



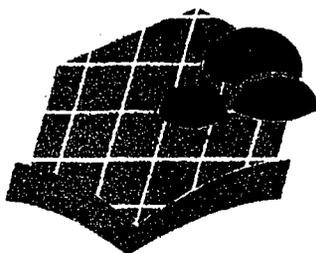
21032



Agence de l'eau
Artois-Picardie



Agence de l'eau
Rhin-Meuse



CONSEIL GÉNÉRAL DES VOSGES

EVALUATION DE L'ÉTAT D'ACIDIFICATION DES COURS D'EAU DU DÉPARTEMENT DES VOSGES

convention n° 14/95 C

Étude réalisée par:

Université de Metz, C.R.E.U.M
CNRS, Vandoeuvre-lès-Nancy, Centre de Pédologie Biologique,
Institut National Polytechnique de Lorraine, Vandoeuvre-lès-Nancy, E.N.S.A.I.A.,
Université Henry Poincaré de Nancy, Laboratoire de Biologie des Insectes

**CENTRE NATIONAL DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE (CNRS)**
CENTRE DE PEDOLOGIE BIOLOGIQUE
17, rue Notre Dame des Pauvres
B.P. 5
F-54501 - VANDOEUVRE-LES-NANCY Cedex - France
Téléphone : 03 83 51 08 60 - **Télécopie** : 03 83 57 65 23

**CENTRE DE RECHERCHES ECOLOGIQUES
DE L'UNIVERSITE DE METZ (CREUM)**
LABORATOIRE D'ECOTOXICOLOGIE
1 rue des **Récollets**
B.P. 4116
F-57040 • METZ Cedex 1 • France
Téléphone : 03 87 74 54 39 - **Télécopie** : 03 87 37 04 61

**UNIVERSITE HENRI POINCARE
DE NANCY**
LABORATOIRE DE BIOLOGIE DES INSECTES
B.P. 239
F-54506 • VANDOEUVRE-LES-NANCY Cedex - France
Téléphone : 03 83 91 20 00

**INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE
DE LORRAINE**
E.N.S.A.I.A. - LABORATOIRE **SOLS** ET ENVIRONNEMENT
B.P. 172
F-54505 - VANDOEUVRE-LES-NANCY Cedex - France
Téléphone : 03 83 59 59 59

CONVENTION RELATIVE A LA REALISATION D'UNE ETUDE SUR L'ETAT DE L'ACIDIFICATION DES COURS D'EAU DU DEPARTEMENT DES VOSGES

N° 14/95 C

Rapport d'étude

J.P. Boudot, D. Merlet, J. Rouiller, F. Guéroid, G. Jacquemin et D. Vein

Novembre 1996

Introduction

Du fait des activités humaines et des pollutions qui en résultent, de nombreux écosystèmes terrestres et aquatiques sont actuellement en voie d'acidification. Ce phénomène, très répandu sur roche acide, touche aussi bien les sols que les cours d'eau et s'observe aussi bien à basse altitude que dans les régions montagneuses.

L'acidification des cours d'eau est connu depuis le début du siècle en Europe du nord et dans le nord du continent américain. Ce phénomène s'est ensuite étendu en surface et accru en intensité dans de nombreuses régions (Magnuson *et al.*, 1984; Henriksen, 1989; Likens, 1991; Cumming *et al.*, 1992; Dixit *et al.*, 1992; Rengberg *et al.*, 1993). En Europe centrale et occidentale, il est connu comme étant un problème local ou régional dans l'extrême sud de la Suisse (Schnoor et Stumm, 1985, 1986), dans le nord de l'Italie (Mosello *et al.*, 1991), en Tchécoslovaquie (Paces, 1985; Fott *et al.*, 1987), en Allemagne (Schoen *et al.*, 1983), en Belgique (Vangenechten, 1983), aux Pays-Bas (Van Dam, 1988), dans les îles Britanniques (Bowman, 1987; Edwards *et al.*, 1990), et également dans le nord-est de la France dans le massif vosgien (Bourrié, 1978; Massabuau *et al.*, 1987; Guérold et Pihan, 1989; Probst *et al.*, 1990; Pihan *et al.*, 1991; Party *et al.*, 1993).

Globalement, on peut admettre que dans les régions boisées, les deux tiers de l'acidification des bassins versants sont à imputer aux apports atmosphériques acides (issus des activités industrielles et de l'utilisation des combustibles fossiles), tandis qu'un tiers provient de l'exploitation des forêts (prélèvement de calcium et de magnésium, exportés ensuite hors de l'écosystème lors de l'exploitation des forêts) (Henrikson et Brodin, 1995).

Les effets les plus néfastes de l'acidification résident tant dans la détérioration de la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine que dans la dégradation des potentialités piscicoles des cours d'eau (Magnuson *et al.*, 1984; Henriksen, 1989; Probst *et al.*, 1990). En outre, une forte corrélation a été établie dans plusieurs pays entre le pH des eaux de surface et la diversité biologique concernant les invertébrés benthiques (Økland et Økland, 1986; Smith *et al.*, 1990; Guérold, 1992; Guérold *et al.*, 1993, 1995), les algues et le zooplancton (Siegfried *et al.*, 1989; Havens, 1991). Par ailleurs, les populations de plusieurs espèces d'amphibiens et d'oiseaux paraissent être en régression du fait, soit de l'acidification de leurs sites de reproduction (Hagström, 1977), soit d'un appauvrissement de la chaîne alimentaire lié à ce phénomène.

Au delà d'une certaine intensité, l'acidification conduit à l'apparition de métaux potentiellement toxiques en solution, ainsi qu'à un appauvrissement notable en éléments physiologiquement importants, si bien que l'appauvrissement biologique constaté peut être imputé soit à la toxicité directe des protons (Neville, 1985; Dalziel *et al.*, 1986), soit à celle de l'aluminium (Driscoll *et al.*, 1980; Baker et Schofield, 1982; Clark et Hall, 1985) ou des métaux lourds (Reader *et al.*, 1989; Sayer *et al.*, 1991a), soit enfin à l'existence de carences en calcium, voire en sodium (Brown, 1981; Brown and Lynam, 1981; Howells *et al.*, 1983, 1992; Wood *et al.*, 1990). Il existe en Scandinavie des cas d'accumulation de mercure dans les poissons et de cadmium chez le renne attribués à l'acidification des sols, des lacs et des eaux courantes (Meili, 1995; Rodhe *et al.*, 1995). Le césium radioactif issu de l'accident de Tchernobyl n'est par ailleurs transféré aux eaux de surfaces que lorsque celles-ci sont acidifiées (Brodin, 1995).

Dans les cours d'eau acides, l'aluminium est un élément potentiellement toxique pour les organismes aquatiques, en particulier pour les populations piscicoles et les organismes nécessaires à leur alimentation (insectes à phase larvaire aquatique notamment). En solution, cet élément est en fait présent sous forme d'un grand nombre d'espèces chimiques, parmi lesquelles seules certaines sont en réalité toxiques (Tableau 1).

Il a été montré que le calcium combattait la toxicité des formes monomériques de l'Al à l'encontre des poissons (Brown, 1981, 1983; Rosseland et Skogheim, 1984a; Sadler et Lynam, 1988; Playle *et al.*, 1989; Wood *et al.*, 1990; Ingersoll *et al.*, 1990; McCormick et Jensen, 1992). D'après les données de Rosseland et Skogheim (1984b), Rosseland *et al.* (1986) et Sayer *et al.* (1991 b), le rapport Ca^{2+}/Al^{3+} nécessaire à la disparition de la toxicité aluminique est

voisin de 6 en ce qui concerne une espèce sensible comme la truite **fario** (*Salmo trutta fario* L.). En outre, la quantité minimale de Ca nécessaire à la reproduction des poissons dans des eaux acides est fonction du pH, et la persistance de populations piscicoles significatives correspond à un rapport $\text{Ca}^{2+}/\text{H}^+$ molaire ≥ 2 (Chester, 1984; **Howells et al.**, 1992). Enfin, des concentrations minimales en Na de 1 mg/L et en Ca de 1,5 – 2 mg/L sont indispensables à une bonne reproduction des poissons dans des eaux même neutres (Brown et Lynam, 1981; **Howells et al.**, 1983, 1992).

Toutes ces considérations montrent que la connaissance de la composition chimique globale des eaux de surface et de la spéciation de l'Al sont toutes deux des données indispensables à l'appréciation de leurs potentialités biologiques. Il est par ailleurs possible d'exprimer la toxicité due à l'Al sous la forme d'un Index de Toxicité Aluminique (ITA) :

$$\text{ITA} = [\text{Al}^{3+} + \text{AlOH}^{2+} + \text{Al}(\text{OH})_2^+ + \text{Al}(\text{OH})_4^- + 0,5\text{AlF}^{2+} + \text{AlSO}_4^+] / [1/6\text{Ca}^{2+}]$$

Selon cette expression, il y a toxicité lorsque les valeurs prises par cet indice sont supérieures à 1. Une valeur de cet indice < 1 , des concentrations en Ca $\geq 1,5$ mg/L, un rapport molaire $\text{Ca}^{2+}/\text{H}^+ \geq 2$ et des concentrations en Na ≥ 1 mg/L constituent donc des conditions indispensables au maintien des richesses biologiques dans les eaux de surface.

Tableau 1- Principales espèces d'Al rencontrées dans les eaux naturelles et pouvoir de toxicité vis à vis des populations piscicoles

Espèces Al	Toxicité *	LogK	Source
Al^{3+}	+		
AlOH^{2+}	+	-5	Nordstrom et May (1989)
$\text{Al}(\text{OH})_2^+$	+	-10.1	"
$\text{Al}(\text{OH})_3^0$		-16.8	"
$\text{Al}(\text{OH})_4^-$	+	-22.7	"
AlSO_4^+	+ ?	3.5	Nordstrom et May (1989)
$\text{Al}(\text{SO}_4)_2^-$?	5	"
AlF^{2+}	(+)	7	
AlF_2^+		12.7	"
AlF_3^0		16.8	"
AlF_4		19.4	"
AlF_5^{2-}		20.6	"
AlPO_4^0	- ?	17.28	Duffield et al. (1991)
AlHPO_4^+	- ?	19.75	Nordstrom et May (1989)
$\text{AlH}_2\text{PO}_4^{2+}$	- ?	22.65	"
$\text{AlOSi}(\text{OH})_3^{2+}$		-0.89	Browne et Driscoll (1992)
$\text{Al}_2(\text{OH})_2\text{OSi}(\text{OH})_3^{3+}$		-4.84	"
$\text{Al}_2(\text{OH})_2(\text{OSi}(\text{OH})_3)_2^{2+}$		-6.27	"
Alorganique ⁰		8.38	Driscoll et al. (1994)
AlHorganique ⁺		13.1	"
AlHPO ₄ organique ²⁻		28.83	Arp et Meyer (1985)

* : d'après Freeman et Everhart (1971). Driscoll et al. (1980), Baker et Schofield (1982). Neville (1985). Dalziel et al. (1986), Sadler et Lynam (1987), Youson et Neville (1987), Birchall et al. (1989), Gjessing et al. (1989), Peterson et al. (1989), Lydersen et al. (1990), Parkhurst et al. (1990). Wilkinson et al. (1990), Witters et al. (1990), Playle et Wood (1991). Murungi et Robinson (1992), Oughton et al. (1992). Rosseland et al. (1992), Gundersen et al. (1994) et Poléo et al. (1994).

Pour une réhabilitation des cours d'eau acides : restauration spontanée après diminution des apports acides ou utilisation d'amendements alcalins ?

Si l'on veut parvenir à une restauration de l'état des **écosystèmes** et obtenir le rétablissement des populations piscicoles disparues, il est donc nécessaire d'obtenir des concentrations en $\text{Ca} \geq 1,5 \text{ mg/L}$, un rapport molaire $\text{Ca/H} \geq 2$, un rapport $\text{Ca/Al}_{\text{toxique}} \geq 6$ (Rosseland et Skogheim, 1984b; Rosseland et al., 1986; Sayer et al. 1991), et, en outre, une valeur d'alcalinité (ANC) toujours $> 50 \mu\text{equiv./L}$ (et si possible comprise entre 100 et 300 $\mu\text{equiv./L}$), de même qu'un pH au moins égal à **6-6,5** (Lien et al., 1992; Dickson et Brodin, 1995; Henrikson et al., 1995; Henrickson et Brodin, 1995).

Cette amélioration peut être obtenue de deux façons **différentes** :

1) par la diminution des rejets acidifiants dans l'atmosphère (effectif depuis quelques années), ce qui pourrait progressivement entraîner une restauration spontanée des écosystèmes les moins acidifiés, et

2) par le traitement des bassins versants les plus acidifiés à l'aide d'amendements alcalins.

Il est important de bien distinguer entre ces deux possibilités et de bien identifier les bassins versants qui se **prêtent** le mieux à l'une ou à l'autre d'entre elles, car les coûts engendrés entre un suivi de la **qualité** chimique et biologique d'un cours d'eau et une opération de chaulage contrôlée ne sont évidemment pas les mêmes.

Diminution des rejets et des apports atmosphériques acides

Suite au renforcement de la législation sur les rejets polluants acidifiants dans l'atmosphère (le but étant d'obtenir une réduction des Amissions et des retombées acides de 70-80 % en 2010 par rapport à 1980), et suite à la fermeture de nombreuses usines et centrales vétustes dans l'ancienne Allemagne de l'Est, les émissions polluantes ont récemment **décru** de manière importante à l'échelle de l'Europe et du continent nord-américain. **Cette diminution ne concerne guère toutefois que les rejets de SO₂, qui ont accusé une baisse de 17 % dans le continent nord-américain et de 28 % en Europe entre le maximum des années 70 et 1991** [par exemple, diminution de 32 % entre 1979 et 1993 en Grande Bretagne (Downing et al., 1995), de 35 % entre 1987 et 1991 dans l'ouest de l'Allemagne (Meesenburg et al., 1995), d'environ 70 % environ depuis le changement de régime politique dans l'ancienne Allemagne de l'Est (Marquardt et Brüggemann, 1995), de 17 % en République Tchèque (Cerny, 1995), de 80 % entre 1980 et 1992 en Suède (Brodin, 1995), etc.]. Les quantités de SO₂ rejetées augmentent par contre rapidement en Asie, en Afrique du sud et dans le continent sud-américain, suite au développement industriel de ces pays.

Les recommandations concernant la diminution des rejets d'azote n'ont quant à elles pas été suivies d'effets suffisants à grande échelle. Hormis en République Tchèque où ils ont baissé de 44 % (Cerny, 1995). les rejets de NO_x sont en augmentation dans de nombreuses régions d'Europe (+ 5 % en moyenne) et du continent nord-américain, même si cette tendance à la hausse tend à s'estomper. Les Amissions de NO_x et de NH₃ augmentent par ailleurs très rapidement dans les pays asiatiques et en Afrique et Amérique du sud (Rodhe et al., 1995).

