Évaluation de la santé des forêts du sud de l'Ontario à l'aide du taux de mortalité des arbres

Brent H. Parker[1] et Brian Craig[2]
[1]auteur-ressource : 62, deuxième Avenue, bureau 2, Ottawa (Ontario), Canada, K1S 2H5, téléphone : (613) 233-0543, courriel : bparker@thegreenpages.ca; [2]Bureau de coordination de la surveillance écologique, Environnement Canada, Centre canadien des eaux intérieures, 867 chemin Lakeshore, Burlington (Ontario), L7R 4A6, téléphone : (905) 336-4431, courriel : brian.craig@ec.gc.ca,

Résumé

La santé et le dépérissement des forêts d'Amérique du Nord continuent de susciter des inquiétudes (Ayers *et al.*, 1998). Le dépérissement des forêts dû à la pollution a été documenté dans au moins 25 États de l'est des États-Unis (Loucks, 1998a). On a observé un semblable dépérissement dans les forêts de l'est du Canada; l'accumulation et l'analyse des données de base sur les forêts offrent d'excellentes possibilités de synthèse (Brydges *et al*., 2002). La mortalité des arbres est un processus essentiel, mais mal compris, de la dynamique des forêts (Franklin *et al.*, 1987) qu'il faut documenter si nous voulons comprendre les effets des agressions environnementales sur nos forêts (McCune *et al.*, 1988). Récemment, des données sur la mort des arbres ont servi de mesure pour déterminer les tendances à long terme de la santé des forêts à l'échelle locale, régionale et sous-continentale (Loucks, 1998a). Les données théoriques et pratiques montrent que, dans les forêts de feuillus en santé (peuplements mûrs et anciens), la mortalité annuelle des arbres, exprimée en perte de surface terrière, varie de 0,2 à 0,8 % et que des changements faibles, mais soutenus, de la mortalité risquent d'occasionner des modifications importantes de la structure et de la composition des forêts au fil du temps (Loucks, 1995;1998b; McCune *et al.*, 1988; Pedersen et McCune, 1990; 2002).

Les données sur les forêts du sud de l'Ontario proviennent des parcelles de surveillance de la végétation terrestre du Réseau d'évaluation et de surveillance écologiques (RESE) des réserves mondiales de la biosphère de l'escarpement du Niagara (RBEN) et de Long Point (RMBLP), du programme de croissance et de rendement du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (MRNO), du Dispositif national d'alerte rapide pour les pluies acides (DNARPA) du Service canadien des forêts (SCF) et du Projet des érables de l'Amérique du Nord (PEAN). Le taux de mortalité des arbres fondé sur la masse a été utilisé pour établir les taux de mortalité des arbres dans différents types de forêts, déterminer le taux de renouvellement et évaluer si les forêts régionales subissaient un dépérissement important.

Bien que les forêts du sud de l'Ontario soient soumises à un large éventail de perturbateurs naturels (un déficit d'humidité du sol, des conditions météorologiques exceptionnelles, des insectes et des maladies) et anthropiques, y compris la fragmentation, la récolte passée du bois d'œuvre et de chauffage, des charges élevées d'ozone troposphérique et, dans certains cas, le dépassement des objectifs de dépôts acides, elles continuent dans l'ensemble à faire preuve d'une grande résilience. Notre

évaluation s'accorde avec d'autres recherches qui indiquent que les forêts du sud de l'Ontario sont généralement en bonne santé (Bowers et Hopkin, 1997; Lachance *et al.*, 1995; McLaughlin *et al.*, 2000). Des données d'ensemble provenant de régimes environnementaux et polluants divergents présentent des taux de perte de surface terrière étonnamment semblables, qui s'inscrivent à l'intérieur ou près de la fourchette de 0,2 à 0,8 %, dont on peut s'attendre de conditions naturelles causées par les ravageurs et l'éclaircie des peuplements. Les divergences de taux de mortalité observés dans certains des sites analysés sont associées à des questions d'échelle d'échantillonnage, au type de forêt, à l'âge des peuplements et à la gestion. Il faut surveiller de près les sites qui semblent présenter un taux de mortalité actuel supérieur à la moyenne à long terme des peuplements forestiers existants.

Bien que les taux les plus élevés de dépôts de soufre et d'azote se retrouvent dans le sud-ouest de l'Ontario, il est possible que le dépérissement ne se traduise pas par la mortalité des arbres dans les forêts du sud de l'Ontario, en raison du grand pouvoir tampon du calcaire et de la dolomie sous-jacents (Arp *et al.*, 1996). C'est pourquoi il faut adopter une approche de surveillance globale pour rendre compte de l'éventail de processus écosystémiques qui ont une incidence sur les forêts (de la croissance annuelle à court terme des arbres au lent processus d'acidification des sols, qui s'étend parfois sur des décennies). Les éléments probants qui relient le dépérissement des conditions du sol à la réduction de la croissance et de la résilience des forêts face aux agresseurs naturels (Likens *et al.*, 1994; Ouimet *et al.*, 2001; Ryan *et al*., 1994; Watmough, 2002) illustrent l'importance d'élaborer un programme normalisé de surveillance de la croissance et de la mortalité des arbres. Il faut absolument poursuivre la recherche et la surveillance, regroupées dans un modèle systémique de la façon dont les forêts conservent leur résilience, pour assurer le suivi de la santé des forêts, évaluer l'efficacité des objectifs actuels en matière de charge critique de polluants et assurer la préservation de la santé des forêts.

Introduction : le dépérissement des forêts en Amérique du Nord

Aux yeux des Canadiens, les forêts revêtent une importance cruciale à cause de leur valeur écologique, sociale et économique. Une forêt en santé, c'est une forêt qui, au fil du temps, conserve ses fonctions écosystémiques et sa capacité à se rétablir après avoir été perturbée, même en présence de conditions environnementales changeantes. Par contre, une forêt en dépérissement subit une détérioration soutenue qui l'éloigne de cet état et, au bout du compte, entraîne la mortalité des arbres. Depuis quelques années, on s'inquiète du dépérissement des forêts dû à la pollution, observé dans au moins 25 États de l'est des États-Unis et à plusieurs endroits dans l'est du Canada. Dans plusieurs sites de surveillance des É.-U., la mortalité des arbres a doublé ou triplé par rapport aux taux historiques (McCune *et al.*, 1988; Loucks 1998b). Divers agents stressants biotiques et abiotiques, y compris le déficit d'humidité du sol, les conditions météorologiques exceptionnelles, les insectes défoliants et les maladies des racines, affectent la santé des forêts (Horsley *et al.*, 2002). Malgré la complexité des tendances et des causes de la mortalité des arbres, on associe le dépérissement des forêts à la pollution, combinée à des phénomènes naturels tels que la sécheresse, les cycles de gel et de dégel et la défoliation par les insectes (Brydges *et al.*, 2002; Hall *et al.*, 1996).

Parmi les principaux polluants qui affectent la santé des forêts, mentionnons les dépôts de soufre et d'azote et l'ozone troposphérique (Service canadien des forêts, 1999). Ces polluants affectent les forêts de plusieurs façons, notamment en réduisant le taux de croissance des arbres; en réduisant la productivité des forêts; en lessivant d'importants nutriments, comme le calcium et le magnésium, des sols forestiers; et en augmentant la sensibilité des arbres au gel (Service canadien des forêts, 1999; Likens *et al*., 1996; Morrison *et al.*, 1992). Dans une étude récente sur la santé et le dépérissement des forêts, Brydges *et al.* (2002) documentent les mécanismes par lesquels les précipitations acides et d'autres polluants atmosphériques endommagent les forêts; ils en concluent que les polluants aggravent probablement le stress subi par les arbres, ce qui augmente leur vulnérabilité face aux insectes, aux maladies, aux soubresauts climatiques et aux déficits de nutriments.

Au Canada, on estime que de 10 à 15 % des forêts les plus productives reposent sur des sols pauvres en nutriments par suite de décennies de précipitations acides et que ces mêmes forêts pourraient aujourd'hui être exposées à des niveaux nocifs de pollution atmosphérique (Brydges *et al.*, 2002). En Ontario, 40 millions d'hectares de forêts, principalement dans le bouclier boréal et les plaines à forêts mixtes, reçoivent des dépôts de soufre et d'azote supérieurs à la charge critique (Watmough *et al.*, 2004). L'effet cumulatif des dépôts acides et des conditions climatiques difficiles (p. ex. le gel ou la sécheresse) ou des dommages causés par les insectes ou les maladies a contribué au dépérissement de forêts de certaines régions de l'Ontario et du Québec (Bowers et Hopkin, 1997; Brydges *et al.*, 2002). Ces préoccupations ont poussé le Bureau de coordination de la surveillance écologique (BCSE) d'Environnement Canada à entreprendre un projet de recherche sur le taux de mortalité des arbres dans le sud de l'Ontario.

