

**DÉVELOPPEMENT  
DURABLE**

**SUSTAINABLE  
DEVELOPMENT**

Environment CANADA Environnement

Document de discussion (Canada, Développement durable)

HD 107 D5714  
00FF

3002549J

## **BILANS D'ACIDITÉ DES TOURBIÈRES ET EFFETS DES RETOMBÉES ACIDES**

**DOCUMENT DE DISCUSSION N° 5**

*RECHERCHE SUR LES PRÉCIPITATIONS ACIDES*

HD  
107  
D5714  
no.5  
c.2

Environnement Canada Environnement Canada

**Canada**

**BILANS D'ACIDITÉ DES TOURBIÈRES ET EFFETS DES RETOMBÉES ACIDES**

**John A. Wood**

**Transport à distance des polluants atmosphériques**

Division de la recherche sur les applications écologiques  
Développement durable  
Environnement Canada

Document de discussion  
N° 5

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada  
N° de cat. CW 69-8/5F  
ISBN 0-662-95670-2

## PRÉFACE

Le présent rapport, préparé par la Division de la recherche sur les applications écologiques de la Direction du développement durable du Service des politiques du ministère dans le cadre du Programme sur le transport à distance des polluants atmosphériques (TADPA), résume l'état actuel des connaissances scientifiques concernant l'écologie chimique des tourbières ainsi que les interactions chimiques entre les tourbières et le dépôt acide. Portant principalement sur les facteurs du bilan de l'acidité, le rapport renferme aussi des recommandations et des orientations pour la recherche à venir sur les tourbières dans le cadre du TADPA.

## REMERCIEMENTS

L'auteur remercie de leurs observations et de leurs conseils concernant le manuscrit MM. E. Wiken, H. Hirvonen et R. Hélie de la Division de la recherche sur les applications écologiques de la Direction du développement durable d'Environnement Canada, S. Bayley (Ph. D.) de l'Institut des eaux douces de l'Université du Manitoba et E. Gorham (Ph. D.) du Department of Ecology and Behavioural Biology de l'Université du Minnesota.

## RÉSUMÉ

Le présent rapport revoit les facteurs de l'acidité des tourbières ainsi que les effets potentiels du dépôt acide sur le bilan de ces milieux humides. L'acidité des tourbières a plusieurs origines, les principales étant: les acides organiques produits sur place par la décomposition de la matière organique ainsi que les acides minéraux dus aux polluants atmosphériques d'origine anthropique. Sauf dans le cas des tourbières gravement polluées, les acides organiques sont, de loin, les principaux agents de l'acidité totale, les acides minéraux d'origine atmosphérique contribuant peu à cette dernière. Les propriétés et la composition du carbone organique en dissolution dans l'eau des tourbières sont décrites en détail ainsi que leurs effets sur l'acidité des eaux réceptrices.

Parmi les autres facteurs importants du bilan de l'acidité des tourbières, mentionnons l'absorption de cations qui, par libération d'ions hydrogène, produit de l'acidité ou, encore, l'absorption d'anions qui sont une source d'alcalinité. Les facteurs de moindre importance incluent l'altération des minéraux contenus dans la tourbe.

Le bilan de l'acidité de plusieurs tourbières est décrit dans le détail. Sous bien des aspects, chacun est un cas d'espèce. Toutefois, certaines caractéristiques sont communes, entre autres, une forte production d'acides organiques par rapport aux acides minéraux et la l'absorption de grandes quantités de cations et d'anions.

La dynamique de l'azote et du soufre est traitée dans le détail. Sur le terrain, l'azote est assimilé rapidement et semble stocké de façon permanente par les plantes. Le soufre est assimilé plus lentement par les plantes et la tourbe et il peut être réoxydé par la suite, puis libéré au cours de la période automnale des pluies, ce qui entraîne en de nombreux endroits une pointe d'acidité dans beaucoup d'eaux réceptrices. Dans les tourbières, le soufre est stocké principalement sous forme organique; le reste, sous forme inorganique.

La saturation en bases est un facteur important de la résistance des tourbières à l'acidification provoquée à long terme par le dépôt d'acides minéraux. Les tourbières pauvres en bases sont plus susceptibles de s'acidifier rapidement que les tourbières riches. Le degré d'appauvrissement en cations alcalins donne une indication de la gravité des répercussions du dépôt acide sur la tourbière et sur leur évolution probable à long terme. Les cations métalliques ont aussi tendance à s'accumuler dans les tourbières, dont l'affinité pour le fer et l'aluminium est particulièrement prononcée. On traite brièvement de la mobilité du fer, de l'aluminium, du sodium, du potassium, du calcium et du magnésium.

À l'avenir, la recherche devrait s'orienter vers la modélisation. La dernière partie du rapport comporte plusieurs recommandations en ce sens.

## SUMMARY

This report reviews the factors contributing to the acidity of peatlands and the potential effects of acid deposition on the budget of these wetlands. The acidity in peatlands originates from several sources. Major contributing factors include, internally generated organic acids from decay of organic matter, as well as mineral acids from airborne anthropogenic pollutants. With the exception of severely polluted peatlands, organic acids are, by far, the greatest contributor to the total acidity of peatlands. The contribution of mineral acids from airborne sources is comparatively small. The properties, and compositions of dissolved organic carbon released from peatland waters are described in detail, as well as its effect on the acidity of receiving waters.

Other major factors contributing to the acidity budget of peatlands are the uptake of cations, which generates acidity by the release of hydrogen ions, as well as the uptake of anions, which act as sources of alkalinity. Minor factors include weathering of minerals within the peat.

Case studies of the acidity budgets of several peatlands are described in detail. In many respects, the acidity budget of each wetland is quite different. However, certain features are common including high outputs of organic acids relative to mineral acids and high uptake of cations and anions.

The dynamic behaviour of nitrogen and sulphur are discussed in detail. In field studies, nitrogen uptake is rapid and appears to be permanently stored by plants. Sulphur uptake by plants, as well as peat, is slower and may later be reoxidized and released during periods of rainfall in the autumn. This release generates an acid pulse in receiving waters, which has been observed in many locations. Sulphur in peatlands is stored primarily in organic form with a small proportion occurring as inorganic sulphur.

Base saturation is an important factor in determining the ability of peatlands to resist long-term acidification from mineral acid deposition. Base-poor peatlands are more susceptible to rapid acidification than are base-rich peatlands. The rate of depletion of base cations from the peatland gives an indication of the severity of the effect of acid deposition on the peatland and its long-term prognosis. Peatlands also tend to store metallic cations and have a particularly high affinity for iron and aluminum. The mobility of iron, aluminum, sodium, potassium, calcium and magnesium is discussed briefly.

Future research efforts should focus on modelling. Several recommendations concerning modelling efforts are discussed in the last section.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
PRÉFACE .....	i
RÉSUMÉ .....	ii
TABLE DES MATIÈRES .....	v
LISTE DES TABLEAUX .....	vii
LISTE DES FIGURES .....	viii
1. INTRODUCTION .....	1
2. HISTORIQUE .....	1
3. TOURBIÈRES - DÉFINITION .....	1
4. POUVOIR TAMPON DES TOURBIÈRES .....	2
5. IMPDRTANCE RELATIVE DE L'ACIDITÉ MINÉRALE ET DE L'ACIDITÉ ORGANIQUE .....	2
6. BILAN DE L'ACIDITÉ DES TOURBIÈRES	
6.1 Études de cas .....	4
6.2 Acides organiques .....	4
6.3 Acides minéraux: apports et sources .....	6
6.4 Facteur de disparition des acides minéraux .....	8
7. DYNAMIQUE DE L'AZOTE ET DU SOUFRE	
7.1 Acidification et alcalinisation .....	9
7.2 Absorption de l'azote .....	9
7.3 Absorption du soufre .....	10
7.4 Oxydoréduction du soufre .....	13
7.5 Effets de l'évacuation du soufre sur les autres ions .....	14
7.6 Composés soufrés présents dans les tourbières .....	15
8. EFFETS DU DÉPÔT ACIDE SUR LES TOURBIÈRES VULNÉRABLES	
8.1 Modifications de la flore .....	16
8.2 Changements chimiques dans les tourbières de transition .....	18
9. CARBONE ORGANIQUE DISSOUS	
9.1 Composition chimique .....	20
9.2 Teneur en anions organiques .....	22
10. MOBILITÉ DES CATIONS MÉTALLIQUES DANS LES TOURBIÈRES .....	22
11. VARIATIONS DANS LA RÉPARTITION GÉOGRAPHIQUE DES ACIDES MINÉRAUX ET ORGANIQUES EN AMÉRIQUE DU NORD .....	26

TABLE DES MATIÈRES  
(suite)

	Page
12. CYCLES SAISONNIERS DES ACIDES MINÉRAUX ET ORGANIQUES DANS LES EAUX RÉCEPTRICES .....	27
13. CONCLUSIONS .....	27
14. RECOMMANDATIONS .....	28
15. BIBLIOGRAPHIE .....	29



LISTE DES TABLEAUX

Titre	Page
1. Processus influant sur le bilan de l'ion hydrogène dans les tourbières .....	3
2. Bilan annuel de l'acidité des tourbières de Marcell, de la RLE et de Thoreau .....	5
3. Concentration moyenne de nitrates et de sulfates dans les eaux de surface des bogs, depuis Terre-Neuve jusqu'au Manitoba, ainsi que dans les précipitations atmosphériques aux stations proches .....	11

LISTE DES FIGURES

Titre	Page
1. Domaines de stabilité des principales espèces soufrées présentes dans les tourbières, en fonction du potentiel d'oxydoréduction et du pH .....	17
2. Modélisation des effets des précipitations acides sur un fen pauvre, vulnérable à l'acidification .....	17
3. Distribution de fréquence des types de tourbières dans le nord du Minnesota .....	19
4. Relation entre le pH, l'alcalinité et la teneur en calcium des eaux de surface de petites tourbières du nord-ouest du Minnesota .....	19
5. Variabilité saisonnière de la teneur en carbone organique dissous, en sulfates et du pH dans le ruisseau Moose Pit en Nouvelle-Écosse .....	24
6. Variabilité saisonnière de la teneur en carbone organique dissous, en sulfates et du pH dans la rivière Mersey en Nouvelle-Écosse .....	25

## 1. INTRODUCTION

Le présent rapport résume les publications décrivant la recherche récente effectuée sur la chimie des tourbières et les interactions de ces dernières avec le dépôt acide. Ce sont les interactions chimiques à l'intérieur du sol qui retiennent surtout l'attention, car elles déterminent la rétention ou la libération de l'acidité minérale par la tourbière. Parmi les autres sujets traités, citons les rôles relatifs des acides organiques et des acides minéraux dans le bilan de l'acidité, la dynamique de l'azote et du soufre et la mobilité des autres ions dans les tourbières.

## 2. HISTORIQUE

L'écologie chimique des tourbières a été un domaine de recherche bien négligé. En raison de leur pouvoir incertain à l'égard des précipitations acides, les tourbières échappent encore aux diverses évaluations de la vulnérabilité à l'égard du transport à distance des polluants atmosphériques (TADPA) (Canada-US, 1983; Li, 1985; Cowell, 1980). Ces évaluations permettent de déterminer quelles sont les ressources menacées par les précipitations acides. En outre, elles sont utiles à l'élaboration de programmes de contrôle et lutte à l'échelle des écosystèmes. Voilà pourquoi l'omission des tourbières est des plus préoccupantes. La nécessité d'étudier les effets des précipitations acides sur les tourbières ainsi que les interactions chimiques qui s'y produisent a été constatée en 1980, dans le programme fédéral TADPA (Cowell, 1980). Un certain nombre d'études à long terme ont été proposées pour déterminer les modifications que pouvaient provoquer les précipitations acides dans les tourbières. Certaines de ces études sont en cours (Bayley et coll. 1987; Gorham, 1984; Wood, 1988, Kerekes et coll., 1986).

## 3. TOURBIÈRES - DÉFINITION

Un milieu humide est un milieu saturé d'eau suffisamment longtemps pour favoriser la croissance d'une végétation hydrophile, où le drainage se fait mal et où l'activité biologique est adaptée à ce milieu (Canadian Wetlands System, 1987). Les terres humides se divisent en deux catégories : (1) les terres humides minérales, qui ne produisent à peu près pas de tourbe et (2) les tourbières, où la tourbe s'est accumulée sur une hauteur de plus de 40 cm (Canadian Wetlands Classification System, 1987). Cinq classes de milieux humides sont définies dans le Système canadien de classification des terres humides : le marais, le marécage, la terre légèrement submergée et deux types de tourbières, le bog et le fen.

Le bog ne tire ses éléments nutritifs que des précipitations. Les conditions y sont généralement acides; la teneur en éléments nutritifs est faible, et la surface de saturation se situe au niveau du sol ou presque. Sa surface peut être surélevée ou au niveau du sol environnant; de plus, le bog renferme de la tourbe décomposée légèrement ou moyennement. La végétation est principalement constituée de sphaignes et d'éricacées. En revanche, le fen reçoit davantage d'éléments nutritifs des eaux de ruissellement ou des eaux souterraines.

Il est moins acide que le bog et sa végétation consiste principalement en laïches, en graminées, en roseaux et en mousses brunes en plus de quelques arbustes. Le fen typique renferme de la tourbe de laïches, de mousses brunes ou des deux bien décomposées; enfin, la surface de saturation est située normalement à peu près à la surface du sol.

#### 4. POUVOIR TAMPON DES TOURBIÈRES

La vulnérabilité d'une tourbière aux précipitations acides peut se définir comme l'abaissement du pH provoqué par l'addition d'acides minéraux (Anderson, 1986). L'acidité d'origine minérale correspond par définition à l'alcalinité mesurée par le titrage de Gran, ou à la différence entre les quantités d'anions et de cations retenus (Urban et Bayley, 1986). Les principaux acides minéraux d'origine anthropique sont l'acide sulfurique ( $H_2SO_4$ ) et l'acide nitrique ( $HNO_3$ ). Les tourbières produisent aussi de grandes quantités d'acides organiques qui modifient fortement la chimie des eaux réceptrices. Les protons (ions hydrogène) peuvent donc être combinés à des anions minéraux ou organiques et l'acidité est nettement de type minéral lorsque leur concentration dans l'eau est supérieure à la concentration des anions organiques (Urban et coll., 1987).

Le pouvoir tampon d'une tourbière est la quantité d'acide ou de base nécessaire pour faire changer le pH d'une unité (Anderson, 1986). Le pH d'un milieu et son pouvoir tampon sont donc corrélés négativement. Un faible pouvoir tampon signifie une grande vulnérabilité à l'acidification, alors qu'un pouvoir tampon élevé est signe d'une faible vulnérabilité à l'acidification.

#### 5. IMPORTANCE RELATIVE DE L'ACIDITÉ MINÉRALE ET DE L'ACIDITÉ ORGANIQUE

Plusieurs facteurs biogéochimiques complexes déterminent le bilan de l'acidité des tourbières, entre autres : l'absorption des éléments nutritifs par les plantes, la décomposition de la végétation, les réactions d'oxydoréduction, les échanges cationiques et anioniques avec la tourbe, l'altération des rochers et des sols et les apports alcalins (Gorham et coll., 1987). Ces facteurs sont décrits au tableau 1, exemples à l'appui.

