outils de protection disponibles pour les terres publiques et privées. Voir l'annexe 1.	Toutes	1999 – 2012
Destruction et fragmentation des habitats de reproduction et d'alimentation	Lignes directrices fondées sur des données scientifiques pour la gestion de l'habitat; intendance	Elevée	Gérer les superficies d'habitat de reproduction ou d'alimentation qui sont requises mais ne peuvent pas être incluses dans une zone d'habitat faunique (Wildlife Habitat Area), pour ce qui est des caractéristiques requises de la forêt et des impacts des perturbations dues à la présence humaine.	Élaborer des lignes directrices fondées sur des données scientifiques (structure des peuplements, répartition des stades de succession, perturbations dues à la présence humaine, planification de l'accès, etc.) pour les habitats de reproduction et d'alimentation.	Toutes	2008

Objectif 1 : Gérer et si nécessaire conserver et rétablir l'habitat requis par l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* à tous les stades de son cycle annuel.						
Menace(s) visée(s)	**Stratégie générale**	**Priorité**	**Activités recommandées pour atteindre les objectifs de rétablissement**	**Mesure**	**Région(s) de conservation**	**Échéancier (début-achèvement)**
Destruction et fragmentation de l'habitat d'alimentation	Gestion de l'habitat; intendance	Élevée	Élaborer des désignations fixant les utilisations du territoire pour les zones d'alimentation de l'*A. gentilis laingi*.	Élaborer et mettre en œuvre des mesures générales visant les espèces sauvages afin de conserver pour l'*A. gentilis laingi* suffisamment d'habitat d'alimentation à l'extérieur des zones d'habitat faunique (Wildlife Habitat Areas).	Toutes	2008 – 2017
Destruction et fragmentation des habitats de reproduction et d'alimentation	Recherche; lignes directrices de gestion de l'habitat	Élevée	Déterminer la qualité, l'abondance et la répartition de l'habitat requis pour l'atteinte des objectifs de population.	Utiliser la modélisation des paysages pour déterminer la qualité, l'abondance et la répartition des habitats de reproduction et d'alimentation. Cela aidera l'Équipe de rétablissement à répertorier les carences d'habitat et à circonscrire l'habitat essentiel.	Toutes	2005 – 2009

Objectif 1 : Gérer et si nécessaire conserver et rétablir l'habitat requis par l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* à tous les stades de son cycle annuel.						
Menace(s) visée(s)	**Stratégie générale**	**Priorité**	**Activités recommandées pour atteindre les objectifs de rétablissement**	**Mesure**	**Région(s) de conservation**	**Échéancier (début-achèvement)**
Destruction et fragmentation des habitats de reproduction et d'alimentation; diversité et disponibilité de proies	Recherche; lignes directrices de gestion de l'habitat	Élevée	Rétablir suffisamment d'habitat pour l'atteinte des objectifs de population.	Étudier, élaborer et mettre en œuvre des techniques sylvicoles favorisant la formation de peuplements propices au rétablissement, au maintien et à la diversité des populations de proies.	Toutes	1999 –
Destruction et fragmentation de l'habitat d'alimentation; espèces introduites; diversité et disponibilité de proies	Recherche; lignes directrices de gestion de l'habitat; intendance; sensibilisation	Élevée	Gérer les espèces introduites de manière à réduire au minimum leur impact sur l'habitat.	Élaborer et mettre en œuvre des plans de gestion des espèces introduites (cerf, etc.) pouvant nuire à l'habitat d'alimentation et aux proies de l'*A. gentilis laingi*.	HG	2008 –
Destruction et fragmentation des habitats de reproduction et d'alimentation; diversité et disponibilité de proies; espèces introduites; perturbations dues à la présence humaine	Intendance; sensibilisation	Modérée	Mobiliser le public, les propriétaires fonciers et les gestionnaires de ressources à l'égard de la conservation de l'habitat de l'*A. gentilis laingi*.	Élaborer et mettre en œuvre des stratégies d'éducation et de sensibilisation visant ces trois groupes.	Toutes	1995 –

Objectif 1 : Gérer et si nécessaire conserver et rétablir l'habitat requis par l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* à tous les stades de son cycle annuel.						
Menace(s) visée(s)	**Stratégie générale**	**Priorité**	**Activités recommandées pour atteindre les objectifs de rétablissement**	**Mesure**	**Région(s) de conservation**	**Échéancier (début-achèvement)**
Destruction et fragmentation de l'habitat.	Surveillance; gestion adaptative	Élevée	Evaluer l'efficacité des mesures de gestion visant à protéger l'habitat de l'*A. gentilis laingi*.	Exercer au besoin une surveillance de l'efficacité.	Toutes	1995 –
Recherche; lignes directrices de gestion de l'habitat	Recherche; lignes directrices de gestion de l'habitat	Faible	Évaluer les besoins en matière de gestion de l'habitat à l'échelle de décennies.	Prédire l'évolution des caractéristiques et de la répartition de l'habitat selon les cycles climatiques et les scénarios de changement climatique, au moyen d'activités de modélisation climatique.	Toutes	2012 – 2017

Objectif 2 : Conserver et si nécessaire rétablir une population viable et bien répartie d'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* dans la zone côtière de la Colombie-Britannique.						
Menace(s) visée(s)	**Stratégie générale**	**Priorité**	**Activités recommandées pour atteindre les objectifs de rétablissement**	**Mesure**	**Région(s) de conservation**	**Délai (début-achèvement)**
Isolement génétique	Recherche; lignes directrices de gestion des populations	Élevée	Fixer des objectifs de population et de répartition pour chaque région de conservation.	• Appliquer un modèle démographique spatialement explicite à chaque région de conservation. • Continuer à prélever et à analyser des échantillons de matériel génétique.	Toutes	2007 – 2009
Destruction et fragmentation des habitats de reproduction et d'alimentation; isolement génétique	Mettre en œuvre des lignes directrices de gestion de l'habitat afin de gérer les populations; recensements; surveillance	Élevée	Gérer les populations par région de conservation, afin d'atteindre des objectifs spécifiques de population et de répartition.	• Utiliser les stratégies de conservation et de gestion de l'habitat établies à l'égard de l'objectif 1 pour conserver et rétablir les populations. • Effectuer des recensements et exercer une surveillance au besoin.	Toutes	1999 – 1995 –
Espèces introduites; diversité et disponibilité de proies	Lignes directrices en matière d'espèces introduites	Élevée	Gérer les espèces introduites de manière à réduire au minimum leur impact sur les populations.	• Élaborer et mettre en œuvre un plan de gestion des espèces introduites qui nuisent à l'*A. gentilis laingi* de manière directe (prédation) ou indirecte (diversité et disponibilité de proies).	HG	2008 –

Objectif 2 : Conserver et si nécessaire rétablir une population viable et bien répartie d'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* dans la zone côtière de la Colombie-Britannique.						
Menace(s) visée(s)	**Stratégie générale**	**Priorité**	**Activités recommandées pour atteindre les objectifs de rétablissement**	**Mesure**	**Région(s) de conservation**	**Délai (début-achèvement)**
Diversité et disponibilité de proies	Surveillance; recherche	Moyenne	Évaluer et surveiller l'abondance et la diversité des proies.	• Déterminer quelles sont les principales espèces servant de proies à l'*A. gentilis laingi*. • Surveiller les populations de proies et évaluer l'impact des techniques de récolte forestière sur les proies.	CN, CS Toutes	2008 – 2009 1994 –
Persécution	Intendance; sensibilisation; recherche	Faible	Évaluer la menace que constitue la persécution pour l'*A. gentilis laingi* et réduire la persécution si nécessaire.	• Évaluer le risque que présente la persécution pour l'*A. gentilis laingi*. • S'il y a lieu, s'attaquer aux problèmes de persécution en appliquant des stratégies de sensibilisation et d'éducation.	Toutes	2006 – 2012
Maladies	Surveillance; recherche	Faible	Surveiller la présence du virus du Nil occidental (VNO) et d'autres pathogènes possibles.	• Concevoir et mettre en œuvre un programme de surveillance pour le VNO (modélisation des impacts possibles).	Toutes	2015 – 2017

Objectif 2 : Conserver et si nécessaire rétablir une population viable et bien répartie d'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* dans la zone côtière de la Colombie-Britannique.						
Menace(s) visée(s)	**Stratégie générale**	**Priorité**	**Activités recommandées pour atteindre les objectifs de rétablissement**	**Mesure**	**Région(s) de conservation**	**Délai (début-achèvement)**
Compétition, prédation	Surveillance; recherche	Faible	Surveiller les populations d'espèces prédatrices ou compétitrices adaptées aux lisières.	• Concevoir et mettre en œuvre un programme de surveillance pour les espèces compétitrices et prédatrices adaptées aux lisières (Buse à queue rousse, Grand-duc d'Amérique, Chouette rayée, etc.).	Toutes	2010 – 2012

Mesures de rendement

Les principales mesures de rendement sont formulées dans les questions suivantes :

- Les arbres de nidification et les TPE connus sont-ils protégés (objectif : 2012)?
- Des objectifs de population et de répartition ont-ils été fixés pour chaque région de conservation (objectif : 2009)?
- Les besoins en matière d'habitat en vue de l'atteinte des objectifs de population ont-ils été déterminés (objectif : 2009)?
- Des lignes directrices fondées sur des données scientifiques ont-elles été élaborées (objectif : 2008)?
- L'abondance et la diversité des proies ont-elles été évaluées et la surveillance commencée (objectif : 2009)?
- Les menaces liées à la persécution ont-elles été mesurées et réduites, au besoin (objectif : 2012)?
- La surveillance des populations de prédateurs et de compétiteurs adaptés aux lisières a-t-elle été commencée (objectif : 2012)?