Les répercussions de cette diminution globale des rejets acidifiants dans l'atmosphère sont très nettes en ce qui concerne les retombées de sulfates, qui ont décru de 40 à 70 % en Europe occidentale (Downing et al., 1995; Matzner et Murach, 1995; Meesenburg et al., 1995), de 45 à 62 % en Europe Centrale (Marquardt et Brüggemann, 1995; Matschullat et al., 1995;

Schaaf *et al.*, 1995), de 30 à 55 % en Europe du Nord (Ek *et al.*, 1995; Tørseth et Semb, 1995). **En ce qui concerne les Vosges, elles ont diminué de 60 % entre 1987- 1991 et 1994-1995 dans la région de Saint-Dié** (Boudot *et al.*, 1996b). **Les valeurs actuelles restent néanmoins élevées : 9 à 11 Kg S/ha/an sur le versant occidental des Vosges dans la région de Saint-Dié** (Boudot *et al.*, 1996b), 8 à 11 dans le sud de l'Écosse (Downing *et al.*, 1995), 28 aux Pays-Bas (De Vries *et al.*, 1995), 22 à 60 dans l'ouest et le sud-ouest de l'Allemagne (Meesenburg *et al.*, 1995), 13 à 42 dans l'ancienne Allemagne de l'Est (Matschullat *et al.*, 1995; Schaaf *et al.*, 1995), 26 dans le sud de la Pologne (Szarek, 1995), 33 à 62 en République Tchèque (Hruška et Krám, 1994; Krám et Hruska, 1994; Cerny, 1995; Krám *et al.*, 1995; Ruzicka, 1995; Hruska, *et al.*, 1996), 10 dans le sud de la Suède (Lövlad *et al.*, 1992), 21 dans le sud de la Finlande (Kortelainen et Mannio, 1995). Des niveaux de pollution beaucoup plus élevés subsistent en outre de par le monde, notamment en Asie (par exemple 138 Kg S/ha/an autour de certains grands centres industriels en Chine) (Shen *et al.*, 1995).

Les retombées concernant l'azote et le chlore ne montrent pas de tendance significative à l'échelle de l'Europe. Même si des **baisses locales** sont évidentes (par exemple -50 à -60-65 % pour NO₃ et Cl sur le versant occidental des Vosges, -30 à -60 % pour NO₃ et -44 à -55 % pour Cl en certains points de l'ancienne Allemagne de l'Est), elles restent stables sur de grandes surfaces allant des Îles Britanniques à la Scandinavie, à l'ouest de l'Allemagne et à l'Europe Centrale, et sont localement en faible augmentation dans d'autres régions (sud de la Suède et certains points de l'ancienne Allemagne de l'Est par exemple pour NO₃) (Ek *et al.*, 1995; Jenkins *et al.*, 1995; Marquardt et Brüggemann, 1995; Matschullat *et al.*, 1995; Matzner et Murach, 1995; Meeseburg *et al.*, 1995; Schaaf *et al.*, 1995; Tørseth et Semb, 1995). Quelques **valeurs actuelles** peuvent être citées : **4 à 8 Kg N-NO₃/ha/an et 13 à 17 Kg Cl/ha/an sur le versant occidental des Vosges dans la région de Saint-Dié** (Boudot *et al.*, 1996b), 14 Kg N-NO₃/ha/an et 45 Kg N-NH₄/ha/an aux Pays-Bas (De Vries *et al.*, 1995), 9 à 19 Kg N-NO₃/ha/an, 15 à 24 Kg N-NH₄/ha/an et 19 à 39 Kg Cl/ha/an dans l'ouest et le sud-ouest de l'Allemagne (Meesenburg *et al.*, 1995), 6 à 15 Kg N-NO₃/ha/an, 2 à 20 Kg N-NH₄/ha/an et 8 à 20 Kg Cl/ha/an dans l'ancienne Allemagne de l'Est (Marquardt et Brüggemann, 1995; Matschullat *et al.*, 1995; Schaaf *et al.*, 1995), 6 Kg N-NO₃/ha/an et 78 Kg N-NH₄/ha/an dans le sud de la Pologne (Szarek, 1995), 6 à 13 Kg N-NO₃/ha/an, 3 à 12 Kg N-NH₄/ha/an et 5 à 15 Kg Cl/ha/an en République Tchèque (Hruska et Krám, 1994; Krám et Hruska, 1994; Krám *et al.*, 1995; Ruzicka, 1995; Hruška, *et al.*, 1996).

Les retombées de protons quant à elles n'ont en Europe et au niveau du continent nord-américain pas toujours décré en proportion de la diminution des rejets de SO₂, car les émissions de poussières alcalinisantes, qui neutralisaient en partie les aérosols acides dans l'atmosphère, ont également diminué de façon très significative (Hedin *et al.*, 1994; Lynch *et al.*, 1995; Rodhe *et al.*, 1995; Summers, 1995). **Dans certains cas, le pH des pluies hors couvert s'est même acidifié depuis le contrôle de la pollution.** Ainsi est-il passé dans l'ancienne Allemagne de l'est de 4,36 à 3,98 depuis 1991, car, si les concentrations des pluies en SO₄ ont effectivement diminué de 60 %, celles en Ca ont diminué de 74 % (Marquardt et Brüggemann, 1995). Ce même phénomène a été observé dans certains secteurs du Canada depuis 1987 (Summers, 1995). **Dans l'ouest de l'Allemagne et dans les Vosges, les apports atmosphériques de protons ont néanmoins diminué de 57 à 68 % depuis la période 1980- 1991 (Matzner et Murach, 1995; Boudot *et al.*, 1996a, 1996b), ce qui est en accord avec la baisse de 22 à 65 % enregistrée pour l'ensemble des anions acides dans cette région.** Les valeurs actuelles suivantes ont été récemment mesurées : **0,78 à 1,04 Kg H⁺/ha/an sur le versant occidental des Vosges dans la région de Saint-Dié; 0,66 à 2,95** dans l'ouest et le sud-ouest de l'Allemagne (Matzner et Murach, 1995; Meeseburg *et al.*, 1995); **0,4 à 0,5** dans l'ancienne Allemagne de l'Est (Matschullat *et al.*, 1995; Schaaf *et al.*, 1995); **0,41 à 0,51** dans l'ouest de la République Tchèque (Hruška et Krám, 1994; Krám *et al.*, 1995; Ruzicka, 1995; Hruska, *et al.*, 1996).

En Europe, force donc est de constater que ces apports restent plus de 10 fois plus élevés que ce qu'ils étaient à l'époque préindustrielle, et **sont encore bien trop importants par rapport aux apports acides tolérables pour les bassins versants les plus pauvres ("charges critiques")**. Sur granite leucocrate, ces charges critiques ont été estimées à 0,062 Kg H⁺/ha/an (Hruska et Krám, 1994; Krám et Hruska, 1994). En Scandinavie, elles sont comprises entre

0,062 et 0,186 Kg H⁺/ha/an sur 2 à 5 % du territoire (Henriksen *et al.*, 1992). **Dans les Vosges, les apports atmosphériques actuels de protons (0,78 à 1,04 Kg/ha/an) sont donc encore 12 à 17 fois trop élevés par rapport à ce que peuvent supporter les substrats les plus sensibles (grès vosgien supérieur et granites leucocrates notamment), ou encore 2,5 à 4 fois plus élevés que ce que peuvent supporter les sols sur des granites et grès plus équilibrés (charge critique = 0.2 à 0.4 Kg H⁺/ha/an)** (Rodhe *et al.*, 1995; Brodin, 1995).

Restauration spontanée des eaux de surface

Malgré l'insuffisance actuelle de la diminution des rejets et des retombées acides, la possibilité de restauration spontanée des eaux de surface acidifiées est réelle. Des cas de restauration chimique (diminution des teneurs en SO₄, augmentation de l'ANC et parfois du pH) et biologique (régression des sphaignes dans les lacs, réapparition des diatomées et des Ephéméroptères sensibles à l'acidité, ainsi que de la reproduction des poissons) spontanées en réponse à une diminution des apports acides sont connus et paraissent surtout correspondre aux **eaux dont l'alcalinité (ANC) était restée voisine de 0 (pH ≈ 5 à 6)**. Il existe également des cas de restauration chimique qui ne sont accompagnés d'aucune restauration biologique. **Cette amélioration spontanée paraît plus difficile dans le cas des eaux hyper-acides (ANC < 0 et pH < 5), et certains bassins versants continuent même à s'acidifier malgré la baisse des retombées acides** (Harriman *et al.*, 1995; Jeffries *et al.*, 1995; Jenkins *et al.*, 1995; Skjelkvåle et Henriksen, 1995; Soulsby *et al.*, 1995). Cette absence de réponse de certains écosystèmes à la baisse de la pollution est due :

1) à l'insuffisance de la diminution des retombées acides. En effet, si l'apport maximal en H⁺ que peuvent supporter les bassins versants les plus sensibles pour qu'ils puissent cesser de se dégrader (= "charge critique") se situe entre 0,062 et 0,186 Kg/ha/an (Hruška et Krám, 1994; Brodin, 1995; Rodhe, 1995), il est clair que les apports actuels mentionnés plus haut sont encore beaucoup trop élevés pour les zones les plus sensibles. Dans les faits, il est admis que pour que la situation cesse de se dégrader, une réduction de 65-75 % des émissions par rapport à celles de 1990 est nécessaire. Une restauration spontanée de la quasi totalité des zones acidifiées exige quant à elle une diminution de 85-90 % des émissions par rapport à celles de 1990 (Brodin, 1995), et parfois même davantage (Henrikson et Brodin, 1995).

2) au déstockage progressif des ions SO₄ préalablement adsorbés sur les oxyhydroxydes métalliques pendant les phases de pollution aiguë antérieures et à la minéralisation du S organique accumulé par le passé, qui créent un certain temps de latence entre la diminution des apports atmosphériques et l'amélioration de la qualité des eaux de surface qui doit en résulter. Ainsi, malgré la diminution des apports atmosphériques, les flux de SO₄ actuellement exportés hors des sols acides vers les eaux de surface restent souvent importants et paraissent être de 1,1 à 5 fois plus élevés que les retombées actuelles (Jeffries *et al.*, 1995; Krám *et al.*, 1995; Schaaf *et al.*, 1995; Boudot *et al.*, 1996a, 1996b). Ce délai est très variable et mal connu.

Expérimentalement et dans le cas des podzols, sols très répandus dans les régions septentrionales et dans les massifs montagneux sur roche pauvre (grès vosgien supérieur par exemple), lorsque l'on préserve le sol des pluies (acides) et qu'on les remplace par de l'eau de composition analogue aux pluies préindustrielles, les concentrations de SO₄ dans les eaux du sol diminuent de 65-75 % en 3 mois dans les horizons supérieurs, très filtrants et à faible capacité d'adsorption des sulfates, mais seulement de 50 % en 2 ans ½ dans les eaux des horizons profonds, riches en oxyhydroxydes métalliques et à forte capacité d'adsorption. Dans les ruisseaux, les concentrations en NO₃ diminuent de 60 % en 15 jours et celles en SO₄ de 50-52 % en 2 ans ½ - 3 ans ½, tandis que l'ANC remonte de 45 % en 3 ans ½. Le pH des solutions du sol remonte après 3 ans ou davantage et les concentrations en Al diminuent au mieux après un délais de 2 ans dans les solutions du sol et les sources (Wright *et al.*, 1988, 1993; Giesler *et al.*, 1996). Ces délais paraissent être plus longs dans le cas de sols limoneux acides, moins filtrants et à plus forte capacité d'adsorption (Bredemeier *et al.*, 1995).

En conditions naturelles, **une amélioration spontanée significative des eaux de surface peut-être escomptée en moins de 10 ans sur des roches suffisamment altérables; les calculs par modélisation suggèrent qu'une telle amélioration pourrait prendre plusieurs décennies (de 20 à 100 ans) sur les roches les plus pauvres des régions les plus acidifiées** (Henrikson et Brodin, 1995; Jenkins *et al.*, 1995). Dans certains sites d'Écosse, où les apports de SO_4 ont diminué de 40 % entre 1980 et 1985 puis se sont stabilisés, les concentrations de sulfate ont diminué et le pH et l'ANC ont commencé à augmenter dans les lacs et les rivières. Dans les lacs, cette amélioration a été rapidement perceptible et les populations de diatomées neutrophiles ont commencé à se restaurer dès 1985-86. Dans les rivières, la réponse a été plus étalée et plus progressive, et la reprise de la reproduction des Salmonidés n'a été constatée que vers 1994 (Harriman *et al.*, 1995). Dans le sud de la Suède, les dépôts polluants ont été à leur maximum vers (1960) 1970 (1974), et, de 6,5, le pH de nombreux lacs était descendu à moins de 5, avec de fréquentes phases à 4,5, un fort envahissement par les sphaignes et une régression ou une disparition pure et simple des poissons. Suite à la diminution des apports atmosphériques acides, les concentrations en sulfate ont baissé de 30 % par rapport à 1970-74, les diatomées acidophiles ont progressivement régressé à partir de 1970, les sphaignes ont commencé à régresser vers 1985 puis ont disparu en 1994, tandis que la flore littorale antérieure se réinstallait. La reproduction de la Perche, seul poissons à n'avoir pas disparu, s'est améliorée à partir de 1985 et est devenue excellente à partir de 1994. L'augmentation de pH n'est toutefois pas encore suffisamment sensible 20-25 ans après le début de la diminution des apports polluants (augmentation tout au plus de 0,2 unités pH) (Ek *et al.*, 1995) et les Salmonidés ne peuvent toujours pas se réinstaller. D'autres lacs ont vu leur pH remonter de 4,4-4,5 à 4,7-4,9 en une dizaine d'années, suite à une diminution des apports de SO_4 de 15-20 % (Forsberg *et al.*, 1985).

Restauration des écosystèmes acidifiés par apport d'amendements alcalins

Devant les conditions drastiques nécessaires à une restauration spontanée des eaux de surface dans les régions les plus acidifiées (suppression quasi totale des rejets acidifiants dans l'atmosphère à l'échelle du continent), et devant les délais souvent importants prévisibles, il paraît nécessaire d'entreprendre une restauration "forcée" des cours d'eau dont le pH est inférieur à 5 à l'aide d'amendements alcalins (calcaire, dolomie, ...). De nombreuses techniques ont été utilisées, notamment dans les régions scandinaves, mais seules certaines d'entre elles se sont révélées efficaces. Ces techniques peuvent se regrouper en deux grands groupes, à savoir : i) le traitement direct des rivières et des lacs, ii) la restauration des eaux de surface par le traitement des sols.