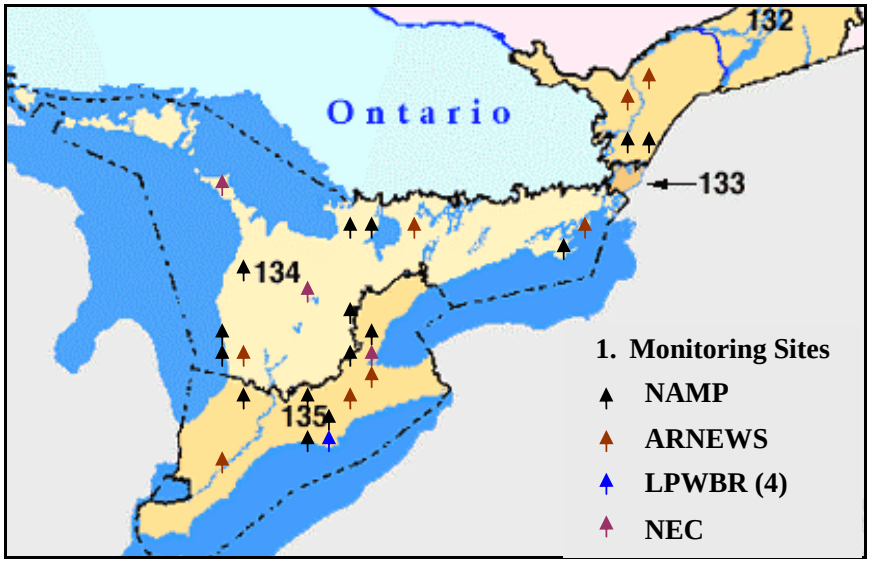
L'évaluation de la santé dans le sud de l'Ontario : aperçu du projet

Le projet d'étude porte sur l'écozone des plaines à forêts mixtes (PFM) du sud de l'Ontario, une zone qui comprend la vallée des Grands lacs inférieurs et du fleuve Saint-Laurent (3,7 millions d'hectares de forêts) et dont le sous-sol est constitué d'un substratum paléozoïque riche en carbonate (figure 1). Cette région présente un intérêt particulier du fait que les dépôts de polluants y sont plus abondants que dans les autres écozones du Canada (Miller *et al.*, 1990) en raison de la pollution provenant du Midwest américain et du fort taux d'urbanisation. Plusieurs grands centres urbains des PFM sont aussi des sources de pollution atmosphérique (Environnement Canada, 1996). Les dépôts de sulfates, en hausse depuis 1984, atteignent aujourd'hui de 21 à 38 kg/ha/an (Service canadien des forêts, 1999). Les taux de dépôt d'azote, toujours élevés, varient actuellement de 16 à 25 kg/ha/an (Service canadien des forêts, 1999). Dans les PFM, la concentration d'ozone troposphérique, plus importante que partout ailleurs au Canada, atteint des niveaux suffisamment élevés et durables pour infliger des dommages à court terme à certaines espèces végétales vulnérables (Pearson et Percy, 1997). Dans de grands secteurs de l'Ontario et du Québec qui subissent actuellement des taux de dépôt acide supérieurs au pouvoir tampon des sols, on prévoit que les peuplements forestiers connaîtront un dépérissement de 30 à 40 % (Service canadien des forêts, 1999). Ces

prévisions d'appauvrissement des forêts dû à la pollution soulève une série de questions pour les chercheurs, comme par exemple :

- Quels sont les taux actuels de mortalité des arbres dans les forêts du sud de l'Ontario?
- Les changements des conditions forestières dépassent-ils ceux qu'on peut attribuer aux tendances normales et à la variabilité naturelle?
- Peut-on déceler des tendances dans les conditions forestières (p. ex. gain ou perte de surface terrière)? Si oui, lesquelles et quelle est leur relation avec l'exposition aux polluants?

Figure 1 : Zone d'étude et emplacement des parcelles de surveillance des forêts évaluées



Monitoring Sites = Parcelles de surveillance
NAMP = PEAN
ARNEWS = DNARPA
LPWBR = RMBLP
NEC = CEN

Comment [CC1]: Niagara Escarpment Commission?

Pour préserver la santé de nos forêts, il nous faut voir celles-ci comme des systèmes dynamiques et surveiller la réaction de ces écosystèmes aux changements. Pour ancrer l'élaboration d'un programme de surveillance à long terme permettant le suivi de la santé des forêts, la première étape consiste à répondre aux questions de recherche posées ci-dessus.

Grâce aux données forestières disponibles, nous avons pu déterminer les taux actuels de perte de surface terrière. La deuxième question s'avère cependant plus compliquée. En effet, les données sur la mortalité des arbres ne portent que sur de courtes périodes des 10 à 20 dernières années, tandis que les effets des précipitations acides pourraient bien avoir commencé dans les années 1950 (Cogbill et Likens, 1974). Idéalement, il nous faudrait comparer les taux actuels de perte de surface terrière dans les forêts du sud de l'Ontario aux taux historiques antérieurs à la pollution, dont les effets s'ajoutent aux facteurs naturels. Ainsi, nous pourrions établir un niveau de référence de la mortalité des arbres avant l'apparition des effets de la pollution, comparer les taux antérieurs et postérieurs aux années 1950, décrire l'ampleur des changements éventuels des processus forestiers et déterminer s'il y a lieu de s'inquiéter. À défaut de telles données, nous avons fondé notre analyse sur la théorie et les données historiques associées provenant de l'est des É.-U., où la flore s'apparente à celle de la région à l'étude. Ainsi, nous tenons pour acquis que la mortalité varie normalement de 0,2 à 0,8 % de la surface terrière totale (Loucks, 1995; 1998b; McCune *et al.*, 1988; Pedersen et McCune, 1990; 2002). En dix ans, on peut donc s'attendre à un taux de renouvellement de 2 à 8 %, tandis qu'en cent ans, ce taux atteindrait de 20 à 80 % de la forêt. Un simple doublement du taux de mortalité (de 0,4 à 1,6 %) entraînerait d'importantes modifications de la succession forestière quant au taux de renouvellement, à la composition, à la biodiversité, à la répartition des classes d'âge et à la structure des peuplements, et notamment une transformation du sous-étage, des ouvertures excessivement grandes dans le couvert forestier et l'accumulation de débris ligneux grossiers (Loucks, 1995; 1998a). De telles augmentations du taux de mortalité des arbres ont été constatées dans les années 1970 et 1980 dans les forêts de feuillus d'une grande partie de l'est de l'Amérique du Nord (dans les États du Tennessee, du Wisconsin, de l'Illinois, de l'Indiana, du Kentucky et de l'Ohio) et associées à des perturbations anthropiques dont les effets se font toujours sentir dans ces forêts (Loucks, 1998b).

Bien qu'il soit important de déterminer si on peut associer certaines tendances reconnaissables des conditions forestières à des perturbateurs naturels et à l'exposition aux polluants, notre étude initiale ne s'y attardera pas. Des recherches récentes ont établi un lien entre les schémas de dépérissement des forêts de l'Ontario et le dépassement de la charge critique de polluants (Watmough *et al.*, 2004). Le cas échéant, nous y ferons référence pour étayer notre analyse de la perte de surface terrière et orienter les recherches futures.

À la lumière des limites établies ci-dessus, la présente recherche visait principalement à compiler et à analyser les sources de données disponibles afin de déterminer les taux actuels de mortalité des arbres par rapport à la surface terrière et à élaborer une base de référence actuelle qui permettra de mesurer les changements dans l'avenir.

Pourquoi employer le taux de mortalité des arbres basé sur la masse?

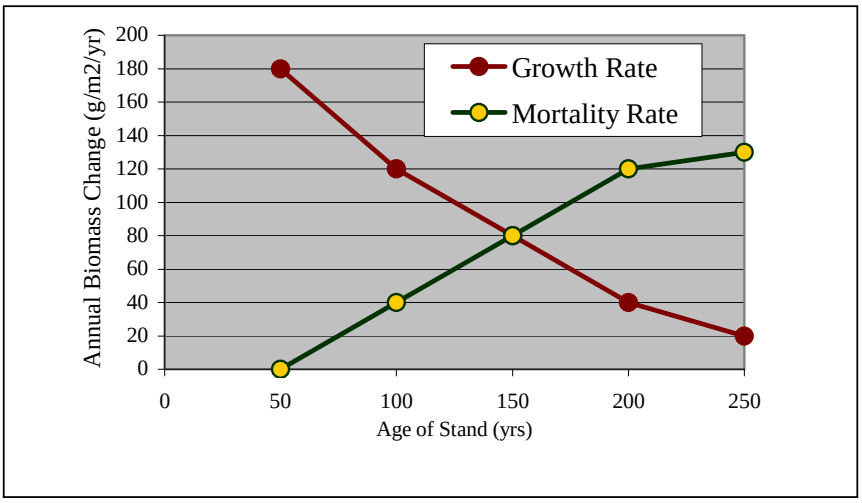
La mortalité des arbres est un processus essentiel, mais mal compris, de la dynamique des forêts (Franklin *et al.*, 1987) qu'il faut documenter si nous voulons comprendre les effets des agressions environnementales sur nos forêts (McCune *et al.*, 1988). Récemment, des données sur la mort des arbres ont servi de mesure pour déterminer les tendances à long

terme de la santé des forêts à l'échelle locale, régionale et sous-continentale (Loucks, 1998a). Des chercheurs ont démontré que dans l'ensemble, la croissance des forêts est relativement constante à long terme. Peet et Christensen (1987) ont aussi démontré que la mortalité est relativement constante dans les peuplements mûrs. La quantité de biomasse perdue par suite de la mortalité augmente continuellement jusqu'à ce qu'elle s'approche de l'accroissement annuel total de la biomasse, puis demeure pratiquement stable durant de longues périodes (figure 2). Le taux de mortalité (%), exprimé sous forme d'accroissement annuel de la mortalité de la biomasse sur pied par rapport au total de la biomasse sur pied, devrait donc demeurer relativement stable dans les forêts en santé mûres (100 ans et plus) et anciennes (biomasse stable ou décroissante).

L'équilibre dynamique de la biomasse résulte de la constance de la probabilité de mort des arbres malgré le vieillissement des forêts (Harcombe, 1987). Bien que le nombre d'arbres qui meurent chaque année baisse, les arbres des classes d'âge les plus élevées qui meurent sont relativement grands et l'effet de leur mort sur la biomasse total est considérable. On estime que les peuplements mûrs et semi-mûrs devraient avoir des taux de perte de surface terrière inférieurs à ceux des peuplements anciens. En effet, à cette étape de succession, un grand nombre de tiges meurent, mais ces tiges sont en moyenne plus petites qu'aux étapes ultérieures et la perte de surface terrière est compensée par la croissance vigoureuse de la cohorte concurrente. La mortalité des arbres par rapport à la surface terrière (perte de surface terrière /hectare/année) est une méthode substitutive efficace pour mesurer les changements de la biomasse et la répartition et la rétention de l'énergie par les forêts.

