

**Impact combiné des précipitations acides et du
prélèvement de biomasse forestière sur le
maintien à long terme de la fertilité des sols :
évaluation et cartographie des charges critiques**

Hors série

par

Rock OUIMET, ing.f., *Ph. D.*

et

Louis DUCHESNE, ing.f., M. Sc.

Gouvernement du Québec
Ministère des Ressources naturelles
et de la Faune
Direction de la recherche forestière
2008

Remerciements

Les auteurs remercient le Service météorologique d'Environnement Canada, en particulier MM. Robert Vet et Chul-Un Ro de la Direction de la recherche en mesure et en analyse, pour avoir fourni les moyennes spatiales de quatre ans (1999-2002) des dépôts atmosphériques secs et humides. Les données de base des dépôts atmosphériques proviennent des organismes et agences qui contribuent à la base de données nationale canadienne sur la chimie de l'atmosphère (*National Atmospheric Chemistry Database* - NatChem). Les organismes et agences responsables de la contribution des données de NatChem comprennent Environnement Canada, les provinces de l'Ontario, du Québec, du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve, l'Agence de protection environnementale des États-Unis (USEPA) et le Réseau national des dépôts atmosphériques des États-Unis (*US National Atmospheric Deposition Program/National Trends Network*). Les auteurs tiennent à remercier M. Jean-Pierre Saucier, ing.f., D. Sc., qui a participé à l'ébauche des bases de données sur les types écologiques dans le cadre des activités du groupe de travail du MRNF sur le prélèvement des éléments nutritifs et M. Daniel Houle, biol., *Ph. D.*, qui a révisé le contenu scientifique du texte final. Les auteurs remercient enfin M. Jean Noël, chargé de projet en géomatique à la Direction de la recherche forestière du MRNF, pour son appui indéfectible au traitement géographique de l'information.

Résumé

Nous avons procédé à la troisième approximation des charges critiques des écosystèmes forestiers du Québec. La charge critique est définie comme « une évaluation quantitative de la mesure de l'exposition à un ou plusieurs polluants en dessous de laquelle les éléments de l'environnement ne subissent aucun dommage significatif à court ou long terme, selon les connaissances actuelles ». Pour calculer les charges critiques, nous avons employé le modèle *Simple Mass Balance* (SMB) basé principalement sur le bilan entrées-sorties de l'écosystème. Dans ce nouvel exercice, nous tenons compte des données les plus récentes sur les dépôts atmosphériques (moyennes des dépôts secs et humides pour la période 1999-2002), des nouvelles estimations du taux d'altération des sols, des particularités des types écologiques à l'échelle de la *tesselle* (14 ha) et du mode de récolte possible de la biomasse (tronc seul et arbre entier).

Au Québec, les dépôts atmosphériques acides (S+N) dans les forêts sont de 746 ± 203 éq $\text{ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ en moyenne pour la période de 1999-2002. Ils suivent un gradient qui diminue du sud au nord dans le Québec méridional. L'acidité générée par l'immobilisation des cations basiques dans la biomasse végétale qui serait exportée par la récolte forestière s'élève à 125 ± 85 éq $\text{ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ avec la récolte des troncs seuls et à plus du double, soit 295 ± 198 éq $\text{ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, avec le mode de récolte par arbre entier. Le taux d'altération chimique des sols en cations basiques est en moyenne de 503 ± 282 éq $\text{ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ dans les forêts du Québec (soit la libération de l'équivalent de $10 \pm 5,6$ kg $\text{ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ de calcium (Ca)).

En ce qui concerne l'azote (N), la charge critique en N est dépassée ou presque dans toutes les régions du Québec, ce qui signifie que les apports de N comblent à peu près toutes les pertes de N par lessivage et exportation de la biomasse actuellement dans la majorité des cas.

Pour ce qui est des polluants générateurs d'acidité à court terme (S), leur charge critique est dépassée sur 13,2 % du territoire avec le scénario de récolte des troncs seuls. Le dépassement de la charge critique d'acidité du scénario de récolte par arbre entier se produit sur 38,8 % du territoire. Ceci signifie

que, selon le mode de récolte dans ces territoires, l'acidité générée à court terme est plus grande que la capacité des sols à la neutraliser sur un horizon temporel de l'ordre de 10 à 20 ans.

Pour ce qui est des polluants générateurs d'acidité à long terme (S+N) (horizon de temporel indéterminé), leur charge critique est dépassée sur environ 50 % du territoire forestier et ce, quel que soit le mode de récolte. Les principales régions touchées à long terme font partie de la chaîne des Laurentides et la partie sud des Appalaches.

Il est ressorti d'importantes différences dans les charges critiques d'acidité à l'échelle régionale. Les dépôts acides demeurent une source d'acidité majeure pour les écosystèmes forestiers et les efforts de réduction des émissions acidifiantes doivent se poursuivre à l'échelle nationale et internationale. Par ailleurs, la récolte de biomasse forestière (arbre entier) risque de perturber la fertilité des sols forestiers dans les zones où il y a dépassement de la charge critique en acidité à court terme, particulièrement celles où même la récolte des troncs seuls entraîne un excédent d'acidité. À cet égard, les sols des régions situées dans les Laurentides (régions 03 à 07) sont les plus vulnérables à l'exportation de la biomasse totale des arbres.

Abstract

A third approximation of the critical loads in forest ecosystems was carried out in Quebec. Critical loads refer to an ecosystem's capacity to neutralize a pollutant to a level below which no damage can occur, according to present knowledge. The Simple Mass Balance (SMB) model was used to compute critical loads. This model is mainly based on an ecosystem's input-output budget. In this new assessment, we used the most recent data on atmospheric depositions (wet and dry deposition 1999–2002 averages), the best available soil chemical weathering estimates, ecological type characteristics at the tessella scale (14 ha), and two harvesting scenarios (stem-only and whole-tree harvesting).

In Québec, atmospheric acid depositions (S+N) in forests amounted on average to $746 \pm 203 \text{ eq ha}^{-1}\text{y}^{-1}$ during the 1999–2002 period. They follow a decreasing gradient from south to north in southern Québec. Forest harvesting generates acidity by exporting base cations immobilized in the biomass, amounting to $125 \pm 85 \text{ eq ha}^{-1}\text{y}^{-1}$ with stem-only harvesting and $295 \pm 198 \text{ eq ha}^{-1}\text{y}^{-1}$ with whole-tree harvesting. Soil chemical weathering amounts to $503 \pm 282 \text{ eq ha}^{-1}\text{y}^{-1}$ on average in Québec forests (a value equivalent to $10 \pm 5.6 \text{ kg ha}^{-1}\text{y}^{-1}$ of calcium (Ca)).

With respect to nitrogen (N), exceedance of N critical load is spread throughout southern Québec, meaning that atmospheric N inputs compensate its losses and exports through biomass harvesting in the majority of cases.

With respect to pollutants generating acidity in the short term (S), critical S load is exceeded on 13.2% of the territory with the stem-only harvesting scenario, and 38.8% with the whole-tree harvesting scenario. This indicates that in these zones, whether a soil's capacity to neutralize acidity is surpassed or not within a time span of 10 to 20 years, depends on the harvesting mode.

With respect to pollutants generating acidity over the long term (S+N) (indeterminate time span), critical S+N load is exceeded on approximately 50% of the forested land in southern Québec, whichever

harvesting scenario is used. The main affected regions are located along the Laurentians and the southern part of the Appalachians.

Major differences occurred at the regional scale. Acid deposition is still a major source of acidity for forest ecosystems, so national and international efforts shall be pursued to further reduce acidifying emissions. Meanwhile, the risk of reducing soil fertility is high with forest biomass harvesting (whole trees) in zones where the critical load of acidity is exceeded in the short term, particularly where stem-only harvesting itself exceeds critical loads. The most sensible soils on which to use whole-tree harvesting are mainly located in the Laurentians (regions 03 to 07).

Table des matières

	page
Remerciements	iii
Résumé	v
Abstract	vii
Liste du tableau	xi
Liste des figures	xii
Introduction	1
Les précipitations acides	1
Récolte de biomasse	2
La notion de charge critique	3
Objectifs	3
Chapitre premier - Matériel et méthode	5
1.1 Le modèle SMB	5
1.2 Détermination des valeurs appropriées des constantes du modèle SMB	7
1.3 Immobilisation dans la biomasse et exportation	8
1.4 Autres paramètres	10
1.5 Domaine d'application	10
Chapitre deux - Résultats	13
2.1 Détermination des constantes pour calculer la valeur critique de l'alcalinité de l'eau de drainage du sol	13
2.2 Dépôts atmosphériques	13
2.3 Immobilisation dans la biomasse	15

	Page
2.4 Altération chimique des sols	15
2.5 Charge critique en N	15
2.6 Charge critique en acidité à court terme	15
2.7 Charge critique en acidité à long terme	17
2.8 Dépassement de la charge critique en N	17
2.9 Dépassement de la charge critique en acidité à court terme.....	19
2.10 Dépassement de la charge critique en acidité à long terme.....	19
2.11 Différences régionales	19
Chapitre trois - Discussion	23
3.1 L'acidification par les précipitations acides par rapport à la récolte forestière	23
3.2 Récolte de biomasse forestière	24
3.3 Incertitudes associées à l'évaluation des charges critiques	24
Conclusion	27
Annexe 1. Regroupement des espèces forestières en essences principales.....	35
Annexe 2. Moyennes (Moy.) et écart-types (ET) des concentrations en éléments nutritifs des divers compartiments de l'arbre selon l'essence principale (Mg kg ⁻¹)	36
Annexe 3 Type de substrat basé sur les polygones de la carte géologique du Québec	37
Annexe 4 Carte des régions administratives du MRNF	38

Liste du tableau

page

Tableau 1.	Sources des données employées pour calculer et cartographier les charges critiques et leur dépassement	9
-------------------	--	---

Liste des figures

	page
Figure 1. Relation entre le $\text{pH}_{(\text{eau})}$ du sol et son taux de saturation en base (E_{Bc}).....	14
Figure 2. Dépôts atmosphériques totaux (secs et humides) générateurs d'hydrogène (H^+) dans les forêts cartographiées au Québec entre 1999 et 2002 et tendances observées des dépôts humides en H^+ dans les stations de mesures entre 1977 et 2005 (OUMET et DUCHESNE 2008).....	14
Figure 3. Immobilisation moyenne annuelle nette en cations basiques (Ca, Mg et K) dans la biomasse qui serait exportée selon le scénario de récolte A) des troncs seuls et B) des arbres entiers	16
Figure 4. Taux d'altération chimique net du sol dans les forêts au Québec.....	16
Figure 5. Charge critique en azote (N) des forêts du Québec selon le scénario de récolte A) des troncs seuls et B) par arbre entier	16
Figure 6. Charge critique en S (acidité à court terme) des forêts du Québec selon le scénario de récolte A) des troncs seuls et B) par arbre entier	17
Figure 7. Charge critique en S+N (acidité à long terme) des forêts du Québec selon le scénario de récolte A) des troncs seuls et B) par arbre entier	18
Figure 8. Dépassement de la charge critique en azote (N) des forêts du Québec selon le scénario de récolte A) des troncs seuls et B) par arbre entier	18
Figure 9. Dépassement de la charge critique en acidité à court terme (S) des forêts du Québec selon le scénario de récolte A) des troncs seuls et B) par arbre entier.....	18

- Figure 10.** Dépassement de la charge critique en acidité à long terme (S+N) des forêts du Québec selon le scénario de récolte A) des troncs seuls et B) par arbre entier..... 20
- Figure 11.** Moyennes par région (barres : $\pm$ écarts-types) de l'alcalinité des processus pris en compte dans le calcul des charges critiques. A) Dépôts atmosphériques et altération chimique des sols et B) Minéralomasse exportée par la récolte des troncs et des arbres entiers et alcalinité des eaux de drainage des sols. Les barres verticales représentent les régions 1 à 11 en ordre de gauche à droite 20
- Figure 12.** Moyennes par région (barres : $\pm$ écarts-types) du dépassement de la charge critique en N (azote), en S (acidité à court terme) et en S+N (acidité à long terme). Les barres verticales représentent les régions 1 à 11 en ordre de gauche à droite..... 22

Introduction

Les précipitations acides

En Amérique du Nord, les charges critiques (CC) de dépôts acides ont commencé à être l'objet de discussions en 1983, lors de la première évaluation Canada – États-Unis des pluies acides. Cette évaluation a conduit à la signature d'un accord, entre le Canada et les États-Unis, pour mitiger ce problème de pollution atmosphérique transfrontalier. Le « dépôt cible » de 20 kg de sulfates (SO_4^{2-}) à l'hectare par année avait alors été jugé acceptable pour protéger les écosystèmes aquatiques modérément vulnérables à l'acidité.

