

Possibilités écotoxicologiques des précipitations acides pour le saumon dans 4 rivières à la Côte Nord du fleuve Saint-Laurent

R. Van Coillie¹

D. Brouard²

M. Lachance²

Y. Vigneault³

Mots-clés : écotoxicologie, précipitations acides, *Salmo salar*.

Les précipitations acides régionales (pH moyens des pluies et neiges au sol : 4,1 et 4,6) entraînent les phénomènes suivants dans les eaux oligotrophes des 4 rivières étudiées : (1) déficit d'alcalinité, laquelle déjà faible devient insuffisante pour neutraliser les apports d'acidité ; (2) amplification des concentrations d'aluminium suite à un lessivage acide des aluminosilicates du boucher canadien ; (3) augmentation parallèle des teneurs en fer, manganèse et cuivre. Ces 3 phénomènes sont surtout prononcés à la fonte printanière des neiges. A cette période, le pH descend quelque peu sous 6,0 aux têtes du bassin, la concentration d'aluminium s'accroît d'amont à aval jusqu'à atteindre 355 $\mu\text{g Al/L}$ en moyenne (maximum : 894 $\mu\text{g/L}$) et, similairement, celles du fer, manganèse et cuivre s'élèvent jusqu'à 317 $\mu\text{g Fe/L}$, 16 $\mu\text{g Mn/L}$ et 11 $\mu\text{g Cu/L}$ en moyenne (maxima respectifs : 376 $\mu\text{g/L}$, 31 $\mu\text{g/L}$, 27 $\mu\text{g/L}$). A ce moment, le saumon local est au début du stade alevin, lequel s'avère particulièrement sensible. Les risques écotoxicologiques des 3 phénomènes précités sont dès lors examinés pour *Salmo salar* au commencement de son développement. Actuellement, l'aluminium et le cuivre représentent un danger écotoxicologique pour le saumon dans ces rivières : si les précipitations acides persistent, un pH plus bas (5,5 à 6,0) et le fer deviendront deux autres facteurs dangereux qui s'ajouteront. Bref, le développement de *Salmo salar* risque d'être progressivement menacé dans ces rivières en cours d'acidification.

Ecotoxicological possibilities of acid precipitations for salmon in 4 rivers draining the north coast of the St. Lawrence river

Keywords : ecotoxicology, acid precipitations, *Salmo salar*.

Regional acid precipitations (average pH of rain and snow on the ground : 4,1 and 4,6) produce the following phenomena in the oligotrophic water of 4 rivers studied : (1) an alkalinity deficit, which already low becomes insufficient to neutralize added acidity ; (2) higher concentrations of aluminium following an acid leaching of the aluminosilicates in the canadian shield ; (3) a similar increase in levels of iron, manganese and copper. These 3 phenomena are most evident during the spring snow melt. At this time pH levels fall slightly below 6,0 at the heads of the basin, the concentration of aluminium increases from upstream to downstream attaining an average of 355 $\mu\text{g Al/L}$ (maximum : 894 $\mu\text{g/L}$) and, similarly, levels of iron, manganese and copper rise to 317 $\mu\text{g Fe/L}$, 16 $\mu\text{g Mn/L}$ and 11 $\mu\text{g Cu/L}$ on the average (respective maxima : 376 $\mu\text{g/L}$, 31 $\mu\text{g/L}$, 27 $\mu\text{g/L}$). At this time salmon are in the early alevin stages of their development, a very sensitive time in the life of the fish. The ecotoxicological risks of the 3 afore-mentioned phenomena are therefore examined for *Salmo salar* in the early stages of its development. At present, both aluminium and copper present an ecotoxicological danger for salmon in these rivers : if acid precipitations continue, a lower pH (5,5 to 6,0) and iron will also become hazardous. Briefly, the development of *Salmo salar* in these rivers becomes increasingly threatened through progressive acidification of the water.

1. — Introduction

Les rivières de la Côte Nord du fleuve Saint-Laurent en aval de la Malbaie restent réputées pour le saumon. Parmi celles-ci, *Salmo salar* continue à utiliser les rivières Petit Saguenay et Sainte-Marguerite et, du moins en deçà de ses chutes

1. Conseil de la Science et de la Technologie, conseil exécutif du gouvernement du Québec, 1275 Boulevard Charest, Québec, G1nac4, Canada.

2. Institut National de la Recherche Scientifique, Université du Québec, 2700 rue Einstein, Sainte-Foy, Québec, G1V 4C7, Canada.

3. Pêches et Océans Canada, Direction de la recherche, 901 Cap Diamant, C.P. 1550, Québec, Canada.

situées à 3 km en amont du lac aux Brochets, la rivière des Petits Escoumins (Carter 1968). Il se retrouve aussi dans la rivière des Escoumins où, malgré une exploitation forestière du bassin versant et un flottage de bois depuis 1937, l'aménagement de deux passes migratoires à l'embouchure en 1965-1966 et l'ensemencement d'au moins 150 000 alevins et 23 000 saumoneaux depuis 1961 par le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec favorisent une ré-implantation de l'espèce (Hovington & al. 1978).

Dans ces rivières, la survie de *Salmo salar* est actuellement protégée voire favorisée par des actions d'aménagements et de contrôles relativement efficaces. Toutefois, le saumon qu'on y trouve subit les effets induits par les précipitations acides qui se déposent dans la région (Altshuller & Mc Bean 1980).

Parmi ces effets, nous examinerons ceux qui peuvent influencer les étapes du cycle vital du saumon en eaux douces et nous évaluerons le risque qu'il soit affecté à long terme par les précipitations acides dans les quatre rivières.

2. — Effets physico-chimiques des précipitations acides dans les quatre rivières

Afin de préciser ces effets, un échantillonnage a été fait durant l'hiver, le printemps et l'automne 1981 à 5 stations dont la localisation est présentée sur la figure 1.

Le choix des stations fut dicté selon leur potentiel comme site propice à la reproduction du saumon. La méthode d'évaluation de ces sites fut basée principalement sur une caractérisation par photo-interprétation des tronçons de rivières pour leur morphologie du cours, leurs faciès d'écoulement et la granulométrie des matériaux constituant leur lit. Ceci a conduit à la classification des tronçons et au choix de ceux représentant le meilleur potentiel de frai. Pour chacune des rivières, une seule station fut retenue dans ces cours d'eau ; la rivière des Escoumins fait cependant exception puisqu'une seconde station, située à proximité de son embouchure, fut ajoutée afin d'estimer la variation amont-aval de la composition physico-chimique de ses eaux. A ces stations, les superficies des bassins sont les suivantes :

- PS₁ : 286 km² du bassin du Petit Saguenay, soit 35 %
 SM₁ : 818 km² du bassin de la Sainte-Marguerite, soit 81 %
 ES₁ : 359 km² du bassin des Escoumins, soit 45 %
 ES₂ : 789 km² du bassin des Escoumins, soit 99 %
 PE₁ : 108 km² du bassin des Petits Escoumins, soit 78 %.

Les modalités de l'échantillonnage, les mesures et méthodes analytiques adoptées (APHA & al. 1980) ainsi que les résultats bruts acquis sont détaillés dans 2 ouvrages antérieurs (Brouard & al 1981 et 1982. Ces résultats ont été regroupés par saison et par station ; hormis ceux de la neige et de la pluie, ils ont été pondérés en fonction du débit selon l'équation suivante :

$$\bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^n X_i Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} \quad \text{où } \bar{X} : \text{concentration moyenne}$$

X_i : concentration au jour i
 Q_i : débit au jour i
 n : nombre d'échantillons recueillis par station

Le Tableau I présente les moyennes obtenues par paramètre, saison et station pour les eaux de surface des 4 rivières. Pour certains paramètres, il y a des variations amont-aval très nettes : celles-ci sont illustrées au tableau II.

Tableau II. — Variations amont-aval pour certains paramètres physico-chimiques à la rivière des Escoumins durant les trois saisons échantillonnées (1981)

PARAMÈTRES	STATION ES ₁	STATION ES ₂
	(amont) 45 % du bassin	(aval) 99 % du bassin
Alcalinité	72	117
Ions H ⁺	0,269	0,164
Al	114	197
Fe	144	230
Cu	3	6

L'étude physico-chimique a notamment permis d'explicitier les points suivants (Van Coillie & al 1982 a).