Figure 2 : Changement annuel de la biomasse, croissance et taux de mortalité périodiques

(IBP Woodlands Dataset 1964-1974; d'après Gardner et Mankin, 1981)



Annual Biomass Change (g/m^2/yr)= Changement annuel de la biomasse (g/m^2/an)
Growth Rate = Taux de croissance
Mortality Rate = Taux de mortalité

Age of Stand (yrs) = Âge du peuplement (années)

Calcul de la mortalité des arbres par rapport à la surface terrière
La collecte continue de données forestières et la mise à jour périodique de l'inventaire des parcelles de surveillance des forêts établies dans certaines régions de l'Ontario nous a permis de faire des comparaisons et une évaluation temporelles des changements de la mortalité des arbres. Les données sur les forêts sont tirées des parcelles de surveillance de la végétation terrestre du RESE dans les réserves mondiales de la biosphère de l'escarpement du Niagara et de Long Point, des parcelles du programme de croissance et de rendement du MRNO et des sites du SCF, du DNARPA et du PEAN. Nous avons également entrepris un partage de données avec le ministère de l'Environnement de l'Ontario. Grâce à des partenariats établis avec diverses organisations qui recueillent des données forestières, nous avons obtenu un solide ensemble de données provenant de 87 parcelles réparties dans l'écozone des PFM. Ces données s'échelonnent de 1985 à 2004, bien qu'aucune série de données ne porte sur une période de plus de 15 ans. Pour de plus amples renseignements sur les méthodes de cueillette de données, veuillez consulter les manuels des différents organismes (D'Eon *et al.*, 1994; Hayden *et al.*, 1995; PEAN, 1998; Roberts-Pichette et Gillespie, 1999).

Pour l'analyse des données, nous avons suivi la méthodologie de Loucks (1995). Nous avons utilisé les taux de perte de surface terrière pour déterminer si les forêts régionales subissaient en dépérissement significatif. La surface terrière d'un arbre désigne la superficie de la section transversale du tronc à une hauteur définie, soit à 1,3 m du sol. La mortalité par rapport à la surface terrière, ou la surface terrière perdue/hectare/année, est calculée suivant la méthode en cinq étapes suivante :

Taux de mortalité par rapport à la surface terrière

1. Calculer la surface terrière totale (m^2) des tiges vivantes par unité de superficie (ha) pour chaque année d'échantillonnage.
2. Calculer l'accroissement de la surface terrière durant la période entre les échantillonnages.
   P. ex. : accroissement annuel de 2000 à 2003 = surface terrière de 2003 – surface terrière de 2000/3 ans.
3. Calculer l'accroissement de la mortalité (surface terrière) durant la même période entre les échantillonnages.
   P. ex. : accroissement de la mortalité annuelle de 2000 à 2003 = surface terrière des arbres vivants en 2000 et trouvés morts en 2003/3 ans.
4. Calculer le taux de croissance total durant la même période.
   P. ex. : taux de croissance total de 2000 à 2003 = accroissement de la surface terrière + accroissement de la mortalité.
5. Calculer le taux de mortalité par rapport à la surface terrière (%) de chaque période.
   P. ex. : taux de mortalité par rapport à la surface terrière de 2000 à 2003 = accroissement de la mortalité de 2000 à 2003/moyenne des surfaces terrières totales de 2000 et de 2003

Pour simplifier les résultats, il est préférable d'utiliser une période annuelle pour faire les

calculs. On peut aussi délimiter le taux de mortalité par espèce ou par classe de taille (dhp). Nous avons créé un tableur Excel® qui a servi à saisir et à analyser toutes les données. Nous avons calculé le taux de perte de surface terrière à partir de chaque mise à jour périodique de chaque ensemble de données, puis comparé les résultats à la fourchette (de 0,2 à 0,8 % de la surface terrière totale) suggérée par Loucks (1995; 1998b). À plusieurs égards, les données forestières sur lesquelles est basée la fourchette de taux de mortalité de référence diffèrent fortement des données forestières disponibles en Ontario.

Limites des données et comparaisons

- Bien que les ensemble de données sur les forêts provenant des É.-U. et du Canada soient tirées de forêts de feuillus parfois différentes quant aux espèces qui les composent, les études indiquent que les taux de mortalité associés aux régions ou aux périodes peu polluées se situent souvent dans la fourchette de 0,2 à 0,8 % dans divers types de forêts. Signalons toutefois que la composition des espèces d'arbres et les sols sous-jacents varient considérablement entre les données américaines et ontariennes (grès aux É.-U., contre calcaire et dolomie dans le sud de l'Ontario) et que cette différence pourrait influencer les taux de mortalité naturelle de référence.
- Dans la plupart des cas, les sites ontariens ne sont pas arrivés à maturité et accumulent toujours de la biomasse. Si on compare l'indice de mortalité de jeunes peuplements à celui de peuplements mûrs ou vieux, il faut tenir compte du fait que le niveau inférieur de biomasse totale en cours d'accumulation tend à abaisser la mesure de perte de surface terrière. Dans les peuplements jeunes, il y a lieu de s'inquiéter d'un taux de mortalité élevé. Malheureusement, il n'existe aucune donnée sur l'âge absolu des arbres qu'on pourrait mettre en corrélation avec l'accroissement ou la réduction de la surface terrière.
- C'est seulement en calculant la mortalité par rapport à la surface terrière sur une période relativement longue dans un peuplement mûr qu'on arrive à observer un certain équilibre. La plus longue période couverte par un ensemble de données en Ontario est de 15 ans et compte quatre mises à jour. Il s'agit d'un délai relativement court par rapport à la dynamique de renouvellement d'une forêt vieillissante.
- La superficie des parcelles est un autre facteur d'importance qui influence les taux de perte de surface terrière. Les divers programmes de surveillance des forêts en Ontario visent des objectifs différents et établissent des parcelles de tailles différentes pour la cueillette de données. Dans certaines petites parcelles évaluées dans le cadre de notre recherche, nous avons observé une forte variabilité due à l'influence démesurée de certains arbres. Ces parcelles sont peut-être tout simplement trop limitées pour révéler avec exactitude des taux de mortalité à l'échelle des peuplements.

Nous avons tenu compte de ces facteurs limitatifs dans l'interprétation des données disponibles sur la santé des forêts. La comparaison à une fourchette de 0,2 à 0,8 % présente des difficultés, mais cette fourchette est la seule mesure du genre dont nous disposons et elle s'avère utile, ne serait-ce que comme indice général pour mesurer le degré de similitude entre les taux de mortalité en Ontario et ceux d'autres forêts de

feuillus.

Résultats du calcul de la perte de surface terrière
Le sommaire de l'ensemble de données de chaque organisme comprend des explications sur les données disponibles, la superficie des parcelles et le type et l'historique des peuplements. Le taux de mortalité des arbres de chaque site est analysé à la lumière de ces facteurs. On peut se procurer les ensemble de données et des données détaillées sur chaque parcelle forestière auprès du BCSE.

Parcelles du RESE dans la RMBLP et la RBEN
Les parcelles de surveillance du RESE situées dans les réserves mondiales de la biosphère de Long Point et de l'escarpement du Niagara nous fournissent des renseignements détaillés sur les arbres d'une région de 10 000 m^2. Backus Woods est une forêt carolinienne de feuillus située en milieu sec et dont le peuplement ancien est dominé par le chêne (*Quercus* sp.*)* et l'érable (*Acer* sp.). Au cours des huit années de surveillance de la RMBLP (de 1995 à 2003), l'accroissement de la surface terrière a fortement chuté dans Backus Woods; à la fin de cette période, il atteignait moins du dixième de son taux initial, tandis que la perte de surface terrière n'avait augmenté que légèrement, signe que la forêt s'approche d'un quasi-équilibre interne de sa biomasse. Les taux de mortalité annuels observés dans ce peuplement mûr, 0,38 % de 1995 à 2000 et 0,65 % de 2000 à 2003, s'inscrivent parfaitement dans la gamme naturelle prévisible dans les forêts anciennes (figure 3). La plus récente mise à jour de l'inventaire indique une augmentation marquée du nombre d'arbres cassés, mais, au niveau actuel, ce phénomène reste peu important relativement au nombre total de tiges ou à la biomasse. L'augmentation du nombre d'arbres cassés et du taux d'arbres morts tombés au sol, observée lors du plus récent recensement, pourrait indiquer que la parcelle a été soumise à des conditions météorologiques difficiles durant les années précédant l'inventaire de 2003. On rapporte qu'une violente tempête s'est abattue sur la région en 2001 (Craig, 2003). Il est aussi possible que d'importants changements ses soient produits, non pas au niveau des conditions météorologiques, mais de la vulnérabilité des arbres face à ces conditions.

Wilson Tract est une forêt semblable à Backus, mais aménagée. La mortalité y est faible par rapport à la surface terrière (0,14 % de 1995 à 2003), sans doute parce que le peuplement de Wilson Tract n'est pas arrivé à maturité et a déjà fait l'objet de récolte du bois d'œuvre et de chauffage. Il serait très utile de disposer de données sur l'âge des arbres dans ces deux peuplements.

Le dépérissement du cornouiller fleuri (*Cornus florida*), observé pour la première fois en 2000, a continué à s'accentuer au cours des huit dernières années. À ce jour, 72 % des cornouillers de Backus Woods sont morts. Wilson Tract a connu une pandémie semblable, principalement attribuable au *Discula destructiva*, un champignon qui tue les cornouillers de toutes tailles, mais attaque particulièrement les arbres de semis et de sous-étage. S'il n'est pas maîtrisé, le *D. destructiva* est capable de détruire l'importante population de cornouillers de la RMBLP.