Traitement direct des eaux courantes et lacustres

Le calcium combat la toxicité de l'aluminium monomérique, souvent présent en abondance dans les eaux acides, et est un élément indispensable à la physiologie des organismes aquatiques. La meilleure technique de neutralisation directe de l'acidité des eaux courantes réside donc dans des actions de chaulage en continu utilisant du CaCO_3 pulvérulent à l'aide de distributeurs automatisés (Rosseland et Skogheim, 1984a). Dans le cas des lacs, il est plus simple de déverser du calcaire par bateau ou hélicoptère, ce qu'il faut renouveler tous les 6 mois à 2 ans. Les produits ne renfermant que du sodium (Na_2CO_3 , NaOH) sont à proscrire car ils n'apportent pas de calcium, n'ont pas de pouvoir tampon suffisant et peuvent provoquer des accroissements de pH beaucoup trop importants. L'immersion de galets calcaires, le mélange de calcaire broyé au substrat du fond des cours d'eau, ou encore la déviation des rivières dans des citernes enrichies en calcaire broyé ou en sable de coquillages, ont également été testés mais ne donnent pas d'effets significatifs durables (Rosseland et Skogheim, 1984a).

Même si elles peuvent donner au moins temporairement de bons résultats (Lindell et Engblom, 1995; Wheatherley *et al.*, 1995), toutes ces méthodes de neutralisation directe des eaux sont très délicates dans la mesure où il existe un risque important d'augmenter la toxicité

de J'Al en formant des polymères, ce qui a été effectivement observé lorsque les eaux deviennent saturées en Al au pH résultant du traitement (Dickson, 1983 ; Nyberg, 1984 ; Skogheim *et al.*, 1984 ; Wheatherley *et al.*, 1991; Rosseland *et al.*, 1992; Verbost *et al.*, 1995). Il existe également un risque de réapparition de la toxicité Al par formation d' $Al(OH)_4^-$ si le pH s'élève au dessus de 7 (Freeman et Everhart, 1971 ; Rosseland et Skogheim, 1984a). Le pH et les concentrations en Ca augmentent par ailleurs au-delà de ce qu'ils étaient avant acidification, et leur cortège biologique devient celui d'une eau carbonatée (Ormerod *et al.*, 1990). Le chaulage direct des lacs provoque en outre leur eutrophisation et leur envahissement par des herbes aquatiques, qui meurent ensuite lorsque l'effet de l'amendement est passé (Dickson *et al.*, 1995). avec risque d'anoxie suite à leur décomposition.

Restauration des eaux courantes par le traitement des sols

Il est en fait préférable de traiter les sols plutôt que de neutraliser directement les cours d'eau et les lacs, car cela supprime le transfert des métaux potentiellement toxiques des sols vers les eaux de surface et limite le risque d'apparition de polymères Al et d' $Al(OH)_4^-$.

Les agents alcalins les plus utilisés sont le calcaire ($CaCO_3$) et la dolomie [$CaMg(CO_3)_2$]. Les cendres et la chaux vive ou éteinte sont à éviter car elles n'ont pas de pouvoir tampon suffisant et peuvent provoquer un pH trop élevé. La dolomie a l'avantage sur le calcaire d'apporter du Mg, et certains des symptômes du dépérissement forestier (notamment le jaunissement des conifères) sont précisément dus à des carences en Mg. La dolomie est toutefois moins soluble que le calcaire et, même si elle donne d'excellents résultats au niveau des sols, son action est souvent jugée insuffisante dans le cadre d'une réhabilitation des eaux de surface. En fait, elle semble nécessiter des sols peu épais et un climat très pluvieux pour être un tant soit peu efficace (Hindar *et al.*, 1995). **Une solution bénéfique aussi bien pour les sols, les arbres et les cours d'eau consiste donc à utiliser du calcaire dolomitique à forte teneur en dolomie, ou un mélange de 2/3 de calcaire et de 1/3 de dolomie finement broyés.**

Sur des sols sablo-limoneux fortement acidifiés et peu épais (50 cm), il faut apporter 5 t/ha de calcaire pur pour rétablir le niveau de fertilité du sol au niveau où il était au début du 20^{ème} siècle (Dickson et Brodin, 1995).

Sur des sols limoneux plus épais ($\geq 1m$), les besoins s'élèvent à 20 t/ha pour atteindre ce même objectif (Kreutzer, 1994). En ce qui concerne les bassins versants sensibles des Vosges, le calcul montre que si l'on voulait saturer en Ca les 35 cm supérieurs des sols, il faudrait apporter 29 à 33 t/ha de calcaire pur dans le cas des sols à podzolisation modérée, 32 à 37 dans le cas des sols à podzolisation forte. Ces quantités s'élèveraient respectivement à 39-70 et 70-91 t/ha si l'on voulait saturer la totalité de l'épaisseur de ces sols.

En pratique, une bonne technique d'amélioration des eaux de surface par le biais de la correction de l'acidité des sols consiste en l'épandage de calcaire pulvérulent (\emptyset des particules : 98 % < 50 - 60 μm , 50 % < 10 μm), en quantité telle que le Ca excède légèrement la capacité d'échange à pH 7 des 20 premiers cm du sol (Hornung *et al.*, 1990), ce qui correspond sensiblement à 30 t/ha dans le cas des bassins versants sensibles des Vosges.

Les essais décrits dans la littérature scientifique (Brocksen *et al.*, 1990; Hornung *et al.*, 1990; Howells *et al.*, 1992; Franzman et Nihlgård, 1995; Hindar *et al.*, 1995; Kreutzer, 1994; Miller *et al.*, 1995; Nyström *et al.*, 1995) corroborent cet ordre de grandeur :

- 25 à 30 t/ha de $CaCO_3$ sur des sols forestiers, 10 à 20 t/ha sur des sols de pelouse, donnent de bons résultats et sont susceptibles d'assurer une bonne réhabilitation à des eaux de pH 4,5-5 pendant une vingtaine d'années; dans ces conditions les populations de Salmonidés se

réinstallent. Il n'y a besoin de chauler qu'un peu plus de 50 % des bassins de réception des sources. Traiter les berges n'a par contre aucun effet.

- Dans les bassins versants hyper-acides à podzols et landes tourbeuses sur schistes et micaschistes d'Écosse (pH des cours d'eau = 4 à 4,3, teneur en Ca = 0,4 à 1 mg/L), un apport de 10 t/ha de **CaCO₃ pulvérulent** (Ø des particules : 90 % < 75 µm) au niveau des seuls bassins de réception des sources [soit 5 % (15 ha) de la surface du bassin versant], constitue par contre un traitement insuffisant. Le pH ne remonte que vers 4,7 et les teneurs en Ca **s'élèvent** entre 2 et 12 mg/L selon les cas les 3 premières années, pour redescendre entre 1 et 2 mg/L les 3 suivantes. Il subsiste des **périodes** de stress acides et les **Salmonidés** ne peuvent se **réinstaller**. Pour obtenir un résultat plus satisfaisant, il faudrait chauler 15 % de la surface du bassin versant. Cette **situation est tout à fait transposable aux cours d'eau les plus acides des Vosges et, sous réserve d'une adaptation destinée à la rendre plus efficace, peut servir de base à une expérimentation dans cette région.**
- Dans le même type de bassin versant hyper-acide en Suède (pH des eaux = 4-4,3), Al = 0,5 à 2 mg/L, ANC = +30--400 µequiv./L), un apport de 6 t/ha de dolomie en poudre (Ø C 30 µm) relève le taux de saturation des horizons supérieurs d'un podzol en 5 ou 10 ans mais n'a pas d'influence sur les horizons profonds. Dans les eaux courantes, l'Al toxique ne décroît que de 40 % et le pH ne remonte que de 0,1 unité, ce qui est très insuffisant.
- Dans la même région et dans des bassins versants avec les mêmes types de sols mais avec des rivières moins acides (pH 5-5,1), un apport de 5 t/ha de calcaire dolomitique (Ca/Mg = 2,5 molaire) est plus efficace et provoque une remontée du pH à 5,8-6,2 pendant au moins 10 ans, tandis que les concentrations en Ca passent de 1,4 à 1,5-1,9 mg/l pendant 4 ans puis à 1,4-3,1 mg/L pendant 6 ans. Parallèlement, les concentrations en Al sont divisées par 2 ou 3. **Cette situation est transposable aux cours d'eau modérément acides (pH ~ 5) des Vosges et peut également servir de base à une expérimentation dans cette région.**
Les doses plus faibles ne donnent de résultats satisfaisants que dans les bassins versants peu ou modérément acidifiés :
- 3 t/ha de CaCO₃ sur des sols de pelouse n'offrent qu'une protection incertaine aux eaux de surface, qui se limite à 7 ans environ dans le meilleur des cas.
- 3 à 4 t/ha de dolomie (Ø des particules : 90 % 0,2-2 mm) en Norvège n'a eu pour résultat que de faire augmenter le pH des eaux courantes de 4,5-5,5 à 5,5-6 et l'ANC de 9 à 39 µequiv./L (ce qui est insuffisant). L'Al a diminué d'environ 50 %, les concentrations en Mg ont presque doublé et celles en Ca n'ont que très faiblement augmenté.
- Avec ce même apport, l'ANC d'une rivière hyper-acide de Suède (pH ~ 4) n'est passée que de -200 à -100 µequiv./L, le pH n'a augmenté que de 0,1 à 0,2 unités et l'Al toxique, qui pouvait atteindre 1200 µg/L en l'absence de traitement, n'a diminué que de 30 à 40 % après 2 ans (ce qui perdurerait après 6 ans).
- Un apport de 4 t/ha de dolomie sur un sol lessivé limoneux acide à 6 cm en Allemagne s'est dissout en 6 ans, avec 2 t l'étant dès la première année. Après dissolution complète, 70 % du Ca et 30 % du Mg restent présents dans l'humus, 90 % de ces deux éléments l'étant dans les 40 cm supérieurs du sol. Le pH du sol et des eaux qui y percolent n'augmente que dans l'humus, et l'ANC augmente jusqu'à 40 cm de profondeur grâce à la plus forte pénétration du Mg. Le front de neutralisation ne descend que de 1 cm par an et est suivi pas une zone de réacidification modérée. Il n'y a aucun effet sur les eaux courantes ou lacustres.
- Enfin, 2 t/ha ou moins de CaCO₃ ou de dolomie, peuvent avoir un effet d'acidification, car il n'y a qu'un échange des protons par le Ca sans persistance d'un pouvoir tampon suffisant

dans les solutions du sol.

Pour les plus **modérés** d'entre eux, ces traitements doivent être **répétés** tous les 5 à 10 ans. Du point de vue de l'impact sur la flore acidophile locale ou d'un risque **éventuel** d'une augmentation des nitrates dans les cours d'eaux (très peu probable), un fractionnement des apports dans le temps est indispensable pour les fortes doses. 10 **t/ha** ne représentent un danger que pour les tourbières, qui ne supportent aucun chaulage et qu'il ne faut jamais chauler afin de conserver les particularités faunistiques et floristiques qui les **caractérisent**.

État de l'acidification des ruisseaux dans le département des Vosges

Méthodologie

L'un des aspects les plus importants de ce travail a été d'établir l'état de l'acidification des cours d'eau dans le département des Vosges.

A cet effet, dans un premier temps, 756 cours d'eau ont été présélectionnés après examen de la carte géologique, en fonction de leur environnement géologique, pédologique et géographique. Un certain nombre d'entre eux a été éliminé en fonction des modalités d'accès, de l'environnement paysager et de l'état de pollution autre qu'atmosphérique du site. Les 394 ruisseaux restant se distribuent régulièrement sur l'ensemble des roches acides ou faiblement carbonatées du département (3 sur volcanisme basique, 3 sur volcanisme acide, 2 sur diorite, 2 sur granite des ballons, 1 sur granite de Corravillers, 1 sur granite fondamental, 9 sur granite des crêtes, 1 sur granite de Thiéfosse, 29 sur granite du Bramont, 9 sur granite du Valtin, 15 sur granite du Ventron, 8 sur granite de la roche des fées, 8 sur granite du lac vert, 4 sur granite de Remiremont, 5 sur gneiss et intergrades vers les granites ou les migmatites, 4 sur migmatites, 6 sur leptynites, 7 sur moraines cristallines Riss ou Würm, 1 sur grès à voltzia, 12 sur grès intermédiaire, 7 sur conglomérat principal, 11 sur grès vosgien supérieur ou présumé supérieur, 11 sur grès vosgien inférieur et 11 sur grès permien; 29 sont en outre fortement influencés par des tourbières à sphaignes. Les 79 restant sont influencés par plusieurs types de roches).

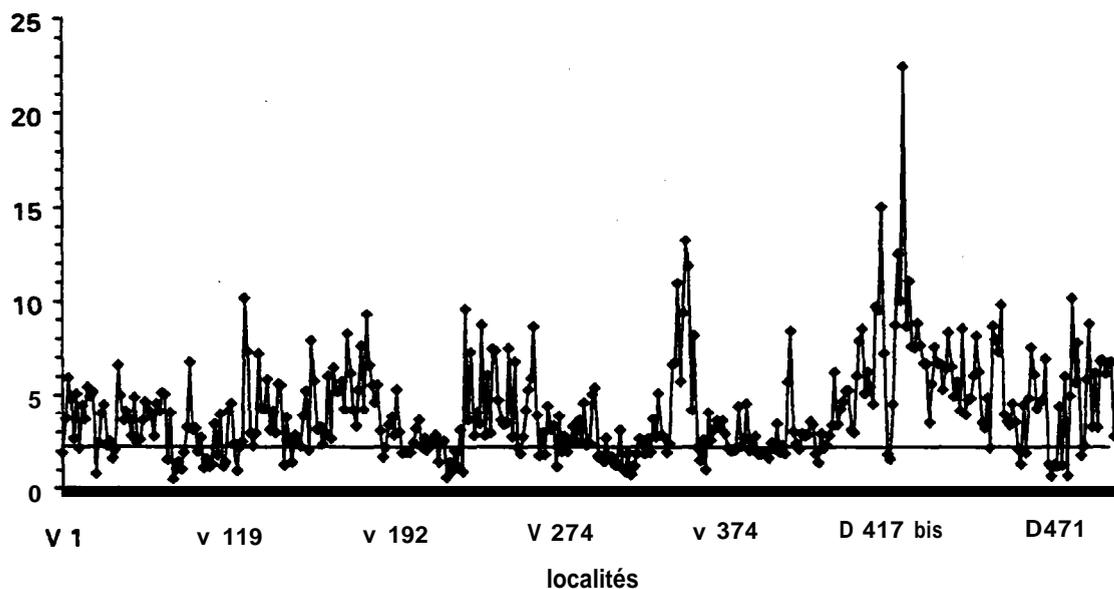
La totalité de cette sélection a été échantillonnée durant une période d'étiage prolongée (automne 1995). Elle fournira une image hors stress acide de l'état des cours d'eau du département. A la fonte des neiges, qui s'est opérée aux altitudes supérieures à 600 m au printemps 1996, l'échantillonnage a été allégé et n'a comporté que 119 ruisseaux. Enfin, les données acquises lors de ces 2 campagnes ont permis de constituer un échantillonnage représentatif de 60 ruisseaux, dont certains serviront à un suivi régulier à long terme. Ce suivi a débuté dans le cadre de la présente convention (environ 10 campagnes par an, chiffre à pondérer en fonction des événements climatiques).

