Document généré le 21 juin 2025 03:31

Revue des sciences de l'eau
Journal of Water Science

L'acidification des torrents vosgiens. Mise en évidence. Impact sur les populations de macroinvertébrés

Evidence of streamwater acidification in the Vosges Mountains (Northeastern France): impact on macroinvertebrate communities

F. Guerold et J. C. Pihan

Volume 2, numéro 4, 1989

URI : https://id.erudit.org/iderudit/705046ar
DOI : https://doi.org/10.7202/705046ar

Aller au sommaire du numéro

Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (imprimé)
1718-8598 (numérique)

Découvrir la revue

Citer cet article

Guerold, F. & Pihan, J. C. (1989). L'acidification des torrents vosgiens. Mise en évidence. Impact sur les populations de macroinvertébrés. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, *2*(4), 621–640. https://doi.org/10.7202/705046ar

Résumé de l'article

Les auteurs donnent les résultats d'une étude physico-chimique et biologique portant sur quatre torrents situés sur le versant lorrain des Vosges. Les stations étudiées sont placées en amont de toute agglomération et dans des secteurs non perturbés par l'activité agricole. L'assise rocheuse de nature siliceuse est granitique. La différence dans la composition des granites et leur altération pourraient être à l'origine des différences physico-chimiques observées entre torrents situés dans un même secteur.

La présence permanente ou temporaire d'eaux acides appartenant au crénon et au rhitron a été établie. Cette acidité s'accompagne de concentrations élevées en aluminium (Al total > 200 µg/l). Une enquête piscicole et la réalisation de pêches électriques ont révélé l'absence de salmonidés dans les cours d'eau acidifiés en permanence, alors que leur présence est connue antérieurement. L'existence d'épisodes acides lors de la fonte des neiges et des pluies printanières a été démontrée; les auteurs retiennent les retombées acides comme cause de l'acidification des eaux de surface. Ces événements d'ordre hydrométéorologique sont caractérisés par l'augmentation des concentrations en H^+, NO_3^-, SO_4^{2-} et aluminium, ainsi que par une baisse des ions HCO_3^-, dans les eaux torrenticoles. Les macroinvertébrés benthiques intègrent ces épisodes et l'étude comparative de leurs populations montre des modifications apparaissant dans les secteurs acidifiés par rapport aux secteurs non perturbés. L'intégration par les invertébrés benthiques des conditions physico-chimiques se traduit notamment par la disparition des Ephéméroptères, et par un appauvrissement de la diversité taxonomique des Plécoptères, Trichoptères et Coléoptères.

Tous droits réservés © Revue des sciences de l'eau, 1989

Ce document est protégé par la loi sur le droit d'auteur. L'utilisation des services d'Érudit (y compris la reproduction) est assujettie à sa politique d'utilisation que vous pouvez consulter en ligne.

https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-dutilisation/

Cet article est diffusé et préservé par Érudit.

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche.

https://www.erudit.org/fr/

REVUE DES SCIENCES DE L'EAU, 2 (1989) 621-640

L'acidification des torrents vosgiens. Mise en évidence.

Impact sur les populations de macroinvertébrés

Evidence of streamwater acidification in the Vosges Mountains (Northeastern France) : impact on macroinvertebrate communities

F. GUEROLD, J.C. PIHAN

RÉSUMÉ

Les auteurs donnent les résultats d'une étude physico-chimique et biologique portant sur quatre torrents situés sur le versant lorrain des Vosges. Les stations étudiées sont placées en amont de toute agglomération et dans des secteurs non perturbés par l'activité agricole. L'assise rocheuse de nature siliceuse est granitique. La différence dans la composition des granites et leur altération pourraient être à l'origine des différences physico-chimiques observées entre torrents situés dans un même secteur.

La présence permanente ou temporaire d'eaux acides appartenant au crénon et au rhitron a été établie. Cette acidité s'accompagne de concentrations élevées en aluminium (Al total > 200 µg/l). Une enquête piscicole et la réalisation de pêches électriques ont révélé l'absence de salmonidés dans les cours d'eau acidifiés en permanence, alors que leur présence est connue antérieurement. L'existence d'épisodes acides lors de la fonte des neiges et des pluies printanières a été démontrée ; les auteurs retiennent les retombées acides comme cause de l'acidification des eaux de surface. Ces événements d'ordre hydromé-

Université de Metz, Faculté des Sciences, Laboratoire d'Ecologie, 1, rue des Récollets, 57000 Metz, France.

téorologique sont caractérisés par l'augmentation des concentrations en H^+, NO_3^-, SO_4^{2-} et aluminium, ainsi que par une baisse des ions HCO_3^- dans les eaux torrenticoles. Les macroinvertébrés benthiques intègrent ces épisodes et l'étude comparative de leurs populations montre des modifications apparaissant dans les secteurs acidifiés par rapport aux secteurs non perturbés. L'intégration par les invertébrés benthiques des conditions physico-chimiques se traduit notamment par la disparition des Ephéméroptères, et par un appauvrissement de la diversité taxonomique des Plécoptères, Trichoptères et Coléoptères.

Mots clés : *Acidification, aluminium, anions d'acides forts, macroinvertébrés benthiques, eaux courantes.*

SUMMARY

A biological and physico-chemical survey of four streams has been conducted in the Vosges Mountains. The areas investigated have granitic bed rock and soils in the process of podzolisation ; they are regarded as sensitive to inputs of strong acids. The streams drain forested catchments that are affected by decline of the forests Coniferous trees (*Abies alba, Picea abies*) are dominant.

The sampling sites were located above constructed and agricultural areas (645-685 metres above sea level) thus avoiding organic pollution. Samples of invertebrate fauna in the streams were collected using a surber-type sampler. The presence of fish (*Salmo trutta fario*) was determined by electrofishing.

To determine water chemistry, pH, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, SO_4^{2-}, NO_3^-, total dissolved aluminium, alcalinity (T.A.C.) and HCO_3^-/SO_4^{2-} were measured. The permanent or occasional presence of acidic streamwaters was established. Acidification occurred in all streams during snowmelting and rainstorms.

During these hydrometeorological events, characteristically low pH levels (pH < 5.5), low alkalinity associated with high concentrations of aluminium, nitrates and sulfates, occurred in the water. These are critical periods for aquatic organisms owing to the toxicological effects of low pH and high concentrations of aluminium.

Two streams (the "Rouge-Rupt" and the "Grand-Rupt") did not contain trout.

Diversity and abundance of benthic macroinvertebrates are reduced with increasing acidity. Only 17 taxa were found in the most acidic stream (mean pH : 4.68), whereas 51 taxa were found in the one with less acidity. Likewise, in the less acidic river, abundance was more than three times higher (933 ind/m²) than in the one with most acidity (295 ind/m²). Ephemeroptera were absent when the pH was below 5.9. This order of aquatic insects seems to be the most sensitive to acidification.

The benthic macroinvertebrate community also contained less Trichoptera. Only some Limnephilidae and the genera *Plectrocnemia* and *Rhyacophila* were common in acidic streamwaters and seemed to tolerate the acidification process.

The Plecoptera dominated benthic communities in acidified streams. *Nemouridae*, *Capniidae* and *Leuctridae* were common and abundant. However, apart from *Chloroperla sp.*, the Setipalpia were absent.

A decrease in the diversity and abundance of Coleoptera was observed when the pH was lower than 5.9. The only beetle found in all the streams was *Helodes sp.*

Diptera, Oligochaetes and Flatworms occurred in all four streams and did not present any difference in their distribution when the pH was low.

Knowledge of the biology and ecology of the species appears essential in order to understand the impact of acidification on macroinvertebrates.