1) L'acidité des pluies (pH : 3,8 à 4,6 avec moyenne à 4,1) et des neiges (pH : 4,4 à 4,9 avec moyenne à 4,6 au sol) occasionne un apport excessif d'ions H⁺ dans les 4 rivières mais l'alcalinité de celles-ci, bien qu'elle soit basse (≤ 200 μéq/L, indication normative

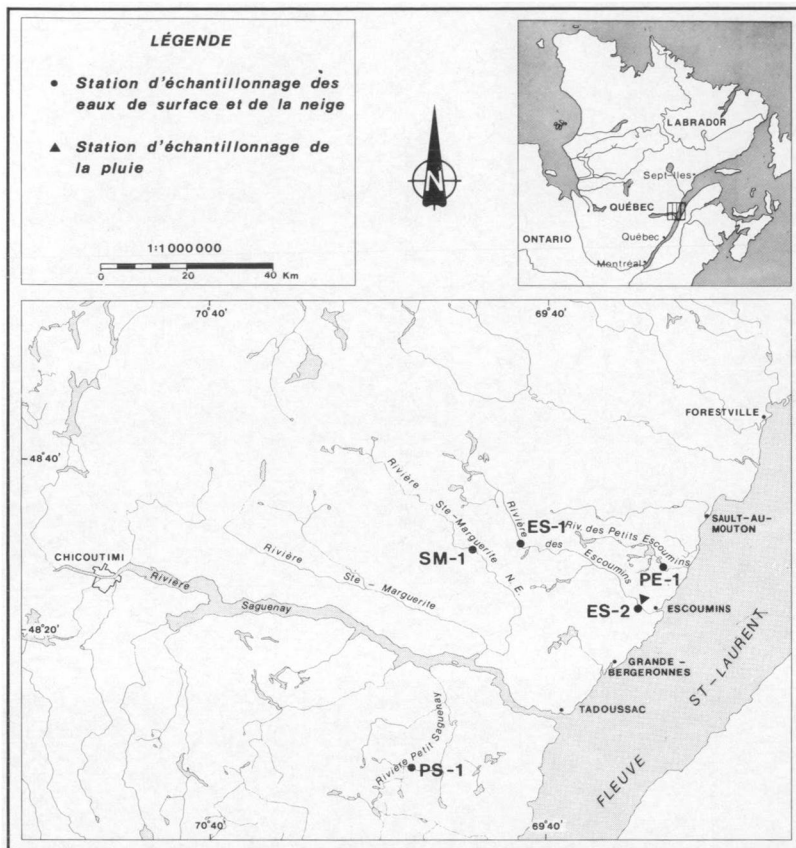


Fig. 1. Situation des rivières et des stations étudiées.

Tableau 1. — Valeurs moyennes pondérées par le débit pour les paramètres physico-chimiques des eaux de quatre rivières à saumons à la Côte Nord du Saint-Laurent (1981)

Paramètres	Saisons	Rivières				
		Petit Saguenay Station PS-1	Ste-Marguerite Station SM-1	Petits Escoumins Station PE-1	Escoumins Station ES-1	Escoumins Station ES-2
Hydrogène	H*	0,132 (6,9)**	0,188 (6,7)	0,214 (6,7)	0,370 (6,4)	0,177 (6,8)
H ⁺ , µéq/L	P*	0,121 (6,9)	0,405 (6,4)	0,236 (6,6)	0,223 (6,7)	0,249 (6,6)
	E*	0,075 (7,0)	0,277 (6,6)	0,143 (6,8)	0,215 (6,7)	0,156 (6,8)
Alcalinité	H	156	102	168	89	142
(CaCO ₃ , µéq/L)	P	136	52	117	82	96
	E	149	30	107	45	114
Nitrates	H	44	46	24	49	35
(NO ₃ ⁻ , µéq/L)	P	29	53	18	37	40
	E	20	22	11	24	18
Sulfates	H	132	114	123	109	129
(SO ₄ , µéq/L)	P	85	80	74	63	66
	E	78	38	34	42	65
Ammonium	H	2	2	1	2	1
(NH ₄ ⁺ , µéq/L)	P	1	1	1	2	3
	E	3	4	8	4	3
Chlorures	H	18	23	26	25	29
(Cl ⁻ , µéq/L)	P	13	14	34	13	20
	E	12	12	28	17	15
Calcium	H	217	125	181	124	161
(Ca ²⁺ , µéq/L)	P	180	145	164	114	148
	E	222	114	130	113	147
Magnésium	H	59	57	62	61	70
(Mg ²⁺ , µéq/L)	P	47	56	51	51	62
	E	106	66	127	83	86
Sodium	H	63	62	100	67	83
(Na ⁺ , µéq/L)	P	39	44	56	40	59
	E	37	44	104	56	60
Potassium	H	15	15	22	19	18
(K ⁺ , µéq/L)	P	6	10	14	10	12
	E	22	18	25	22	22
Aluminium	H	49	56	92	41	68
(Al, µg/L)	P	90	138	161	124	355
	E	117	165	162	176	168
Fer	H	82	66	118	113	175
(Fe, µg/L)	P	130	140	208	231	317
	E	72	99	167	89	194
Manganèse	H	2,2	3,5	7,9	5,6	4,3
(Mn, µg/L)	P	4,5	10,2	9,0	11,8	16,5
	E	7,0	7,8	7,9	13,6	10,5
Cuivre	H	1,0	1,0	1,1	1,0	1,1
(Cu, µg/L)	P	7,0	3,4	10,2	2,7	10,6
	E	1,8	9,3	8,4	6,1	3,2
Zinc	H	13,6	15,0	16,6	30,8	14,6
(Zn, µg/L)	P	7,1	6,7	7,5	6,5	6,3
	E	1,8	4,7	27,9	3,0	3,1
Mercur	H	0,7	1,3	1,5	1,2	1,3
(Hg, µg/L)	P	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
	E	0,1	0,1	0,2	0,2	0,4
Cadmium	H	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1
(Cd, µg/L)	P	0,1	0,2	0,3	0,3	0,1
	E	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Conductivité	H	32	27	32	22	26
(S/cm)	P	27	20	25	20	21
	E	28	17	22	24	24

Nickel et Plomb : teneurs généralement marginales avec les seuils de détection

* Nombre d'échantillons : Hiver (H) : $\begin{cases} N = 3 \\ \text{Printemps (P)} : N = 7 \text{ (13 pour ES-2)} \\ \text{Été (E)} : N = 3 \end{cases}$

** Valeurs de pH

*** Échantillons filtrés ($\leq 0,45 \mu m$)

citée par Altschuler et Mc Bean), neutralise en grande partie cet apport de telle sorte qu'on n'y décele pas une chute importante des pH (6,4 à 7,0 avec moyenne à 6,7). Toutefois, en montant vers la tête des bassins, on s'aperçoit que l'alcalinité devient encore plus faible (tableau II), ce qui rend les eaux plus sensibles aux précipitations acides. Par exemple, à 60 km de son embouchure (site nettement en amont de ES₁), la rivière des Escoumins a une alcalinité réduite à 32 μ éq/L et un pH abaissé à 5,9 (Brouard & Lachance, 1982). En fait, malgré que leur pH se révèle peu acide, les 4 rivières font partie de celles qu'on évalue comme étant en cours d'acidification si l'on considère, d'une part, leur teneur élevée en sulfates ($\geq 60 \mu$ éq/L, valeur en deçà de laquelle se situent généralement les concentrations de sulfates dans les eaux du bouclier canadien non affectées par les précipitations acides selon Harvey & al 1981) et, d'autre part, leur déficit en alcalinité qui peut être évalué par la teneur en $\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++} - \text{HCO}_3^{+-}$ (Dillon & al 1980, Harvey & al 1981).

2) Les concentrations en aluminium apparaissent très hautes dans les eaux étudiées par rapport à celles qui prévalent normalement dans les eaux naturelles (20 à 100 $\mu\text{g Al/L}$, d'après Schofield & Trojnar, 1980). Notons ici que ce métal de même que les autres métaux traces se retrouvent dans les eaux non seulement sous forme ionique mais aussi et parfois principalement sous forme particulaire et/ou associée avec des substances organiques (Alabaster & Lloyd 1980, Driscoll & al. 1980) : il convient dès lors d'exprimer leurs teneurs en $\mu\text{g/L}$ plutôt qu'en μ éq/L. Le surcroît constaté pour l'aluminium est vraisemblablement relié à des échanges entre des ions H^+ en excès dans les eaux acides de ruissellement et des aluminos-silicates du bouclier canadien granitique (Harvey & al 1981).

3) A moindre degré, il y a aussi un surcroît analogue dans plusieurs cas pour Fe, Mn et Cu dans les 4 rivières si l'on tient compte des concentrations normales pour ces métaux en eaux naturelles oligotrophes (200 $\mu\text{g Fe/L}$, 3 $\mu\text{g Mn/L}$ et 5 $\mu\text{g Cu/L}$ selon Alabaster & Lloyd 1980 ; Harvey & al 1981).