Habitat essentiel

Désignation de l'habitat essentiel de l'espèce

La *Loi sur les espèces en péril* définit l'**habitat essentiel** comme l'habitat nécessaire à la survie (actuelle) ou au rétablissement (recrutement futur) d'une espèce sauvage inscrite (Environnement Canada, 2006). Dans le cadre du présent programme de rétablissement, l'Équipe de rétablissement expose les attributs biophysiques des composantes de l'habitat de l'*A. gentilis laingi* (voir la section sur les besoins en matière d'habitat).

Il est actuellement impossible de définir l'habitat essentiel de l'espèce. L'Équipe de rétablissement ne croit pas avoir suffisamment de renseignements concernant l'étendue et l'emplacement de l'habitat convenable dans chaque région de conservation pour être en mesure de déterminer avec assurance quelles sont les zones nécessaires pour atteindre les objectifs de rétablissement. De plus, sans modélisation démographique, l'Équipe ne peut pas fixer d'objectifs démographiques pertinents pour chaque région de conservation.

Calendrier recommandé pour les études visant à désigner l'habitat essentiel

L'Équipe de rétablissement n'a pas suffisamment de renseignements pour être en mesure de fixer des objectifs quantitatifs et mesurables concernant les effectifs et l'habitat pour l'*A. gentilis laingi*. La plupart des activités suivantes seront menées par le GMOR de l'habitat et les résultats obtenus seront intégrés à un plan d'action, l'orientation stratégique et l'examen périodique étant assurés par l'Équipe de rétablissement.

Les étapes requises pour fixer les objectifs concernant les effectifs et l'habitat de l'*A. gentilis laingi* sont présentées dans le tableau 4.

Tableau 4. Étapes requises pour fixer des objectifs fondés sur des données scientifiques concernant les effectifs et l'habitat et pour délimiter l'habitat essentiel de l'*A. gentilis laingi* dans chaque région de conservation en Colombie-Britannique.

Activité	Échéancier	État
Élaboration de **modèles de territoire** et de convenance de l'habitat (nidification et alimentation) pour l'*A. gentilis laingi* pour chaque région de conservation.	2007-2008	En cours
Élaboration de normes de vérification sur le terrain pour les modèles de convenance de l'habitat.	2006-2007	Terminée
Vérification des modèles de convenance de l'habitat dans chaque région de conservation et amélioration des modèles en conséquence.	2006-2009	En cours
Utilisation des modèles de convenance de l'habitat pour évaluer la superficie, la qualité et la répartition de l'habitat de nidification et d'alimentation dans chaque région de conservation.	2008-2009	En cours
Élaboration d'un modèle démographique pour chaque région de conservation en Colombie-Britannique, avec superposition sur le modèle de convenance de l'habitat pour faire en sorte que le résultat soit spatialement explicite.	2008-2009	Non commencée
Détermination d'objectifs démographiques viables pour chaque région de conservation.	2009	Non commencée
Établissement d'objectifs en matière d'habitat et de répartition pour chaque région de conservation.	2008-2009	Non commencée
Délimitation de l'habitat de survie et de rétablissement (plan d'action) pour les populations par région de conservation.	2008-2010	Non commencée

[a] La capacité de respecter les échéanciers prévus dépendra de l'accès au financement.

Approches existantes et recommandées pour la protection de l'habitat

L'annexe 1 présente les approches existantes et les mesures disponibles pour la protection de l'habitat de l'*A. gentilis laingi*.

Effets sur les autres espèces

Plusieurs espèces qui choisissent des habitats aux caractéristiques similaires à celles des habitats de l'*A. gentilis laingi* bénéficieront de la mise en œuvre du présent programme de rétablissement. Concrètement, les processus de rétablissement favorables au Guillemot marbré, à la Chouette tachetée et aux écosystèmes de la zone biogéoclimatique côtière à douglas (CDFmm1) seront probablement stimulés par le présent programme de rétablissement. Malgré que l'*A. gentilis laingi* prenne pour proies le Guillemot marbré et la Chouette tachetée, il pourrait potentiellement réguler les populations d'autres prédateurs de ces espèces, et il fournit d'ailleurs des plateformes de nidification à la Chouette tachetée (Forsman et Giese, 1997). De plus, les espèces proies de l'*A. gentilis laingi* comme les tétras, les pics, les petits hiboux forestiers et l'écureuil roux profiteront des activités de visant à améliorer l'habitat d'alimentation de cette sous-espèce. Pour

autant que l'on sache, aucune espèce inscrite dans la LEP ne sera touchée de façon négative par la mise en œuvre du présent programme de rétablissement.

Considérations socioéconomiques

Une analyse coûts-avantages socioéconomique détaillée sera jointe au plan d'action, quoiqu'elle ne soit pas requise pour un programme de rétablissement. L'Équipe de rétablissement a toutefois cru prudent d'établir l'étendue des impacts socioéconomiques potentiels du rétablissement.

Étant donné les importantes exigences spatiales liées à la nidification, à la période post-envol ainsi qu'à l'alimentation, le rétablissement de l'*A. gentilis laingi* peut avoir une incidence considérable sur les terres boisées de la côte de la Colombie-Britannique (voir figure 1). Parmi les activités touchées, on compte principalement l'exploitation forestière, mais également les activités d'exploitation minière, de production d'électricité, récréatives, agricoles et résidentielles nécessitant des coupes forestières. Le rétablissement peut également influer sur les pratiques économiques et les utilisations traditionnelles des Premières Nations. Pour satisfaire les exigences du plan d'action, il pourrait être nécessaire de favoriser les activités d'intendance et de mettre en place des mesures incitatives, particulièrement sur les terres privées.

Les coûts économiques associés au rétablissement de l'*A. gentilis laingi* sont tangibles, mais les avantages liés au maintien des écosystèmes et à la protection de l'habitat sont difficiles à quantifier sur le plan économique. Les citoyens de la Colombie-Britannique ont toujours manifesté un solide soutien envers la protection des espèces en péril. Cet appui de leur part est reflété dans l'objectif déclaré du gouvernement d'être chef de file en gestion durable de l'environnement (discours du Trône ouvrant la sixième session de la trente-septième législature de la province de la Colombie-Britannique, 8 février 2005). En outre, le rétablissement de l'espèce s'accompagne d'importants avantages sur les plans social, politique et économique, qu'on pense à la conformité à la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada et à l'élimination ou à la réduction des coûts associés aux programmes de reproduction en captivité.

Problèmes anticipés

Depuis plus de dix ans, l'autour des palombes est au centre des débats entourant les pratiques d'exploitation forestière partout en Amérique du Nord (Crocker-Bedford, 1990, 1998; Kennedy, 1997; Daw *et coll.*, 1998; Andersen *et coll.*, 2003; Kennedy, 2003; McGrath *et coll.*, 2003) et en Europe (Widén, 1997). Plusieurs requêtes ont été formulées par des organisations vouées à la protection de l'environnement ainsi que par des citoyens préoccupés pour que l'*A. gentilis laingi* soit inscrit dans la *Endangered Species Act* des États-Unis (voir l'examen des luttes juridiques aux Etats-Unis dans Squires et Kennedy, 2006). Aussitôt que les forêts deviennent matures sur le plan structural et convenables pour l'*A. gentilis laingi*, elles deviennent également économiquement intéressantes pour les exploitants forestiers. L'Équipe de rétablissement prévoit qu'il pourrait être problématique de maintenir une superficie d'habitat suffisante pour la survie et le rétablissement des populations d'*A. gentilis laingi* dans les conditions d'exploitation forestières actuelles (niveaux de récolte annuels admissibles et périodes de rotation) dans les régions côtières de la Colombie-Britannique.

Les menaces que représentent les espèces introduites à Haida Gwaii pour l'*A. gentilis laingi* peuvent être difficiles à surmonter. La fragmentation de la forêt a le potentiel d'augmenter la prédation des adultes, des œufs et des jeunes et la compétition pour les sites de nidification chez l'*A. gentilis laingi*, problème qui peut être difficile à atténuer. De plus, l'Équipe de rétablissement ne sait pas très bien comment elle arrivera à réduire les menaces posées par les maladies émergentes (p. ex. le virus du Nil occidental) et les changements climatiques dans le cadre du plan d'action. Autre problème : l'Équipe de rétablissement prévoit qu'il sera difficile d'obtenir le financement nécessaire pour combler les lacunes dans les connaissances décrites plus haut (voir la section « Lacunes dans les connaissances »).

