

**Hugh Boyd
(Éditeur)**

Modélisation et gestion de la population d'Oies des neiges

**Publication hors série
Numéro 102
Service canadien de la faune**



Canada



**Environnement
Canada**

**Environment
Canada**

**Service canadien
de la faune**

**Canadian Wildlife
Service**

Service canadien de la faune

Publications hors série

Les *Publications hors série* font état des résultats de recherches originales effectuées par les membres du personnel du Service canadien de la faune ou appuyées par le Service. Ces publications ont fait l'objet d'un examen par des pairs.

Conseil d'édition

C.D. Ankney
University of Western Ontario

David Cairns
Pêches et Océans Canada

Fred Cooke
Simon Fraser University

A.W. Diamond
Université du Nouveau-Brunswick

Charles J. Henny
U.S. Geological Survey

Raymond McNeill
Université de Montréal

Ross J. Norstrom
Service canadien de la faune

David Peakall
King's College London
University of London

Austin Reed
Service canadien de la faune

Harold Welch
Northwater Consultants

Rédacteurs gérants

Hugh Boyd
Service canadien de la faune

Erica H. Dunn
Service canadien de la faune

Patricia Logan
Service canadien de la faune

Le Service canadien de la faune

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada est chargé des questions de compétence fédérale touchant les espèces sauvages, notamment de protéger et de gérer les oiseaux migrateurs et les habitats canadiens d'importance nationale. Il est aussi responsable des espèces en péril, de la réglementation du commerce international des espèces en péril et de la recherche sur les préoccupations d'importance nationale concernant les espèces sauvages. Il collabore avec les provinces, les territoires, Parcs Canada et d'autres organismes fédéraux pour la recherche et aussi pour la gestion des espèces sauvages.

Pour obtenir de plus amples renseignements sur le Service canadien de la faune ou ses publications, communiquer avec les :

Publications
Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario) K1A 0H3
(819) 997-1095
(819) 997-2756 (télécopieur)
cws-scf@ec.gc.ca
<http://www.cws-scf.ec.gc.ca>

Hugh Boyd
(Éditeur)

Modélisation et gestion de la population d'Oies des neiges

Publication hors série
Numéro 102
Service canadien de la faune

Also available in English under the title
Population modelling and management of Snow Geese,
Canadian Wildlife Service, Occasional Paper No. 102.

Photo de la couverture : Petites Oies des neiges
(G. Beyersbergen)

Publié en vertu de l'autorisation du
ministre de l'Environnement
Service canadien de la faune

© Ministère des Travaux publics et Services
gouvernementaux du Canada, 2000
N° de catalogue CW69-1/102F
ISBN 0-662-84181-6
ISSN 0701-7944

Données de catalogage avant publication (Canada)

Vedette principale au titre :

Modélisation et gestion de la population d'oies des neiges

(Publication hors série, ISSN 0701-7944; no. 102)
Publ. aussi en anglais sous le titre : Population modelling and
management of Snow Geese.
Comprend des références bibliographiques.
ISBN 0-662-84181-6
No. de cat. no. CW69-1/102F

1. Oie des neiges — Arctique.
 2. Écosystème — Gestion — Arctique.
- I. Boyd, H.
II. Service canadien de la faune.
III. Coll. : Publication hors série (Service canadien de la
faune); no. 102.

QL696.A52P66 1999 598.4'175'097113 C99-980476-6

Table des matières

Avant-propos	4
L'incidence relative d'une chasse printanière sur le dynamique de la population d'Oies des neiges <i>Charles M. Francis</i>	6
L'incidence de la chasse sur la croissance de la population d'Oies des neiges du centre du continent <i>Fred Cooke, Charles M. Francis, Evan G. Cooch et Ray Alisauskas</i>	19
L'Oie des neiges : peut-on rembourser le prêt hypothécaire? <i>R.F. Rockwell et C.D. Ankney</i>	37

Avant-propos

Cette Publication hors série est particulière en ce qu'elle comporte trois documents indépendants mais complémentaires. On avait au départ mandaté Charles Francis (Ph.D.) pour analyser l'incidence relative d'une chasse printanière par rapport à l'incidence de la chasse conventionnelle d'automne et d'hiver pour améliorer la conception de la gestion de l'incidence de la chasse printanière par les peuples autochtones dans le Nord du Canada. Cette version mise à jour est en relation directe avec les questions étudiées dans les deux autres documents.

Le texte de Cooke et coll. est une version considérablement mise à jour et augmentée d'une étude antérieure présentée par le professeur Cooke à une conférence internationale tenue à Zwolle (Pays-Bas) en novembre 1997 sur la gestion de l'oie. Cooke y commentait le modèle et le choix des paramètres utilisés par Rockwell et coll. (1997) dans une étude publiée dans *Arctic ecosystems in peril* (Batt, 1997), qui a servi pour soutenir l'argument qu'une augmentation substantielle de la chasse aux Petites Oies des neiges *Anser caerulescens caerulescens* du centre du continent (ci-après nommées Oies des neiges) était d'abord nécessaire pour ralentir puis renverser la croissance rapide et constante du nombre de ces oies. La raison primordiale d'une telle réduction était d'arrêter les importants dommages infligés par ces oies à la végétation des marécages côtiers le long de la côte ouest de la baie d'Hudson.

Cooke avançait que, quoique Rockwell et coll. (1997) se soient servi d'un modèle valable dans l'ensemble, les valeurs de certains des paramètres clés étaient obsolètes ou erronés. Cooke a démontré qu'en utilisant des valeurs à jour, le nombre estimé d'oies adultes qu'il serait nécessaire de retirer de la population pour stopper leur croissance pourrait être beaucoup plus important que ce que Rockwell et coll. (1997) avaient imaginé.

Ayant assisté à la conférence de Cooke, j'ai cru que la publication de son étude, après qu'elle ait été revue par des pairs, serait valable pour les administrateurs et les biologistes des régions affectées du Canada et des États-Unis qui pourraient tenir compte de ses conséquences pratiques sur la grande diversité des projections proposés. J'ai en outre encouragé Rockwell, Cooke et leurs associés à poursuivre le débat, croyant qu'il pourrait aider à clarifier ces questions.

Pendant ce temps, les recommandations de Batt (1997) ont été adoptées, elles ont résisté à un appel en Cour canadienne et elles ont été rendues exécutoires au printemps 1999 après de vastes consultations entre les organismes de réglementation canadien et américain. (L'examen par les pairs et le processus administratif sont rarement synchronisés.) En plus d'avoir demandé au professeur Ankney de participer à titre d'arbitre, j'ai proposé à Rockwell de contrecarrer les affirmations de Cooke. Si la collaboration entre un arbitre et un auteur pour rédiger la réponse aux critiques de l'étude qui a amené cette controverse n'est pas traditionnelle, je crois qu'elle peut être utile aux organismes de réglementation et aux gestionnaires, tout comme aux chercheurs, pour exposer les autres opinions. Ce débat s'articule autour des mérites des différentes valeurs des paramètres clés dans un modèle de population selon les conclusions des biologistes. Comme chacun a des partis pris différents selon l'expérience et les croyances, les choix ne peuvent être totalement objectifs. C'est pourquoi une vaste gamme de chercheurs et « autres parties intéressées » doivent être consultés avant de prendre des décisions importantes.

Ce cas-ci est important parce qu'un changement majeur dans les règlements — l'autorisation accordée aux chasseurs non autochtones d'abattre des oies au printemps — a été réintroduit après plus de 80 ans à partir des résultats d'un modèle de population qui comprenait des données non fiables. Une fois les règlements changés, comme c'est déjà le cas aux États-Unis où il y a eu résurgence depuis cinq ans de l'intérêt porté à la sauvagine, sans référence aux Oies des neiges spécifiquement, Rockwell et Ankney affirment maintenant que le nombre ciblé révisé d'oies qui doivent être abattues pour arrêter la croissance de leur population est bien à portée. Toutefois, Cooke et coll., sans commenter la faisabilité de l'atteinte de l'objectif, avancent que, en raison d'incertitudes quant aux meilleures estimations existantes des paramètres des populations d'Oies des neiges, la prise nécessaire pourrait quant même s'élever à deux fois les chiffres révisés maintenant acceptés par Rockwell et Ankney. Il faudra plusieurs années avant que les conséquences des changements généraux et spécifiques des règlements puissent être évaluées avec assurance.

¹ À noter par contre que les essais pour augmenter la chasse aux Grandes Oies des neiges *Anser caerulescens atlanticus* au Québec visent à réduire les dommages causés aux récoltes agricoles printanières et non à contrer les dommages causés aux écosystèmes de l'Arctique.

Ce cas est très particulier parce que la décision de réduire la population d'une espèce animale n'a pas été prise pour freiner des effets nuisibles sur les intérêts économiques humains¹, mais bien pour protéger un écosystème de l'Arctique pour lequel aucun intérêt public n'avait été manifesté jusqu'ici. La plupart du temps, la préoccupation des groupes ou des agences de conservation, à l'intérieur et à l'extérieur du gouvernement, est d'assurer la protection d'espèces ou de populations d'animaux ou de plantes menacées, particulièrement celles avec lesquelles plusieurs ont eu l'occasion de se familiariser. Dans ce contexte, la technique « analyse de la viabilité de la population » est devenue en vogue dans plusieurs pays. Cette approche, comme celle dont il est question ici, demande à des organismes de réglementation de prendre des décisions fondées sur des modèles de population. Ce qui ressort des études présentées ici sont les risques considérables dans la prise d'une décision de gestion basée sur un seul choix parmi plusieurs solutions numériques dérivées de modèles comme celui-ci. Le processus décisionnel devrait toujours comprendre l'examen par des pairs des recommandations provenant des résultats des modèles avant que toute décision majeure ne soit prise. Si le présent recueil d'études incite à la prudence, il aura été utile.

Outre les considérations scientifiques, nombre d'autres considérations font partie de l'élaboration de politiques et de la prise de décisions environnementales. Les chercheurs peuvent faire leur part en offrant les meilleurs renseignements et conseils possible. Ce sera rarement aussi complet et fiable que ce qu'ils voudraient, mais la meilleure supposition vaut mieux que la réserve sous prétexte que la perfection n'a pas été atteinte.

Ouvrages cités

- Batt, B. D. J. (éd.). 1997.** Arctic ecosystems in peril: report of the Arctic Goose Habitat Working Group. Publication spéciale du Projet conjoint sur les oies de l'Arctique, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, et le Service canadien de la faune, Ottawa.
- Rockwell, R. F., E. G. Cooch et S. Brault. 1997.** Dynamics of the mid-continent population of Lesser Snow Geese: projected impacts of reductions in survival and fertility on population growth rates. Pages 73-100 in B. D. J. Batt (éd.), Arctic ecosystems in peril: report of the Arctic Goose Habitat Working Group. Publication spéciale du Projet conjoint sur les oies de l'Arctique, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, et le Service canadien de la faune, Ottawa.

Hugh Boyd
Ottawa (Ontario)
Novembre 1999

L'incidence relative d'une chasse printanière sur la dynamique de la population d'Oies des neiges

Charles M. Francis

Études d'oiseaux Canada, C.P. 160, Port Rowan (Ontario) Canada N0E 1M0

Résumé

L'intérêt pour les effets de la chasse printanière sur la dynamique de la population d'oies s'est récemment accru dans deux contextes assez différents : la mesure de l'incidence des prises printanières par les chasseurs autochtones et la prévision concernant la possibilité d'utiliser la chasse printanière pour contrôler les populations. J'ai mis au point un modèle démographique fondé sur une matrice afin de quantifier l'incidence relative des prises printanières par rapport aux prises automnales sur la dynamique de la population des Petites Oies des neiges *Anser caerulescens caerulescens* nichant autour des basses terres de la baie d'Hudson. La relative vulnérabilité des jeunes et des adultes à chaque saison ainsi que la proportion des adultes qui perdent leur partenaire au printemps et qui subséquemment ne parviennent pas à se reproduire ou y parviennent dans une moindre mesure constituent les principaux paramètres affectant les conclusions du modèle. Avec une gamme d'hypothèses concernant ces paramètres, l'incidence estimée d'une chasse printanière se situait entre 1,1 et 1,5 fois l'incidence du fait d'abattre le même nombre d'oiseaux au début de l'automne. L'incidence relative serait plus grande si les prises printanières étaient axées sur les adultes reproducteurs et moindre si elles étaient dirigées sur les jeunes oies. S'il devient nécessaire d'établir des quotas pour les chasseurs autochtones, on pourra utiliser ces résultats afin de répartir les prises entre le printemps et l'automne. On peut également utiliser ces résultats de concert avec les estimations du taux probable de succès des chasseurs, pour prévoir la valeur des prises printanières en tant qu'instruments de contrôle des populations d'oies. Si on prévoit une telle chasse, d'autres recherches seront nécessaires afin de déterminer la vulnérabilité relative des jeunes et des adultes au printemps, de même que les effets de la perte d'un partenaire au printemps sur la réussite de la reproduction.

1. Introduction

Actuellement, la saison de chasse à la sauvagine par les chasseurs non autochtones en Amérique du Nord se limite à l'automne et au début de l'hiver en vertu de la Convention de 1916 concernant les oiseaux migrateurs. Ces périodes ont été choisies parce que le nombre d'oiseaux matures – en tenant pour acquis que la saison de reproduction est réussie – se trouve alors à un maximum, avec de nombreux jeunes

disponibles pour la chasse. Nombre d'oiseaux pris en automne seraient autrement morts de causes naturelles avant la prochaine saison de reproduction. En outre, certaines espèces de sauvagine semblent afficher une mortalité compensatoire telle que le taux de mortalité ayant d'autres causes que la chasse sont réduits en conséquence de la mortalité attribuable à la chasse (Nichols, 1991b). En bout de ligne, la probabilité de perturber la reproduction future en brisant le lien entre les couples ou en dérangeant les oiseaux reproducteurs sera minime à ce moment.

Récemment, l'intérêt envers la chasse printanière de certaines populations d'oies nichant dans l'Arctique a augmenté dans deux contextes assez différents. Le premier concerne les prises de subsistance au printemps par les peuples autochtones au Canada. Dans ce cas, il existe une certaine préoccupation à l'effet que cette chasse printanière puisse avoir des répercussions nuisibles sur les populations d'oies comme la Bernache du Canada *Branta canadensis*, qui niche au nord du Québec et semble avoir décliné récemment (Comité du Service canadien de la faune sur la sauvagine, 1998).

Le second concerne une chasse printanière dans le cadre d'un effort visant à réduire la taille de certaines populations d'oies, particulièrement la population de Petites Oies des neiges *Anser caerulescens caerulescens* (ci-après appelées Oies des neiges) du centre du continent. Cette population s'est multipliée au cours des dernières décennies et cause maintenant de graves dommages aux régions de l'écosystème des marais salants de l'Arctique (Abraham et Jefferies, 1997). De récents calculs indiquent qu'une forte augmentation des prises serait nécessaire afin de réduire la population à des niveaux acceptables dans un délai raisonnable (Cooke et coll., le présent ouvrage). Comme il est peu probable qu'une telle augmentation puisse se produire dans le cadre des structures réglementaires actuelles, de nombreuses mesures ont été suggérées pour accroître les prises. Il s'agit entre autres de permettre une chasse printanière. Si la chasse printanière a une incidence proportionnellement plus grande sur la croissance de la population, il sera alors nécessaire de prendre moins d'oiseaux au printemps qu'en automne pour parvenir à la même réduction de la croissance de la population.

Il importe d'évaluer de manière quantitative l'incidence de la chasse printanière sur la dynamique de la population d'oies afin de prendre des décisions éclairées concernant le recours à la chasse printanière en tant

qu'instrument de gestion. À titre d'exemple, une chasse printanière à l'Oie des neiges visant à réduire la taille de la population peut se justifier plus facilement si, parallèlement à d'autres mesures de contrôle prévues, elle présente une forte probabilité de réduire le nombre d'oies au point où les habitats ne sont plus endommagés. En ce qui concerne la chasse autochtone, s'il devient nécessaire de fixer des quotas, les différences relatives à l'incidence des prises au cours des différentes saisons pourraient servir à répartir les prises entre les saisons.

La plupart des analyses concernant l'incidence de la chasse sur les populations de sauvagine ont été fondées sur la chasse non autochtone relativement bien surveillée en automne et en hiver. Ainsi, une façon d'évaluer l'incidence de la chasse printanière consiste à comparer ses répercussions à celles de la chasse automnale. Pour ce faire, on peut avoir recours aux modèles de population afin d'évaluer l'incidence du fait d'abattre un oiseau au printemps par rapport au fait d'abattre un oiseau en automne. S'il n'existait aucune différence entre une chasse printanière et une chasse automnale, on pourrait alors utiliser les modèles sur l'ensemble des oiseaux pris sans tenir compte du moment où ils ont été pris. Si le fait d'abattre un oiseau au printemps avait deux fois plus d'incidence que celui de l'abattre à l'automne, on pourrait alors prendre deux fois plus d'oiseaux en automne qu'au printemps pour obtenir une incidence donnée sur le taux de croissance de la population.

De nombreux facteurs pourraient influencer sur l'incidence relative de la chasse printanière et automnale. Tel que mentionné précédemment, certaines espèces de sauvagine semblent afficher une mortalité compensatoire, c'est-à-dire que la mortalité naturelle est inférieure pendant les années de plus haute mortalité attribuable à la chasse (Nichols, 1991b). Si cette situation se produit en raison de mécanismes dépendant de la densité dans les aires d'hivernage ou si la plus grande partie de la mortalité naturelle se produit en hiver, une chasse printanière entraînerait alors une réduction compensatoire moindre dans la mortalité naturelle qu'une chasse automnale. Pour quantifier cette incidence, il faudrait une connaissance plus approfondie des mécanismes et du moment de la mortalité naturelle. À l'heure actuelle, ces éléments ne sont pas compris en ce qui concerne toutes les espèces de sauvagine (Nichols, 1991b). Pour ce qui est de la plupart des populations d'oies qui ont été étudiées, toutefois, la mortalité attribuable à la chasse semble, dans une large mesure, s'ajouter aux autres types de mortalité et il n'existe pas de preuves concernant la mortalité compensatoire (Francis et coll., 1992a; Rexstad, 1992). Ainsi, dans cet article, je ne me baserai que sur la mortalité additive.

La taille de la population, qui est moindre au printemps à cause de la mortalité à la fois naturelle et attribuable à la chasse au cours de l'hiver représente un second facteur qui diffère entre le printemps et l'automne. Ainsi, une oie représente, au printemps, une plus grande proportion de la population qu'elle ne le fait en automne et tuer un nombre fixe d'oies au printemps représente un taux d'abattage plus élevé que de tuer le même nombre d'oies en automne. En ce qui concerne la mortalité attribuable à la chasse, le dernier oiseau abattu au cours d'une saison donnée représente une plus forte proportion de la population restante que le premier, mais il ne s'agit pas là d'un effet saisonnier (il en serait de même si toutes les prises s'effectuaient le même jour). Afin

d'évaluer les effets saisonniers en soi, il conviendrait seulement de tenir compte des déclin saisonniers des nombres associés à la mortalité naturelle.

La vulnérabilité relative des catégories d'âge représente un troisième facteur qui pourrait varier d'une saison à l'autre. En automne, tout au moins en ce qui concerne la chasse non autochtone, les jeunes oies sont tuées de façon disproportionnée. C'est sans doute parce qu'elles sont moins aux aguets et moins habiles à éviter les chasseurs, bien que le choix des jeunes oiseaux par les chasseurs (qui peuvent les préférer comme aliment) pourrait jouer un rôle. Le printemps venu, les jeunes oiseaux qui survivent peuvent être devenus plus attentifs, amenuisant ainsi leur vulnérabilité par rapport aux adultes. Par contre, si les jeunes oiseaux sont devenus davantage indépendants de leurs parents, ils peuvent à nouveau devenir plus vulnérables, mais probablement moins qu'à l'automne. En ce qui a trait aux espèces dont la durée de vie est longue, comme l'oie, qui ne s'accouple pas avant d'avoir deux ou trois ans, le fait d'abattre un jeune oiseau a beaucoup moins d'incidence sur la croissance de la population que le fait d'abattre un adulte nicheur, quel que soit le moment de l'année.

Enfin, la chasse entraîne des conséquences indirectes telles que des perturbations dans les groupes sociaux et dans le nourrissage, qui pourraient avoir une incidence plus grande au printemps qu'en automne. Les oies s'accouplent pour la vie, la plupart des accouplements se produisant apparemment en hiver et au début de la migration printanière (Cooke et coll., 1975). Les femelles qui perdent leur partenaire au printemps risquent de ne pas se reproduire ou d'avoir moins de succès dans leur nidification cette année-là, si elles ne trouvent pas un nouveau partenaire ou nichent avec un partenaire inexpérimenté. Les perturbations associées à la chasse pourraient affecter l'aptitude des oiseaux à se nourrir et à emmagasiner des réserves de nutriments. Des réserves insuffisantes de nutriments pourraient accroître la vulnérabilité à d'autres types de mortalité en tout temps de l'année. Au printemps, les réserves réduites de nutriments pourraient nuire à l'efficacité de la reproduction, particulièrement parce que l'oie peut dépendre des nutriments emmagasinés pour la reproduction (Ankney et MacInnes, 1978).

La façon la plus probante d'évaluer les différents régimes de prise consisterait à modifier de manière expérimentale les modèles de prise et à mesurer la réaction de la population. Une telle approche intégrerait simultanément tous les facteurs et entraînerait une vérification rigoureuse des hypothèses concernant la dynamique de la population (Nichols, 1991a). Toutefois, cette approche comporte de nombreux inconvénients. Premièrement, elle pourrait perturber considérablement les prises actuelles et pourrait être socialement inacceptable. Deuxièmement, comme la production de jeunes par la sauvagine nichant en Arctique varie beaucoup d'une année à l'autre à cause du climat et d'autres variables, toute expérience devrait se dérouler pendant plusieurs années pour évaluer différentes conditions. Enfin, il est difficile de mesurer la taille des populations ou le taux de survie avec une grande précision de sorte qu'il faudrait encore plusieurs années pour détecter les effets d'une expérience. Sur une période de plusieurs années, plusieurs facteurs incontrôlés peuvent se modifier, rendant ainsi plus obscurs les résultats de l'expérience. Qui plus est,

si les effets sont nuisibles, il pourrait survenir beaucoup de dommages avant qu'ils ne soient détectés.

Pour ces raisons, il est à la fois nécessaire et approprié d'avoir recours à des modèles afin d'évaluer les effets de différents régimes de prise sur la croissance de la population. Même si une expérience était envisagée, il serait sage d'utiliser des modèles pour prédire l'incidence possible à titre d'aide au concept expérimental. Dans cet article, j'élabore une méthode générale visant à évaluer l'incidence relative des prises sur les populations, à différentes époques de l'année, en utilisant des techniques de modélisation de la population avec une matrice séquentielle (Caswell, 1989). J'utilise alors cette approche pour modéliser les prises selon des données tirées de la population d'Oies des neiges nichant autour des basses terres de la baie d'Hudson. Cette espèce a été choisie pour trois raisons. Premièrement, parce que c'est l'espèce au sujet de laquelle il existe une préoccupation particulière concernant la surpopulation. Deuxièmement, elle forme une partie importante des prises de sauvagine pour plusieurs peuples autochtones du nord du Québec et de l'Ontario, plus particulièrement les Cris qui vivent le long des rives de la baie James (Boyd, 1977; Prevett et coll., 1983; Wesley, 1993). Enfin, nous disposons de données relativement bonnes sur les paramètres démographiques tels que le taux de reproduction et le taux de survie, provenant en particulier des études novatrices de Graham Cooch (1958, 1961) sur les colonies de l'île de Baffin et de l'île de Southampton et des études à long terme de Fred Cooke et de ses collaborateurs à la baie La Pérouse (BLP) au Manitoba (Cooch et coll., 1989, 1991; Francis et coll., 1992a,b; Rockwell et coll., 1993; Cooke et coll., 1995).

Avant d'élaborer un modèle, il importe de définir la chasse printanière et la chasse automnale. En ce qui concerne la chasse autochtone dans les aires d'escale nordiques, ces différences sont nettes parce que l'automne se passe du mois d'août à la mi-octobre, et le printemps, d'avril à juin. En ce qui concerne la chasse non autochtone, l'« automne » se prolonge en fait pendant l'hiver, les dates d'échelonnant de septembre jusqu'au 10 mars, bien que les dates précises de la saison varient selon les endroits. Aux fins de la modélisation, j'ai mis en opposition une chasse qui a lieu le 1^{er} septembre avec une chasse qui a lieu le 1^{er} mai. Ceci se rapproche des différences entre les chasses d'automne et de printemps par les peuples autochtones et évalue les différences saisonnières maximales. Il y aurait considérablement moins de différence entre une chasse printanière en avril et une chasse au début de mars à la fin de la présente saison non autochtone. J'examinerai davantage cet aspect plus loin.

Dans cet article, je mets en lumière les paramètres qui ont un effet puissant sur le modèle et j'indique les domaines pour lesquels il faut plus de données pour raffiner les modèles. Dans la mesure où les paramètres démographiques sont semblables, les résultats devraient toucher directement la Bernache du Canada, l'autre espèce qui est particulièrement importante pour les prises des peuples autochtones autour de la baie James et de la baie d'Hudson. Les modèles pourraient facilement être adaptés afin de tenir compte des différences démographiques chez les autres espèces d'oies, mais le fait d'élaborer des modèles semblables pour les canards nécessiterait d'aborder la question de la mortalité compensatoire.

2. Méthodes

La dynamique des populations a été modélisée en utilisant les méthodes de calcul matriciel catégorisées par étapes (Caswell, 1989), avec un intervalle de projection d'une année, qui reflète le cycle de reproduction annuel des oies. Les oiseaux ont été regroupés en cinq catégories fondées sur leur âge au 1^{er} septembre, le dernier stade représentant les oiseaux de quatre ans et plus. La date du dénombrement a été choisie afin de refléter la population disponible pour la chasse au début de la saison, mais on aurait obtenu les mêmes résultats avec une autre date de projection, pourvu que les paramètres aient été ajustés en conséquence. Le taux de survie varie entre les oisons, les oiseaux d'un an et les oiseaux plus âgés, mais ne diffère pas de façon mesurable avec l'âge au-delà de la seconde année (Francis et coll., 1992b). Les Oies des neiges ne s'accouplent pas avant d'avoir au moins deux ans, et la proportion d'oies femelles s'accouplant ainsi que le nombre moyen de jeunes qu'elles élèvent jusqu'à l'envol augmentent jusqu'à leur cinquième été (Rockwell et coll., 1993). En ce qui concerne les oies de la BLP, la productivité des oiseaux plus âgés a diminué, mais il n'est pas clair si cette situation était due à des facteurs physiologiques ou découlait de l'utilisation des aires de nidification traditionnelles qui se sont dégradées par suite d'une croissance rapide de la colonie et du surpâturage qui en est résulté (Rockwell et coll., 1993). Comme il pourrait ne pas être valable de généraliser les résultats à d'autres colonies, j'ai simplifié le modèle en présumant que la productivité demeurerait constante après le cinquième été et j'ai utilisé une valeur moyenne pour les oiseaux plus âgés.

Afin d'évaluer l'incidence des prises printanières et automnales, j'ai établi un modèle dans lequel une chasse a eu lieu soit au début de septembre, soit au début de mai. En présumant que la mortalité causée par la chasse s'ajoute largement aux autres types de mortalité chez les oies (Francis et coll., 1992a; Rexstad, 1992), j'ai représenté la survie annuelle (S) pour la catégorie d'âge i par les équations

$$S^i = (1 - H_{\text{automne}}^i) \times (1 - M_{\text{hiver}}^i) \times (1 - M_{\text{été}}^i)$$

pour la chasse automnale et

$$S^i = [(1 - M_{\text{hiver}}^i) - H_{\text{printemps}}^i] \times (1 - M_{\text{été}}^i)$$

pour la chasse printanière, où M_{hiver}^i représente la mortalité naturelle du 1^{er} septembre au 30 avril, $M_{\text{été}}^i$ représente la mortalité naturelle du 1^{er} mai au 31 août et H_{automne}^i et $H_{\text{printemps}}^i$ représentent respectivement le taux de prise en automne et au printemps suivant. Les deux taux de prise sont exprimés comme une proportion de la population de départ à la fin d'août, de façon à pouvoir les comparer directement en termes du nombre d'oiseaux pris. La différence entre les deux prises est que, au moment où a lieu la chasse printanière, la population a déjà été réduite à cause de la mortalité survenue pendant l'hiver.

