

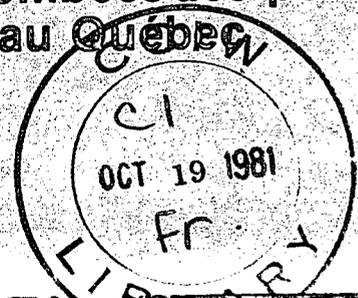
ANADIA. INLAND WATERS DIRECTORATE  
SCIENTIFIC SERIES  
# 118 FRENCH



Environnement  
Canada

Environment  
Canada

# Sensibilité des écosystèmes aquatiques aux effets des retombées des polluants atmosphériques au Québec



GB  
707  
C335  
no. 118F



ÉTUDE N° 118, SÉRIE SCIENTIFIQUE

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES  
RÉGION DU QUÉBEC  
DIRECTION DE LA PLANIFICATION ET DE LA GESTION (EAUX)  
QUÉBEC, P.Q., 1981



Environnement  
Canada

Environment  
Canada

# **Sensibilité des écosystèmes aquatiques aux effets des retombées des polluants atmosphériques au Québec**

**ÉTUDE N° 118, SÉRIE SCIENTIFIQUE**

**DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES  
RÉGION DU QUÉBEC  
DIRECTION DE LA PLANIFICATION ET DE LA GESTION (EAUX)  
QUÉBEC, P.Q., 1981**

**Canada**

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1981

N° de cat. En 36-502/118F

ISBN 0-662-91309-4

# Table des matières

	Page
RÉSUMÉ.....	v
ABSTRACT.....	v
1. INTRODUCTION.....	1
Priorités du Ministère.....	1
Mandat de la Direction générale des eaux intérieures.....	1
Préoccupations régionales.....	1
2. LES IMPACTS SUR L'ÉCOSYSTÈME AQUATIQUE.....	3
Les effets globaux.....	3
Les effets spécifiques.....	3
La qualité de l'eau.....	3
Le chaînon primaire.....	4
Les consommateurs.....	5
3. ÉTUDE DE LA SENSIBILITÉ DES EAUX DU QUÉBEC.....	7
Mise à jour et critique des différentes méthodes concernant la détection ou la mesure de l'acidification des eaux de surface.....	7
Le système tampon et l'acidification.....	7
Mesure de l'acidification des eaux de surface.....	7
Comparaison dans le temps des lectures de pH.....	7
Évaluation de la perte d'alcalinité dans le temps.....	7
La mesure de $\text{SO}_4^{--}$ en excès.....	8
La mesure de la saturation calcique (CSI).....	9
La mesure de la conductivité.....	10
La relation pH versus ( $\text{Ca}^{++}$ ) et pH versus ( $\log \text{Ca}^{++}$ ).....	10
L'utilisation des ions mineurs, aluminium et manganèse.....	11
Approche synthétique pour la détermination de la sensibilité des eaux du Québec.....	11
Définition des étapes.....	11
Les contraintes.....	12
Détermination d'une carte de sensibilité des eaux du Québec.....	12
Source des données utilisées.....	12
Classification des lacs selon l'acidité et la teneur en calcium (groupes de sensibilité).....	12
Classification des groupes de sensibilité selon le potentiel calcique des lacs (classe de sensibilité).....	13
La carte de sensibilité.....	15
Recommandations.....	15
4. RECOMMANDATIONS GÉNÉRALES.....	16
Évaluation de la sensibilité des lacs.....	16
Mise au point de la carte de sensibilité.....	16
Détermination de sites expérimentaux.....	16
Étude intégrée des sites expérimentaux choisis.....	16
Révision de l'information scientifique.....	16
Évaluation des apports.....	16
Évaluation des effets de l'acidification sur la qualité de l'eau.....	17
Évaluation des effets de l'acidification sur les intégrateurs biologiques des écosystèmes aquatiques.....	17
Les études spéciales.....	17
RÉFÉRENCES.....	18

## Table des matières (suite)

	Pages
ANNEXE 1. Principaux comités sur les pluies acides . . . . .	19
ANNEXE 2. Sources des données existantes . . . . .	23
ANNEXE 3. Liste des documents disponibles sur les pluies acides (février 1980) . . . . .	27
(A) Direction générale des eaux intérieures (Québec) . . . . .	29
(B) Bibliothèque du Service canadien de la faune et de la Direction générale des eaux intérieures . . . . .	46

## Tableaux

1. Variation potentielle des paramètres physico-chimiques en fonction de l'acidification des eaux . . . . .	3
2. Les effets de l'acidification sur le chaînon primaire . . . . .	4
3. Les effets de l'acidification sur les consommateurs . . . . .	5

## Illustrations

Figure 1. Variation dans le temps du rapport $\text{Ca}^{++} : \text{HCO}_3^-$ dans les rivières suédoises . . .	8
Figure 2. Courbe hypothétique de titration d'un échantillon provenant d'un lac poten- tiellement acide . . . . .	8
Figure 3. Comparaison des courbes de titration au $\text{H}_2\text{SO}_4$ pour des lacs possédant différentes valeurs de CSI . . . . .	9
Figure 4. Classification des lacs selon l'acidité et la teneur en calcium ( $n = 194$ lacs) . . . . .	13
Figure 5. Distribution des fréquences des valeurs de CSI et détermination des classes de sensibilité ( $n = 171$ lacs) . . . . .	14
Figure 6. Carte de sensibilité des eaux lacustres au Québec . . . . .	14

## Résumé

La Direction générale des eaux intérieures, région du Québec, s'intéresse de façon particulière aux méthodes d'évaluation de la sensibilité des écosystèmes aquatiques en ce qui concerne le transport des polluants atmosphériques sur de grandes distances. Les impacts sur l'écosystème aquatique ont été résumés à partir d'un point de vue global qui traite de la productivité et des cycles naturels et, d'un point de vue spécifique faisant état de la qualité de l'eau, du chaînon primaire (bactéries, champignons, phytoplancton et macrophytes) et des consommateurs (zooplancton, macro-invertébrés, poissons, amphibiens).

Une mise à jour des différentes méthodes de mesure de l'acidification des eaux de surface et leurs critiques démontrent que dans l'évaluation de la sensibilité des eaux du Québec, on doit tenir compte de plusieurs paramètres intégrateurs tels que le pH, le calcium, l'indice de saturation calcique, l'alcalinité, les sulfates et les ions mineurs. On note toutefois avant 1979 au Québec l'absence de données concernant la plupart de ces paramètres. Un essai d'application des méthodes retenues a été mis de l'avant à partir de données disponibles avant 1979 pour une série de 194 lacs de la province de Québec. L'argument défendu est que la mesure de la sensibilité des eaux du Québec ne peut être obtenue qu'à partir de l'intégration de deux méthodes distinctes: (1) une méthode permettant de discriminer les lacs acidifiés et non acidifiés et (2) une méthode permettant d'évaluer le potentiel calcique des lacs échantillonnés.

## Abstract

The Quebec Region of the Inland Waters Directorate has a special interest in the evaluation of the sensitivity of aquatic ecosystems to airborne pollutants.

The impacts on the aquatic ecosystem have been summarized in a general way in terms of productivity and natural cycles as well as more specifically in terms of water quality, primary food chain (fungi, phytoplankton and macrophytes) and predators (zooplankton, macroinvertebrates, fish, amphibians).

By critical review of the various methods used to determine the degree of acidification of surface waters, it is shown that in order to evaluate the sensitivity of Quebec waters one must take into account several integrating parameters such as the pH, calcium, the calcium saturation index, alkalinity, sulphates and minor ions. It is noted that prior to 1979 there is a lack of data for most of these parameters.

Interpretative methods are chosen and applied to the available data prior to 1979 for a series of 194 lakes in the province of Quebec. Also, it is shown that the sensitivity of Quebec lakes can only be determined by combining two different interpretative methods: (1) a method to differentiate between acidified and non-acidified lakes and (2) a method which allows one to evaluate the calcium saturation index of the lakes studied.

## Introduction

Notre premier rapport d'étape\*, paru en octobre dernier, faisait principalement état des valeurs de pH mesurées dans différents lacs de la province de Québec.

Ce second rapport traite principalement des effets globaux et des effets spécifiques des précipitations acides sur les différentes composantes des écosystèmes aquatiques. De plus, nous mettons de l'avant une analyse critique des différents facteurs qui devraient être considérés dans la préparation d'une carte de sensibilité des écosystèmes aquatiques. Les résultats de notre recherche bibliographique nous permettent de déterminer les différentes options à retenir pour orienter les travaux de recherche à court et moyen terme sur les effets des précipitations acides en regard des écosystèmes aquatiques.

### PRIORITÉS DU MINISTÈRE

Le sous-ministre en titre d'Environnement Canada informait, au cours de l'été dernier, le ministre de l'Environnement sur les grandes questions d'actualité qui devraient faire partie des préoccupations quotidiennes de ses fonctionnaires.

Les quatre grands thèmes retenus par ordre d'importance concernaient l'énergie, le transport à distance des polluants aéroportés, les substances toxiques et une stratégie de développement des ressources naturelles.

Dans le cadre du transport à distance des polluants aéroportés, le ministère doit favoriser le regroupement des informations techniques disponibles, les évaluer et les rendre utilisables dans un programme de recherche adéquat; développer une approche en coopération avec les provinces pour les négociations avec les États-Unis; établir un programme d'information publique.

### MANDAT DE LA DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES

Les responsabilités du gouvernement fédéral pour les eaux intérieures sont décrites dans la politique fédérale sur les eaux intérieures traitant des objectifs de la qualité de l'eau, de la surveillance (monitoring), des cours d'eau transfrontaliers, de la recherche et de la collecte de données.

Ce programme a été préparé suite aux mandats de la Direction des eaux intérieures qui sont décrits dans la loi des ressources en eau (programme de gestion des ressources des eaux fédérales-provinciales, la recherche et les inventaires, la gestion de la qualité de l'eau et le contrôle des nutriments); dans la loi sur les contaminants (collecte de données et études); dans le traité sur les cours d'eau transfrontaliers (les aspects reliés à la pollution) et dans la loi de l'organisation du gouvernement.

La Direction des eaux intérieures reconnaît l'importance des problèmes des substances toxiques et du transport à distance des polluants aéroportés (TADPA) qui existent au niveau des cours d'eau transfrontaliers et dans les eaux internationales. Elle est responsable de la conduite de recherche, de la collecte de données et de la réalisation d'études reliées aux substances toxiques et au TADPA dans les eaux interprovinciales et dans les territoires provinciaux où le fédéral a des responsabilités particulières. Elle est aussi responsable des territoires fédéraux et des autres eaux où l'intérêt national devient significatif.

La Direction des eaux intérieures a des responsabilités plus spécifiques en regard des substances toxiques et du TADPA dans la recherche de nouvelles connaissances et d'informations pour appuyer la loi sur les contaminants environnementaux et le processus fédéral d'évaluation et d'examen en matière d'environnement (PEEE).

### PRÉOCCUPATIONS RÉGIONALES

Au niveau régional, la Direction des eaux intérieures assume les responsabilités fédérales en matière d'environnement aquatique sur les cours d'eau internationaux et

\*Yvan Vigneault. Sensibilité des écosystèmes suite aux retombées des polluants atmosphériques dans la région du Québec, octobre 1979. Direction générale des eaux intérieures, région de Québec. 10 pages.

interprovinciaux ou ceux où le fédéral a des intérêts particuliers (navigation, commerce et territoires fédéraux). Une des principales activités de notre direction se situe dans les programmes du transport des polluants atmosphériques sur de grandes distances et l'analyse et l'interprétation de la dissémination des substances toxiques dans l'eau et les sédiments.

Récemment, le problème des pluies acides au Québec a été soulevé principalement à cause de leur incidence sur la productivité des écosystèmes aquatiques situés dans le Bouclier canadien qui se révèle très peu propice au tamponnement des eaux. Bien que situé dans la zone d'influence des grandes sources de pollution atmosphérique de l'est du Canada et des États-Unis, le problème a été né-

gligé au Québec jusqu'à maintenant.

L'approche du problème développée à la Direction générale des eaux intérieures, région du Québec, se résume en deux grandes phases: la première porte principalement sur l'analyse des données existantes et la préparation d'une carte de sensibilité potentielle des milieux lacustres au Québec. La deuxième phase de notre approche est axée sur l'étude de bassins versants expérimentaux. Nous avons retenu à ce jour, un bassin hydrographique dans la région du parc des Laurentides, de concert avec le Service canadien des forêts et une étude intégrée est actuellement en cours.

Le présent rapport fait principalement état des résultats obtenus à ce jour, dans la première phase de nos activités.

# Les impacts sur l'écosystème aquatique

## LES EFFETS GLOBAUX

Les impacts occasionnés aux écosystèmes aquatiques originent directement des précipitations acides (humides ou sèches) et indirectement de l'apport des eaux de ruissellement. Les effets des apports acides pénétrant dans le système, dépendent de la surface et du volume des eaux réceptrices, de l'importance des lignes de rivages, du type de sol, de la végétation et de la topographie du bassin hydrographique (Galloway et Cowling 1977).

Il faut cependant tenir compte du fait que l'impact global, identifié sur les éléments biologiques de l'écosystème, dépend aussi d'un mélange d'agents d'origine urbaine et industrielle (métaux lourds, toxines organiques) accompagnant les retombées acides (Gorham 1976).

Les effets globaux des précipitations acides sont variés, allant de la fertilisation—due au sulfate, azote, phosphore et potassium—à l'intoxication—due aux ions  $H^+$ , aux pesticides et aux métaux lourds toxiques (Galloway et Cowling 1977). Habituellement, les résultats montrent que les organismes de tous les niveaux trophiques sont affectés, par une réduction de la productivité, une rupture des cycles naturels et une simplification de la chaîne alimentaire (Dvorak et coll. 1978).

## LES EFFETS SPÉCIFIQUES

Des études de synthèse de Brodde Almer et coll. (*Sulphur Pollution and the Aquatic Ecosystem*, 1978) et celles de A. J. Dvorak et coll. (*Impacts of Coal-fired Power Plants on Fish, Wildlife and their Habitats*, 1978), nous permettent de présenter un résumé schématisé des impacts des précipitations acides sur les écosystèmes aquatiques. Les aspects retenus sont la qualité de l'eau, le chaînon primaire (bactéries, champignons, phytoplancton, macrophytes) et les consommateurs (zooplancton, macro-invertébrés, les poissons, les amphibiens, les autres).

Cette synthèse fait le point sur les résultats obtenus avant 1978, en Scandinavie, aux États-Unis (les monts Adirondacks) et en Ontario (Sudbury). Elle précède une étude critique plus détaillée et mieux documentée sur les

méthodes expérimentales, les techniques d'échantillonnage et la qualité de l'information obtenue.

## La qualité de l'eau

L'introduction d'éléments acides dans le milieu aquatique amène un changement progressif des composantes abiotiques (physico-chimie) de l'écosystème. La rapidité et l'intensité de ces modifications dépendent beaucoup de la forme de l'attaque (apport acide plus éléments toxiques) et de la capacité de défense (tampon) qui caractérisent chaque milieu récepteur. La résultante se traduit par des changements dans les coordonnées physico-chimiques (éléments physiques, éléments ioniques, éléments traces, éléments nutritifs). La tendance générale caractéristique de l'acidification des eaux, en ce qui concerne les modifications de la qualité de l'eau, est résumée au tableau 1.

Tableau 1. Variation potentielle des paramètres physico-chimiques en fonction de l'acidification des eaux

Qualité de l'eau	Acidification
1. Éléments physiques (intégrateurs globaux)	—pH↓, alcalinité↓, conductivité↑↓, couleur↓, transparence↑ —temp., oxygène stable
2. Éléments ioniques (ions majeurs)	Cations: —Ca <sup>++</sup> ↑, H <sup>+</sup> ↑ Na, K, Mg stable* Anions: —[CO <sub>3</sub> <sup>—</sup> ]↓, [SO <sub>4</sub> <sup>—</sup> ]↑ Cl <sup>—</sup> stable*
3. Éléments traces (métaux)	—Al, Mn, Zn, Cu, Pb, Hg, Cd, Fe↑*
4. Éléments nutritifs	P↓, N↑, C org.↓

\* Les concentrations attendues dépendent de la nature géologique et géochimique des sols et sédiments associés au bassin hydrographique.

Il existe une série d'interrelations dynamiques entre les facteurs abiotiques qui amène une grande variabilité saisonnière [intra-inter-année(s)] dans l'intensité de l'acidification et de l'intoxication des éléments biotiques. Tous les éléments chimiques subissent une influence directe de l'apport des précipitations acides (variation spécifique intra-élé-

ments) et une influence indirecte provenant du bris d'équilibre inter-éléments engendré par l'acidification des eaux (variation spécifique inter-éléments). Toute mesure des modifications de la qualité de l'eau doit tenir compte à la fois, de la variance intra et inter-éléments. Les différentes phases de l'acidification peuvent ainsi être suivies dans le temps en fonction de l'importance relative attribuée à l'action des ions majeurs, des éléments traces, des éléments nutritifs et des éléments physiques.

