



L'intégration des valeurs fauniques et de biodiversité à la planification forestière

Rapport technique

Préparé par

Frédéric Doyon, ing. f., Ph.D.

Daniel Bouffard, ing. f., M.Sc.

Remis au

Comité sur l'aménagement des ressources forestières et l'environnement (ARFE).

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec

Avril 2008

Tables des matières

Liste des Figures	iii
Liste des Tableaux	iii
Liste des Annexes	iii
Remerciements.....	iv
Introduction	1
Mise en contexte.....	1
Mandat	2
Volet I : Revue de la littérature.....	3
Les approches utilisées pour inclure les valeurs de biodiversité et fauniques dans le processus de planification forestière	3
<i>Le processus d'aménagement forestier durable</i>	<i>3</i>
<i>L'inclusion des valeurs de biodiversité et fauniques dans le processus de planification forestière.....</i>	<i>4</i>
<i>La notion de variabilité naturelle.....</i>	<i>7</i>
Quelles valeurs de biodiversité et fauniques doivent être considérées?.....	8
<i>Le filtre brut et le filtre fin</i>	<i>8</i>
<i>Quoi inclure : l'espèce, la guildes ou bien la communauté?.....</i>	<i>9</i>
<i>Les espèces indicatrices</i>	<i>10</i>
<i>La sélection des espèces</i>	<i>10</i>
Quoi modéliser pour représenter les besoins des espèces indicatrices sélectionnées? ...	13
<i>Les matrices d'habitat.....</i>	<i>13</i>
<i>Les modèles d'indice de qualité d'habitat utilisant les variables de l'inventaire forestier</i>	<i>13</i>
<i>L'inclusion d'éléments internes de l'habitat aux modèle d'indice de qualité de l'habitat</i>	<i>14</i>
<i>Le développement de modèle d'indice de qualité de l'habitat.....</i>	<i>15</i>
Comment inclure un modèle de qualité d'habitat à la planification forestière stratégique?17	
<i>Simulation et optimisation : deux modes d'analyse en planification forestière stratégique.....</i>	<i>17</i>
<i>A posteriori vs. In vivo : Avantages et désavantages</i>	<i>18</i>
Les approches intégrant les valeurs fauniques et de biodiversité dans la planification forestière au Canada	19
<i>Observations générales</i>	<i>19</i>
<i>Colombie-Britannique.....</i>	<i>19</i>
<i>Alberta.....</i>	<i>20</i>
<i>Saskatchewan.....</i>	<i>21</i>
<i>Manitoba</i>	<i>22</i>
<i>Ontario</i>	<i>22</i>
<i>Nouveau Brunswick et Nouvelle-Écosse.....</i>	<i>22</i>

Volet II : Revue de la littérature	23
Les modèles d'indice de qualité d'habitat disponibles pour le Québec	23
Proposition de modèles d'indice de qualité d'habitat pour les grands biomes du Québec	24
Littérature citée	29

Liste des Figures

Figure 1.	Phases du processus de planification d'aménagement forestier durable dans un contexte d'aménagement adaptatif (tiré de Doyon et Duinker 2003).	4
Figure 2.	Concepts de valeur, but, indicateur et objectif, et relations entre ces concepts (Duinker 2001).	5
Figure 3	Zonage vocationnel pour l'UAF 071-51 dans le Pontiac en Outaouais (Doyon <i>et al.</i> 2004). Le zonage des vocations Matière ligneuse/Faune et Faune/Matière ligneuse a été établi sur la base de la qualité des habitats et de la rareté des habitats d'une douzaine d'espèces fauniques vertébrées.	6
Figure 4.	Différentes concepts développés dans le cadre de l'utilisation d'espèces cibles (focal species) (Tiré de Hannon et McCallum 2002).	11

Liste des Tableaux

Tableau 1.	Proposition d'espèces indicatrices potentielles pour les oiseaux par domaine de végétation forestière.	26
Tableau 2.	Proposition d'espèces indicatrices potentielles pour les mammifères par domaine de végétation forestière.	27
Tableau 3.	Importance de la nidification et de l'abondance relative des espèces d'oiseau du Québec pour lesquelles il existe dans la littérature scientifique des modèles d'indices de qualité d'habitat.	28

Liste des Annexes

Annexe 1.	Liste des modèles d'indice de qualité d'habitat pouvant être transféré au Québec pour la planification forestière stratégique	35
-----------	---	----

Remerciements

Nous voulons remercier tout particulièrement le groupe d'experts du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNFQ) (Réhaume Courtois, Paul-Émile Lafleur, Pierre Blanchette, Christian Pilon, Michel Hénault, et Hélène Falardeau) pour nous avoir offert de contribuer à cette démarche. Ce projet a pu être réalisé grâce au financement en provenance du Bureau du Forestier en Chef (MRNFQ). Nous remercions aussi Étienne Lemieux, de la Fédération des Pourvoyeurs du Québec pour son apport concernant la revue des modèles disponibles.

Introduction

Mise en contexte

Au cours des dernières décennies, la foresterie a connu des bouleversements majeurs par lesquels plusieurs paradigmes se sont succédés (Kimmins 2002). Une ligne constante se dégage tout au long de cette évolution : la société demande 1) à intégrer plus de valeurs telles les valeurs fauniques, 2) à être partie prenante dans le processus décisionnel et 3) à se faire démontrer que les actions prises assureront le maintien des opportunités de jouissance des biens et des services de la forêt. Dans ce contexte, la notion de durabilité prend une dimension beaucoup plus complexe. De plus, plus récemment, cette vision que la population a de la forêt a migré de son rôle utilitaire de pourvoyeuse de biens et services à celui plus holistique et écocentriste de patrimoine naturelle. Ainsi, la reconnaissance de la forêt comme écosystème lors de sa gestion exige d'intégrer les notions d'intégrité écologique et de santé des écosystèmes, ce qui implique, en autres, le maintien de la biodiversité indigène.

En effet, la conservation de la biodiversité en forêt aménagée est reconnue comme étant la pierre angulaire qui assure la durabilité des écosystèmes forestiers (Burton *et al.* 1992, Gustafsson et Weslien 1999). Ainsi, de nos jours, le maintien de la biodiversité et de l'intégrité écologique tout en aménageant la forêt pour les besoins de l'homme, comme les produits de la fibre de bois sous toutes ses formes, est sûrement le défi majeur de l'application du paradigme de l'aménagement écosystémique (Grumbine 1994). Cependant, malgré l'importance de ce défi, le Québec, suite aux travaux de la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (Coulombe *et al.* 2004), a résolument pris le virage de l'aménagement écosystémique. Une des conséquences directes de changement de cap implique d'intégrer les valeurs de biodiversité et fauniques dans le processus de la planification forestière, incluant le calcul de possibilité forestière (CPF) (Hunter 1990).

Or, dans le cadre de la gestion écosystémique, la recherche de solutions d'aménagement permettant la mise en valeur simultanée des fonctions de production et de conservation de la forêt demande de pouvoir bien caractériser les états de ces valeurs de biodiversité et fauniques. Il faut donc auparavant bien identifier quelles sont les valeurs qui méritent d'être intégrées, de trouver une façon de les représenter, et par la suite d'intégrer cette nouvelle information dans le processus décisionnel de la planification afin de servir la communauté des décideurs sur les enjeux et les conflits potentiels.

Mandat

Dans son mandat de définir le processus de planification forestière qui assurera les conditions d'application de l'aménagement écosystémique, le Bureau du Forestier en Chef a mandaté un groupe d'experts (Nom du comité ? = Réhaume Courtois, Pierre Blanchette, Paul-Émile Lafleur, Christian Pilon, et Michel Hénault) dans le but de définir les modalités favorisant de l'intégration des valeurs de biodiversité et fauniques au CPF. Reconnaissant l'expertise déjà existante au Québec, et aussi afin tirer partie de la littérature sur ce sujet, ce groupe d'experts a mandaté à son tour l'IQAFF afin de les conseiller spécifiquement sur deux volets. Le premier volet demande de relever dans la littérature existante :

- a) les approches utilisées pour inclure les valeurs de biodiversité et fauniques dans le CPF;
- b) la méthodologie utilisée afin de sélectionner des espèces visant à représenter ces valeurs;
- c) les approches utilisées pour modéliser ces espèces afin d'obtenir un modèle d'indicateur;
- d) comment ces modèles d'indicateur sont utilisés dans le processus d'aide à la décision dans la planification forestière.

Dans un deuxième volet, le comité d'experts fauniques est aussi intéressé à connaître :

- a) quels seraient les modèles actuellement disponibles qui pourraient être facilement transférés à la situation québécoise, par grand biome;
- b) pour chacun de ces cas, quelles seraient les limites de transférabilité de ces modèles.

Volet I : Revue de la littérature

Les approches utilisées pour inclure les valeurs de biodiversité et fauniques dans le processus de planification forestière

Le processus d'aménagement forestier durable

Avant de parler de la place des intrants fauniques dans le processus de planification forestière, il est important de bien situer le processus d'aménagement forestier durable. On reconnaît dans le processus 'aménagement forestier durable 5 phases (Doyon et Duinker 2003, Rempel et al. 2004) (

Figure 1) :

- 1) l'identification des valeurs, critère et indicateurs, et des objectifs;
- 2) la planification forestière;
- 3) la sélection de l'option d'aménagement;
- 4) l'implantation;
- 5) le suivi.

Ces 5 phases sont séquentielles et forment une boucle rétro-active de flux de l'information favorisant la réalisation de l'aménagement adaptatif (Walters 1986). Parmi ces phases, la planification forestière constitue la phase analytique puisqu'elle évalue les options d'aménagement afin d'informer le décideur sur les effets des activités d'aménagement prévues sur les valeurs considérées (Doyon 2003). Pour ce faire, elle doit inclure 1) des options d'aménagement, 2) des modèles d'indicateurs qui représentent des valeurs importantes pour le décideur, et 3) un processus analytique visant à produire une information utile au processus décisionnel. Les options d'aménagement se matérialisent sous forme de projections qui représentent les conditions forestières résultantes de l'application des règles définies dans l'option pour chaque pas d'un horizon d'évaluation. À ces projections forestières sont alors appliqués les modèles d'indicateurs afin d'obtenir une expression quantitative de la valeur d'intérêt et de sa variation tout au long de l'horizon. Comme plusieurs des valeurs forestières comprennent une dimension de contexte spatiale, les modèles d'indicateurs doivent pouvoir capturer cette dimension et par conséquent, les projections doivent être spatialement explicites. Vient alors le processus analytique visant à explorer l'espace de faisabilité des options d'aménagement afin de dériver les fonctions de compromis entre les valeurs compétitives, et ainsi informer le décideur sur un compromis acceptable. Cette phase comporte généralement une boucle de rétro-action qui permet de raffiner les stratégies d'aménagement jusqu'à l'obtention d'un scénario acceptable pour l'ensemble des parties prenantes. On verra plus tard que cette boucle peut être

explicitement formalisée en mode simulation ou bien implicitement réalisée à l'aide d'un modèle d'aménagement comprenant un module de solution de fonction-objectif. Le CPF fait partie intégrante de cette phase puisque le volume de bois récolté est un modèle d'indicateur en soi au même titre que pour les autres valeurs forestières.

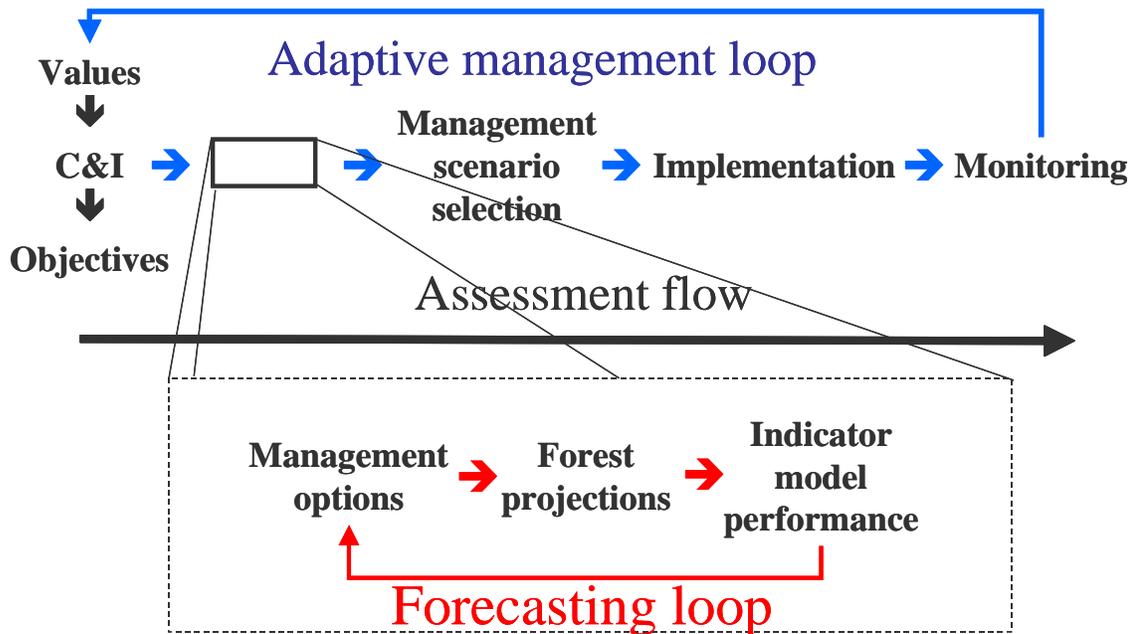


Figure 1. Phases du processus de planification d'aménagement forestier durable dans un contexte d'aménagement adaptatif (tiré de Doyon et Duinker 2003).

