



**Conseil Economique
et Social**

Distr.
RESTREINTE

EB.AIR/WG.1/R.118
26 avril 1996

FRANCAIS
Original : ANGLAIS

COMMISSION ECONOMIQUE POUR L'EUROPE

ORGANE EXECUTIF DE LA CONVENTION SUR
LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE TRANSFRONTIERE
A LONGUE DISTANCE

Groupe de travail des effets
(Quinzième session, Genève, 3-5 juillet 1996)
Point 5 b) de l'ordre du jour provisoire

ACIDIFICATION DES EAUX DE SURFACE EN EUROPE : RELATIONS DOSE/REPONSE
CONCERNANT LA FAUNE AQUATIQUE ET TENDANCES A LONG TERME */

I. INTRODUCTION

1. Le Programme international concerté d'évaluation et de surveillance de l'acidification des cours d'eau et des lacs (PICO), créé en 1985 dans le cadre des activités orientées vers les effets au terme de la Convention, est mis en oeuvre selon une structure hiérarchique de surveillance, conçue pour assurer l'évaluation des effets environnementaux des dépôts acides sur les eaux de surface et prévoir les futures modifications de l'écosystème en fonction

*/ Compte rendu des résultats obtenus par le Programme international concerté d'évaluation et de surveillance de l'acidification des cours d'eau et des lacs, établi avec le concours de M. G.R. Raddum, Institut zoologique, Université de Bergen, Norvège.

La distribution des documents établis sous les auspices ou à la demande de l'Organe exécutif de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance est RESTREINTE et réservée aux gouvernements et organisations qui participent aux travaux de l'Organe exécutif. Les documents ne doivent pas être communiqués aux journaux ou revues, à moins que la RESTRICTION n'ait été LEVEE par l'Organe exécutif.

de divers scénarios de dépôts acides. Le Centre de coordination du programme et sa base de données se trouvent à l'Institut norvégien de recherches sur l'eau (NIVA); il entretient des relations de coopération étroites avec l'Institut zoologique de l'Université de Bergen, Norvège.

2. Le programme, fondé sur les activités nationales des pays participants dont il utilise les sites de surveillance, est mis en oeuvre dans le cadre de la coopération entre les laboratoires et instituts nationaux sélectionnés. Les méthodes de surveillance varient d'un pays à l'autre du point de vue des séries temporelles et du type d'étude. En Norvège, des séries pertinentes de données de surveillance biologique existent depuis 1981; l'Allemagne, l'Irlande et la Suède exercent aussi une surveillance biologique depuis plusieurs années. Au total, 108 sites fournissent des données biologiques et chimiques susceptibles d'être utilisées pour établir des relations dose/réponse. De plus, en Norvège, des données peuvent être fournies par des sites faisant l'objet d'une surveillance moins régulière : 165 pour les invertébrés et 1 095 pour les poissons.

3. Les invertébrés réagissent à divers composés présents dans l'eau. Dans les zones à retombées acides, le principal facteur réduisant les effectifs des espèces est l'effet toxique d'un faible pH seul, ou associé à la présence d'aluminium (Raddum et Fjellheim, 1984; Engblom et Lingdell, 1984; Herrmann et al., 1993; et Larsen et al., sous presse). L'effet toxique est diminué par une concentration accrue en Ca et en matières humiques (Lien et al., 1996).

4. Les effets de l'acidification sur les invertébrés sont évalués à l'aide d'un modèle fondé sur la présence/absence d'espèces/taxons sensibles à l'eau acide ou qui la tolèrent. Les espèces indicatrices sont groupées en quatre catégories en fonction de leur tolérance. Le modèle a été mis au point pour la faune norvégienne où peu d'espèces sont totalement absentes tant que le pH ne baisse pas au-dessous de 5,5. Lorsque les espèces les plus sensibles sont présentes, l'emplacement est classé comme faiblement ou non acidifié, indice 1. Si ces espèces sont absentes, mais si le lieu contient des espèces tolérant un pH égal à 5,0, on classera l'emplacement dans une catégorie modérément acidifiée, indice 0,5. On retiendra l'indice d'acidification 0,5 si toutes les espèces sensibles mentionnées ci-dessus font défaut, tandis que subsistent des espèces tolérant un pH de 4,7. Enfin, si l'emplacement ne comporte que des espèces très tolérantes, acceptant un pH inférieur à 4,7, le site sera considéré comme fortement acidifié, avec l'indice 0. Il s'agit d'un modèle par paliers qui ne tient pas compte des effets sublétaux.