Au Canada, le Programme de lutte contre les pluies acides de l'est du Canada (PLCPA) de 1985 a représenté le premier effort coordonné du gouvernement fédéral et des six provinces de l'est du Canada (Ontario et plus à l'est) pour résoudre ce problème de pollution. Ce programme a atteint son objectif de réduire les émissions de SO_2 de 50 % en 1994 par rapport aux niveaux d'émissions de 1980 dans l'ensemble de ces provinces. Aux États-Unis, des amendements ont été apportés au *Clean Air Act* en 1990. Les amendements édictaient d'importantes réductions des émissions de SO_2 à faire pour 1997 (phase I), lesquelles étaient suivies de réductions supplémentaires pour 2010 (phase II) et de la réduction des émissions de NO_x . L'Accord Canada – États-Unis sur la qualité de l'air (AQA), signé en 1991, a réaffirmé les engagements de réduire les émissions de SO_2 et de NO_x pris par les deux pays.

À la suite du PLCPA, la « Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000 » a été lancée en 1998. Elle avait comme objectif principal à long terme de « se conformer au seuil environnemental des CC en matière de dépôts acides partout au Canada » (MINISTRES FÉDÉRAUX, PROVINCIAUX ET TERRITORIAUX DE L'ÉNERGIE ET DE L'ENVIRONNEMENT 1998). La Stratégie est actuellement mise en application. Par exemple, depuis la fin de la dernière décennie, le Québec a réussi à diminuer ses émissions de SO_2 de plus de 60 % par rapport aux émissions de 1980. Bien que l'on prévoie que le dépôt cible soit atteint en 2010 dans la plupart des régions de l'est de l'Amérique du Nord, les conclusions des rapports d'évaluation de 1990, 1997 et 2004 sur les pluies acides au Canada (CCRS –

COMITÉ FÉDÉRAL PROVINCIAL DE COORDINATION DE LA RECHERCHE ET DE LA SURVEILLANCE – 1990, ENVIRONNEMENT CANADA 1997, ENVIRONNEMENT CANADA 2005) révèlent que beaucoup de lacs et de forêts continueront d'être vulnérables aux dépôts acides au Québec en raison du dépassement de leur CC en acidité.

Parallèlement au lancement de la Stratégie pancanadienne de 1998, la « Conférence des gouverneurs des états de la Nouvelle-Angleterre et des premiers ministres des provinces de l'Est du Canada » (CGNA-PMEC) lançait son Plan d'action sur les pluies acides. Ce plan d'action comprenait, entre autres, un volet sur la cartographie des CC d'acidité des forêts afin d'évaluer l'ampleur du dépassement des CC dans les écosystèmes forestiers du nord-est de l'Amérique du Nord. De concert avec l'Université Trent (WATMOUGH *et al.* 2004), les résultats de ce volet ont permis d'obtenir une première approximation des CC et de leur dépassement dans l'est du Canada (DEMERCHANT *et al.* 2004). Depuis, une seconde approximation des CC a eu lieu. Cette dernière prend en compte les données 1994-1998 des dépôts atmosphériques secs, mais non celles sur la récolte forestière (OUMET *et al.* 2006, OUMET 2005).

Récolte de biomasse

L'utilisation de la biomasse forestière à des fins de production de matériaux ou d'énergie est une avenue de plus en plus explorée au Québec. Ainsi, dans son projet de refonte du régime forestier, le gouvernement du Québec propose de développer la filière énergétique dans le cadre de sa Stratégie énergétique (MRNF 2008a, b). Cette stratégie a été mise en place afin de favoriser les énergies renouvelables et l'adoption de cibles d'économie d'énergie, notamment pour les produits pétroliers, et la promotion d'un meilleur usage de l'électricité. Un programme de substitution du mazout lourd, entre autres par des énergies issues de la biomasse forestière, a ainsi été annoncé au cours de l'automne 2007. Ce programme s'adresse principalement à l'industrie forestière qui est pour sa part déjà très performante dans la valorisation des résidus issus de sa production pour générer de la vapeur, par exemple. Un second programme, relatif à l'octroi d'un permis autorisant la récolte annuelle de biomasse forestière dans les forêts du domaine de l'État pour une certaine période, a été approuvé par le gouvernement du Québec en 2008 (GOUVERNEMENT DU QUÉBEC 2008).

Dans un contexte d'aménagement durable des forêts, la pression de récolte exercée sur le territoire forestier doit se faire selon la capacité des sols à maintenir leur fertilité à long terme. Récolter les arbres en entier (troncs, branches, feuillage) plutôt que les troncs seuls a pour effet d'exporter davantage d'éléments minéraux, ce qui déséquilibre le cycle des éléments nutritifs dans l'écosystème forestier. Cet effet « appauvrissant » de minéraux dans les sols, attribuable à ce mode de récolte, a largement été étudié au cours des vingt dernières années (D'AVIGNON et OUMET 2008). L'appauvrissement est particulièrement manifeste sur les stations déjà pauvres. Dans le cadre de l'aménagement durable des

forêts, l'établissement de la charge critique permet de déterminer les stations où il est possible de récolter la biomasse forestière sans risquer d'appauvrir les sols forestiers en éléments minéraux.

La notion de charge critique

La charge critique est définie comme étant « une évaluation quantitative de la mesure de l'exposition à un ou plusieurs polluants en dessous de laquelle les éléments de l'environnement ne subissent aucun dommage significatif à court ou long terme, selon les connaissances actuelles » (UBA 2004a). Elle est basée sur le bilan entrées-sorties de l'écosystème, soit l'équilibre géochimique, et le comportement chimique des sols. L'évaluation des charges critiques sert à discriminer les conditions inacceptables de celles acceptables pour un récepteur comme la forêt. De plus en plus, le concept de la charge critique est reconnu comme une démarche d'évaluation du risque (BARKMAN 1998).

Objectifs

L'objectif de cette étude est de mettre à jour et de raffiner la carte des charges critiques d'acidité à long terme (troisième approximation) et de produire la première version de la carte des charges critiques en acidité à court terme et celle en N pour les forêts du Québec à une échelle beaucoup plus fine – celle de la *tesselle* (unités de 14 ha) – tout en prenant en compte les estimations plus récentes des dépôts atmosphériques humides et secs (1999-2002). La seconde approximation des charges critiques à long terme faisait appel aux dépôts atmosphériques 1994-1998 et l'évaluation de la charge critique en acidité à long terme a été effectuée à l'échelle du district écologique (unités de 298 km² en moyenne) (OUIMET 2005, OUIMET *et al.* 2006). Quant à la première approximation (OUIMET 2004), les apports atmosphériques secs ont été évalués très grossièrement (en proportion des dépôts atmosphériques humides 1994-1998).

Chapitre premier

Matériel et méthode

1.1 Le modèle SMB

La démarche utilisée pour calculer les charges critiques en acidité des écosystèmes forestiers est basée sur le bilan des flux d'éléments acidifiants et alcalinisants dans l'écosystème forestier. Certains éléments sont acidifiants à court terme (par ex. le SO_4^{2-}), tandis que d'autres ont le potentiel de le devenir à long terme (par ex. le N). Dans le cadre de cette étude, nous évaluerons la charge critique : 1) minimum en azote ($CC_{\min}(N)$), qui prend en compte les besoins en N des écosystèmes forestiers, 2) en acidité ($CC(S)$), qui prend en compte le S seulement comme élément acidifiant et 3) à long terme ($CC(S + N)$) qui prend en compte le S et le N comme éléments acidifiants. Le modèle employé est appelé SMB (*Simple Mass Balance*); il est basé sur la loi de conservation de masse (UBA 2004b) :

$$[1] \quad CC_{\min}(N) = N_i + N_u$$

$$[2] \quad CC(S) = BC_{dep} - Cl_{dep} + BC_w - Bc_u - ANC_{dr\ crit}$$

$$[3] \quad CC(S + N) = CC(S) + CC_{\min}(N)$$

où $CC_{\min}(N)$: la CC minimale en azote à long terme

N_i : le taux d'immobilisation net annuel de N dans le sol

N_u : le taux d'immobilisation net annuel de N dans la biomasse qui sera exportée

$CC(S)$: la CC maximale en acidité à court terme

$CC(S + N)$: la CC maximale en acidité à long terme

BC_{dep} : la somme des dépôts atmosphériques annuels totaux en K + Ca + Mg + Na

Cl_{dep} : les dépôts atmosphériques annuels totaux en Cl

BC_w : le taux d'altération annuel du sol en K + Ca + Mg + Na

BC_u : le taux d'immobilisation net annuel en K + Ca + Mg dans la biomasse qui sera exportée par la récolte

$ANC_{dr\ crit}$: la valeur critique de l'alcalinité de l'eau de drainage du sol

Toutes les unités sont en « éq ha⁻¹a⁻¹ ». La variable $ANC_{dr\ crit}$ est une variable clé du modèle. Cette variable représente un ensemble de critères physico-chimiques qui détermine ultimement la valeur critique de la saturation en base des sols forestiers (OUMET *et al.* 2006). Pour les stations sur sols minéraux, elle se définit par l'équation (UBA 2004b) :

$$[4] \quad ANC_{dr\ crit} = -1.5 \times \frac{BC_{dep} + BC_w - BC_u}{(Bc / Al)_{crit}} - Q^{2/3} \times \left(1.5 \times \frac{BC_{dep} + BC_w - BC_u}{(Bc / Al)_{crit} \times K_{Gibb}} \right)^{1/3}$$

où Q : drainage annuel du sol (m³ ha⁻¹a⁻¹)

BC_w : le taux d'altération annuel du sol en K + Ca + Mg

$(Bc / Al)_{crit}$: rapport critique des concentrations molaires (Ca + Mg + K)/Al dans l'eau de drainage

K_{Gibb} : constante de dissolution de la gibbsite (m⁶ éq⁻²).

Les valeurs de $(Bc / Al)_{crit}$ et K_{Gibb} , ont été dérivées à partir de la relation pH du sol – saturation en bases de sols forestiers du Québec (voir section suivante).