Les échantillons collectés ont tous été filtrés sur le terrain à l'aide de filtres Sartorius de $0,45\ \mu\text{m}$ de porosité, conservés à $5\ ^\circ\text{C}$ et analysés dans un délai de 5 jours. L'analyse des anions minéraux (Cl , PO_4 , F , NO_2 , NO_3 , SO_4) a été effectuée par chromatographie ionique. Les cations minéraux ont été dosés par absorption atomique (K et Na) et spectroscopie d'émission plasma (ICPAES) (Al, Ca, Fe, Mg, Mn et Si). Le carbone organique a été dosé par un analyseur en phase liquide Carlo Erba, et le pH mesuré par une électrode combinée.

La spéciation de l'aluminium a été déterminée par une méthode que nous avons récemment mise au point (Boudot et al., 1994, 1995). L'Al total est mesuré sur échantillon préacidifié par spectroscopie d'émission plasma. L'Al monomérique inorganique + organique est obtenu par chromatographie ionique (Ci) sur colonne Dionex CS3. Enfin, une extraction flash de 5 secondes par la 8-hydroxy-quinoléine (8-OH-Q) permet la détermination de l'Al monomérique minéral, à l'exception des espèces Al-F. La différence entre l'Al-ICPAES et l'Al-Ci représente l'Al non-monomérique, constitué de polymères et de fins colloïdes amorphes. La différence entre l'Al-Ci et l'Al-8-OH-Q représente la somme de l'Al organique et des espèces Al-F. Chacune des espèces incluses dans le pool Al-8-OH-Q est individuellement déterminée par calcul d'équilibre à l'aide du logiciel MINEQL+ V 3.01 (Schecher et McAvoy, 1992, 1994), après avoir mis sa base de données à jour (Tableau 1). Il en va de même pour la détermination des espèces Al-F et de l'Al organique.

L'alcalinité (abréviation actuelle : ANC = Acid Neutralizing Capacity = capacité à neutraliser les acides) des eaux analysées, qui représente leur pouvoir tampon, est calculée à partir des données concernant leur composition chimique globale, compte tenu de la charge moyenne libre de chacun des éléments chimiques concernés au point d'équivalence (valeur de pH à

Figure 8 - Acidité libre (SO₄ + Cl + F) / acidité libre (organique + HCO₃ + NO₃ + PO₄) dans 394 ruisseaux du département des Vosges à l'étiage (automne 1995).



En règle **générale**, l'augmentation de l'acidité va de paire avec une augmentation des concentrations en aluminium, en particulier en Al **monomérique** ($R^2 = 0,656$), et avec une diminution des teneurs en Ca ($R^2 = 0,711$) et Mg ($R^2 = 0,763$). Aucune corrélation n'existe par contre entre le pH et les teneurs en K ($R^2 = 0,0006$) ou en Na ($R^2 = 0,037$). **Dès que l'on se trouve à des valeurs de pH inférieures à 6,6, un grand nombre de ruisseaux a des teneurs en Ca très faibles, inférieures à 1,5 mg/L, et présente souvent un rapport molaire Ca/H < 2, valeurs seuils reconnues comme contrôlant**

le maintien des populations piscicoles. Un plus petit nombre de ruisseaux est de même carence en Na (concentrations < 1 mg/L), et ceci peut se rencontrer pour tout pH inférieur à 7. Les figures 9 et 10 donnent une représentation cartographique de la fréquence des carences en Ca, ainsi que de la teneur en Al des ruisseaux étudiés.

Au total, **40 % des ruisseaux étudiés sont carences en Ca** et 6 % le sont en Na, tandis que près de **30 % d'entre eux contiennent plus de 200 µg/L d'Al, valeur seuil officielle de potabilité des eaux** pour la consommation humaine. Des concentrations extrêmement élevées en Al ont en outre **été observées** dans le nord du département (massif du **Donon**), où elles atteignent 1400 µg/L.

La toxicité de l'aluminium en solution dépend de la distribution de cet **élément** sous les diverses formes chimiques sous lesquelles il peut se rencontrer. En ne prenant en compte que les espèces toxiques et en tenant compte des **cations** qui combattent leur toxicité, il est possible de savoir quels sont les ruisseaux où existe réellement une toxicité due à l'aluminium (Figure 11). On constate que même si 40 % des ruisseaux sont anormalement riches en Al, et même si près de 30 % contiennent plus de 200 µg/L d'Al, seuls 12 % d'entre eux font réellement l'objet d'une situation de toxicité due à cet **élément** en période d'étiage. **Il est donc clair que les situations de carences en Ca sont beaucoup plus répandues que les situations de toxicité aluminique, et que le pH et le statut en Ca constitueront les paramètres régulant le plus fréquemment la richesse biologique de ces ruisseaux, même si le paramètre "toxicité Al" vient secondairement s'y ajouter.** La figure 12 représente une synthèse cartographique de ces différentes données. On constate que, même à l'étiage, 59 % seulement des ruisseaux étudiés paraissent favorables sur le plan chimique au bon développement des populations de truite **fario**, et il est vraisemblable que ce chiffre aura à être revu à la baisse lorsque l'on tiendra compte de la chimie des eaux en période de crue.

Sélection des ruisseaux destinés à une étude faunistique

En vue de sélectionner les ruisseaux destinés à une **étude** faunistique, les cours d'eau présentant un calibre suffisant ont été classés par ordre de pH croissant. Des classes de pH de **0,25** unit& pH ont alors **été** définies. Au sein de chacune d'elles, les ruisseaux ont **été** classés par ordre d'alcalinité croissante. Des classes **d'ANC** ont alors été définies en fonction des seuils suivants : **< 0, 0-50, 50-100, 100-1 50, 150-1000, > 1000 μ équiv./L**. Les ruisseaux **présents** à l'intérieur de chacune de ces sous-classes ont été classés en plusieurs sous-ensembles en fonction de leur teneur en calcium (**< 1 mg/l, 1-1.5 mg/L, 1,5-4 mg/L, > 4 mg/L**), de l'existence ou non de carences en calcium et de l'existence ou non d'une **toxicité due à l'Al**. Chacune de ces classes ultimes a **été échantillonnée jusqu'à** concurrence de 92 ruisseaux au total. La gamme de pH couverte par cet échantillonnage s'étend de **4,4 à 7,5**, l'**alcalinité** de **-130 à + 1100**, et l'**Al** de **9 à 1360 μ g/L**. Vingt-cinq de ces ruisseaux ont déjà fait l'objet d'études faunistiques plus ou moins complètes par le passé, les 67 autres devront donc être inventoriés en totalité. Leur identité et leurs principales caractéristiques chimiques sont **résumées** dans le tableau 2. Afin d'établir les relations entre la **diversité** biologique et les paramètres du milieu, la totalité de ces ruisseaux devra faire l'objet d'analyses chimiques, en continu pour certains (voir ci-après), aux périodes climatiques les plus importantes (périodes d'étiage et de crue **à** différentes saisons) pour les autres.

Sélection des ruisseaux destinés à un suivi chimique à long terme

La plus grande partie de la zone sensible du département des Vosges correspond à des ruisseaux dont le pH est compris entre 5 et 6.8 et dont l'alcalinité est très faible. Ces cours d'eau sont susceptibles de donner lieu à une restauration **spontanée** pour peu que les apports atmosphériques acides continuent à diminuer, comme cela a été le cas ces dernières années. Aucun chaulage n'est donc indispensable dans ce cas, mais une surveillance attentive à long terme de leur évolution est indispensable. A ce titre, une trentaine des ruisseaux retenus pour l'**étude** faunistique devront faire l'objet d'un suivi approximativement mensuel sur plusieurs décades.

Identification de placettes expérimentales de restauration de la qualité des ruisseaux par chaulage des sols

Un plus petit nombre de ruisseaux est très acide et **présente** un pH compris entre **3,8** et 5. Dans ce cas, il est clair qu'un chaulage est nécessaire, et on peut admettre qu'un apport de **10 t/ha** de calcaire dolomitique ou d'un **mélange 2/3-1/3** de calcaire et de dolomie au niveau des bassins de réception des sources, à condition qu'ils ne soient pas constitués de **tourbières**, pourra donner des résultats **bénéfiques** significatifs, pour peu que l'on traite **15 %** au moins de la surface des bassins versants. Ce type de traitement pourrait être **à renouveler** après un an si aucune modification de la composition des eaux n'a **été** observée dans l'**année**. Les quantités apportées pourront être **diminuées** de moitié dans le cas des ruisseaux dont le pH reste au voisinage de 5 durant les périodes les plus acides. Les bassins versants comportant des **tourbières** devront être laissés en l'**état**, car chauler les tourbières les détruiraient et n'aurait aucun effet significatif sur les ruisseaux.

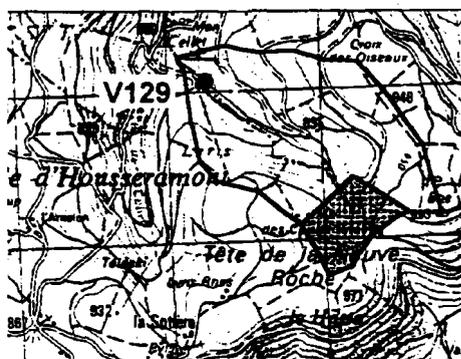
Tableau 2 - Liste des ruisseaux retenus pour études faunistiques et suivi à long terme