Approche recommandée pour la mise en œuvre du rétablissement

Le présent programme de rétablissement de l'*A. gentilis laingi* a été préparé pour les quatre régions de conservation de la Colombie-Britannique (voir la section « Répartition mondiale »). Malgré que ces régions de conservation n'englobent pas nécessairement de populations distinctes, chaque région présente son propre lot de menaces et de problèmes de gestion. Par conséquent, les activités de rétablissement doivent être réalisées à différentes échelles, notamment aux échelles des régions de conservation, des bassins hydrographiques à l'intérieur des régions de conservation, et des domaines vitaux potentiels. En 1992, Reynolds *et coll.* ont mis en œuvre cette approche dans le sud-est de l'Arizona, où les paysages boisés sont gérés en fonction des habitats d'alimentation et de nidification ainsi que des espèces proies. En raison de la grande fidélité de l'espèce à son habitat, les mesures de conservation prises à l'intérieur des régions de conservation de la Colombie-Britannique ont par le passé été axées sur des sites connus pour la présence de couples nicheurs. Cependant, la gestion de l'*A. gentilis laingi* nid par nid est une méthode de gestion inefficace à l'échelle de la population puisque les individus ont de grands domaines vitaux de reproduction et d'hivernage et qu'ils construisent de multiples nids à l'intérieur de leur aire de nidification tout au long de leur vie. De plus, l'*A. gentilis laingi* est difficile à détecter et il est pratiquement impossible de trouver tous les nids à l'intérieur d'un domaine vital de reproduction, car, avec le temps, les nids tombent des arbres et de nouveaux nids sont construits. L'Équipe de rétablissement recommande que la gestion de l'*A. gentilis laingi* soit effectuée à l'échelle du paysage ou des bassins hydrographiques afin d'assurer la présence d'habitats de reproduction, d'alimentation et d'hivernage convenables dans l'ensemble du paysage. Au bout du compte, une approche multi-échelles sera nécessaire pour garantir le rétablissement de l'A. *gentilis laingi*. Une telle approche demande qu'une quantité suffisante d'habitat d'alimentation soit maintenue à proximité d'habitat de nidification convenable, et que l'habitat entre les différents couples soit suffisant en superficie et en répartition pour assurer le succès de dispersion et donc de la santé des populations.

Énoncé sur le plan d'action

Le GMOR de l'habitat prévoit achever le plan d'action dans un délai de deux ans suivant l'affichage du plan de rétablissement définitif sur le site Web du gouvernement de la Colombie-Britannique (tel que précisé dans le tableau 4).

OUVRAGES CITÉS

Allombert, S., A.J. Gaston et J.L. Martin. 2005A. A natural experiment on the impact of overabundant deer on forest invertebrates. *Conserv. Biol.* 19:1917-1929.

_____. 2005b. A natural experiment on the impact of overabundant deer on songbird populations. *Biol. Conserv.* 126:1-13.

American Ornithologists' Union (AOU). 1957. Check-list of North American birds. 5e éd. Baltimore (Maryland).

_____. 1983. Checklist of North American birds. 6e éd. Allen Press, Lawrence (Kansas).

Andersen, D.E., S. DeStefano, M.I. Goldstein, K. Titus, C. Crocker-Bedford, J.J. Keane, R.G. Anthony et R.N. Rosenfield. 2003. The status of Northern Goshawks in the western United States. The Wildlife Society, Bethesda (Maryland). *Wildl. Soc. Tech. Rev.* 04-1. 24 p.

Bayard de Volo, S., R.T. Reynolds, J.R. Topinka, B. May et M.F. Antolin. 2005. Population genetics and genotyping for mark-recapture studies of Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*) on the Kaibab Plateau (Arizona). *J. Raptor Res.* 39:286-295.

Beebe, F.L. 1974. Field studies of the Falconiformes of British ColumbiA. B.C Provincial Museum, Victoria (Colombie-Britannique). Occasional Paper No. 17.

Beier, P., et J.E. Drennan. 1997. Forest structure and prey abundance in foraging areas of Northern Goshawks. *Ecol. Appl.* 7:564-571.

Bloxton, T.D., Jr. 2002. Prey abundance, space use, demography, and foraging habitat of Northern Goshawks in Western Washington. Mémoire de maîtrise. Univ. Washington, Seattle (Washington).

Boal, C.W. 1994. A photographic and behavioral guide to aging nestling Northern Goshawks. *Stud. Avian Biol.* 16:32-40.

Boal, C.W., D.E. Andersen et P.L. Kennedy. 2003. Home range and residency status of Northern Goshawks breeding in MinnesotA. *Condor* 105:811-816.

_____. 2005. Foraging and nesting habitat of breeding male Northern Goshawks in the Laurentian Mixed Forest Province, MinnesotA. *J. Wildl. Manage.* 69:1516-1527.

Bond, R.M., et R.M. Stabler. 1941. Second-year plumage of the goshawk. *Auk* 58:346-349.

Bosakowski, T., et D.G. Smith. 1992. Comparative diets of sympatric nesting raptors in the eastern deciduous forest biome. *Can. J. Zool.* 70:984-992.

British Columbia Conservation Data Centre. 2005. B.C. Species and Ecosystems Explorer. B.C. Min. Environ., Victoria (Colombie-Britannique). < http://srmapps.gov.bc.ca/apps/eswp >. Consulté le 20 novembre 2005.

British Columbia Ministry of Forests. 1995. Biodiversity guidebook. Victoria (Colombie-Britannique). Forest Practices Code of B.C. Guidebook.

Broberg, L.E. 1997. Draft population viability analysis of the Queen Charlotte Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) in southeastern Alaska. Rapport inédit.

Burleigh, J., et J. Hodge. 2004. Coastal Forest Region forest health strategy. Phero Tech Inc. et JCH Forest Pest Management. Delta (Colombie-Britannique). Rapport inédit.

Campbell, R.W., N.K. Dawe, I. McTaggart-Cowan, J.M. Cooper, G.W. Kaiser et M.C.E. McNall. 1990A. The Birds of British Columbia. Vol. I : nonpasserines. Royal B.C. Museum, Victoria (Colombie-Britannique).

_____. 1990b. The Birds of British Columbia. Vol. II : nonpasserines. Royal B.C. Museum, Victoria (Colombie-Britannique).

Campbell, R.W., N.K. Dawe, I. McTaggart-Cowan, J.M. Cooper, G.W. Kaiser, M.C.E. McNall et G.E.J. Smith. 1990c. The Birds of British Columbia. Vol. III : passerines. Royal B.C. Museum, Victoria (Colombie-Britannique).

Campbell, R.W., N.K. Dawe, I. McTaggart-Cowan, J.M. Cooper, G.W. Kaiser, A.C. Stewart et M.C.E. McNall. 1990d. The Birds of British Columbia. Vol. IV : passerines. Royal B.C. Museum, Victoria (Colombie-Britannique).

Caughley, G., et A. Gunn. 1996. Conservation biology in theory and practice. Blackwell Science Inc., Cambridge (Massachusetts).

Chytyk, P., et K. Dhanwant. 1997. 1996 Northern Goshawk population inventory of the Queen Charlotte Islands/Haida Gwaii. B.C. Min. Environ., Lands and Parks, Smithers (Colombie-Britannique). Rapport inédit.

Clavero, M., et E. Garcia-Berthou. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends Ecol. Evol*. 20:110.

Cooper, J.M., et V. Stevens. 2000. A review of the ecology, management and conservation of the Northern Goshawk in British ColumbiA. B.C. Min. Environ., Lands and Parks, Victoria (Colombie-Britannique). *Wildl. Bull.* B-101.

COSEPAC. 2000. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur l'autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) au Canada. Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. v + 41 p. http://www.registrelep.gc.ca/virtual_sara/files/cosewic/sr%5Fnorthern%5Fgoshawk%5Ff%2Epdf. Consulté en décembre 2007.

Crocker-Bedford, D.C. 1990. Goshawk reproduction and forest management. *Wildl. Soc. Bull.* 18:262-269.

_____. 1994. Conservation of the Queen Charlotte Goshawk in Southeast Alaska. Report to Alaska Region of the U.S. Forest Service. 40 p.

_____. 1998. The value of demographic and habitat studies in determining the status of Northern Goshawks (*Accipiter gentilis atricapillus*) with special reference to Crocker-Bedford (1990) and Kennedy (1997*). J. Raptor Res*. 32:329-335.

Daw, S., S. DeStefano et R.J. Steidl. 1998. Does search method bias the description of Northern Goshawk nest-site selection? *J. Wildl. Manage*. 62:1378-1383.

Desimone, S.M., et D.W. Hays. 2004. Northern Goshawk *Accipiter gentilis*. Vol. IV. Birds. Washington Dep. Fish and Wildlife (Washington). 17 p.

DeStefano, S. 1998. Determining the status of Northern Goshawks in the west: is our conceptual model correct? *J. Raptor Res*. 32:342-348.

Dewey, S.R., et P.L. Kennedy. 2001. Effects of supplemental food on parental-care strategies and juvenile survival of Northern Goshawks. *Auk* 118:352-365.

Doyle, F.I. 2000. Timing of reproduction by Red-tailed Hawks, Northern Goshawks and Great Horned Owls in the Kluane Boreal Forest of southwestern Yukon. Mémoire de maîtrise. Univ. B.C., Vancouver (Colombie-Britannique).

_____. 2003A. Biological review and recommended interim strategy direction for Northern Goshawks on Haida Gwaii/Queen Charlotte Islands. Wildlife Dynamics Consulting, Telkwa (Colombie-Britannique). Rapport inédit.

_____. 2003b. Managing for goshawks in TFL 39 on Haida Gwaii/Queen Charlotte Islands: goshawk nest monitoring and diet in 2003. Wildlife Dynamics Consulting, Telkwa (Colombie-Britannique). Rapport inédit.

_____. 2004. Blue Grouse habitat on Haida Gwaii/Queen Charlotte Islands. Wildlife Dynamics Consulting, Telkwa (Colombie-Britannique). Rapport inédit.

_____. 2005. Breeding success of the goshawk (*A. gentilis laingi*) on Haida Gwaii/Queen Charlotte Islands 2005: is the population continuing to decline? Wildlife Dynamics Consulting, Telkwa (Colombie-Britannique). Rapport inédit.