Comment [CC2]: Nous ne sommes qu'en 2005

Des études ont montré que le chêne rouge (*Quercus rubra*) et le chêne noir (*Q. velutina*)

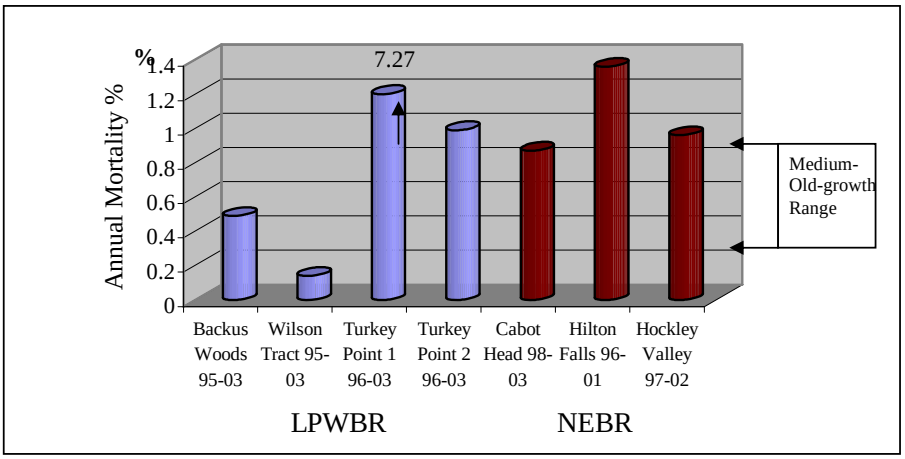
tolèrent moins bien le stress que les autres espèces de feuillus (Pedersen et McCune, 1990). En raison de la domination de ces deux espèces dans les forêts de Wilson Tract et de Backus Woods et de la période de presque dix ans que couvre l'inventaire, leurs taux de mortalité ont fait l'objet d'étude. Dans les deux sites, la mortalité du chêne s'est avérée faible, atteignant 0,38 % à Wilson Tract et 0,35 % à Backus Woods. Bien qu'il demeure à l'intérieur de la gamme prévisible, le taux observé à Wilson Tract est supérieur à celui de l'ensemble du site. La surface terrière s'accroît mais, à l'étape de succession où ils en sont, les chênes affichent un accroissement de surface terrière relativement lent (0,07 cm^2/an) comparativement à celui de l'ensemble du peuplement et perdent leur domination par rapport aux autres espèces. Le taux de mortalité actuel résulte à la fois de cette dynamique de peuplement et de la mort d'un grand chêne.

Les parcelles de Turkey Point 1 et 2 sont situées respectivement dans une forêt-parc de chênes (surtout des chênes noirs) et dans une forêt naturelle de chênes et de pins (surtout des chênes, des pins blancs [*Pinus strobus*] et des cerisiers tardifs [*Prunus serotina*]). La comparaison des deux parcelles de Turkey Point fait ressortir le rôle écologique essentiel du feu dans la préservation des forêts-parcs de chênes. Le feu provoque la succession en tuant les arbres et la végétation du sous-étage, libérant des ressources de lumière et de nutriments autrefois inaccessibles, au bénéfice des colonisateurs (Kimmins, 1987). Dans la forêt-parc non perturbée de Turkey Point 2, le taux de mortalité s'élevait à 0,99 %. Turkey Point 1, soumise à un brûlage dirigé en 1993 et 1999, affichait un taux de mortalité annuelle de 7,27 %. L'interruption de la succession a résulté en un couvert inégal et l'invasion d'espèces colonisatrices, notamment le cerisier tardif; de jeunes arbres héliophiles et chênes noirs et blanc (*Quercus alba)* sont récemment apparus.

Les parcelles de la RBEN, situées dans des forêts de feuillus mûres en milieu sec, renferment diverses espèces dominées par l'érable à sucre (*Acer saccharum*). Dans les parcelles de la RBEN, les taux de mortalité se situent juste au dessus de la limite supérieure de la fourchette établie pour les peuplements de feuillus mûrs. Cabot Head affiche une taux de mortalité annuel de 0,87 % de 1998 à 2003. Le taux de Hockley Valley, quelque peu supérieur, atteint 0,96 % de 1997 à 2003 et celui de Hilton Falls (de 1996 à 2001), à 1,36 %, est le plus élevé. Il s'agit de peuplements semi-mûrs possédant une mortalité et un recrutement dynamiques au niveau du sous-étage (Laurence, 2004). Il est vrai que les forêts secondaires affichent des soubresauts de forte mortalité dus à la dynamique interne des peuplements, notamment au vieillissement, à la concurrence et à l'éclaircissement (Loucks, 1998b), ce qui pourrait expliquer les taux élevés observés. Le taux élevé de perte de surface terrière au site de Hilton Falls résulte d'une combinaison de plusieurs facteurs, y compris la mort d'arbres dominés, qui représente près de 50 % de la mortalité (aucun arbre de plus de 40 cm dhp n'est mort) et possiblement les conditions de croissance difficiles causées par des sols peu profonds et graveleux. Mise à part la récolte sélective qui s'y est déroulée, on ignore si le site a connu des facteurs de perturbation au cours de son histoire. Par ailleurs, Hilton Falls se trouve dans une région où les dépôts de sulfates (>26kg/ha) et de nitrates (>20kg/ha) sont excessifs.

Figure 3 : Taux de mortalité des arbres par rapport à la surface terrière dans les forêts de la réserve de la biosphère de Long Point et de la réserve de la biosphère

de l'escarpement du Niagara



Annual Mortality % = Taux de mortalité annuel (%)
LPWBR = RMBLP
NEBR = RBEN
Medium-Old-growth Range = Fourchette des peuplements mûrs et anciens

Parcelles du DNARPA
Les parcelles du DNARPA, établies en 1984 par le SCF pour surveiller les effets des précipitations acides sur les forêts canadiennes, offrent des données s'échelonnant de 1985 à 2000. Les huit parcelles de l'écozone des PFM renferment des épinettes blanches *(Picea glauca)*, des pins blancs, des érables à sucre, des cerisiers tardifs, des chênes noirs et des chênes blancs.

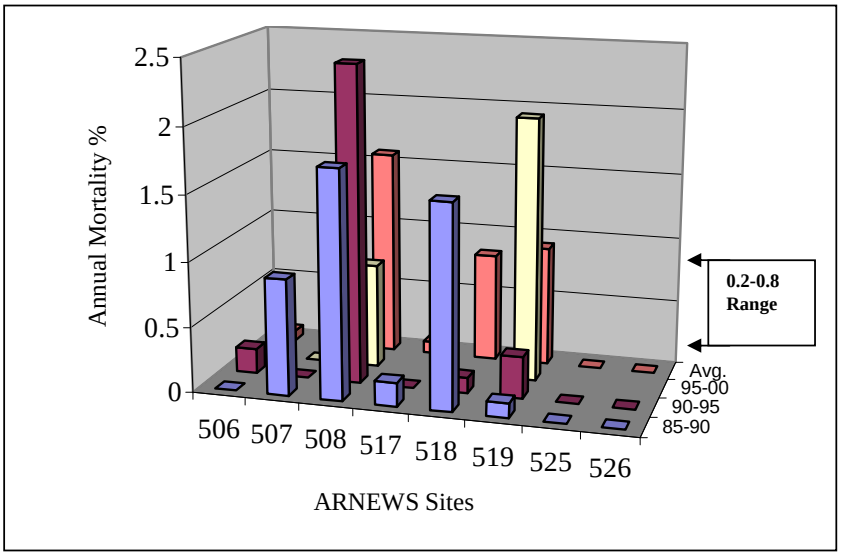
Au cours de la période de 15 ans, toutes les parcelles sauf une ont affiché un faible taux de mortalité (figure 4). Divers insectes et maladies ont été la cause ultime de la mort de plusieurs arbres. Dans la parcelle n° 506, la chenille tisseuse et le trump skeleton ont tué le seul arbre perdu de 1990 à 1995, tandis que la pourriture du collet des racines a été responsable de la perte d'arbres de 1985 à 1990 dans la parcelle n° 507. La parcelle n° 517 a perdu un pin blanc, victime de la rouille vésiculeuse. Au début des années 1980, on pouvait observer des cas de P.E. et de chancre de la tige basale dans la parcelle n° 518 et, de 1990 à 1995, l'armillaire a causé la perte d'arbres. Un des arbres morts en 1998 dans la parcelle n° 519 portait des trous creusés par les scolytes, mais il est possible que le fort taux de mortalité observé de 1995 à 2000 soit dû aux dommages infligés par la tempête de verglas de 1998, dont les effets résiduels se seraient poursuivis jusqu'en 2000. Les parcelles n° 525 et 526 n'ont subi aucune perte mesurable de surface terrière de 1985 à 1995.

La forte mortalité constatée dans la parcelle n° 508 est due à la mort d'un grand arbre durant chacune des trois périodes d'échantillonnage de 5 ans, par suite des dommages attribuables à des tempêtes et à une infestation de pyrales tisseuses de l'érable. En 1998, la mort de l'arbre résultait des dommages causés par le verglas. Durant la période de

perte maximum (de 1990 à 1995), l'arbre mourant a perdu de 46 à 55 % de sa cime avant de succomber aux dommages.

En raison de la faible superficie des parcelles du DNARPA (400 m^2), les taux de mortalité y sont fortement influencés par chaque arbre qui meurt, surtout s'il s'agit d'un grand arbre. Cette échelle d'échantillonnage réduite donne des taux de mortalité hautement variables d'une période d'échantillonnage de 5 ans à l'autre et ce, dans chaque parcelle (voir figure 4). Une superficie d'échantillonnage plus grande traduirait mieux les taux de mortalité à l'échelle des peuplements de ces sites.