La prise totale à chaque moment de l'année a été répartie parmi les catégories d'âge fondées sur les estimations de la vulnérabilité relative et de l'abondance de chaque catégorie d'âge au moment de la chasse. Les données sur la récupération des bagues (surtout auprès des chasseurs non autochtones) de diverses colonies autour de la baie d'Hudson indiquent que les jeunes oiseaux sont de deux à trois fois plus vulnérables que les adultes au début de l'automne, bien que

la différence soit moindre plus tard dans la saison (Francis et coll., 1992b). Des données non scientifiques laissent entendre que la différence entre les catégories d'âge peuvent être moins grandes dans le cadre de la chasse autochtone (Cooch, 1953). Afin d'évaluer les conséquences de ce type d'écart, j'ai représenté la vulnérabilité des jeunes comme de une à trois fois celle des adultes en automne.

Il existe peu de données disponibles sur la vulnérabilité relative des jeunes oiseaux au printemps, parce que la chasse autochtone n'a pas été surveillée de près et qu'on n'a pas autorisé de chasse non autochtone. Il était donc nécessaire de simuler diverses possibilités. Les oiseaux de moins d'un an sont susceptibles d'être moins vulnérables qu'en automne car ils ont survécu à l'exposition à la chasse intensive pendant une saison. Francis et coll. (1992b) ont trouvé que les taux de prise des jeunes oiseaux et des oiseaux plus âgés qui ont été bagués à la fin de l'hiver en Louisiane étaient semblables. Toutefois, si les jeunes oiseaux n'accompagnent plus leurs parents, ils peuvent devenir plus vulnérables à la fin du printemps. Si les jeunes oiseaux diffèrent des adultes en ce qui concerne les aires d'escale, le moment de la migration ou les voies de migration, leur vulnérabilité peut alors varier selon les zones de chasse. Pour couvrir la gamme des possibilités, j'ai représenté la vulnérabilité des jeunes comme d'une à trois fois celle des adultes en automne. Enfin, aux fins de comparaison, j'ai tenu compte des cas où seulement les jeunes, ou seulement les adultes, étaient pris dans l'une ou l'autre saison. J'ai présumé qu'il n'y avait pas d'écart quant à la vulnérabilité relative avec l'âge par rapport aux chasseurs après la première année.

Le taux de survie par âge a été tiré des analyses de Francis et coll. (1992a,b). Le taux moyen annuel de survie entre 1970 et 1988 à la BLP était d'environ 0,83, mais il a augmenté de manière significative de 0,78 à 0,88 pendant cette période (Francis et coll., 1992a). Cette modification était attribuable à une forte croissance de la population d'Oies des neiges sans un accroissement correspondant du nombre d'oies abattues, ce qui a entraîné une diminution de la proportion des oies abattues (Francis et coll., 1992a; Cooke et coll., le présent ouvrage). Le taux de survie chez les adultes en l'absence de chasse non autochtone a été évalué à environ 0,92 à partir de la coordonnée d'une régression du taux de récupération sur la survie, ce qui correspond à un taux de mortalité de 0,08. Puisque la plupart des oies de cette colonie ne migrent pas au sud à travers la baie James (Francis et Cooke, 1992a), où a lieu une chasse autochtone intensive, ce taux de mortalité de 8 % représente surtout la mortalité naturelle. On ne connaît pas l'ampleur de la variation annuelle de la mortalité ayant une autre cause que la chasse parce que d'importantes erreurs d'échantillonnage des estimations sur la survie des adultes obscurcissent tout écart sous-jacent au-delà de l'augmentation à long terme.

La survie moyenne des jeunes de la BLP à la fin de juillet, peu avant l'envol, était d'environ 0,42 pendant la période 1970-1988, avec un déclin à long terme de 0,57 à 0,35 (Francis et coll., 1992a). La variation annuelle au cours de la première année de survie était élevée par rapport à la variation de l'échantillonnage. Des estimations indépendantes de la survie pendant la première année fondées sur les recaptures et les récupérations ont révélé d'étroites similarités (Francis et Cooke, 1993), confirmant que la variation avait été bien mesurée et ne relevait pas d'une erreur d'échantillonnage. La variation de la survie au cours de la

première année dans les autres colonies, surtout les colonies nordiques, était encore plus forte, avec un taux de survie après l'envol variant de 0,07 à 0,70 (Francis et coll., 1992b). La proportion de la mortalité attribuable à la chasse non autochtone a été évaluée à partir du taux de récupération, en présupposant que les récupérations représentaient environ un tiers des oies tuées par les chasseurs (Martinson et McCann, 1966; Cooke et coll., le présent ouvrage).

La distribution saisonnière de la mortalité naturelle constitue un élément important du modèle. On sait peu de choses sur le moment de la mortalité naturelle chez l'oie. Parmi les causes éventuelles de mortalité, on compte le stress pendant la migration (Owen et Black, 1991), la mortalité massive durant l'hiver et le début du printemps à cause de la maladie (p. ex., le choléra) et la famine dans les aires de reproduction ou ailleurs (Ankney, 1975). La mortalité des jeunes était plus grande au cours des années où la nidification était tardive et où le taux de croissance était lent et elle était inversement liée à la mortalité attribuable à la chasse (Francis et coll., 1992a,b). Cette situation laisse croire que la plus grande partie de la mortalité s'est produite après le baguage des oies, mais avant le début de la saison de chasse, présupposément dans les aires de reproduction ou au début de la migration d'automne. En ce qui concerne la modélisation, j'ai présumé que cette mortalité présaison survenait en août et qu'elle représentait en moyenne 25 %. Comme cette mortalité se produit avant l'anniversaire du modèle (le 31 août), elle devient un élément de la productivité. La modification de ce paramètre a le même effet que la modification d'autres paramètres de productivité dans le modèle. La mortalité naturelle des adultes et des jeunes après août était présumée être distribuée uniformément tout au long de l'année, ce qui avait comme conséquence que les deux tiers de la mortalité survenait entre le 1^{er} septembre et le 1^{er} mai. J'ai présumé que la mortalité naturelle des jeunes après août atteignait en moyenne 25 % et que celle des adultes atteignait 8 %, en se fondant sur les moyennes à long terme à la BLP. Toutefois, j'ai également vérifié les conséquences d'une modification de ces paramètres sur une gamme de valeurs.

Le taux de récupération (un index de la mortalité attribuable à la chasse) et le taux global de mortalité chez les oiseaux d'un an étaient tous deux légèrement plus élevés que ceux des adultes, mais la différence ne pouvait être mesurée avec précision (Francis et coll., 1992b). À titre d'approximation aux valeurs observées, j'ai présumé que le taux de survie des oiseaux d'un an était inférieur d'environ 5 % à celui des adultes.

Le taux de reproduction moyen par âge des Oies des neiges était fondé sur la taille attendue de la couvée à l'envol pour chaque catégorie d'âge évaluée par Rockwell et coll. (1993, fig. 5), multipliée par 0,5 afin de tenir compte du fait que seules les femelles produisent des jeunes. Les analyses de ces chercheurs ne comprenaient pas les oies qui ne s'accouplent pas ou qui ne parviennent pas à s'accoupler très tôt. Ces paramètres varient avec l'âge parce que les oiseaux plus jeunes sont moins susceptibles de s'accoupler que les adultes. La propension relative à l'accouplement de différentes catégories d'âge peut être évaluée à partir des probabilités de capture par âge des oies lors du baguage à la fin de juillet ou au début d'août. Les oiseaux qui ne se sont pas accouplés quittent généralement la colonie lors d'une migration à l'époque de la mue avant le baguage. Ainsi, la plupart des oiseaux capturés sont susceptibles de s'être accouplés. J'ai

utilisé le programme SURGE4 (Lebreton et coll., 1992) pour évaluer les probabilités de capture moyennes par âge pour les oiseaux âgés de deux ans, de trois ans et pour les femelles plus vieilles à 0,13, 0,26 et 0,30, respectivement (données inédites). Les oiseaux d'un an n'étaient presque jamais capturés car ils ne s'accouplent pas. On peut présumer que la différence entre les probabilités de capture des oiseaux plus jeunes et plus âgés est proportionnelle à leurs probabilités d'accouplement (Clobert et coll., 1994). Ainsi, la probabilité d'accouplement des oies de deux ans par rapport aux adultes est de $0,13/0,30 = 0,43$, et pour les oies de trois ans, de $0,26/0,30 = 0,87$. Le fait de déterminer la proportion absolue de reproducteurs nécessite une estimation de la proportion d'oiseaux plus âgés qui s'accouplent. J'ai présumé que cette proportion était d'environ 0,90, mais le chiffre précis est inconnu. En modifiant ce paramètre, on change le nombre total de jeunes produits exactement de la même façon qu'en modifiant la proportion de jeunes oiseaux qui survivent après l'envol (c.-à-d. jusqu'au début de septembre). Par conséquent, cela n'a pas été vérifié.

Les Oies des neiges choisissent leurs partenaires dans les aires d'hivernage ou au début du printemps, alors que les populations de différentes colonies se mêlent (Cooke et coll., 1975). Si la formation précoce du couple est importante pour une reproduction réussie, certains oiseaux qui perdent leur partenaire pendant une chasse printanière peuvent ne pas parvenir à se reproduire. Afin de reproduire cette situation, j'ai ajusté la production totale de jeunes pour les catégories d'âge i avec $(1 - P_{\text{échec}} \times H_{\text{printemps}}^i)$, où $P_{\text{échec}}$ représente la proportion d'oiseaux qui ne réussissent pas à s'accoupler en raison de la perte d'un partenaire. J'ai modifié $P_{\text{échec}}$ de 0 à 1 afin de couvrir toutes les possibilités. Cette équation présume que les destins des membres des couples sont indépendants et surestimeront l'incidence de la perte du partenaire s'il existe une tendance à l'effet que les deux oiseaux soient abattus ensemble.

Dans le cadre du modèle, la production totale de jeunes par des spécimens dans une catégorie d'âge particulière a été calculée comme le produit de leur taux de survie jusqu'à l'été suivant, la probabilité qu'ils s'accouplent (en se souvenant qu'ils seront passés à l'autre catégorie d'âge), le nombre de jeunes produits par tentative d'accouplement et le taux de survie de ces jeunes jusqu'à la fin d'août.

En ce qui concerne la plupart des analyses, j'ai eu recours à des modèles déterministes, pour lesquels le taux de croissance asymptotique était mesuré par la valeur propre dominante (λ) de la matrice de projection. C'est là une mesure de ce que serait le taux de croissance si la population se situait dans une répartition par âge stable. Comme les équations étaient non linéaires (le taux de prise de chaque catégorie d'âge dépend de la répartition par âge à ce moment à cause des différences de vulnérabilité), le taux de croissance était calculé de manière itérative par multiplication de matrice répétée. La relation entre la chasse printanière et la chasse automnale a été évaluée en déterminant le taux de croissance de la population, en présumant que toutes les prises sont faites en automne, et en trouvant alors de manière itérative le taux de prise qui donnerait lieu au même taux de croissance de la population si toute la récolte survenait au printemps. J'ai représenté le taux de prise automnale variant de 1 % à 20 %, mais le modèle s'est révélé peu sensible à ce paramètre, alors il n'a pas été examiné davantage.

La variabilité extrême en matière de taux de reproduction et de taux de survie des Oies des neiges (Cooch et coll., 1989; Francis et coll., 1992a) les empêche d'atteindre une distribution par âge stable. Pour vérifier si les modèles qui intègrent cette variation affecteraient les résultats, j'ai aussi utilisé des modèles stochastiques dans lesquels le taux de survie était choisi au hasard à partir d'une gamme de valeurs ayant une moyenne fixe. Le même ensemble de valeurs aléatoires a été utilisé afin d'évaluer premièrement l'effet de la chasse d'automne, puis l'effet de la chasse du printemps. Ceci a été répété 10 000 fois pour chaque combinaison de variables. J'ai également utilisé cette approche pour déterminer comment la productivité des jeunes influait sur l'incidence relative des prises du printemps et de l'automne.

Pour tous les modèles, l'incidence relative de la chasse printanière a été définie comme le rapport entre la chasse d'automne et la chasse du printemps qui ont produit le même taux de croissance. Comme ce taux est mesuré en relation avec le même point de départ (la population au 31 août), ce rapport représente le nombre d'oiseaux qui pourraient être pris en automne avec la même incidence relative sur la dynamique de la population que si un seul oiseau était pris au printemps. J'ai mesuré les effets en termes du nombre d'oiseaux parce qu'il s'agit de la variable la plus facilement mesurée par les programmes de surveillance et la plus pertinente pour les chasseurs. Tous les modèles ont été mis en œuvre avec un programme C++ élaboré à cette fin.

3. Résultats

3.1 Vérification du modèle

L'estimation du taux de croissance de la population en ayant recours à des paramètres moyens, y compris le taux moyen de prise, de la BLP était d'environ 7,4 % par année ($\lambda = 1,074$). Ceci représente une augmentation de la population de 4,5 fois en 20 ans, ce qui est compatible avec l'augmentation observée dans la colonie de la BLP d'environ 2 000 à 8 000 à 9 000 paires entre 1968 et 1988 (Cooch et Cooke, 1991). Cette situation fournit une certaine assurance à l'effet que le modèle de population de base est raisonnable, malgré des incertitudes en ce qui concerne plusieurs paramètres. Le taux de survie des adultes et celui des individus d'un an se sont modifiés considérablement entre 1970 et 1988, celui-là ayant augmenté et celui-ci ayant diminué (Francis et coll., 1992a). J'ai simulé les effets de ces modifications en présumant que les modifications étaient strictement linéaires, avec des pentes telles que déterminées par Francis et coll. (1992a) et j'ai découvert que les modifications dans la survie de l'adulte et des oiseaux d'un an s'étaient dans l'ensemble contrebalancées et avaient peu d'effet sur le taux de croissance de la population.

Rockwell et coll. (1997) ont élaboré un modèle semblable en utilisant également des données provenant de la BLP, et calculé une valeur pour λ de 1,11. Les estimations de paramètres qu'ils ont utilisées différaient à plusieurs égards de celles auxquelles j'ai eu recours; la différence la plus importante résidait dans le fait qu'ils ont utilisé des valeurs de reproduction des années 1970, alors qu'elles étaient élevées, et le taux de survie des adultes du milieu des années 1980, au moment où il était élevé. Dans mes modèles, j'ai utilisé la valeur moyenne pour chacune. Quoi qu'il en soit, les deux estimations du taux de croissance sont plus élevées

que les estimations concernant la population d'Oies des neiges du centre du continent, qui suggère un λ de 1,05–1,06 (Cooke et coll., le présent ouvrage). On s'attend à des différences parmi les colonies à cause de différences dans la productivité (p. ex., les colonies nordiques ont une productivité plus variable [Francis et coll., 1992b] et sans doute des valeurs moyennes moins élevées), de même qu'une mortalité attribuable à la chasse différente en raison des diverses voies de migration (Francis et Cooke, 1992b). Comme la BLP est une colonie relativement petite, sa dynamique aura moins d'influence sur la moyenne de la population du centre du continent que celle des autres colonies.

Heureusement, le taux de croissance de la population a peu d'effet sur les estimations de l'incidence relative de la chasse printanière. Par exemple, le fait de modifier les paramètres de reproduction moyens ou le taux de prise afin de changer le taux de croissance de la population de +6 % par année à -1,3 % par année a moins de 1 % d'effet sur la différence entre les prises printanières et automnales. Cette situation laisse croire que, malgré les différences de taux de croissance entre les colonies, les paramètres de population de la BLP devraient fournir une assise raisonnable pour évaluer les effets d'une chasse printanière sur les Oies des neiges en général.

3.2 Incidence relative d'une chasse printanière

Les différences concernant l'incidence des chasses printanière et automnale surviennent pour trois raisons principales. Premièrement, la population a été réduite par la mortalité naturelle et, par conséquent, un oiseau abattu au printemps représente une plus forte proportion de la population restante et, par le fait même, un taux de prise plus élevé. Deuxièmement, la vulnérabilité relative des jeunes peut varier entre le printemps et l'automne, ce qui affecte le rapport immatures-adultes de la prise. Comme le fait d'abattre des adultes a un effet plus considérable sur la dynamique de la population que le fait d'abattre des jeunes, les modifications du rapport immatures-adultes entre les saisons influent sur l'incidence de la chasse à chaque saison. Troisièmement, les oiseaux qui perdent leur partenaire au printemps peuvent être moins susceptibles de réussir la nidification, soit parce qu'ils ne peuvent s'accoupler soit en raison de la productivité réduite avec un nouveau partenaire.

Parce que certains de ces paramètres sont susceptibles de se modifier selon les circonstances ou sont inconnus, j'ai représenté une gamme de valeurs possibles pour chacun. Dans le cadre de la discussion, je tiens compte de ces paramètres qui seront sans doute pertinents en ce qui concerne à la fois la chasse autochtone et la chasse non autochtone du printemps.

Afin d'évaluer les effets attribuables à la mortalité naturelle pendant l'hiver, j'ai en premier lieu examiné un scénario dans lequel la chasse est limitée à une seule catégorie d'âge (adultes ou jeunes). En ce qui concerne les adultes, si la mortalité naturelle varie de 4 % à 14 %, l'incidence relative d'une chasse printanière change d'environ 1,04 à 1,12. En présumant un taux de mortalité naturelle de 8 % par année, comme il a été évalué pour la BLP, la chasse du printemps a une incidence relative de 1,067. En d'autres termes, pour une incidence donnée sur la dynamique de la population, 6,7 % plus d'oies pourraient

être abattues si toute la chasse avait lieu au début de l'automne plutôt que si elle se faisait toute au printemps. En ce qui a trait aux jeunes oies, si la mortalité naturelle (après le 1^{er} septembre) varie de 0,10 à 0,40, l'incidence relative d'une chasse printanière varie de 1,07 à 1,40. En présumant un taux de mortalité naturelle de 25 % par année, l'incidence relative est de 1,21. Il est difficile d'évaluer le taux de mortalité naturelle des jeunes oies pendant cette période car il n'existe pas de données disponibles sur la proportion de mortalité naturelle survenant après l'ouverture de la saison de chasse. Francis et coll. (1992a,b) ont conclu que la plus grande part de la mortalité naturelle s'est produite avant le début de la chasse, de sorte que le chiffre de 25 % de mortalité par la suite peut constituer une estimation élevée. Quoiqu'il en soit, dans cet article, je présume que la mortalité naturelle est de 8 % par année chez les adultes et de 25 % par année (après la mortalité survenant immédiatement après l'envol) chez les jeunes. Si la mortalité naturelle, en particulier celle des jeunes, est plus faible, l'incidence relative d'une chasse de printemps sera moindre qu'estimée.

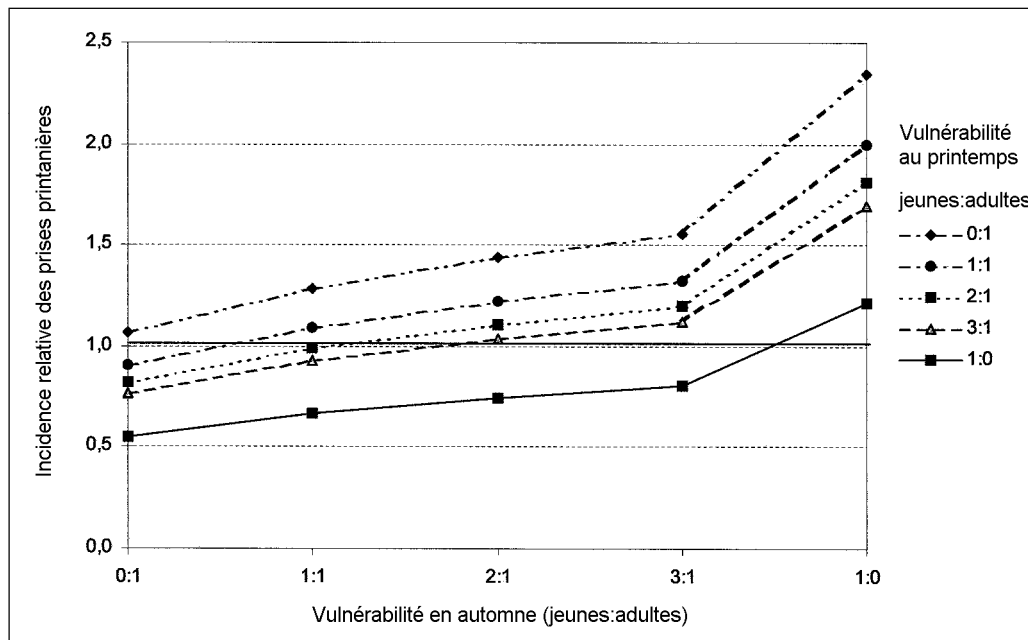
Avec ces valeurs, si les prises étaient distribuées de façon uniforme entre les catégories d'âge par rapport à leur abondance au cours de chaque saison (c.-à-d. si les jeunes et les adultes étaient aussi susceptibles d'être abattus), l'incidence relative d'une chasse printanière serait de 1,09. Ce résultat se rapproche de l'incidence de n'abattre que des adultes, car l'incidence globale des prises d'adultes sur la dynamique de la population est beaucoup plus grande que l'incidence des prises de jeunes.

3.3 Effet d'une modification du rapport immatures-adultes dans la chasse

La différence entre une chasse printanière et une chasse automnale est intrinsèquement petite, mais les différences saisonnières dans la vulnérabilité relative des jeunes et des adultes peuvent avoir un effet plus important sur l'incidence de chaque chasse (fig. 1). À une extrémité, si les prises du printemps ne sont constituées que de jeunes (fig. 1, dernière ligne), elles auront toujours une incidence moindre qu'une chasse automnale (valeur inférieure à 1), à moins que la chasse d'automne ne se compose aussi principalement de jeunes. En ce qui concerne ce modèle, le fait d'abattre un jeune oiseau au printemps représente environ 0,6 fois l'incidence d'abattre un adulte en automne, mais 1,2 fois l'incidence d'abattre un jeune oiseau en automne. À l'autre extrémité, si seulement des adultes sont pris au printemps (fig. 1, première ligne), la chasse printanière a toujours une incidence plus grande. L'incidence d'abattre un adulte au printemps représente environ 2,3 fois celle d'abattre un jeune oiseau en automne, mais seulement 1,07 fois l'incidence d'abattre un adulte en automne. Si la chasse d'automne n'est composée que d'adultes, elle a davantage d'incidence qu'une chasse printanière qui comporte même un nombre restreint de jeunes. Si les jeunes sont de deux à trois fois plus vulnérables que les adultes en automne (ce qui correspond aux données concernant la chasse automnale non autochtone), mais sont aussi vulnérables que les adultes au printemps, l'incidence relative est entre 1,22 et 1,32.

Figure 1

Incidence de la chasse à l'Oie des neiges au printemps par rapport à la prise d'un nombre équivalent d'oiseaux en automne en ce qui a trait à la vulnérabilité relative des jeunes et des adultes en chaque saison. Le ratio de 0:1 représente la prise d'adultes seulement, au printemps (première ligne) ou à l'automne (bord gauche). Le ratio de 1:0 représente la prise de jeune seulement, au printemps (ligne du bas) ou en automne (bord droit).



3.4 Effet de la perte d'un partenaire

L'incidence estimée d'une chasse printanière s'accroît substantiellement si les oies qui perdent leur partenaire en automne et au printemps ne réussissent pas leur nidification cette année-là (fig. 2). Si les jeunes et les adultes sont également vulnérables en automne et au printemps, l'incidence relative d'une chasse printanière augmente de 1,09 à 1,26 si toutes les oies qui ont perdu leur partenaire pendant la chasse printanière ne réussissent pas à s'accoupler. Si les jeunes sont deux fois plus vulnérables en automne, mais également vulnérables au printemps, l'incidence varie entre 1,22 et 1,41 (fig. 2). Il existe peu de données disponibles sur lesquelles fonder une estimation de cette proportion. Martin et coll. (1995) ont révélé que les Oies des neiges femelles devenues veuves juste avant la nidification étaient incapables d'acquiescer un site de nidification ou d'entreprendre une nidification. Ceci indique que les oiseaux qui ne forment pas un couple même s'ils peuvent s'accoupler sont peu susceptibles de nicher. Même si on croit que les Oies des neiges s'accouplent surtout pendant l'hiver et au début du printemps (Cooke et coll., 1975), des poursuites d'une femelle par deux mâles (qui sont habituellement associées à la formation de couples ont été observées tout au long du printemps, y compris peu après l'arrivée sur les aires de reproduction (F. G. Cooch, comm. pers.). Si des nombres semblables de femelles et de mâles perdent leur partenaire pendant une chasse printanière, il est probable que plusieurs pourront s'accoupler à nouveau. Également, les femelles qui perdent leur partenaire au cours de la migration printanière peuvent éventuellement s'accoupler avec des mâles plus jeunes qui n'auront peut-être pas pu s'accoupler autrement. Comme les couples d'Oies des neiges voyagent ensemble pendant la migration du printemps et sont susceptibles d'être abattus ensemble, les modèles peuvent surestimer la proportion d'oiseaux veufs. Ainsi, même si une chasse printanière,

particulièrement si elle se produit tard en saison, est susceptible d'avoir une certaine incidence sur la réussite de la reproduction, elle peut ne pas entraîner une réduction de plus de 50 % de la réussite de la reproduction des oiseaux veufs. Dans ce cas, l'incidence relative d'une chasse printanière, en présumant que les jeunes sont de deux à trois fois plus vulnérables que les adultes en automne, mais non au printemps, devient de 1,32 à 1,42.

3.5 Effet d'une variation annuelle de la productivité

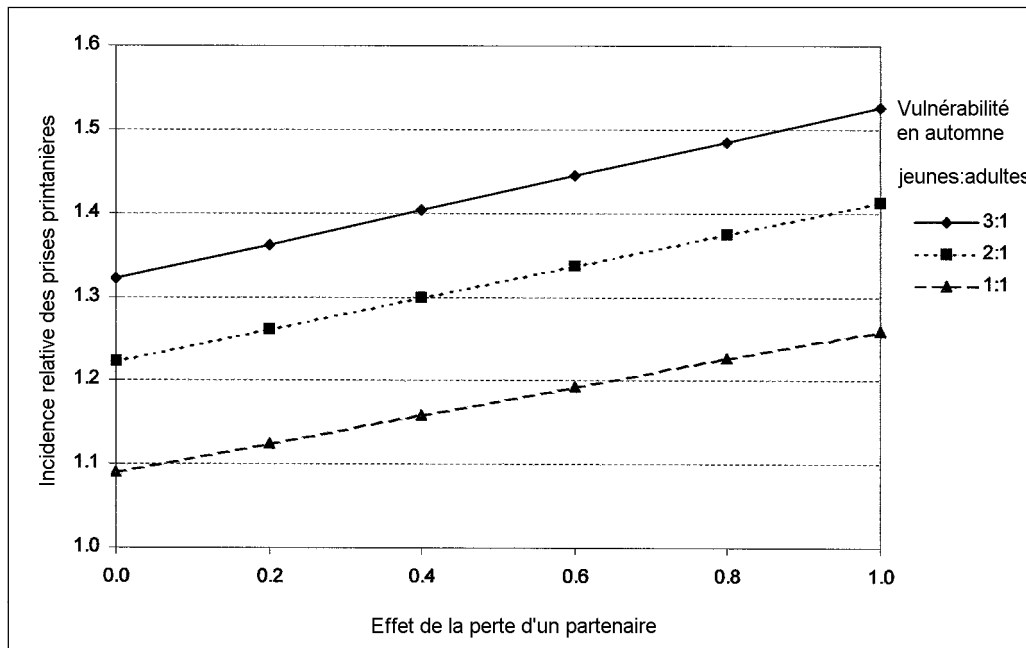
Les estimations qui précèdent étaient fondées sur des modèles déterministes qui présumaient que les paramètres démographiques ne changeaient pas avec le temps. J'ai également évalué l'incidence d'une chasse printanière en utilisant des modèles stochastiques affichant des valeurs moyennes semblables, mais une variation annuelle considérable des paramètres réels. Les conclusions fondamentales étaient les mêmes que celles que je viens de présenter, avec l'incidence relative d'une chasse printanière peu affectée par la variance, alors je n'ai pas présenté les détails des simulations.