L'acidité de l'eau des tourbières a trois causes principales : (1) la production d'acides organiques (p. ex., fulviques et humiques) par la décomposition qui a lieu au sein de la tourbière; (2) les acides minéraux (p. ex., les acides sulfurique et nitrique) dû au dépôt atmosphérique de sulfates et de nitrates d'origine anthropique ou naturelle ou, encore, ceux qui proviennent de (p. ex., l'acide carbonique) la décomposition de la matière organique; (3) l'absorption biologique de cations et les échanges cationique du sol. Gorham et coll. (1985) ont signalé la longue controverse de l'attribution, des ions hydrogène libres présents dans l'eau des bogs aux acides organiques, à l'acide sulfurique ou à l'échange cationique entre les cations métalliques présents dans les précipitations et les ions hydrogène adsorbés sur les acides polygalacturoniques qui constituent la paroi cellulaire de la tourbe et des sphaignes. Des études récentes réalisées en Amérique du Nord, en Angleterre et en Irlande montrent généralement que des acides organiques (en particulier les acides humiques et fulviques) sont la cause principale de l'acidité de la plupart des tourbières, ayant donc un effet majeur sur leur bilan de l'acidité (Gorham et coll., 1985). Par contre, il est clair que l'acidification actuelle des eaux de surface n'est pas causée par des acides organiques (Brakke et coll., 1988; Eilers et coll., 1988 a et b). Les acides minéraux semblent n'avoir un rôle dominant que dans des tourbières gravement polluées d'Angleterre et, en Amérique du Nord, dans le voisinage de sources ponctuelles comme celles de Sudbury, en Ontario, où le dépôt atmosphérique de sulfates est extrêmement élevé (LaZerte, 1984; Glooschenko et Stevens, 1986; Gorham et coll., 1985; Gorham et Detenbeck, 1986).

On estime que, dans le nord-est de l'Amérique du Nord, l'eau de 20 à 40%

Tableau 1

Processus influant sur le bilan des ions hydrogène ( $H^+$ ) des tourbières

Acidité produite par mole de réactif  $\Delta$ Acidité = -  $\Delta$ Alc. eq.  $mol^{-1}$

Réactions d'oxydoréduction :

1. Oxydation de $H_2S$	$H_2S + 2O_2 \rightarrow SO_4^{2-} + 2H^+$	+2
2. Réduction de $SO_4^{2-}$	$SO_4^{2-} + 2CH_2O + 2H^+ \rightarrow 2CO_2 + H_2S + H_2O$	-2
3. Nitrification	$NH_4^+ + 2O_2 = NO_3^- + H_2O + 2H^+$	+2
4. Dénitrification	$5CH_2O + 4NO_3^- + 4H^+ \rightarrow 5CO_2 + 2N_2 + 7H_2O$	-1
5. Oxydation de la pyrite	$FeS_2(a) + 15/4O_2 + 7/2H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 2SO_4^{2-} + 4H^+$	+4

Échange ionique :

1. Échange cationique	$NaR + H^+ \rightleftharpoons HR + Na^+$	-1
2. Échange anionique	$2ROH + SO_4^{2-} \rightleftharpoons R_2SO_4 + 2OH^-$	-2

Altération :

1.  $Al_2O_3 \cdot 3H_2O + 6H^+ \rightleftharpoons 2Al^{3+} + 6H_2O$  -6
2.  $CaCO_3(a) + H^+ \rightleftharpoons Ca^{2+} + HCO_3^-$  -2
3.  $KAlSi_3O_8(a) + H^+ + 9/2H_2O \rightleftharpoons K^+ + 2H_4SiO_4 + 1/2Al_2Si_2O_5(OH)_4$  -1
4.  $CaAl_2Si_2O_8(a) + 2H^+ \rightleftharpoons Ca^{2+} + H_2O + Al_2Si_2O_5(OH)_4(a)$  -2

Synthèse et décomposition de la biomasse et de l'humus :

1. Fixation de  $N_2$  ... +  $b/2N_2(g) + \dots \rightarrow (\dots N_b \dots)$  biomasse -b
2. Assimilation de  $NH_4^+$  (  $\rightarrow$  ), minéralisation anaérobie (  $\leftarrow$  ).  
 $aCO_2(g) + bNH_4^+ + \dots \rightleftharpoons (C_a \dots N_b \dots)$  biomasse +  $aO_2$  +b
3. Photosynthèse et assimilation de  $NO_3^-$  (  $\rightarrow$  ); respiration aérobie (  $\leftarrow$  ).  
 $aCO_2(g) + bNO_3^- + cHPO_4^{2-} + dSO_4^{2-} + \dots + gCa^{2+} + hMg^{2+} + iK^+ + fNa^+ + xH_2O + (b + 2c + 2d - 2g - 2h - 2g - 2h - i - f)H^+ \rightleftharpoons (C_a N_b P_c S_d \dots Ca_g Mg_h K_i Na_f H_2O_m)$  biomasse +  $(a + 2b)O_2(g)$  -b - 2c - 2d + (2g - 2h - i - f)

D'après Stumm et coll. (1983)

des lacs est brune du fait des acides fulviques et humiques, qui proviennent en grande partie de terres humides. Les modèles de l'acidification s'appliquent mal à ces lacs colorés (Rogalla et coll., 1986). En Nouvelle-Écosse et au Labrador, les tourbières sont en grande partie à l'origine de la concentration élevée de carbone organique en dissolution dans l'eau de drainage et de l'indice élevé de couleur cette dernière. (Engstrom, 1987; Gorham et coll., 1986). Le carbone organique dissous joue un rôle important dans le bilan de l'acidité des eaux réceptrices, car il peut acidifier ou tamponner l'eau des terres humides, neutraliser la toxicité des métaux (de l'aluminium en particulier), altérer le cycle des métaux et réduire la productivité primaire de l'eau en atténuant la lumière ou en diminuant la disponibilité du phosphore et du fer (Krug et Frink, 1983; Gorham et coll., 1986; Kramer et Davis, 1988). La production de carbone organique dissous provenant de divers types de terres humides, ainsi que la variabilité de la production d'un seul type de terre humide inconnues (Urban et coll., 1989 a).

## 6. BILAN DE L'ACIDITÉ DES TOURBIÈRES

### 6.1 Études de cas

Jusqu'ici, seules trois études de cas ont porté sur les processus d'acidification et de neutralisation de l'acidité dans les bogs et les fens de l'Amérique du Nord. (Hemond, 1980; Urban et coll., 1986; Urban et Bayley, 1987). Urban et Bayley (1986) ont comparé les bilans de l'acidité de ces tourbières : la première, située dans le nord du Minnesota bog de Marcell); la deuxième, un fen pauvre de l'ouest de l'Ontario près de Kenora (région des lacs expérimentaux, RLE) recevant tous deux un dépôt relativement faible de sulfates); la troisième située dans le Massachusetts (bog de Thoreau) et recevant un dépôt élevé de sulfates).

La tourbière de la RLE comprend un centre oligotrophe bordé par une zone minéralotrophe recevant de l'eau de ruissellement le long d'un de ses côtés. Elle a été artificiellement acidifiée par irrigation, dans le cadre de recherches expérimentales sur les effets de l'acidification sur le bilan ionique des tourbières. Le dépôt atmosphérique de sulfates dans les environs de Marcell, de la RLE et de Thoreau étaient respectivement de 18, de 9,5 et de 87 meq.m<sup>-2</sup>.an<sup>-1</sup> (Urban et coll., 1987; Hemond, 1980).

Certains constituants du bilan de l'acidité de chacun de ces milieux humides paraissent au tableau 2 /: (1) les apports atmosphériques, du ruissellement et internes, (2) les pertes par écoulement et (3) la modification du stock par les apports ou les pertes de cations et d'anions. Les résultats sont exprimés en milliéquivalents par unité de surface (m<sup>2</sup>) et par année. Les caractéristiques dominantes du bilan de l'acidité de ces tourbières sont : la production et l'exportation importantes d'acides organiques, rétention cationique nette et rétention anionique élevées.

### 6.2 Acides organiques

Contrairement à ce qui se passe dans les autres écosystèmes terrestres, les acides organiques ne précipitent pas dans les horizons profonds du sol minéral des tourbières, mais demeurent plutôt solubles et peuvent donc être exportés. L'acidité organique est la quantité d'ions hydrogène en excédent sur celle des anions inorganiques (Urban et Bayley, 1986). C'est l'équivalent de l'acidité titrable jusqu'à pH 7) dans l'émissaire. Tous les acides organiques produits sont exportés sauf ceux qui sont neutralisés par les bases produites sur place ou exogènes. Dans la tourbière de Thoreau, les acides organiques produits ne sont nullement neutralisés, tandis qu'ils le sont à peu

Tableau 2

Bilan annuel de l'acidité des tourbières de Marcell, de la RLE et de Thoreau

	Marcell 1971-1984	RLA 1984	Thoreau 1976
<b>Acides organiques :</b>			
Produits	263	255	195
Neutralisés	121	89	0
Exportés	142	166	195
<b>Acides minéraux :</b>			
<b>Apports et sources :</b>			
Absorption de cations : NH <sub>4</sub>	20	16	5
Ca, Mg, Na, K	55	70	11
Ruissellement des hautes terres	-44	-3	0
Dépôt atm.	-2	-7	104
Épandages acides	0	43	0
Total	29	119	120
<b>Pertes :</b>			
Absorption d'anions : NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	16	46	24
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	24	64	95
Altération	<76	?	0
Total	116	110	119
Exportation d'acides minéraux	-87	9	1

(Toutes les valeurs sont exprimées en meq.m<sup>-2</sup>.an<sup>-1</sup>)

(D'après Urban et Bayley, 1986)

près à moitié dans la tourbière de Marcell et au tiers dans celle de la RLE (Urban et coll., 1987).

D'après les études d'un grand nombre de bogs de l'est de l'Amérique du Nord où le dépôt de sulfates est variable, la production d'acides organiques n'est pas modifiée par le dépôt d'acides minéraux, du moins à l'intensité observée en Amérique du Nord. (Urban et coll., 1987; Gorham et coll., 1986).

Dans chacune des trois tourbières (tableau 2), les acides organiques constituent le gros de l'exportation d'acidité et, dans un cas (Marcell), sa totalité. La production d'acides organiques était la plus élevée à la tourbière de Marcell, mais les quantités neutralisées y étaient les plus importantes de sorte que l'exportation était moindre qu'aux deux autres tourbières. L'exportation d'acides organiques aux tourbières de Marcell, de la RLE et de Thoreau était respectivement de 142, de 166 et de 195  $\text{meq.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ .

Les mesures du carbone organique en dissolution sont rares. McKnight et coll., signalent  $8,6 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$  dans la tourbière Thoreau, ce qui est élevé relativement aux sols minéraux. On estime que l'exportation moyenne de carbone dans l'est des É.-U. se situe entre  $0,43$  et  $2,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$  (Tate et Mayer, 1983). Par contraste, on estime que l'exportation de carbone des bogs du nord-est de l'Amérique du Nord varie de  $5$  à  $20 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$  (Urban et coll., 1987). La quantité de carbone organique en dissolution est élevée dans beaucoup de sols minéraux, mais l'exportation en est faible en raison de la précipitation de la matière organique dans l'horizon B, puis de son oxydation.

À Marcell et dans la RLE, les exportations de carbone organique dissous étaient semblables, mais approximativement 3 fois plus élevées

qu'à Thoreau; la moyenne pour 1981-1985 était de  $21,2 \pm 6,9$  et de  $25,0 - 11,9 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ , respectivement (Urban et coll., 1989 b). Aux trois endroits, la teneur en anions carboxylate du carbone organique dissous variait entre  $7$  et  $24 \mu\text{eq. (mg de COD)}^{-1}$ . Il n'y avait pas de variation saisonnière ou due à l'emplacement. Le résultat est une exportation nette d'acides organiques de  $163$  et de  $166 \text{ meq.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ , respectivement. Dans la tourbière de Thoreau, l'exportation était similaire, à  $195 \text{ meq.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ . En comparaison, l'apport de carbone organique dissous provenant des hautes terres; était de  $3,4 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$  à Marcell et de  $15,0 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$  dans la RLE. Cela implique que  $60$  à  $80 \%$  du carbone exporté de l'intérieur des tourbières (Urban et coll., 1989b).

Dans un fen situé près du site principal de recherche à Marcell (qui est un bog), l'exportation d'acides organiques était près du double de celle de cette dernière soit  $550 \text{ meq.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$  (Urban et al., 1989). Ceci est apparemment relié au ruissellement, qui est le double de celui qui traverse le bog. Par contre, l'apport plus grand de bases des hautes terres environnantes a réduit l'exportation du fen à  $183 \text{ meq.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ , ce qui est similaire à l'exportation du bog.

### 6.3 Acides minéraux - Apports et sources

L'exportation d'acides minéraux (apports et sources moins les pertes) aux tourbières de Marcell, de la RLE et de Thoreau était respectivement de  $-87$ , de  $+9$  et de  $+1 \text{ meq.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ , ce qui est très peu en comparaison de l'exportation d'acides organiques. La valeur négative attribuée à Marcell signifie que celle-ci dissipe les acides minéraux plutôt que de les exporter. D'après ces résultats, le dépôt acide semble en grande partie neutralisé, à court terme du moins.



Une source dominante d'acides minéraux dans les tourbières est l'absorption de cations tels l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), le calcium, le magnésium, le sodium et le potassium. C'est là une source d'acidification par la libération de quantités équivalentes d'ions hydrogène en échange de ces ions, de façon à maintenir l'équilibre des charges (Kilham, 1982). Le terme absorption inclut l'absorption ou l'assimilation par les plantes ainsi que l'échange ionique qui a lieu dans la tourbe. L'acidité produite l'absorption des cations est directement proportionnelle aux apports cationiques. Aux tourbières de Marcell, de la RLE et de Thoreau, l'absorption de cations était de 75, de 86 et de 16  $\text{meq.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ , respectivement. L'apport cationique est moindre à Thoreau, car la tourbière est plus éloignée des prairies cultivées que ne le sont les deux autres tourbières, et les retombées de poussières y sont relativement faibles. Le dépôt atmosphérique net d'acides minéraux était très élevé à Thoreau, soit 104  $\text{meq.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ . Cela n'est pas surprenant, car la tourbière est située près de la zone où le dépôt de sulfates est le plus élevé aux États-Unis, soit plus de 30  $\text{kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$  ( $1,44 \times 10^5 \text{ meq.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ ). En comparaison, le dépôt atmosphérique net d'acides minéraux est légèrement négatif aux tourbières de la RLE et de Marcell, soit en raison d'une perte d'ions hydrogène par évaporation, soit en raison du caractère alcalin du dépôt atmosphérique à cause de la présence de poussières alcalins provenant de prairies contigües. Selon Hemond (1980), le dépôt acide sur la tourbière de Thoreau est complètement neutralisé par l'absorption et la réduction des sulfates et des nitrates (phénomène traité dans la section qui suit).