Figure 4: Taux de mortalité des arbres par rapport à la surface terrière dans les parcelles du DNARPA, 1985-2000



Annual Mortality % = Taux de mortalité annuel (%)
0.2-0.8 Range = Fourchette de 0,2-0,8
Avg = Moy.
ARNEWS Sites = Parcelles du DNARPA

Dans ces parcelles du DNARPA, l'âge minimum des peuplements varie de 36 à 103 ans. Bien que les données sur l'âge minimum des arbres ne nous permettent pas d'établir de corrélations avec un bon niveau de confiance entre l'âge du peuplement et la surface terrière moyenne ou l'accroissement de celle-ci, elles nous fournissent tout de même certains renseignements sur les taux de mortalité du passé. Le cas de la parcelle n° 508 est particulièrement intéressant. En effet, cette parcelle affiche le taux de mortalité le plus élevé (1,58 %) au cours des 15 dernières années et son peuplement est âgé d'au moins 103 ans. Ce fort taux de mortalité résulte en un renouvellement complet (100 %) des arbres en 63 ans. À long terme, une forêt qui subit un taux de perte annuel de 1,58 % ne peut atteindre la maturité ni la vieillesse. Cependant, la parcelle n° 508 comprend des

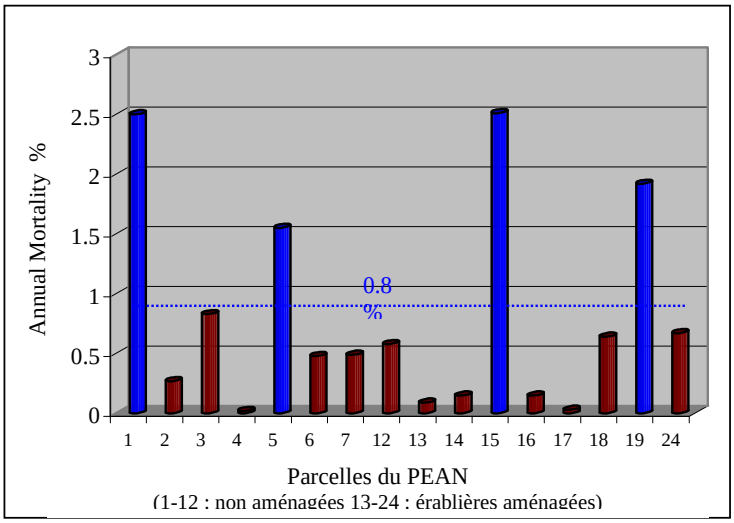
arbres de plus de 100 ans, ce qui indique que, dans le passé, le taux de mortalité habituel devait être inférieur au taux actuel. On peut en déduire que le taux de mortalité actuel est supérieur à la moyenne à long terme et que si ce taux se maintient, l'écosystème forestier existant subira d'importants changements. Il faudra surveiller ce peuplement de près au cours des prochaines années.

Parcelles du PEAN

Le PEAN était une initiative conjointe du SCF et du United States Forest Service, entreprise en 1988 afin de surveiller la santé de l'érable à sucre dans l'ensemble de son aire de répartition. Les 16 parcelles évaluées renfermaient principalement des érables, mais aussi des pruches (*Tsuga* sp.), des caryers (*Carya* sp.) des cerisiers, des frênes (*Fraxinus* sp.), des hêtres (*Fagus* sp.) et des conifères.

Les résultats de l'évaluation de la mortalité des arbres à partir des données du PEAN sont quelque peu compliqués du fait que huit peuplements sont des érablières aménagées. En outre, comme les parcelles ont une superficie intermédiaire (2 000 m^2), toute récolte d'arbres influence fortement la taux de perte de surface terrière. On attribue le fort taux de mortalité (plus de 0,8 %/an) observé dans les parcelles 1, 5, 15 et 19 à la récolte qui s'y est déroulée (figure 5). Abstraction faite du facteur anthropique de la récolte, les taux de mortalité se situent tous à l'intérieur de la fourchette de 0,2 à 0,8. La récolte d'arbres, qui a eu lieu dans toutes les parcelles sauf 4, 14 et 17, contribue à la hausse du taux de mortalité global. Les résultats semblent indiquer que les érables à sucre de ces peuplements jouissent d'une bonne santé.

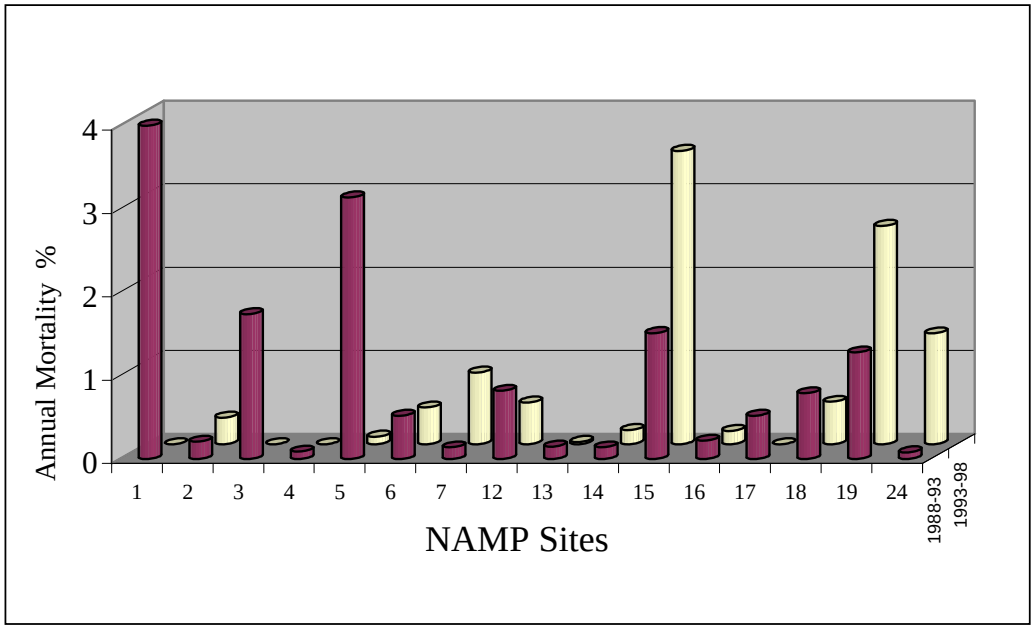
Figure 5: Taux de mortalité des arbres par rapport à la surface terrière dans les parcelles du PEAN, 1988-1998



Annual Mortality % = Taux de mortalité annuel (%)

Signalons particulièrement la variabilité des taux de mortalité entre les deux périodes d'échantillonnage de 5 ans (figure 6). Dans les parcelles soumises à la récolte, le taux de mortalité affiche une hausse immédiate au moment de la récolte, puis redescend souvent à des niveaux très bas durant les années subséquentes, alors que les nouveaux arbres qui poussent accroissent la surface terrière et compensent la mortalité. Les parcelles 1, 3, 5 et 13 illustrent bien ce phénomène. Les parcelles 4, 14 et 17, dans lesquelles aucune récolte n'a eu lieu, affichent une variabilité beaucoup moindre que les autres et, en moyenne, des taux mortalité plus de dix fois inférieurs (0,07 % contre 0,97 %). sans influence extérieure, ces taux représentent l'image la plus exacte du taux de mortalité naturel de jeunes peuplements d'érables.

Figure 6: Taux de mortalité par rapport à la surface terrière par période de 5 ans



(1988-1998) dans les parcelles du PEAN

Annual Mortality % = Taux de mortalité annuel (%)
NAMP Sites = Parcelles du PEAN

Parcelles du programme de croissance et de rendement du MRNO

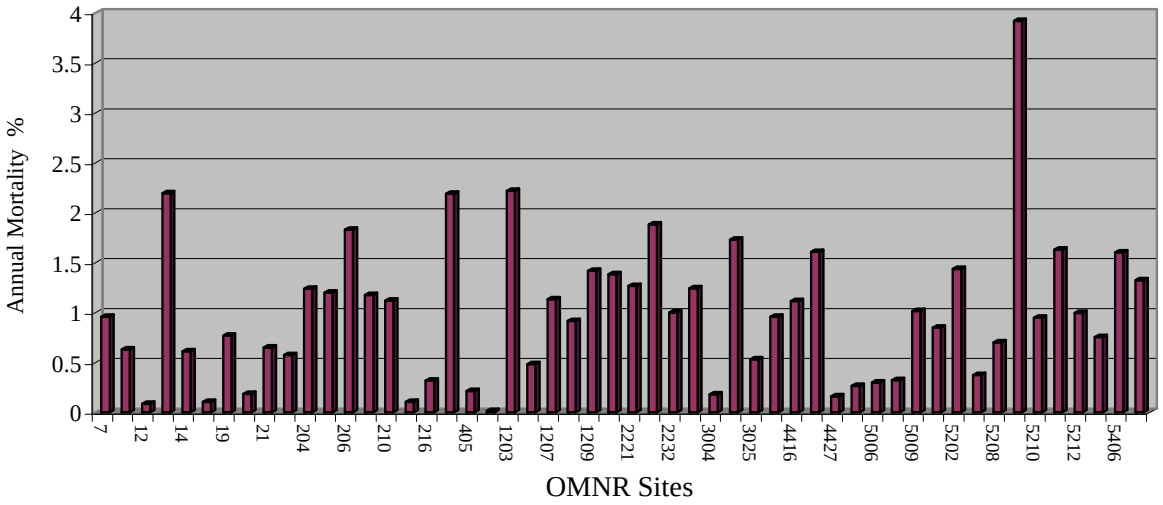
Le programme de croissance et de rendement du MRNO rassemble 4 000 parcelles d'échantillonnage conçues pour surveiller la croissance et la dynamique des forêts ontariennes, dans le but de créer des modèles informatiques capables de prévoir la croissance et la dynamique futures (Hayden *et al.*, 1995). À chaque site, on a utilisé les trois parcelles de croissance, pour une superficie totale de 1 600 m^2. Ensemble, les

données provenant des 52 sites non aménagés couvrent la période de 1993 à 2001, mais pour la plupart des parcelles, les données se limitent à une période de 3, 4 ou 5 ans. Parmi les espèces d'arbres prédominantes, mentionnons l'érable à sucre, le frêne blanc, le tilleul d'Amérique, le chêne et le hêtre.

