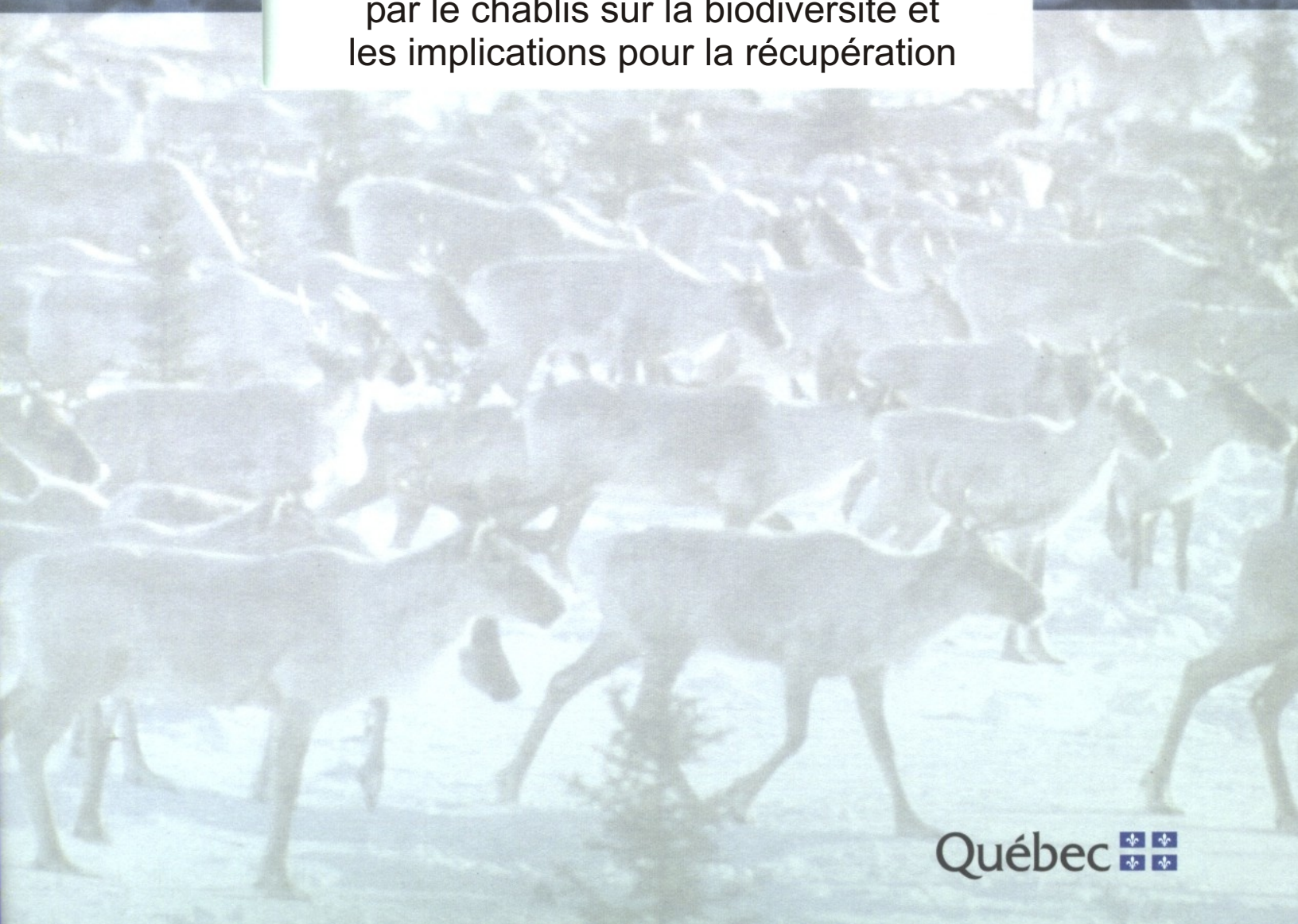


Des femmes, des hommes, des régions, **nos ressources...**



Effets des régimes de perturbation
par le chablis sur la biodiversité et
les implications pour la récupération



Effets des régimes de perturbation
par le chablis sur la biodiversité et
les implications pour la récupération

**DIRECTION DU DÉVELOPPEMENT SOCIO-ÉCONOMIQUE,
DES PARTENARIATS ET DE L'ÉDUCATION**

**EFFETS DES RÉGIMES DE PERTURBATION PAR LE CHABLIS SUR LA
BIODIVERSITÉ ET LES IMPLICATIONS POUR LA RÉCUPÉRATION**

Par
Marie-Andrée Vaillancourt, biologiste M.Sc.

Pour
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Québec, octobre 2008

Revue de littérature

Référence à citer :

VAILLANCOURT, M.-A. 2008. Effets des régimes de perturbation par le chablis sur la biodiversité et les implications pour la récupération. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement socio-économique, des partenariats et de l'éducation et Service de la mise en valeur de la ressource et des territoires fauniques. 58 p.

Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2008

IBSN : 978-2-550-53036-7 (version imprimée)

978-2-550-53037-4 (PDF)

RÉSUMÉ

Le chablis est une perturbation peu documentée au Québec. Or, d'importantes superficies de forêts affectées par des chablis ont fait l'objet de coupes de récupération au cours des dernières années. Il apparaît donc important de se questionner sur la pertinence des modalités de récolte pour maintenir les attributs clés des chablis dans le paysage et les organismes qui bénéficient des conditions créées par ces perturbations. Ce document consiste, dans un premier temps, en une revue de littérature exhaustive concernant les régimes de chablis de l'est de l'Amérique du Nord ainsi que les effets des chablis et de la coupe de récupération sur la diversité végétale et faunique (insectes, reptiles et amphibiens, oiseaux et mammifères) documentés dans des écosystèmes forestiers tempérés nord-américains et européens. Dans un second temps, les stratégies de récupération d'autres juridictions sont brièvement décrites et des recommandations sont émises concernant les mesures à prendre, à court et à moyen termes, concernant la récupération des chablis au Québec.

Les régimes de perturbation par le chablis sont très variables autant entre les différents domaines écologiques qu'à l'échelle intrarégionale. Au Québec, les chablis sont plus fréquents dans les domaines bioclimatiques dominés par des essences résineuses que dans les domaines à dominance de feuillus. Globalement, les connaissances sont peu développées, d'une part, en ce qui concerne l'importance des chablis pour la biodiversité et, d'autre part, en ce qui a trait aux effets des coupes de récupération sur les espèces qui bénéficient des conditions créées par les chablis. La littérature permet tout de même de statuer sur le fait que les chablis sont des habitats qui offrent des attributs différents de ce que l'on retrouve à la fois dans les forêts intactes et dans les forêts aménagées. Ces conditions permettent à des assemblages d'espèces distinctes de cohabiter et pourraient profiter à plusieurs organismes à court terme ainsi qu'à plus long terme.

À la lumière de ce travail, en plus des mesures à prendre à court terme, quatre principales recommandations ont été émises concernant les activités de récupération dans les chablis. Dans un contexte où la récupération est de plus en plus utilisée, il faut : 1) élaborer une approche écosystémique de récupération des chablis afin de déterminer la pertinence des modalités de récupération utilisées, il s'avère important 2) d'évaluer les mesures actuelles au regard du maintien des attributs clés des chablis et 3) d'identifier l'ensemble des enjeux écologiques, sociaux et environnementaux de la récupération dans les chablis. Enfin, pour pallier au manque de connaissances concernant les effets des chablis et de la récupération sur la biodiversité, il est recommandé 4) d'intégrer l'élaboration des stratégies écosystémiques de récupération pour les différents types de perturbation.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de cette revue de littérature. Je tiens à remercier les membres du Groupe de travail intersectoriel sur le chablis : Michel Huot, Christian Pilon, Denis Auger, Stéphane Déry, Marie-Claire Dumont et Sylvie Bernier. Plus particulièrement, je remercie les personnes qui ont commenté les versions préliminaires du travail soit Sylvie Bernier, Louis De Grandpré, Marie-Claire Dumont, Sylvie Gauthier, Michel Huot ainsi qu'Antoine Nappi. Ce travail a été exécuté pour le compte de la Direction du développement socio-économique, des partenariats et de l'éducation du ministère des Ressources naturelles et de la Faune grâce à une collaboration financière de la Direction de l'environnement forestier et de la protection des forêts ainsi que de la Direction du soutien aux opérations Forêt - Faune.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	III
REMERCIEMENTS	IV
TABLE DES MATIÈRES	V
LISTE DES TABLEAUX	VII
LISTE DES ANNEXES	VII
1. INTRODUCTION	1
2. RÉGIMES DE PERTURBATION ASSOCIÉS AUX CHABLIS SÉVÈRES	3
2.1. Régime de perturbation par le chablis dans le nord des États-Unis	5
2.1.1. Forêts feuillues du nord-est américain	5
2.1.2. Forêts résineuses du Colorado et du Minnesota	8
2.2. Régime de perturbation par le chablis au Québec	9
2.2.1. Portrait des chablis sévères au Québec	9
2.2.2. Études sur les chablis en forêt feuillue	11
2.2.3. Études sur les chablis en forêt boréale	12
2.2.4. Tendances provinciales des chablis	13
3. ATTRIBUTS CLÉS DES CHABLIS ET LEUR RÔLE POUR LE MAINTIEN DE LA BIODIVERSITÉ	16
3.1. Attributs clés des habitats post-chablis	18
3.1.1. Couvert arborescent résiduel	18
3.1.2. Arbres morts au sol	18
3.1.3. Topographie de monticules et de cuvettes	19
3.1.4. Structure et composition du sous-étage	20
3.2. Effets des chablis sur la biodiversité	21
3.2.1. Végétation de sous-bois	21
3.2.2. Insectes	22
3.2.2.1. Études européennes	23
3.2.2.2. Études nord-américaines	25
3.2.3. Reptiles et amphibiens	26
3.2.4. Oiseaux	28
3.2.4.1. Forêt feuillue	28
3.2.4.2. Forêt boréale	29
3.2.5. Mammifères	31
3.2.5.1. Effets des chablis sur les petits mammifères	32
3.2.5.2. Effets des chablis sur les ongulés	33
3.3. Connaissances à acquérir liées à la faune	34

4. EFFETS DE LA RÉCUPÉRATION DES CHABLIS SUR LES ATTRIBUTS CLÉS ET LA BIODIVERSITÉ	35
4.1. Structure et processus liés au sol	36
4.2. Composition et structure du sous-étage	37
4.3. Structures résiduelles du peuplement	38
4.4. Biodiversité faunique	38
5. COUPE DE RÉCUPÉRATION DANS LES CHABLIS : MODALITÉS ET RECOMMANDATIONS	40
5.1. Modalités de récupération appliquées ou recommandées dans d'autres juridictions	41
5.2. Pourquoi faut-il maintenir les attributs clés des chablis?	43
5.3. Recommandations pour la récupération des chablis	45
RÉFÉRENCES	48
ANNEXE	58

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Principaux descripteurs utilisés pour décrire un régime de perturbation naturelles _____	4
Tableau 2.	Synthèse des études ayant caractérisé les régimes de chablis pour le Nord-Est américain et le Québec _____	6
Tableau 3.	Proportion du territoire affecté annuellement par le chablis total et temps de retour calculé à partir de la base de données SIFORT _____	14
Tableau 4.	Legs biologiques associés à différents types de perturbations agissant à l'échelle du peuplement et du paysage _____	17
Tableau 5.	Impacts potentiels de la coupe de récupération _____	36
Tableau 6.	Modalités pour la coupe de récupération dans les chablis appliquées dans différentes provinces canadiennes _____	41

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1.	Volumes de bois récupérés dans les chablis pour la période 1995-2007 _____	58
-----------	--	----

1. INTRODUCTION

Les perturbations naturelles agissent comme le moteur de la dynamique des écosystèmes forestiers en modifiant plusieurs attributs des peuplements et des paysages, ce qui engendre la création d'une variété d'habitats. Le chablis est parmi les perturbations forestières, comme le feu ou les épidémies d'insectes, celle dont les effets sont les moins bien connus dans l'est du Canada. Or, dans plusieurs régions tempérées, il a été démontré que les chablis jouaient un rôle important dans le façonnement des mosaïques forestières (ex. : Foster *et al.* 1988; Webb 1999; DeGayner *et al.* 2005).

Les chablis peuvent affecter la forêt de diverses façons. Ils sont en partie responsables de la dynamique des trouées qui caractérisent les vieilles forêts lorsque le vent renverse quelques arbres épars, mais peuvent également affecter de très grandes superficies lors d'événements météorologiques de forte intensité. Le régime de perturbation par le chablis, particulièrement dans le cas des trouées, est relativement difficile à caractériser, puisqu'il peut agir en interaction avec une panoplie d'autres facteurs et de perturbation. Les chablis de grandes superficies consistent, quant à eux, en des systèmes complexes qui comportent une variété de parcelles affectées à divers degrés de sévérité (Lindemann et Baker 2001).

Suivant la reconnaissance grandissante du rôle des perturbations naturelles dans le maintien de la biodiversité (Bouget et Duelli 2004), il est essentiel de faire l'exercice d'identifier les espèces qui pourraient dépendre ou bénéficier des conditions créées par les chablis. Dans le contexte forestier actuel, les superficies forestières issues de coupes dépassent celles affectées par les perturbations naturelles (ministère des Ressources naturelles 2002). En parallèle, des coupes de récupération sont souvent effectuées dans les sites perturbés. D'ailleurs, les volumes de récupération dans les chablis constituent les deuxièmes en importance après les feux (Nappi *et al.* 2007) et on atteint des volumes record très récemment (Annexe 1). Il devient donc également primordial de se questionner sur la pertinence des modalités de récolte pour maintenir les attributs clés des chablis dans le paysage et les organismes qui en bénéficient.

Ce document consiste, dans un premier temps, en une revue de littérature exhaustive concernant les régimes de chablis de l'est de l'Amérique du Nord ainsi que les effets des chablis et de la coupe de récupération sur la diversité végétale et faunique documentés dans des écosystèmes forestiers tempérés nord-américains et européens (sections 2 à 4). Dans un second temps, les stratégies de récupération d'autres juridictions sont brièvement décrites et des recommandations sont émises concernant les mesures à prendre, à court et à moyen termes, concernant la récupération des chablis au Québec (section 5). Ce travail permet de jeter les bases pour l'élaboration d'une approche écosystémique de la récupération des chablis.

Afin d'alléger le document, les noms d'usage français ont été utilisés pour désigner les espèces végétales (Marie-Victorin 1995), les oiseaux (American Ornithologist Union 2008), les reptiles et les amphibiens (Desroches et Rodrigue 2004) ainsi que les mammifères (Prescott et Richard 1996). Le lecteur peut se référer à ces ouvrages généraux pour connaître les noms scientifiques correspondants.

2. RÉGIMES DE PERTURBATION ASSOCIÉS AUX CHABLIS SÉVÈRES

Comparativement à d'autres perturbations naturelles, comme le feu et les épidémies d'insectes ravageurs, les régimes de chablis sont relativement peu connus. Ceci peut s'expliquer en partie par le fait que les perturbations par le vent sont généralement de plus faible étendue et laissent souvent une empreinte plus diffuse au sein des matrices forestières. Dans les régions où la fréquence des feux est faible, le vent peut toutefois constituer la principale source de perturbation et y jouer un rôle majeur dans la dynamique forestière (DeGayner *et al.* 2005).

Une bonne partie des études portant sur les chablis ont été faites suite à des perturbations dites catastrophiques (*large infrequent disturbance*; *sensu* Foster *et al.* 1998). Ces événements sont généralement causés par des phénomènes météorologiques de forte intensité comme des ouragans ou des tornades et peuvent affecter de très grandes superficies, sans toutefois nécessairement affecter sévèrement la totalité des peuplements à l'intérieur de cette aire. De tels événements semblent plutôt rares au Québec. Toutefois, le régime de perturbation par le vent pourrait être prépondérant, particulièrement dans des régions où le cycle de feu est plus long.

Le régime de perturbation par le vent, à l'instar de tout régime de perturbation naturelle, peut être caractérisé par une panoplie de descripteurs pouvant être regroupés en trois grandes familles soit les descripteurs temporels, spatiaux et intrinsèques à la perturbation (Vaillancourt *et al.* 2008). Les principaux descripteurs temporels sont l'intervalle, la fréquence et le temps de retour (ou cycle : voir tableau 1 pour les définitions). Les descripteurs spatiaux consistent principalement en la taille et l'espacement des événements alors que la nature intrinsèque concerne principalement la sévérité (surtout exprimée en termes de proportion d'arbres renversés dans les cas de chablis) ou la spécificité de la perturbation (tableau 1). Pour les besoins de ce travail, le temps de retour, la taille et la sévérité seront les principaux descripteurs abordés et serviront de point de comparaison entre les différents régimes qui seront décrits.

Tableau 1. Principaux descripteurs utilisés pour décrire un régime de perturbation naturelle

	Définition
Caractéristiques liées à un événement perturbateur	
Taille	Taille de l'aire perturbée par un agent perturbateur durant un seul événement de perturbation.
Intensité	« Force physique de l'événement perturbateur par unité de surface et de temps » (par exemple : chaleur dégagée par un feu, vitesse du vent) (White et Pickett 1985).
Sévérité	« Effet [d'un événement perturbateur] sur les organismes, la communauté ou l'écosystème (par exemple : mortalité) » (White et Pickett 1985).
Caractéristiques du régime de perturbation	
Occurrence	Nombre d'événements perturbateurs ayant eu cours pendant un temps donné, dans un territoire donné, peu importe leur taille.
Distribution de taille	L'ensemble de toutes les tailles d'événements du même type de perturbation ayant eu cours sur un territoire donné.
Intervalle	Temps écoulé entre deux événements successifs causés par un agent perturbateur, à un endroit précis.
Cycle ou temps de retour	Le temps requis pour perturber une superficie équivalente à la superficie totale de l'aire étudiée par un type d'agent perturbateur.
Fréquence ou taux de chablis	Proportion moyenne du territoire affecté annuellement.
Spécificité	Sélection d'un agent perturbateur envers un ou plusieurs types d'habitats (ou envers une espèce).