L'acidité négative du ruissellement provenant des hautes terres (de même que du dépôt atmosphérique) signifie la présence d'une source d'alcalinité ou

d'un facteur de dissipation protons ( $\text{H}^+$ ). La valeur en était élevée à Marcell à cause de la proximité de la prairie dont le ruissellement était source importante de cations (Urban et Bayley, 1986). À Thoreau, l'acidité due au ruissellement était nulle, car il s'agit d'une tourbière ombrotrophe éloignée des sources importantes de poussières et que tous les acides minéraux sont d'origine atmosphérique.

À la tourbière de la RLE un mélange équimolaire d'acide nitrique et d'acide sulfurique a été appliqué chaque mois, pendant la moitié de l'année sur une période de plusieurs années (Bayley et coll., 1988). Ces épandages ont décuplé charge acide, ce qui équivaut à un abaissement du pH des précipitations de 4,9 à 4,0 (Urban et Bayley, 1986). L'apport acide dû aux épandages était de 43  $\text{meq.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ , ce qui correspond au dépôt moyen sur l'est de l'Amérique du Nord.

L'apport total d'acides minéraux aux tourbières de Marcell, de la RLE et de Thoreau était de 29, de 109 et de 120  $\text{meq.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ , respectivement. À Thoreau, la source la plus importante était le dépôt atmosphérique. Dans la RLE, l'acidité minérale était due en grande partie à l'absorption de cations et, pour la moitié de la valeur de cette dernière, l'épandage expérimental direct d'acides. À Marcell aussi, c'est l'absorption des cations qui contribuait le plus à l'acidité, mais elle était passablement annulée par l'apport de cations dû au ruissellement provenant des hautes terres (Urban et Bayley, 1986).

Parmi les autres sources d'acidité minérale, citons : (1) l'acide carbonique ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) formé par réaction de l'eau et du dioxyde de carbone que produit la décomposition de la matière organique; (2) les ions aluminium présents dans la solution du sol qui ont tendance à s'hydrolyser en donnant de

l'hydroxyde d'aluminium  $[Al(OH)_2^+]$  avec libération de protons. Ni l'une ni l'autre de ces deux sources n'a été prise en considération par Urban et Bayley (1986), dans la compilation du bilan de l'acidité du tableau 2.

On a beaucoup négligé le rôle du  $CO_2$  dans le bilan de l'acidité des tourbières et de l'eau des tourbières, et ce n'est que maintenant que certains chercheurs le constatent (Shotyk, 1988). Dans les gaz se dégageant du bog de Luther en Ontario, Shotyk (1988) a trouvé des concentrations (v/v) de  $CO_2$  de 1,58 à 5,5 % en volume. Dans les conditions d'équilibre idéales, une concentration de 5 % de  $CO_2$  ( $10^{-1,3}$  atm) suffit à donner à une solution le pH de 4,55.<sup>1</sup> Cette valeur tombe bien dans la plage de pH signalée pour les eaux de beaucoup de bog à sphaignes. Toutefois, pour des "raisons d'ordre physico-chimique", Shotyk (1988) conclut qu'il semble peu probable que le dioxyde de carbone ait plus qu'une contribution mineure à l'acidité totale de l'eau des milieux humides. Il est nécessaire de poursuivre la recherche sur la contribution de cet acide et de l'aluminium à l'acidité de l'eau des tourbières.

#### 6.4 Facteurs de disparition des acides minéraux

Ils sont, pour l'acidité minérale totale, à peu près les mêmes aux trois tourbières: l'absorption d'anions par les plantes, peut-être l'adsorption directe des nitrates ( $NO_3^-$ ) et des sulfates ( $SO_4^{2-}$ ) ou les deux ainsi que l'altération des sols. Tant que l'absorption des anions est supérieure au dépôt de ces dernières le bilan de l'acidité est déterminé par la production d'acides organiques et par les apports alcalins. Cela est évident dans le cas de chacune des trois tourbières décrites au tableau 2. Les apports de nitrates et de sulfates proviennent du dépôt atmosphérique.

L'absorption par les plantes abaisse la concentration de protons. Celles des anions englobe l'adsorption directe sur le complexe échangeur que constitue la tourbe et l'absorption par les plantes. En absorbant  $H_2SO_4$ , les plantes, le remplacement par  $2HCO_3$  ou  $H_2O$  (c.-à-d.,  $SO_4^{2-} + 2CH_2O \rightarrow 2H_2CO_3^- + H_2S$ ) (Gorham, 1988, communication personnelle). L'altération consiste en la dissolution des apports de fer et d'aluminium (voir par exemple les réactions 3 et 4 du tableau 1); il s'ensuit une baisse d'acidité, car l'hydrolyse consomme des protons) libre (Urban et Bayley, 1986).

Aux trois endroits, l'absorption totale de sulfates par les plantes et la tourbe est considérablement plus grande que celle des nitrates. C'est à Thoreau qu'elle est la plus grande, environ quatre fois plus qu'à Marcell. La rétention annuelle des nitrates est supérieure à celle des sulfates : 98 % des apports de nitrates dans chacune des trois tourbières contre 56 %, 74 % et 77 % des sulfates selon Urban et Bayley (1986) aux tourbières de Marcell, de la RLE et de Thoreau, respectivement. D'après Bayley et ses collaborateurs (1989, communication personnelle); les quantités de sulfates fixées chaque année variaient de 9 % au cours d'une année humide à 70 % pour une année sèche. Il semble que la fixation et la libération des sulfates soient régies par des phénomènes hydrologiques.

<sup>1</sup> Lorsqu'une atmosphère contenant du dioxyde de carbone est en équilibre avec de l'eau pure, le pH de l'eau est abaissé par formation d'acide carbonique. Le changement de pH est donné par l'équation suivante (Shotyk, 1988):

$$pH = 3,9 - 1/2 \log P$$

où P = pression du dioxyde de carbone en atmosphères.

## 7. DYNAMIQUE DE L'AZOTE ET DU SOUFRE

### 7.1 Acidification et alcalinisation

La concentration de nitrates et de sulfates dans les eaux de surface des bogs est beaucoup plus faible que celle que l'on trouve dans les précipitations atmosphériques (tableau 3). Cela est dû à la fixation de ces anions à la faveur de divers processus. Les nitrates sont éliminés principalement par l'absorption par les plantes, tandis que les sulfates le sont par réduction microbienne. Les deux processus engendrent une alcalinité (tableau 1) qui neutralise les ions hydrogènes liés aux ions sulfate et nitrate du dépôt acide.<sup>2</sup> En général, l'oxydation du soufre, de l'azote (nitrification) ou des deux accroît l'acidité de l'eau du fait de la libération d'hydrogène libre. Par contre, la réduction consomme cet hydrogène et fait donc augmenter l'alcalinité (Urban et Bayley, 1986). Il peut y avoir acidification lorsque l'absorption des anions est plus lente que le dépôt acide. L'acidification des couches superficielles de tourbe peut aussi survenir en cas de réduction ou d'absorption des anions dans une couche inférieure plutôt qu'à la surface (Urban et Bayley, 1986), ce qui retarde l'acidification des eaux réceptrices.

On peut également considérer, dans leur ensemble, les terres humides comme des réservoirs de stockage de l'acidité, qui retardent l'acidification des eaux réceptrices pendant nombre d'années, voire plusieurs décennies, grâce à l'accumulation progressive de sulfates et de nitrates. L'effet de stockage, cependant, est susceptible de s'inverser dans les régions où le dépôt a diminué, retardant ainsi considérablement le rétablissement des eaux réceptrices à la suite de la réduction du dépôt. Cet effet retard a été étudié. À Dorset, en Ontario, le lac Plastic, observé depuis plusieurs années (Dillon et coll., 1987), reçoit de l'eau de ruissellement

des hautes terres ainsi que d'un milieu humide avoisinant. Les hautes terres se rétablissent (hausse de l'alcalinité) grâce à une baisse de 30 % ou dépôt acide qui a débuté il y a une dizaine d'années. Toutefois, le lac Plastic a continué de s'acidifier (en tous cas, sa situation ne s'est pas améliorée. LaZerte (1989; communication personnelle) conclut que le retard est dû au milieu humide qui a emmagasiné de l'acidité, soit sous forme de soufre réduit, soit par l'échange de cations basiques provenant des hautes terres contre de l'hydrogène.

### 7.2 Absorption de l'azote

Bien des formes d'azote (p. ex.,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{N}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{HNO}_3$  et l'azote organique) interviennent dans le cycle de cet élément dans les tourbières; toutefois, seules les espèces chargées déterminent le bilan de l'acidité (Urban et coll., 1987). L'azote organique compte pour environ 60 à 90 % de tout l'azote présent dans les eaux des tourbières (Shotyk, 1988). L'azote total dissous va de 0,5 à 2,0 mg.L<sup>-1</sup> (Shotyk, 1988). L'absorption de l'azote par les plantes ainsi que la réduction de l'azote (dénitrification) sont deux sources d'alcalinité. L'azote est un élément nutritif indispensable à la croissance des plantes et il est absorbé rapidement après son dépôt à la surface d'un bog ou d'un fen. L'absorption par les plantes est rapide, que ce soit sous forme ammoniacale ( $\text{NH}_4^+$ ) ou nitrique ( $\text{NO}_3^-$ ), bien que la première soit préférée par les sphagnes (Bayley et coll., 1988). À la tourbière de Marcell (tableau 2) le dépôt de nitrates ne fournissait que 6 % de tout l'azote nécessaire à la croissance des plantes (Urban et coll., 1987).

<sup>2</sup> L'alcalinité s'exprime aussi comme la différence entre la quantité de cations alcalins et la quantité d'anions acides forts (Bailey et Schindler, 1987)

À la tourbière de la RLE, les concentrations de nitrates augmentaient rapidement à la suite d'une acidification, mais elles redevenaient égales aux teneurs de fond dans les 24 heures (Bayley et coll., 1988). Au cours des quelques premières années de l'expérience, la teneur de l'eau de porosité en nitrates n'a pas augmenté, même après des irrigations acides répétées en surface (Bayley et coll., 1987).

L'absorption des nitrates comprend l'assimilation par les plantes, la dénitrification et/ou la réduction catabolique en ammonium. En général, les données le terrain semblent indiquer, le dépôt atmosphérique observé en Amérique du Nord étant ce qu'il est, que les nitrates n'auraient pas d'effets nuisibles sur les tourbières au cours des premières années suivant l'accroissement du dépôt acide, mais qu'ils joueraient plutôt le rôle d'un engrais stimulant la croissance des plantes dans les bogs et les fens pauvres en éléments nutritifs (Urban et Bayley, 1986). Par contre, en Angleterre, où le dépôt de nitrates est extrêmement élevé (plus de 60 à 70 meq.m<sup>-2</sup>.an<sup>-1</sup>), les apports de nitrates deviennent toxiques pour les plantes et empêchent leur croissance de sorte que les tourbières sont endommagées (Woodin et coll., 1985).

D'après Bayley et coll., (1988), il y a une limite aux quantités d'azote absorbables à long terme, qui ne saurait être dépassée sans qu'il y ait un début d'acidification du milieu humide. Dans les zones minéralotrophe fens pauvres de la RLE, la teneur en azote des eaux de surface a commencé à augmenter au cours de la sixième année de l'expérience (aucune augmentation n'avait été observée au cours des cinq premières années). Les concentrations de nitrates dans les eaux de surface de la tourbière dépassaient alors 1 µeq.L<sup>-1</sup>, teneur qui, selon les calculs de Rudd et coll.

(1989), est le seuil où les lacs vulnérables à l'acidité commencent à perdre leur alcalinité. Ce seuil dépassé, le milieu humide ne protège plus les lacs d'aval de l'acidification par l'acide nitrique, même si elle retient de grandes quantités de nitrates.

### 7.3 Absorption du soufre

Dans les hautes terres des bassins hydrographiques vulnérables à l'acidification, la majeure partie des sulfates provenant des précipitations tend à passer dans les eaux réceptrices (Brakke, 1981; Bayley et Schindler, 1986; Likens et coll., 1977). Par contre, les tourbières constituent généralement un piège temporaire pour le soufre (Brakke, 1981; Urban et coll., 1986; Bayley et coll., 1986; Behr, 1985; Calles, 1983). Kerekes et coll. (1985) ainsi que Vitt et Bayley (1984) ont montré que la teneur en sulfates diminue à mesure que l'eau traverse les tourbières. La rétention du soufre dans ces dernières est maximisée lorsque les conditions hydrologiques favorisent un contact plus long entre l'eau, la végétation et la tourbe. En général, l'absorption des sulfates est beaucoup plus lente que l'absorption des nitrates et se fait plus en profondeur dans la tourbe. Les sulfates sont aussi davantage mobiles dans la tourbe que ne le sont les nitrates. (Bayley et coll., 1988).

La mobilité des sulfates peut entraîner l'acidification des eaux des bogs ou le dépouillement de leur cations alcalins, de la mousse et la tourbe.

L'ampleur du phénomène dépend du degré de saturation de la tourbe en bases. Bayley et coll. (1986) ont trouvé que dans la partie minéralotrophe (riche en bases) du fen de la RLE, l'épandage d'acides entraînait la libération de cations de la tourbe, de sorte que l'effet net était une augmentation assez faible de l'acidité des eaux.

Tableau 3

Concentration moyenne de nitrates et de sulfates dans les eaux de surface de bogs, depuis Terre-Neuve jusqu'au Manitoba, ainsi que dans les précipitations atmosphériques aux stations proches

		$\text{SO}_4^{2-}$ (meq.L <sup>-1</sup> )	$\text{NO}_3^-$ (meq.L <sup>-1</sup> )
Précipitations atmosphériques		0,050-0,100	0,010-0,040
Eaux de tourbières oligotrophes	Plage	nd-0,082	nd-0,003
	Moyenne	0,018+/-0,016	85 % nd

(nd : non décelé)

D'après Gorham et coll. (1987)

La concentration des nitrates a commencé à grimper dans les eaux de surface après 5,5 années d'acidification; la concentration des sulfates n'a pas augmenté (Bayley, et coll., 1989, communication personnelle). Par contre, dans la partie oligotrophe (pauvre en bases), l'acidité des eaux de cette tourbière a augmenté bien davantage par suite de l'absorption des cations présents dans l'eau d'irrigation (l'eau du lac) et de la libération simultanée d'ions hydrogène de la tourbe (Urban et Bayley, 1986).<sup>3</sup> La concentration des sulfates dans les eaux de surface a augmenté de façon significative, tandis que celle des nitrates est demeurée constante (Bayley et coll., 1989). Il n'y a pas eu d'augmentation de concentration de l'ion  $H^+$  du fait de l'addition des acides nitrique et sulfurique. Dans les deux parties de la RLE, le pH des eaux de surface n'a pas baissé, ce qui porte à croire que la tourbière a un pouvoir tampon plus grand que sa tolérance des anions acides.

À la tourbière de la RLE, les teneurs en sulfates de l'eau de porosité demeureraient élevées pendant au moins une semaine après une irrigation acide. Cette tourbière est donc plus sensible aux pertes de soufre par ruissellement qu'à la perte de nitrates. À long terme (après six années d'acidification), les teneurs en sulfates des eaux de surface de la zone oligotrophe avaient augmenté de beaucoup (Bayley, et coll., 1988).