_____. 2006. When do naturally regenerating and pre-commercially thinned second-growth forests attain attributes that will support Northern Goshawk (*laingi* subspecies) and Marbled Murrelets on Haida Gwaii? Wildlife Dynamics Consulting, Telkwa (Colombie-Britannique). Rapport inédit.

Doyle, F.I., et D. McLennan. 2003. Goshawk territory distribution, nest and foraging area requirements and a habitat assessment of predicted nest areas, both in TFL 39 and in the adjacent landscape, on the Queen Charlotte Islands/Haida Gwaii. Wildlife Dynamics Consulting, Telkwa (Colombie-Britannique). Rapport inédit.

Doyle, F.I., et J.M.N. Smith. 1994. Population responses of Northern Goshawks to the 10-yr cycle in numbers of snowshoe hares. *Stud. Avian Biol*. 16:122-129.

Drennan, J.E., et P. Beier. 2003. Forest structure and prey abundance in winter habitat of Northern Goshawks. *J. Wildl. Manage*. 67:177-185.

Duncan, P., et D.A. Kirk. 1994. Status report on the Queen Charlotte Goshawk *Accipiter gentilis laingi* and Northern Goshawk *Accipiter gentilis atricapillus* in Canada. Environnement Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa (Ontario).

Dunne, P., D. Sibley et C. Sutton. 1988. Hawks in flight. Houghton Mifflin Company, Boston (Massachusetts).

Englestoft, C., et L. Bland. 2002. Restoration priorities associated with introduced species impacts on Haida Gwaii/Queen Charlotte Islands: perspectives and strategies. Alula Biological Consulting, Saanichton (Colombie-Britannique). Rapport inédit.

Environnement CanadA. 2005. Rétablissement-Proposé-Politique sur le caractère réalisable du rétablissement. Environ. Can., Programme de rétablissement des espèces en péril, Ottawa (Ontario).

_____. 2006. Politique relative à la *Loi sur les espèces en péril* – ébauche : Politique sur la désignation et la protection de l'habitat essentiel en vertu de la LEP, version 2.5, Ottawa (Ontario), Programme de rétablissement des espèces en péril.

Estes, W.A., S.R. Dewey et P.L. Kennedy. 1999. Siblicide at Northern Goshawk nests: does food play a role? *Wilson Bull*. 111:432-436.

Ethier, T.J. 1999. Breeding habitat of Northern Goshawks (*Accipiter gentilis laingi*) on Vancouver Island: a hierarchical approach. Mémoire de maîtrise. Univ. Victoria, Victoria (Colombie-Britannique).

Finn, S.P., D.E. Varland et J.M. Marzluff. 2002. Does Northern Goshawk breeding occupancy vary with nest-stand characteristics on the Olympic Peninsula, Washington? *J. Raptor Res*. 36:265-277.

Flatten, C.J., et E.L. McClaren. En préparation. Size and color variation of Northern Goshawks from southeast Alaska and Vancouver Island.

Flatten, C., K. Titus et R. Lowell. 2001. Northern Goshawk monitoring, population ecology and diet on the Tongass National Forest. Alaska Dep. Fish and Game, Juneau (Alaska). Rapport inédit.

Forest and Range Practices Act. 2004. B.C. Ministry of Forests and Range, Victoria (Colombie-Britannique). <http://www.for.gov.bc.ca/tasb/legsregs/frpa/frpa/frpatoc.htm>. Consulté le 2 août 2006.

Forsman, E.D., et A.R. Giese. 1997. Nests of Northern Spotted Owls on the Olympic Peninsula, Washington. *Wilson Bull*. 109:28-41.

Gatto, A.E., T.G. Grubb et C.L. Chambers. 2005. Red-tailed Hawk dietary overlap with Northern Goshawks on the Kaibab Plateau, ArizonA. *J. Raptor Res*. 39:439-444.

Gavin, T.A., et B. May. 1996. Genetic variation and taxonomic status of Northern Goshawks in Arizona: implications for management. Rapport final inédit.

Golumbia, T., L. Bland, K. Moore et P. Bartier. Sous presse. History and current status of introduced vertebrates on Haida Gwaii (Queen Charlotte Islands). Document hors série du Service canadien de la faune. 16 mars 1996. Cornell University (New York).

Une traduction française de ce document a été publiée en 2008 :

« Histoire et situation actuelle des vertébrés introduits sur Haïda Gwaii » dans A.J. Gaston, T.E. Golumbia, J.-L. Martin et S.T. Sharpe (coordinateurs), ***Leçons des îles : les espèces introduites et ce qu'elles nous apprennent sur le fonctionnement des écosystèmes***, Publication spéciale - Service canadien de la faune, Ottawa, Environnement Canada, Service canadien de la faune, 2008, p. 8-34.

Green, R.N., et K. KlinkA. 1994. A field guide to site identification and interpretation for the Vancouver Forest Region. B.C. Min. For., Victoria (Colombie-Britannique). *Land Manage. Handb*. No. 28.

Greenwald, D.N., D.C. Crocker-Bedford, L. Broberg, K.F. Suckling et R. Tibbitts. 2005. A review of Northern Goshawk habitat selection in the home range and implications for forest management in the western United States. *Wildl. Soc. Bull*. 33:120-129.

Greenwood, P.J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Anim. Behav*. 28:1140-1162.

Gurevitch, J., et D.K. PadillA. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends Ecol. Evol*. 19:470-474.

Hall, L.S., P.R. Krausman et M.L. Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard

terminology. *Wildl. Soc. Bull.* 25:173-182.

Hamann, A., T. Wang, S.N. Aitken et A. Yanchuk. 2006. Potential effects of climate change on ecosystems, tree species distributions, gene conservation, and genetic resource management in British ColumbiA. *Ecology* 87:2773-2786.

Hansen, L.J., et J.L. Biringer. 2003. Buying time: a user's manual for building resistance and resilience to climate change in natural systems. World Wildlife Fund Climate Change Program, Berlin (Allemagne).

Havera, S.P., et R.E. Duzan. 1986. Organochlorines and PCB residues in tissues of raptors from Illinois, 1966-1981. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 36:23-32.

Hewitt, D.G., D.M. Keppie et D.F. Stauffer. 2001. Predation effects on forest grouse recruitment. *Wildl. Soc. Bull.* 29:16-23.

Holt, R.F. 2004. Environmental conditions report for the Haida Gwaii/Queen Charlotte Islands Land Use Plan. Veridian Ecological Consulting Ltd., Nelson (Colombie-Britannique). Rapport inédit.

Hunt, W.G. 1998. Raptor floaters at Moffat's equilibrium. *Oikos* 82:191-197.

Iverson, G.C., G.D. Hayward, K. Titus, E. DeGayner, R.E. Lowell, D.C. Crocker-Bedford, P. F. Schempf et J. Lindell. 1996. Conservation assessment for the Northern Goshawk in southeast AlaskA. U.S. Dep. Agric. For. Serv. Publ. PNW-GTR-387.

Jewett, S.A., W.A. Taylor, W.T. Shaw et J.W. Aldrich. 1953. Birds of Washington state. Univ. Washington Press, Seattle (Washington). 767 p.

Johnson, D.R. 1989. Body size of Northern Goshawks on coastal islands of British ColumbiA. *Wilson Bull.* 101:637-639.

Keane, J. 1999. Ecology of the Northern Goshawk in the Sierra Nevada, California. Thèse de doctorat. Univ. California, Davis (Californie).

Keane, J.J., M.L. Morrison et D.M. Fry. 2006. Prey and weather factors associated with temporal variation in Northern Goshawk reproduction in the Sierra Nevada CaliforniA. *Stud. Avian Biol.* 31:85-99.

Kennedy, P.L. 1997. The Northern Goshawk (*Accipiter gentilis atricapillus*): is there evidence of a population decline? *J. Raptor Res.* 31:95-106.

_____. 2003. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis atricapillus*): a technical conservation assessment. U.S. Dep. Agric. For. Serv., Rocky Mountain Region, Species Conservation Project. 131 p.

Kennedy, P.L., et J.M. Ward. 2003. Effects of experimental food supplementation on movements of juvenile Northern Goshawk (*Accipiter gentilis atricapillus*). *Oecologia* 134:284-291.

Kennedy, P.L., J.M. Ward, G.A. Rinker et J.A. Gessamen. 1994. Post-fledging areas in Northern Goshawk home ranges. *Stud. Avian Biol.* 16:75-82.

Kenward, R.E. 1982. Goshawk hunting behaviour, and range size as a function of food and habitat availability. *J. Anim. Ecol.* 51:69-80.

_____. 1996. Goshawk adaptation to deforestation: does Europe differ from North America? Pages 233-243 *in* Raptors in human landscapes. D.M. Bird, D.E. Varland et J.J. Negro, dir. Academic Press, New York (New York).

Kenward, R.E., V. Marcström et M. Karlbom. 1999. Demographic estimates from radio-tagging: models of age-specific survival and breeding in goshawk. *J. Anim. Ecol.* 68:1020-1033.

Komar, N., S. Langevin, S. Hinten, N. Nemeth, E. Edwards, D. Hettler, B. Davis, R. Bowen et M. Bunning. 2003. Experimental infection of North American birds with the New York 1999 strain of West Nile Virus. *Emerg. Infect. Dis.* 3:311-322.

Kostrzewa, A., et R. KostrzewA. 1990. The relationship of spring and summer weather with density and breeding performance of the buzzard *Buteo*, goshawk *Accipter gentilis*, and kestrel *Falco tinnunculus*. *Ibis* 132:550-559.