N°	Ruisseau Localité	Commune	Feuille IGN	Roche	Altitude m	pH	ANC µgquiv/L	Ca mg/L	Ca/H	ITA	Na mg/L	Al total µg/L	Al mono. toxique µg/L	Cl mg/L	Fe mg/L	F mg/L	K mg/L	Mg mg/L	Mn mg/L	NO3 mg/L	PO4 mg/L	Si mg/L	SO4 mg/L	C org. mg/L
D 111 ter	Basse des Escaliers	Montsay	3618 OT	Grès Vosgien supérieur	755	4.37	48	0.834	0.45	7.25	0.8	1149	136	1.59	0.051	0.005	0.9	0.331	0.101	5.34	0	1.8	5.56	3.26
V 130	Rau de Collet	Le Tholy	3519 est	Granite synchrainéolique, moraine	700	4.45	19	0.851	0.55	3.32	1.2	595	331	1.27	0.021	0.25	0.6	0.216	0.031	3.69	0	2.81	4.29	tr
V 18	Goutte de Lonlaigneux	Corrimont	3619 ouest	Granite du Ventron	950	4.83	41	0.351	0.35	8.01	1.1	504	250	1.27	0	0.216	0	0.188	0.041	1.82	0	2.52	4.12	0.1
V 162	Rau du Bois de Grellety	Saufrais sur Moselle	3519 est	Granite du Ventron	681	4.78	78	0.43	0.58	2.75	1.2	542	138	1.14	0.008	1.183	0.2	0.135	0.037	1.71	0	3.07	4.26	tr
V 129	Goutte du Roulier	Sapois	3519 est	F granite 1a	720	4.55	19	0.785	0.84	2.16	1.2	513	255	1.22	0.028	0.255	0.5	0.28	0.053	2.86	0	3.06	4.36	tr
V 377 bis	Source du rau du Haut Pré	Le Saulcy	3618 OT	Grès Vosgien supérieur	750	4.55	42	0.664	0.10	5.88	0.9	1382	821	1.41	0.008	0.038	0.1	0.304	0.14	5.21	0	1.98	6.83	tr
V 97 bis	Branche E du rau de Bienlaizy	Raminement	3519 ouest	Granite de Raminement + conglomérat	830	4.12	19	0.832	1.12	1.56	1.4	428	188	1.69	0.021	0.139	0.6	0.485	0.827	2.13	0	1.01	5.14	tr
V 252	Goutte de Noir Rupt	Gérardmer	3518 est	Granites fondamental + de Raminement	835	4.6	55	0.651	0.81	0.81	1.3	311	82	1.01	0.038	0.274	0.3	0.221	0.031	1.88	0.48	2.54	4.18	4.01
D 011 ouest	Basse du Gentil Sapin	Moussy	3618 OT	Grès Vosgien	634	4.55	10	1.32	1.01	2.33	0.8	812	368	1.55	0.05	0.085	1.2	0.515	0.091	4.86	0	2.35	5.02	tr
D 011 bis	Basse de la Courbe ligne	Moussy	3618 OT	Grès Vosgien supérieur + moraine	810	4.52	-38	1.4	1.05	3.14	1	965	529	1.78	0.008	0.093	1.2	0.525	0.108	6.23	0	2.2	6.36	tr
V 185	Rau de Morbious / Saufrais	Saufrais sur Moselle	3519 est	Granite du Ventron + moraine	610	4.15	10	0.581	0.78	2.12	1.3	368	141	1.17	0.062	0.232	0.2	0.166	0.038	1.31	0	3.18	3.77	tr
V 369 bis	Affluent du Lac de La Maiz	Vezaincourt	3618 OT	Grès Vosgien supérieur	680	4.14	-5	2.29	2.8	0.56	1	338	150	1.16	0	0.049	1.5	0.738	0.0	4.18	0	2.42	7.28	1.88
V 287	Rau de Chaulour / Haute Pinasse	Granges sur Volagne	3618 ouest	Moraine fliss + tourbière	870	4.72	11	0.678	0.83	0.88	1.6	518	77	1.54	0.388	0.193	0.2	0.278	0.044	1.15	0	4.18	1.1	5.2
V 188	Rau de Morbious / Ramanchamp	Ramanchamp	3519 est	Granite du Brémont, moraine	620	4.81	1	0.823	1.24	1.39	1.3	378	131	0.92	0.024	0.216	0.2	0.21	0.021	1.77	0	2.83	4.05	tr
V 10	Goutte de Pourri-Faing	Corrimont	3619 ouest	Granite du Brémont + tourbière	1015	4.83	-35	0.588	0.83	0.83	1	300	63	1.16	0.05	0.198	0.1	0.187	0.022	1.43	0	2.56	3.17	4.31
V 11	Haaslochtopf W	Corrimont	3619 ouest	Granite du Brémont	1000	4.8	-24	0.628	0.82	0.85	1.1	245	81	1.14	0.003	0.21	0.1	0.21	0.024	1.43	0	2.81	3.88	tr
V 268	Rau des Grandes Ronces	Granges sur Volagne	3618 ouest	Moraine fliss + tourbière	805	4.79	-2	0.778	1.11	0.61	1.8	398	54	1.65	0.158	0.147	0.2	0.374	0.018	1.27	0	3.98	4.78	3.33
V 50	Le Rouge Rupt, près cote 861	Corrimont	3619 ouest	Moraine + tourb./granite du Brémont	845	5.11	10	0.146	2.25	0.36	1.1	287	28	1.23	0.07	0.386	0.1	0.251	0.023	0.83	0	2.89	2.91	2.5
V1	Montagne milieu N. E. W	Montagne	3617 ouest	Grès Vosgien - Intermédiaire	515	5.11	-7	1.78	5.20	0.07	1.2	81	14	2.09	0.014	0.073	1.8	1.04	0.062	1.71	0.00	2.51	8.28	4.94
V 389	Lac de La Maiz	Vezaincourt	3618 OT	Grès Vosgien supérieur	680	5.04	6	1.83	4.59	0.31	0.9	183	86	1.58	0.02	0.055	1.3	0.588	0.056	2.72	0.00	1.83	6.44	tr
V 253	Rau de Rougnont / Le Hautré	Liézy	3518 est	Moraine fliss	711	5.02	2	0.591	1.45	0.42	1.8	223	28	1.26	0.115	0.138	0.2	0.227	0.014	0.88	0.00	3.32	3.42	2.5
D 389 bis	Rau de la Haute Sciote	Allerment	3618 OT	Grès Vosgien supérieur	610	5.09	14	1.8	5.3	0.28	1	211	56	1.88	0.01	0.074	1.8	0.707	0.038	3.83	0	2.85	5.88	2.01
V 15	Gte des Blancs Murgers cote 869	Corrimont	3619 ouest	Granite du Brémont + tourbière	869	5.3	-18	0.608	2.84	0.20	1.3	171	14	1.24	0.08	0.212	0.1	0.212	0.024	1.31	0	2.98	2.52	4.8
V 17	Rau de Waszengoutte	Corrimont	3619 ouest	Granite du Ventron	700	5.32	32	0.825	3.05	0.31	1.4	173	22	1.31	0	0.21	0.1	0.258	0.018	1.38	0	3.37	3.81	tr
V 184	Rau des Bas Rupts S	Gérardmer	3619 ouest	F granite 1a	845	5.34	45	0.91	4.91	0.10	1.3	213	10	1.88	0.078	1.12	0.2	0.505	0.023	1.43	0	2.6	1.15	1.7
V 133	Rau de Fouchon	Sapois	3519 est	Grès Vosgien - F granite 1.2	875	5.31	18	0.888	4.89	0.34	1.2	183	37	1.37	0	0.265	0.4	0.216	0.013	1.87	0	2.88	3.81	tr
V 268	Rau de Grand Liézy	Liézy	3618 ouest	Moraine fliss + F granite 1.2	785	5.3	34	1.12	5.1	0.17	3.2	159	22	4.31	0.074	0.234	0.1	0.425	0.023	2.58	0	2.19	4.38	4.5
V 150	Goutte du Herrey	Rochevaux	3519 est	F granite 1.2	145	5.28	2	0.981	4.38	0.29	1.5	261	33	1.45	0.089	0.283	0.3	0.388	0.028	1.42	0	1.49	4.46	0.61
V 52	Goutte de Machez	Le Brossa	3619 ouest	Tourbière	980	5.48	21	1.05	1.39	0.09	1.3	155	11	1.84	0.195	0.1	0.3	0.358	0.04	1.03	0	2.47	2.88	1.96
V D9	Rau de Saux	Saint Etienne les Raminement	3519 ouest	Léptyrates - moraines	520	5.25	17	1.38	5.8	0.15	1.8	175	23	1.3	0.034	0.155	0.5	0.453	0.031	1.13	0	3.84	5.52	3.83
D 010	Rau du Grand Bras	Moussy	3618 OT	Grès Vosgien inférieure + supérieur	480	5.25	20	2.12	8.58	0.28	0.9	308	88	1.53	0.001	0.108	1.3	0.881	0.01	4.34	0	2.33	8.08	tr
V 108	Source de l'Arière	Rensuroid	3418 est	Grès Intermédiaire	410	5.35	40	2.18	11	0.02	2.1	32	4	4.83	0	0	2.5	0.531	0.04	5.52	0	3.81	2.23	0
V 37	Goutte de la Grande Basse	Corrimont	3619 ouest	Granite du Brémont	870	5.62	3	0.813	7.81	0.18	1.4	147	17	1.32	0.032	0.178	0.1	0.321	0.013	1.4	0	2.83	3.88	tr
V 48	Rau du Ventron	Le Ventron	3618 ouest	Moraine + granite du Brémont	870	5.5	7	0.817	8.04	0.14	1.3	180	13	1.28	0.023	0.211	0.1	0.288	0.016	1.5	0	3.15	3.51	tr
V 43	Rouge Rupt, cote 613	Corrimont	3619 ouest	Moraine	613	5.64	1	0.93	8.41	0.14	1.3	202	14	1.33	0.028	0.189	0.1	0.291	0.018	1.43	0	1.00	3.84	tr
V 13	Rau du Grand Ventron	Corrimont	3619 ouest	Granite du Brémont + tourbière	810	5.7	11	0.955	11	0.11	1.4	183	11	1.31	0.039	0.209	0.2	0.284	0.013	1.48	0	3.24	3.34	tr
D 424 bis	Rau Le Monseigneur	St Benoît Le Chapelle	3517 est	Grès Vosgien	370	5.73	38	1.89	23	0.05	1.5	88	11	2.57	0.067	0.082	1.4	1.08	0.08	1.78	0	3.54	7.82	tr
D 375	Rau de Repolasse	Senones	3618 OT	Grès Vosgien supérieur	405	5.81	15	2.24	21	0.02	1.3	124	5	2.42	0.011	0	1.6	1.09	0.081	3.43	0	2.84	8.5	tr
D 858	Le Durbin	Viménil	3518 ouest	Grès Vosgien	405	5.8	20	1.05	15	0.02	1.2	80	3	1.87	0.025	0	1.2	0.448	0.01	1.07	0	2.77	4.05	tr
V 283	Rau N du Col de Malakoff	Xanrupt Longemer	3618 ouest	Granite du Valtin	850	5.95	18	1.41	29	0.02	1.4	105	3	1.89	0	0.096	0.4	0.252	0.004	2.5	0	3.52	3.87	tr
V 138	Rau W des Tillas	Dommerlin les Raminement	3519 est	Gran de Raminement + Gr. Pennin + moraines	550	5.91	8	1.71	32	0.03	1.8	128	6	1.88	0	0.295	0.3	0.679	0.001	1.89	0	2.83	8.01	tr
D 374	Rau des Herines	Senones	3618 OT	Grès Vosgien supérieur	405	5.82	22	2.42	36	0.02	1.4	83	8	2.31	0.006	0.015	1.8	1.01	0.054	4.04	0	2.97	7.88	tr
D 464	Rau de la Basse de Mallosse	Moyenmautier	3617 ouest	Grès Vosgien supérieur	350	5.11	18	2.71	38	0.04	1.4	129	11	2.22	0.01	0.014	2	1.2	0.047	3.33	0	3.1	9.89	tr
D 685	Affluent du Rau de Saint Oger	Dayvillers	3518 ouest	Grès Intermédiaire	345	5.13	51	1.7	21	0.02	1.4	72	3	2.28	0.033	0	1.7	0.547	0.045	2.85	0	3.4	4.03	tr
V 14	Rau des Echarges aval	Corrimont	3618 ouest	Granite du Brémont	748	8.05	4	0.942	25	0.08	1.5	128	8	1.35	0.02	0.222	0.1	0.361	0.014	1.68	0	3.3	1.56	tr
V 215	Rau des Vintenges	Ventron	3619 ouest	Tourbière	950	8.22	38	1.19	48	0.06	1.4	182	8	1.33	0.141	0.403	0.2	0.544	0.015	0.86	0	3.15	2.91	3.15
V 38	Goutte des Grande Cles	Corrimont	3618 ouest	Granites des Cotes + Ventron + Brémont	675	8.18	8	1.42	51	0.03	1.4	83	8	1.31	0	0.223	0.2	0.53	0.004	1.86	0	2.91	4.52	tr
V 281	Rau de la Loge de la Cloche	Xanrupt Longemer	3618 ouest	Granite du Valtin	815	6.01	25	1.49	35	0.03	1.6	149	6	1.33	0									

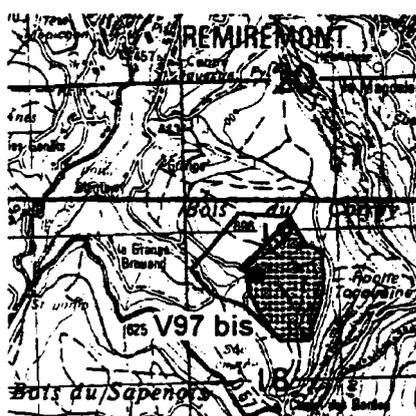
D 118	Rau de Châumont	Autrey	3517 est	Grès Vosgien	364	6.15	82	2.82	93	0.02	1.6	58	7	2.33	0.054	0.153	1.7	1.12	0.027	2.01	0	3.82	7.84	tr
D'439	Rau W des Rouges Eaux	Les Rouges Eaux	3517 est	Conglomérat + Grès Intermédiaire	414	6.05	140	3.86	92	0.00	3.2	73	0	5.22	0.049	0	2	1.18	0.018	2.53	0	3.56	7.18	tr
V 185	Rau des Bas Rupts N	Gérardmer	3618 ouest	F ganne Ia	855	6.36	2	1.48	77	0.04	1.4	172	1	1.88	0.11	1.11	0.3	0.707	0.004	1.27	0	3	3.34	2.5
V 272	Rau de Lourdon	Gorbépal	3618 MI	Mignotites	860	6.41	30	1.05	82	0.00	1.7	21	0	1.51	0	0.094	0.5	0.508	0.005	3.01	0	3.11	2.11	tr
V 148	Goutte de Bathion	Rochevaux	3519 est	F ganne 1.2 + tourbière	780	6.35	48	1.21	63	0.04	1.5	123	6	1.3	0.121	0.244	0.3	0.574	0.011	1.18	0	3.11	3.38	1.7
V 115	Le Côte	Xarigny	3419 est	Grès Vosgien + Intermédiaire	375	6.3	49	1.23	57	0.00	1.1	54	0	1.67	0.009	0.03	1.3	0.387	0.011	2.43	0	2.81	2.03	tr
V 284	Rau du Haut Beninfaing	Barbey Saux	3618 ouest	Moiraine fins + granite synchronistique	617	6.49	75	1.52	107	0.00	2.8	270	0	2	0.184	0.104	0.5	0.567	0.006	1.47	0	5.25	4.44	4.29
V 262	La Corbeline	Arrentes de Corciaux	3618 ouest	Moiraine fins + leptyrinites + tourbière	695	6.2	51	1.66	60	0.01	2.1	198	1	1.99	0.137	0.125	0.5	0.628	0.01	1.88	0	4.22	5	1.89
D 437	Rau de La Gravelle	Les Rouges Eaux	3517 est	Grès Vosgien	428	6.45	83	2.78	176	0.00	1.3	54	0	1.94	0.006	0.126	2	0.87	0.021	2.18	0	3.84	6.95	tr
V 111	Rau des Cailloux	La Haye	3418 ouest	Grès Intermédiaire	385	6.2	95	3.98	140	0.01	2.1	142	6	4.83	0.184	0	2.3	0.834	0.055	5.63	0	3.57	4.4	4.37
V 303	Rau du Rühloch	Plainfaing	3618 est	Granite de la Roche des fées	940	6.3	102	1.47	68	0.00	1.9	189	9	1.34	0.008	0.086	0.3	0.509	0.002	1.49	0	3.91	2.39	tr
V 377	Rau du Haut Pré	Le Saucy	3618 OT	Grès Permien + Vosgien inférieur + supérieur	510	6.45	141	3.4	215	0.02	1.5	135	9	1.8	0.007	0.041	0.9	1.53	0.08	3.49	0	2.78	6.57	tr
D 011	Basse du Gentil Sapin	Maussey	3618 OT	Grès Vosgien inférieur + supérieur	475	6.3	293	5.01	222	0.01	0.9	49	8	1.58	0	0.068	1.5	2.43	0.025	4.66	0	2.74	5.53	tr
V 122	Rau au N du Grand Roncey	La Val d'Ayat	3519 ouest	Granite gris	600	6.55	16	1.36	111	0.00	1.3	65	0	1.28	0.005	0.225	0.8	0.421	0.005	2.37	0	3.28	3.95	tr
V 275	Rau SE Chauma de Sâlichamp	Bar-sur-Meurthe (Gé Valin)	3618 ouest	Granite du Valin (+ granitogneiss)	910	6.58	83	1.38	115	0.09	1.4	144	9	1.1	0.015	0.058	1.4	0.513	0.001	1.48	0	3.2	3.53	0.9
V 200 bis	Rau de la Cascade du Ruhlén	Plainfaing	3618 est	Granite de la Roche des fées + tourbière	1220	6.64	103	1.52	152	0.03	1.8	203	5	0.87	0.341	0.048	0.2	0.468	0.023	0.8	0	4.54	2.8	5.08
V 290	Rau du Saucy	Cleicy	3618 ouest	Granite de la Roche des fées	875	6.68	89	1.72	188	0.00	1.8	128	0	1.43	0.001	0.065	0.8	0.786	0.001	3.12	0	3.47	4.35	tr
V 157	Affluent N du Grandrupt	Rupt sur Moselle	3519 est	Granite du Ventron	830	6.8	89	1.79	183	0.04	1.4	58	10	1.24	0.014	0.211	0.4	0.852	0.003	1.42	0	3.42	4.68	tr
V 207	Rau de La Hutte	Bussang / La Hutte	3619 ouest	Granite du Bramont + moiraine	790	6.54	78	1.87	148	0.00	1.2	48	0	1.33	0	0.209	0.4	0.978	0.001	2.19	0	2.29	3.74	tr
V 102	Rau des Coitiers	Grany les Surances	3419 ouest	Grès à Voltzia + Intermédiaire	335	6.66	76	1.89	197	0.04	1.55	63	8	1.8	0.043	0.109	1.45	0.502	0.01	1.83	0	3.94	3.4	3.12
V 188	Rau des Haute Rupts	Gérardmer	3619 ouest	Granite des Crêtes (+ F ganne Ia)	895	6.6	87	2.2	188	0.04	1.5	147	11	2.17	0.243	1.04	0.8	1.11	0.008	1.22	0	3.03	2.62	5.83
V 195	Rau du Châtelet	Le Bresse	3619 ouest	Tourbière + granite du Bramont	1080	6.57	78	2.44	208	0.03	2.1	91	9	4.13	0.127	0.538	0.4	0.808	0.012	1.4	0	2.68	2.18	1.87
D 463	Rau des Grands Davis	Moyanvoutier	3617 ouest	Grès Vosgien supérieur	330	6.58	97	3.83	322	0.02	1.6	135	9	2.58	0.057	0.087	2.3	1.803	0.075	3.28	0	3.88	11.55	tr
D 368	Rau du Grand Ravin	Allanvaux	3618 OT	Grès Vosgien inférieur	415	6.53	117	3.58	288	0.04	1	113	16	1.89	0.001	0	1.5	1.7	0.047	4.32	0	2.54	7.45	3.78
D 417	Basse des Yeux ...,	Ménil sur Belvoite	3517 est	Conglomérat + Grès Intermédiaire	283	6.5	207	3.82	273	0.00	1.3	14	0	2.68	0.052	0.076	1.8	1.05	0.016	3.11	0	4.74	2.21	tr
D'110	Rau de La Meix	Vexinvaux	3618 OT	Grès Vosgien inférieur + supérieur	390	6.5	594	8.23	565	0.01	1	39	10	1.77	0.001	0.058	1.8	4.12	0.008	3.66	0	3.08	6.54	tr
V 96	Rau de la Fontaine Maitis	Harrenvaux	3519 ouest	Granite de Harrenvaux (+ conglomérat)	500	6.8	58	2.41	343	0.02	2.1	63	7	1.77	0.001	0.095	0.5	0.836	0.008	2.45	0	4.07	7.09	tr
V 118	Goutte du Petit Creux	Fresse-sur-Moselle	3619 OT	Granite des Ballons	800	6.85	81	2.57	284	0.00	0.8	74	0	0.84	0	0	0.1	0.341	0.001	2.04	0	1.4	2.91	tr
V 297	Rau du Plaine	Le Valtin	3618 est	Granite du Lac Vert + tourbière	1060	6.78	129	1.72	238	0.00	2.3	137	0	1.58	0.003	0	0.5	0.559	0.001	1.8	0	4.7	2.85	tr
V 189	Rau de Noire Goutte	Rochevaux	3618 ouest	Granites des Crêtes + F ganne Ia	708	6.8	118	2.5	357	0.06	1.3	89	18	1.86	0.109	1.01	0.5	1.21	0.008	1.08	0	2.37	3.05	tr
V 1	Le Ténin	Le Bresse	3618 ouest	Granite des Crêtes	900	6.87	147	2.91	486	0.04	0.9	65	13	1.88	0.03	0.227	0.5	1.49	0.003	2.1	0	2.37	4.09	tr
V 388	Rau du Louchbech	Plainfaing	3618 est	Granites du Valtin + de la Roche des fées	744	6.8	183	2.86	380	0.00	2	181	0	1.88	0.017	0.08	0.5	1.2	0.003	2.01	0	4.33	3.73	0.83
V 313	Le Banbois	Bar de Laveline	3618 est	Granite des Crêtes	680	6.8	554	7.43	1004	0.00	2.7	155	0	2.13	0	0	1.8	4.78	0.003	5.49	0	3.75	11.28	tr
V 376	Rau de la Grand Goutte	Bairai	3618 OT	Grès Permien	545	6.8	1066	13	1091	0.01	1.1	9	7	1.73	0	0.018	1.4	7.17	0.004	4.87	0	2.42	6.8	tr
V 350	Rau du Far à Cheval	Lubina	3617 est	Gneiss nymphites	565	7.05	187	3.8	890	0.01	2.7	21	3	1.73	0.001	0.048	0.8	1.82	0.001	4.82	0	4.31	8.37	tr
D 373	Rau W du Pain de Sucre	Collas sur Plaine	3618 OT	Grès Vosgien inférieur	334	7.24	843	8.78	3248	0.02	1.4	88	20	2.14	0.063	0.052	1.6	4.63	0.024	2.07	0	3.25	6.14	tr
D 483	Rau de la Forêt du Plainvaux	Le Saucy	3617 est	Grès Permien	470	7.3	881	11.2	4897	0.01	1.2	105	17	1.86	0.013	0	1.3	6.04	0.008	3.88	0	2.86	7.54	tr
D 457	Rau des Carreaux du Grandrupt	Saint Dié	3617 ouest	Grès Permien	365	7.39	808	11.2	5718	0.05	2	185	58	2.77	1.29	0.019	1.4	6.35	0.016	2.56	0	3.88	8.85	3.3
D 471	Cascade des Mânières	Saint Dié	3617 ouest	Grès Permien + Vosgien inférieur	504	7.52	778	10.5	7234	0.06	1.7	186	88	3.08	0.028	0.057	1.9	5.8	0.018	3.91	0	3.59	9.25	tr