<sup>3</sup> Conformément au principe d'électroneutralité, l'équilibre des charges doit être maintenu entre les plantes et le sol (ou la tourbe) ainsi que les eaux environnantes. Ainsi lorsqu'un ion positif est absorbé par une plante ou par la tourbe, il faut donc qu'un ion positif soit libéré dans l'eau (et vice versa pour les ions négatifs)..

Parmi les plantes des bogs la plus grande partie de l'absorption de soufre est imputable aux sphagnes (Urban et coll., 1989b). Dans la RLE, Bayley et coll., (1986) ont trouvé que la mousse de sphagnes élimine une grande partie des sulfates après une irrigation acide et que la concentration des acides dans l'eau de porosité demeure à peu près inchangée par rapport à celle d'avant l'irrigation. Dans la RLE, la rétention annuelle des sulfates a varié de 9 à 70 % entre 1981 et 1987 (Bayley et coll., 1986). De 1981 à 1984, le stockage a varié de 21 à 51  $meq.m^{-2}.an^{-1}$  (Bayley et coll., 1986). La rétention a généralement été plus faible durant les années sèches, du fait de l'oxydation et de l'effet de chasse subséquent. À Marcell et à Thoreau, la rétention annuelle moyenne de sulfates était de 56 % et 77 %, respectivement (Urban et coll., 1986; Hemond, 1980). Le taux annuel de rétention des sulfates dans les bogs de l'est de l'Amérique du Nord est estimé à 60 à 90 % (Urban et coll., 1987). À Marcell, 37 % de l'apport total de soufre a été retenu entre 1981 et 1984. 33 % du soufre exporté était organique (Urban et coll., 1989 b). Les émissions de soufre ( $H_2S$ ) sont faibles à Marcell. L'accumulation mesurée de soufre dans la tourbière Marcell est de  $1,2 \times 10^4 \pm 1,9 \times 10^3 meq.m^{-2}.an^{-1}$ , ce qui correspond de près à la différence entre les apports et les pertes ( $1,3 \times 10^4 \pm 9,1 \times 10^3 meq.m^{-2}.an^{-1}$ ).

La profondeur à laquelle les sulfates sont adsorbés sur la tourbe et la mousse n'a pas encore été établie. Au cours d'expériences en laboratoire, Bayley et coll. (1986) ont aussi observé la forte absorption des sulfates, tant par la mousse vivante que par la mousse morte. On ne sait pas cependant si les sulfates absorbés par la mousse sont stockés temporairement et pourraient être éliminés par la suite par effet de chasse ou s'ils sont fixés de façon permanente (Bayley et coll., 1986).

En outre, Bayley et coll. (1988) ont observé que la rétention de sulfates par les sphaignes était plus grande lors de l'application d'un mélange d'acide sulfurique et d'acide nitrique: 45 % contre 15 à 20 % pour la seule application d'acide sulfurique. Il semblerait donc qu'il y a une certaine interaction entre les anions de ces acides, une compétition peut-être pour les sites d'échange.

#### 7.4 Oxydoréduction du soufre

Les bogs et les fens ont généralement une très grande capacité de réduction des sulfates. Dans les bogs de l'est de l'Amérique du Nord qui ont été étudiées à fond, de 60 à 93 % du dépôt de sulfates est retenu sous forme réduite (Urban et coll., 1987). Bien des données semblent indiquer que le soufre n'est pas entièrement stocké de façon permanente dans les bogs (Behr, 1985; Bayley et coll., 1986). Les sulfures obtenus par réduction peuvent être réoxydés lorsque la surface de saturation baisse et que l'oxygène peut pénétrer plus bas dans la tourbe. Un autre facteur d'oxydation pourrait être l'augmentation de la minéralisation des composés organiques du soufre par les décomposeurs hétérotrophes dans la tourbe sèche (Bayley et coll., 1986). Les pluies qui surviennent ensuite peuvent chasser les sulfates du milieu humide et, dans certaines circonstances, accroître l'acidité des eaux de ruissellement. Dans la RLE, l'hydrologie du fen semble influencer davantage sur la rétention des sulfates que la quantité d'acide appliquée (Bayley et coll., 1988). Selon Urban et coll., (1987), plus l'effet de chasse dans un milieu humide est rapide, moins la rétention est efficace.

Une hausse automnale des concentrations de sulfates a été enregistrée dans la RLE, dans un petit fen près de Dorset en Ontario, dans un fen recevant des eaux d'exhaure acides en Virginie et dans

d'autres localités des Maritimes, des É.-U. et d'Angleterre (Behr, 1985; Bayley et coll., 1986. LaZerte et Dillon, 1985; Weider et coll., 1985; Brakke, 1981; Rippon et coll., 1980, Brown, 1980; Weider et Lang, 1982). Après la première pluie de septembre, la teneur en sulfates des eaux de la tourbière de la RLE s'élevait à plus de 40 fois la teneur estivale. En outre, la rétention de sulfates était minimale après un été long et chaud ayant favorisé au maximum les conditions d'oxydation.

À court terme, il se peut qu'il y ait annuellement stockage des formes labiles du soufre. Les formes organiques et inorganiques peuvent ensuite être mobilisées de nouveau au cours d'une sécheresse exceptionnelle, lorsque la surface de saturation est basse, et chassées en masse sous forme de sulfates. Selon Urban et coll. (1987), les petits bogs sont plus sensibles aux fluctuations hydrologiques rapides; l'effet de chasse devrait donc s'y manifester plus rapidement au printemps et en automne et, par voie de conséquence, la rétention annuelle de sulfates devrait y être moindre.

C'est principalement à cause de la réduction des sulfates que les chercheurs ont éprouvé tant de difficultés à définir une charge fixe de sulfates qui entraîne l'acidification des bogs et des fens. La réduction des sulfates est liée de près aux conditions hydrologiques locales qui déterminent le niveau de la surface de saturation. Ces conditions pouvant varier d'une année à l'autre, il est donc difficile de définir à court terme l'effet subi par les milieux humides. Néanmoins, à long terme, une augmentation très graduelle de la teneur en sulfates est à prévoir à moins de changement climatique majeur, et le pH de l'eau de beaucoup de tourbières est donc finalement appelé à diminuer.

Les domaines de stabilité du soufre en fonction du potentiel d'oxydoréduction et du pH sont montrés à la figure 1 (p. 00). D'après le diagramme, les sulfates sont facilement réduits en sulfures à pH 4 et à un potentiel d'oxydoréduction ( $E_h$ ) de 0 volt, valeurs communément observées dans la plupart des bogs.<sup>4</sup> La principale bactérie thioreductrice à pH 4 est Desulfovibro, chez qui les sulfates servent d'accepteurs d'hydrogène au cours d'un processus métabolique oxydatif donnant du sulfure d'hydrogène ( $H_2S$ ) (Wetzel, 1976). Il s'agit d'une bactérie anaérobie qui se sert de l'oxygène des sulfates pour oxyder la matière organique. La principale bactérie thio-oxydante est Thiobacillus thiooxidans qui oxyde deux étapes en passant par les sulfures en sulfates en soufre élémentaire (Wetzel, 1976). L'oxydation purement chimique qui a lieu en l'absence de cette bactérie est environ 200 fois plus lente.

<sup>4</sup> Le potentiel d'oxydoréduction,  $E_h$  exprimé en volts, est proportionnel à la variation d'énergie libre par mole d'électrons produits par la réaction. Le potentiel d'oxydoréduction est défini par l'équation de Nernst (Fergusson, 1982):

$$E_h = E_h^\circ + \frac{2,3 RT}{nF} \log \frac{(\text{oxydant})}{(\text{réducteur})}$$

$E_h^\circ$  = état fondamental ou de référence dans lequel l'activité de la substance est égale à 1,

$n$  = nombre d'électrons transférés pendant la réaction,

$F$  = constante de Faraday ( $9,65 \times 10^{-4}$  C. mol<sup>-1</sup>),

$R$  = constante des gaz,

$T$  = température.

### 7.5 Effets de l'évacuation du soufre sur les autres ions

Tout comme le dépôt acide, l'oxydation du soufre et la libération de sulfates peuvent entraîner l'acidification des eaux de surface d'une tourbière et l'épuisement graduel des cations alcalins présents dans la mousse ou la tourbe; l'effet est fonction du degré de saturation de la tourbe en bases. Contrairement à ce qui se produit aux endroits déjà mentionnés, le maximum automnal des sulfates n'est pas nécessairement accompagné dans certaines tourbières par un pointe des ions hydrogène et par la baisse correspondante du pH (Bayley et coll., 1986). Dans les fens, l'oxydation et la libération de sulfates entraînent la libération simultanée de cations basiques plutôt que la réduction du pH. Dans les bogs, le pH est plus susceptible de chuter rapidement en réponse à l'oxydation et à l'évacuation des sulfates par effet de chasse. La libération d'ions d'hydrogène plutôt que des cations alcalins, accompagne le phénomène en raison de la pauvreté de la tourbe en bases.

Dans la RLE, Bayley et coll. (1986) ont trouvé des signes que la libération de sulfates s'accompagne de celle, dans l'eau, de calcium et de magnésium sous forme de sulfates. Ces observations vont à l'encontre de celles d'autres études, par exemple à Dorset en Ontario ainsi qu'en Norvège, où la libération de sulfates s'accompagnait de celle d'ions hydrogène et de cations alcalins (Brakke, 1981; National Research Council of Canada, 1981). Selon Bayley et coll. (1986), la libération des ions hydrogène et des sulfates se produit dans les tourbières pauvres en cations ou après une longue période de dépôts acides, lorsque le calcium et le magnésium sont épuisés ou presque. Dans la RLE, le dépôt acide (par irrigation) a été élevé pour une période de temps relativement courte, tandis qu'à Dorset et en



Norvège, le dépôt l'a été plusieurs décennies. Même si du calcium et du magnésium y étaient libérés en plus des ions hydrogène, les quantités étaient faibles en comparaison de celles de la RLE, probablement parce que le dépôt prolongé de sulfates avait épuisé les cations. Il est peu probable que les faibles concentrations d'ions hydrogène observées dans la RLE aient été dues à des différences dans l'apport cationique; en effet, l'apport cationique était plus faible à la RLE qu'en Norvège ou que dans l'est de l'Ontario (Bayley et coll., 1986).

Bayley et coll. (1986) ont observé des réactions différentes dans différentes parties de la tourbière de la RLE. Cette tourbière comprend une zone centrale oligotrophe, pauvre en cations alcalins, entourée d'une zone minéralotrophe plus riche en ces cations. Dans la zone oligotrophe, l'irrigation en eau acide a amené l'absorption des cations alcalins présents dans cette eau. Ces cations ont été échangés dans la tourbe et la mousse de sphagnes contre des ions hydrogène, d'où une légère augmentation de l'acidité de l'eau de porosité. Dans les zones minéralotrophes, l'irrigation acide a entraîné la libération de cations de la tourbe, donc une augmentation moindre de l'acidité de l'eau de porosité. L'oxydation et la libération de sulfates des milieux minéralotrophes ont entraîné l'augmentation de la concentration de calcium au lieu de la réduction du pH. Dans les deux zones, les acides organiques ont agi comme des tampons contre les fluctuations de pH.

#### 7.6 Composés soufrés présents dans les tourbières

Dans les tourbières, le soufre existe sous diverses formes :

- (1) Le soufre organique, qui est de deux types, soit le soufre lié au

carbone, qui prédomine, et le soufre lié à un autre élément (sous forme de sulfates esters). Dans le premier groupe, on observe une liaison S-C (Stevenson, 1987), dont on trouve des exemples chez les acides aminés (cystéine et méthionine) et les protéines (Stevenson, 1987). Les sulfates sont constitués du groupe C-O-S (p. ex., les sulfates phénoliques et les polysaccharides sulfatés).<sup>5</sup>

- (2) Le soufre inorganique qui comprend les sulfates ( $SO_4^{2-}$ ), la pyrite ( $FeS_2$ ), la pyrrhotite ( $FeS$ ) et le soufre élémentaire ( $S^0$ ) (Weider et coll., 1985).

Le soufre organique provient de la réduction anabolique des sulfates - en grande partie par des micro-organismes, mais aussi par les plantes - ainsi que de la réaction de  $H_2S$  avec diverses molécules organiques (Casagrande et coll., 1979; Brown, 1986). Dans la tourbe, le soufre organique prédomine et constitue généralement plus de 90 % du soufre total. Dans la RLE, le soufre organique compte pour 95 % et, à Marcell, pour 98 % du soufre total; le reste est composé de pyrite (Berr, 1986; Urban et coll., 1987; Urban et coll., 1989b).

<sup>5</sup> Un ester est un composé organique formé par la réaction d'un acide carboxylique avec l'hydroxyle d'un alcool ou d'un phénol. La formule générale des esters est :  $RCOOR'$  (p. ex., sulfate de diméthyle :  $(CH_3)_2SO_4$ , qui est un ester de l'acide sulfurique).

## 8. EFFETS DU DÉPÔT ACIDE SUR LES TOURBIÈRES

### 8.1 Modification de la flore

Il existe normalement des distinctions marquées entre les populations végétales des fens et des bogs. Les premières renferment typiquement une plus grande diversité d'espèces végétales que les dernières. Dans les fens du nord du Minnesota, Gorham et coll. (1987) ont observé de 12 à 26 espèces dans des parcelles de 10 m sur 10, le nombre augmentant avec le pH. Par contre, ce nombre variait de 7 à 14 dans les bogs. Toutefois, certaines espèces se rencontrent uniquement dans les fens, mais aucune espèce n'est propre aux bogs. Voici, d'après Sjors (1950) les pH caractéristiques des fens et des bogs :

Bog 3,7-4,2

Fen 3,8-5,0  
très pauvre

Fen 4,8-5,7  
pauvre de transition

Fen 5,2-6,4  
intermédiaire

Fen 5,8-7,0  
riche de transition

Fen 7,0-8,4  
très riche

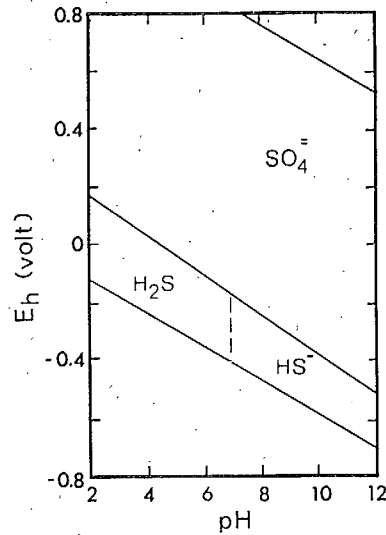
Les fens à faible alcalinité peuvent subir des transformations rapides; ils peuvent être acidifiés rapidement par l'intrusion progressive de sphaignes qui bouleversent les formations végétales. La saturation en bases joue un rôle crucial. Quand cette dernière diminue les acides organiques atteignent des concentrations plus élevées, le pH diminue et l'apport diminué de cations ainsi que l'augmentation de l'acidité favorisent l'intrusion des sphaignes (Gorham et coll., 1985; Clymo, 1987;

Clymo et Hayward, 1982). Une rétroaction positive se déclenche, augmentant l'acidité, entraînant les cations basiques et favorisant d'avantage la croissance des sphaignes. La figure 2 représente schématiquement les effets chimiques et biologiques du dépôt acide sur un fen vulnérable à l'acidification. À mesure qu'une tell tourbière évolue vers le bog, les apports minéralotrophes sont neutralisés par l'apport accru d'acides organiques dus à la décomposition de la végétation. Les concentrations aqueuses de calcium et de magnésium diminuent de quelques dixièmes à quelques centièmes de  $\text{meq.L}^{-1}$ . L'acidité elle aussi change brusquement : de faible (pH 6), caractéristique des fens elle augmente (pH 4) à celle de la plupart des bogs.