The possibility that some species can carry out their development cycle in periods of no acid stress, thus being protected from the harmful effect of acidification, is suggested. In contrast, other species are undoubtedly partly or totally eliminated, owing to their presence at a sensitive development stage during periods of intense acidification.

Key-words : *Acidification, aluminium, strong acid anions, benthic macroinvertebrates, running waters.*

1 - INTRODUCTION

L'acidification des eaux de surface, engendrée par les retombées atmosphériques acides, a été constatée depuis de nombreuses années en Scandinavie (ALMER *et al.*, 1974 ; ODEN, 1976 ; HENRIKSEN, 1979) au Canada (BEAMISH et HARVEY, 1972) dans le Nord-Est des Etats-Unis (SCHOFIELD, 1976 ; DAVIES *et al.*, 1978) au Royaume-Uni (SUTCLIFFE et CARRICK, 1973 ; HARRIMAN et MORRISON, 1982) et plus récemment en République Fédérale d'Allemagne (SCHOEN *et al.*, 1983 ; FEGER et BRAHMER, 1986).

En France, la région la plus touchée est celle des Vosges où les premiers signes de l'acidification des eaux ont été observés en 1981 (SCHOEN *et al.*, 1983). Toutefois, les premières analyses d'acidité des précipitations (neige et pluie) datent de 1973 (BOURRIE, 1976).

Depuis, des études réalisées par FRITZ *et al.* (1984), MASSABUAU *et al.* (1987*a*, 1987*b*) PIHAN (1987), GUEROLD (1987), ont permis de mettre en évidence le rôle des précipitations acides dans le processus d'acidification des torrents vosgiens, où la truite *Salmo trutta fario* a totalement disparu.

Des études portant sur les poissons (JENSEN et SNEKVIK. 1972 ; ALMER *et al.*, 1974 ; LEIVESTAD et MUNIZ, 1976 ; BAKER et SCHOFIELD, 1982 ;

VAN COILLIE *et al.*, 1984 ; HUTCHINSON *et al.*, 1987 ; SEGNER *et al.*, 1988), sur les invertébrés benthiques (SUTCLIFFE et CARRICK, 1973 ; FIANCE, 1978 ; HALL *et al.*, 1982 ; RADDUM et FJELLHEIM, 1984 ; ALLARD et MOREAU, 1987), sur les algues (ALMER *et al.*, 1974 ; TURNER *et al.*, 1987 ; HAVENS et DE COSTA, 1987) ont montré que les organismes aquatiques sont affectés par l'acidification des eaux superficielles.

Au niveau des biocénoses macrobenthiques, les perturbations se traduisent notamment par des baisses de diversités taxonomiques et d'abondances (SUTCLIFFE et CARRICK, 1973 ; WIEDERHOLM et ERIKSSON, 1977 ; HALL *et al.*, 1980 ; ALLARD et MOREAU, 1987) ainsi que par l'élimination de certains taxons comme les Ephéméroptères (SUTCLIFFE et CARRICK, 1973 ; MACKAY et KERSEY, 1985 ; RADDUM et FJELLHEIM, 1987) et les Gammaridés (HAVAS et HUTCHINSON, 1982 ; RADDUM et FJELLHEIM, 1984). L'objectif de cette étude préliminaire était d'évaluer l'incidence potentielle de l'acidification des eaux des torrents vosgiens sur les populations de macroinvertébrés benthiques.

2 - SITES D'ÉTUDE

Les quatre torrents étudiés (figure 1) sont situés sur le versant lorrain du Massif Vosgien. La pluviosité annuelle moyenne est de 1650 mm et la neige est généralement présente de la mi-décembre au mois d'avril.

L'altitude varie de 600 à 1200 mètres et le climat est montagneux tempéré océanique.

Le Rouge-Rupt et son affluent, le Grand-Clos, sont localisés dans la région de Cornimont et reçoivent les eaux drainant un bassin versant majoritairement forestier (hêtraie-sapinière).

Le Grand-Rupt et son affluent, le Foulot, sont situés dans la région de Rupt-sur-Moselle. La végétation est une hêtraie sapinière, excepté dans le fond de vallée qui est occupé partiellement par des pâturages.

Dans les deux secteurs étudiés, la roche mère de nature cristalline est granitique. Des différences dans la composition de ceux-ci et leur altération pourraient être à l'origine des différences de qualité des eaux observées entre cours d'eau voisins.

Les torrents Rouge-Rupt et Grand-Rupt n'hébergent plus de populations de truites *Salmo trutta fario*.

3 - MÉTHODOLOGIE

Les stations de prélèvement d'échantillons d'eau et de faune benthique sont identiques et placées en amont de toute agglomération et dans des secteurs non perturbés par l'activité agricole. L'altitude des stations varie de 645 m à 685 m.

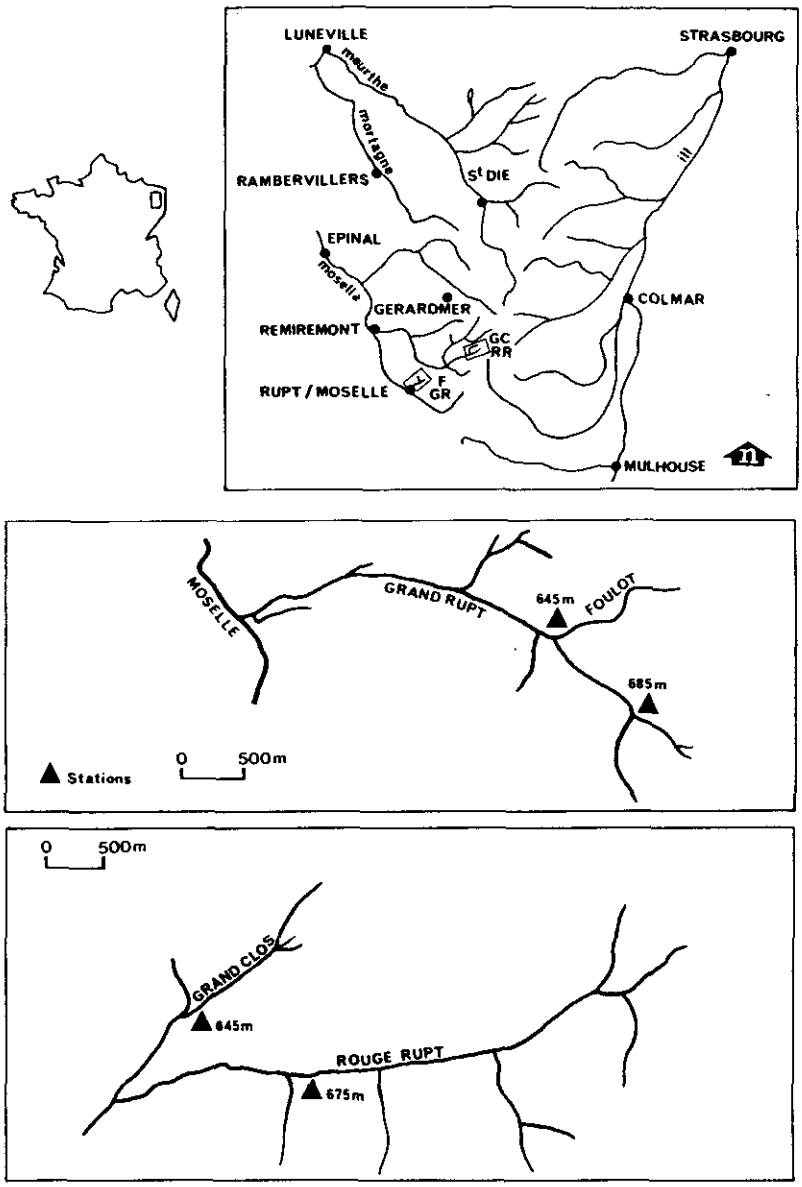

Figure 1. - Localisation des sites d'étude dans les Vosges.