Les régimes de perturbation naturelle sont, par définition, variables tant au niveau temporel que spatial. Ainsi, il peut s'avérer hasardeux de généraliser ou d'extrapoler les connaissances acquises au sein d'une région et d'un écosystème. Puisque les régimes de perturbation par le vent demeurent relativement peu connus au Québec, il sera tout de même intéressant de passer en revue les connaissances relatives aux perturbations sévères engendrées par le vent dans les régions américaines où les forêts comportent certaines similarités en termes de structure et de composition. De plus, les connaissances acquises récemment pour diverses régions forestières au Québec, particulièrement dans la zone boréale, seront abordées.

Il est à noter que peu d'attention sera portée aux processus et mécanismes qui engendrent les chablis (phénomènes météorologiques, etc.). Pour plus d'information à ce sujet, le lecteur est référé au chapitre de Hjelmfelt (2007) qui aborde les aspects climatologiques et météorologiques des tempêtes occasionnant des chablis de très grande magnitude aux États-

Unis. L'objectif de la présente revue de littérature sera plutôt de décrire la variabilité des effets de ces phénomènes à l'échelle régionale et à l'échelle de perturbations majeures.

2.1. Régime de perturbation par le chablis dans le nord des États-Unis

2.1.1. Forêts feuillues du nord-est américain

Plusieurs études menées dans le nord-est américain ont utilisé les premiers inventaires forestiers ayant été effectués antérieurement à l'occupation du territoire pour caractériser le régime de perturbation naturelle (les données sont synthétisées au tableau 2). Ces études, bien qu'étant assez restrictives en raison du peu de contrôle sur l'homogénéité et la précision des données prises par les arpenteurs, offrent la possibilité de reconstituer les régimes des perturbations sévères (feux et chablis) de l'époque précoloniale.

Lorimer (1977) a caractérisé le régime de perturbation d'une forêt dans le nord-est de l'État du Maine. En considérant les aires affectées par des chablis sévères de plus de 25 ha, le temps de retour a été estimé à 1 150 ans pour ce type de perturbation. L'auteur présume que les événements de chablis notés par les arpenteurs résulteraient d'une seule tempête. Un peu plus à l'ouest, dans l'État de New York, Seischab et Orwig (1991) ont évalué le temps de retour des chablis à partir de relevés effectués au début de la colonisation pour des territoires contigus appartenant à deux compagnies forestières. Les temps de retour des deux territoires situés sur le plateau Allegheny étaient de 980 ans pour la partie est et 3 190 ans pour la partie ouest.

De façon similaire, Canham et Loucks (1984) ont caractérisé le régime de perturbation par les chablis sévères dans les forêts de feuillus et de pruches précoloniales du Wisconsin. Les principaux résultats obtenus à l'aide des relevés des arpenteurs révèlent que les perturbations de petite taille étaient beaucoup plus abondantes que celles de grande taille et que la plus grande aire affectée atteignait 3 785 ha, la taille moyenne étant 93,2 ha. Le temps de retour évalué pour les chablis sévères de plus de 1 ha a été estimé à 1 210 ans (0,08 % du territoire affecté annuellement). Les principales causes de chablis pour cette région étaient les orages, les tornades et les systèmes de circulation générale autour de systèmes sévères de basse pression.

Tableau 2. Synthèse des études ayant caractérisé les régimes de chablis pour le nord-est américain et le Québec

Région	Type de forêt	Période couverte	Sévérité couverte	Taille des aires perturbées Étendue (moyenne)	Temps de retour	Source
Études américaines						
Maine	Forêt feuillue	1793-1827	Sévère	> 25 ha	1 150 ans	Lorimer (1977)
New York	Forêt feuillue	1788-?	Sévère	s.o.	980 - 3 190 ans	Seischab et Orwig (1991)
Wisconsin	Forêt feuillue (pruche)	1834-1873	Sévère	1 - 3 785 ha (93 ha)	1 210 ans	Canham et Loucks (1984)
Wisconsin	Forêt feuillue (pruche)	1850-?	Sévère	0 - 4 360 ha (93 ha)	450 - 10 493 ans (1 192 ans)	Schulte et Mladenoff (2005)
Michigan	Forêts pruche – pin blanc - feuillus	1836-1859	Sévère	> 1,2 ha	1 220 ans	Whitney (1986)
Michigan	Forêt mixte conifère-feuillus	1840-1856	Sévère	1 - > 1 000 ha (94 ha)	143 - 2 500 ans (541 ans)	Zhang <i>et al.</i> (1999)
Études québécoises						
Outaouais ^a	Forêt feuillue	2 ^e et 3 ^e décennal (approx. 1990-2000)	Sévère	s.o.	3 930 - 6 822 ans	Nolet <i>et al.</i> (1999)
Témiscamingue ^a	Forêt boréale mixte	1965-1991	Sévère	> 1 - 100 ha	6 250 ans	Reyes <i>et al.</i> (non publié)
Gaspésie ^a	Forêt boréale mixte	1980-1990	Partielle	N/A	780 ans	Reyes <i>et al.</i> (non publié)
Côte-Nord	Forêt boréale	1991	Sévère	0,5 - 60 ha	5 168 ans	Reyes <i>et al.</i> (non publié)
Côte-Nord	Forêt boréale résineuse	1991	Partielle	0,5 - 100 ha	7 522 ans	Reyes <i>et al.</i> (non publié)
Côte-Nord	Forêt boréale mixte	1991	Sévère	< 1 - 50 ha	8 264 ans	Reyes <i>et al.</i> (non publié)
Côte-Nord	Forêt boréale	1991	Sévère	1 - 50 ha	45 489 ans	Reyes <i>et al.</i> (non publié)
Côte-Nord	Forêt boréale feuillue	1991	Sévère	1 - 20 ha	395 410 ans	Reyes <i>et al.</i> (non publié)

^achablis sévères = ≥ 75 % ouverture; chablis légers = 50-74 % ouverture.

Plus récemment, Schulte et Mladenoff (2005) ont également étudié la variabilité historique du régime de perturbation par le vent pour le nord du Wisconsin. La taille maximale d'une aire contiguë affectée par un chablis sévère était de 4 360 ha. À l'instar de Canham et Loucks (1984), ils obtiennent une taille moyenne des aires perturbées de 93 ha et observent une dominance de chablis de petite taille et peu d'événements de grande taille, bien que ces derniers contribuent à la majorité de la superficie affectée par le chablis. Le temps de retour du chablis sévère pour la totalité de l'aire étudiée a été évalué à 1 192 ans. On note toutefois une très grande variabilité intrarégionale des temps de retour lorsqu'ils sont calculés en fonction des différentes régions écologiques, ces derniers pouvant varier entre 450 et 10 500 ans.

Toujours dans la région des Grands Lacs, Whitney (1986) et Zhang *et al.* (1999) ont caractérisé le régime de perturbation par le chablis sévère dans le nord de l'État du Michigan à l'aide de relevés datant de la période précoloniale. L'étude de Whitney (1986) a porté sur des forêts à dominance de pins et le temps de retour des perturbations causées par le vent a été estimé à 1 210 ans pour des perturbations dont la taille est supérieure à 1,2 ha. Pour sa part, l'étude de Zhang *et al.* (1999) a caractérisé les forêts mixtes à dominance de conifères. Les chablis recensés étaient supérieurs à 1 ha et la taille moyenne a été évaluée à 94 ha. La période de retour du chablis a été estimée à 541 ans pour l'ensemble de l'aire étudiée, mais variait selon les différents peuplements forestiers (143 ans; peuplements de bouleaux et peupliers – 2 500 ans; forêts mixtes feuillus-conifères).

Les études de reconstitution du régime des perturbations basées sur des relevés historiques permettent difficilement de mesurer la variabilité en termes de sévérité des perturbations causées par le vent, car elles différentient principalement les forêts peu perturbées des forêts ayant subi un fort pourcentage de mortalité ou de renversement. Sans distinguer l'apport des chablis et des feux, Frelich et Lorimer (1991) ont estimé le temps de retour des perturbations en fonction de leur degré de sévérité dans trois vieilles forêts du Michigan à l'aide d'analyses dendrochronologiques. Leurs résultats montrent que la fréquence des perturbations varie en fonction de la sévérité, car les temps de retour des événements peu sévères étaient beaucoup plus courts que les événements où un plus grand pourcentage de la canopée est affecté. Canham et Loucks (1984) font état de résultats similaires en considérant la taille des chablis,

ils ont obtenu des temps de retour généralement plus courts pour les chablis de petite taille que ceux des chablis de grande taille.

Les études exécutées suite à l'occurrence d'un événement de chablis sévère fournissent davantage d'information sur la variabilité de taille et de sévérité des événements de chablis. Elles permettent également d'évaluer la variabilité au sein même de la zone affectée par un événement. Ainsi, Dunn *et al.* (1983) font état d'une forte tempête de vent dans le nord du Wisconsin où, sur une superficie de 61 ha, seulement 11 % des tiges ont survécu au passage de la tempête. En comparant neuf tornades d'intensité différente ayant eu lieu en Pennsylvanie, Peterson (2007) a observé une diminution de densité de tiges ($DHP > 5$ cm) pouvant varier de 31 à 97 %. Toujours en Pennsylvanie, Evans *et al.* (2007) ont étudié une superficie de plus de 500 000 ha affectée par une tempête de vent ayant causé des chablis sévères. L'étude révèle que les aires affectées variaient entre 0,01 et 114 ha et que 60 % des parcelles affectées occupaient moins de 3 ha.

2.1.2. Forêts résineuses du Colorado et du Minnesota

La littérature scientifique comprend un nombre plus restreint de publications ayant été effectuées sur les chablis dans les forêts américaines résineuses qui s'apparentent à la forêt boréale canadienne, probablement en raison de la prépondérance du régime de feu dans ces écosystèmes. En conséquence, il existe peu d'information concernant la fréquence des chablis dans ces régions. De récentes études ont toutefois été réalisées suite à des chablis sévères couvrant plusieurs milliers d'hectares dans les États du Colorado et du Minnesota. Bien que ces études soient principalement axées sur les effets des chablis sur la structure forestière et sur la réponse de la forêt, il est possible d'en soutirer quelques tendances sur la variabilité de taille et de sévérité engendrée par ces événements.

Un chablis sévère causé par de forts vents en basse altitude ayant eu lieu en 1997 dans le nord du Colorado et qui a affecté plus de 10 000 ha a fait l'objet de plusieurs études (Lindemann et Baker 2001; Veblen *et al.* 2001; Baker *et al.* 2002; Kulakowski et Veblen 2002). Cet événement a été qualifié d'exceptionnel, puisqu'il a dépassé considérablement le plus grand feu de forêt ayant eu lieu dans cette région en termes de superficie. Lindmann et Baker (2001) ont décrit les caractéristiques des parcelles affectées à partir de photos aériennes prises peu de

temps après le chablis. La majorité de la superficie affectée possédait plus de 50 % d'arbres au sol. Les parcelles affectées de petite taille étaient beaucoup plus abondantes que celles de grande taille.

Lors de cet événement, les forêts de sapins et d'épinettes se sont avérées plus susceptibles au chablis que celles de pins et de peupliers (Baker *et al.* 2002). Le type de couvert forestier et la structure des peuplements avaient une influence plutôt faible sur le patron de sévérité. Toutefois, l'influence du type de couvert était plus marquée aux basses altitudes alors que celle de la structure était plus marquée en haute altitude. Le rôle de la topographie pour expliquer les patrons de sévérité a également été démontré par Kulakowski et Veblen (2002) qui ont aussi observé que les peuplements situés aux altitudes plus élevées étaient davantage affectés. Selon Veblen *et al.* (2001), les caractéristiques des peuplements (composition et densité) avaient un bon potentiel de prédiction des dommages causés pour les aires modérément affectées, mais non pour celles sévèrement affectées.

Au Minnesota, une tempête de vent de très grande ampleur a affecté une superficie de 236 000 ha en juillet 1999 (Moser *et al.* 2007). Dans une étude portant sur la mortalité des arbres, Rich *et al.* (2007) ont rapporté une baisse de 45 % de la densité de tiges (DHP > 5 cm) au sein des 692 parcelles d'échantillonnage. La mortalité était significativement plus élevée dans les forêts matures (90 ans) que dans les forêts âgées (126-137 ans) et très âgées (188-200 ans). Les auteurs expliquent ce résultat par le fait que les peuplements de 90 ans étaient probablement près du stade de sénescence qui marque la transition vers un peuplement plus irrégulier.

2.2. Régime de perturbation par le chablis au Québec

2.2.1. Portrait des chablis sévères au Québec

Bien que plusieurs facteurs endogènes puissent contribuer à augmenter la susceptibilité des arbres ou des peuplements forestiers au chablis, les chablis sévères qui affectent de grandes superficies sont irrémédiablement engendrés par des événements météorologiques qui engendrent de forts épisodes de vent. Or, ces phénomènes météorologiques ont reçu très peu d'attention au Québec jusqu'à maintenant.

Les vents violents engendrés par des ouragans atteignent très rarement le sud du Québec, ces derniers diminuent en intensité à mesure qu'ils remontent la côte est américaine (Boose *et al.* 1994, 2001). La fréquence des tornades serait également moindre au Canada que chez nos voisins américains, bien que la faible occupation du territoire et le nombre restreint de stations météorologiques limite la documentation de tels événements (Lehmann *et al.* 1975). Bien que ces événements météorologiques, considérés comme des catastrophes naturelles, soient moins fréquents au Québec, il n'en demeure pas moins que des mouvements de vents violents peuvent se produire lors d'épisodes d'orage violent ou de tempête (par exemple : coups de vent, rafales descendantes [*downburst*], microrafales [*microburst*]) et causer des dommages sur d'importantes superficies (Hjelmfelt 2007; voir Ruel et Benoit 1999).

Lehmann *et al.* (1975) ont indirectement évalué la fréquence de tornades à l'aide de chablis identifiés par photo aérienne pour un territoire de 6 402 600 ha qui couvrait un large corridor qui s'étendait sur un axe nord-sud de la plaine du Saint-Laurent jusqu'à la Baie James (45°30' à 51°00'N; 70°00' à 76°30'O). En 10 ans, ils ont répertorié 24 chablis ayant été causés par des tornades qui avaient une superficie moyenne de 115 ha. Selon leur observation, la fréquence des chablis augmente vers le nord, mais leur longueur diminue à mesure qu'on monte en latitude. En comparant les données présentées par l'étude de Lehmann *et al.* (1975) et celles d'Environnement Canada concernant la fréquence de vents violents au Québec (Vaillancourt 1998), Lefort et Leduc (1998) constatent que la fréquence de vents violents ne serait pas directement corrélée à la présence de chablis à l'échelle du paysage. Il semble qu'aucune autre étude n'ait été conduite à ce jour au Québec concernant les chablis ayant été causés par des tornades. Cependant, des travaux portant sur des vieux chablis issus de tornades observés sur la Côte-Nord et en Mauricie seront entamés sous peu (M. Bouchard, comm. pers.)¹.

D'autres types de tempêtes de vent peuvent également engendrer des chablis sur d'importantes superficies. Par exemple, en 1984, des orages violents ont affecté plusieurs endroits en Outaouais dont une portion de 1 925 ha (MRN 1985). En 1994, une même tempête a parcouru l'est du Québec en causant des chablis dans Charlevoix et en Gaspésie (Ruel et Benoit 1994). Dans Charlevoix, les chablis ont été répartis à l'intérieur d'une aire de 20 000 ha (Ruel et

¹ Chercheur postdoctoral au Département des sciences du bois et de la forêt, Université Laval.

Benoit 1994) où ils ont affecté sévèrement 2 485 ha de forêt (MRN 1995). En Gaspésie, deux superficies (1 900 et 1 200 ha) ont été sévèrement affectées par les chablis (Ruel et Benoit 1994). Plus récemment, un orage a causé des chablis répartis sur environ 20 000 ha de forêt dans une grande zone allant de la frontière ontarienne jusqu'en Mauricie en juillet 2006 (MRNF 2007).

Les informations concernant les superficies affectées par les chablis au Québec semblent indiquer que des événements de très grande ampleur, tels que rapportés aux États-Unis (voir section 2.2.1), se produisent très rarement au Québec. Toutefois, des régions frontalières ont subi des événements notables au cours des années passées. Par exemple, dans les Adirondacks au nord de l'État de New York, un derecho² a causé des chablis sévères sur environ 60 000 ha de forêt en 1995 (Jenkins 1995). Chez nos voisins ontariens, quelques événements de grande ampleur ont aussi été rapportés. Thompson (2000) mentionne un chablis de 21 000 ha dans des forêts d'épinettes noires et de pins gris et Fleming *et al.* (2000) font état de deux chablis couvrant respectivement 40 000 et 207 000 ha dans le nord-ouest de l'Ontario.

2.2.2. Études sur les chablis en forêt feuillue

Une seule étude a été réalisée au Québec concernant le régime de perturbation par le chablis en forêt feuillue (tableau 2). Celle-ci avait pour but de caractériser le régime de perturbations naturelles de la réserve Papineau-Labelle, située dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune (Nolet *et al.* 1999). À l'aide de photos aériennes prises en 1930, les auteurs n'ont pu identifier de secteurs affectés par le chablis. Ces derniers ont souligné la difficulté à distinguer les chablis de vieux brûlis sur les photos ainsi que la courte période de temps disponible pour identifier une aire affectée en raison de la rapidité de croissance de la régénération qui peut rendre les chablis non distinguables sur les photos aériennes. Nolet *et al.* (1999) ont donc eu recours aux données provenant des cartes forestières des deuxième et troisième décennaux de l'unité de gestion de la Basse-Lièvre (072) en Outaouais pour déterminer le temps de retour du chablis. Ils ont obtenu un temps de retour qui variait entre 3 900 et 6 800 ans en tenant compte des chablis sévères et partiels (> 50 % surface terrière au sol). Bien que ces résultats doivent être interprétés avec prudence en raison de la difficulté à

² Un derecho consiste en une série de cellules convectives le long d'une ligne d'orages qui peut affecter de très grandes superficies.

identifier les chablis par photo-interprétation, ils semblent indiquer que les perturbations par le vent ne sont pas très fréquentes dans la portion septentrionale de la forêt feuillue québécoise.