La transition peut être très rapide, de l'ordre de quelques décennies (Gorham, 1988; communication personnelle). Cela est mis en évidence par la distribution de fréquence bimodale du pH des bogs et des fens, avec des maximums distincts aux pH 4 et 6, ainsi qu'une fréquence relativement basse des milieux humides aux valeurs intermédiaires (fig. 3). Ces derniers milieux sont habituellement classés sous l'appellation de fens à flore pauvre, dont les caractéristiques chimiques sont généralement (en plus du pH) intermédiaires entre celles des bogs et des fens. Dans les bogs, la saturation en bases diminue généralement jusqu'à des concentrations très faibles, et les ions hydrogène sont adsorbés à la place des cations alcalins. Dans une étude de 21 bogs et de 42 fens, Gorham (1953) a trouvé que la saturation des bogs en bases varie généralement de 3 à 25 %, tandis que celle des fens est beaucoup plus élevée, soit de 52 à 100 %.

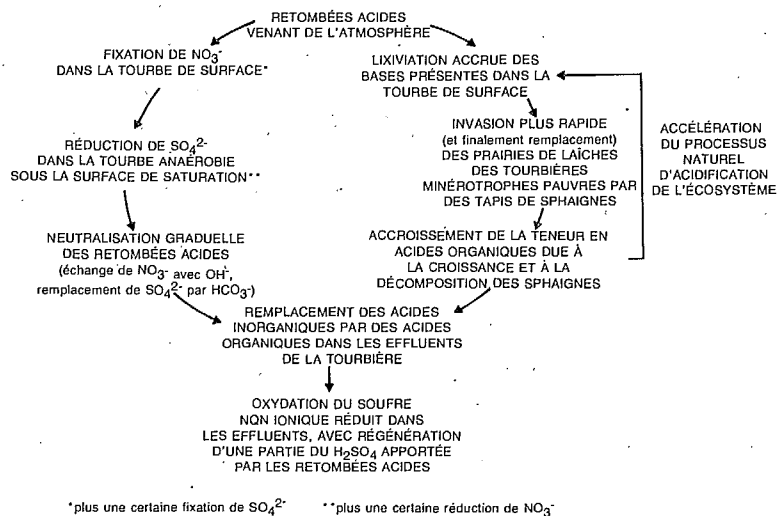
S'il est fort, le dépôt acide peut endommager la végétation. Dans les régions où c'est le cas, les bogs britanniques ont perdu la majeure partie de leur végétation dominante de

Figure 1. Domaines de stabilité des principales espèces soufre les présentes dans les tourbières, en fonction du potentiel d'oxydoréduction et du pH



D'après Wetzel (1976)

Figure 2. Modélisation des effets des précipitations acides sur un fen pauvre, vulnérable à l'acidification



D'après Gorham et coll. (1987)

sphaignes au cours des 200 dernières années. (Tallis, 1964). Ferguson et coll. (1978) ont montré que la croissance de plusieurs espèces de sphaignes était inhibée par des concentrations élevées de sulfites ( $\text{HSO}_3^-$ ), de sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) et de dioxyde de soufre ( $\text{SO}_2$ ). Le dépôt de 10 meq.L<sup>-1</sup> de sulfates pendant une période prolongée réduit notablement la croissance de *Sphagnum tenellum*, de *S. imbricatum*, de *S. recurvum*, de *S. capillaceum* et de *S. magellanicum*. Des concentrations atteignant 10 meq.L<sup>-1</sup> ont été observées dans les pluies en Europe, au cours de paroxysmes d'acidité (Ferguson et coll., 1978). Au cours d'expériences réalisées en Angleterre, l'absorption des nitrates par des sphaignes transplantées de régions non polluées dans des régions polluées (où la concentration de nitrates dans les pluies était de 1 meq.L<sup>-1</sup>); a diminué rapidement à cause de l'accumulation d'ammonium dans les tissus (Lee et coll., 1987).

À court terme le dépôt acide semble stimuler la croissance. Dans la RLE (tableau 2), l'épandage d'acide sulfurique et d'acide nitrique a provoqué une accélération importante de la croissance de trois sphaignes, *Sphagnum angustifolium* (gazon), *S. magellanicum* (à la mi-hauteur des buttes) et *S. fuscum* (sommets des buttes) pendant plusieurs années (Bayley et coll., 1987). L'accroissement le plus important s'est produit chez la première espèce. Sauf dans le cas de l'espèce du sommet des buttes, aucune différence significative n'a été observée dans la croissance des deux premières espèces entre les zones minéralotrophes et oligotrophes du fen. La concentration de sulfates dans l'eau d'irrigation était de 0,92 meq.L<sup>-1</sup>, ce qui est un peu plus que la concentration moyenne dans les précipitations sur l'est du Canada (Bayley et coll., 1987). La concentration de nitrates était 0,52 meq.L<sup>-1</sup>, c'est-à-dire à peu près la

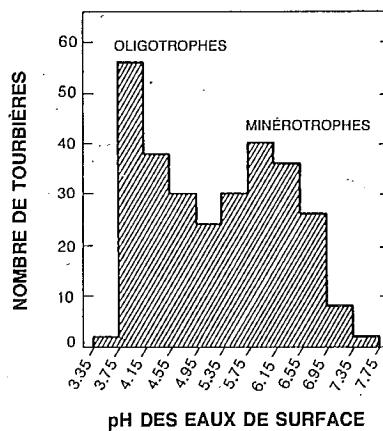
concentration moyenne dans les précipitations sur l'est du Canada (0,56 meq.L<sup>-1</sup>). La tourbière semble fort bien tamponnée par la concentration élevée d'anions organiques qu'elle renferme, quantité considérable de nitrates et de sulfates pourrait s'y adsorber avant de la saturer et que la croissance des végétaux n'en souffre.

## 8.2 Changements chimiques dans les tourbières de transition

La relation entre le pH ainsi que l'alcalinité et la teneur en calcium des eaux de surface d'un fen est un indice de la stabilité chimique de ce dernier et de la probabilité que celui-ci résiste à sa transformation en bog (fig. 4, p.00). D'après Gorham et coll. (1987), une fois qu'un fen a atteint un point final donné (pH 4,5), une alcalinité d'environ 0,40 meq.L<sup>-1</sup> et une teneur en calcium de 0,15 à 0,25 meq.L<sup>-1</sup>, sa transformation en bog survient alors rapidement avec l'interruption des apports minéralotrophes. C'est ce que montre la figure 4, où la courbe du pH des bogs et des fens est tracée en fonction de l'alcalinité et de la concentration de calcium exprimées en meq.L<sup>-1</sup>. À un pH inférieur ou égal à 6 et à une alcalinité et à une concentration de calcium très faibles, il y a une transformation brusque, et la flore des tourbières est dominée par des mousses de sphaignes formant un tapis (cercles pleins).

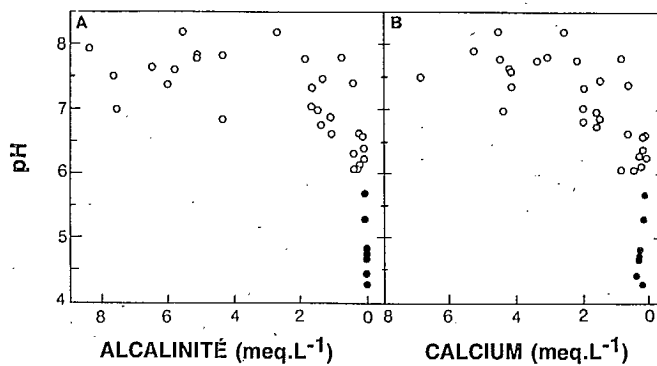
L'acidification qui accompagne le passage de la minéralotrophie à l'oligotrophie est due à une diminution rapide des quantités de cations alcalins présentes dans le complexe échangeur d'ions qu'est la tourbe. La plupart de ces ions existent à l'état adsorbé plutôt qu'en solution. L'échange des cations des éléments nutritifs adsorbés contre des ions hydrogène est difficile lorsque la tourbe est déjà saturée d'ions hydrogène. L'assimilabilité des

Figure 3. Distribution de fréquence des types de tourbières dans le nord du Minnesota



D'après Gorham et coll. (1984)

Figure 4. Relation entre le pH, l'alcalinité et la teneur en calcium des eaux de surface de petites tourbières du nord-ouest du Minnesota



D'après Gorham et coll., (1987).

éléments nutritifs est considérablement réduite. En outre, à pH bas, les phosphates cessent d'être disponibles, car ils sont fixés (Brady, 1974). Une faible saturation en bases ainsi que la fixation des phosphates limitent gravement la croissance des plantes et la variété de la flore qui peut survivre dans ces conditions.

Les données recueillies grâce aux carottes de tourbe prélevées dans des bogs montrent que l'évolution d'un fen en bog par des processus naturels prend probablement quelques décennies (Gorham et coll., 1987). Lorsque la charge acide est très forte, comme c'est le cas en Angleterre et dans les environs de Sudbury en Ontario, la lixiviation dans les fens peut provoquer ou accélérer leur invasion par diverses espèces de sphaignes, et, par la suite, leur évolution en bogs (Gorham et coll., 1987). Même lorsque les concentrations de nitrates et de sulfates sont bien inférieures aux teneurs des précipitations atmosphériques, du fait de la fixation et de la réduction de ces anions, le lessivage auquel est soumise la tourbe de surface des fens légèrement acides et de faible alcalinité peut entraîner les bases au point de provoquer ou d'accélérer l'invasion des sphaignes (Gorham et coll., 1987).

L'augmentation des précipitations acides n'entraîne pas toujours nécessairement une évolution de la végétation. Bayley et coll., (1988) n'ont décelé ni accélération de la croissance des sphaignes ni augmentation de leur variété dans la tourbière de la RLE, même dans les parties minéralotrophes extrêmement pauvres, après six ans d'épandages acides continus.

## 9. CARBONE ORGANIQUE DISSOUS

### 9.1 Composition chimique

Il est possible de classer dans deux grands groupes les acides organiques

présents dans l'eau de ruissellement des bogs et des fens :

- (1) Les acides fulviques, qui sont un mélange de substances acides et neutres, mais qui renferment aussi un peu de bases (généralement moins de 4 % en masse) et qui sont solubles à un pH faible (pH = 2; substances hydrophiles).
- (2) Les acides humiques, c'est-à-dire des matières solides brunes légèrement acides renfermant des substances acides et neutres ainsi qu'un peu de substances basiques; les acides humiques sont insolubles à un pH faible et sont fortement hydrophobes. En moyenne, de 10 à 25 % du carbone organique dissous présent dans les échantillons étudiés par Bourbonnière (1987), était constitué d'acides humiques et le reste, soit de 75 à 90 %, d'acides fulviques.

On considère que les acides fulviques et humiques sont des polymères de monomères acides. La présence de composés basiques et neutres tend à réduire leur acidité. La fraction neutre des acides fulviques est principalement constituée d'hydrocarbures et de glucides ayant une masse moléculaire moyenne ou élevée ainsi que de polymères amorphes relativement stables, donc non réactifs (McKnight et coll., 1985). La fraction basique comprend principalement des amines aromatiques et aliphatiques de basicité moyenne ou forte. La fraction acide comprend des acides gras, des phénols et des acides di- et tricarboxyliques à chaîne courte, d'acidité moyenne ou forte (Bourbonnière et Richmond, 1986). Il est aussi possible de diviser les acides fulviques et humiques en substances acides, basiques et neutres de type hydrophobe et de type hydrophile. D'après la définition de Bourbonnière et Richmond (1986), la fraction hydrophile est

constituée des composés qui ne sont pas adsorbés sur une colonne de résine XAD-8, soit à pH 6, soit à pH 2, c'est-à-dire de composés qui sont solubles dans ces conditions. Bien que le carbone organique dissous soit de nature acide, il exerce aussi une légère action tampon contre les variations de pH provoquées par les acides minéraux (Stevenson, 1982). Cette propriété est principalement due à la capacité que possède l'anion carboxylate ( $\text{COO}^-$ ) de chélater des ions hydrogène libres. D'autres groupes peuvent aussi donner lieu à l'apparition de charges négatives, entre autres les groupes phénol ( $\text{C-OH}$ ), énoï [- $\text{CH}=\text{C}(\text{OH})-$ ] et imide ( $-\text{CO.NH.CO}-$ ) (Stevenson, 1982). C'est à pH 4, le pH de la plupart des bogs, que l'effet est le plus prononcé. Le pouvoir tampon du carbone organique dissous est de  $0,0075 \text{ meq.mg}^{-1}$  de COD (Gorham et coll., 1984).

Voici les principaux groupes fonctionnels présents dans les acides humides : carboxyle, carbonyle, hydroxyle (phénol et alcool), quinone, amine et sulphydroxyle (Christman et Gjessing, 1983; Clark et Hawley, 1966). Dans les acides fulviques, les principaux groupes fonctionnels sont le carboxyle et les hydroxyles phénoliques et aliphatiques (McKnight et coll., 1985). La fraction hydrophile (acides dicarboxyliques à chaîne courte; p. ex., acides oxalique et malonique) possède l'acidité la plus forte. Elle renferme deux à trois fois plus de groupes carboxyle que les autres fractions acides (Bourbonnière, 1986). Toutefois, la fraction acide hydrophile ne constitue généralement qu'environ 10 % du carbone organique total dissous (acides humiques et fulviques) des eaux colorées étudiées par Bourbonnière (1986). Le carbone organique dissous dans ces eaux était constitué principalement d'acides, soit une proportion de 60 % (on a même signalé des proportions de 89 %) et de seulement

4 % de bases, le reste se composant de substances neutres (Bourbonnière, 1987).

Le carbone organique dissous est constitué principalement d'acides di- et tricarboxyliques (dans les sphaignes, les principaux acides sont l'acide malique [ $\text{HOOCCH}(\text{OH})\text{CH}_2\text{COOH}$ ] et l'acide citrique [ $\text{HOOCCH}_2\text{C}(\text{OH})(\text{COOH})\text{CH}_2\text{COOH}$ ] ainsi que, en concentrations moindres, l'acide oxalique ( $[\text{COOHCOOH}]$ ), d'hydroxyacides et de polymères légers (Shotyk, 1986 a). Les pK respectifs de l'acide malique, de l'acide citrique et de l'acide oxalique sont 1,94, 3,13 et 2,56. Ces acides aliphatiques légers contribuent beaucoup à abaisser le pH de l'eau des bogs. L'acide succinique [ $\text{HOOC}(\text{CH}_2)_2\text{COOH}$ ] et l'acide fumarique [ $\text{HCOOHC:CHCOOH}$ ] ont aussi été identifiés dans l'eau des bogs (Shotyk, 1986 a). Il y a une forte corrélation entre les concentrations d'oxalates et de sulfates dans les eaux des bogs, ce qui permet de supposer que la teneur en acide oxalique est commandée, par un phénomène d'oxydoréduction (Shotyk, 1986 a).