Kostrzewa, R., et A. KostrzewA. 1991. Winter weather, spring and summer density, and subsequent breeding success of Eurasian Kestrels, Common Buzzards and Northern Goshawks. *Auk* 108:342-347.

Kramer, M.G., A.J. Hansen, M.L. Taper et E.J. Kissinger. 2001. Abiotic controls on long-term windthrow disturbance and temperate rain forest dynamics in southeast AlaskA. *Ecology* 82:2749-2768.

Krüger, O. 2002. Interactions between Common Buzzard *Buteo* and goshawk *Accipiter gentilis*: trade-offs revealed by a field experiment. *Oikos* 96:441-452.

_____. 2005. Age at first breeding and fitness in goshawk *Accipiter gentilis*. *J. Anim. Ecol.* 74:266-273.

Krüger, O., et J. Lindström. 2001. Habitat heterogeneity affects population growth in goshawk *Accipiter gentilis*. *J. Anim. Ecol.* 70:173-181.

Laskeek Bay Conservation Society. 1996. Bulletin. No. 3. Queen Charlotte City (Colombie-Britannique). 12 p.

La Sorte, F.A., R.W. Mannan, R.T. Reynolds et T.G. Grubb. 2004. Habitat associations of sympatric Red-tailed Hawks and Northern Goshawks on the Kaibab Plateau. *J. Wildl. Manage*. 68:307-317.

Lensink, R. 1997. Range expansion of raptors in Britain and the Netherlands since the 1960s: testing an individual-based Diffusion Model. *J. Anim. Ecol*. 66:811-826.

Lewis, S.B., K. Titus et M.R. Fuller. 2006. Northern Goshawk diet during the nesting season in Southeast AlaskA. *J. Wildl. Manage*. 70:1151-1160.

Lindén, H., et M. Wikman. 1983. Goshawk predation on tetraonids: availability of prey and diet of the predator in the breeding season. *J. Anim. Ecol*. 52:953-968.

Lindsay, D., K. Lindsay et L. Menzies. 2004. Northern Goshawk nesting inventory 2004. TimberWest Ltd., Duncan (Colombie-Britannique). Rapport inédit.

MacArthur, R.H., et E.O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press, Princeton (New Jersey).

Mackenzie, D.I., J.D. Nichols, J.A. Royle, K.H. Pollock, L.I. Bailey et J.E. Hines. 2006. Occupancy estimation and modeling. Academic Press, Boston (Massachusetts).

Mackie, R.S. 2000. Island timber. Sono Nis Press, Victoria (Colombie-Britannique).

MacKinnon, A., D. Meidinger et K. KlinkA. 1992. Use of the biogeoclimatic ecosystem classification system in British ColumbiA. *For. Chron*. 68:100-120.

Mahon, T., F.I. Doyle et D. Morgan. 2003. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis* ??) habitat in the North Coast Forest District. Foraging area and nest area habitat suitability models. Wildfor Consultants Limited, Telkwa (Colombie-Britannique). Rapport inédit.

Mahon, T., E.L. McClaren et F. Doyle. 2007. Parameterization of the Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) habitat model for Coastal British ColumbiA. Préparé pour l'Équipe de rétablissement et le GMOR de l'habitat de l'autour des palombes. Ébauche. Rapport inédit.

Manning, E.T., J.M. Cooper et J.A. Deal. 2003. Queen Charlotte Goshawk adaptive management strategy TFL 37. Manning, Cooper and Associates, Victoria (Colombie-Britannique). Rapport inédit.

Marchak, M.P., S.L. Aycock et D.M. Herbert. 1999. Falldown: forest policy in British ColumbiA. David Suzuki Foundation et Ecotrust Canada, Vancouver (Colombie-Britannique).

Marcström, V., et R. Kenward. 1981. Sexual and seasonal variation in condition and survival of Swedish goshawks *Accipiter gentilis*. *Ibis* 123:311-327.

Marquis, D., T. Piepjohn et B. LasutA. 2005. Study of breeding habitat and possible threats from timber harvesting activities to the Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) coastal, British ColumbiA. Terminal Forest Products, Ltd., Richmond (Colombie-Britannique). Rapport inédit.

Marra, P.P., S. Griffing, C. Caffrey, A.M. Kilpatrick, R. McLean, C. Brand, E. Saito, A.P. Dupuis, L. Kramerand et R. Novak. 2004. West Nile Virus and wildlife. *BioScience* 54:393-402.

Martin, J.L., et C. Baltzinger. 2002. Interaction among deer browsing, hunting, and tree regeneration. *Can. J. For. Res*. 32:1254-1264.

Martin, J.L., M. Joron et A.J. Gaston. 2001. The squirrel connection: influence of squirrels as songbird nest predators in Laskeek Bay. Laskeek Bay Research No. 10. Queen Charlotte City (Colombie-Britannique). pp. 43-60.

McClaren, E.L. 2003. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) population inventory summary for Vancouver Island 1994-2002. B.C. Min. Water, Land and Air Protection, Nanaimo (Colombie-Britannique). Rapport inédit.

McClaren, E.L., P.L. Kennedy et P.L. Chapman. 2003. Efficacy of male goshawk food-delivery calls in broadcast surveys on Vancouver Island. *J. Raptor Res*. 37:198-208.

McClaren, E.L., P.L. Kennedy et S.R. Dewey. 2002. Do some Northern Goshawk nest areas consistently fledge more young than others? *Condor* 104:343-352.

McClaren, E.L., P.L. Kennedy et D.D. Doyle. 2005. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) post-fledging areas on Vancouver Island, British Columbia. *J. Raptor Res*. 39:253-263.

McClaren, E.L., et C.L. Pendergast. 2003. Relationship between forest age class distribution around Northern Goshawk nests and occupancy and nest productivity patterns at three spatial scales. B.C. Min. Water, Land and Air Protection, Nanaimo (Colombie-Britannique). Rapport inédit.

McGowan, J.D. 1975. Distribution, density and productivity of goshawks in interior AlaskA. Alaska Dep. Fish and Game, Juneau (Alaska). Rapport inédit.

McGrath, M.T., S. DeStefano, R.A. Riggs, L.L. Irwin et G.J. Roloff. 2003. Spatially explicit influences on Northern Goshawk nesting habitat in the interior Pacific Northwest. *Wildl. Monogr*. 154:1-63.

McLaughlin, R.T. 2002. Northern Goshawk nest monitoring on Br 128, Sproat Lake Timberlands. Nanaimo Woodlands, B.C. Coastal Group, Nanaimo (Colombie-Britannique). Rapport inédit.

Nagorsen, D. 2002. An identification manual to the small mammals of British Columbia. B.C. Min. Sustainable Resource Manage., B.C. Min. Water, Land and Air Protection, et Royal B.C. Museum, Victoria (Colombie-Britannique).

_____. 2005. Rodents and lagomorphs of British Columbia. Royal B.C. Museum, Victoria (Colombie-Britannique).

National Geographic Society. 2002. *Guide d'identification des oiseaux de l'Amérique du Nord*, 3e éd., traduit et adapté de l'américain par Normand David, Saint-Constant (Québec), Broquet.

Nemeth, N., D. Gould, R. Bowen et N. Komar. 2006. Natural and experimental West Nile virus infection in five raptor species. *J. Wildl. Dis*. 42:1-13.

Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. Buteo Books, Vermillion (Dakota du Sud).

_____. 1991. Population limitation in birds: a comparative approach. *In* C.M. Perrins, J.D. Peberton et G.M. Hirons, dir. Bird population studies. Oxford Univ. Press, Oxford (Royaume-Uni).

Newton, I., M. Marquiss et A. Village. 1983. Weights, breeding, and survival in European Sparrowhawks. *Auk* 100:344-354.

Palmer, R.S. 1988. Northern Goshawks. Pages 355-378 in R.S. Palmer, dir. The handbook of North American Birds - Volume 4: diurnal raptors. Yale Univ. Press, New Haven (Connecticut).

Patla, S.M. 1997. Nesting ecology and habitat of the Northern Goshawk in undisturbed and timber harvest areas of the Targhee National Forest, Greater Yellowstone Ecosystem. Mémoire de maîtrise. Idaho State Univ., Boise (Idaho).

Pearse, P. 2001. Ready for change: crisis and opportunity in the coast forest industry. A report to the Ministry of Forests on B.C.'s coastal forest industry sector. Vancouver (Colombie-Britannique).

Penteriani, V. 1997. Long-term study of a goshawk breeding population on a Mediterranean mountain (Abruzzi Apennines, Central Italy) : density, breeding performance and diet. *J. Raptor Res*. 31:308-312.

Penteriani, V., M. Mathiaut et G. Boisson. 2002. Immediate species responses to catastrophic natural disturbances: windthrow effects on density, productivity, nesting stand choice and fidelity in Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*). *Auk* 119:1132-1137.

Petty, S.J. 1989. Goshawks: their status, requirements and management. *Forestry Commission Bull*. 81:1-17.

Reich, R.M., S.M. Joy et R.T. Reynolds. 2004. Predicting the location of Northern Goshawk nests: modeling the spatial dependency between nest locations and forest structure. *Ecol. Model*. 176:109-133.

Reynolds, R.T., R.T. Graham, M.H. Reiser, R.L. Bassett, P.L. Kennedy, D.A. Boyce Jr., G. Goodwind, R. Smith et E.L. Fisher. 1992. Management recommendations for the Northern Goshawk in the southwestern United States. U.S. Dep. Agric. For. Serv., Fort Collins (Colorado). *Gen. Tech. Rep*. RM-217.