### Le chaînon primaire

L'effet de l'acidification sur les bactéries et champignons est assez peu documenté, en ce qui concerne l'étude des structures de communauté en fonction de la modification du pouvoir tampon des eaux et des sédiments. L'abondance de matières organiques non dégradées sur les sédiments des lacs acides est associée à une baisse (ou arrêt) d'activité des microorganismes et par conséquent, implique une diminution de la remise en circulation des éléments nutritifs. D'autre part, le cycle d'activité des bactéries favorise l'apport d'éléments métalliques dans les couches supérieures des sédiments et, par conséquent, contribue à la remise en circulation importante d'éléments traces lors de l'acidification.

Pour les végétaux aquatiques, l'impact se traduit d'abord par une disparition des espèces sensibles, suivie d'une prolifération des espèces acidophiles ou acidobiontiques. On peut donc mettre en évidence des associations types de lacs acides. Pour le phytoplancton, ce changement se traduit par une baisse de diversité (famille, genre, espèce), une production généralement affaiblie, une courbe de croissance distincte (*standing crop*) associée à une zone euphotique plus profonde. On note que l'acidification

n'affecte pas le processus de la photosynthèse. Le blocage d'apport d'éléments nutritifs peut être compensé par la mise en circulation de phosphore soluble (action de l'aluminium) et peut occasionner ainsi une biomasse moyenne plus élevée que les lacs non acides. Pour les macrophytes, la diversité peut être amoindrie (invasion des sphagnum et des mousses blanches (algues benthiques) ou enrichie suite aux modifications des couches tampon des sédiments (invasion *Juncus*, *Sparganium*, *Nuphaea*...). Les impacts sont résumés au tableau 2.

Une fois les espèces sensibles éliminées, l'importance de la production (biomasse, productivité primaire...) va dépendre de l'accessibilité des organismes aux éléments nutritifs et aux micronutriments. La zone pH 5.5 à pH 5.0 semble une zone critique, alors que pour des pH < 5.0, on assiste à une augmentation importante de la biomasse. Cela est relié à la mise en circulation d'éléments phosphorés et la précipitation d'éléments organiques (action aluminium et autres éléments métalliques).

Dans les lacs les plus acides, il y a mise en circulation de quantité importante de métaux qui vont soit s'accumuler dans le chaînon primaire (dose sub-létale), soit produire une baisse supplémentaire de la diversité, accompagnée d'un ralentissement (dose sub-létale), ou un arrêt de la production primaire (dose létale). L'action des éléments toxiques est complexe à cause de la présence simultanée de plusieurs éléments (Ni, Zn, Pb, Cu, Cd...) entraînant des effets additifs, synergétiques ou antagonistes différents au niveau de chaque espèce.

En résumé:

1. Les végétaux aquatiques sont donc d'abord soumis à la

Tableau 2. Les effets de l'acidification sur le chaînon primaire

Chaînon primaire	Acidification
<i>Bactéries et champignons</i>	-baisse d'activité dans la dégradation des particules organiques -diminution dans la remise en circulation des éléments nutritifs
<i>Phytoplancton*</i> (rapport non concordant sur production et biomasse)	-disparition des espèces sensibles et prolifération des espèces acidophiles et acidobiontiques -diminution diversité: spécialisation des structures de communautés (péredinales, chrysophycae et conjugatae) -production primaire (chlorophylle <i>a</i> ) peu affectée par le remplacement des espèces -variation dans la biomasse moyenne ( $\pm$ ) généralement diminuée avec l'acidification
<i>Macrophytes*</i>	-disparition possible des espèces sensibles immergées -prolifération sphagnum et mousse blanche (algues benthiques) -l'affectation des courbes de surface des sédiments permet l'établissement de nouvelles espèces ( <i>Juncus</i> , <i>Sparganium</i> , ...)

\*Dans les stades plus avancés d'acidification, l'intoxication (métaux toxiques) des organismes tolérants à l'acide vient rajouter une seconde pression sélective, résultant en une diversité encore plus appauvrie, combinée à une diminution et un arrêt de la production primaire (affectation de la photosynthèse).

pression acide (disparition des éléments acidophobes et basophiles);

2. La production des groupes tolérants est ensuite soumise aux fluctuations d'apport d'éléments nutritifs;
3. Parallèlement ou successivement, la structure de communauté et la production subissent les contrecoups de l'intoxication par les métaux toxiques.

#### Les consommateurs

Tous les consommateurs (zooplancton, macro-invertébrés, poissons, amphibiens) présentent une réduction de la diversité des espèces, un remplacement des groupes sensibles par des groupes tolérants coïncidant avec une baisse du

pH. Il existe ainsi des associations types particulières aux différents degrés d'acidification. Pour les poissons, les amphibiens et certains zooplanctons (les groupes les plus étudiés), les organismes sont d'abord affectés par une incompatibilité de se reproduire à un pH donné (impact sur population) suivie d'une contamination directe après une chute supplémentaire du pH (impact sur les individus). On peut rajouter à tout cela, l'intoxication provenant des métaux toxiques affectant les consommateurs soit directement ou indirectement par ingestion de nourriture contaminée. Le résumé des impacts est présenté au tableau 3.

Il faut considérer l'ensemble des interrelations dynamiques entre les différentes composantes biologiques du

Tableau 3. Les impacts de l'acidification sur les consommateurs

	Acidification
1. ZOOPLANCTON*	<p>Le nombre d'espèces diminue avec l'acidité</p> <p>Les groupes tolérants sont <i>Bosmina</i> (cladocères), <i>Cyclops</i>, <i>Diaptomus</i> (copépode), <i>Polyarthra</i>, <i>Kératella</i> et <i>Kellicottia</i> (Rotifères)</p> <p>Les espèces dominantes: pH &lt; 5.0: <i>Polyarthra remata</i>, <i>Bosmina coregoni</i>, <i>Diaptomus gracilis</i> 5.0 &lt; pH &lt; 5.5: <i>Holopedium</i> (cladocères), <i>Kératella</i>, <i>Kellicottia</i></p> <p>Le genre <i>Daphnia</i> est sensible (pH &lt; 6.0). On peut le retrouver au pH &lt; 5.0, mais il se reproduit au pH &gt; 7.0</p>
2. MACROINVERTÉBRÉS*	<p>Réduction de diversité dans tous les groupes: insectes, mollusques, crustacés, amphipodes, oligochètes</p> <p>On note une baisse des émergences d'insectes (5 % à 50 %) dans les lacs du pH &lt; 5.0</p> <p><i>Gammarus</i> sont absents au pH &lt; 6.0</p> <p>Gastéropodes sont absents au pH &lt; 5.2 et réduits à 5.2 &lt; pH &lt; 5.8; idem les pélécyodes</p> <p>Crustacés préfèrent le pH &gt; 6.1</p>
3. LES POISSONS*	<p>Élimination des espèces selon un gradient de sensibilité à partir du pH &lt; 6.0: aucun poisson après le pH &lt; 4.5</p> <p>Les poissons d'abord affectés par blocage de la reproduction à un pH donné, suivi d'une intoxication directe avec baisse subséquente du pH</p> <p>A. Effet principal: reproduction -action sur la mortalité des œufs et des alevins -action sur comportement de fraie -action sur physiologie des femelles adultes</p> <p>pH critique: déterminé à partir du moment où cesse la reproduction selon les espèces</p> <p>B. Intoxication directe: -pH &lt; 3 amène coagulation du mucus des branchies et annoxie -4 &lt; pH &lt; 5; altération dans la balance acide-base; modification dans la teneur en calcium du sérum</p> <p>Il existe des <i>difformités</i> physiques comme réponse à des doses sublétales</p> <p>C. L'acidification entraîne une baisse de la densité de population et un déplacement des structures des classes d'âges au profit de poissons plus vieux. Il y a possibilité d'augmentation du taux de croissance en raison de la baisse de compétition</p>
4. AMPHIBIENS*	<p>Les individus sont affectés: - au niveau de la peau (perméabilité) pendant l'embryogénèse</p> <p>Embryon de grenouille anormal à 3.7 &lt; pH &lt; 4.6; létal à pH &lt; 4.0</p> <p>Salamandre tachetée tolère 5 &lt; pH &lt; 10, mais se reproduit à 7 &lt; pH &lt; 9</p> <p>Salamandre jefferson tolère 4 &lt; pH &lt; 6, mais se reproduit à 5 &lt; pH &lt; 9</p>
5. AUTRES	<p>Almer souligne la migration de becs-scies et de huards vers les lacs non acidifiés</p>

\*On notera qu'aux effets de l'acidification s'ajoute les effets d'intoxication des métaux et les effets de bioaccumulation dans la chaîne alimentaire.

milieu. L'affectation du chaînon primaire induit des modifications dans la structure des communautés des principaux consommateurs. De la même façon, la disparition des gros consommateurs (poisson) augmente la compétition intra-spécifique du zooplancton et des macro-inver-

tébrés. L'importance accordée à l'intoxication par les métaux comparativement à l'intoxication acide soulève des points d'interrogation, particulièrement pour les organismes les plus élevés dans la chaîne alimentaire.

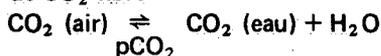
# Étude de la sensibilité des eaux du Québec

## MISE À JOUR ET CRITIQUE DES DIFFÉRENTES MÉTHODES CONCERNANT LA DÉTECTION OU LA MESURE DE L'ACIDIFICATION DES EAUX DE SURFACE

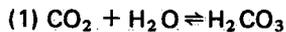
### Le système tampon et l'acidification

Dans les eaux naturelles, il existe un système tampon qui permet de maintenir le milieu aquatique dans des conditions viables pour les organismes aquatiques. Le système tampon repose essentiellement sur le cycle de l'acide carbonique ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{CO}_3$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{--}$ ) et son interrelation avec les sels de bicarbonate. Pour résumer, toute dissolution de  $\text{CO}_2$  atmosphérique dans l'eau s'accompagne en partie:

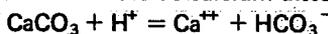
(a) de  $\text{CO}_2$  libre



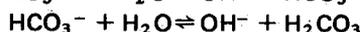
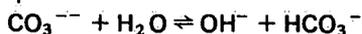
(b) d'acide carbonique non dissocié(1) et dissocié(2)



(c) de carbonate de calcium dissocié



(d) et d'ions  $\text{OH}^-$  formés par l'hydrolyse de l'acide carbonique



Une dilution légère de bicarbonate entraîne une eau fortement alcaline (Wetzel 1975) puisqu'une plus grande concentration d'ions  $\text{OH}^-$  résulte de la dissociation de l'acide carbonique.

L'apport des carbonates de calcium provient du lessivage et de l'abrasion des bassins hydrographiques; cet apport dépend donc de la nature géologique et de la perméabilité des bassins hydrographiques. Les bassins pauvres en carbonate (granite, silice, roches métamorphiques, roches acides, gneiss) amènent des eaux de surface «douces» à faible pouvoir tampon. Les bassins riches en carbonate (calcite, aragonite, roches calciféreuses et carboniféreuses...) amènent des eaux «dures» et un fort pouvoir tampon.

Lorsque  $\text{H}^+$  est introduit dans un lac, cela favorise le passage de  $\text{HCO}_3^-$  vers  $\text{H}_2\text{CO}_3$ , la dissolution du  $\text{CaCO}_3$  et  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$  vers  $\text{HCO}_3^-$  et  $\text{H}_2\text{CO}_3$  et la libération de  $\text{OH}^-$  et de  $\text{Ca}^{++}$ . Si la quantité d' $\text{H}^+$  introduite est trop forte, il y a disparition des  $\text{HCO}_3^-$  libre et chute du pH. Un lac à faible pouvoir tampon aura besoin d'une plus faible quantité de  $\text{H}^+$  ( $\text{meq l}^{-1}$ ) pour diminuer le pH d'une unité. On note que l'apport en carbonate de calcium et les valeurs de pH présentent des variations saisonnières plus importantes que la variation enregistrée d'une année à l'autre (Wright et Henriksen 1978).

### Mesure de l'acidification des eaux de surface

#### Comparaison dans le temps des lectures de pH

La mesure la plus simple de l'acidification des eaux de surface consiste en une comparaison dans le temps et dans l'espace des mesures de pH. S'il y a acidification, il y a baisse du pH. Par contre, cette baisse de pH constitue la dernière phase de l'acidification. Avant la baisse du pH, il y a eu chute du pouvoir tampon, par conséquent un indicateur des effets réels de l'acidification.

#### Évaluation de la perte d'alcalinité dans le temps

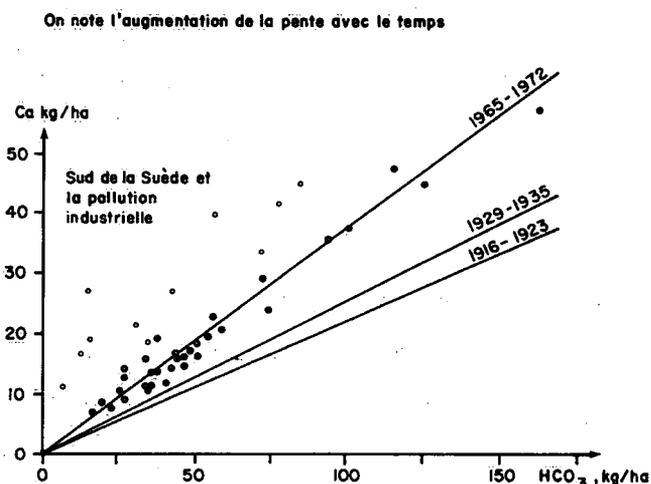
L'évaluation de la perte d'alcalinité ( $\text{HCO}_3^-$ ) dans le temps, aux mêmes points d'échantillonnage, a été proposée pour évaluer l'acidification des lacs. L'alcalinité étant en grande partie une mesure de  $\text{HCO}_3^-$  présent dans le milieu, elle représente donc une estimation valable du pouvoir tampon et, par conséquent la comparaison alcalinité antérieure et alcalinité actuelle serait un bon estimateur de l'acidification des lacs. Cependant, l'absence de données concernant l'alcalinité antérieure s'avère un handicap sérieux. Henriksen (1979) propose l'utilisation des valeurs de  $\text{Ca}^{++}$  actuel, comme estimateur de l'alcalinité antérieure, en partant du principe que pour les eaux à faible et à moyen pouvoir tampon ( $0-250 \text{ mg l}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ), une quantité précise de  $\text{Ca}^{++}$  correspond à une quantité équivalente de  $\text{HCO}_3^-$ . D'autre part, Thompson (1979) suggère, à partir de la droite de régression,

$$[\text{alcalinité}] (\text{meq l}^{-1}) = a + b [\text{Ca}^{++}] (\text{meq l}^{-1}) \text{ actuel}$$

l'utilisation de la valeur a (point intersection avec axe de

l'alcalinité), comme un estimateur direct de la perte en alcalinité due à l'acidification dans le temps.

**Critique**—Oden (1976) portant sur graphique la relation  $\text{Ca}^{++}$  versus  $\text{HCO}_3^-$  pour trois périodes distinctes (1916-1923; 1929-1935; 1965-1972) (fig. 1), démontre qu'à une concentration donnée de  $\text{Ca}^{++}$  correspond un nombre de plus en plus petit de  $\text{HCO}_3^-$ , ce qui n'est possible que si  $\text{HCO}_3^-$  est remplacé par  $\text{SO}_4^{--}$ . Le remplacement progressif de  $\text{HCO}_3^-$  par  $\text{SO}_4^{--}$  comme anion majeur change le rapport  $\text{Ca}^{++} : \text{HCO}_3^-$ .



Source : Oden, 1976 : "The acidity problem - an outline of concepts"

Figure 1. Variation dans le temps du rapport  $\text{Ca}^{++} : \text{HCO}_3^-$  dans les rivières suédoises.

Henriksen (1979) note dans les zones acidifiées (pluies acides) une augmentation importante de la quantité de calcium en provenance des eaux de lessivage des sols et des sédiments (acidification des sols).

Il résulte des travaux de Oden (1976) et Henriksen (1979) que l'utilisation du  $\text{Ca}^{++}$  actuel, comme estimateur de la perte d'alcalinité, amène une surestimation des valeurs de  $\text{HCO}_3^-$  antérieur, par conséquent une surestimation de l'acidification.