Figure 1. - *Localization maps of studied sites in the Vosges.*

1 - Physico-chimie

Les données physico-chimiques proviennent de mesures *in situ* (sept campagnes) et de l'analyse de prélèvements échelonnés entre août 1986 et juin 1987.

Les paramètres suivants ont été analysés au laboratoire de l'I.R.H.S.P.* : T.A.C., Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, NO_3^-, SO_4^{2-}, Aluminium total et le rapport HCO_3^-/SO_4^{2-}.

Un enregistrement en continu du pH a été réalisé sur la rivière le Rouge-Rupt durant les mois de décembre 1986 et janvier 1987.

2 - Benthos

Des échantillons de macrofaune ont été prélevés au cours de trois campagnes, en décembre 1986, avril 1987 et juillet 1987.

Les prélèvements ont été effectués à l'aide d'un échantillonneur du type Surber. La surface échantillonnée est de 1/20 m² par prélèvement.

A chaque station, huit prélèvements ont été réalisés par campagne. Nous avons essayé de diversifier au maximum les prélèvements en fonction du couple substrat-courant.

4 - RÉSULTATS ET DISCUSSION

1 - Qualité physico-chimique

L'acidité des précipitations mise en évidence par BOURRIE (1976) puis MASSABUAU *et al.* (1987*a*) a été confirmée. Elle occasionne un apport excessif d'ions H^+ dans les quatre cours d'eau.

Les valeurs moyennes de pH (tableau 1) montrent la présence d'eaux acidifiées dans chacun des torrents. Compte tenu de la nature des roches, des sols et de la végétation (résineux, Ericacées), une légère acidité de l'eau est normale dans ce type de région (PIHAN, 1987). Toutefois, les valeurs particulièrement basses du pH, ainsi que les fortes concentrations en aluminium total analysées dans le Rouge-Rupt et le Grand-Rupt (respectivement 4,83 et 4,62 pour le pH et 293,00 µg/l et 354,0 µg/l pour l'aluminium total) mettent en évidence un problème d'acidification.

L'évolution temporelle de la composition chimique de l'eau montre qu'à certaines périodes de l'année se produit une baisse de pH concomitante avec une augmentation de l'aluminium total, ainsi que des anions

---

* (I.R.H.S.P. : Institut de Recherches Hydrologiques et de Santé Publique).

d'acides forts SO_4^{2-} et NO_3^-. Ces périodes constituent de véritables "stress" acides pour les biocénoses aquatiques (figures 2, 3, 4, 5). C'est le cas en particulier, lors de la fonte des neiges, période reconnue critique pour l'environnement aquatique, par suite des modifications de la composition chimique des eaux, qu'elle induit (ODEN, 1976 ; SCHOFIELD, 1976 ; VAN COILLIE *et al.*, 1984 ; MASSABUAU *et al.*, 1987*b*).

Durant la période initiale de fonte, 50 à 80 % des contaminants accumulés dans la neige, sont libérés dans les premiers 30 % d'eau de fonte (JOHANNESSEN et HENRIKSEN, 1978 ; JOHANNES *et al.*, 1980 ; TSIOURIS *et al.*, 1985).

D'après TRANTER *et al.* (1986), il semblerait y avoir une élution préférentielle des espèces ioniques (H^+, NO_3^- et SO_4^{2-}) à partir de la couche nivale.

Consécutivement aux abondantes précipitations printanières, une augmentation des concentrations en ions H^+, SO_4^{2-} et en aluminium total a été constatée dans les cours d'eau étudiés. Des observations similaires consécutives à un événement pluvieux (FRITZ *et al.*, 1984 ; HENRIKSEN, 1985 ; TALBOT et ELZERMAN, 1986) illustrent l'impact des précipitations sur la physico-chimie des eaux de surface.

L'évolution du rapport bicarbonates/sulfates (figure 6) préconisé par ODEN (1976) comme indicateur d'acidification, met en évidence la déficience en ions bicarbonates durant ces périodes critiques, montrant ainsi une capacité de neutralisation des apports, virtuellement nulle.

Il apparaît que deux des torrents étudiés, le Rouge-Rupt et le Grand-Rupt, sont fortement acidifiés en permanence.

Les deux autres cours d'eau, le Grand-Clos et le Foulot quant à eux, se révèlent très sensibles aux événements hydrométéorologiques et présentent alors une acidification temporaire. Toutefois, le Grand-Clos semble dans une phase d'acidification plus prononcée.

Il existe donc des risques toxicologiques pour les organismes aquatiques soumis à de fortes concentrations en aluminium et en ions H^+, soit tout au long de l'année, soit en période de "stress" acides.

Par ailleurs, la directive de la C.E.E. a retenu la valeur guide de 0,05 mg/l d'aluminium pour l'eau de consommation, avec un maximum fixé à 0,2 mg/l, valeurs dépassées à certaines périodes dans les cours d'eau étudiés.

2 - Macrobenthos

Une réduction, en termes d'abondance et de diversité taxonomique, apparaît parallèlement à une baisse de pH. L'abondance la plus élevée (933 ind/m²) ainsi que la plus grande diversité taxonomique (51 taxons) sont observées dans le torrent le moins acide (pH 5,97), alors que dans le torrent le plus acidifié (pH 4,68), l'abondance chute à 295 ind/m² répartis entre 17 taxons.

Tableau 1. - Valeurs moyennes, minimales et maximales, des différents descripteurs physico-chimiques (RR : Rouge-Rupt, GC : Grand-Clos, Gr : Grand-Rupt et F : Foulot).

Table 1. - Physico-chemical caracteristics of the four streams : Mean, minimum and maximum (Rouge-Rupt : RR, Grand-Clos : GC, Grand-Rupt : GR and Foulot : F).

Paramètres	Moyenne				Minimum				Maximum			
	RR	GC	GR	F	RR	GC	GR	F	RR	GC	GR	F
pH	4,89	5,59	4,68	5,98	4,22	4,35	3,62	5,44	5,77	6,20	5,42	6,44
Ca^{++} mg/l	2,00	2,74	2,34	3,44	0,00	1,40	1,60	2,00	4,00	4,00	4,00	6,80
Mg^{++} mg/l	0,81	1,11	1,28	1,12	0,07	0,70	0,70	0,40	1,70	1,90	2,70	1,90
K^{+} mg/l	0,12	0,22	0,10	0,36	0,00	0,00	0,00	0,20	0,40	0,50	0,20	0,50
SO_4^{2-} mg/l	3,07	3,79	5,93	4,30	2,00	2,00	3,50	3,00	4,50	6,00	9,00	7,00
NO_3^{-} mg/l	1,23	1,37	1,19	1,06	0,20	0,60	0,30	0,20	2,60	2,70	2,40	1,80
TAC mg/l	6,26	6,14	4,31	7,72	0,60	0,60	0,60	0,60	16,00	15,00	10,00	15,00
Al µg/l	293,00	131,00	354,00	157,00	100,00	76,00	126,00	38,00	660,00	202,00	1060,00	440,00
HCO_3^{-}/SO_4^{2-}	1,66	1,46	0,70	1,65	0,19	0,08	0,07	0,07	3,15	3,15	1,75	2,89