Pour les stations sur sols organiques, la variable $ANC_{dr\ crit}$ est définie par l'équation (UBA 2004b) :

$$[5] \quad ANC_{dr\ crit} = 0,5 \times \left(\frac{BC_{dep} - BC_u}{(Bc / H)_{crit}} \right)$$

où $(Bc / H)_{crit}$: rapport molaire cations basique – hydrogène

La valeur de $(Bc / H)_{crit}$ employée dans le calcul de $ANC_{dr\ crit}$ était de 1 unité (UBA 2004b).

Les dépassements de la CC ($Exc(N)$, $Exc(S)$ et $Exc(S + N)$) se calculent par la différence entre les dépôts atmosphériques totaux de S et N et la CC :

$$[6] \quad Exc(N) = N_{dep} - CC_{min}(N)$$

$$[7] \quad Exc(S) = S_{dep} - CC(S)$$

$$[8] \quad Exc(S + N) = si(N_{dep} > CC_{min}(N), Exc(S) + N_{dep} - CC_{min}(N), Exc(S))$$

où N_{dep} : dépôts atmosphériques annuels totaux en N

S_{dep} : dépôts atmosphériques annuels totaux en S.

1.2 Détermination des valeurs appropriées des constantes du modèle SMB

Nous avons déterminé les valeurs appropriées pour $(Bc / Al)_{crit}$ et K_{Gibb} à partir de la relation existant entre le pH du sol et sa saturation en base. Pour établir cette relation, nous avons employé l'équation de Gaines-Thomas qui sert à décrire l'échange de cations (Ca, Mg, K et Al) entre la solution du sol et son système d'échange cationique (GAINES et THOMAS 1953) :

$$[9] \quad \frac{E_{Al}^2}{E_{Bc}^3} = K_{ech} \frac{[Al]^2}{[Bc]^3}$$

où E_{Al} : fraction de Al sur le complexe d'échange du sol

E_{Bc} : fraction des cations basiques Ca, Mg et K sur le complexe d'échange du sol

K_{ech} : constante de sélectivité de Gaines-Thomas

$[Al]$: concentration de Al dans la solution de sol

$[Bc]$: concentration de cations basiques Ca, Mg et K dans la solution de sol.

Si nous supposons que :

$$[10] \quad E_{Bc} + E_{Al} = 1$$

$$[11] \quad [Bc]_{crit} = [Al]_{crit} \times (Bc / Al)_{crit}$$

$$[12] \quad [Al]_{crit} = K_{Gibb} \times 10^{-3pH_{crit}}$$

où K_{Gibb} : constante de dissolution de la gibbsite $(Al(OH)_3(s))$,

alors, en combinant les équations [9] à [12] pour résoudre le calcul du pH_{crit} , nous obtenons :

$$[13] \quad pH_{crit} = \frac{\left(3\log_{10}(Bc / Al)_{crit} + \log_{10}(K_{Gibb}) + 2\log_{10}\left(\frac{1 - E_{Bc}}{E_{Bc}^{3/2}}\right) - \log_{10}(K_{ech}) \right)}{3}$$

L'équation [13] fait ainsi le lien entre le pH à la valeur de $(Bc / Al)_{crit}$ (pH_{crit}), la saturation en base (E_{Bc}), le rapport $(Bc / Al)_{crit}$ et les constantes K_{Gibb} et $K_{éch}$. Les prémisses de ce raisonnement sont : 1) la solubilité de l'Al est contrôlée seulement par la gibbsite, 2) les réactions chimiques dans l'eau du sol impliquant les anions bicarbonates et organiques sont négligeables, et 3) les réactions d'échange entre les cations impliqués et les autres cations (Na^+ , NH_4^+ et autres cations métalliques) sont négligeables. Nous avons estimé les valeurs de $(Bc / Al)_{crit}$ et K_{Gibb} en appliquant l'équation [13] aux analyses physico-chimiques de plus de 1 800 échantillons de sols forestiers provenant du Réseau d'étude et de surveillance des écosystèmes forestiers (RÉSEF, PÉRIÉ et OUMET 2003) ainsi qu'à une série d'échantillons d'un même sol minéral forestier (horizon B, loam sableux) qui ont subi des traitements d'acidification ou d'alcalinisation et qui ont ensuite été incubés pendant trois mois (pour des détails supplémentaires sur cette expérience, voir OUMET *et al.* 1996).

1.3 Immobilisation dans la biomasse et exportation

Les variables N_u et B_{C_u} ont été calculées en tenant compte de deux scénarios : 1) uniquement le tronc est récolté (récolte par tronc entier ou bois tronçonné, tige marchande et écorce de la tige) et 2) l'arbre entier est récolté (tige marchande, écorce, branches et feuilles). Les valeurs de N_u et B_{C_u} des types écologiques sont basées sur la composition des essences observée lors du troisième inventaire décennal dans les placettes ayant un volume marchand égal ou supérieur à $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ groupées par sous-région écologique (Tableau 1). Elles ont été calculées selon les équations suivantes :

$$[14a] \quad N_u = AAM \times \sum_{i=1}^j \left(\sum_{n=1}^m \left(\frac{Nb_n \times B_n \times [N]_n}{10^3 \times 14 \times Vol} \right) \right)$$

$$[14b] \quad B_{C_u} = \sum_{Ca, Mg, K} \left(AAM \times \sum_{i=1}^j \left(\sum_{n=1}^m \left(\frac{Nb_n \times B_n \times [x]_n}{10^3 \times MA_x \times Vol} \right) \right) \right)$$

où AAM : accroissement annuel moyen du type écologique ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$)

i, j : compartiment de l'arbre considéré exporté (bois de tige, écorce, branches, feuillage)

n, m : liste des essences principales (voir l'annexe 1)

Nb : densité (tiges ha^{-1})

B : biomasse du compartiment des essences principales (kg tige^{-1})

$[x]$: concentration de l'élément « x » (N, Ca, Mg, K) dans un compartiment donné d'une essence principale (mg kg^{-1}) (voir l'annexe 2)

MA : masse atomique équivalente de l'élément « x » (g éq^{-1})

Vol : volume de l'essence principale ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)

Tableau 1. Sources des données employées pour calculer et cartographier les charges critiques et leur dépassement

Source	Référence
Dépôts atmosphériques humides, moyennes spatiales 1999-2002 pour le NO ₃ , NH ₄ , SO ₄ , Cl, Ca, Mg, K, et Na	SHAW <i>et al.</i> (2006)
Dépôts atmosphériques secs, moyennes spatiales 1999-2002 pour le NO ₃ , NH ₄ , NO ₂ , SO ₄ , Cl, Ca, Mg, K, et Na	SHAW <i>et al.</i> (2006)
Précipitations, évapotranspiration et température (moyennes annuelles 1961–1990 à partir de 410 stations météorologiques au Québec)	RÉGNIÈRE (1996)
Caractéristiques et accroissement annuel moyen des types écologiques par district écologique	Direction des inventaires forestiers, MRNF
Caractéristiques des types écologiques des <i>tesselles</i> SIFORT par district écologique	NOËL (2002)
Inventaire forestier du troisième décennal (placettes-échantillons temporaires)	Direction des inventaires forestiers, MRNF
Concentrations en éléments nutritifs des divers compartiments des arbres, par essence principale	RESEF, Direction de la recherche forestière, MRNF et (NEG/ECP FOREST MAPPING GROUP 2001) – Annexe 2
Paramètres des sols des types écologiques par district écologique : profondeur du solum, pierrosité et texture (inventaire écologique 1986-2000)	Direction des inventaires forestiers, MRNF
Type de substrat (acide, intermédiaire, basique)	Géologie Québec (MRN 2001) – Annexe 3

La valeur de *B* a été calculée à l'aide d'équations allométriques reliant la biomasse des compartiments des arbres marchands d'une essence principale donnée à leur diamètre à hauteur de poitrine (LAMBERT *et al.* 2005).

Par définition, le calcul des charges critiques est restreint aux stations forestières établies sur sols à drainage variant de bon à modéré, c'est-à-dire là où la nappe phréatique ne constitue pas une source importante d'éléments minéraux pour la végétation. Nous avons aussi inclus les types écologiques sur sols à drainage subhydrique et hydrique ainsi que ceux sur sols organiques; l'estimation de leurs charges critiques doit donc être considérée comme étant très conservatrice. Dans la présente étude, nous avons supposé que l'exportation de la biomasse (soit tronc seul, soit arbre entier) s'effectuait à un taux correspondant à l'accroissement annuel moyen en volume marchand (principe du rendement soutenu).

1.4 Autres paramètres

Dans le calcul des charges critiques, nous avons supposé que la dénitrification était négligeable dans ces sols. Par contre, l'immobilisation à long terme de l'azote a été fixée à $1 \text{ kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ ($N_i = 71 \text{ éq ha}^{-1}\text{a}^{-1}$). Le taux d'accumulation net du N dans les sols durant l'holocène est de $0,2 - 0,5 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, tandis que les sols taux d'accumulation de N dans les sols de forêts aménagées sont de $0,5 - 2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ (FOREST MAPPING GROUP 2001). Le taux d'accumulation de N employé dans cette étude est justifié compte tenu de l'absence d'évidence de saturation des sols en azote au Québec (HOULE 2005). Dans cette étude, nous n'avons pas tenu compte de la possibilité de perte d'éléments engendrée par les incendies forestiers.

La variable BC_w a été estimée à partir du modèle empirique de SVERDRUP *et al.* (1990) basé sur l'acidité du substrat (acide, intermédiaire, basique), la température moyenne annuelle de l'air, la texture du sol et sa profondeur. L'acidité du substrat est quant à elle basée sur la géologie de la roche mère (Annexe 3) (MRN 2001). En accord avec la comparaison récente des méthodes d'évaluation des taux d'altération des sols forestiers (NEG/ECP FOREST MAPPING GROUP 2007, E.K. MILLER comm. pers.), nous avons multiplié les valeurs de BC_w obtenues par un facteur de 1,6 pour rendre les estimations comparables à celles que fournirait le modèle plus sophistiqué PROFILE (SVERDRUP et WARFVINGE 1993). Par ailleurs, nous avons aussi supposé que BC_w représentait 75 % de BC_w dans tous les cas (OUMET et DUCHESNE 2005).

1.5 Domaine d'application

Les calculs ont été effectués à l'échelle de la « tesselle » comme définie par la Direction des inventaires forestiers du MRNF. La *tessellation* du territoire correspond à un échantillonnage de la carte écoforestière par des *tesselles* (tuiles) d'une superficie d'environ 14 ha dont les caractéristiques correspondent au peuplement de la carte écoforestière retrouvé en son centre. Ainsi, au lieu de traiter les peuplements de la carte écoforestière de manière individuelle, un échantillonnage de ces peuplements par *tessellation* permet de réduire la quantité d'information à traiter tout en conservant une représentativité du territoire. À chaque *tesselle* d'un district écologique donné, nous avons fait correspondre les valeurs dendrométriques et écologiques moyennes du type écologique afférent.