Conroy (1979) dans son étude critique des mesures d'alcalinité amène la notion du point d'inflexion de l'alcalinité totale qu'il définit des deux façons suivantes:

(a) **Le point réel d'inflexion d'alcalinité totale (PRIAT)** (= total inflection point alkalinity) correspond au pH auquel les concentrations de  $\text{HCO}_3^-$  et de  $\text{H}_2\text{CO}_3$  sont égales et au delà duquel aucune réaction avec les ions  $\text{H}^+$  ne peut plus survenir sans diminuer le pouvoir tampon.

(b) **Le point limite d'alcalinité totale (PLAT)** (= total fixed end point alkalinity), déterminé par l'utilisation d'un indicateur bromocrésol-vert-méthyl-orange, incolore à pH 4.5, ou d'une titration potentiométrique à pH 4.5.

Pour les eaux dures (alcalinité élevée), le PLAT  $\cong$  le PRIAT, mais pour les eaux douces, l'utilisation du PLAT surestime la vraie valeur de  $\text{HCO}_3^-$  (tampon) puisque le point d'inflexion réel est plus près de 5.0 que 4.5 (fig. 2). Il en résulte que l'utilisation des lectures d'alcalinité (PLAT), généralement employées antérieurement, surestime le pouvoir tampon réel des eaux douces.

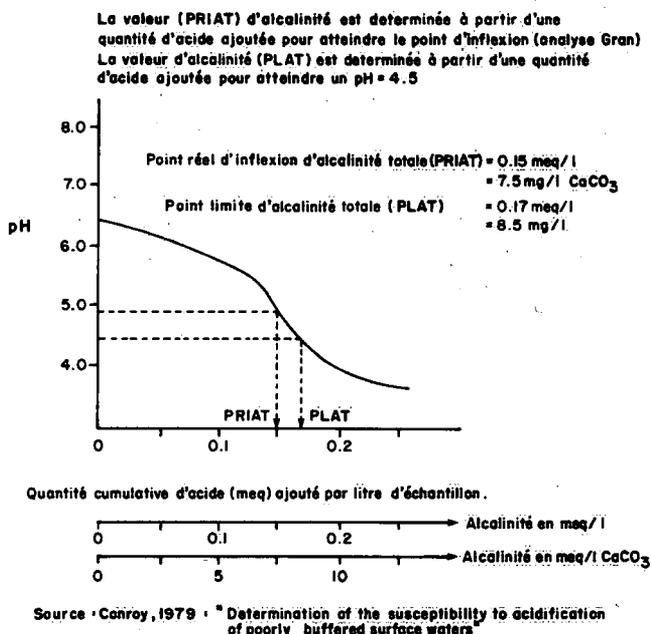


Figure 2. Courbe hypothétique de titration d'un échantillon provenant d'un lac potentiellement acide.

On retient donc des auteurs précités qu'il y a fort probablement toujours surestimation de l'alcalinité antérieure dans les eaux faiblement tamponnées, ce qui biaise la qualité de ce paramètre comme indicateur d'acidification des lacs.

#### La mesure de $\text{SO}_4^{--}$ en excès

Oden (1976), Henriksen (1979), Dickson (1975), Watt et coll. (1979) proposent l'utilisation des valeurs de  $\text{SO}_4^{--}$  en excès dans les eaux de surface comme un bon indicateur de l'acidification des lacs. La contamination des eaux de surface par  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (pluies acides) amène un remplacement du  $\text{HCO}_3^-$  par le  $\text{SO}_4^{--}$  et l'apparition de  $\text{CaSO}_4$  dans la décharge des eaux au lieu de  $\text{CaCO}_3$ . Le  $\text{SO}_4^{--}$  en excès n'est pas corrélé par le pH, en raison de la forte relation du  $\text{SO}_4^{--}$  versus l'activité des microorganismes (cycle de  $\text{SO}_4 - \text{H}_2\text{S}$ ) et l'oxygène. Il n'y a donc pas de relation directe

comme dans le cas  $\text{HCO}_3^-$  et pH. Par contre à des pH acides, les sels de  $\text{CaCO}_3$  étant moins solubles dans l'eau que le bicarbonate, il s'ensuit que l'apport supplémentaire de  $\text{SO}_4^{--}$  favorise la disparition des éléments calciques et accélère la perte du pouvoir tampon. Comme l'acidification est une mesure de la perte du pouvoir tampon, il existe donc une relation forte entre  $\text{SO}_4^{--}$  en excès et l'acidification. Oden (1976) propose l'utilisation du rapport  $\text{HCO}_3^- / \text{SO}_4^{--}$  comme un indicateur sensible de l'acidification des lacs dans le temps.

Les principaux apports de  $\text{SO}_4^{--}$  viennent de l'atmosphère (influence de la mer et de la pollution) et du lessivage des sols (gypse, pyrite...). L'apport des sols est beaucoup plus grand dans les bassins où la perméabilité et la nature géologique des couches de surface favorise l'oxydation des sulfures (pyrite ou composés de sulfate). Par contre, pour la majorité des eaux «douces» l'apport premier vient de l'atmosphère, sous forme de précipitation sèche (volcans-usines) ou humide (pluies-neige). L'excès de  $\text{SO}_4^{--}$  en provenance de la mer est fortement corrélé à l'addition de  $\text{H}^+$ . Pour évaluer  $\text{SO}_4^{--}$  en excès, il est important d'analyser en même temps  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ , les ions les plus représentatifs des concentrations ioniques rencontrées dans la mer. En déterminant le rapport  $[\text{Cl}^-]_{\text{lac}} : [\text{Cl}^-]_{\text{mer}}$  (Watt 1979), ou  $[\text{Na}^+]_{\text{lac}} : [\text{Na}^+]_{\text{mer}}$ , ou  $[\text{Mg}^{++}]_{\text{lac}} : [\text{Mg}^{++}]_{\text{mer}}$  (Wright et Henriksen 1978), celui le plus représentatif des effets de la mer ( $r^2 =$  coefficient de détermination), on peut alors pondérer les  $\text{SO}_4^{--}$  totaux par un rapport équivalent à celui des ions choisis, et par la suite déterminer  $\text{SO}_4^{--}$  en excès. Cette approche permet difficilement les comparaisons dans le temps, puisqu'il n'existe pas habituellement au Québec de données antérieures sur les ions ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ) et il devient donc difficile d'évaluer  $\text{SO}_4^{--}$  en excès. Il existe une très grande variabilité saisonnière associée au  $\text{SO}_4^{--}$  et reliée à l'activité des micro-organismes, à la variation d' $\text{O}_2$ , à l'apport des eaux de lessivage, à l'importance des précipitations, à la nature géologique des bassins et à l'activité humaine (usine, fertilisation). Il s'ensuit donc une difficulté d'interprétation des valeurs de  $\text{SO}_4^{--}$  totaux sans une mesure parallèle des sources de variations précitées. Le  $\text{SO}_4^{--}$  en excès étant un bon indicateur d'acidification des eaux faiblement tamponnées, il apparaît donc important, dans l'avenir, d'acquérir toutes les données indispensables à son calcul.

#### La mesure de la saturation calcique (CSI)

La mesure de la sensibilité des lacs peut être obtenue à partir de la détermination de la saturation calcique des eaux (Conroy et coll. 1974). Le pouvoir tampon des lacs repose en grande partie sur la possibilité de  $\text{CO}_3^{--}$ ,  $\text{HCO}_3^-$  et  $\text{CaCO}_3$  de produire des ions  $\text{OH}^-$ . À l'équilibre, en milieu non acidifié, Conroy a évalué la production  $\text{HCO}_3^-$  à partir

du  $\text{CaCO}_3$  comme étant

$$\frac{[\text{Ca}^{++}] K_2 (\text{alcalinité})}{40,000 [\text{H}^+]} = \text{IAP (ion activity product)}$$

où  $K_2$  est la seconde constante de dissociation de l'acide carbonique et prend la valeur:

$$K_2 = \frac{[\text{H}^+][\text{CO}_3^{--}]}{[\text{HCO}_3^-]} = 10^{-10.33} \text{ (Wetzel 1975)}$$

Comme la constante de dissociation du carbonate de calcium  $K_{\text{CaCO}_3}$ , défini

$$K_{\text{CaCO}_3} = [\text{Ca}^{++}][\text{CO}_3^{--}] = 10^{-8.34}$$

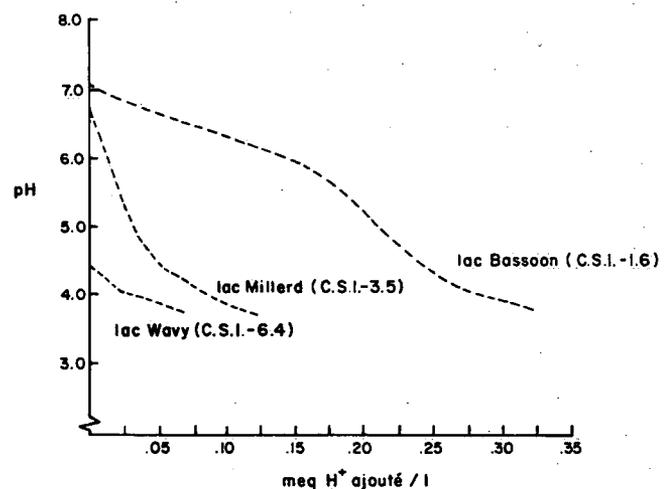
représente le taux de saturation de  $\text{HCO}_3^-$ , à l'équilibre, il s'ensuit que la différence entre ces deux rapports donne la proportion de  $\text{HCO}_3^-$  disparue (utilisée) suite à une acidification. L'indice de saturation calcique (CSI) devient:

$$\text{CSI} = -\log_{10} (\text{IAP}) + \log_{10} (K_{\text{CaCO}_3})$$

Des valeurs CSI entre 5 et 7 correspondent à une disparition du pouvoir tampon; entre 3 et 5, à des lacs encore tamponnés, et près de 0, à une saturation de  $\text{HCO}_3^-$  d'origine calcique.

**Critique**—Le CSI suppose le pouvoir tampon des lacs essentiellement basé sur l'apport calcique ( $\text{CaCO}_3$ ), et néglige du fait même le rôle des acides organiques (humiques) ou particules organiques ou inorganiques, associés aux sols, aux sédiments ou aux précipitations et qui peuvent aussi exercer un rôle tampon.

On note la grande capacité d'absorption de  $\text{H}^+$  du lac Bassoon (C.S.I. 1.6) comparativement au lac Millard (C.S.I. 3.5)



Source : Ministère de l'Environnement, Ontario (1978), "Extensive monitoring of lakes in the greater Sudbury area 1974-1976"

Figure 3. Comparaison des courbes de titration au  $\text{H}_2\text{SO}_4$  pour des lacs possédant différentes valeurs de CSI.

Dans les lacs à haute alcalinité, le CSI est une valeur fiable; dans les lacs à faible pouvoir tampon, on peut s'attendre à une surestimation de la mesure de l'acidification en raison d'une sous-estimation du pouvoir tampon réel. CSI prend sa force dans la pertinence du calcul de IAP comme estimateur réel du pouvoir tampon actuel, à partir de la concentration du calcium, de l'alcalinité et du pH, i.e. en intégrant tous les éléments basiques et acides du milieu naturel (pH, alcalinité). Conroy et coll. (1974) démontre l'applicabilité du CSI, en mettant en relation le pH versus l'addition de H<sup>+</sup> pour trois lacs ayant des CSI différents (fig. 3). Le CSI constitue probablement le meilleur indicateur de sensibilité des lacs. Il serait important de vérifier le rapport IAP, sur différentes catégories de lacs, définis selon leur pouvoir tampon et l'acidité des précipitations qu'ils subissent.

#### La mesure de la conductivité

L'utilisation de la conductivité comme mesure de l'acidification présente un intérêt, puisqu'elle est fortement corrélée à la concentration des ions majeurs de la plupart des lacs du type bicarbonate (Wetzel 1975). Son principal avantage réside dans le fait que les valeurs de conductivité dans le temps restent comparables en terme de précision des résultats (Conroy 1979). Les eaux les plus diluées (conductivité basse) sont les plus sensibles aux pluies acides. Dans les lacs du Bouclier canadien, le Ca<sup>++</sup> est l'ion le plus important et il existe une corrélation certaine entre la conductivité et le Ca<sup>++</sup>. Faute de données antérieures, le Ca<sup>++</sup> pourrait être estimé à partir des valeurs de conductivité (Conroy 1979).

La conductivité est une mesure de la balance ionique; une interprétation de la variabilité des lectures de conductivité sans posséder les concentrations spécifiques des ions majeurs rend difficile l'interprétation en terme d'acidification (Watt et coll. 1979). L'acidification est reliée surtout à l'action de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>--</sup> et Ca<sup>++</sup>; la conductivité englobe en plus Na<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, K<sup>+</sup> et Mg<sup>++</sup>. Watt montre une différence significative dans le temps ( $p < .001$ ) associée à la nature géologique des bassins hydrographiques, pour les ions Mg<sup>++</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>++</sup> et SO<sub>4</sub><sup>--</sup>. Pour interpréter la variabilité des valeurs de conductivité, il faut donc connaître la contribution de chacun des éléments ioniques.

#### La relation pH versus (Ca<sup>++</sup>) et pH versus (log Ca<sup>++</sup>)

On sait que la teneur en Ca<sup>++</sup> des eaux de surface dépend principalement de la nature géologique, de l'importance des couches sédimentaires du bassin hydrographique, en plus de l'acidification du milieu. Un déversement acide amène la dissolution de CaCO<sub>3</sub> et la formation de H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> et une relâche de Ca<sup>++</sup> s'ensuit proportionnellement au pouvoir tampon et à l'intensité de la contamina-

tion. En portant sur graphique la relation pH versus Ca<sup>++</sup>, Henriksen (1979) réussit à différencier les lacs acidifiés et non acidifiés des eaux à faible et à moyen pouvoir tampon. Une courbe empirique, estimant les valeurs théoriques de Ca<sup>++</sup> à l'équilibre, pour un pH donné, en milieu non acidifié, permet cette différenciation. Thompson (1979), en appliquant la courbe théorique de Henriksen, quantifie la relation sous forme

$$\text{pH} = 5.7 + 1.7 \log \text{Ca}^{++}$$

et elle présente comme équivalence une courbe théorique du pH en fonction du Ca<sup>++</sup> à l'équilibre obtenue à partir de la relation pH/alcalinité/Ca<sup>++</sup> actuel, c'est-à-dire

$$\text{pH} = -3 + \log (\text{alc (meq l}^{-1}\text{)}) - \log K - \log \text{pCO}_2$$

ou encore

$$\text{pH} = -3 + \log (b [\text{Ca}^{++}] / 50 + a/50) - \log K - \log \text{pCO}_2$$

où K est la constante de dissociation d'ordre 1 de l'acide carbonique

$$K = \text{H}^+ \cdot \text{HCO}_3^- / \text{pCO}_2$$

et (b [Ca<sup>++</sup>] / 50 + a/50) provient de la relation

$$\text{alcalinité (mg l}^{-1}\text{)} = a + b [\text{Ca}^{++}] (\text{mg l}^{-1})$$

qui est transformée en meq l<sup>-1</sup> en divisant le tout par 50. La courbe théorique (pH versus log Ca<sup>++</sup>) estimée à partir de milieu non acidifié (Henriksen 1979) se rapprocherait de la courbe théorique estimée à partir de milieu acidifié (pH versus log Ca<sup>++</sup>) pondérée par l'estimation de la perte du pouvoir tampon associé à l'acidification et représenté par a/50.

Cela tiendrait à démontrer que l'estimation de la perte du pouvoir tampon à partir de la relation alcalinité et Ca<sup>++</sup> actuel est une relation non surestimée de l'intensité de l'acidification. Aussi, en utilisant la relation pH/alcalinité/calcium actuel intégré de Thompson, on peut obtenir l'équivalence de la relation pH versus Ca<sup>++</sup> en milieu non acidifié, et se servir de cette courbe de régression pour discriminer les lacs acidifiés et non acidifiés au Québec.

*Critique*—La représentation graphique de la relation pH versus Ca<sup>++</sup> n'est significative que si l'on peut déterminer la courbe théorique des valeurs de Ca<sup>++</sup> attendues à l'équilibre (selon pCO<sub>2</sub> atmosphérique) pour une étendue de pH donné (pH 4 ↔ pH 8) en milieu non acidifié. Cela suppose l'échantillonnage d'un grand nombre de stations, sans influence des pluies acides et présentant une grande variété de pH naturel, comme cela a été réalisé en Norvège. L'utilisation intégrale de la courbe de Henriksen (1979), adaptée aux eaux norvégiennes, pour séparer les lacs contaminés des eaux du Québec, doit se faire avec une certaine pondération

dans l'interprétation des résultats. La création de cette courbe a été réalisée à partir de critères morphométriques, lithologiques et géologiques précis (surface des lacs, .25 à 1 km<sup>2</sup>), du rapport surface (lac)/surface (bassin versant) (> 5 %), de l'altitude et de la latitude de l'utilisation de lacs de tête de type oligotrophique. L'échantillonnage de lacs non situés à l'intérieur d'un de ces critères, amène une source additionnelle de variance et peut biaiser l'interprétation.