L'inclusion des valeurs de biodiversité et fauniques dans le processus de planification forestière

Les intrants fauniques peuvent être intégrés à différents moments tout au long des phases de l'aménagement forestier durable. Par exemple, durant la première phase lorsqu'on vise à identifier les valeurs importantes à être représentées de façon quantitative dans la planification forestière. On verra plus loin dans la section sur la sélection des indicateurs quels sont les éléments importants à considérer pouvant servir à cette sélection. Duinker (2001) propose un processus d'identification des indicateurs qui s'assure que les valeurs de biodiversité sont bien intégrées (Figure 2).

Dans la phase de planification forestière, les intrants fauniques peuvent être également intégrés lors du zonage fonctionnel (Doyon *et al.* 2004, Beaudoin et Doyon 2004). En définissant de façon spatialement explicite les fonctions de conservation et de production du territoire, le zonage fonctionnel joue un rôle important puisqu'il régit les activités d'aménagement permises par zones. Dans le Livre Vert récemment déposé, on y observe

déjà une amorce de zonage (Gouvernement du Québec 2008). On y voit bien que les aspects fauniques ne seront considérées dans les zones d'aménagement intensif. Il est donc important de connaître à priori où sont les habitats clés pour les espèces jugées importantes ou sensibles avant de procéder à un tel exercice.

Value – things for which someone would deem a forest important, e.g.:

- process (e.g. carbon sequestration, water quantity regulation, recreation);
- physical entity (e.g. timber, moose, marten pelts);
- forest condition (e.g. biodiversity, soil bulk density).

In this context, a criterion is a sort of 'mega-value' or large grouping of values.

Goal – a directional statement for a value (need not be stated in quantitative terms), e.g.:

- have forests become long-term net sinks of atmospheric carbon;
- produce a continuous non-declining flow of quality wood to meet mill needs;
- maintain current levels and types of biodiversity.

Indicator – a measurable variable (quantitative or qualitative) relating directly to one or more values, e.g.:

- for carbon sequestration, kg/ha/yr net carbon flux;
- for timber, m³/yr harvest volume;
- for biodiversity, age-class structure of the forest.

Objective – a directional statement for an indicator (must be stated in objective terms), e.g.:

- more than zero kg/ha/yr (i.e., a positive number) for net carbon intake;
- at least 500 000 m³/yr of softwood pulp;
- 10% or more of total forest area in each of five development stages at any time.

As shown in Figure 1, there are strict relationships among the four concepts. Thus, for each value, there is a goal statement and one or more indicators. For each indicator, there is one objective statement. The value is 'satisfied' if the goal is reached. The goal is reached if all the objectives are reached.

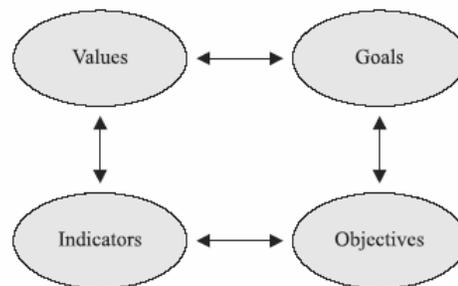


Figure 2. Concepts de valeur, but, indicateur et objectif, et relations entre ces concepts (Duinker 2001).

À cet effet, le zonage peut agir sur les valeurs de biodiversité et fauniques de façon statique en fixant des zones du paysage pour lesquelles il existe des délimitations explicites pour protéger certaines valeurs (telles celles définies par les OPMV). Tel est le cas des territoires

excluant l'exploitation de la matière ligneuse pour des fins de maintien d'habitats (tel les héronnières dans le RNI) (voir les *Zones et habitats de conservation* dans Sougavinski et Doyon 2005). Par exemple, Doyon *et al.* (2004) utilisent une cartographie fine des habitats fauniques pour une douzaine d'espèces fauniques vertébrés pour produire un zonage qui assurerait le maintien d'habitats « sources » (Doyon *et al.* 2004) (Figure 3). De plus, le zonage aide à définir où certaines mesures adaptées pourraient être déployées afin de pallier à des manques en certains éléments structuraux de l'habitat d'une espèce jugée importante à l'aide de la rétention variable (Sougavinski et Doyon 2002).

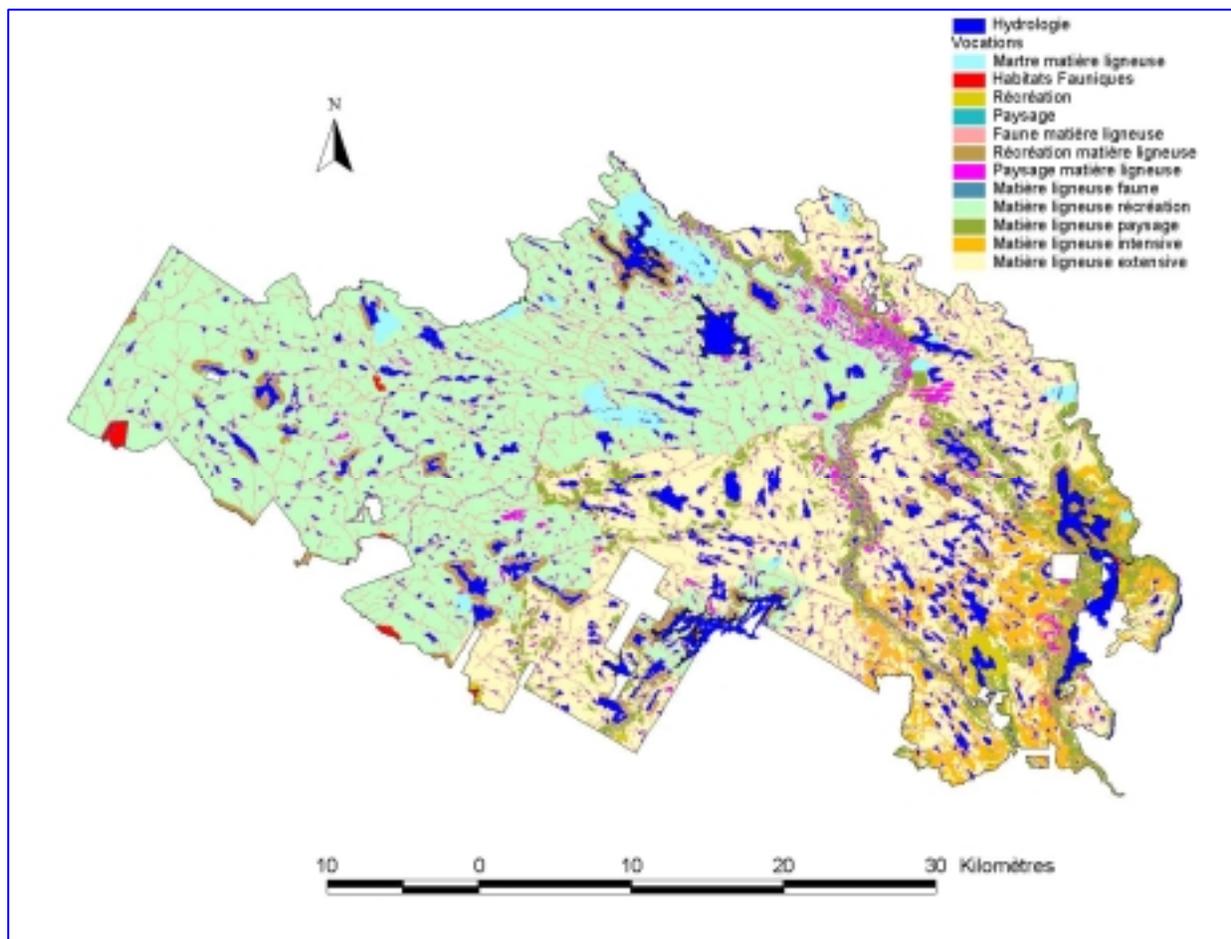


Figure 3 Zonage vocationnel pour l'UAF 071-51 dans le Pontiac en Outaouais (Doyon *et al.* 2004). Le zonage des vocations Matière ligneuse/Faune et Faune/Matière ligneuse a été établi sur la base de la qualité des habitats et de la rareté des habitats d'une douzaine d'espèces fauniques vertébrées.

Souvent, ces mesures de zonage sont des éléments ajoutés à la stratégie d'aménagement dans la rétroaction après la phase analytique du processus de planification forestière lorsque les effets de l'application d'une option d'aménagement sur les valeurs de biodiversité et fauniques à l'aide de modèles d'indicateurs ont été évalués. Cette partie vise alors à faciliter

l'obtention d'une meilleure solution optimale par l'inclusion de mesures forcées (tel un zonage) dans la stratégie d'aménagement. On parlera alors de « désign du paysage » ou d'« ingénierie du paysage ».

L'implantation d'une option d'aménagement comporte aussi des éléments visant à inclure des considérations de biodiversité et fauniques. Elle suppose une opérationnalisation des activités pour laquelle des modalités claires sont définies afin d'atteindre les objectifs d'aménagement. En fait, pour plusieurs espèces dont leur avenir semble moins menacé par les activités prévues sur un territoire, l'utilisation de *Meilleures Pratiques de Gestion* (Best Management Practices) peut s'avérer suffisant (Doyon et Duinker 2000). Pour le cas du Québec, les mesures de protection des habitats fauniques du RNI en sont un excellent exemple.

Finalement, dans la phase du monitoring, les valeurs de biodiversité et fauniques sont incluses par l'utilisation d'indicateurs terrain qui rendent compte de la réponse aux activités d'aménagement (Rempel *et al.* 2004). Un lien direct de cohérence doit être maintenu entre le modèle d'indicateur et l'indicateur terrain de suivi afin de pouvoir améliorer le pouvoir prévisionnel du modèle d'indicateur qui sert lors de la planification forestière (Duinker 2001, Hall 2001).

La notion de variabilité naturelle

Les écologistes et les biologistes de la conservation ont longtemps débattu sur le développement d'une approche formelle qui viendrait en appui aux aménagistes forestiers pour les aider à identifier des cibles en matière de biodiversité (Grooves *et al.* 2002). Les questions auxquelles les aménagistes font face sont complexes : Combien de chaque habitat doit-on conserver sur le territoire? Quelle est la quantité minimale? Quelles sont les fluctuations qui ne mettraient pas une population à risque? Comment ces habitats doivent-ils être répartis spatialement? Récemment, une approche a fait un certain consensus pour la gestion de la biodiversité. Cette approche utilise le concept de la fourchette de variabilité naturelle : "*Management use of natural variability relies on two concepts: that past conditions and processes provide context and guidance for managing ecological systems today, and that disturbance-driven spatial and temporal variability is a vital attribute of nearly all ecological systems*" (Landres *et al.* 1999). Cette approche fait ressortir l'importance d'imiter le régime de perturbations naturelles en caractérisant les patrons (et parfois les processus) d'un paysage forestier sous un tel régime dans le but de mieux comprendre la gamme des conditions forestières représentatives de l'état naturel qui

garantirait l'intégrité écologique (Angelstam 1999). Cette approche fut premièrement appliquée pour le suivi et le monitoring pour être par la suite logiquement transférée à la phase de planification forestière stratégique. Doyon et Duinker 2003, Van Damme *et al.* 2003, et Doyon *et al.* (sous presse) présentent un cadre d'analyse qui utilise un modèle de perturbations naturelles reproduisant le régime de feux pour définir la fourchette de variabilité naturelle dans laquelle les indicateurs fluctuent, et ce afin d'offrir une base d'étalonnage pour l'évaluation de l'effet des stratégies alternatives d'aménagement sur la biodiversité dans le centre-ouest de l'Alberta. En transférant ce cadre d'analyse et aussi les outils d'évaluation à la situation de l'ouest de l'Île de Terre-Neuve, Doyon (2005) et Doyon *et al.* (2007) ont pu identifier les risques associés à la perte de biodiversité de 4 stratégies d'aménagement forestier lorsque comparées à la forêt naturellement perturbée par un régime d'épidémies de l'arpenreuse de la pruche simulé à l'aide de LANDIS 3.7 (Sturtevant *et al.* 2004). L'Ontario a inclus dans sa Loi sur les Forêts le principe de l'émulation des régimes de perturbations (Crown Forest Sustainability Act). Conséquemment, lors de la production d'un plan d'aménagement forestier, chaque scénario présenté doit se comparer à un scénario de base dans lequel les perturbations naturelles seulement sont impliquées (OMNR 2004a).

Quelles valeurs de biodiversité et fauniques doivent être considérées?

Le filtre brut et le filtre fin

Au cours des récentes décennies, la biologie de la conservation a fait plusieurs entrées dans la foresterie et a contribué fortement aux fondements de l'approche écosystémique. En effet, on observe maintenant plusieurs juridictions responsables de ressources naturelles adopter l'approche du filtre brut et du filtre fin (Noss 1987, Hunter 1991, Groves 2003) pour baliser les stratégies d'aménagement. L'approche du filtre brut vise à "protéger une gamme représentative d'écosystèmes naturels ainsi que leurs processus, structures et compositions constituantes ; cependant, comme certaines espèces peuvent passer au travers de ce filtre, il doit alors être complété par des stratégies de filtre fin ajustées pour considérer ces espèces particulières » (Hunter 2005). Doyon et Duinker (2003) ont présenté une approche utilisant des indicateurs de filtre brut/filtre fin menant au développement d'un cadre d'analyse pour la biodiversité.