Ces effets physico-chimiques des précipitations acides risquent-ils de faire disparaître à long terme le saumon des 4 rivières ? Pour répondre à cette question, trois approches complémentaires peuvent être envisagées. En premier lieu, à partir des nombreuses informations disponibles à ce sujet dans la littérature scientifique pour les salmonidés de Scandinavie et d'autres régions affectées par les préci-

pitations acides, on considère s'il y a danger à long terme pour la survie régionale de *Salmo salar*. En second lieu, des bioessais aident à préciser les réponses de cette espèce à divers facteurs locaux interreliés tels que pH, alcalinité, aluminium et matière organique. Enfin, la vérification de ces réponses *in situ* et des études approfondies des saumons dans ces rivières permettent d'intégrer les deux autres approches. La suite de l'exposé traitera surtout de la première des 3 approches prédécrites, la seconde faisant l'objet d'études en cours (Thellen & Van Coillie 1982) et la troisième étant encore à l'état de projet.

3. — Facteurs alcalinité et pH

L'influence de ces 2 facteurs interreliés va être précisée aux différentes étapes successives du développement initial du saumon (parfois, on l'examinera aussi, à titre de comparaison, pour d'autres salmonidés), car c'est surtout lors de ce développement initial que le saumon s'avère sensible aux effets des précipitations acides (SNSF 1980).

Le frai du saumon s'effectue vraisemblablement au cours de la seconde quinzaine d'octobre dans les 4 rivières concernées. De fait, des biologistes du gouvernement du Québec (MLCP) ont recueilli, le 20 octobre 1981, des milliers d'œufs provenant de saumons dans une rivière de la région, à savoir la rivière du Gouffre. A la même période, à la rivière Mistassini près de Baie Comeau, des œufs de saumon ont été observés dans le gravier de plusieurs sites de frai que des géniteurs occupaient encore. Or, les rivières en cause dans le présent travail sont situées presque à mi-chemin, entre ces deux cours d'eau. Bien que l'automne n'ait pu être inclus dans les saisons couvertes par l'étude locale des effets physico-chimiques des pluies acides, la possibilité que celles-ci aient alors une influence sur le frai du saumon dans ces rivières doit être envisagée. Cette influence surviendrait surtout dans les parties supérieures des bassins où l'alcalinité devient trop faible à leur tête pour neutraliser complètement un apport excessif d'ions H^+ , tel que mentionné plus haut. Un pH voisin de 5,5 n'y est dès lors pas impossible. A ce pH, Menendez (1976) a constaté que la production et la fertilisation des œufs sont nettement réduites pour le salmonidé *Salvelinus fontinalis*. Ceci peut

être associé à plusieurs phénomènes complémentaires ressés ci-après.

- La protéosynthèse du vitellus devient plus faible en milieu acide chez les poissons ; par exemple, lorsque le pH ambiant se situe à 5,5 au lieu de 6,7 durant 20 jours, il y a une diminution de la vitellogenèse protéique qui entraîne une baisse de 85 % dans la formation des œufs matures à partir des oogonies chez *Jordanella floridae* (Ruby & al 1977).

- Les femelles ont également une insuffisance en calcium dans leur sérum pour la maturation des oocytes quand elle vivent en eaux acides, laquelle insuffisance est davantage reliée à l'acidité qu'à la teneur en Ca^{++} dans celles-ci ; signalons ici que le rapport sérique Ca femelle/Ca mâle des poissons descend de 2,0 en conditions normales (pH 6,7) à 1,4 en conditions modérément acides (pH 5,3) (Lockhart & Lutz 1977, Fromm 1980).

- Le dépôt des œufs peut aussi être considérablement inhibé (plus de 50 %) à des pH 5,5-6,0 chez les poissons ; par la suite, une pénétration excessive d'ions H^+ dans le liquide périvitellin entre l'ooplasme et la membrane des œufs affecte la survie et la fertilité de ceux-ci (Lee & Gerkind 1980, Harvey & al 1981).

Etant donné que, de manière générale, *Salmo salar* et *Salmo gairdneri* s'avèrent beaucoup moins tolérants aux pH acides que *Salvelinus fontinalis* et *Salmo trutta* parmi les salmonidés (Johansson & al 1977 ; Grande & al 1978) et que la plupart des espèces dans les autres familles (Harvey & al 1981), le saumon est sensible à des pH quelque peu plus élevés que ceux affectant la majorité des autres espèces. Dans ces conditions, compte tenu de ce qui précède, le frai du saumon commencerait à être inhibé à $\text{pH} \leq 6,0$.

Après le frai, l'incubation des œufs de saumon durerait environ quatre mois ; Battle (1944) mentionne 140 jours pour une température ambiante de 2° C et Carrick (1979) fait état d'une période moyenne de 115 jours dans une eau à 4° C. A la station de pisciculture de Tadoussac, qui se trouve à proximité des sites étudiés, les auges d'incubation sont alimentées par les eaux d'un ruisseau local et l'éclosion des œufs de saumon fertilisés à la seconde quinzaine d'octobre s'effectue au début mars. Cette donnée permet de penser que l'incubation des œufs de *Salmo salar* pourrait bien se terminer à la même époque dans les 4 rivières concernées. Considérons à présent la possibilité qu'un pH modérément acide

($\text{pH} \leq 6,0$) soit présent durant l'incubation des œufs de salmonidés à la tête de ces rivières. Les pH au-dessous desquels le développement et l'éclosion de ces œufs sont affectés, à une température de 4 à 5° C, varient selon les espèces. Ainsi, pour *Salmo salar* et *Salmo gairdneri*, on rapporte des pH de 5,0 à 5,5 (Bua & Snekvik 1972, Kwain, 1975, Johansson & al 1977) alors que, pour *Salvelinus fontinalis* et *Salmo trutta*, on fait mention d'un pH plus acide entre 4,5 et 5,0 (Bua & Snekvik, 1972, Menendez 1976). D'autres auteurs prétendent toutefois que les œufs de ces différentes espèces ne sont affectés qu'à des pH inférieurs à 4,5 (Carrick 1979 ; Grande & al. 1978). La sensibilité des œufs de saumon aux pH acides s'observe, selon Daye (1981), surtout pendant la période de la pré-organogénèse. Cette période qui se déroule avant le stade où les yeux de l'embryon deviennent perceptibles durerait environ 70 jours pour les saumons de la Côte Nord, si on se fie aux données provenant de la station de pisciculture de Tadoussac. Lors de cette pré-organogénèse, des eaux acides entraînent une acidose du liquide périvitellin, ce qui induit une corrosion de l'ectoderme embryonnaire (Daye & Garside 1980).

L'éclosion des œufs se révèle également une étape critique. De fait, l'enzyme d'éclosion, dite « chorio-nase », sécrétée par l'embryon dans le liquide périvitellin et destinée à digérer la capsule de l'œuf, a une activité réduite à 10 % chez le saumon, lorsque le pH du milieu et, subséquemment, celui du liquide périvitellin descendent à 5,2 ; ceci provient du fait que le pH d'activité optimale pour cette enzyme est équivalent à 8,0 (Peterson & al. 1980). Parallèlement, suite à des coagulations partielles, en milieu acide, la capsule chorio-naire devient plus opaque et plus difficile à hydrolyser. En pareil cas, de nombreux embryons ne parviennent à libérer que leur région caudale lors de l'éclosion tandis que leur tête et leur sac vitellin restent emprisonnés dans le chorion. A un pH de 5,0-5,5, le retard de l'éclosion qui s'ensuit est de 7 jours avec une mortalité de 30 % (Peterson & al. 1980). Les diverses données précédentes soutiennent que si le pH descend à 5,5 aux têtes des quatre rivières concernées, le développement et l'éclosion des œufs de saumon peuvent y être partiellement affectés. Une telle situation est particulièrement à considérer pour l'éclosion locale durant la première quinzaine de mars. En effet, le début du lessivage du manteau nival à cette période libre, avant les crues printanières, un surcroît d'ions H^+

et SO_4^{--} dans les eaux de surface de la région (Lachance & al 1982).