## 9.2 Teneur en anions organiques

Oliver et coll. (1983) ont étudié la variabilité de la teneur en carboxylates de diverses eaux colorées de lacs, de rivières et de milieux humides et ils ont conclu que la contribution des substances organiques à l'acidité de l'eau équivalait à celle à la teneur en anions carboxylate ( $\text{COO}^-$ ). Ils ont construit un modèle empirique pour estimer la quantité des groupes d'acides carboxyliques ayant un pK inférieur ou égal à 7, car c'est là le principal groupe fonctionnel qui contribue à l'acidité des eaux colorées. La teneur en anions organiques [carboxylate ( $\text{COO}^-$ )] des eaux colorées s'exprime en fonction du pH et de la Concentration de carbone organique dissous :

$$A^- = \frac{K C_t 10^{\text{pH}}}{K + H^+} \quad (1)$$

$A^-$  = concentration d'anions organiques ( $\text{meq.L}^{-1}$ ),

$K$  =  $10^{-pK}$ , constante de dissociation de l'acide, <sup>6</sup>

$pK$  =  $0,959 + 0,90 \text{ pH} - 0,039 (\text{pH})^2$

$C_t$  = concentration d'acides organiques (fulviques et humiques) =  $10 [\text{COD}]$ ,

$\text{COD}$  = concentration de carbone organique dissous ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

Oliver et coll. (1983) ont trouvé une densité de charge moyenne de 10 microéquivalents ( $\mu\text{eq}$ ) de groupes carboxyle par milligramme de carbone organique dissous dans les eaux qu'ils ont étudiées. Les acides fulviques renferment généralement 8 à 14  $\mu\text{eq}$  de groupes fonctionnels acides par milligramme de carbone organique dissous. Urban et coll., (1989) ont trouvé une densité de charge moyenne un peu plus élevée dans l'eau des tourbières de Marcell et de la RLE :  $13,5 \mu\text{eq.mg}^{-1}$  de COD, (plage = 7 à 24  $\mu\text{eq.mg}^{-1}$  de COD), que les valeurs mesurées par Oliver et coll., (1983).

$A^-$  inclut les anions organiques libres ainsi que les anions organiques complexés avec des métaux. Le modèle était basé sur des données recueillies sur des lacs et des cours d'eau de divers localités en Amérique du Nord. Kerekes et coll. (1986) ont construit un modèle empirique reliant la concentration de COD à la couleur de l'eau en se servant des données

<sup>6</sup> La constante de dissociation ( $K$ ) dénote le degré de formation d'ions hydrogène libres ( $\text{H}^+$ ) ou d'ions hydronium ( $\text{H}_3\text{O}^+$ ) à partir d'un acide. La valeur de  $K$  augmente en fonction de la force de l'acide. Dans le cas des acides organiques en solution aqueuse, lorsque le pH est égal au pK de l'acide, environ 50 % de celui-ci est dissocié.

recueillies dans un grand nombre d'étendues d'eau colorées du parc national Kejimikujik en Nouvelle-Écosse :

$$[\text{COD}] (\text{mg.L}^{-1}) = 0,115 \times \text{indice de couleur} + 2,7 \quad (2)$$

Cette relation était basée sur l'analyse de régression des données recueillies dans 49 étendues d'eau dont la couleur variait de 5 à 290 unités Hazen. Toutefois, Shotyk (1988) souligne le risque à utiliser la couleur de l'eau comme indice de la concentration de COD : l'influence de la précipitation et de la dissolution des acides humides (qui sont fortement colorés) peut influencer exagérément sur la coloration de l'eau et le fer abonde aussi dans l'eau des tourbières.

## 10. MOBILITÉ DES CATIONS MÉTALLIQUES

Il est notoire que la tourbe et la mousse de sphaignes adsorbent des teneurs élevées en métaux comme l'aluminium et le fer ainsi qu'en métaux traces comme le zinc, le cuivre, le plomb et le cadmium (Shotyk, 1986; Gorham, 1987; Gorham et coll., 1984). L'acidification des tourbières peut augmenter la mobilité de ces métaux : par exemple, on sait que le fer et le manganèse sont mobilisés lorsque le potentiel d'oxydoréduction et le pH sont bas; en outre, divers métaux traces comme le plomb, le baryum et le molybdène, qui sont séquestrés par l'hydroxyde ferrique et le dioxyde de manganèse, peuvent aussi être mobilisés dans ces conditions. Les variations saisonnières de la hauteur de la surface de saturation peuvent influencer considérablement sur le cycle des divers métaux dans les bogs et les fens. La mobilité devrait être maximale dans les tourbières à la flore pauvre et au pH bas (< 6,0), où des matières minérales sont mélangées à la tourbe.

Les eaux de surface des bogs sont plus riches en aluminium et en fer que les



eaux douces ordinaires. La probabilité que ces métaux forment des complexes organiques augmente donc d'autant. Deux facteurs importants régissent la chimie du fer :

(1) les conditions oxydantes, alcalines ou les deux favorisent sa précipitation;  
(2) les conditions réductrices acides ou les deux, sa solubilisation. La solubilité du fer ainsi que de l'aluminium est en relation inverse avec le pH : plus ce dernier est bas, plus ces métaux sont solubles. La réduction des sulfates par les micro-organismes fait augmenter le pH, donc diminuer la solubilité du fer et de l'aluminium qui précipitent sous forme d'hydroxydes insolubles.

Entre les pH de 4,0 à 5,0, l'aluminium en solution est un tampon efficace contre les variations de pH; son pouvoir est 15 fois supérieur à celui du carbone organique dissous (Johannssen, 1980). Le pouvoir tampon de l'aluminium dans les eaux lacustres est de 0,111 meq.mg<sup>-1</sup> d'aluminium total comparativement 0,0075 meq.mg<sup>-1</sup> pour le carbone organique dissous (Johannssen, 1980; Gorham, 1984). Néanmoins, les acides humiques et fulviques demeurent les principaux agents tampons dans l'eau de la plupart des tourbières étant donné qu'il y a beaucoup plus de carbone organique présent que d'aluminium (de 20 à 200 fois plus). Lorsque le pH est bas, l'effet tampon de l'aluminium est annulé par l'effet acidifiant de l'hydrolyse de ce métal (V. 6.3).

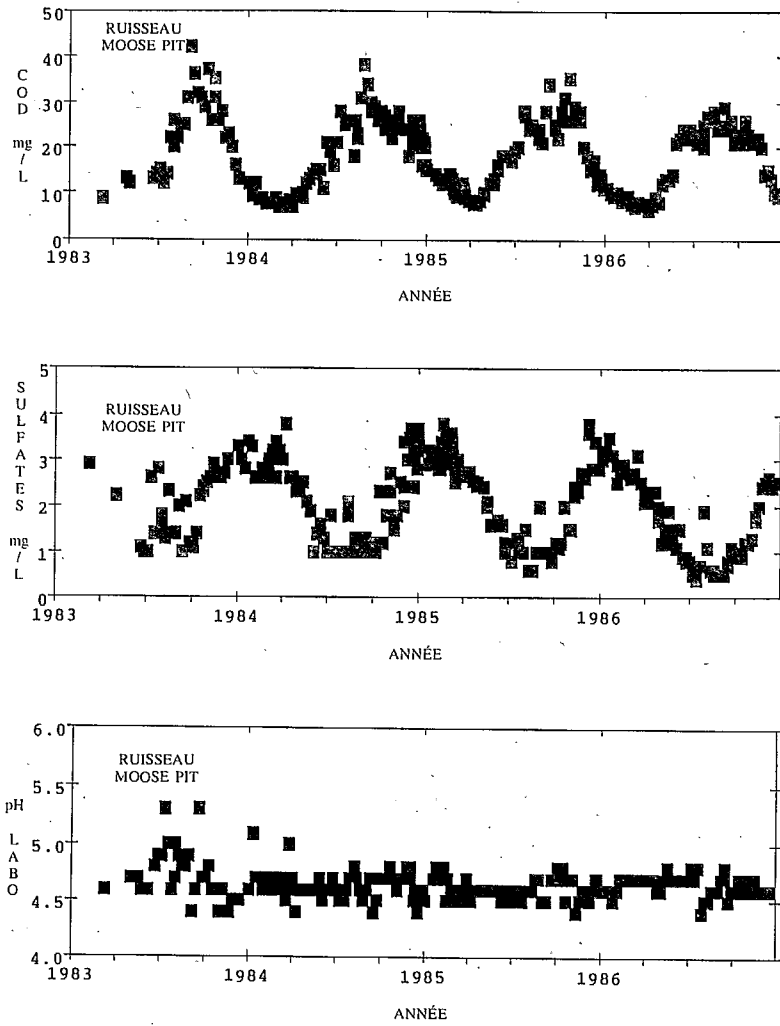
Dans les bogs et les fens, 80 à 90 % de l'aluminium est lié à des matières humiques en dissolution (Helmer, 1987). Le reste, 10 à 20 %, existe sous forme d'ions inorganiques tels que  $Al^{3+}$ ,  $Al(OH)_x^{+(3-x)}$ ,  $AlF_x^{+(3-x)}$  ou  $Al(SO_4)_x^{+(3-2x)}$ . À Marcell (tableau 2), la concentration des diverses espèces organiques de l'aluminium est fortement corrélée au carbone organique total présent dans les émissaires. Le rapport moyen de aluminium au carbone organique

total était de 0,28  $\mu\text{mol d'Al org. .mg}^{-1}$  de COT. Comme le pouvoir complexant des matières organiques était de 1,5 à 2,75  $\mu\text{mol d'Al org. .mg}^{-1}$  de COT à pH 4,4, ces eaux étaient fortement sous-saturées en aluminium. De pH 3,0 à pH 5,0, la quantité d'aluminium lié aux matières organiques augmente, mais elle diminue au delà de cette valeur car l'aluminium est alors fixé par l'ion hydroxyde (Helmer, 1987).

Dans les bogs, les retombées de poussières atmosphériques constituent probablement la principale source de fer (Shotyk, 1988). Dans les tourbières eutrophes, le fer se rencontre couramment sous forme de pyrite qui, croit-on, se forme par réduction de composés organiques "oxysoufrés" pendant la respiration catabolique avec production de  $HS^-$  ou de sulfates organiques (Altschuler et coll., 1983). Le fer existe aussi sous forme d'un phosphate, la vivianite ( $Fe_3PO_4 \cdot 8H_2O$ ) dans les tourbières eutrophes. La sidérite ( $FeCO_3$ ) est commune dans les fens presque neutres qui sont riches en  $CO_2$  (Shotyk, 1986).

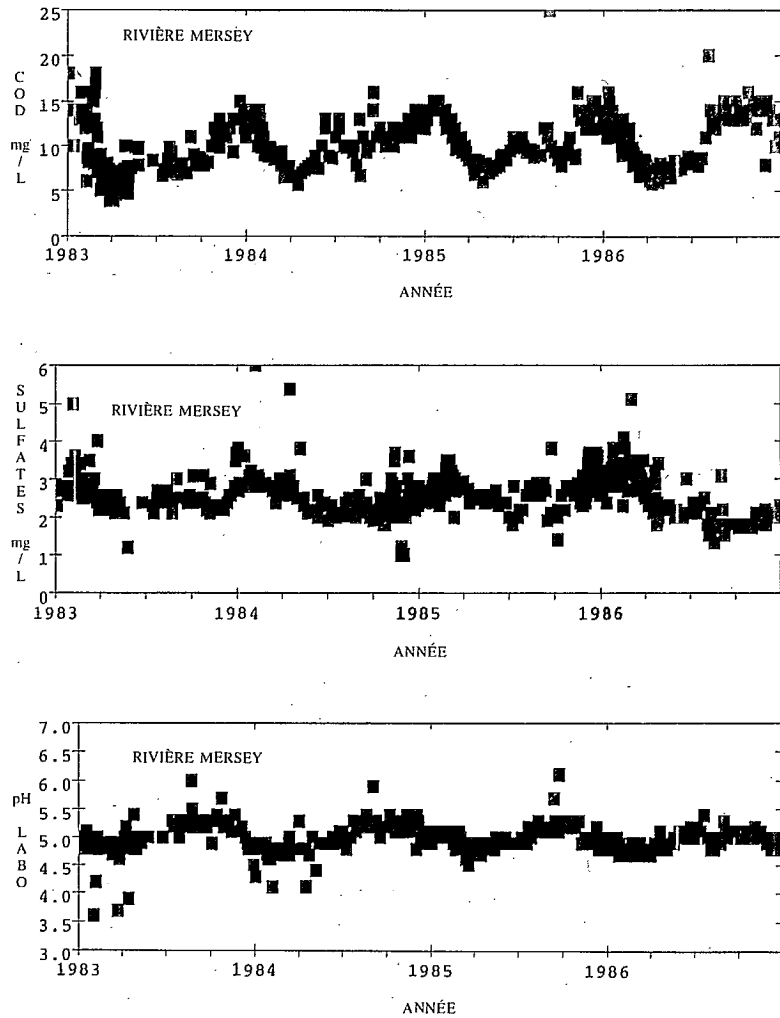
Le sodium est éliminé rapidement de la plupart des bogs et des fens. Toutefois, dans la tourbière de la RLE, le sodium est l'ion le plus constant (Bayley, 1989; communication personnelle). Cela peut être dû aux très faibles concentrations présentes dans cette localité à cause de l'éloignement de la mer. Lorsqu'une tourbière est située près d'une de ces sources, les embruns marins font doubler ou tripler sa teneur en sodium (Shotyk, 1986). Le long de la côte est de la Nouvelle-Écosse, les concentrations de sodium trouvées dans l'eau de porosité des tourbes sont plus de trois fois plus élevées que celles qui sont signalées dans le sud de l'Ontario (Shotyk, 1986). Le potassium est un autre métal très mobile, donc facilement lixiviable facilement des matières humiques en décomposition. Ses concentrations

Figure 5. Variabilité saisonnière de la teneur en carbone organique dissous, en sulfates et du pH dans le ruisseau Moose Pit en Nouvelle-Écosse.



D'après Howell (1988)

Figure 6. Variabilité saisonnière de la teneur en carbone organique dissous, en sulfates et du pH dans la rivière Mersey en Nouvelle-Écosse



D'après Howell (1988).

maximales se rencontrent dans les couches de surface de la tourbe où il est concentré dans les végétaux qui forment la tourbe.

La moitié des apports de calcium par les précipitations va la croissance des plantes (Damman, 1978). Au-dessus de la surface de saturation, le mécanisme de la rétention du calcium tend à être l'adsorption; les concentrations y sont plus élevées que dans la zone anaérobie (Damman, 1978). Par contre, la teneur en magnésium de la tourbe augmente graduellement en fonction de la profondeur. Les pertes maximales de magnésium surviennent généralement dans la zone aérobie, sous la surface de saturation (Damman, 1978).