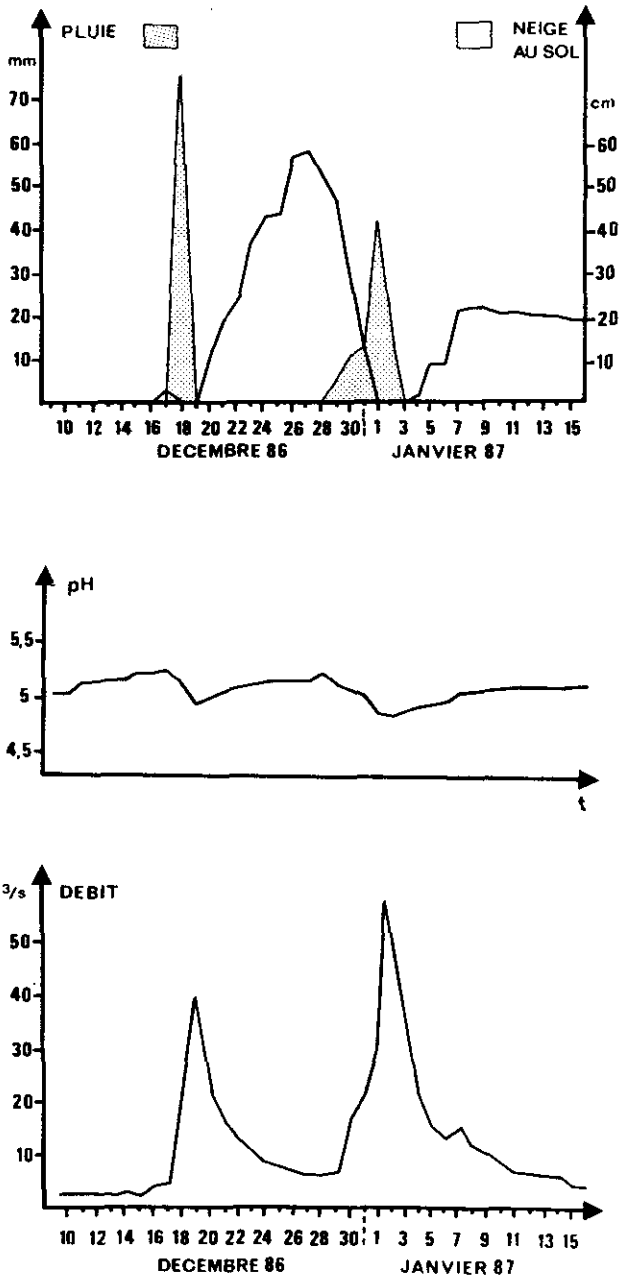

Figure 2. - Evolution du pH et du débit dans le torrent Rouge-Rupt, en relation avec la pluviosité entre le 9 décembre 1986 et le 16 janvier 1987.

Figure 2. - Daily rainfall and snowfall, pH and discharge in the stream Rouge-Rupt from 10 december 1986 to 16 january 1987.

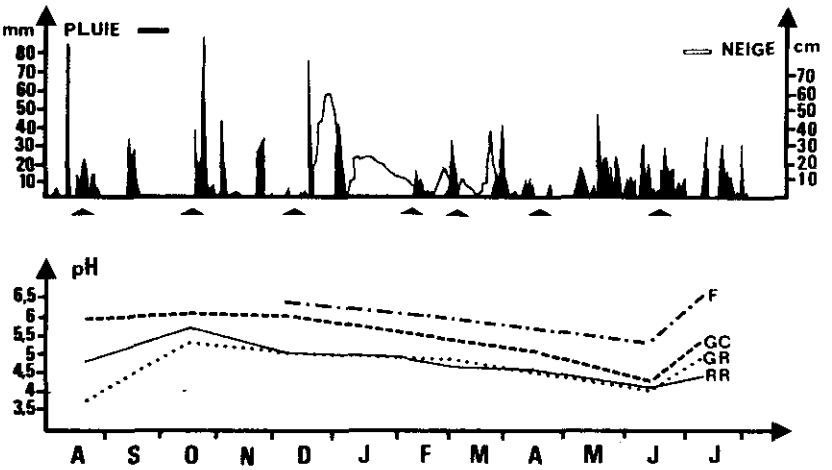

Figure 3. - Evolution temporelle du pH dans les quatre torrents étudiés : Rouge-Rupt (RR), Grand-Clos (GC), Grand-Rupt (GR) et FOULOT (F) en relation avec la pluviosité.

Figure 3. - Evolution of pH in the four streams : Rouge-Rupt (RR), Grand-Clos (GC), Grand-Rupt (GR) and Foulot (F), in relation with precipitations.

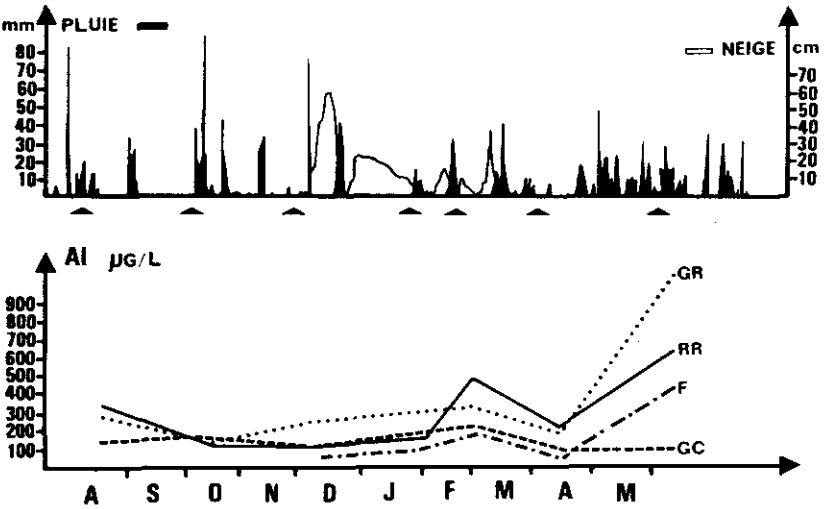

Figure 4. - Evolution temporelle de l'aluminium dans les quatre torrents, Rouge-Rupt (RR), Grand-Clos (GC), Grand-Rupt (GR) et Foulot (F) en relation avec la pluviosité.

Figure 4. - Evolution of aluminium concentrations in the four streams, Rouge-Rupt (RR), Grand-Clos (GC), Grand-Rupt (GR) and Foulot (F), in relation with precipitations.