J'ai également utilisé des modèles stochastiques pour examiner l'effet de la variation annuelle de la production de jeunes sur l'incidence relative de la chasse printanière. J'ai effectué 10 000 simulations, la mortalité des jeunes au mois d'août se chiffrant à 25 %, mais variant de 0 % (représentant un fort taux de reproduction) à 100 % (représentant un échec total quant à la nidification). La structure d'âge de la population variait selon la production de jeunes. J'ai alors comparé l'incidence moyenne de la chasse printanière chaque année par rapport à la réussite de la reproduction au cours des saisons de nidification précédentes et suivantes.

L'effet de la chasse printanière était davantage semblable à celle de l'automne après des saisons de faible

Figure 2

Incidence de la chasse à l'Oie des neiges au printemps par rapport à la prise d'un nombre équivalent d'oiseaux en automne en ce qui a trait à l'effet de la perte d'un partenaire sur la réussite subséquente de la reproduction, où un effet de 0,0 indique un effet annuel (c.-à-d. Toutes les femelles qui perdent leur partenaire s'accouplent à nouveau sans diminuer la réussite de la reproduction), alors qu'un effet de 1,0 signifie qu'aucune des femelles qui ont perdu leur partenaire ne se reproduit cette année-là. La ligne du haut présume que les jeunes sont trois fois plus vulnérables; le centre, deux fois plus vulnérables et le bas, aussi vulnérables que les adultes en automne. Toutes les lignes présument que les jeunes et les adultes sont également vulnérables au printemps.



productivité parce que la population comptait peu de jeunes, de sorte que la plupart des oiseaux abattus au cours de l'une ou l'autre saison étaient des adultes. De même, la différence entre une chasse printanière et une chasse automnale était réduite si la productivité était faible au cours de la saison suivante car la différence relative entre les adultes et les jeunes était réduite si les oiseaux ne parvenaient pas à se reproduire au cours de la saison suivante. Bien sûr, l'incidence de la chasse sur la population, quelle que soit la saison, est plus importante avant ou après une maigre saison de reproduction, parce que peu de jeunes sont produits pour remplacer les adultes abattus.

4. Discussion

Ces modèles révèlent que les effets saisonniers seuls donnent lieu à une différence relativement faible de l'incidence d'abattre un oiseau au printemps (1^{er} mai) plutôt qu'en automne (1^{er} septembre). En ce qui concerne les adultes, en présument une mortalité annuelle attribuable à des causes naturelles de 8 %, la différence était de 7 %, indiquant que 7 % plus d'adultes peuvent être pris en automne et avoir la même incidence sur la croissance de la population. En ce qui concerne les jeunes, la différence était plus grande, à savoir 20 %, en raison d'une mortalité naturelle plus élevée après le 1^{er} septembre. Ces différences estimées représentent des extrêmes car elles présument un intervalle de huit mois entre la chasse d'automne et celle du printemps. En fait, la chasse non autochtone actuelle peut s'étendre jusqu'au 10 mars et une prolongation de cette chasse jusqu'au printemps pourrait débuter le 11 mars. La différence intrinsèque entre une chasse en mars et une chasse

en avril, compte tenu de la mortalité naturelle seule, serait presque négligeable.

Les modifications de la vulnérabilité relative des adultes et des jeunes au cours de l'année étaient beaucoup plus importantes. En mettant de côté pour l'instant les effets potentiels de la perte d'un partenaire, si les adultes et les jeunes étaient également vulnérables tout au long de l'année, l'incidence moyenne d'une chasse printanière ne serait que de 9 % plus élevée que celle de la chasse automnale. Si les jeunes étaient de deux à trois fois plus vulnérables que les adultes en automne, mais d'une vulnérabilité semblable au printemps, l'incidence d'une récolte printanière serait de 20 % à 30 % plus élevée que celle d'une chasse d'automne.

Du point de vue de la chasse non autochtone, les données sur la récupération des bagues indiquent une vulnérabilité relativement élevée des jeunes en automne. Francis et coll. (1992b) ont démontré que le taux moyen de récupération des jeunes oiseaux bagués avant la saison de chasse représentait environ le double de celui des adultes. En présument qu'il n'existe pas de différence dans le taux de signalement par catégorie d'âge, ceci indique un taux de prise au moins deux fois plus élevé que celui des adultes. S'il survient une mortalité modérée après envol avant le début de la saison de chasse, le taux de récupération des jeunes oiseaux bagués dans les aires de reproduction, juste avant l'envol, sous-estimerait leur taux de prise. Ainsi, la vulnérabilité des jeunes est probablement en moyenne deux fois plus élevée que celle des adultes.

Les récupérations directes provenant du baguage aux aires d'escale pendant la saison de chasse indiquent que le taux de prise des jeunes est environ le double de celui des adultes pendant la plus grande partie de la saison (Francis et

coll., 1992b). Les récupérations provenant d'oiseaux bagués sur les aires d'hivernage au Texas laissent croire à une vulnérabilité plus élevée des jeunes, mais les récupérations chez les oiseaux bagués en Louisiane n'indiquent aucune différence en ce qui concerne les récupérations par catégorie d'âge. L'échantillon louisianais était généralement bagué juste un peu plus tard en hiver, même si d'autres facteurs sont sans doute en cause dans les différences entre ces régions. En tout cas, les résultats de la Louisiane sont compatibles avec la suggestion à l'effet que la vulnérabilité relative des jeunes est réduite à la fin de la saison.

Les réductions de la vulnérabilité relative des jeunes sont également suggérées par les analyses des données sur le rapport immatures-adultes découlant des enquêtes sur la prise de la sauvagine. Dans le cadre de ces enquêtes, on demande aux chasseurs de remettre les queues des oies qu'ils ont abattues; ces queues servent alors à déterminer l'âge de l'oie (Geissler, 1990). J'ai examiné les rapports immatures-adultes par mois tout au long de la saison de chasse pour toutes les queues d'Oies des neiges remises entre 1962 et 1997 dans les voies migratoires du Centre et du Mississippi (n = 67 000). La proportion estimée de jeunes dans le cadre de la chasse a décliné de 55 % à 50 % de septembre à novembre et chuté à 42 % en décembre, 32 % en janvier et 25 % en février. Ce déclin est substantiellement plus important que celui auquel on s'attendait en se fondant sur les réductions de la proportion des jeunes qui pourraient être chassés (compte tenu à la fois de la mortalité attribuable à la chasse et de la mortalité naturelle). Une partie du déclin pourrait être attribuable à des biais, par exemple, si la queue de quelques jeunes oies a fini de muer en février ces dernières peuvent par conséquent être confondues avec les adultes. On n'a pas étudié l'ampleur de cette mue chez les jeunes Oies des neiges, mais il est peu probable qu'elle soit suffisamment importante pour expliquer l'ensemble du changement saisonnier. La proportion de jeunes dans le cadre de la chasse en février s'approche de la proportion à laquelle on pourrait s'attendre dans la population à ce moment, bien qu'une analyse plus complexe, tenant compte de la variation de la productivité d'une colonie et d'une année à l'autre, est nécessaire pour confirmer ce fait. Si c'était le cas, cette situation laisserait croire que les vulnérabilités des jeunes et des adultes seraient semblables au printemps.

Les modifications du comportement des oiseaux au printemps pourraient représenter une variable confusionnelle de l'analyse. Au cours de l'automne et de l'hiver, les jeunes oiseaux accompagnent habituellement leurs parents. S'ils deviennent plus indépendants au printemps, leur vulnérabilité pourrait s'accroître légèrement. Par exemple, Francis et coll. (1992b) ont trouvé un taux de récupération chez les adultes non reproducteurs inférieur à celui des adultes reproducteurs et ils ont laissé supposer que cette situation pouvait être attribuable à une migration différentielle (c.-à-d. qu'ils pouvaient être pris dans des régions différentes) ou aux effets de l'accompagnement des jeunes sur la vulnérabilité des adultes reproducteurs. Si, au printemps, les jeunes oiseaux migrent à des moments différents des adultes, l'incidence relative d'une chasse printanière pourrait varier selon que cette migration coïncide avec le passage de plus de jeunes ou de plus d'adultes. Dave Ankney (comm. pers.) croit que les femelles adultes, en raison de leur besoin d'accumuler des réserves suffisantes de nutriments pour l'alimentation des

jeunes, puissent être moins à l'affût et, par conséquent, plus vulnérables.

On ne connaît pas les rapports immatures-adultes, ni donc les vulnérabilités relatives. Cooch (1953) suggérait qu'en automne, les chasseurs autochtones puissent abattre des adultes de manière sélective. Bien qu'il puisse s'agir d'une stratégie visant à garder les jeunes dans la région de façon à ce que toute la famille puisse être abattue (J. C. Davies, comm. pers.), ceci augmenterait malgré tout le taux d'abattage des adultes. Des données restreintes provenant de postes d'accueil de Moose River (Ontario), indiquent que les chasseurs autochtones pourraient abattre une plus grande proportion d'adultes que les chasseurs non autochtones (K. Abraham, comm. pers.). Si l'effet de tenter d'abattre tous les oiseaux d'une famille est tel que les chasseurs autochtones abattent les oiseaux de catégories d'âge dans à peu près la même proportion que leur abondance au sein de la population, ceci pourrait donner lieu à des vulnérabilités semblables pour les jeunes et les adultes pendant la chasse d'automne. En présumant des ratios semblables pendant la chasse printanière, la différence entre la chasse printanière et la chasse automnale pourrait être aussi faible que 9 %. S'il arrivait que les jeunes oiseaux soient abattus plus souvent au printemps, la différence serait encore moindre. Au printemps, les jeunes oiseaux sont plus difficiles à distinguer des adultes à une certaine distance et, par conséquent, le choix délibéré selon l'âge serait plus difficile. D'autres données sur les rapports immatures-adultes pendant la chasse du printemps (et de l'automne) par les peuples autochtones sont nécessaires pour raffiner ces estimations.

Les modèles sont fortement influencés par l'effet de la perte du partenaire, mais il n'y a aucune donnée disponible pour quantifier dans quelle mesure ou si la perte du partenaire diminue la réussite de la reproduction. De manière intuitive, il semble logique que la probabilité qu'une Oie des neiges veuve trouve un nouveau partenaire diminue plus tard dans la saison. Si c'est le cas, ceci sous-entend qu'une chasse à la fin de mars ou en avril aurait un effet moindre sur la réussite de la reproduction des femelles perdant leur partenaire qu'une chasse en mai dans les aires d'escale de la baie James ou plus près des aires de reproduction.

L'effet du dérangement associé à la chasse sur l'énergétique des oies est un facteur qui n'a pas été examiné dans ces modèles. Ward et Stehn (1989) ont évalué le coût énergétique des perturbations attribuables aux avions en ce qui concerne la Bernache cravant *Branta bernicla* en termes de temps de nourrissage perdu et de dépense énergétique. Ils ont calculé que les perturbations importantes attribuables aux avions pourraient éventuellement empêcher la Bernache d'accumuler suffisamment de réserves pour la migration, mais le modèle reposait sur la présomption à l'effet que les oies ne pourraient pas augmenter leur apport en éléments nutritifs. Une augmentation de 10 % de l'ingestion d'aliments aurait largement contrebalancé l'incidence du dérangement. L'incidence de la perturbation associée à la chasse dépend du nombre de chasseurs, de leur comportement, du nombre d'endroits où les oies rencontrent les chasseurs et du nombre ainsi que de la distribution des refuges où les oies peuvent être nourries sans être dérangées. Ces facteurs ne sont pas nécessairement reliés au nombre d'oies abattues et sont donc difficiles à représenter dans un modèle. Comme les Oies des neiges utilisent des nutriments accumulés pour la production d'œufs (Ankney et MacInnes,

1978), la perturbation au printemps pourrait réduire la productivité de même qu'accroître la mortalité attribuable au manque de nourriture. Cependant, ceci peut être pertinent seulement si la perturbation est suffisamment importante pour que ces oies ne puissent compenser en augmentant la recherche de nourriture. À moins qu'il y ait un effort délibéré pour harasser les oies, il semble peu probable que cette perturbation puisse être suffisante pour avoir une incidence mesurable sur la dynamique de la population.

Les modèles utilisés dans cet article, bien qu'élaborés pour les Oies des neiges, pourraient également être utilisés pour évaluer l'incidence de la chasse printanière sur les autres espèces de sauvagine. En ce qui concerne les espèces comme la Bernache du Canada, qui bénéficie également d'un taux de survie élevé, les résultats relatifs à la chasse fortement additive et à la mortalité naturelle, le lien de couples à long terme, la maturation retardée et la survie fort variable des jeunes d'un an seront semblables à ceux concernant les Oies des neiges. On pourrait s'attendre à des résultats assez différents en ce qui a trait aux canards comme les Canards colverts *Anas platyrhynchos*, qui ont un taux de survie beaucoup plus faible, produisent un grand nombre de jeunes, s'accouplent à un an et semblent afficher une certaine mortalité compensatoire au moyen de laquelle le taux de mortalité naturelle est réduit par rapport à la mortalité accrue attribuable à la chasse (Nichols, 1991b). Il faudrait avoir des renseignements sur le moment et les mécanismes de compensation afin d'élaborer un modèle pour de telles espèces.

5. Répercussions sur la gestion

5.1 Prises par les peuples autochtones

La chasse à la sauvagine par les peuples autochtones du Canada a lieu pendant la migration d'automne et celle du printemps. La chasse printanière, particulièrement la chasse à l'oie, a toujours été importante parce que la sauvagine qui revenait au printemps représentait souvent la première nourriture fraîche après le long hiver nordique. D'autres sources de nourriture sont aujourd'hui disponibles, elles peuvent être relativement dispendieuses ou de quantité restreinte et sont considérées moins désirables et moins nutritives. Ainsi, le gibier sauvage continue d'être important pour de nombreux peuples autochtones du Canada (Coad et Richardson, 1994). La chasse printanière est également importante au point de vue social pour conserver les traditions culturelles de nombreux peuples autochtones.

Mes modèles suggèrent que l'incidence relative de la chasse printanière par les peuples autochtones soit peu susceptible de dépasser de plus de 40 % celle de la chasse automnale, et peut-être ne la dépasser que de 10 %. L'incidence ne peut être quantifiée plus précisément parce que plusieurs des principaux paramètres sont inconnus. On compte parmi ceux-ci le rapport immatures-adultes dans la chasse printanière par rapport celle d'automne et l'effet de la perte du partenaire près des aires de reproduction sur la réussite de la reproduction. À une extrémité, en présumant que les jeunes sont trois fois plus vulnérables que les adultes en automne mais également vulnérables au printemps et qu'aucune de ces oies veuves au printemps ne se reproduit, la chasse printanière pourrait avoir une incidence de 52 % supérieure à une chasse automnale. Par contre, compte tenu du fait que les chasseurs autochtones peuvent abattre les adultes

de façon sélective en automne et que de nombreuses oies qui perdent leur partenaire au printemps peuvent trouver un nouveau partenaire et s'accoupler avec un certain succès, l'incidence relative de la chasse printanière sera probablement moins de 20 % supérieure à celle d'une chasse automnale.

Certaines populations d'oies prises par les peuples autochtones déclinent ou se situent à des niveaux relativement bas, comme la Bernache du Canada dans le nord du Québec (Comité du Service canadien de la faune sur la sauvagine, 1998). S'il devenait un jour nécessaire d'établir des quotas sur les prises autochtones, les modèles contenus dans cet article pourraient être utilisés pour répartir les prises entre les saisons (pourvu que les renseignements puissent être obtenus sur les paramètres manquants, tels les rapports immatures-adultes dans le cadre de la chasse). Par exemple, si une chasse d'automne de 50 000 oies pouvait être acceptable et que l'incidence d'une chasse printanière était de 25 % plus élevée que celle d'une chasse d'automne, alors une allocation de prises de 25 000 oies en automne et de 20 000 au printemps ou une allocation nulle en automne et de 40 000 au printemps aurait une incidence équivalente sur la population d'oies. Les décisions concernant les allocations entre les saisons, en utilisant ce type d'échelle mobile, pourraient être prises par les gens de l'endroit selon leurs propres désirs.

Bien sûr, pour ces gens qui ont accès aux espèces dont la population s'est accrue, comme l'Oie des neiges, l'incidence relative des prises à différentes périodes de l'année est sans importance. En fait, du point de vue du contrôle des populations, il peut être approprié d'encourager la chasse par les peuples autochtones au printemps et d'abattre de préférence les adultes. Le total des prises d'Oies des neiges autour de la baie James et de la baie d'Hudson a été évalué par des enquêtes sur les prises au milieu des années 1970 à environ 31 000 oiseaux au Québec (Boyd, 1977) et à 45 000 en Ontario (Prevett et coll., 1983). Près de 25 % des prises en Ontario (Prevett et coll., 1983) et 13 % des prises du Québec (Reed, 1991) ont eu lieu au printemps. Une enquête plus récente effectuée en 1991 (Berkes et coll., 1992) laissait croire que les prises ontariennes avaient augmenté à 55 000 oies, mais il s'agit là d'une augmentation bien moindre que le taux de croissance de la population (Cooke et coll., le présent ouvrage). Une autre hausse substantielle serait nécessaire pour atteindre les mêmes niveaux de prises qu'au début des années 1970.

5.2 Prises visant à limiter les grandes populations

Une chasse « de printemps » par des chasseurs non autochtones aurait sans doute lieu surtout dans les aires d'escale situées plus au sud, où vivent la plupart des chasseurs, du 11 mars jusqu'au début de mai. On ne connaît pas l'effet de la perte d'un partenaire au cours d'une chasse effectuée au début d'avril, mais il y aurait encore un à deux mois au cours desquels les oiseaux veufs pourraient trouver un nouveau partenaire. Ainsi, la plupart des différences entre le printemps et l'automne seraient probablement attribuables aux effets saisonniers et aux modifications de la vulnérabilité relative.

L'incidence relative de la chasse en mars ou au début d'avril différera peu de celle d'une chasse au cours de la saison régulière en février ou au début de mars. Toutefois,

une chasse printanière aura une incidence d'environ 20 % plus grande que la moyenne pour le reste de la saison, en présumant que les jeunes sont, en moyenne, environ deux fois plus vulnérables que les adultes pendant la saison régulière, mais qu'ils éprouvent la même vulnérabilité au printemps, et en tenant compte du fait que la date moyenne de la chasse au cours de la saison régulière est environ deux mois plus tard que la date utilisée dans le modèle (le 1^{er} septembre).

Afin d'obtenir une estimation préliminaire de l'avantage éventuel d'ajouter une chasse printanière dans le cadre d'une stratégie visant à accroître le nombre total des prises, j'ai examiné la répartition mensuelle des prises en utilisant les statistiques américaines. Pour les voies migratoires du Centre et du Mississippi aux États-Unis, en moyenne durant les saisons de chasse de 1990 à 1997, environ 21 % à 22 % des prises ont eu lieu chaque mois d'octobre à janvier, avec une réduction d'environ 12 % en février. Seulement environ 1 % ont eu lieu en septembre et en mars. De toute évidence, cette répartition des prises est fortement influencée par la répartition des oies au cours de chaque mois et des limites saisonnières existantes à l'intérieur de ces périodes (p. ex., jusqu'à quelques années passées, peu d'États avaient des saisons au-delà de la mi-février). Si on ignore ces facteurs et si une modification des règlements donne lieu à des prises en mars et en avril semblables aux prises actuelles d'octobre à janvier, cette situation pourrait accroître le nombre total des prises d'environ 45 %. Compte tenu d'une incidence de 20 % plus élevée d'une chasse printanière, ceci équivaldrait à une augmentation de 54 % au cours de la saison régulière de chasse.

En se fondant sur ces estimations, le fait d'ajouter seulement une chasse printanière serait insuffisant pour limiter les populations d'oies. Cooke et coll. (le présent ouvrage) prédisent qu'un autre augmentation des prises de 2,1 à 4,7 fois, par rapport à l'estimation des prises de 1997, serait nécessaire en 1999 afin de réduire suffisamment le taux de croissance de la population pour entraîner un déclin de la population d'Oies des neiges. Particulièrement si la valeur réelle se situe au milieu ou dans la partie supérieure de cette fourchette, d'autres mesures, en plus d'ajouter une chasse printanière, seraient nécessaires pour atteindre les réductions recommandées du taux de croissance de la population.

Compte tenu de ces résultats, il semblerait approprié d'évaluer l'incidence prévue de toutes les mesures proposées visant à accroître le nombre de prises de façon à déterminer quelles mesures seraient nécessaires. Pour ce faire, il faudrait des estimations de la disponibilité des oies dans différentes régions à différents moments de l'année (c.-à-d. le nombre de jours de chasse éventuels dans chaque région de la voie migratoire des Oies des neiges), le nombre de chasseurs susceptibles de participer à chaque saison de chasse et le taux probable de réussite de ces chasseurs. Ce dernier point serait influencé par d'autres modifications des mesures comme le fait d'autoriser les appeaux électroniques ou l'appâtage. Ces données pourraient servir, de concert avec les résultats des modèles présentés dans cet article, à obtenir une meilleure estimation de l'incidence probable de toutes modifications proposées aux règlements et à déterminer si elles peuvent suffire à limiter la population.

6. Besoins en matière de recherche

Ces modèles mettent en lumière les principaux facteurs qu'il faut mieux comprendre pour évaluer l'incidence de la chasse printanière avec davantage de précision. Surtout si ces règlements sont modifiés pour permettre une telle chasse par les chasseurs non autochtones, il faut des programmes de recherche pour mesurer ces facteurs.

Le premier facteur est la vulnérabilité relative de chaque catégorie d'âge par rapport aux chasseurs à différentes périodes de l'année. Ceci exige certains renseignements sur les rapports immatures-adultes dans les prises de même que des renseignements sur le rapport immatures-adultes dans la population au moment des prises. On possède déjà des renseignements sur le rapport immatures-adultes dans le cadre de la chasse non autochtone, au moins jusqu'en février, fondés sur les examens des queues. D'autres enquêtes comportant l'inspection d'oiseaux entiers seraient souhaitables parce que le fait d'évaluer l'âge des oiseaux en ne se fondant que sur les queues peut devenir moins fiable plus tard pendant la saison lorsque les plumes des queues des oiseaux immatures auront été remplacées (Palmer, 1976). Il faut également d'autres enquêtes afin d'évaluer les rapports immatures-adultes dans le cadre de la chasse autochtone. Le rapport immatures-adultes dans la population pourrait être évalué au moyen d'enquêtes visuelles sur la population afin d'évaluer le rapport immatures-adultes dans les volées, parce que les jeunes oiseaux peuvent d'habitude être encore distingués des adultes par leur cou plus foncé, même au printemps. Un plan d'échantillonnage convenable serait nécessaire pour s'assurer que les échantillons sont représentatifs de la population dans différentes régions à différents moments. On peut également se servir des modèles pour évaluer les modifications dans les rapports immatures-adultes dans la population au cours de la saison, mais ils dépendent des estimations exactes de la taille de la population et de son rapport immatures-adultes au début de la saison ainsi que des totaux de prises par catégories d'âge tout au long de la saison.

Le deuxième facteur est la réussite de la reproduction des femelles devenues veuves à différents moments de la saison, surtout à différents moments du printemps. Cette mesure nécessiterait de marquer les femelles en hiver ou au printemps afin qu'elles puissent être suivies jusqu'aux aires de reproduction, probablement grâce à des radioémetteurs par satellite. La réussite de la reproduction chez les femelles devenues veuves de façon expérimentale à différents moments pourrait être comparée avec celle des témoins. Il s'agirait là d'un projet de recherche difficile et dispendieux, mais les résultats sont essentiels afin de mesurer exactement les effets de la chasse printanière sur la dynamique de la population d'oies.

Remerciements

Une ébauche précédente de cet article a été rédigée sous contrat pour le compte du Service canadien de la faune en 1994 afin d'examiner l'effet de la chasse printanière par les peuples autochtones autour de la baie d'Hudson. Études d'oiseaux Canada a en partie financé la révision de cet article pour examiner le contexte additionnel lié à la limitation de la croissance de la population. Je veux tout particulièrement remercier Hugh Boyd de m'avoir encouragé à réviser et à

mettre à jour cet article. P. Dwyer, H. Boyd, S. Wendt, K. Dickson, K. Abraham, J. D. Nichols, A. W. Diamond, J. C. Davies, R. G. Bromley, B. Trost et M. Bausfield ont fourni les données sur les prises autochtones et/ou des suggestions utiles pour les études de représentation par modèle ainsi que pour la rédaction de cet article. P. Padding et S. Williams ont fourni les données sur les prises aux États-Unis alors qu'Hélène Lévesque a fourni celles sur les prises au Canada. C. D. Ankney a fourni un compte rendu critique de l'article.