2.2.3. Études sur les chablis en forêt boréale

Un intérêt récent a été développé pour l'étude des perturbations secondaires au Québec suivant le constat qu'un pourcentage important des forêts boréales échappe au feu durant de nombreuses années (Gauthier *et al.* 2001; Bergeron *et al.* 2004, 2006). Ces forêts deviennent alors plus susceptibles d'être affectées par d'autres types de perturbation tels les épidémies d'insectes, les chablis et les maladies (Bergeron et Leduc 1998; Harper *et al.* 2002). Des projets ont donc été initiés dans plusieurs régions boréales au Québec afin d'y caractériser les régimes de perturbations secondaires, dont le chablis (les données sont synthétisées au tableau 2).

Dans l'aire commune 81-21 au Témiscamingue, Gerardo Reyes et ses collaborateurs ont estimé l'abondance, la fréquence et la taille de chablis partiels et totaux à l'aide de cartes forestières, de photos aériennes (datant de 1965, 1981 et 1991) et de données issues des coupes de récupération (données non publiées). La superficie annuelle affectée par les chablis partiels était environ 8 fois plus importante que celle affectée par les chablis totaux (1,29 et 0,16 % du territoire, respectivement). Les temps de retour associés à ces superficies sont de 780 ans pour les chablis partiels et 6 250 ans pour les chablis totaux. En évaluant les temps de retour pour chaque feuillet des cartes forestières constituant l'aire d'étude, les gammes de temps de retour variaient de 105 à 25 000 ans pour les chablis partiels et de 1 100 à 33 000 ans pour les chablis totaux, ce qui révèle une très grande variabilité à l'échelle intrarégionale. L'étude a également permis d'observer que la majorité des chablis étaient situés dans les classes de taille les plus petites (1 à 5 ha et 5 à 10 ha). Aucun chablis de plus de 100 ha n'a été recensé.

Reyes *et al.* ont également étudié le régime de perturbation par le chablis sur un territoire situé à la marge de la sapinière à bouleau blanc et de la sapinière à bouleau jaune de l'est en Gaspésie (voir Kneeshaw *et al.* 2008). La taille et la fréquence des chablis ont été estimées à partir de photos aériennes datant de 1963 et de cartes écoforestières des années 1980 et 1990. La taille des chablis partiels (50-75 % forêt ouverte) variait de 0,5 à 100 ha alors que celle des

chablis totaux ($\geq 75\%$ forêt ouverte) variait de 0,5 à 60 ha. Seulement 8 % des chablis couvraient plus de 4 ha, mais ceux-ci contribuaient à 26 % de la superficie affectée par ce type de perturbation. On estime que 1,45 % du territoire serait affecté annuellement par le chablis dont 0,16 % par les chablis sévères. Les intervalles de retour correspondant à ces taux de perturbation sont de 7 522 et 5 168 ans pour les chablis sévères et partiels, respectivement, mais ils peuvent varier de 650 à 17 000 ans selon les sites.

Sur la Côte-Nord, Reyes *et al.* ont estimé des temps de retour similaires à ceux observés en Gaspésie en ce qui concerne la forêt résineuse (8 264 ans). Pour ce qui est des peuplements mixtes et les peuplements feuillus, les temps de retour étaient considérablement plus longs (45 489 et 395 410 ans, respectivement). Bien que les forêts à dominance de feuillus soient moins susceptibles aux chablis, elles sont également beaucoup moins abondantes dans cette région, ce qui pourrait contribuer à diminuer les chances qu'elles soient affectées par le chablis.

La seule étude au Québec qui porte sur la vulnérabilité des forêts aux chablis a été faite suite aux chablis de la Gaspésie et de Charlevoix qui se sont produits à l'automne 1994 (Ruel et Benoit 1999; Ruel 2000). Les deux sites étudiés ont montré des patrons de renversement différents, mais, dans les deux cas, la vitesse des vents n'expliquait pas significativement les patrons observés. Dans la région de Charlevoix, les peuplements dominés par le sapin ont été les plus affectés ainsi que les peuplements situés sur les tills épais. En Gaspésie, les sapinières n'ont pas été plus affectées que les peuplements d'épinettes noires, mais les vieilles sapinières étaient plus vulnérables aux chablis. Contrairement à ce qui a été observé dans Charlevoix, les peuplements situés sur tills mince ont été plus affectés que ceux situés sur tills épais. Ces résultats indiquent donc que les sapinières semblent être plus vulnérables aux chablis que les peuplements mixtes ou les pessières. Toutefois, d'autres facteurs comme la proportion de tiges affectées par la carie de cœur ou la variation de la vitesse des vents attribuable à la topographie pourraient également influencer la vulnérabilité des peuplements (Ruel 2000).

2.2.4. Tendances provinciales des chablis

Chabot *et al.* (2007) ont récemment présenté une synthèse de l'information qui concerne les superficies affectées par les chablis totaux et partiels à l'échelle des sous-domaines

bioclimatiques du Québec à l'aide de la base de données SIFORT. Même si la variabilité des chablis peut être grande à l'intérieur d'une même région (voir section 2.2.3), ces résultats permettent de relever de grandes tendances à l'échelle provinciale. Les superficies affectées par le chablis partiel (50 à 74 % de la surface terrière renversée) diminuent généralement des sous-domaines à dominance de résineux vers les sous-domaines à dominance de feuillus. Ainsi, les superficies affectées varient de la façon suivante : 6 ouest > 6 est > 5 ouest > 5 est > 4 ouest > 4 est (voir tableau 3 pour les appellations des régions). Les superficies affectées par le chablis partiel depuis 1974 dans les sous-domaines les plus méridionaux associés aux érablières sont très faibles.

Tableau 3. Proportion du territoire affecté annuellement par le chablis total et temps de retour calculé à partir de la base de données forestières SIFORT (approx. 1974-2000)

Sous-domaine bioclimatique	% affecté annuellement	Temps de retour (ans)
Érablière à bouleau jaune (3)		
Est	0,0004	241 300
Ouest	0,0009	109 010
Sapinière à bouleau jaune (4)		
Est	0,019	5 380
Ouest	0,0098	10 220
Sapinière à bouleau blanc (5)		
Est	0,024	4 160
Ouest	0,0098	10 220
Pessière à mousses (6)		
Est	0,031	3 240
Ouest	0,024	4 160

Source de données: Michel Huot, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts.

Note : Les temps de retour ont été calculés à partir des tesselles qui étaient forestières dans la base SIFORT 1.

Les superficies affectées par le chablis total (≥ 75 % de la surface terrière renversée) sont généralement inférieures à celles qui sont affectées par le chablis partiel et ce, pour chaque sous-domaine bioclimatique. Ainsi, les superficies affectées varient de la façon suivante : 6 est > 6 ouest > 5 est > 5 ouest > 4 ouest > 4 est (voir tableau 3 pour les appellations des régions). Les superficies affectées par le chablis total depuis 1974 dans les sous-domaines associés à la

forêt feuillue méridionale demeurent également très faibles. Les temps de retour associés aux superficies affectées par le chablis total sont présentés au tableau 3. On remarque que, de façon générale, les temps de retour des chablis sont relativement longs comparativement à ce qui est rapporté dans le Nord-Est américain (tableau 2), particulièrement pour l'érablière à bouleau jaune où les temps de retour dépassent les 100 000 ans. Ceci indique que les chablis sont des perturbations qui se produisent très rarement dans l'ensemble de ce domaine bioclimatique, du moins au cours des 30 dernières années. En forêt boréale, on note que les chablis sont plus fréquents dans l'est de la province que dans l'ouest. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que les cycles de feux sont généralement plus longs dans l'est de la province (Gauthier *et al.* 2001; Bergeron *et al.* 2006), ce qui résulte en une dominance de forêts matures et surannées plus susceptibles aux chablis.

3. ATTRIBUTS CLÉS DES CHABLIS ET LEUR RÔLE POUR LE MAINTIEN DE LA BIODIVERSITÉ

Les chablis, quel que soit le phénomène météorologique en cause, modifient considérablement l'environnement forestier. En comparant les conditions présentes dans les habitats post-chablis et celles des forêts intactes ou des forêts aménagées, il est possible d'identifier des attributs clés qui différeront suivant ce type de perturbation et qui peuvent conséquemment jouer un rôle important dans la dynamique des populations animales et végétales. Ces attributs peuvent donc servir de point de comparaison pour évaluer les ressemblances et les différences entre les perturbations naturelles et divers types de perturbations anthropiques comme la récolte traditionnelle ou la coupe de récupération. L'étude des attributs clés peut s'inscrire dans une approche de filtre brut (*sensu* Hunter 1990) où, à plusieurs échelles spatiales, on voudra viser à conserver ces attributs en ayant comme objectif de conserver l'habitat d'une majorité d'espèces qui leur sont associées.

Les attributs clés sont intimement liés à la notion de legs biologiques qui sont les caractéristiques héritées de la forêt qui étaient présentes antérieurement à la perturbation (Franklin *et al.* 2000; voir tableau 4). Les arbres vivants et morts et les caractéristiques chimiques et biologiques du sol sont des exemples de legs qui pourront jouer un rôle dans la dynamique des habitats post-perturbation. Les legs et les attributs clés vont varier en fonction de la sévérité, de la taille et de la récurrence des événements perturbateurs au sein d'un même territoire. La réponse de la biodiversité, quant à elle, peut varier en fonction de la qualité de l'habitat, de la disponibilité des attributs à l'échelle du peuplement, mais également en fonction du contexte forestier, c'est-à-dire de la configuration des attributs à l'échelle régionale.

Le tableau 4 présente les caractéristiques des legs biologiques pour divers types de perturbations naturelles (vent, feu et insectes) et anthropiques (coupe avec protection de la régénération et des sols [CPRS]). Les legs biologiques qui sont laissés après un chablis sont constitués principalement d'arbres résiduels et de chicots qui laissent une certaine structure verticale au peuplement affecté. Les débris ligneux au sol sont particulièrement nombreux

comparativement aux autres types de perturbation. Le déracinement des arbres entraîne une exposition du sol minéral et crée une microtopographie de monticules et de cuvettes. Enfin, contrairement au feu qui peut également brûler le sous-étage et le sol, les chablis affectent peu le sol, la banque de semis et la strate arbustive. Ces éléments aident donc à circonscrire les attributs clés des chablis qui seront élaborés dans la présente section.

La littérature scientifique comporte un nombre d'études suffisant sur les événements de chablis pour bien cerner la diversité d'effets engendrés par ces perturbations sur le milieu forestier. En revanche, la quantité d'information concernant la réponse de la biodiversité animale à de tels événements est beaucoup plus restreinte. Dans un premier temps, cette section comportera une description sommaire des attributs clés des habitats post-chablis et de leur variabilité. Dans un second temps, une revue de la littérature concernant la réponse de la biodiversité aux chablis sera présentée.

Tableau 4. Legs biologiques associés à différents types de perturbations agissant à l'échelle du peuplement et du paysage (modifié de Franklin *et al.* 2007).

Legs biologiques	Agents de perturbation			
	Vent	Feu	Insectes	CPRS
Arbres vivants matures	Quelques-uns	Quelques-uns	Dépend de la composition	Rare
Chicots	Quelques-uns	Abondant	Abondant	Rare
Débris ligneux au sol	Abondant	Commun	Non	Commun
Arbres déracinés	Abondant	Non	Non	Non
Lits de germination sur sol minéral	Oui	Abondant	Non	Possible
Banque de semis	Possible	Rare	Possible	Possible
Sous-étage intact	Oui	Rare	Oui	Possible

3.1. Attributs clés des habitats post-chablis

3.1.1. Couvert arborescent résiduel

Un très grand nombre de facteurs biotiques et abiotiques influencent la sévérité des chablis à l'échelle des arbres, des peuplements et des paysages. L'âge, la structure et la composition des peuplements sont des variables biotiques qui peuvent influencer la structure résiduelle des habitats post-chablis (Webb 1989; Canham *et al.* 2001; Peterson 2007; Rich *et al.* 2007). L'intensité des vents, la topographie, le type de sol, l'altitude et l'exposition sont également des variables qui, seules ou en interaction avec les variables biotiques, peuvent influencer la sévérité d'un chablis (Canham *et al.* 2001; McNab *et al.* 2004; Evans *et al.* 2007; Rich *et al.* 2007). Par exemple, Peterson (2007) a observé que, lors des événements les plus sévères, presque tous les arbres étaient renversés, incluant les espèces les moins susceptibles. Toutefois, puisque les relations observées entre les dommages causés et les variables biotiques et abiotiques peuvent prendre diverses formes (Everham et Brockaw 1996; Webb 1999; Ruel 2000), il est difficile de généraliser les effets des chablis et de prévoir la structure résiduelle des peuplements.

Néanmoins, à l'échelle d'un événement, il sera très rare de constater un renversement ou une mortalité totale des arbres au sein des peuplements. La matrice forestière résultante prendra la forme d'une mosaïque complexe formée de trouées ayant différentes tailles et formes ainsi que d'îlots forestiers plus ou moins affectés par le renversement (Lindemann et Baker 2001). Bien que la dynamique des chablis entraîne une mortalité rapide de la majorité des arbres affectés (renversés ou brisés), celle-ci peut s'étendre durant quelques années suivant l'épisode de vent. Lors d'un chablis expérimental visant à reproduire les impacts de l'ouragan de 1938 en Nouvelle-Angleterre, Cooper-Ellis *et al.* (1999) ont observé une mortalité progressive des arbres renversés ou endommagés qui s'est échelonnée jusqu'à six ans suivant le renversement des arbres.

3.1.2. Arbres morts au sol

Dans les forêts peu perturbées, le bois mort au sol est distribué de façon éparse alors que dans les chablis, cette ressource est concentrée. On peut donc considérer les habitats post-chablis

comme des îlots de bois mort où on retrouve une variété de structures allant de quelques branches brisées aux arbres complètement déracinés. La mortalité est majoritairement causée par le bris de la tige ou le déracinement partiel ou complet des arbres. Les proportions de tiges déracinées et brisées peuvent varier en fonction de plusieurs facteurs dont l'espèce, l'architecture racinaire, la prédisposition à la carie et la taille de l'arbre (Webb 1999). Les structures mortes résiduelles comportent donc, en plus des arbres au sol, des souches et des chicots de différentes hauteurs selon la position à laquelle s'est produit le bris.

Il existe peu d'études qui se sont penchées directement sur la quantification et la qualification des arbres au sol après chablis. Toutefois, plusieurs ont révélé une relation positive entre le diamètre des arbres et la susceptibilité d'être renversés (Webb 1989; Peterson 2000a, 2004, 2007; Canham *et al.* 2001; Rich *et al.* 2007), ce qui permet de penser que les habitats post-chablis récents possèdent une grande quantité d'arbres morts au sol de gros diamètre (DHP ≥ 20 cm). De plus, les chablis offrent un apport substantiel de bois mort faiblement dégradé (Greenberg 2001) amenant une modification de la distribution des classes de dégradation comparativement à ce que l'on retrouve en forêt non perturbée (Edman *et al.* 2007). Toutefois, les arbres renversés par les chablis risquent de se dégrader de façon différente selon leur position. En raison du plus haut degré d'humidité, les troncs qui sont directement au sol devraient se dégrader plus rapidement que ceux qui sont penchés ou qui sont empilés sur les troncs au sol et qui ne touchent pas directement le sol forestier.

3.1.3. Topographie de monticules et de cuvettes

La topographie de monticules et de cuvettes (*pits and mounds*) est très spécifique aux chablis. À l'échelle de l'arbre, le renversement engendre un microrelief composé d'un monticule créé par le relèvement de la masse racinaire et d'une cuvette à l'emplacement initial des racines. Les chablis accentuent donc la complexité du microrelief dans les forêts affectées. Par exemple, Ulanova (2000) rapporte que dans de vieilles forêts d'épinettes en Russie, 7 à 12 % de la superficie est couverte par un relief de monticules et de cuvettes alors qu'après des chablis, ce relief occupe 15 à 25 % de la superficie. En forêt mixte tempérée, les proportions de microrelief peuvent varier entre 1,6 et 48 % (Webb 1999). Ces structures peuvent perdurer durant des périodes allant de 100 à 300 ans dans les écosystèmes forestiers (Ulanova 2000).

Le déracinement des arbres crée une variété de microsites en exposant les racines, le sol minéral et l'humus (Schaetzl *et al.* 1989). Il engendre un mélange des couches de sol inférieures et supérieures qui modifient les régimes associés au sol, entre autres en augmentant la concentration des nutriments et en accélérant les processus liés à la formation du sol (Ulanova 2000). Plus le déracinement est profond, plus les changements dans la structure du sol persistent dans le temps (Ulanova 2000). Le microrelief de monticules et de cuvettes engendre également une hétérogénéité spatiale en termes de température et d'humidité du sol et de disponibilité de la lumière (Peterson *et al.* 1990; Clinton et Baker 2000).

3.1.4. Structure et composition du sous-étage

La réponse de la végétation de sous-étage, en termes de structure et de composition, est extrêmement variable suite à un événement de chablis. En effet, celle-ci sera influencée par un très grand nombre de facteurs découlant de la perturbation elle-même, de l'environnement abiotique et des conditions présentes avant la perturbation dans les peuplements affectés (Everham et Brokaw 1996; Webb 1989,1999; Peterson 2000 a). Everham et Brokaw (1996) ont décrit trois principales voies de rétablissement après des chablis : 1) le rétablissement de la végétation à partir des arbres survivants, 2) la croissance rapide des arbres et des gaules qui étaient opprimés avant la perturbation et 3) le recrutement de nouvelles semences d'espèces intolérantes à l'ombre.