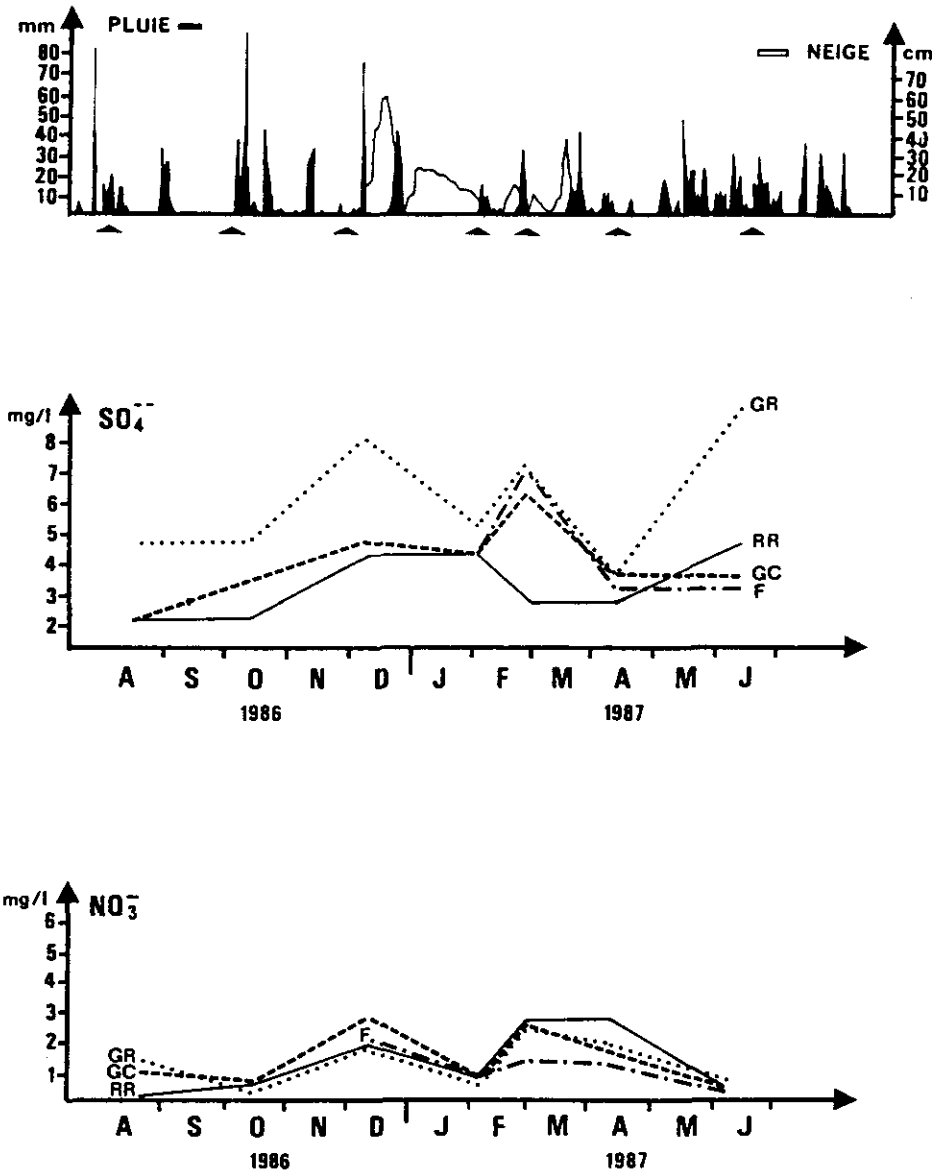

Figure 5. - Evolution temporelle des sulfates (1) et des nitrates (2) dans les quatre torrents, Rouge-Rupt (RR), Grand-Clos (GC), Grand-Rupt (GR) et Foulot (F).

Figure 5. - Evolution of sulfates (1) and nitrates (2) concentrations in the four streams, Rouge-Rupt (RR), Grand-Clos (GC), Grand-Rupt (GR) and Foulot (F), in relation with precipitation.

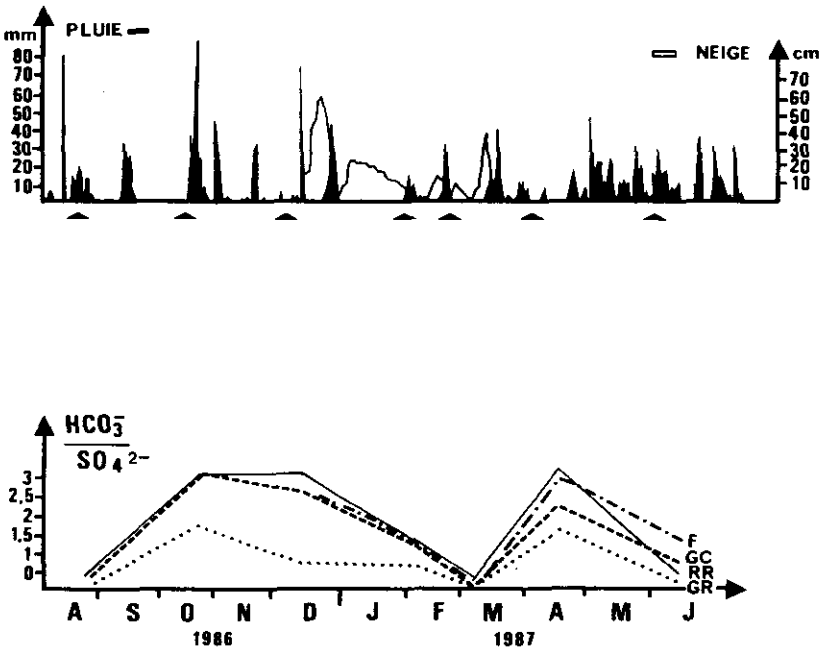

Figure 6. - Evolution temporelle du rapport HCO_3^-/SO_4^{2-} dans les quatre torrents, Rouge-Rupt (RR), Grand-Clos (GC), Grand-Rupt (GR) et Foulot (F) en relation avec la pluviosité.

Figure 6. - Evolution of HCO_3^-/SO_4^{2-} in the four streams, Rouge-Rupt (RP). Grand-Clos (GC), Grand-Rupt (GR) and Foulot (F) in relation with precipitations.

La littérature nombreuse mentionne des observations similaires (JONES, 1948 ; SUTCLIFFE et CARRICK, 1973 ; HENDREY et WRIGHT, 1976 ; HALL *et al.*, 1980 ; KIMMEL *et al.*, 1985 ; SIMPSON *et al.*, 1985 ; WINTERBOURN *et al.*, 1985 ; DIAMOND *et al.*, 1987).

Les Ephéméroptères semblent les plus sensibles et sont totalement absents des cours d'eau dont le pH est inférieur à 5,7 (tableau 2), alors que six espèces représentent plus de 5 % de la population totale de macroinvertébrés benthiques récoltés dans le Foulot. Des études de terrain (SUTCLIFFE et CARRICK, 1973 ; RADDUM et FJELLHEIM, 1984 ; MACKAY et KERSEY, 1985 ; SIMPSON *et al.*, 1985) mais également expérimentales (FIANCE, 1978 ; HALL *et al.*, 1980 ; HERRMANN et ANDERSON, 1986 ; ALLARD et MOREAU, 1987) ont montré que les Ephéméroptères représentent un des groupes les plus sensibles à l'acidification. BELL (1971) a déterminé le pH létal (30 jours) pour 50 % d'un lot de *Ephemerella subvaria* (pH 5,4), alors qu'à pH 5,9, 50 % des individus émergent avec succès.

Une deuxième constatation concerne le groupe des Trichoptères pour lequel un appauvrissement apparaît nettement dans des conditions acides. Alors que 14 taxons ont été recensés dans le Foulot, respectivement 3, 4 et 5 l'ont été dans le Grand-Rupt, le Rouge-Rupt et le Grand-Clos.

Parmi les Trichoptères, des Limnephilidae et les genres *Plectrocnemia* et *Rhyacophila* sont présents dans les eaux acides et semblent donc supporter les conditions du milieu.

Au cours d'une étude réalisée en Angleterre par SUTCLIFFE et CARRICK (1973), la communauté de Trichoptères des ruisseaux acides est dominée par les Limnephilidae, ainsi que par deux espèces appartenant aux genres *Plectrocnemia* et *Rhyacophila*. HARRIMAN et MORRISON (1982) rapportent des observations similaires sur des rivières acidifiées d'Ecosse, tandis que HAVAS et HUTCHINSON (1982), DIAMOND *et al.*, (1987) mentionnent l'extrême tolérance de Limnephilidae à des pH inférieurs à 4.

La figure 7 montre que la faune plécoptérologique domine les populations benthiques dans les cours d'eau acidifiés, ceci en accord avec JONES (1948), SUTCLIFFE et CARRICK (1973), RADDUM et FJELLHEIM (1984), DIAMOND *et al.* (1987). Les Nemouridae, Leuctridae et Capnidae tolèrent les faibles pH.

Toutefois, mis à part *Chloroperla torrentium*, le groupe des Plécoptères Sétipalpes n'est représenté par aucune autre espèce dans les eaux dont le pH est inférieur à 5,7.