La proportion de chaque essence de chaque type écologique a été calculée à partir des caractéristiques dendrométriques des types écologiques recensés dans le troisième inventaire décennal. La variable exprimant la productivité est l'accroissement annuel moyen des peuplements mûrs ou surannés non

perturbés (sans perturbation naturelle ou intervention), dont la densité du couvert est supérieure à 40 % (A, B, C), qui pourraient occuper le type écologique auquel correspond la *tesselle*. Après la sélection des *tesselles* conformément à ce qui vient d'être mentionné, la moyenne de l'accroissement annuel moyen a été calculée par type écologique et domaine bioclimatique. Pour ce faire, le volume total à l'hectare a été divisé par l'âge moyen des arbres-études pour obtenir un accroissement annuel moyen. Dans le cas des peuplements de feuillus tolérants à l'ombre de structure inéquienne (érable à sucre, bouleau jaune, etc.), aucune valeur d'âge n'est disponible dans le troisième inventaire; l'accroissement annuel moyen des types écologiques où se trouvent ces feuillus tolérants à l'ombre a donc été évalué à partir des peuplements de feuillus intolérants à l'ombre (peupliers et bouleau blanc) pour lesquels l'âge était disponible. Il ne s'agit donc pas de la productivité actuelle du peuplement en place, mais bien de la productivité moyenne du milieu auquel correspond la *tesselle*. Elle est exprimée en $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Il n'y a pas de valeur d'accroissement annuel moyen pour les *tesselles* représentant des terrains forestiers improductifs ou des terrains non forestiers, ainsi que certaines *tesselles* productives pour lesquelles aucune valeur n'a pu être calculée en raison de l'absence de peuplements mûrs et bien stockés sur ces types écologiques. La liste des sources de données atmosphériques, forestières et pédologiques est présentée au tableau 1. Plus de détails sur ces données et les calculs intermédiaires sont disponibles, en partie, dans OUMET (2005).

Afin de pouvoir étendre ce portrait des types écologiques à celui de la situation probable des peuplements d'un endroit donné, nous avons aussi employé les données trouvées dans SIFORT de peuplements autrefois en place (données du deuxième décennal) et de leur accroissement annuel moyen (NOËL 2002). Au total, nous avons pu calculer les valeurs des charges critiques de 3 066 695 *tesselles* sur les 5 512 565 qui couvrent le territoire forestier cartographié au Québec.

Chapitre deux

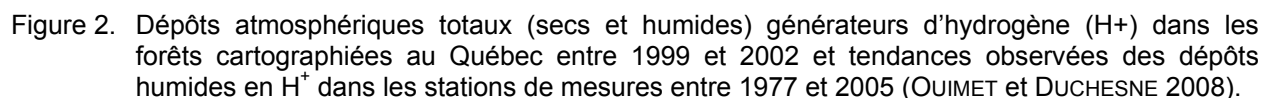
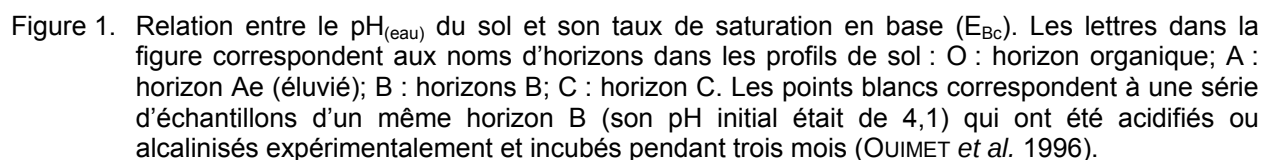
Résultats

2.1 Détermination des constantes pour calculer la valeur critique de l'alcalinité de l'eau de drainage du sol

Différentes valeurs de $(Bc / Al)_{crit}$, $K_{éch}$ et K_{Gibb} peuvent être employées pour relier le pH du sol à sa saturation en base (Figure 1). Si nous supposons que les valeurs de K_{Gibb} sont $\geq 10^8$ et que celles de $\log_{10}(K_{éch})$ varient entre 0 et 2 (POSCH *et al.* 2003), les horizons B des sols se retrouvent sous les courbes n^{os} 6, 7 et 8 de la figure 1. Les valeurs des constantes employées par défaut par les Européens se retrouvent dans les courbes plus à gauche, qui reflètent moins bien les propriétés des sols du Québec. Nos sols réagiraient donc plus à l'acidification. À l'extrême droite, nous trouvons les horizons C qui n'ont pas subi d'altération chimique. Ils réagissent spontanément avec les acides. Plus au centre de la figure 1, les échantillons d'horizon B d'un sol, qui ont subi un traitement d'acidification ou d'alcalinisation, suivent plus ou moins de près la courbe n^o 6. Nous avons donc jugé cette courbe plus près de la réalité du solum ou de la zone d'enracinement; par conséquent, les valeurs sélectionnées de $(Bc / Al)_{crit}$ et K_{Gibb} pour estimer $ANC_{dr\ crit}$ dans l'équation [4] étaient respectivement de 10 unités et $3\,000\ m^6\ eq^{-2}$ (soit $10^9\ [L\ mol^{-1}]^2$).

2.2 Dépôts atmosphériques

Les apports atmosphériques générateurs d'acidité dans les écosystèmes forestiers (anions acides Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- et NH_4^+ – supposant qu'il sera complètement nitrifié – moins cations basiques Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+) sont illustrés à la figure 2. Ils ont varié de moins de 400 à plus de 1 000 $eq\ ha^{-1}a^{-1}$ de 1999 à 2002. Les dépôts de S+N étaient de (moyenne $\pm$ écart-type) $746 \pm 203\ eq\ ha^{-1}a^{-1}$ durant cette période.



Ils suivent un gradient qui diminue du sud au nord, comme les dépôts de N et de SO₄ (OUMET et DUCHESNE 2008). Environ 18 % du territoire forestier cartographié recevaient des dépôts atmosphériques générateurs de plus de 800 éq H⁺ ha⁻¹a⁻¹ durant cette période. Treize stations de suivi des dépôts atmosphériques humides sur soixante montrent une tendance à la baisse des dépôts humides générateurs d'acidité au cours des 20 à 30 dernières années, baisse qui se chiffre à -19,7 % par décennie (OUMET et DUCHESNE 2008).

2.3 Immobilisation dans la biomasse

L'immobilisation de cations basiques, dans la biomasse qui serait exportée, varie en moyenne de 125 ± 85 éq ha⁻¹a⁻¹ avec le mode de récolte par tronc seul à plus du double, soit 295 ± 198 éq ha⁻¹a⁻¹, avec le mode de récolte par arbre entier. La récolte des troncs exporterait 300 éq ha⁻¹a⁻¹ et plus de cations basiques sur seulement 2 % du territoire, tandis que celle des arbres entiers en exporterait 300 éq ha⁻¹a⁻¹ et plus sur 45 % du territoire (Figure 3).

2.4 Altération chimique des sols

Le taux d'altération chimique des sols est en moyenne de 503 ± 282 éq ha⁻¹a⁻¹ dans les forêts du Québec. Les sols auraient un taux d'altération de 250 éq ha⁻¹a⁻¹ et moins sur environ 25 % du territoire, tandis qu'ils auraient un taux d'altération de 650 éq ha⁻¹a⁻¹ et plus sur 25 % du territoire (Figure 4).

2.5 Charge critique en N

La charge critique en N représente la capacité de l'écosystème d'absorber l'azote à long terme. Elle dépend, entre autres, de l'immobilisation dans la biomasse qui serait exportée par la récolte (Figure 5). Comme le montre la figure 5, plus les exportations sont grandes, plus la charge critique en N de l'écosystème est grande. Elle est en moyenne de 230 ± 48 éq ha⁻¹a⁻¹ pour la récolte des troncs et de 390 ± 138 éq ha⁻¹a⁻¹ pour la récolte des arbres entiers.

2.6 Charge critique en acidité à court terme

La charge critique en S représente la capacité de l'écosystème de neutraliser l'acidité à court terme. La charge critique en S ne dépend pas du tout des apports de N, mais plutôt des apports atmosphériques de S et de cations basiques, du taux d'altération du sol et de l'immobilisation des cations basiques dans la biomasse qui sera exportée. Elle est en moyenne de 668 ± 322 éq ha⁻¹a⁻¹ pour la récolte des troncs entiers et de 460 ± 331 éq ha⁻¹a⁻¹ pour la récolte des arbres entiers (Figure 6).

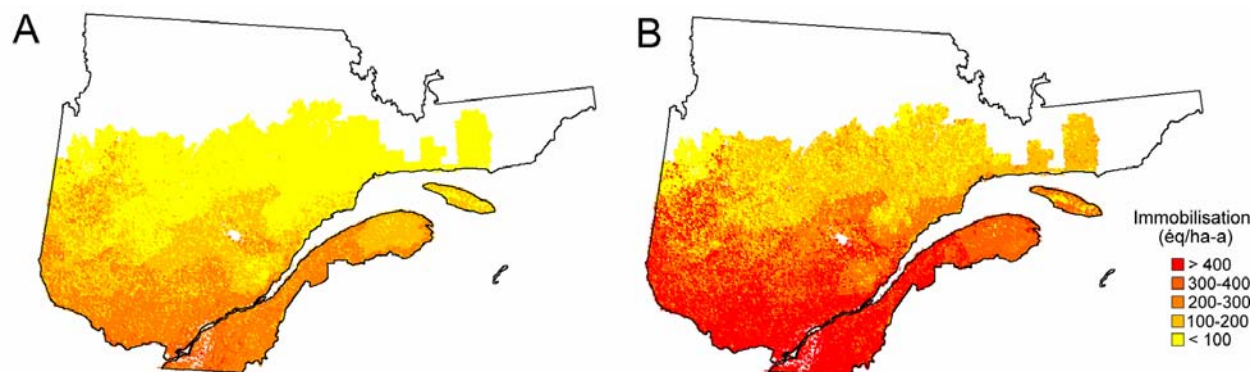


Figure 3. Immobilisation moyenne annuelle nette en cations basiques (Ca, Mg et K) dans la biomasse qui serait exportée selon le scénario de récolte A) des troncs seuls et B) des arbres entiers.

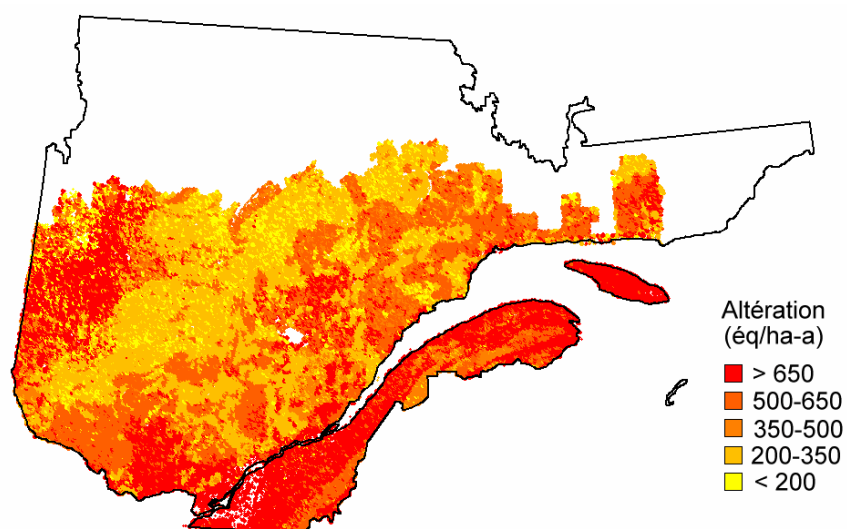


Figure 4. Taux d'altération chimique net du sol dans les forêts au Québec.