Plusieurs de ces bassins versants très acides ont des zones de sources bien définies et suffisamment localisées pour se prêter à une installation de placettes expérimentales de chaulage à un coût raisonnable. Dans cette optique, plusieurs groupes de ruisseaux jumeaux ont été identifiés. (V 129 - V 130 - V 252; V 16 - V 162; V 165 - V 168; D 011 quatr - V 377bis - D 111). Dans chaque cas un ou deux bassins versants serviront de témoin et un autre pourra être chaulé. Les bassins versants les plus propices au chaulage sont les suivants :

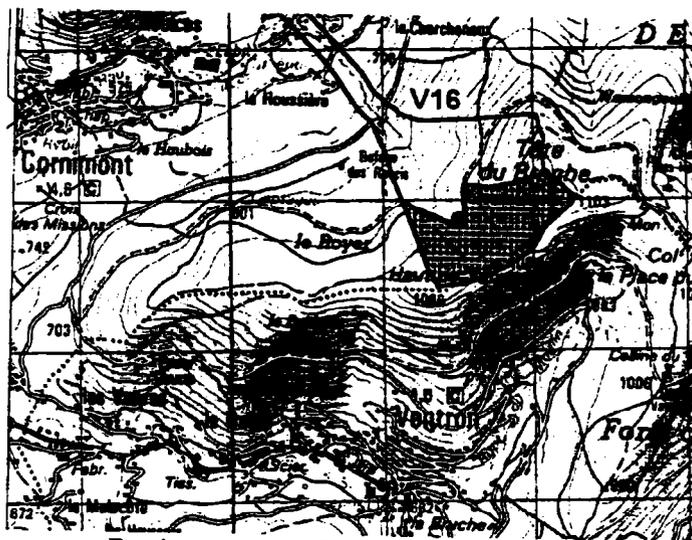
N° site	Dénomination	Commune	Roche	Apport de calcaire à effectuer	Surface à traiter
V129	Goutte du Roulier	Sapois + Gérardmer	Granites + grès vosgien supérieur	10 t/ha	23 ha
V97 bis	Rau du Fouchot, branche ESE	Remiremont	Granites + grès vosgien supérieur	10 t/ha	31 ha
V16	Goutte de Longfoigneux	Cornimont	Granite du Ventron	10 t/ha	46 ha
V184	Rau des Bas Rupts	Gérardmer	Granite fondamental	5 t/ha	68 ha
V377 bis	Rau du Haut Pré	Le Saulcy	Grès vosgien supérieur	10 t/ha	81 ha



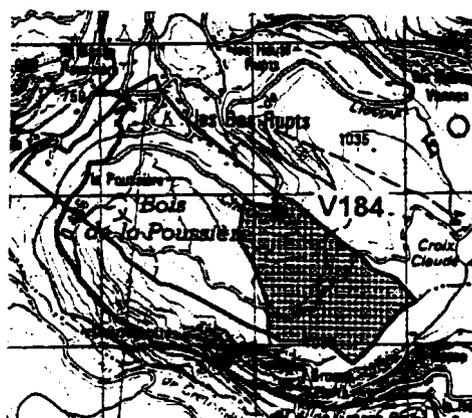
Bassin versant du Roulier (1/50000)



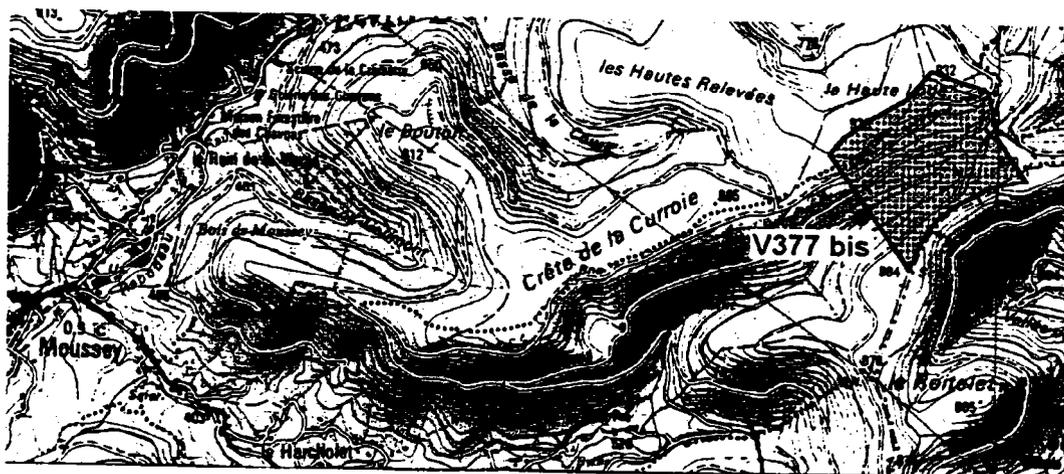
Bassin versant du Fouchot (1/50000)



Bassin versant du Longfoigneux (1/50000)



Bassin versant des Bas Rupts (1/50000)



Bassin versant du Haut Pré (1/50000)

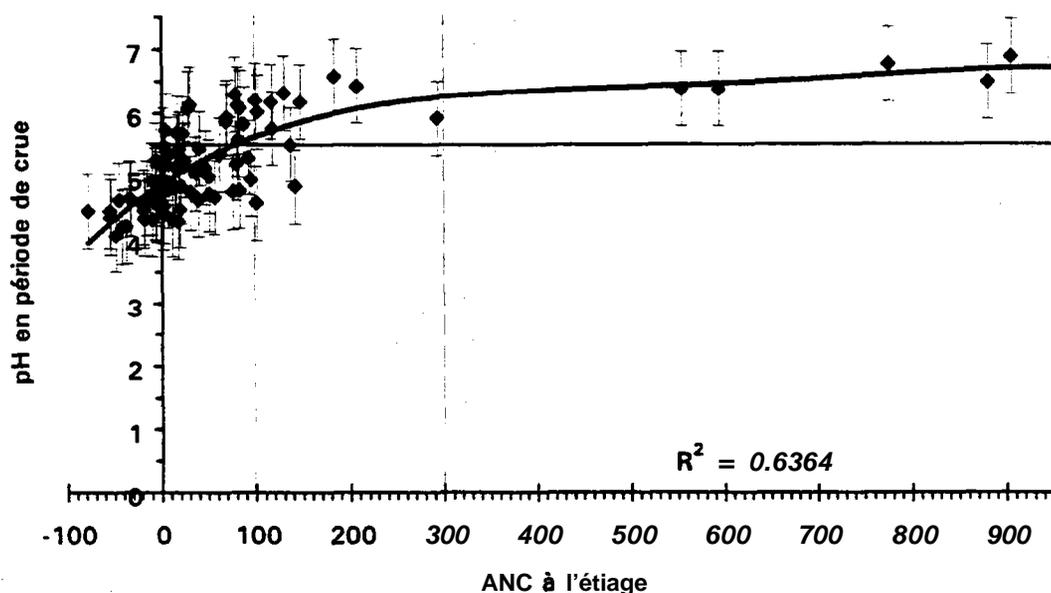
Suivi en continu de la qualité des eaux : premiers résultats

Les **caractéristiques** des eaux de surface sont **réputées** être très changeantes en fonction du régime d'écoulement. Les pH et les alcalinités les plus faibles sont généralement notées durant les **périodes** de crue (eaux à faible temps de **résidence** et circulant dans les horizons supérieurs des sols), alors que les régimes **d'été** sont réputés être caractérisés par des eaux peu acides, ayant eu un plus long temps de résidence dans les **arènes** profondes et dont l'**acidité** initiale a eu le temps **d'être neutralisée** par l'altération des minéraux.

Dans le cas **présent**, ce schéma n'est pas toujours respecté. On observe en fait des familles de ruisseaux de comportements très différenciés. Certains ont un pH qui reste relativement stable, soit 8 un niveau élevé (Figure **17a**), soit à un niveau moyen (Figure **17b**), soit à un niveau très bas (Figure **17c**), et ceci quelque soit le **régime** hydrique de leur bassin versant. D'autres par contre sont soumis à de fortes variations en période de crue, comme cela a **été** le cas à la fonte des neiges au printemps 1996 et plus encore lors des très fortes pluies du mois de novembre 1996 (Figures **17d-e**). Ces fortes variations paraissent s'expliquer par l'apparition d'un Rcoulement **latéral** hypodermique à faible profondeur dans les sols [nappe de pente s'écoulant au dessus d'un horizon à faible porosité : horizon Bs aliotique des podzols sur grès vosgien, horizon **(B)** compact des sols bruns sur grés intermédiaire, crassin (**dépôts** glaciaires très **tassés**)] lors des fortes précipitations, lorsque le drainage vertical est saturé et est insuffisant pour **évacuer** la **totalité** des eaux du sol (David et Driscoll, 1984; Driscoll *et al.*, Lawrence *et al.*, 1988; 1984; McAvoy, 1989; Mulder *et al.*, 1989, 1990; Seip *et al.*, 1989; Boudot *et al.*, 1996a).

L'influence de la fonte des neiges et des fortes pluies est bien visible dans la figure 18. Le printemps 1996 a été marqué par une baisse de pH assez **générale** au dessus de 600 m d'altitude du fait de la fonte des neiges, alors que les ruisseaux situés en dessous de cette altitude ont en moyenne eu un pH en légère augmentation du fait de la faiblesse des précipitations hivernales et de la diminution de leur débit qui s'en est suivi. A l'inverse, les fortes **précipitations généralisées** de novembre 1996 ont provoqué une diminution parfois **très** importante du pH des ruisseaux aussi bien en plaine que dans le massif vosgien. Dans ce dernier cas, et par rapport aux caractéristiques chimiques des eaux à l'été de l'automne 1995, on constate sur un sous échantillonnage de 83 sites que les ruisseaux de pH **inférieur à 5,5** passent de 37 à 66 %, que ceux qui avaient un pH compris entre **5,5 et 6,8** passent de 58 à 33 % et que ceux qui avaient un pH **supérieur à 6,8** passent de 5 à 1 % (figures **19a et 19b**). Enfin, on constatera que si pour conserver un pH supérieur à **5,5** en période de crue, un ruisseau doit en moyenne avoir une **alcalinité supérieure à 100 μ equiv./L**, l'**hétérogénéité** de la réponse à la crue fait que pour être certain de ne pas descendre à un tel pH, il doit avoir une alcalinité en **réalité** bien supérieure ($\geq 300 \mu$ equiv./L) (figure 20). Cette fourchette est celle qui est généralement admise dans la littérature internationale comme **représentant** la "valeur cible" à atteindre dans toute mesure de restauration de la qualité des cours d'eau par chaulage.

Figure 20 - Relation entre le pouvoir tampon de 83 ruisseaux (ANC) à l'été et leur pH en période de crue dans le département des Vosges.



Conclusions

A l'issue de cet inventaire, il apparaît clairement que, dans le département des Vosges, les cours d'eau acides ne constituent pas une exception confinée à quelques bassins versants particuliers, mais sont au contraire très répandus sur roche acide, même en période d'été, situation pendant laquelle les eaux de surface sont pourtant à l'optimum en ce qui concerne leur qualité chimique. En période de crue, on assiste à une très nette péjoration de la chimie des eaux courantes, et de nombreux ruisseaux dont la qualité était acceptable en situation d'été deviennent alors franchement acides et contiennent de fortes concentrations d'aluminium. D'autres ruisseaux conservent au contraire approximativement leur niveau de pH antérieur.