Reynolds, R.T., et S.M. Joy. 1998. Distribution, territory occupancy, dispersal, and demography of Northern Goshawks on the Kaibab Plateau, ArizonA. Arizona Game and Fish. Heritage Project No. I94045.

_____. 2006. Demography of Northern Goshawks in Northern Arizona 1991-1996. *Stud. Avian Biol*. 31:63-74.

Reynolds, R.T., S.M. Joy et D.G. Leslie. 1994. Nest productivity, fidelity and spacing of Northern Goshawks in northern ArizonA. *Stud. Avian Biol*. 16:106-111.

Reynolds, R.T., S.M. Joy, J.D. Wiens, S. Salafsky et J. Seyfried. 2000. Territory and mate fidelity and natal and breeding dispersal in an insular population of Northern Goshawk. U.S. Dep. Agric. For. Serv., Fort Collins (Colorado). Rapport inédit.

Reynolds, R.T., et E.C. Meslow. 1984. Partitioning of food and niche characteristics of coexisting *Accipiter* during breeding. *Auk* 101:761-779.

Reynolds, R.T., G.C. White, S.M. Joy et R.W. Mannan. 2004. Effects of radio transmitters on Northern Goshawks: do tailmounts lower survival of breeding males? *J. Wildl. Manage*. 68:25-32.

Reynolds, R.T., J.D. Wiens, and S.R. Salafsky. 2006. A review and evaluation of factors limiting Northern Goshawk populations. *Stud. Avian Biol*. 31:260-273.

Rickman, T.H., B.E. Jones, D.R. Cluck, D.J. Richter et K.W. Tate. 2005. Night roost habitat of radio tagged Northern Goshawks on Lassen National Forest, CaliforniA. *J. Wildl. Manage*. 69:1737-1742.

Roberson, A.M., D.E. Andersen et P.L. Kennedy. 2005. Do breeding phase and detection distance influence the effective area surveyed for Northern Goshawks? *J. Wildl. Manage*. 69:1240-1250.

Roberts, A.-M. 1997. Food habits of Northern Goshawks in the Queen Charlotte Islands and in the Kispiox Forest District 1996. B.C. Min. Environ., Lands and Parks, Smithers (Colombie-Britannique). Rapport inédit.

Rohner, C., et F.I. Doyle. 1992. Food-stressed Great Horned Owl kills adult goshawk: exceptional observation or community process? *J. Raptor Res*. 26:261-263.

Rutz, C., R.G. Bijlsma, M. Marquiss et R.E. Kenward. 2006. Population limitation in the Northern Goshawk in Europe: a review with case studies. *Stud. Avian Biol.* 31:158-197.

Salafsky, S.R. 2004. Covariation between prey abundance and Northern Goshawk fecundity on the Kaibab Plateau, ArizonA. Mémoire de maîtrise. Colorado State Univ., Fort Collins (Colorado).

Schnell, J.H. 1958. Nesting behavior and food habits of goshawks in the Sierra Nevada of CaliforniA. *Condor* 60:377-403.

Sibley, D.A. 2000. The Sibley guide to birds. National Audubon Society. Alfred A. Knopf, Inc., New York (New York).

Smith, J.R., G. Sutherland et D. O'Brien. 2007. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi)* habitat and territory models. Ébauche. Modelling methodology and implementation and scenario results for coastal British Columbia (excluding Vancouver Island). Cortex Consultants Inc., Victoria (Colombie-Britannique). Rapport inédit.

Snyder, N.F.R., H.A. Snyder, J.L. Lincer et R.T. Reynolds. 1973. Organochlorines, heavy metals, and the biology of North American *accipiters*. *BioScience* 23:300-305.

Sonsthagen, S.A., R.L. Rodriguez et C.M. White. 2006. Satellite telemetry of Northern Goshawks breeding in Utah – II. Annual habitats. *Stud. Avian Biol.* 31:252-259.

Sonsthagen, S.A., S.L. Talbot et C.M. White. 2004. Gene flow and genetic characterization of Northern Goshawks breeding in Utah. *Condor* 106:826-836.

Speiser, R., et T. Bosakowski. 1984. History, status, and future management of Goshawk nesting in New Jersey. *Records N.J. Birds* 10:29-33.

Squires, J.R., et P.L. Kennedy. 2006. Northern Goshawk ecology: an assessment of current knowledge and information needs for conservation and management. *Stud. Avian Biol.* 31:8-62.

Squires, J.R., et R.T. Reynolds. 1997. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*). *In* A. Poole and F. Gill, dir. Birds of North America, No. 298. Academy of Natural Sciences, Philadelphie (Pennsylvanie) et Am. Ornithologists' Union, Washington (District de Columbia).

Squires, J.R., et L.F. Ruggiero. 1995. Winter movements of adult Northern Goshawks that nested in southcentral Wyoming. *J. Wildl. Manage*. 60:170-177.

Stephens, R.M. 2001. Migration, habitat use, and diet of Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*) that winter in the Uinta Mountains, Utah. Mémoire de maîtrise. Univ. Wyoming, Laramie (Wyoming).

Talbot, S.L. 2006. Genetic characteristics of goshawks in northwest North America: testing subspecies and Pleistocene refugium hypotheses. Résumé. 4th N. Am. Ornithological Conference, Veracruz (Mexique).

Talbot, S.L., J.R. Gust, G.K. Sage et S.A. Sonsthagen. 2005. Preliminary investigations of genetic relationships among goshawks of Alaska and British ColumbiA. U.S. Geol. Survey, Anchorage (Alaska). Rapport inédit.

Taverner, P.A. 1940. Variation in the American Goshawk. *Condor* 42:157-160.

Tewksbury, J.J., S.J. Hejl et T.E. Martin. 1998. Breeding productivity does not decline with increasing fragmentation in a western landscape. *Ecology* 79:2890-2903.

Titus, K., C.J. Flatten et R.E. Lowell. 1994. Northern Goshawk ecology and habitat relationships on the Tongass National Forest (goshawk nest sites, food habits, morphology, home range and habitat data). First annual progress report. U.S. Dep. Agric. For. Serv., Alaska Dep. Fish and Game, Juneau (Alaska). Contract 43-0109-3-0272. Rapport inédit.

_____. 1999. Goshawk ecology and habitat relationships on the Tongass National Forest. Alaska Dep. Fish and Game, Division of Wildlife Conservation, Douglas and Ketchikan, AlaskA.

Tornberg, R., et A. Colpaert. 2001. Survival, ranging, habitat choice and diet of the Northern Goshawk *Accipiter gentilis* during winter in Northern Finland. *Ibis* 143:41-50.

Toyne, E.P. 1997. Nesting chronology of Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*) in Wales: implications for forest management. *Forestry* 121-126.

United States Fish and Wildlife Service (USFWS). 1997. Draft. Queen Charlotte Goshawk status review. Anchorage (Alaska). Rapport inédit.

_____. 2007. Queen Charlotte Goshawk status review. Alaska Region, Juneau Fish and Wildlife Field Office, Juneau (Alaska). 173 p. Rapport inédit.

Ward, J.M., et P.L. Kennedy. 1996. Effects of supplemental food on size and survival of juvenile Northern Goshawks. *Auk* 113:200-208.

Watson, J.W., D.W. Hays et S.P. Finn. 1998. Prey of breeding Northern Goshawks in Washington. *J. Raptor Res.* 32:297-305.

Whaley, W.H., et C.M. White. 1994. Trends in geographic variation of Cooper's Hawk and Northern Goshawk in North America: a multivariate analysis. *Western Foundation of Vertebrate Zool*. 5:161-209.

Widén, P. 1997. How, and why, is the goshawk (*Accipiter gentilis*) affected by modern forest management in Fennoscandia? *J. Raptor Res*. 31:107-113.

Wiens, J.D. 2004. Post-fledging survival and natal dispersal of Northern Goshawks in ArizonA. Mémoire de maîtrise. Colorado State Univ., Fort Collins (Colorado).

Wiens, J.D., B.R. Noon et R.T. Reynolds. 2006. Post-fledging survival of Northern Goshawks: the importance of prey abundance, weather, and dispersal. *Ecol. Appl.* 16:406-418.

Wiens, J.D., et R.T. Reynolds. 2005. Is fledging success a reliable index of fitness in Northern Goshawks? *J. Raptor Res*. 39:210-221.

Wiens, J.D., R.T. Reynolds et B.R. Noon. 2006. Juvenile movement and natal dispersal of Northern Goshawks in ArizonA. *Condor* 108:253-269.

Woodbridge, B., et P.J. Detrich. 1994. Territory occupancy and habitat patch size of Northern Goshawks in the southern Cascades of CaliforniA. *Stud. Avian Biol*. 16:83-87.

Zwickel, F.C. 1992. Blue Grouse : *Dendragapus obscurus*. *In* A. Poole, P. Settenheim et F. Gill, dir. The Birds of North America, No. 15. Academy of Natural Sciences et American Ornithologists Union, Washington (District de Columbia).

Communications et observations personnelles

Bloxton, T. 2005.

Brockman, Steve. Octobre 2005. U.S. Fish and Wildlife Service, Juneau (Alaska).

Buelow, Markus. Février 2005. Fauconnier, île de Vancouver (Colombie-Britannique).

Desimone, Steve. Washington Department of Fish and Wildlife, Olympia (Washington). Janvier.

Doyle, Frank. Septembre 2003. Wildlife Dynamics Consulting, Telkwa (Colombie-Britannique).

Finn, Sean. Janvier 2005. U.S. Geological Survey, Boise (Idaho).