Dès la fin de l'éclosion, les alevins de saumon s'adaptent progressivement à une vie autonome tout en épuisant les réserves de leur sac vitellin. Pendant cette adaptation, la fonte des neiges et les pluies printanières peuvent occasionner, surtout à la tête des 4 rivières, une acidification modérée du milieu aquatique comme cela a été constaté ailleurs dans des eaux non tamponnées par une alcalinité élevée due au calcaire (Jones & Bisson 1980, SNSF 1980, Harvey & al 1981). Les alevins de salmonidés présents à l'amont des 4 rivières seraient alors affectés si les pH deviennent inférieurs à pH 5,0 - 5,5 selon des études faites en laboratoire et en pisciculture (Alabaster & Lloyd, 1980 ; Farmer & al, 1980, SNSF 1980, Nelson, 1982). L'étape la plus sensible correspond à la période où les alevins de saumon étant devenus avésiculés, par résorption de leur sac vitellin, développent une nutrition exogène, spécialement lors des troisième et quatrième semaines de cette nutrition durant lesquelles un pH voisin de 5,0 peut induire 38 % de mortalité (Farmer & al. 1980). Un pH proche de 5,0 ralentit aussi la croissance des alevins chez *Salmo salar* ; après quatre semaines, par exemple, celle-ci est réduite de 60 % en poids et de 20 % en longueur (Farmer & al. 1980). Des observations analogues ont été faites à pH 4,5-5,0 pour *Salmo trutta* (Leivestad & al. 1976) et pour *Salvelinus fontinalis* (Muniz & Leivestad 1979). Cependant, chez cette dernière espèce, il y a une variation de la sensibilité aux pH acides selon les souches étudiées. Ainsi, Menendez (1976) a constaté que la croissance et la survie des alevins d'omble de fontaine qu'il utilisait pour ses expériences étaient réduites à des pH de 5,5-6,5 tandis que des souches d'omble étudiées par Robinson & al (1976) résistaient à des pH de 4,5-5,5. En plus d'une croissance diminuée, un pH voisin de 5,0 induit également divers autres changements chez les alevins de salmonidés, entre autres une inhibition de la pigmentation (insuffisance de mélanine), une réduction de la calcification des structures ostéoides malgré une teneur normale de Ca^{++} dans le sérum et, enfin, un abaissement du rythme cardiaque (Daye 1981, Nelson 1982).

Le mécanisme par lequel les salmonidés sont affectés au stade alevin et aux stades ultérieurs par des excès d'ions H^+ perturbe plusieurs niveaux

physiologiques. Il y a d'abord les branchies et, à moindre degré, la peau qui sont modifiées par des pH 5,0 à 5,5 : leurs cellules épithéliales d'échange se détachent ou se nécrosent, leurs cellules à mucus sont en hypertrophie avec surproduction de mucus et des engorgements et/ou coagulations de mucus se développent en surface (Daye & Garside 1980). Simultanément, les processus d'osmorégulation à ces lieux d'échange sont désorganisés : suite à leur grande perméabilité aux ions H^+ , un influx anormalement élevé de ceux-ci survient au détriment de l'influx de Na^+ qui régresse, ce qui y occasionne un changement du potentiel électrochimique membranaire entraînant une perte sérum — milieu pour Na^+ (McWilliams & Patts, 1978, Fromm 1980). Il en résulte une baisse prononcée en Na^+ (hyponatriémie) et, secondairement, en Cl^- (hypochlorémie) dans le sérum (Muniz et Leivestad, 1979 ; SNSF, 1981). Quant à l'influx d'ions H^+ , il peut être neutralisé par le système tampon du sang selon la réaction suivante : $\text{H}^+ + \text{HCO}_3^- \rightarrow \text{H}_2\text{CO}_3 \rightarrow \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$; toutefois, en deça de pH 5,5 dans le milieu, cette neutralisation devient insuffisante et une acidémie sanguine ($\text{pH} \leq 6,9$) s'observe (Fromm, 1980 ; Hille, 1982). Suite à la libération accrue de CO_2 par le système tampon, la teneur de ce gaz tend à s'élever (hypercapnie) dans le sang : pour atténuer ce phénomène, le poisson accroît sa ventilation respiratoire branchiale en accélérant son rythme de battement operculaire (Janssen & Randall 1975, Neville 1979 a et b). Cette réaction lui permet aussi d'essayer de compenser la diminution d'entrée d' O_2 causée par l'altération des branchies mais, s'il y a acidémie sanguine, cette compensation a peu d'effet car la capacité de l'hémoglobine de transporter l'oxygène est réduite en conditions légèrement acides ; bref, malgré l'effort de ventilation, le poisson risque d'avoir une pénurie d'oxygène (hypoxie) dans le sang (Fromm 1980). Parallèlement à ces changements gazeux dans le système circulatoire, l'hyponatriémie et l'hypochlorémie prédécrites modifient les échanges osmotiques entre le sérum et les cellules : afin d'éviter un gonflement par appel d'eau, celles-ci libèrent des ions K^+ et des acides aminés, lequel appauvrissement cellulaire a notamment été constaté dans le myocarde qui s'amincit (Daye & Garside 1980, SNSF 1980). De plus, pour tenter de pallier l'hyponatriémie et l'hypochlorémie, le poisson accroît sa sécrétion d'hormones urophysaires (Chevalier 1982), abaisse celle des stéroïdes (Mudge &

al 1977) et augmente sa consommation d'oxygène au niveau des branchies en vue d'y amplifier les transports actifs ioniques (Rosseland 1980). Enfin, le dérèglement de l'osmorégulation et le déficit énergétique métabolique résultant des efforts faits en vue de compenser les effets causés par l'acidité occasionnent plusieurs autres modifications : excrétion réduite des ions et des déchets métaboliques dans les reins, empoisonnement progressif conséquent, activité cardiaque et coordination nerveuse affaiblies, etc... (Daye & Garside 1980).

Lorsque l'alevin de *Salmo salar* évolue en tacon et ensuite en saumoneau, tous ces différents phénomènes interreliés se poursuivent et s'amplifient en milieu acide (Daye 1981).

Finalement, à la fin de leur croissance en eau douce, la «moltification» représente le dernier processus physiologique important pour les jeunes saumons après quelques années peu avant leur descente vers la mer. Au cours de cette étape, les saumoneaux sont très fragiles et peu résistants. Il ne semble pas qu'ils soient affectés par des pH légèrement acides (pH 5,5 - 6,0) ; ils le deviendraient toutefois à des pH inférieurs (Saunders & al. 1980).

L'ensemble des données écotoxicologiques décrites pour le pH permet d'indiquer qu'un pH 4,5 - 5,0 peut être considéré comme un seuil pour la survie de *Salmo salar* mais qu'à long terme, un pH entre 5,0 et 6,0 est peu favorable au frai, au développement des œufs, à l'éclosion, à l'adaptation des alevins et à leur croissance ultérieure d'autant plus que les effets sont alors cumulatifs. De plus, il semble que le saumon ne puisse développer une résistance aux pH acides à ces différents stades, comme l'ont montré certains tests d'acclimatation essayés à cette fin (Daye 1980).

Par rapport à ces données, rappelons que les 4 rivières étudiées reçoivent des pluies et des neiges acides (pH moyens respectifs : 4,1 et 4,6) et qu'à leur tête de bassins, leur très faible alcalinité ne peut complètement neutraliser ces apports acides de telle sorte que leur pH devient quelque peu inférieur à 6,0. Cette descente de pH risque de s'y accentuer et d'y atteindre 5,5 et peut-être moins lors des prochaines années vu que ces rivières sont actuellement en cours d'acidification, comme d'autres à la Côte Nord du fleuve Saint-Laurent (Van Coillie & al. 1982b), si l'on considère leur teneur en sulfates et leur déficit en alcalinité.

Bref, en intégrant les diverses informations précédentes, il appert que le développement de *Salmo salar* dans les 4 rivières est actuellement peu menacé par le pH malgré les précipitations acides locales mais que cette menace s'accroîtra durant les prochaines années.

4. — Facteur aluminium

Suite aux échanges entre les excès d'ions H^+ des neiges et pluies acides et les aluminosilicates du bouclier canadien, la teneur d'aluminium augmente considérablement au printemps dans les 4 rivières. En effet, elle y atteint alors, en moyenne pondérée par le débit pour les 5 stations d'échantillonnage, 174 $\mu g/L$ (valeurs brutes entre 39 et 894 $\mu g/L$) par rapport à 61 $\mu g/L$ en hiver (valeurs brutes entre 16 et 121 $\mu g/L$) et reste ensuite élevée lors de l'été au cours duquel elle équivaut à 158 $\mu g/L$ (valeurs brutes entre 64 et 236 $\mu g/L$).

En conditions normales, bien qu'il soit difficile de fixer une norme pour des milieux aquatiques variés, on admet généralement que la concentration en aluminium se situe en deçà de 100 $\mu g/L$ dans les eaux douces (Schofield & Trojnar 1980, McNelly & al. 1980).