A ce propos, JONES (1948), SUTCLIFFE et CARRICK (1973), HARRIMAN et MORRISON (1982) mentionnent l'acido-tolérance de *Chloroperla torrentium*, tandis que MACKAY et KERSEY (1985) ne trouvent aucun Perlodidae dans les cours d'eau les plus acides.

Une réduction de la diversité taxonomique des Coléoptères apparaît dans les eaux acides. Seulement deux taxons ont été récoltés dans le torrent le plus acide. FRIBERG *et al.* (1980), dans une étude sur les invertébrés des rivières suédoises, remarquent l'absence d'Elmidae des eaux les plus acides. De même, SIMPSON *et al.* (1985) signalent la présence d'Elmidae sous des conditions modérément acides et leur disparition ou leur très faible abondance lors d'une intensification de l'acidification.

En ce qui concerne les Diptères, il ne semble pas y avoir de différence entre les quatre torrents. Des Simulidae, Chironomidae et Limonidae (*Dicranota sp*) sont retrouvés dans les quatre torrents. Cependant, des études réalisées par ALLARD et MOREAU (1987) en milieu acidifié expérimentalement montrent que la sensibilité des Chironomidae diffère selon les groupes considérés. Le genre *Microtendipes* supporte bien les conditions acides alors que les *Orthocladinae* sont sensibles. HAVAS et HUTCHINSON (1982) mentionnent la résistance de *Chironomus riparius* à des pH de 2,8 mais aussi de 8,2, et MACKAY et KERSEY (1985) rapportent l'abondance des *Tanypodinae* et la dominance de *Chironomini* dans les rivières les plus acides.

Selon DIAMOND *et al.* (1987), *Dicranota sp.* *Chironomidae* et *Simulidae* font partie des rares insectes survivants dans les cours d'eau du Nord-Ouest de l'Angleterre dont le pH est inférieur à 4,4.

Si l'aspect toxicologique de l'acidification des eaux sur les populations piscicoles a été bien étudié (JENSEN et SNEKVIK, 1972 ; ALMER *et al.*, 1974 ; LEIVESTAD et MUNIZ, 1976 ; BAKER et SCHOFIELD, 1982 ; VAN COILLIE *et al.*, 1984), il existe encore peu d'études portant sur l'intégration des conditions physico-chimiques par les invertébrés benthiques.

Tableau 2. - Liste fauniste établie à partir des prélèvements effectués en décembre 1986, avril 1987 et juillet 1987. Les torrents sont classés par ordre décroissant d'acidité.

Tableau 2. - Distribution of invertebrate fauna in the four streams, based on samples collected in december 1986, april 1987 and july 1987. Streams are arranged in order of decreasing acidity.

	Grand-Rupt	Rouge-Rupt	Grand-Clos	Foulot
PLECOPTERES				
Nemoura sp	+	+	+	+
Amphinemura sp		+	+	+
Protonemura sp	+	+	+	+
Nemurella picteti	+	+		
Leuctra sp	+	+	+	+
Capnia sp		+	+	+
Brachyptera sp		+		+
Chloroperla torrentium	+	+	+	+
Perlodes microcephala				+
Isoperla sp				+
EPHEMEROPTERES				
Epeorus sylvicola				+
Baetis alpinus				+
Baetis melanonyx				+
Heptagenia sp				+
Ecdyonurus sp				+
Rhitrogena sp				+
TRICHOPTERES				
Hydropsyche sp			+	+
Philopotamus sp				+
Odontocerum albicorne				+
Lype sp	+		+	+
Silo sp				+
Polycentropus sp				+
Agapetus sp				+
Glossosoma sp				+
Rhyacophila sp		+	+	+
Plectrocnemia sp	+	+	+	
Goeridae				+
Sericostomatidae				+
Beraeidae				+
Limnephilidae	+	+	+	+
Lepidostomatidae		+		+

Tableau 2. - (suite)
Table 2. - (continuation)

	Grand-Rupt	Rouge-Rupt	Grand-Clos	Foulot
COLEOPTERES				
Hydraena gracilis				+
Helodes sp	+	+	+	+
Macronychus sp				+
Oulimnius sp				+
Dupophilus sp				+
Elmis sp			+	+
Limnius perrisi	+			+
Esolus angustatus			+	+
Laccornis sp			+	
Oreodites sanmonkii		+		
Agabus bipustulatus		+		
DIPTERES				
Ibisia marginata				+
Dixa puberula				+
Dicranota sp	+	+	+	+
Pedicia rivosa		+		+
Dolichopeza albipes		+		
Eloephila sp		+	+	
Rhypholopus sp	+		+	
Simulium monticola			+	+
S. argyreatum		+	+	+
S. cryophilum	+	+	+	+
S. prosticatum			+	
S. carpathicum		+		
Thaumalea sp				+
Prosimulium tomoswaryi				+
Empididae	+	+	+	+
Psychodidae			+	+
Chironomidae	+	+	+	+
OLIGOCHETES	+	+	+	+
TRICLADES				
Polycelis felina	+	+	+	+

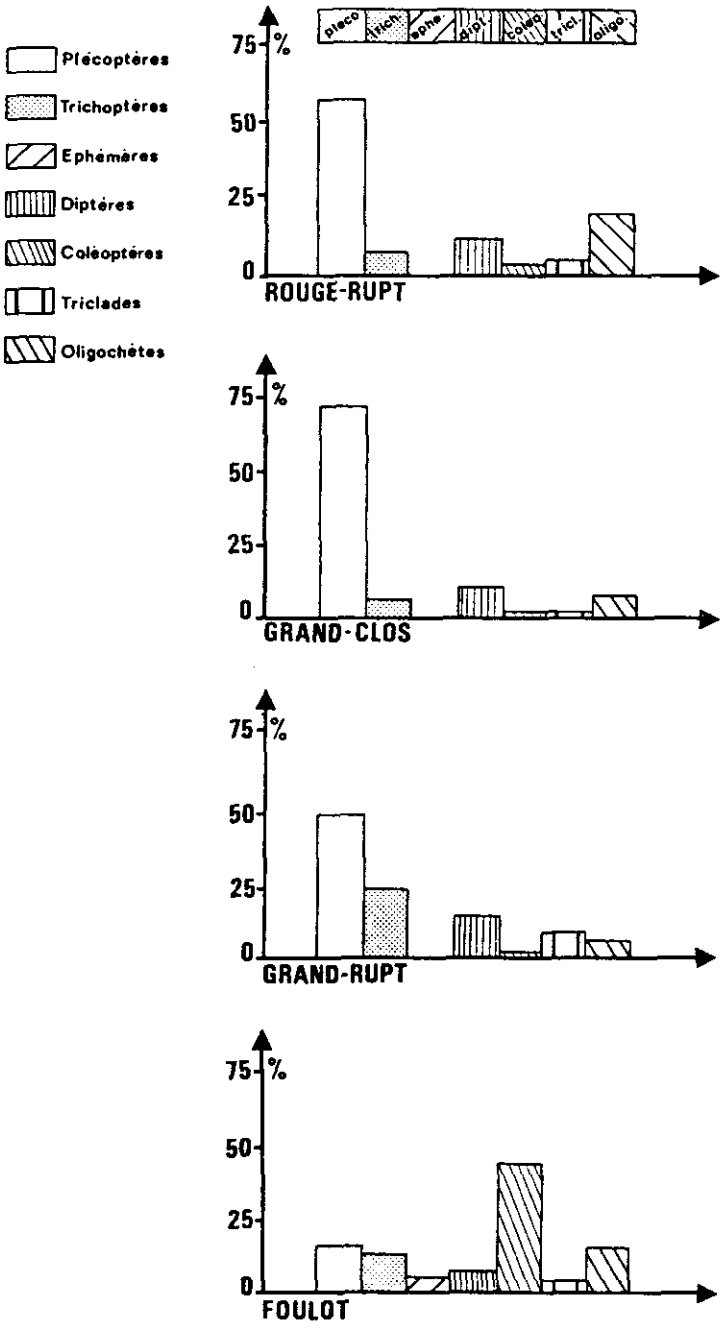

Figure 7. - Structure des populations : abondance (en %) des principaux groupes faunistiques dans chaque torrent étudié.