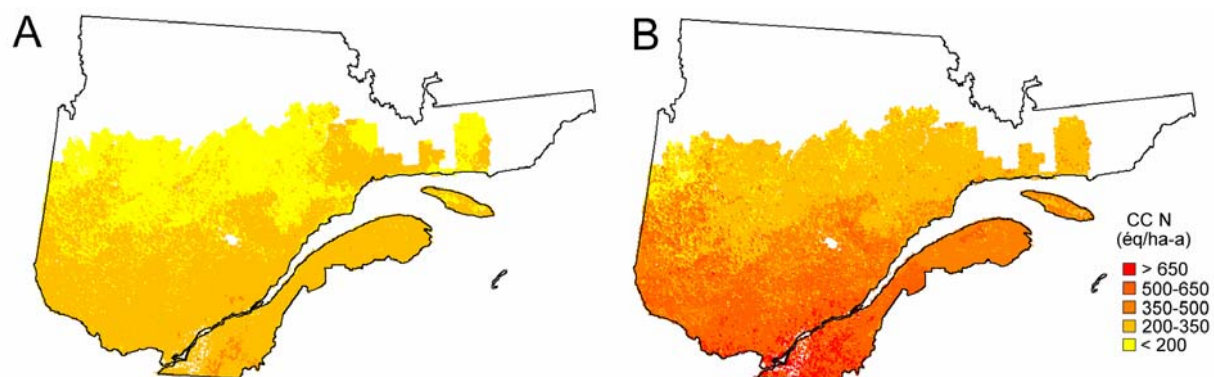


Figure 5. Charge critique en azote (N) des forêts du Québec selon le scénario de récolte A) des troncs seuls et B) par arbre entier.

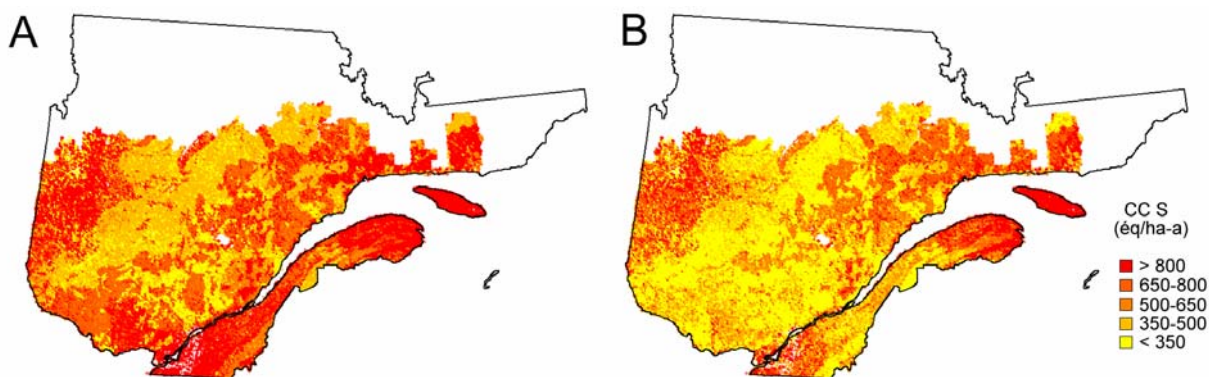


Figure 6. Charge critique en S (acidité à court terme) des forêts du Québec selon le scénario de récolte A) des troncs seuls et B) par arbre entier.

2.7 Charge critique en acidité à long terme

La charge critique en acidité à long terme représente la capacité de l'écosystème de neutraliser l'acidité qui sera générée à long terme par les apports atmosphériques et l'exportation de la biomasse, au moment où l'écosystème sera saturé en N, c'est-à-dire au moment où tout apport de N au-delà de sa charge critique en N sera considéré générateur d'acidité dans l'écosystème. Elle est généralement légèrement plus élevée ($804 \pm 331 \text{ éq ha}^{-1}\text{a}^{-1}$) pour la récolte des troncs entiers que pour la récolte des arbres entiers ($757 \pm 321 \text{ éq ha}^{-1}\text{a}^{-1}$) (Figure 7).

2.8 Dépassement de la charge critique en N

Le dépassement de la charge critique en N se produit sur 98,5 % du territoire avec la récolte des troncs entiers (Figure 8). Ce dépassement est en moyenne de $176 \pm 100 \text{ éq ha}^{-1}\text{a}^{-1}$. Le dépassement de la charge critique en N du scénario de récolte par arbre entier se produit sur 42,7 % du territoire. Il est en moyenne de $90 \pm 65 \text{ éq ha}^{-1}\text{a}^{-1}$. Il n'y a pas de dépassement de la charge critique en N principalement dans les Appalaches, de la Beauce jusqu'à la Gaspésie (régions 01, 11 et 12; voir l'annexe 4 pour visualiser les régions du MRNF), ce qui signifie que la récolte par arbre entier appauvrirait les sols en N à long terme dans ces régions. Cependant, les pertes de N se chiffrent à l'équivalent de 1 à 2 kg N $\text{ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ seulement, des valeurs probablement à l'intérieur de l'incertitude associée au calcul de la charge critique en N.

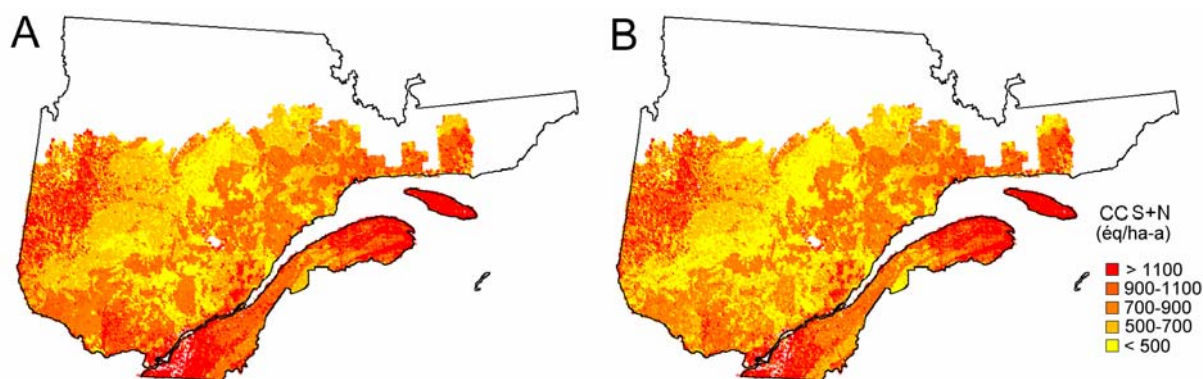


Figure 7. Charge critique en S+N (acidité à long terme) des forêts du Québec selon le scénario de récolte A) des troncs seuls et B) par arbre entier.

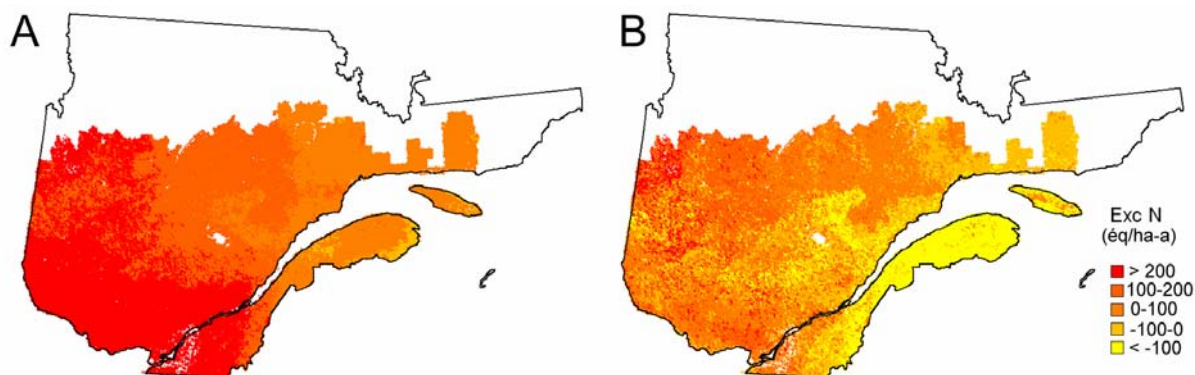


Figure 8. Dépassement de la charge critique en azote (N) des forêts du Québec selon le scénario de récolte A) des troncs seuls et B) par arbre entier.

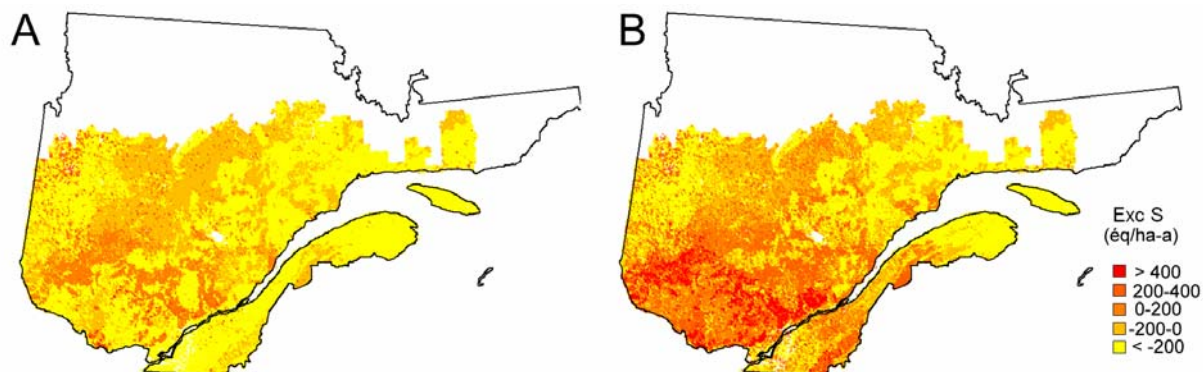


Figure 9. Dépassement de la charge critique en acidité à court terme (S) des forêts du Québec selon le scénario de récolte A) des troncs seuls et B) par arbre entier.

2.9 Dépassement de la charge critique en acidité à court terme

Le dépassement de la charge critique en S se produit sur seulement 13,2 % du territoire avec la récolte des troncs seuls (Figure 9). Ce dépassement est en moyenne de $130 \pm 104 \text{ éq ha}^{-1}\text{a}^{-1}$. Le dépassement de la charge critique en S du scénario de récolte par arbre entier se produit sur 38,8 % du territoire. Il est en moyenne de $222 \pm 144 \text{ éq ha}^{-1}\text{a}^{-1}$. Il n'y a pas de dépassement de la charge critique en S principalement dans la vallée du Saint-Laurent, l'Abitibi, la Côte-Nord, la Gaspésie et l'île d'Anticosti (régions 01, partie de 03, partie de 04, 09, 11, 14, 16).

2.10 Dépassement de la charge critique en acidité à long terme

Le dépassement de la charge critique en S+N se produit sur 49,6 % du territoire avec la récolte des troncs seuls (Figure 10). Ce dépassement est en moyenne de $229 \pm 174 \text{ éq ha}^{-1}\text{a}^{-1}$. Le dépassement de la charge critique en S+N du scénario de récolte par arbre entier se produit sur 54,4 % du territoire. Il est en moyenne de $271 \pm 174 \text{ éq ha}^{-1}\text{a}^{-1}$. Il n'y a pas de dépassement de la charge critique en S+N principalement dans la vallée du Saint-Laurent, l'Abitibi, la Côte-Nord, la Gaspésie et l'île d'Anticosti (régions 01, partie de 03, partie de 04, 09, 11, 14, 16).

2.11 Différences régionales

Il existe des différences majeures dans les sources d'acidité des écosystèmes forestiers selon les régions du Québec. Les dépôts atmosphériques génèrent le plus d'acidité ($> -700 \text{ éq ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ en matière d'alcalinité nette) dans les régions 03, 04, 05, 06 et 07 (Figure 11a). Par ailleurs, les régions 02, 04, 08 et 09 sont celles dont les sols ont un taux d'altération généralement plus faible ($500 \text{ éq ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ et moins en matière d'alcalinité nette).