Évidemment, toutes ces voies de rétablissement peuvent se produire après un événement, mais leur prépondérance variera en fonction de la sévérité de l'événement de même que de la nature des peuplements perturbés. Par exemple, la capacité des peuplements à se rétablir à partir des arbres survivants dépendra entre autres de la capacité des espèces à produire des rejets de souches (Cooper-Ellis *et al.* 1999; Webb 1999; Peterson 2000 a). Suivant la composition du peuplement perturbé, la croissance des arbres de sous-étage peut engendrer un changement de composition ou un remplacement par les mêmes espèces. Par exemple, Veblen *et al.* (1989) et Arévalo *et al.* (2000) ont observé une accélération de la succession alors que les peuplements dominés par des espèces intolérantes à l'ombre ont été affectés et dans lesquels la régénération était dominée par les espèces tolérantes préétablies sous le couvert forestier. D'autres études ont permis d'observer que des peuplements dominés par des espèces climatiques ont subi peu de changements de composition suivant des chablis (Cooper-Ellis *et al.* 1999).

Le recrutement d'espèces intolérantes à l'ombre est rarement la principale voie de rétablissement des sites affectés par le chablis (Everham et Brokaw 1996). Contrairement au feu ou à la coupe par exemple, le sol demeure peu affecté suite à un chablis. Toutefois, plus la sévérité est élevée et la taille des trouées créées est grande, plus on risque de favoriser des espèces qui nécessitent davantage de lumière (Dunn *et al.* 1983). Au Québec, Reyes *et al.* (en préparation) ont observé que, dans la sapinière à bouleau blanc, les perturbations de taille intermédiaire (trouées de 0,2 à 95 ha soient générées par la TBE ou par le chablis) n'induisaient pas de changements notables au niveau de la composition de la régénération, le sapin demeurant dominant dans cette strate. Les espèces intolérantes à l'ombre telles que les framboisiers, les amélanchiers et les sorbiers étaient plus abondantes dans la strate arbustive des perturbations de taille intermédiaire que dans celle des petites trouées. En favorisant la régénération que ce soit par l'entremise des rejets de souches, d'arbustes ou de gaulis, les chablis engendrent une augmentation de la densité de la strate arbustive (Peterson et Pickett 1995) qui peut durer au-delà d'une décennie (Arévalo *et al.* 2000).

3.2. Effets des chablis sur la biodiversité

3.2.1. Végétation de sous-bois

Les chablis entraînent une modification au niveau des régimes microclimatique et hydrique du sol, ainsi qu'au niveau du climat lumineux et de la répartition des ressources nutritives (Peterson *et al.* 1990; Webb 1999; Clinton et Baker 2000) qui influencent la répartition, l'abondance et la diversité des communautés végétales de sous-bois. Plusieurs études ont démontré que la formation de trouées causées par le vent engendrait une hausse de la diversité végétale en sous-bois dans les premières années suivant la perturbation (Goldblum 1997; Jonsson et Esseen 1998; Peterson et Pickett 1995; Cooper-Ellis *et al.* 1999; Palmer *et al.* 2000). En ce qui concerne les plantes herbacées, on observe généralement une colonisation ou une augmentation du couvert des espèces généralistes et des espèces favorisées par la lumière (Peterson et Pickett 1990, 1995; Castelli *et al.* 1999; Palmer *et al.* 2000). Ilisson *et al.* (2006) ont toutefois noté une augmentation de plusieurs espèces de fougères dans les sites très fortement endommagés par les chablis comparativement aux sites où la sévérité était plus faible. Les auteurs expliquent ce résultat par le fait que les sites sévèrement affectés offraient de bonnes conditions d'ombrage et d'humidité. La magnitude des changements observés dans

les trouées peut varier en fonction de la sévérité de la perturbation (Goldblum 1997; Castelli *et al.* 1999; Ilisson *et al.* 2006) et de la composition initiale des aires perturbées (Arévalo *et al.* 2000).

À une échelle plus fine, les microsites créés par le déracinement des arbres (monticules et cuvettes) influencent la distribution des espèces de sous-bois (Peterson et Picket 1990; Palmer *et al.* 2000) et cette influence pourrait perdurer dans le temps (Peterson et Campbell 1993; Ulanova 2000). Certaines études rapportent une plus grande diversité de végétaux dans les cuvettes (Peterson et Picket 1990; Palmer *et al.* 2000) comparativement aux sites intacts alors que d'autres ont observé que la végétation sur les monticules était plus dense et diversifiée (Peterson et Campbell 1993). De plus, certaines espèces seraient positivement associées à ces structures du sol (Peterson *et al.* 1990; Kuuluvainen et Pauli 1998). Par exemple, Krueger et Peterson (2006) ont observé une plus grande densité de semis de pruche du Canada sur les monticules. Au Québec, le bouleau jaune et l'épinette blanche semblent également bénéficier des microsites de monticules créés par le renversement des arbres (Ruel *et al.* 1988; Ruel et Pineau 2002). De plus, les microsites associés aux chablis pourraient agir à titre de refuges contre le broutage par les ongulés. Long *et al.* (1998) et Krueger et Peterson (2006) ont rapporté que les semis de pruche du Canada étaient moins broutés par les cerfs de Virginie lorsqu'ils étaient établis sur les monticules.

3.2.2. Insectes

Plusieurs guildes d'insectes peuvent être avantagées par les nouvelles conditions et niches engendrées par l'ouverture du couvert (ex. : changements microclimatiques, diversité et structure de la régénération) ou par le déracinement des arbres (ex. : racines à découvert, exposition du sol minéral) suite à un chablis (voir Duelli *et al.* 2002; Bouget et Duelli 2004). Dans le cadre de ce travail, l'attention sera portée presque exclusivement sur les insectes saproxyliques, c'est-à-dire qui dépendent du bois mort ou dépourissant pour accomplir leur cycle vital. L'avancement des connaissances sur cette guildes d'insectes a été considérable durant les dernières années en Europe du Nord. Plus récemment, plusieurs études ont été menées en forêt boréale de l'est de l'Amérique du Nord, principalement dans les brûlis.

On retrouve, parmi les insectes saproxyliques, plusieurs familles de colonisateurs primaires qui requièrent des arbres récemment morts pour s'alimenter ou se reproduire (Grove 2002). Pour certaines espèces (ex. : les longicornes), la qualité nutritionnelle du bois diminue rapidement suivant la mort de l'arbre (Hanks 1999), ce qui réduit considérablement la fenêtre de temps durant laquelle cette ressource leur est disponible. Un apport accru d'arbres morts suite aux perturbations naturelles de forte envergure pourrait donc permettre à ces insectes de persister, à long terme, dans les écosystèmes forestiers. L'importance des forêts récemment brûlées pour la reproduction des insectes saproxyliques a été soulignée dans de nombreuses études (ex. : Gardiner 1957; Muona et Rutanen 1994; Saint-Germain *et al.* 2004 a, b et c). L'importance des chablis est, quant à elle, de plus en plus reconnue dans les forêts aménagées (Bouget et Duelli 2004).

3.2.2.1 Études européennes

Dans les forêts boréales scandinaves, on compte un grand nombre d'espèces associées au feu qui sont désignées menacées en raison de l'efficacité des programmes de suppression des feux (Jonsell *et al.* 1998; Granström 2001) et de l'intensification de l'aménagement forestier qui laisse, somme toute, très peu de bois mort dans les paysages forestiers (Siitonen 2001). Au sein de ces paysages fortement aménagés, les chablis constituent des « points chauds » de biodiversité où l'on retrouve plusieurs espèces d'insectes qui ont un statut d'espèce menacée (Bouget et Duelli 2004). Par exemple, en Suède, 20 % des espèces de coléoptères menacées sont favorisées par les chablis sévères (Berg *et al.* 1994). La diversité de bois mort (en termes de diamètre et de classe de dégradation) serait un facteur plus important que le volume de débris ligneux pour favoriser la biodiversité (Sämilä *et al.* 2003), puisque certaines sont inféodées aux troncs de gros diamètre et à des classes de dégradation distinctes (Jonsell *et al.* 1998; Siitonen et Saaristo 2000). L'exposition de débris ligneux au soleil s'avèrerait également être un habitat clé pour plusieurs espèces (Bouget et Duelli 2004).

À l'instar de ce qui est observé dans les brûlis récents, les Scolytidae, les Buprestidae et les Cerambycidae sont les familles qui contribuent majoritairement à l'abondance et à la richesse des assemblages qu'on retrouve dans les chablis récents (Bouget et Duelli 2004). Un

maximum de richesse et d'abondance d'insectes xylophages³ serait observé dans les deux premières années suivant les chablis (Bouget et Duelli 2004). Par la suite, une succession d'insectes colonisateurs secondaires peut être observée et contribue à augmenter la diversité des sites affectés par le chablis, notamment des espèces associées aux champignons et des insectes prédateurs et parasitoïdes (Wermelinger *et al.* 2002; Bouget et Duelli 2004).

On retrouve un nombre plus restreint d'études portant sur l'impact des chablis dans les forêts feuillues. Après le passage de la tempête de vent Lothar en 1999, Bouget (2005a, 2005b) a évalué les effets, à court terme, des chablis sur les insectes saproxyliques dans des forêts à dominance de chênes et de charmes dans le nord de la France. Les résultats obtenus montrent des assemblages d'espèces différents entre les trouées et la forêt intacte ainsi qu'une richesse spécifique légèrement supérieure dans les trouées (Bouget 2005 a). L'abondance des colonisateurs primaires et secondaires de bois mort était semblable entre les deux types de forêt, mais certaines espèces étaient davantage associées aux chablis qu'à la forêt intacte. Parmi les espèces identifiées, les insectes saproxyliques qui sont associés aux fleurs et aux champignons étaient plus abondants dans les chablis.

Dans une seconde étude, Bouget (2005 b) a tenté de mesurer l'effet de la taille et de l'isolement des trouées sur l'abondance et la richesse des insectes saproxyliques. L'effet de la taille des trouées générées par les chablis a été évalué pour trois classes de grandeur (<0,3 ha; 0,3-1 ha; >1 ha). L'auteur rapporte une augmentation (non significative) de l'abondance de la faune invertébrée saproxylique en fonction de la taille des trouées. La composition des assemblages retrouvés dans les trouées était différente de celle des forêts intactes et ce, peu importe la classe de taille testée.

Le degré d'isolation des trouées peut varier en fonction de la distance, de l'état des forêts et de la présence de corridors entre les trouées ainsi que de la capacité de dispersion des organismes (Bouget et Duelli 2004). Bouget (2005 b) n'a pas détecté d'effets notables du contexte forestier entourant les trouées sur l'occurrence et l'abondance d'espèces ou de groupes d'espèces. Il note tout de même que certaines espèces sont affectées positivement et d'autres

³ Insectes qui s'alimentent de matière ligneuse

négativement par la densité de forêts aménagées dans un rayon allant de 500 à 1 000 mètres. L'effet d'isolement serait particulièrement important dans les forêts décidues où les espèces seraient moins adaptées à parcourir de longues distances contrairement aux espèces associées aux forêts boréales qui sont adaptées à des perturbations plus rares, mais de plus grande envergure (Nilsson et Ericson 1997; voir Grove 2002).

3.2.2.2 Études nord-américaines

Les études nord-américaines portant sur les insectes saproxyliques ont fortement été dirigées vers les insectes pouvant causer des épidémies et occasionner des répercussions économiques importantes. Plusieurs études ont établi des relations entre des événements de chablis et le déclenchement d'épidémies de scolytes (ex. : dendroctones du pin ou de l'épinette; Gandhi *et al.* 2007). Au Québec, les épidémies causées par des insectes saproxyliques sont à peu près inexistantes (L. Morneau, comm. pers.)⁴.

De récentes études menées en forêt boréale québécoise ont mis en lumière l'importance des brûlis récents pour l'entomofaune saproxylique. Dans le feu de 1999 au Parc des Grands Jardins, Saint-Germain *et al.* (2004 a) ont identifié une quarantaine d'espèces qui étaient uniquement présentes dans les forêts récemment brûlées. De plus, les assemblages d'espèces retrouvés dans ces forêts étaient très distincts de ceux des forêts environnantes. Deux ans après le feu, l'abondance des espèces xylophages était nettement moindre. Le diamètre des arbres et la sévérité du feu étaient des facteurs qui influençaient la colonisation du bois par les insectes. Saint-Germain *et al.* (2004 b et c) ont respectivement observé une plus grande densité d'insectes qui ont émergé des arbres de plus gros diamètre (18-21 cm DHP) et des arbres qui n'étaient pas carbonisés.

Selon la revue de littérature effectuée par Gandhi *et al.* (2007), les principales familles associées aux forêts endommagées par le vent en Amérique du Nord sont les Scolytidae et les Buprestidae (longicornes). Bien qu'aucune étude n'ait comparé les assemblages d'espèces entre les forêts et les chablis récents dans les forêts de l'Est canadien, les espèces que l'on y

⁴ Ingénieur forestier, Direction de la protection de l'environnement et des forêts du ministère des Ressources naturelles et de la Faune

retrouve devraient être essentiellement les mêmes que celles qui colonisent les brûlis récents (M. Saint-Germain, comm. pers.)⁵. Dans un chablis récent en forêt boréale ontarienne, Gardiner (1975) a identifié une dizaine d'espèces qui ont aussi été répertoriées par Saint-Germain *et al.* (2004 a et b) dans les brûlis récents.

Contrairement aux débris ligneux que l'on retrouve dans les brûlis, les arbres renversés par le vent ont souvent une partie de leur système racinaire encore ancrée dans le sol et peuvent donc survivre quelques années suivant leur renversement. À la lumière des études menées dans les feux, on pourrait penser qu'en raison de la mortalité différée qui a souvent lieu dans les chablis et de l'absence d'altération des tiges, les chablis pourraient être des habitats de haute qualité qui soutiennent la reproduction des insectes saproxyliques primaires pour une période de temps prolongée en forêt boréale. Par ailleurs, contrairement à ce qui a été observé par Saint-Germain *et al.* (2004a), Gardiner (1975) a noté une nette augmentation de la colonisation des tiges par les espèces saproxyliques au cours de la deuxième année suivant les chablis.

Saint-Germain *et al.* (2007) ont suggéré que la capacité de support de la matrice forestière environnante serait plus importante que la disponibilité d'habitats de forêts brûlées pour le maintien des populations d'insectes saproxyliques en forêt boréale. Dans les régions où le cycle de feu est court, la capacité de support de la matrice forestière serait plus faible que dans les régions où le cycle de feu est plus long en raison de la prépondérance de jeune forêt. Dans ce contexte, les chablis pourraient jouer un rôle d'autant plus important pour le maintien des insectes qui dépendent du bois récemment mort.

3.2.3. Reptiles et amphibiens

L'ouverture de la canopée et les changements au niveau du microclimat, la qualité des arbres au sol et les propriétés du sol comme l'épaisseur de la litière et le type d'humus sont des facteurs qui peuvent influencer la qualité de l'habitat pour l'herpétofaune (deMaynadier et Hunter 1995; Bonin *et al.* 1999; Constible *et al.* 2001). Les chablis sont susceptibles d'induire des changements au niveau de ces caractéristiques qui pourraient influencer certaines espèces.

⁵ Chercheur postdoctoral au Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal.

Cependant, une seule étude concernant les effets des nouvelles conditions créées par les chablis sur l'herpétofaune a été répertoriée dans la littérature scientifique.

Après le passage de l'ouragan Opal en 1995, Greenberg (2001) a comparé la richesse, la diversité et l'abondance des reptiles et des amphibiens dans les chablis et les forêts feuillues intactes des montagnes appalachiennes de la Caroline du Nord. Les habitats post-chablis (trouées de 0,15 à 1,5 ha) ne comprenaient pas une richesse ni une diversité d'amphibiens différente de celles des forêts intactes, mais l'abondance, la richesse et la diversité des reptiles y étaient significativement plus élevées. L'abondance de deux espèces de lézards et, dans une moindre mesure, celle des serpents et des couleuvres, était supérieure dans les chablis. En ce qui concerne les grenouilles et les salamandres, aucune différence n'a été détectée entre les chablis et la forêt intacte. Greenberg (2001) suggère que l'augmentation de la lumière dans les trouées aurait davantage favorisé l'abondance des reptiles que la disponibilité d'arbres morts au sol. De plus, le prélèvement partiel de la canopée et la disponibilité de microsites ombragés dans les sites de chablis pourraient expliquer le maintien des amphibiens dans les trouées.

Au Québec, plusieurs espèces de couleuvres peuvent utiliser les débris ligneux au sol comme abri (ex. : couleuvre à ventre rouge, verte, à collier, rayée) tout en affectionnant particulièrement les milieux ouverts (Desroches et Rodrigue 2004). Plusieurs espèces d'amphibiens peuvent également utiliser les débris ligneux fortement dégradés comme site d'enfouissement pour la période d'hibernation (ex. : rainette crucifère, rainette faux-grillon, grenouille des bois) ou comme abri (ex. : salamandres) (Desroches et Rodrigue 2004). La salamandre rayée, qui est une espèce essentiellement forestière, utilise aussi les arbres morts au sol pour se nourrir et pour se reproduire. Bonin *et al.* (1999) ont observé une relation positive entre la proportion de juvéniles et le volume de débris ligneux au sol dans des forêts feuillues du sud du Québec. La topographie de monticules et de cuvettes semble également être un attribut important pour les populations de salamandre rayée qui ont tendance à fréquenter davantage les cuvettes lors de périodes sèches (Heatwole 1962). Bonin *et al.* (1999) ont également observé une plus grande densité de salamandres dans les sites qui possédaient une microtopographie plus accidentée.

Il existe actuellement peu d'évidences à l'effet que les chablis récents puissent fournir un habitat privilégié aux reptiles et aux amphibiens. Toutefois, les chablis récents pourraient offrir un habitat favorable à certaines espèces de couleuvres. De plus, les attributs des habitats post-chablis qui sont maintenus une fois le couvert forestier refermé (ex. : grande quantité de débris en décomposition et microtopographie accentuée) pourraient offrir des habitats de qualité aux amphibiens forestiers qui utilisent les débris ligneux et qui requièrent des conditions particulières d'humidité, particulièrement lorsque les chablis sont situés près des milieux humides et dans les paysages où la matrice forestière est rajeunie.