Ainsi, dans le choix des indicateurs, il est important de vérifier dans quelle mesure une valeur de biodiversité ou faunique n'est pas déjà bien protégé par un indicateur de filtre

brut. Cependant, certaines valeurs, quoique peut-être déjà considérées par le truchement d'indicateurs de filtre brut, devront tout de même être spécifiquement représentées pour la démonstration de la durabilité à l'ensemble des parties prenantes ce qui facilite la prise de décision car elle est plus directement reliée à leur préoccupation (Doyon et Duinker 2000). C'est le cas particulier des espèces de gibier (ex. : chevreuil ou orignal) ou des espèces dites charismatiques (ex. : lièvre d'Amérique). À titre d'exemple, à supposer une relation triviale et directe entre le lièvre d'Amérique et des conditions de peuplements juvéniles, s'assurer du maintien perpétuel d'une certaine quantité de ces peuplements juvéniles dans la stratégie d'aménagement protégerait le lièvre d'Amérique par une approche de filtre brut. Cependant, il pourrait s'avérer plus informatif pour les décideurs de traduire cela en filtre fin et de parler alors d'habitat du lièvre d'Amérique.

Quoi inclure : l'espèce, la guildes ou bien la communauté?

Dans leur article sur les indicateurs de biodiversité pour l'aménagement forestier durable, Lindenmayer *et al.* (2000) évaluent les avantages et les désavantages de différentes approches, soit celle des espèces focales (taxon-based), soit celle des guildes, ou encore celle des assemblages communautaires. Comme celle des espèces focales est reprise plus loin, nous discutons ici des deux autres approches. Souvent, l'approche des assemblages communautaires s'applique à des communautés diversifiées de petits et moyens organismes faciles à inventorier tels les invertébrés (Brown 1991), les poissons (Ward *et al.* 1999) et les petits oiseaux (Knutson *et al.* 2005). Les assemblages communautaires, bien que facile à utiliser pour le monitoring, ont très peu souvent été utilisés comme modèle d'indicateur pour évaluer l'effet de stratégies d'aménagement sur les valeurs de biodiversité et fauniques. En effet, l'utilisation des assemblages communautaires a surtout été faite dans les études sur l'intégrité écologique des écosystèmes dans le cadre de monitoring (Bryce *et al.* 2002). Néanmoins, Lindenmayer *et al.* (2000) voient dans cette approche une avenue qui devrait être davantage exploitée dans le cas de la planification des activités d'aménagement. Dufrêne et Legendre (1997) propose même que cette approche peut être utilisée conjointement avec celle des espèces indicatrices.

Dans les forêts nationales du Nord-Est des États-Unis, la méthode des matrices d'habitat se conjugue avec la notion de guildes d'utilisation de l'habitat (DeGraaf *et al.* 1985, DeGraaf 1991). Sous cette approche, les espèces utilisant des ressources environnementales similaires de la même façon pour une fonction vitale donnée (abri, alimentation, accouplement/pairage, élevage des rejetons, etc.), et dont leur niche écologique se chevauchent, sont regroupées sous la même guildes d'utilisation (Simberloff et Dayan 1991).

Lindenmayer *et al.* (2000) mettent en garde contre l'utilisation des guildes puisque plusieurs études démontrent que des espèces très similaires, de la même guildes et sympatriques, peuvent réagir de façon vraiment opposée suite à une perturbation (voir Block *et al.* 1987).

Les espèces indicatrices

Puisqu'il est impossible de pouvoir suivre et planifier les habitats et les populations de toutes les espèces de la forêt, il a été proposé de réduire ce nombre à une gamme restreinte d'espèces représentatives de conditions jugées importantes pour la gestion de la biodiversité. En réponse à ce besoin, l'approche des espèces indicatrices a été développée sur la prémisse de base que les espèces partagent en partie leurs besoins (Fleishman *et al.* 2000). Lindenmayer *et al.* (2000) identifient 7 types d'espèces indicatrices : 1) une espèce associée à la présence ou à l'absence d'autres espèces, 2) une espèce critique dont l'absence provoque un changement important sur le fonctionnement de l'écosystème ou la structure trophique de la communauté, 3) une espèce dont la présence indique une altération sensible de l'écosystème par l'homme, 4) une espèce dominante représentant majoritairement la biomasse ou le nombre d'individus de la communauté, 5) une espèce indiquant certaines conditions environnementales particulières, 6) une espèce particulièrement sensible à certaines perturbations, et 7) une espèce représentative d'un régime de perturbations ou la capacité de restaurer un écosystème. Dans leur revue de synthèse Hannon et McCallum revoit les différents concepts qui associés aux espèces cibles (focal species) (Hannon et McCallum 2002) (Figure 4). Les critiques qu'elles avancent sur l'utilisation des espèces cibles sont similaires à celles présentées par Landres *et al.* (1988), Lindenmayer *et al.* (2000) et Lindenmayer *et al.* (2002). Celles-ci concernent principalement le manque de robustesse de la prémisse de représentativité de l'espèce indicatrice et du risque associé à une utilisation abusive de cette association. De plus, en général, ces modèles sont très peu souvent validés.

La sélection des espèces

Il est clair que le choix de l'indicateur est important car celui-ci doit comporter plusieurs qualités. Wedeless *et al.* (1998) suggèrent 8 qualités essentielles d'un indicateur. Celles-ci sont : pertinent à la valeur d'intérêt, pratique, sensible (importance et rapidité de la réponse), prédictif, mesurable, compréhensible, valide (c'est à dire que les données seront fiables et reproductibles) et définissable en termes de cibles. A ces qualités, Carignan et Villard (2002) ajoutent 1) que l'indicateur doit être sensible à une gamme étendue de conditions de l'écosystème et 2) qu'il doit pouvoir être mesuré précisément à un coût raisonnable et cela par du personnel non nécessairement spécialisé.

Tableau 1. Définition d'espèce cible ¹

Type	Synonymes	Définition
Espèces cibles		-un nombre restreint d'espèces dont la répartition et l'abondance sont connues; utilisées lors de la planification des mesures de conservation; supposées refléter la distribution et l'abondance du biote régional; comporte les espèces indicatrices et les espèces parapluie
Indicateurs		-groupe d'espèces ou éléments de l'habitat qui aident à focaliser les efforts d'aménagement sur la production des ressources, le rétablissement d'une population, la viabilité d'une population ou la diversité des écosystèmes
a) Indicateur démographiques		-espèce qui reflète fidèlement la dynamique ou la présence/absence d'autres espèces p. ex., l'espèce x est toujours associée aux espèces y et z, et la dynamique de la population de l'espèce x est semblable en tous points à celles des espèces y et z
b) Indicateurs taxinomiques	Taxon indicateur	-espèce représentative des autres espèces de la même guildes p. ex., le choix du pic mineur pour représenter toutes les espèces qui creusent leur propre cavité pour la nidification
c) Indicateurs biologiques	Espèce sentinelle, bio-indicateur	- espèce qui est sensible aux agresseurs environnementaux ou qui a des besoins qui risquent d'être menacés par les activités humaines -les espèces envahissantes sont parfois utilisées comme un indicateur d'agents stressants d'origine anthropique (p. ex., plantes exotiques)
d) Indicateurs de biodiversité		- espèce ou groupe taxinomique représentatifs des endroits à grande diversité spécifique p. ex., région névralgique où la richesse spécifique d'oiseaux et la richesse spécifique de papillons se chevauchent
e) Indicateurs écologiques	Espèce caractéristique	-espèce représentative d'un type d'habitat ou un élément de cet habitat p. ex., la chouette tachetée représentant la forêt ancienne
Espèce en péril		- espèce menacée, en voie de disparition ou rare p. ex., le caribou des bois
Espèce d'intérêt spécial	Gestion axée sur les espèces	-espèce ayant une certaine valeur économique ou sociale p. ex., l'orignal
Espèce parapluie	Espèce ombrelle	-espèce nécessitant un vaste territoire; la conservation de ces espèces devrait aussi conserver une quantité d'autres espèces. p. ex., le grizzli
Espèce clé	Espèce pivot	-espèce qui a un effet disproportionné sur la persistance des autres espèces dans l'écosystème - l'espèce peut être un prédateur, une proie, un végétal, une espèce mutualiste et un ingénieur de l'écosystème (p. ex., le castor)
Espèce amirale	Espèce bannière	-espèce habituellement menacée, qui éveille l'intérêt et la sympathie du public et qui sert de figure de proue dans les efforts de conservation de la nature p. ex., le faucon pèlerin, le caribou des bois

¹ Compilé à partir des travaux de : Landres et al. (1988), Mills et al. (1993), Simberloff (1998), Caro et O'Doherty (1999), Andelman et Fagan (2000), Zacharias et Roff (2001), Lindenmayer et al. (2000).

Figure 4. Différents concepts développés dans le cadre de l'utilisation d'espèces cibles (focal species) (Tiré de Hannon et McCallum 2002).

Différentes procédures ont été développées pour la sélection d'espèces indicatrices. Doyon et Duinker (2000) ont mis en priorité 76 espèces de vertébrées terrestres forestières en utilisant une analyse multicritère pour l'évaluation de la biodiversité du plan d'aménagement forestier de Millar Western Forest Products Ltée dans le centre-ouest de l'Alberta. Les critères (suivi du poids de ceux-ci entre les parenthèses) utilisés étaient a) la sensibilité aux interventions prévues (4), b) le statut de la population (3), c) la facilité au monitoring (3), d) la spécificité à un habitat (2), e) la spécificité à un élément de l'habitat (2), f) la

sensibilité à la configuration spatiale (2), g) l'importance fonctionnelle pour l'écosystème (2), h) la valeur socio-économique de l'espèce (2), et i) les connaissances disponibles sur l'espèce (1). Ces critères sont proches de ceux présentés par Pearson (1994). Une fois l'ordre de priorité établie à l'aide de cette analyse, un choix a été effectué de façon à obtenir une répartition biologique selon a) le rôle trophique, b) la classe de taille, et c) la classe taxonomique. Une validation par un groupe d'experts a permis de finaliser cette liste. Cette approche a aussi été utilisée pour sélectionner une douzaine d'espèces indicatrices pour une UAF du sud-Ouest du Québec (Doyon *et al.* 2004). Mendoza et Prabhu (2000) proposent d'utiliser différentes approches multicritères et multi-décideurs combinant des groupes de participants pour en arriver à une sélection acceptable par tous. Cette approche à l'avantage de pouvoir tester la robustesse de la sélection finale et garantir une compréhension commune des valeurs couvertes par le filet des indicateurs.

Quoi modéliser pour représenter les besoins des espèces indicatrices sélectionnées?*Les matrices d'habitat*

Le niveau le plus grossier pour modéliser les besoins des espèces indicatrices utilise une classification des habitats. En effet, plusieurs juridictions ont développé une approche basée sur la typologie des habitats forestiers. Suite à une caractérisation fine de chaque type, il est possible d'associer les espèces fauniques à chacun des différents habitats selon leur besoin particulier (abri, nidification, appel au pairage, alimentation, etc.). Cette approche est utilisée en Ontario (Bellhouse et Naylor 1997, D'Eon et Watt 1994) et dans les forêts nationales du nord-est des Etats-Unis (DeGraaf et Rudis 1986, DeGraaf *et al.* 1992). Celle-ci vise donc à rendre le lien entre le filtre brut et le filtre fin plus explicite en associant les habitats avec les espèces (et souvent plus finement avec certains besoins de ces espèces). L'approche de la matrice de qualité d'habitats fauniques permet de modéliser une réponse à l'échelle des communautés comme Malcom *et al.* (2004) l'ont fait pour le nord-est de l'Ontario. Ils s'en sont servis comme indicateur multivarié pour évaluer l'effet des pratiques d'aménagement forestier sur la faune. Cette approche s'apparente donc à l'utilisation des assemblages communautaires pour l'intégrité écologique.

Cependant, la construction d'une telle matrice doit s'appuyer sur une classification fine des habitats (tel Doyon *et al.* 2002). En effet, la rigidité d'une telle approche peut limiter son utilisation si le catalogue des habitats est trop restreint ou si les activités d'aménagement génèrent de nouvelles conditions d'habitats qui ne peuvent plus être associées à l'étiquette de la classification. Une autre limite de cette approche vient du fait que certaines espèces sont plutôt associées à des éléments de l'habitat qu'à l'habitat en tant que tel. À titre d'exemple, si une coupe partielle comportant des aspects sanitaires importants se répète sur plusieurs rotations, un habitat, qui naturellement est intéressant pour le grand pic, n'aura plus les éléments qui rendent celui-ci intéressant pour son alimentation et sa nidification.

Les modèles d'indice de qualité d'habitat utilisant les variables de l'inventaire forestier

La grande majorité des modèles de qualité d'habitat utilisent des variables qui sont représentées par la cartographie du capital forestier (cartes d'inventaire) (voir la section sur la revue des modèles de qualité de l'habitat). L'avantage d'utiliser ces variables est bien sûr relié à la simplicité et à la transférabilité. Cependant, cela limite beaucoup la caractérisation des habitats puisque ces variables sont représentatives de conditions forestières générales telles qu'observées par le photo-interprète. Cette limitation est encore plus importante puisque Dusseault *et al.* (2001) ont souligné la faible correspondance entre les variables

d'inventaire d'une forêt boréale du Québec et des variables terrain exprimant la même information. En conclusion, ils suggèrent une utilisation restreinte de ces variables pour l'évaluation de la qualité de l'habitat à moins que cela ne soit accompagné d'inventaires visant à préciser ces variables.