Comme plusieurs autres régions affectées par les précipitations acides, les 4 rivières concernées renferment dès lors des concentrations anormalement hautes en aluminium. Une situation analogue prévaut au sud de la Norvège où les plans d'eau ont plus de 200 $\mu g/L$ surtout au printemps (SNSF 1980) et au nord-est des Etats-Unis où il y a jusqu'à 320 à 1 000 $\mu g/L$ dans des milieux aquatiques de la chaîne des Adirondack lors de la fonte des neiges (Cronan & Schofield 1979). Cela se constate aussi en Ontario, plus précisément dans le massif montagneux La Cloche où l'eau renferme 40 à 750 $\mu g/L$ (Harvey & al. 1981), ainsi que dans les lacs du parc des Laurentides où il y a 70 à 230 $\mu g Al/L$ en moyenne (Potvin 1982).

La teneur en aluminium augmente avec l'acidité dans les eaux de surface (Harvey & al. 1981, Kramer 1981). Ceci s'explique par la solubilité de l'aluminium qui s'accroît lorsque le pH descend sous pH 6,5. Il est alors dissous sous forme de Al^{+++} , $Al(OH)^{++}$ et $Al(OH)_2^+$ principalement et d' $Al(OH)_3$ et $Al(OH)_4^-$ secondairement ; à pH 5,0 - 5,2, les trois premières formes de spéciation de l'aluminium

se retrouvent en parts sensiblement égales nettement supérieures à la quatrième tandis que la dernière devient inexistante (SNSF 1980). Par ailleurs, au-delà de pH 6,5 où elle s'avère minimale, la solubilité de l'aluminium augmente également mais présente un autre ordre de spéciation, à savoir par ordre décroissant : $Al(OH)_4^-$, $Al(OH)_3$, $Al(OH)_2^+$ et $Al(OH)^{++}$. Ajoutons que l'aluminium se retrouve aussi adsorbé sur des particules en suspension et complexé à de la matière organique dans les eaux naturelles à divers pH ; il semble même que ce soit souvent l'aluminium organique qui prédomine dans les eaux naturelles parmi les différentes formes de spéciation du métal (Baker & Schofield 1980).

La spéciation de l'aluminium présent dans les quatre rivières étudiées n'a pu être précisée dans notre étude préliminaire faite en 1981 car on ne disposait pas à ce moment-là d'une méthodologie adéquate (Campbell & al. 1982). Néanmoins, compte tenu de la filtration des échantillons ($\leq 0,45 \mu m$) et des informations précédentes, on peut penser qu'en fonction de leur pH moyen 6,7 dans leurs portions inférieures et moyennes, le métal se trouve dans celles-ci principalement sous les formes suivantes : organique, $Al(OH)_3$ et $Al(OH)_4^-$. Si, tel que présumé plus haut, leur pH devient plus acide (pH $\leq 6,0$) dans leurs portions supérieures, l'aluminium serait alors réparti dans celles-ci de façon différente : organique, $Al(OH)_2^+$, $Al(OH)^{++}$, Al^{+3} et à moindre échelle, $Al(OH)_3$, $Al(OH)_4^-$.

La toxicité de toutes ces formes d'aluminium demeure encore mal connue. Il a toutefois été montré que l'aluminium s'avère au moins deux fois plus toxique sous forme organique pour *Salvelinus fontinalis* (Driscoll & al. 1980). L'influence de la spéciation de l'aluminium inorganique sur la toxicité de ce métal a également été décelée indirectement par des bio essais à différents pH, tels que ceux réalisés par Schofield & Trojnar (1980) avec des alevins de *Salvelinus fontinalis*. A pH 4,0, le TL 50 (temps léthal pour 50 % des individus) ne change pas, à savoir 5 jours, pour des teneurs variant de 0 à 1 000 $\mu g/L$, ce qui indique que l'action toxique est davantage due à l'acidité qu'à l'aluminium à ce pH auquel le métal ajouté se trouve à 75 % sous forme d' Al^{+++} ; il y aurait alors un antagonisme compétiteur d'action des ions H^+ vis à vis des ions Al^{+++} . A pH 4,4, par contre, la toxicité de l'aluminium apparaît : Le TL 50 équivaut respectivement à 10 et 2 jours pour des teneurs de 0 et 500 $\mu g/L$. A

pH 4,9 - 5,2, l'effet des ions H^+ régresse et celui de l'aluminium prédomine : 90 à 100 % des alevins survivent plus de 100 jours dans 0 et 100 $\mu g/L$, 63 % à 90 % des alevins résistent 14 à 23 jours dans 250 $\mu g/L$ et 50 % d'entre eux meurent en 2 jours dans 500 $\mu g/L$. L'accroissement de la toxicité de l'aluminium avec la hausse du pH entre 4,0 et 5,2 suggère que l'antagonisme diminue entre les ions H^+ , et Al^{+++} ; de plus, ce sont surtout les ions $Al(OH)^{++}$ et $Al(OH)_2^+$ qui peuvent alors occasionner une toxicité. Au-delà de pH 5,7 jusqu'à 6,5 les trois dernières formes de l'aluminium deviennent moins abondantes que $Al(OH)_3$ et $Al(OH)_4^-$ et la solubilité du métal diminue ; sa toxicité est alors réduite.

De tels bioessais indiquent que la toxicité de l'aluminium inorganique se manifeste surtout à pH 5,2 - 5,7 pour *Salvelinus fontinalis* (Baker & Schofield 1980 ; Schofield et Trojnar 1980) de même que pour *Salmo trutta* (Muniz & Leivestad 1980). A pH 5,3 - 5,6, sa LC50 - 7 jours (concentration létale pour 50 % des individus durant 7 jours de bioessais) équivaut à 480 $\mu g/L$ pour *Salvelinus fontinalis* dans une eau synthétique ayant une assez faible alcalinité ($\leq 800 \mu \text{éq/L}$) et s'élève à 5 300 $\mu g/L$ lorsqu'on ajoute 10 mg/L de matière humique, laquelle complexe facilement l'aluminium et le rend ainsi moins toxique (Thellen & Van Coillie 1982). Au niveau sous-létal, cette espèce a une réaction de fuite significative (≥ 20 % des individus) à partir de 140 $\mu g/L$ à pH 5,5 pendant des tests d'évitement (Thellen & Van Coillie 1982). En fonction des diverses informations précédentes, on peut donc considérer que l'aluminium inorganique devient toxique à 150 $\mu g/L$ à pH 5,5 vis-à-vis de *Salvelinus fontinalis*.

Pour *Salmo salar*, il y peu de données relatives à la toxicité de l'aluminium. A pH 5,3 - 5,5 avec alcalinité $\leq 800 \mu \text{éq/L}$, la LC50-7 jours de ce métal sous forme inorganique pour les alevins de cette espèce correspond à 170 $\mu g/L$ et, à partir de 90 $\mu g/L$, un stress respiratoire sous-létal se manifeste de façon évidente (Van Coillie & Thellen 1982). Il semble donc que le saumon soit beaucoup plus sensible à la toxicité de l'aluminium inorganique que *Salvelinus fontinalis* : à pH 5,5, une concentration voisine de 100 $\mu g/L$ lui serait néfaste.

L'aluminium provoque une série d'altérations dans les branchies des poissons à pH 5,0 - 5,5 ; prolifération cellulaire aux extrémités des filaments, desquamation et nécrose des cellules épithéliales d'échange, œdème, replis des lamelles, gonflement

des cellules à mucus et accumulation périphérique de celui-ci (Grahn 1980, Schofield & Trojnar 1980, Playle 1982, Thellen & Van Coillie 1982). Bien que ces altérations soient partiellement dues au pH modérément acide (voir plus haut), elles sont aussi causées et/ou amplifiées par l'aluminium vu que celui-ci s'y bioaccumule selon un facteur multiplicateur variant de 5 à 33 fois avec sa teneur, la durée et le pH (Grahn 1980, Van Coillie & Thellen 1982). Les modifications induites occasionnent une réduction des influx de Na^+ et Cl^- avec une hyponatrémie et une hypochlorémie subséquentes : pour tenter d'y remédier, il y a hyperventilation branchiale et amplification de la consommation d'oxygène (Muniz & Leivestad 1980, Schofield & Trojnar 1980, Thellen & Van Coillie 1982). De plus, bien que l'aluminium pénètre peu dans le poisson, il s'y retrouve entre autres dans ses muscles et y déclenche des réactions telles qu'une synthèse accrue de protéines, lesquelles pourraient correspondre à des anticorps et/ou à des hormones (Van Coillie & Thellen, 1982).