3.2.4. Oiseaux

Les nouvelles conditions créées par les chablis, particulièrement l'apport de bois mort au sol et le développement d'un couvert arbustif dense dû à l'ouverture de la canopée, risquent de favoriser plusieurs espèces d'oiseaux. L'importance de la disponibilité d'arbres morts sur pied dans les vieilles forêts et dans les milieux perturbés pour la faune aviaire a été, maintes fois, démontrée (ex. : Raphael et White 1984; Imbeau *et al.* 2001; Martin *et al.* 2004) alors que les chicots peuvent servir à la fois de site de nidification, d'alimentation et de communication ainsi que de perchoir. Les arbres morts au sol s'avèrent également un attribut structural important pour la faune aviaire (Lohr *et al.* 2002) et sont principalement utilisés pour l'alimentation. D'autre part, un couvert arbustif dense offre une protection aux espèces nichant près du sol et constitue une source d'alimentation pour les insectivores et les frugivores.

3.2.4.1 Forêt feuillue

L'importance des trouées pour la diversité d'oiseaux en forêt feuillue a été soulignée dans plusieurs études américaines (ex. : Blake et Hoppes 1986; Martin et Karr 1986; Kilgo *et al.* 1999). Les trouées sont reconnues pour augmenter la disponibilité des ressources comme les fruits et les insectes, ce qui entraîne une plus grande utilisation de ces habitats, particulièrement en période de migration où les besoins énergétiques des oiseaux sont accrus.

L'effet des trouées causées par la tempête de verglas de 1998 sur la communauté d'oiseaux dans l'État du Vermont a été documenté par Faccio (2003). La diversité et la richesse des oiseaux étaient plus élevées dans les sites affectés, bien que la densité d'individus y était globalement plus faible que dans les sites contrôlés. Les espèces associées aux ouvertures et

aux arbustes ont été légèrement favorisées par les trouées créées par le verglas. Après le passage de l'ouragan Opal en Caroline du Nord, Greenberg et Lanham (2001) ont, quant à eux, observé une augmentation du nombre d'espèces et de la densité d'individus dans les chablis (ouvertures variant entre 0,1 et 2 ha) durant la période de reproduction. Les espèces associées aux arbustes ainsi que celles qui s'alimentent sur l'écorce et qui nichent dans la canopée étaient plus abondantes dans les chablis que dans la forêt intacte. Le troglodyte de Caroline et le passerin indigo, deux espèces associées aux ouvertures, étaient plus nombreux dans les chablis. Les auteurs ont également observé une relation positive entre la taille des trouées et la densité, la richesse et la diversité des oiseaux recensés. Ces deux études semblent indiquer que les trouées de petite taille et de taille intermédiaire s'avèrent être des habitats qui favorisent les activités d'alimentation et de reproduction pour plusieurs espèces d'oiseaux, y compris pour certaines espèces associées aux forêts fermées. Toutefois, puisque le succès reproducteur n'a jamais été directement mesuré, il est prématuré de statuer sur le rôle des chablis dans le maintien des populations et des communautés d'oiseaux qui utilisent les chablis (Van Horne 1983).

Les études recensées portant sur la faune aviaire couvrent rarement des ouvertures du couvert forestier supérieures à 2 ha. Greenberg et Lanham (2001) ont émis l'hypothèse que la taille des trouées inventoriées lors de leur étude ne serait pas assez grande pour convenir à certaines espèces qui requièrent de plus grandes ouvertures telles que la paruline à flancs marron. Or, le rôle de la taille des trouées de même que celui de la sévérité des chablis à l'échelle du paysage sur la réponse des populations et des communautés aviaires demeurent somme toute peu documentés. Il est toutefois possible que, dans les forêts feuillues, où le régime de perturbation est davantage dominé par de petites ouvertures, les chablis de grande envergure jouent un rôle dans le maintien des populations d'espèces associées au milieu ouvert qui nécessitent des structures résiduelles pour s'alimenter ou pour nicher.

3.2.4.2 Forêt boréale

Les seules études concernant les effets des chablis sur la faune aviaire ont été effectuées par Burris et Haney (2005, 2006) dans des forêts d'épinettes noires et de sapins baumiers et des forêts de pins gris et d'épinettes noires suite à la tempête de vent de 1999 dans le nord du

Minnesota. Les principaux changements observés, à court terme, au sein des deux types de forêt ont été une augmentation des espèces qui s'alimentent dans la strate arbustive près du sol ainsi qu'une augmentation de certaines espèces associées à la canopée.

Dans les forêts de sapins et d'épinettes, neuf espèces ont été uniquement détectées dans les chablis (ex. : paruline tigrée, paruline triste, paruline à flancs marron) et plusieurs espèces étaient présentes en plus grand nombre dans les chablis (ex. : paruline noire et blanc, moucherolle à ventre jaune, viréo aux yeux rouges) (Burris et Haney 2005). Leurs résultats semblent indiquer des tendances qui diffèrent des observations de Greenberg et Lanham (2001) en forêt feuillue qui n'avaient pas détecté l'influence des chablis sur la paruline noire et blanche et le viréo aux yeux rouges, deux espèces associées à la canopée.

Dans les forêts de pins et d'épinettes, la paruline à tête cendrée, le bruant à gorge blanche et le troglodyte mignon ont vu leur densité augmenter dans les chablis (Burris et Haney 2006). La paruline à tête cendrée et le bruant à gorge blanche sont des espèces généralistes qui sont également présentes dans les jeunes coupes forestières (Imbeau *et al.* 1999). Le troglodyte mignon, une espèce associée aux forêts matures, a toutefois pu être favorisé par l'abondance de débris ligneux dans les chablis. Burris et Haney (2006) ont noté la présence du pic à dos noir et du pic chevelu dans les chablis seulement. Ces observations n'ont toutefois pas fait l'objet d'analyses statistiques en raison du faible effectif.

Les connaissances acquises quant au rôle des perturbations naturelles sur les assemblages d'oiseaux en forêt boréale ont davantage concerné les feux. D'importantes différences ont été notées entre les assemblages d'oiseaux que l'on retrouve dans les brûlis récents et dans les forêts intactes (Imbeau *et al.* 1999; Morissette *et al.* 2002). Plusieurs études ont également observé une différence notable entre les assemblages présents dans les brûlis récents et dans les coupes forestières (Shulte et Niemi 1998; Schieck et Hobson 1999; Schieck et Song 2002), qui est surtout liée à l'abondance d'arbres morts dans les brûlis (Hutto 1995; Imbeau *et al.* 1999). La capacité des chablis à offrir un habitat de qualité pour les espèces nichant dans les arbres morts est méconnue, mais risque d'être moindre que pour les feux en raison de la plus faible densité d'arbres morts sur pied. Les arbres au sol pourraient toutefois offrir des substrats

d'alimentation de très haute qualité en raison de la colonisation des insectes saproxyliques (voir section 3.2.1).

Bien que les connaissances soient fragmentaires, on serait en mesure de penser que le rôle des chablis en forêt boréale consisterait principalement à offrir des substrats d'alimentation de haute qualité pour les oiseaux qui dépendent des arbres morts pour leur alimentation (ex. : pics, grimpereau brun, sitelle à poitrine rousse). Par ailleurs, les résultats de Burris et Haney (2005, 2006) semblent indiquer que les chablis offrent un habitat de qualité aux espèces généralistes qui sont aussi présentes dans les milieux ouverts, mais permettent également aux espèces de forêts matures d'y trouver des conditions d'alimentation et de nidification intéressantes. Ainsi, les chablis, en offrant une variété de structures résiduelles ainsi qu'un couvert arbustif dense, pourraient donc offrir un habitat favorable à une plus grande diversité d'espèces.

3.2.5. Mammifères

Les connaissances concernant l'utilisation des forêts perturbées par les mammifères sont peu développées et ce, autant pour les forêts feuillues que pour les forêts de conifères. Plusieurs auteurs ont tout de même émis l'hypothèse que certains attributs des chablis comme le bois mort au sol et la densité du couvert arbustif pourraient favoriser certaines espèces de petits et de grands mammifères (ex. : Bull *et al.* 2001; Loeb 1999; Greenberg 2001; DeGayner *et al.* 2005; Pauli *et al.* 2006). Par exemple, l'augmentation de la densité du couvert arbustif dans les forêts affectées par le chablis pourrait offrir une bonne obstruction latérale et favoriser la protection des espèces qui font l'objet de prédation par les oiseaux de proie ou les mammifères carnivores (ex. : petits mammifères, lièvre). La présence d'une bonne densité de jeunes arbres et d'arbustes pourrait également offrir de bons habitats d'alimentation pour différentes espèces d'ongulés (ex. : cerf de Virginie, orignal). Il est également reconnu que plusieurs groupes de mammifères utilisent sporadiquement ou préférentiellement les arbres morts au sol pour se nourrir, se déplacer, s'abriter ou se reproduire. Par exemple, certaines espèces de mustélidés (ex. : martre d'Amérique, pékan) utilisent les arbres morts au sol pour se déplacer et chasser leur proie (Bull *et al.* 2001). Par ailleurs, Payer et Harrison (2000, 2003) ont observé que la disponibilité de débris ligneux de gros diamètre et la densité de la végétation de sous-étage étaient des caractéristiques qui influençaient positivement la martre d'Amérique et qui

pouvaient contribuer à maintenir cette espèce associée aux forêts matures dans les forêts perturbées. Une abondance accrue ou maintenue de petits mammifères dans les chablis pourrait également fournir à la martre un habitat de chasse de haute qualité.

Puisqu'il n'existe pas d'études ayant évalué l'utilisation des chablis par ces espèces, il serait actuellement imprudent de statuer sur une possible utilisation préférentielle de ces habitats. Quelques études américaines et européennes ont toutefois été menées sur les petits mammifères et les ongulés et offrent un léger éclairage sur le rôle des chablis sur la dynamique de leur population.

3.2.5.1 Effets des chablis sur les petits mammifères

Après le passage de l'ouragan Opal en Caroline du Nord, Greenberg (2002) a évalué l'utilisation des chablis (trouées de 0,15 à 1,5 ha) par la souris à pattes blanches, une espèce abondante reconnue pour utiliser les arbres morts. Aucune différence n'a été observée entre le succès de capture et le poids des individus dans les sites contrôlés et les chablis. L'étude conclut donc que les chablis n'influenceraient pas l'utilisation de l'habitat à l'échelle du paysage. À l'échelle du microsite, les taux de capture étaient toutefois plus élevés dans les cuvettes et près des débris ligneux au sol. Une utilisation accrue de débris ligneux par les petits mammifères ne signifie toutefois pas que cet attribut contribue nécessairement au maintien des populations.

Dans les chablis créés par le passage d'une tornade au Minnesota, Powell et Brooks (1981) ont obtenu un plus grand nombre d'individus capturés dans les chablis que dans les forêts intactes durant les quatre premières années suivant la perturbation. Le campagnol à dos roux montrait les variations les plus marquées alors que la musaraigne cendrée et la souris sylvestre avaient une réponse plus neutre. Les auteurs suggèrent que le couvert offert par la végétation du sous-étage dans les chablis contribuerait à maintenir les conditions d'humidité et de sol adéquates pour ces espèces. Plus récemment, Pauli *et al.* (2006) ont évalué l'impact de chablis de différentes sévérités sur la diversité des petits mammifères et sur la densité de deux espèces communes soit le campagnol à dos roux et la souris sauteuse des bois dans des forêts à dominance résineuse au Minnesota. La diversité a augmenté au cours des deux années suivant

les chablis et était maximale dans les sites les moins affectés (< 33 % tiges renversées). Le campagnol à dos roux était plus abondant dans les sites les plus affectés (> 60 % tiges renversées) alors qu'à l'inverse, l'abondance maximale de la souris sauteuse a été observée dans les sites les moins affectés.

L'association des petits mammifères avec les débris ligneux peut être plus forte selon le contexte forestier environnant. Par exemple, Bowman *et al.* (2000) ont obtenu une relation positive entre l'abondance du campagnol roux et la disponibilité de débris ligneux au sol uniquement dans les paysages aménagés intensivement où ces structures sont beaucoup plus rares. Au Québec, Etcheverry *et al.* (2005) ont comparé les assemblages de petits mammifères dans les forêts de feuillus et de conifères avec ceux présents dans de jeunes peuplements issus de coupes. Ils ont observé que l'abondance de la souris sylvestre et du campagnol à dos roux augmentait avec la disponibilité de débris ligneux au sol (> 10 cm).

3.2.5.2 Effets des chablis sur les ongulés

Les connaissances concernant l'effet des chablis sur les populations d'ongulés proviennent principalement d'études françaises ayant eu lieu après le passage de l'ouragan Lothar au cours de l'hiver 1999. La population de chevreuils ne semble pas avoir été négativement affectée par cette tempête alors que les taux de survie et de reproduction ainsi que la taille des portées n'ont pas été réduits suivant la tempête (Gaillard *et al.* 2003). Les chablis ont possiblement favorisé l'apport en ressources alimentaires. Widmer *et al.* (2004) ont suivi six femelles chevreuil par télémétrie au cours des hivers précédant et suivant la tempête et ont d'ailleurs observé une réduction et un déplacement du domaine vital vers les zones forestières ayant été affectées par les chablis indiquant une abondance en ressources alimentaires dans ces zones. Saïd et Servanty (2005) ont également observé des modifications au niveau des domaines vitaux des femelles chevreuil durant l'été. La taille des domaines vitaux était négativement corrélée à la densité de lisières qui offrent un bon habitat de broutage aux ongulés. La quantité de végétation n'est toutefois pas toujours un bon indicateur de la sélection des trouées causées par les chablis par les ongulés, puisque la qualité de la végétation disponible au broutage peut varier d'un site à l'autre et d'un écosystème à l'autre (Moser *et al.* 2008).

3.3. Connaissances à acquérir liées à la faune

La littérature qui concerne l'utilisation du chablis par la faune s'est avérée assez restreinte et aucune étude québécoise n'a été répertoriée. Des études devraient donc être menées pour évaluer les effets des chablis sur plusieurs groupes d'espèces (insectes, reptiles et amphibiens, oiseaux, petits mammifères, prédateurs, ongulés) qui fréquentent les différents écosystèmes forestiers (feuillus, mixte, boréal).

Ainsi, quelques orientations de recherche ont été identifiées :

- Parce que la densité des individus n'est pas toujours un bon indicateur du maintien des populations animales, il s'avère important d'**étudier la productivité des espèces présentes dans les sites perturbés par les chablis afin de déterminer si les chablis jouent un rôle dans le maintien des populations qui fréquentent ces sites.**
- Parce que les chablis affectent de grandes superficies de façon complexe et variable, il faut s'efforcer d'**évaluer la fréquentation des chablis par la faune en tenant compte des divers degrés de sévérité (taille des trouées, pourcentage d'arbres affectés, quantité et qualité des débris au sol) que l'on retrouve dans les sites affectés.**
- Parce que le régime de perturbation (naturelles et anthropiques) peut influencer la disponibilité des attributs clés identifiés pour les chablis à l'échelle du paysage, il serait important d'**évaluer l'impact du contexte forestier sur la fréquentation des chablis par la faune.**
- Parce que les effets des coupes forestières conventionnelles diffèrent probablement des effets des chablis sur la faune, il faut pouvoir **comparer les assemblages d'espèces dans les forêts affectées par le chablis et les forêts aménagées au sein de divers écosystèmes forestiers.**

4. EFFETS DE LA RÉCUPÉRATION DES CHABLIS SUR LES ATTRIBUTS CLÉS ET LA BIODIVERSITÉ

Plusieurs raisons peuvent être invoquées pour justifier le recours à des opérations de coupes de récupération dans des forêts sévèrement affectées par le chablis. Les coupes de récupération peuvent avoir comme objectif de diminuer le risque de feu en raison de l'accumulation de combustible au sol (ex. : Woodall et Nagel 2007), le risque d'avalanche (Angst et Volz 2002) ou le risque de propagation d'insectes ravageurs pouvant déclencher une épidémie et s'attaquer aux peuplements sains environnants (ex. : Rumbaitis del Rio 2006; Gandhi *et al.* 2007). Au Québec, il existe peu d'évidences quant à l'importance de ces facteurs de risque suivant des épisodes de chablis. Les motivations qui incitent à la récupération sont davantage liées à la perte économique d'arbres alloués dans les forêts du domaine public.

La coupe de récupération se distingue de la coupe traditionnelle par le fait d'induire une seconde perturbation au sein d'un écosystème forestier à l'intérieur d'un court intervalle de temps. La question primordiale réside donc à savoir si les effets de la coupe de récupération diffèrent ou s'additionnent aux effets des perturbations naturelles ou des coupes forestières conventionnelles (Lindenmayer et Noss 2006). Les impacts potentiels de la coupe de récupération sont nombreux et peuvent être regroupés en trois familles : 1) l'altération de la complexité structurale des peuplements, 2) l'altération des processus et des fonctions de l'écosystème et 3) l'altération des populations et de la composition des communautés d'espèces (Lindenmayer et Noss 2006; tableau 5).

Les impacts de la récupération des bois brûlés ont reçu une attention particulière de la part de la communauté scientifique au cours des dix dernières années en raison du recours croissant à ces pratiques à l'échelle mondiale (ex. : McIves et Starr 2000; Lindenmayer *et al.* 2004; Nappi *et al.* 2004; Lindenmayer et Noss 2006). Cet intérêt récent envers les enjeux de la coupe de récupération sous-tend donc que la compréhension des effets de ces pratiques est incomplète. En revanche, les effets de la récupération dans les chablis ont reçu une attention considérablement moindre et demeurent, à ce jour, grandement méconnus.

Tableau 5^a. Impacts potentiels de la coupe de récupération

-
- Diminuer ou éliminer les legs biologiques
 - Modifier des écosystèmes perturbés rares
 - Influencer les populations
 - Altérer la composition des communautés
 - Altérer le rétablissement de la végétation
 - Faciliter la colonisation d'espèces invasives
 - Altérer les propriétés du sol et les niveaux de nutriments
 - Augmenter l'érosion
 - Modifier les régimes hydrologiques et les écosystèmes aquatiques
 - Altérer les patrons d'hétérogénéité des paysages
-

^aTiré de Lindenmayer et Noss (2006).