Pour ce qui est de la minéralomasse de cations basiques susceptible d'être exportée, les régions 01, 03, 05, 06 et 07 présentent les plus grands taux et ce, tant pour la récolte des troncs seuls que celle des arbres entiers (Figure 11b). Peu de différences existent cependant entre les régions pour ce qui est de l'alcalinité ($ANC_{dr \text{ crit}}$) perdue par drainage à la suite de la récolte par tronc seul. Par contre, les différences régionales de la perte d'alcalinité par drainage s'accroissent légèrement avec le mode de récolte par arbre entier.

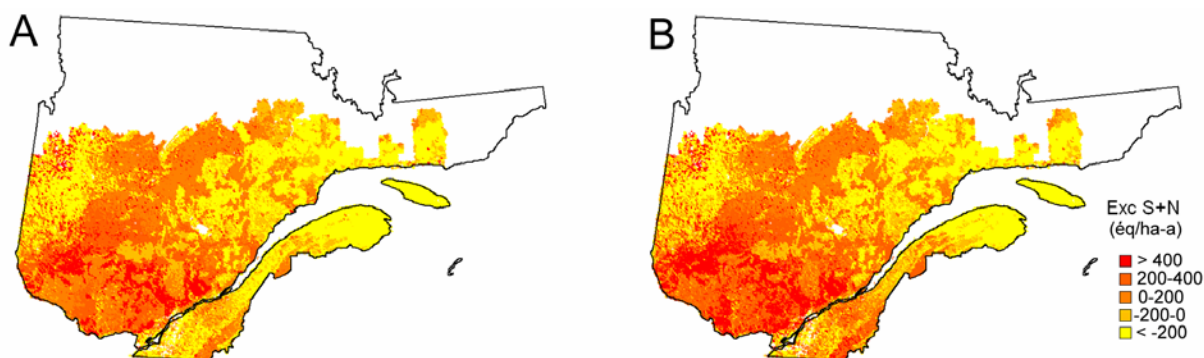


Figure 10. Dépassement de la charge critique en acidité à long terme (S+N) des forêts du Québec selon le scénario de récolte A) des troncs seuls et B) par arbre entier.

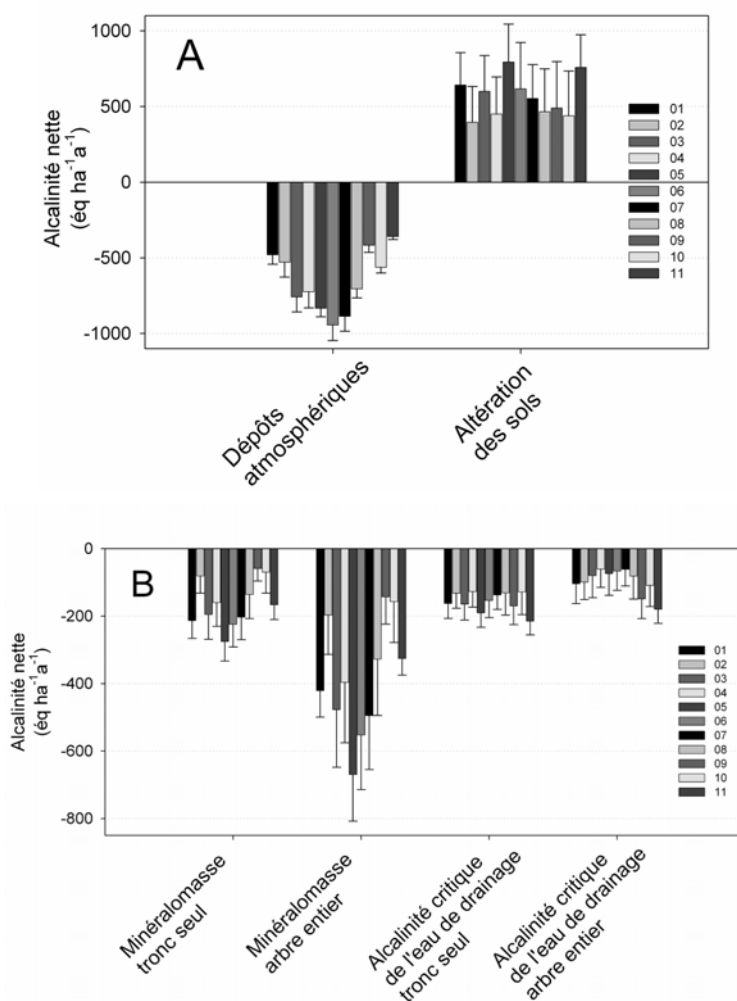


Figure 11. Moyennes par région (barres : $\pm$ écarts-types) de l'alkalinité des processus pris en compte dans le calcul des charges critiques. A) Dépôts atmosphériques et altération chimique des sols et B) Minéralomasse exportée par la récolte des troncs et des arbres entiers et alkalinité des eaux de drainage des sols. Les barres verticales représentent les régions 01 à 11 en ordre de gauche à droite.

En tout, le dépassement des charges critiques, qui intègre l'ensemble des résultats précédents, montre des différences régionales importantes dans certains cas. Le dépassement de la charge critique en N est, sauf exception, positif dans toutes les régions du Québec avec le scénario de récolte des troncs seuls, ce qui signifie que les entrées de N prises en compte dans le bilan sont plus grandes que ses sorties des écosystèmes (Figure 12). Ces derniers tendront à se saturer en N à long terme et contribueront ainsi à leur acidification comme défini par la charge critique en S+N. Par contre, le dépassement devient quasi nul en moyenne et même négatif dans les régions 01 et 11 avec le scénario de récolte par arbre entier, ce qui signifie que procéder à l'exportation de la biomasse des arbres en entier dans ces deux régions risque d'appauvrir les sols en N.

Le dépassement de la charge critique en S (acidité à court terme) est en majorité négatif dans toutes les régions du Québec lorsque la récolte de biomasse n'est constituée que des troncs seulement, tandis qu'il devient en majorité positif dans les régions 03 à 07 lorsque la récolte de biomasse se fait par arbre entier (Figure 12). Ce résultat signifie que dans ces cinq régions la récolte de biomasse des arbres en entier risque d'entraîner à court terme l'acidification des sols et leur appauvrissement en cations basiques, dans de nombreux cas.

Le dépassement de la charge critique en S+N (acidité à long terme) est en majorité nul ou négatif dans les régions 01, 02, 05, 09 et 11 lorsque la récolte de biomasse n'est constituée que des troncs et dans les régions 01, 09 et 11 pour ce qui est des arbres en entier (Figure 12). Dans les autres cas, le dépassement est en majorité positif, ce qui signifie que la plupart des sols des écosystèmes de ces régions risquent d'être acidifiés à long terme d'après le calcul de ce bilan.

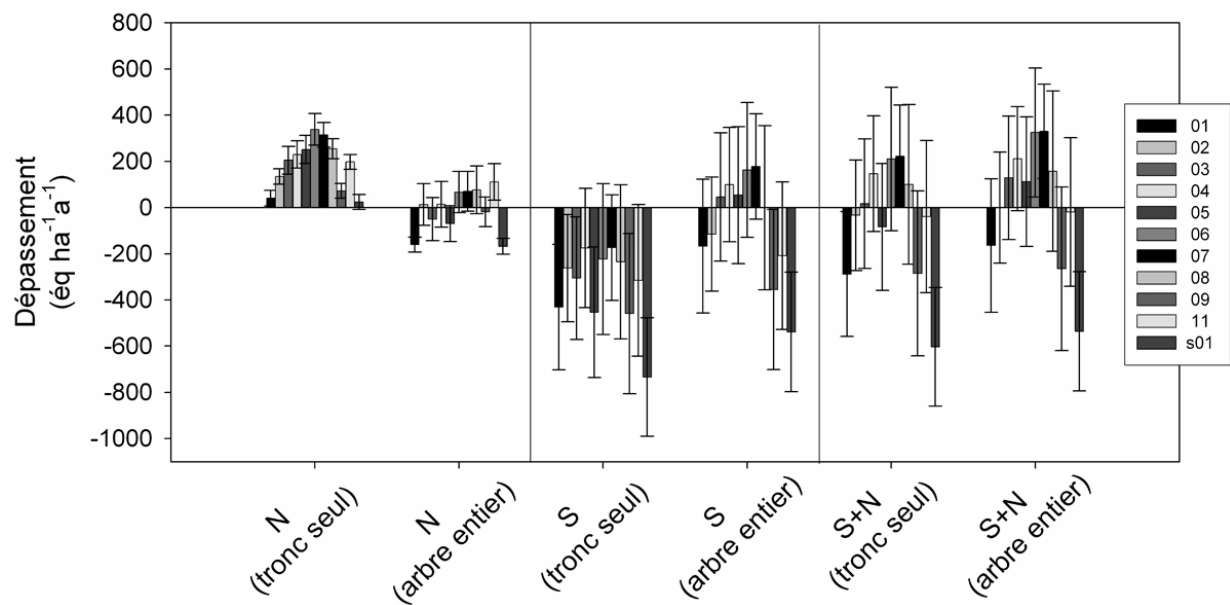


Figure 12. Moyennes par région (barres : $\pm$ écarts-types) du dépassement de la charge critique en N (azote), en S (acidité à court terme) et en S+N (acidité à long terme). Les barres verticales représentent les régions 01 à 11 en ordre de gauche à droite.

Chapitre trois

Discussion

3.1 L'acidification par les précipitations acides par rapport à la récolte forestière

Les résultats montrent que les précipitations acides demeurent un problème préoccupant sur une grande partie du territoire forestier québécois. Par conséquent, les efforts de réduction des émissions acidifiantes tant au Canada qu'aux États-Unis doivent se poursuivre. En ce sens, le gouvernement du Québec demeure très actif au sein de la Conférence des gouverneurs de la Nouvelle-Angleterre et des premiers ministres de l'est du Canada pour mettre en œuvre le Plan d'action visant les pluies acides. Ce plan définit des objectifs de réduction de 20 à 30 % des concentrations d'oxydes d'azote pour 2007 et de réduction de 50 % des concentrations de dioxyde de soufre d'ici 2010 (NEG/ECP COMITÉ DIRECTEUR SUR LES PLUIES ACIDES ET LA QUALITÉ DE L'AIR 2007).

Quant à la récolte forestière, que ce soit des troncs seulement ou des arbres entiers, elle représente une perte de cations basiques importante dans les écosystèmes forestiers, tant dans les peuplements forestiers constitués d'essences exigeantes du point de vue nutritif (WATMOUGH et DILLON 2003) que ceux établis sur sol pauvre (DUCHESNE et HOULE 2006). À cet égard, les régions 03 et 07 apparaissent les plus vulnérables à l'exportation de la biomasse totale des arbres. Le type de biomasse exporté par la récolte devient un enjeu moins important que les dépôts atmosphériques acides dans la forêt résineuse du Québec méridional, la récolte représentant seulement de 5 à 25 % de l'acidité des précipitations selon nos résultats. Ce résultat est corroboré par d'autres études soulignant que les dépôts acides sont une plus grande source d'acidification des sols en forêt boréale au Québec que l'exportation de la biomasse par la récolte forestière (BÉLANGER *et al.* 2003, THIFFAULT *et al.* 2007).