L'approche de Thompson (1979), quoique rassurante sur la valeur de la relation Ca<sup>++</sup> et alcalinité, combine l'effet de l'erreur associée à la relation alcalinité versus Ca<sup>++</sup> et associée à la relation pH versus alcalinité. Avant d'utiliser la droite de Thompson, il faudrait comparer les droites de régression de Thompson et Henriksen, calculées à partir des données recueillies en Norvège sur des lacs en zone acidifiée (Thompson 1979) et non acidifiée (Henriksen 1979).

#### *L'utilisation des ions mineurs, aluminium et manganèse*

L'utilisation des ions mineurs, particulièrement l'aluminium et le manganèse, présents à des concentrations inhabituellement élevées (1000 µg l<sup>-1</sup>) ont été rapportés dans les eaux de surface des lacs acidifiés de Scandinavie et des monts Adirondacks. Par contre, jusqu'à maintenant, on retrouve très peu d'analyse de ces paramètres au Québec, ce qui rend impossible leur utilisation actuelle.

Almer et coll. (1978) ont démontré l'importance de l'aluminium sous forme soluble dans l'eau acide (pH < 5.0). Il met en relief son effet additif dans le pouvoir tampon, son rôle de catalyseur comme précipitant pour l'humus, son action sur la solubilité du phosphore, et son effet toxique sur les poissons.

La mesure de l'intensité de l'acidification des lacs à partir des ions mineurs devient particulièrement importante en raison des relations directes qui s'établissent entre eux et les composantes biologiques (macrophytes, phytoplancton, zooplancton, benthos et poisson) de l'écosystème aquatique. Ce sont des indicateurs des changements de la qualité de l'eau et des paramètres discriminants pour les réponses biologiques à l'acidification.

#### **Approche synthétique pour la détermination de la sensibilité des eaux du Québec**

Les différentes méthodes utilisées et critiquées dans la section précédente doivent être intégrées dans un processus de recherche en fonction de la pertinence de l'information qu'elles donnent. L'interprétation de l'information fournie par chacune d'elles nous permet de cataloguer trois (3)

types d'information:

1. L'identification des zones acidifiées (pH versus Ca<sup>++</sup>)
2. La détermination du pouvoir tampon résultant (CSI)
3. La mesure de l'acidification

—alcalinité versus Ca<sup>++</sup> actuel

—SO<sub>4</sub><sup>--</sup> en excès, H<sup>+</sup>

—ions mineurs (aluminium et manganèse)

On note que *chaque méthode prise séparément ne peut fournir d'indication globale sur l'acidification des lacs*. À partir de la relation pH versus Ca<sup>++</sup> (en supposant connue l'équivalence de la courbe de Henriksen), nous pouvons savoir si les lacs sont acidifiés ou non acidifiés, mais on ne peut en déduire leur pouvoir tampon actuel et, par conséquent leur sensibilité aux pluies acides. À partir du CSI, on peut déduire le pouvoir tampon actuel et la sensibilité du lac, mais on ne peut pas dire (sauf dans les cas extrêmes) si les lacs sont acidifiés ou non, et quelle est l'intensité de l'acidification. De la même façon, la mesure de l'acidification, à partir des éléments ioniques, ne nous renseigne pas sur la sensibilité (tampon) actuelle du lac et toute interprétation, en terme d'acidification, doit être corrélée à la pré-identification du lac acidifié. Il ressort donc une certaine chronologie dans l'acquisition de l'information et elle pourra conduire à la définition des classes de sensibilité.

#### **Définition des étapes**

À partir des données existantes, notre objectif est de déterminer des classes de sensibilité actuelle des lacs du Québec. Ces classes de sensibilité doivent être fonction de l'acidité des lacs (pH), de la géologie des bassins (Ca<sup>++</sup>) et du pouvoir tampon actuel (CSI). À l'intérieur de ces classes, on désire ensuite mesurer l'acidification des lacs (antérieure et future).

La première étape consiste à reconnaître quels lacs sont acidifiés, quelle que soit leur situation géologique ou géographique. En portant sur graphique la relation pH versus Ca<sup>++</sup>, on obtient une discrimination des lacs selon leur acidité et l'importance des ions Ca<sup>++</sup>. L'importance des ions Ca<sup>++</sup> va diviser les lacs selon la nature géologique des bassins et l'intensité de l'acidification. Les valeurs de pH vont diviser les lacs selon l'effet combiné de l'acidité naturelle plus l'apport en H<sup>+</sup> dû à l'acidification. En déterminant la courbe théorique du pH versus Ca<sup>++</sup> mesuré dans les zones sans influence acide (pluies acides) et en la superposant sur notre graphique, on discrimine l'apport en H<sup>+</sup> et Ca<sup>++</sup> dû à l'acidification; on arrive ainsi à mettre en évidence les lacs acidifiés et non acidifiés en tenant compte du bassin géologique et de l'acidité naturelle. Malheureusement, de cette information, on ne peut reconnaître le pouvoir de résistance des lacs discriminés.

La deuxième étape consiste à évaluer le pourcentage de saturation calcique à l'intérieur des classes prédéterminées dans la première étape. Nous arrivons ainsi à discriminer (pour chaque classe) des lacs qui ont un fort potentiel de résistance aux pluies acides et ceux qui ont une résistance nulle. Chaque subdivision (en fonction du CSI) présente une évolution dans le temps des effets de l'acidification. Nous pouvons alors mesurer l'intensité de l'acidification à l'intérieur de chacune des classes définies selon pH,  $\text{Ca}^{++}$  et CSI combiné.

La troisième étape consiste à mesurer l'acidification à partir de l'alcalinité, du  $\text{SO}_4^-$ ,  $\text{H}^+$ , Al et Mn. En comparant les valeurs obtenues intra et intergroupes, on arrive à calibrer un indice chimique d'acidification des eaux et/ou un modèle de prédiction (analyse canonique, régression multiple). La dernière étape consiste à vérifier la validité de l'indice par une étude des intégrateurs des écosystèmes aquatiques (plancton, benthos, poissons, macrophytes).

### Les contraintes

La base de l'approche suggérée est la détermination des lacs acidifiés et non acidifiés. Cela n'est possible que si l'on peut déterminer, à partir des analyses de la chimie des eaux du Québec, la courbe théorique du pH versus  $\text{Ca}^{++}$  pour les zones non acidifiées. L'utilisation de la courbe de Henriksen peut entraîner des biais dans l'interprétation des résultats. Cela nécessite une vérification par la calibration d'une courbe discriminante (pH versus  $\text{Ca}^{++}$ ) adaptée aux eaux du Québec. Cette calibration devrait être conforme aux critères de base (morphométrie, lithologie, altitude, situation géographique des lacs) définis par Wright et Henriksen (1978); toute dérogation doit entraîner une calibration en conséquence.

L'interprétation de la relation pH versus  $\text{Ca}^{++}$  devrait être accompagnée d'une étude discriminante de l'axe des  $\text{Ca}^{++}$  en fonction d'un gradient géologique, de façon à corroborer les hypothèses a priori, concernant les relations géologiques/ $\text{Ca}^{++}$ .

L'utilisation du CSI nécessite une vérification de la pertinence du IAP (potentiel de produire  $\text{HCO}_3^-$ ) en fonction de la nature géologique et de l'acidité des lacs non acidifiés. La valeur du CSI pourra être comparée et ajustée à partir des lacs positionnés le long de la courbe théorique discriminante (pH versus  $\text{Ca}^{++}$ ). La variabilité du CSI pourra être étudiée en fonction du ( $\text{pH} \times \text{Ca}^{++}$ ) pour les lacs acidifiés.

La détermination de groupes de lacs significativement distincts selon ( $\text{pH} \times \text{Ca}^{++} \times \text{CSI}$ ) pourrait servir de base à l'étude de l'intensité de l'acidification selon les paramètres

chimiques et biologiques. Les changements de la qualité de l'eau ( $\text{SO}_4^{--}$ ,  $\text{H}^+$ , Al, Mn,  $\text{CO}_3^{--}$ ) pourraient être suivis dans le temps, en comparant, à partir des données antérieures, l'évolution d'une série de lacs catalogués aujourd'hui comme acidifiés, et en échantillonnant, à partir de cette année, une série de lacs situés en zone de pluies acides (pH 4), et catalogués aujourd'hui à la limite du seuil d'acidification. L'interprétation de l'intensité de l'acidification, par classe de sensibilité, devrait mettre en évidence les paramètres discriminants et conduire à un index d'acidification intégré (pH,  $\text{Ca}^{++}$ , CSI;  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{--}$ , Al, Mn, distance aux sources de pollution, situation géographique. . .) ou du moins à un modèle de prédiction du type relation canonique (multivarié).

## CARTE DE SENSIBILITÉ DES LACS DU QUÉBEC

Notre objectif principal, dans la conception de la carte de sensibilité était d'orienter le choix de nos futurs sites expérimentaux en fonction de gradients d'acidification qui tenaient compte à la fois, de l'acidité, de l'apport en carbonate (géologie des bassins) et du pouvoir tampon actuel de certains lacs échantillonnés au Québec avant 1979. Pour la réalisation d'une carte préliminaire de la sensibilité des eaux du Québec, nous avons retenu un gradient d'acidification (acidifié, intermédiaire et tamponné) dans les zones à faible et fort pouvoir tampon.

### Source des données utilisées

Après examen des données disponibles avant 1979, nous n'avons pu finalement retenir qu'une série de 194 lacs, provenant des échantillonnages du ministère des Richesses naturelles pour les années 1976, 1977 et 1978, et impliquant les paramètres suivants: pH, calcium et alcalinité (voir annexe 2).

### Classification des lacs selon l'acidité et la teneur en calcium (groupes de sensibilité)

Conformément aux étapes définies précédemment (voir «Définition des étapes»), nous avons porté sur un graphique la relation pH en fonction du  $\log \text{Ca}^{++}$  et nous avons utilisé la courbe de Henriksen pour discriminer les lacs acidifiés et non acidifiés (fig. 4). En prenant comme référence le point d'inflexion de la courbe de distribution des lacs, nous avons distingué les zones à faible pouvoir tampon ( $\text{Ca}^{++} \leq 5 \text{ mg l}^{-1}$ ) de celles à pouvoir tampon plus élevé ( $\text{Ca}^{++} > 5 \text{ mg l}^{-1}$ ). Nous avons vérifié «à posteriori» l'importance de la discrimination existant entre la teneur en calcium et la nature géologique des bassins hydrographiques des lacs compris à l'intérieur de chaque groupe (fig. 4).

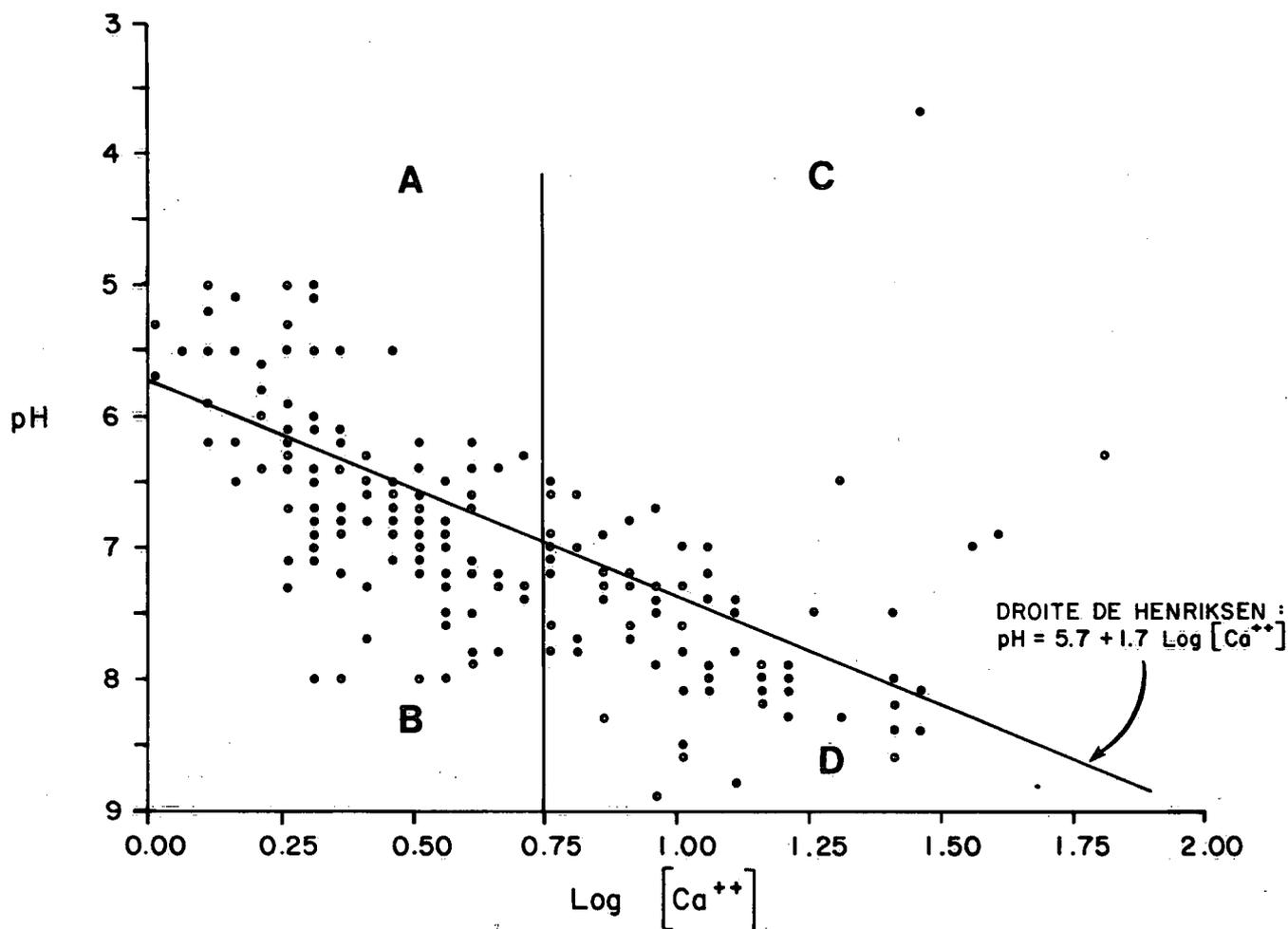


Figure 4. Classification des lacs selon l'acidité et la teneur en calcium ( $n = 194$  lacs).

**Classification des groupes de sensibilité selon le potentiel calcique des lacs (classes de sensibilité)**

À partir des lacs à faible pouvoir tampon (groupes A et B) et ceux à pouvoir plus élevé (groupes C et D), nous avons voulu mettre en évidence un gradient d'acidification (tamponné → acidifié) tenant compte du pouvoir tampon actuel des lacs échantillonnés. Ne connaissant pas l'intervalle de confiance associée à la courbe de Henriksen, nous nous sommes intéressés aux distributions de fréquence des valeurs de CSI de chacun des groupes de sensibilité (A, B, C, D). Les résultats sont présentés à la figure 5.

Les classes de sensibilité des lacs à faible pouvoir tampon ont été déterminées en superposant les distributions de fréquence des groupes A et B. Les classes de CSI communes aux deux groupes sont considérées comme intégrées à la courbe de Henriksen et sont identifiées comme classe de sensibilité intermédiaire (CSI: 3.0 à 4.5). Les classes de CSI spécifiques au groupe A, sont dites *acidi-*

*fiées* (CSI: 4.5 à 6.0) et les classes de CSI spécifiques au groupe B sont dites *tamponnées*.

Les classes de sensibilité des lacs à tampon plus élevé ont été déterminées en deux étapes. Nous avons d'abord formé arbitrairement deux sous-groupes selon la teneur en calcium: ( $5 < Ca^{++} \leq 15 \text{ mg l}^{-1}$ ) et ( $Ca^{++} > 15 \text{ mg l}^{-1}$ ). Ensuite, à l'intérieur de chaque sous-groupe (C-D et C'-D') nous avons analysé la distribution des fréquences des valeurs de CSI (fig. 5). Tel que précédemment nous avons déterminé pour le sous-groupe (C-D) une classe acidifiée (CSI: 2.5 à 3.5), une classe intermédiaire (CSI: 1.5 à 2.5) et une classe tamponnée (CSI: 0 à 1.5). Pour le sous-groupe (C'-D'), nous avons déterminé une classe acidifiée (CSI: 1.5 à 2.5) et une classe intermédiaire (CSI: 0 à 1.5).