Dans de nombreux cas, la détérioration de la qualité des eaux observée en période de crue peut être attribuée à la formation de nappes perchées à écoulement latéral drainant directement l'acidité des horizons supérieurs des sols dans les sources (sols bruns acides sur crassin ou à horizon (B) compact), ou qui provoquent une redissolution de la partie supérieure des horizons d'accumulation d'Al et de Fe dans le cas des podzols à alios (sur grès vosgien en particulier), avec entraînement d'aluminium dans les rivières. En fait, ***tout facteur pédologique ou géomorphologique qui favorise un écoulement latéral à faible profondeur des eaux dans des sols acides, au détriment d'une infiltration verticale à grande profondeur, favorise l'acidification des ruisseaux en période de crue sur les roches les plus pauvres en minéraux altérables.*** Les bassins versants sur granites leucocrates, grès vosgien supérieur et grès intermédiaire sont particulièrement sensibles à ce phénomène.

L'acidité observée dans ces ruisseaux est bien davantage liée à la présence d'anions minéraux forts issus de la pollution atmosphérique (surtout chlorures et sulfates) qu'à l'existence d'anions acides d'origine pédogénétique (nitrates et anions organiques pour l'essentiel). Ceci signifie que ces ruisseaux sont acides non pas à cause de l'existence de sols acides dans leur bassin versant, mais à cause de retombées atmosphériques acides sur des sols déjà acides et pauvres en minéraux altérables.

La poursuite de ce travail comprend plusieurs volets. Un suivi à long terme d'une trentaine de ruisseaux représentatifs est indispensable pour savoir si une restauration spontanée des ruisseaux où l'alcalinité est à peu près nulle est possible, suite à la diminution des émissions polluantes dans l'atmosphère. L'installation de placettes expérimentales de restauration "forcée"

par chaulage du bassin de réception des ruisseaux les plus acides est très souhaitable si l'on veut évaluer la faisabilité d'une telle procédure dans les sites les plus dégradés. Dans ce contexte, la restauration d'une alcalinité (pouvoir tampon permettant aux ruisseaux de résister aux stress acides) voisine de 300 $\mu\text{equiv./L}$ doit être recherchée. Enfin, les inventaires concernant les richesses biologiques, entames mais non encore dépouillés en totalité seront poursuivis et étendus en vue d'établir les fortes relations existant entre les caractéristiques chimiques des cours d'eau et leurs potentialités biologiques.

Références

- Arp P.A. and Meyer W.L., 1985 - Formation constants for selected organo-metal (Al^{3+} , Fe^{3+})-phosphate complexes. *Can. J. Chem.*, 63: 3357-3366.
- Baker J.P. and Schofield C.L., 1982 - Aluminum toxicity to fish in acidic waters. *Water Air Soil Pollut.*, 18 : 289-309.
- Birchall J.D., Exley C., Chappell J. S. and Phillips M.J., 1989 - Acute toxicity of aluminium to fish eliminated in silicon-rich acid waters. *Nature*, 338 : 146-148.
- Boudot J.P., Merlet D., Rouiller J. and Maitat O., 1994 - Validation of an operational procedure for aluminium speciation in soil solutions and surface waters. *Sci. Tot. Environ.*, 158: 237-252.
- Boudot J.-P., Maitat O., Merlet D. and Rouiller J. 1995 - Occurrence of non-monomeric species of aluminium in undersaturated soil and surface waters. Consequences on the determination of mineral saturation indices. *J. Hydrol.* (sous presse).
- Boudot J.-P., Maitat O., Merlet D. et Rouiller J. 1996a - Evidence for the redissolution of soil spodic horizons under the influence of acid deposition in the Vosges mountains (North-eastern France). *Sci. Total Environ.*, 184: 21 1-214.
- Boudot J.-P., Maitat O., Merlet D. et Rouiller J. 1996b - Aluminium speciation and translocation in two contrasted forest acid soils exposed to acid deposition in the Vosges mountains (north-eastern France), with an insight on surface waters contamination by Al. *Geoderma* (sous presse).
- Bourrié G., 1978 - Acquisition de la composition chimique des eaux en climat tempéré. Application aux granites des Vosges et de la Margeride. *Sci. Géol.*, mém. N° 22, 174 pp.
- Bowman J.J., 1987 - The chemical and biological feature of poorly buffered Irish lakes. In: H. Barth (Ed.), *Reversibility of acidification*, C.E.C., Brussels, Elsevier, Barking UK.
- Bredemeier M., Dohrenbusch et Murach D., 1995 - Response of soil water chemistry and fine-roots to clean rain in a spruce forest ecosystem at Solling, FRG. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 1605-1 611.
- Brocksen R.W., Adams T.B., Sverdrup H. et Warfinge P., 1990 - Terrestrial liming as a tool to mitigate acidification of Woods Lake, NY. *Water Air Soil Pollut.*, 54 : 509-527.
- Brodin Y.W., 1995 - Acidification of lakes and watercourses in a global perspective. In : L. Henrikson and Y.W. Brodin (eds.) *Liming of acidified surface waters. A Swedish synthesis*, Springer Verlag, Berlin, Chap. 2, pp. 44-62.
- Brodin Y.W., 1995 - Acidification of Swedish freshwaters. In : L. Henrikson and Y.W. Brodin (eds.) *Liming of acidified surface waters. A Swedish synthesis*, Springer Verlag, Berlin, Chap. 3, pp. 63-80.
- Brown D.J.A., 1981 - The effect of various cations on the survival of brown trout (*Salmo trutta*) at low pH's. *J. Fish Biol.*, 18 : 31-40.
- Brown D.J.A., 1983 - Effect of calcium and aluminium concentrations on the survival of brown trout (*Salmo trutta*) at low pH. *Bull. Environ. Con?, Toxicol.*, 30 : 582-587.
- Brown D.J.A. and Lynam S., 1981 -The effect of sodium and calcium concentrations on the hatching of eggs and the survival of the yolk sac fry of brown trout, *Salmo trutta* L. at low pH. *Fish Biol.*, 19 : 205-2 11.
- Browne B.A. and Driscoll C.T., 1992 - Soluble aluminum silicates: stoichiometry, stability, and implications for environmental geochemistry. *Science*, 256: 1667-1 670.
- Cerny J., 1995 - Recovery of acidified catchments in the extremely polluted Krusne Hory Mountains, Czech Republic. *Water Air Soil Pollut.*, 05: 589-594.
- Chester P.F., 1984 - General discussion in ecological effects of deposited sulfur and nitrogen compounds. *Trans. Roy. Soc. B.*, 305 : 306.
- Clark K.L. and Hall R.J., 1985 - A study of the effects of pH and aluminum on amphibian eggs and larvae. *Can. J. Zool.*, 63 : 116-123.
- Cumming B.F., Smol J.P., Kingston J.C., Charles D.F., Birks H.J.B., Camburn K.E., Dixit S.S., Uutala A.J. and Selle A.R., 1992 - How much acidification has occurred in Adirondack region lakes (New-York, USA) since the preindustrial times ?. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49: 128-141.

- Dalziel T.R.K., Morris R. and Brown D.J.A., 1988 - The effects of low pH, low calcium concentrations and elevated aluminium concentrations on sodium fluxes in brown trout, *Salmo trutta* L.. *Water Air Soil Pollut.*, 30 : 569-577.
- De Vries W., Leeters E.E.J.M. et Hendricks C.M.A., 1995 - Effects of acid deposition on Dutch forest ecosystems. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 1063-1068.
- Dickson W., 1983 - Liming toxicity of aluminium to fish. *Vatten*, 39 : 400-404.
- Dickson W. et Brodin Y.W., 1995 - Strategies and methods for freshwater liming. In : L. Henrikson and Y.W. Brodin (eds.) *Liming of acidified surface waters. A Swedish synthesis*, Springer Verlag, Berlin, Chap. 4, pp. 81-124.
- Dickson W., Borg H., Ekström C., Hörnström E. et Grönlund T., 1995 - Reliming and reacidification effects on lakewater, chemistry, plankton and macrophytes. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 919-924.
- Dixit S.S., Smol J.P., Kingston J.C. and Charles D.F., 1992 - Diatoms: powerful indicators of environmental change. *Environ. Sci. Technol.*, 26(1): 23-32.
- Downing C.E.H., Vincent K.J., Campbell G.W., Fowler D. et R.I. Smith, 1995 - Trends in wet and dry deposition of sulphur in the United Kingdom. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 659-664.
- Driscoll C.T. and David, M.B., 1984. Aluminium speciation and equilibria in soil solutions of 8 haplorthod in the Adirondack mountains (New-York, USA). *Geoderma*, 33: 297-318.
- Driscoll C.T., Van Breemen N. and Mulder J., 1984 - Aluminum chemistry in 8 forested spodosol. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49 : 437-444.
- Driscoll C.T., Baker J.P., Bisogni J.J. and Schofield C.L., 1980 - Effect of aluminium speciation on fish in dilute acidified waters. *Nature*, 284 : 161-164.
- Driscoll C.T., Lehtinen M.D. and Sullivan T.J., 1994 - Modelling the acid-base chemistry of organic solutes in Adirondack, New-York, lakes. *Water Resour. Res.*, 30 (2): 297-306.
- Duffield J.R., Edwards K., Evans D.A., Morrish D.M., Vobe R.A. and Williams D.R., 1991 - Low molecular mass aluminum complex speciation in biofluids. *J. Coord. Chem.*, 23: 277-290.
- Edwards R.W., Gee A.S. and Stoner J.H., 1990 - *Acid waters in Wales*. Monographiae Biologicae, Vol. 66. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, 337 pp.
- Ek A., Grahn O., Hultberg H. et Rengberg I., 1995 - Recovery from acidification in lake Örvattnet, Sweden. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 1795-1800.
- Forsberg C., Morling G. et Wetzel G., 1985 - Indications of the capacity for rapid reversibility of lake acidification. *Ambio*, 14 (3): 164-166.
- Fott J., Stuchlik E. and Suchlikova Z., 1987 - Acidification of lakes in Czechoslovakia. In: B. Moldan and T. Paces (Eds.), *Extended abstracts from the International Workshop on Geochemistry and Monitoring in Representative Basins. Geological Surveys*, Prague.
- Fransman B. and Nihlgård B., 1995 - Water chemistry in forested catchments after topsoil treatment with liming agents in south Sweden. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 895-900.
- Freeman R.A. and Everhart W.H., 1971 - Toxicity of aluminum hydroxide complexes in neutral and basic media to rainbow trout. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 100 : 644-658.
- Giesler R., Moldan F., Lundström U. et Hultberg H., 1996 - Reversing acidification in a forested catchment in Southwestern Sweden: effects on soil solution chemistry. *J. Environ. Quality*, 25 (1): 11 O-19.
- Gjessing E.T., Riise G., Petersen R.C. and Andruchow E., 1989 - Bioavailability of aluminium in the presence of humic substances at low and moderate pH. *Sci. Tot. Environ.*, 81/82 : 683-690.
- Guérol F., 1992 - *L'acidification des cours d'eau : impact sur les peuplements de macroinvertébrés benthiques : application au massif vosgien*. Thèse de doctorat de l'Université de Metz, mention : Sciences de la Vie, spécialité : Hydrobiologie, 251 pp.
- Guérol F. and Pihan J.C., 1989 - L'acidification des torrents vosgiens. Mise en évidence. Impact sur les populations de macroinvertébrés. *Rev. Sci. Eau*, 2: 621-640.
- Guérol F., Vein D., Jacquemin G. and Moreteau J.C., 1993 - Impact de l'acidification des ruisseaux vosgiens sur la biodiversité de la macrofaune benthique. *C. R. Acad. Sci., Paris, Sci. Vie*, 316: 1388-1392.
- Gundersen D.T., Bustaman S., Seim W.K. and Curtis L.R., 1994 - pH, Hardness, and humic acid influence aluminum toxicity to Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in weakly alkaline waters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51 : 1345-1355.
- Hagström T., 1977 - The disappearance of the Frogs from an acidified lake. *Sver. Natur*, 11 /17: 367-369.
- Harriman R., Morrison B.R.S., Birks H.J.B., Christie A.E.G., Collen P. et Watt A.W., 1995 - Long-term chemical and biological trends in Scottish streams and lochs. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 701-706.
- Havens K.E., 1991 - Littoral zooplankton responses to acid and aluminium stress during short-term laboratory bioassays. *Environ. Pollut.*, 73: 71-84.
- Hedin L.O., Granat L., Likens G.E., Buishand T.A., Galloway J.N., Butler T.J. et Rodhe H., 1994 - Steep declines in atmospheric base cations in regions of Europe and North America. *Nature*, 367: 351-354.
- Henriksen A., 1989 - Air pollution effects on aquatic ecosystems and their restoration. In: O. Ravera (Ed.), *Ecological assessment of environmental degradation, pollution and recovery*, lectures of 8 course held at the Joint Research Center, Ispra, Italy, 12-16 October 1987, Elsevier, Amsterdam, pp 291-312.