Figure 7. - Abundance (%) of the main taxonomic groups in each river.

Selon RADDUM et FJELLHEIM (1987), plusieurs réponses semblent être possibles et dépendent des espèces exposées à l'acidification. APPELBERG (1985), BERRILL *et al.* (1987) ont montré que les oeufs et les jeunes stades de certaines espèces d'écrevisses sont particulièrement sensibles aux pH acides. Cette sensibilité se traduit notamment par des perturbations de l'ionorégulation et par une acidose de l'hémolymphe.

Des études visant à montrer les effets de l'acidification sur la physiologie des insectes aquatiques ont été réalisées sur les Ephéméroptères. Ces effets sont multiples et se traduisent par plusieurs phénomènes :

- une baisse de fécondité (BERRILL *et al.*, 1987) ;

- une réduction du taux de croissance (FIANCE, 1978) ;

- des perturbations de l'ionorégulation entraînant des problèmes de maintien de la balance ionique (BERRILL *et al.*, 1987 ; HERRMANN, 1987) ;

- une augmentation de la respiration due à la précipitation d'hydroxydes d'aluminium et à la formation de "sécrétion" au niveau des branchies (HERRMANN et ANDERSSON, 1986) ;

- un accroissement de la fréquence de mue permettant ainsi d'augmenter le nombre de cellules à chlorure (BERRILL *et al.*, 1987) ;

- une sensibilité plus élevée des jeunes stades larvaires (FIANCE, 1978 ; CORREA *et al.*, 1985) et des oeufs (SUTCLIFFE et CARRICK, 1973) ;

- une baisse du taux d'émergence (BELL, 1971 ; HALL *et al.*, 1980).

L'augmentation de l'acidité semble agir soit directement en affectant la physiologie des organismes, soit indirectement par le biais de la toxicité des métaux, soit simultanément par les deux processus.

BURTON et ALLAN (1986) postulent que les effets interactifs entre pH, aluminium et matières organiques sont importants et interviennent dans la sensibilité des espèces. Ainsi, la toxicité de l'aluminium semble être diminuée par la présence de matières organiques, ces dernières ayant un effet déterminant sur la spéciation de l'aluminium. D'après SUTCLIFFE et CARRICK (1973), les conditions du milieu agiraient indirectement en influençant la production primaire et/ou la décomposition bactérienne, induisant ainsi des modifications au niveau des ressources trophiques. Toutefois, HALL *et al.* (1980) font remarquer qu'une réduction des invertébrés intervient avant toute diminution des ressources trophiques. WINTERBOURN *et al.* (1985) ajoutent que l'acidification aurait un impact sur la structure et la fonction des dépôts organiques à la surface des pierres.

Il est ainsi démontré que le Massif Vosgien est actuellement le siège d'une pollution hydrique acide avec dégradation de l'écosystème torrenticole.

Une connaissance des espèces, de leur biologie et de leur cycle s'avère indispensable à la compréhension fine de l'impact de l'acidification des eaux sur les macroinvertébrés. Nous émettons l'hypothèse que certaines espèces réalisent leur cycle en dehors des périodes de "stress" acide et qu'elles se trouvent ainsi protégées de l'action néfaste de l'acidification ; par contre, d'autres espèces présentent sans

doute une concordance entre une période maximale d'acidification et leur présence sous une écophase la plus sensible. Une étude approfondie portant sur un nombre plus important de stations est actuellement en cours.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient les personnalités et organismes ayant fourni des documents : l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse (M. Salleron), le Conseil Supérieur de la Pêche (M. Biselx), la Fédération de Pêche des Vosges (M. Salveque), M. Ribette pour la réalisation des illustrations.

Cette étude a été réalisée dans le cadre d'un contrat avec l'Agence Financière de Bassin Rhin-Meuse.

Certaines déterminations ont été effectuées gracieusement par Mme Clergue, M. Thomas et M. Richoux.

L'étude se poursuit dans le cadre d'un contrat avec le Ministère de l'Environnement.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ALLARD M., MOREAU G. (1987). Effects of experimental acidification on lotic macroinvertebrate community. *Hydrobiologia*, 144 : 37-49.

ALMER B., DICKSON W., EKSTROM C., HORNSTROM E., MILLER U. (1974). Effects of acidification on swedish lakes. *Ambio*, 3 : 30-36.

APPELBERG M. (1985). Changes in haemolymph ion concentrations of *Astacus astacus* L. and *Pacifastacus leniusculus* (Dana) after exposure to low pH and aluminium. *Hydrobiologia*, 121 : 19-25.

BAKET J.P., SCHOFIELD C.L. (1982). Aluminium toxicity to fish in acidic waters. *Water, Air, Soil Pollut.*, 18 : 283-303.

BEAMISH R., HARVEY H. (1972). Acidification of the La Cloche Mountain lakes, Ontario and resulting fish mortalities. *J. Fish. Board of Can.*, 23 : 1131-1143.

BELL H.L. (1971). Effects of low pH on the survival and emergence of aquatic insects. *Wat. Res.*, 5 : 313-319.

BERRIL M., ROWE L., HOLLE H.L., HUDSON J. (1987). Response of some aquatic benthic arthropods to low pH. *Ann. Soc. R. Zool. Belg.*, 117 : 117-128.

BOURRIE G. (1976). Acquisition de la composition chimique des eaux en climat tempéré. Application aux granites des Vosges et de la Margeride. Thèse doctorat. Strasbourg. 214 p.

BURTON T.M., ALLAN J.W. (1986). Influence of pH, aluminium and organic matter on stream invertebrates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43 : 1285-1289.

CORREA M., COLER R.A., YIN C.M. (1985). Changes in oxygen consumption and nitrogen metabolism in the dragonfly *Somatochlora cingulata* exposed to aluminium in acidic waters. *Hydrobiologia*, 121 : 151-156.

DAVIS R.B., SMITH M.O., BAILEY J.H., NORTON S.A. (1978). Acidification of Maine (U.S.A.) lakes by acidic precipitation. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 20 : 532-537.

DIAMOND M., CRAWSHAW D.H., PRIGG R.F., CRAGG-HINE S. (1987). Streamwater chemistry and its influence on the distribution and abundance of aquatic invertebrates and fish in upland streams in Northwest England. In : *Acid Rain. Scientific and Technical Advances*. R. Perry (Ed.). Londres, 321 p.

FEGER K.H., BRAHMER G. (1986). Factors affecting snowmelt streamwater chemistry in the Black Forest (West Germany). *Water, Air, Soil. Pollut.*, 31 : 257-265.

FIANCE S.B. (1978). Effects of pH on the biology and distribution of *Ephemerella funeralis* (Ephemeroptera) *Oikos*, 31 : 332-335.

FRIBERG F., OTTO C., SVENSON B.S. (1980). Effects of acidification on the dynamics on autochtonous leaf and benthic invertebrate communities in running waters. In : D. Drablos and A. Tollan (Eds), *Ecological impact of acid precipitation*. SNSF Proj., Oslo : 304-305.

FRITZ B., MASSABUAU J.C., AMBOISE B. (1984). Physico-chemical characteristics of surface waters and hydrological behaviour of a small granitic basin (Vosges Massif, France). Annual and Daily Variations. *In : Hydrochemical Balances of Freshwaters Systems*. ERIKSONN E. (Ed.) Wallingford. Internat. Assoc. Hydrol. Sci. : 249-261.