On note que les distributions des valeurs de CSI sont nettement différentes selon la teneur en calcium des grou-

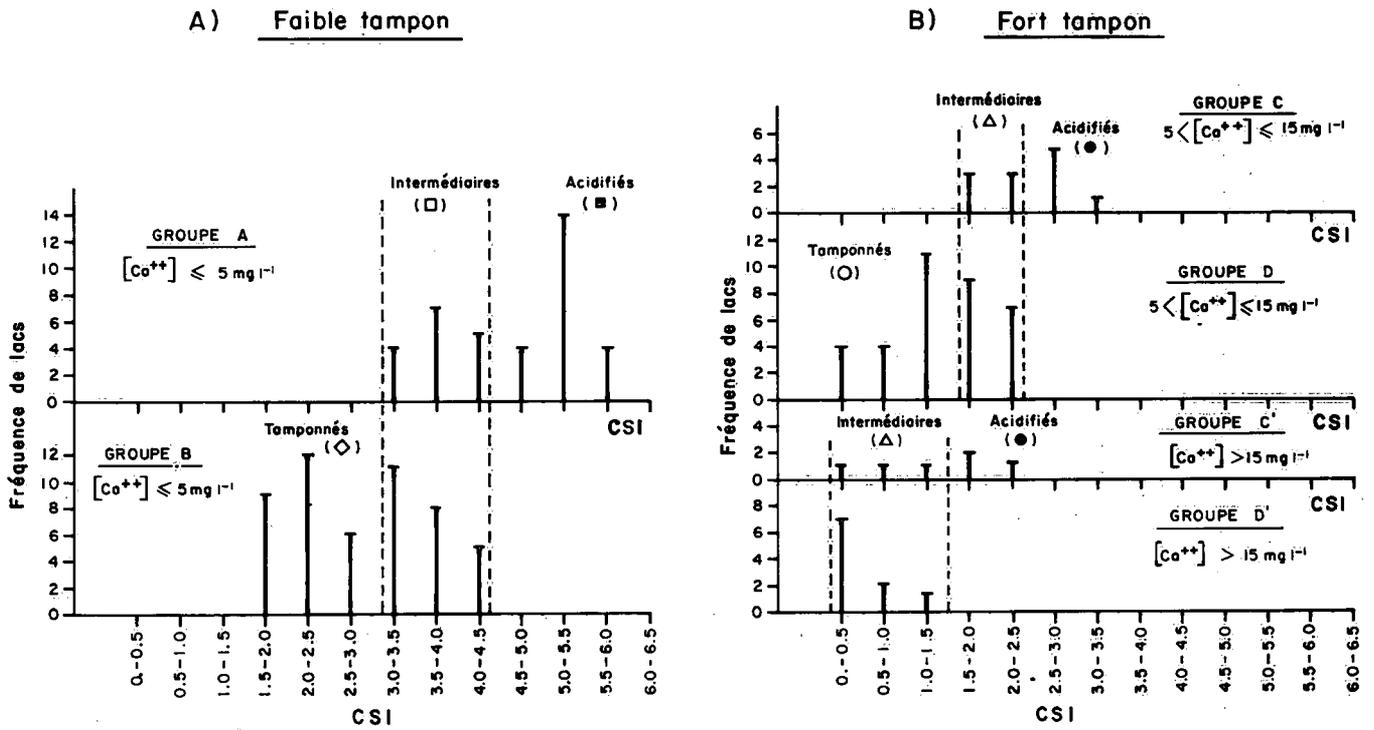


Figure 5. Distribution des fréquences des valeurs de CSI et détermination des classes de sensibilité ( $n = 171$  lacs).

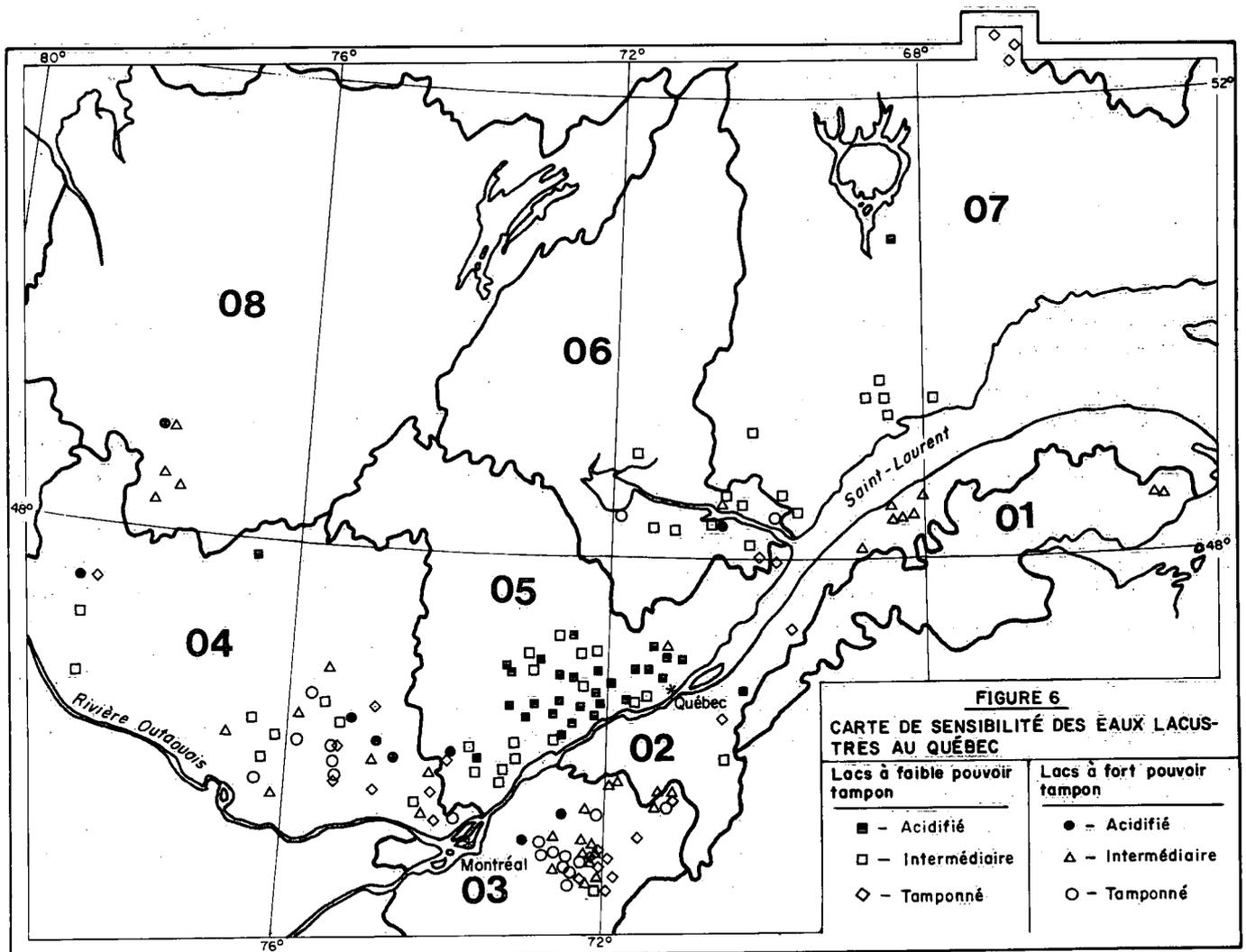


Figure 6. Carte de sensibilité des eaux lacustres au Québec.

pes analysés. Aussi l'interprétation en terme des valeurs ponctuelles de sensibilité réelle des lacs n'a de sens qu'à l'intérieur de groupes pré-sélectionnés selon un gradient géologique.

#### **La carte de sensibilité**

À partir des classes de sensibilité déterminées à la section précédente nous avons placé sur la carte du Québec chacun des lacs selon leur teneur en calcium (faible tampon et tampon élevé) et la sensibilité des eaux de surfaces (acidifiés, intermédiaires, tamponnés). Pour les groupes à tampon élevé, nous avons regroupé les classes de sensibilité des sous-groupes, indépendamment de leur indice calcique respectif (fig. 6).

La distribution des points recouvre particulièrement les bassins hydrographiques 03, 04, 05. L'interprétation en terme d'acidification d'une région donnée doit à ce stade-ci se restreindre à une zone voisine du lac échantillonné.

#### **Recommandations**

1. Cette carte ne représente que la sensibilité «réelle» établie avant 1979. L'analyse des données de 1979 et 1980 constituera donc une étape nécessaire dans la mise à jour de la sensibilité des eaux du Québec.
2. La restriction spatiale dans l'interprétation des résultats oblige à l'acquisition de données dans les secteurs non échantillonnés, particulièrement les sections nord, nord-est et nord-ouest du bassin 05; nord, nord-ouest et nord-est du bassin 04, en plus des bassins 01, 02, 06, 07, 08 et 09.
3. L'uniformisation des mesures d'alcalinité et de calcium permettrait une utilisation plus efficace des résultats de tous les projets réalisés sur le territoire québécois.
4. Une étude plus avancée de la relation calcium versus la géologie des bassins hydrographiques permettrait une meilleure discrimination des classes de sensibilité.

## Recommandations générales

### ÉVALUATION DE LA SENSIBILITÉ DES LACS

#### Mise au point de la carte de sensibilité

Terminer la carte de sensibilité des eaux de surface (lacs) à partir des données antérieures à 1979.

- (a) Étude d'indicateurs de sensibilité à partir des paramètres: pH,  $\text{Ca}^{++}$ , CSI (Conroy et coll. 1974).
  - vérification de relations  $\text{Ca}^{++} \leftarrow$  géologie;
  - vérification des relations  $\text{CSI} \leftarrow$  pouvoir tampon, acidification.
- (b) Détermination des classes de sensibilité.
- (c) Vérifier le pouvoir de discrimination des lacs acidifiés et non acidifiés, à partir de la courbe de Henriksen; de la relation pH/ $\text{Ca}^{++}$  au Québec, en milieu non acidifié; de la droite de régression de Thompson.

#### Détermination de sites expérimentaux

Détermination de sites expérimentaux représentatifs des différentes classes de la qualité de l'eau; mise sur pied d'un modèle d'analyse d'identification des nouveaux lacs échantillonnés (1979-1980), permettant leur intégration à une des classes de sensibilité (pré-définies antérieurement, voir (a)).

### ÉTUDE INTÉGRÉE DES SITES EXPÉRIMENTAUX CHOISIS

L'acquisition des données biologiques et physico-chimiques concernant la mesure de l'acidification des eaux doit être orientée de façon à éviter une répétition des résultats déjà connus ailleurs (États-Unis, Ontario, Scandinavie). L'objectif visé est un modèle *quantitatif, intégrateur* des différentes modifications du milieu aquatique, un *modèle dynamique* mesurant les relations (intra et inter spécifique) existant entre les facteurs biotiques et abiotiques.

La modélisation des impacts des apports acides oblige d'abord à une mise en évidence des différents schèmes d'acidification en fonction du temps, suivie par la suite d'une mesure des variations chimiques et biologiques ayant conduit à la modification de ces schèmes. Cette approche

scientifique entraîne une étude simultanée des différentes composantes scientifiques et biologiques, de lacs préchoisis, en fonction du degré d'acidification actuel.

La détection des schèmes peut être réalisée sous deux (2) aspects principaux:

1. Suivre dans le temps, l'évolution d'un (ou plusieurs) lacs(s) situé(s) dans une zone d'influence des retombées acides ( $\text{pH} \leq 4$ ): cette expérience pourrait être répétée sur des représentants de toutes les classes de sensibilité des eaux du Québec.
2. Suivre dans l'espace, une série de lacs présentant les mêmes coordonnées géologiques, géochimiques, morphologiques et lithologiques, mais possédant des valeurs actuelles d'acidité (pH) et de potentiel calcique (CSI) distinctes et orientées selon un gradient d'acidification. On pourrait comparer de tels gradients pour des lacs à faible et à fort pouvoir tampon.

On pourrait également combiner les deux (2) schémas d'analyse et faire une étude spatio-temporelle. On pourrait enfin utiliser les techniques d'acidification (introduction de  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) artificielle des eaux d'un bassin donné.

La mesure des interrelations des éléments biotiques et abiotiques doit se tourner vers l'utilisation des techniques bio-informatiques impliquant des analyses multivariées et multifactorielles.

#### Révision de l'information scientifique

Faire une revue exhaustive et critique de l'information scientifique disponible: étude de la qualité de l'information obtenue par rapport aux différentes stratégies et techniques d'échantillonnage utilisées en Scandinavie, aux États-Unis et en Ontario. Mise au point de protocoles expérimentaux concernant les études de la qualité de l'eau et les impacts biologiques dus à l'acidification.

#### Évaluation des apports

À chacun des sites: évaluation de la contribution des apports atmosphériques et des apports du bassin versant sensible à l'acidification des eaux lacustres (étude quantitative, bilan).

### Évaluation des effets de l'acidification sur la qualité de l'eau

Évolution dans le temps (intra et inter année) des composantes physico-chimiques (éléments physiques, éléments ioniques, éléments nutritifs et éléments traces); détermination de l'importance relative attribuée à chaque composante et quantification de leurs interrelations en fonction du temps (étude qualitative et quantitative).

### Évaluation des effets de l'acidification sur les intégrateurs biologiques des écosystèmes aquatiques

- (a) Étude de la biomasse, de la productivité, de la diversité et des structures de communauté des principaux groupes biologiques rencontrés dans les milieux aquatiques. La recherche pourrait être orientée à la fois selon un *gradient d'acidité naturelle* et selon un *gradient d'acidification*. Le gradient d'acidification pourrait être déterminé dans l'espace (à partir du CSI déterminé à l'intérieur de chaque classe de sensibilité) et dans le temps (étude d'un même lac sur plusieurs années).
- (b) À partir des modifications notées précédemment, recherche des *groupes indicateurs* de l'intensité de l'acidification; mise sur pied d'indices biotiques calibrés selon l'intensité de l'acidification et la sensibilité des intégrateurs; mesure des relations existant entre les modifications biologiques et les modifications de la

qualité de l'eau.

- (c) En ce qui concerne les poissons et les amphibiens l'acquisition des données devrait être orientée dès le début vers une étude de la dynamique des populations.

### ÉTUDES SPÉCIALES

Les secteurs de recherche où il existe actuellement (1980) peu d'information pertinente concernant les impacts de l'acidification des eaux, devraient être favorisés en complémentarité aux études intégrées. Ces secteurs prioritaires sont surtout l'étude des sédiments, l'étude des bactéries et champignons, l'étude des macrophytes aquatiques, l'étude des macro-invertébrés et l'étude des amphibiens.

Par exemple, la recherche d'indices de l'acidification des eaux lacustres, à partir d'un (ou plusieurs) lac(s) acidifié(s), permettrait de réaliser une nouvelle méthodologie de travail basée sur des indices paléolimnologiques, physico-chimiques et microbiologiques. Ces indices serviraient à établir une échelle de progression de l'acidité des eaux de ce lac depuis les dernières décennies. La comparaison de lacs acides et de lacs acidifiés mettrait en évidence la progression de l'acidité des eaux attribuables aux pluies acides durant les dernières décennies.

## Références

- Almer, B., W. Dickson, C. Ekström, et E. Hornström. 1978. *Sulphur pollution and the aquatic ecosystem*. Tiré de Sulphur in the Environment Part II: Ecological Impacts. J.O. Nriagu et coll., New-York, 432 pages.
- Conroy, N. 1979. *Determination of the Susceptibility to Acidification of Poorly Buffered Surface Waters*. Limnology and Toxicity Section Report, Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, March 1979, 21 pages.
- Conroy, N., D.S. Jeffries, et J.R. Kramer. 1974. *Acid Shield Lakes in the Sudbury Ontario Region*. Water Pollution Research in Canada, Proc. 9th Canadian Symp. 1974, vol. 9, pages 45-61.
- Dickson, William. 1975. *The Acidification of Swedish Lakes*. Rep. Inst. Freshwater Res., Drottningholm, 54:8-20.
- Dvorak, A.J., B.G. Lewis, et coll. 1978. *Impacts of Coal-fired Power Plants on Fish, Wildlife, and their Habitats*. FWS/OBS-78-29, Argonne National Laboratory, Illinois, préparée pour Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. Office of Biological Service, 261 pages.
- Galloway, James N. et Ellis B. Cowling. 1978. *The effects of precipitation on aquatic and terrestrial ecosystems: a proposed precipitation chemistry network*. J. Air Pollut. Control Assoc. 28(3):229-235.
- Gorham, Eville. 1976. *Acid precipitation and its influence upon aquatic ecosystems—an overview*. Water, Air, Soil Pollut. 6:457-481.
- Henriksen, A. 1979. *A simple approach for identifying and measuring acidification of fresh-water*. Nature, avril 1979, vol. 278.
- Oden, Svante. 1976. *The acidity problem—an outline of concepts*, Water, Air, Soil Pollut. 6:137-166.
- Thompson, Mary E. 1979. *Acidic Atmospheric Precipitation: Evaluation of its Impact on Some Canadian Surface Waters*, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, Ont., 14 pages.
- Watt, W.D., D. Scott, et S. Roy. 1979. *Acidification and other chemical changes in Halifax County lakes after 21 years*. Limnol. Oceanogr. 24(6):1154-1161.
- Wetzel, R.G. 1975. *Limnology*. W.B. Saunders Company, 745 pages.
- Wright, Richard F. et Arne Henriksen. 1978. *Chemistry of small Norwegian lakes, with special reference to acid precipitation*. Limnol. Oceanogr. 23(3):487-498.