McClaren, Erica. Ecosystems Biologist (présidente de l'Équipe de rétablissement de l'autour des palombes [*Accipiter gentilis laingi*]).

Reynolds, Richard. Août 2006 et octobre 2005. U.S. Forest Service, Fort Collins (Colorado).

Schwantje, Helen. Mars 2005. B.C. Ministry of Environment, Victoria (Colombie-Britannique).

Talbot, SandrA. Novembre 2005. U.S. Geological Survey, Anchorage (Alaska).

Wijdeven, Berry. Septembre 2004. Ministry of Environment, Queen Charlotte City (Colombie-Britannique).

Wilson, Barb. Novembre 2004. Gestionnaire de projets culturels pour la réserve de parc national Gwaii Haanas.

GLOSSAIRE

Aire d'alimentation : Lieux où chassent les adultes et les immatures en dispersion. Les aires d'alimentation peuvent comprendre ou non les arbres de nidification et les territoires post-envol et peuvent former la plus grande partie du domaine vital d'un individu (Reynolds *et coll.*, 1992).

Aire de nidification : Composante du domaine vital de l'autour des palombes qui est occupée par un couple nicheur durant chaque saison de reproduction et qui contient de multiples arbres abritant un nid utilisable. La superficie de l'aire de nidification dépend de la topographie et de la disponibilité d'habitat de reproduction convenable.

Compétition interspécifique : Interactions concurrentielles entre individus d'espèces différentes pour des ressources limitées.

Compétition intraspécifique : Interactions concurrentielles entre individus de la même espèce pour des ressources limitées.

Dispersion de reproduction : Déplacement des oiseaux adultes d'un site de nidification à un autre d'une année à l'autre (Greenwood, 1980). Pour ce qui est de l'autour des palombes, il peut s'agir d'un déplacement entre des sites de nidification utilisables à l'intérieur d'une même aire de nidification ou entre différentes aires de nidification.

Dispersion post-natale : Processus par lequel les individus se déplacent depuis leur lieu natal jusqu'à leur premier site de nidification.

Domaine vital de reproduction : Zone utilisée par les oiseaux adultes dès la pariade et jusqu'à ce que les jeunes quittent le lieu natal (de février jusqu'au début septembre pour l'*A. gentilis laingi*).

Domaine vital hivernal : Zone utilisée par les oiseaux durant la période internuptiale (de septembre à février chez l'*A. gentilis laingi*).

Ectoparasites : Parasites vivant sur la surface corporelle d'un hôte.

Espèce introduite (aussi appelée espèce exotique) : Organisme vivant non indigène d'une région donnée qui est accidentellement ou délibérément transporté dans cette nouvelle région par l'intermédiaire de l'activité humaine.

Fragmentation de l'habitat : Isolement de parcelles d'habitat se produisant de telle manière que des zones d'habitat convenable se trouvent séparées d'autres zones d'habitat convenable par des milieux non propices à l'espèce.

Habitat d'alimentation partiel : Segment ou partie de l'habitat d'alimentation d'un couple nicheur.

Habitat essentiel : Habitat nécessaire à la survie ou au rétablissement d'une espèce sauvage inscrite et qui est désigné comme tel dans un programme de rétablissement ou un plan d'action élaboré pour l'espèce en question.

Habitat : Ressources et conditions présentes dans une région qui permettent l'occupation de cette région – y compris la survie et la reproduction – par un organisme (Hall *et coll.*, 1997).

Lisière abrupte : Bordure entre deux peuplements forestiers adjacents qui présentent différentes caractéristiques en matière d'âge et de structure (p. ex., bordure entre un peuplement de < 20 ans et un autre de > 45 ans). Ces types de bordure sont souvent créés par des perturbations anthropiques du paysage plutôt que par des processus naturels.

Modèle de territoire : Modèle qui utilise les données tirées de modèles de convenance de l'habitat de nidification et d'alimentation pour prédire où se trouve un habitat de nidification et d'alimentation suffisant pour soutenir un couple nicheur d'*A. gentilis laingi* (c'est-à-dire un territoire). Ce modèle utilise également des renseignements concernant l'espacement entre les couples adjacents d'*A. gentilis laingi* pour prédire combien de couples nicheurs peuvent être accueillis dans un paysage donné.

Modèle démographique spatialement explicite : Modèle qui fait le lien entre les paramètres démographiques (taux de survie, taux de productivité, longévité, dispersion) d'une espèce et les caractéristiques de l'habitat à l'échelle du paysage.

Nid actif : Nid où l'on trouve suffisamment de signes indiquant qu'une tentative de reproduction a eu lieu au cours d'une année donnée. Parmi ces signes figurent les fragments de coquilles d'œufs à la base d'un arbre de nidification, un adulte qui couve ou la présence d'oisillons, ou encore des indications de la présence passée d'oisillons telles qu'une quantité suffisante de fientes à la base d'un arbre de nidification.

Non colonial : Qualifie les individus qui nichent seuls plutôt qu'en groupes (colonies).

Panmictique : Population où tous les individus sont des partenaires de reproduction potentiels (c'est-à-dire qu'il n'existe aucune structure de groupe ou de restrictions de pariade dans la population).

Persécution : Harcèlement ou mauvais traitements persistants par les êtres humains.

Perte d'habitat : Réduction de la superficie de l'habitat d'une espèce.

Recrutement : Processus par lequel les individus immatures deviennent membres de la population reproductrice.

Reproduction synchrone : Cas où les individus d'une espèce commencent la reproduction approximativement au même moment durant la saison de reproduction.

Résidence : Définie dans la *Loi sur les espèces en péril* comme un gîte — terrier, nid ou autre aire ou lieu semblable — occupé ou habituellement occupé par un ou plusieurs individus pendant tout ou partie de leur vie, notamment pendant la reproduction, l'élevage, les haltes migratoires, l'hivernage, l'alimentation ou l'hibernation.

Secteur d'activité principal : Zones à l'intérieur du domaine vital d'un organisme où se concentrent ses activités (comme la reproduction).

Sédentaire : Non migrateur.

Socialement monogame : Espèce dont les individus s'apparient avec un même partenaire de reproduction pendant au moins une saison de reproduction.

Sous-espèce : Sous-division taxinomique d'une espèce qui comprend un groupe d'organismes vivants dont le comportement ou les caractéristiques morphologiques et physiologiques génétiquement codées diffèrent de ceux d'autres membres de la même espèce. Les membres de différents sous-espèces la même espèce sont potentiellement capables de se reproduire entre eux et de produire une progéniture féconde, mais il existe souvent des barrières géographiques, comportementales ou autres qui réduisent au minimum l'interfécondation.

Sous-zone biogéoclimatique : Unité de base d'un système de classification climatique ou zonale qui utilise la végétation, les sols et la topographie à titre d'indication du climat régional d'une région géographique. Les sous-zones biogéoclimatiques sont délimitées sur la base des différentes associations végétales présentes sur le terrain (<http://www.for.gov.bc.ca/hre/becweb/system/how/climatic.html>) (en anglais seulement).

Stades de succession : Stades d'évolution forêts consistant en une série de formes structurelles successives.

Stochasticité environnementale : Conditions environnementales qui fluctuent, comme les précipitations de pluie, l'épaisseur de neige, la température, etc.

Taux d'occupation : Une aire de nidification de l'*A. gentilis laingi* est considérée comme occupée si l'on y détecte au moins un adulte ou un jeune à l'envol. Le taux d'occupation est établi en divisant le nombre d'aires de nidification contenant un nid actif par le nombre total d'aires de nidification dont l'occupation a été évaluée.

Territoire (familial) post-envol (TPE) : Aire entourant les arbres de nidification où les jeunes à l'envol se procurent de la nourriture et apprennent à voler avant d'être indépendants des adultes et de quitter leur lieu natal (Reynolds *et coll.*, 1992; Kennedy *et coll.*, 1994).

Variante biogéoclimatique : Endroits légèrement plus secs, humides, enneigés, chauds ou froids que ce que l'on considère être habituel pour une sous-zone donnée. Ces différences climatiques entraînent des différences correspondantes au niveau de la végétation, du sol et de la productivité des écosystèmes, les changements observés dans la végétation n'étant cependant pas suffisants pour définir une nouvelle association végétale. Les différences de végétation correspondent à des

sous-associations végétales climaciques distinctes (<http://www.for.gov.bc.ca/hre/becweb/system/how/climatic.html>) (en anglais seulement).

Vérification : Collecte de données effectuée durant des visites des sites pour vérifier la validité des prévisions tirées des modèles de convenance de l'habitat et des variables d'entrée des modèles.

Annexe 1. Approches et mesures actuellement disponibles pour la protection de l'*A. gentilis laingi*

Dans le tableau suivant, l'Équipe de rétablissement présente les pièces législatives en vigueur au Canada ainsi que leurs mécanismes législatifs pouvant offrir une protection directe ou indirecte de l'habitat de l'*A. gentilis laingi*. De plus, l'Équipe de rétablissement a fait l'estimation de l'échelle de protection de l'habitat que peut offrir chaque pièce et mécanisme législatif. Une fois l'habitat essentiel de l'*A. gentilis laingi* délimité, l'Équipe de rétablissement aura une meilleure compréhension de l'utilité de ces outils pour la protection de l'habitat essentiel de la sous-espèce.

Tableau A1. Pièces législatives et mécanismes dont on dispose pour la protection de l'*A. gentilis laingi* et de ses habitats.