5. Cependant, des espèces peuvent être absentes pour d'autres raisons que l'acidité de l'eau. Ainsi il peut être difficile en particulier de détecter les premières phases de l'acidification au moyen du modèle indicateur décrit ci-dessus. Pour faire face à cette situation, on a eu recours à des techniques numériques à variables multiples afin de quantifier les relations entre les invertébrés et les constituants importants pour la qualité de l'eau. Par ailleurs, on vérifie les possibilités de prévision du pH offertes par les invertébrés et on détecte de nouvelles espèces indicatrices.

II. RESULTATS

6. Le degré et l'extension géographique des dommages causés aux espèces biologiques par l'acidification varient dans les différentes parties de l'Europe en fonction des capacités d'amortissement de l'assise rocheuse et de l'importance des retombées. Dans les zones à eau très oligotrophe, pauvre en calcium, comme en Norvège, la faune se caractérise par un faible nombre d'espèces sensibles et d'espèces peu sensibles. Cela tient au fait que beaucoup d'espèces n'ont pas pu s'adapter à cette situation. La faune présente dans une eau de force ionique élevée, riche en calcium, est généralement plus variée que dans une eau oligotrophe. Les espèces adaptées à une eau riche en ions auront normalement perdu une partie de leur résistance à un faible pH.

7. Ce fait peut être illustré par la comparaison de lacs caractérisés par l'indice 1 (faible acidification) en Norvège et en Allemagne. En Norvège, le pH moyen des sites où l'on pouvait rencontrer les espèces les plus sensibles a été de 5,8, tandis que ce pH a été de 6,8 dans des sites correspondants en Allemagne. De même, la valeur moyenne du pouvoir de neutralisation des acides (PNA) a été de 10 et 150 µeq/l. En conséquence, dans une eau oligotrophe à teneurs en Ca faibles, comprises entre 0,3 et 2 mg/l, un PNA de 20 µeq/l est recommandé pour protéger les poissons, les invertébrés dans les régions à dépôts acides. Dans les eaux à forte teneur en ions et à concentration élevée en Ca, de l'ordre de 3 à 6 mg/l ou davantage, la valeur limite du PNA devrait être augmentée. Cependant, il n'est pas facile de déterminer cette limite du PNA, les données caractéristiques de la chimie de l'eau pouvant être très variées. La faune la plus sensible a cependant rarement été trouvée dans ce type d'eau avec un pH de 6. En conséquence, la limite du PNA a été déterminée sur la base d'une analyse de corrélation entre pH et PNA. L'analyse montre qu'un pH de 6 correspond à un PNA de 50 µeq/l. Dans les zones de précipitations acides d'Europe centrale, il est donc proposé d'adopter une limite critique de 50 µeq/l pour le PNA afin de protéger les organismes les plus sensibles. Cette limite devrait aussi être fixée dans d'autres zones à bassins versants riches en calcium, comme c'est le cas pour de nombreux sites d'observation en Suède.

8. L'acidification et la réduction de la diversité des espèces ont été les plus marquées dans les zones qui possédaient à l'origine une diversité élevée. La raison en est que la proportion d'espèces sensibles est plus élevée dans ces communautés que dans des communautés moins diverses. Les environnements fortement exposés aux acides en Suède et en Europe centrale sont donc relativement plus endommagés, en pourcentage d'espèces perdues, que par exemple diverses zones d'acidité en Norvège et en Irlande.