Ouvrages cités

- Abraham, K. F. et R. L. Jefferies. 1997.** High goose populations: causes, impacts and implications. Pages 7-63 in B. D. J. Batt (éd.), Arctic ecosystems in peril: report of the Arctic Goose Habitat Working Group. Publication spéciale du Projet conjoint sur les oies de l'Arctique, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, et le Service canadien de la faune, Ottawa.
- Ankney, C. D. 1975.** Neckbands contribute to starvation in female Lesser Snow Geese. *J. Wildl. Manage.* 39 : 825-826.
- Ankney, C. D. et C. D. MacInnes. 1978.** Nutrient reserves and reproductive performance of female Lesser Snow Geese. *Auk* 95 : 459-471.
- Berkes, F., P. George, R. Preston, J. Turner, A. Hughes, B. Cummins et A. Haugh. 1992.** Wildlife harvests in the Mushkegowuk region. Research Program for Technology Assessment in Subarctic Ontario Report, Second Series, No. 6, McMaster University, Hamilton (Ontario).
- Boyd, H. 1977.** Waterfowl hunting by Native people in Canada: the case of James Bay and northern Québec. Pages 463-473 in T. J. Peterle (éd.), Proceedings of the XIII International Congress of Game Biologists, Atlanta (Géorgie). Wildlife Society of Wildlife Management Institute, Washington.
- Caswell, H. 1989.** Matrix population models. Sinauer Associates, Inc., Sunderland (Massachusetts). 328 p.
- Clobert, J., J.-D. Lebreton, D. Allaine et J. M. Gaillard. 1994.** The estimation of age-specific breeding probabilities from recaptures or resightings in vertebrate populations: II. Longitudinal models. *Biometrics* 50 : 375-387.
- Coad, S. et M. Richardson. 1994.** Consumption of fish and wildlife by Native Canadians: estimates based on a review of literature. Rapport inédit, Service canadien de la faune.
- Comité du Service canadien de la faune sur la sauvagine. 1998.** Statut des oiseaux migrateurs au Canada - 2 novembre 1998. A. Filion et K. M. Dickson (éd.). Rapport inédit, Service canadien de la faune.
- Cooch, E. G. et F. Cooke. 1991.** Demographic changes in a Snow Goose population: biological and management implications. Pages 168-189 in C. M. Perrins, J.-D. Lebreton et G. J. M. Hirons (éd.), Bird population studies: their relevance to conservation and management. Oxford University Press, Oxford.
- Cooch, E. G., D. B. Lank, R. F. Rockwell et F. Cooke. 1989.** Long-term decline in fecundity in a snow goose population: evidence for density dependence? *J. Anim. Ecol.* 58 : 711-726.
- Cooch, E. G., D. B. Lank, R. F. Rockwell et F. Cooke. 1991.** Long-term decline in body size in a Snow Goose population: evidence of environmental degradation? *J. Anim. Ecol.* 60 : 483-496.
- Cooch, F. G. 1953.** Waterfowl investigations: James Bay, 1953. Rapport inédit CWSC 407, Service canadien de la faune.
- Cooch, F. G. 1958.** The breeding biology and management of the blue goose *Chen caerulescens*. Thèse de doctorat, Cornell University, Ithaca (New York). 235 p.
- Cooch, F. G. 1961.** Ecological aspects of the blue-snow goose complex. *Auk* 78 : 72-89.
- Cooke, F., C. D. MacInnes et J. P. Prevett. 1975.** Gene flow between breeding populations of Lesser Snow Geese. *Auk* 92 : 493-510.
- Cooke, F., R. F. Rockwell et D. B. Lank. 1995.** The Snow Geese of La Pérouse Bay: Natural selection in the wild. Oxford University Press, Oxford. 312 p.
- Francis, C. M. et F. Cooke. 1992a.** Migration routes and recovery rates of Lesser Snow Geese from southwestern Hudson Bay. *J. Wildl. Manage.* 56 : 279-286.
- Francis, C. M. et F. Cooke. 1992b.** Sexual differences in survival and recovery rates of Lesser Snow Geese. *J. Wildl. Manage.* 56 : 287-296.
- Francis, C. M. et F. Cooke. 1993.** A comparison of survival rate estimates from live recaptures and dead recoveries of Lesser Snow Geese. Pages 169-183 in J.-D. Lebreton et P. M. North (éd.), The use of marked individuals in the study of bird population dynamics: models, methods and software. Birkhäuser Verlag, Basel.
- Francis, C. M., M. H. Richards, F. Cooke, et R. F. Rockwell. 1992a.** Long-term changes in survival rates of Lesser Snow Geese. *Ecology* 73 : 1346-1362.
- Francis, C. M., M. H. Richards, F. Cooke, et R. F. Rockwell. 1992b.** Changes in survival rates of Lesser Snow Geese with age and breeding status. *Auk* 109 : 731-747.
- Geissler, P. H. 1990.** Estimation of confidence intervals for federal waterfowl harvest surveys. *J. Wildl. Manage.* 54 : 201-205.
- Lebreton, J.-D., K. P. Burnham, J. Clobert et D. R. Anderson. 1992.** Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecol. Monogr.* 62 : 67-118.
- Martin, K., F. G. Cooch, R. F. Rockwell et F. Cooke. 1985.** Reproductive performance in Lesser Snow Geese: are two parents essential? *Behav. Ecol. Sociobiol.* 17 : 257-263.
- Martinson, R. K. et J. A. McCann. 1966.** Proportion of recovered goose and brant bands that are reported. *J. Wildl. Manage.* 30 : 856-858.
- Nichols, J. D. 1991a.** Science, population ecology, and the management of the American Black Duck. *J. Wildl. Manage.* 55 : 790-799.
- Nichols, J. D. 1991b.** Responses of North American duck populations to exploitation. Pages 498-525 in C. M. Perrins, J.-D. Lebreton et G. J. M. Hirons (éd.), Bird population studies: their relevance to conservation and management. Oxford University Press, Oxford.
- Owen, M. et J. M. Black. 1991.** A note on migration mortality and its significance in goose population dynamics. *Ardea* 79 : 195-196.
- Palmer, R. S. 1976.** Handbook of North American birds. Vol. 2. Yale University Press, New Haven (Connecticut).
- Prevett, J. P., H. G. Lumsden et F. C. Johnson. 1983.** Waterfowl kill by Cree hunters of the Hudson Bay Lowland, Ontario. *Arctic* 36 : 185-192.
- Reed, A. 1991.** Subsistence harvesting of waterfowl in northern Quebec: goose hunting and the James Bay Cree. *Trans. N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 56: 344-349.
- Rexstad, E. A. 1992.** Effect of hunting on annual survival of Canada Geese in Utah. *J. Wildl. Manage.* 56 : 297-305.
- Rockwell, R. F., E. G. Cooch, C. B. Thompson et F. Cooke. 1993.** Age and reproductive success in female Lesser Snow Geese: experience, senescence, and the cost of philopatry. *J. Anim. Ecol.* 62 : 323-333.
- Rockwell, R. F., E. G. Cooch et S. Brault. 1997.** Dynamics of the mid-continent population of Lesser Snow Geese: projected impacts of reductions in survival and fertility on population growth rates. Pages 73-100 in B. D. J. Batt (éd.), Arctic ecosystems in peril: report of the Arctic Goose Habitat Working Group. Publication spéciale du Projet conjoint sur les oies de l'Arctique, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, et le Service canadien de la faune, Ottawa.

- Ward, D. H. et R. A. Stehn. 1989.** Response of Brant and other geese to aircraft disturbance at Izembek Lagoon, Alaska. Rapport présenté au Minerals Management Service, U.S. Department of the Interior, Anchorage (Alaska).
- Wesley, N. F. 1993.** Migratory bird harvesting and management study. Rapport inédit par Wabun-Wetum Consulting, Moose Factory (Ontario).

L'incidence de la chasse sur la croissance de la population des Petites Oies des neiges du centre du continent

Fred Cooke,^a Charles M. Francis,^b Evan G. Cooch^{a,d} et Ray Alisauskas^c

^a Faculté des sciences biologiques, Université Simon Fraser, Burnaby (Colombie-Britannique)
Canada V5A 1S6

^b Études d'oiseaux Canada, C.P. 160, Port Rowan (Ontario) Canada N0E 1M0

^c Service canadien de la faune, Centre de recherche faunique des Prairies et du Nord, 115
Perimeter Road, Saskatoon (Saskatchewan) Canada S7N 0X4

^d Adresse actuelle : Department of Natural Resources, Cornell University, Ithaca (New York)
14853, É.-U.

Résumé

Les populations de Petites Oies des neiges *Anser caerulescens caerulescens* du centre du continent nord-américain ont augmenté à tel point qu'elles provoquent de graves dommages dans certains écosystèmes côtiers de l'Arctique. Un exercice récent de modélisation effectué par R. F. Rockwell et ses collègues (auquel on se réfère comme le Modèle original), indiquait que l'augmentation du taux de prise des adultes à environ le double des quantités moyennes de ces dernières années produirait une croissance négative de la population et serait donc (selon certaines hypothèses) suffisante pour limiter la population. Cependant, certains des paramètres de leurs modèles semblent avoir été inappropriés. Sur la base de paramètres révisés, qui sont cohérents avec les analyses des récentes données, nous suggérons qu'une augmentation de l'ordre de 3 à 7,3 fois le nombre de prises, par rapport à la même période analysée dans le Modèle original, soit requise pour réduire les populations au niveau souhaité en 1994. Malgré les augmentations récentes des prises, nous prévoyons qu'une autre augmentation de l'ordre de 2,1 à 4,7, par rapport à la prise estimée pour 1997, serait nécessaire en 1999 pour atteindre cette réduction des populations. Il faut informer les gestionnaires fauniques de ces objectifs accrus lorsqu'on envisage des mesures appropriées pour limiter les populations. Étant donné les incertitudes sous-jacentes à plusieurs estimations des paramètres, d'autres exercices de modélisation, combinés à la surveillance continue de la taille de la population et des paramètres démographiques, seront requis afin d'évaluer et de mettre au point toute initiative de gestion.

1. Introduction

Les populations d'oies nidifiant dans l'Arctique dans plusieurs régions du monde augmentent rapidement (Ebbing et coll., 1984; Madsen, 1991; Ankney, 1996; Madsen et coll., 1996; Abraham et Jefferies, 1997, et les références contenues dans ces ouvrages). Ces augmentations ont surtout été attribuées à la plus grande disponibilité de récoltes agricoles comme aliments en hiver (Cooch et Cooke, 1991; Ankney, 1996; Abraham et Jefferies, 1997). Dans plusieurs régions, les oies ont délaissé leurs aires traditionnelles d'alimentation telles que les marais côtiers, pour adopter des récoltes agricoles telles que celles de blé d'hiver, de riz et de maïs (Bateman et coll., 1988), qui fournissent une valeur

alimentaire plus élevée et qui sont plus disponibles que les aliments traditionnels (Alisauskas et coll., 1988).

Cette abondance d'aliments nutritifs peut avoir accru la survie hivernale ou mené à une plus grande productivité grâce à de plus importantes réserves nutritives pour la reproduction, ce qui permet aux populations de croître. Souvent, ces augmentations de population ont été les bienvenues puisqu'elles fournissaient de plus nombreuses occasions d'observation et de chasse des oiseaux. Certains agriculteurs accueillent favorablement les oies en autant que ces oiseaux éliminent la végétation excédentaire telle que les mauvaises herbes. D'autres agriculteurs considèrent que les oies sont nocives à cause des pertes accrues des récoltes.

Bien que plusieurs inquiétudes entourant l'augmentation des populations d'oies soient liées aux interactions négatives entre les oies et l'agriculture en hiver, une grande préoccupation de la gestion des Petites Oies des neiges *Anser caerulescens caerulescens* (ci-après nommées Oies des neiges) au centre du continent nord-américain est l'impact négatif que ces oies ont sur certaines parties de l'écosystème de l'Arctique. Les Oies des neiges s'assemblent en grandes volées à des points d'escale et dans leurs aires de nidification, s'alimentant parfois en déterrant la végétation souterraine. Cela a contribué à une importante destruction de l'habitat des marais salés côtiers des basses terres de la baie d'Hudson (Abraham et Jefferies, 1997, et les références contenues dans cet ouvrage) ainsi que dans les habitats des terres intérieures, par exemple autour du golfe Queen Maud (GQM) au Nunavut (Alisauskas, 1998). Ces écosystèmes de l'Arctique canadien sont dégradés par l'augmentation du nombre d'Oies des neiges, et ce problème est devenu une priorité pour les organismes responsables de la gestion de la sauvagine. On a formé un groupe de travail multinational qui a eu pour tâche de trouver des solutions possibles au problème, et qui a produit éventuellement une publication spéciale du Plan conjoint sur les oies de l'Arctique du Plan nord-américain de gestion de la sauvagine, intitulée *Arctic ecosystems in peril* (Batt, 1997). Ce rapport décrivait les principaux problèmes provoqués par la surabondance d'Oies des neiges et les enjeux afférents de la biologie et de la gestion de ces populations; nous en résumons les principaux points suivants :

1. Il y a eu de très grandes augmentations de toutes les populations d'Oies des neiges du centre du continent (Abraham et Jefferies, 1997). Les estimations du taux de croissance de la population globale varient de 5 %

à 9 % par an depuis les 25 dernières années, produisant des populations au milieu de la décennie 1990 qui étaient peut-être quatre fois plus élevées qu'elles ne l'étaient au début des années 1970. Au cours de cette période, les prises ont diminué (Abraham et Jefferies, 1997 : 27).

2. Beaucoup de preuves démontrent que les Oies des neiges provoquent la destruction généralisée de la végétation des marais salés arctiques. Jusqu'à 30 % de la superficie totale des marais salés le long des côtes de la baie James et de la baie d'Hudson est très endommagée par les oies (Abraham et Jefferies, 1997).
3. Certaines de ces oies ont jusqu'à maintenant évité la régulation de la population par la densité en colonisant des aires de nidification qui, d'après les dossiers historiques, n'avaient pas été utilisées par l'Oie des neiges.
4. Un exercice de modélisation (Rockwell et coll., 1997) comportant l'analyse d'une matrice de projection classée par âge, avec invariance au temps, a été présentée, concluant que l'option de gestion la plus efficace pour la régulation de la population serait d'accroître le taux de mortalité des adultes.
5. Il a été recommandé qu'étant donné que le taux annuel de mortalité des adultes est composé de la mortalité naturelle et de celle qui est attribuable à la chasse, apparemment de façon additive, la façon la plus efficace d'accroître la mortalité des adultes serait d'augmenter les prises de chasse. Sur la base de cet exercice de modélisation, il semble qu'on puisse diminuer la population dans un délai raisonnable si le taux de croissance de la population peut être réduit à 0,95, et qu'on peut obtenir ce résultat si le taux actuel des prises des adultes est doublé (Rockwell et coll., 1997 : 99).
6. Il a été recommandé que ce doublage du taux de prise devrait être effectué par une gamme de changements aux règlements actuels de chasse, y compris éliminer les limites de prises, permettre l'appâtage et les pièges électroniques ainsi que légaliser la chasse printanière (c.-à-d. chasser plus tard que la date de fermeture actuelle de la chasse du 10 mars).

Il est incontestable que le nombre accru d'Oies des neiges a créé des problèmes, notamment dans les écosystèmes de l'Arctique où elles se reproduisent normalement. Cependant, nous questionnons certaines des hypothèses sous-jacentes à la suggestion du rapport Batt (1997), voulant que doubler le taux d'abattage soit suffisant pour réduire la population d'Oies des neiges du centre du continent. Certaines estimations des paramètres dans le modèle de Rockwell et coll. (1997; ci-après nommé le Modèle original) semble avoir été inappropriées. L'utilisation d'hypothèses plus appropriées modifie les estimations du taux d'augmentation des prises pour réduire les populations d'Oies des neiges du centre du continent. Plutôt que de doubler le nombre des prises, par rapport aux valeurs utilisées dans le Modèle original, nous estimons qu'une augmentation de l'ordre de 3 à 7,3 fois aurait été nécessaire pour réduire adéquatement la taille des populations en 1994.

Dans le présent mémoire, nous présentons tout d'abord un argument, fondé sur les statistiques des prises et le taux estimé de croissance des populations, comme le décrit

le rapport (point 1 ci-dessus, Batt, 1997), qui indique qu'une augmentation inférieure à quatre fois le nombre de prises, par rapport à la période considérée dans le Modèle original, n'arrêtera probablement pas la croissance de la population. Nous examinons par la suite les hypothèses utilisées afin de calculer certains des paramètres clés du Modèle original. Les estimations révisées pour ce taux fondées sur les données actuellement disponibles ont mené à des estimations beaucoup plus élevées du taux d'augmentation des prises nécessaire pour réduire la population.

2. Vérification du modèle fondé sur les données des prises et la croissance de la population

En se servant de leur modèle, Rockwell et coll. (1997) ont estimé que doubler le taux de prise d'adultes augmenterait suffisamment la mortalité pour réduire la population. Ils ont supposé que le total des prises, au moment de leur analyse, était équivalent à la valeur moyenne de 1985 à 1994, qui était de 305 000, en tenant seulement compte de la portion américaine des prises (Rockwell et coll., 1997 : 99). Lorsqu'on inclut les prises canadiennes, le total monte à environ 400 000 oies (tableau 1). Cela laisse entendre qu'une prise rapportée de 800 000 oies par an serait suffisante pour provoquer le déclin de la population, une valeur qui a été presque atteinte par les prises estimées en 1997 (figure 1, annexe 1). Cependant, de simples calculs de l'estimation des changements dans le taux de prise, basé sur l'estimation de la prise et le taux de croissance des populations, indiquent que cette augmentation ne serait pas suffisante.

Comme le remarquent Abraham et Jefferies (1997), la population d'Oies des neiges du centre du continent (n) s'est multipliée au moins de trois à quatre fois par rapport à celle du début de la décennie 1970 et jusqu'au milieu des années 1990. Parallèlement, la prise totale estimée (g) a en réalité diminué de 1970 à 1994 (la dernière année pour laquelle des données ont été utilisées dans leur analyse) (figure 1, tableau 1). Sur cette base, il s'ensuit que le taux moyen de prise (g/n), que l'on suppose être proportionnel au taux de mortalité attribuable à la chasse, doit avoir diminué au cours de cette période. Si on tient compte de l'augmentation de trois et quatre fois de la taille de la population et d'une diminution d'environ 20 % des prises en moyenne entre 1970 et 1994, le taux de prise en 1994 a dû être entre un quart et un cinquième de sa valeur au début des années 1970.

Tableau 1

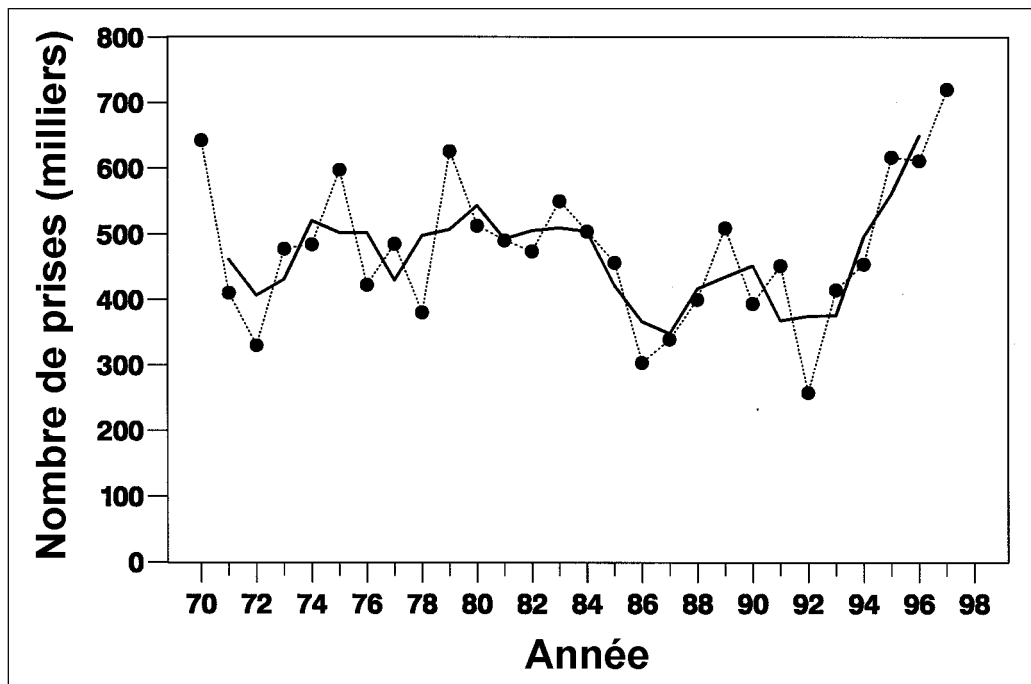
Prises annuelles moyennes d'Oies des neiges du centre de l'Amérique du Nord par périodes quinquennales estimées à partir des enquêtes sur les prises aux États-Unis (Mississippi et voies migratoires du Centre) et au Canada (Saskatchewan, Manitoba, et Ontario)

Période	Prises annuelles moyennes (milliers)		
	É.-U.	Canada	Total
1970-1974	399	— ^a	— ^a
1975-1979	427	75	503
1980-1984	394	112	506
1985-1989	292	110	402
1990-1994	317	77	395
1995-1997	540	103	643

^a Les estimations des prises comparables ne sont pas disponibles pour les prairies canadiennes au cours de cette période

Figure 1

Nombre total estimé d'Oies des neiges prises dans les voies migratoires du Mississippi et du centre des États-Unis et du centre du Canada (Ontario, Manitoba, Saskatchewan) de 1970 à 1997. Des données fiables pour le Canada n'étant pas disponibles pour les années 1970 à 1974, elles ont donc été estimées par rapport à la moyenne pour 1975 à 1979. La ligne solide représente une moyenne mobile de trois ans. Les années ayant des prises qui sont inusitées dans leurs niveaux inférieurs (p. ex., 1992) ont été associées à de faibles proportions de jeunes dans les prises et étaient probablement attribuables au mauvais résultat de la reproduction plutôt qu'à une réduction de la chasse.



En ce sens, des prises totales trois ou quatre fois plus grandes que la valeur moyenne du début des années 1970, équivalentes à une prise de quatre à cinq fois plus grande que la valeur moyenne au cours du début des années 1990, auraient été requises pour que le taux de prise soit équivalent à celui des années 1970. Cependant, la population d'Oies des neiges augmentait déjà dans les années 1970 (figure 2). Si les taux de reproduction et de recrutement n'avaient pas changé dans le temps (comme on le supposait dans le Modèle original, basé sur la tendance des colonies à se déplacer vers de nouvelles aires de nidification si elles épuisaient la végétation d'une ancienne aire), alors cette augmentation de quatre à cinq fois des prises ne sera même pas suffisante pour arrêter la croissance de la population, et elle ne pourra pas évidemment provoquer son déclin au taux prévu. Bien que la prise estimée ait augmenté au cours des dernières années (figure 1), la moyenne américaine de 1995 à 1997 n'était que de 35 % plus élevée que la moyenne au début des années 1970 (tableau 1).

Les arguments précédents indiquent qu'augmenter les prises à deux fois les niveaux du milieu des années 1990, comme le recommandent Rockwell et coll. (1997), ne serait pas suffisant pour limiter la population, et qu'il faudrait une prise beaucoup plus grande. De cette manière, certaines des hypothèses du Modèle original ont dû être inappropriées.

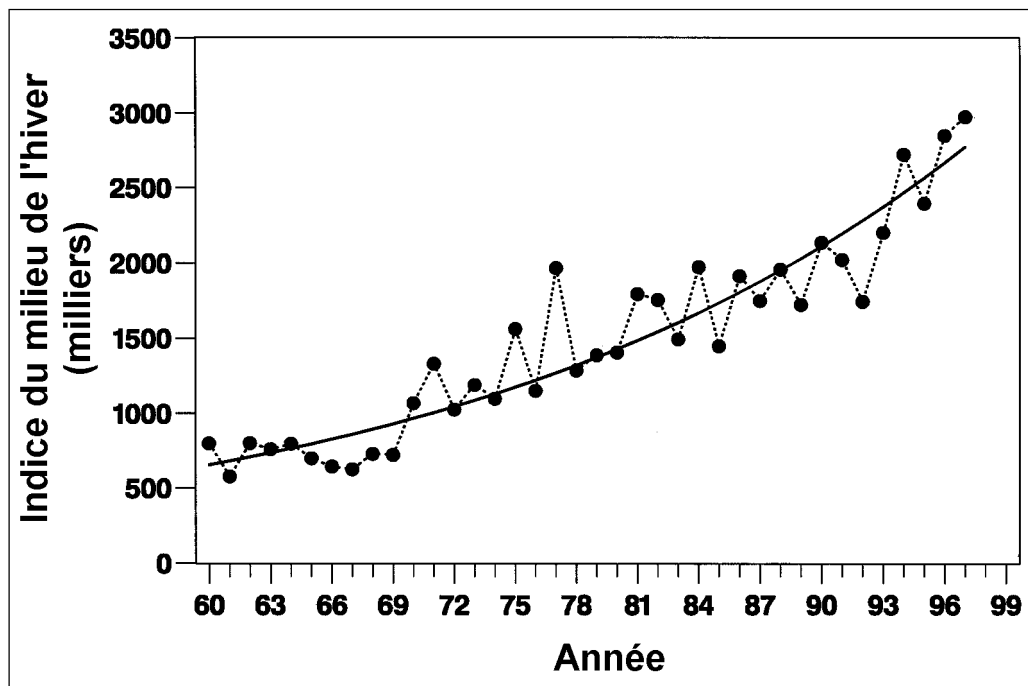
3. Examen des hypothèses clés du Modèle original

3.1 Calcul original du changement du taux d'abattage requis pour réduire l'abondance des Oies des neiges

La taille d'une population ne peut être réduite que si le taux de croissance λ (défini comme le taux de croissance asymptotique prévu lorsque ni la survie ni la fécondité changent dans le temps) est réduit à une valeur de moins de 1. Cela peut être atteint en réduisant la reproduction, en augmentant la mortalité ou les deux. Rockwell et coll. (1997) ont effectué une analyse de sensibilité de leur modèle portant sur la dynamique des populations d'Oies des neiges et ils ont montré que le taux de croissance de la population est le plus sensible aux changements dans le taux de survie des adultes. Cette conclusion est cohérente avec les attentes pour toute population ayant un taux de survie relativement élevé des adultes et aucune indication ou peu d'indications du déclin sénescence de la valeur de la reproduction (Caswell, 1989; Francis et coll., 1992b; Rockwell et coll., 1993). Sur la base de cette analyse, Rockwell et coll. (1997) ont conclu que la façon la plus efficace de limiter les populations d'Oies des neiges serait en augmentant la mortalité des adultes. Dans la plupart des publications sur les oies qui ont été étudiées, la mortalité naturelle et la mortalité attribuable à la chasse semblent être additives (Francis et coll., 1992a). Cela laisse entendre que le taux de mortalité attribuable aux causes naturelles (E) n'est pas affecté par la mortalité découlant de la chasse, du moins dans les limites observées. Si nous supposons que le taux de mortalité naturelle ne change d'aucune autre manière dans le temps (comme l'a fait Rockwell et coll., 1997), il s'ensuit que le taux global de mortalité va augmenter si les prises attribuables à la chasse

Figure 2

Le dénombrement du milieu de l'hiver d'Oies des neiges dans les voies migratoires du Mississippi et du Centre de 1960 à 1997. La courbe a été ajustée par une régression logarithmique linéaire et elle indique un taux de croissance de 4 % par an. La régression de 1970 et après indique un taux de croissance de seulement 3 % par an, mais les données des dénombrements effectués dans les aires de reproduction indiquent que le taux réel de croissance de la population était de 5 % par an ou plus élevé (voir le texte).



(K) sont augmentées. Rockwell et coll. (1997) ont estimé le degré auquel il faudrait augmenter les prises de chasse afin de réduire la croissance en utilisant le modèle suivant : ils ont déterminé le degré auquel la survie des adultes (s_a) devrait être réduite pour atteindre le taux de croissance de la population (les valeurs de $\lambda = 0,95$ et $\lambda = 0,85$ ont toutes deux été utilisées). Représentons le taux moins élevé de survie des adultes souhaité par s'_a . Puisque la survie des adultes est une fonction à la fois de la mortalité naturelle (E) et de la mortalité attribuable à la chasse (K)

$$s_a = (1-K)(1-E) \quad (1)$$

alors le taux d'abattage (K) correspondant à un taux donné de survie des adultes (s_a) et le taux de mortalité naturelle (E) est représenté par

$$K = 1 - \frac{s_a}{(1-E)} \quad (2)$$

De cette manière, le degré relatif auquel le taux d'abattage K devrait être augmenté par rapport aux niveaux actuels pour réduire la croissance de la population à une valeur spécifiée est

$$\frac{K_{\text{nécessaire}}}{K_{\text{actuel}}} = \frac{1 - \frac{s'_a}{(1-E)}}{1 - \frac{s_a}{(1-E)}} = \frac{s'_a + E - 1}{s_a + E - 1} \quad (3)$$

où s'_a est le taux de survie souhaité et s_a est le taux actuel de survie. Pour trouver la solution à cette expression, il ne faut

que des estimations de s_a et E. On peut aussi réécrire cette expression en termes de s_a et de K seulement :

$$\frac{K_{\text{nécessaire}}}{K_{\text{actuel}}} = \frac{s'_a (K_{\text{actuel}} - 1) + s_a}{s_a K_{\text{actuel}}} \quad (4)$$

Dans le Modèle original, Rockwell et coll. (1997) ont utilisé la première méthode (en principe) pour estimer E en estimant tout d'abord le taux d'abattage K correspondant à ce qu'ils supposaient être les estimations actuelles de la survie des adultes (s_a). Le taux d'abattage K peut être estimé à partir de l'analyse des données de recouvrement comme

$$K = f / \phi / c \quad (5)$$

où f (taux de récupération) est la probabilité qu'un oiseau bague a) est tiré (abattu), b) l'oiseau tiré est récupéré, et c) sa bague est rapportée, ϕ (taux des rapports) représente la probabilité que la bague de l'oiseau sera l'objet d'un rapport, étant donné qu'il a été abattu et récupéré, et c (taux de récupération) est la probabilité qu'un oiseau bague abattu est récupéré. En général, seul le taux de récupération f peut être estimé directement à partir des données de récupération et le taux d'abattage K doit être calculé en utilisant des valeurs connues et supposées pour les taux de production de rapports et de récupération. Étant donné une estimation du taux d'abattage et du taux de survie des adultes, le taux de mortalité naturel est calculé en remaniant l'équation 1 comme suit

$$E = 1 - \frac{s_a}{(1-K)} \quad (6)$$

En faisant des hypothèses précises au sujet du taux de recouvrement, des productions de rapport et de récupération et du taux actuel de survie, Rockwell et coll. (1997) ont calculé une estimation de K et (utilisant l'expression précédente) du taux de mortalité naturelle E . Ils ont déterminé que le taux d'abattage dû à la chasse (et donc le nombre total d'oiseaux pris par rapport à une taille donnée de population) devrait doubler (environ) par rapport aux valeurs actuelles pour réduire la croissance $\lambda = 0,95$ et environ tripler pour réduire encore plus la croissance à $\lambda = 0,85$.