**Annexe 1**  
**Principaux comités sur les pluies acides**

## Principaux comités sur les pluies acides

**Niveau régional ministériel** (Environnement Canada, Québec)

### *Comité régional des pluies acides*

Comité de gestion intégrée au niveau régional formé du directeur général régional, du directeur régional de la Direction des eaux intérieures-Québec, du Service canadien des forêts-Québec, du Service canadien de la Faune et du Service de l'environnement atmosphérique. Le Comité est présidé par le directeur général régional, qui agit comme porte-parole des directions régionales envers les comités nationaux et la province de Québec.

### *Comité scientifique régional sur les pluies acides*

Comité de coordination des programmes de recherche sous la présidence du représentant du Service canadien des forêts. Les autres membres proviennent de la Direction des eaux intérieures, du Service canadien de la Faune, du Service de l'environnement atmosphérique et de la Direction régionale des Terres. La DGR a un observateur qui fait partie du Comité et il y a possibilité d'y ajouter un observateur délégué par le gouvernement provincial.

### **Niveau interministériel provincial**

#### *Groupe de travail scientifique québécois*

Comité de coordination des programmes de recherche sous la présidence d'un représentant du ministère de l'Environnement du Québec. Les autres membres proviennent du ministère des Loisirs, Chasse et Pêche, du ministère des Terres et Forêts, et de quatre représentants de différents services du ministère de l'Environnement. Il y a de plus un observateur du gouvernement fédéral qui est membre de ce Comité.

### **Niveau fédéral-provincial**

--Comité de ministres pour coordonner les travaux de

recherche scientifique et de stratégie de contrôle (Canada, Ontario, Québec).

--Comité de hauts-fonctionnaires pour le suivi des dossiers (Canada-Ontario-Québec).

--Comité sur la recherche scientifique sous la présidence de l'Ontario (Québec-Ontario-Nouvelle-Écosse-Canada).

--Comité sur les stratégies de contrôle sous la présidence du Québec (Québec-Ontario-Nouvelle-Écosse-Canada).

### **Niveau fédéral**

--Comité interministériel fédéral pour les négociations en vue d'un traité Canada-États-Unis.

Il est sous la présidence d'un représentant des Affaires extérieures et formé de membres des ministères du Bien-Être social et Santé nationale; Agriculture Canada; Pêches et Océans; Énergie, Mines et Ressources; et Environnement Canada.

--Comité interministériel sur la recherche scientifique sous la présidence du Service de l'environnement atmosphérique. Les autres membres proviennent de tous les services du ministère de l'Environnement avec des observateurs de Pêches et Océans; Énergie, Mines et Ressources; et Affaires extérieures. Le statut n'est pas encore précisé.

### **Niveau ministériel fédéral** (Environnement Canada)

--Comité de recherche scientifique sous la présidence d'un représentant du Service de l'environnement atmosphérique et formé de membres de tous les services du ministère (Direction générale des eaux intérieures, Service canadien des forêts, Service canadien de la faune, Service de la protection de l'Environnement et Service de l'environnement atmosphérique).

### **Niveau international**

--Groupe de recherche bilatéral Canada-États-Unis.

--Sous-groupe Canada-États-Unis pour les modèles mathématiques.

**Annexe 2**  
**Sources des données existantes**

## Sources des données existantes

Institutions	Nombre de lacs	Année d'inventaire	Paramètres	Localisation
Ministère des Richesses naturelles (Québec)	465	1971-1978	pH, alcalinité, conductivité, Ca <sup>++</sup>	Tous les bassins hydrographiques
Ministère du Tourisme, Chasse et Pêche	413	1977-1978	pH, conductivité	Bassins hydrographiques 01, 02, 04, 05, 06, 08
Ministère du Tourisme, Chasse et pêche	157	1954-1966	pH	Bassins hydrographiques 02, 03, 04, 05, 06, 08
Parcs Canada	50	1970-1974	pH, conductivité, dureté, alcalinité	Parc de la Mauricie
Ministère des mines et relevés techniques (Canada)	10	1955-1960	pH	Bassins hydrographiques 03, 05
Ministère de la Chasse et des Pêcheries	47	1938-1941	pH	Parc des Laurentides
Société d'énergie de la Baie-James	? 540 échant.	1973-1975	pH, conductivité, Ca <sup>++</sup> , HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Bassins hydrographiques 08, 09, 10

### **Annexe 3**

### **Liste des documents disponibles sur les pluies acides — février 1980**

## Liste des documents disponibles sur les pluies acides — février 1980

### (A) DIRECTION DES EAUX INTÉRIEURES—RÉGION DU QUÉBEC

On peut disposer des publications citées ci-dessous (février 1980) au bureau régional de la Direction générale des eaux intérieures, à Québec. Elles sont rangées selon les catégories suivantes.

Rapports et symposiums. . . . .	30
Généralités. . . . .	32
Atmosphère — bilan — transport à longue distance — dépôt et surveillance . . . . .	34
Eau — général. . . . .	35
Eau — précipitation: pluie, neige, écoulement et apport de polluants. . . . .	36
Eau — chimie . . . . .	37
Eau — poisson. . . . .	38
Eau — plancton — invertébrés . . . . .	40
Faune — général . . . . .	41
Sols et végétation . . . . .	42
Données générales . . . . .	43
Bibliographies. . . . .	45
<b>(B) LIVRES DISPONIBLES À LA BIBLIOTHÈQUE DE LA FAUNE ET DES EAUX INTÉRIEURES. . . . .</b>	<b>46</b>

(A) DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES – RÉGION DU QUÉBEC

Rapports et symposiums

Cote

- 6 Reed, Leslie E. 1976. Report from the International Conference on the Effects of Acid Precipitation in Telemark, Norway. The long-range transport of air pollutants. *Ambio*, 5(5-6).
- 16 Ottar, Brynjulf. 1976. Acid precipitation: monitoring long-range transport of air pollutants: the OECD study. *Ambio*, 5(5-6): 203-206.
- 21 Anonyme. 1979. The International Joint Commission and acid rain. *Can. Environ. Control Newsletter*, n° 156, pages 1333-1337.
- 23 Ministry of the Environment, Ontario. 1978. Extensive Monitoring of Lakes in the Greater Sudbury Area 1974-76. Rapport.
- 24 Ministry of the Environment, Ontario. 1978. An Analysis of the Sudbury Environmental Study Network Precipitation Acidity Data June-September, 1978. Rapport, 146 pages.
- 25 Ministry of the Environment, Ontario. Fév. 1978. Acid Particulate and Particle Sizing Sampling at INCO Superstack, June 1977. Rapport n° ARB-TDA53-78, 87 pages.
- 26 Ministry of the Environment, Ontario. Août 1978. Air Quality Assessment Studies in the Sudbury Area, Volume I, Ambient Air Quality, 1976-1977. Rapport, vol. 1, 104 pages.
- 32 Lachance, M., et B. Bobee. 1978. Étude de la variabilité du pH des précipitations autour de Rouyn-Noranda. I.N.R.S.-Eau, Rapport soumis au Bureau d'études des substances toxiques (BEST) des Services de protection de l'environnement du Québec, n° 95, 74 pages.
- 39b) Shiomi, M.T., et K.W. Kuntz. 1973. Great Lakes Precipitation Chemistry: Part 1. Lake Ontario Basin. 16th Conf. Great Lakes Res. 1973 Internat. Assoc. Great Lakes Res., pages 581-602.
- 41 Wiltshire, James F. 1979. The Long Range Transport of Atmospheric Acids; A Sulphur Budget for Nova Scotia 1979. Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Surveillance Report EPS-5-AR-79-8, 114 pages.
- 44 Dvorak, A.J., B.G. Lewis, et coll. 1978. Impacts of Coal-Fired Power Plants on Fish, Wildlife, and Their Habitats. FWS/OBS-78/29, Argonne National Laboratory, Illinois, préparée pour Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. Office of Biological Service, 261 pages.
- 45 Vladykov, Vadim D. 1942. Étude des lacs du Parc des Laurentides. 1938-1941 (1942). Rapport présenté au ministère de la Chasse et des Pêcheries, Province de Québec, vol. I-II.
- 53 Ministry of the Environment. 1979. Acidic Precipitation in Ontario (1979). 30 pages.
- 54 Groupe consultatif de recherche États-Unis-Canada sur le transport des polluants atmosphériques sur de grandes distances. 1979. Le transport des polluants atmosphériques sur de grandes distances en Amérique du Nord: un examen préliminaire. 29 pages.
- 55 Anonyme. 1979. Acid Rain Symposium, Sport Fishing Institute, 1979. SFI Bulletin, mai 1979, n° 304.
- 57 Berry, R.L. The Canadian Network for Sampling Precipitation (Cansap) Project (1979) Summary for the Period May 1977 to April 1978. Long-Range Transport of Air Pollutants Atmospheric Program, 9 pages.
- 60 Environnement Canada, Service canadien des forêts, Québec. Nov. 1979. Polluants aéroportés – Pluies acides secteur terrestre Québec et l'Est du Canada. Rapport d'étape.
- 61 Vigneault, Yvan. 1979. Conférence prononcée le 22 novembre 1979 à l'Association québécoise des techniques de l'eau, région de la Mauricie. Direction des eaux intérieures, Environnement Canada, 24 pages.

## Rapports et symposiums (suite)

Cote

- 63 Vigneault, Yvan, et Gilles Robitaille. 1979. Les effets des pluies acides sur les écosystèmes aquatiques et forestiers. Environnement Canada, Conférence prononcée le 27 octobre 1979 au Congrès de l'Association des biologistes du Québec à Montréal, 13 pages.
- 64 Environnement Canada, Direction des eaux intérieures, Québec. 1979. Sensibilité des écosystèmes suite aux retombées des polluants atmosphériques dans la région du Québec, octobre 1979. Rapport d'étape, 10 pages.
- 65 United States Environmental Protection Agency. 1979. Acid Rain, Research Summary. EPA-600/8-9-028, 23 pages.
- 75 Pêches et Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Direction générale de l'assainissement de l'air. Août 1978. Surveillance nationale de la pollution atmosphérique — Extrait annuel de 1977. Rapport de surveillance EPS-5-AP-78-13, 165 pages.
- 80 Kloppenburg, Jean. 1978. Le mercure et autres métaux lourds dans les pluies de la région de la Baie James, déc. 1978. Centre d'ingénierie nordique de l'École polytechnique. Rapport de stage, 35 pages.
- 91 Whittaker, R.H., F.H. Bormann, G.E. Likens, et T.G. Siccama. 1974. The Hubbard Brooks ecosystem study: forest biomass and production. Ecol. Monogr. 44(2): 233-252.
- 108 Schofield, Carl L. 1977. Acid Snow — Melt Effects on Water Quality and Fish Survival in the Adirondack Mountains of New York State. U.S. National Technical Information Service, Completion Report PB-277 801.
- 110 Hutchinson, T.C. et L.M. Whitby. 1977. The effects of acid rainfall and heavy metal particulates on a boreal forest ecosystem near the Sudbury smelting region of Canada. Water, Air Soil Pollut. 7(4): 421-438.
- 147 Barrie, L.A., H.A. Wiebe, P. Fellin, et K. Anlauf. The Canadian Air and Precipitation Monitoring Network: A Description and Results for November 1978 to June 1979. Report AQRB-80-002-T, Service de l'environnement atmosphérique, Environnement Canada, Downsview, Ontario.
- 151 Braekke, Finn. H. (éd.) 1976. Impact of Acid Precipitation on Forest and Freshwater Ecosystems in Norway; SNSF project, Research Report 6/76. NISK, Norwegian Forest Research Institute, Oslo, 111 pp.

## Généralités

### Cote

- 3 Likens, Gene E., Richard F. Wright, James N. Galloway, et Thomas J. Butler. 1979. Acid rain. *Sci. Am.* 241(4).
- 8 Coffin, David L., et John H. Knelson. 1976. Acid precipitation: effects of sulfur dioxide and sulfate aerosol particles on human health. *Ambio*, 5(5-6): 239-242.
- 15 Kucera, Vladimir. 1976. Effects of sulfur dioxide and acid precipitation on metals and anti-rust painted steel. *Ambio*, 5(5-6): 243-248.
- 20 INRS-EAU. Exposé traitant des émissions de soufre et de l'acidité des précipitations, 19 pages.
- 22 Henderson, Debra, et Anne Wordsworth. 1979. Acid rain clouds future of lakes. *Probe Post*; juillet-août 1979, 2(2): 1-2.
- 31b) Oden, Svante. 1976. The acidity problem — an outline of concepts. *Water, Air Soil Pollut.* 6: 137-166.
- 39d) Summers, P.W., et D.W. Whelpdale. 1976. Acid precipitation in Canada. *Water, Air Soil Pollut.* 6: 447-455.
- 40a) Anonyme. 1972. Sulphur pollution across national boundaries. *Ambio*, 1(1): 15-20.
- 40b) Likens, Gene E., F. Herbert Bormann, et Noye M. Johnson. 1972. Acid rain. *Environment*, 14(2): 33-40.
- 40c) Nisbet, Ian C.T. 1974. Acid rain: fossil sulfur returned to earth. *Technol. Rev.* 1974, 8 pages.
- 40d) Likens, Gene E. 1976. Acid precipitation. *Chem. Eng. News*, Nov. 22, 1976, pages 29-37.
- 56 Robitaille, Gilles, et Yvan Vigneault. 1979. Études à réaliser dans le cadre du projet — les polluants aéroportés et les pluies acides. Environnement Canada, Service canadien des forêts et Direction générale des eaux intérieures.
- 58 Penn, Alan. Acid precipitation and its potential impact on lake waters and freshwater fisheries in Northern Quebec. A submission to the James Bay Advisory Committee on the Environment.
- 59 Shaw, Roderick W. 1979. Acid precipitation in Atlantic Canada. *Environ. Sci. Technol.* 13(4): 406-411.
- 62 Vermeulen, Arend J. Septembre 1978. Acid precipitation in the Netherlands. *Environ. Sci. Technol.*, septembre 1978, 12(9): 1017-1021.
- 63 Vigneault, Yvan, et Gilles Robitaille. 1979. Les effets des pluies acides sur les écosystèmes aquatiques et forestiers. Conférence prononcée le 27 octobre 1979 au Congrès de l'Association des biologistes du Québec à Montréal, 13 pages — Environnement Canada.
- 82 Rennie, P.J. Proceedings of the Air Quality Criteria Workshop, January 17-19, 1978. Information générale. Pêches et Environnement Canada, Service de l'environnement atmosphérique, 1978. Pages 130-144.
- 84 United States Environmental Protection Agency. 1979. The Acid Precipitation Problem. Research and Development March 1979 (Information générale), 2 pages.
- 85 Environnement Canada, Service de l'environnement atmosphérique. Les pluies acides. Feuillet d'information générale.
- 123 Askne, C., et C. Brosset. 1972. Determination of strong acid in precipitation lake-water and air-borne matter. *Atmos. Environ.* 6: 695-696.
- 125 Woo, Ming-Ko. 1979. Report on Hydrology of Small, Nival Regime Basins in the High Arctic. McMaster University, Hamilton, Ontario. 46 pages.
- 126 Woo, Ming-Ko. 1979. Hydrology of a Small Lake in Arctic Canada. McMaster University, Hamilton, Ontario; Proceedings 30th Alaska Science Conference. Sept. 19-21, 1979, p. 142, Fairbanks, Alaska.
- 127 Marsh, P., et Ming-Ko Woo. 1979. Annual Water Balance of Small High Arctic Basins. Compte-rendu du colloque canadien d'hydrologie: 79, l'Hydrologie des climats froids, pp. 536-546; McMaster University, Hamilton, Ontario.

### Généralités (suite)

#### Cote

- 128 Woo, Ming-Ko, et Peter J. Steer. 1979. Measurement of trace rainfall at a high Arctic site. *Arctic*, 32(1): 80-84.
- 129 Steer, Peter J. 1979. Water Balance of a Small Lake in the High Arctic. B.A. thesis, McMaster University, Hamilton, Ontario, 94 pages.
- 135 Owens, M., M.A. Learner, et P.J. Maris. 1967. Determination of the biomass of aquatic plants using an optical method. *J. Ecol.* 55: 671-676.
- 142 Korinkova, Jaroslava. 1971. Sampling and distribution of animals in submerged vegetation. *Vestn. Cesk. Spol. Zool.* 35: 209-221.
- 144 Bell, Henry L., et Alan V. Nebeker. 1969. Preliminary studies on the tolerance of aquatic insects to low pH. *J. Kans. Entomol. Soc.* 42(2): 230-236.
- 188 Ferenbaugh, Roger W. 1975. Acid rain: biological effects and implications. *Environ. Aff.* 4(4): 745-758.