Des 52 sites évalués, 7 affichent un taux de mortalité inférieur à 0,2 %, 15 se situent entre 0,2 et 0,8 % et 30 affichent un taux de mortalité supérieur à 0,8 %. Dans l'ensemble, la mortalité moyenne atteint 0,96 %. Dans certains sites (13, 217, 1203 et 5209), on observe un taux de mortalité très élevé (jusqu'à 3,9 %). Le taux élevé observé dans la parcelle n° 13 est dû à la mort d'un seul très grand arbre de 72,3 cm dhp, tandis que celui de la parcelle n° 217 a subi l'influence, moindre mais notable, de la mort d'un arbre de 63,9 cm dhp. Bien qu'on ne dispose d'aucune donnée sur l'âge des forêts qui permette d'examiner la relation entre l'âge et le taux de mortalité ou de déduire un taux de mortalité historique maximum, les plus grands dhp mesurés dans les parcelles (de 66,1 à 72,3 cm) indiquent qu'il ne s'agit pas de jeunes forêts. Comme tous les peuplement analysés étaient mûrs ou classés comme bois de sciage, on pouvait prévoir un taux de mortalité proche de la limite supérieure de la fourchette, soit 0,8 %, sans être constamment au-dessus de cette valeur. Le délai entre les mesures de taux de mortalité de ces quatre sites varie de 3 à 7 ans. Durant une période aussi courte, on ne peut établir de corrélation significative entre le taux de mortalité et le dhp maximum des arbres. Dans l'ensemble du sud de l'Ontario, du district de Kemptville à l'est à Cambridge à l'ouest, les différents sites, dont les peuplements varient d'un mélange d'érables à sucre et de hêtres à un assortiment de chênes noirs et rouges, à forte ou faible productivité, affichaient des taux de mortalité élevés. En présence de conditions naturelles, le taux annuel de ces sites devrait chuter considérablement dans l'avenir, surtout là où un seul grand arbre est mort durant la période d'échantillonnage. On prévoit que les peuplements retrouveront des taux de mortalité plus modérés, à moins d'être affectés par d'autres agents stressants. Il est essentiel d'y poursuivre la surveillance.

Figure 7: Taux de mortalité des arbres par rapport à la surface terrière dans les parcelles du programme de croissance et de rendement du MRNO, 1993-2001

Annual Mortality % = Taux de mortalité annuel (%)



OMNR Sites = Parcelles du MRNO

Analyse des résultats

Bien que les forêts du sud de l'Ontario soient soumises à un large éventail d'agressions naturelles (p. ex. des conditions météorologiques exceptionnelles, des insectes et des maladies) et anthropiques, y compris la fragmentation, la récolte passée du bois d'œuvre et de chauffage, des niveaux élevés d'ozone troposphérique et, dans certains cas, le dépassement des objectifs de dépôts acides, elles continuent dans l'ensemble à faire preuve d'une grande résilience. En général, les taux de mortalité des arbres indiquent un renouvellement adéquat qui, s'il se poursuit, permettra aux forêts d'évoluer suivant les trajectoires de succession prévues pour atteindre l'état de forêts anciennes. Les données d'ensemble provenant de régimes environnementaux et polluants divergents présentent des taux de perte de surface terrière étonnamment semblables, qui s'inscrivent à l'intérieur ou près de la fourchette de 0,2 à 0,8 %, dont on peut s'attendre de conditions naturelles causées par les ravageurs et l'éclaircie des peuplements. Cette constance dans l'ensemble des différents peuplements de feuillus donne de la crédibilité à l'emploi de cette fourchette de référence. Cette recherche doit se poursuivre pour tenter de déterminer les taux de mortalité historiques à des fins de comparaison, ce qui ne sera pas facile. Pedersen et McCune (2002) proposent une méthode non invasive de détermination des taux relatifs de mortalité des arbres qui pourrait s'avérer utile pour établir le taux de base de chaque site durant les vingt dernières années.

La présente recherche est la première à compiler les données existantes et à calculer les taux de mortalité des arbres par rapport à la surface terrière dans les forêts ontariennes. Il est difficile d'évaluer tous les aspects du taux de mortalité en analysant des données recueillies à d'autres fins. Malgré le caractère restreint des données périodiques et la petite taille de plusieurs parcelles de surveillance des différents programmes, les séries de données, quand on les rassemble, présentent des renseignements complémentaires sur la santé des forêts de l'Ontario :

- ***RESE :*** Ces parcelles offrent les données les plus récentes et leur grande superficie atténue la variabilité lorsque les périodes d'échantillonnage sont courtes. Les différents sites de forêt carolinienne et leurs peuplements de chênes respectifs affichent un taux de mortalité sain. Les taux élevés observés dans les peuplements jeunes de Hilton Falls résultent d'une combinaison de facteurs, y compris la mort d'arbres dominés. Il faudrait obtenir des renseignements sur les perturbations passées du site. Dans l'avenir, un nouvel inventaire du peuplement de chênes de la forêt-parc nous permettra de comprendre les variations de la succession et de la surface terrière causées par les perturbations naturelles.

- ***DNARPA :*** Ces petites parcelles subissent nécessairement une influence disproportionnée de la dynamique individuelle des arbres par rapport à la dynamique du peuplement. La mortalité plus élevée que prévue observée dans un seul site résulte de la haute variabilité due à l'échelle de l'échantillon. Les dommages encourus par suite des tempêtes et des infestations d'insectes ont été la cause ultime de la mort des arbres, mais il ne faut pas ignorer la possibilité que d'autres facteurs prédisposants y aient contribué.

- ***PEAN :*** Ces parcelles ont été conçues pour évaluer les peuplements d'érables dans les érablières aménagées et non aménagées. Les érablières non aménagées affichent des taux conformes à la gamme prévue. Le taux de 0,07 % que l'on retrouve dans les jeunes peuplements d'érables non perturbés corroborent l'hypothèse selon laquelle les peuplements jeunes ont une mortalité inférieure à celle des peuplements mûrs.

- ***MRNO :*** Les parcelles du programme de croissance et de rendement englobent une grande partie de l'Ontario, mais leur évaluation ne porte que sur de courtes périodes s'échelonnant de 1993 à 2001. Une forte proportion de ces sites, représentant des conditions géographiques variées, affichent des taux de mortalité annuels supérieurs à 0,8 % dont certains s'expliquent par l'influence démesurée de la mort d'arbres adultes dans des parcelles de taille moyenne évaluées durant de courtes périodes. On prévoit une atténuation de ces taux. Dans l'avenir, les recherches devront examiner l'information disponible sur les difformités, les insectes et les maladies qui affectent ces sites, de concert avec les données sur la charge critique.

Notre évaluation s'accorde avec d'autres recherches qui indiquent que les forêts du sud de l'Ontario sont généralement en bonne santé (Bowers et Hopkin, 1997; Lachance *et al.*, 1995; McLaughlin *et al.*, 2000). Il ne faut cependant pas en conclure que certaines espèces particulières ne sont pas victimes de dépérissement, comme en témoigne le dépérissement sans précédent du cornouiller fleuri dans l'ensemble de son aire de répartition, sous l'effet du champignon *Discula destructiva*.

Comme il est impossible de détecter les arbres affaiblis ou victimes de stress au moyen

du crible grossier qu'est l'évaluation de la mortalité par rapport à la surface terrière, il convient d'interpréter les résultats de la surveillance de façon prudente, à l'aide d'une modélisation systémique à facteurs multiples de la santé des forêts. La théorie de Manion (1981) sur le dépérissement et les maladies, qui prend en compte différentes causes successives du dépérissement, à savoir les facteurs prédisposants, les facteurs stimulants à court terme et les facteurs contributifs à long terme, offre un fondement pour établir des liens entre les facteurs complexes qui entraînent la mort des arbres. Bien que le dépérissement dû à la pollution prenne un certain temps avant de se manifester, on a souvent observé les effets des insectes, des maladies, de la sécheresse et des tempêtes. On sait que la pollution atmosphérique interagit avec ces agents pour prédisposer les arbres au stress et à la mortalité (Brydges *et al.*, 2002). Même si les effets de la pollution atmosphérique ne se traduisent pas de façon évidente par une augmentation du taux de mortalité, ils peuvent appauvrir le sol et limiter la croissance des arbres; de fait, on a constaté une diminution du taux de croissance radiale de l'érable à sucre en Ontario (Ryan *et al.*, 1994). D'après Ryan *et al.*, (1994), la chute de croissance pourrait être associée à la pollution atmosphérique et éventuellement à la réduction du pouvoir tampon des sols. Des études ont démontré la correspondance entre le dépérissement des arbres et le dépassement de la charge critique de polluants (Arp *et al.*, 1996; Watmough *et al.*, 2004). La mortalité des arbres documentée dans le nord-est des É.-U. s'est produite dans des régions dont le sous-sol est constitué par du grès et a subi de graves réductions de qualité et de pH (Loucks, 1998b). De même, on a pu associer les régions ontariennes qui ont vu dépérir leurs forêts avec les sols minéraux du centre et du nord de l'Ontario où la présence de matériaux d'origine à faible météorisation ou de sols organiques résulte en un piètre pouvoir tampon (Watmough *et al.*, 2004). Bien que les taux les plus élevés de dépôts de soufre et d'azote se retrouvent dans le sud-ouest de l'Ontario, il est possible que le dépérissement ne se traduise pas par la mortalité des arbres dans les forêts du sud de l'Ontario, grâce au grand pouvoir tampon du calcaire et de la dolomie sous-jacents (Arp *et al.*, 1996). D'après les recherches, l'appauvrissement des nutriments dû à la pollution augmente la susceptibilité des forêts au stress environnemental, une conclusion qui concorde avec le modèle de dépérissement et de maladie de Manion, mais aussi avec le point de vue de Holling (1973) sur la résilience des écosystèmes. Ce chercheur postule que les systèmes poursuivent leur développement par succession en absorbant les changements environnementaux, jusqu'à ce qu'ils atteignent un seuil critique où ils ne peuvent plus assimiler aucun changement et sont poussés à adopter un état radicalement différent. Dans le cas des forêts ontariennes, les dépôts acides pourraient modifier le pH et les nutriments du sol jusqu'à une limite où les écosystèmes subiraient des changements fondamentaux (p. ex. une hausse du taux de mortalité, une modification de la composition des espèces, de la biodiversité, de la structure des peuplements et du taux de renouvellement) qui provoqueraient une réorganisation des peuplements forestiers existants. On a déjà observé des transformations brusques des systèmes qui ont adopté un nouvel état en réaction à des épidémies de ravageurs (Holling, 1986) et à des changements climatiques (Crowley et North, 1988). Comme le proposent Kay *et al.* (1999), nous devons nous efforcer de comprendre les choix et les éventualités possibles et probables pour l'avenir. McLaughlin et Percy (1999) donnent un aperçu de certains changements et défis possibles en matière de santé des forêts, compte tenu des changements climatiques, de la pollution atmosphérique et des agents stressants