9. L'analyse numérique à variables multiples a été utilisée pour quantifier la relation entre les espèces et les caractéristiques chimiques de l'eau : pH, calcium, PNA, aluminium total et conductivité. L'analyse de correspondance canonique dont la tendance temporelle a été éliminée a montré qu'il existait un degré de corrélation élevé avec le pH et l'aluminium (axe 1), qui étaient donc les facteurs les plus importants expliquant les variations de la faune. De même, la conductivité et le PNA représentaient des variables importantes pour expliquer les variations de la faune sur l'axe 1. Sur l'axe 2, le calcium était le seul facteur significatif susceptible de modifier les communautés d'invertébrés.

10. Les capacités de prévision offertes par les invertébrés en matière de pH ont été explorées par régression et étalonnage à moyenne pondérée et régression partielle par les moindres carrés et la méthode de la moyenne pondérée. Il a été démontré que la capacité de prévision offerte par les invertébrés était bonne (évaluation d'erreur fondée sur la méthode normale d'échantillonnage répété appelée "boot strapping" = 0,309 unité de pH), ce qui signifie que l'analyse de la faune peut prévoir le pH d'un site avec une précision de $\pm 0,3$ unité de pH. Les invertébrés offrent donc la même capacité de prévision que les diatomées. Des taxons indicateurs pour le pH ont été découverts par régression gaussienne. On a constaté que beaucoup d'espèces augmentaient en nombre au fur et à mesure que le pH diminuait, tandis que d'autres augmentaient avec l'accroissement du pH. De même, on a constaté que de nombreuses espèces étaient caractéristiques d'un faible pH ou d'un pH élevé. Ces analyses sont importantes pour vérifier la tolérance de l'espèce indicatrice utilisée dans la méthode à indice simple mentionnée plus haut. De nouvelles espèces indicatrices ont également été détectées grâce à cette analyse.

11. Pour définir les tendances à long terme de la faune d'invertébrés, on a utilisé des indices d'acidification pour des bassins versants qui font depuis longtemps l'objet d'une surveillance régulière. Pour certains cours d'eau en Norvège, cette surveillance remonte à 1981. Les données montrent que les échantillons prélevés au printemps présentent en général le degré d'acidification le plus élevé, avec un indice faible, en raison de la libération d'acides lorsque la neige fond. A l'automne, l'acidité était plus faible, comme le montre un indice plus élevé. En raison des différences saisonnières, l'analyse de tendance est effectuée séparément pour les données de printemps et d'automne. Un accroissement significatif de valeur de l'indice (acidité réduite) a été enregistré pour l'automne pendant la période 1989-1994 dans deux des bassins versants étudiés. En ce qui concerne le printemps, une augmentation significative de l'indice a été constatée pour la période 1982-1988 dans le bassin versant présentant les plus faibles dépôts acides. L'accroissement observé de l'indice est probablement le résultat de réductions des dépôts acides en Norvège. Jusqu'ici ces améliorations sont constatées surtout dans des zones au départ faiblement endommagées par les retombées acides, tandis que les zones fortement exposées présentent des variations plus faibles dans le temps.

Références */

Engblom, E. et P.-E. Lingdell, 1984. The mapping of short-term acidification with the help of biological pH indicators. Rap. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61: 60-69.

Herrmann, J., E. Degerman, A. Gerhardt, C. Johansson, P.E. Lingdell et I.P. Muniz, 1993. Acid-stress effects on stream biology. Ambio 22: 298-307.

Larsen, J., H.J.B. Birks, G.G. Raddum et A. Fjellheim, 1996. Quantitative relationships of invertebrates to pH in Norwegian river systems. (Hydrobiol. sous presse.)

Lien, L., G.G. Raddum, A. Fjellheim et A. Henriksen, 1996. Critical limits for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrates. The Science of the Total Environment 117, 173-193.

Raddum, G.G. et A. Fjellheim, 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. Verh. Int. Verein. Limnol. 22: 1973-1980.

*/ Ces références ont été reproduites dans la forme sous laquelle elles ont été communiquées au secrétariat.