Une autre limitation vient du fait que la modélisation de la dynamique forestière pour le calcul de possibilité forestière ne tient pas compte de certaines de ces variables. La densité du peuplement en est un excellent exemple. Dans la grande majorité des cas, la dynamique de la densité d'un peuplement est très mal modélisée. On suppose 1) que cette densité demeure la même tout au long de la trajectoire de développement du peuplement (même après mortalité massive par effet de vieillissement dans les sapinières et les peupleraies) et 2) qu'après coupe, on maintient la même densité qu'au début de la simulation ou bien on accorde la densité la plus élevée en supposant que le traitement atteint 100% de ses objectifs de stocking et cela pour tous les peuplements. Or, la densité du peuplement contrôle la structure de la végétation au niveau de toutes les strates inférieures (herbacée, arbustive, gaulis et perchis). Une mauvaise caractérisation de la structure verticale du peuplement par un manque de précision sur la densité amène une mauvaise évaluation de la qualité de l'habitat.

De plus, un problème souvent relevé dans les modèles de qualité d'habitat concerne l'utilisation de variables subrogées (Van Horne et Wiens 1991). À cause du faible nombre de variables exprimées dans les inventaires forestiers, on utilise souvent l'âge du peuplement pour prédire une autre variable, tel le nombre de gros chicots. Or, il est clair que la sélection d'un habitat par un individu ne se fait pas sur la base de l'âge mais de la disponibilité en ressources essentielles (le nombre de gros chicots pour un grand pic, par exemple). L'utilisation de variables subrogées amène à faire des suppositions qui sont fallacieuses. Van Horne et Wiens (1991) propose d'utiliser l'approche de l'envirogramme de Andrewartha et Birch (1984) pour structurer le développement du modèle et ainsi s'assurer que les variables environnementales directement liées aux besoins des espèces soient considérées dans le modèle. On trouve un exemple de l'utilisation de l'approche de l'envirogramme pour la définition des modèles dans Higgleke *et al.* (2000).

L'inclusion d'éléments internes de l'habitat aux modèle d'indice de qualité de l'habitat

Puisqu'il y a une multitude de variables internes de l'habitat qui sont directement associées à la qualité de l'habitat pour une espèce et qui ne sont pas directement disponibles de l'inventaire forestier et/ou modélisées comme extrants des outils de planification forestière

(Woodstock ou Patchworks), et afin de pallier au problème de variables subrogées, Doyon et McLeod (2000) propose de développer des modèles d'éléments internes de l'habitat. Ces modèles mathématiques caractérisent les changements en conditions forestières de la structure interne de l'habitat en fonction de la succession naturelle, du scénario sylvicole et de la perturbation à l'origine. Ils sont développés sur la base de relations empiriques, la littérature scientifique et modifiés selon le scénario sylvicole à partir de jugement expert (par manque de données sur l'effet de nouveaux traitements sur ces variables). Ces éléments internes de l'habitat sont explicitement modélisés en fonction des variables qui font partie des sorties des projections forestières venant des outils de simulation. Cette approche est en ligne directe avec une proposition de la conclusion de Dussault *et al.* (2001) : "When forest resource maps are to be used for studying habitat suitability, we recommend sampling a subset of stands to assess if important wildlife habitat features, which reflect species requirements, can be related to habitat characteristics as determined by the maps." Une telle approche est utilisée dans certains autres modèles qui incluent certains éléments internes de l'habitat directement dans le modèle. Cependant, cela peut être un frein à son utilisation si il n'existe pas de modèle empirique développé sur cette variables internes de l'habitat.

Le développement de modèle d'indice de qualité de l'habitat

Les modèles de qualité d'habitat sont habituellement des modèles théoriques basés sur une compréhension générale des besoins d'une espèce tirée de la littérature. Higgleke *et al.* (2000) ont suivi une procédure de développement qui inclut les étapes suivantes : 1) revue de la littérature sur une espèce, 2) conceptualisation et développement (utilisant les envirogrammes), 3) révision interne, 4) révision externe, 5) codification, 6) test, et 7) analyse de sensibilité. Normalement, pour une utilisation plus prudente, une phase d'évaluation empirique (ou validation) devrait normalement suivre. Or, cette phase n'est pas toujours réalisée compte tenu de l'effort important que cela demande. Lorsque des données empiriques sont disponibles sur la distribution de l'espèce ou mieux alors encore sur la démographie (ou le fitness) de la population, les modèles peuvent être validés tel que dans Dussault *et al.* (2006).

On voit parfois aussi ces modèles être traduits en densité de population par une factorisation de capacité de support et un ajustement de territoire. Le modèle de la Martre d'Amérique de l'Ouest de Terre-Neuve en est un exemple : une fois la qualité de l'habitat évaluée, on examine combien de territoire de 30 km² (soit la superficie maximale d'un territoire d'un

mâle) peuvent cumuler une quantité minimal de bon et de moyen habitats (Brian Hearn, Canadian Forest Service, comm. pers.) (Doyon 2005).

Une des difficultés dans le développement des modèles d'indice de qualité d'habitat est le choix d'une bonne fonction de qualité pour une sous composante du modèle. En effet, Van Horne et Wiens (1991) ont critiqué le manque de rigueur dans le choix des formes des fonctions mathématiques des indices de qualité. Higgelke *et al* (2000) reprennent cet argument et présentent la justification pour chaque forme de fonctions.

Plusieurs critiques ont été émises en regard à l'utilisation des modèles d'indice de qualité de l'habitat en plus de celles présentées par Van Horne et Wiens (1991). Roloff et Kernohan (1999) ont en effet démontré que les lacunes principales de ces modèles venaient d'un manque de considération adéquate de la variabilité des intrants, de l'application des modèles à une échelle inappropriée, d'un échantillonnage trop étroit de la gamme des conditions couvertes par le modèle et d'une validation utilisant des données de population sur une période trop courte.

On reconnaît aussi dans plusieurs critiques que l'utilisation de ces modèles peut être limitée compte tenu que les habitats sont quantifiés de façon relative seulement. Il est alors difficile de relier la qualité de l'habitat à des niveaux de population ou des niveaux de reproduction. De plus, l'indice de qualité d'habitat ne permet pas de représenter des réponses non-linéaires ou bien des effets seuils. Est-ce que la population double si l'indice double? Y-a-t-il un niveau de qualité à partir duquel l'habitat ne peut pas devenir « meilleur » pour cette espèce? Ainsi, en planification forestière, ces modèles peuvent alors seulement indiquer quelle stratégie permet de maintenir telle distribution de valeur de qualité en comparaison à d'autres stratégies (qui auront une distribution de valeur de qualité différentes), sans pouvoir dire si cela se traduit vraiment par une réponse réelle pour la population.

Comment inclure un modèle de qualité d'habitat à la planification forestière stratégique?*Simulation et optimisation : deux modes d'analyse en planification forestière stratégique*

L'utilisation d'outils de planification forestière stratégique sert à déterminer les niveaux d'exploitation de certaines ressources pour identifier les seuils de récolte qui permettent la durabilité de celles-ci (et d'autres jugées importantes qui en découlent). Pour la matière ligneuse, on parle alors de possibilité forestière à rendement soutenu. Cependant, avec l'avènement de l'aménagement écosystémique, la démonstration de durabilité doit se faire aussi sur plusieurs autres ressources et états de l'écosystème. Les nouveaux outils visent donc à inclure ces autres dimensions pour les mettre ensemble en compétition sous un modèle d'aménagement qui reflète la stratégie testée. Dans cette optique, deux approches peuvent être utilisées : la première qui a été souvent la plus commune par le passé, est la simulation. Elle consiste à développer les paramètres du modèle pour que celui-ci réalise les options présentes dans la stratégie d'aménagement sur l'horizon de planification stratégique. Sous ce mode, les projections forestières de la simulation sont alors gardées pour chacun des pas de simulation (ou autre période jugée pertinente). Les modèles d'indice de qualité d'habitat sont alors appliqués sur chaque projection, une après l'autre, et les résultats sont compilés pour l'ensemble de l'horizon de planification. Si les résultats obtenus ne sont pas satisfaisants, la stratégie d'aménagement est alors modifiée ainsi que les paramètres de la simulation en essayant de corriger les problèmes soulevés par les modèles d'indicateurs. On appellera ce mode d'analyse *a posteriori*.

Plusieurs des nouveaux outils de planification stratégique fonctionnent avec un module d'optimisation. Ces outils sont donc plus flexibles au niveau de l'espace de faisabilité exploré par le modèle. On parle donc plutôt de modèle d'aménagement forestier. Dans cette gamme d'outils existent Woodstock-Stanley et Patchworks, deux outils seront utilisés pour les prochains plans d'aménagement forestiers au Québec. En mode optimisation, le modélisateur doit développer une fonction-objectif qui sera soumise au modèle pour qu'il trouve la solution la plus optimale. Ainsi, si on désire que les considérations fauniques fassent partie de la fonction objectif, il faut donc programmer les conditions forestières du modèle d'indice de qualité de l'habitat à l'intérieur de la formulation du modèle d'aménagement forestier. On appellera ce mode d'analyse *in vivo* car la résolution des conflits d'utilisation se fait directement dans le modèle.

A posteriori vs. In vivo : Avantages et désavantages

Le mode *a posteriori* offre certains avantages. Il permet d'utiliser d'autres plateformes d'analyse qui, elles, utilisent les projections forestières. L'analyste n'est donc pas limité aux capacités de l'outil de planification forestière. Par exemple, certains modèles d'indice de qualité d'habitat peuvent comporter des dimensions spatiales très complexes impossibles à être capturés par les fonctionnalités spatiales de l'outil de planification stratégique. L'utilisation de la boîte-à-outils BAP en est un bon exemple tel qu'il le sera présenté plus loin. Par contre, en mode simulation, il est très fastidieux de bien comprendre l'espace solution du problème d'aménagement pour en dériver les tensions de compétition entre les objectifs car chaque simulation nécessite un travail complexe. De plus, rien ne garantit que la solution exprimée par la simulation est proche de l'optimalité. Ainsi, la comparaison qui s'en suit habituellement entre plusieurs simulations donnera une mauvaise compréhension de la compétition entre les valeurs si ces simulations ne sont pas proches de l'optimalité. Il est donc préférable de fonctionner en mode *in vivo*. Cependant, comme les outils d'optimisation en mode *in vivo*, explore toutes les solutions afin de trouver celle la plus proche de l'optimalité pour une paramétrisation du modèle d'aménagement, ces types de modèles s'avèrent très complexes et peuvent prendre énormément de temps à trouver la solution (et parfois ne la trouve pas!). Ainsi, comme mentionné précédemment, l'ajout de dimensions spatiales dans le modèle d'aménagement multiplie exponentiellement la complexité et par conséquent le temps pour trouver la solution. Une approche mitoyenne consiste à inclure des modèles d'indicateurs simples mais informatifs dans le modèle d'aménagement en mode *in vivo*, et par la suite prendre les projections forestières et procéder à l'analyse en mode *a posteriori* à l'aide d'outils plus adaptés pour inclure les dimensions spatiales complexes tel qu'utilisé dans Doyon et Duinker (2003) et Doyon (2005) avec Woodstock et dans Doyon *et al.* (Sous presse) avec Patchworks.

Les approches intégrant les valeurs fauniques et de biodiversité dans la planification forestière au Canada*Observations générales*

Pour cette partie, nous avons revu la législation et la réglementation des différentes provinces dans le but d'identifier les procédures avec lesquelles les valeurs fauniques et de biodiversité sont intégrées dans la planification forestière stratégique au Canada. En général, toutes les provinces ont adopté une approche de foresterie durable. Certaines d'entre elles parlent aussi de gestion écosystémique. Les provinces de l'ouest s'engagent au respect des six critères du Conseil Canadien des Ministres des Forêts (Canadian Council of Forest Ministers 1997) dont les deux premiers sont 1) le maintien de la biodiversité et 2) le maintien de la santé et de la productivité des écosystèmes. Toutes les provinces ont également développé des directives au sujet des vieilles forêts, du bois mort (debout et au sol) et des bandes riveraines. On trouve aussi dans toutes les provinces une stratégie de déploiement pour les aires protégées à des fins de conservation des éléments rares ou de représentativité écosystémique). De plus, des mesures de protection *ad hoc* sont disponibles pratiquement dans toutes les provinces en regard à des habitats essentiels de reproduction pour certaines espèces fauniques (hérons, pygargue à tête blanche, aire d'hivernage des ongulés ou milieux humides, colonie de rats musqués, etc.). Cependant, pour la suite du document, nous avons exclu toutes les mesures qui constituent une forme de zonage (comme les héronnières dans le RNI au Québec) et gardé seulement les procédures qui impliquent une modélisation de l'habitat ou bien de la population dans l'évaluation de projections forestières provenant de scénarios d'aménagement forestier. Les résultats de cette revue sont présentés par province.