3.2 Récolte de biomasse forestière

L'analyse du dépassement de la charge critique d'acidité à court terme ($Exc(S)$) montre qu'environ 40 % du territoire forestier québécois risque de s'acidifier avec l'exportation de la biomasse des arbres en entier. Sur ces portions de territoire, la récolte des branches et du feuillage – en plus des troncs – provoquerait l'exportation d'une quantité de cations basiques plus grande que celle apportée à l'écosystème par l'altération chimique des minéraux du sol et les dépôts atmosphériques. Cependant, bien que l'analyse permette d'affirmer que le risque de perte de fertilité par la récolte des arbres en entier existe sur ces territoires, elle ne permet pas d'estimer dans combien de temps les sols se seront appauvris au point de diminuer la qualité et la productivité de la station. Pour quantifier si l'importance de cette acidification met en péril la durabilité des stations à court ou seulement à plus long terme, il est nécessaire d'obtenir des données plus précises localement sur les propriétés physico-chimiques des sols forestiers (p. ex. profondeur, texture, minéralogie). Les sols forestiers font l'objet d'un inventaire et d'un échantillonnage dans le cadre de la quatrième campagne de mesure du réseau de parcelles permanentes d'inventaire forestier. La Direction de la recherche forestière du MRNF procède à l'analyse physico-chimique de ces échantillons. Ces données seront cruciales afin d'améliorer l'estimation des charges critiques et la localisation des stations à risque. Elles permettront aussi d'évaluer l'âge de révolution « écologique » des peuplements forestiers, c'est-à-dire l'âge de rotation des peuplements correspondant au temps que le sol a besoin pour reconstituer ses réserves d'éléments nutritifs perdus par les exportations de biomasse (KIMMINS 1974, pour une version vulgarisée voir D'AVIGNON et OUMET 2008).

3.3 Incertitudes associées à l'évaluation des charges critiques

Le dépassement de la charge critique en acidité à long terme ($Exc(S+N)$) correspond à une évaluation très conservatrice du risque d'acidification des sols forestiers. Dans le calcul de cette charge critique de $S+N$, il est supposé que tout l'excédent de N non immobilisé dans la végétation (et $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ dans le sol) est perdu dans les eaux de drainage. Or, les observations sur le terrain montrent que les écosystèmes forestiers retiennent actuellement 83 à 100 % du N véhiculé par l'atmosphère (WATMOUGH *et al.* 2005). Les forêts accumuleraient donc actuellement environ 4 à $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ dans le sol avec le scénario de récolte des troncs seulement. Le modèle présentement employé pour calculer la charge critique en N ne prend pas en compte d'importants processus complexes liés au cyclage du N dans les écosystèmes et nécessite donc d'être amélioré pour mieux refléter la réalité du terrain.

En revanche, le dépassement de la charge critique en acidité à court terme ($Exc(S)$) correspond à une évaluation plus réaliste du risque d'acidification des sols forestiers sur un horizon de temps de 10 à 20 ans. Les écosystèmes forestiers s'équilibrent relativement rapidement – en moins de 20 ans – avec

les apports atmosphériques de S (HOULE et CARIGNAN 1995, HOULE *et al.* 2004). Les sorties de S des écosystèmes forestiers du sud-est du Canada sont actuellement équivalentes ou même plus grandes que ses entrées par les dépôts atmosphériques (EIMERS et HOULE 2005). Cette charge critique ($CC(S)$) serait utile, entre autres, pour déterminer les stations où la récolte de biomasse (arbre entier) peut s'effectuer sans compromettre la fertilité en cations basiques des sols.

La précision associée à l'évaluation des charges critiques est fonction principalement de la précision associée aux valeurs des dépôts atmosphériques et à celles de l'altération chimique des sols (OUMET 2005), d'où l'importance de maintenir actif les réseaux de monitoring des dépôts atmosphériques tels le Réseau de surveillance de la qualité des précipitations (RSQP) et le Réseau de mesure des polluants atmosphériques en milieu forestier et agricole du Québec (REMPAFAQ). En ce qui concerne les sols, leur taux d'altération au Québec a été évalué dans cette étude à $503 \pm 282 \text{ éq ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, une moyenne très proche de celle estimée à partir d'une revue de la littérature de l'altération chimique des sols granitiques de l'est de l'Amérique du Nord ($612 \pm 110 \text{ éq ha}^{-1}\text{a}^{-1}$) et avec des méthodes plus sophistiquées (OUMET et DUCHESNE 2005). Cependant, si l'évaluation de l'altération chimique des sols est relativement précise régionalement, elle demeure une grande source d'incertitude localement car nous ne possédons pas de cartes des sols forestiers au Québec. La minéralogie du sol (acide, intermédiaire, basique) est représentée dans cette étude par la géologie du socle rocheux. Bien que l'adéquation minéralogique entre le matériel parental dans lequel le sol s'est formé et le socle rocheux soit acceptable régionalement, elle l'est moins localement. Les données d'analyses de sols recensées dans le cadre de la quatrième campagne de mesure du réseau de parcelles permanentes d'inventaire forestier seront donc cruciales pour améliorer la précision de ce paramètre localement. L'élaboration d'indicateurs locaux de la résilience des sols à l'acidification est aussi une avenue de recherche présentement explorée.

Conclusion

Cette troisième évaluation des charges critiques pour les écosystèmes forestiers du Québec indique que :

- le dépassement de la charge critique en N ($Exc(N)$) est généralement positif (mode de récolte par tronc seul) ou presque nul (mode de récolte par arbre entier) dans les régions du Québec. Ce surplus de N tend donc à s'accumuler dans les écosystèmes forestiers jusqu'à leur point de saturation. L'exportation de N par la récolte, que ce soit par arbre entier ou par tronc seulement, ne semble pas causer d'appauvrissement majeur de cet élément dans les écosystèmes forestiers selon les estimations actuelles;
- le dépassement de la charge critique en acidité à court terme ($Exc(S)$) dépend de manière relativement importante du mode de récolte. Il se produit sur 13,2 % du territoire avec le mode de récolte par tronc seul et sur 38,8 % du territoire avec le mode de récolte par arbre entier. La planification des activités de récolte de biomasse (branches et feuillage) devrait prendre en compte ce paramètre pour éviter les risques d'acidification excessive des sols dans les zones où la valeur de $Exc(S)$ est positive, notamment lorsque la récolte des troncs seuls provoque le dépassement de la charge critique en acidité à court terme;
- le dépassement de la charge critique en acidité à long terme ($Exc(S + N)$) se produit sur environ 50 % du territoire forestier au Québec. Les régions les plus à risques sont la Capitale Nationale - Chaudière-Appalaches (03), Mauricie – Centre du Québec (04), Estrie (05), Lanaudière – Laurentides (06), Outaouais (07) et Abitibi-Témiscamingue (08);
- les dépôts acides demeurent une source d'acidité majeure pour les écosystèmes forestiers. Les efforts doivent se poursuivre tant à l'échelle nationale qu'internationale pour réduire les émissions acidifiantes et assurer le maintien de la fertilité des sols des forêts du Québec.

Références bibliographiques

- BARKMAN, A., 1998. *Critical loads - Assessment of uncertainty*. Thèse de Ph. D., Univ. Lund, Lund, Suède.
- BÉLANGER, N., D. PARÉ et S. YAMASAKI, 2003. *The soil acid-base status of boreal black spruce stands after whole-tree and stem-only harvesting*. Canadian Journal of Forest Research 33: 1874-1879.
- CCRS (COMITÉ FÉDÉRAL PROVINCIAL DE COORDINATION DE LA RECHERCHE ET DE LA SURVEILLANCE), 1990. *Rapport canadien d'évaluation de 1990 sur le transport à distance des polluants atmosphériques et sur les dépôts acides*. Comité fédéral-provincial de coordination de la recherche et de la surveillance, Environnement Canada, Ottawa.
- D'AVIGNON, H. et R. OUMET, 2008. *Effet de la durée de révolution sur le maintien à long terme de la fertilité des sols forestiers - revue de littérature*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de la recherche forestière, Québec. Rapport hors série. 34 p.
- DEMERCHANT, I., J.E. HURLEY, R. OUMET, S.A. WATMOUGH et P.A. ARP, 2004. *Critical soil acidification loads and exceedances for Eastern Canada*. Workshop report to Environment Canada, Fredericton, N.B. 9 p.
- DUCHESNE, L. et D. HOULE, 2006. *Basic cation cycling in a pristine watershed of the Canadian boreal forest*. Biogeochemistry 78: 195-216.
- EIMERS, C. et D. HOULE, 2005. *Les sources de S, son transport et son devenir dans des bassins versants du Canada*. Chapitre 5, Section 5.5 Dans Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada, Downsview, ON. Édité par Direction de l'évaluation de la science et intégration, Environnement Canada. p. 168-173.

- ENVIRONNEMENT CANADA, 2005. *Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada*. Environment Canada, Ottawa, ON, Canada. 440 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1997. *Canadian acid rain assessment*. Environment Canada, Ottawa, ON, Canada. 5 volumes.
- GAINES, G.L. et H.C. THOMAS, 1953. *Adsorption studies on clay minerals: II. A formulation of the thermodynamics of exchange adsorption*. Journal of Chemical Physics 21: 714-718.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 2008. *Programme relatif à l'octroi d'un permis autorisant pour une certaine période la récolte annuelle de biomasse forestière dans les forêts du domaine de l'État*. Décret 722-2008, 25 juin 2008. Gazette officielle du Québec n° 29 : 4277-4280.
- HOULE, D., 2005. *Effets sur les forêts et les sols*. Chapitre 5 Dans *Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada*. Édité par Direction de l'évaluation et de l'intégration scientifiques. Downsview, ON, Canada. Environnement Canada. p. 163-201.
- HOULE, D. et R. CARIGNAN, 1995. *Role of SO₄ adsorption and desorption in the long-term S budget of a coniferous catchment on the Canadian Shield*. Biogeochemistry 28: 161-182.
- HOULE, D., C. GAGNON, S. COUTURE et A. KEMP, 2004. *Recent recovery of lake water quality in southern Québec following reduction in sulphur emissions*. Water Air and Soil Pollution: Focus 4: 247-261.
- KIMMINS, J.P., 1974. *Sustained yield, timber monitoring, and the concept of ecological rotation in British Columbian view*. Forestry Chronicle February: 27-31.
- LAMBERT, M.-C., C.H. UNG et F. RAULIER, 2005. *Canadian national tree aboveground biomass equations*. Canadian Journal of Forest Research 35: 1996-2018.
- MINISTRES FÉDÉRAUX, PROVINCIAUX ET TERRITORIAUX DE L'ÉNERGIE ET DE L'ENVIRONNEMENT, 1998. *Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000 : stratégie et document de référence*. Halifax, Nouvelle-Écosse. 13 p.
- MRN, 2001. *Carte géologique du Québec*. Ministère des Ressources naturelles, Québec. 1 carte numérique.