abiotiques et biotiques.

Insuffisance de l'information et besoins de recherche

L'analyse de la mortalité des arbres par rapport à la surface terrière peut s'avérer efficace pour évaluer rapidement la santé des forêts dans de vastes régions géographiques au moyen d'ensembles de données disparates. Toutefois, nous avons besoin d'ensembles de données à relativement long terme, tirées de parcelles de taille adéquate. Il faut poursuivre les recherches à propos des effets de la taille des parcelles et de la fréquence de la mise à jour périodique des inventaires sur les taux calculés, afin d'établir une méthodologie normalisée.

Dans l'avenir, des études pourraient développer la présente recherche et tenter de déterminer l'éventuelle corrélation entre les tendances des conditions forestières et les dépassements de la charge critique de polluants. Comme la mortalité constitue le résultat ultime du stress subi par les arbres, l'évaluation d'une donnée plus sensible à la pollution, comme l'accroissement de la surface terrière, s'avérerait sans doute plus utile que notre travail pour établir une relation avec la pollution et faciliter une détection précoce du dépérissement. La dendrochronologie et les données connexes sur le climat, les insectes et les maladies ont servi à expliquer le dépérissement des érables à sucre dans les forêts (Payette *et al.*, 1996). En Ontario, les données sur la croissance de la surface terrière ne sont normalement recueillies qu'une fois tous les cinq ans, mais les données de carottage recueillies par le MRNO pourraient servir à déterminer l'âge des peuplements forestiers et à évaluer les changements annuels de la croissance relativement aux dépassements de la charge critique de polluants et les changements du développement qui précèdent la mortalité. Les données de carottage permettraient en outre d'établir des relations de croissance qui remontent à plusieurs décennies avant l'apparition de la pollution.

Il serait très utile d'examiner en détail les types de sols des différents sites en rapport avec le dépassement de la charge critique et les taux de mortalité. La comparaison des taux de mortalité calculés dans la présente recherche et de ceux des forêts plus au nord, dont les sols sont mal tamponnés, pourrait ouvrir des perspectives intéressantes.

Il est essentiel de chercher à bien comprendre la modification de la dynamique de la surface terrière au cours des différentes étapes de succession de la forêt. Pour y arriver, on pourrait mesurer les taux de croissance et de perte de la surface terrière dans des forêts de types semblables, arrivées à différentes étapes de succession, et développer un modèle de la variation de la surface terrière en fonction du vieillissement de la forêt. La probabilité qu'un arbre meure est la même quel que soit son âge, comme l'illustre la courbe de répartition typique de type 2 (courbe formant un J inversé) de l'âge en fonction de l'abondance (Harcombe, 1987; Peet et Christensen, 1987). Si la probabilité de mort représente un pourcentage constant de la tige, quel que soit l'âge, nous pouvons calculer le taux de mortalité des tiges de la naissance à la vieillesse. Si un changement survenait dans le taux de mortalité, il se manifesterait par une modification de la courbe ou de la pente du graphique du nombre de tiges par rapport à l'âge des tiges. En recalculant cette relation au fil du temps, on arriverait à voir les changements de la structure des peuplements pour ensuite en rechercher la ou les causes, si on juge les changements

importants. Le suivi des changements importants de la mortalité nous donnerait aussi la possibilité d'évaluer certains changements fonctionnels connexes de la structure forestière, comme la présence de débris ligneux au sol.

Perspectives d'avenir

Notre étude s'accorde avec d'autres recherches qui indiquent qu'en général, les forêts du sud de l'Ontario ne montrent aucun signe de dépérissement (Bowers et Hopkin, 1997; Lachance *et al.*, 1995; Allen *et al.*, 1992). Watmough *et al.* (2004) ajoutent une mise en garde : « *pour interpréter les données sur la santé des forêts avec précision, il nous faut mieux comprendre les effets de l'appauvrissement des nutriments du sol sur la santé des forêts et l'influence des éventuels facteurs de confusion* ». Il est nécessaire d'adopter une approche globale afin de rendre compte de l'éventail de processus écosystémiques qui ont une incidence sur les forêts (de la croissance annuelle à court terme des arbres au lent processus d'acidification des sols, qui s'étend parfois sur des décennies). Selon la perspective fondée sur la résilience des écosystèmes, il faut orienter la gestion de façon à préserver la résilience inhérente du système, afin d'assurer sa capacité d'absorber les changements des processus (Gunderson et Holling, 2002). Pour favoriser cette résilience des écosystèmes, il est fondamental de comprendre les fonctions des écosystèmes forestiers. Malheureusement, la surveillance actuelle néglige plusieurs aspects de la dynamique des forêts, notamment le cycle des nutriments, le piégeage du carbone et la biodiversité, et un manque de données à long terme s'ensuit (Watmough *et al.*, 2004).

Malgré les progrès accomplis, et même si les programmes de lutte contre les pluies acides du Canada et des États-Unis sont pleinement mis en œuvre en 2010, il restera des dépassements de charge critique et certaines régions de l'est du Canada continueront à subir des effets nocifs (Environnement Canada, 1998). Considérant l'accumulation d'observations confirmant le lien qui existe entre l'appauvrissement des sols et la chute de la croissance des forêts et de leur résilience face aux agents stressants naturels (Likens *et al.*, 1994; Ouimet *et al.*, 2001; Ryan *et al.*, 1994; Watmough, 2002), il est évident qu'il faut élaborer une méthode et un programme reconnus de surveillance de la croissance et de la mortalité des arbres. Les répercussions de la baisse de croissance des forêts et de la hausse du taux de renouvellement sont particulièrement importantes, considérant leurs effets sur les services écosystémiques, l'exploitation des terres à bois et l'aménagement des forêts, de même que sur l'élaboration de politiques de protection des forêts anciennes (Hendrickson, 2003). Par ailleurs, dans le cadre de la stratégie de piégeage du carbone retenue par le Canada pour contrer les changements climatiques, il est essentiel de bien comprendre la santé des forêts (Brydges *et al.*, 2002). Il faut absolument poursuivre la recherche et la surveillance, rassemblées dans une modélisation systémique de la façon dont les forêts conservent leur résilience, afin d'assurer le suivi de la santé des forêts, d'évaluer l'efficacité des cibles actuelles en matière de charge critique de polluants et de veiller à la préservation de la santé des forêts.

Remerciements

La présente étude a bénéficié du financement du Réseau d'évaluation et de surveillance écologiques d'Environnement Canada. Nous tenons à remercier les personnes et les organismes qui ont accepté de partager leurs données pour la réalisation de notre

évaluation : la Fondation de la réserve de la biosphère de Long Point; la Commission de l'escarpement du Niagara; le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario; et Anthony Hopkin et Ron Fournier, du Service canadien des forêts, qui ont fourni les données du DNARPA et du PEAN et ont répondu à nos incessantes questions. Nous devons beaucoup à Orie Loucks pour son travail d'avant-garde sur la mortalité basée sur la masse et pour ses encouragements. Merci aussi à Hague Vaughan, du Bureau de coordination de la surveillance écologique d'Environnement Canada, et à Bob Sajan, du Service canadien des forêts, pour les améliorations apportées à ce document lors de la révision.

Bibliographie

Allen, D.C., C.J. Barnett, I. Millers, et D.Lachance (1992). « Temporal Change (1988-1990) in Sugar Maple Health, and Factors associated with Crown Condition », *Revue canadienne de recherche forestière*, n° 22, p. 1776-1784.

Arp, P.A., O.Tõnu, et M.Marsh (1996). « Calculating critical S and N loads and current exceedances for Upland Forests in Southern Ontario, Canada », *Revue canadienne de recherche forestière*, n° 26 (1996), p. 696-709.

Ayers, H., J. Hager, et C.E. Little (1998). *An Appalachian Tragedy, Air Pollution and Tree Death in the Eastern Forests of North America*, San Francisco, Sierra Club Books.

Bowers, W., et A. Hopkin (1997). *DNARPA et Projet canado-américain d'étude du dépérissement de l'érable (NAMP)*, Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Rapport d'information ST-X-14, 35 p.