Colombie-Britannique

La Colombie-Britannique utilise une approche très élaborée du filtre brut. Ainsi, la biodiversité est garantie par le principe de la représentativité des écosystèmes et est évaluée à l'échelle du paysage en incluant des considérations de répartition de stades de développement (incluant les vieilles forêts), de classes de composition, et de types de structure. D'autres considérations spatiales sont ajoutées pour évaluer la connectivité entre les habitats et la dispersion des aires de coupes. Le focus est surtout mis sur la rétention de vieilles forêts et l'utilisation de la rétention variable pour atténuer les effets de la faible représentativité de ces habitats lorsque observé à l'échelle de l'unité de planification forestière. Sougavinski et Doyon (2005) présentent en détail cette approche dans leur document. Des mesures spécifiques de protection d'habitat peuvent néanmoins être mises

de l'avant sous la réglementation du *BC Practice Code, Managing Identified Wildlife: Procedures and Measures Guidebook* qui identifie des directives d'aménagement du type filtre fin pour des espèces individuelles à risque. Cela se traduit alors plus par une forme de zonage (WHAs, Wildlife Habitat Areas) et de Bonnes Pratiques de Gestion (Best Management Practices).

Cependant, un comité sectoriel sur l'intégration des valeurs fauniques et de biodiversité à la planification forestière a été mis en place en 2001 et ceux-ci ont revu les différentes procédures d'intégration et les différents modèles disponibles pour une telle intégration (Keith Jones and Associates 2002). Le comité suggère entre autres choses une approche utilisant les modèles de qualité d'habitat en support au calcul de la possibilité forestière. Plusieurs modèles ont alors été revus et analysés (Demarchi 2000). Les deux documents sont très élaborés et peuvent s'avérer être de très supports d'information complémentaire à ce document. Il semble néanmoins que le gouvernement n'ait pas encore mis en place de procédure d'intégration des valeurs fauniques et de biodiversité à la planification forestière stratégique par voie de modélisation des habitats ou des populations de façon formelle, quoique bien des projets aient été mis de l'avant (dont plusieurs avec SELES (Fall et Fall 2001)).

Alberta

En Alberta, l'industrie forestière doit développer son propre cadre d'analyse pour faire la démonstration de la durabilité au gouvernement. Cela s'effectue par le développement des VOITs (Value-Objectives-Indicators-Targets) (Stadt *et al.* 2006). Ainsi, pour chaque critère du CCMF (CCFM 1997), des indicateurs et des cibles doivent être développés et utilisés sous forme de modèles d'indicateur pour la démonstration de la durabilité.

Hannon et McCallum (2002) ont inventorié tous les modèles d'habitat utilisés par 14 compagnies forestières de l'Alberta pour la planification stratégique. Nous incluons une partie de ces résultats jugés intéressants pour notre travail et pour montrer la diversité des approches en Alberta:

«Dix compagnies ont intégré une approche axée sur des espèces cibles à une approche du filtre brut dans leur plan d'aménagement forestier. Toutefois, les espèces cibles choisies et la justification offerte pour ce choix différaient grandement entre les compagnies. La plupart d'entre elles ne justifiaient pas leurs choix par des critères écologiques et aucune d'entre elles n'a testé les hypothèses qui sous-tendent l'utilisation de ces indicateurs ou espèces

parapluie. La Weldwood et la Millar Western ont fourni le plus de détail sur les critères écologiques et les motifs qui ont été utilisés pour choisir les espèces cibles.

Dans la majorité des cas, les compagnies forestières ont choisi une ou deux espèces en vue de l'approche avec filtre-fin. C'était pour la plupart des espèces d'intérêt comme le caribou ou des espèces ayant une certaine importance économique ou sociale comme l'orignal, le wapiti ou la martre. La Millar Western, l'Alpac et la Weldwood sont les seules à avoir choisi un groupe d'espèces. Malgré leur sensibilité aux changements environnementaux, très peu de compagnies ont utilisé des amphibiens comme indicateur, et même si les vertébrés sont peu représentés dans la biodiversité albertaine, tous les indicateurs utilisés par les compagnies étaient des vertébrés. La Millar Western a indiqué qu'elle allait étudier la possibilité d'utiliser des invertébrés comme indicateur à l'avenir. Parmi tous ces plans, seules quelques espèces clés ont été choisies (excavateurs et utilisateurs primaires, castors).

La plupart des compagnies forestières n'ont pas recours aux espèces cibles à l'étape de la planification des opérations forestières de leurs aires d'aménagement. Les espèces cibles sont plutôt employées pour détecter les impacts d'un aménagement écosystémique axé sur une approche du filtre brut (p. ex. : Alpac, Daishowa-Marubini). La Millar Western et la Weldwood ont employé des modèles pour déterminer si l'habitat nécessaire au groupe d'espèces cibles choisies était toujours présent après la simulation à long terme de différents scénarios de récolte à rendement soutenu (modèles IQH). Certaines pratiques exemplaires, comme la rétention de débris ligneux grossiers et d'arbres sur pied dans les blocs de coupe, ont été adoptées à l'échelle du peuplement pour le bénéfice des espèces cibles (Millar Western). Dans certains cas, un aménagement forestier particulier est pratiqué dans les zones spéciales de gestion pour les espèces d'intérêt comme la chèvre de montagne, le cygne trompette et le caribou (p. ex. : Weyerhaeuser, Weldwood) ou pour les espèces revêtant une importance économique ou sociale, comme l'orignal (p. ex., Slave Lake Pulp). Ce type d'aménagement est très normatif et centré sur une espèce particulière.» (Hannon et McCallum 2002)

Saskatchewan

La Saskatchewan utilise, elle aussi, un système de reconnaissance des VOITS (Values Objectives Indicators and Targets) développé à partir des six critères du CCMF. Pour le critère de la biodiversité, il y a un choix d'espèces indicatrices à faire par les compagnies forestières mais le nombre minimum n'est pas spécifié. On se retrouve donc en Saskatchewan avec une situation très similaire à celle de l'Alberta. Une différence important

néanmoins vient du fait que l'aménagement forestier est sous la loi de l'environnement. Ainsi, chaque plan d'aménagement forestier en Saskatchewan est soumis à une analyse d'impacts environnementaux. Ainsi, les compagnies forestières ont avantage à faire la démonstration de la durabilité de leur plan d'aménagement forestier au-devant de l'analyse des impacts environnementaux.

Manitoba

Au Manitoba, le plan d'aménagement forestier doit inclure une analyse sur la provision spatio-temporelle en habitat sur l'horizon de planification stratégique d'un minimum de 5 espèces fauniques forestières (Conservation Manitoba 2007). Le choix de ces espèces est laissé à la discrétion de la compagnie forestière.

Ontario

Tout comme la Colombie-Britannique, l'Ontario soutient intégrer les valeurs fauniques et de biodiversité par le filtre brut principalement. Lorsqu'elle aborde la question du filtre fin, l'Ontario utilise surtout une approche normative pour la gestion de la biodiversité. À cet effet, on y trouve des guides d'aménagement pour les espèces ou les groupes d'espèces suivants : la martre d'Amérique, le grand pic, l'orignal, le cerf de Virginie, le caribou des bois, les hérons, les rapaces, la sauvagine, les poissons, et les animaux à fourrure (OMNR 2004b). Cependant, pour la planification forestière stratégique menant au calcul de la possibilité forestière, les compagnies forestières doivent faire la démonstration du rendement soutenu en habitat pour les espèces suivantes : orignal, martre d'Amérique et caribou des bois.

Nouveau Brunswick et Nouvelle-Écosse

Le Nouveau Brunswick inclut dans sa planification stratégique des cibles définies par le gouvernement au niveau de la représentativité en écosystèmes, et ce, par région écologique (Sougavinski et Doyon 2002). Cette analyse inclut aussi des conditions d'intérieur d'habitat et de massif puisque 5000 ha d'habitat contigu en écosystèmes particuliers doit être maintenue. Une approche normative a aussi été développée pour la protection de 3 espèces d'héron et de 17 espèces de rapace, pour les aires d'hivernage du cerf de Virginie. On retrouve une approche élaborée de zones tampons le long de cours d'eau. Il ne semble pas y avoir ni dans cette province ni en Nouvelle-Écosse de procédures imposées pour inclure des modèles d'indice de qualité d'habitat dans la planification forestière stratégique quoiqu'il existe plusieurs exemples dans ces provinces d'une telle utilisation des modèles d'habitat sur une base volontaire par les compagnies forestières.

Volet II : Revue de la littérature

Les modèles d'indice de qualité d'habitat disponibles pour le Québec

Nous avons revu extensivement les modèles d'indice de qualité d'habitat qui pourraient être disponibles pour le Québec. On trouve en Annexe 1 l'ensemble des modèles qui ont été répertoriés dans cette revue. Cette annexe fait la liste, pour chaque espèce, des modèles répertoriés en spécifiant l'origine géographique du modèle, la date de développement, l'organisme qui fut responsable du développement du modèle, le type de modèle (théorique ou empirique), l'inclusion de l'effet du contexte spatiale, l'existence d'une codification dans un logiciel, le niveau de transférabilité du modèle pour des fins d'inclusion à la planification forestière stratégique et les auteurs du modèle.

Si un modèle théorique a fait l'objet d'une validation empirique ou que des changements au modèle ont été apportés suite à cette validation, on considère que le modèle est empirique. De plus, si le modèle a été développé sur la base de données télémétriques, la cote Empirique/théorique était alors attribuée. Un modèle est considéré spatial si il inclut des éléments de contexte spatial qui viennent de l'extérieure de l'objet d'évaluation (le peuplement focal). En ce qui concerne la codification, nous avons vérifié si les modèles théoriques avait déjà été codifiés sous une forme de logiciel quelconque, si oui, sous quelle plateforme et en quel langage de programmation. Finalement, une cote de transférabilité a été attribuée à chaque modèle. Cette cote de transférabilité a été jugée sur la base de l'étendue géographique d'application du modèle. Nous regardions aussi, sur la base des intrants nécessaires à son utilisation, dans quelle mesure il était possible d'utiliser ces modèles dans les outils de planification forestière stratégique compte tenu des intrants qui seront utilisés et des extrants qui seront générés. Sans constituer un frein à la transférabilité, les modèles incluant des dimensions spatiales sont plus exigeants en terme d'implantation et en terme de calcul/processeur. De plus, elles sont parfois impossibles à inclure comme éléments de la fonction objectif dans les outils de planification forestière en mode optimisation *in vivo*.

Parmi ces modèles, certains sont encapsulés dans une boîte-à-outils de façon à faciliter leur utilisation et à mieux intégrer l'ensemble des modèles d'indicateurs pour le processus analytique d'évaluation stratégique des autres valeurs forestières. C'est le cas des modèles qui font partie de la boîte-à-outils BAP (Doyon et Duinker 2003). Cette dernière a été développée pour évaluer l'effet des différentes stratégies d'aménagement sur la biodiversité

lors de la planification forestière à l'aide de modèles d'indicateurs appliqués à des projections forestières (donc en mode simulation) (Duinker *et al.* 2000). Ces modèles d'indicateurs comprennent des éléments de filtre brut (diversité écosystémique et configuration du paysage) et de filtre fin (modèles d'indice de qualité d'habitat). La boîte-à-outils BAP a été programmé en AML sur la plateforme Arc-Gis (Rudy 2000) et est maintenant utilisable en VB.net. Cette dernière modification rend son utilisation beaucoup plus conviviale et permet son intégration sous différentes plateformes de méta-modélisation (Sturtevant *et al.* 2007).

Proposition de modèles d'indice de qualité d'habitat pour les grands biomes du Québec

Pour cette proposition, et pour des raisons d'ordre budgétaire et de temps, nous avons restreint le processus de sélection des espèces indicatrices aux mammifères et aux oiseaux forestiers pour lesquels des modèles d'indices de qualité d'habitats existent déjà. Les raisons de ce choix sont les suivantes :

- 1) Les espèces aviaires et les mammifères utilisent un vaste éventail d'éléments constitutifs de la forêt. C'est pourquoi ils peuvent être considérés comme de bons indicateurs des changements susceptibles d'intervenir au niveau de la structure des peuplements et de l'agencement du paysage suite aux opérations forestières.
- 2) De façon générale, le public et les organismes gouvernementaux sont d'ores et déjà sensibilisés à l'intégration de pratiques de conservation et de protection des habitats de certaines espèces "vedettes" (chevreuil, orignal, etc.) aux plans d'aménagement des compagnies forestières ou des MRCs (c'est notamment le cas pour les espèces ayant une importance économique significative).
- 3) Les approches d'analyse de la forêt en terme de modèles d'indices de qualité d'habitat sont assez bien développées pour plusieurs oiseaux et mammifères.

La procédure d'identification d'espèces indicatrices potentiels pour le Québec a surtout été inspirée des travaux de Doyon *et al.* (2002) sans toutefois aller aussi loin dans le détail du processus de sélection. En fait, un choix préliminaire d'espèces indicatrices en fonction du stade successional de la forêt, particulièrement pour les oiseaux, a pu être réalisé à partir du jugement expert acquis au cours de ces mêmes travaux. Nous sommes bien conscient que les oiseaux et le mammifères se retrouvant respectivement aux Tableaux 1 et 2 ne représentent pour le moment qu'une liste d'espèces indicatrices potentielles, et que le développement d'une

grille de sélection beaucoup plus rigoureuse s'avèrera essentielle dans le cadre du processus final de sélection.