3.2 Évaluation des hypothèses clés du Modèle original

L'équation 4 montre clairement que les estimations des trois paramètres sont nécessaires pour déterminer le changement requis de prises pour limiter la population : le taux actuel de survie s_a , le taux actuel d'abattage K_{actuel} et le taux de survie s'_a requis pour atteindre un λ particulier. Dans la présente section, nous considérons trois problèmes potentiels des estimations des paramètres utilisés dans le Modèle original : la variation temporelle des taux de survie et de prise; la variation géographique de ces taux; et l'incertitude dans l'estimation de s'_a .

3.2.1 Changements temporels des taux de récupération et de survie

Le Modèle original de Rockwell et coll. (1997 : 98–99) a utilisé un taux de récupération (f) correspondant à la valeur moyenne obtenue par Francis et coll. (1992a) pour la colonie de la baie La Pérouse (BLP) de 1980 à 1988 ($f = 0,0254$, qui était près de la valeur estimée pour 1983). De façon semblable, le Modèle original a supposé un taux de survie des adultes de $s_a = 0,88$, correspondant à la valeur estimée par Francis et coll. (1992a) pour 1987. Ces taux seraient appropriés seulement si les taux de récupération et de prise n'avaient pas changé depuis ces époques. En fait, la population a presque doublé entre 1983 et 1997, lorsque leur rapport a été révisé, (supposant que $\lambda = 1,05$), alors que les prises sont demeurées aux niveaux de 1983 ou inférieures à ces niveaux, au moins jusqu'en 1994 (figure 1, tableau 1). Puisque le taux de prise est simplement le rapport du nombre total d'oiseaux abattus avec le nombre total d'oiseaux dans la population au début de la saison de chasse, alors, en supposant un taux constant de mortalité naturelle, on s'attend à ce que la taille de la population double pour *réduire* le taux de récupération d'environ la moitié. Dans le cadre des hypothèses de l'additivité, cela *augmentera* le taux de survie des adultes. Francis et coll. (1992a) ont démontré que les deux taux ont considérablement changé dans les directions prévues entre 1970 et 1988 et ont ajouté que ces changements étaient en grande partie une conséquence des augmentations de la taille de la population sans augmentation concomitantes des prises. Étant donné que la population a continué à augmenter après 1988, sans aucune augmentation additionnelle des prises, au moins jusqu'en 1995, il semble probable que ces taux ont continué à changer.

De cette manière, les valeurs utilisées dans le Modèle original pour calculer jusqu'à quel point la prise devrait être augmentée pour réduire λ ont été basées sur un taux de récupération supposé f qui était plus élevé, et un taux de survie supposé des adultes s_a qui était plus bas que ce qui était

probablement la réalité au cours de l'ensemble des années faisant partie de l'analyse originale.

3.2.2 Variation géographique des taux de survie et de récupération

Une deuxième question que l'on peut poser au Modèle original est que les valeurs pour f et s_a ont été basées sur des données provenant de la BLP, qui est une des plus petites colonies d'Oies des neiges (figure 3) et peut ne pas être typique du reste de la population du centre du continent. Le taux de récupération des Oies des neiges baguées à la BLP était plus élevé que celui des Oies des neiges baguées au cap Henrietta Maria (CHM) ou à la rivière McConnell (McC) au cours des mêmes années (Francis et Cooke, 1992a). Le taux de production de rapports pour les Oies des neiges de la BLP semble être comparable à celui des autres espèces de sauvagine et n'était pas touché par les bagues de couleur (annexe 2), indiquant que ces différences dans le taux de récupération étaient attribuables à la variation entre colonies dans les taux de prise ou de survie.

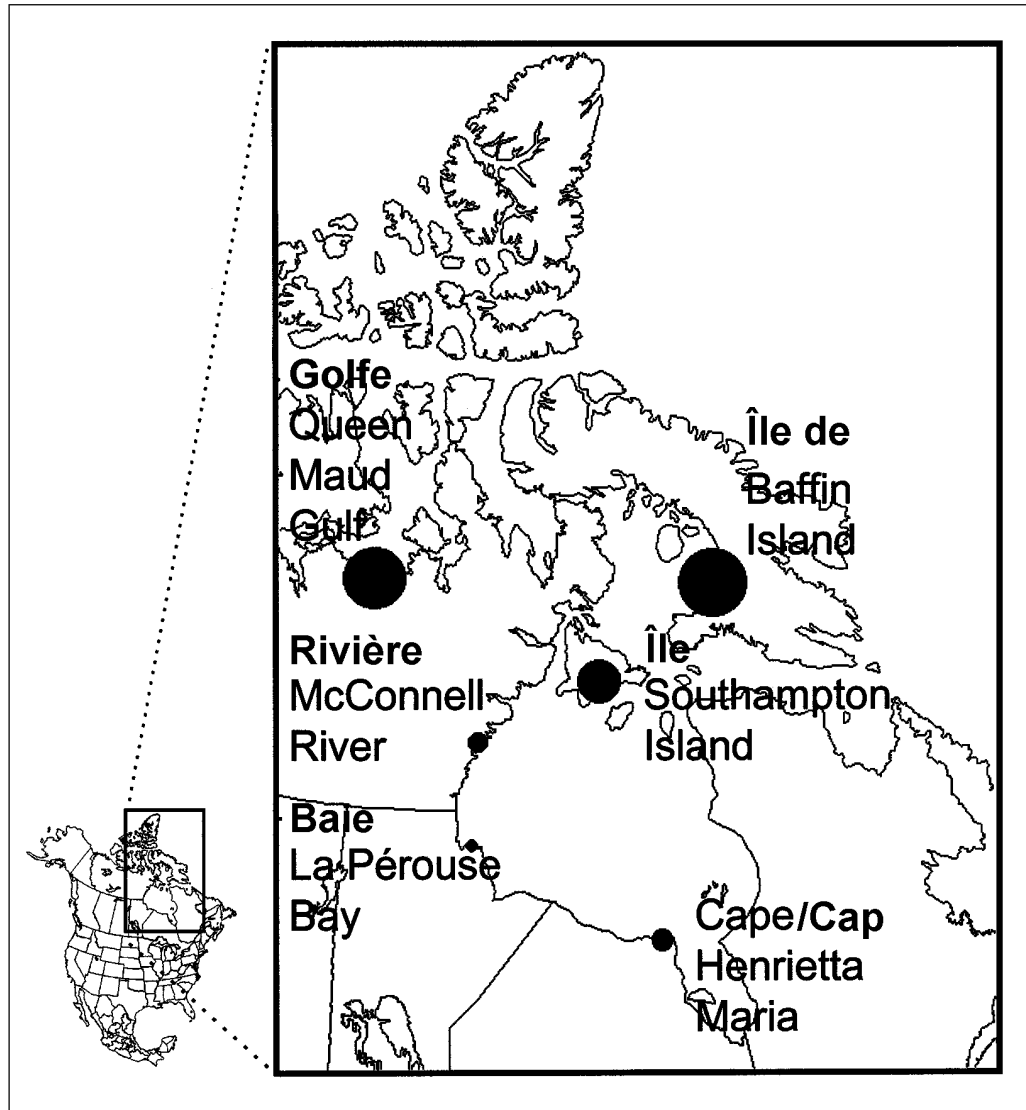
Les oies des différentes colonies entourant la baie d'Hudson ont suivi différentes routes de migration et sont donc l'objet de pressions de chasse différentes (Francis et Cooke, 1992a). Dans le cas des oies du CHM, le taux de récupération était plus faible comparativement aux oies de la BLP, mais le taux de survie était semblable. Francis et Cooke (1992a) ont mentionné que cela pouvait être attribuable au fait que les chasseurs autochtones près de la baie James rapportaient rarement les bagues des oies du CHM qu'ils abattaient. Au cours des années 1970, la prise annuelle par les Cris autour de la baie James et de la baie d'Hudson a été estimée à environ 31 000 oiseaux au Québec (Boyd, 1977) et à environ 45 000 en Ontario (Prevett et coll., 1983). Ce total est comparable à la prise totale rapportée d'Oies des neiges du centre du continent ailleurs au Canada au cours de cette période (tableau 1). La proportion d'oiseaux pris à la baie James qui proviennent du CHM, plutôt que de l'île de Baffin, est inconnue, mais il est plausible que la prise des Autochtones soit assez importante pour réduire le taux de survie des oiseaux du CHM à un niveau comparable à celui des oiseaux de la BLP, malgré des prises moins élevées (telles qu'indexées par le taux de récupération) dans d'autres régions de l'Amérique du Nord.

Par contre, la plupart des oies de la McC migrent plus à l'ouest où un beaucoup moins grand nombre est pris par les chasseurs autochtones. Dans ce cas, le taux de récupération plus faible à la McC peut indiquer une prise moins élevée que celle de la BLP. En supposant qu'il n'y ait aucune source additionnelle de mortalité naturelle, cela laisserait entendre que le taux de survie était plus élevé à la McC qu'à la BLP. Les estimations fondées sur des zones particulières du taux de survie des adultes à la McC étaient plus élevées que celles de la BLP (Francis et Cooke, 1992a); cependant, étant donné que le baguage à la McC a continué pendant seulement deux ans, malgré des échantillons très grands, la précision n'était pas adéquate pour pouvoir le confirmer.

Si le taux de prise diffère d'une colonie à l'autre, comme l'indiquent ces analyses, alors les valeurs de la BLP ne sont pas nécessairement appropriées pour estimer les paramètres démographiques de la population globale du centre du continent.

Figure 3

Principales aires de nidification de l'Oie des neiges du centre du continent dans le nord-est du Canada. La taille des cercles est proportionnelle au nombre estimé d'ois n'ifiant dans chaque colonie en 1997 ou 1998: golfe Queen Maud : 1 384 000 (Alisauskas et coll., 1998); île de Baffin : 1 767 000; île Southampton : 708 000; cap Henrietta Maria : 200 000; baie La Pérouse : 66 000; rivière McConnell : 154 000 (R. H. Kerbes, comm. pers.).



3.2.3 Taux de survie requis pour réduire λ à 0,95

En utilisant le Modèle original, Rockwell et coll. (1997) ont conclu qu'un taux de survie de $s_a = 0,795$ serait suffisant pour réduire λ à 0,95, ce qui correspond à une réduction de 5 % par an de la population. Cette valeur a été calculée à partir de la matrice de projections utilisée pour modéliser la population du centre du continent et elle est exacte du point de vue analytique étant donné la matrice. Cependant, il y a plusieurs raisons pour remettre en question la validité des projections basées sur cette matrice. Dans le Modèle original, les éléments de la matrice ont été modifiés *a posteriori* pour calculer une matrice produisant une valeur prévue de λ , qui était pareille au taux de croissance observé de la population du centre du continent (qu'elle suppose être de 5 % par an). Cela a été fait en utilisant des attentes logiques basées en grande partie sur les données provenant de la BLP.

Le problème avec l'utilisation d'un taux de croissance comme λ critère de sélection du modèle est qu'il y a une

série infinie de combinaisons des valeurs de survie et de fertilité qui produiront le même taux de croissance (Caswell, 1989). De cette manière, il n'est pas possible de vérifier la validité d'aucune matrice particulière sans données additionnelles. De telles données n'étaient pas disponibles au sujet des autres colonies pour la même période, mais il existe de l'information rétrospective qui indique que la matrice utilisée dans le Modèle original n'était pas appropriée. Plus précisément, la valeur de survie des adultes de 0,795 requise pour réduire la croissance à 0,95 était presque la même que l'estimation du taux moyen de survie de la population adulte de la BLP de 1970 à 1978 ($s_a = 0,80$), une période pendant laquelle la population de la BLP (Cooch et Cooke, 1991; Francis et coll., 1992a) et la population en général du centre du continent étaient en croissance rapide (Reed et coll., 1987; Kerbes, 1994). Si $s'_a = 0,795$ était réellement suffisant pour réduire maintenant la taille de la population, cela laisse entendre soit 1) que la productivité moyenne d'oisillons dans l'ensemble de la population du centre du continent est maintenant beaucoup plus basse qu'elle ne l'était à la BLP au

cours de la décennie 1970 soit 2) que le taux de survie des adultes était plus élevé aux colonies autres que celles de la BLP, ou les deux. Nous sommes d'avis que les deux explications sont insuffisantes. Premièrement, bien qu'il y ait des différences évidentes de la productivité attendue parmi les colonies (la fécondité, notamment la réussite de la nidification et la survie des oisillons, sera probablement plus faible dans les colonies plus grandes plus au nord qu'à celles de la BLP parce que la saison de nidification est plus courte et qu'il y a un échec plus fréquent de la reproduction), les ratios d'âge des prises ne montrent aucun changement à long terme dans la proportion des oies immatures de la population du centre du continent (C. M. Francis, données inédites). Cela indique que la fécondité moyenne de la population du centre du continent n'était pas considérablement plus élevée au cours des années 1970 qu'à présent. Deuxièmement, supposons que la mortalité naturelle était au moins aussi grande pour les oies nidifiant dans les régions nordiques ayant une migration plus longue et des conditions plus dures de reproduction que pour les oies à la BLP, le taux de survie plus élevé des adultes dans les colonies du Nord serait attribuable à une mortalité par la chasse moins élevée. Bien que cela a semblé être le cas dans la comparaison entre les données de la McC et de la BLP, les estimations du taux d'abattage tirées des enquêtes sur les prises et les dénombrements dans les aires de reproduction indiquent que le taux moyen de prise au centre du continent peut avoir été plus élevé que celui de la BLP (voir la section 4.1, ci-dessous). On peut donc conclure qu'il y a peu d'indications solides indiquant que le taux de survie a connu une moyenne plus élevée dans les colonies du Nord par rapport à celui de la BLP.

L'estimation de la valeur de survie des adultes s'_a nécessaire pour réduire le taux de croissance basée sur une seule matrice de projection (qui nécessite des hypothèses simplificatrices au sujet de l'homogénéité des colonies et aucun changement dans le temps) est potentiellement susceptible à un biais considérable. Une méthode plus solide serait d'élaborer un modèle de métapopulation structuré dans l'espace et dans le temps, ce qui dépasse la portée du présent mémoire. Malgré cela, nous remarquons qu'étant donné l'incertitude entourant la validité de la matrice de projection, il pourrait être prudent d'utiliser un taux cible moins élevé de survie pour accroître la probabilité d'une réduction satisfaisante de la population. Une valeur de $s'_a = 0,795$ peut ne pas suffire à arrêter la croissance de la population et une cible de $s'_a = 0,72$, telle qu'elle est recommandée dans le Modèle original pour réduire λ à 0,85, peut être plus appropriée pour que le taux réalisé soit réellement <1 .

4. Conséquences des hypothèses révisées

Dans la section précédente, nous avons montré que les estimations de deux des principaux paramètres du Modèle original, soit celles des taux d'abattage et de survie, peuvent avoir été inappropriées. Dans la présente section, nous utilisons les données disponibles pour obtenir de meilleures estimations de ces paramètres et nous recalculons ensuite les changements des prises qui seraient requis pour réduire la population à un taux adéquat. À part la révision de ces estimations, nous avons retenu, autant que cela était possible, les hypothèses et la conception du Modèle original.

Nous avons réalisé cette analyse en deux étapes. Nous avons commencé par calculer l'augmentation des prises qui aurait été requise au cours de la saison de chasse 1994 pour limiter la population. Nous avons choisi cette année pour deux raisons. Premièrement, c'est l'année des données les plus récentes sur les prises utilisées dans l'élaboration du Modèle original. Par conséquent, nos résultats peuvent être directement comparés avec ceux de Rockwell et coll. (1997). Deuxièmement, la plus grande partie des données disponibles sur les taux de récupération et de survie des Oies des neiges, sur laquelle nous basons nos calculs, ne sont disponibles que jusqu'à cette date. La prise de 1994 était semblable à la moyenne pour la décennie précédente.

Comme deuxième étape, nous avons ensuite prévu les changements des prises qui seraient requis en 1999, comparativement aux estimations les plus récentes des prises (saison 1997–1998). Puisque nous n'avons pas de données adéquates pour mesurer directement les conséquences des augmentations des prises de 1995 et par la suite (tableau 1, figure 1), nous basons cette prévision sur les relations observées entre les taux d'abattage et de survie pendant les années précédentes.

À l'équation 4, nous constatons que l'ampleur de l'augmentation de l'abattage nécessaire pour atteindre la réduction souhaitée de la croissance de la population (sur la base de l'hypothèse du modèle utilisé par Rockwell et coll., 1997) est seulement dépendante du taux d'abattage et du taux de survie des adultes, alors nous faisons une estimation de ceux-ci.

4.1 Taux d'abattage estimé en 1994

Comme le remarquent Rusch et Caswell (1997), un taux de prise (qui est proportionnel au taux d'abattage) pourrait être estimé de deux façons. La première est à partir des récupérations des bagues, comme le montre l'équation 5. La seconde nécessite des estimations de la population totale avant la saison de chasse et les estimations de la prise totale. Nous allons examiner tour à tour ces deux méthodes.

Nous avons estimé le taux de récupération pour 1994 basé sur une relation modélisée entre le taux de récupération et le temps, plutôt que d'utiliser l'estimation dans des zones précises du taux de récupération pour 1994, afin d'améliorer la précision de l'estimation et pour obtenir une estimation qui peut mieux prévoir les changements à l'avenir. Nous avons basé nos analyses initiales sur les données de la BLP, qui était la seule colonie de reproduction d'Oies des neiges où il y avait un programme généralisé de baguage à partir des années 1970 jusqu'à la décennie 1990 et donc assez de données pour estimer la relation entre les taux de récupération et de survie. Après 1988, plusieurs oiseaux n'ont pas reçu de bagues de couleur, mais, comme le montre l'annexe 2, cela n'a pas affecté le taux de récupération, et nous avons donc regroupé les données des oiseaux ayant ou non des bagues colorées. Nous avons basé nos estimations du taux de récupération seulement sur les récupérations directes (celles de la saison immédiatement après le baguage), pour deux raisons. Premièrement, nous pouvions regrouper les données sur les sexes, augmentant ainsi la précision des estimations. Deuxièmement, le taux de récupération des oiseaux préalablement bagués a tendance à être inférieur à celui des oiseaux récemment bagués, peut-être à cause des changements dans leur état reproductif (Francis et coll., 1992b).

Tableau 2

Taux moyen de récupération directe d'Oies des neiges baguées à la baie La Pérouse (Manitoba) et du golfe Queen Maud (Nunavut), de 1970 à 1995 par périodes quinquennales.^a

Lieu/période	Taux de récupération des adultes		Taux de récupération des oiseaux immatures	
	Moyenne	ET	Moyenne	ET
Baie la Pérouse				
1970–1974	5,19	0,49	9,44	0,46
1975–1979	4,42	0,44	8,49	0,37
1980–1984	3,06	0,15	5,52	0,54
1985–1989	1,87	0,24	2,53	0,53
1990–1994	1,28	0,22	2,22	0,52
1995 ^b	1,38	0,40	1,46	0,40
Golfe Queen Maud				
1990–1994	1,00	0,24	1,95	0,76
1995–1997 ^b	1,67	0,16	2,89	0,65

^a Aux fins de l'analyse, les sexes ont été regroupés ainsi que les oiseaux portant ou non des bagues de couleur sur la patte puisque aucun de ces facteurs n'influent sur le taux de récupération directe.

^b À remarquer que le taux de production de rapports peut avoir augmenté au cours de cette période à cause de l'utilisation d'un numéro de téléphone sans frais à partir de 1995 pour rapporter les bagues.

Les résultats indiquent que le taux de récupération a baissé, au moins jusqu'en 1994 ($P < 0,001$; tableau 2), comme nous l'avions prévu sur la base d'une prise constante ou à la baisse et d'une population à la hausse. Le taux moyen de récupération dans les années 1990 a été d'environ un quart de ce qu'il était au début de la décennie 1970, comme les arguments présentés à la section 2 du présent mémoire l'avaient prévu. La valeur estimée pour 1994 était de 0,011 (limite de confiance à 95 % 0,009–0,013). En supposant un taux de production de rapports de 0,38 et un taux de récupération de 0,8, cela correspond à un taux d'abattage de 0,036, (fourchette de 0,029–0,044 basé sur les limites de confiance à 95 % des estimations du taux de récupération).

Nous avons aussi estimé le taux de récupération des Oies des neiges baguées de 1990 à 1997 au GQM, la seule autre colonie de reproduction où un grand nombre d'oiseaux avaient récemment été bagués chaque année. Nous avons inclus seulement les oiseaux qui avaient reçu soit une bague unique en métal soit une bague en métal sur une patte et une bague colorée sur l'autre patte. Ces dernières ont été placées sur la plupart des femelles immatures, mais sur aucun des oiseaux adultes. Nous avons exclu les oiseaux ayant des colliers puisque leur taux de récupération était environ le double de celui des oiseaux marqués en même temps avec seulement des bagues aux pattes (C. M. Francis, données inédites). Au cours de 1990–1994, les taux de récupération moyens des adultes et des jeunes étaient semblables, mais légèrement inférieurs à ceux estimés pour la BLP au cours de la même période (tableau 2). Le taux estimé de récupération des adultes pour 1994, basé sur une régression linéaire dans le temps, était de 0,0078 (limites de confiance à 95 % 0,002–0,014). Ces données sont cohérentes avec les données préalables pour McC, indiquant que le taux de récupération peut être inférieur pour certaines des colonies plus à l'ouest comparativement à celles de la BLP comme nous l'avons décrit ci-dessus (section 3.2.2). En supposant un taux de production de rapports à ces colonies semblable à celui de la colonie de la BLP, ce taux correspond à un taux d'abattage de 0,026 (fourchette de 0,007–0,047).

La méthode de rechange d'estimations du taux d'abattage est basée sur des estimations de la population totale au début de la saison de chasse et de la prise totale. Les estimations actuelles de la prise légale totale (g) par des chasseurs détenant un permis pour la chasse aux Oies des neiges au Canada et aux États-Unis, basées sur les données d'enquêtes sur les prises, sont considérées comme raisonnablement sans biais (Cooch et coll., 1978; Geissler, 1990), bien que cela doit être accepté en partie de bonne foi puisqu'il y a beaucoup d'incertitude entourant les questionnaires qui ne sont pas retournés ainsi que les prises par les chasseurs ne détenant pas de permis. Par ailleurs, les estimations de la population au début de la saison de chasse ne sont pas disponibles directement. Francis et coll. (1992a) ont utilisé des données de dénombrement du milieu de l'hiver (N) pour calculer une estimation brute des directions de changement du taux de prise en utilisant la formule $g/(g + N)$. Cependant, cette méthode ne se prête pas à des mesures quantitatives du taux de prise pour plusieurs raisons. Premièrement, le dénombrement du milieu de l'hiver est, au mieux, seulement un indice de la population totale, qui peut représenter moins de 50 % de la véritable population en hiver (voir p. ex., Kerbes, 1975). Sans estimation d'un facteur de correction requis pour convertir les dénombrements du milieu de l'hiver à la taille totale de la population, g et N ne peuvent être additionnés ensemble de façon significative. Deuxièmement, la proportion de la population dénombrée au cours de l'enquête du milieu de l'hiver a fort probablement changé dans le temps, alors que des proportions accrues d'Oies des neiges hivernent dans les champs agricoles loin de la côte. Troisièmement, l'enquête du milieu de l'hiver a lieu avant la fin de la saison de chasse, faisant en sorte qu'une partie de la prise (g) représente des oiseaux dénombrés au cours de l'enquête du milieu de l'hiver. Quatrièmement, l'équation précédente ne tient pas compte des énormes pertes et de la mortalité naturelle entre le début de la saison de chasse et le moment d'effectuer l'enquête du milieu de l'hiver. Cinquièmement, l'enquête du milieu de l'hiver ne fait pas la différence entre l'Oie de Ross *Anser rossii* et l'Oie des neiges à l'étape de son plumage blanc, qui potentiellement ont augmenté à des taux différents. Finalement, les taux des prises diffèrent selon la classe d'âge, mais l'enquête du milieu de l'hiver ne donne aucune information sur la composition en âge de la population (bien que la composition en âge ait été estimée pour les volées dans certaines zones depuis la décennie 1950; U.S. Fish and Wildlife Service, 1997).

Une autre source d'information sur la taille de la population provient des dénombrements des colonies de reproduction (figure 3). On croit que ces dénombrements, basés surtout sur des photographies aériennes, fournissent des estimations raisonnables du nombre de spécimens nidificateurs dans chaque colonie photographiée (Kerbes, 1975, 1994; Alisauskas et coll., 1998). Ces enquêtes n'ont pas été effectuées tous les ans, mais en 1997 et 1998, toutes les colonies connues de taille moyenne à grande d'oiseaux nidificateurs de l'Arctique ont été recensées (figure 3). Les estimations totales des populations nidificatrices dans ces colonies à ce temps-là atteignaient 4,38 millions d'adultes. Cela sous-estime la population totale à tel point qu'il y a des oies nidifiant dans des colonies qui n'ont pas été recensées et qu'il y en a qui étaient à l'extérieur des limites qui l'ont été. L'ampleur de la sous-estimation est présumée petite (R. H.

Kerbes, comm. pers.), mais elle est évidemment inconnue. Par contre, cela pourrait surestimer la population de 1994 à tel point que la population a continué à augmenter jusqu'en 1997–1998. Pour estimer le nombre des adultes dans l'envolée d'automne 1994, nous avons supposé que ces deux facteurs se sont mutuellement annulés. Nous avons aussi supposé que le nombre d'oies qui ont été prises dans d'autres voies migratoires (p. ex., la voie migratoire du Pacifique) étaient comparables au nombre d'oies des colonies plus à l'ouest (p. ex., l'île Banks), qui ont été incluses dans le compte des prises de la voie migratoire du Centre. Pour estimer le taux de prise des adultes en 1994, nous devions aussi estimer le nombre d'oies adultes, qui ne se reproduisaient pas, présentes dans l'envolée d'automne. Nous avons utilisé des modèles matriciels comportant les mêmes paramètres que les modèles de Rockwell et coll. (1997), pour estimer le nombre d'oies qui ne se reproduisaient pas à 28 % du nombre d'oies nidificatrices (E. G. Cooch, données inédites). Cela est semblable à la proportion d'oiseaux non reproducteurs estimés par Alisauskas et coll. (1998) présents dans la colonie du GQM (32 % du nombre de reproducteurs). En utilisant la moyenne de ces deux estimations, (30 %), nous avons estimé l'envolée d'automne en 1994 à environ 5,6 millions d'adultes. La prise totale moyenne au cours de la période 1985–1994, qui était semblable à la prise estimée en 1994, était de 400 000 oiseaux. Le ratio d'âge moyen estimé de la prise au cours de cette période, basé sur des enquêtes dans des zones précises effectuées par l'U.S. Fish and Wildlife Service et le Service canadien de la faune, était de 0,575. De cette manière, la prise estimée des adultes était de 230 000 et le taux estimé de prise était de $230\,000/5\,600\,000 = 0,04$. En tenant compte d'un taux de récupération de 0,80, comme nous l'avons fait dans l'analyse du taux de récupération, cela représente un taux de prise de 0,05. Ce taux est près du taux d'abattage estimé obtenu des analyses du taux de récupération, surtout en tenant compte de la précision et de l'exactitude inconnues de la plupart des paramètres utilisés pour obtenir ces estimations.