Dans l'ensemble, l'abondance relative de l'aluminium, du fer, du sodium, du potassium, du calcium et du magnésium varie dans l'ordre suivant dans les tourbières maritimes ombrotrophes :  $Al > Fe > Mg > Ca > K > Na$  (Damman, 1978; Pakarinen, 1981; Pakarinen et Gorham, 1983). Dans l'eau des bogs Blancher et McNichol (1987) ont observé un ordre tout à fait différent :  $Ca > Mg > Na > Al > Fe > K$ . Ces résultats semblent indiquer que l'aluminium, le fer et le potassium sont relativement peu mobiles en comparaison du calcium, du magnésium et du sodium.

La courbe de la concentration des métaux dans la tourbe a normalement l'allure d'un C, un maximum correspondant à la surface et à la base et un minimum au centre (Shotyk, 1986a). Les concentrations maximales d'aluminium et de fer se rencontrent dans la zone de fluctuation de la surface de saturation (Shotyk, 1986). La solubilité du fer varie en fonction du potentiel d'oxydoréduction du milieu à cause de son effet sur la réduction des sulfates; en outre, elle augmente à mesure que le pH diminue. Le potentiel d'oxydoréduction diminue de façon significative entre la tourbe de surface

et la tourbe anaérobie, qui sont situées de part et d'autre de la surface de saturation. Le fer précipite en conditions réductrices, mais se solubilise en conditions d'oxydation (Shotyk, 1986 a). Le fer est donc immobile au-dessus de la surface de saturation et s'accumule à mesure que la tourbe se dégrade. Sous la surface de saturation, le fer existe à l'état ferreux; il est donc mobile et tend à disparaître. La répartition de l'aluminium à l'intérieur de la tourbe est analogue à celle du fer. Sous la surface de saturation, l'aluminium est plus mobile, car il réagit avec  $H_2S$  donnant du sulfure d'aluminium ( $Al_2S_3$ ) qui s'oxyde en sulfate d'aluminium [ $Al_2(SO_4)_3$ ] et qui précipite dans la tourbe aérée (Damman, 1978).

#### 11. VARIATIONS DANS LA RÉPARTITION GÉOGRAPHIQUE DES ACIDES MINÉRAUX ET ORGANIQUES EN AMÉRIQUE DU NORD

Urban et coll. (1987) ont étudié la chimie de l'eau et de la tourbe de 11 bogs de la région comprise entre le Minnesota et le Manitoba à l'ouest et la Nouvelle-Écosse et Terre-Neuve à l'est, de façon à déterminer l'évolution géographique du bilan de l'acidité dans l'axe est-ouest. En général, les données montrent que l'acidité minérale augmente légèrement en allant vers l'est. Les bogs des provinces maritimes se sont révélées les plus vulnérables à l'acidification due au dépôt acide. Le phénomène a été attribué : (1) à la production interne plus forte d'acides; (2) au temps de séjour plus bref de l'eau dans les bogs oligotrophes maritimes (en raison des précipitations plus abondantes) et à la diminution correspondante de la réduction des sulfates. Aucune évolution significative de la production des acides organiques n'était évidente le long de l'axe est-ouest. En outre, on a observé que l'absorption des cations par les plantes entraîne dans les bogs maritimes une plus grande production

interne d'acides. Ce phénomène peut s'expliquer par des températures moyennes annuelles plus élevées, par un apport cationique plus important dû aux embruns marins et aux précipitations moyennes annuelles plus élevées, et par le débit hydrologique accru qui en découle (Urban et coll., 1987). Ces facteurs accélèrent la croissance des plantes (davantage de cations sont donc absorbés) ainsi que leur décomposition, de même que l'accumulation de la tourbe et l'adsorption correspondante de cations.

## 12. CYCLES SAISONNIERS DES ACIDES MINÉRAUX ET ORGANIQUES DANS LES EAUX RÉCEPTRICES

Kerekes et coll. (1986) ainsi que Howell (1988) ont observé des cycles saisonniers prononcés de l'acidité minérale (exprimée en sulfates) et de l'acidité organique (exprimée en carbone organique dissous). Ils avaient étudié plusieurs bassins hydrographiques du parc national Kejimikujik en Nouvelle-Écosse. La teneur en carbone organique dissous était faible pendant l'hiver et au début du printemps, périodes où la dégradation biologique de la matière organique est minime; par contre, vers le milieu de l'été, lorsque la dégradation est à son maximum, cette teneur culmine aussi. Le cycle du carbone organique dissous était peu et inversement corrélé au cycle hydrologique. Howell (1988) a émis l'hypothèse qu'il faut au moins un certain débit pour entraîner, par effet de chasse, les composés organiques depuis le bassin jusque dans les eaux réceptrices.

Dans quelques cours d'eau (p. ex., ruisseau Moose Pit, fig. 5), le cycle des sulfates était semblable, mais opposé à celui du carbone organique dissous; les concentrations maximales survenaient l'hiver et au début du printemps et le minimum vers le milieu de l'été, dans ce dernier cas même si

les teneurs des précipitations en sulfates étaient maximales. Le phénomène s'explique probablement par la réduction rapide des sulfates pendant l'été (Gorham, 1988, communication personnelle). Le cycle du carbone organique dissous a pour effet d'atténuer les variations de pH causées par les apports d'acides minéraux dans les réseaux de drainage de sorte que le pH demeure assez constant d'une saison à l'autre. Dans d'autres cours d'eau, l'effet de stockage (dû à l'augmentation du temps de séjour de l'eau) décale le cycle du carbone organique dissous. Le maximum du cycle annuel du pH coïncide avec celui des sulfates (p. ex., rivière Mersey, fig. 6).

## 13. CONCLUSIONS

Le bilan de l'acidité des tourbières se caractérise principalement par : la production et l'exportation de grandes quantités d'acides organiques ainsi qu'une rétention nette élevée de cations et d'anions. La production et l'exportation des acides organiques dépassent de beaucoup l'exportation des acides minéraux consécutive au dépôt acide. La production d'acides organiques et l'apport de cations alcalins déterminent le bilan de l'acidité des tourbières, à condition que l'absorption des anions acides excède le dépôt acide. Les acides organiques tiennent un rôle important dans le bilan de l'acidité des eaux réceptrices, car ils tamponnent ces dernières contre les variations de pH dues aux apports d'acides minéraux et qu'ils chélatent aussi des métaux comme l'aluminium. Les acides organiques ont un effet prononcé sur l'acidité des eaux réceptrices. Des études récentes montrent que le dépôt acide n'influe pas sur la production d'acides organiques, sauf peut-être dans des régions où il est extrêmement élevé.

Les études de terrain, tant du bilan de l'acidité que du bilan des cations et

des anions montrent que les tourbières peuvent stocker beaucoup d'azote et de soufre. Aux apports atmosphériques reçus sur la plus grande partie de l'est de l'Amérique du Nord, la majeure partie du dépôt d'acide nitrique et d'acide sulfurique est neutralisé grâce à l'absorption rapide de l'azote par les plantes et grâce à la réduction microbienne, tout aussi rapide, du fer dans les couches supérieures de la tourbe. À long terme, toutefois, l'effet d'emmagasinage peut aussi retarder le rétablissement des eaux des terres humides, à la suite d'une réduction du dépôt d'acide. Toutefois, le stockage du soufre est temporaire et, dans bien des tourbières, il peut être commandé par les conditions hydrologiques qui régissent les réactions d'oxydoréduction. Il devient donc difficile de déterminer quels apports de sulfates altéreront les milieux humides.

La saturation en bases détermine aussi la réaction des tourbières au dépôt d'acides minéraux. Dans les tourbières riches en bases, l'apport de ces acides accélère l'élimination et l'exportation des cations alcalins des plantes et des couches de surface de la tourbe. À long terme, les réserves de cations alcalins peuvent être épuisées de sorte que le système devient saturé en ions hydrogène et que l'acidité minérale est évacuée. Cette évolution serait probablement plus rapide dans les régions où le dépôt d'acides minéraux est très élevé ou dans les tourbières pauvres en bases. Voilà pourquoi les modèles régionaux de la réaction des tourbières au dépôt acide doivent tenir compte non seulement du dépôt, mais, encore, du degré de saturation du milieu humide en bases.

Il semble que bien des tourbières neutralisent à court terme le dépôt d'acides minéraux. Toutefois, la perte continue de cations alcalins (qui sont soit entraînés hors du milieu humide, soit réadsorbés dans les couches plus

profondes de la tourbe) et le stockage des anions acides entraîneront à long terme une augmentation graduelle de l'acidité minérale, de sorte que la tourbière deviendra franchement exportatrice de l'acidité minérale.

#### 14. RECOMMANDATIONS

1. Il n'existe pas encore de modèle chimique général de la réaction des tourbières au dépôt acide; on en a un besoin urgent pour compléter l'évaluation de la vulnérabilité des écosystèmes terrestres et aquatiques à l'acidification. Comme l'azote est un élément nutritif majeure essentiel à la croissance des plantes, les tentatives de modélisation devraient principalement porter sur les effets des apports de soufre et leur relation avec le cycle de l'hydrogène. Dans les tourbières, le cycle du soufre est lié intimement au cycle hydrologique. Il est donc nécessaire d'avoir d'abord un bon modèle hydrologique avant de pouvoir procéder à la modélisation géochimique du soufre.
2. La modélisation devra tenir compte de trois préoccupations fondamentales quant aux effets des du dépôt acide sur les tourbières :
  - (1) l'évolution floristique des tourbières, (2) les changements à long terme (aux deux ans au moins) des débits sortants d'acides et (3) la variation à long terme des débits sortants d'ions métalliques.
3. Il existe, en partie à cause de la pénurie d'expériences de laboratoire, des lacunes dans la connaissance de beaucoup de réactions chimiques importantes ayant lieu dans les tourbières. L'étude détaillée de réactions chimiques - entre autres, les processus de réduction et

- d'oxydation du soufre et leur cinétique, la complexation des ions métalliques par les matières humiques ainsi que les processus d'échange ionique dans la tourbe et la racine des plantes - améliorerait grandement les modèles du bilan de l'acidité des tourbières. La réalisation d'études en laboratoire dans des conditions contrôlées permet d'isoler les paramètres visés des perturbations externes et facilite grandement la compréhension des mécanismes de base des réactions ainsi que l'établissement des vitesses de réaction dans différentes conditions.
4. La réaction des tourbières aux apports d'acides minéraux varie considérablement à cause de la grande diversité des conditions locales. Pour chiffrer cette réaction, il sera nécessaire de procéder sur le terrain à d'autres études détaillées du bilan de l'acidité de tourbières ayant une flore diversifiée et une gamme d'apports d'éléments nutritifs. Il est utile de procéder à des expériences au cours desquelles les apports dus au dépôt acide sont réglés (p. ex., celles réalisées à la tourbière des lacs expérimentaux près de Kenora en Ontario); en outre, il devrait y en avoir davantage, car elles permettent d'analyser les effets des conditions dans lesquelles a lieu le dépôt acide.
  5. Voici certains éléments nécessaires d'un modèle de la réaction des tourbières à l'acidification qui auraient besoin d'être clarifiées :
    - (1) Relation numérique entre les processus d'oxydation et de réduction du soufre et le cycle hydrologique qui les régit.
    - (2) Degré de saturation en bases de la tourbière et vitesse d'épuisement des cations alcalins en fonction des

apports d'acides minéraux.

(3) Vitesse d'adsorption des anions dans les tourbières et capacité maximale de stockage anionique.

(4) Contribution de l'acide carbonique, formé par la décomposition de la matière organique, à l'acidité totale de l'eau des tourbières.

#### BIBLIOGRAPHIE

1. Altschuler, Z.S., Schnepfe, M.M., Silber, C.C. et Simon, F.O. (1983); "Sulphur dynamics in everglades peat and origin of pyrite in coal", *Science*, v. 221, p. 221-227.
2. Anderson, J. (1986); "Effects of acid precipitation on wetlands", Direction générale des terres, Recherches sur les précipitations acides, Environnement Canada. Document de travail n° 50, 38 p.
3. Assessment of the state of knowledge on the long-range transport of air pollutants and acid deposition. (1986); partie 1, rapport de direction, Comité fédéral et provincial de coordination de la recherche et de la surveillance (CORS).
4. Bayley, S.E., 1989, Institut sur les eaux douces, Pêches et océans Canada, Université du Manitoba, Win., Man. Communication personnelle
5. Bayley, S.E., Behr, R.S. et Kelly, C.A. (1986); "Retention and release of S from a freshwater wetland". *Water Air and Soil Pollution* v. 31, p. 101-114.
6. Bayley, S.E., Vitt, D.H., Newbury, R.W., Beaty, K.G., Behr, R. et Miller, C. (1987); "Experimental acidification of a Sphagnum dominated peatland : first year

- results". Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques, v. 44, p. 194-205.
7. Bayley, S.E. et Schindler, D.W. (1987); "Sources of alkalinity in precambrian shield watersheds under natural conditions and after fire of acidification". In Effects of Atmospheric Pollutants on Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems. T.C. Hutchinson et K.M. Meema (éditeurs), Springer-Verlag, p. 531-548.
  8. Bayley, S., Parker, B., Vitt, D. et Rosenberg, D. (1988); "Experimental acidification of a freshwater wetland". Fonds pour la toxicologie faunique, rapport final, 101 p.
  9. Bayley, S.E., Parker, B., Vitt, D. et Rosenberg, D. (1988); "Experimental acidification of a freshwater wetland." Rapport final au Fonds pour la toxicologie faunique, Environnement Canada 102 p.
  10. Blancher, P. et McNicol, D. (1987); "Peatland water chemistry in central Ontario in relation to acid deposition". Water, Air and Soil Pollution, v. 35, p. 217-232.
  11. Behr, R.S. (1985); "Sulphur dynamics in an experimentally acidified mire in Northwestern Ontario". Mémoire de M.Sc., Université du Manitoba, 105 pages.
  12. Bourbonnière, R.A. (1986); "Characterization of dissolved organic matter in Kejimikujik waters." In Compte rendu des ateliers du TADPA dans le cadre du programme Kejimikujik Calibrated Catchments, J. Kerekes (éditeur), Environnement Canada, p. 55-60.
  13. Bourbonnière, R.A. (1987); "Distribution patterns of dissolved organic matter fractions in natural waters from eastern Canada". Institut national de recherche sur les eaux n° 87-143, Burlington (Ontario).
  14. Bourbonnière, R.A. et Richmond, M. (1986); "Fractionation of dissolved organic matter". Compte rendu des ateliers du TADPA dans le cadre du programme Kejimikujik Calibrated Catchments, N.-É., J. Kerekes (éditeur), Environnement Canada, 5 pages.
  15. Brady, N.C. (1979); The nature and Properties of Soils. 8<sup>e</sup> édition, MacMillan, New York, 462 p.
  16. Brakke, F.H. (1981); "Hydrochemistry of high altitude catchments in S. Norway. Dynamics in waterflow and release - fixation of sulphate, nitrate and hydronium." Medd. Nor. Inst. Skogforsoksvet. v. 36, n° 10, 21 pages.
  17. Brown, K.A. (1980); "Distribution of sulphur compounds in a peat bog in relation to stream water chemistry." Rapport des Central Electricity Research Laboratories de Grande-Bretagne. RD/L/N 150/80. Central Electricity Generating Board, Surrey (Angleterre), 18 pages.
  18. Brakke, D.F., Landers, D.H. and Eilers, J.M., 1988, "Chemical and physical characteristics of lakes in northeastern United States". Environmental Science and Technology, v. 22, p. 155-163.
  19. Brown, K.A. (1985); "Sulphur distribution and metabolism in waterlogged peat". Soil Biology and Biochemistry, v. 17, p. 411-420.