Pour mieux évaluer les espèces aviaires dans le cadre du processus de sélection d'espèces indicatrices pour le Québec, un examen de l'occupation du territoire a été menée pour les différents oiseaux forestiers répertoriés au Québec, et pour lesquelles il existe dans la littérature scientifique un ou des modèles d'indices de qualité d'habitat. Les informations regroupées au Tableau 3 nous renseignent donc par domaine de végétation forestière (F = forêt feuillue, M = forêt mixte et C = forêt coniférienne) sur la nidification et l'abondance relative des différentes espèces au Québec, et ce à partir de données recueillies entre 1984 et 1989 lors de la réalisation de l'atlas sur *Les oiseaux nicheurs du Québec* (Gauthier et Aubry 1995).

La colonne sur la nidification montre l'importance des observations confirmées ou possibles et probables d'indices de nidification pour chacun des domaines de végétation. Une lettre majuscule en gras, uniquement une majuscule ou encore une lettre minuscule indiquent respectivement des niveaux de nidification élevés, moyens et faibles. Les doubles lettres signifient quant à elles la variation observée à l'intérieur même d'un domaine de végétation forestière, c'est-à-dire entre les différentes régions bioclimatiques. Ces dernières sont au nombre de 7 dans le domaine de végétation forestière de la forêt feuillue (érablière à caryer et érablière à tilleul, érablière à tilleul, érablière à tilleul et érablière à bouleau jaune, érablière à bouleau jaune et tilleul, érablière à bouleau jaune et hêtre et érablière à bouleau jaune et tilleul, érablière à bouleau jaune et hêtre, érablière à bouleau jaune et sapin), de 4 dans le domaine de végétation forestière de la forêt mixte (érablière à bouleau jaune et sapinière à bouleau jaune, sapinière à bouleau jaune, sapinière à bouleau blanc ou érable rouge, bétulaie jaune à sapin) et enfin de 6 dans le domaine de végétation forestière coniférienne (sapinière à bouleau blanc –ouest, sapinière à bouleau blanc –est, sapinière à épinette noire, pessière blanche à sapin et sapinière à épinette blanche, pessière noire à sapin et mousses, pessières noires à mousses) (Gauthier et Aubry 1995).

Pour ce qui est de l'abondance relative (dernière colonne du Tableau 3), une lettre majuscule en gras, uniquement une majuscule ou encore une lettre minuscule indiquent respectivement des niveaux d'abondance relative maximaux, élevés et faibles. Les doubles lettres jouent le même rôle que dans le cas du paramètre de la nidification.

La sélection des espèces aviaires indicatrices potentielles par domaine de végétation forestière selon le stade successional et la composition (Tableau 1) a pu être réalisée suite

à l'interprétation des paramètres de nidification et d'abondance relative pour les espèces sélectionnées au Tableau 3. En ce qui a trait aux espèces de mammifères, le choix présenté au Tableau 2 repose principalement sur le type de domaine de végétation forestière.

Tableau 1. Proposition d'espèces indicatrices potentielles pour les oiseaux par domaine de végétation forestière.

Domaine de végétation forestière de la forêt feuillue		
Composition	Stade successional	
	Jeune	Futaie et surannée
Feuillus	<i>Paruline à flancs marron,</i> <i>Grive fauve</i>	<i>Autour des palombes,</i> <i>Grand pic, Paruline couronnée,</i>
Mélangés	<i>Pic mineur</i>	<i>Sittèle à poitrine rousse, Grand</i> <i>pic</i>
Résineux	<i>Roitelet à couronne rubis</i>	<i>Paruline à gorge orangée</i>
Domaine de végétation forestière de la forêt mixte		
Composition	Stade successional	
	Jeune	Futaie et surannée
Feuillus	<i>Paruline noir et blanc</i> <i>Gélinotte huppée</i>	<i>Grand pic</i>
Mélangés	<i>Paruline noir et blanc</i> <i>Paruline à joues grises</i>	<i>Paruline à tête cendrée,</i> <i>Paruline à gorge noire</i>
Résineux	<i>Roitelet à couronne rubis</i>	<i>Grive à dos olive</i> <i>Paruline à gorge orangée</i>
Domaine de végétation forestière de la forêt coniférienne		
Composition	Stade successional	
	Jeune	Futaie et surannée
Feuillus	<i>Paruline noir et blanc</i> <i>Paruline flamboyante</i>	<i>Paruline noir et blanc,</i> <i>Moucherolle tchébec</i>
Mélangés	<i>Paruline à tête cendrée</i>	<i>Paruline à tête cendrée</i>
Résineux	<i>Roitelet à couronne rubis</i>	<i>Tétras du Canada</i> <i>Pic trydactyle</i>

Tableau 2. Proposition d'espèces indicatrices potentielles pour les mammifères par domaine de végétation forestière.

Domaine de végétation forestière	Mammifère indicateur potentiel
Forêt feuillue	<i>Pékan</i> <i>Campagnol à dos roux de Gapper</i>
Forêt mixte	<i>Orignal</i> <i>Campagnol à dos roux de Gapper</i>
Forêt coniférienne	<i>Martre d'Amérique</i> <i>Caribou des bois</i>

Tableau 3. Importance de la nidification et de l'abondance relative des espèces d'oiseau du Québec pour lesquelles il existe dans la littérature scientifique des modèles d'indices de qualité d'habitat.

Espèces	Nidification ¹	Abondance relative
Autour des palombes	F, M, c	F, m, c
Bécasse d'Amérique	FF, mM, cC	fF, mM, c
Buse à queue rousse	F, M, C	—
Chouette rayée	F, M, c	FF, mM
Gélinotte huppée	F, M, C	FF, M, CC
Grand pic	F, M, c	FF, mM, c
Grimpereau brun	F, m, c	FF, mM, c
Grive à dos olive	F, M, C	fF, M, C
Grive fauve	F, M, c	F, MM, cC
Grive solitaire	F, M, cC	fF, MM, CC
Mésange à tête noire	F, M, C	F, M, cC
Moqueur roux	F, m, c	fF, m
Moucherolle Tchébec	F, M, cC	F, M, cC
Nyctale de tengmalm	m, c	—
Paruline à flancs marrons	F, MM, cC	FF, mM, cC
Paruline à gorge orangée	F, M, cC	fF, MM, cC
Paruline à gorge noire	FF, mM, cC	fF, MM, cC
Paruline à joues grises	F, MM, cC	fF, M, CC
Paruline à tête cendrée	FF, MM, cC	FF, M, CC
Paruline bleue à gorge noire	FF, mM, c	fF, mM, c
Paruline couronnée	F, MM, cC	F, M, cC
Paruline des pins	M	—
Paruline flamboyante	F, MM, cC	FF, M, CC
Paruline noir et blanc	F, M, cC	FF, MM, cC
Pic chevelu	F, M, cC	FF, MM, cC
Pic flamboyant	F, M, C	F, M, C
Pic mineur	F, M, cC	FF, MM, cC
Pic tridactyle	f, m, C	cC
Roitelet à couronne dorée	F, M, C	fF, mM, cC
Roitelet à couronne rubis	FF, M, CC	fF, M, C
Sittelle à poitrine blanche	F, m, c	fF
Sittelle à poitrine rousse	F, M, C	fF, MM, cC
Tétras du Canada	m, C	f, mM, CC
Troglodyte mignon	F, M, C	FF, MM, CC
Tyran huppé	F, m	fF, m
Viréo aux yeux rouges	F, M, cC	F, M, CC

¹Voir le texte pour la signification des symboles utilisés pour caractériser la nidification et l'abondance relative.

Littérature citée

- Andrewartha, H. G. and L. C. Birch. 1984. *The Ecological Web. More on the Distribution and Abundance of Animals*. University of Chicago Press, Chicago, IL. 506 pp.
- Angelstam, P. 1998. Maintaining and restoring biodiversity by developing natural disturbance regimes in European boreal forest. *Journal of Vegetation Science* 9:593-602.
- Beaudoin, M. et F. Doyon. 2004. Forêt de l'Aigle: Applied example of integrated resources management. Congrès annuel de l'Institut Forestier du Canada, Edmonton, Alberta, 13-16 septembre 2004.
- Bellhouse, T.J. et B.J. Naylor. 1997. Habitat relationships of wildlife in central Ontario. OMNR, Southcentral Science and Technology. Technical Report
- Block, W.M., L.A. Brennan et R.J. Gutiérrez, 1987. Evaluation of guild-indicator species for use in resource management. *Environmental Management* 11, 265–269.
- Brown, K.S.J. (1991) Conservation of neotropical environments: insects as indicators. In: Collins, N.M. and Thomas, J.A. (eds) *The Conservation of Insects and Their Habitats*. Academic Press, London.
- Bryce, S. A., Hughes, R.M. et P. R. Kaufmann. 2002. Development of a bird integrity index: using bird assemblages as indicators of riparian condition. *Environmental Management* 30(2):294-310.
- Burton, P.J., A.C. Balinsky, L.P. Coward, S.G. Cumming, et D.D. Kneeshaw. 1992. The Value of managing for biodiversity. *The Forestry Chronicle* 68:225-237.
- Canadian Council of Forest Ministers. 1997. Criteria and indicators of sustainable forest management in Canada. Available from http://ccfm.org/ci/pdf/tech/ci_e.pdf. Canadian Forest Service, Natural Resources Canada, Ottawa, Tech. Rep. F075-3/6–1997E.
- Carignan, V. et M.-A. Villard. 2002. Selecting Indicator Species to Monitor Ecological Integrity: A Review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78(1):45-61.
- Coulombe *et al.* 2004. Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise.
- D'Eon, R.G. et W.R. Watt. 1994. A forest habitat suitability matrix for northeastern Ontario. Ont.Min. Nat. Resour., Northeast Science and Technology, Timmins, TM004. 83 p.
- DeGraaf, R. M. 1991. Breeding bird assemblages in managed northern hardwood forest in New England. Pages 155-171 dans Rodiek, J. E. et E. G. Bolen, éditeurs. *Wildlife and habitats in managed landscapes*. Island Press, Washington, D. C.
- DeGraaf, R. M. et D. D. Rudis. 1986. *New England wildlife: habitat, natural history, and distribution*. Gen. Tech. Rep. NE-108. Broomall, PA. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. 491 pp.
- Degraaf, R. M., M. Yamasaki, W. B. Leak et J. W. Lamier. 1992. *New England wildlife: Management of forested habitats*. USDA, Forest Service. Gen. tech. Rep. NE-144. 271p.
- DeGraaf, R.M., N.G. Tilghman, S.H. Anderson. 1985. Foraging guilds of North American birds. *Environmental Management* 9:493-536.
- Demarchi, D. 2000. Habitat supply modeling survey. Technical report. 2p. + Annexes.
- Doyon, F. 2003. Synthèse du colloque sur la planification forestière. L'aménagement Intégré des ressources en milieu forestier : Concepts et outil. Doyon, F., P. Belleau, et L.

- Sirois, organisateurs. Tenu à Rimouski les 31 octobre et 1^{er} novembre 2002. Publication du Réseau des Forêts Modèles du Canada. 46p.
- Doyon, F. 2005. Biodiversity assessment of four forest management scenarios in District 15, Western Newfoundland. Technical Research Paper. Western Newfoundland Model Forest. 84pp. + Annexes.
- Doyon, F. et H. MacLeod. 2000. Special habitat element model development. Biodiversity Assessment Project. BAP Report 5. Millar Western Forest Products Ltd, Edmonton, Alberta. 33 p. + Annexes.
- Doyon, F. et P. N. Duinker. 2000. Species Selection Procedure. Biodiversity Assessment Project. BAP Report 2. Millar Western Forest Products Ltd, Edmonton, Alberta. 11 p.
- Doyon, F. et P. N. Duinker. 2003. Assessing forest-management strategies through the lens of biodiversity: A practical case from Central-West Alberta. *Pages 207-224 In Systems Analysis in Forest Resources*, Arthaud, G. J. et T. M. Barrett (éds.). Proceedings of the Eighth Symposium, Sept. 27-30, 2000, Snowmass Village, Colorado, U.S.A. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. Série: Managing Forest Ecosystems Vol (7). Grumbine, R.E. 1994. What is ecosystem management? *Conservation Biology* 8:27-39.
- Doyon, F., D. Bouffard et J. Poirier. 2002. Classification et cartographie des habitats fauniques basée sur les caractéristiques structurales des peuplements forestiers de l'Outaouais. Rapport de l'Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue. 142 p. + Annexes.
- Doyon, F., D. Bouffard et R. Pouliot. 2004. Zonage vocationnel et scénarisation intégrée dans l'aire commune 71-21. Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue (IQAFF), Ripon, Québec. Rapport technique, 67 p. + Annexes
- Doyon, F., P. Rochon and B. Sturtevant. 2007. Comparing biodiversity under forest management strategies with natural landscape dynamics of the Western Newfoundland Model Forest (District 15). Technical Research Paper of the Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue for the Western Newfoundland Model Forest. 67pp. + 4 Appendices.
- Doyon, F., S. Yamasaki, et R. Duchesneau. Sous presse. The use of the natural range of variability of identifying biodiversity values at risk when implementing a forest management strategy. *Forestry Chronicle*.
- Dufrêne M., Legendre P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67, 345-366.
- Duinker, P. N. 2001. Criteria and Indicators of Sustainable Forest Management in Canada: Progress and Problems in Integrating Science and Politics at the Local Level. In: Franc, A. et al. (eds.) 2001. Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management at the Forest Management Unit Level. EFI Proceedings No. 38, 2001.
- Duinker, P. N., F. Doyon, R. Morash, L. Van Damme, H. MacLeod et A. Rudy. 2000. Background and Structure. Biodiversity Assessment Project. BAP Report 1. Millar Western Forest Products Ltd, Edmonton, Alberta. 20 pp.
- Dussault, C., Courtois, et Ouellet, J.-P. 2006. A habitat suitability index model to assess moose habitat selection at multiple spatial scales. *Can. J. For. Res.* 36: 1097–1107.
- Dussault, C., Courtois, R., Huot, J., et Ouellet, J.-P. 2001. The use of forest maps for the description of wildlife habitats: limits and recommendations. *Can. J. For. Res.* 31: 1227–1234.