Pièces législatives	Mécanisme(s)	Organisme responsable	Échelle de protection de l'habitat pour l'*A. gentilis laingi*	Date et état de la mise en œuvre
Wildlife Act <http://www.qp.gov.bc.ca/statreg/stat/W/96488_01.htm> (en anglais seulement) • Article 34	Protection	Ministère de l'Environnement – provincial[a]	Individus, œufs, nids actifs	1996
Wildlife Amendment Act[b] <http://www.leg.bc.ca/37th5th/3rd_read/gov51-3.htm> (en anglais seulement) • Article 5	**Résidences**	Ministère de l'Environnement (MOE) – provincial	Individu, œufs, nids	2006 – en cours
Forest and Range Practices Act (FRPA) <http://www.for.gov.bc.ca/tasb/legsregs/frpa/frpa/frpatoc.htm> (en anglais seulement) • FRPA – art. 3	Plans d'intendance des forêts	Ministère des forêts et des montagnes (MOFR) – provincial[c]	Arbres servant de nichoir, territoire post-envol, habitat d'alimentation	31 décembre 2006 – en cours

Pièces législatives	Mécanisme(s)	Organisme responsable	Échelle de protection de l'habitat pour l'*A. gentilis laingi*	Date et état de la mise en œuvre
• FRPA – art. 5b)(i)(ii)	Objectifs fixés par le gouvernement et autres objectifs de la FRPA	MOFR – provincial MOE –provincial Ministère de l'agriculture et des terres (MAL) – provincial[d]	Arbres de nidification, territoires post-envol, habitat d'alimentation	31 décembre 2006 – en cours
• FRPA – art. 180, art. 181 et art. 182	Aires d'hivernage des ongulés faisant l'objet de droits acquis, zones d'habitat faunique, mesures générales visant les espèces sauvages	MOE –provincial	Arbres de nidification, territoires post-envol, habitat d'alimentation	Remplace progressivement le code de pratiques forestières (FPC)
Forest Planning and Practices Regulation (FPPR) <http://www.for.gov.bc.ca/tasb/legsregs/frpa/frparegs/forplanprac/fppr.htm> (en anglais seulement) • FPPR – art. 7(1) a) et b)	Objectifs établis par le gouvernement à l'intention de la faune • Superficie, répartition et attributs de l'habitat faunique selon les avis indiqués à l'article 7(2)	MOE –provincial	Arbres de nidification, territoires post-envol	Avis fourni par le district forestier – 31 décembre 2005

Pièces législatives	Mécanisme(s)	Organisme responsable	Échelle de protection de l'habitat pour l'*A. gentilis laingi*	Date et état de la mise en œuvre
• FPPR – art. 8	Objectifs établis par le gouvernement concernant l'eau, les poissons, la faune et la biodiversité dans les zones riveraines • Zone de réserve riveraine (Riparian Reserve Zone) • Zone de gestion riveraine (Riparian Management Zone)	MOFR – provincial	**Habitat d'alimentation partiel**[f]	Remplace progressivement le FPC
• FPPR – art. 9	Objectifs établis par le gouvernement concernant la faune et la biodiversité – échelle du paysage • Les méthodes de récolte devraient imiter les régimes naturels de perturbation • Taille des blocs de coupe	MOFR – provincial	Habitat d'alimentation partiel	Remplace progressivement le FPC

Pièces législatives	Mécanisme(s)	Organisme responsable	Échelle de protection de l'habitat pour l'*A. gentilis laingi*	Date et état de la mise en œuvre
• FPPR – art. 9.1	Objectifs établis par le gouvernement concernant la faune et la biodiversité – échelle des peuplements • parcelles boisées pour la conservation de la faune	MOFR-provincial	Habitat d'alimentation partiel	Remplace progressivement le FPC
Government Actions Regulation (GAR) <http://www.for.gov.bc.ca/tasb/legsregs/frpa/frparegs/govact/gar.htm> (en anglais seulement) • GAR – art. 9	• Mesures générales visant les espèces sauvages	MOE – provincial	Arbres servant de nichoir, territoire post-envol, habitat d'alimentation partiel	Remplace progressivement le FPC
• GAR – art. 10	• Aire d'habitat faunique pour l'*A. gentilis laingi* • Aire d'habitat faunique pour d'autres catégories d'espèces en péril	MOE – provincial	Arbres de nidification, territoires post-envol, habitat d'alimentation partiel Arbres de nidification, habitat d'alimentation partiel	Remplace progressivement le FPC

Pièces législatives	Mécanisme(s)	Organisme responsable	Échelle de protection de l'habitat pour l'*A. gentilis laingi*	Date et état de la mise en œuvre
• GAR – art. 11	Habitat faunique	MOE – provincial	Arbres de nidification	En cours d'élaboration – 2006
• GAR – art. 12	Aires d'hivernage des ongulés	MOE – provincial	Arbres de nidification, territoires post-envol, habitat d'alimentation partiel	Report du FPC
Land Use Objectives Regulation • *Land Amendment Act* <http://leg.bc.ca/37th4th/1st_read/gov46-1.htm> (en anglais seulement) • Art. 93.8 (Old-growth Order – décret sur les forêts anciennes) <http://srmwww.gov.bc.ca/rmd/oldgrowth/index.htm> (en anglais seulement)	• Plans d'utilisation des terres • Plans de gestion des terres et des ressources • Décret établissant des objectifs provinciaux non spatiaux pour les forêts anciennes	MAL – provincial	Arbres de nidification, territoires post-envol, habitat d'alimentation Arbres de nidification, territoires post-envol, habitat d'alimentation partiel	1er février 2006 30 juin 2004

Pièces législatives	Mécanisme(s)	Organisme responsable	Échelle de protection de l'habitat pour l'*A. gentilis laingi*	Date et état de la mise en œuvre
Park Act <http://www.qp.gov.bc.ca/statreg/stat/P/96344_01.htm> (en anglais seulement)	Plans de gestion	MOE –provincial	Arbres de nidification, territoires post-envol, habitat d'alimentation	1er août 1990
Ecological Reserve Act <http://www.qp.gov.bc.ca/statreg/stat/E/96103_01.htm> (en anglais seulement)	Plans de gestion	MOE –provincial	Arbres de nidification, territoires post-envol, habitat d'alimentation	1996
Loi sur les espèces en péril (LEP) <http://lois.justice.gc.ca/fr/showtdm/cs/S-15.3> • LEP – art. 32 • LEP – art. 33 • LEP – art. 57-58	• Dommages individuels • Résidence • Plan d'action ○ Filets de sécurité pour les terres non fédérales	Parcs Canada, Pêches et Océans Canada, Environnement Canada (Service canadien de la faune) – fédéral	Individus, œufs Nid Arbres de nidification, territoires post-envol, habitat d'alimentation partiel	• Juin 2004 • En cours d'élaboration par le MOE et le gouvernement fédéral • Une fois établie par l'Équipe de rétablissement et publiée dans la Gazette du Canada
Loi sur les parcs nationaux du Canada <http://laws.justice.gc.ca/fr/showdoc/cs/n-14.01///fr?page=1>	Parcs nationaux et sites patrimoniaux	Parcs Canada – fédéral	Individus, œufs, arbres de nidification, territoires post-envol, habitat d'alimentation	20 octobre 2000

Pièces législatives	Mécanisme(s)	Organisme responsable	Échelle de protection de l'habitat pour l'*A. gentilis laingi*	Date et état de la mise en œuvre
Private Managed Forest Land Act <http://leg.bc.ca/37th4th/3rd_read/gov88-3.htm> (en anglais seulement)	Habitat faunique essentiel	Propriétaires de forêts privées aménagées	Arbres de nidification, territoires post-envol	Août 2004
Loi canadienne sur l'évaluation environnementale (LCEE) <http://lois.justice.gc.ca/fr/showdoc/cs/C-15.2///fr?page=1>	Évaluations environnementales des projets et des activités visées (*Règlement sur la liste d'inclusion*)	Agence canadienne d'évaluation environnementale et autres autorités responsables en vertu de la LCEE	Individus, œufs, arbres de nidification, territoires post-envol, habitat d'alimentation partiel	19 janvier 1995

Nota : Il existe plusieurs autres mécanismes qui peuvent faciliter la protection de l'habitat de l'*A. gentilis laingi* et qui ne sont pas des pièces législatives. Ceux-ci peuvent être extrêmement importants et comprennent les programmes de certification forestière (<http://www.for.gov.bc.ca/het/certification>), les responsabilités professionnelles à l'égard d'un aménagement forestier qui tient compte des espèces en péril (<http://www.abcfp.ca/regulating_the_profession/documents/guideline-species-at-risk.pdf>) aux termes de la *College of Applied Biology Act* (Colombie-Britannique) (<http://www.for.gov.bc.ca/tasb/legsregs/biology/caba.htm>) et de la *Professional Forester's Act* (Colombie-Britannique) (<http://www.qp.gov.bc.ca/statreg/stat/F/03019_01.htm>), ainsi que l'intendance partagée et les pratiques de gestion optimales.

[a] Ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique; [b] dans l'avenir, la *Wildlife Amendment Act* sera fusionnée à la *Wildlife Act;* [c] ministère des forêts de la Colombie-Britannique (Ministry of Forests); [d] ministère de l'Agriculture et des Terres de la Colombie-Britannique (Ministry of Agriculture and Lands); [e] « habitat d'alimentation partiel » indique que seulement des portions des aires d'alimentation des couples nicheurs seront protégées. La superficie et la répartition varient et sont déterminées par la partie appliquant le mécanisme en question.