## Atmosphère—bilan—transport à longue distance—dépôt et surveillance

### Cote

- 7 Persson, Göran A. 1976. Control of sulfur dioxide emissions in Europe. *Ambio*, 5(5-6): 249-252.
- 14 Barrie, Leonard A., Douglas M. Whelpdale, et Robert E. Munn. 1976. Effects of anthropogenic emissions on climate: a review of selected topics. *Ambio*, 5(5-6): 209-212.
- 16 Ottar, Brynjulf. 1976. Acid precipitation: monitoring long-range transport of air pollutants: the OECD study. *Ambio*, 5(5-6): 203-206.
- 17 Lunde, Gulbrand. 1977. Long-range aerial transmission of organic micropollutants. *Ambio*, 5: 207-208.
- 25 Ministry of the Environment, Ontario. Février 1978. Acid particulate and particle sizing sampling at INCO superstack, June 1977. Rapport n° ARB-TDA53-78, 87 pages.
- 26 Ministry of the Environment, Ontario. Août 1978. Air Quality Assessment Studies in the Sudbury Area, volume I, Ambient Air Quality, 1976-1977, Rapport, vol. 1, 104 pages.
- 31a) Rasmussen, Karen H., Mansoor Taheri, et Robert L. Kabel. 1975. Global emission and natural processes for removal of gaseous pollutants. *Water, Air Soil Poll.* 4: 33-64.
- 31c) Nisbet, Ian. 1975. Sulfates and acidity in precipitation: their relationship to emissions and regional transport of sulfur oxides. *Dans Air Quality and Stationary Source Emission Control*, ch. 7, Committee on Public Works, U.S. Senate Serv. n° 94-4, pp. 276-312.
- 36 Barrie, L.A. Septembre 1979. The Prediction of Rain Acidity and SO<sub>2</sub> Scavenging in Eastern North America. Service de l'environnement atmosphérique, Environnement Canada.
- 37 Direction générale de l'Environnement industriel, Qualité de l'air, S.P.E. Québec. 1978. Surveillance de la pollution atmosphérique dans la province de Québec. 223 pages.
- 39e) Anlauf, K.G., H.A. Wiebe, et R.O.S. Stevens. 1976. Some measurements of air quality and precipitation in Saint John, N.B. *Water, Air Soil Pollut.* 5: 507-514.
- 41 Wiltshire, James F. 1979. The Long Range Transport of Atmospheric Acids; A Sulphur Budget for Nova Scotia 1979. Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Surveillance Report EPS-5-AR-79-8, 114 pages.
- 87 Ledbetter, Joe O. 1972. Variation of pollutant concentration with sampling time. *Environ. Lett.* 3(3): 159-169.
- 114 Johnson, N.M., R.C. Reynolds, et G.E. Likens. 1972. Atmospheric sulfur: its effects on the chemical weathering of New England. *Science*, 177: 514-516.
- 117 Henning, Rodhe. 1970. On the residence time of anthropogenic sulfur in atmosphere. *Tellus*, 22(1): 137-139.
- 147 Barrie, L.A., H.A. Wiebe, P. Fellin, et K. Anlauf. The Canadian Air and Precipitation Monitoring Network: A Description and Results for November 1978 to June 1979. Report: AQRB-80-002-T, Service de l'environnement atmosphérique, Environnement Canada, Downsview, Ontario.
- 151 Braekke, Finn. H. (éd). 1976. Impact of Acid Precipitation on Forest and Freshwater Ecosystems in Norway. SNSF project, Research Report 6/76. NISK, Norwegian Forest Research Institute, Oslo, 111 pp.

## Eau—Général

### Cote

- 1 Henriksen, A. 1979. A simple approach for identifying and measuring acidification of freshwater. *Nature*, April 1979, vol. 278.
- 2 Thompson, Mary E. 1979. Acidic Atmospheric Precipitation: Evaluation of its Impact on Some Canadian Surface Waters. National Water Research Institute, Burlington, Ont. 14 pages.
- 4 Galloway, James N., et Ellis B. Cowling. 1978. The effects of precipitation on aquatic and terrestrial ecosystems: a proposed precipitation chemistry network. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 28(3): 229-235.
- 10 Hendrey, George R., Kjeel Baalsrud, Tor S. Traaen, Morten Laake, et Gunnar Raddum. 1976. Acid precipitation: some hydrobiological changes. *Ambio*, 5(5-6): 224-227.
- 31d) Gorham, Eville. 1976. Acid precipitation and its influence upon aquatic ecosystems — an overview. *Water, Air Soil Pollut.* 6: 457-481.
- 38e) Dickson, William. 1975. The acidification of Swedish lakes. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm, 54: 8-20.
- 52 Ministry of the Environment, Ontario. 1979. Determination of the Susceptibility to Acidification of Poorly Buffered Surface Water (1979). 21 pages.
- 58 Penn, Alan. Acid Precipitation and its Potential Impact on Lake Waters and Freshwater Fisheries in Northern Quebec. A submission to the James Bay Advisory Committee on the Environment.
- 73 Conroy, N., D.S. Jeffries, et J.R. Kramer. 1974. Acid Shield Lakes in the Sudbury Ontario Region. *Water Pollution Research in Canada, Proc. 9th Canadian Symp.* 1974, vol. 9, pages 45-61.
- 78 Wright, Richard F., Torstein Dale, Egil T. Gjessing, George R. Hendrey, Arne Henriksen, Merete Johannessen, et Ivar P. Muniz. 1976. Impact of acid precipitation on freshwater ecosystems in Norway. *Water, Air Soil Pollut.* 6(2-4): 483-499.
- 86 Watt, W.D., D. Scott, et S. Roy. 1979. Acidification and other chemical changes in Halifax County lakes after 21 years. *Limnol. Oceanogr.* 24(6): 1154-1161.
- 88 Hagen, Arne, et Arnfinn Langeland. 1973. Polluted snow in southern Norway and the effect of the meltwater on freshwater and aquatic organisms. *Environ. Pollut.* 5: 45-57.
- 97 Jeffries, D.S., C.M. Cox, et P.J. Dillon. 1979. Depression of pH in lakes and streams in Central Ontario during snowmelt. *J. Fish. Res. Board Can.* 36(6): 640-646.
- 109 Frizzola, John A., et Joseph A. Baier. 1975. Contaminants in rainwater and their relation to water quality, Part II. *Water Sewage Works*, 122(9): 94-95.
- 112 Almer, B., W. Dickson, C. Ekstrom, E. Hornstrom, et U. Miller. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio*, 3(1): 30-36.
- 115 Shaw, R.W., et D.M. Whelpdale. 1973. Sulphate deposition by precipitation into Lake Ontario. *Water, Air Soil Pollut.* 2: 125-128.
- 118 Harrison, A.D. 1958. The effects of sulphuric acid pollution on the biology of streams in the Transvaal, South Africa. *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 13: 603-610.
- 122 Gorham, Eville. 1957. The chemical composition of lake waters in Halifax County, Nova Scotia. *Limnol. Oceanogr.* 2: 12-21.
- 132 European Inland Fisheries Advisory Commission. 1969. Water Quality Criteria for European Freshwater Fish — Extreme pH Values and Inland Fisheries. *Water Res.* 3: 593-611.
- 139 Conroy, N., et W. Keller. 1976. Geological factors affecting biological activity in Precambrian Shield Lakes. *Can. Mineral.* 14: 62-72.
- 140 Ryder, R.A. 1964. Chemical characteristics of Ontario lakes as related to glacial history. *Trans. Am. Fish. Soc.* 93: 260-268.

Eau—Précipitation: pluie, neige, écoulement et apport de polluants

Cote

- 10 Hendrey, George R., Kjeel Baalsrud, Tor S. Traaen, Morten Laake, et Gunnar Raddum. 1976. Acid precipitation: some hydrobiological changes. *Ambio*, 5(5-6): 224-227.
- 39a) Rutherford, G.K. 1967. A preliminary study of the composition of precipitation in S.E. Ontario. *Can. J. Earth Sci.* 4: 1151-1160.
- 39c) Moss, Michael R. 1975. Spatial patterns of precipitation reaction. *Environ. Pollut.* 8: 301-315.
- 39e) Anlauf, K.G., H.A. Wiebe, et R.O.S. Stevens. 1976. Some measurements of air quality and precipitation in Saint-John, N.B. *Water, Air Soil Pollut.* 5: 507-514.
- 39f) Dillon, P.J., D.S. Jeffries, W. Snyder, R. Reid, N.D. Yan, et coll. 1978. Acidic precipitation in south-central Ontario: recent observations. *J. Fish. Res. Board Can.* 35: 809-815.
- 71 Johannessen, M., et A. Henriksen. 1978. Chemistry of snow meltwater: changes in concentration during melting. *Water Resour. Res.*, août 1978, 14(4): 615-619.
- 81 Delisle, Claude E., J. Kloppenburg, et J. Sylvain. École polytechnique, Section du génie de l'environnement, 1979. Le mercure et l'acidité dans les précipitations au Nord-Ouest québécois. *Eau du Québec*, avril 1979, 12(2): 76-85.
- 88 Hagen, Arne, et Arnfinn Langeland. 1973. Polluted snow in Southern Norway and the effect of the meltwater on freshwater and aquatic organisms. *Environ. Pollut.* 5: 45-57.
- 97 Jeffries, D.S., C.M. Cox, et P.J. Dillon. 1979. Depression of pH in lakes and streams in Central Ontario during snowmelt. *J. Fish. Res. Board Can.* 36(6): 640-646.
- 108 Schofield, Carl L. 1977. Acid Snow — Melt Effects on Water Quality and Fish Survival in the Adirondack Mountains of New York State. U.S. National Technical Information Service, Completion Report PB-277 801.
- 109 Frizzola, John A., et Joseph A. Baier. Contaminants in rainwater and their relation to water quality, Part II. *Water Sewage Works*, 122(9): 94-95.
- 114 Johnson, N.M., R.C. Reynolds, et G.E. Likens. 1972. Atmospheric sulfur: its effect on the chemical weathering of New England. *Science*, 177: 514-516.
- 115 Shaw, R.W., et D.M. Whelpdale. 1973. Sulphate deposition by precipitation into Lake Ontario. *Water, Air Soil Pollut.* 2: 125-128.
- 123 Askne, C., et C. Brosset. 1972. Determination of strong acid in precipitation, lake-water and air-borne matter. *Atmos. Environ.* 6: 695-696.

## Cote

- 5 Wright, Richard F., et Egil T. Gjessing. 1976. Acid precipitation: changes in the chemical composition of lakes. *Ambio*, 5(5-6): 219-223.
- 38a) Gorham, Eville, et Alan G. Gordon. 1960. The influence of smelter fumes upon the chemical composition of lake waters near Sudbury, Ontario, and upon surrounding vegetation. *Can. J. Botany*, 38: 477-487.
- 38d) Beamish, R.J., et J.C. Van Loon. 1977. Precipitation loading of acid and heavy metals to a small acid lake near Sudbury, Ontario. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(5): 649-658.
- 39b) Shiomi, M.T., et K.W. Kuntz. 1973. Great Lakes Precipitation Chemistry: Part 1. Lake Ontario Basin. 16th Conf. Great Lakes Res. 1973, Internat. Assoc. Great Lakes Res., pages 581-602.
- 52 Ministry of the Environment, Ontario. 1979. Determination of the Susceptibility to Acidification of Poorly Buffered Surface Water (1979). 21 pages.
- 66 Alghan, Badar K., et James F. Ryan. 1975. A modified procedure for the determination of nitrate in sediments and some natural waters. *Environ. Lett.* 9(1): 59-73.
- 70 Johnson, Noye M. 1979. Acid rain: neutralization within the Hubbard Brook ecosystem and regional implications. *Science*, 204(4392): 497-499.
- 71 Johannessen, M., et A. Henriksen. 1978. Chemistry of snow meltwater: changes in concentration during melting. *Water Resour. Res.* 14(4): 615-619.
- 72 Wright, Richard F., et Arne Henriksen. 1978. Chemistry of small Norwegian lakes, with special reference to acid precipitation. *Limnol. Oceanogr.* 23(3): 487-498.
- 76 Henriksen, A., et R.F. Wright. 1978. Concentrations of heavy metals in small Norwegian lakes. *Water Res.* 12(2): 101-112.
- 86 Watt, W.D., D. Scott, et S. Roy. 1979. Acidification and other chemical changes in Halifax County lakes after 21 years. *Limnol. Oceanogr.* 24(6): 1154-1161.
- 96 Armstrong, F.A.J., et D.P. Scott. 1972. Decrease in mercury content of fishes in Ball Lake, Ontario, since imposition of controls of mercury discharges. *J. Fish. Res. Board Can.* 36(6): 670-672.
- 108 Schofield, Carl L. 1977. Acid Snow – Melt Effects on Water Quality and Fish Survival in the Adirondack Mountains of New York State. U.S. National Technical Information Service, Completion Report, PB-277 801.
- 109 Frizzola, John A., et Joseph A. Baier. 1975. Contaminants in rainwater and their relation to water quality, Part II. *Water Sewage Works*, 122(9): 94-95.
- 112 Almer, B., W. Dickson, C. Ekstrom, E. Hornstrom, et U. Miller. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio*, 3(1): 30-36.
- 122 Gorham, Eville. 1957. The chemical composition of lake waters in Halifax County, Nova Scotia. *Limnol. Oceanogr.* 2: 12-21.
- 139 Conroy, N., et W. Keller. 1976. Geological factors affecting biological activity in Precambrian Shield lakes. *Can. Mineral.* 14: 62-72.
- 140 Ryder, R.A. 1964. Chemical characteristics of Ontario lakes as related to glacial history. *Trans. Am. Fish. Soc.* 93: 260-268.
- 151 Braekke, Finn. H. (éd.) 1976. Impact of Acid Precipitation on Forest and Freshwater Ecosystems in Norway. SNSF project, Research Report 6/76, NISK, Norwegian Forest Research Institute, Oslo, 111 pp.

Eau—Poisson

Cote

- 9 Schofield, Carl L. 1976. Acid precipitation: effects on fish. *Ambio*, 5(5-6): 228-230.
- 10 Hendrey, George R., Kjeel Baalsrud, Tor S. Traaen, Morten Laake, et Gunnar Raddum. 1976. Acid precipitation: some hydrobiological changes. *Ambio*, 5(5-6): 224-227.
- 38b) Beamish, Richard J., et Harold H. Harvey. 1972. Acidification of the La Cloche Mountain Lakes, Ontario, and resulting fish mortalities. *J. Fish. Res. Board Can.* 29(8): 1131-1143.
- 38c) Beamish, Richard J. 1976. Acidification of lakes in Canada by acid precipitation and the resulting effects on fishes. *Water, Air Soil Pollut.* 6: 501-514.
- 79 Overrein, Lars N. 1976. A presentation of the Norwegian project "Acid Precipitation — Effects on Forest and Fish". *Water, Air Soil Pollut.* 6(2-4): 167-172.
- 88 Hagen, Arne, et Arnfinn Langeland. 1973. Polluted snow in southern Norway and the effect of the meltwater on freshwater and aquatic organisms. *Environ. Pollut.* 5: 45-57.
- 90 Beamish, Richard J. 1972. Lethal pH for the white sucker *Catostomus Commersoni* (Lacépède), *Trans. Am. Fish. Soc.*, 101(2): 335-358.
- 96 Armstrong, F.A.J., et D.P. Scott. 1972. Decrease in mercury content of fishes in Ball Lake, Ontario, since imposition of controls on mercury discharges, *J. Fish. Res. Board Can.* 36(6): 670-672.
- 108 Schofield, Carl L. 1977. Acid Snow — Melt Effects on Water Quality and Fish Survival in the Adirondack Mountains of New York State. U.S. National Technical Information Service, Completion Report PB-277 801.
- 111 Beamish, R.J., W.L. Lockhart, J.C. Van Loon, et H.H. Harvey. 1975. Long-term acidification of a lake and resulting effects on fishes. *Ambio*, 4(2): 98-102.
- 112 Almer, B., W. Dickson, C. Ekstrom, E. Hornstrom, et U. Miller. 1974. Effects of acidification of Swedish lakes. *Ambio*, 3(1): 30-36.
- 113 Jensen, K.W., et E. Snekvik. 1972. Low pH levels wipe out salmon and trout populations in southernmost Norway. *Ambio*, 1(6): 223-225.
- 121 Packer, R.K., et W.A. Dunson. 1972. Anoxia and sodium loss associated with the death of brook trout at low pH. *Comp. Biochem. Physiol.* 41A: 17-26.
- 130 McKim, J.M., G.M. Cristensen, J.H. Tucker, et M.J. Lewis. 1973. Effects of pollution on freshwater fish. *Water Pollut. Control. Fed. J.* 45(6): 1370-1407.
- 131 Harvey, Harold H. 1975. Fish populations in a large group of acid-stressed lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 2406-2417.
- 132 European Inland Fisheries Advisory Commission. 1969. Water quality criteria for European freshwater fish — extreme pH values and inland fisheries. *Water Res.* 3: 593-611.
- 137 Ryder, R.A., S.R. Keer, K.H. Loftus, et H.A. Regier. 1974. The morphoedaphic index, a fish yield estimator — review and evaluation. *J. Fish. Res. Board Can.* 31(5): 663-688.
- 138 Nakashima, B.S., D. Gascon, et W.C. Leggett. 1977. Species diversity of littoral zone fishes along a phosphorus — production gradient in Lake Memphremagog, Quebec — Vermont. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 167-170.
- 143 Grøterud, Olav. 1972. Zooplankton and fish in relation to acid melt water and anaerobic deep water in a lake. *Vatten*, 4: 329-332.
- 145 Lloyd, R., et Dorothy H.M. Jordan. 1964. Some factors affecting the resistance of rainbow trout (*Salmo gairdnerii* Richardson) to acid waters. *Air Water Pollut.* 8: 393-403.
- 146 Dunson, William A., et Ronald R. Martin. 1973. Survival of brook trout in a bog-derived acidity gradient. *Ecology*, 54(6): 1370-1376.