Si l'on considère que cette toxicité de l'aluminium se manifeste à partir de $100 \mu\text{g Al}$ inorganique /L chez *Salmo salar* (voir plus haut), la survie de cette espèce dans les 4 rivières étudiées peut sembler menacée vu qu'elles ont des teneurs moyennes d'aluminium s'échelonnant de 158 à $174 \mu\text{g Al/L}$ et qu'on a constaté des maxima à 236 et $894 \mu\text{g Al/L}$ à ES_2 (Brouard & al., 1982) respectivement en été et au printemps. Toutefois, l'indication de $100 \mu\text{g Al/L}$ vaut pour un pH voisin de 5,5. Or le pH moyen fluctue entre 6,4 et 7,0 dans les 4 rivières. A ce niveau de pH, l'aluminium devient toxique à des concentrations vraisemblablement assez supérieures à $100 \mu\text{g Al}$ inorganique /L car ses formes de spéciation sont différentes et moins néfastes (voir plus haut) dans un milieu quasiment pas acide. Certes, le pH peut être quelque peu plus acide ($\text{pH} \leq 6,0$) dans les portions supérieures des 4 bassins au printemps tel que mentionné précédemment mais l'apport d'aluminium s'avère plus faible dans celles-ci qu'en aval à cette saison ($124 \mu\text{g Al/L}$ à ES_1 et $355 \mu\text{g Al/L}$ à ES_2) et, de façon plus générale, durant l'ensemble de l'échantillonnage ($114 \mu\text{g Al/L}$ à ES_1 et $197 \mu\text{g Al/L}$ à ES_2). De plus, les eaux des 4 rivières contiennent des teneurs relativement élevées de carbone organique après filtration ($3,8$ à $8,5 \text{ mg/L}$) par rapport à leur oligotrophie (Brouard & al. 1982) et les concentrations déterminées pour l'aluminium soluble renferment dès lors sans doute une part organique

importante, laquelle est beaucoup moins toxique que celle de nature inorganique. En tenant compte de ces divers facteurs, il faut atténuer le risque écotoxicologique lié à l'aluminium dans les 4 rivières pour *Salmo salar*. Cependant, dans les conditions actuelles, ce risque y apparaît assez prononcé à l'aval des bassins. De plus, nul doute que l'amplification graduelle des précipitations acides dans la région entraînera celle de la toxicité de l'aluminium dans ses eaux de surface.

5. — Autres métaux traces

Le ruissellement des eaux des précipitations acides à travers les sols peut occasionner non seulement une libération accrue d'aluminium mais aussi un relâchement de quantités anormalement élevées en fer, manganèse, cuivre, zinc, mercure, cadmium et plomb dans les eaux de surface (Harvey & al 1981). Cela a été constaté entre autres dans des eaux affectées par des précipitations acides au sud de la Scandinavie (Almer & al. 1978, Dickson 1980) et en Ontario près de Sudbury et dans le massif montagneux La Cloche (Harvey & al. 1981, Harvey & Fraser 1982).

Une augmentation analogue de certains métaux survient aussi au printemps dans les 4 rivières étudiées. En effet, par rapport à celles de l'hiver, les teneurs en fer, manganèse et cuivre s'y sont élevées respectivement de 111 à $206 \mu\text{g Fe/L}$, $4,7$ à $10,4 \mu\text{g Mn/L}$ et $1,0$ à $6,8 \mu\text{g Cu/L}$ en moyenne au printemps et ont alors atteint à ES_2 des maxima de $376 \mu\text{g Fe/L}$, $31,0 \mu\text{g Mn/L}$ et $27,5 \mu\text{g Cu/L}$ (Brouard & al. 1982). Pour la majorité des échantillons pris à cette saison, elles dépassaient celles qu'on retrouve habituellement dans des eaux oligotrophes, soit $200 \mu\text{g Fe/L}$, $3 \mu\text{g Mn/L}$ et $5 \mu\text{g Cu/L}$ (Alabaster & Lloyd 1980, Mc Nelly & al. 1980, Harvey & al. 1981). Ceci n'a pas été constaté pour le zinc, le mercure, le cadmium, le nickel et le plomb, lesquels avaient des concentrations inférieures à celles qui induisent des toxicités sous-létales chez les salmonidés, à savoir $100 \mu\text{g Zn/L}$, $2 \mu\text{g Hg/L}$, $2 \mu\text{g Cd/L}$, $100 \mu\text{g Ni/L}$ et $50 \mu\text{g Pb/L}$ (EPA, 1973; Van Coillie 1977; Alabaster & Lloyd 1980). Dans ces conditions, on ne considérera que le fer, le manganèse et le cuivre présents dans ces rivières pour le suite de l'exposé.

La spéciation de ces trois métaux dans le milieu aquatique s'avère déterminante pour leur toxicité, comme c'est le cas pour l'aluminium ; à ce titre, elle mérite d'être précisée à partir des données connues

à ce sujet. En ce qui concerne le fer, il se retrouve généralement sous les trois formes suivantes par ordre décroissant dans les eaux naturelles : précipité en particules (grandeur $\geq 0,01 \mu\text{m}$), associé avec de la matière organique et dissous comme composé inorganique (Harvey & al. 1981). C'est surtout cette dernière forme qui est toxique ; elle contient principalement des hydroxides (Alabaster & Lloyd 1980). La solubilité du fer est minimale à pH 7,0 et s'accroît de pH 7,0 à 4,0 davantage sous forme $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ que $\text{Fe}(\text{OH})^{++}$ et surtout Fe^{+++} qui ne devient évident que sous pH 5,5 (Harvey & al. 1981). Ceci explique que son seuil de toxicité létale diminue avec le pH pour *Salvelinus fontinalis* : de fait, il se chiffre respectivement à 1,75 et 0,39 mg/L à pH 6,0 et 5,5 pour cette espèce (Decker & Menendez 1974). Similairement au fer, le manganèse existe sous forme précipitée, organique et minérale et sa toxicité est surtout reliée à sa forme minérale dissoute, laquelle est amplifiée à des pH inférieurs à 6,0 (Almer & al. 1978) ; son seuil de toxicité létale pour les salmonidés se situe au-delà de 150 $\mu\text{g/L}$ (EPA 1973). Enfin, pour le cuivre, il y a trois formes majeures de spéciation, lesquelles se présentent dans les eaux naturelles selon l'ordre décroissant suivant : particulaire comme CuCO_3 , complexé à des composés chimiques ou dissous en ions Cu^{++} , $\text{Cu}(\text{OH})^+$ et $\text{Cu}(\text{OH})_2$. Un pH acide tend à augmenter Cu^{++} au détriment de $\text{Cu}(\text{OH})^+$, $\text{Cu}(\text{OH})_2$ et du $\text{Cu}(\text{CO}_3)$ (Alabaster & Lloyd 1980). La toxicité du cuivre serait due aux ions Cu^{++} et également aux particules CuCO_3 selon Shaw & Brown (1974) et exerce un effet létal à partir de 25 $\mu\text{g/L}$ chez les salmonidés (Alabaster & Lloyd 1980).

Les trois métaux considérés agissent surtout au niveau des branchies des poissons. Le fer et le manganèse ont tendance à s'y précipiter en surface (Alabaster & Lloyd, 1980) tandis que le cuivre peut s'y bioaccumuler et induire des détériorations des cellules épithéliales en même temps qu'une réduction des cellules à mucus (Pequignot & al. 1975, Alabaster & Lloyd 1980) : de façon générale, un dérèglement de l'osmorégulation et des échanges respiratoires en résulte. Le manganèse remplace aussi partiellement le calcium dans les structures ostéoïdes, ce qui les affaiblit (Harvey & Fraser 1982). En outre, le cuivre réduit l'activité de certaines enzymes telles que la glutamo-oxalo-acétate transaminase du plasma chez *Salvelinus fontinalis* (McKim & Benoît 1971). En se liant avec l'ADN (acide désoxyribonu-

clique), ce métal peut aussi provoquer indirectement une inhibition de synthèse de macromolécules nécessaires à un développement ultérieur chez les embryons de *Salmo salar* et *Salvelinus fontinalis* (Van Coillie & al. 1975). Ces différents effets toxiques apparaissent au niveau sous-létal à partir de 5 $\mu\text{g Cu/L}$, 100 $\mu\text{g Mn/L}$ et 300 $\mu\text{g Fe/L}$ à pH 5,5-7,0 (Van Coillie al. 1975, Alabaster & Lloyd 1980, McNelly & al. 1980, Harvey & Fraser, 1982).

Ces concentrations ne se retrouvent que partiellement dans les 4 rivières étudiées. En effet, celles de Fe dépassent quelque peu 300 $\mu\text{g Fe/L}$ seulement à ES_2 au printemps, celles de Mn s'avèrent très inférieures à 100 $\mu\text{g Mn/L}$ et celles de Cu sont souvent plus élevées que 5 $\mu\text{g/L}$ au printemps et, à moindre degré, en été sans toutefois atteindre le seuil létal de 25 $\mu\text{g/L}$ sauf en une occasion à ES_3 (27,5 $\mu\text{g/L}$, 10 mai 1981). Bref, excepté pour le cuivre, les teneurs actuelles en métaux traces autres que l'aluminium dans les 4 rivières ne représentent pas un danger écotoxicologique pour les salmonidés locaux.