Cette section aura pour principal objectif de relever les effets documentés ou appréhendés de la coupe de récupération dans les forêts affectées par le chablis. **Les effets rapportés doivent être considérés comme ponctuels et à titre indicatif et il est prématuré d'en tirer des généralisations.** La réponse des sites affectés diffère fort probablement d'un écosystème à l'autre et selon les sites, mais aussi en fonction des méthodes et des modalités de récolte appliquées.

4.1. Structure et processus liés au sol

Les chablis créent un environnement passablement hétérogène au niveau du sol et, dépendamment de la sévérité, on retrouve une proportion du sous-étage qui est relativement intacte. Dans une forêt dominée par l'épinette de Norvège en Estonie, Illison *et al.* (2006) ont observé que la topographie de monticules et de cuvettes n'était pas conservée suite à la coupe de récupération. Dans les chablis récupérés, Greenberg (2001) a noté une augmentation de la surface du sol à découvert et une diminution du couvert et de l'épaisseur de la litière comparativement aux chablis non récupérés et aux forêts feuillues intactes. Similairement, Rumbaitis del Rio (2006) rapporte une augmentation de la surface du sol à découvert, mais aussi une diminution de l'épaisseur de l'horizon organique dans les chablis récupérés de forêts de conifères au Colorado comparativement aux chablis non récupérés et aux forêts intactes.

La coupe de récupération engendre une perturbation du sol additionnelle à celle qui a eu lieu lors des chablis. En compactant le sol et en exposant davantage le sol, on risque de réduire l'hétérogénéité créée par le renversement des arbres en nivelant le microrelief et en diminuant la proportion de sol non perturbé. Cette perturbation pourrait modifier la réponse de la

végétation en favorisant notamment une régénération dominée par des espèces intolérantes à l'ombre (voir section suivante).

4.2. Composition et structure du sous-étage

Dans des forêts du sud de l'Allemagne affectées par des chablis, Fischer *et al.* (2002) ont observé que, dans les sites non récupérés, la régénération préétablie d'espèces tolérantes à l'ombre (épinette de Norvège) permettait aux peuplements de regagner rapidement une composition de forêt mature. En revanche, dans les sites récupérés, la succession ressemblait davantage à celle typique d'un régime de coupe où les arbustes (principalement les framboisiers) dominent durant quelques années puis sont rapidement remplacés par les gaules d'arbres intolérants à l'ombre (bouleau sp.).

Une étude menée par Elliott *et al.* (2002) dans les forêts feuillues et mixtes des Appalaches en Caroline du Nord obtient des résultats plus contrastés au niveau de la diversité des plantes de sous-bois. Les sites de chablis récupérés étaient composés d'espèces tolérantes et intolérantes à l'ombre, ce qui contribuait à augmenter leur diversité d'espèces comparativement aux forêts non perturbées. Le type de coupe effectué, qui ressemblait à une coupe progressive d'ensemencement, aurait contribué à maintenir une certaine proportion du relief de monticules et de cuvettes. Le microrelief ainsi que l'ombre créés par les débris de coupe auraient engendré des conditions adéquates pour les espèces tolérantes à l'ombre.

Ilisson *et al.* (2006) ont évalué l'effet de la sévérité des chablis et de la coupe de récupération sur la végétation herbacée dans les forêts d'épinettes de Norvège en Estonie deux ans après une tempête de vent. Les assemblages d'espèces étaient différents entre les forêts intactes, les chablis partiels et les chablis totaux, mais également entre ces derniers et les sites récupérés. Les espèces qui étaient fortement associées aux sites récupérés telles que le framboisier et l'épilobe à feuilles étroites ne montraient pas de réponse positive dans les chablis totaux. Rumbaitis del Rio (2006) a également observé des changements dans les communautés herbacées au sein de chablis récupérés et non récupérés dans le nord-ouest du Colorado. Deux ans suivant les chablis, le couvert herbacé et la diversité étaient plus faibles dans les sites récupérés comparativement aux sites non récupérés et à la forêt intacte. Les espèces de

graminées étaient favorisées par la récupération et, contrairement aux résultats de Elliott *et al.* (2002), peu d'espèces tolérantes à l'ombre ont été favorisées.

4.3. Structures résiduelles du peuplement

La structure résiduelle du peuplement après la récupération peut varier considérablement selon les modalités employées lors de la récolte, par exemple si les arbres morts et vivants sur pied, individuels ou en îlots, sont laissés en place. Puisque aucune étude n'a explicitement détaillé les modalités de récolte, il est difficile d'évaluer l'impact des structures résiduelles sur la réponse de l'écosystème récupéré. Toutefois, il est fort probable que ces structures, particulièrement les arbres morts et vivants dispersés, soient abattues lors des opérations de récolte pour des raisons de sécurité et de logistique.

En ce qui concerne les arbres morts au sol, Rumbaitis del Rio (2006) rapporte que le couvert de débris ligneux est aussi abondant dans les sites perturbés que dans les sites récupérés. Il est toutefois évident que les opérations de récolte mèneront irrémédiablement à une diminution de la densité des débris ligneux de gros diamètre qui seront récoltés. Ainsi, même si une densité semblable de débris au sol peut être laissée suite à la récolte, Loeb (1999) et Greenberg (2001) ont noté une réduction de la longueur et du diamètre des arbres au sol dans les sites récupérés comparativement aux sites non récupérés et aux forêts intactes. De plus, la coupe de récupération réduit la disponibilité des débris de stade de dégradation moins avancé (Loeb 1999).

4.4. Biodiversité faunique

Quelques études européennes ont suivi l'évolution de la diversité des insectes dans des chablis récupérés et non récupérés. Wermelinger *et al.* (2002) ont observé, au cours des cinq premières années suivant les chablis dans les Alpes suisses, une plus grande diversité d'insectes saproxyliques dans les chablis non récupérés que dans les chablis récupérés. Après dix ans, la diversité était devenue semblable, mais les assemblages d'espèces demeuraient différents. Kopf (2000) cité dans Bouget et Duelli (2004) a, quant à lui, observé une réduction de la richesse des insectes saproxyliques dans des chablis récupérés en Allemagne en raison de la réduction en abondance et en hétérogénéité des habitats liés au bois mort. Duelli *et al.*

(2002) mentionnent que la richesse des espèces prédatrices au sol (carabidés et araignées) était plus élevée dans les sites récupérés.

Loeb (1999) a comparé les assemblages d'espèces de petits mammifères dans des forêts de pins affectées par le passage d'une tornade en Caroline du Sud. Les assemblages d'espèces étaient semblables entre les sites récupérés et non récupérés, mais une plus grande abondance d'individus a été observée dans les chablis non récupérés. De plus, l'espèce la plus commune (souris des cotonniers) avait un taux de survie supérieur dans les sites intacts comparativement aux sites récupérés.

Dans un même dispositif expérimental, Greenberg (2001) et (2002) ont respectivement évalué l'effet de la récupération sur les reptiles et les amphibiens ainsi que sur la souris à pattes blanches. Les différences de conditions offertes par les chablis récupérés et non récupérés n'ont pas influencé la réponse des reptiles et des amphibiens vis-à-vis des ouvertures du couvert forestier (Greenberg 2001). Les reptiles étaient légèrement plus abondants dans les chablis (récupérés ou non) alors que les amphibiens n'ont pas été affectés par la coupe de récupération. De la même manière, le succès de capture de la souris à pattes blanches ne différait pas dans les chablis récupérés et non récupérés (Greenberg 2002). La surface terrière d'arbres vivants ne différait pas entre les chablis intacts et récupérés indiquant une certaine rétention de la structure des peuplements qui indique que la coupe de récupération s'apparentait davantage à une coupe partielle.

Enfin, Moser *et al.* (2008) ont évalué la fréquentation de chablis récupérés et non récupérés dans des forêts feuillues suisses. La disponibilité de végétation pour le broutage des chevreuils ne variait pas entre les chablis intacts et les chablis récoltés. Toutefois, dans un des sites échantillonnés, le broutage était moins abondant dans les chablis intacts possiblement en raison de l'obstruction visuelle de la strate arbustive (Moser *et al.* 2008).

5. COUPE DE RÉCUPÉRATION DANS LES CHABLIS : MODALITÉS ET RECOMMANDATIONS

La présente revue de littérature n'a pas permis d'identifier d'espèces qui dépendent, de manière absolue, des habitats créés par les chablis. Toutefois, plusieurs espèces semblent favorisées par les nouvelles conditions créées par ces perturbations, notamment les insectes saproxyliques. Le manque flagrant de connaissances concernant l'utilisation des habitats post-chablis par la plupart des groupes d'espèces considérés dans ce travail doit cependant nous inciter à la plus grande prudence. Ainsi, il faudrait s'assurer de maintenir des habitats fortement perturbés par le chablis dans le paysage forestier, puisque ceux-ci pourraient jouer un rôle important dans le maintien de la biodiversité à l'échelle des paysages et ce, particulièrement dans les forêts boréales rajeunies et celles qui ne sont pas fréquemment affectées par les feux.

Actuellement, l'effort de récupération dans les chablis au Québec est relativement faible comparativement à celui qui est effectué dans les feux (Nappi *et al.* 2007). Le volume de bois récupéré peut toutefois atteindre le million de mètres cubes qui, réparti sur quelques événements, représente probablement des superficies importantes de récupération (Annexe 1). La possibilité que des événements de très grande ampleur, à l'instar des chablis observés en Ontario et aux États-Unis, puissent se produire et affecter des centaines de milliers d'hectares n'est également pas exclue. Dès lors, il serait important d'élaborer des stratégies et modalités de récupération avant que des tels événements ne se produisent en se basant sur les meilleures connaissances disponibles.

Dans cette dernière section, les politiques et les mesures de récupération adoptées dans les autres provinces canadiennes seront brièvement présentées. Il s'ensuivra un retour sur les attributs clés à maintenir lors de la récupération des chablis. Enfin, des recommandations seront émises quant aux mesures à prendre, à court terme, pour les opérations de récolte et quant aux stratégies à développer, à moyen terme, pour l'élaboration d'approches de récupération écosystémiques.

5.1. Modalités de récupération appliquées ou recommandées dans d'autres juridictions

La plupart des provinces canadiennes prévoient, dans leur législation respective, la possibilité d'effectuer des coupes de récupération advenant l'occurrence de perturbations naturelles majeures comme les feux, les épidémies d'insectes ou les chablis. Quelques-unes d'entre elles ont élaboré des stratégies et des mesures de récolte qui visent à maintenir l'intégrité et la biodiversité au sein des forêts qui font l'objet de coupes de récupération (tableau 6). Ainsi, l'Alberta et la Saskatchewan sont en voie de se doter de lignes directrices pour les activités de récupération dans les feux (Schmiegelow *et al.* 2006). L'Ontario a déjà mis en place des mesures pour la récupération dans les feux (OMNR 2001) et s'apprête à élaborer des directives liées à la récupération qui tiennent également compte des enjeux spécifiques à d'autres perturbations comme les épidémies d'insectes et les chablis (Bruce Renta, comm. pers.⁶; voir tableau 6).

Tableau 6. Modalités pour la coupe de récupération dans les chablis appliquées dans différentes provinces canadiennes

Province	Document consulté	Modalité
Alberta	Alberta Timber Harvest Planning and Operating Ground Rules Framework for Renewal	Maintien des normes de rétention utilisées lors des opérations conventionnelles en ce qui concerne les structures résiduelles, c'est-à-dire quantité de structures, de taille d'îlots résiduels, de composition et de distribution spatiale.
Manitoba	Whiteshell Timber Salvage Plan	Rétention des îlots d'arbres résiduels.
Ontario	Document en révision sur la coupe de récupération	Maintien des portions intactes de la zone perturbée; Maintien des arbres à valeurs fauniques debout ou au sol (par exemple : arbres à cavité, arbres de gros diamètre) pour émuler la perturbation naturelle et conserver l'intégrité écologique; Éviter la formation d'andains qui peuvent engendrer la perte de sites de régénération et entraver le déplacement des animaux, des travailleurs et de la machinerie.
Nouveau-Brunswick	Communication personnelle	Maintien des bandes riveraines.

⁶ Biologiste au ministère des Richesses naturelles de l'Ontario

Suivant les constats de plus en plus nombreux devant l'importance écologique des brûlis récents, beaucoup d'efforts ont été consentis à mitiger les impacts des coupes de récupération dans ces perturbations qui affectent de grands territoires en forêt boréale (Nappi *et al.* 2007). Or, à l'heure actuelle, les enjeux écologiques et plus particulièrement fauniques liés à la récupération dans les chablis sont peu pris en compte, car les effets, tant ceux des chablis que ceux de la coupe de récupération, sont méconnus dans l'est du Canada. Le dépouillement de la littérature n'a guère permis d'identifier de mesures ayant été prises par d'autres États en regard de cette problématique. Le seul constat identifié a été celui de Duelli *et al.* (2002) qui, suite aux études effectuées dans les chablis créés par la tempête Vivian en Suisse, ont fait la recommandation de récupérer seulement la moitié des sites affectés par le chablis pour maximiser la biodiversité faunique dans son ensemble.

Exemple d'une démarche utilisée pour estimer les effets de coupes de récupération de grande ampleur sur la biodiversité lorsque les connaissances sont limitées

Bunnell *et al.* (2004) ont évalué les effets potentiels sur la faune de coupes de récupération de grande envergure suivant l'épidémie de dendroctone du pin en Colombie-Britannique. Même si les impacts des épidémies d'insectes diffèrent en plusieurs points de ceux des chablis, la démarche entreprise est très intéressante et mérite qu'on y prête attention. L'objectif du travail de Bunnell *et al.* (2004) était d'évaluer les effets des coupes de récupération (pour lesquelles il n'existait pas d'information quant aux effets sur les vertébrés) en se basant sur l'histoire naturelle de la faune présente dans les régions affectées (association des espèces à des attributs spécifiques d'habitat). Les auteurs ont ainsi pu estimer que 35 % des espèces présentes seraient négativement affectées par les conditions créées par les opérations de récolte. En fonction des connaissances sur les patrons de mortalité due à l'épidémie, des mesures de récupération ont été recommandées pour mitiger le plus possible les impacts sur la faune vertébrée en minimisant les impacts négatifs tout en s'assurant de maintenir les effets positifs d'une telle perturbation.

5.2. Pourquoi faut-il maintenir les attributs clés des chablis?

Le présent travail, en passant en revue les connaissances liées aux effets des chablis sur les caractéristiques d'habitat et la faune, a permis l'identification d'attributs clés susceptibles d'influencer la faune qui devraient être considérés dans les stratégies de récupération. Puisqu'il n'existe pratiquement aucune étude concernant les effets des chablis sur la faune au Québec, l'acquisition de connaissances dans ces écosystèmes sera nécessaire afin de pouvoir évaluer dans quelle mesure la coupe de récupération dans les chablis porte atteinte à l'intégrité des milieux perturbés.

À la lumière de la synthèse présentée dans les sections précédentes, il est possible de statuer sur le fait que les chablis sont des habitats qui offrent des attributs différents de ce que l'on retrouve à la fois dans les forêts intactes et dans les forêts aménagées. Bien qu'il existe actuellement peu d'évidences quant à la dépendance d'espèces envers les habitats post-chablis dans les forêts boréales, mixtes et feuillues, plusieurs groupes d'espèces semblent bénéficier des conditions créées par ce type de perturbation. Ces conditions permettent à des assemblages d'espèces distincts de cohabiter et pourraient profiter à plusieurs organismes à court terme ainsi qu'à plus long terme.

Par ailleurs, les attributs des chablis contribuent à maintenir des caractéristiques de vieilles forêts qui semblent être aptes à conserver une partie de la faune qui lui est inféodée. Le maintien de ces attributs clés s'avère donc d'autant plus important à considérer lorsque les chablis se produisent dans des îlots forestiers préservés au sein de matrices forestières aménagées (ex. : blocs de rétention pour le caribou forestier). Pour ces raisons, il est important de s'assurer que ces conditions soient maintenues à l'échelle des paysages et que les opérations de récolte contribuent à les maintenir lorsque surviennent des chablis de grande envergure.

Voici un bref retour sur les attributs qui devraient être pris en compte lors des opérations de récolte dans les chablis :

Gros bois mort au sol

Les arbres morts au sol de gros diamètre peuvent servir de sites de reproduction et d'alimentation pour plusieurs espèces animales, notamment pour les petits mammifères et les mammifères carnivores. Par ailleurs, plusieurs études européennes ont montré que les chablis étaient une source très importante de bois mort pour les insectes saproxyliques dans les paysages aménagés (Bouget et Duelli 2004).

Arbres sur pied résiduels de gros diamètre morts et vivants

Les arbres résiduels permettent de maintenir la structure verticale du peuplement perturbé et contribuent à la variabilité des conditions de lumière et d'humidité. Ils offrent des structures d'alimentation et de nidification pour la faune cavicole et pour certaines espèces d'oiseaux associées aux forêts matures (Schieck et Song 2002). De plus, la rétention d'une certaine structure verticale lors des coupes de récupération dans les chablis semble minimiser les impacts négatifs sur plusieurs espèces végétales (Elliot *et al.* 2002) et animales (Greenberg 2001, 2002) associées aux forêts matures.

Régénération préétablie (la haute et la basse)

La régénération préétablie est relativement peu affectée après un chablis. La haute régénération contribue au maintien de l'humidité et de l'ombrage au sol et à l'accélération du retour à des conditions de forêts fermées. Elle peut également contribuer à minimiser l'enfeuillement (Fischer *et al.* 2002).