**Eau—Poisson (suite)**

**Cote**

- 150 Doudoroff, Peter, et Max Katz. 1950. Critical review of literature on the toxicity of industrial wastes and their components to fish. *Sewage Ind. Wastes*, 22(11): 1432-1458.
- 151 Braekke, Finn. H. (éd.) 1976. Impact of Acid Precipitation on Forest and Freshwater Ecosystems in Norway. SNSF project, Research Report 6/76, NISK, Norwegian Forest Research Institute, Oslo, 111 pp.

Eau—Plancton—Invertébrés

Cote

- 88 Hagen, Arne, et Arnfinn Langeland. 1973. Polluted snow in southern Norway and the effect of the meltwater on freshwater and aquatic organisms. *Environ. Pollut.* 5: 45-57.
- 89 Biesinger, Kenneth E., et Glenn M. Christensen. 1972. Effects of various metals on survival, growth, reproduction, and metabolism of *Daphnia magna*. *J. Fish. Res. Board Can.* 29(12): 1691-1700.
- 92 Griffiths, David. 1973. The structure of an acid moorland pond community. *J. Animal Ecol.* 1973a, 42: 263-284.
- 93 Griffiths, David. 1973. The food of animals in an acid moorland pond. *J. Animal Ecol.* 1973b, 42: 285-294.
- 94 Ökland, Jan. 1969b. Distribution and ecology of the fresh-water snails (Gastropoda) of Norway. *Malacologia*, 9: 143-151.
- 95 Davis, P., et G.W. Ozburn. 1969. The pH tolerance of *Daphnia pulex* (Leydig, Emend, Richard). *Can. J. Zool.* 47: 1173-1175.
- 112 Almer, B., W. Dickson, C. Ekstrom, E. Hornstrom, et U. Miller. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio*, 3(1): 30-36.
- 118 Harrison, A.D. 1958. The effects of sulphuric acid pollution on the biology of streams in the Transvaal, South Africa. *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 13: 603-610.
- 119 Costa, H.H. 1966. Responses of *Gammarus pulex* (L.) to modified environment. I. Reactions to toxic solutions. *Crustaceana*, 11: 245-256.
- 120 Costa, H.H. 1967. Responses of *Gammarus pulex* (L.) to modified environment. II. Reactions to abnormal hydrogen ion concentrations. *Crustaceana*, 13: 1-10.
- 124 Thornton, K., et J. Wilhm. 1974. The effects of pH, phenol and sodium chloride on survival and caloric, lipid, and nitrogen content of a laboratory population of *Chironomus attenuatus* (Walk). *Hydrobiologia*, 45(2-3): 261-280.
- 135 Kreeker, Frederick H. 1939. A comparative study of the animal population of certain submerged aquatic plants. *Ecology*, 20(4): 553-562.
- 138 Nakashima, B.S., D. Gascon, et W.C. Leggett. 1977. Species diversity of littoral zone fishes along a phosphorus-production gradient in Lake Memphremagog, Quebec-Vermont. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 167-170.
- 142 Korinkova, Jaroslava. 1971. Sampling and distribution of animals in submerged vegetation. *Vestn. Cesk. Spol. Zool.* 35: 209-221.
- 143 Grøterud, Olav. 1972. Zooplankton and fish in relation to acid melt water and anaerobic deep water in a lake. *Vatten*, 4: 329-332.
- 144 Bell, Henry L., et Alan V. Nebeker. 1969. Preliminary studies on the tolerance of aquatic insects to low pH. *J. Kansas Entomol. Soc.* 42(2): 230-236.
- 149 Yan, Normand David, et Pamela Stokes. 1978. Phytoplankton of an acidic lake, and its responses to experimental alterations of pH. *Environ. Conservation*, 5(2): 93-100.
- 151 Braekke, Finn. H. (éd.) 1976. Impact of Acid Precipitation on Forest and Freshwater Ecosystems in Norway. SNSF project, Research Report 6/76, NISK, Norwegian Forest Research Institute, Oslo, 111 pp.

## Faune—Général

### Cote

- 28 Newman, James R. 1979. Effects of industrial air pollution on wildlife. *Biol. Conserv.* 1979, pages 181-190.
- 77 Pouch, F. Harvey, et Richard E. Wilson. 1977. Acid precipitation and reproduction success of *Ambystoma* salamanders. *Water, Air Soil Pollut.* 7(3): 307-316.

## Sols et végétation

### Cote

- 4 Galloway, James N., et Ellis B. Cowling. 1978. The effects of precipitation on aquatic and terrestrial ecosystems: a proposed precipitation chemistry network. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 28(3): 229-235.
- 10 Hendrey, George R., Kjeel Baalsrud, Tor S. Traaen, Morten Laake, et Gunnar Raddum. 1976. Acid precipitation: some hydrobiological changes. *Ambio*, 5(5-6): 224-227.
- 11 Tamm, Carl Olof. 1976. Acid precipitation: biological effects in soil and on forest vegetation. *Ambio*, 5(5-6): 235-238.
- 12 Malmer, Nils. 1976. Acid precipitation: chemical changes in the soil. *Ambio*, 5(5-6): 231-234.
- 13 Knabe, Wilhelm. 1976. Effects of sulfur dioxide on terrestrial vegetation. *Ambio*, 5(5-6): 213-218.
- 18 Wiklander, Lambert. Leaching and Acidification of Soils. Pages 5-7.
- 79 Overrein, Lars N. 1976. A presentation of the Norwegian project "Acid Precipitation - Effects on Forest and Fish". *Water, Air Soil Pollut.* 6(2-4): 167-172.
- 91 Whittaker, R.H., F.H. Bormann, G.E. Likens, et T.G. Siccama. 1974. The Hubbard Brook ecosystem study: forest biomass and production. *Ecol. Monogr.* 44(2): 233-252.
- 92 Griffiths, David. 1973. The structure of an acid moorland pond community. *J. Animal Ecol.* 1973a, 42: 263-284.
- 93 Griffiths, David. 1973. The food of animals in an acid moorland pond. *J. Animal Ecol.* 1973b, 42: 285-294.
- 110 Hutchinson, T.C., et L.M. Whitby. 1977. The effects of acid rainfall and heavy metal particulates on a boreal forest ecosystem near the Sudbury smelting region of Canada. *Water, Air Soil Pollut.* 7(4): 421-438.
- 133 Owens, M., M.A. Learner, et P.J. Maris. 1967. Determination of the biomass of aquatic plants using an optical method. *J. Ecol.* 55: 671-676.
- 134 Misra, R.D. 1938. Edaphic factors in the distribution of aquatic plants in the English lakes. *J. Ecol.* 26: 411-451.
- 136 Gilbert, O.L. 1970. Further studies on the effect of sulphur dioxide on lichens and bryophytes. *New Phytol.* 69: 605-627.
- 139 Conroy, N., et W. Keller. 1976. Geological factors affecting biological activity in Precambrian Shield lakes. *Can. Mineral.* 14: 62-72.
- 141 Krause, G.H.M., et H. Kaiser. 1977. Plant response to heavy metals and sulphur dioxide. *Environ. Pollut.* 12: 63-71.
- 148 Mandl, Richard H., Leonard H. Weinstein, et Monica Keveny. 1975. Effects of hydrogen fluoride and sulphur dioxide alone and in combination on several species of plants. *Environ. Pollut.* 9: 133-143.
- 151 Braekke, Finn. H. (éd.) 1976. Impact of Acid Precipitation on Forest and Freshwater Ecosystems in Norway. SNSF project, Research Report 6/76, NISK, Norwegian Forest Research Institute, Oslo, 111 pp.

## Données générales

### Cote

- 19 Environnement Canada, Service de l'environnement atmosphérique. Sommaire des données du CANSAP.
- 27 Liste des lacs du Service Qualité des eaux. Ministère des Richesses naturelles, Québec.
- 33 Anonyme. 1978. Étude limnologique et ichtyologique, Parc national Forillon, janvier 1978. 94 pages.
- 34 Ward, J.C. 1975. Aquatic Resources Surveys, 1973 and 1974, La Mauricie National Park. Service canadien de la faune, Environnement Canada, 354 pages.
- 35 Bourassa, Jean-P., Antoine Aubin, et Estelle Lacoursière. 1972. Étude limnologique des lacs de la partie sud du parc national de la Mauricie, Québec. Université du Québec à Trois-Rivières et Service canadien de la faune, avril 1972, 235 pages.
- 42 Dadswell, M.J. 1972. Preliminary Limnological Survey of La Mauricie National Park. Rapport pour le Service canadien de la faune, Ministère de l'Environnement.
- 43 Vigneault, Yvan, Pierre Larochelle, et Gilles Robitaille. 1979. Diapositives concernant la visite du Parc national de la Mauricie en juillet 1979.
- 46 Section de Conservation des ressources naturelles, Parcs Canada. 1978. Morphométrie et physico-chimie des lacs, méthodologie. 14 pages.
- 47 Gauthier, P. 1973. Inventaire limnologique dans le parc national de la Mauricie 1973. Service de Conservation, Parcs Canada.
- 49 Compilation de données physico-chimiques pour les régions hydrographiques du Québec.
- 50 Traitement de données concernant les paramètres physico-chimiques. Moyennes concentrations en ions H<sup>+</sup>.
- 51 Listing du Service Qualité des eaux.
- 68 Kelly, William E. 1976. Representing Stream Aquifer Interaction in Advances in Groundwater Hydrology. American Water Resources Association. Sept. 1976, pages 262-270.
- 69 Hall, Francis R. Sept. 1976. Relationships Between Small Water Bodies and Groundwater in Advances in Groundwater Hydrology. American Water Resources Association, pages 248-261.
- 98 Morency, Robert. 1977. Études morphométriques de 16 lacs, Parc national de la Mauricie. Parcs Canada, Service de la Conservation des ressources naturelles, Shawinigan, 91 pages.
- 99 Deziel, Paul, et Yvan Lafleur. 1975. Étude de la neige au sol, hiver 1974-75, Rapport d'étape. Parcs Canada, Service de la Conservation des ressources naturelles, Parc national de la Mauricie, 28 pages.
- 100 Bordeleau, D., P. Gauthier, et Y. Lafleur. 1977. Inventaire ichtyologique 1974-77. Parcs Canada, Service de la Conservation des ressources naturelles, Parc national de la Mauricie, 136 pages.
- 101 Deziel, Paul. 1977. Étude de la neige au sol, hiver 1976-77, Rapport d'étape. Parcs Canada, Service de la Conservation des ressources naturelles, Parc national de la Mauricie, 16 pages.
- 102 Deziel, Paul. 1976. Étude de la neige au sol, hiver 1975-76. Parcs Canada, Service de la Conservation des ressources naturelles, Parc national de la Mauricie. Rapport d'étape, 23 pages.
- 103 Parcs Canada, Service de la Conservation des ressources naturelles, Parc national de la Mauricie. 1976. Étude sur l'épandage de chlorure de calcium sur la route panoramique secteur Saint-Mathieu. 20 pages.
- 104 Gelinas, René. 1976. Gestion de la pêche sportive, Rapport annuel des activités, 1976. Parcs Canada, Service de la Conservation des ressources naturelles, Parc national de la Mauricie, 205 pages.

### Données générales (suite)

#### Cote

- 105 Lafleur, Yvan, et Jacques Lafrance. 1974. Recensement de pêche 1974. Parcs Canada, Service de la Conservation des ressources naturelles, Parc national de la Mauricie, 85 pages.
- 106 Gelin, René, et Thierry Bouin. 1978. Gestion de la pêche sportive, Rapport annuel des activités 1977. Parcs Canada, Service de la Conservation des ressources naturelles, Parc national de la Mauricie, 151 pages.
- 107 Bouin, Thierry. 1978. Gestion de pêche sportive, Rapport annuel des activités 1978. Parcs Canada, Service de la Conservation des ressources naturelles, Parc national de la Mauricie, 161 pages.
- 125 Woo, Ming-Ko. 1979. Report on Hydrology of Small, Nival Regime Basins in the High Arctic. McMaster University, Hamilton, Ontario. 46 pages.
- 126 Woo, Ming-Ko. 1979. Hydrology of a Small Lake in Arctic Canada. McMaster University, Hamilton, Ontario; Proceedings, 30th Alaska Science Conference, September 19-21, 1979, Fairbanks, Alaska. p. 142.
- 127 Marsh, Philip, et Ming-Ko Woo. 1979. Annual Water Balance of Small High Arctic Basins. Compte rendu du colloque canadien d'hydrologie: 79, l'Hydrologie des climats froids, pp. 536-546; McMaster University, Hamilton, Ontario.
- 128 Woo, Ming-Ko, et Peter Steer. 1979. Measurement of trace rainfall at a high Arctic site. Arctic, 32(1): 80-84.
- 129 Steer, Peter J. 1979. Water Balance of a Small Lake in the High Arctic. B.A. thesis, McMaster University, Hamilton, Ontario. 94 pages.

## Bibliographies

### Cote

- 29a) SNSF Project. February 1978. Annotated Bibliography 1974-1977. Acid Precipitation – Effects on Forest and Fish. 39 pages.
- 29b) SNSF Project. Annotated Bibliography Supplement Acid Precipitation – Effects on Forest and Fish. 13 pages.
- 30 Wright, Richard F. Acid Precipitation and its Effects on Freshwater Ecosystems: an Annotated Bibliography. SNSF Project, pages 619-678.
- 67 Bureau d'Étude sur les substances toxiques, Ministère de l'Environnement, Québec. Liste des documents disponibles au B.E.S.T. Précipitations acides.
- 74 Eisler, Ronald. 1973. Annotated Bibliography on Biological Effects of Metals in Aquatic Environments (No. 1-567) February 1973. National Marine Water Quality Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, EPA-R3-73-007, West Kingston, Rhode Island, 287 pages.
- 83 Fowle, C. David, et Ralph K. Baehre. 1979. A Bibliography on Acid Rain Prepared for the Action Seminar on Acid Precipitation (ASAP). Toronto. 27 pages.

**(B) LISTE DES LIVRES DISPONIBLES À LA BIBLIOTHÈQUE DU SERVICE CANADIEN  
DE LA FAUNE ET DE LA DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES**

- Conseil national de recherches, Canada Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality. 1977. Sulphur and its Inorganic Derivatives in the Canadian Environment. Ottawa 1977, Rapport NRCC n° 15015, 426 pages.
- Dvorak, A.J., B.G. Lewis, et coll. 1978. Impacts of Coal-Fired Power Plants on Fish, Wildlife, and Their Habitats. FWS/OBS-78/29, Argonne National Laboratory, Illinois, *préparée pour* Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. Office of Biological Service, 261 pages.
- Nriagu, Jérôme O. (éd.) et coll. 1978. Sulphur in the Environment Part 1: The Atmospheric Cycle. New York, 464 pages.
- Nriagu, Jérôme O. (éd.) et coll. 1978. Sulphur in the Environment Part II: Ecological Impacts, New York, 432 pages.
- Rennie, P.J. 1978. Notes on EPRI/CERL Workshop on Effects of Acid Precipitation. Service canadien de la faune, Environnement Canada, 239 pages.

Environment Canada Library, Burlington



3 9055 1017 2986 0