4.2 Survie estimée en 1994

Si la mortalité associée à la chasse peut s'ajouter aux autres sources de mortalité et si la mortalité non attribuable à la chasse n'a pas changé dans le temps (comme cela a été supposé dans le Modèle original), il s'ensuit donc qu'une diminution du taux de prise, comme l'indique le déclin du taux de récupération, devrait être associée à une augmentation du taux de survie. Pour mettre à l'essai cette hypothèse, en utilisant encore une fois les données de baguage de la BMP, nous avons utilisé SURVIV (White, 1983) pour estimer le taux de survie des adultes en utilisant des modèles calculés à partir de ceux contenus dans le mémoire de Brownie et coll. (1985). Nous avons utilisé des données provenant des oiseaux bagués comme adultes et comme immatures. Le modèle le plus général que nous avons pu utiliser permettait à tous les taux de survie et de récupération de varier selon les années (modèle H1). Cependant, le taux de survie des adultes a été estimé avec très peu de précision à partir de ce modèle, particulièrement ces dernières années, étant donné le déclin des tailles des échantillons bagués ainsi que la diminution du nombre des récupérations. Pour accroître la sensibilité permettant de déceler les changements du taux de survie, nous avons ensuite ajusté le modèle dans

Tableau 3

Taux de survie d'Oies des neiges adultes baguées à la baie La Pérouse (Manitoba) et au golfe Queen Maud (Nunavut) de 1970 à 1995 par périodes quinquennales

Lieu/Période	Taux de survie des mâles		Taux de survie des femelles	
	Moyenne	ET	Moyenne	ET
Baie La Pérouse				
1970–1974	0,80	0,019	0,80	0,020
1975–1979	0,82	0,015	0,81	0,017
1980–1984	0,86	0,014	0,84	0,017
1985–1989	0,86	0,018	0,83	0,020
1990–1994	0,94	0,039	0,94	0,042
Golfe Queen Maud				
1989–1995	0,94	0,063	0,92	0,064

^a Les paramètres ont été estimés à l'aide de SURVIV, indépendamment pour chaque sexe, en utilisant un modèle qui supposait que la survie des adultes demeurerait constante dans chaque période quinquennale, mais que le taux de survie des oiseaux immatures et le taux de récupération variaient selon les années (les oiseaux bagués comme immatures ont été inclus dans l'analyse de la baie La Pérouse seulement).

lequel le taux de survie était contraint afin d'être constant pour chaque période quinquennale de 1970 à 1994 (la dernière année pour laquelle le taux de survie pouvait être estimé, parce que le baguage a arrêté en 1995). Nous avons comparé les résultats avec les modèles où le taux de survie était contraint pour être constant pour les 15 dernières ou 10 dernières années de la période, correspondant avec les hypothèses des modèles de Rockwell et coll. (1997).

Sur la base de ces données, les Oies des neiges mâles et femelles, le modèle le plus parcimonieux, tel que déterminé dans le critère d'information Akaike, permettait au taux de survie des adultes d'être différent d'une période quinquennale à l'autre, la période quinquennale finale étant différente des périodes quinquennales précédentes (tableau 3). Dans un test unilatéral de l'hypothèse que le taux moyen de survie des adultes avait augmenté dans la période finale (comme l'avait prévu le changement du taux de prise) comparativement à l'hypothèse qu'il n'avait pas augmenté, l'hypothèse d'aucun changement a été rejetée en ce qui concerne les mâles et les femelles ($P < 0,05$ dans les deux cas).

Nous avons aussi estimé le taux de survie basé sur les données de baguage des adultes au GQM de 1989 à 1995. Nous avons utilisé le même critère que dans l'analyse du taux de récupération, sauf que nous avons aussi inclus des données de 1989 (le début du baguage à ce site) pour accroître l'ampleur de l'échantillon. Bien que la précision ait été faible, des estimations moyennes pour les deux sexes étaient remarquablement près des estimations les plus récentes pour la BLP (tableau 3), réaffirmant l'indication que le taux de survie des adultes est actuellement plus élevé que celui avancé par Rockwell et coll. (1997).

Bien qu'il semble probable que la survie ait continué à augmenter de 1990 à 1994, nos meilleures estimations du taux de survie pour 1994 à partir de ces modèles sont des estimations de survie moyenne au cours de la dernière période d'environ $s_a = 0,94$. Malheureusement, même si nous regroupons les données des mâles et des femelles, l'erreur-type (ET) des estimations de la BLP est relativement élevée à $\pm 0,029$. Cela correspond à une limite de confiance à

95 % en ce qui concerne la survie entre 0,88 et 1, représentant un taux de mortalité entre 0,12 et 0.

Une autre méthode pour estimer le taux de survie pour 1994 est de modéliser la survie en fonction linéaire du taux de recouvrement (Francis et coll., 1992a). À la suite de Francis et coll. (1992a), nous avons ajusté ce modèle en utilisant des données tirées des oiseaux bagués seulement comme adultes, regroupant les mâles et les femelles. Le modèle résultant, y compris les données de 1970 à 1995, était presque identique à celui calculé par Francis et coll. (1992a) utilisant seulement les données jusqu'en 1988 : $s_i = 0,92 - 2,9 f_i$, où s_i est le taux de survie des adultes dans l'année i et f_i est le taux de récupération des adultes dans l'année i . Basé sur notre estimation préalable de 0,011 quant au taux de récupération en 1994, cela indique un taux de survie cette année-là de 0,89, près de la limite de confiance inférieure de l'estimation directe. Une troisième méthode est de modéliser la survie comme fonction linéaire du temps. Bien que la survie ne puisse indéfiniment s'accroître de façon linéaire, ce modèle avait un ajustement tout aussi bon à la régression en relation au taux de récupération dans la gamme des années analysées (1970–1994). Le taux estimé de survie pour 1994 calculé à partir de ce modèle était de 0,91.

4.3 Impact des paramètres révisés sur les estimations des prises requises en 1994

Dans les sections précédentes, nous avons estimé le taux d'abattage des adultes pour 1994 à 0,026 et 0,036 basé sur les données de récupération respectivement du GQM et de la BLP ou à 0,05 basé sur les estimations de la prise totale et de la population adulte totale à l'automne. Les différences entre les données du GQM et de la BLP étaient semblables aux différences entre la McC et la BLP à la fin de la décennie 1970. Les valeurs moins élevées basées sur les données sur le baguage pourraient être attribuables à plusieurs facteurs :

1) le taux de production de rapports des oiseaux bagués était moins élevé que nous supposions (malgré deux calculs indépendants d'une valeur semblable); 2) le taux de prise pour au moins une de ces colonies était inférieur à la moyenne de la population; 3) les enquêtes sur les prises sont biaisées à la hausse, peut-être à cause des non-répondants; ou 4) l'envolée d'automne des adultes a été sous-estimée, peut-être à cause de colonies oubliées, de dénombrements inexacts ou d'une proportion d'oiseaux non reproducteurs qui était plus élevée qu'estimée. Les données ne sont pas suffisantes pour permettre de déterminer lequel de ces facteurs peut être le plus important; de toute manière, les erreurs-types ne sont pas disponibles dans le cas de plusieurs des composants des deux estimations. Nous soupçonnons que l'estimation de 0,026, bien que potentiellement appropriée pour certaines colonies, est trop faible pour la population du centre du continent dans son ensemble, parce que cela laisse entendre soit que l'envolée d'automne des adultes était deux fois plus élevée qu'estimée soit que les prises réelles n'ont été en moyenne que la moitié aussi importantes que celles estimées dans les enquêtes sur les prises. Bien que des erreurs de cette importance soient possibles, elles semblent improbables et nous limiterons nos analyses à la fourchette de 0,036 à 0,05 (si 0,026 était exact, l'augmentation requise des prises serait encore plus importante que celle que nous estimons).

La modélisation directe de la survie indique une valeur de 0,94 pour la BLP et le GQM, mais comme on le

remarque ci-dessus, les limites de confiance sont assez larges. La comparaison avec les estimations précédentes du taux d'abattage sous-entend que ces estimations sont probablement trop élevées puisqu'elles laissent entendre un taux de mortalité naturelle (E), basé sur l'équation 1, entre 0,01 et 0,03. Ce taux est considérablement inférieur à l'estimation de $E = 0,08$ calculée à partir de la relation à long terme entre les taux de récupération et de survie à la BLP (Francis et coll., 1992a). Il est aussi nettement inférieur aux estimations de mortalité de la population non chassée de Bernaches nonnettes *Branta leucopsis* (Owen, 1984), bien qu'on puisse s'attendre à ce que ces dernières soient plus élevées que les estimations pour l'Oie des neiges à cause d'un vol migratoire plus long et plus ardu au-dessus de l'océan. Bien que la grande disponibilité d'aliments aux aires d'escale et d'hivernage puisse avoir mené à une mortalité naturelle moins élevée des Oies des neiges, il semble improbable que ce taux soit moins de 0,03 et il pourrait facilement être plus élevé. La survie estimée à partir des modèles à long terme était de 0,89 à 0,91, laissant entendre un taux de mortalité naturelle se situant entre 0,04 et 0,08. La véritable valeur moyenne pour la population en 1994 était probablement entre ses limites de 0,89 et 0,94, et nous basons donc nos analyses sur ces limites.

Basé sur les modèles de Rockwell et coll. (1997), s_a doit être réduit à 0,795 pour réduire λ à 0,95 et à 0,72 pour réduire λ à 0,85. Basé sur l'équation 4, pour les fourchettes de paramètres qu'on vient de mentionner, nous estimons qu'une augmentation du taux d'abattage entre trois et cinq fois aurait été requise pour réduire s_a à 0,795 en 1994, et un taux se situant entre 4,5 et 7,3 fois pour réduire s_a à 0,72 (figure 4). Ces résultats font contraste avec les conclusions de Rockwell et coll. (1997) voulant que doubler le taux d'abattage pour le premier taux et de le tripler pour le taux subséquent aient été suffisants. De plus, comme nous l'avons remarqué à la section 3.2.3, réduire la survie à 0,80 peut ne pas être suffisant pour réduire λ à moins de 1, alors les estimations pour $s_a = 0,72$ peuvent être plus appropriées.

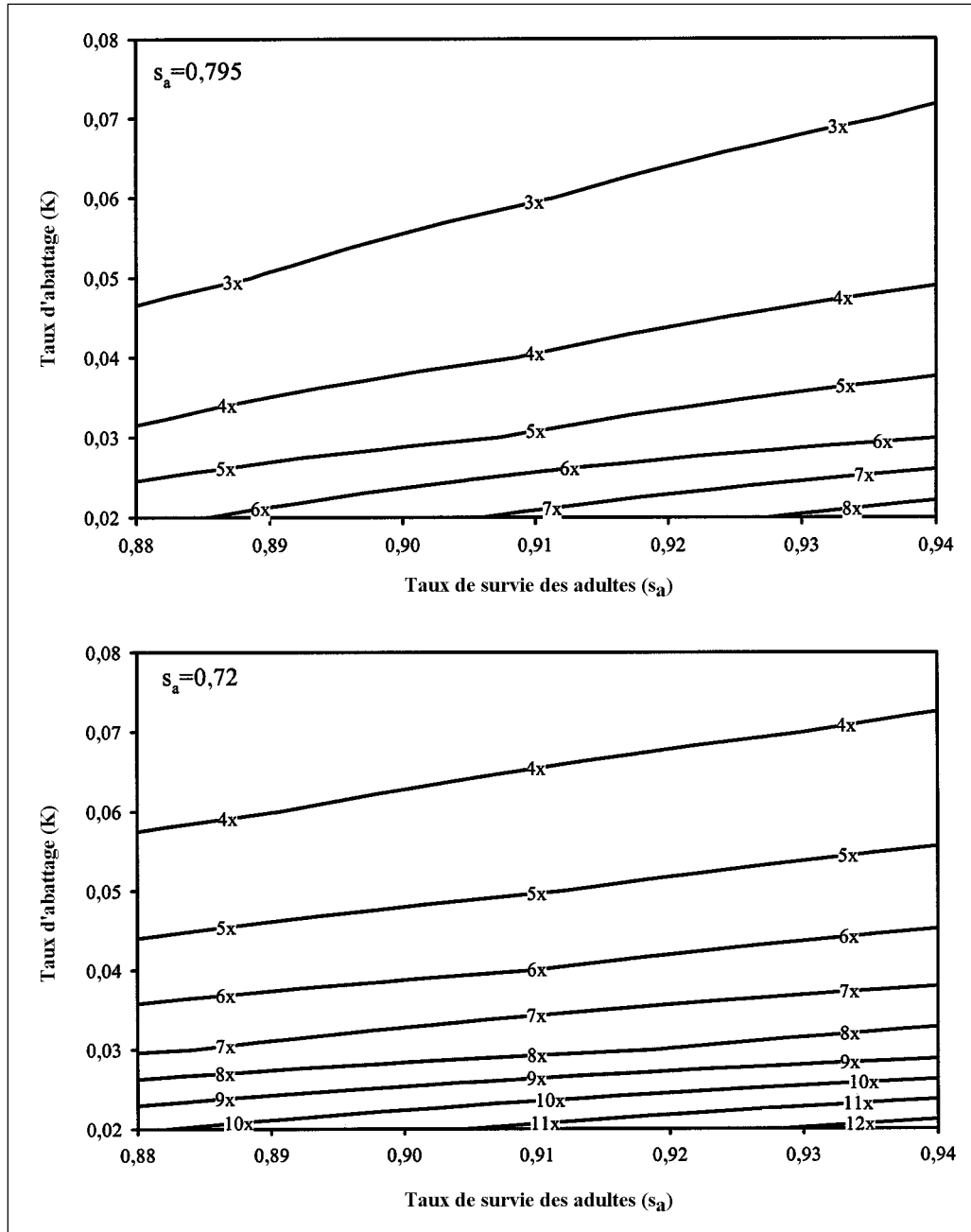
Si nous tenons compte de la prise estimée totale au cours de 1994 comme 230 000 adultes (voir ci-dessus), une augmentation de trois à cinq fois (requis pour réduire s_a à 0,795) laisse entendre une prise entre 0,7 et 1,1 million d'ois adultes, alors qu'une augmentation se situant entre 4,5 et 7,3 fois (pour réduire s_a à 0,72) laisse entendre une prise entre 1 et 1,6 million d'adultes. En supposant un ratio d'âge de 57 % d'adultes dans la prise, ces fourchettes correspondent à une prise totale (y compris les jeunes oiseaux) d'environ 1,2 à 2,8 millions d'ois.

4.4 Augmentation prévue requise pour 1999

Les données d'enquête indiquent que la prise d'Oies des neiges a augmenté depuis 1994, la prise estimée totale pour 1997 étant environ de 80 % plus élevée que la moyenne pour la période de 1985 à 1994 (tableau 1). Le taux moyen de récupération des oies marquées au GQM était d'environ 60 % plus élevé de 1995 à 1997 comparativement à celui de 1990 à 1994 (tableau 2), indiquant que cette prise accrue a mené à un taux accru de prise. Cependant, ce taux accru de récupération pourrait aussi être attribuable à l'introduction en 1995 d'un numéro de téléphone sans frais permettant de rapporter les bagues des oies ainsi qu'aux efforts accrus visant à promouvoir la production de rapports sur les bagues.

Figure 4

Effet de différentes valeurs des taux actuels de survie et d'abattage sur l'augmentation estimée du taux d'abattage nécessaire pour réduire la survie des adultes à 0,795 ou 0,72, les valeurs requises pour atteindre des taux de croissance de = 0,95 et 0,85 respectivement, basées sur l'hypothèse supposée du Modèle original de Rockwell et coll. (1997). Les lignes représentent des paires de valeurs des taux de survie et d'abattage correspondant au nombre spécifié d'augmentation du taux d'abattage. Par exemple, si le taux actuel de survie des adultes est 0,91 et le taux d'abattage actuel est 0,04, alors réduire s_a à 0,795 nécessitera environ une augmentation de 3,8 à 4 fois de l'abattage.



Pour cette raison, nous ne pouvons utiliser le taux de récupération pour estimer directement les taux de prise et d'abattage; nous prévoyons plutôt la prise requise pour 1999 basée sur les changements estimés de la taille de la population. Nous remarquons que même une augmentation de 80 % dans la prise était de beaucoup inférieure à notre estimation minimum d'une triple augmentation requise pour mettre fin à la croissance de la population. Si la population a continué à s'accroître à un taux de 5 % par an ($\lambda = 1,05$), elle serait environ 27 % plus grande en 1999 qu'elle ne l'était en 1994. Même si on tient compte d'une certaine réduction du taux de

croissance à cause de l'augmentation de la prise, il semble probable que la population sera au moins 20 % plus nombreuse en 1999 qu'elle ne l'était en 1994. Sur la base de cette hypothèse, la prise totale requise pour limiter la population en 1999 serait d'environ 20 % plus élevée que cela n'avait été estimé dans la section précédente. De cette manière, la prise totale requise se situerait entre 0,85 et 1,9 million d'adultes ce qui, en supposant aucun changement dans les ratios d'âge (le ratio d'âge estimé dans la prise de 1997 étant encore une fois 57 %), représente entre 1,5 et 3,4 millions d'œufs. Par rapport aux estimations les plus récentes

des prises de 720 000 oiseaux en 1997, cela correspond à une autre augmentation de 2,1 à 4,7 fois.

Si nous supposons que les estimations des prises et de l'envolée de l'automne utilisées en 1994 étaient raisonnablement exactes et que s_a pourrait être réduit de 0,89 à 0,72 pour assurer la réduction adéquate de la population, alors notre meilleure estimation de la prise requise en 1999 correspondrait à environ 2,1 millions d'ois de l'envolée d'automne prévue de 9,2 millions d'ois (en supposant 20 % de croissance de 1994 à 1999 et 27 % d'ois immatures dans l'envolée). Cependant, nous signalons que nous ne pouvons affirmer que les estimations de la prise ou de la population reproductrice sont plus exactes que les estimations basées sur le taux de récupération, et que la prise requise pourrait se situer n'importe où entre 1,5 et 3,4 millions d'oiseaux basées sur nos connaissances actuelles.

5. Discussion

Nous sommes d'accord avec Rockwell et coll. (1997) qu'un modèle matriciel déterministe basé sur des étapes peut être un outil utile pour la modélisation démographique des populations d'animaux, y compris les Oies des neiges. Cependant, comme l'ont montré Francis et coll. (1992a), il y a eu des changements à long terme du taux de survie des oies adultes et immatures ainsi que de grandes fluctuations annuelles de la productivité et de la survie des oisillons. Dans ces circonstances, la répartition stable de l'âge supposée dans les analyses standard des modèles matriciels ne sera pas atteinte (Caswell, 1989), et l'utilisation des valeurs moyennes des paramètres démographiques, notamment le taux de survie, peut être d'utilité limitée pour la modélisation des populations. Bien qu'il soit toujours possible d'utiliser des modèles matriciels des populations, leurs prévisions seront exactes seulement si les paramètres des modèles comprennent la répartition actuelle de l'âge de la population et les valeurs actuelles des paramètres démographiques. De plus, la capacité du modèle à prévoir au-delà du futur immédiat dépendra du degré auquel il modélise les changements dans ces paramètres démographiques et la précision avec laquelle ils peuvent être estimés. Comme le démontre clairement la figure 4, l'augmentation relative des prises nécessaires pour atteindre les objectifs de gestion est très sensible aux estimations des taux de survie et de prise des adultes.

Dans le présent mémoire, nous nous sommes concentrés sur l'estimation de ces deux paramètres démographiques. Nous avons accepté, pour le moment, les hypothèses du Modèle original concernant la plupart des paramètres tels que la reproduction selon l'âge, mais nous avons montré que les valeurs utilisées par Rockwell et coll. (1997) pour les taux de survie et d'abattage n'étaient pas appropriées pour la période du milieu à la fin des années 1990. Nous prévoyons que la prise doit être accrue de 1,5 à 3 fois plus qu'on ne l'avait estimé dans le Modèle original pour atteindre les réductions requises du taux de survie des adultes.

Les estimations précédentes (comme celles présentées dans le Modèle original) ont été calculées en termes d'une prise accrue des adultes, mais elles sont exprimées en termes d'augmentations de la prise totale, en supposant aucun changement à long terme des ratios d'âge dans la prise. Étant donné que la valeur reproductrice des jeunes oiseaux est beaucoup moins élevée que celle des adultes, la prise accrue

de jeunes oiseaux aura un effet proportionnellement beaucoup plus petit sur la croissance de la population (E. G. Cooch, J. D. Lebreton et F. Cooke, données inédites), mais aura tout de même un effet. Utilisant un modèle élaboré par Francis (le présent ouvrage), nous avons estimé qu'une triple augmentation de la prise totale serait plus ou moins équivalente à une quadruple augmentation de la prise d'adultes sans aucun changement dans la prise des oiseaux immatures (C. M. Francis, données inédites). Considérant que le taux de prise d'ois immatures a aussi diminué dans le temps (comme l'indiquent les tableaux de récupération; tableau 2), une augmentation de leurs prises est probablement requise pour atteindre les hypothèses du Modèle original. On pourrait déterminer, en réexaminant toutes les hypothèses du Modèle original, si la prise d'ois immatures doit plus ou moins être augmentée par rapport à la prise d'adultes, mais ceci dépasse la portée du présent mémoire.

Il vaut la peine de remarquer que s'il était possible d'augmenter la proportion d'adultes dans la prise en choisissant d'abattre sélectivement les adultes ou en chassant dans des régions ou à des moments où les adultes sont plus vulnérables, cela réduirait le montant de l'augmentation requise de la prise totale. Par ailleurs, si l'augmentation de la prise globale produisait une proportion plus élevée d'oiseaux immatures abattus, alors une augmentation encore plus grande de la prise totale serait requise pour atteindre les cibles souhaitées du taux de croissance.

Bien que nous nous soyons concentrés sur les conséquences de l'utilisation de valeurs inappropriées des estimations des taux de survie et de récupération, il est nécessaire de revoir d'autres hypothèses du Modèle original. Nous nous limiterons dans ce cas à décrire certaines des variations possibles aux hypothèses qui doivent être envisagées. S'il faut prendre des initiatives de gestion sur la base de ces modèles, nous sommes d'avis qu'il faudrait accorder la priorité à l'élaboration de nouveaux modèles afin de mettre à l'essai les effets de la modification de ces hypothèses.

Une des hypothèses les plus importantes était que λ était stable dans le temps et que 1,05 était une estimation exacte de λ . Rockwell et coll. (1997) ont élaboré une matrice basée sur les meilleures estimations disponibles de paramètres individuels et ils ont constaté que le taux estimé de croissance était plus élevé que celui indiqué par les mesures des changements de la taille globale de la population. Ils ont ensuite maintenu, étant donné que certains des paramètres du modèle n'étaient pas bien mesurés (p. ex., la proportion des femelles adultes qui se reproduisent tous les ans), qu'il était approprié d'ajuster certains des autres paramètres afin de se conformer au λ observé. Nous sommes d'accord que des paramètres mal mesurés devraient être ajustés pour se conformer à ceux qui ont été mesurés avec plus de précision.

Malheureusement, il existe une certaine incertitude au sujet du taux de croissance de la population au cours de la période en question. L'estimation de 1,05 rapportée par Rockwell et coll. (1997) a été incorrectement calculée à partir des enquêtes du milieu de l'hiver en utilisant une régression linéaire simple de l'abondance par rapport à l'année pour la période de 1970–1994. Une analyse plus appropriée des enquêtes du milieu de l'hiver, utilisant le logarithme de l'abondance par rapport à l'année, donne $\lambda = 1,03$ pour la période 1970–1997 ou $\lambda = 1,04$ pour la période 1961–1997 (figure 2). En supposant un taux de croissance constant, une prise constante et des distributions

asymptotiques de l'âge, λ peut aussi être calculé à partir des changements du taux de récupération. En vertu de ces hypothèses, la taille de la population à tout moment t donné est calculée comme suit :

$$N_t = N_0 \lambda^t$$

et le taux de récupération à tout moment t donné est :

$$f_t = f_0 \lambda^{-t}$$

Sur la base des estimations du taux de récupération de la BLP ou du CHM (Francis et coll., 1992a), λ était 1,06, qui est plus élevé que les estimations dérivées des dénombrements d'hiver. En tenant compte de la légère augmentation des prises entre 1970 et 1995 (tableau 1), 1,05 peut être cohérent avec ces estimations.

Le paramètre λ peut aussi être estimé à partir des dénombrements effectués dans les aires de nidification. La plupart des colonies du centre et de l'est de l'Arctique canadien ont été dénombrées par photographies aériennes, combinées avec certains dénombrements sur le terrain, en 1973 (Kerbes, 1975) et de nouveau en 1997–1998 (Alisauskas et coll., 1998; R. H. Kerbes, comm. pers., figure 3). En interpolant les estimations des colonies qui ont été dénombrées au cours d'autres années, la population totale du centre du continent est passée d'environ 1,1 à 4,19 millions d'adultes reproducteurs, ce qui correspond à $\lambda = 1,057$. Certaines colonies, par exemple celle du GQM, ont augmenté beaucoup plus rapidement (Alisauskas et coll., 1998), mais cela peut être en partie attribuable à l'immigration des autres colonies, qui, elles, ont été en baisse. Ce λ est semblable à l'estimation calculée à partir de l'analyse du taux de récupération et considérablement plus élevée que l'estimation tirée des dénombrements d'hiver. Sur une période de 25 ans, un taux de croissance de 1,057 correspond à une augmentation de quatre fois, alors qu'un taux de croissance de 1,031 représente seulement une augmentation de 2,1 fois.

Même si la valeur moyenne de λ a été près de 1,05 au cours de la période d'étude, il y a des raisons de croire que λ a pu changer au fil des ans, à cause de l'augmentation du taux de survie. Si cela n'a pas été compensé par des réductions dans les autres paramètres démographiques, alors λ a dû lui aussi augmenter. Si λ était réellement plus élevé que 1,05 en 1994, alors le Modèle original a pu sous-estimer le degré auquel le taux de survie doit être réduit pour provoquer une diminution de la population. Comme nous l'avons noté ci-dessus (Section 4.3), le Modèle original indique que $s_a = 0,795$ serait suffisant pour réduire λ à 0,95, alors que les données empiriques de la BLP indiquent que la survie des adultes était environ égale à cette valeur de 1970 à 1978 (Francis et coll., 1992a), une période pendant laquelle la population augmentait rapidement. Cette divergence pourrait être attribuable à l'utilisation de paramètres de fécondité inappropriés à cause d'hypothèses inexactes au sujet de λ et si λ changeait dans le temps.

Il faudrait aussi envisager la question de processus possibles dépendant de la densité. Les paramètres utilisés dans le Modèle original ont été calculés à partir d'une colonie qui avait connu une forte réduction dans ses résultats reproductifs et dans son taux de survie des oiseaux immatures entre le début de la décennie 1970 et la fin des

années 1980. Le Modèle original supposait que le résultat reproductif était constant dans le temps et que les Oies des neiges, lorsqu'on envisage globalement la population du centre du continent, ont évité des réductions provoquées par la densité dans les résultats de la reproduction en se déplaçant vers de nouvelles aires de nidification lorsque les conditions se détérioraient à un endroit particulier. En fait, les analyses des ratios d'âge dans les données des prises à long terme ne donnent aucune indication des réductions à long terme de la productivité (C. M. Francis, données inédites). Cependant, certaines des valeurs du Modèle original ont été basées sur les valeurs moyennes de 1973 à 1984. Rockwell et coll. (1997: 83) affirment que pendant cette période, « la végétation à la baie La Pérouse dépassait le seuil d'une alimentation adéquate et de la croissance des oisons », mais cela n'est pas cohérent avec les observations indiquant que les taux de croissance (Cooch et coll., 1991) et de survie (Francis et coll., 1992a) des oies immatures avaient déjà énormément diminué dès 1978. Sans revoir toutes les hypothèses du Modèle original, il n'est pas clair comment cela pourrait influencer les conclusions.

Si les effets de la densité provoquaient des changements de la densité du taux E de mortalité non attribuable à la chasse, cela modifierait aussi la conclusion. La mortalité accrue d'Oies des neiges immatures non attribuable à la chasse a été démontrée à la BLP, apparemment en résultat de la détérioration des conditions d'alimentation de la colonie nidificatrice (Francis et coll., 1992a). Bien que certaines oies, surtout les jeunes, puissent éviter cet effet en se rendant dans d'autres aires de nidification, plusieurs adultes matures continuent à retourner aux mêmes aires de nidification malgré la détérioration de l'environnement (Cooch et coll., 1993; Ganter et Cooke, 1998). Par conséquent, la détérioration à la hausse de l'habitat des colonies reproductives aura probablement un certain effet négatif sur la croissance de la population. Il est aussi concevable que cela pourrait faire augmenter la mortalité des adultes non attribuable à la chasse, bien qu'aucune donnée ne soit disponible pour vérifier cette hypothèse. Si tel est le cas, une augmentation plus limitée des prises peut être suffisante pour réduire le taux de survie à des valeurs nécessaires pour limiter la population. Par contre, si E augmentait en conséquence de n'importe quel type d'effets compensatoires, alors de plus fortes augmentations des prises pourraient être requises, parce qu'au moins une partie de la prise accrue pourrait être compensée par des réductions d'autres formes de mortalité. Malheureusement, nos estimations de E dépendent de l'hypothèse que la mortalité a été additive, donc nous ne pouvons vérifier directement cette hypothèse.