6. — Conclusion

Il y a 3 possibilités écotoxicologiques actuelles reliées aux précipitations acides régionales pour *Salmo salar* dans les 4 rivières étudiées.

- La faible alcalinité des eaux oligotrophes diminue d'aval en amont dans les bassins et devient insuffisante à leurs têtes pour neutraliser complètement les apports acides des pluies et neiges régionales (pH moyens respectifs : 4,1 et 4,6) : leur pH y descend quelque peu sous 6,0 à la fonte des neiges. Cette tendance risque de s'accroître avec la poursuite des précipitations acides lors des prochaines années car ces rivières sont en cours d'acidification si l'on considère leur teneur en sulfates et leur déficit en alcalinité : leur pH pourrait alors s'approcher de 5,5, lequel s'avère néfaste au développement des œufs et alevins de saumon.
- La teneur en aluminium est anormalement élevée au printemps et en été dans les 4 rivières vraisemblablement à cause d'un lessivage des aluminosilicates du bouclier canadien par les précipitations acides. Elle dépasse 100 $\mu\text{g Al/L}$, valeur à partir de laquelle le saumon est sensible à la toxicité du métal à pH 5,5. Toutefois, si l'on tient compte de leur pH moyen actuel (6,4

à 7,0) et de leur matière organique à laquelle se complexe Al, le risque écotoxicologique que représente l'aluminium de ces rivières pour *Salmo salar* doit être atténué. Sa concentration y augmentant d'amont vers aval suite à un apport progressif des bassins versant, ce risque écotoxicologique est surtout présent dans les portions inférieures des rivières (355 µg Al/L en moyenne à l'embouchure de la rivière des Escoumins au printemps).

- Les 4 rivières ont également une nette augmentation des concentrations en fer, manganèse et cuivre au printemps : dans la majorité des cas, celles-ci y dépassent alors les teneurs qu'on retrouve dans les eaux oligotrophes non affectées par les précipitations acides, soit 200 µg Fe/L, 3 µg Mn/L et 5 µg Cu/L. le risque écotoxicologique de ces dépassements pour le saumon est cependant limité actuellement au cuivre seulement dans ces rivières.

Ces 3 possibilités écotoxicologiques sont surtout présentes à la fonte des neiges pendant que le saumon local est au début du stade alevin, particulièrement sensible au cours du développement de l'espèce ; elles représentent donc une réelle menace pour le maintien futur de celle-ci dans les 4 rivières.

Travaux cités

- Alabaster (J.S.) & Lloyd (R.). 1980.— *Water quality criteria for freshwater fish*. Food and Agriculture Organization (United States). Butterworths Co. Publishers, London, 297 p.
- Almer (B.), Dickson (W.), Ekstrom (C.) & Hornstrom (E.). 1978.— Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. Dans : *Sulfur in the environment*. Part II : Ecological impacts. J.O. Nriagu (ed.) J. Wiley and Sons Inc., New York : 271-311.
- Altschuler (A.) & McBean (G.). 1980.— Le transport à grande distance de polluants atmosphériques. Deuxième rapport du groupe consultatif de recherche États-Unis - Canada. Environnement Canada, 46 p.
- APHA-AWWA-WPCF (American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation) 1980.— *Standard methods for the examination of water and waste water*. 15th ed. American Public Health Association Washington, 1134 p.
- Baker (J.P.) & Schofield (C.L.). 1980.— Aluminium toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondack surface water quality. Dans : Ecological impact of acid precipitation. SNSF-project. Sandefjord, Norway : 292-293.
- Battle (H.I.). 1944.— The embryology of the atlantic salmon *Salmo salar*. *Can. J. Res.* 22 D : 105-124.
- Brouard (D.) & Lachance (M.). 1982.— Qualité physico-chimique printanière des eaux de surface et des précipitations au secteur amont de la rivière des Escoumins (1982). Rapport d'étape pour Pêches et Océans Canada, Région du Québec, 26 p.
- Brouard (D.), Lachance (M.), Shoopier (G.) & Van Coillie (R.). 1982.— Sensibilité à l'acidification de quatre rivières à saumons à la Côte Nord du fleuve Saint-Laurent (Québec). Rapport technique canadien des Sciences Halieutiques et Aquatiques, no 1109F, 56 p.
- Brouard (D.), Lachance (M.) & Van Coillie (R.). 1981.— Caractérisation physico-chimique hivernale des eaux de quatre rivières à saumons de la Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent. Petit Saguenay, Ste-Marguerite, des Escoumins et des Petits Escoumins. Rapport pour Ministère des Pêches et Océans du Canada, 61 p.
- Bua (B.) & Sneek (E.). 1972.— Hatching experiments with roe from salmonid fishes, 1966-1971 : effects of acidity and dissolved salts. *Vann.*, 7 : 86-93.
- Campbell (P.G.), Bisson (M.), Boisvert (J.), Bougie (R.), Tessier (A.) & Villeneuve (J.P.). 1982.— Méthodologie analytique pour déterminer la spéciation de l'aluminium dans des eaux lacustres en voie d'acidification. Institut National de la Recherche Scientifique, INRS-Eau, Rapport 145 : 113 p.
- Carrick (T.R.). 1979.— The effects of acid water on the hatching of salmonid eggs. *J. Fish Biol.*, 14 : 165-172.
- Carter (W.M.).— Le saumon de l'Atlantique au Québec : rapport sur le saumon et plan directeur pour l'aménagement de cette ressource. Rapport pour ministère du Tourisme de la Chasse et de la Pêche du Québec, 236 p.
- Chevalier (G.). 1982.— Effets des eaux acides sur l'activité de l'urophyse chez *Salvelinus fontinalis* (en rédaction).
- Cronan (C.S.) & Schofield (C.L.). 1979.— Aluminium leaching response to acid precipitation : effects on high-elevation watersheds in the northeast. *Science*, 204 : 304-306.
- Daye (P.G.). 1980.— Attempts to acclimate embryos and alevins of Atlantic salmon, *Salmo salar*, and rainbow trout, *S. gairdneri*, to low pH. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37 : 1035-1038.
- Daye (P.G.). 1981.— The impact of acid precipitation on the physiology and toxicology of fish. Proc. Intern. Conf. on Acid Rain and the Atlantic Salmon, International Atlantic Salmon Foundation. Special publication 10 : 29-34.
- Daye (P.G.) & Carside (E.T.). 1980.— Structural alterations of embryos and alevins of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., induced by continuous or short-term exposures to acidic levels of pH. *Can. J. Zool.*, 58 : 27-43.
- Decker (C.) & Menendez (R.). 1974.— Acute toxicity of iron aluminium to brook trout. *Proc. W. Va. Acad. Sci.*, 46 : 159-167.
- Dickson (W.). 1980.— Properties of acidified water. Dans : Ecological impact of acid precipitation. SNSF-project. Sandefjord, Norway : 75-83.
- Dillon (P.J.), Jeffries (D.S.), Scheider (W.A.) & Yan (N.D.). 1980.— Some aspects of acidification in southern Ontario. Dans : Ecological impact of acid precipitation. SNSF-project. Sandefjord, Norway, 212-213.
- Driscoll (C.T.), Baker (J.P.), Bisogni (J.) & Schofield (C.L.). 1980.— Aluminium speciation in dilute acidified waters and its effects on fish. *Nature (London)*, 284 : 161-164.
- EPA (Environmental Protection Agency). 1973.— *Water quality criteria data book*. Volume 5 : Effects of chemicals on aquatic life. Water Pollution Control Research Series. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. No 18050 HLA/09/73.
- Farmer (G.J.), Goff (T.R.), Ashfield (D.) & Samant (H.S.). 1980.— Some effects of the acidification of Atlantic salmon rivers in Nova Scotia. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 972, 13 p.
- Fromm (P.O.). 1980.— A review of some physiological and toxicological responses of freshwater fish to acid stress. *Env. Biol. Fish.*, 5 : 79-93.
- Grahn (O.). 1980.— Fish kills in two moderately acid lakes due to high aluminium concentration. Dans : Ecological impact of acid precipitation SNSF-project. Sandefjord, Norway, 310-311.
- Grande (M.), Muniz (I.P.) & Anderson (S.). 1978.— Relative tolerance of some salmonid to acid waters. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 20 : 2076-2084.