Brydges, T., P. Hall, et O. Loucks (2002). *La santé et le dépérissement des forêts*, Rapport de l'atelier et de la visite sur le terrain – Muskoka 2000, Muskoka (Ontario).

Cogbill, C.V., et G.E. Likens (1974). « Acid Precipitation in the Northeastern United States », *Water Resource Research*, vol. 10, n° 6, p. 1133-1137.

Craig, B. (2003). Conseiller supérieur en sciences, Bureau de coordination de la surveillance écologique, Environnement Canada, Burlington (Ontario), communication personnelle, 16 novembre 2003.

Crowley, T.J., et G.R. North (1988). « Abrupt climate change and extinction events in earth history », *Science*, n° 240, p. 996-1002.

D'Eon, S.P., L.P. Magasi, D. Lachance, et P. DesRochers (1994). *Réseau national de surveillance de l'état de santé des forêts au Canada du DNARPA : Guide d'établissement et de surveillance des parcelles (version revue)*, Rapport d'information PI-X-117, Chalk River (Ontario), Institut forestier national de Petawawa, 107 p.

Environnement Canada (1996). *L'état de l'environnement au Canada – 1996*, Ottawa, Environnement Canada.

Environnement Canada (1998). *Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000, Stratégie et Document de référence*, consulté le 4 mars 2004, www.ec.gc.ca/acidrain/strat/strat_f.htm

Franklin, J.F., H.H. Shugart, et M.E. Harmon (1987). « Tree Death as an Ecological Process », *BioScience*, vol. 37, n° 8, p. 550-556.

Gardner R.J., et J.B. Mankin (1981). « Analysis of Biomass Allocation in Forest Ecosystems of the IBP », in *Dynamic Properties of Forest Ecosystems*, R.-U., Cambridge University Press.

Gunderson, L.H., et C.S. Holling (2002). *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*, Washington, D.C., Island Press.

Hall, J.P., L. Magasi, L. Carlson, K. Stolte, E. Niebla, Maria deLourdes de la I. De Bauer, C. Gonzalex-Vincente, et T. Hernández-Tejeda (1996). *L'état de santé des forêts nord-américaines*, Rapport de la Commission forestière pour l'Amérique du Nord, Ottawa, Service canadien des forêts, 18 p.

Harcombe, P.A. (1987). « Tree Life Tables », *BioScience*, vol. 37, n° 8, p. 557-567.

Hayden, J., J. Kerley, D. Carr, T. Kenedi, et J. Hallam (1995). *Ontario Forest Growth and Yield Program Field Manual for Establishing and Measuring Permanent Sample Plots*, Sault Ste. Marie (Ontario), Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Institut de recherche forestière de l'Ontario, 145 p.

Hendrickson, O. (2003). « Old-growth Forests: Data gaps and Challenges », *The Forestry Chronicle*, vol. 79, n° 3, p. 645-651.

Holling, C.S. (1973). « Resilience and Stability of Ecological Stability », *Annual Revue of Ecology and Systematics*, n° 4, p. 1-23.

Holling, C.S. (1986). « The Resilience of Terrestrial Ecosystems: Local Surprise and Global Change », in W.C. Clark, et R.E. Munn (éd.), *Sustainable Development of the Biosphere*, Cambridge, Cambridge University Press, p. 292-317.

Horsley, S.B., R.P. Long, S.W. Bailey, R.A. Hallett, et P.M. Wargo (2002). « Health of Easern North American Sugar Maple Forests and Factors Affecting Decline », *Northern Journal of Applied Forestry*, vol. 19, n° 1, p. 34-44.

Kay, J., H. Regier, M. Boyle, et G. Francis (1999). « An Ecosystem Approach for Sustainbility: Addressing the Challenge of Complexity », *Futures*, n° 31, p. 721-742.

Kimmins, J.P. (1987). *Forest Ecology*, New York, Macmillan.

Lachance, D., A. Hopkin, B. Pendrel, et J.P. Hall (1995). *Santé de l'érable à sucre au*

Canada, Résultats du Projet canadoaméricain d'étude du dépérissement de l'érable de 1988 à 1993, Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Rapport d'information ST-X-10, 27 pp.

Laurence, A. M. (2004). Spécialiste de la surveillance écologique, Commission de l'escarpement du Niagara, Ministère des Richesses naturelles, Georgetown, communication personnelle, 4 mars 2004.

Likens, G. E., C. T. Driscoll, D. C. Buso, T. G. Siccama, C. E. Johnson, G. M. Lovett, D.F. Ryan, T. J. Fahey, et W. A. Reiners (1994). « The Biogeochemistry of Potassium at Hubbard Brook », *Biogeochemistry*, n° 25, p. 61-125.

Likens, G.E., C.T. Driscoll, et D.C. Buso (1996). « Long-term effects of Acid Rain: Response and Recovery of a Forest Ecosystem », *Science*, n° 272, p. 244-245.

Loucks, O. (1995). *Air Pollution as a Threat to Old Growth Forests*, compte rendu de la Eastern Old-growth Forest Conference, Asheville, NC.

Loucks, O. (1998a). « The Epidemiology of Forest Decline in Eastern Deciduous Forests », *Northeast Naturalist*, vol. 5, n° 2, p. 143-154.

Loucks, O. (1998b). « In Changing Forests, A Search for Answers », in *An Appalachian Tragedy: Air Pollution and Tree Death in the Eastern Forests of North America*, San Francisco, Sierra Club Books, p. 85-97.

Manion, P.D. (1981). *Tree Disease Concepts*, Englewood Cliffs, NJ, Prentice-Hall.

McCune, B., C.L. Cloonan, et T.V. Armentano (1988). « Tree Mortality and Vegetation Dynamics in Hemmer Woods, Indiana », *The American Midland Naturalist*, vol. 120, n° 2, p. 416-431.

McLaughlin, D.L., M. Chiu, D.Durigon, et H. Liljalehto (2000). « The Ontario Hardwood Forest Health Survey: 1986-1998 », *The Forestry Chronicle*, vol. 76, n° 5, p. 783-791.

McLaughlin, S., et K. Percy (1999). « Forest Health in North America: Some Perspectives on Actual and Potential Roles of Climate and Air Pollution », *Water, Air and Soil Pollution*, n° 116, p. 151-197.

Miller, I., D. Lachance, W.G. Burkman, et D.C. Allen (1990). *North American Maple Decline Project: Organization and Field Methods*. General Technical Report NE-154. Radnor, Pennsylvania, USDA Forest Service, Northeastern Forest Experimental Station.

Morrison, I.K., N.W. Foster, et J.A. Nicolson (1992). « Influence of Acid Deposition on Element cycling in Mature Sugar Maple Forest, Algoma, Canada », *Water, Air and Soil Pollution*, n° 61, p. 243-252.

NAMP-North American Maple Project (1998). *Cooperative Field Manual*, 21 p.

Ouimet, R., D. Duschesne, D. Houle, et P.A. Arp (2001). « Critical Load Exceedances of Acid Deposition and associated Forest Growth in the Northern Hardwood and Boreal Coniferous Forests in Quebec, Canada », *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, n° 1, p. 119-134.

Parker, B. H. (2003). *Long Point World Biosphere Reserve Monitoring Program Status Report*, Port Rowan (Ontario), Fondation de la réserve de la biosphère de Long Point.

Payette, S., MJ. Fortin, et C. Morneau (1996). « The Recent Sugar Maple Decline in Southern Quebec: Probable Causes deduced from Tree Rings », *Revue canadienne de recherche forestière*, n° 26 (1996), p. 1069-1078.

Pearson, R.G., et K.E. Percy (1997). *L'évaluation scientifique des NO_x et des COV au Canada en 1996 : Rapport du groupe de travail sur l'objectif végétation*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Plan d'évaluation scientifique multipartite des NO_x/COV.

Pedersen, B.S., et B. McCune (1990). « Determination of past Tree Mortality Rates along an Acid Deposition gradient from Arkansas to Ohio », in O.L. Loucks (éd.), *Air pollutants and forest response: The Ohio corridor study*, HRI Working Paper n° 134, Indianapolis, Holcomb Research Institute, Butler University, p. 261-286.

Pedersen, B.S., et B. McCune (2002). « A Non-Invasive Method for Reconstructing the Relative Mortality Rates of Trees in Mixed-age, Mixed-species Forests », *Forest Ecology and Management*, n° 155 (2002), p. 303-314.

Peet, R.K., et N.L. Christensen (1987). « Competition and Tree Death: Most Trees die Young in the Struggle for the Forest's Scarce Resources », *Bioscience*, vol. 37, n° 8, p. 586-595.

Roberts-Pichette, P., et L. Gillespie (1999). *Protocoles de suivi de la biodiversité végétale terrestre*, Collection des publications hors-série du RESE, Rapport no 9. Burlington (Ontario), Bureau de la coordination du RESE.

Ryan, D., O. Allen, D. McLaughlan, et A. Gordon (1994). « Interpretation of Sugar Maple (*Acer saccharum*) Ring Chronologies from Central and Southern Ontario using a Mixed Linear Model », *Revue canadienne de recherche forestière*, n° 24, p. 568-575.

Service canadien des forêts (1999). *Aperçu de la santé des forêts au Canada en 1998*, Fredericton (Nouveau-Brunswick), Réseau sur la santé des forêts, Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada.

Watmough, S.A. (2002). « A Dendrochemical Survey of Sugar Maple (*Acer saccharum* Marsh) in South-central Ontario, Canada », *Water, Air and Soil Pollution*, n° 136, p. 165-

187.

Watmough, S.A., J. Aherne, et P.J. Dillon (2004). *Critical Loads Ontario, Relating Exceedance of the Critical Load with Biological Effects at Ontario Forests*, Critical Loads Ontario Report n° 2, Peterborough (Ontario), Université Trent, Département des études de l'environnement et des ressources.