20. Brown, K.A. (1986); "Formation of organic sulphur in anaerobic peat". *Soil Biology and Biochemistry*, v. 18, p. 131-140.
21. Brown, K.A. (1987); "Chemical Effects of pH 3 sulphuric acid on a soil profile". *Water Air and Soil Pollution*, v. 32, p. 201-218.
22. Brown, K.A. et MacQueen, J.F. (1985); "Sulphate uptake from surface water by peat". *Soil Biology and Biochemistry*, v. 17, p. 411-420.
23. Brown, A. (1988); dépt. de biologie, Université d'Ottawa.
24. Calles, V.M. (1983); "Dissolved inorganic substances." *Hydrobiologia*, v. 101, p. 13.
25. Canada-U.S., 1983; Memorandum of Intent On Transboundary Air Pollution. Working Group I on Impact Assessment, rapport final et appendices, Burlington (Ontario).
26. Canadian Wetland Classification System National Wetland Working Group, Comité canadien de la classification écologique du territoire. Édition provisoire (1987). *Ecological Land Classification Series No. 21* Environment Canada.
27. Casagrande, D.J., Idowu, G., Friedman, A., Rickert, P., Siefert, K. et Schlenz, D. (1979); "H<sub>2</sub>S incorporation in coal precursors : Origins of organic sulphur in coal". *Nature*, v. 282, p. 599.
28. Christman, R.F. et Gjessing, E.T. (1983); *Aquatic and Terrestrial Humic Materials*, Ann Arbor, Mich., 240 p.
29. Clark, G.L. et Hawley, G.G. (1966); *Encyclopedia of Chemistry*, deuxième édition, Reinhold, New York, 450 pages.
30. Clymo, R.S., 1987, "Interactions of *Sphagnum* with water and air". In: *The Effects of Air Pollutants on Forests, Wetlands and Agriculture*, T.C. Hutchinson et K.M. Meema (éd.), Springer-Verlag, New York.
31. Clymo, R.K. et Hayward, P.M., 1982, "The ecology of *Sphagnum*". In *Bryophyte Ecology*, A.J.E. Smith (éd.), Chapman and Hall, Londres, p. 229-289.
32. Cowell, D.W. (1980); Project Proposal for Initial Wetlands LRTAP Research. Direction générale des terres, Environnement Canada, Burlington (Ontario).
33. Damman, A.W.H. (1978); "Distribution and movement of elements in ombrotrophic peat bogs". *Oikos*, v. 30, p. 480-495.
34. Eilers, J.M., Brakke D.F. et Landers, D.H., 1988, "Chemical and physical characteristics of lakes in the upper Midwest, United States". *Environmental Science and Technology*, v. 22, p. 164-171.
35. Eilers, J.M., Landers, D.H. et Brakke, D.F., 1988, "Chemical and physical characteristics of lakes in the southeastern United States". *Environmental Science and Technology*, v. 22, p. 172-177.
36. Engstrom, D.R., 1987, "Influence of vegetation and hydrology on the humus budgets of Labrador lakes". *Journal canadien des sciences italieuque et aquatiques*, v. 44, p. 1306-1314.

37. Fergusson, J.E. (1982); "Inorganic chemistry and the earth", Pergamon Press, Oxford, p. 53.
38. Ferguson, P., Lee, J.A. et Bell, J.N.B. (1978); "Effects of sulphur pollutants on the growth of Sphagnum species". *Environmental Pollution*, v. 16, p. 151-162.
39. Glooschenko, V. et Stevens, W. (1986); "Sources of acidity in wetlands near Sudbury, Ontario". *Science of the Total Environment*, v. 54, p. 53-59.
40. Gorham, E. (1953); "Chemical studies on the soils and vegetation of waterlogged habitats in the English lake district", *Journal of Ecology*, v. 41, p. 345-360.
41. Gorham, E. (1984); "The ecology and biochemistry of Sphagnum bogs in central and eastern North America". *Atlantic and White Cedar Wetlands Symposium*, Woods Hole, Mass., p. 3-15.
42. Gorham, E. et Detenbeck, N.E. (1986); "Sulphate in bog waters : A comparison of ion chromatography with Mackereth's cation-exchange technique and a revision of earlier views on the cause of bog acidity". *Journal of Ecology*, v. 74, p. 899-903.
43. Gorham, E., Bayley, S.E. et Schindler, D.W. (1984); Ecological effects of acid deposition upon peatlands : A neglected field of acid rain research." *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, v. 41, p. 1256-1268.
44. Gorham, E., Eisenreich, S.J., Ford, J. et Santelmann, M.V. (1985); "The chemistry of bog waters". Dans: *Chemical Processus in Lakes*, W. Stumm (éd), Wiley, N.Y., p. 339-363.
45. Gorham, E., Underwood, J.K., Martin, F.B. et Ogden, J.G. (1986); "Natural and anthropogenic causes of acidification in Nova Scotia". *Nature*, v. 234, p.p. 451-453.
46. Gorham, E., Janssens, J.A., Wheeler, G.A. et Glaser, P.H. (1987); "The natural and anthropogenic acidification of peatlands". In: *Effects of Atmospheric Pollutants on Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems*, T.C. Hutchinson et K.M. Meema (éd.), Springer-Verlaag, Berlin, p. 493-511.
47. Gorham, E. (1988); département d'écologie et de biologie comportementale, Université du Minnesota, communication personnelle.
48. Helmer, E.H. (1987); "Aluminum speciation in bog waters and aluminum-organic matter conditional stability constants". *Mémoire de M. Sc.*, Université du Minnesota, 197 p.
49. Hemond, H.F. (1980); "Biochemistry of Thoreau's Bog, Concord Massachusetts". *Ecology Monographs*, v. 50, n° 4, p. 507-526.
50. Kilham, P. (1982); "Biochemistry of bog ecosystems and chemical ecology of Sphagnum", *Michigan Botanist*, v. 21, p. 159-168.
51. Howell, G. (1988); "Major ion dynamics of surface waters of varying hydrologic order". *Direction de la qualité des eaux, région de l'Atlantique, Moncton (N.-B.)*; *Eaux intérieures/Terres*, Environnement Canada, rapport final.
52. Johannessen, M. (1980); "Aluminum : A buffer in acidic waters". In:

- Ecological Impact of Acid Precipitation, D. Drablos et A. Tollan (éd.), projet SNSF, Oslo, Norvège, p. 222-223.
53. Kerekes, J. Beauchamp, S., Jordan, R. et Pollock, T. (1986); "Sources of sulphate and acidity in wetlands and lakes in Nova Scotia". *Water, Air and Soil Pollution*, v. 31, p. 207-214.
54. Kerekes, J., Beauchamp, S., Tordon, R., Tremblay, C. et Pollock, T. (1986); "Organic versus anthropogenic acidity in tributaries of the Kejimikujik watersheds in western Nova Scotia". *Water, Air and Soil Pollution*, v. 31, p. 165-173.
55. Kramer, J.R. et Davies S.S., 1988, "Estimation of non-carbonate protolytes for selected lakes in the eastern lake survey". *Environmental Science and Technology*, v.22, p. 182-185.
56. Krug, E.C. et Frink, C.R. (1983); "Acid rain on acid soil : A new perspective". *Science*. v. 24, p. 520.
57. LaZerte, B.D., 1989, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Dorset, Ontario, communication personnelle.
58. LaZerte, B.D. et Dillon, P.J. (1985); *Chemical Transformations V. "Chemical transformations of stream and soil water flowing through Sphagnum conifer swamps of central Ontario"*. Symposium international sur les précipitations acides, Muskoka (Ontario), p. 207.
59. Lee, J.A., Press, M.C., Woodin, S. et Ferguson, P. (1987); "Responses to acidic deposition in ombrotrophic mires in the U.K." In: *Effects of Atmospheric Pollutants on Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems*. T.C. Hutchinson et K.M. Meema (éd.), Springer-Verlag, p. 549-560.
60. Likens, G.E., Bormann, F.H., Pierce, R.S., Eaton, J.S. et Johnson, N.M. (1977); *Biochemistry of a Forested Ecosystem*, Springer-Verlag, New York, 146 p.
61. Li, L.K. (1985), "Acid precipitation sensitivity of Quebec. Série sur la classification écologique du territoire, n° 20, partie B, p. 79-87, Direction générale des terres, Environnement Canada, Ottawa (Ontario).
62. McKnight, D. Thurman, E.M., Wershaw, R.L. et Hemond, H. (1985); "Biochemistry of aquatic humic substances in Thoreau's bog, Concord, Mass.", *Ecology*, v. 66, p. 1339-1352.
63. National Research Council of Canada "Acidification in the Canadian aquatic environment", NRCC No. 18475, 369 p.
64. Oliver, B.G., Thurmann, E.M. et Malcolm, R.L. (1983); "The contribution of humic substances to the acidity of coloured natural waters". *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 47, p. 2031-2035.
65. Pakarinen, P. (1981); "Anaerobic peat as a nutrient sink in raised bogs". *Suo*, v. 32, p. 15-29.
66. Pakarinen, P. et Gorham, E. (1983); "Mineral element composition of *Sphagnum fuscum* peats collected from Minnesota, Manitoba and Ontario. Compte rendu du symposium international sur l'utilisation de la tourbe, Bemidji (Minn.), p. 417-429.

67. Percy, K. (1983); "Heavy metal and sulphur concentrations in Sphagnum magellanicum in the maritime provinces, Canada". *Water, Air and Soil Pollution*, v. 19, p. 341-349.
68. Ragalla, J.A., Brezonik, P.L. et Glass, G.E. (1986); "Empirical models for lake acidification in the upper Great Lakes region". *Water, Air and Soil Pollution*, v. 31, p. 95-100.
69. Rippon, J.E., Sheffington, R.A., Wood, M.J., Brown K.A. et Brown, D.J.A. (1980); "Hydrogen, sulphur and nitrogen budgets in soils and catchments". *Ecological Impact of Acid Precipitation*, D. Drablos et A. Tollen (éd.), projet SNSF, Oslo, Norvège, p. 276-277.
70. Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Schindler, D.W. et Turner, M.A. (1988); "Comparison of the acidification efficiency of nitric and sulphuric acids by two whole-lake addition experiments". *Soumis à Limnology and Oceanography*.
71. Shotyk, W. (1986); "An overview of the inorganic chemistry of peats". *Advances in Peatlands Engineering*. Conseil national de recherches du Canada, Ottawa, p. 54-63.
72. Shotyk, W. (1986 a); "An overview of the geochemistry of peatland waters". *Advances in Peatland Engineering*, Conseil national de recherches du Canada, Ottawa, p. 159-171.
73. Shotyk, W. (1988), "Review of the inorganic chemistry of peats and peatland waters", *Earth Sciences Review*, v. 25, p. 95-176.
74. Sjors, H. (1950); "On the relation between vegetation and electrolytes in north Swedish mire waters", *Oikos*, v. 2, p. 241-258.
75. Stevenson, F.J. (1982); "Humus: chemistry, genesis, composition, reactions", Wiley, New York, 443 p.
76. Stumm, W., Morgan, J.J. et Schnoor, J.L. (1983); "Sauer regen, eine folge der storung hydrochemischer kreislaufe". *Naturwissenschaften*, v. 70, p. 216-223.
77. Tallis, J.H., 1964, "Studies on southern Pennine peats III. The behaviour of Sphagnum". *Journal of Ecology*, v. 52, p. 345-352.
78. Tallis, 1973, "Studies on southern Pennine peats. V. Direct observation of peat erosion and peat hydrology at Feathermore moss, Derbyshire". *Journal of Ecology*, v. 63, p. 1-22.
79. Tate, C.M. et Meyer, J.L., 1983 "The influence of hydrologic conditions and successional state on dissolved organic carbon export from forested watersheds." *Ecology*, v. 64, p. 25-32.
80. Underwood, J.K., Ogden III, J.G., Kerekes, J.J. et Vaughan H.H. (1987); "Acidification of Nova Scotia lakes." *Water, Air and Soil Pollution*, v. 32, p. 77-88.
81. Urban, N.R. et Bayley, S.E. (1986); "The acid-base balance of peatlands : a short term perspective". *Water, Air and Soil Pollution*, v. 30, p. 791-800.
82. Urban, N.R., Eisenrich, S.J. et Gorham, E. (1987); "Proton cycling in bogs : geographic variation in northeastern North America". *In: Effects of Air Pollutants on Forests Wetlands and Agriculture*.

- T.C. Hutchinson et K.M. Meema  
(éd.), Springer-Verlag, N.Y.
83. Urban, N.R., Bayley, S.E. et Eisenreich, S.J. (1989a); "Export of dissolved organic carbon and acidity from peatlands". Accepté pour publication dans *Water Resources Research*.
84. Urban, N.R., Eisenreich, S.J. et Grigal, D.F., (1989b), "Sulphur cycling in a forested *Sphagnum* bog in northern Minnesota." *Biogeochemistry*, v. 7, p. 81-109.
85. Vitt, D.H. et Bayley, S.E. (1984); "The vegetation and water chemistry of four oligotrophic basin mires in northwestern Ontario", *Journal canadien de botanique*, v. 62, p. 1485-1500.
86. Weider, R.K. (1985); "Peat and water chemistry at Big Run Bog : A peatland in the Appalachian mountains of West Virginia". *Biogeochemistry*, v. 1, p. 277-302.
87. Weider, R.K. et Lang, G.E. (1982); "Modification of the acid mine drainage in a freshwater wetland". *Compte rendu du symposium sur les milieux humides de la région non glacée des Appalaches*, Université de la Virginie-Occidentale, Morgantown, Virginie-Occidentale, p. 43-53.
88. Weider, R.K. et Lang, G.E. (1983); "Net primary production of the dominant bryophytes in a *Sphagnum*-dominated wetland in West Virginia". *The Bryologist*, v. 86, p. 278-284.
89. Weider, R.K. et Lang G.E. (1986); "Fe, Al, Mn and S chemistry of *Sphagnum* peat in four peatlands with different metal and sulphur input". *Water, Air and Soil Pollution*, v. 29, p. 309-320.
90. Weider, R.K., Lang G.E. et Granus, V.A. (1985); "An evaluation of wet chemical methods for quantifying sulphur fractions in freshwater wetland peat." *Limnology and Oceanography*, v. 30, p. 1109-1115.
91. Wood, J.A. (1988); "Chemical characterization of several wetlands in Kejimikujik National Park, Nova Scotia". *Symposium sur l'acidification des eaux organiques dans le parc national Kejimikujik (Nouvelle-Écosse)*, *Water, Air and Soil Pollution*.
92. Woodin, S., Press, M.C. et Lee, J.A. (1985); "Nitrate reductase activity in *Sphagnum Fuscum* in relation to wet deposition of nitrate from the atmosphere". *New Phytology*, v. 99, p. 381.

Environment CANADA Environnement

Bilans d'acidité des tourbières et effets des  
retombées acides

WOOD, JOHN A.

HD 107 D5714 NO. 5  
O0FF

---

30031920