GUEROLD F. (1987). Influence de l'acidification des eaux sur les macroinvertébrés benthiques (Versant lorrain des Vosges). Mémoire D.E.A. Sciences Agronomiques. Inst. Nat. Polytech. Lor. Ecol. Nat. Agron. Ind. Alim. Nancy : 100 p.

HALL R.J., LIKENS G.E., FIANCE S.B., HENDREY G.R. (1980). Experimental acidification of a stream in the Hubbard Brook Experimental Forest. New Hampshire. *Ecology* 61 : 376-383.

HALL R.J., PRAH J.M., LIKENS G.E. (1982). Effects of experimental acidification on macroinvertebrate drift diversity in a mountain stream. *Water, Air, Soil Pollut.*, 18 : 273-287.

HARRIMAN R., MORRISON B.R.S. (1982). Ecology of streams draining forested and non forested catchments in a area of central Scotland subject to acid precipitation. *Hydrobiologia*, 88 : 251-263.

HAVAS M., HUTCHINSON T.C. (1982). Aquatic invertebrates from the smoking hills : effect of pH and metals on mortality. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39 : 890-903.

HAVENS K.E., DE COSTA J. (1987). Freshwaterplankton community succession during experimental acidification. *Arch. Hydrobiol.*, 111 : 37-65.

HENDREY G.R., WRIGHT R.F. (1976). Acid precipitation in Norway. Effects on aquatic fauna. *Int. Journal Great Lakes Res.*, 2 : (suppl. 1) 132-207.

HENRIKSEN A. (1979). A simple approach for identifying and measuring acidification of freshwater. *Nature*, 278 : 542-545.

HENRIKSEN A. (1985). Acid Rain in Norway : Effects on lakes and rivers systems. Internat. Cong. on Lakee Pollution and Recovery. Rome 15-18 April. *Norwegian Institute for Water Research.*, report (Oslo) : 426-441.

HERRMANN J., ANDERSSON K.G. (1986). Aluminium impact on respiration of lotic mayfly at low pH. *Water, Air, Soil Pollut.*, 30 : 703-709.

HERRMANN J. (1987). Sodium levels of lotic mayfly nymphs being exposed to aluminium at low pH. A preliminary report. *Ann. Soc. R. Zool. Belg.*, 117 : 181-188.

HUTCHINSON N.J., HOLTZE K.E., MUNRO J.R., PAWSON T.W. (1987). Lethal responses of Salmonid early life stages to H^+ and Aluminium in dilute waters. *Ann. Soc. R. Zool. Belg.*, 117 : 201-217.

JENSEN K.W., SNEKVIK E. (1972). Low pH levels wipe out salmon and trout populations in souther most Norway. *Ambio*, 6 : 223-225.

JOHANNES A.H., GALLOWAY J.N., TROUTMAN D.E. (1980). Snowpack and ion release. *In : Ecological impact of acid precipitation*. SNSF project, Oslo, Norway : 260-261.

JOHANNESSEN M., HENRIKSEN A. (1978). Chemistry of snowmelt water : changes in concentration during melting. *Water Ress. Res.*, 14 : 615-619.

JONES J.E.E. (1948). The fauna of four streams in the Black Mountain District of South Wales. *J. Anim. Ecol.*, 17 : 51-65.

KIMMEL W.G., MURPHY D.J., SHARPE W.E., DE WALLE D.R. (1985). Macroinvertebrate community structure and detritus processing rates in two Southwestern Pennsylvania streams acidified by atmospheric deposition. *Hydrobiologia*, 124 : 97-102.

LEIVESTAD H., MUNIZ I.P. (1976). Fishkill at low pH in a norwegian river. SNSF Project. *Nature*, 259 : 391-392.

MACKAY R.J., KERSEY K.E. (1985). A preliminary study of aquatic insect communities and leaf decomposition in acid streams near Dorset, Ontario. *Hydrobiologia*, 122 : 3-11.

MASSABUAU J.C., FRITZ B., BURTIN B. (1987*a*). Mise en évidence de ruisseaux acides (pH 5,5) dans les Vosges. *C.R. Acad. Sci. Paris*, T 305 Série III : 121-124.

MASSABUAU J.C., FRITZ B., BURTIN B. (1987). Acidification of freshwaters in the Vosges Mountain (Eastern France). *Symposium "Effects of Air Pollution on terrestrial and aquatic Ecosystems". Grenoble May 1987* : 18-22 (A paraître).

ODEN S. (1976). The acidity problem. An outline of concepts. *Water, Air, Soil Pollut.*, 6 : 137-166.

PIHAN J.C. (1987). Situation du réseau hydrographique du Massif Vosgien (Nord-Est de la France) face au problème des précipitations acides. *Natural. Can.*, (Rev : Ecol. Syst.), 114 : 261-267.

RADDUM G.G., FJELLHEIM A. (1984). Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. *Vehr. Intermat. Verein Limnol.*, 22 : 1972-1979.

RADDUM G.G., FJELLHEIM A. (1987). Effects of pH and aluminium on mortality drift and moulting of the mayfly *Baetis rhodani*. *Ann. Soc. R. Zool. Belg.*, 117 : 77-88.

SCHOEN R., WRIGHT R., KRIETER M. (1983). Regional survey of freshwater acidification in West Germany *NIVA report*, 5 : 1-15.

SCHOFIELD C.L. (1976). Acid precipitation : effects on fish. *Ambio*, 5 : 228-230.

SEGNER H., MARTHOLER R., LINNENBACH M. (1988). Growth, aluminium uptake and mucus cell morphometrics of early life stages of brown trout *Salmo trutta*, in low pH water. *Environ. Biol. of Fishes*, 21 : 153-159.

SIMPSON K.W., BODE R.W., COLQUHOUN J.R. (1985). The macroinvertebrate fauna of an acid stressed headwater stream system in the Adirondack Mountains. New York. *Freshwat. Biol.*, 15 : 671-681.

SUTCLIFFE D.W., CARRICK T.R. (1973). Studies on mountain streams in the English Lake District : pH, Calcium and the distribution of invertebrates in the river Duddon. *Freshwat. Biol.*, 3 : 437-462.

TALBOT R.W., ELZERMAN A.W. (1986). Effects of an acid precipitation event on the near surface water chemistry of a oligotrophic lake. *Water, Air, Soil Pollut.*, 28 : 249-264.

TRANTER M., BRIMBLECOMBLE P., DAVIES T.D., VINCENT C.E., ABRAHAMS P.W., BLACKWOOD I. (1986). The composition of snowfall, snowpack and meltwater in the Scottish Highlands. Evidence for preferential elution : *Atmosph. Environm.*, 20 : 517-525.

TSICURIS S., VINCENT C.E., DAVIES T.D., BRIMBLECOMBLE P. (1985). The elution of ions through field and laboratory snowpack. *Ann. Glaciol.*, 7 : 136.

TURNER M.A., JACKSON M.B., FINDLAY D.L., GRAHAM R.W., DE BRUYN E.R., VANDERMEER E.M. (1987). Early responses of periphyton to experimental lake acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44 (suppl. 1) : 135-149.

VAN COILLIE R., BROUARD D., LACHANCE M., VIGNEAULT Y. (1984). Possibilités écotoxicologiques des précipitations acides pour le saumon dans quatre rivières à la côte nord du fleuve Saint-Laurent. *Annls limnol.*, 20 : 215-227.

WIEDERHOLM T., ERIKSSON L.V. (1977). Benthos of an acid lake. *Oikos*, 29 : 261-267.

WINTERBOURN M.J., HILDEW A.G., BOX A. (1985). Structure and grazing of stone surface organic layers in some acid streams of southern England. *Freshwat. Biol.*, 13 : 263-274.