- MRNF, 2008a. *La forêt, pour construire le Québec de demain*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction des communications, Québec. 73 p.
- MRNF, 2008b. *L'occupation du territoire forestier québécois et la construction des sociétés d'aménagement des forêts*. Document de travail. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction des communications, Québec. Code de diffusion 2008-3029. 31 p.
- NEG/ECP COMITÉ DIRECTEUR SUR LES PLUIES ACIDES ET LA QUALITÉ DE L'AIR, 2007. *Rapport à la 31^e Conférence des gouverneurs de la Nouvelle-Angleterre et premiers ministres de l'est du Canada*. Brudenell, Île-du-Prince-Edouard. 4 p.
- NEG/ECP FOREST MAPPING GROUP, 2007. *Mapping forest sensitivity to atmospheric acid deposition. 2006-2007 annual report*. Committee on the Environment of the Conference of New England Governors and Eastern Canadian Premiers, Halifax, NS. 12 p.
- NEG/ECP FOREST MAPPING GROUP, 2001. *Protocol for assessment and mapping of forest sensitivity to atmospheric S and N deposition*. Groupe de travail sur la cartographie forestière. Conférence des gouverneurs de la Nouvelle-Angleterre et des premiers ministres de l'est du Canada, Halifax, Canada.
- NOËL, J., 2002. *Synthèse de groupements d'essences*. Documents cartographiques basé sur le deuxième décennal d'inventaire forestier (SIFORT). Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche forestière.
- OUMET, R., 2005. *Cartographie des charges critiques d'acidité des forêts : deuxième approximation*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de la recherche forestière, Québec. Rapport interne n° 487. 48 p.
- OUMET, R., 2004. *Cartographie des secteurs forestiers du Québec vulnérables aux précipitations acides : première approximation*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Québec. Rapport interne n° 482. 40 p.
- OUMET, R. et L. DUCHESNE, 2008. *Dépôts atmosphériques dans les forêts au Québec : retombées actuelles en forêt et tendances au cours des 20 à 30 dernières années*. Le Naturaliste Canadien (sous presse).

- OUMET, R. et L. DUCHESNE, 2005. *Base cation weathering and release rates from soils and watersheds in three calibrated forest catchments on the Canadian Shield, Quebec, Canada*. Canadian Journal of Soil Science 85: 245-260.
- OUMET, R., C. CAMIRÉ et V. FURLAN, 1996. *Effect of soil base saturation of soil and endomycorrhization on growth and nutrient uptake of sugar maple seedlings*. Canadian Journal of Soil Science 76: 109-115.
- OUMET, R., P.A. ARP, S.A. WATMOUGH, J. AHERNE et I. DEMERCHANT, 2006. *Determination and mapping critical loads of acidity and exceedances for upland forest soils in Eastern Canada*. Water Air and Soil Pollution 172: 57-66.
- PÉRIÉ, C. et R. OUMET, 2003. *Le réseau d'étude et de surveillance des écosystèmes forestiers québécois*. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière, Sainte-Foy (Québec). Note de recherche forestière n° 122. 8 p.
- POSCH, M., J.P. HETTELINGH et J. SLOOTWEG, 2003. *Manual for dynamic modelling of soil response to atmospheric deposition*. RIVM, Working Group on Effects of the CLRTAP, Bilthoven, The Netherlands, Report 259101012/2003. 71 p.
- RÉGNIÈRE, J., 1996. *Generalized approach to landscape-wide seasonal forecasting with temperature-driven simulation models*. Environmental Entomology 25: 869-881.
- SHAW, M., R.J. VET et L. ZHANG, 2006. *Analyzed data fields from the National Atmospheric Chemistry Database (NAtChem) and Analysis Facility*. Air Quality Research Division, Meteorological Service of Canada, Environment Canada, 4905 Dufferin St., Toronto, Ontario, Canada, M3H 5T4.
- SVERDRUP, H. et P. WARFVINGE, 1993. *Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE*. Applied Geochemistry 8: 273-283.
- SVERDRUP, H., W. DE VRIES et A. HENRIKSEN, 1990. *Mapping critical loads: a guidance to the criteria, calculations, data collection and mapping of critical loads*. Miljørapport (Environmental Report) 1990:14, Copenhagen: Nordic Council of Ministers. NORD: 1990:98. 124 p.

- THIFFAULT, E., N. BÉLANGER, D. PARÉ, W.H. HENDERSHOT et A.D. MUNSON, 2007. *Investigating the soil-base status in managed boreal forests using the SAFE model*. *Ecological Modelling* 206: 301-321.
- UBA, 2004a. *Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects risks, and trends*. UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, Berlin, Germany.
- UBA, 2004b. *Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects risks, and trends. Chapter 5. Mapping critical loads*. UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, Berlin, Germany. 44 p.
- WATMOUGH, S.A. et P.J. DILLON, 2003. *Do critical load models adequately protect forests? A case study in south-central Ontario*. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 1544-1556.
- WATMOUGH, S.A., J. AHERNE et P.J. DILLON, 2004. *Critical loads Ontario. Relating exceedance of the critical loads with biological effects at Ontario forests*. Environmental and Resource Studies, Trent Univ., Peterborough, ON. 22 p.
- WATMOUGH, S.A., J. AHERNE, C. ALEWELL, P.A. ARP, S.W. BAILEY, T.A. CLAIR, P. DILLON, L. DUCHESNE, C. EIMERS, I. FERNANDEZ, N. FOSTER, T. LARSEN, E.K. MILLER, M. MITCHELL et S. PAGE, 2005. *Sulphate, nitrogen and base cation budgets at 21 forested catchments in Canada, the United States and Europe*. *Environmental Monitoring and Assessment* 109: 1-36.

ANNEXE 1

Regroupement des espèces forestières en essences principales

Essence principale	Espèces forestières regroupées
Bouleau blanc	<i>Betula papyrifera</i> , <i>Betula populifolia</i> , <i>Amelanchier</i> sp., <i>Aronia melanocarpa</i> , <i>Alnus crispa</i> var. <i>mollis</i> , <i>Alnus rugosa</i> var. <i>americana</i> , <i>Corylus cornuta</i> , <i>Sorbus americana</i> , <i>Sorbus decora</i>
Épinettes	<i>Picea mariana</i> , <i>Picea rubens</i> , <i>Larix laricina</i>
Épinette blanche	<i>Picea glauca</i> , <i>Picea abies</i>
Feuillu intolérant ¹	<i>Populus</i> sp., <i>Prunus virginiana</i> , <i>Prunus pensylvanica</i> , <i>Rhus typhina</i> , <i>Salix</i> sp.
Feuillu tolérant ²	<i>Acer negundo</i> , <i>Acer nigrum</i> , <i>Acer pensylvanicum</i> , <i>Acer saccharum</i> , <i>Acer saccharinum</i> , <i>Acer rubrum</i> , <i>Acer spicatum</i> , <i>Carpinus caroliniana</i> , <i>Carya cordiformis</i> , <i>Carya ovata</i> , <i>Celtis occidentalis</i> , <i>Cornus</i> sp., <i>Dirca palustris</i> , <i>Fagus grandifolia</i> , <i>Quercus</i> sp., <i>Betula alleghaniensis</i> , <i>Fraxinus</i> sp., <i>Juglans cinerea</i> , <i>Malus</i> sp., <i>Ostrya virginiana</i> , <i>Tilia americana</i> , <i>Prunus serotina</i> , <i>Ulmus</i> sp., <i>Viburnum</i> sp.
Pin blanc	<i>Pinus strobus</i> , <i>Pinus resinosa</i> , <i>Pinus rigida</i> , <i>Pinus sylvestris</i>
Pin gris	<i>Pinus banksiana</i>
Sapin	<i>Abies balsamea</i> , <i>Ilex verticillata</i> , <i>Juniperus virginiana</i> , <i>Tsuga canadensis</i> , <i>Thuja occidentalis</i>

¹ Feuillus de lumière ou héliophile.

² Feuillus d'ombre ou ombrophile.

ANNEXE 2

Moyennes (Moy.) et écart-types (ET) des concentrations en éléments nutritifs des divers compartiments de l'arbre selon l'essence principale (mg kg⁻¹) (source : NEG/ECP FOREST MAPPING GROUP 2001)

Comparti- ment	Essence principale	N		P		K		Ca		Mg	
		Moy.	ET	Moy.	ET	Moy.	ET	Moy.	ET	Moy.	ET
Bois	Sapin	494	69	21	19	406	169	753	137	139	31
	Feuillu intolérant ¹	582	178	46	13	446	184	1229	293	167	32
	Pin gris	417	60	17	8	148	71	646	67	117	14
	Épinette	377	38	14	12	163	81	794	121	103	14
	Feuillu tolérant ²	843	184	55	18	508	224	959	331	157	54
	Bouleau blanc	810	99	55	23	275	89	880	415	164	26
	Pin blanc	453	55	20	6	175	65	594	182	120	18
	Épinette blanche	464	62	20	12	156	80	936	172	88	24
Écorce	Sapin	2986	542	373	83	1314	270	6702	1956	452	100
	Feuillu intolérant	3408	949	379	114	1697	413	12907	5642	694	166
	Pin gris	2164	486	203	62	655	271	4502	846	363	86
	Épinette	2167	290	279	64	940	273	6788	2481	367	86
	Feuillu tolérant	4762	1008	318	94	1589	520	18424	8238	596	230
	Bouleau blanc	3776	668	293	122	846	615	5772	3795	424	235
	Pin blanc	2467	700	278	134	936	383	4685	1977	454	194
	Épinette blanche	2836	760	386	138	1535	349	12390	3247	496	143
Branches	Sapin	5838	922	392	61	2077	252	10265	1287	839	135
	Feuillu intolérant	7343	1634	507	112	3008	653	15471	3490	1424	281
	Pin gris	4604	741	317	46	1236	227	7238	746	707	123
	Épinette	4269	433	287	27	1828	338	9544	1191	719	119
	Feuillu tolérant	9416	1866	634	126	2786	638	18991	3974	1233	392
	Bouleau blanc	8062	1085	555	71	2406	501	13406	2105	1047	273
	Pin blanc	4965	1192	336	77	1627	310	8363	1454	859	261
	Épinette blanche	5478	924	366	52	2184	325	12351	1570	897	171
Feuilles	Sapin	13217	2194	1445	287	5536	865	4964	1427	1022	176
	Feuillu intolérant	20096	5672	1784	388	9177	3611	9135	4923	1989	593
	Pin gris	12123	1233	1157	108	3994	520	2395	542	900	97
	Épinette	9753	1111	1307	230	5799	1398	3073	950	992	221
	Feuillu tolérant	22102	4483	1617	446	8291	2335	9408	3531	1744	624
	Bouleau blanc	21607	3124	2045	645	9414	2244	5925	3401	1898	654
	Pin blanc	12193	2393	1312	237	5025	633	2074	1033	1036	204
	Épinette blanche	12302	1461	1477	271	5586	1070	6461	2708	1018	172

¹ Feuillus de lumière ou héliophile.

² Feuillus d'ombre ou ombrophile.

ANNEXE 3

Type de substrat basé sur les polygones de la carte géologique du Québec (MRN 2001)

Géologie	N° de polygone	Type de substrat
Granitoïdes	9 à 15, 37 à 39, 55 à 61, 80	Acide
Roches du Protéozoïque	40 à 46	Acide
Roches sédimentaires	4, 5a, 5, 28, 48, 85, 86	Intermédiaire
Intrusions mafiques à ultramafiques	6, 7, 8, 33 à 36	Intermédiaire
Roches variées	63 à 79	Intermédiaire
Roches volcaniques	1, 2, 2a, 3, 22 à 27, 47	Basique
Roches du Protéozoïque	16 à 20	Basique
Roches sédimentaires ou volcaniques	29 à 32, 49 à 52, 81, 84, 87 à 99	Basique
Intrusions mafiques à ultramafiques	53 54	Basique

ANNEXE 4 – Carte des régions administratives du MRNF