5.3. Recommandations pour la récupération des chablis

À court terme :

Lors des opérations de récupération :

- S'assurer de **laisser des portions intactes** d'un seul tenant qui soient représentatives des dommages créés par la perturbation dans son ensemble; la proportion préservée devrait représenter 30 %⁷ de la superficie totale perturbée. La moitié de ces îlots préservés devrait être adjacente à des portions de forêt peu ou non perturbées⁸;
- **Préserver les structures résiduelles sur pied** (îlots résiduels ainsi que tiges isolées mortes ou vivantes) dans l'ensemble de l'aire de récupération;
- **Préserver des tiges renversées de gros diamètre (DHP minimal de 20 cm) faiblement dégradées** au sol et réparties sur la totalité de l'aire récupérée;
- **Minimiser les déplacements de la machinerie** dans l'aire récupérée afin de protéger la régénération;
- **Respecter les normes du RNI** concernant la taille maximale des blocs de coupes et le maintien des bandes riveraines, sauf en cas d'embâcles.

Instaurer des suivis de l'évolution du couvert résiduel, de la régénération, des arbres morts au sol et de la fréquentation par la faune dans les portions récupérées et non récupérées de chablis et ce, dans plusieurs types de peuplement des écosystèmes feuillus, mixtes et boréaux.

⁷ Ce seuil correspond à celui suggéré dans la stratégie écosystémique de récupération des feux et est inspiré de la littérature scientifique sur les seuils d'altération et de viabilité des populations (voir Nappi et *al.* 2007).

⁸ Puisqu'aucun organisme n'a été identifié comme étant dépendant des chablis, il est actuellement difficile de définir une superficie minimale pour les îlots de chablis intacts. Toutefois, la littérature indique que plusieurs organismes forestiers fréquentent les chablis. La proximité des zones de chablis intacts avec la forêt environnante est donc une cible importante pour la faune qui fréquente ces habitats.

À moyen terme :

Élaborer une approche écosystémique de récupération des chablis

Une approche écosystémique de récupération devrait être élaborée en tenant compte des différences qui existent entre la dynamique des systèmes boréaux, mixtes et feuillus qui divergent au niveau des régimes de perturbation et des régimes de coupe forestière. La biodiversité de ces systèmes possède également des caractéristiques différentes qui font en sorte que les réponses aux perturbations vont diverger et demander des mesures spécifiques. Par ailleurs, **l'approche écosystémique permet de contourner le manque de connaissances relativement aux effets de la récupération sur la faune puisqu'elle implique que l'on s'inspire des attributs clés des perturbations pour élaborer des systèmes de récolte.** Ce faisant, on risque de conserver la biodiversité qui y est associée. En intégrant l'approche dans un cadre de travail adaptatif, l'acquisition des nouvelles connaissances, que ce soit par la recherche ou par les programmes de suivi, permettra d'ajuster les mesures en conséquence.

Évaluer les mesures de récupération actuelles au regard du maintien des attributs clés

Afin de pouvoir mesurer les effets de la récupération à l'échelle de la perturbation et à l'échelle régionale, il est impératif d'**évaluer la capacité des mesures actuelles à maintenir les attributs clés des chablis à l'aide de programmes de suivi.** Il faut également **brosser un portrait précis des superficies forestières productives affectées par le chablis et des superficies récupérées,** en tenant compte des divers degrés de sévérité, afin de pouvoir mieux évaluer l'effort de récupération et la proportion des habitats perturbés de qualité qui est épargnée par la récolte.

Identifier l'ensemble des enjeux écologiques, sociaux et environnementaux de la récupération dans les chablis

Puisque le recours à la coupe de récupération dans les chablis risque de s'accroître dans les années à venir en raison de pressions économiques pour la récolte de bois et de la possible augmentation d'événements climatiques extrêmes (Peterson 2000 b), l'identification des enjeux (sociaux, économiques et écologiques) qui concernent la récupération est un exercice primordial qui se doit d'être fait. Ainsi, les conditions de récupération sont passablement

différentes dans les chablis comparativement aux sites perturbés par le feu ou par les insectes en raison des arbres au sol qui peuvent entraver les déplacements de la machinerie. **Les coûts liés aux difficultés opérationnelles rencontrées et à la remise en production des sites récupérés sont des exemples de facteurs qui doivent être évalués pour dresser un portrait global de la situation au regard des enjeux de la récupération des chablis.** De plus, outre les enjeux écologiques liés à la disponibilité de structures clés, des enjeux liés à la variabilité des conditions engendrés par les chablis et à la perte de connectivité spatiale entre la forêt résiduelle et la forêt intacte pourraient également s'ajouter aux enjeux soulevés précédemment. **Une meilleure connaissance de la variabilité spatiale des structures résiduelles des chablis dans les différents écosystèmes forestiers québécois doit être acquise pour évaluer les implications que la récupération pourrait avoir sur la diversité biologique dans les grands chablis.**

Intégrer l'élaboration des stratégies de récupération pour les différents types de perturbation

Parce que les différentes perturbations naturelles peuvent créer, à divers niveaux, des conditions qui se ressemblent, **il serait grandement utile d'intégrer les stratégies de récupération des feux (Nappi *et al.* 2007), des chablis et des épidémies d'insectes en tenant compte des enjeux qui sont communs, mais aussi en abordant les enjeux qui leur sont spécifiques.** Par exemple, le maintien des îlots résiduels engendrés par la sévérité variable des perturbations est un enjeu qui s'applique à toutes ces perturbations bien que les caractéristiques de ceux-ci puissent varier. Il est donc fort probable que les implications pour la biodiversité soient semblables. En revanche, le maintien de bois mort au sol est plus spécifique aux chablis, puisque cet attribut est directement visé pour la récolte. Ainsi, **cette intégration permettrait de répondre rapidement avec une stratégie basée sur des connaissances scientifiques advenant des demandes de récupération accrue, que ce soit dû à des feux, à des grands chablis ou à une éventuelle épidémie d'insectes.**

RÉFÉRENCES

- AMERICAN ORNITHOLOGIST UNION. 2008. French name of North American birds. [En ligne]
URL: <http://www.aou.org/checklist/docs/birdlist48fr.pdf> (consulté le 21 avril 2008).
- ANGST, C. et R. VOLZ. A decision-support tool for managing storm-damaged forests. *For. Snow Lands. Res.* 77: 217-224.
- ARÉVALO, J.R., J. K. DECOSTER, S.D. MCALISTER et M.W. PALMER. 2000. Changes in two Minnesota forests during 14 years following catastrophic windthrow. *J. Veg. Sci.* 11: 833-840.
- BAKER, W.L., P.H. FLAHERTY, J.D. LINDEMANN, T.T. VEBLEN, K.S. EISENHART et D.W. KULAKOWSKI. 2002. Effect of vegetation on the impact of a severe blowdown in the southern Rocky Mountains, USA. *For. Ecol. Manage.* 168: 63-75.
- BERG, A., B. EHNSTRÖM, L. GUSTAFSSON, T. HALLINGBÄCK, M. JONSELL et J. WESLIEN. 1994. Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: distribution and habitat associations. *Conserv. Biol.* 8: 718-731.
- BERGERON, Y., D. CYR, C.R. DREVER, M. FLANNIGAN, S. GAUTHIER, D. KNEESHAW, È. LAUZON, A. LEDUC, H. LE GOFF, D. LESIEUR et K. LOGAN. 2006. Past, current and future fire frequency in Quebec's commercial forests: implications for ecosystem management. *Can. J. For. Res.* 36: 2737-2744.
- BERGERON, Y., S. GAUTHIER, M. FLANNIGAN et V. KAFKA. 2004. Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. *Ecology*, 85: 1916-1932.
- BERGERON, Y. et A. LEDUC. 1998. Relationships between change in fire frequency and mortality due to spruce budworm outbreak in the southeastern Canadian boreal forest. *J. Veg. Sci.* 9: 492-500.
- BLAKE, J.G. et W.G. HOPPES. 1986. Influence of resource abundance on use of tree-fall gaps by birds in an isolated woodlot. *The Auk* 103: 328-340.
- BONIN, J., J.-F. DESROCHES, M. OUELLET et A. LEDUC. 1999. Les forêts anciennes: refuges pour les salamandres. *Nat. can. Hiver* 1999: 13-18.
- BOOSE, E.R., K.E. CHAMBERLIN et D.R. FOSTER. 2001. Landscape and regional impacts of hurricanes in New England. *Ecol. Monogr.* 71: 27-48.
- BOOSE, E.R., D.R. FOSTER et M. FLUET. 1994. Hurricane impacts to tropical and temperate forest landscapes. *Ecol. Monogr.* 64: 369-400.
- BOUGET, C. 2005a. Short-term effect of windstorm disturbance on saproxylic beetles in broadleaved temperate forests - Part I: Do environmental changes induce a gap effect? *For. Ecol. Manage.* 216: 1-14.

- BOUGET, C. 2005b. Short-term effect of windstorm disturbance on saproxylic beetles in broadleaved temperate forests - Part II: Effects of gap size and gap isolation. *For. Ecol. Manage.* 216: 15-27.
- BOUGET, C. et P. DUELLI. 2004. The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review. *Biol. Conserv.* 118: 281-299.
- BULL, E.L., K.B. AUBRY et B.C. WALES. 2001. Effects of disturbance on forest carnivores of conservation concern in eastern Oregon and Washington. *Northwest Sci.* 75(Special issue): 180-184.
- BURRIS, J.M. et A.W. HANEY. 2005. Bird communities after blowdown in a late-successional Great Lakes spruce-fir forest. *Wilson Bull.* 117: 341-352.
- BURRIS, J.M. et A.W. HANEY. 2006. Bird communities before and after a catastrophic blowdown in a Great Lakes pine forest. *Bird Pop.* 7: 10-20.
- CANHAM, C.D. et O.L. LOUCKS. 1984. Catastrophic windthrow in the presettlement forests of Wisconsin. *Ecology* 65: 803-809.
- CANHAM, C.D., M.J. PAPAİK et E. LATTY. 2001. Interspecific variation in susceptibility to windthrow as a function of tree size and storm severity of northern temperate tree species. *Can. J. For. Res.* 31: 1-10.
- CASTELLI, J.P., B.B. CASPER, J.J. SULLIVAN et R.E. LATHAM. 1999. Early understory succession following catastrophic wind damage in a deciduous forest. *Can. J. For. Res.* 29: 1997-2002.
- CHABOT, M., Y. DUMONT et M. HUOT. 2007. Empreinte des principales perturbations dans le Québec méridional: portrait et utilité. Présentation d'affiche dans le cadre du 7^e Carrefour de la recherche forestière, 19-20 septembre 2007, Québec.
- CLINTON, B.D. et C.R. BAKER. 2000. Catastrophic windthrow in the southern Appalachians: characteristics of pits and mounds and initial vegetation response. *For. Ecol. Manage.* 126: 51-60.
- CONSTIBLE, J.M., P.T. GREGORY et B.R. ANHOLT. 2001. Patterns of distribution, relative abundance, and microhabitat use of anurans in a boreal landscape influence by fire and timber harvest. *Écoscience* 8: 462-470.
- COOPER-ELLIS, S., D.R. FOSTER, G. CARLTON et A. LEZBERG. 1999. Forest response to catastrophic wind: results from an experimental hurricane. *Ecology* 80: 2683-2696.
- DEGAYNER, E.J., M.G. KRAMER, J.G. DOERR et M.J. ROBERTSEN. 2005. Windstorm disturbance effects on forest structure and black bear dens in southeast Alaska. *Ecol. Appl.* 15: 1306-1316.
- DEMAYNADIER, P.G. et M.L. HUNTER Jr. 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environ. Rev.* 3: 230-261.

- DESROCHES, J.-F. et D. RODRIGUE. 2004. Amphibiens et reptiles du Québec et des Maritimes. Édition Michel Quintin, Waterloo, Québec, 288 p.
- DUELLI, P., M.K. OBRIST et B. WERMELINGER. 2002. Windthrow-induced changes on faunistic biodiversity in alpine spruce forests. *For. Snow Lands. Res.* 77: 117-131.
- DUNN, C.P., G.R. GUNTENSPERGEN et J.R. DORNEY. 1983. Catastrophic wind disturbance in an old-growth hemlock-hardwood forest, Wisconsin. *Can. J. Bot.* 61: 211-217.
- EDMAN, M., M. JÖNSSON et B.G. JONSSON. 2007. Fungi and wind strongly influence the temporal availability of logs in an old-growth spruce forest. *Ecol. Appl.* 17: 482-490.
- ELLIOTT, K.J., S.L. HITCHCHCOCK et L. KRUEGER. 2002. Vegetation response to large scale disturbance in a southern Appalachian forest: Hurricane Opal and salvage logging. *J. Torrey Bot. Soc.* 129: 48-59.
- ETCHEVERRY, P., J.-P. OUELLET et M. CRÊTE. 2005. Response of small mammals to clear-cutting and precommercial thinning in mixed forests of southeastern Quebec. *Can. J. For. Res.* 35: 2813-2822.
- EVANS, A.M., A.E. CAMP, M.L. TYRELL et C.C. RIELY. 2007. Biotic and abiotic influences on wind disturbance in forests of NW Pennsylvania, USA. *For. Ecol. Manage.* 245: 44-53.
- EVERHAM, E.M., III, et N.V.L. BROKAW. 1996. Forest damage and recovery from catastrophic wind. *Bot. Rev.* 62: 113-185.
- FACCIO, S.D. 2003. Effects of ice storm-created gaps on forest breeding bird communities in central Vermont. *For. Ecol. Manage.* 186: 133-145.
- FISCHER, A., M. LINDNER, C. ABS et P. LASCH. 2002. Vegetation dynamics in central european forest ecosystems (near-natural as well as managed) after storm events. *Folia Geobot.* 37: 17-32.
- FLEMING, R.A., A.A. HOPKIN et J.-N. CANDAU. 2000. Insect and disease disturbance regimes in Ontario's forests, p. 141-162. *In* A.H. Perera, D.L. Euler et I.D. Thompson, éd. *Ecology of a managed landscape: patterns and processes of forest landscape in Ontario*. UBC Press, Toronto, 336 p.
- FOSTER, D.R. 1988. Disturbance history, community organization and vegetation dynamics of the old-growth Pisgah Forest, south-western New Hampshire, U.S.A. *Ecology* 76: 105-134.
- FOSTER, D.R., D.H. KNIGHT et J.F. FRANKLIN. 1998. Landscape patterns and legacies resulting from large, infrequent forest disturbances. *Ecosystems* 1: 497-510.
- FRANKLIN, J.F., D.B. LINDENMAYER, J.A. MACMAHON, A. MCKEE, J. MAGNUSSON, D.A. PERRY, R. WAIDE et D.R. FOSTER. 2000. Threads of continuity: ecosystem disturbances, biological legacies and ecosystem recovery. *Conserv. Biol. Pract.* 1: 8-16.
- FRANKLIN, J.F., R.J. MITCHELL et B.J. PALIK. 2007. Natural disturbance and stand development principles for ecological forestry. USDA Forest Service. General Technical Report NRS-19. 44 p.

- FRELICH, L.E. et C.G. LORIMER. 1991. Natural disturbance regimes in hemlock-hardwood forests of the upper Great Lakes region. *Ecol. Monogr.* 61: 145-164.
- GAILLARD, J.-M., P. DUNCAN, D. DELORME, G. VAN LAERE, N. PETTORELLI, D. MAILLARD et G. RENAUD. 2003. Effects of hurricane Lothar on the population dynamics of European Roe deer. *J. Wild. Manage.* 67: 767-773.
- GANDHI, K.J.K., D.W. GILMORE, S.A. KATOVICH, W.J. MATTSON, J.R. SPENCE et S.J. SEYBOLD. 2007. Physical effects of weather events on the abundance and diversity of insects in North America. *Environ. Rev.* 15: 113-152.
- GARDINER, L.M. 1957. Deterioration of fire-killed Pine in Ontario and the causal wood-boring beetles. *Can. Entomol.* 89: 241-263.
- GARDINER, L.M. 1975. Insect attack and value loss in wind-damaged spruce and jack pine stands in northern Ontario. *Can. J. For. Res.* 5: 387-398.
- GAUTHIER, S., A. LEDUC, B. HARVEY, Y. BERGERON et P. DRAPEAU. Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique. *Nat. can.* 125: 10-17.
- GOLDBLUM, D. 1997. The effects of treefall gaps on understory vegetation in New York State. *J. Veg. Sci.* 8: 125-132.
- GRANSTRÖM, A. 2001. Fire management for biodiversity in the European boreal forest. *Scan. J. For. Res. Suppl.* 3: 62-69.
- GREENBERG, C.H. 2001. Response of reptile and amphibian communities to canopy gaps created by wind disturbance in the southern Appalachians. *For. Ecol. Manage.* 148: 135-144.
- GREENBERG, C.H. 2002. Response of white-footed mice (*Peromyscus leucopus*) to coarse woody debris and microsite use in the southern Appalachian treefall gaps. *For. Ecol. Manage.* 164: 57-66.
- GREENBERG, C.H. et J.D. LANHAM. 2001. Breeding bird assemblages of hurricane-created gaps and adjacent closed canopy forest in the southern Appalachians. *For. Ecol. Manage.* 154: 251-260.
- GROVE, S.J. 2002. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 33: 1-23.
- HANKS, L.M. 1999. Influence of the larval host plant on reproductive strategies of cerambycid beetles. *Ann. Rev. Entomol.* 44: 483-505.
- HARPER, K.A., Y. BERGERON, S. GAUTHIER et P. DRAPEAU. Post-fire development of canopy structure and composition in black spruce forests of Abitibi, Québec: A landscape scale study. *Silva Fenn.* 36: 249-263.
- HEATWOLE, H. 1962. Environmental factors influencing local distribution and activity of the salamander, *Plethodon cinereus*. *Ecology* 43: 460-472.