La vérification ultime de tout modèle passera par la mesure des changements du taux de croissance de la population si les prises sont accrues. Il est évident qu'il sera nécessaire d'exercer une surveillance étroite afin de mesurer tout changement de ces paramètres démographiques, y compris la taille de la population, le taux de croissance, le taux de survie et le taux de prise. Une telle surveillance entraînera bien sûr des coûts considérables et des problèmes de logistique. La surveillance du taux de survie nécessite le baguage continu d'un grand nombre d'oiseaux au même site pendant plusieurs années, préférablement des sites qui ont été antérieurement beaucoup utilisés. Malheureusement, avec le très faible taux de récupération actuel, même le baguage de plusieurs milliers d'oiseaux par an pourrait fournir des estimations de

survie insuffisamment précises pour mesurer les changements prévus du taux de survie. Par exemple, même le baguage d'environ 5 000 oies au GQM entre 1989 et 1996 (excluant les oiseaux ayant un collier, dont les taux de récupération et probablement aussi de survie différent), la limite de confiance à 95 % de la moyenne de survie des adultes pour les sexes combinés variait de 0,84 à 1 (tableau 3). Ceux-ci couvrent une grande fourchette du taux de croissance de la population. Le taux de récupération accru attribuable à la prise plus importante, l'introduction récente de numéros de téléphone sans frais pour rapporter les bagues et les efforts pour encourager la production de rapports sur les bagues devraient améliorer la précision. Parallèlement, certaines de ces mesures signifient que le taux de récupération ne peut plus être interprété comme un indice du taux de prise, du moins aussi longtemps que de nouvelles estimations du taux de production de rapports sont disponibles. Ainsi, il sera aussi essentiel d'instaurer une étude des bagues-récompenses des Oies des neiges du centre du continent afin de mesurer le nouveau taux de présentation de rapports lorsque les effets des efforts d'augmentation du taux de rapports se seront stabilisés.

6. Conséquences sur la gestion

Tout modèle mathématique de la croissance de la population d'animaux sauvages comporte nécessairement une simplification de la réalité ainsi qu'une gamme d'hypothèses. Si ces hypothèses sont choisies de manière appropriée et que les composants essentiels du système sont adéquatement représentés, le modèle peut alors produire des prévisions utiles entourant les conséquences de différentes options de gestion. Bien que les différences entre nos hypothèses et celles du Modèle original semblent être bien limitées, les changements des prévisions sont très importants.

Une importante recommandation du Groupe de travail sur l'habitat des oies de l'Arctique du Projet conjoint sur les oies de l'Arctique était de réduire le taux de croissance de la population à un niveau annuel se situant entre 0,85 et 0,95 en augmentant les prises de *deux à trois fois* le niveau moyen des prises à ce moment-là (Batt, 1997 : 118–119). Cependant, en utilisant des hypothèses révisées, qui sont appuyées par les analyses des données récentes, nous estimons qu'une *augmentation de 3 à 7,3 fois* par rapport aux prises à cette époque auraient été requises en 1994. Malgré une augmentation de près de 1,8 fois la prise estimée de 1997 par rapport aux valeurs moyennes préalables, nous estimons qu'une autre augmentation de *2,1 à 4,7 fois* serait requise en 1999 pour réduire adéquatement la population. En ce qui concerne la population du centre du continent, cela correspond à une prise totale, suivant la mesure des enquêtes de prises, de 1,5 à 3,4 millions d'oies.

Nous soulignons l'incertitude de ces estimations. Si la valeur réelle requise est près de l'estimation la plus élevée, l'atteinte de la valeur inférieure serait probablement insuffisante pour mettre fin à la croissance de la population. Par contre, si la vraie valeur est près de la limite inférieure, alors la prise à la limite supérieure mènerait à un déclin beaucoup plus rapide que voulu de la population. Nous voulons aussi mettre en garde qu'il est probable qu'il y ait une variation entre les colonies décrites par les taux actuels de prise et de croissance. Par exemple, le taux de récupération estimé du GQM était inférieur à celui de la BLP, indiquant que les oies

du GQM peuvent être l'objet d'un taux de prise inférieur à la moyenne. D'autres colonies peuvent être l'objet d'un taux de prise plus élevé. Selon la répartition de la prise accrue, certaines colonies pourraient être affectées de manière disproportionnée par les changements des prises et pourraient décliner beaucoup plus rapidement que d'autres. Finalement, nous remarquons que nous avons examiné l'incertitude dans seulement certains des paramètres du modèle. Il existe un besoin urgent de réexaminer toutes les hypothèses du Modèle original et d'effectuer un nouvel exercice de modélisation, utilisant des modèles stochastiques plutôt que déterministes (Nations et Boyce, 1996), pour obtenir les meilleures estimations possible des effets des différentes interventions de gestion sur les colonies.

Même lorsqu'on examine la limite inférieure de nos estimations, les gestionnaires doivent déterminer si les mesures prévues seront suffisantes pour atteindre les changements requis des prises. Sinon, la réduction réussie de la population pourrait nécessiter d'autres mesures de contrôle. Des efforts pour réduire la productivité ont été suggérés, bien que Rockwell et coll. (1997) ont montré que des changements proportionnellement beaucoup plus grands sont requis dans la productivité que dans les paramètres de survie. Toute option de rechange devrait encore une fois être modélisée avant sa mise en œuvre. Si les interventions de gestion sont incapables de réduire le taux λ de croissance de la population à moins de 1, la population va continuer à augmenter jusqu'à ce qu'elle soit limitée par des facteurs externes tels que la disponibilité réduite d'aliments dans les aires d'escale et d'hivernage, la perte d'habitat dans les aires de reproduction ou par des poussées de maladies à grande échelle.

Quelles que soient les mesures adoptées, la surveillance continue de la taille totale de la population et des paramètres démographiques est essentielle afin de déterminer l'efficacité de ces mesures. La surveillance devrait comprendre des études détaillées à plusieurs colonies de nidification afin de déterminer si une colonie ou l'autre est affectée de façon disproportionnée. Toute surveillance de ce genre devrait être précédée par une modélisation appropriée et des analyses de puissance afin de déterminer le niveau de précision selon lequel les divers paramètres peuvent être mesurés pour assurer l'allocation optimale des ressources entre les différents programmes de surveillance.

7. Remerciements

Nous aimerions remercier Robert Rockwell, Ken Abraham, Gilles Gauthier, Rudi Drent, Dave Duncan, Bruce Batt, Gerry McKeating, Barbara Ganter, Bart Ebbing, Bob Jefferies et Stuart Slattery qui ont stimulé les discussions entourant ce sujet. Nous voulons tout particulièrement remercier Dave Ankney pour avoir aidé à signaler la question du « trop grand nombre d'oies » et pour son examen très utile d'une version préalable du présent mémoire. Nous remercions aussi plusieurs personnes qui nous ont fourni des séries de données utilisées dans le présent mémoire : Lucie Métras, Louise Laurin, et B. H. Powell pour les données de baguage et de récupération; Hélène Lévesque pour les données sur les prises canadiennes; Paul Padding, Sheri Williams et Dave Sharp pour les données des prises aux États-Unis; Dave Sharp et Kathy Dickson pour les données sur les enquêtes d'hiver; et Dick Kerbes pour les données sur les enquêtes sur la reproduction. Nous remercions aussi les

nombreuses personnes qui ont aidé à recueillir les données sur le baguage et la récupération qui ont formé la base des présentes analyses. Études d'oiseaux Canada a en partie appuyé la préparation du manuscrit. Hugh Boyd et Peter Blancher ont aidé à la publication du manuscrit.

Ouvrages cités

- Abraham, K. F. et R. L. Jefferies. 1997.** High goose populations: causes, impacts and implications. Pages 7–63 in B. D. J. Batt (éd.), Arctic ecosystems in peril: report of the Arctic Goose Habitat Working Group. Publication spéciale du Projet conjoint sur les oies de l'Arctique, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, et le Service canadien de la faune, Ottawa.
- Alisauskas, R. T. 1998.** Nutritional ecology and population biology of Ross's Geese. Rapport d'étape inédit, Service canadien de la faune, Saskatoon (Saskatchewan). 27 p.
- Alisauskas, R. T., C. D. Ankney et E. E. Klaas. 1988.** Winter diets and nutrition of mid-continental Lesser Snow Geese. *J. Wildl. Manage.* 52 : 403–414.
- Alisauskas, R. T., S. M. Slattery, D.K. Kellett, D. Stern et K. D. Warner. 1998.** Dynamics of Ross's and Snow goose colonies in Queen Maud Gulf Bird Sanctuary, 1966–1998. Rapport d'étape inédit, Service canadien de la faune, Saskatoon, (Saskatchewan). 25 p.
- Ankney, C. D. 1996.** An embarrassment of riches: too many geese. *J. Wildl. Manage.* 60 : 217–223.
- Bateman, H. A., T. Joannen et C. D. Stutzenbaker. 1988.** History and status of midcontinent Snow Geese on their Gulf Coast winter range. Pages 495–515 in M. W. Weller (éd.), Waterfowl in winter. University of Minnesota Press, Minneapolis (Minnesota).
- Batt, B. D. J. (éd.). 1997.** Arctic ecosystems in peril: report of the Arctic Goose Habitat Working Group. Publication spéciale du Projet conjoint sur les oies de l'Arctique, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, et Service canadien de la faune, Ottawa.
- Boyd, H. 1977.** Waterfowl hunting by Native people in Canada: the case of James Bay and northern Québec. Pages 463–473 in T. J. Peterle (éd.), Proceedings of the XIII International Congress of Game Biologists, Atlanta (Géorgie). Wildlife Society of Wildlife Management Institute, Washington.
- Brownie, C., D. R. Anderson, K. P. Burnham et D. S. Robson. 1985.** Statistical inference from band recovery data – a handbook. 2^e édition. U.S. Fish Wildl. Serv. Resour. Publ. 156.
- Caswell, H. 1989.** Matrix population models. Sinauer Associates, Inc., Sunderland (Massachusetts). 328 p.
- Cooch, E. G. et F. Cooke. 1991.** Demographic changes in a Snow Goose population: biological and management implications. Pages 168–189 in C. M. Perrins, J.-D. Lebreton et G. J. M. Hirons (éd.), Bird population studies: their relevance to conservation and management. Oxford University Press, Oxford.
- Cooch, E. G., D. B. Lank, R. F. Rockwell et F. Cooke. 1991.** Long-term decline in body size in a Snow Goose population: evidence of environmental degradation? *J. Anim. Ecol.* 60 : 483–496.
- Cooch, E. G., R. L. Jefferies, R. F. Rockwell et F. Cooke. 1993.** Environmental change and the cost of philopatry: an example in the Lesser Snow Goose. *Oecologia* 93 : 128–138.
- Cooch, F. G., S. Wendt, G. E. J. Smith et G. Butler. 1978.** The Canadian Migratory Game Bird Hunting Permit and associated surveys. Pages 8–29 in H. Boyd et G. H. Finney (éd.), Migratory game bird hunters and hunting in Canada. *Can. Wildl. Serv. Rep. Ser.* 43. 125 pp.
- Ebbinge, B. S., H. T. van der Meulen et J. J. Smit. 1984.** Changes in winter distribution and population size of Pink-footed Geese breeding in Svalbard. *Nor. Polarinst. Skr.* 181 : 11–17.
- Francis, C. M. et F. Cooke. 1992a.** Migration routes and recovery rates of Lesser Snow Geese from southwestern Hudson Bay. *J. Wildl. Manage.* 56 : 279–286.
- Francis, C. M. et F. Cooke. 1992b.** Sexual differences in survival and recovery rates of Lesser Snow Geese. *J. Wildl. Manage.* 56 : 287–296.
- Francis, C. M., M. H. Richards, F. Cooke et R. F. Rockwell. 1992a.** Long-term changes in survival rates of Lesser Snow Geese. *Ecology* 73 : 1346–1362.
- Francis, C. M., M. H. Richards, F. Cooke et R. F. Rockwell. 1992b.** Changes in survival rates of Lesser Snow Geese with age and breeding status. *Auk* 109 : 731–747.
- Ganter, B. et F. Cooke. 1998.** Colonial nesters in a deteriorating habitat: Site fidelity and colony dynamics of Lesser Snow Geese. *Auk* 115 : 642–652.
- Geissler, P. H. 1990.** Estimation of confidence intervals for federal waterfowl harvest surveys. *J. Wildl. Manage.* 54 : 201–205.
- Kerbes, R. H. 1975.** The nesting population of Lesser Snow Geese in the eastern Canadian Arctic – a photographic inventory of June 1973. *Can. Wildl. Serv. Rep. Ser.* 35.
- Kerbes, R. H. 1994.** Colonies and numbers of Ross' Geese and Lesser Snow Geese in the Queen Maud Gulf Migratory Bird Sanctuary. *Can. Wildl. Serv. Occas. Pap. No.* 81.
- Madsen, J. 1991.** Geese of the western Palearctic: present status and challenges for research and management during the '90s. *Trans. N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 56 : 453–461.
- Madsen, J., A. Reed et A. Andreev. 1996.** Status and trends of geese (*Anser* spp., *Branta* spp.) in the world: a review, updating and evaluation. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl.* 13 : 337–353.
- Martinson, R. K. et J. A. McCann. 1966.** Proportion of recovered goose and Brant bands that are reported. *J. Wildl. Manage.* 30 : 856–858.
- Nations, C. S. et M. S. Boyce. 1996.** Stochastic demography for conservation biology. Pages 451–470 in S. Tuljapurkar et H. Caswell (éd.), Structured-population models in marine, terrestrial, and freshwater systems. Chapman and Hall, New York (N.Y.)
- Nichols, J. D., R. J. Blohm, R. E. Reynolds, R. E. Trost, J. E. Hines et J. P. Bladen. 1991.** Band reporting rates for mallards with reward bands of different dollar values. *J. Wildl. Manage.* 55 : 119–126.
- Owen, M. 1984.** Dynamics and age structure of an increasing goose population – the Svalbard Barnacle Goose *Branta leucopsis*. *Nor. Polarinst. Skr.* 181 : 37–47.
- Prevett, J. P., H. G. Lumsden et F.C. Johnson. 1983.** Waterfowl kill by Cree hunters of the Hudson Bay Lowland, Ontario. *Arctic* 36 : 185–192.
- Reed, A., P. Dupuis et G. E. J. Smith. 1987.** A survey of Lesser Snow Geese on Southampton and Baffin islands, NWT, 1979. *Can. Wildl. Serv. Occas. Pap. No.* 61. 24 p.
- Rockwell, R. F., E. G. Cooch, C. B. Thompson et F. Cooke. 1993.** Age and reproductive success in female Lesser Snow Geese: experience, senescence, and the cost of philopatry. *J. Anim. Ecol.* 62 : 323–333.
- Rockwell, R. F., E. G. Cooch et S. Brault. 1997.** Dynamics of the mid-continent population of Lesser Snow Geese: projected impacts of reductions in survival and fertility on population growth rates. Pages 73–100 in B. D. J. Batt (éd.), Arctic ecosystems in peril: report of the Arctic Goose Habitat Working Group. Publication spéciale du Projet conjoint sur les oies de l'Arctique, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, et le Service canadien de la faune, Ottawa.
- Rusch, D. et D. Caswell. 1997.** Evaluation of the Arctic Goose Management Initiative. Pages 115–117 in B. D. J. Batt (éd.), Arctic ecosystems in peril: report of the Arctic Goose Habitat Working Group. Publication spéciale du Projet conjoint sur les oies de l'Arctique, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, et Service canadien de la faune, Ottawa.

- Sharp, D. E. et T. J. Moser. 1998.** Central Flyway harvest and population survey data book. U.S. Fish and Wildlife Service, Denver (Colorado).
- U.S. Fish and Wildlife Service. 1997.** Productivity survey of geese, swans and Brant wintering in North America 1997. Office of Migratory Bird Management, U.S. Department of the Interior, Arlington (Virginie). 79 p.
- White, G. C. 1983.** Numerical estimation of survival rates from band-recovery and biotelemetry data. *J. Wildl. Manage.* 47 : 716–728.

Annexe 1

Dénombrements estimés annuels de l'enquête du milieu de l'hiver et total des prises d'Oies des neiges au Mississippi et dans les voies migratoires du Centre ainsi que dans les provinces canadiennes de l'Ontario, du Manitoba et de la Saskatchewan à partir de 1970 et par la suite^a

Année	Nombre d'Oies des neiges (milliers)				
	Enquête du milieu de l'hiver		Estimations des prises		
	Centre	Mississippi	Centre	Mississippi	Canada
1970–1971	412,4	654,9	314,3	258,4	–
1971–1972	394,5	937,3	180,7	159,7	–
1972–1973	493,0	532,3	151,1	109,2	–
1973–1974	657,4	532,3	254,8	153,0	–
1974–1975	655,4	441,5	241,3	173,2	–
1975–1976	870,8	691,6	350,1	167,6	80,1
1976–1977	579,0	571,3	256,5	102,3	63,7
1977–1978	1172,9	794,1	306,3	126,8	52,0
1978–1979	772,5	513,0	189,0	133,9	57,6
1979–1980	793,5	594,2	338,4	165,6	122,7
1980–1981	901,7	504,6	251,8	144,4	116,9
1981–1982	925,7	868,3	269,9	110,8	110,0
1982–1983	923,4	832,1	241,7	124,4	107,6
1983–1984	905,5	588,9	245,7	187,2	117,8
1984–1985	980,4	992,7	292,8	101,5	109,6
1985–1986	837,6	611,7	216,9	99,0	140,9
1986–1987	900,5	1013,3	149,9	69,7	84,1
1987–1988	735,9	1014,6	182,6	56,5	100,0
1988–1989	598,1	1358,0	250,8	51,4	98,3
1989–1990	661,3	1063,0	286,3	97,3	125,7
1990–1991	799,9	1335,9	211,8	92,8	89,3
1991–1992	908,4	1113,5	250,0	110,7	91,2
1992–1993	896,0	848,2	149,5	60,2	48,1
1993–1994	1015,2	1185,6	270,2	71,7	73,2
1994–1995	1203,4	1521,7	270,5	99,0	85,1
1995–1996	835,6	1562,6	332,0	191,3	94,2
1996–1997	1208,6	1642,3	299,2	231,1	81,7
1997–1998	1058,7	1918,5	349,0	239,0	132,8

^a Les données de l'enquête du milieu de l'hiver et des prises aux É.-U. sont tirées de Sharp et Moser (1998); les données des prises canadiennes sont tirées de fichiers informatisés fournis par Hélène Lévesque du Service canadien de la faune.

Annexe 2

Effets des bandes de couleur sur le taux de production de rapports sur les bagues et sur le taux de récupération

La plupart des oies à la BLP ont été baguées avec des bagues de patte supplémentaires colorées à codes alphanumériques. On suppose souvent que ces bagues font augmenter le taux de production de rapports, mais nous utilisons dans ce cas une méthode indirecte pour montrer que le taux moyen de production de rapports sur ces oies est comparable à celui des autres espèces de sauvagine, et nous montrons aussi que le taux de production de rapports sur les oies baguées à la BLP, avec ou sans bande de couleur, était semblable.

Le taux de production de rapports supposé dans le Modèle original était de 0,38, dérivé des études sur le taux de production de rapports sur le Canard colvert *Anas platyrhynchos* (Nichols et coll., 1991). Cette valeur est semblable à celle rapportée par Martinson et McCann (1966) pour la Bernache du Canada *Branta canadensis*. Bien qu'il n'y ait aucune mesure directe du taux de production de rapports disponible pour les Oies des neiges, les analyses de la relation entre les taux de récupération et de survie fournissent une indication indépendante que cette valeur était raisonnable pour les oies baguées à la BLP. Francis et coll. (1992a) ont utilisé un modèle ultrastructurel afin d'estimer la relation entre le taux de survie pour l'année i (s_i) et le taux de récupération pour la même année (f_i) puisque

$s_i = 0,92 - 2,9 f_i$. Si nous supposons que le taux de mortalité non attribuable à la chasse n'est pas touché par la mortalité attribuable à la chasse (additivité complète), alors cette équation peut être reformulée comme $s_i = s_0 (1 - b f_i)$, où $s_0 = 0,92$ représente le taux de survie dans l'absence de la chasse et $b = 2,9/0,92 = 3,1$. Cela laisse entendre que chaque oiseau rapporté représente 3,1 oiseaux tués, ce qui fait que la correction du taux d'abattage par rapport au taux de récupération est $(3,1)^{-1} = 0,32$. Cette correction incorpore à la fois le taux de récupération (la proportion des oiseaux tués qui sont récupérés) et le taux de production de rapports. Si nous revenons à l'hypothèse du Modèle original d'un taux de production de rapports de 0,38 et d'un taux de récupération de 0,8, alors la conversion correspondante du taux d'abattage au taux de récupération est $0,8 \times 0,38 = 0,30$. La similitude entre ces deux valeurs, malgré leur calcul provenant de sources indépendantes, indique qu'elles peuvent être près de la valeur moyenne réelle pour la BLP.

Pour vérifier si les bandes de couleur affectaient directement le taux de récupération, nous avons analysé les données de la BLP de 1988 à 1993, alors que certaines oies recevaient des bandes de couleur et des bagues de patte standard, et d'autres recevaient seulement les bagues de patte standard. Celles-ci n'étaient pas désignées de façon aléatoire selon le sexe (les femelles avaient beaucoup plus tendance à recevoir les bandes de couleur que les mâles); cependant, Francis et Cooke (1992b) ont montré que, bien que le taux de récupération dans les années après le baguage ait différé selon le sexe, attribuable à l'émigration des mâles, il n'y avait aucune différence entre les sexes dans le taux direct de récupération. De cette manière, nous pourrions regrouper les sexes pour l'analyse de différents taux directs de récupération. Nous avons comparé le taux direct de récupération par rapport à la présence ou à l'absence de bandes de couleur année par année en utilisant des analyses composites Z-test (décrites dans Brownie et coll., 1985). Les analyses séparées par année étaient nécessaires étant donné que le taux de récupération variait d'une année à l'autre, comme variaient d'ailleurs les nombres d'oiseaux ayant ou non des bandes de couleur. Il n'y a aucune indication que les bandes de couleur affectaient le taux de production des rapports (tableau A-1). De cette manière, nous concluons que, du moins sur la base des données de la BLP au cours de cette période, les bandes de couleur n'ont mené à aucune augmentation du taux de production de rapports.

Tableau A-1

Comparaison du taux de récupération directe entre les Oies des neiges baguées avec des bandes de couleur supplémentaires et sans bande de couleur, baie La Pérouse (Manitoba)^a

Âge	Année	Sans bandes de couleur			Bandes de couleur			Z ^b
		Nombre de baguées	Nombre de récupérées	Taux (%)	Nombre de récupérées	Nombre de récupérées	Taux (%)	
Adulte	1988	606	13	2,15	1 551	23	1,48	1,08
	1992	913	7	0,77	2 377	33	1,39	-1,46
	1993	1 199	16	1,33	1 198	13	1,09	0,56
	Moyenne			1,42			1,32	0,10
Jeune	1988	1 292	27	2,09	1 383	28	2,02	0,12
	1989	386	4	1,04	462	2	0,43	1,04
	1990	431	10	2,32	417	6	1,44	0,94
	1991	1 190	33	2,77	1 191	41	3,44	-0,94
	1992	368	8	2,17	406	13	3,20	-0,88
	1993	2 189	76	3,47	1 213	29	2,39	1,75
	Moyenne			2,31			2,16	0,82

^a Comprend seulement les années de >100 d'une classe de chaque catégorie.

^b Les valeurs positives indiquent que le taux de récupération est plus élevé pour les oiseaux sans bande de couleur, les valeurs négatives indiquent le contraire. Aucune des différences n'est significative.

L'Oie des neiges : peut-on rembourser le prêt hypothécaire?

R.F. Rockwell^a et C.D. Ankney^b

^a Département d'ornithologie, American Museum of Natural History, New York (N.Y.) 10024, É.-U.

^b Département de zoologie, Université Western Ontario, London (Ontario), Canada N6A 5B7

Nous sommes heureux que le professeur Cooke et ses collègues (Cooke et coll., le présent ouvrage) se soient concentrés sur une augmentation des prises de spécimens adultes comme la meilleure façon de réduire le nombre de Petites Oies des neiges *Anser caerulescens caerulescens* (ci-après nommées Oies des neiges), comme l'ont proposé Rockwell et coll. (1997). Ainsi, ce qui reste à déterminer, c'est la quantité d'Oies des neiges adultes qui doivent être prises chaque année pour atteindre l'objectif de prévenir une destruction plus considérable des écosystèmes de l'Arctique. Dans le présent article, nous démontrerons que Cooke et coll. (le présent ouvrage), malgré un usage digne de mention des données actuelles, dont certaines n'étaient pas disponibles pour Rockwell et coll. (1997), ont produit des estimations de prises requises qui, en termes absolus, sont plus erronées (trop élevées) que celles de Rockwell et coll. (1997) (trop basses). D'abord nous soulignerons comment plusieurs de leurs hypothèses ont compromis l'exactitude et la validité de leurs estimations. Puisque notre objectif est d'aider à trouver la solution à un problème actuel, nous limiterons nos commentaires à leurs estimations courantes plutôt qu'à leurs estimations passées. Ensuite, nous allons démontrer qu'une approche plus simple de la poursuite de l'objectif de réduction de la population d'Oies des neiges du centre du continent à son niveau cible d'ici 2005 consiste à procéder à une chasse annuelle constante. En terminant, nous donnerons notre meilleure estimation subjective de cette chasse.

Rockwell et coll. (1997) ont démontré que la survie de l'adulte (s_a) a la plus grande incidence sur le taux de croissance de la population d'Oies des neiges. Une analyse subséquente de l'élasticité (R. F. Rockwell, données inédites) a démontré que c'est vrai même lorsque le modèle original est modifié de manière à incorporer la dépendance à la densité, la stochasticité environnementale, et la structure de la métapopulation. Ainsi, ce n'est pas surprenant que la survie adulte (s_a) demeure une variable clé dans l'analyse de Cooke et coll. (le présent ouvrage). Ils estiment que cette variable s'étend actuellement de 0,89 à 0,94 et fondent leurs projections des prises sur cette variable. Bien que nous puissions accepter l'estimation la plus basse, la plus haute est beaucoup trop élevée. Une des meilleures estimations du taux de croissance de la population d'Oies des neiges du centre du continent est basée sur les recensements de Kerbes dans les colonies nidificatrices réalisés au début des années 1970 et à la fin de la décennie 1990 (R.H. Kerbes, comm. pers.), et elle suppose aucun changement systématique de la propension à nidifier

ou du succès de la nidification. Bien que nous soyons d'accord avec Cooke et coll. (le présent ouvrage) qu'il existe une certaine variation des taux de croissance de colonies précises et une certaine variation associée à une estimation globale, l'estimation ponctuelle actuelle pour l'ensemble de la population du centre du continent se situe entre 1,053 et 1,057 (R. F. Rockwell, données inédites, et Cooke et coll., le présent ouvrage), respectivement; les deux valeurs sont basées sur R.H. Kerbes (comm. pers.). La substitution de $s_a = 0,94$ dans la matrice prévisionnelle de Rockwell et coll. (1997) en ce qui concerne la population du centre du continent (à la $s_a = 0,88$ originale) mène à un taux de croissance estimé de $\lambda = 1,11$, ce qui dépasse de beaucoup l'estimation actuelle de $\lambda \cong 1,05$. Bien sûr, il est possible que les estimations de la réussite de la reproduction et/ou de la survie juvénile dans cette matrice originale aient été trop élevées pour le moment; peut-être ont-elles décliné durant la période où la survie adulte a (prétendument) augmenté à 0,94, réduisant ainsi le taux de croissance de la population d'une manière compensatoire. Toutefois, devant la faible élasticité de ces variables, un tel déclin aurait dû être très marqué. Nous avons examiné ceci plus à fond et avons découvert qu'une réduction de 42 % dans une variable ou l'autre (à 58 % de sa valeur originale) ou une réduction de 24 % dans les deux cas nécessiterait une compensation pour l'augmentation de 7 % de la survie adulte de 0,88 à 0,94. Nous sommes d'avis qu'une telle augmentation est irréaliste, particulièrement devant des analyses inédites (citées par Cooke et coll., le présent ouvrage, section 3.2.3) voulant que les rapports immatures-adultes et la fécondité de la population du centre du continent n'aient pas changé au fil du temps. Nous arrivons à la conclusion que leur estimation de 0,94 en ce qui concerne la survie adulte est biologiquement irréaliste et que les projections de prises qui en sont tirées ne sont pas significatives. (Aucun doute à ce sujet, l'Oie des neiges fait partie des survivants, ce qui n'est le cas ni perroquet ni de l'albatros!)