- Fall, A. et J. Fall. 2001. A domain-specific language for models of landscape dynamics. *Ecological Modelling* 141:1-18.
- Fleishman, E., D.D. Murphy et P.F. Brussard. 2000. A New Method for Selection of Umbrella Species for Conservation Planning. *Ecological Applications* 10 (2) :569-579
- Gauthier, J. et Y Aubry. 1995. Les oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux et Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada. 1295p.
- Gouvernement du Québec. 2008. La forêt, pour construire le Québec de demain. Livre Vert sur le régime forestier québécois. 72p.
- Grooves, C.R., D.B. Jensen, L.L. Valutis, K.H. Redford, M.L. Shaffer, M. Scott. J.V. Baumgartner, J.V. Higgins, M.W. Beck, M.G. Anderson 2002. Planning for Biodiversity Conservation: Putting Conservation Science into Practice. *BioScience* 52(6): 499-512.
- Groves, C. R. 2003. Drafting a conservation blueprint. Island Press, Washington, D.C.
- Gustafsson, L. et J. Weslien. 1999. Special Issue: Biodiversity in Managed Forests - Concepts and Solutions. *Forest Ecology and Management* 115(2-3).
- Hall, J. P. 2001. Criteria and indicators of sustainable forest management. *Environmental Monitoring and Assessment* 67 (1-2): 109-119.
- Hannon, S.J. and C. McCallum. 2002. Using the focal species approach for conserving biodiversity in landscapes managed for forestry. Sustainable Forest Management Network Synthesis Paper. Sustainable Forest Management Network, University of Alberta. Edmonton, AB, Canada. 47p.
- Higgelke, P., H. MacLeod et F. Doyon. 2000. Habitat supply models. Biodiversity Assessment Project. BAP Report 6. Millar Western Forest Products Ltd, Edmonton, Alberta. 15 p.
- Hunter, M. L. 1990. Wildlife, forests, and forestry. Principles of managing forests for biological diversity. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 370pp.
- Hunter, M. L. 1991. Coping with ignorance: the coarse-filter strategy for maintaining biological diversity. Pages 266–281 dans K. Kohm, éditeur. *Balancing on the brink of extinction*. Island Press, Washington, D.C.
- Keith Jones and Associates. 2002. A strategy for habitat supply modeling for British Columbia. "Draft. Final project report – March 2002". Volume I: et II (Annexes) 72 p.
- Kimmins, J. P. 2002. Future shock in forestry. Where have we come from; where are we going; is there a "right way" to manage forests? Lessons from Thoreau, Leopold, Toffler, Botkin and Nature. *The Forestry Chronicle* 78(2): 263-271.
- Knutson, M. G., L. E. McColl, S. A. Suarez. 2005. Breeding Bird Assemblages Associated With Stages of Forest Succession in Large River Floodplains. *Natural Areas Journal* 25(1):55-70.
- Landres, P.B., J. Verner, et J.W. Thomas. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species : a critique. *Conservation Biology* 2 : 316-328.
- Landres, P.B., P. Morgan, F. J. Swanson, 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9:1179-88.
- Lindenmayer, D. B., C. R. Margules, et D. B. Botkin. 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14 (4):941–950

- Lindenmayer, D.B., A.D Manning, P.L Smith, H.P. Possingham, J. Fischer, I. Oliver, M.A McCarthy. 2002. The focal-species approach and landscape restoration: a critique *Conservation Biology* 16 (2): 338–345.
- Malcolm, J. R., B. D. Campbell, B. G. Kuttner, et A. Sugar. 2004. Potential indicators of the impacts of forest management on wildlife habitat in northeastern Ontario: A multivariate application of wildlife habitat suitability matrices. *Forestry Chronicle* 80(1) : 91-106
- Manitoba Conservation. 2007. Manitoba's Submission Guidelines for Twenty Year Forest Management Plans. Edited by: Forestry Branch, Manitoba Conservation. 24p.
- Mendoza, G. A. et R. Prabhu. 2000. Development of a methodology for selecting criteria and indicators of sustainable forest management: A case study on participatory assessment. *Environmental Management* 26(6): 659-673.
- Noss, R. F. 1987. From plant communities to landscapes in conservation inventories: a look at the Nature Conservancy (USA). *Biological Conservation* 41:11–37.
- OMNR. 2004a. Forest Management Planning Manual. Government of Ontario. 461p.
- OMNR. 2004b. Ontario's Forest Management Guides - An Introduction. Government of Ontario. 461p.
- Pearson, D.L. 1994. Selecting Indicator Taxa for the Quantitative Assessment of Biodiversity. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, Vol. 345, No. 1311, Biodiversity: Measurement and Estimation: 75-79.
- Rempel, R. S., D. W. Andison, et S. J. Hannon. 2004. Guiding principles for developing an indicator and monitoring framework. *Forestry Chronicle* 80(1) : 82-90
- Riley, L. F. 1995. Criteria and indicators of sustainable forest management in Canada. *Water, Air, & Soil Pollution* 82(1-2): 67-70.
- Roloff, G.J. et B.J. Kernohan. 1999. Evaluating Reliability of Habitat Suitability Index Models. *Wildlife Society Bulletin* 27(4): 973-985
- Rudy, A. 2000. BAP program documentation. Biodiversity Assessment Project. BAP Report 8. Millar Western Forest Products Ltd, Edmonton, Alberta. 38 p. + 37 p. Appendices. (http://www.iqaff.qc.ca/Rapports_et_Publications/BAP/).
- Simberloff, D. et T Dayan. 1991. The Guild Concept and the Structure of Ecological Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22: 115-143.
- Sougavinski, S. et F. Doyon. 2005. Directives de répartition spatiale existantes pour la forêt boréale canadienne aménagée. Publiée par le Réseau des Centres d'Excellence en Gestion Durable des Forêts sous le programme Knowledge Exchange and Technology Extension. ISBN # 1-55261-184-1. 116p..
- Sougavinski, S. et F. Doyon. 2002. La coupe avec rétention variable de la structure : résultats de recherche, expériences de mise en oeuvre et questions opérationnelles. Rapport de l'Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue. Synthèse remise au Réseau des Centres d'Excellence en Gestion Durable des Forêts. 50 p. Disponible en version anglaise sous le titre *Variable Retention: Research Findings, Trial Implementation and Operational Issues*.
- Stadt J. J., J. Schieck and H. A. Stelfox. 2006. Alberta biodiversity monitoring program – monitoring effectiveness of sustainable forest management planning. *Environmental Monitoring and Assessment* 121(1-3): 33-46.
- Sturtevant, B. R., A. Fall, D. D. Kneeshaw, N. P. P. Simon, M. J. Papaik, K. Berninger, F. Doyon, D. G. Morgan, and C. Messier. 2007. A toolkit modeling approach for sustainable

forest management planning: achieving balance between science and local needs. *Ecology and Society* 12(2): 7. En ligne.

Sturtevant, B. R., Gustafson, E. J., Li, W., He, H. S. 2004. Modeling biological disturbances in LANDIS: A module description and demonstration using spruce budworm. *Ecological Modelling* 180: 153-174.

Van Damme, L., J. Russell, F. Doyon, P.N. Duinker, T. Gooding, K. Hirsch, R. Rothwell et A. Rudy. 2003. The development and application of decision support systems for sustainable forest management in Alberta. *Journal of Environmental Engineering and Science*. Vol (2): S23-S34.

Van Horne, B., and J. A. Wiens. 1991. Forest bird habitat suitability models and the development of general habitat models. U.S.D.I. Fish and Wildlife Service, Washington, DC, Fish & Wildlife Resource Paper 8. 31 pp.

Walters, C.J. 1986. Adaptive management of renewable resources. MacMillan Publishing Company, NewYork, N.Y.

Ward T.J., Vanderklift M.A., Nicholls A.O., Kenchington R.A., 1999. Selecting marine reserves using habitats and species assemblages as surrogates for biological diversity. *Ecological Applications* 9: 691-698.

Wedeles, C., J. Williams, P. Duinker, F. Doyon, D. Euler, R. Carrow, and P. Griss. 1998. Screening Analysis of Sustainable Forest Management Indicators. Report written for the Forest Ecosystem Science Cooperative, Thunder Bay, Ontario.

Annexes

Annexe 1. Liste des modèles d'indice de qualité d'habitat pouvant être transféré au Québec pour la planification forestière stratégique

Espèce	Origine	Date	Organisme	Type	Spatial	Codification	Transférabilité	Auteurs
Mammifères								
<i>Campagnol à dos roux de Gapper</i>	Alberta	1999	Foothills Model Forest	Théorique	Focal	Non	Moyenne-faible	Buckmaster, G. et al. 1999
	Alberta	2000	Millar Western Forest Products, Biodiversity Assessment Project	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne-faible	Doyon, F. et al. 2000
	Québec	2002	Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Doyon, F. et al. 2002
	États-unis	1983	USDI, Fish and Wildlife Service	Théorique	Focal	Non	Faible	Allen, A.W. 1983
<i>Caribou des bois</i>	Alberta	2000	Millar Western Forest Products, Biodiversity Assessment Project	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Doyon, F. et al. 2000
	Alberta	2004	Université d'Alberta	Théorique	Focal	Oui	Moyenne-faible	Weclaw, P. et R. J. Hudson 2004
	Manitoba	1994	Manitoba Forestry Wildlife Management Project	Empirique/théorique	Focal	Non	Moyenne	Polidwor, K.L. et al. 1995
	Terre Neuve	2004	Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Côté, M. et al. 2004
<i>Cerf de Virginie</i>	Alberta	2000	Millar Western Forest Products, Biodiversity Assessment Project	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Doyon, F. et al. 2000
	Ontario	1996	Ontario Ministry of Natural Resources	Théorique	Spatial	Non	Élevée-moyenne	Broadfoot, J.D. et al. 1996
	Manitoba	1994	Manitoba Forestry Wildlife Management Project	Théorique	—	—	—	—
	Québec	2002	Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Doyon, F. et al. 2002
	États-Unis	1986	USDI, Fish and Wildlife Service	Théorique	Spatial	Non	Moyenne-faible	Short, H.L. 1986
<i>Écureuil roux</i>	Alberta	1999	Foothills Model Forest	Théorique	Focal	Non	Élevée	Banks, T. et al. 1999
	Manitoba	1994	Manitoba Forestry Wildlife Management Project	Théorique	—	—	—	—
	États-Unis	1982	USDI, Fish and Wildlife Service	Théorique	Spatial	Non	Moyenne	Allen, A.W. 1982
<i>Lièvre d'Amérique</i>	Alberta	1999	Foothills Model Forest	Théorique	Focal	Non	Moyenne	Hoover, A. et al. 1999
	Alberta	2000	Millar Western Forest Products, Biodiversity Assessment Project	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne-faible	Doyon, F. et al. 2000
	Québec	1994	Ministère de l'Environnement et de la Faune	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Guay, S. 1994
	Québec	2002	Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Doyon, F. et al. 2002
	Québec	2003	Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent	Théorique	Focal	Oui	Élevée	Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent
	États-Unis	1985	USDI, Fish and Wildlife Service	Théorique	Focal	Non	Moyenne-faible	Carreker, R.G. 1985
<i>Lynx du Canada</i>	États-Unis	1995	California Wildlife Habitat Relationships Program, California Department Fish and Game	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Timossi, I.C. et al. 1995
	Alberta	2000	Millar Western Forest Products, Biodiversity Assessment Project	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Doyon, F. et al. 2000
<i>Lynx roux</i>	États-Unis	1987	USDI, Fish and Wildlife Service	Théorique	Focal	Non	Moyenne	Boyle, K.A. et T.T. Fendley 1987
	États-Unis	2003	USDA, Forest Service	Théorique	Spatial	Oui	Élevée-moyenne	Larson, M.A. et al. 2003
<i>Martre d'Amérique</i>	Alberta	1999	Foothills Model Forest	Théorique	Focal	Non	Moyenne-faible	Romito, T. et al. 1999
	Alberta	2000	Millar Western Forest Products, Biodiversity Assessment Project	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne-faible	Doyon et al. 2000
	Manitoba	1994	Manitoba Forestry Wildlife Management Project	Théorique	—	—	—	—
	Ontario	1994	Ontario Ministry of Natural Resources	Théorique	Focal	Non	Élevée-moyenne	Naylor, B.J. et al. 1994
	Ontario	2005	Ontario Ministry of Natural Resources and Laurentien University	Empirique	Spatial/focal	Oui	Élevée-moyenne	Bowman, J. and J.-F. Robitaille 2005
	Québec	1992	Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche	Théorique	Focal	Oui	Élevée	Larue, P. 1992
	Québec	1995	Del Degan, Massé et ass.	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Del Degan, Massé et ass. 1995
	Québec	2002	Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Doyon, F. et al. 2002
	Québec	2003	Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent	Théorique	Focal	Oui	Élevée	Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent
	États-Unis	1982	USDI, Fish and Wildlife Service	Théorique	Focal	Non	Moyenne	Allen, A.W. 1982
<i>Orignal</i>	États-Unis	1995	California Wildlife Habitat Relationships Program, California Department Fish and Game	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne-faible	Timossi, I.C. et al. 1995
	Alberta	1999	Foothills Model Forest	Théorique	Focal	Non	Moyenne	Romito, T. et al. 1999
	Alberta	2000	Millar Western Forest Products, Biodiversity Assessment Project	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne-faible	Doyon, F. et al. 2000
	Manitoba	1995	Manitoba Forestry Wildlife Management Project	Empirique/théorique	Focal	Non	Élevée-moyenne	Polidwor, K.L. et al. 1995
	Ontario	1996	Parc Algonquin	Empirique	Focal	Oui	Élevée-moyenne	Puttock, G.D. et al. 1996
	Québec	1993	Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche	Empirique/théorique	Spatial	Oui	Élevée	Courtois, R. 1993
	Québec	1995	Del Degan, Massé et ass.	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Del Degan, Massé et ass. 1995
	Québec	2002	Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Doyon, F. et al. 2002
	Québec	2003	Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent	Empirique/théorique	Spatial	Oui	Élevée	Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent

Espèce	Origine	Date	Organisme	Type	Spatial	Codification	Transférabilité	Auteurs
Mammifères								
<i>Orignal (suite)</i>	Québec	2003	Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Doyon, F. et al. 2003
	Québec	2006	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec	Empirique	Spatial	Oui	Élevée	Dusseau, C. et al. 2006
	États-Unis	1987	USDI, Fish and Wildlife Service	Théorique	Spatial	Non	Moyenne	Allen, A.W. 1987
<i>Ours noir</i>	Alberta	2002	Bank National Park	Empirique	Spatial	Oui	Élevée	Clevenger, A. P. et al. 2002
	Québec	1996	Ministère de l'Environnement et de la Faune	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Samson, C. 1996
	Québec	2003	Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent
	États-Unis	1987	USDI, Fish and Wildlife Service	Théorique	Spatial	Non	Moyenne	Rogers, L.L. and Allen, A.W. 1987
<i>Pécan</i>	États-Unis	2003	USDA, Forest Service	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Larson, M.A. et al. 2003
	Québec	2002	Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Doyon, F. et al. 2002
	États-Unis	1983	USDI, Fish and Wildlife Service	Théorique	Focal	Non	Élevée	Allen, A.W. 1983
	États-Unis	1995	Foothills Model Forest	Théorique	Focal	Non	Élevée-moyenne	Olsen, B. et al. 1995
<i>Porc épic</i>	États-Unis	1999	Klamath Region	Empirique	Spatial	Oui	Élevée-moyenne	Carlos, C. et al. 1999
	États-Unis	1995	California Wildlife Habitat Relationships Program, California Department Fish and Game	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Timossi, I.C. et al. 1995
<i>Vison d'Amérique</i>	États-Unis	1986	USDI, Fish and Wildlife Service	Théorique	Spatial	Non	Moyenne	Allen, A.W. 1986
Oiseaux								
<i>Autour des palombes</i>	Alberta	2000	Millar Western Forest Products, Biodiversity Assessment Project	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Doyon, F. et al. 2000
	Colombie-Britannique	1999	Kootenay Région	Empirique/théorique	Spatial	Oui	Élevée-Moyenne	Machmer, M.M. et al. 1999
	Québec	2002	Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Doyon, F. et al. 2002
	États-Unis	1995	California Wildlife Habitat Relationships Program, California Department Fish and Game	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Timossi, I.C. et al. 1995
<i>Bécasse d'Amérique</i>	Québec	2000	Université Laval	Empirique	Spatial/focal	Non	Élevée	Doyon, F. 2000
	Québec	2003	Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent
	Québec	2003	Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue	Empirique/théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Doyon, F. et al. 2002
	États-Unis	1985	USDI, Fish and Wildlife Service	Théorique	Focal	Non	Moyenne	Cade, B.S. 1985
<i>Buse à queue rousse</i>	États-Unis	1995	California Wildlife Habitat Relationships Program, California Department Fish and Game	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Timossi, I.C. et R.H. Barrett 1995
<i>Chouette rayée</i>	Alberta	1999	Foothills Model Forest	Théorique	Spatial	Non	Élevée	Olsen, B. et al. 1999
	Alberta	2000	Millar Western Forest Products, Biodiversity Assessment Project	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Doyon, F. et al. 2000
	États-Unis	1987	USDI, Fish and Wildlife Service	Théorique	Focal	Non	Élevée	Allen, A.W. 1987
<i>Gélinotte huppée</i>	Alberta	2000	Millar Western Forest Products, Biodiversity Assessment Project	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Doyon, F. et al. 2000
	Manitoba	1994	Manitoba Forestry Wildlife Management Project	Théorique	—	—	—	—
	Québec	1995	Ministère de l'environnement et de la Faune	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Blanchette, P. 1995
	Québec	2002	Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Doyon, F. et al. 2002
	Québec	2003	Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent	Théorique	Focal	Oui	Élevée	Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent
	États-Unis	1985	USDI, Fish and Wildlife Service	Théorique	Focal	Non	Faible	Cade, B.S. and P.J. Sousa 1985
<i>Grand pic</i>	États-Unis	2003	USDA, Forest Service	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Larson, M.A. et al. 2003
	Alberta	1999	Foothills Model Forest	Théorique	Spatial	Non	Élevée	Bonar, R.L. 1995
	Alberta	2000	Millar Western Forest Products, Biodiversity Assessment Project	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Doyon, F. et al. 2000
	Manitoba	1994	Manitoba Forestry Wildlife Management Project	Théorique	—	—	—	—
	Ontario	1996	Ontario Ministry of Natural Resources	Théorique	Focal	Non	Élevée	Bush, P. et B.J. Naylor 1999
	Québec	1993	Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche	Théorique	Focal	Oui	Élevée	Lafleur, P.-E. et P. Blanchette 1993
	Québec	2002	Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Doyon, F. et al. 2002
	États-Unis	1983	USDI, Fish and Wildlife Service	Théorique	Focal	Non	Moyenne	Schroeder, R.L. 1983
<i>Grimpereau brun</i>	États-Unis	1995	California Wildlife Habitat Relationships Program, California Department Fish and Game	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Timossi, I.C. et al. 1995
	Alberta	1999	Foothills Model Forest	Théorique	Focal	Non	Élevée	Banks, T. et al. 1999
<i>Grimpereau brun</i>	Alberta	2000	Millar Western Forest Products, Biodiversity Assessment Project	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Doyon, F. et al. 2000
	États-Unis	1995	California Wildlife Habitat Relationships Program, California Department Fish and Game	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Timossi, I.C. et R.H. Barrett 1995

Espèce	Origine	Date	Organisme	Type	Spatial	Codification	Transférabilité	Auteurs
Oiseaux								
<i>Grive à dos olive</i>	Québec	2000	Université Laval	Empirique	Spatial/focal	Non	Élevée	Doyon, F. 2000
<i>Grive fauve</i>	Québec	2000	Université Laval	Empirique	Spatial/focal	Non	Élevée	Doyon, F. 2000
	États-Unis	1982	USDI, Fish and Wildlife Service	Théorique	Focal	Non	Moyenne-Faible	Sousa, P.J. 1982
<i>Grive solitaire</i>	Québec	2000	Université Laval	Empirique	Spatial/focal	Non	Élevée	Doyon, F. 2000
<i>Mésange à tête noire</i>	Manitoba	1994	Manitoba Forestry Wildlife Management Project	Théorique	—	—	—	—
	États-Unis	1983	USDI, Fish and Wildlife Service	Théorique	Focal	Non	Moyenne	Schroeder, R.L. 1983
<i>Moqueur roux</i>	Québec	2000	Université Laval	Empirique	Spatial/focal	Non	Élevée	Doyon, F. 2000
	États-Unis	1986	USDI, Fish and Wildlife Service	Théorique	Focal	Non	Moyenne-Faible	Cade, B.S. 1986
<i>Moucherolle Tchébec</i>	Québec	2000	Université Laval	Empirique	Spatial/focal	Non	Élevée	Doyon, F. 2000
	Alberta	2000	Millar Western Forest Products, Biodiversity Assessment Project	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Doyon, F. et al. 2000
<i>Nyctale de tengmalm</i>	Terre Neuve	2004	Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Côté, M. et al. 2004
<i>Paruline à flancs marron</i>	Québec	2000	Université Laval	Empirique	Spatial/focal	Non	Élevée	Doyon, F. 2000
	Québec	2002	Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue	Empirique/théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Doyon, F. et al. 2002
<i>Paruline à gorge orangée</i>	Québec	2000	Université Laval	Empirique	Spatial/focal	Non	Élevée	Doyon, F. 2000
<i>Paruline à gorge noire</i>	Québec	2000	Université Laval	Empirique	Spatial/focal	Non	Élevée	Doyon, F. 2000
	Québec	2002	Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue	Théorique/empirique	Spatial	Oui	Élevée	Doyon, F. et al. 2002
<i>Paruline à joues grises</i>	Manitoba	1994	Manitoba Forestry Wildlife Management Project	Théorique	—	—	—	—
<i>Paruline à tête cendrée</i>	Québec	2000	Université Laval	Empirique	Spatial/focal	Non	Élevée	Doyon, F. 2000
<i>Paruline bleue</i>	Québec	2000	Université Laval	Empirique	Spatial/focal	Oui	Élevée	Doyon, F. 2000
<i>Paruline couronnée</i>	Alberta	1999	Foothills Model Forest	Théorique	Focal	Non	Élevée-moyenne	Romito, T. et al. 1999
	Québec	1993	Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche	Théorique	Focal	Oui	Élevée-moyenne	Blanchette, P. et P. Larue 1993
	Québec	2000	Université Laval	Empirique	Spatial/focal	Non	Élevée	Doyon, F. 2000
	Québec	2002	Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue	Empirique/théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Doyon, F. et al. 2002
	États-Unis	2003	USDA, Forest Service	Théorique	Spatial	Oui	Élevée	Larson, M.A. et al. 2003
<i>Paruline des pins</i>	Québec	2000	Université Laval	Empirique	Spatial/focal	Non	Élevée	Doyon, F. 2000
	États-Unis	2003	USDA, Forest Service	Théorique	Focal	Oui	Élevée	Larson, M.A. et al. 2003
<i>Paruline flamboyante</i>	Manitoba	1994	Manitoba Forestry Wildlife Management Project	Théorique	—	—	—	—
<i>Paruline noir et blanc</i>	Manitoba	1994	Manitoba Forestry Wildlife Management Project	Théorique	—	—	—	—
<i>Pic chevelu</i>	États-Unis	1987	USDI, Fish and Wildlife Service	Théorique	Focal	Non	Élevée	Sousa, P.J. 1987
<i>Pic flamboyant</i>	États-unis	1995	California Wildlife Habitat Relationships Program, California Department Fish and Game	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Timossi, I.C. et R.H. Barrett 1995
<i>Pic mineur</i>	États-Unis	1983	USDI, Fish and Wildlife Service	Théorique	Focal	Non	Élevée-Moyenne	Schroeder, R.L. 1983
	Québec	2000	Université Laval	Empirique	Spatial/focal	Non	Élevée	Doyon, F. 2000
<i>Pic tridactyle</i>	Alberta	2000	Millar Western Forest Products, Biodiversity Assessment Project	Théorique	Spatial	Oui	Élevée-moyenne	Doyon, F. et al. 2000
<i>Roitelet à couronne dorée</i>	États-Unis	1995	California Wildlife Habitat Relationships Program, California Department Fish and Game	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne	Timossi, I.C. et al. 1995
<i>Roitelet à couronne rubis</i>	Québec	2000	Université Laval	Empirique	Spatial/focal	Oui	Élevée	Doyon, F. 2000
<i>Sittelle à poitrine blanche</i>	Québec	2000	Université Laval	Empirique	Spatial/focal	Non	Élevée	Doyon, F. 2000
<i>Sittelle à poitrine rousse</i>	Manitoba	1994	Manitoba Forestry Wildlife Management Project	Théorique	—	—	—	—
	Québec	1992	Ministère de l'environnement et de la Faune	Théorique	Focal	Oui	Élevée-moyenne	Marchand, S. et P. Blanchette 1995
	Québec	2003	Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent	Théorique	Focal	Oui	Élevée	Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent
<i>Tétras du Canada</i>	Alberta	2000	Millar Western Forest Products, Biodiversity Assessment Project	Théorique	Spatial	Oui	Moyenne-faible	Doyon, F. et al. 2000
<i>Troglodyte mignon</i>	Québec	2000	Université Laval	Empirique	Spatial/focal	Non	Élevée	Doyon, F. 2000
<i>Tyran huppé</i>	Manitoba	1994	Manitoba Forestry Wildlife Management Project	Théorique	—	—	—	—
<i>Viréo aux yeux rouges</i>	Québec	2000	Université Laval	Empirique	Spatial/focal	Non	Élevée	Doyon, F. 2000