- HJEKMFELT, M.R. 2007. Microbursts and macrobursts: windstorms and blowdowns, p. 59-102. In E.A. Johnson et K. Miyanishi, éd. Plant disturbance ecology. Academic Press, Amsterdam.
- HOBSON, K.A. et J. SCHIECK. 1999. Changes in bird communities in boreal mixedwood forest: harvest and wildfire effects over 30 years. *Ecol. Appl.* 9: 849-863.
- HUNTER Jr, M.L. 1990. Wildlife, forests, and forestry: principles of managing forests for biological diversity. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J., É.-U.
- HUTTO, R.L. 1995. Composition of bird communities following stand-replacement fires in northern Rocky Mountains (U.S.A.) conifer forest. *Conserv. Biol.* 9: 1041-1058.
- ILISSON, T., M. METSLAID, F. VODDE, K. JOGISTE et M. KURM. 2006. Vascular plant response to windthrow severity in Norway spruce-dominated *Myrtillus* site type forests in Estonia. *Écoscience* 13: 193-202.
- IMBEAU, L., M. MONKKONEN et A. DESROCHERS. 2001. Long-term effects of forestry on birds of the eastern Canadian boreal forests: a comparison with Fennoscandinavia. *Conserv. Biol.* 15: 1151-1162.
- JENKINS, J. 1995. Note on the Adirondack blowdown of July 15th 1995. scientific background, observations, and policy issues. Summary report and position paper. Wildlife Conservation Society, New York.
- JONSELL, M., J. WESLIEN et B. EHNSTRÖM. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodivers. Conserv.* 7: 749-764.
- JONSSON, B.G. et P.-A. ESSEEN. 1998. Treefall disturbance maintains high bryophyte diversity in a boreal spruce forest. *J. Ecol.* 78: 924-936.
- KILGO, J.C., K.V. MILLER et W.P. SMITH. 1999. Effects of group-selection timber harvest in bottomland hardwoods on fall migrant birds. *J. Field Ornithol.* 70: 404-413.
- KNEESHAW, D., È. LAUZON, A. DE RÖMER, G. REYES, J. BELLES-ISLE, J. MESSIER et S. GAUTHIER. 2008. Appliquer les connaissances sur les régimes de perturbation naturelle pour développer une foresterie qui s'inspire de la nature dans le sud de la péninsule gaspésienne, p. 215-240. In S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt *et al.*, éd. Aménagement forestier écosystémique en forêt boréale. Les Presses de l'Université du Québec, Québec.
- KOPF, A. 2000. Untersuchungen zur Sukzession von Arthropodengesellschaften (insb. *Coleoptera*) auf Fichten – Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg [Research about succession in arthropod communities (namely *Coleoptera*) on spruce windthrow areas in Baden-Württemberg]. PhD Thesis. University of Ulm, Ulm-Söflingen, 159 p.
- KRUEGER, L.M. et C.J. PETERSON. 2006. Effects of White-tailed Deer on *Tsuga canadensis* regeneration: evidence of microsites as refugia for browsing. *American Midland Naturalist* 156: 353-362.
- KULAKOWSKI, D.W. et VEBLEN, T.T. 2002. Influences of fire history and topography on the pattern of a severe wind blowdown in a Colorado subalpine forest. *J. Ecol.* 90: 806-819.

- KUULUVAINEN, T. et J. PAULI 1998. Seedling establishment in relation to microhabitat variation in a windthrow gap in a boreal *Pinus sylvestris* forest. *J. Veg. Sci.* 9: 551-562.
- LEFORT, P. et A. LEDUC. 1998. Les perturbations forestières au Québec et leurs implications dans la conservation des écosystèmes forestiers exceptionnels. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier, Québec.
- LEHMANN, A., C. EAST et J. LAFLAMME. 1975. Les tornades au Québec: recherche à partir de chablis. *Rev. Géogr. Montréal* 19: 357-366.
- LINDEMANN, J.D. et W.L. BAKER. 2001. Attributes of blowdown patches from a severe wind event in the Southern Rocky Mountains, USA. *Lands. Ecol.* 16: 313-325.
- LINDENMAYER, D.B., D.R. FOSTER, J.F. FRANKLIN, M.L. HUNTER, R.F. NOSS, F.A. SCHMIEGELOW et D. PERRY. 2004. Salvage harvesting policies after natural disturbances. *Science* 303: 1303-1303.
- LINDENMAYER, D.B. et NOSS, R.F. 2006. Salvage logging, ecosystem processes and biodiversity conservation. *Conserv. Biol.* 20: 949-958.
- LOEB, S.C. 1999. Responses of small mammals to coarse woody debris in a southeastern pine forest. *J. Mammal.* 80: 460-471.
- LOHR, S.M., S.A. GAUTHREAUX et J.C. KILGO. 2002. Importance of coarse woody debris to avian communities in Loblolly pine forests. *Conserv. Biol.* 16: 767-777.
- LONG, Z.T., W.P. CARSON et C.J. PETERSON. 1998. Can disturbance create refugia from herbivores: an example with hemlock regeneration on treefall mounds? *J. Torrey Bot. Soc.* 125: 165-168.
- LORIMER, C.G. 1977. The presettlement forest and natural disturbance cycle of northeastern Maine. *Ecology* 58: 139-148.
- MARIE-VICTORIN, F. 1995. Flore laurentienne. 3^e édition. Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal, Qué.
- MARTIN, K., K.E.H. AITKEN et K.L. WIEBE. 2004. Nest sites and nest webs for cavity nesting communities in interior British Columbia, Canada: nest characteristics and niche partitioning. *The Condor* 106: 5-19.
- MARTIN, T.E. et J.R. KARR. 1986. Patch utilization by migrating birds: resource oriented? *Ornis Scan.* 17: 165-174.
- MCIVES, J.D. et L. STARR. (Dir.) 2000. Environmental effects of postfire logging: Literature review and annotated bibliography. USDA Forest Service, Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-486. 72 p.
- MCNAB, W.H., C.H. GREENBERG et E.C. BERG. 2004. Landscape distribution and characteristics of large hurricane-related canopy gaps in a southern Appalachian watershed. *For. Ecol. Manage.* 196: 435-447.

- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES. 2002. Rapport sur l'état des forêts québécoises 1995-1999. Direction de la planification et des communications, Québec. 272 p.
- MORISSETTE, J.L., T.P. COBB, R.M. BRIGHAM et P.C. JAMES. 2002. The response of boreal forest songbird communities to fire and post-fire harvesting. *Can. J. For. Res.* 32: 2169-2183.
- MOSER, W.K., M.H. HANSEN, M.D. NELSON, S.J. CROCKER, C.H. PERRY, B. SCHULZ, C.W. WOODALL, L.M. NAGEL et M.E. MIELKE. 2007. After the blowdown: A resource assessment of the Boundary Waters Canoe Area Wilderness, 1999-2003. USDA General Technical Report NRS-7.
- MOSER, B., M. SCHÜTZ et K.E. HINDENLANG. 2008. Resource selection by roe deer: Are windthrow gaps attractive feeding places? *For. Ecol. Manage.* 255: 1179-1185.
- MRN. 1985. Insectes et des arbres : bilan annuel. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la conservation des forêts, Québec.
- MRN. 1995. Insectes et des arbres : bilan annuel. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la conservation des forêts, Québec.
- MRNF. 2007. Insectes, maladies et feux dans les forêts québécoises en 2006. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec.
- MUONA, J. et I. RUTANEN. 1994. The short-term impact of fire on the beetle fauna in boreal coniferous forest. *Ann. Zool. Fenn.* 31: 109-121.
- NAPPI, A., S. DÉRY, J.-P. JETTÉ, F. BUJOLD, P. BEAUPRÉ, I. BERGERON, S. BRAIS, M. CHABOT, P. DRAPEAU, M.-C. DUMONT, J. DUVAL, S. GAUTHIER, J. PELLETIER et P. PETITCLERC. 2007. Stratégie pour une approche écosystémique lors de la récupération des bois brûlés - Document exploratoire. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec.
- NOLET, P., S. SOUGAVINSKI et F. DOYON. 1999. Caractérisation du régime des perturbations naturelles de la Réserve faunique Papineau-Labelle. Industries James McLaren et Forêt Québec. 53 p.
- OMNR. 2001. Forest management guide for natural disturbance pattern emulation. Version 3.1. Ontario Ministry of Natural Resources, Queen's printer for Ontario, Toronto, 40 p.
- PALMER, M.W., S.D. MCALISTER, J.R. ARÉVALO et J.K. DECOSTER. 2000. Changes in the understory during 14 years following catastrophic windthrow in two Minnesota forests. *J. Veg. Sci.* 11: 841-854.
- PAULI, J.N., B.E. BEDROSIAN et N. OSTERBERG. 2006. Effects of blowdown on small mammal populations. *American Midland Naturalist* 156: 151-162.
- PAYER, D.C. et D.J. HARRISON. 2000. Structural differences between forests regenerating following spruce budworm defoliation and clear-cut harvesting: implications for marten. *Can. J. For. Res.* 30: 1965-1972.

- PAYER, D.C. et D.J. HARRISON. 2000. Influence of forest structure on habitat use by American marten in an industrial forest. *For. Ecol. Manage.* 179: 145-156.
- PETERSON, C.J. 2000b. Catastrophic wind damage to North American forests and the potential impact of climate change. *Sci. Total Environ.* 262: 287-311.
- PETERSON, C.J. 2000a. Damage and recovery of tree species after two different tornadoes in the same old growth forest: a comparison of infrequent wind disturbances. *For. Ecol. Manage.* 135: 237-252.
- PETERSON, C.J. 2004. Within-stand variation in windthrow in southern boreal forests of Minnesota: Is it predictable? *Can. J. For. Res.* 34: 365-375.
- PETERSON, C.J. 2007. Consistent influence of tree diameter and species on damage in nine eastern North America tornado blowdowns. *For. Ecol. Manage.* 250: 96-108.
- PETERSON, C.J. et J.E. CAMPBELL. 1993. Microsite differences and temporal change in plant communities of treefall pits and mounds in an old-growth forest. *Bull. Torrey Bot. Club* 120: 451-460.
- PETERSON, C.J., W.P. CARSON, B.C. MCCARTHY et S.T.A. PICKETT. 1990. Microsite variation and soil dynamics within newly created treefall pits and mounds. *Oikos* 58: 39-46.
- PETERSON, C.J. et S.T.A. PICKETT. 1990. Microsite and elevation influences on early forest regeneration after catastrophic windthrow. *J. Veg. Sci.* 1: 657-662.
- PETERSON, C.J. et S.T.A. PICKETT. 1995. Forest reorganization: A case study in an old-growth forest catastrophic windthrow. *Ecology* 76: 763-774.
- PRESCOTT, J. et P. RICHARD. 1996. Mammifères du Québec et de l'est du Canada. Éditions Michel Quintin, Waterloo, Québec.
- POWELL, R.A. et W.S. BROOKS. 1981. Small mammal changes in populations following tornado blowdown in northern mixed forest. *J. Mammal.* 62: 397-400.
- RAPHAEL, M.G. et M. WHITE. 1984. Use of snag by cavity-nesting birds in the Sierra Nevada. *Wild. Monogr.* 86: 1-66.
- REYES, G., D. KNEESHAW, L. DE GRANDPRÉ et A. LEDUC. (En préparation). Comparing natural regeneration abundance and diversity after disturbances of different size and severity.
- RICH, R.L., L.E. FRELICH et P.B. REICH. 2007. Wind-throw mortality in the southern boreal forest: effects of species, diameter and stand age. *J. Ecol.* 95: 1261-1273.
- RUEL, J.-C. 2000. Factors influencing windthrow in balsam fir forests: from landscape studies to individual tree studies. *For. Ecol. Manage.* 135: 169-178.
- RUEL, J.-C. et R. BENOIT. 1999. Analyse du chablis du 7 novembre 1994 dans les régions de Charlevoix et de la Gaspésie, Québec, Canada. *For. Chron.* 115: 293-301.

- RUEL, J.-C., D. LOUSTEAU et M. PINEAU. 1988. Relations entre la microtopographie, les caractéristiques de la couverture morte et la répartition des essences dans une érablière à bouleau jaune. *Can. J. For. Res.* 18: 1196-1202.
- RUEL, J.-C. et M. PINEAU. 2002. Windthrow as an important process for white spruce regeneration. *For. Chron.* 78: 732-738.
- RUMBAITIS DEL RIO, C. 2006. Changes in understory composition following catastrophic windthrow and salvage logging in a subalpine forest ecosystem. *Can. J. For. Res.* 36: 2943-2954.
- SAĎ, S. et S. SERVANTY. 2005. The influence of landscape structure on female roe deer home-range size. *Lands. Ecol.* 20: 1003-1012.
- SAINT-GERMAIN, M., P. DRAPEAU et C.M. BUDDLE. 2007. Persistence of pyrophilous insects in fire-driven boreal forests: population dynamics in burned and unburned habitats. *Diversity and Distribution*: doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00452.x.
- SAINT-GERMAIN, M., P. DRAPEAU et C. HÉBERT. 2004a. Comparison of Coleoptera assemblages from a recently burned and unburned black spruce forests of northeastern North America. *Biol. Conserv.* 118: 583-592.
- SAINT-GERMAIN, M., P. DRAPEAU et C. HÉBERT. 2004b. Xylophagous insect species composition and patterns of substratum use on fire-killed black spruce in central Quebec. *Can. J. For. Res.* 34: 677-685.
- SAINT-GERMAIN, M., P. DRAPEAU et C. HÉBERT. 2004c. Landscape-scale habitat selection patterns of *Monochamus scutellatus* (Say) (Coleoptera: Cerambycidae) in a recently burned black-spruce forest. *Environ. Entomol.* 33: 1703-1710.
- SCHAETZL, R.J., S.F. BURNS, D.L. JOHNSON et T.W. SMALL. 1989. Tree uprooting: review of impacts on forest ecology. *Vegetatio* 79: 165-176.
- SCHULTE, L.A. et D.J. MLADENOFF. 2005. Severe wind and fire regimes in northern forests: historical variability at the regional scale. *Ecology* 86: 431-445.
- SCHULTE, L.A. et G.J. NIEMI. 1998. Bird communities of early-successional burned and logged forest. *J. Wild. Manage.* 62: 1418-1429.
- SEISCHAB, F.K. et D. ORWIG. 1991. Catastrophic disturbances in the presettlement forests of western New York. *Bull. Torrey Bot. Club* 118: 117-122.
- SIITONEN, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian forests as an example. *Ecol. Bull.* 49: 11-41.
- SIMILÄ, M., J. KOUKI et P. MARTIKAINEN. 2003. Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters. *For. Ecol. Manage.* 174: 365-381.
- SCHMIEGELOW, F.A., D.P. STEPNIISKY, C.A. STAMBAUGH et M. KOIVULA. 2006. Reconciling salvage logging of boreal forests with a natural-disturbance management model. *Conserv. Biol.* 20: 971-983.

- THOMPSON, I.D. 2000. Forest vegetation of Ontario: factors influencing landscape change, p. 30-53. *In* A.H. Perera, D.L. Euler et I.D. Thompson, éd. Ecology of a managed landscape: patterns and processes of forest landscape in Ontario. A.H. UBC Press, Toronto. 336 p.
- ULANOVA, N.G. 2000. The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *For. Ecol. Manage.* 135: 155-167.
- VAILLANCOURT, M.-A., L. DE GRANDPRÉ, S. GAUTHIER, A. LEDUC, Y. CLAVEAU, D. KNEESHAW et Y. BERGERON. 2008. Comment les perturbations naturelles peuvent constituer un guide à l'aménagement écosystémique, p. 41-60. *In* S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt *et al.*, éd. Aménagement forestier écosystémique en forêt boréale. Les Presses de l'Université du Québec, Québec.
- VAILLANCOURT, P. 1998. Étude climatologique du temps violent estival (1981-1997). Environnement Canada, région du Québec. 38 p.
- VAN HORNE, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *J. Wild. Manage.* 47: 893-901.
- VEBLEN, T.T., K.S. HADLEY, M.S. REID et A.J. REBERTUS. 1989. Blowdown and stand development in a Colorado subalpine forest. *Can. J. For. Res.* 19: 1218-1225.
- WEBB, S.L. 1988. Windstorm damage and microsite colonization in two Minnesota forests. *Can. J. For. Res.* 18: 1186-1195.
- WEBB, S.L. 1989. Contrasting windstorm consequences in two forests, Itasca State Park, Minnesota. *Ecology* 70: 1167-1180.
- WEBB, S.L. 1999. Disturbance by wind in temperate-zone forests, p. 187-222. *In* L.R. Walker, éd. Ecosystems of the world: Ecosystems of disturbed ground. Elsevier, Amsterdam, 868 p.
- WERMELINGER, B., P. DUELLI et M.K. OBRIST. 2002. Dynamics of saproxylic beetles (*Coleoptera*) in windthrow areas in alpine spruce forests. *For. Snow Lands. Res.* 77: 133-148.
- White, P.S. et S.T.A. Pickett. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: An introduction, p. 3-13. *In* S.T.A. Pickett et P.S. White, éd. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando, 472 p.
- WHITNEY, G.G. 1986. Relation of Michigan's presettlement pine forests to substrate and disturbance history. *Ecology* 67: 1458-1559.
- WIDMER, O., S. SAÏD, J. MIROIR, P. DUNCAN, J.-M. GAILLARD et F. KLEIN. 2004. The effects of hurricane Lothar on habitat use of roe deer. *For. Ecol. Manage.* 195: 237-242.
- WOODALL, C.W. et L.M. NAGEL. 2007. Downed woody fuel loading dynamics of a large-scale blowdown in northern Minnesota, U.S.A. *For. Ecol. Manage.* 247: 194-199.
- ZHANG, Q., K.S. PREGITZER et D.D. REED. 1999. Catastrophic disturbance in the presettlement forests of the Upper Peninsula of Michigan. *Can. J. For. Res.* 29: 106-114.

ANNEXE

Annexe 1

Volumes de bois récupérés dans les chablis pour la période 1995-2007

Année	Volume estimé (m³)¹
1995/96	583 600
1996/97	955 900
1997/98	1 002 900
1998/99	421 400
1999/00	126 500
2000/01	211 100
2001/02	87 300
2002/03	468 700
2003/04	502 800
2004/05	262 400
2005/06	94 960
2006/07	4 000 000

¹Pour 2006/2007, le volume indiqué inclut les bois de la Côte-Nord