Un des objectifs précis du Groupe de travail sur l'habitat des oies de l'Arctique était « de réduire le taux de croissance de la population à un certain niveau durable $\lambda < 1$ » (Rockwell et coll., 1997 : 99) et de surveiller la taille de population résultante et son incidence permanente sur l'écosystème de l'Arctique. Pour fournir aux gestionnaires une certaine flexibilité, ces scénarios ont été élaborés pour les réductions de la survie adulte ce qui a mené à des taux de croissance de population de $\lambda = 0,85$ et $\lambda = 0,95$. Cooke et

coll. (le présent ouvrage) sont d'avis qu'il peut être prudent d'utiliser la survie adulte estimée associée à $\lambda = 0,85$ « pour que le taux réalisé λ soit réellement < 1 ». Ceci semble surgir de leur incertitude à savoir si la matrice de projection originale, basée principalement sur des données de la baie La Pérouse, est précise pour la population entière du centre du continent, devant l'hétérogénéité potentielle parmi les colonies nidificatrices ayant réussi à se reproduire ou à survivre ou ayant survécu aux changements de ces variables au fil des ans. Toutefois, tel qu'indiqué plus haut, leur analyse n'a trouvé aucun changement dans les rapports immatures-adultes (ou dans la fécondité) au fil des ans. Qui plus est, leur estimation la plus raisonnable de la survie adulte actuelle de 0,89 (celle qu'ils ont utilisée pour leur « meilleure » projection – section 4.4) n'est pas tellement plus élevée que la valeur originale de 0,88 et, si elle était substituée, elle mènerait à un taux de croissance de la population dans le centre du continent de $\lambda = 1,06$. Toutefois, étant donné qu'une telle matrice diffère de l'originale seulement par la survie adulte, l'estimation de la survie adulte nécessaire pour atteindre $\lambda = 0,95$ demeure la même à $s_a = 0,795$. Ainsi, les projections des prises fondées sur ces chiffres réduits de la survie adulte devraient mener à une population du centre du continent en déclin.

Si nous considérons la matrice comme un moyen avec des éléments qui varient stochastiquement avec le temps et que nous incorporons le taux de survie réduit chez la population adulte de $s_a = 0,795$, alors le taux de croissance de la population croissante stochastiquement sera réellement inférieur à $\lambda = 0,95$, et la population diminuera plus rapidement que de 5 % par année (taux de croissance moyen [λ] tel que défini par Caswell, 1989, et Tuljapurkar, 1990). Même si nous partageons l'avis qu'utiliser la survie adulte associée à un taux de croissance déterministe de $\lambda = 0,85$ réduira la population plus rapidement, la raison pour laquelle une telle approche est plus prudente ne nous semble pas claire étant donné que l'objectif est de réduire la taille de la population de $\lambda < 1$. De toute évidence, l'utilisation de $\lambda = 0,85$ comme cible de survie adulte nécessitera une chasse annuelle plus importante.

Cooke et coll. (le présent ouvrage, section 4.4) fournissent une « meilleure estimation » de 2,1 millions d'oies comme prises requises en 1999 pour réduire adéquatement la population, si l'on considère une valeur actuelle de survie de 0,89 et une valeur cible de survie de 0,72, ce qui correspond à $\lambda = 0,85$. Ils notent qu'il y a une incertitude associée à cette méthode et suggèrent que l'estimation réelle puisse se situer entre 1,5 et 3,4 millions d'oiseaux. Bien que nous nous réjouissons généralement de la présentation de fourchettes de prévisions, dans ce cas-ci, ces chiffres sont trompeurs. L'estimation la plus élevée présume que la survie adulte actuelle est de 0,94, mais utilise la valeur cible de survie associée à $\lambda = 0,85$. Tel que noté plus haut, la première est biologiquement irréaliste, et la dernière est plus extrême que nécessaire pour commencer à réduire la population. À l'aide de leur méthode, mais en la restreignant à une estimation de survie adulte plus raisonnable de 0,89 et une moyenne de leurs deux estimations de taux de récupération, nous trouvons les limites de 1,6 et de 2,5 millions d'oies, ce qui correspond à des taux de réduction de 5 % et 15 %, respectivement, au cours de la première année. Nous croyons qu'il s'agit là d'une fourchette plus significative du point de vue

biologique du nombre estimé de prises étant donné l'objectif de réduction de la population du centre du continent à un taux annuel fixe.

Pour éviter une mauvaise utilisation, il est important de souligner que l'estimation de Cooke et coll. (le présent ouvrage) de 2,1 millions d'oies représente le total des prises pour la *première année seulement* d'un programme de réduction du taux annuel déterminé. Comme l'expliquent en profondeur Rockwell et coll. (1997), parce que de tels programmes présument que le taux de prise des chasseurs est une constante au long de la période de gestion, le nombre total d'oies abattues diminuera nécessairement chaque année à mesure que la population déclinera. Des représentants d'au moins un groupe critique des plans de gestion de l'Oie des neiges ont (par mégarde?) multiplié de telles estimations pour la première année par le nombre d'années couvertes par la période de gestion projetée pour obtenir des chiffres tout à fait dérisoires pour le total des prises et les ont ensuite utilisés dans leurs arguments contre le programme de gestion.

Bien que la méthode qui précède mènera à un déclin du nombre d'Oies des neiges, nous croyons qu'une solution plus réaliste consiste à réduire la population par un *nombre* fixe plutôt que par un *taux* fixe chaque année. C'est le même principe que celui du remboursement d'un prêt hypothécaire : qu'un montant déterminé est payé chaque mois (ou chaque année) pour rembourser le capital dans un temps déterminé à un taux d'intérêt déterminé. À remarquer que durant la première année du prêt hypothécaire, la plus grande proportion des paiements s'applique aux coûts d'intérêt et un petit montant sert à réduire le capital emprunté. Durant les années suivantes, des montants toujours plus élevés s'appliquent au capital.

Dans le cas de l'Oie des neiges du centre du continent, si nous utilisons l'estimation de la population adulte lors du vol d'automne de Cooke et coll. (le présent ouvrage) pour 1994 à 5,6 millions d'oiseaux, leur taux de croissance de 20 % pour 1994–1999 (c'est-à-dire un taux d'intérêt annuel de 3,7 % [$\lambda = 1,037$]), et leur estimation de 27 % de jeunes lors du vol d'automne, alors le total projeté pour le vol d'automne de 1998 était de 8,87 millions d'oies. Il s'agit du capital, et la question devient : « À combien s'élève le paiement annuel (les prises) nécessaire pour réduire une créance hypothécaire de 8,87 millions d'Oies des neiges à une cible déterminée dans des délais déterminés à un taux d'intérêt de 3,7 % ? » Contrairement à la majorité des prêts hypothécaires où la cible est zéro, l'objectif du Groupe de travail sur l'habitat des oies de l'Arctique (Batt, 1997 : 118) était de réduire la population du centre du continent de 50 % de sa population actuelle d'ici 2005. Si on utilise l'estimation plus élevée de 1994 d'Abraham et Jefferies (1997) de 6 millions (qui était alors « actuelle »), la cible est de 3 millions, ce qui représente environ un tiers du nombre actuel. Étant donné ces estimations et les statistiques des prises les plus récentes (1997) (obligatoires depuis que le taux de croissance de la population reflète le succès de la reproduction et la mortalité, dont une certaine partie provient de la chasse), des calculs simples démontrent que les prises annuelles requises (le paiement) sont de 1,41 million.

Nous résumons un exemple de projection à l'aide de la méthode de nombre fixe au tableau 1. Le taux de croissance de la population annuelle en déclin jusqu'en 2005 reflète le passage noté plus haut, du « plus d'intérêt » dans le

Tableau 1

Projections de la population de Petites Oies des neiges du centre du continent de 1998 à 2006 en utilisant une quantité totale annuelle de prises fixe et les estimations de Cooke et coll. (le présent ouvrage)

Année	Population totale au vol d'automne (million) (N)	Total des prises ^a (millions)	Taux de croissance annuelle
1998	8,87	1,41	
1999	8,33	1,41	0,94
2000	7,72	1,41	0,93
2001	7,01	1,41	0,91
2002	6,20	1,41	0,88
2003	5,28	1,41	0,85
2004	4,21	1,41	0,80
2005	3,00		0,71
1997 taux de prises^b			
2005	3,00	0,25	
2006	3,11		1,037
Prises réajustées^c			
2005	3,00	0,34	
2006	3,00		1,00

^a L'estimation de 1,41 million provient de $0,8 \times C$, où 0,8 représente le taux de récupération et C est :

$$C = \frac{N_t \phi^i \lambda^i - N_{t+i}}{\sum_{j=1}^i \phi^{j-1} \lambda^j}$$

où :

$N_t = 8,87$ million

$N_{t+i} = 3,00$ million

$i = 7$

$\lambda = 1,037$

$\phi = 1 + [(0,73 \times 0,0915) / 0,635]$

où :

0,73 représente la proportion d'adultes dans le vol d'automne

0,0915 représente le taux de réussite estimé des chasseurs à partir des prises de 1997 et du vol d'automne

0,635 représente la proportion d'adultes dans les prises (correspond au rapport immatures-adultes de 0,575 dans les prises déterminé par Cooke et coll. [le présent ouvrage])

^b Si le nombre de prises de 2006 est réduit au taux associé au nombre de prises de 1997, la population augmentera.

^c Si le nombre de prises est réajusté à l'aide de l'approche du nombre fixe, la population n'augmentera pas.

paiement à « plus de capital » alors que s'écoule la période de la créance hypothécaire. Pour comparer les projections réalisées au moyen de cette méthode avec une méthode basée sur un taux fixe de réduction, nous notons que notre exemple correspond à un taux de réduction annuel fixe qui revient à 14,5 % ($\lambda = 0,857$). En utilisant le taux de survie annuel cible correspondant chez la population adulte de 0,725 tiré de Rockwell et coll. (1997) et les mêmes estimations de Cooke et coll. (le présent ouvrage), le total des prises nécessaire la première année en vertu d'un programme à taux fixe est de 2,12 millions – une valeur plus élevée de 50 % que ce qui est requis avec la méthode du nombre fixe.

Il est important de souligner que notre méthode atteint la taille de population cible de 3 millions d'ici 2005 à l'aide d'un nombre total déterminé d'oies dans les prises annuelles. Si le nombre de prises cesse d'être déterminé après la date cible et que les prises reviennent, par exemple, à un total basé sur le taux de prise qui existait avant le programme de

réduction, alors la population recommencera à grandir au taux original (tableau 1). Encore une fois, en utilisant les estimations du taux de prise de 1997 comme base de calcul, si nous réajustons les prises de 0,25 million à un total fixé de 0,34 million, la population n'augmente pas ($\lambda = 1$). La petite taille de cet ajustement (0,09 million) démontre combien facilement la population du centre du continent peut être gérée à un niveau plus conforme à l'écosystème de l'Arctique *une fois que ces nombres sont réduits*. Ces petits nombres permettent aussi de voir comment la population aurait pu se mettre à croître en flèche. Les inconvénients des petits paiements sont rapidement traduits dans un capital augmenté et un intérêt composé produit rapidement. Une telle sensibilité extrême est une propriété inhérente des prises à nombre fixe et la raison pour laquelle les plans de gestion utilisant de telles stratégies doivent être surveillés attentivement (voir p. ex., Cooch et coll., à l'examen). Nous remarquons qu'une surveillance attentive est aussi nécessaire pour les stratégies basées sur des taux fixes, comme l'ont expliqué Rockwell et coll. (1997).

Nous croyons que réduire la population d'Oies des neiges par un nombre fixe chaque année est une approche sensible étant donné qu'il y a un nombre relativement stable de chasseurs d'Oies des neiges qui chasseront un nombre relativement fixe de jours par année. De plus, nous croyons que ces chasseurs peuvent facilement atteindre un nombre annuel de prises de 1,41 million d'Oies des neiges. Durant la saison 1997–1998, avant toute saison spéciale ou que toute réglementation soit en vigueur, les chasseurs ont récolté 720 000 Oies des neiges du centre du continent, soit plus de 50 % du nombre cible. Des renseignements fournis par des représentants de la voie migratoire du Centre et du Mississippi indiquent que plus d'un million d'Oies des neiges ont été prises au cours de la saison 1998–1999, ce qui est remarquable étant donné que seulement 14 des 24 États et une province canadienne ont utilisé certaines des options spéciales qui sont devenues disponibles dans la seconde moitié de la saison de 1998–1999.

Nous sommes confiants que, devant l'occasion, les chasseurs peuvent facilement excéder le nombre cible de prises de 1,41 million d'Oies des neiges, particulièrement durant plusieurs des premières années de cette entreprise. À noter que nos excès de prises durant les premières années réduisent le besoin d'abattre autant d'oiseaux les années suivantes (analogie aux paiements « supplémentaires » effectués sur une créance hypothécaire). De telles économies proviendront aussi du biais adulte dans le nombre de prises qui semble se produire, du moins au début, en utilisant des appeaux électroniques (A. D. Afton, comm. pers.) ou qui devrait se produire au cours des années de faible productivité. L'augmentation des prises commencera non seulement à régler le problème, mais elle fournira aussi une partie des données essentielles à la surveillance de la population du centre du continent. Nous devons maintenant nous concentrer sur les divers projets de recherche qui sont nécessaires pour évaluer notre première tentative de gérer une population surabondante de sauvagine et pour améliorer nos estimations de ces variables démographiques. Il y a beaucoup à apprendre au sujet des écosystèmes de l'Arctique, de la dynamique de l'Oie des neiges, du comportement de l'Oie des neiges et de la chasse. Faisons donc nos paiements et réglons ce prêt hypothécaire!

Remerciements

Nous sommes reconnaissants envers George Barrow-clough, Evan Cooch et Gançalo Ferraz pour les discussions que nous avons eues.

Ouvrages cités

- Abraham, K. F. et R. L. Jefferies. 1997.** High goose populations: causes, impacts and implications. Pages 7–72 in B. D. J. Batt (éd.), Arctic ecosystems in peril: report of the Arctic Goose Habitat Working Group. Publication spéciale du Projet conjoint sur les oies de l'Arctique, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, et le Service canadien de la faune, Ottawa.
- Batt, B. D. J. (éd.). 1997.** Arctic ecosystems in peril: report of the Arctic Goose Habitat Working Group. Publication spéciale du Projet conjoint sur les oies de l'Arctique, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, et Service canadien de la faune, Ottawa.
- Caswell, H. 1989.** Matrix population models. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts. 328 p.
- Cooch, E. G., J.-D. Lebreton et F. Cooke.** The effects of age-structure on a constant harvest model – applications of a matrix modeling approach. *Journal of Wildlife Management* (à l'examen).
- Rockwell, R. F., E. G. Cooch et S. Brault. 1997.** Dynamics of the mid-continent population of Lesser Snow Geese: projected impacts of reductions in survival and fertility on population growth rates. Pages 73–100 in B. D. J. Batt (éd.), Arctic ecosystems in peril: report of the Arctic Goose Habitat Working Group. Publication spéciale du Projet conjoint sur les oies de l'Arctique, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, et le Service canadien de la faune, Ottawa.
- Tuljapurkar, S. 1990.** Population dynamics in variable environments. Springer-Verlag, New York.

Publications hors série récentes

N° 47

Répartition et abondance des phoques dans la partie orientale de la mer de Beaufort. 1974-79, par Ian Stirling, Michael Kingsley, et Wendy Calvert. Also available in English.

N° de catalogue CW69-1/47F. Publ. en 1982.

N° 48

Le comportement alimentaire du caribou de Peary selon les conditions de la neige et de la glace du printemps, par F.L. Miller, E.J. Edmonds, et A. Gunn. Also available in English.

N° de catalogue CW69-1/48F. Publ. en 1982.

N° 49

Étude de quelques techniques importantes d'échantillonnage de la faune, par A.R. Sen. Also available in English.

N° de catalogue CW69-1/49F. Publ. en 1982.

N° 50

Réglementation intensive de la chasse aux canards en Amérique du Nord: but et réalisations, par Hugh Boyd. Also available in English.

N° de catalogue CW69-1/50F. Publ. en 1983.

N° 51

Dimension humaine de la chasse aux oiseaux-gibier migrants au Canada, par Shane A.D. Parker et Fern L. Filion. Also available in English.

N° de catalogue CW69-1/51F. Publ. en 1984.

N° 52

Éléments de la mortalité attribuable à la chasse chez le canard, par G.S. Hochbaum et C.J. Walters. Also available in English.

N° de catalogue CW69-1/52F. Publ. en 1984.

N° 53

Interprétation des relevés aériens d'oiseaux de mer: certains effets du comportement, par A.J. Gaston et G.E.J. Smith. Also available in English.

N° de catalogue CW69-1/53F. Publ. en 1984.

N° 54

Études sur les oiseaux aquatiques en Ontario, de 1973 à 1981, par S.G. Curtis, D.G. Dennis, et H. Boyd, eds. Also available in English.

N° de catalogue CW69-1/54F. Publ. en 1985.

N° 55

Prises déclarées de canards, d'oies et de bernaches au Canada et aux États-Unis de 1974 à 1982, par Hugh Boyd. Also available in English.

N° de catalogue CW69-1/55F. Publ. en 1985.

N° 56

La dynamique des populations de Huards à colliers (*Gavia immer*) et les eaux contaminées au mercure dans le nord-ouest de l'Ontario, par J.F. Barr. Also available in English.

N° de catalogue CW69-1/56F. Publ. en 1986.

N° 57

Le Goéland à bec cerclé en Ontario : une nouvelle espèce problème, par H. Blokpoel et G.D. Tessier. Also available in English.

N° de catalogue CW69-1/57F. Publ. en 1986.

N° 58

Les oiseaux de la vallée de Creston et du sud-est de la Colombie-Britannique, par R.W. Butler, B.G. Stushnoff, et E. McMackin. Also available in English.

N° de catalogue CW69-1/58F. Publ. en 1986.

N° 59

Estimation de la densité des oiseaux en mer et de la proportion des oiseaux en vol à partir des dénombrements effectués sur des transects de largeur indéterminée, par A.J. Gaston, B.T. Collins, et A.W. Diamond. Also available in English.

N° de catalogue CW69-1/59F. Publ. en 1987.

N° 60

Les dénombrements de populations reproductrices d'oiseaux aquatiques dans les provinces de l'Atlantique, par A.J. Erskine, éd. Also available in English.

N° de catalogue CW69-1/60F. Publ. en 1987.

N° 61

Dénombrement de Petites Oies blanches dans les îles Southampton et de Baffin, T.N.-O., en 1979, par A. Reed, P. Dupuis, et G.E.J. Smith. Also available in English.

N° de catalogue CW69-1/61F. Publ. en 1987.

N° 62

Étude des effets de l'acidification sur la faune aquatique au Canada : rapports entre la sauvagine et les niveaux trophiques de petits lacs du nord de l'Ontario, par D.K. McNicol, B.E. Bendell, et R.K. Ross. Also available in English.

N° de catalogue CW69-1/62F. Publ. en 1987.

N° 63

Bison ecology in relation to agricultural development in the Slave River lowlands, NWT, par H.W. Reynolds et A.W.L. Hawley (réd.)

N° de catalogue CW69-1/63E. Publ. en 1987.

N° 64

Un modèle pour la simulation de la population de Grandes Oies blanches, par J. Gauvin et A. Reed. Also available in English.

N° de catalogue CW69-1/64F. Publ. en 1987.

N° 65

The birds of the Fraser River delta: populations, ecology and international significance, par Robert W. Butler et R. Wayne Campbell.

N° de catalogue CW69-1/65E. Publ. en 1987.

N° 66

Mortality of migratory barren-ground caribou on the calving grounds of the Beverly herd, Northwest Territories, 1981-83, par Frank L. Miller, Eric Broughton, et Anne Gunn.

N° de catalogue CW69-1/66E. Publ. en 1988.

N° 67

Étude des effets de l'acidification sur la faune aquatique au Canada: les oiseaux lacustres et leurs habitats au Québec. par J.-L. DesGranges (réd.). Also available in English.

N° de catalogue CW69-1/67F. Publ. en 1989.

N° 68

Studies of high-latitude seabirds. 1. Behavioural, energetic, and oceanographic aspects of seabird feeding ecology, par W.A. Montevecchi et A.J. Gaston (réd.).

N° de catalogue CW69-1/68E. Publ. en 1991.

N° 69

Studies of high-latitude seabirds. 2. Conservation biology of Thick-billed Murres in the Northwest Atlantic, par A.J. Gaston et R.D. Elliot (réd.).

N° de catalogue CW69-1/69E. Publ. en 1991.

N° 70

Les habitats côtiers du nord-est de la baie James, par N. Dignard, R. Lalumière, A. Reed, et M. Julien. Also available in English. N° de catalogue CW69-1/70F. Publ. en 1991.

N° 71

Key migratory bird terrestrial habitat sites in the Northwest Territories (2^e éd.), par S.A. Alexander, R.S. Ferguson et K.J. McCormick. N° de catalogue CW69-1/71E. Publ. en 1991.

N° 72

Atlas of pelagic birds of western Canada, par K.H. Morgan, K. Vermeer et R.W. McKelvey. N° de catalogue CW69-1/72E. Publ. en 1991.

N° 73

Le Huart à gorge rousse comme indicateur de la qualité de l'environnement, par D. Lynne Dickson. Also available in English. N° de catalogue CW69-1/73F. Publ. en 1992.

N° 74

Aerial radio-tracking of Whooping Cranes migrating between Wood Buffalo National Park and Aransas National Wildlife Refuge, 1981-84, par E. Kuyt. N° de catalogue CW69-1/74E. Publ. en 1992.

N° 75

The ecology, status, and conservation of marine and shoreline birds on the west coast of Vancouver Island, par K. Vermeer, R.W. Butler et K.H. Morgan (réd.). N° de catalogue CW69-1/75E. Publ. en 1992.

N° 76

Declines in Canadian amphibian populations: designing a national monitoring strategy, par C.A. Bishop, K.E. Pettit (réd.). N° de catalogue CW69-1/76E. Publ. en 1992.

N° 77

Studies of high-latitude seabirds. 3. A model of the energy demands of the seabirds of eastern and Arctic Canada, par A.W. Diamond, A.J. Gaston et R.G.B. Brown (révisé par W.A. Montevecchi). N° de catalogue CW69-1/77E. Publ. en 1993.

N° 78

Historical review of water bird populations and annotated list of water birds associated with Burlington Bay, Lake Ontario, 1857-1990, par M.B. Gebauer, R.Z. Dobos et D. Vaughn Weseloh. N° de catalogue CW69-1/78E. Publ. en 1993.

N° 79

Hydrological classification of Canadian prairie wetlands and prediction of wetland inundation in response to climatic variability, par Ming-ko Woo, Robert D. Rowsell et Robert G. Clark. N° de catalogue CW69-1/79E. Publ. 1993.

N° 80

Monitoring Thick-billed Murre populations at colonies in northern Hudson Bay, 1972-92, par A.J. Gaston, L.N. de Forest, G. Gilchrist, et D.N. Nettleship. N° de catalogue CW69-1/80E. Publ. en 1994.

N° 81

Colonies and numbers of Ross' Geese and Lesser Snow Geese in the Queen Maud Gulf Migratory Bird Sanctuary, par R.H. Kerbes. N° de catalogue CW69-1/81E. Publ. en 1994.

N° 82

The 1991 International Piping Plover Census in Canada, par S.P. Flemming (réd.). N° de catalogue CW69-1/82E. Publ. en 1994.

N° 83

The abundance and distribution of estuarine birds in the Strait of Georgia, British Columbia, par R.W. Butler et K. Vermeer, eds. N° de catalogue CW69-1/83E. Publ. en 1994.

N° 84

Wintering populations of Lesser Snow Geese and Ross' Geese in the Northern Highlands of México, 1988-1990, par Bruce Turner, Roy Tomlinson, Raquel Leyva, et Pablo Dominguez. N° de catalogue CW69-1/84E. Publ. en 1994.

N° 85

Caspian Terns on the Great Lakes: organochlorine contamination, reproduction, diet, and population changes, 1972-91, par Peter J. Ewins, D.V. (Chip) Weseloh, Ross J. Norstrom, Karin Legierse, Heidi J. Auman, et James P. Ludwig. N° de catalogue CW69-1/85E. Publ. en 1994.

N° 86

The patient predator: foraging and population ecology of the Great Blue Heron *Ardea herodias* in British Columbia, par Robert W. Butler. N° de catalogue CW69-1/86E. Publ. en 1995.

N° 87

L'utilisation de divers habitats par les anatinés en période de nidification : les îles du fleuve Saint-Laurent situées entre Montréal et Trois-Rivières, par Luc Bélanger et Denis Lehoux. Also available in English. N° de catalogue CW69-1/87F. Publ. en 1995.

N° 88

Examen des impacts environnementaux de la grenaille et des plombs de pêche en plomb au Canada, par A.M. Scheuhammer et S.L. Norris. Also available in English. N° de catalogue CW69-1/88F. Publ. en 1995.

N° 89

The colonial waterbirds of Great Slave Lake, Northwest Territories: an annotated atlas, par J. Sirois, M.A. Fournier, et M.F. Kay. N° de catalogue CW69-1/89E. Publ. en 1995.

N° 90

Utilisation des habitats côtiers du nord-est de la baie James par les canards, par Austin Reed, Réjean Benoit, Richard Lalumière, et Michel Julien. Also available in English. N° de catalogue CW69-1/90F. Publ. en 1996.

N° 91

Studies of high-latitude seabirds. 4. Trophic relationships and energetics of endotherms in cold ocean systems, par W.A. Montevecchi (réd.). N° de catalogue CW69-1/91E. Publ. en 1996.

N° 92

Utilisation des habitats côtiers du nord-est de la baie James par les bernaches, par Austin Reed, Réjean Benoit, Michel Lalumière. Also available in English. N° de catalogue CW69-1/92F. Publ. en 1996.

N° 93

The ecology, status, and conservation of marine and shoreline birds of the Queen Charlotte Islands, par K. Vermeer et K.H. Morgan (réd.). N° de catalogue CW69-1/93E. Publ. en 1997.

N° 94

King and Common eiders of the western Canadian Arctic, par D. Lynne Dickson (réd.). N° de catalogue CW69-1/94E. Publ. en 1997.

N° 95

Monitoring bird populations: the Canadian experience, par Erica H. Dunn, Michael D. Cadman, et J. Bruce Falls (réd.). N° de catalogue CW69-1/95E. Publ. en 1997.

N° 96

Winter distributions of Thick-billed Murres from the eastern Canadian Arctic and western Greenland in relation to age and time of year, par G.M. Donaldson, A.J. Gaston, J.W. Chardine, K. Kampp, D.N. Nettleship, et R.D. Elliot. N° de catalogue CW69-1/96E. Publ. en 1997.

N° 97

Shorebird migration and staging at a large prairie lake and wetland complex: the Quill Lakes, Saskatchewan, par Stuart A. Alexander et Cheri L. Gratto-Trevor. N° de catalogue CW69-1/97E. Publ. en 1997.

N° 98

Distribution, survival, and numbers of Lesser Snow Geese of the Western Canadian Arctic and Wrangel Island, Russia, par Richard H. Kerbes, Katherine M. Meeres, et James E. Hines (réd.). N° de catalogue CW69-1/98E. Publ. en 1999.

No. 99

Breeding ecology of the Horned Grebe *Podiceps auritus* in subarctic wetlands, par Michael A. Fournier et James E. Hines. N° de catalogue CW69-1/99E. Publ. en 1999.

No. 100

Behaviour and ecology of sea ducks, par R. Ian Goudie, Margaret R. Petersen et Gregory J. Robertson (éds.). N° de catalogue CW69-1/100E. Publ. en 1999.

No. 101

Assessment of bird populations in the Rasmussen Lowlands, Nunavut, par Victoria H. Johnston, Cheri L. Gratto-Trevor et Stephen T. Pepper. N° de catalogue CW69-1/101E. Publ. en 2000.