- Henriksen A., Kämäri J., Posch M. et Wilander A., 1995 - 1992 Critical loads of acidity to Nordic surface waters. *Ambio*, 21: 356-363.
- Henrikson L. et Brodin Y.W., 1995 - Liming of surface waters in Sweden - a synthesis. In : L. Henrikson and Y.W. Brodin (eds.) *Liming of acidified surface waters. A Swedish synthesis*, Springer Verlag, Berlin, Chap. 1, pp. 1-44.
- Henrikson L., Hindar A. et Thörnelöf E., 1995 - Freshwater liming. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 131-142.
- Hindar A., Nilsen P., Skiple A. et Høgberget R., 1995 - Counteractions against acidification in forests ecosystems. Effects on stream water quality after dolomite application to forest soil in Gjerstad, Norway. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 1027-1032.
- Hornung M., Brown S.J. et Ranson A., 1990 - Amelioration of surface water acidity by catchment management. In : R.W. Edwards et al. (eds.) *Acid Waters in Wales*, Chap. 19, pp. 31-328.
- Howells G.D., Brown D.J.A. and Sadler K., 1983 - Effects of acidity, calcium and aluminium on fish survival and productivity - A review. *J. Sci. Food Agric.* 34 : 559-570.
- Howells G.D., Dalziel T.R.K. and Turnpenny A.W.H., 1992 - Loch Fleet : liming to restore 8 brown trout fishery. *Environ. Pollut.*, 78 : 131-139.
- Hruška J. et Krám P., 1994 - Hydrochemical monitoring of a forested catchment with extremely high aluminium concentrations in runoff: the Lysina catchment, Czech Republic. In: E. Peters et al. (eds.) *Hydrological, Chemical and Biological Processes of Transformation and Transport of Contaminants in Aquatic Environments*. Proceedings of the *Hydrochemistry 1993* Symposium, Rostov-on-Don (Russia), 24-29 May 1993, IAHS publ. N° 219, pp. 357-368.
- Hruška J., Johnson C.E. et Krám P., 1996 - The role of organic solutes in the chemistry of acid-impacted bog waters of the Western Czech Republic. *Water Resources Research* (in press).
- Ingersoll C.G., Mount D.R., Gulley D.D., La Point T.W. and Bergman H.L., 1990 - Effects of pH, aluminum and calcium on survival and growth of eggs and fry of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47 : 1580-1592.
- Jeffries D.S., Clair T.A., Dillon P.J., Papineau M. et Stainton M.P., 1995 - Trends in surface water acidification at ecological monitoring sites in Southeast Canada (1981-1993). *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 577-582.
- Jenkins A., Campbell R., Renshaw M., Boorman D., Stedman J. et Patrick S., 1995 - Surface water acidification in the UK; current status, recent trends and future predictions. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 565-570.
- Kortelainen P. et Mannio J., 1990 - Organic acidity in Finnish lakes. In : Kauppi et al. (eds.) *Acidification in Finland*, Springer-Verlag, Berlin, pp. 849-863.
- Krám P., Hruška J., Driscoll C.T. et Johnson C.E., 1995 - Biogeochemistry of aluminium in a forest catchment in the Czech Republic impacted by atmospheric inputs of strong acids. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 1831-1836.
- Kreutzer K., 1994 - The influence of catchment management processes in forests on the recovery in fresh waters. In: C.E.W. Steinberg and R.F. Wright (eds.) *Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future*, John Wiley & Sons, Chap. 21, pp. 326-344.
- Lawrence, G.B., Driscoll, C.T. and Fuller, R.D., 1988. Hydrologic control of aluminium chemistry in an acidic headwater stream. *Water Resour. Res.*, 24: 659-669.
- Lien L., Raddum G.G. et Fjellheim, 1992 - Critical loads for surface waters; invertebrates and fish. Norwegian Institute for Water Research, Acid Rain Research Report N° 21.
- Likens G.E., 1991 - Some consequences of long-term human impacts on ecosystems. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 64: 597-614.
- Lingdell P.E. et Engblom E., 1995 - Liming restores the benthic invertebrate community to "pristine" state. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 955-960.
- Lövblad G., Amann M., Andersen B., Hovmand M., Joffre S. and Pedersen U., 1992 - Deposition of sulfur and nitrogen in the Nordic countries: present and future. *Ambio*, 339-347.
- Lydersen E., Poleo A.B.S., Muniz I.P., Salbu B., and Bjornstad H.E. 1990 - The effects of naturally occurring high and low molecular weight inorganic and organic species on the yolk-sack larvae of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) exposed to acidic aluminium-rich lake water. *Aquat. Toxicol.*, 18 : 219-230.
- Lynch J.A., Grimm J.W. et Bowersox V.C., 1995 - Trends in precipitation chemistry in the United States: a national perspective, 1980-1992. *Atmosph. Environ.*, 29 (11): 1231 - 1246.
- Magnuson J.J., Baker J.P. and Rahel E.J., 1984 - A critical assessment of effects of acidification on fisheries in North America. *Phil. Trans. R. Soc. London*, B 305: 501-516.
- Marquardt W. et Brüggemann E., 1995 - Long-term trends in chemistry of precipitation after longscale transport - effects of atmospheric rehabilitation in East-Germany. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 665-670.
- Massabuau J.C., Fritz B., and Burtin B., 1987 - Mise en évidence de ruisseaux acides (pH ≤ 5) dans les Vosges. *C. R. Acad. Sci., Paris*, t 305, Série III, 121-124.
- Matschullat J., Kritzer P. et Maenhaut W., 1995 - Geochemical fluxes in forested acidified catchments. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 859-864.
- Matzner E. et Murach D., 1995 - Soil changes induced by air pollutant deposition and their implication for

- forests in Central Europe. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 63-76.
- McAvoy, D.C., 1989. Episodic response of aluminium chemistry in an acid-sensitive Massachusetts catchment. *Water Resour. Res.*, 25: 233-240.
- McCormick L.H. and Jensen K.M., 1992 - Osmoregulatory failure and death of first-year largemouth bass (*Micropterus salmoides*) exposed to low pH and elevated aluminium, at low temperature in soft water. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49 : 1189-1197.
- Meesenburg H., Meiwes K.J. et Rademacher P., 1995 - Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in Northwest German forest ecosystems. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 611-616.
- Meili M., 1995 - Liming effects on mercury concentrations in fish. In : L. Henrikson and Y.W. Brodin (eds.) *Liming of acidified surface waters. A Swedish synthesis*, Springer Verlag, Berlin, Chap. 16, pp. 383-398.
- Miller J.D., Anderson H.A., Harriman R. et Collen P., 1995 - The consequences of liming a highly acidified catchment in Central Scotland. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 7015-1020.
- Mosello R., Marchetto A., Tartari G.A., Bovio M. and Castello P., 1991 - Chemistry of alpine lakes in Aosta Valley (N. Italy) in relation to watershed characteristics and acid deposition. *Ambio*, 20: 7-12.
- Mulder J., Christophersen N., Hauhs M., Vogt R.D., Andersen S. and Andersen D.O., 1990 - Water flow paths and hydrochemical controls in the Birkenes catchment as inferred from a rainstorm high in sea salts. *Water Resour. Res.*, 26 : 611-622.
- Mulder J., Van Breemen N. and Eijck H.C., 1989 - Depletion of soil aluminium by acid deposition and implications for acid neutralization. *Nature*, 337 : 247-249.
- Murungi J.I. and Robinson J.W., 1992 - Uptake and accumulation of aluminum by fish. The monitoring effect of added ions. *J. Environ. Sci. Health*, A27 (3) : 713-719.
- Neville C.M., 1985 - Physiological response of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri*, to acid and aluminum - prediction of field response from laboratory data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42 : 2004-2019.
- Nordstrom D.K. and May H.M., 1989 - Aqueous equilibrium data for mononuclear aluminum species. In: G. Sposito (Editor), *The Environmental Chemistry of Aluminum*, CRC Press, Boca Raton, Florida, Chap. 2. pp. 29-55.
- Nyberg P., 1984 - Effects of liming on fisheries. *Phil. Trans. Royal Soc. London*, B 305, 549-560.
- Nyström U., Hultberg H. et Lind B.B., 1995 - Can forest-soil liming mitigate acidification of surface waters in Sweden? *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 1855-1860.
- Okland J. and Okland K.A., 1986 - The effects of acid deposition on benthic animals in lakes and streams. *Experientia*, 42: 471-486.
- Ormerod S.J., Weatherley N.S. et Merrett W.J., 1990 - Restoring acidified streams in upland Wales: a modelling comparison of the chemical and biological effects of liming and reduced sulphate deposition. *Environ. Pollut.*, 64: 67-85.
- Oughton D.H., Salbu B. and Bjørnstad H.E. and Day J.P., 1992 - Use of an aluminium-26 tracer to study the deposition of aluminium species on fish gills following mixing of limed and acidic waters. *Analyst*, 117: 619-621.
- Paces T., 1985 - Sources of acidification in Central Europe estimated from elemental budgets in small basins. *Nature*, 315 : 31-36.
- Partly. J.P., Probst A. and Dambrine E., 1993 - *Détermination et cartographie des charges critiques en polluants atmosphériques dans les Vosges*. Programme "Charges critiques", rapport scientifique 1992 à l'ADEME, 89 pp.
- Parkhurst B.R., Bergman H.L., Fernandez J., Gulley D.D., Hockett J.R. and Sanchez D.A., 1990 - Inorganic monomeric aluminum and pH 8s predictors of acidic water toxicity to brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47 : 1631-1640.
- Peterson R.H., Bourbonnière R.A., Lacroix G.L., Martin-Robichaud D.J., Takats P. and Brun G., 1989 - Responses of Atlantic Salmon (*Salmo saler*) alevins to dissolved organic carbon and dissolved aluminum at low pH. *Water Air Soil Pollut.*, 46 : 399-413.
- Pihan J.C., Gagny C., Mansuy D., Gras F., Guérol F., Vein D. and Jacquemin G., 1991 - *Acidification des eaux du massif vosgien*. Rapport de contrat Laboratoire d'Ecologie de l'Université de Metz / Ministère de l'Environnement - SRETIE N° 890 20, 155 pp.
- Playle R.C. and Wood C.M., 1991 - Mechanisms of aluminium extraction and accumulation at the gills of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), in acidic soft water. *J. Fish Biol.*, 38 : 791-805.
- Playle R.C., Goss G.G. and Wood C.M., 1989 - Physiological disturbances in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) during acid and aluminum exposures in soft water of two calcium concentrations. *Can. J. Zool.*, 67 : 314-324.
- Poléo A.B.S., Lydersen E., Rosseland B.O., Kroglund F., Salbu B., Vogt R.D. and Kvellestad A., 1994 - Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. *Water Air Soil Pollut.*, 75 : 339-351.
- Probst A., Massabuau J.C., Probst J.L. and Fritz B., 1990 - Acidification des eaux de surface sous l'influence des précipitations acides : rôle de la végétation et du substratum, conséquences pour les populations de truites. Le cas des ruisseaux des Vosges. *C. R. Acad. Sci., Paris*, t. 311, Série II,

405-411.

- Reader J.P., Everall N.C., Sayer M.D.J. and Morris R., 1989 - The effects of eight trace metals in acid soft water on survival, mineral uptake and skeletal calcium deposition in yolk-sac fry of brown trout, *Salmo trutta* L. *J. Fish Biol.*, 35, 187-198.
- Rengberg I., Korsman T. and Anderson N.J., 1993 - A temporal perspective of lake acidification in Sweden. *Ambio*, 22 (5): 264-271.
- Rodhe H. et al., 1995 - Acid Reign'95? - Summary statement from the 5th International Conference on Acidic Deposition Science and Policy, Göteborg, Sweden, 26-30 June 1995. Kluwer Academic Publishers, 15 pp.
- Rosseland B.O. and Skogheim O.K., 1984a - Attempts to reduce effects of acidification on fishes in Norway by different mitigation techniques. *Fisheries*, 9(1) : 10-16
- Rosseland B.O. and Skogheim O.K., 1984b - A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium-rich water. II. Physiological stress and mortality of one- and two-year-old fish. *Institute of Freshwater Research Drottningholm*, report 61 : 186-194.
- Rosseland B.O., Skogheim O.K., Kroglund F. and Hoell E., 1986 - Mortality and physiological stress of year-class of landlocked and migratory Atlantic salmon, brown trout and brook trout in acid aluminum-rich soft water. *Water Air and Soil Pollut.*, 30 : 751-756.
- Rosseland B.O., Blakar I.A., Bulger A., Kroglund F., Kvellstad A., Lydersen E., Oughton D.H., Salbu B., Staurnes M. and Vogt R., 1992 - The mixing zone between limed and acidic river waters : complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environ. Pollut.*, 78 : 3-8.
- Ruzicka S., 1995 - Throughfall quality and quantity in polluted and damaged ecosystems in Northern Bohemia. *Water Air Soil Pollut.*, 83 : 205-218.
- Sadler K. and Lynam S., 1987 - Some effects on the growth of brown trout from exposure to aluminium at different pH levels. *J. Fish Biol.*, 31 : 209-219.
- Sadler K. and Lynam S., 1988 - The influence of calcium on aluminium-induced changes in the growth rate and mortality of brown trout, *Salmo trutta* L.. *J. Fish Biol.*, 33 : 171-179.
- Sayer M.D.J., Reader J.P. and Morris R., 1991a - Embryonic and larval development of brown trout, *Salmo trutta* L. : exposure to aluminium, copper, lead or zinc in soft, acid water. *J. Fish Biol.*, 38 : 431-455.
- Sayer M.D.J., Reader J.P. and Morris R., 1991 b - Embryonic and larval development of brown trout, *Salmo trutta* L. : exposure to trace metal mixtures in soft water. *J. Fish Biol.*, 38 : 773-787.
- Schaaf W., Weisdorfer M. et Huettl R.F., 1995 - Soil solution chemistry and element budgets of three Scots pine ecosystems along a deposition gradient in North-Eastern Germany. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 1197-1202.
- Schecher, W.D. and McAvoy, D., 1992. MINEQL+ : A software environment for chemical equilibrium modeling. *Comput. Environ. Systems*. 16 : 65-76.
- Schecher, W.D. and McAvoy, D., 1994. MINEQL+, user's manual. Environmental Research Software, Hallowell, ME, USA.
- Schnoor J.L. and Stumm W., 1985 - Acidification of aquatic and terrestrial systems. In: W. Stumm (ed.), *Chemical Processes in Lakes*. Wiley-Interscience, New-York, 435 pp.
- Schnoor J.L. and Stumm W., 1986 - The role of chemical weathering in the neutralization of acidic deposition. *Schweiz. Z. Hydrobiologie*, 48: 771-195.
- Schoen R., Wright R.F. and Krieter M., 1983 - Regional survey of freshwater acidification in West Germany (FRG). NIVA report o-82074: 4-10.
- Seip H.M., Andersen D.O., Christophersen N., Sullivan T.J. and Vogt R.D., 1989 - Variations in concentrations of aqueous aluminum and other chemical species during hydrological episodes at Birkenes, southernmost Norway. *J. Hydrol.*, 108 : 387-405.
- Shen J., Zhao Q., Tang H., Zhang F., Feng Z., Okita T., Ogura N. et Totsuka T., 1995 - Concentrations and depositions of SO₂, SO₄²⁻ etc. in a Chongqing suburban forested area. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 1299-1304.
- Siegfried C.A., Bloomfield J.A. and Sutherlands J.W., 1989 - Acidity status and phytoplankton species richness, standing crops and composition in Adirondack, N.Y. USA, lakes. *Hydrobiologia*, 175: 13-32.
- Skjelkvåle B.L. et Henriksen A., 1995 - Acidification in Norway - status and trends. Surface and ground water. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 629-634.
- Smith M.E., Wyskowski B.J., Brooks C.M., Driscoll C.T. and Cosentini C.C., 1990 - Relationships between acidity and benthic invertebrates of low-order woodland streams in the Adirondack mountains, New York. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: 1318-1329.
- Van Dam H., 1988 - Acidification of the three moorlands pools in the Netherlands by acid precipitation and extreme drought periods over seven decades. *Freshwat. Biol.*, 20: 157-171.
- Vangenechten J.H.D., 1983 - Acidification in West European lakes and physiological adaptation to acid stress in natural inhabitants of acid lakes. *Water Quality Bull.*, 8: 150-155.
- Wilkinson K.J., Campbell G.C. and Couture P., 1990 - Effect of fluoride complexation on aluminum toxicity towards juvenile Atlantic Salmon (*Salmo saler*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47 (7) : 1446-1452.
- Witters H.E., Van Puymbroeck S., Vangenechten J.H.D. and Vanderborcht O.L.J., 1990 - The effect of

- humic substances on the toxicity of aluminium to adult rainbow trout. *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *J. Fish Biol.*, 37 : 43-53.
- Wood CM., McDonald D.G., Ingersoll, Mount D.R., Johannsson O.E., Landsberger S. and Bergman H.L., 1990 - Effects of water acidity, calcium and aluminum on whole body ions of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) continuously exposed from fertilization to swim up : a study by instrumental neutron activity analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47 : 1593-1 603.
- Youson J.H. and Neville C.M., 1987 - Deposition of aluminium in the gill epithelium of rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson) subjected to sublethal concentrations of the metal. *Can. J. Zool.*, 65 : 647-656.