- Harvey (H.H.) & Fraser (G.A.). 1982.— Freshwater acidification and the elevation of manganese in water and fishes. Symposium sur l'acidification des eaux du bouclier canadien, 2-4 avril 1982, Toronto.
- Harvey (H.H.), Pierce (R.C.), Dillon (P.J.), Kramer (J.R.) & Whelpdale (D.M.). 1981.— Acidification in the Canadian aquatic environment: scientific criteria for assessing the effects of acid deposition on aquatic ecosystems. National Research Council of Canada, NRCC no 18475, 369p.
- Hille (S.). 1982.— A literature review of the blood chemistry of rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. *J. Fish. Biol.*, 20: 535-569.
- Hovington (L.), Prémont (P.), Perron (S.), Villeneuve (M.) & Gauthier (L.). 1978.— Etude des frayères à saumons dans la rivière Escoumins. Rapport ministère Emploi et Immigration du Canada, 39 p.
- Jansen (R.G.) & Randall (D.J.). 1975.— The effects of changes in pH and P_{CO_2} in blood and water on breathing in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Respir. Physiol.*, 25: 235-245.
- Johansson (N.), Runn (P.) & Milbrink (G.). 1977.— Early development of three salmonid species in acidified water. *Zoon*, 5: 127-132.
- Jones (H.G.) & Bisson (M.). 1980.— Lac Laflamme: qualité de l'eau et de la neige. Institut National de la Recherche scientifique, INRS-Eau, rapport 123, 91 p.
- Kramer (J.R.). 1981.— Aluminium: chemistry, analysis and biology. Mc Master University, Environmental Geochemistry report 1981-1982, 174 p.
- Kwain (W.H.). 1975.— Effects of temperature on development and survival of rainbow trout, *Salmo gairdneri*, in acid waters. *J. Fish. Res. Board Can.*, 32: 493-497.
- Lachance (M.), Brouard (D.), Van Coillie (R.) & Dutil (J.). 1982.— Physico-chimie des eaux de la rivière Sainte-Marguerite (Québec) en période de fonte des neiges (soumis pour publication).
- Lee (R.M.) & Gerking (S.D.). 1980.— Sensitivity of fish eggs to acid stress. *Water Res.*, 14: 1679-1681.
- Leivestad (H.), Hendrey (G.), Muniz (J.P.) & Snekik (E.). 1976.— Effects of acid precipitation on freshwater organisms. Dans: Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway. SNSF-project. Norway. FR6/76: 87-111.
- Lockhart (W.L.) & Lutz (A.). 1977.— Preliminary biochemical observations of the fishes inhabiting an acidified lake in Ontario, Canada. *Intern. J. Water Soil Pollution*, 7: 317-332.
- McKim (J.M.) & Benoit (D.A.). 1971.— Effects of long-term exposures to copper on survival, growth and reproduction of brook trout *Salvelinus fontinalis*. *J. Fish. Res. Board Can.* 28: 655-662.
- McNelly (R.N.), Neimans (V.P.) & Dwyer (L.). 1980.— Guide des paramètres de la qualité des eaux. Rapport pour Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, 79 p.
- McWilliams (P.G.) & Potts (W.T.). 1978.— The effects of pH and calcium concentrations on gill potentials in the brown trout *Salmo trutta*. *J. Comp. Physiol.*, 126: 277-286.
- Menendez (R.). 1976.— Chronic effects of reduced pH on brook trout *Salvelinus fontinalis*. *J. Fish. Res. Board Can.*, 33: 118-123.
- Mudge (J.E.), Dively (J.L.), Neff (W.H.) & Anthony (A.). 1977.— Interrenal histology of acid-exposed brook trout *Salvelinus fontinalis*. *Gen. Comp. Endocr.*, 31: 208-215.
- Muniz (J.P.) & Leivestad (H.). 1979.— Long term exposure of brook trout to acidic water. SNSF-project. Sandefjord, Norway. RR77/79, 32 p.
- Muniz (J.P.) & Leivestad (H.). 1980.— Toxic effects of aluminium on the brown trout, *Salmo trutta*. Dans: Ecological impact of acid precipitation. SNSF-project. Sandefjord, Norway: 320-321.
- Nelson (J.A.). 1982.— Physiological observations on developing trout, *Salmo gairdneri* Richardson, exposed to low pH and varied calcium ion concentrations. *J. Fish. Biol.*, 20: 359-379.
- Neville (C.M.). 1979 a.— Ventilatory response of rainbow trout *Salmo gairdneri* to increased H^+ ion concentration in blood and water. *Comp. Biochem. Physiol.*, 63A: 373-376.
- Neville (C.M.). 1979 b.— Sublethal effects of environmental acidification on rainbow trout *Salmo gairdneri*. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 36: 84-87.
- Pequignon (J.), Labat (R.) & Chatelet (A.). 1975.— Action du sulfate de cuivre sur les cellules à mucus de l'alevin de truite *Salmo trutta*. *J. Eur. Toxicol.*, 8: 52-56.
- Peterson (R.H.), Daye (P.G.) & Metcalfe (J.L.). 1980.— Inhibition of Atlantic salmon *Salmo salar* hatching at low pH. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 770-774.
- Playle (R.). 1982.— Toxicité de l'aluminium chez les ménés en eaux douces artificielles. Symposium sur l'acidification des eaux du bouclier canadien, 2-4 avril 1982, Toronto.
- Potvin (P.). 1982.— Relations pH-aluminium pour les lacs du parc des Laurentides. Symposium sur l'acidification des eaux du bouclier canadien, 2-4 avril 1982, Toronto.
- Robinson (G.D.), Dunson (W.A.), Wright (J.E.) & Mamolito (G.E.). 1976.— Differences in low pH tolerance among strains of brook trout *Salvelinus fontinalis*. *J. Fish. Biol.*, 8: 5-17.
- Rosseland (B.O.). 1980.— Effects of acid water on metabolism and gill ventilation in brown trout *Salmo trutta* and brook trout *Salvelinus fontinalis*. Dans: Ecological impact of acid precipitation. SNSF-project. Sandefjord, Norway: 348-349.
- Ruby (S.M.), Azel (J.) & Craig (G.R.). 1979.— The effects of depressed pH on oogenesis in flagfish *Jordanella floridae*. *Water Res.*, 11: 757-762.
- Saunders (R.L.), Henderson (E.B.) & Hormin (P.R.). 1980.— Effects of low pH on smolting Atlantic salmon. Fifth Annual Atlantic Region Fish Health Workshop, Halifax, October 14-16, 1980.
- Schofield (C.L.) & Trojnar (J.R.). 1980.— Aluminium toxicity to fish in acidified waters. In: *Polluted rain*. Plenum Press, New-york. Vol. 17: 347-366.
- Sahw (T.L.) & Brown (V.M.). 1974.— The toxicity of some forms of copper to rainbow trout. *Water research*, 8: 377-382.
- SNSF-project 1980.— Acid precipitation: effects on forest and fish. Final report of the SNSF-project, 1972-1980. Overrein, L.N., Seip, H.M., Tollan, A. (eds) Sandefjord, Norway, RR19/80, 175 p.
- Thellen (C.) & Van Coillie (R.). 1982.— Sensibilité ecotoxicologique des salmonides à l'aluminium en relation avec des conditions physico-chimiques acides. Rapport pour Pêches et Océans Canada (soumis pour publication).
- Van Coillie (R.). 1977.— Effets sublétaux des métaux lourds dans les œufs des poissons d'eaux douces. Thèse de doctorat d'Etat, Université de Toulouse, 352 p.
- Van Coillie (R.), Brouard (D.), Lachance (M.) & Vigneault (Y.). 1982a.— Effets physico-chimiques des précipitations acides sur 4 rivières à saumons à la Côte Nord du fleuve Saint-Laurent. *Eau du Québec* (sous presse).
- Van Coillie (R.), Duval (J.) & Deschênes (C.). 1982b.— Retombées des précipitations acides au bassin supérieur de la rivière Moisie (soumis pour publication).
- Van Coillie (R.), Jones (G.), Poirier (D.) & Goupil (M.). 1975.— Effets sous-létaux du cuivre et du zinc chez les œufs de salmonides. In: Proc. Intern. Conf. Heavy Metals in the Environment. Nat. Res. Council Canada. Volume C, 21-24.
- Van Coillie (R.) & Thellen (C.). 1982.— Bioessais de toxicité de l'aluminium avec le saumon de l'Atlantique *Salmo salar*, l'omble de fontaine *Salvelinus fontinalis* et la truite arc-en-ciel *Salmo gairdneri*. Symposium sur l'acidification des eaux du bouclier canadien, 2-4 avril 1982, Toronto.